



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada



ÉVALUATION SCIENTIFIQUE CANADIENNE DU SMOG

Volume 1
Sciences atmosphériques et répercussions environnementales et économiques

Canada 

*Évaluation scientifique
canadienne du smog*

VOLUME 1 : SCIENCES ATMOSPHÉRIQUES ET
RÉPERCUSSIONS ENVIRONNEMENTALES ET
ÉCONOMIQUES

Version imprimée

N° de cat. : EN88-5/1-2012F

ISBN 978-1-100-99816-9

Version PDF

N° de cat. : EN88-5/1-2012F-PDF

ISBN 978-1-100-99817-6

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informatique d'Environnement Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à enviroinfo@ec.gc.ca.

Photos : © Photos.com - 2011, Environnement Canada.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de l'Environnement, 2014.

Also available in English

Avant-propos

Le rapport intitulé *Évaluation scientifique canadienne du smog* a été rédigé conjointement par Environnement Canada et Santé Canada. Cette initiative s'inscrit dans les plus récents travaux¹ accomplis par le gouvernement du Canada en vue d'évaluer les effets néfastes du smog sur la santé des Canadiens et sur leur environnement, de quantifier les émissions des polluants à l'origine du smog et de décrire leur comportement dans l'atmosphère à l'échelle régionale, et de faire état des concentrations récentes et pronostiquées de smog dans l'air que nous respirons. C'est la première fois que tous les renseignements scientifiques portant sur le smog au Canada sont traités ensemble, réunissant la caractérisation des particules et de l'ozone troposphérique dans un même document. Le présent résumé vise à présenter de l'information scientifique crédible et pertinente, destinée à orienter les politiques actuelles et les décisions d'ordre réglementaire au Canada. Compte tenu de cet objectif, le document a été rédigé de manière à guider aisément le processus de décision en matière de gestion des risques.

¹ Les précédentes évaluations comprennent notamment les suivantes :

Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (Canada), 1999. *Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant sur l'ozone troposphérique : rapport d'évaluation scientifique*. Ottawa, Santé Canada et Environnement Canada.

Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air (Canada), 1999. *Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires – Partie 1 : Rapport d'évaluation scientifique*. Ottawa, Santé Canada et Environnement Canada.

Comité de coordination de la mise en oeuvre des mesures conjointes, 2005. « Partie A – Examen scientifique 2003 », dans *Rapport au Conseil canadien des ministres de l'environnement : Mise à jour en appui aux standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone* [accessible sur www.ccme.ca].

Remerciements

AUTEURS

Faits saillants et messages clés de l'Évaluation scientifique canadienne du smog

Barry Jessiman, Santé Canada

Silvina Carou, Environnement Canada

Rosa Wu, Environnement Canada

Principaux auteurs de l'Évaluation scientifique canadienne du smog (indiqués ci-dessous)

Joanne Egan, Environnement Canada (révisseur technique)

Volume 1 : Sciences atmosphériques et répercussions environnementales et économiques

Chapitre 1 – Introduction

Carrie Taylor, Environnement Canada

Barry Jessiman, Santé Canada

Jeffrey R. Brook, Environnement Canada

Silvina Carou, Environnement Canada

Ron Newhook, Santé Canada

Vanessa Beaulac, Santé Canada

Chapitre 2 – Processus atmosphériques Craig Stroud, Environnement Canada

Craig Stroud, Environnement Canada

Jonathan Abbatt, Université de Toronto

Leiming Zhang, Environnement Canada

David Flagg, Université York, maintenant à l'Université de Hambourg

Paul A. Makar, Environnement Canada

Chapitre 3 – Mesures et observations ambiantes

Tom Dann, Environnement Canada

Bob Vet, Environnement Canada

Jeffrey R. Brook, Environnement Canada

Roxanne Vingarzan, Environnement Canada

Elton Chan, Environnement Canada

Mike Shaw, Environnement Canada

Jason O'Brien, Environnement Canada

Dennis Herod, Environnement Canada

Ewa Dabek, Environnement Canada

Daniel Wang, Environnement Canada

Domenic Mignacca, Environnement Canada

Kurt Anlauf, Environnement Canada

Kalyani Martinelango, Environnement Canada Kurt Anlauf, Environnement Canada

Kalyani Martinelango, Environnement Canada

Chapitre 4 – Émissions et sources des précurseurs du smog

David Niemi, Environnement Canada

Patrick George, Environnement Canada

Chapitre 5 – Modèles de transport chimique : description et évaluation des modèles

Wanmin Gong, Environnement Canada

Colleen Farrell, Environnement Canada

Paul A. Makar, Environnement Canada

Richard Ménard, Environnement Canada

Michael D. Moran, Environnement Canada

Gilles Morneau, Environnement Canada

Craig Stroud, Environnement Canada

Véronique Bouchet, Environnement Canada

Colin di Cenzo, Environnement Canada

Dave Fox, Environnement Canada

Weimin Jiang, Conseil national de recherches du Canada

Steve Smyth, Environnement Canada

Junhua Zhang, Environnement Canada

Qiong Zheng, Environnement Canada

Chapitre 6 – Scénarios et applications des modèles

Véronique Bouchet, Environnement Canada

Kathleen Buset, Santé Canada

Robert Bloxam, ministère de l'Environnement de l'Ontario

Silvina Carou, Environnement Canada

Sophie Cousineau, Environnement Canada

Colin di Cenzo, Environnement Canada

Didier Davignon, Environnement Canada

Colleen Farrell, Environnement Canada

Weimin Jiang, Conseil national de recherches du Canada

Markus Kellerhals, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique

Paul A. Makar, Environnement Canada

Gilles Morneau, Environnement Canada

Simon Pelletier, Environnement Canada

Steve Smyth, Environnement Canada

Roxanne Vingarzan, Environnement Canada

Chapitre 7 – Qualité de l’air à l’échelle régionale et locale : Les variations de concentration – quoi, où, pourquoi et comment...

Jeffrey R. Brook, Environnement Canada
Julie Dion, conseillère privée
Colleen Farrell, Environnement Canada
Kristina Friesen
Lisa Phinney Langley, Environnement Canada
Markus Kellerhals, ministère de l’Environnement de la Colombie-Britannique
Gilles Morneau, Environnement Canada
Neville Reid, conseiller privé
Roxanne Vingarzan, Environnement Canada
David Waugh, Environnement Canada
Brian Wiens, Environnement Canada
Mario Benjamin, Environnement Canada
Claude Gagnon, Ville de Montréal
Jacques Rousseau, Environnement Canada

Chapitre 8 – Nouvelles directions en science du smog

Paul A. Makar, Environnement Canada
David Flagg, Université York, maintenant à l’Université de Hambourg
Janya Kelly, Environnement Canada
David Plummer, Environnement Canada
Randall Martin, Université Dalhousie

Chapitre 9 – Pollution de l’air provenant du transport intercontinental et de sources naturelles

Sunling Gong, Environnement Canada
Anne-Marie Macdonald, Environnement Canada
Richard Leitch, Environnement Canada

Chapitre 10 – Répercussion du smog sur la végétation et les matières

Beverley Hale, Université de Guelph
Barbara Dowsley, Stantec Consulting Ltd., maintenant à la Commission canadienne de sûreté nucléaire
Tom Dann, Environnement Canada
Markus Kellerhals, ministère de l’Environnement de la Colombie-Britannique

Chapitre 11 – Répercussion du smog sur la visibilité dans les régions développées du Canada

Karen McDonald, Collège universitaire Concordia de l’Alberta

Chapitre 12 – Quantification des répercussions sociales et économiques du smog

Timothy Folkins, Environnement Canada
Yves Bourassa, Environnement Canada
Michael Donohue, Santé Canada
Jean-Sébastien Landry, Environnement Canada

Robyn Rittmaster, Santé Canada

Dave Stieb, Santé Canada

Volume 2 : Effets sur la santé

Chapitre 13 – Introduction du Volume 2 de l'Évaluation scientifique canadienne du smog

Barry Jessiman, Santé Canada

Ron Newhook, Santé Canada

Chapitre 14 – Effets sur la santé des particules fines ambiantes

Jacques-Francois Cartier, Santé Canada

Guillaume Colas, Santé Canada

Tatiana Dinu, Santé Canada

Katherine Guindon-Kezis, Santé Canada

Barry Jessiman, Santé Canada

Vanessa Beaulac, Santé Canada

Jill Kearney, Santé Canada

Cheryl Khoury, Santé Canada

Ninon Lyrette, Santé Canada

Ron Newhook, Santé Canada

Pierre Raymond, Santé Canada

Jeff Willey, Santé Canada

Chapitre 15 – Effets sur la santé de l'ozone troposphérique

Guillaume Colas, Santé Canada

Tatiana Dinu, Santé Canada

Katherine Guindon-Kezis, Santé Canada

Barry Jessiman, Santé Canada

Cheryl Khoury, Santé Canada

Ninon Lyrette, Santé Canada

Ron Newhook, Santé Canada

Jeff Willey, Santé Canada

Certaines parties du Volume sur la santé de l'Évaluation scientifique canadienne du smog sont basées sur des renseignements généraux préparés par les personnes suivantes qui ne sont pas des employés de Santé Canada :

Mark Goldberg, Université McGill (épidémiologie)

Colleen Purtill, Toxico-Logic Consulting Inc., avec l'aide de Rhonda Taylor (études toxicologiques de l'ozone chez les animaux et les humains)

Tim Ramsay, Université d'Ottawa (problèmes d'erreurs de mesure pour le MP)

Lance Wallace, retraité de l'EPA américaine (données pour les ébauches de la section sur l'Évaluation de l'exposition pour les MP)

Scott Weichenthal, Université McGill (composition chimique des MP)

RÉVISEURS

Le Volume sur l'environnement a été révisé par les experts scientifiques suivants :

Chapitre 2 – Processus atmosphériques

Peter Buijijes, TNO-MEL
John Orlando, National Center for Atmospheric Research
James Sloan, Université de Waterloo

Chapitre 3 – Mesures et observations ambiantes

George Allen, Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM)
Judith Chow, Desert Research Institute
Douw Steyn, Université de la Colombie-Britannique

Chapitre 4 – Émissions et sources des précurseurs du smog

Eric Fujita, Desert Research Institute
Marc Houyoux, EPA américaine
Gregory Stella, Alpine Geophysics

Chapitre 5 – Modèles de transport chimique : description et évaluation des modèles

Amir Hakami, Université Carleton
Prakash Karamchandani, Atmospheric and Environmental Research, Inc.
Spyros Pandis, Carnegie Mellon University

Chapitre 6 – Scénarios et applications des modèles

Amir Hakami, Université Carleton
Prakash Karamchandani, Atmospheric and Environmental Research, Inc.
Spyros Pandis, Carnegie Mellon University

Chapitre 7 – Qualité de l'air à l'échelle régionale et locale : Les variations de concentration – quoi, où, pourquoi et comment...

George Allen, Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM)
Judith Chow, Desert Research Institute
Douw Steyn, Université de la Colombie-Britannique

Chapitre 8 – Nouvelles directions en science du smog

Ray Hoff, University of Maryland
Daniel Jacob, Harvard University
Tim Oke, Université de la Colombie-Britannique

Chapitre 9 – Pollution de l'air provenant du transport intercontinental et de sources naturelles

Hajime Akimoto, Asia Center for Air Pollution Research
Daniel Jacob, Harvard University
Dan Jaffe, University of Washington-Bothell
Sophie Szopa, Institut Pierre Simon Laplace LSCE-Orme

Chapitre 10 – Répercussion du smog sur la végétation et les matières

Mike Ashmore, Université York
Elena Paoletti, Istituto per la Protezione delle Piante
Kevin Percy, Air Quality Effects Consulting Ltd.

Chapitre 11 – Répercussion du smog sur la visibilité dans les régions développées du Canada

Richard Poirot, État du Vermont
Gregory Stella, Alpine Geophysics
Ivar Tombach, conseiller indépendant

Chapitre 12 – Quantification des répercussions sociales et économiques du smog

Alan Krupnick, Center for Energy Economics and Policy Resources for the Future
Suren Kulshreshtha, Université de la Saskatchewan
Van Lantz, Université du Nouveau-Brunswick

Les chapitres du Volume concernant les effets sur la santé des particules fines ambiantes et de l'ozone troposphérique ont été révisés par les experts scientifiques suivants :

Mark Frampton, M.D., University of Rochester Medical Center
Alison Geyh, Ph.D., Johns Hopkins Bloomberg School of Public Health
Bernard Goldstein, M.D., University of Pittsburgh Graduate School of Public Health
Terry Gordon, Ph.D., New York University
Gerard Hoek, Ph.D., Utrecht University
Paul Liroy, Ph. D., University of Medicine and Dentistry of New Jersey
Jonathan Samet, M.D., University of Southern California
Frank Speizer, M.D., Harvard Medical School
Ira Tager, M.D., University of California, Berkeley
John Vandenberg, Ph.D., U.S. Environmental Protection Agency

Table des matières

Avant-propos	1
Remerciements	2
Auteurs	2
Réviseurs	6
CHAPITRE 1 : Présentation de l'évaluation scientifique canadienne du smog	64
1.1 Cadre stratégique canadien pour la qualité de l'air	66
1.2 Cadre d'évaluation des risques liés à la qualité de l'air	68
1.3 Bref historique des évaluations antérieures au Canada et aux États-Unis	70
1.4 Évolution de la science du smog	71
1.5 Contenu du rapport	74
1.6 Points saillants et messages clés	77
CHAPITRE 2 : Processus atmosphériques	78
Messages clés et incidences.....	78
2.1 Introduction.....	79
2.2 Mécanismes de formation du smog.....	81
2.3 Croissance hygroscopique et nucléation nuageuse.....	110
2.4 Dépôts de gaz et de particules	117
2.5 Influences météorologiques sur la qualité de l'air	124
2.6 Conclusions.....	131
2.7 Orientations futures de la recherche	133
Remerciements	134
Références.....	135

CHAPITRE 3 : Mesures et observations de l'air ambiant	147
Messages clés	147
3.1 Présentation du sujet et organisation du chapitre	149
3.3 Ozone.....	162
3.4 Précurseurs de l'ozone	209
3.5 Masses, composition et précurseurs des particules fines (PM _{2,5}).....	237
3.6 Masse et tendances des grosses particules (PM _{10-2,5})	292
3.7 Résumé et conclusions	296
3.8 Recommandations en matière de changements aux réseaux de surveillance, de surveillance supplémentaire et d'études spéciales	299
Références.....	300
CHAPITRE 4 : Émissions et sources des précurseurs du smog	312
Messages clés et incidences.....	312
4.1 Introduction.....	313
4.2 Conclusions des évaluations précédentes	315
4.3 Polluants précurseurs du smog.....	318
4.4 Déclaration dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants et processus d'inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques	320
4.5 Mises à jour et améliorations des inventaires	329
4.6 Émissions des précurseurs du smog par le Canada	331
4.7 Tendances et projections	343
4.8 Résumé et conclusions	368
Références.....	369

CHAPITRE 5 : Modèles de transport chimique : description et évaluation des modèles	373
Messages clés et incidences.....	373
5.1 Introduction.....	375
5.2 Avancées principales récentes en matière de perfectionnement et de capacités des modèles de transport chimique.....	376
5.3 Description des modèles de transport chimique utilisés dans la présente évaluation	378
5.4 Évaluation des modèles	383
5.5 Incertitudes	446
5.6 Résumé et conclusions	449
5.7 Recommandations pour les recherches à venir	452
Références.....	454
Annexe.....	473
CHAPITRE 6 : Scénarios et application du modèle	475
Messages clés et incidences.....	475
6.1 Introduction.....	476
6.2 Utilisation et restrictions des scénarios du modèle	480
6.3 Sensibilité des matières particulaires (PM _{2.5}) et de l'ozone (O ₃) aux changements des précurseurs du smog – Analyse sectorielle	481
6.4 Concentrations de PM _{2.5} et d'ozone (O ₃) prévues au Canada, en fonction de la mise en œuvre des lois actuelles	511
6.5 Concentrations de PM _{2.5} et d'ozone (O ₃) prévues au Canada, issues des réductions des émissions au-delà des lois actuelles	536
6.6 Influences transfrontalières sur les PM _{2.5} l'ozone (O ₃) et les précurseurs du smog.....	546
6.7 Évaluations des incertitudes	561
6.8 Résumé et conclusions	566

6.9 Recommandations pour les recherches à venir	571
Références.....	573
Annexe – Tableau des versions du modèle utilisées dans les scénarios de modélisation présentés au chapitre 6.....	578
CHAPITRE 7 : Qualité de l'air à l'échelle régionale et locale : Le quoi, le où, le pourquoi et le comment des variations dans les concentrations.....	590
Messages clés et incidences.....	590
7.1 Introduction.....	592
7.2 Vue d'ensemble du comportement des polluants atmosphériques et des enjeux y afférents à l'échelle du Canada – Modèles conceptuels régionaux	593
7.3 Émissions de polluants atmosphériques à l'échelle régionale et secteurs préoccupants	615
7.4 Influences météorologiques sur la qualité de l'air.....	644
7.5 Caractéristiques régionales de la qualité de l'air	665
7.6 Transport à grande distance des polluants atmosphériques	753
7.7 Études de cas d'importance locale, régionale et nationale	774
7.8 Sommaire et nécessités relatives à d'autres recherches	819
Références.....	827
CHAPITRE 8 : Nouvelles orientations de la science du smog.....	849
Messages clés et incidences.....	849
8.1 Présentation du sujet et organisation du chapitre	850
8.2 Changements climatiques et qualité de l'air	851
8.3 Transport des polluants dans la couche limite atmosphérique	868
8.4 Télédétection par satellite du smog.....	888
Références.....	900

CHAPITRE 9 : Pollution atmosphérique provenant du transport intercontinental et de sources naturelles 925

Messages clés et implications.....	925
9.1 Introduction.....	925
9.2 Structure du chapitre.....	926
9.3 Caractéristiques du transport intercontinental	927
9.4 Preuves d'observation	931
9.5 Modélisation de la contribution des polluants anthropiques au transport intercontinental	938
9.6 Modélisation de la contribution associée aux composantes naturelles des PM	946
9.7 Incertitudes	949
9.8 Sommaire et conclusions	951
9.9 Recommandations de travaux de recherches pour l'avenir.....	951
Références.....	952

CHAPITRE 10 : Effets du smog sur la végétation et sur les matériaux.....958

Messages clés et implications.....	958
10.1 Introduction	959
10.2 Caractérisation de l'exposition de la végétation à l'ozone	963
10.3 Sommaire des évaluations antérieures	970
10.4 Documentation récente sur les effets de l'ozone	976
10.5 Articles récents sur les effets des particules	1011
10.6 Incertitudes.....	1015
10.7 Sommaire et conclusions.....	1016
10.8 Effets de l'ozone et des particules sur la faune sauvage – un problème en devenir.....	1021
10.9 Recommandations en vue des recherches futures.....	1022

Références.....	1024
CHAPITRE 11 : Impact du smog sur la visibilité dans les zones aménagées du Canada	1041
Messages clés et implications.....	1041
11.1 Contexte et problème	1041
11.2 Relation entre les PM ambiantes et la visibilité	1042
11.3 Examen de la documentation scientifique sur les recherches menées sur la visibilité après 2003	1044
11.4 Reconstitution des niveaux de matières particulaires et visibilité au Canada.....	1048
11.5 Visibilité prévue à partir des applications de modélisation de la qualité de l'air	1061
11.6 Conclusions et recommandations de travaux de recherche pour l'avenir	1067
Références.....	1069
CHAPITRE 12 : Quantification des effets sociaux et économiques du smog	1074
Messages clés et implications.....	1074
12.1 Introduction	1075
12.2 Aperçu de l'évaluation économique	1076
12.3 Évaluation des effets environnementaux du smog sur le bien être des Canadiens	1086
12.4 Évaluation des effets du smog sur la santé	1096
12.5 Conclusion.....	1106
Références.....	1109

Liste des figures

Figure 1.1 Cadre théorique pour l'évaluation des risques liés à la qualité de l'air.....	68
Figure 2.1 Schémas illustrant les réactions d'initiation et de propagation pour les réactions de radicaux et d'oxydes d'azote (NO _x) impliquées dans la formation d'ozone (O ₃) (schéma a) et la dégradation des composés organiques volatils (COV) dans conditions de niveaux d'oxydes d'azote faibles (NO _x) (schéma b) et élevés (schéma c). Les réactions indiquées en police de caractères grise sont inefficaces dans divers scénarios.	82
Figure 2.2 Chimie nocturne illustrant l'oxydation des composés organiques volatils (COV) par le trioxyde d'azote (NO ₃), par l'ozone (O ₃) et par les radicaux hydroxyles (OH), le cycle des oxydes d'azote (NO _x) et des radicaux organiques (RO _x), et la production d'intermédiaires stables [(pentaoxyde de diazote (N ₂ O ₅), nitrates de peroxyacétyle (RC(O)OONO ₂), nitrates d'alkyle (RONO ₂), acide nitrique (HNO ₃), aldéhydes (RC HO), acide carboxylique (RC(O)OH), peroxydes d'hydrogène (H ₂ O ₂), peroxydes organiques (ROOH)]. Les composés indiqués dans une police plus petite le long de flèches sont des coréactifs dans la réaction chimique.....	85
Figure 2.3 Nombre (N), surface de contact (S) et distribution massique et granulométrique (M) d'un aérosol typique en zone urbaine (Seinfeld et Pandis, 1998).....	87
Figure 2.4 Processus de composition particulaire et de transformation chimique. Les composés indiqués en rouge sont des composés gazeux et particulaires primaires. Les composés indiqués en vert sont des composés gazeux secondaires. Les composés indiqués en violet sont impliqués dans la production particulaire de composés secondaires.	88
Figure 2.5 Distribution massique et granulométrique en fonction de la composition pour deux échantillons recueillis au centre-ville de Toronto (Ontario) (Broekhuizen <i>et al.</i> , 2006). Dans le diagramme (a), l'échantillon est dominé par la fraction organique pour toutes les tailles de particules submicroniques. Cette fraction organique est une combinaison de composés primaires et secondaires caractérisée par une magnitude similaire, notamment : m/z = 43,44 et m/z = 57 rapports. Dans le diagramme (b), l'échantillon comprend un grand composé d'aérosol secondaire à des diamètres de particules variant entre 200 et 600 nm, caractérisé par du sulfate (SO ₄), de l'ammonium (NH ₄), du trioxyde d'azote (NO ₃), et des composés organiques secondaires (m/z = 43,44).....	90
Figure 2.6 Distribution massique et granulométrique en fonction de la composition pour deux échantillons recueillis à Egbert (Ontario) (Rupekheti <i>et al.</i> , 2005). Les diagrammes du haut représentent un échantillon recueilli dans le panache traité de Toronto. Les diagrammes du bas représentent un échantillon recueilli dans une vieille masse d'air provenue du centre-ouest des États-Unis plusieurs jours plus tôt.	91

Figure 2.7 Processus de vieillissement des composés organiques volatils d'aérosols; vieillissement par condensation (diffusion en phase gazeuse, adaptation à la surface, CONV = composés organiques non volatils), vieillissement hétérogène (oxydation à la surface) et vieillissement homogène (oligomère en phase liquide volumique et chimie de l'oxydation, HULIS = substances similaires aux acides humiques).....	105
Figure 2.8 Courbes de croissance hygroscopique pour les particules à un composant sélectionnées, générées par des expériences en chambre de réaction sur l'oxydation d'un seul composé organique volatil précurseur (aérosol organique secondaire biosynthétique et aérosol organique secondaire aromatique).....	112
Figure 2.9 Vitesses des dépôts de particules sur les couverts forestier et agricole (données compilées dans Zhang et Vet, 2006; données initiales et codification par symbole tirés de Gallagher <i>et al.</i> , 1997).	119
Figure 2.10 La couche de mélange convective peut être divisée en deux couches, notamment une couche superficielle et une couche d'Ekman. La couche superficielle peut, à son tour, être divisée en deux sous-couches, à savoir une sous-couche inertielle et une sous-couche de rugosité. La couche superficielle représente généralement 0.1 de la hauteur de la couche limite.....	125
Figure 2.11 Séries chronologiques diurnes de la stabilité verticale de l'atmosphère.	126
Figure 2.12 Structures de panache dans l'atmosphère pour différents profils verticaux de température potentielle virtuelle (θ_v)	127
Figure 3.1 Emplacement des sites de surveillance de l'ozone et des particules fines ($PM_{2.5}$) du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) à l'est du Canada – 2006.....	152
Figure 3.2 Emplacement des sites de surveillance de l'ozone et des particules fines ($PM_{2.5}$) du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) à l'ouest du Canada – 2006.....	153
Figure 3.3 Emplacement des sites de surveillance du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) et paramètres mesurés [remarque : l'échantillonnage des matières particulaires (en marron) a été interrompu temporairement à tous les sites	154
Figure 3.4 Densités de probabilité de types de trajectoires suivies par les parcelles d'air (air ambiant le plus pur) associées aux plus faibles rapports de mélange de l'ozone au 95 ^e centile de mai à septembre, pour 14 sites statistiquement représentatifs (sur 97 au total) et pour la période combinée allant de 1997 à 2006.	166
Figure 3.5 Variations saisonnières de l'ozone générées par la technique du LOWESS et associées aux types de trajectoires de l'air le plus pur pour les 97 sites. Les barres d'erreur indiquent les valeurs mensuelles du 5 ^e au 95 ^e centile pour l'ensemble des sites dans la région. Les regroupements régionaux sont basés sur une analyse en composantes principales (ACP) avec rotation pour les mois	

de juin, juillet et août. Les altitudes (au-dessus de niveau de la mer; en mètres) sont indiquées dans une échelle de gris passant du foncé au clair et représentant les altitudes basses à hautes. Ces altitudes ont été normalisées afin d'avoir une valeur minimale de zéro mètre.	168
Figure 3.6 Concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d'ozone en ppb (valeur médiane, 25e et 75e centiles, et valeurs minimale et maximale) pour les stations actives (de mai à septembre pour la période de 2004 à 2006).....	174
Figure 3.7 Répartition spatiale de la moyenne triennale de la 4e plus forte concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d'ozone en ppb entre 2004 et 2006	175
Figure 3.8 Nombre moyen de jours par année affichant une concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d'ozone supérieure à 65 ppb sur une période moyenne de trois ans (de 2004 à 2006)	175
Figure 3.9 Concentration moyenne (○) et concentration quotidienne moyenne maximale (●) d'ozone (en ppb) par mois dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb est indiquée sur l'axe y).....	180
Figure 3.10 Nombre moyen d'heures par mois affichant une concentration d'ozone supérieure à 50 et 60 ppb et dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : le nombre moyen d'heures par mois est indiqué sur l'axe y)	181
Figure 3.11 Nombre moyen de jours par mois affichant une concentration d'ozone supérieure à 65 ppb pour la période allant de 2001 à 2005 (seuls les sites présentant une moyenne minimale d'un jour par an avec une concentration d'ozone supérieure à 65 ppb sont inclus dans le graphique)	182
Figure 3.12 Variation diurne des concentrations d'ozone (en ppb) en été (de mai à septembre (●) et en hiver (de novembre à mars) (○) dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb est indiquée s	183
Figure 3.13 Variation diurne des concentrations d'ozone (ppb) pendant la semaine (●) et en fin de semaine (○) durant l'été (de mai à septembre) dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb es	185
Figure 3.14 Variation diurne des concentrations d'ozone durant l'été (de mai à septembre) (en ppb) pour la période de 1991 à 1995 (○) comparativement à la période de 2001 à 2005 (●) (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb est indiquée sur l'axe y).....	186
Figure 3.15 Nombre moyen d'heures par mois affichant une concentration d'ozone supérieure à 50 et 60 ppb à des sites en haute altitude, dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : le nombre moyen d'heures par mois est indiqué sur	187

Figure 3.16 Comparaison du profil de concentration diurne d’ozone en été (en ppb) pour la tour du CN de Toronto (●) et Brampton (○), et le Mont Sutton (●) et l’Acadie (○) en 2005.....	188
Figure 3.17 Emplacements de site de concentration d’ozone et régions définies par analyse en composantes principales basés sur le rapport de mélange maximal quotidien sur huit heures (97 sites non urbains ont été utilisés dans l’étude).....	190
Figure 3.18 Cycles moyens mois par mois dans les CP1, CP2, CP3, CP4, CP5, CP7 et CP9 basés sur les concentrations moyennes maximales d’ozone (O ₃) en ppb de 1997 à 2006.....	191
Figure 3.19 Rangée du haut : anomalies dans la moyenne saisonnière (soustraite de la moyenne globale) des tendances de l’ozone ajustées météorologiquement à l’aide d’un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) (tracé en rouge) et niveaux d’ozone observés (tracé en bleu) basés les concentrations quotidiennes moyennes maximales (sur huit heures) d’ozone en ppb durant la période allant de 1997 à 2006 (de mai à septembre) pour cinq régions définies par analyse en composantes principales. Rangée du bas : anomalies dans la valeur moyenne de l’humidité relative en pourcentage (en rouge), des températures en degrés Celsius (en bleu) et de la vitesse du vent en m/s-1 (en vert) pour les mêmes régions.....	195
Figure 3.20 Six types de trajectoires utilisés dans le modèle mixte linéaire généralisé pour la CP1 ²	198
Figure 3.21 Différences observées au cours de la période moyenne de trois ans allant de 1997 à 2000 (de mai à septembre) par rapport aux tendances de l’ozone ajustées météorologiquement à l’aide d’un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) d’après les valeurs maximales quotidiennes sur 8 heures de 2003 à 2006.....	201
Figure 3.22 La moyenne triennale mobile de la 4e plus forte concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d’ozone en ppb entre 1990 et 2006 (tous les sites canadiens et tous les sites excédant le standard pancanadien de 65 ppb entre 2004 et 2006)	204
Figure 3.23 La moyenne triennale mobile de la moyenne saisonnière des concentrations moyennes maximales sur huit heures entre 1990 et 2006 (sites urbains et ruraux).....	205
Figure 3.24 Tendances des concentrations maximales quotidiennes (sur huit heures) de l’ozone aux 10e, 25e, 50e, 75e, 90e et 95e centiles et concentrations maximales aux sites urbains canadiens entre 1990 et 2006. Les courbes de régression marquées d’un double astérisque (**) sont statistiquement significatives au niveau de confiance associé au 95e centile.	206
Figure 3.25 Tendances des concentrations maximales quotidiennes (sur huit heures) de l’ozone aux 10e, 25e, 50e, 75e, 90e et 95e centiles et concentrations maximales aux sites ruraux canadiens entre 1990 et 2006. Les courbes de régression marquées d’un double astérisque (**) sont statistiquement significatives au niveau de confiance associé au 95e centile.	207

Figure 3.26 Relation entre les jours affichant des températures maximales quotidiennes au-dessus de 27 oC et le nombre d'heures moyen durant lesquelles les concentrations d'ozone sont supérieures à 82 ppb (de 1994 à 2002 et en 2004, 2005 et 2006)	208
Figure 3.27 Concentrations moyennes mensuelles de monoxyde d'azote (NO), de dioxyde d'azote (NO ₂), d'oxydes d'azote (NO _y) et de nitrate de peroxyacétyle (PAN) (échelle logarithmique) pour Kejimikujik (en haut) et Egbert (en bas) durant 2003.....	211
Figure 3.28 Abondance relative de plusieurs espèces d'oxydes d'azote (NO _y) en tant que fraction de la concentration totale d'oxydes d'azote (NO _y) mesurée à Kejimikujik (en haut) et à Egbert (en bas) durant 2003.....	212
Figure 3.29 Le pourcentage mensuel estimé de dioxyde d'azote (NO ₂) mesuré qui pourrait avoir été défini, à tort, comme du dioxyde d'azote (NO ₂) en raison des espèces perturbatrices, si les instruments conventionnels de mesure de l'oxyde d'azote (NO _x) étaient déployés à la station d'Egbert en 2003	213
Figure 3.30 Concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO ₂) aux 10e et 98e centiles aux sites urbains sélectionnés (2005).....	215
Figure 3.31 Concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) NO (●) et de dioxyde d'azote (NO ₂) (○) par mois (en ppb) dont la moyenne est établie pour la période allant de 2003 à 2005 [remarque : les concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO ₂) en ppb sont indiquées sur l'axe y]	216
Figure 3.32 Variation diurne des concentrations de monoxyde d'azote (NO) (●) et de dioxyde d'azote (NO ₂) (○) en ppb pour tous les jours de la semaine dont la moyenne a été établie pour la période allant de 2003 à 2005 (remarque : les concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO ₂) en ppb sont indiquées sur l'axe y)	217
Figure 3.33 Comparaison des profils diurnes composites de la semaine par rapport à la fin de semaine pour les concentrations de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO ₂) (de 2003 à 2005) pour 45 sites urbains.....	218
Figure 3.34 Concentrations moyennes d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) aux 10 ^e et 90 ^e centiles (en ppbC) de mai à septembre (de 2004 à 2006)	224
Figure 3.35 Variation saisonnière des concentrations d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) pour des groupes de sites.....	225
Figure 3.36 Jour de la semaine affichant une variation des concentrations d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) pour des groupes de sites	226

Figure 3.37 Fraction des hydrocarbures biosynthétiques de la quantité totale d'hydrocarbures C ₂ à C ₁₂ pondérée selon la réactivité progressive maximale du propylène (RPM _{prop}) (en ppbC) pour l'été uniquement	229
Figure 3.38 Variation saisonnière des concentrations d'isoprène et d' α -pinène en ppbv pour les sites ruraux sélectionnés et pour la moyenne de tous les sites ruraux.....	230
Figure 3.39 Relation entre les hydrocarbures C ₂ à C ₁₂ (biosynthétiques exclus) et température maximale quotidienne pour les mois de juin, juillet et août (de 2001 à 2006)	233
Figure 3.40 Tendence des concentrations moyennes annuelles des oxydes d'azote (NO _x) (en ppb) et des composés organiques volatils (en ppbC) aux sites urbains canadiens	234
Figure 3.41 Tendence des concentrations moyennes annuelles et estivales de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO ₂) (ppb) aux sites urbains canadiens.....	234
Figure 3.42 Tendence des concentrations d'hydrocarbures C ₂ à C ₁₂ non synthétiques aux sites urbains et ruraux (de mai à septembre uniquement)	235
Figure 3.43 Tendence des principales espèces d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) sélectionnées (en ppbC)	235
Figure 3.44 Tendence des rapports hydrocarbures non méthaniques (HCNM)/oxydes d'azote (NO _x) aux sites sélectionnés (de mai à septembre) (valeur médiane, 25 ^e et 75 ^e centiles, et valeurs maximale et minimale non aberrantes)	236
Figure 3.45 Densités de probabilité de types de trajectoires suivies par les parcelles d'air associées aux plus faibles concentrations de particules fines (PM _{2,5}) au 95 ^e centile pour sept sites ruraux et des périodes pour lesquelles des données sur les particules fines (PM _{2,5}) sont disponibles entre 1996 et 2005. L'encadré au bas de la figure montre, pour chaque site, les valeurs des centiles (en rouge) et les diagrammes de quartiles (en noir) pour toutes les concentrations moyennes de particules fines (PM _{2,5}) sur six heures associées à un type de trajectoire de référence. Les diagrammes de quartiles montrent les statistiques annuelles globales, y compris les valeurs du 5 ^e et du 25 ^e centiles, la valeur médiane (50 ^e centile), la valeur moyenne, et les valeurs du 75 ^e et du 95 ^e centiles pour chaque site sélectionné. La ligne pointillée indique la valeur médiane globale de 3,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ des médianes de tous les sites.	238
Figure 3.46 Comparaison des concentrations massiques de particules fines (2,5) sur 24 heures établies avec des échantillonneurs à filtres entre 2004 et 2006 (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs des 2 ^e et 98 ^e centiles, valeurs aberrantes)	240
Figure 3.47 Comparaison des concentrations massiques de particules fines (PM _{2,5}) sur 24 heures établies avec des appareils de surveillance continue par balance microélectronique entre 2004 et 2006 (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs des 2 ^e et 98 ^e centiles, valeurs aberrantes).....	241

Figure 3.48 Concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) au 98 ^e centile ($\mu\text{g m}^{-3}$) entre 2004 et 2006.....	242
Figure 3.49 Concentrations moyennes annuelles de particules fines ($PM_{2.5}$) ($\mu\text{g m}^{-3}$) entre 2004 et 2006.....	242
Figure 3.50 Concentrations moyennes annuelles ajustées et non ajustées de particules fines ($PM_{2.5}$) au 98 ^e centile pour les sites traités par appareil de surveillance continue par balance microélectronique qui présenteraient une concentration supérieure à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ (moyenne établie pour la période allant de 2004 à 2006).....	247
Figure 3.51 Variabilité saisonnière de la masse de particules fines ($PM_{2.5}$) déterminée avec les échantillonneurs à filtres (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes)	248
Figure 3.52 Concentrations massiques hivernales c. concentrations massiques estivales de particules fines de ($PM_{2.5}$) établies avec les échantillonneurs à filtres pour les sites sélectionnés (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximales et minimales non aberrantes)	249
Figure 3.53 Nombre moyen de jours par mois affichant des concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) supérieures à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ ppb pour la période allant de 2001 et 2005 (seuls les sites présentant une moyenne minimale d'un jour par an avec une concentration supérieure à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ sont inclus dans le graphique).....	249
Figure 3.54 Variation diurne de la masse de particules fines ($PM_{2.5}$) durant la semaine c. la fin de semaine, établie avec des appareils de surveillance continue par balance microélectronique (de 2003 à 2005).....	250
Figure 3.55 Comparaison des concentrations de sulfate d'ammonium ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes)	252
Figure 3.56 Comparaison des concentrations de nitrate d'ammonium ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes)	253
Figure 3.57 Comparaison des matières organiques ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).....	254
Figure 3.58 Comparaison du carbone élémentaire ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).....	255
Figure 3.59 Comparaison des concentrations d'ion potassium ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).....	256
Figure 3.60 Comparaison des concentrations d'ions oxalate ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes)	256

Figure 3.61 Résultats des cinq principales espèces de métal (arsenic, vanadium, nickel, sélénium, plomb) par site (de 2003 à 2006)	257
Figure 3.62 Reconstruction de la masse totale de particules fines (PM _{2.5}) pour tous les jours d'échantillonnage durant la saison chaude (de 2003 à 2006)	258
Figure 3.63 Reconstruction de la masse totale de particules fines (PM _{2.5}) pour tous les jours d'échantillonnage durant la saison froide (de 2003 à 2006)	259
Figure 3.64 Reconstruction de la masse totale de particules fines (PM _{2.5}) pour les dix jours affichant les niveaux les plus élevés durant la saison chaude (de 2003 à 2006)	259
Figure 3.65 Reconstruction de la masse totale de particules fines (PM _{2.5}) pour les dix jours affichant les niveaux les plus élevés durant la saison froide (de 2003 à 2006)	260
Figure 3.66 Valeur médiane et valeurs des 10 ^e et 98 ^e centiles associées aux concentrations moyennes quotidiennes de dioxyde de soufre (SO ₂) pour tous les sites affichant des moyennes annuelles valides en 2006	261
Figure 3.67 Moyenne mensuelle et moyenne mensuelle maximale quotidienne des concentrations de dioxyde de soufre (SO ₂) en ppb pour les sites urbains sans source ponctuelle locale	262
Figure 3.68 Concentrations mensuelles d'ammoniac (en ppb) établies avec le réseau de spéciation du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes)	263
Figure 3.69 Concentrations d'acide nitrique (µg m ⁻³) par mois établies par le réseau de spéciation du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes)	264
Figure 3.70 Tendence à long terme de la moyenne annuelle composite et de la masse de particules fines (PM _{2.5}) au 98 ^e centile établie avec un échantillonneur dichotomique sur des sites urbains pour la période allant de 1985 à 2006	272
Figure 3.71 Relation entre la moyenne annuelle et la masse de particules fines (PM _{2.5}) au 98 ^e centile établie avec un échantillonneur dichotomique sur des sites urbains (1985 à 1994 par rapport à 1995 à 2007)	273
Figure 3.72 Tendence de la masse de particules fines (PM _{2.5}) au 98 ^e centile établie pour des sites traités par appareil de surveillance continue par balance microélectronique	274

- Figure 3.73 Tendance de la moyenne annuelle composite de la masse des particules fines ($PM_{2.5}$) et des concentrations de sulfate particulaire établie pour des sites traités par échantillonneur dichotomique.....275
- Figure 3.74 Tendance de la moyenne annuelle composite des concentrations de dioxyde de soufre (SO_2) en ppb à des sites urbains et industriels275
- Figure 3.75 (a) émissions annuelles de dioxyde de soufre (SO_2) (MT/an^{-1}) pour la zone de gestion des oxydes de soufre (ZGOS) du sud-est du Canada et la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis et (b) émissions annuelles des oxydes d'azote (NO_x) ($MT/NO_2 an^{-1}$) pour la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est du Canada et la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis277
- Figure 3.76 Tendances à long terme des concentrations de dioxyde de soufre (SO_2) et de sulfate particulaire ($p-SO_4^{-2}$) à des sites du Réseau canadien de surveillance des précipitations et de l'air (RCEPA) et du Réseau CASTNET (Clean air status and trends network) (en $\mu g m^{-3}$ à 0 °C et 1 atmosphère).....278
- Figure 3.77 Changement dans les concentrations de dioxyde de soufre (SO_2) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.279
- Figure 3.78 Changements dans les concentrations de sulfate particulaire ($p-SO_4^{-2}$) au fil de temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.280

Figure 3.79 Tendances à long terme des concentrations d'acide nitrique (HNO_3), de nitrate particulaire (p-NO_3^-) et d'ammoniac particulaire p-NH_4^+ à des sites du Réseau canadien de surveillance des précipitations et de l'air (RCEPA) et du Réseau CASTNET (Clean air status and trends network) (en $\mu\text{g m}^{-3}$ à 0 °C et 1 atmosphère).....284

Figure 3.80 Changement dans les concentrations d'acide nitrique (HNO_3) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.285

Figure 3.81 Changement dans les concentrations de nitrate particulaire (p-NO_3^-) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.286

Figure 3.82 Changement dans les concentrations d'ammoniac particulaire (p-NH_4^+) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.287

Figure 3.83 Comparaison des concentrations massiques de matières particulaires ($PM_{10-2,5}$) sur 24 heures (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) établies avec des échantillonneurs à filtres entre 2004 et 2006 (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs des 2^e et 98^e centiles, valeurs aberrantes).292

Figure 3.84 Concentrations massiques de matières particulaires (PM _{10-2,5}) de mars/avril par rapport à d'autres concentrations saisonnières, établies avec les échantillonneurs à filtres pour les sites sélectionnés (valeur médiane, valeurs des 25 ^e et 75 ^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes)	293
Figure 3.85 Variation diurne des concentrations massiques de particules fines (PM _{2,5}) (●) et de matières particulaires (PM _{10-2,5}) (○) (en µg/m ³) des sites présentant des concentrations colocalisées de grosses particules (PM ₁₀) et de particules fines (PM _{2,5}) déterminées par appareil de surveillance continue par balance microélectronique (remarque : la concentration massique des matières particulaires est indiquée sur l'axe y)	294
Figure 3.86 Variation diurne des concentrations massiques de matières particulaires (PM _{10-2,5}) pour mars/avril (◇), l'été (●) et l'hiver (○) pour les sites présentant des concentrations colocalisées de grosses particules (PM ₁₀) et de particules fines (PM _{2,5}) par appareil de surveillance continue par balance microélectronique (remarque : la concentration massique des matières particulaires est indiquée sur l'axe y)	294
Figure 3.87 Tendence de la moyenne annuelle composite et de la masse de matières particulaires (PM _{10-2,5}) au 98 ^e centile (µg/m ³) établies pour des sites traités par échantillonneur dichotomique	295
Figure 4.1 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de PM _{2,5} en 2006 (Environnement Canada, 2010b)	334
Figure 4.2 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de SO _x en 2006 (Environnement Canada, 2010b)	335
Figure 4.3 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de NO _x en 2006 (Environnement Canada, 2010b)	335
Figure 4.4 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de composés organiques volatils (COV) en 2006 (Environnement Canada, 2010b)	336
Figure 4.5 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de NH ₃ en 2006 (Environnement Canada, 2010b)	336
Figure 4.6 Carte de densité des émissions de PM _{2,5} en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)	338
Figure 4.7 Carte de densité des émissions de SO _x en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)	338
Figure 4.8 Carte de densité des émissions de NO _x en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)	338

Figure 4.9 Carte de densité des émissions de composés organiques volatils (COV) en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)	339
Figure 4.10 Carte de densité des émissions de NH ₃ en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)	339
Figure 4.11 Tendances et projections des émissions nationales canadiennes (Environnement Canada, 2006; 2010b).....	344
Figure 4.12 Secteurs contribuant aux émissions de PM ₁₀ à l'exception des sources à ciel ouvert	346
Figure 4.13 Secteurs contribuant aux émissions de PM ₁₀ en comptant les sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b).....	347
Figure 4.14 Secteurs contribuant aux émissions de PM _{2,5} à l'exception des sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b).....	347
Figure 4.15 Secteurs contribuant aux émissions de SO _x à l'exception des sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b).....	348
Figure 4.16 Secteurs contribuant aux émissions de NO _x à l'exception des sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b).....	349
Figure 4.17 Répartition des sources d'émissions de NO _x par les secteurs des transports (Environnement Canada, 2010b).....	349
Figure 4.18 Secteurs contribuant aux émissions de composés organiques volatils (COV) sans sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b).....	350
Figure 4.19 Répartition des sources d'émissions de composés organiques volatils (COV) par les secteurs des transports (Environnement Canada, 2010b).....	350
Figure 4.20 Secteurs contribuant aux émissions de NH ₃ en comptant les sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b).....	351
Figure 4.21 Secteurs contribuant aux émissions de NH ₃ à l'exception des sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b).....	351
Figure 4.22 Tendances des émissions nationales des États-Unis (USEPA, 2010f).....	354
Figure 4.23 Émissions de PM _{2,5} des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f).....	355
Figure 4.24 Émissions de SO _x des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f).....	355

Figure 4.25 Émissions de NO _x des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f).....	356
Figure 4.26 Émissions de composés organiques volatils (COV) des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f).....	357
Figure 4.27 Émissions de NH ₃ des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f).....	358
Figure 4.28 Zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) aux États-Unis (Commission mixte internationale, 2008)	359
Figure 4.29 Tendence des émissions de la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)	360
Figure 4.30 Tendence des émissions de PM _{2.5} dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)	360
Figure 4.31 Tendence des émissions de SO _x dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)	361
Figure 4.32 Tendence des émissions de NO _x dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)	361
Figure 4.33 Tendence des émissions de composés organiques volatils (COV) de la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e).....	362
Figure 4.34 Tendence des émissions de NH ₃ dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)	363
Figure 4.35 Schéma des interactions dans le modèle MCE3 (Macaluso, 2009).....	364
Figure 4.36 Carte de densité des émissions de SO _x en Amérique du Nord en 2002 (Environnement Canada, 2009b)	366
Figure 4.37 Carte de densité des émissions de SO _x en Amérique du Nord en 2015 (Environnement Canada, 2009b)	367
Figure 5.1 Concentration moyenne d'ozone modélisée par AURAMS (carte de gauche) au 3 ^e trimestre (juillet, août et septembre 2002) comparée aux observations (carte de droite) (en ppbv)	387
Figure 5.2 Comparaison entre la concentration de masse annuelle (2002) de PM _{2.5} au niveau du sol prévue par AURAMS (carte de gauche) et observée (carte de droite) (en µg m ⁻³)	389

Figure 5.3 Répartition spatiale du coefficient de corrélation (r) et de l'écart moyen (MB) pour la concentration quotidienne maximale de l'ozone sur une période d'une heure (cartes du haut) et la concentration moyenne quotidienne de $PM_{2.5}$ (cartes du bas) pour la simulation d'AURAMS dans le cadre de la période de l'étude sur le terrain de l'ICARTT (2004)	390
Figure 5.4 Comparaison des données modélisées et observées pour les concentrations moyennes diurnes d'ozone (a) et de $PM_{2.5}$ (b) au-dessus des sites du réseau AIRNOW au cours de la période de l'étude sur le terrain de l'ICARTT (2004). Les concentrations moyennes diurnes modélisées sont également présentées dans (b) pour les composantes de $PM_{2.5}$ différenciées.....	391
Figure 5.5 (a) Sites sélectionnés du réseau de surveillance du District régional de Vancouver et de l'État de Washington utilisés pour l'évaluation de la simulation de RWDI avec CMAQ/MC2 dans le cadre de Pacifique 2001; (b) domaine intégré avec une résolution de 4 km de la simulation du CNRC avec CMAQ/MM5 et emplacement des sites de mesure du District régional de Vancouver et de Pacifique 2001	393
Figure 5.6 Comparaison des séries chronologiques entre la simulation avec CMAQ/MC2 et les concentrations moyennes observées (a) d'ozone (O_3) et (c) de $PM_{2.5}$ sur les sites pour la période entre le 9 et le 31 août 2001. Les séries chronologiques des valeurs moyennes quadratiques de l'erreur (RMSE), y compris la RMSE systématique (RMSE-S) et la RMSE non systématique (RMSE-U), sont illustrées pour (b) l'ozone (O_3) et (d) les $PM_{2.5}$	394
Figure 5.7 Domaine du modèle pour la simulation de la région des Prairies et du Nord avec CMAQ de l'été 2002 et sites de surveillance de l'ozone en Alberta. Les stations en rouge fonctionnaient en 2002. Les stations supplémentaires en bleu mesuraient également l'ozone en 2006.	396
Figure 5.8 Écart moyen normalisé (a) et erreur moyenne normalisée (b) des concentrations d'ozone prévues par CMAQ par rapport aux observations réalisées sur les sites de surveillance de l'Alberta pendant l'été 2002	397
Figure 5.9 Comparaison entre la concentration de masse annuelle (2002) de $PM_{2.5}$ différenciées au niveau du sol prévue par AURAMS (cartes de gauche) et observée (cartes de droite) (en $\mu g m^{-3}$) : sulfate – cartes du haut; nitrate – cartes du milieu; ammonium – cartes du bas.....	398
Figure 5.10 Diagramme de dispersion des données modélisées par rapport aux données observées (a) du sulfate _{2.5} , (b) du nitrate _{2.5} , (c) de la matière organique ($OM_{2.5}$) et (d) de la fraction de sulfate. Les résultats du modèle (AURAMS) et les observations sont des moyennes calculées sur toute la période de simulation de l'ICARTT.....	401

- Figure 5.11 Comparaison des prévisions d'AURAMS pour les concentrations de $PM_{2.5}$ (a) et de leurs composantes [(b) le sulfate, (c) le nitrate et (d) la matière organique] avec les observations menées sur les sites du réseau IMPROVE au cours de la période de simulation de l'ICARTT. Les sites sur l'axe x sont positionnés pour s'étendre des régions sources, dans le Midwest américain et la vallée de l'Ohio, aux régions côtières du nord-est.....403
- Figure 5.12 Comparaison des séries chronologiques de deux sites, Slocan Park (urbain; graphiques du haut) et Langley (rural; graphiques du bas), provenant de la simulation avec CMAQ/MC2 pour le sulfate (gauche), le nitrate (centre) et la composante organique (droite), l'ensemble étant exprimé en $\mu\text{g m}^{-3}$ 404
- Figure 5.13 Comparaison de la réactivité des radicaux hydroxyles moyenne modélisée et observée pour les espèces de composés organiques volatils (COV) regroupées suivantes : AROM, ISOP, ALKE, et ALKA, ainsi que le total des composés organiques volatils, sur des sites localisés dans tout le Canada. Deux simulations modélisées sont illustrées : scénario de base et essai de sensibilité avec de nouvelles données sur la végétation.....407
- Figure 5.14 Comparaison entre la concentration annuelle (2002) de NO_2 (cartes du haut), du SO_2 (cartes du milieu) et du HNO_3 au niveau du sol prévue par AURAMS (cartes de gauche) et observée (cartes de droite), le tout étant exprimé en ppbv.....411
- Figure 5.15 Comparaison *in situ* des espèces gazeuses et particulaires (de la ligne du haut à la ligne du bas : CO , NO_2 , O_3 , SO_2 , SO_4^{-2} , HNO_3 et NO_3^-) observées (en noir) et modélisées par AURAMS (en bleu) pour des vols sélectionnés (Convair 580) au cours de l'étude sur le terrain de l'ICARTT 2004. Les mesures des espèces gazeuses (SO_2 , NO_2 , CO , et O_3) se produisent à intervalle de 1 seconde; les mesures de HNO_3 sont des moyennes sur 5 minutes; les mesures des ions inorganiques proviennent des échantillonneurs de particules dans le liquide (PILS) intégrés de 10 minutes; sont également incluse les données relatives aux concentrations de sulfate dans l'eau des nuages par équivalent en air (losanges noirs) en provenance d'échantillons d'eau de nuage en vrac (avec diverses durées d'échantillonnage).....415
- Figure 5.16 (a) Mesures au sol des $PM_{2.5}$, des $MP_{1.0}$ sulfate et du SO_2 à 80 km à l'est d'Edmonton; (b) prévision d'AURAMS sur la grille contenant le site à une résolution de 21 km; (c) prévision d'AURAMS à une résolution de 3 km.....417
- Figure 5.17 Exemple de comparaison d'une modélisation et d'une observation le long de la trajectoire de vol pour les $MP_{1.0}$ -sulfate : la représentation en trois dimensions du SO_4 le long de la trajectoire de vol est illustrée sur la gauche avec la vue en plan correspondante sur la droite (cartes du haut – observation; cartes du bas – modélisation).....419

- Figure 5.18 (a) Concentration modélisée de l'isoprène au niveau le plus bas du modèle à partir de la simulation de référence menée à 18 h TU, le 2 août 2001 et (b) différence de concentration de l'isoprène entre la simulation du scénario de référence et l'essai de sensibilité avec les nouvelles données sur la végétation ainsi que les facteurs d'émission corrigés pour l'isoprène, des valeurs positives correspondant à des réductions par rapport à la simulation de référence.....421
- Figure 5.19 Les concentrations maximales d'ozone sur une période d'une heure prévues par le modèle pour le 2 août 2001 : (a) simulation du scénario de référence et (b) essai de sensibilité avec les nouvelles données sur la végétation et les facteurs des émissions corrigés pour l'isoprène, le champ de variation (simulation de référence – essai de sensibilité) étant illustré à la carte (c), le tout étant exprimé en ppbv423
- Figure 5.20 Comparaison des concentrations modélisées et mesurées de NO au site du centre d'Edmonton dans le cadre des simulations de PrAIRie2005 (« Original » – modèle GEM opérationnel actuel; « TKE_NEW_R » comprend les nouvelles paramétrisations pour les îlots thermiques urbains, la hauteur de la couche limite et l'énergie cinétique turbulente; « NEWLM » comprend une limite basse pour l'énergie cinétique turbulente supplémentaire basée sur l'observation).....424
- Figure 5.21 Comparaison des concentrations moyennes modélisées et mesurées d'aérosols organiques sur une période de 24 heures au site de Pitts Meadows, dans la vallée du bas Fraser, au cours de l'étude PACIFIQUE 2001427
- Figure 5.22 (a) Comparaison entre les concentrations modélisées et observées de sulfate_{2,5} aux sites du réseau IMPROVE (positionnés des régions sources du Midwest au littoral de l'est le long de l'axe x, de gauche à droite); (b) écart relatif des deux essais de sensibilité par rapport à la simulation du scénario de référence431
- Figure 5.23 Comparaison des flux de sel de mer à $U_{10} = 20 \text{ m s}^{-1}$ pour quatre paramétrisations distinctes.....432
- Figure 5.24 Concentrations de la masse de particules fines ($PM_{2,5}$) en surface prévues par AURAMS en utilisant diverses paramétrisations concernant la génération de sel de mer par rapport aux $PM_{2,5}$ mesurées à Sable Island du 5 au 8 février 2005.....433
- Figure 5.25 Concentrations d'aérosol de sel marin fin (SE25) à la surface prévues par AURAMS par rapport aux vitesses de vent horaires à Sable Island (N.-É.) du 5 au 8 février 2005434
- Figure 5.26 (a) Comparaison des concentrations de NO modélisées et mesurées en aval d'Edmonton (80 km) (b) Comparaison des concentrations de NO modélisées et mesurées au centre d'Edmonton436

Figure 5.27 Séries chronologiques concernant les concentrations moyennes d'ozone par domaine pour le mois de septembre 2002 en provenance de deux simulations avec AURAMS, l'une commençant le 1 ^{er} mai 2002 (« 200209 » dans la légende) et l'autre commençant le 1 ^{er} septembre 2002 (« 200209_spinup » dans la légende), les deux présentant les mêmes conditions initiales et conditions aux limites avec un gradient nul.....	437
Figure 5.28 Simulations identiques à celles la figure 5.27, mais avec des conditions aux limites de premier ordre ne dépendant pas du temps	438
Figure 5.29 Écart (en ppbv) en termes de valeurs moyennes modélisées pour les concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur 8 heures, tout au long de la période d'étude de l'ICARTT, entre le scénario de référence (sans ajustement des émissions de NO _x) et l'essai de sensibilité (avec l'ajustement des émissions). Les valeurs positives correspondent à une baisse de la concentration d'ozone liée à l'ajustement des émissions de NO _x . Une comparaison statistique avec l'observation a été faite sur la zone délimitée par un rectangle en pointillés.....	445
Figure 6.1 Changements saisonniers moyens de la masse de PM _{2.5} , liés à une réduction des émissions d'ammoniac de 30 % au Canada et aux États-Unis, pour mars, avril et mai (haut) et pour juin, juillet et août (bas). Les valeurs positives indiquent des réductions de la masse de PM _{2.5} , associées à une réduction des émissions d'ammoniac de 30 %. [S1].....	483
Figure 6.2 Changements du nombre annuel de jours de dépassement au cours desquels la masse de PM _{2.5} moyenne sur 24 heures est supérieure à 30 µg m ⁻³ , associés à une réduction des émissions d'ammoniac de 30 % [S1]. Les valeurs positives indiquent les régions où les jours de dépassement des valeurs des matières particulaires de la norme pancanadienne ont <i>décliné</i> à la suite de la réduction des émissions d'ammoniac.....	484
Figure 6.3 Changements du dépôt total de soufre (en kg S /ha par saison) associés à une réduction des émissions de NH ₃ 30 %, pour décembre, janvier et février (haut) et juin, juillet et août (bas). Les valeurs positives indiquent des réductions des dépôts de soufre, découlant de la réduction des émissions de NH ₃ ; les valeurs négatives indiquent des augmentations. [S1].	486
Figure 6.4 Changements du dépôt total d'azote (en kg S /ha par saison) associés à une réduction des émissions de NH ₃ 30 %, pour décembre, janvier et février (haut) et juin, juillet et août (bas). Les valeurs positives indiquent des réductions des dépôts d'azote, découlant de la réduction des émissions de NH ₃ ; les valeurs négatives indiquent des augmentations. [S1].....	487
Figure 6.5 Dépassements (ég/ha/an) de la charge critique (soufre + azote) canadienne de 2002, dans le cadre de la simulation du cas de référence.....	488

Figure 6.6 Changements de l'ampleur des dépassements de la charge critique du soufre et de l'azote (S + N) de 2002 associés à une réduction de 30 % des émissions de NH ₃ . Les valeurs positives indiquent les régions où les dépassements de la charge critique ont diminué à la suite de la réduction des émissions d'ammoniac. [S1].....	488
Figure 6.7 Domaines du modèle CMAQ pour les scénarios de la vallée du bas Fraser : (a) S2 et (b) S3; (c) Références géographiques principales dans les domaines du modèle de la vallée du bas Fraser.	490
Figure 6.8 Estimation des changements de la concentration d'ozone troposphérique à 18 h (HAP) le 12 août 2001, liés au scénario d'émissions non marines. [S4].....	495
Figure 6.9 Domaine du modèle CMAQ présentant le domaine à maille large (36 km sur 36 km) et le domaine à maille fine (12 km sur 12 km) utilisés dans les scénarios S5, S6, S7 et S8.	496
Figure 6.10 Contribution sectorielle à l'inventaire des émissions totales du NO _x et des composés organiques volatils (COV) de l'Alberta, utilisées dans le cas de référence pour les scénarios S5, S6, S7 et S8. « EPG » désigne la « production d'électricité ».	497
Figure 6.11 (a) Estimation de la moyenne maximale d'ozone (O ₃) sur 8 heures dans le cas de référence pour la grille de 12 km; (b) différence dans la moyenne maximale d'ozone (O ₃) sur 8 heures (scénario sans émissions de pétrole et de gaz en amont, moins le cas de référence). [S5].....	498
Figure 6.12 a) Estimation du nombre de jours où la concentration d'ozone moyenne sur 8 heures était supérieure à 65 ppbv dans le cas de référence pour la grille de 12 km; b) différence dans le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone sur 8 heures est inférieure à 65 ppbv (scénario sans pétrole ni gaz en amont moins le cas de référence) (b). [S5].....	500
Figure 6.13 (a) Différence dans le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone sur 8 heures est supérieure à 65 ppb (scénario sans émission des sables bitumineux moins le cas de référence); (b) différence dans la moyenne quotidienne maximale d'ozone (O ₃) sur 8 heures (scénario sans émission des sables bitumineux moins le cas de référence). [S6].....	502
Figure 6.14 Différence dans (a) la moyenne maximale quotidienne d'ozone (O ₃) sur 8 heures (scénario sans émission du secteur de la raffinerie et des produits chimiques moins le cas de référence); (b) le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone (O ₃) sur 8 heures est supérieure à 65 ppb (scénario sans émission du secteur de la raffinerie et des produits chimiques moins le cas de référence). [S7].....	504
Figure 6.15 Différence dans (a) la moyenne maximale quotidienne d'ozone (O ₃) sur 8 heures (scénario sans émission du secteur de l'électricité moins le cas de référence); (b) le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone (O ₃) sur 8 heures est supérieure à 65 ppbv (scénario sans émission du secteur de l'électricité moins le cas de référence). [S8].....	506

Figure 6.16 Réduction des concentrations horaires de PM _{2.5} ambiantes, résultant du remplacement des appareils de chauffage au bois non certifiés par des produits visés par un certificat de l'Environmental Protection Agency, pour la période du 20 au 26 novembre 2006. Une moyenne des résultats à été calculée sur l'île de Montréal. La vitesse du vent modélisée illustre aussi la relation entre la réduction de la concentration de PM _{2.5} et les conditions météorologiques locales. [S9].....	508
Figure 6.17 Différence relative dans les concentrations de PM _{2.5} à moyenne temporelle en pourcentage du scénario de référence et (a) celle du scénario de conversion de 25 % et (b) la conversion de 50 % pour la période du 20 au 26 novembre 2006. Veuillez noter que l'échelle de couleur est différente dans les exemples (a) et (b). [S9].....	509
Figure 6.18 Concentration quotidienne moyenne maximale d'ozone (O ₃) de fond sur 8 heures (en ppbv) de mai à septembre 2005 [S10].....	509
Figure 6.19 Carte des états des États-Unis visés par le règlement Clean Air Interstate Rule (USEPA, 2009).....	511
Figure 6.20 Différence absolue de la moyenne estivale (juin, juillet, août) maximale quotidienne d'ozone (O ₃) sur 8 heures de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celle du cas de référence de 2002. [S11].....	513
Figure 6.21 Différences entre les moyennes mensuelles des niveaux d'émission de composés organiques volatils (COV) des inventaires de 2015 et de 2002 [S11]	514
Figure 6.22 Différences entre les moyennes mensuelles des niveaux d'émission de NO _x des inventaires de 2015 et de 2002 [S11].....	514
Figure 6.23 Différence absolue entre la moyenne annuelle des PM _{2.5} sur 24 heures de la simulation du scénario de 2015 et celle du cas de référence de 2002. [S11]	516
Figure 6.24 Différences entre les concentrations annuelles moyennes de PM _{2.5} primaires des inventaires de 2015 et de 2002. [S11].....	517
Figure 6.25 Différences entre les moyennes mensuelles des niveaux d'émission de SO _x des inventaires de 2015 et de 2002 [S11].....	518
Figure 6.26 Différence entre les concentrations annuelles moyennes d'ammonium des PM _{2.5} sur 24 heures de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	519
Figure 6.27 Différence entre les concentrations annuelles moyennes de nitrate des PM _{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	519

Figure 6.28 Différence entre les concentrations annuelles moyennes de sulfate des PM _{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	520
Figure 6.29 Différence entre les concentrations annuelles moyennes de matière crustale des PM _{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	520
Figure 6.30 Différence entre les concentrations estivales (juin, juillet, août) moyennes de sulfate des PM _{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	522
Figure 6.31 Différence entre les concentrations estivales (juin, juillet, août) moyennes de nitrate des PM _{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	522
Figure 6.32 Différence entre les concentrations hivernales (janvier, février, mars) moyennes de sulfate des PM _{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	523
Figure 6.33 Différence entre les concentrations hivernales (janvier, février, mars) moyennes de nitrate des PM _{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11].....	523
Figure 6.34 Différences entre le nombre de jours de dépassement des valeurs d'ozone (O ₃) de la norme pancanadienne du scénario du statu quo de 2015 et celui cas de référence de 2002. [S11]	524
Figure 6.35 Nombre de jours de dépassement des valeurs d'ozone (O ₃) de la norme pancanadienne du scénario du statu quo de 2015 [S11].....	524
Figure 6.36 Différences entre le nombre de jours de dépassement des valeurs des PM _{2.5} de la norme pancanadienne du scénario du statu quo de 2015 et celui du cas de référence de 2002. [S11]	525
Figure 6.37 Différence entre le dépôt de soufre total annuel de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celui du cas de référence de 2002 [S11].....	526
Figure 6.38 Différence entre le dépôt d'azote total annuel de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celui du cas de référence de 2002 [S11].....	526
Figure 6.39 Carte des charges critiques aquatiques et terrestres combinées au Canada Les régions en blanc sur la carte représentent les zones pour lesquelles aucune donnée n'est disponible. (Wong <i>et al.</i> , 2008) [S11].....	527

Figure 6.40 Différence entre les dépassements de la charge critique annuelle de soufre et de l'azote de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et ceux du cas de référence de 2002, en fonction de la carte de la charge critique de Wong et Dennis (2008) [S11].....	528
Figure 6.41 Domaines de modélisation du scénario S13 : (a) domaine de 15 km; (b) domaine à maille variable de 5 km [S13]	530
Figure 6.42 Différence en Alberta entre (a) la moyenne quotidienne maximale d'ozone (O ₃) sur 8 heures du scénario futur de 2015 et celle du cas de référence de 2002; et (b) le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone (O ₃) sur 8 heures est supérieure à 65 ppb du scénario futur de 2015 et celui du cas de référence de 2002. [S14].....	535
Figure 6.43 Différence entre la répartition spatiale des émissions de NO _x du scénario S15 et celle du scénario du statu quo de 2015 pour un mois donné (en tonnes/mois/cellule). (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]	537
Figure 6.44 Changement de la moyenne maximale d'ozone (O ₃) quotidienne estivale et maximale sur 8 heures (en ppb) entre le scénario S15 et le scénario du statu quo (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15].....	538
Figure 6.45 Changement des niveaux annuels de PM _{2.5} (en µg m ⁻³) entre le scénario S15 et le scénario du statu quo (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15].....	539
Figure 6.46 Changement du niveau estival moyen du sulfate des particules fines (en µg m ⁻³) entre le scénario et le statu quo (scénario S15 moins le scénario du statu quo de 2015). [S15].....	539
Figure 6.47 Changements des niveaux annuels des PM _{2.5} (en µg m ⁻³) entre le scénario S15 et le scénario sans réduction des émissions du pétrole et du gaz (scénario S15 moins scénario S15 sans réduction du pétrole et du gaz). [S15]	540
Figure 6.48 Changement des niveaux annuels des PM _{2.5} (en µg m ⁻³) entre le scénario S15 et le scénario sans réduction des émissions des industries de la fusion et de la production d'électricité (scénario S15 moins scénario S15 sans réduction de la production d'électricité et de la fusion). [S15]	541
Figure 6.49 Changement des niveaux annuels des PM _{2.5} (en µg m ⁻³) entre le scénario S15 et le scénario sans réduction des émissions des autres secteurs (scénario S15 moins scénario S15 sans réduction des autres secteurs). [S15]	541
Figure 6.50 Différence du nombre de jours de dépassement des valeurs d'ozone (O ₃) de la norme pancanadienne (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]	542
Figure 6.51 Différence du nombre de jours de dépassement des valeurs de PM _{2.5} de la norme pancanadienne (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]	542

Figure 6.52 Changements du dépôt de soufre total en eq/ha/an (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]	543
Figure 6.53 Changements du total des dépassements de la charge critique de soufre (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015), fondés sur la carte de la charge critique de Wong et Dennis (2008). [S15]	543
Figure 6.54 Changements du total des dépassements de la charge critique du soufre et de l'azote (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015), fondés sur la carte de la charge critique de Wong et Dennis (2008). [S15]	544
Figure 6.55 Carte composite de l'influence des émissions canadiennes sur les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ aux États-Unis pendant l'été 2003 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S18]	547
Figure 6.56 Carte composite de l'influence des émissions canadiennes sur les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ aux États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S19]	547
Figure 6.57 Carte composite de l'influence prévue des émissions canadiennes sur les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ aux États-Unis en 2015, pendant l'été (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S20]	549
Figure 6.58 Carte de l'influence des émissions américaines sur les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ au Canada pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S19]	550
Figure 6.59 Carte de l'influence des émissions américaines prévues de 2015 sur les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ au Canada en été (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S20]	551
Figure 6.60 Changement moyen des niveaux maximaux quotidiens d'ozone (O_3) sur 8 heures (en ppb) entre le cas de référence de 2002 et le scénario des émissions de 2005 pendant la période de mai à septembre 2005 (cas de référence de 2002 moins scénario de 2005). Les sous-domaines sont représentés par les cases rouges. [S21]	552
Figure 6.61 Carte de l'influence des émissions de la Colombie-Britannique sur les niveaux ambiants de $\text{PM}_{2.5}$ dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S19]	555
Figure 6.62 Carte de l'influence des émissions des Prairies sur les niveaux ambiants de $\text{PM}_{2.5}$ dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S19]	555

Figure 6.63 Carte de l'influence des émissions de l'Ontario sur les niveaux ambiants de PM _{2.5} dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de PM _{2.5} en µg m ⁻³). [S19]	556
Figure 6.64 Carte de l'influence des émissions du Québec sur les niveaux ambiants de PM _{2.5} dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de PM _{2.5} en µg m ⁻³). [S19]	557
Figure 6.65 Carte de l'influence des émissions des provinces maritimes sur les niveaux ambiants de PM _{2.5} dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de PM _{2.5} en µg m ⁻³). [S19]	558
Figure 6.66 Concentration maximale quotidienne de (a) PM _{2.5} et (b) d'ozone (O ₃) sur 8 heures, mesurées et modélisées pour quatre emplacements le long de la vallée du Saint-Laurent d'ouest en est. Les estimations calculées des contributions locales et transfrontalières sont aussi illustrées. [S23]	559
Figure 6.67 Domaine de modélisation S25 et emplacements d'une sélection de villes principales. [S25]	563
Figure 7.1 Un modèle conceptuel représente les hypothèses initiales sur la manière dont les émissions, la chimie et la météorologie interagissent pour produire les concentrations de polluants observées. Les observations, les analyses de la répartition par source avec ces observations et ces applications des modèles sont les outils utilisés pour élaborer et mettre à l'essai le modèle conceptuel.	594
Figure 7.2 Carte du sud de la région de l'Atlantique, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et régions géographiques abordés dans ce chapitre	596
Figure 7.3 Modèle conceptuel du sud du Canada atlantique	597
Figure 7.4 Carte de la région du sud du Québec et de l'est de l'Ontario, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et régions géographiques abordés dans ce chapitre	599
Figure 7.5 Modèle conceptuel du sud du Québec et de l'est de l'Ontario	600
Figure 7.6 Carte du sud de la région des Grands Lacs, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et régions géographiques abordés dans ce chapitre	602
Figure 7.7 Modèle conceptuel de la région du sud des Grands Lacs	603
Figure 7.8 Carte de la région de l'Alberta et des Prairies, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et caractéristiques géographiques abordés dans ce chapitre	606
Figure 7.9 Modèle conceptuel de la région de l'Alberta et des Prairies	607

Figure 7.10 Carte de la région de la vallée du bas Fraser, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et caractéristiques géographiques abordés dans ce chapitre	609
Figure 7.11 Modèle conceptuel de la vallée du bas Fraser	610
Figure 7.12 Carte de la région de l'intérieur de la Colombie-Britannique, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et caractéristiques géographiques abordés dans ce chapitre	613
Figure 7.13 Modèle conceptuel de l'intérieur de la Colombie-Britannique	614
Figure 7.14 a à d Inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques des provinces de l'Atlantique de 2005 par contribution du secteur de : a) NO _x , b) SO _x , c) composés organiques volatils (COV), et d) PM _{2.5} . La production d'électricité domine les émissions de NO _x et de SO _x , alors que la combustion résidentielle de bois domine les émissions de composés organiques volatils (COV) et la	618
Figure 7.15 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques du Québec par contribution du secteur de : a) NO _x , b) SO _x , c) composés organiques volatils (COV) et d) PM _{2.5} . Les émissions du secteur du transport (pouvant être divisées en émissions routières [37 %] et non routières [19 %]) dominent les émissions de NO _x , alors que l'activité industrielle est la principale source d'émissions de a à d : Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques du Québec par contribution du secteur de : a) NO _x , b) SO _x , c) composés organiques volatils (COV) et d) PM _{2.5} . Les émissions du secteur du transport (pouvant être divisées en émissions routières [37 %] et non routières [19 %]) dominent les émissions de NO _x , alors que l'activité industrielle est la principale source d'émissions de	623
Figure 7.16 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques d'Ontario par secteur. a) NO _x , b) SO _x , c) composés organiques volatils (COV) et d) PM _{2.5} . (Direction des données sur la pollution, 2007). Environnement Canada, 2007a.	628
Figure 7.17 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques d'Alberta, de Saskatchewan et du Manitoba par secteur. a) NO _x , b) SO _x , c) composés organiques volatils (COV) et d) PM _{2.5} . Environnement Canada, 2007a.	634
Figure 7.18 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques de Colombie-Britannique par secteur. a) NO _x , b) SO _x , c) composés organiques volatils (COV) et d) PM _{2.5} . Environnement Canada, 2007a.	640
Figure 7.19 Prédiction des sources de polluants contribuant au smog dans la vallée du bas Fraser, fondée sur l'inventaire des émissions de 2005 (Grand Vancouver, 2007).....	641
Figure 7.20 Prédiction des émissions de polluants contribuant au smog dans la vallée du bas Fraser, fondée sur l'inventaire des émissions de 2005 (Grand Vancouver, 2007).....	642

- Figure 7.21 Exemple de configuration météorologique synoptique, habituellement associée à des événements de pollutions régionales de l'air touchant l'est du Canada, du sud de l'Ontario au sud de la région de l'Atlantique. Les caractéristiques communes sont l'anticyclone (H) au sud et la dépression (L) vers le nord-ouest et le nord. Cette configuration place l'est du Canada dans le secteur chaud de la dépression, avec un écoulement de vent sud à sud-ouest. Les jours avant cette configuration, l'anticyclone et la dorsale des Bermudes font souvent escale au dessus de l'est des États-Unis et du sud du Canada, entraînant une stagnation, de légers vents et un temps ensoleillé au-dessus des zones d'émissions. Avec le déplacement de la dépression vers le nord de l'Ontario, puis vers le Québec, l'écoulement du vent transporte les polluants vers le nord-est dans le secteur chaud ou « arrière de l'anticyclone ». Selon la trajectoire de la dépression et de l'anticyclone, cela peut entraîner une accumulation et un transport en Ontario, au Québec et au Canada atlantique. Les lignes noires sont des isobares. Les lignes rouge et bleue en gras désignent les fronts froid et chaud, respectivement.....647
- Figure 7.22 Contours du bassin atmosphérique médian pour Kejimikujik (Nouvelle-Écosse) en fonction des trajectoires à l'arrière de 925 hPa, pendant la période de 1999 à 2001 (Ketch *et al.*, 2005). Le bassin atmosphérique médian sur 3 jours englobe la moitié est de l'Ontario, toute la province du Québec, le Canada atlantique et le nord-est des États-Unis, y compris les états l'Ohio, la Virginie-Occidentale et la Virginie, ou des émissions de précurseurs considérables se produisent.649
- Figure 7.23 La configuration de pression typique, entraînant des concentrations hivernales de $PM_{2.5}$ élevées (pression de surface de 1 000 hPa en décimètres au-dessus du niveau de la mer) indique un centre d'anticyclone au sud-ouest des Grands Lacs inférieurs, avec une dorsale qui s'étend partout en Ontario et au Québec. Cette configuration peut pousser l'air des zones d'émissions élevées vers le sud de l'Ontario, la vallée du fleuve Saint-Laurent et potentiellement vers le Canada atlantique.650
- Figure 7.24 Profils verticaux des concentrations de a) CO, b) concentrations numériques totales (PCASP), et c) d'ozone (O_3), indiquant la superposition de couches de polluants pendant le vol 3 des études ICARTT – TIM, de 16 h 18 à 18 h 12 (TU le 22 juillet 2004 (Waugh *et al.*, 2007). Les couleurs désignent les concentrations653
- Figure 7.25 Relation typique entre la vitesse du vent en soirée et les concentrations de $PM_{2.5}$ à l'est de Montréal (Rivière-des-Prairies) en hiver, quand les sources de $PM_{2.5}$ primaires locales sont dominantes (adaptation de Carter *et al.*, 2004)655
- Figure 7.26 Répartition géographique d'un nombre de dépassements de l'ozone (O_3) sur 1 heure, partout en Ontario en 2005 (MEO, 2006).....656
- Figure 7.27 Hauteur de la couche de mélange par mois moyenne et maximale, issue des mesures prises à Stony Plain (Alberta).....658

Figure 7.28 Vecteurs de la moyenne des types de trajectoires sur 10 sites d'ozone (O_3). Six types de trajectoires ont été triés avec la technique de classification automatique des k-moyennes similaire à celle de Dorling *et al.* (1992a, b) à l'aide de la distance euclidienne, car la différence permet de mesurer les trajectoires régressives de la parcelle d'air sur 3 jours du Centre météorologique canadien de 1994 à 2005 sur tous les sites. Cette méthode principalement utilisée ici sert à définir les configurations de flux synoptique liées à ces sites. Le paramètre des vecteurs illustrés représente la distance en amont moyenne trois jours auparavant. Les vecteurs plus courts désignent une vitesse de déplacement lente et une stagnation possible le long de la trajectoire, alors que les vecteurs plus longs sont liés à des vitesses du vent élevées. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.....660

Figure 7.29 Diagramme de quartiles de l'ozone (O_3) saisonnier par types de trajectoires sur 10 sites d'ozone (O_3). La période de l'enregistrement des données sur l'ozone (O_3) sur tout site donné utilisé dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les répartitions saisonnières sont : mars-avril-mai (MAM), juin-juillet-août (JJA), septembre-octobre-novembre (SON) et décembre-janvier- février (DJF). Veuillez noter que des échelles verticales différentes, exprimées en ppb, sont utilisées partout sur les sites pour mettre en évidence les différences propres aux emplacements en matière d'ozone (O_3) par direction du transport. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.661

Figure 7.30 Cycles diurnes moyens de l'ozone a) tous les jours (lundi à dimanche); b) les jours de la semaine (lundi à vendredi) et c) les fins de semaine (samedi et dimanche), de 1997 à 2005 à Point Lepreau, aux douanes de Saint John, à Forest Hills et à Norton, au Nouveau-Brunswick. Les valeurs médianes pour chaque heure sont illustrées par une ligne horizontale courte, les cases grisées représentent les valeurs entre le 25^e et le 75^e centiles de toutes les valeurs, et les moustaches illustrent les 10^e et 90^e centiles. Le site rural de Norton compte la plus grande plage quotidienne de concentrations d'ozone (10,4 ppb), tandis que le site urbain à Forest Hills et le site côtier (Point Lepreau) subissent la variabilité quotidienne la moins élevée (environ 6 ppb). Les niveaux absolus sont moins élevés sur les sites urbains, en raison du titrage de l'ozone (O_3) par le NO. Les valeurs de l'ozone sur les sites ruraux de Norton et de Point Lepreau présentent un schéma diurne rural caractéristique : elles augmentent tout au long de la matinée jusqu'en début d'après-midi en raison de la photochimie, elles atteignent un pic vers 17 heures, et elles diminuent lorsque la nuit tombe et au petit matin pour atteindre un minimum vers sept heures. En revanche, les douanes de Saint John et Forest Hills indiquent un fort titrage d'ozone (O_3) par le NO le matin (huit heures minimum à cause de la circulation en ville), et la suppression d'un pic dans l'après-midi causée par un titrage continu qui est accru par la couche mélangée superficielle en raison de l'air frais de la mer.....668

Figure 7.31 Courbes de tendance des 10^e, 25^e, 50^e, 75^e, 90^e, 95^e centiles et des centiles maximum sur cinq sites de la région de l'Atlantique : (a) St. John's (T.-N.-L.), (b) Saint John Forest Hills (N.-B.), (c) Kejimikujik (N.-É.), (d) Blissville et (e) Norton (N.-B.). La ligne bleue illustre une tendance non significative statistiquement et la ligne rouge illustre une tendance statistiquement significative, dans la limite de confiance de 95 % fondée sur le test T.672

- Figure 7.32 Densité de probabilité des trajectoires résultant en valeurs du 90^e percentile des PM_{2.5} sur deux sites de la région de l'Atlantique (Kejimikujik (N.-É.); Forest Hills (N.-B.)) et sur deux sites au nord-est des États-Unis, près de la frontière canadienne (Parc national d'Acadia, Moosehorn National Wildlife Refuge (Maine)). Les contributions massiques au 90^e centile sont illustrées; sur toutes les stations pendant les mois d'été (juin, juillet et août), on constate la contribution la plus importante aux valeurs du 90^e centile (51 %, 65 %, 71 % et 62 % à Forest Hills, Kejimikujik, Acadia et Moosehorn, respectivement). Les densités de probabilité illustrent la trajectoire la plus influente sur toutes les futures stations de l'ouest-sud-ouest.....676
- Figure 7.33 Variation diurne estivale (mai à septembre) de l'ozone sur un site rural (Saint-Anicet), un site urbain (rue Ontario, centre ville de Montréal) et un site suburbain (Rivière-des-Prairies) à partir de 2003-2006.....680
- Figure 7.34 Cycle diurne moyen du NO₂ tous les jours (annuel) et en fin de semaine et en fin de semaine par comparaison aux jours de semaine, sur six stations situées dans Montréal (Saint-Anne-de-Bellevue, Aéroport de Montréal, Parc Pilon, Jardin Botanique, St-Jean-Batiste et Verdun) de 2005 à 2006.....681
- Figure 7.35 a-f Tendances des concentrations quotidiennes maximale sur huit heures d'ozone pendant la saison chaude, sur cinq sites au sud du Québec et un site à l'est de l'Ontario de 1991 à 2008. Site de référence : Ferme-Neuve (situé à 180 km au nord-ouest de Montréal). Sites urbains : Saint Jean Baptiste, Parc Pilon (sur l'île de Montréal tous les deux) et Ottawa. Sites ruraux : Saint Zéphirin, La Patrie. Les lignes de tendance rouges sont significatives au niveau de confiance de 95 % en fonction du test T.684
- Figure 7.36 Concentrations mensuelles moyennes de PM_{2.5} fondées sur les mesures de TEOM à Montréal (site de Drummond), Québec, Trois-Rivières, Saint-Anicet, L'Assomption et L'Acadie de 1999 à 2002.....686
- Figure 7.37 Cycles diurnes des PM_{2.5} fondés sur les mesures de TEOM sur un site suburbain (Rivière-des-Prairies, appelé RDP) et un site urbain (Maisonnette, centre ville de Montréal, appelé DRU) pendant trois étés et hivers (2004 à 2006), comparés au cycle diurne annuel moyen sur le site rural de Saint-Anicet (WBZ)686
- Figure 7.38 Répartition spatiale de l'ozone en Ontario, exprimée en tant que mesure de la norme pancanadienne. Saisons chaudes de 2004 à 2006, quatrième moyenne maximale quotidienne de l'ozone sur huit heures. Les points noirs illustrent les emplacements de tous les sites de surveillance disponibles pour l'interpolation, en fonction d'un schéma de pondération inversement proportionnelle.690
- Figure 7.39 Répartition spatiale de l'ozone en Ontario, exprimée en tant que mesure de la norme pancanadienne Saisons chaudes de 2004 à 2006, quatrième moyenne maximale d'ozone sur huit heures issue de l'interpolation optimale des données du site de surveillance typiques, disponibles depuis 2003, et résultat du modèle de prévision de l'ozone (O₃), CHRONOS.....691

Figure 7.40 Répartition géographique partout en Ontario des concentrations de PM _{2.5} exprimées en termes de mesure du standard pancanadien (dernières années de 2005, 2006 et 2007)	694
Figure 7.41 a) 10 mai 2006 – épisode de concentration élevée de SO ₂ et de PM _{2.5} à Hamilton (Ontario). Les gaz sont exprimés en ppb, alors que les PM _{2.5} sont exprimées en µg m ⁻³ . b) 15 juin 2006 – épisode de concentration élevée de SO ₂ (en ppb) et de PM _{2.5} (en µg m ⁻³) à Sault Ste. Marie (Ontario).....	695
Figure 7.42 Concentrations médianes de PM _{2.5} sur 6 heures pendant les saisons chaudes (mai à septembre) de 1998 à 2001 (jours sans précipitations). « TOUT » illustre toutes les mesures de la période pendant laquelle chacun des quatre sites a fait des déclarations simultanément. Les sites illustrés représentent un transect du sud-ouest vers le nord-est, d'un emplacement rural (Simcoe) vers la périphérie d'Hamilton (Hamilton Mtn.) et deux sites à Toronto. Etobicoke se trouve dans la partie sud-ouest de Toronto et subit les effets de la circulation.....	697
Figure 7.43 Courbes de la tendance d'ozone (O ₃) interannuelle par types de trajectoires sur 10 sites. La période de l'enregistrement des données sur l'ozone (O ₃) sur tout site donné utilisé dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les courbes associées à chaque type ont été générées avec LOWESS (Cleveland <i>et al.</i> , 1988), technique de lissage non paramétrique. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.	699
Figure 7.44 Tendance des concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur huit heures à la saison chaude, au sud de l'Ontario du 1991 à 2008. Les lignes de tendance en rouge sont statistiquement significatives avec un taux de confiance de 95 % selon le test T.	702
Figure 7.45 Courbes de tendance d'ozone (O ₃) saisonnier, par types de trajectoires sur 10 sites d'ozone (O ₃). La période de l'enregistrement des données sur l'ozone (O ₃) sur tout site donné utilisé dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les tendances de l'ozone (O ₃) ont été générées avec LOWESS (Cleveland <i>et al.</i> , 1988), technique de lissage non paramétrique associée à ces types. Veuillez noter que des échelles différentes sont utilisées sur les sites. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.	705
Figure 7.46 Concentrations moyennes quotidiennes et maximales d'ozone sur deux sites de l'Ontario : (a) ouest de Toronto et (b) Dorset. La ligne en gras représente la moyenne chevauchante sur 10 points. Veuillez noter que les données des autres années, non illustrées ici, montrent des conditions essentiellement identiques.....	706
Figure 7.47 Schéma diurne de la concentration d'ozone sur les sites d'Ontario en 2006	707
Figure 7.48 a-c : Tendances diurnes des PM _{2.5} (toute l'année et l'été seulement) à Dorset, Port Stanley et à l'ouest de Toronto.....	709

Figure 7.49 Moyenne annuelle estimée des particules fines de nitrate des sites du RCSAP au sud de l'Ontario et au Québec	711
Figure 7.50 Cycle saisonnier de l'ozone (O_3), des $PM_{2.5}$, du NO_2 et du NO sur le site de surveillance à l'est d'Edmonton. Le diagramme en boîte illustre : le 95 ^e centile (cercle supérieur), 90 ^e centile (moustache supérieure), 75 ^e centile (bord supérieur de la case), la valeur médiane (ligne horizontale qui traverse la case), 25 ^e centile (bord inférieur de la case), le 10 ^e centile (moustache inférieure) et le 5 ^e centile (cercle inférieur) de toutes les observations pour chaque catégorie.....	720
Figure 7.51 Dépassement en pourcentage de la valeur d'ozone (O_3) de la norme pancanadienne en Alberta – comparaison des sites urbains et non urbains. (pourcentage des jours où la concentration d'ozone sur 8 heures est >65 ppb sur certains sites d'Alberta).....	722
Figure 7.52 Concentrations de NO_2 (haut), d'ozone (O_3) (milieu), et de $PM_{2.5}$ (bas) au 95 ^e centile en été et en hiver (2000 à 2005) sur des sites partout dans les Prairies	724
Figure 7.53 Concentration de $PM_{2.5}$ (ligne grise en gras), rapport de mélange du NO (ligne verte), vitesse du vent et hauteur de la couche de mélange pendant un épisode hivernal à Edmonton. Les polluants et la vitesse du vent ont été mesurés à la station de surveillance de l'est d'Edmonton, la hauteur de la couche de mélange estimée a été obtenue à l'issue du lancement de radiosondes à Stony Plain, à 20 km d'Edmonton. La case bleue et les moustaches désignent les vitesses du vent observées chaque jour, alors que la ligne rouge illustre la moyenne à long terme de la vitesse du vent sur le site. Veuillez noter que les vitesses du vent observées étaient bien inférieures à la moyenne pendant les périodes de pic de NO et de $PM_{2.5}$ les 10 et 11 décembre.	725
Figure 7.54 Fréquence moyenne des jours où la moyenne d'ozone sur 8 heures dépasse 65 ppb sur cinq sites près d'Edmonton (1996 à 2005). Les cinq sites de la région d'Edmonton sont le nord-ouest d'Edmonton, le centre d'Edmonton, l'est d'Edmonton, Fort Saskatchewan et Tomahawk (80 km ouest-sud-ouest d'Edmonton). Fréquence mensuelle des épisodes d'ozone à Edmonton 1989 à 2003. Un épisode d'ozone est défini comme un jour où un ou plusieurs des sites de la région d'Edmonton (nord-ouest, centre, est et Fort Saskatchewan) déclare des concentrations d'ozone (O_3) sur huit heures supérieures à 65 ppb.	726
Figure 7.55 Tendances des concentrations d'ozone maximale sur 8 heures en saison chaude (mai à septembre) de 1991 à 2008, dans trois villes des Prairies. Les lignes de tendance en rouge sont significatives statistiquement au niveau de confiance de 95 % en fonction du test T	730
Figure 7.56 Production d'ozone et perte de NO_y pendant un vol d'échantillonnage de la trajectoire du panache plume, le 10 août 2001. La ligne bleue représente les concentrations de NO_x observées pendant le vol, avec des concentrations en augmentation le long de l'axe z (non illustré dans un souci de simplicité). Les concentrations d'ozone mesurées pendant le même vol sont illustrées par une surface colorée. Veuillez noter les concentrations plus élevées de NO_x associées à des concentrations d'ozone plus basses. Figure reproduite à partir d'AMEC. 2003. Production d'ozone et perte de NO_y	

pendant un vol d'échantillonnage de la trajectoire du panache le 10 août 2001. Reproduction à partir d'AMEC (2003).	735
Figure 7.57 a à c : Scénario du secteur des sables bitumineux : (a) quatrième concentration quotidienne maximale d'ozone la plus élevée; (b) exclusion des émissions du secteur des sables bitumineux; (c) différence en % maximale entre (a) et (b).	736
Figure 7.58 Panaches d'ozone interpolés dans la vallée du bas Fraser les 3 août 1988 et 29 juillet 2003. De Steyn et Ainslie (2007).....	737
Figure 7.59 a) Schéma diurne des concentrations de NO à Robson, Vancouver (1995 à 2006). b) Schéma diurne des concentrations de NO ₂ à Robson, Vancouver (1995 à 2006). c) Schéma diurne des concentrations de NO à Hope (1996 à 2006). d) Schéma diurne des concentrations d'ozone (O ₃) à Robson, Vancouver (1995 à 2006). e) Schéma diurne des concentrations d'ozone (O ₃) à Hope (1996 à 2006).....	739
Figure 7.60 Composés organiques volatils (COV) : rapports du NO _x , NO _x et total des composés organiques volatils (COV) sur les stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) dans la vallée du bas Fraser (mai à septembre 1990 à 2006). Stations classées par ordre décroissant des rapports de composés organiques volatils (COV)/NO _x	740
Figure 7.61 a) Schéma diurne des concentrations de PM _{2.5} à l'ouest de Vancouver, 10e (2006). b) Schéma diurne des concentrations de PM _{2.5} à Hope (2005 à 2006)	741
Figure 7.62 a) Schéma saisonnier des concentrations d'ozone (O ₃) à l'aéroport de Vancouver (1996 à 2006). b) Schéma saisonnier des concentrations d'ozone (O ₃) à Chilliwack (1995 à 2006). c) Schéma saisonnier des PM _{2.5} à Chilliwack (1995 à 2006).	742
Figure 7.63 Tendances de l'ozone sur les sites à l'ouest (a) et à l'est (b) de la vallée du bas Fraser pour les différents centiles dans la répartition statistique. Les tendances significatives statistiquement à p<0,05 sont illustrées en rouge. La moyenne des données relatives à l'ouest de la vallée du bas Fraser ont été calculées sur les sites suivants : Hastings et Kensington, Rocky Point, Ouest de Vancouver 10e, Delta, Burnaby Ring Road, sud de Richmond, parc Mahon. La moyenne des données de l'est de la vallée du bas Fraser a été calculée sur les sites : est de Surrey, Abbotsford S. Fraser Hwy, aéroport de Chilliwack.	743
Figure 7.64 Répartition statistique de (a) l'extinction de la lumière reconstruite et (b) la portée visuelle au sud de Burnaby et à l'aéroport d'Abbotsford pendant la période de 2003 à 2008.....	746
Figure 7.65 Schéma saisonnier de l'extinction de la lumière reconstruite au sud de Burnaby et à l'aéroport d'Abbotsford pendant la période de 2003 à 2008.....	746
Figure 7.66 Schéma saisonnier des concentrations de PM _{2.5} à Prince George, Plaza 400 (1998 à 2006).....	748

Figure 7.67 Moyenne quotidienne des PM_{10} à Yellowknife en avril et mai 2007	751
Figure 7.68 Moyenne horaire des PM_{10} à Yellowknife en avril et mai 2007	751
Figure 7.69 Vecteurs de la moyenne des types de trajectoires tirés de la période (de 1994 à 2005) des données des $PM_{2.5}$ sur 8 sites choisis. Veuillez noter que la période utilisée pour obtenir ces types et ceux de la figure 7.34 était considérablement différente. Des schémas de transport très similaires ont été déterminés quand les mêmes sites ont été examinés (p. ex. Kejimkujik et Forest Hills (Saint John)). Veuillez noter aussi que les trajectoires de transport dominantes sur les sites avoisinants (p. ex., Kejimkujik et Forest Hills; Saint Anicet et Roundtop Ridge; nord-ouest d'Edmonton et Ester) sont similaires. Cela met en exergue le fait qu'en raison des données d'entrée et des facteurs météorologiques plus influents, les trajectoires ne résolvent que les phénomènes à l'échelle régionale et plus vaste, en opposition aux caractéristiques à l'échelle locale.....	755
Figure 7.70 Diagramme de quartiles des $PM_{2.5}$ saisonnières par types de trajectoires sur 8 sites de $PM_{2.5}$. La période de l'enregistrement des données sur les $PM_{2.5}$ sur tout site donné dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les répartitions saisonnières sont : mars-avril-mai (MAM), juin-juillet-août (JJA), septembre-octobre-novembre (SON) et décembre-janvier-février (DJF). Veuillez noter que des échelles différentes sont utilisées sur les sites.....	758
Figure 7.71 Définition de la limite géographique du secteur source (Ketch <i>et al.</i> , 2005) à St. Andrews (N.-B.) et Kejimkujik (N.-É.). Les trajectoires (925 hPa sur trois jours) qui arrivent sur chaque site ont été triées selon trois régions ou secteurs en amont : États- Unis, Canada et l'océan. Un quatrième groupe, le « groupe multisectoriel », a été défini pour une trajectoire qui n'avait pas au moins dix segments sur les douze uniquement dans l'une de ces trois régions. (Ketch <i>et al.</i> , 2005).....	759
Figure 7.72 Résultats QTBA illustrant la contribution relative aux concentrations d'ozone pendant les périodes de dépassement des mesures de la norme pancanadienne répandues concernant l'ozone (gauche) et les $PM_{2.5}$ (droite) à Kejimkujik (Johnson, 2004). Les deux images illustrent le fait que les trajectoires contribuent aux concentrations plus élevées de ces polluants viennent généralement de l'ouest. Les données sur l'ozone sont fondées sur la période de 1990 à 2002 et celles sur les $PM_{2.5}$ sur la période de 1998 à 2002. La voie de transport des concentrations d'ozone élevées vient plus de l'ouest que la voie des $PM_{2.5}$. La légende indique la contribution relative des parcelles qui passent au-dessus d'une maille de grille aux concentrations à Kejimkujik, où la couleur verte représente un facteur de 1 et la couleur rouge la plus foncée représente un facteur de 3 au-dessus de la concentration moyenne.	760
Figure 7.73 Rétrotrajectoires à mésoéchelle regroupées de l'ozone (O_3) à RCEPA Saturna (décembre 2003 à mars 2005).....	768
Figure 7.74 Rétrotrajectoires à mésoéchelle regroupées de l'ozone (O_3) à l'aéroport de Chilliwack (décembre 2003 à mars 2005).....	768

Figure 7.75 Rétrotrajectoires à mésoéchelle regroupées de l'ozone (O ₃) à Kelowna College (décembre 2003 à mars 2005).....	769
Figure 7.76 Carte de la densité de la probabilité de la trajectoire de la concentration maximale d'ozone (O ₃) à RCEPA Saturna, selon trois rétrotrajectoires du Centre météorologique canadien sur trois jours.....	770
Figure 7.77 Carte de la densité de la probabilité de la trajectoire de la concentration maximale d'ozone (O ₃) à RCEPA Saturna, selon une rétrotrajectoire à mésoéchelle d'un jour.....	771
Figure 7.78 Analyse du secteur éolien illustrant les contributions en pourcentage par secteur des polluants mesurés à Christopher Point. Les contributions canadiennes locales et transportées sont illustrées.....	773
Figure 7.79 Cartes météorologiques associées à l'événement des PM _{2.5} en Ontario et au Québec (février 2005). Les indications de date et d'heure de la carte correspondent au fuseau EST, avec des tableaux synoptiques de surface du 1 ^{er} au 6 février sur les deux lignes supérieures et des tableaux de 500 mb les 1 ^{er} , 3, 4 et 5 février sur la ligne du bas. Les tableaux de surface illustrent une dorsale d'anticyclone (ligne ondulée) quasiment stationnaire au-dessus du sud de l'Ontario, des Grands Lacs inférieurs et du sud du Québec pendant la période jusqu'au 6 février.	777
Figure 7.80 a) Séries chronologiques des concentrations de PM _{2.5} moyennes traitées par appareil de surveillance continue par balance microélectronique (SES) non ajustées pour les moyennes du groupe de sites dans les régions de Windsor, de Toronto, de l'est de l'Ontario et de Montréal pendant la période du 29 janvier au 10 février 2005. Même si les sites de Montréal présentaient les valeurs les plus importantes et étaient élevées avant les autres régions, le graphique illustre le retour rapide à des concentrations basses à l'approche d'un front froid et d'un temps associé le 8 février. b) Concentrations moyennes de PM _{2.5} sur six heures mesurées par un appareil de mesure continue BAM (Beta Attenuation Monitoring) sur certains sites de chaque région. Cet instrument est bien plus sensible à la perte d'ammonium de nitrate (notamment en hiver) et les concentrations montrent donc une tendance à être plus importantes que celles de la figure 7.66 a.	778
Figure 7.81 Concentrations de la masse des PM _{2.5} avec des filtres, de nitrate et du sulfate (moyennes sur 24 heures) pour les régions de Windsor, de Toronto, de l'est de l'Ontario et du Nouveau-Brunswick pendant l'épisode hivernal de PM de février 2005. La moyenne des concentrations a été calculée sur les sites disponibles dans les quatre régions choisies. Les mesures de la masse sur 24 heures illustrées dans l'image du haut sont la meilleure estimation des véritables valeurs.	780
Figure 7.82 Les concentrations de PM _{2.5} (moyenne sur 24 heures) le 6 février 2005, le jour où les concentrations étaient les plus élevées au sud du Québec, soit les concentrations de PM _{2.5} les plus élevées (échantillons avec filtre sur 24 heures) observées au Canada au cours des 10 dernières années.	782

Figure 7.83 Moyenne des émissions des PM _{2.5} des feux de forêt de 2000 à 2004 et zone brûlée par province (Lavoué <i>et al.</i> , 2007).....	784
Figure 7.84 Vue du centre ville de Calgary vers l'ouest à 19 h 30 le 13 août 2003. Fumée des feux de forêt au sud-est de la Colombie-Britannique. Concentrations des matières particulaires fines = 125 mg m-3 (moyenne des trois stations de surveillance de Calgary).....	785
Figure 7.85 PM _{2.5} horaires et quotidiennes à la station de surveillance du nord-ouest de Calgary pendant l'épisode de fumée des feux de forêt d'août 2003. La ligne verte illustre la concentration horaire médiane des PM _{2.5} en août sur ce site, la ligne bleue illustre les PM _{2.5} horaires du 95 ^e centile sur ce site et la ligne rouge montre la norme pancanadienne pour les MP.	785
Figure 7.86 Résultats de l'étude de cas du Québec du 6 juillet 2002. Gauche : image Terra MODIS à 15 h 50 (TU); Droite : sortie GEM/CHRONOS des PM _{2.5} à 16 h (TU) avec (bas) et sans (haut) émissions des incendies. Sans l'inclusion des émissions des feux de forêt, le modèle ne peut pas être utilisé pour prévoir les PM élevées observées.	786
Figure 7.87 Concentration de NO ₂ et de matières particulaires comme fonction de la distance à partir d'une autoroute principale (Beckerman <i>et al.</i> , 2007).....	789
Figure 7.88 Carte des concentrations de NO ₂ de a) Toronto (Jerrett <i>et al.</i> , 2007), et b) Windsor (Wheeler <i>et al.</i> , 2007), générée à l'aide d'un modèle de régression de l'utilisation des terres	792
Figure 7.89 Variations saisonnières des contributions des facteurs modélisés de factorisation de matrice positive (FMP) au sud de Burnaby (décembre 2003 – décembre 2008)	795
Figure 7.90 Variations saisonnières des contributions des facteurs modélisés de factorisation de matrice positive (FMP) à Abbotsford (décembre 2003 – décembre 2008).....	796
Figure 7.91 Contributions saisonnières des facteurs PMF et CMB à la masse des PM _{2.5} à Prince George, Plaza 400 (2004 à 2006). Données offertes par le ministère de l'Environnement de la C.-B.....	797
Figure 7.92 Contribution du facteur saisonnier à la masse des PM _{2.5} à Golden (2004- 2006). Données offertes par le ministère de l'Environnement de la C.-B.	798
Figure 7.93 Contribution de la source à la masse des PM _{2.5} dans cinq villes canadiennes (2006-2007). AOS désigne les aérosols organiques secondaires (Jeong <i>et al.</i> , 2009).....	799
Figure 7.94 Mesure du rapport rétrodiffusé obtenue avec Raman Lidar de Dalhousie le 14 juillet 2007. Les aérosols sont révélés par des rapports supérieurs à 1 (p. ex. bleu clair à rouge sur l'échelle de couleur). Un récepteur à basse altitude distinct est utilisé pour les mesures entre le sol et 1 kilomètre d'altitude. On a d'abord détecté les particules entre un et deux kilomètres en altitude, puis elles sont	

descendues progressivement vers le niveau du sol. Les concentrations d'ozone (O ₃) et de PM _{2.5} de surface élevées ont été mesurées lorsque cette couche atteignait le sol.	801
Figure 7.95 Rétrotrajectoire sur 72 heures pour l'air arrivant à 1, 2 et 3 km d'altitude au-dessus d'Halifax à 20 h (TU) le 14 juillet 2007, associée au panache détecté à la figure 7.85	801
Figure 7.96 Mesure de Raman Lidar de Dalhousie d'un panache de fumée de la biomasse provenant de l'état du Montana le 15 août 2007, où le panache présente une couche qui s'étend de 2,5 à 5,5 km en altitude	802
Figure 7.97 Concentration d'ozone médiane avec les vents de sud-ouest et une couverture nuageuse < 50 % sur chaque site près de Saint John (N.-B.) pendant les heures du jour sélectionnées, dans un souci de condition optimale pour la photochimie, de mai à septembre entre 1997 et 2005. La case représente les valeurs entre les 25 ^e 75 ^e centiles, les moustaches représentent les 10 ^e et 90 ^e centiles. « UW » signifie en amont et « DW » en aval. La présence d'un titrage de l'ozone (O ₃) par le NO _x est révélée par les valeurs inférieures de l'ozone (O ₃) sur le site des douanes de Saint John, persistant sur le site urbain en aval de Forest Hills. Le site rural en aval de Norton présente les concentrations d'ozone (O ₃) les plus élevées pendant les heures choisies, supérieures à celles du site rural en amont de Point Lepreau, ce qui indique la production photochimique des précurseurs rejetés dans le noyau urbain.....	805
Figure 7.98 Concentrations des PM _{2.5} moyennes heure par heure en 2006, pendant les mois d'hiver (novembre à mars). Le site de circulation, au centre ville de Montréal, est touché par l'heure de pointe de l'après-midi, mais la concentration revient à des valeurs moyennes plus tard dans la soirée. En revanche, les communautés touchées par la combustion de bois sont soumises à une augmentation des concentrations de PM _{2.5} plus tard dans la soirée, puis retournent à des valeurs normales bien après minuit. Le symbole « * » dans la légende indique que les matières particulaires sont mesurées par un instrument BAM dont on sait que les valeurs sont supérieures à celles de TEOM avec un instrument de séchage (sites sans « * »).....	807
Figure 7.99 Comparaison entre les PM _{2.5} des feux de forêt et des feux d'artifice en 2002, déclarés à Hochelaga (1,8 km au nord du site des feux d'artifice) et à Rivière-des-Prairies (RDP, 14 km au nord du site des feux d'artifice) (Gagnon <i>et al.</i> 2003).....	808
Figure 7.100 Contributions transfrontalières et ontariennes à l'ozone, les jours de concentrations élevées de mai à octobre (MEO, 2005)	811
Figure 7.101 Contributions transfrontalières et ontariennes aux PM _{2.5} les jours de concentrations élevées de mai à octobre (MEO, 2005)	812
Figure 7.102 Contributions transfrontalières et ontariennes aux PM _{2.5} tous les jours de mai à octobre (MEO, 2005)	813

- Figure 7.103 (a) Préviation du modèle AURAMS de l'ozone de surface le 28 août, à 12 h 24 heure locale, pendant l'étude des Prairies de 2005; (b) coupe transversale verticale du transect de A à B présentant un appauvrissement de l'ozone à la surface et deux régions de concentrations d'ozone élevées en altitude, provenant du mélange vers le bas à partir de la troposphère moyenne et de l'amélioration chimique à un niveau de 700 mètres814
- Figure 7.104 Moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures prévue par le modèle pour une simulation sur trois mois (juin, juillet août) pour (a) le cas de référence, (b) les sources de pollution hors d'Alberta établies à zéro (condition limite d'air pur). Veuillez noter que les sources transfrontalières sont plus importantes pour les concentrations d'ozone élevées à Calgary qu'à Edmonton. Moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures prévue par le modèle pour une simulation sur trois mois (juin, juillet août) pour (a) le cas de référence, (b) les sources de pollution hors d'Alberta établies à zéro (condition limite d'air pur).(Fox et Kellerhals, 2007).815
- Figure 7.105 Emplacements de la station de la vallée du bas Fraser pendant l'étude du Pacifique de 2001 (Vingarzan et Li, 2006).....817
- Figure 8.1 Représentation des liens entre changements climatiques et qualité de l'air. Les changements du bilan énergétique du système climatique peuvent avoir des conséquences sur les paramètres météorologiques, qui peuvent se répercuter sur la formation et la distribution d'espèces atmosphériques, modifiant donc la qualité de l'air. L'évolution de la distribution et de la formation des espèces atmosphériques peut engendrer une réaction et modifier le bilan énergétique du système climatique.....851
- Figure 8.2 Configuration générale hors ligne MCG-MTC pour l'enquête sur les effets des changements climatiques sur la qualité de l'air d'après Jacob et Winner (2009). MCG = modèle de circulation générale, MCR = modèle de climat régional et MTC = modèle de transport chimique855
- Figure 8.3 Concentrations de PM_{2.5} de surface déduites à partir des observations satellitaires de la profondeur optique des aérosols. Les volets supérieurs montrent les PM_{2.5} entre juin et août depuis l'instrument satellitaire MISR et depuis les points de surveillance de surface. Le volet inférieur représente la relation temporelle de deux observations satellitaires avec une surveillance au sol co-implantée à Toronto. (Adapté de van Donkelaar *et al.*, 2006.)893
- Figure 8.4 Rapport moyen mensuel de colonne HCHO/NO₂ troposphérique extrait de l'instrument satellitaire GOME pour l'est de l'Asie et l'Amérique du Nord. Dans les zones avec des rapports > 1, il y a généralement peu de NO_x, alors que dans les zones où le rapport est < 1, il y a habituellement peu de composés organiques volatils (COV). Les zones blanches représentent les régions les moins polluées (colonnes de NO₂ troposphérique observées inférieures à $2,5 \times 10^{15}$ molécules par cm⁻²) ou situées sous la limite de détection de colonne de HCHO de 4×10^{15} molécules par cm⁻². (D'après Martin *et al.*, 2004.)894

- Figure 8.5 (gauche) Colonnes de NO₂ troposphérique pour 2004-2005 définies à partir de l'instrument satellitaire SCIAMACHY. (droite) Émissions de NO_x de surface pour 2004-2005 définies par l'intermédiaire de la modélisation inverse des observations de l'instrument SCIAMACHY à l'aide du modèle GEOS-Chem. Les différences les plus importantes avec les inventaires ascendants se produisent au-dessus de régions évoluant rapidement où l'inventaire ascendant est obsolète. Les mesures aériennes ont été prises dans le cadre de la campagne aérienne de l'ICARTT en soutien au programme d'inventaire SCIAMACHY (*Martin et al.*, 2006).896
- Figure 8.6 (gauche) Colonnes de formaldéhyde (HCHO) au-dessus des États-Unis déterminées à partir de l'instrument satellitaire OMI pour l'été 2006. (droite) Émissions d'isoprène déterminées par l'intermédiaire de la modélisation inversée des observations de l'instrument OMI à l'aide d'un modèle de transport chimique (GEOS-Chem) (*Millet et al.*, 2008). Les mesures aériennes montrent que l'isoprène est la source dominante de variabilité du formaldéhyde en colonne au-dessus de l'Amérique du Nord (*Millet et al.*, 2006).....896
- Figure 8.7 Le volet de gauche montre une moyenne saisonnière des colonnes d'ozone (O₃) troposphérique mesurées par l'instrument GOME (unités Dobson) entre juin et août 1997 (*Liu et al.*, 2006b). Le volet de droite représente le rapport de mélange de CO à 700 hPa (ppbv) mesuré par l'instrument MOPITT entre le 15 et le 23 juillet 2004 (*Pfister et al.*, 2006).898
- Figure 9.1 Processus chimiques et de transport associés à la composition atmosphérique. Les processus relient l'atmosphère à d'autres composantes du système terrestre, notamment les océans, les terres, ainsi que les plantes et les animaux terrestres et marins. Crédit : Plan stratégique du Climate Change Science Program, 2005 (illustré par P. Rekacewicz).927
- Figure 9.2 Observation satellite du (a) transport transpacifique de CO asiatique et (b) des tempêtes de sable et de poussière.....928
- Figure 9.3 Flux de transport par zones ($\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) de poussières asiatiques au printemps de (a) 8 années El Niño (1966, 1973, 1983 1987, 1987, 1992, 1998 et 2003) et de (b) 8 années La Niña (1965, 1971, 1974, 1976, 1986, 1989, 1999 et 2000). Les lignes de contour concernent les anomalies par rapport à la moyenne sur 44 ans d'aérosols dans les poussières asiatiques au printemps (*Zhao et al.*, 2006). Les flèches rouges représentent les voies dominantes de transport intercontinental.930
- Figure 9.4 (a) Séries temporelles des concentrations moyennes de PM₁₀ au printemps sur 15 sites à l'ouest des États-Unis et chiffres totaux de traitement du SDS en Chine entre le printemps 2000 et le printemps 2006. Les 15 sites sont les suivants : Bliss State Park (Californie), Bridger Wilderness (Wyoming), Columbia River (Washington), Crater Lake (Oregon), Craters of the Moon (Idaho), Lassen (Californie), Mt. Rainier (Washington), Pinnacles (Californie), Redwood NP (Californie), Sawtooth NF (Idaho), Snoqualimie Pass (Washington), Sula Peak (Montana), Three Sisters (Oregon), Yellowstone (Wyoming), et Yosemite (Californie). (b) Comme dans la figure 9.4(a) mais pour les concentrations moyennes de Ca au printemps contenues dans les aérosols collectés sur l'île Saturna, au Canada, entre 2001 et 2006.....931

Figure 9.5 Moyennes mensuelles (a) de calcium et (b) sulfate inférieur à 2,5 µm, collectées à Whistler entre 2002 et 2006.....	933
Figure 9.6 Moyennes mensuelles (a) de monoxyde de carbone et (b) d'ozone pendant la nuit sur le site à altitude élevée de Whistler entre mars 2002 et novembre 2006	934
Figure 9.7 Distributions de fréquence (a) du CO et (b) de l'ozone (O ₃) en nocturne à Whistler (C.-B.) pendant l'été (de mai à août) entre 2002 et 2005	935
Figure 9.8 Séries temporelles de mesures de particules sur le site à altitude élevée de Whistler (C.-B.) pendant la période Intex-B du printemps 2006. (a) Distributions des volumes de particules (dV/dlogD), les événements de transport principaux sont identifiés par une augmentation du volume des grosses particules. (b) Sulfate à fraction fine et calcium à grosse fraction provenant d'échantillons d'impacteur.....	936
Figure 9.9 Profils moyens des concentrations de masse (en µg m ⁻³) de nitrate, de sulfate et de matières organiques totales mesurées par le spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique. En outre, le profil moyen des profils de concentration du nombre de particules grossières (en cm ⁻²) tiré de 19 vols entre le 22 avril et le 15 mai 2006 est utilisé dans les moyennes.	937
Figure 9.10 Moyenne annuelle des concentrations de matières particulaires (MP) de surface (couleurs) et réduction de ces concentrations (lignes de contour pointillées) en raison l'élimination des sources anthropiques d'Asie de l'est (sulfate, carbone noir, carbone organique). Dans cette figure, les matières particulaires comprennent le sulfate, le carbone noir, le carbone organique et le sel de mer.	940
Figure 9.11 Simulations concernant le sulfate (volets supérieurs) pour avril et mai 2006 à partir de deux modèles, (a) GEM-AQ/EC et (b) GEOS-CHEM, classés verticalement de 0 à 2 km (notez les différences entre les échelles de couleur). Les volets du milieu montrent le profil vertical moyen entre les lignes rouges (bleues) et les volets inférieurs montrent le pourcentage de sulfate d'origine asiatique dans les deux modèles. Cela suggère que, pour une grande partie du Canada, les émissions de soufre d'Asie de l'est n'ont que peu d'influence à la surface. Il convient de noter l'exception sur la côte ouest, où les émissions asiatiques représentent 20 à 30 % du sulfate en surface. À des altitudes plus élevées, le sulfate asiatique semble important dans tout le pays.....	942

- Figure 9.12 (a) Ensemble modélisé de la réaction de l'ozone (O_3) de surface (ppb) au-dessus de l'Amérique du Nord (AN, en rouge) aux réductions de 20 % des émissions anthropiques des précurseurs de l'ozone (O_3) individuellement (NO_x , composés organique volatils (COV) non méthaniques et CO), associés (TOUS) et au CH_4 provenant de trois régions étrangères (EU pour l'Europe, AE pour Asie de l'est et AS pour Asie du sud). (b) Contribution moyenne annuelle et saisonnière à l'ozone (O_3) de surface total depuis des régions source étrangères sur l'Amérique du Nord (Europe uniquement, EU en vert; Asie de l'est uniquement, AE en bleu; combinaison Europe et Asie de l'est, EU + AE en gris) conformément aux estimations des modélisations de résultats individuels par le HTAP et aux études dans la documentation publiée (fines barres verticales pour les amplitudes sur plusieurs études et régions; carrés indiquant là où une seule valeur est déclarée). Les cercles blancs représentent la valeur médiane multimodèles. (Fiore *et al.*, 2009).....944
- Figure 9.13 Concentrations d'ozone (O_3) et réductions dues à des réductions (a) de 100 % et (b) de 20 % du NO_x et des composés organique volatils (COV) en Asie (moyenne annuelle), montrant la réaction non linéaire des concentrations ambiantes aux réductions des émissions. Les zones colorées représentent les concentrations d'ozone troposphérique et les lignes pointillées représentent les réductions (ppbv).945
- Figure 9.14 (a) Concentration annuelle moyenne ($\mu g m^{-3}$) de matières particulaires tirée des simulations entre 1998 et 2004 en Amérique du Nord. (b) Pourcentage de matières particulaires provenant de contributions naturelles en Amérique du Nord. Les zones colorées représentent les pourcentages et les lignes de contour sont les écarts-types.....947
- Figure 9.15 Pourcentage de matières particulaires provenant de contributions naturelles dans les zones côtières (a) de l'est et (b) de l'ouest du Canada. Les zones colorées représentent les pourcentages et les lignes de contour sont les écarts-types.....948
- Figure 9.16 Poussière ambiante et concentrations d'aérosols carbonés provenant de sources naturelles (a) au printemps et (b) en été.949
- Figure 9.17 Flux moyens d'importation et d'exportation depuis l'Asie de l'est et l'Amérique du Nord pour l'ensemble des matières particulaires et écarts-types issus de simulations sur 10 ans. Le contour de fond illustre les flux moyens de transport au printemps ($\mu g m^{-2} s^{-1}$) intégrés verticalement de 3 à 10 km alors que les chiffres accompagnés de flèches montrent la moyenne des flux transportés sur 10 ans ($Tg jour^{-1}$) et les déviations traversant chaque frontière des deux régions définies par le HTAP (Asie de l'est et Amérique du Nord) de la surface à la frontière supérieure du modèle.950
- Figure 10.1 Distribution spatiale des degrés d'exposition de la végétation à l' O_3 (2005) en Amérique du Nord, d'après l'indice d'exposition W126 (ppm-h). Les points correspondent à la position des stations de surveillance dont les données ont été utilisées pour l'analyse.964

- Figure 10.2 Distribution spatiale des degrés d'exposition de la végétation à l'O₃ (2005) en Amérique du Nord, d'après l'indice d'exposition SUM06. Les points correspondent à la position des stations de surveillance dont les données ont été utilisées pour l'analyse.....964
- Figure 10.3 Relation interannuelle entre les indices (en couleur) SUM06 (haut), W126 (centre) et AOT40 (bas) ainsi que la valeur annuelle de la 4^e valeur la plus élevée des concentrations quotidiennes d'O₃ sur 8 h, établis pour toutes les stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RÉSEAU NSPA), 1990-2006.966
- Figure 10.4 Calcul par modélisation des valeurs de l'indice SUM60 en Alberta pour le scénario de référence 2002 (à gauche) et pour un scénario prédictif (à droite)968
- Figure 10.5 Calcul par modélisation des valeurs de l'indice AOT40 en Alberta pour le scénario de référence 2002 (à gauche) et pour un scénario prédictif (à droite)969
- Figure 11.1 Résumé des stations de surveillance du RNSPA et de la disponibilité des données utilisées dans l'évaluation de la visibilité entre 2003 et 20071051
- Figure 11.2 Comparaison des moyennes des particules fines mesurées et reconstituées sur les sites d'échantillonnage de spéciation du RNSPA. Notez que la masse « Reconstituée SNC » comprend seulement du sulfate d'ammonium, du nitrate d'ammonium et des espèces carbonées. La masse « Reconstituée totale » inclut les sols et le sel de mer, le cas échéant.....1052
- Figure 11.3 Représentation statistique de la masse fine reconstituée ($\mu\text{g m}^{-3}$) avec le sulfate d'ammonium, le nitrate d'ammonium et les espèces carbonées seulement aux stations de spéciation du RNSPA. Le haut des barres bleues représente les valeurs moyennes. Les rectangles aux contours noirs représentent la fourchette entre le 20^e et le 80^e centile. Les lignes verticales représentent la fourchette entre le 2^e et le 98^e centile.1053
- Figure 11.4 Fourchettes statistiques reconstituées du coefficient d'extinction (Mm^{-1}) pour les espèces de PM et le NO₂(g) le cas échéant sur les sites de spéciation du RNSPA. Le haut des barres bleues représente les valeurs moyennes. Les rectangles aux contours noirs représentent la fourchette entre le 20^e et le 80^e centile. Les lignes verticales représentent la fourchette entre le 2^e et le 98^e centile.....1055
- Figure 11.5 Fourchettes statistiques reconstituées de la portée visuelle (km) pour les espèces de PM et le NO₂(g) le cas échéant sur les sites de spéciation du RNSPA. Le haut des barres bleues représente les valeurs moyennes. Les rectangles aux contours noirs représentent la fourchette entre le 20^e et le 80^e centile. Les lignes verticales représentent la fourchette entre le 2^e et le 98^e centile.....1056
- Figure 11.6 a) Proportion des contributions moyennes à l'extinction des particules sur les sites du RNSPA à l'ouest du Canada b) Proportions des contributions moyennes à l'extinction des particules sur les sites du RNSPA en Ontario c) Proportions des contributions moyennes à l'extinction des particules sur les sites du RNSPA à l'est du Canada1060

Figure 11.7 Visibilité moyenne sur cinq ans (2000-2004) en deciviews (dv), calculée en utilisant seulement les données du programme IMPROVE (2006).....	1061
Figure 11.8 Comparaison des calculs de visibilité modélisés par le modèle AURAMS (haut) et des données de mesure collectées par le réseau IMPROVE (bas) pour le 16 juillet 2002, produits à partir du même algorithme de reconstitutions de l'extinction.....	1063
Figure 11.9 Comparaison des calculs du modèle AURAMS pour la visibilité prévue (axe des y) par rapport aux données de mesure des sites du réseau IMPROVE (axe des x) pour juillet 2002.....	1064
Figure 11.10 Niveaux moyens annuels de visibilité prévus dans le scénario de modélisation MSQ pour 2015 (haut) et différence de la visibilité moyenne annuelle entre le scénario MSQ pour 2015 et le scénario de référence de 2002 (bas)	1065
Figure 11.11 Différence prévue sur le plan de la visibilité annuelle moyenne entre le scénario du PRQA pour 2015 et le scénario MSQ pour 2015 relatifs aux émissions.	1066
Figure 11.12 Photographies de Toronto prises lors de journées présentant un niveau de particules de 6 $\mu\text{g m}^{-3}$ (photographie du haut) et de 33 $\mu\text{g m}^{-3}$ (photographie du bas), respectivement [appareil de mesure TEOM].....	1068
Figure 12.1 Les différentes valeurs qui composent la valeur économique totale (VET) de l'environnement.....	1078
Figure 12.2 Étapes de la méthode fondée sur l'évaluation des dommages aux fins de l'analyse d'une mesure.....	1083

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Sources d'aérosols organiques	88
Tableau 2.2 Production globale d'aérosols (aérosols organiques secondaires formés par quantité de précurseurs ayant subi une réaction) à une concentration massique typique d'aérosols organiques de $5 \mu\text{g m}^{-3}$ provenant de précurseurs choisis dans diverses conditions, en termes de lumière, de niveaux d'oxydes d'azote (NO_x), de taux d'humidité, de température et de niveaux de particules amorce.....	93
Tableau 2.3 Temps de vieillissement défini comme la durée de vie nécessaire pour la conversion d'un aérosol hydrophobique en aérosol hydrophilyque.....	110
Tableau 2.4 Relation entre les réductions d'émissions et la concentration de polluants	131
Tableau 3.1 Modules d'échantillonnage de spéciation des matières particulaires et groupes cibles à analyser	159
Tableau 3.2 Résultats de la régression linéaire pour des données comparatives relevées sur 24 heures durant la saison froide avec des appareils TEOM-SES et des instruments à filtre	161
Tableau 3.3 Plage de concentrations d'ozone médianes et maximales sur huit heures (de janvier-décembre) et 4 ^e plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures (en ppb) à des stations naturelles canadiennes (2006).....	164
Tableau 3.4 Tendances désaisonnalisées et ajustées météorologiquement à des sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCSAP) à l'aide d'analyses menées avec un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG). Les valeurs indiquées en gras sont statistiquement significatives à $p < 0,05$. Moyennes diurnes : de 10 h à 18 h; moyennes nocturnes : de 20 h à 4 h (entre 1990 et 2006).....	169
Tableau 3.5 Résumé des épisodes d'ozone par région (échelle régionale) pour la période 2001-2005 [REMARQUE : Les épisodes sont définis en jours au cours desquels 33 % des sites de surveillance dans une région ont enregistré une concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d'ozone supérieure à 65 ppb.]	177
Tableau 3.6 Sites de surveillance disponibles à haute altitude	187
Tableau 3.7 Aperçu des tendances de l'ozone basé sur les valeurs moyennes quotidiennes de l'ozone de 1997 à 2006 entre janvier et décembre, dans des régions (sélectionnées) définies par analyse en composantes principales avec ajustement météorologique. Les tendances significatives à 0,05 sont indiquées en gras.....	193

Tableau 3.8 Différences de pourcentage entre les tendances ajustées météorologiquement de la concentration moyenne maximale quotidienne (sur huit heures) sur une période moyenne de trois ans; soit entre mai et septembre de 1997 à 2000, et de 2003 à 2006, sur la base des valeurs établies avec le modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) et présentées à la figure 3.20. Ces différences représentent la concentration moyenne de 2003 à 2006 moins la concentration moyenne de 1997 à 2000, divisée par la concentration moyenne de 1997 à 2000.....	202
Tableau 3.9 Oxydes d'azote – Espèces et terminologie.....	209
Tableau 3.10 Corrélations entre les concentrations ambiantes de composés organiques volatils, de carbonyles, de dioxyde d'azote (NO ₂), de monoxyde d'azote et de particules fines (PM _{2.5}) sélectionnés	219
Tableau 3.11 Définition des termes servant à décrire la réactivité des composés organiques volatils	223
Tableau 3.12 Les dix espèces d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) les plus abondantes, en termes de pourcentages de carbone total et de HCNM _{prop} ; sites urbains, raffineries (ayant une incidence) et sites ruraux (pour l'été uniquement) de 2002 à 2006.....	227
Tableau 3.13 Contribution des carbonyles aux propriétés des composés organiques volatils (COV _{prop}) aux sites urbains et ruraux (en été uniquement) de 2002 à 2006	231
Tableau 3.14 Hydrocarbures C ₂ à C ₁₂ , carbonyles et aux autres composés organiques volatils polaires (ppbC) les plus abondants aux sites pour lesquels des mesures complètes sont disponibles (sauf pour le formaldéhyde)	232
Tableau 3.15 Résumé des épisodes de particules fines (PM _{2.5}) par région (échelle régionale) pour la période 2001-2005 [REMARQUE : Les épisodes sont définis en jours au cours desquels 33 % des sites de surveillance dans une région ont enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 24 heures) de particules fines (PM _{2.5}) supérieure à 30 µg/m ³ .].....	244
Tableau 3.16 Programme de spéciation des particules fines : emplacements des sites et données disponibles	251
Tableau 3.17 Plages de valeurs de ratio de gaz utilisées pour classer les réactions de masses de particules fines (PM _{2.5}) inorganiques avec le sulfate (données adaptées de Ansari et Pandis, 1998)	266
Tableau 3.18 Plages de valeurs de ratio de gaz utilisées pour classer les réactions de masses de particules fines (PM _{2.5}) inorganiques avec l'ammoniac (données adaptées de Ansari et Pandis, 1998).....	266
Tableau 3.19 Fréquence relative des réactions de la masse de particules fines (PM _{2.5}) inorganiques aux variations des concentrations de sulfate, sur la base des valeurs de ratio de gaz	267

Tableau 3.20 Fréquence relative des réactions de la masse de particules fines (PM _{2.5}) inorganiques aux variations des concentrations d'ammoniac, sur la base des valeurs de ratio de gaz	268
Tableau 4.1 Proportions d'émissions déclarées dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants par méthode d'estimation (Environnement Canada, 2010a).....	327
Tableau 4.2 Émissions des précurseurs du smog pour 2006 par catégorie (Environnement Canada, 2010b).....	332
Tableau 4.3 Secteurs principaux contribuant à l'inventaire national des émissions pour 2006 (Environnement Canada, 2010b)	333
Tableau 4.4 Matières particulaires différenciées issues de l'inventaire des émissions de 2002 (Environnement Canada, 2005)	341
Tableau 4.5 Niveaux d'émissions prévus pour 2015 au Canada et aux États-Unis (Environnement Canada, 2006; USEPA, 2005)	365
Tableau 5.1 Comparaison des caractéristiques clés des modèles AURAMS, CHRONOS et CMAQ vers 2008.....	378
Tableau 5.2 Simulations modélisées incluses dans la présente évaluation.	385
Tableau 5.3 Statistiques d'évaluation de l'ozone (écart moyen [MB], écart moyen normalisé [NMB] et coefficient de corrélation linéaire [r]) provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002.....	388
Tableau 5.4 Statistiques d'évaluation des PM _{2.5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002.....	389
Tableau 5.5 Statistiques d'évaluation de l'ozone et des PM _{2.5} dans l'air ambiant provenant de la simulation avec le modèle AURAMS de l'ICARTT par rapport aux observations du réseau AIRNow	391
Tableau 5.6 Statistiques d'évaluation de l'ozone et des PM _{2.5} dans l'air ambiant provenant de la simulation du Conseil national de recherches du Canada avec le modèle CMAQ/MM5 pour la période d'étude de Pacifique 2001.....	395
Tableau 5.7 Statistiques d'évaluation du sulfate _{2.5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002.....	399
Tableau 5.8 Statistiques d'évaluation du nitrate _{2.5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002.....	399

Tableau 5.9 Statistiques d'évaluation de l'ammonium _{2,5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002	400
Tableau 5.10 Statistiques d'évaluation des PM _{2,5} différenciées dans l'air ambiant provenant de la simulation du Conseil national de recherches du Canada avec le modèle CMAQ/MM5 pour la période d'étude de Pacifique 2001.....	404
Tableau 5.11 Statistiques d'évaluation pour le NO ₂ , le HNO ₃ et le SO ₂ provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002	412
Tableau 5.12 Statistiques relatives à l'ozone et aux matières particulaires pour les vols dans le cadre de PrAIRie2005.....	418
Tableau 5.13 Statistiques du modèle AURAMS pour la comparaison des aérosols organiques secondaires avec les observations provenant des réseaux IMPROVE et RNSPA (20 sites au nord-est des États-Unis et l'est du Canada; nombre de points = 235; échantillons de 24 h tous les 3 jours)	428
Tableau 5.14 Statistiques du modèle AURAMS pour la comparaison des aérosols organiques primaires et du CE avec les observations provenant des réseaux IMPROVE et RNSPA (20 sites au nord-est des États-Unis et l'est du Canada; nombre de points = 235; échantillons de 24 h tous les 3 jours)	428
Tableau 5.15 Statistiques d'évaluation de l'ozone et des PM _{2,5} dans l'air ambiant provenant de l'évaluation comparative du Conseil national de recherches du Canada des modèles AURAMS-CMAQ pour le mois de juillet 2002	442
Tableau 5.16 Statistiques d'évaluation des PM _{2,5} différenciées (sulfate, nitrate, ammonium et composantes organiques) provenant de l'évaluation comparative du Conseil national de recherches du Canada des modèles AURAMS-CMAQ pour le mois de juillet 2002.....	443
Tableau 6.1 Comparaison des moyennes mobiles maximales quotidiennes sur 24 heures des concentrations de PM _{2,5} , calculées sur la totalité du domaine de modélisation pour le cas de référence et des trois simulations de la sensibilité du NH ₃ , pendant toute la période de simulation.	490
Tableau 6.2 Résumé des dépassements de la valeur de la norme pancanadienne de 30 µg m ⁻³ pour les PM _{2,5} dans le scénario de référence et dans les cas de sensibilité du NH ₃	491
Tableau 6.3 Résumé des dépassements de la valeur du standard pancanadien de 30 µg m ⁻³ pour les PM _{2,5} dans le scénario de référence et le scénario de réduction de 60 % du NH ₃ de la période estivale.	493
Tableau 6.4 Émissions (en tonnes par an) et changements généraux des émissions de NO _x , de SO ₂ , de composés organiques volatils (COV) et de PM _{2,5} entre 2002 et 2015, dans les inventaires canadien et américain cumulés.	512

Tableau 6.5 Émissions totales et changements des émissions pour le cas de référence de 1993, le scénario du statu quo, la mise en œuvre du scénario de 2020 des normes sur les émissions mobiles et le scénario de 2020 sans émissions mobiles.....	531
Tableau 6.6 Comparaison des moyennes mobiles maximales quotidiennes sur 24 heures des concentrations de PM _{2.5} , calculées sur la totalité du domaine de modélisation et pendant la période de simulation pour le scénario de référence (BA), le futur scénario de référence (FBA), le futur scénario sans émissions mobiles (FNM) et le futur scénario des émissions (SE).....	531
Tableau 6.7 Résumé des dépassements des valeurs du standard pancanadien de 30 µg m ⁻³ concernant les PM _{2.5} , dans le cadre du scénario de référence (BA), du futur scénario de référence (FBA), du futur scénario sans émissions mobiles (FNM) et du futur scénario des émissions (SE).....	532
Tableau 6.8 Pourcentage des réductions des niveaux d'émission du scénario S15 de 2015 dans chacun des 16 secteurs, par rapport à leur niveau dans le scénario du statu quo de 2015 (les PM _{2.5} font référence aux émissions de PM _{2.5} primaires).....	537
Tableau 6.9 Changement des niveaux maximaux quotidiens d'ozone (O ₃) sur 8 heures (en ppb) entre un cas de référence de 2002 et un scénario des émissions de 2005 de mai à septembre 2005 sur les sous-domaines du modèle référencés à la figure 6.60 (cas de référence de 2002 moins scénario de 2005).....	553
Tableau 6.10 Contribution moyenne en pourcentage à l'ozone (O ₃) modélisé par CHRONOS sur les sites de surveillance du Nouveau-Brunswick et de Nouvelle-Écosse, les jours où les valeurs du standard pancanadien étaient dépassées	561
Tableau 6.11 Contribution moyenne en pourcentage aux PM _{2.5} modélisées par CHRONOS sur les sites de surveillance du Nouveau-Brunswick et de Nouvelle-Écosse, les jours où les valeurs du standard pancanadien étaient dépassées	561
Tableau 6.12 Résumé schématique des changements de l'ozone (O ₃) et des PM _{2.5} , et estimations qualitatives du niveau de confiance, résultant du changement de précurseurs ou d'un ensemble de précurseurs donnés en fonction des études examinées dans ce chapitre.....	569
Tableau 7.1 Comparaison des émissions de Windsor, Sarnia, Hamilton, Toronto et Ottawa, valeurs de 2006 en kilotonnes (INRP, 2007b).	629
Tableau 7.2 10 émetteurs de sources ponctuelles de NO _x et de SO _x les plus importants en Ontario.....	630

Tableau 7.3 Concentrations saisonnières moyennes et pics d'O ₃ , de M _{2,5} et de NO ₂ sur les sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) urbains et ruraux dans la région de l'Atlantique, de 2002 à 2006. Les valeurs moyennes saisonnières font référence à la moyenne de toutes les valeurs horaires à chaque saison au cours des cinq dernières années. Les pics des valeurs saisonnières sont calculés comme la moyenne sur ces cinq années de la moyenne saisonnière des valeurs horaires du 98 ^e centile chaque jour. Les saisons qui ne remplissent pas les critères d'exhaustivité ne sont pas incluses. L'incertitude est exprimée comme l'un des écarts-types des valeurs saisonnières moyennes annuelles; si aucune incertitude n'est indiquée, une seule moyenne saisonnière pour la période de cinq ans remplit les critères d'exhaustivité. Les mesures des MP _{2,5} proviennent de l'instrument BAM sur chaque site, c'est pourquoi les valeurs sont différentes des valeurs saisonnières des MP _{2,5} illustrées dans les figures 3.62 à 3.65.....	674
Tableau 7.4 Fréquence des dépassements de la mesure quotidienne de la norme pancanadienne concernant l'ozone et les MP _{2,5} au Québec. La fréquence de dépassement est la fréquence à laquelle au moins un site de la région est en situation de dépassement, et WS33 est la fréquence à laquelle au moins 33 % des sites de la région sont en situation de dépassement. Les statistiques sur l'ozone sont fondées sur les données recueillies sur 15 sites de surveillance de 1990 à 2002, tandis que celles sur les MP _{2,5} utilisent les données de 6 sites de 1998 à 2002 (source : Johnson, 2004).....	680
Tableau 7.5 Concentration de masse moyenne et composition chimique fractionnelle en pourcentage à Saint-Anicet et Montréal (rue Ontario), fondées sur la masse reconstruite de MP _{2,5} moyenne sur 24 heures. Toutes les journées faisant l'objet de mesures simultanées sur les deux sites de 2003 à 2007 (N=386) sont présentées dans les colonnes « Toute l'année ». Les quatre dernières colonnes sont fondées sur les mesures simultanées, mais lorsque les MP _{2,5} ≥30. On constate 13 jours à Montréal (6 en hiver) et 8 jours à Saint-Anicet (3 en hiver). La masse totale correspond à la masse reconstruite déterminée à partir des fractions chimiques. La matière organique est estimée à 1,8 x OC à Saint-Anicet et à 1,6 x OC à Montréal. L'estimation relative à l'eau est déterminée à partir de 0,32 x (sulfate + ammonium).....	688
Tableau 7.6 Changement en pourcentage des concentrations moyennes du RCEPAP pendant la saison froide de HNO ₃ , NH ₄ , NO ₃ , SO ₂ , SO ₄ , particules fines de nitrate estimées (fNO ₃), nitrate à grosses particules estimé (cNO ₃) et nitrate total (tNO ₃) entre les périodes de 1988 à 1993 et 1996 à 2001.....	712
Tableau 7.7 Reconstruction de la masse d'Edmonton, à l'aide des résultats et des formules de l'échantillonnage de spéciation décrits à la section 3.5.2 (chapitre 3). Les mesures de la concentration, utilisées pour calculer les contributions du sol et du total des autres éléments, ne sont pas disponibles pour cette période.....	721
Tableau 7.8 Tendances de l'ozone ajustées en fonction du climat et des saisons (en ppb par an ⁻¹) et tendances des MP _{2,5} (en µg m ⁻³ par an ⁻¹) sur les sites de la région du Pacifique et du Yukon. Toutes les tendances sont statistiquement significatives à p < 0,05.	744

Tableau 7.9 Pourcentage des trajectoires de chaque secteur pour la période des données de 1999 à 2002, à St. Andrews (N.-B.) et Kejimikujik (N.-É.), et concentrations moyennes d'ozone et de MP _{2,5} attribuées à chacun de ces secteurs.....	760
Tableau 7.10 Concentrations saisonnières moyennes d'ozone (O ₃) sur les 17 sites surveillés pendant l'étude de l'ozone (O ₃) de la vallée de l'Annapolis (N.-É.).....	803
Tableau 8.1 Projections d'ozone futures pour l'Amérique du Nord. Les valeurs indiquées concernent la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur 8 heures dans la zone continentale des États-Unis, sauf mention contraire (tableau modifié à partir de Jacob et Winner, 2009).....	860
Tableau 8.2 Projections d'ozone futures pour l'Europe et le monde. Les valeurs indiquées concernent la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur 8 heures, sauf mention contraire.....	861
Tableau 8.3 Projections de la qualité de l'air future en ce qui concerne les matières particulaires (MP). Les valeurs indiquées sont des concentrations moyennes sur 24 heures, sauf indication contraire.....	864
Tableau 8.4 Télédétection par satellite de la qualité de l'air à la surface.....	891
Tableau 10.1 Indices d'exposition de la végétation calculés à des stations canadiennes en milieu rural en 2005. La colonne de droite donne la 4 ^e valeur la plus élevée des concentrations quotidiennes d'ozone (ppb) sur 8 h mesurée à chaque station. Les stations ont été choisies de manière à donner un aperçu des résultats dans l'ensemble du Canada.	965
Tableau 10.2 Études récentes qui ont contribué à notre compréhension des effets de l'O ₃ sur des espèces végétales déterminées.....	977
Tableau 10.3 Études récentes sur les effets de l'O ₃ sur des espèces données et où figurent des relations dose-réponse	978
Tableau 10.4 Études récentes sur les effets de l'O ₃ sur des espèces données, qui confirment des résultats antérieurs	980
Tableau 10.5 Études récentes qui ont contribué à la compréhension des effets de l'O ₃ sur les écosystèmes.....	989
Tableau 10.6 Études récentes sur les effets de l'O ₃ sur des écosystèmes qui confirment des résultats antérieurs.....	989
Tableau 10.7 Études récentes qui ont contribué à la compréhension des effets sur la végétation de l'O ₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress ou en mélange.....	992

Tableau 10.8 Études récentes sur les effets de l'O ₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress ou en mélange, où figurent des relations dose-réponse	995
Tableau 10.9 Études récentes sur les effets de l'O ₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress ou en mélange, qui confirment des résultats antérieurs.....	995
Tableau 10.10 Études récentes qui ont contribué à la compréhension de l'expression de la dose d'O ₃	1003
Tableau 10.11 Études récentes donnant un sommaire des enjeux relatifs à l'expression de la dose	1007
Tableau 10.12 Études récentes sur les effets des particules sur la végétation qui confirment des résultats antérieurs	1013
Tableau 11.1 Valeurs de diffusion de Rayleigh propres aux sites pour les stations canadiennes de surveillance de la spéciation des particules du RNSPA.	1050
Tableau 11.2 Statistiques canadiennes sur la masse totale reconstituée des particules fines pour la période 2003-2007, le cas échéant. Il est à noter que ces valeurs sont déterminées en appliquant la procédure de reconstitution IMPROVE aux mesures de la masse et des concentrations chimiques prises aux stations du RNSPA.	1054
Tableau 11.3 Visibilité totale reconstituée pour le Canada convertie en portée visuelle (km) d'après les données du RNSPA sur la spéciation pour la période 2003-2007, le cas échéant. Veuillez noter que ces statistiques comprennent la diffusion et l'absorption des particules fines et la diffusion de Rayleigh, en plus de l'absorption gazeuse ou de la diffusion liée à la matière à texture grossière, le cas échéant.	1056
Tableau 11.4 Contributions moyennes des composantes chimiques à l'extinction pour les stations du RNSPA de l'ensemble du Canada pour la période 2003-2007. Il est à noter que les colonnes B _{ext} comprennent les valeurs de diffusion de Rayleigh propres aux sites.....	1058
Tableau 11.5 Visibilité moyenne en deciviews dans les stations canadiennes du RNSPA (2003-2007).	1061
Tableau 12.1 Exemples d'éléments de la valeur économique totale, ou VET, des arbres d'un écosystème forestier.....	1090
Tableau 12.2 Estimations de la valeur (en dollars de 1997) et rapport entre la valeur totale et le coût de la maladie, selon le résultat observé et selon l'élément de coût	1103

CHAPITRE 1 : Présentation de l'évaluation scientifique canadienne du smog

Carrie Lillyman, Barry Jessiman, Jeffrey R. Brook, Silvina Carou et Ron Newhook

L'Évaluation scientifique canadienne du smog est un examen complet de l'état de la science du smog au Canada qui prend en considération la science atmosphérique, la santé humaine et la santé des écosystèmes. Elle a été lancée en 2005 en réponse à un corpus scientifique en rapide évolution afin d'orienter le prochain cycle du processus décisionnel, tandis que le Canada va de l'avant avec l'ajustement de ses politiques sur la qualité de l'air.

L'Évaluation traite de la science des matières particulaires et de l'ozone troposphérique dans un seul document. Ces polluants sont généralement considérés comme les principaux composants du « smog », un mélange de polluants atmosphériques qui a des effets négatifs importants sur la santé humaine et la santé des écosystèmes. La décision de combiner les analyses des matières particulaires et de l'ozone dans le contenu de l'Évaluation a été prise en réponse à l'évolution de la pensée des scientifiques et des responsables des politiques qui notamment conçoit l'atmosphère comme un ensemble unique comprenant un mélange complexe de polluants intrinsèquement liés. Les prochaines initiatives appliquant cette approche continueront probablement d'être axées sur ces polluants en incluant éventuellement d'autres polluants majeurs, étant donné que notre compréhension de leurs liens et de leurs effets évolue.

Le principal objectif de l'Évaluation est de fournir une synthèse scientifique complète et fiable de l'information disponible sur les matières particulaires et l'ozone au Canada, y compris les répercussions du smog sur la santé humaine et la santé des écosystèmes, ainsi que de :

- définir la pertinence de recherches scientifiques récentes sur le smog dans le contexte du cadre stratégique canadien;
- cerner les lacunes et domaines nécessitant davantage de recherche sur les matières particulaires et l'ozone;
- déterminer si les réductions des émissions de polluants à l'origine du smog ont eu ou auront des effets positifs sur les niveaux de smog au Canada ainsi que sur la santé humaine et la santé des écosystèmes.

Dans cette Évaluation, on analyse l'ozone troposphérique (O₃), les particules fines et les grosses particules (PM_{2,5} et PM_{2,5-10}), de même que les gaz précurseurs de la formation de ces polluants. Au besoin, on examine également les composants des matières particulaires afin de comprendre leurs sources, leur devenir et leur comportement dans l'atmosphère et dans l'environnement. Les éléments de l'Évaluation traitant des effets sur la santé sont axés sur l'ozone troposphérique et les matières particulaires et comprennent un document séparé abordant les effets des grosses particules sur la santé.

Le présent chapitre présente le contexte de l'élaboration de cet examen exhaustif, une description du processus sous-jacent et la façon dont le contenu est organisé.

Qu'est-ce que le smog?

Le terme « **Smog** » a d'abord été utilisé pour définir le mélange de fumée et de brouillard dans l'atmosphère, notamment à l'époque où de fortes émissions de soufre affectaient la population dans de grandes villes européennes comme Londres (Royaume-Uni). Plus tard, on a défini deux types de smog, à savoir le smog sulfureux et le smog photochimique, ce dernier ayant eu des répercussions inquiétantes à Los Angeles (Californie, États-Unis) au cours des dernières décennies. C'est d'ailleurs en étudiant le smog dans cette ville que l'on a pu établir que les gaz oxydants, tels que l'ozone, faisaient partie des principaux composants du smog. Aujourd'hui, le terme « smog » est une appellation générale qui fait référence à une mauvaise qualité de l'air souvent combinée à une visibilité réduite, et représente un mélange ou une « soupe » de polluants atmosphériques. Les matières particulaires (MP) et l'ozone troposphérique (O_3) sont deux des principaux composants du smog. Étant donné que ces polluants s'accumulent au-dessus des villes canadiennes et américaines et se propagent dans les régions rurales, et ce, par-delà les frontières internationales, d'autres polluants tendent à s'accroître, notamment le dioxyde d'azote (NO_2) qui est fortement lié à la combustion de combustibles.

Le terme « **matière particulaire** » désigne un mélange de particules solides ou liquides, organiques ou inorganiques, suspendues dans l'air et de taille microscopique (variant d'un diamètre de $100\ \mu m$ à $0,005\ \mu m$). Les particules les plus inhalables sont classées comme suit : les grosses particules (d'un diamètre de $10\ \mu m$ à $2,5\ \mu m$), les particules fines (d'un diamètre inférieur à $2,5\ \mu m$) et les particules ultrafines (d'un diamètre inférieur à $0,1\ \mu m$).

Lorsque des matières particulaires sont directement émises dans l'atmosphère à partir d'une source, y compris les matières particulaires issues de processus physiques comme l'érosion, elles sont appelées matières particulaires « primaires ». Ces matières particulaires primaires et les gaz précurseurs de la formation de smog proviennent de sources naturelles (terre soufflée par le vent, embruns de sel de mer, poussières volcaniques) et anthropiques (combustion de combustibles fossiles, processus industriels divers, terres agricoles, routes, etc.). Les matières particulaires secondaires se forment, quant à elles, dans l'atmosphère par l'intermédiaire d'une série de réactions chimiques impliquant des gaz précurseurs [oxydes d'azote (NO_x); dioxyde de soufre (SO_2); ammoniac (NH_3); composés organiques volatils (COV)]. La composition des matières particulaires secondaires varie considérablement selon l'emplacement, mais elle comprend généralement des composés organiques (carbone) et inorganiques (sulfates, nitrates, ammonium, métaux). L'**ozone troposphérique** est un gaz qui se forme dans l'atmosphère par l'intermédiaire de réactions entre les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV) en présence de lumière du soleil.

Les matières particulaires et l’ozone (O₃) ont des effets nocifs sur l’appareil respiratoire et le système cardio-vasculaire, sont toxiques pour la flore, endommagent les matériaux et, dans le cas des matières particulaires, réduisent la visibilité. En raison de l’exposition quasiment constante des Canadiens au smog et des effets de ce phénomène à grande échelle, il est établi que le smog a des répercussions importantes sur la santé publique et l’environnement.

1.1 Cadre stratégique canadien pour la qualité de l’air

La gestion de la qualité de l’air ambiant au Canada est une responsabilité partagée entre les gouvernements fédéral, provinciaux, territoriaux et, dans certains cas, municipaux, de même par les gouvernements internationaux. Cette responsabilité est mise en œuvre grâce à un éventail d’engagements et d’initiatives qui ont évolué au fil de nombreuses décennies.

Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux travaillent en partenariat dans le cadre établi par le Conseil canadien des ministres de l’environnement (CCME), en vertu de l’Accord pancanadien sur l’harmonisation environnementale et de l’Entente auxiliaire pancanadienne sur l’établissement des standards environnementaux de 1998. Les standards pancanadiens pour les particules fines (PM_{2,5}) et l’ozone (O₃) ont été établis en juin 2000 afin de mettre au point une stratégie de gestion complète des risques visant à minimiser les menaces que présentent ces polluants pour la santé humaine et l’environnement d’ici 2010. Ces standards (PM_{2,5} et O₃) sont basés sur des évaluations scientifiques des deux substances publiées en 1999. Un examen provisoire des normes a été réalisé en 2005; il a déterminé qu’aucune modification aux cibles numériques existantes n’était requise et a fait le point sur les progrès effectués vers la création de l’infrastructure nécessaire pour produire des rapports sur l’atteinte des standards (p. ex. élargissement et mise à niveau des réseaux de surveillance de la qualité de l’air) et la mise en œuvre de diverses initiatives par les provinces et territoires. Le prochain examen est prévu en 2010-2011 et vise à évaluer l’application de toutes les dispositions des standards pancanadiens et, s’il y a lieu, à réviser les cibles numériques pour les particules fines (PM_{2,5}) et l’ozone pour les années postérieures à 2015, afin de refléter les nouvelles connaissances scientifiques. La présente Évaluation a été élaborée en vue de fournir une base scientifique pour l’examen scientifique des standards pancanadiens de 2010-2011.

La *Loi canadienne sur la protection de l’environnement* (LCPE) confère au gouvernement fédéral un vaste pouvoir pour gérer les émissions dans l’atmosphère des substances qui ont des effets négatifs sur la santé et l’environnement tout au long de leur cycle de vie. La *Loi* a été promulguée pour la première fois en 1988, puis elle a été révisée et renouvelée en tant que nouvelle loi en 1999 après un processus d’examen quinquennal. L’objectif de la *Loi* est de favoriser la prévention de la pollution et la protection de la santé humaine et de l’environnement afin de promouvoir le développement durable. Les ministères de l’Environnement et de la Santé partagent, en vertu de la *Loi*, la responsabilité d’évaluer et de gérer les menaces que peuvent poser des polluants. Santé Canada est axé sur les risques pour la santé humaine, tandis qu’Environnement Canada s’occupe des risques pour l’environnement. L’ozone troposphérique, les grosses particules (PM₁₀) et les précurseurs gazeux (dioxyde de soufre, oxydes d’azote, ammoniac et composés organiques volatils) ont été déclarés

« toxiques » aux termes de la *Loi*, ce qui signifie que ce sont des substances qui pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à : avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique (a) et à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines (c).

À l'échelle internationale, le Canada est signataire du *Protocole de Göteborg relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique* signé en 1999 (dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance) et de l'*Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air*, qui contiennent tous les deux des mesures pour la réduction des précurseurs du smog. Le Canada continue de participer activement à l'élaboration de mesures supplémentaires dans le cadre de ces accords internationaux, y compris l'étude d'une annexe potentielle à l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air afin de traiter spécifiquement les matières particulaires.

Les États-Unis font partie des intervenants ayant le plus d'influence sur la qualité de l'air au Canada. En effet, les deux pays sont si proches l'un de l'autre que la mise en œuvre de mesures pour réduire les émissions aux États-Unis aura probablement une incidence positive sur certaines parties du Canada. La présente Évaluation vise tout d'abord à évaluer l'incidence des réductions importantes d'émissions d'oxydes d'azote (NO_x) issus de la production d'électricité à partir du charbon dans les États du nord des États-Unis sur la qualité de l'air ambiant au Canada.

Les renseignements et les conclusions de cette Évaluation ont pour but principal de fournir une orientation scientifique aux décideurs pendant l'examen ou l'élaboration de politiques sur la qualité de l'air, y compris les objectifs liés à la qualité de l'air ambiant et les normes visant à permettre la réduction des risques associés aux matières particulaires et à l'ozone, afin de réduire les risques que présentent ces polluants pour la santé des Canadiens et leur environnement. Cette information fournira également un contexte pour les négociations internationales destinées à diminuer les flux transfrontaliers et transcontinentaux de polluants atmosphériques. Les lacunes en matière de connaissances cernées dans cette Évaluation visent à donner une orientation pour les prochaines recherches scientifiques qui permettront d'améliorer l'information relative au Canada et mieux appuyer les exigences futures en matière de politiques.

1.2 Cadre d'évaluation des risques liés à la qualité de l'air

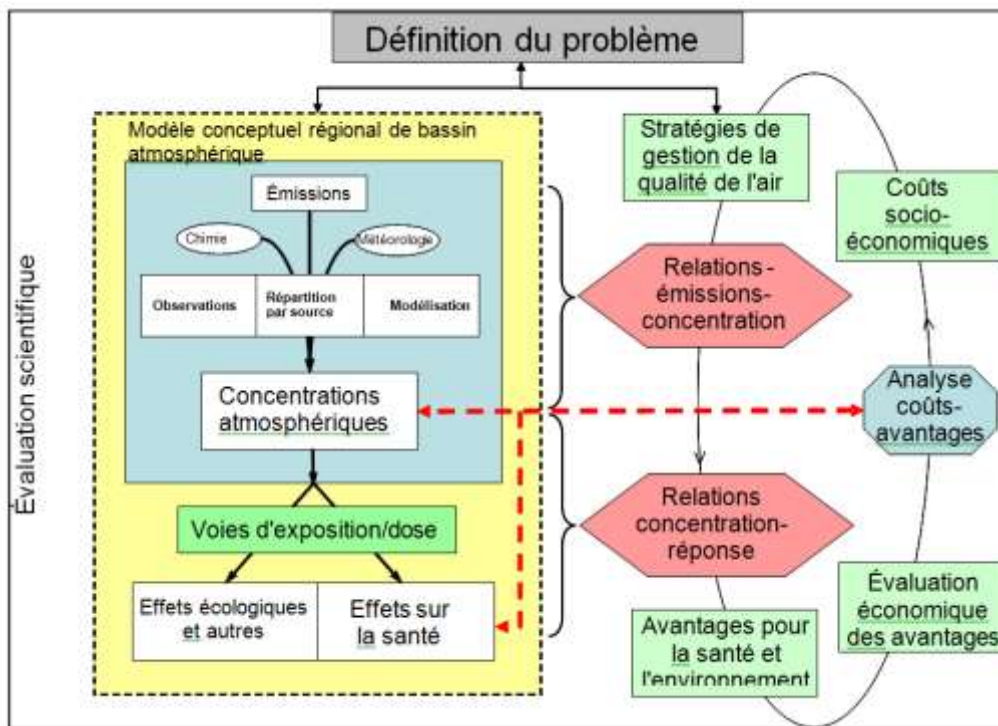


Figure 1.1 Cadre théorique pour l'évaluation des risques liés à la qualité de l'air

Un cadre élaboré en vue d'expliquer plus clairement la combinaison d'outils scientifiques pour appuyer la gestion de la qualité de l'air et fournir une structure pour l'Évaluation est présenté à la figure 1.1.

Compte tenu du problème cerné (p. ex. le smog dans les villes), les sciences relatives à l'atmosphère, à l'exposition, à la santé et à l'environnement se doivent de comprendre le problème, de même que ses causes et ses répercussions. Les principales étapes de cette science sont indiquées à gauche de la figure. L'objectif majeur est d'associer les émissions aux concentrations atmosphériques et aux répercussions de manière quantitative et prévisionnelle. Un des résultats clés de cette mise en correspondance est l'établissement des relations émissions-concentration et concentration-réponse (indiquées dans les hexagones rouges de la figure 1.1).

L'établissement de relations émissions-concentration implique généralement l'application de modèles régionaux de qualité de l'air ainsi que l'utilisation d'émissions et de conditions météorologiques actuelles et précises comme données d'entrée, et de prévisions des concentrations sur des échelles épisodiques (c.-à-d. horaires à journalières) ou pluriannuelles comme données de sortie. Des observations réelles peuvent être utilisées pour valider ces prévisions. Dans un contexte atmosphérique plus large, de telles prévisions peuvent comprendre des quantités de dépôts acides ou toxiques de même que des liens bidirectionnels avec les changements climatiques. Les relations concentration-réponse pour les effets sur la santé découlent d'analyses d'études épidémiologiques

visant à établir un lien direct entre les concentrations atmosphériques et les réactions au niveau de la population. En outre, les concentrations ou les quantités de dépôts sont liées quantitativement à d'autres effets divers, y compris écologiques, climatiques, matériels ou touchant la visibilité. Les éléments dans la case jaune du cadre théorique (figure 1.1) s'inscrivent largement dans le contexte des recherches et des applications scientifiques et constituent le contenu de la présente Évaluation.

Le côté droit de la figure illustre les étapes et la nature cyclique de la gestion de la qualité de l'air. Les dernières observations indiquent qu'il existe des risques pour la santé de la population associés aux niveaux de polluants atmosphériques, et qu'il n'y a aucun niveau auquel le risque devient nul. Cela signifie que toute amélioration apportée à la qualité de l'air entraînerait des avantages pour la santé humaine et l'environnement. Afin de déterminer les réductions appropriées d'émissions ou de concentrations atmosphériques, les décideurs doivent prendre en compte les coûts socioéconomiques et les avantages qu'offrent les stratégies de gestion de la qualité de l'air choisies pour la santé et l'environnement. Les relations émissions-concentration et concentration-réponse découlant de la science (cause jaune) sont nécessaires pour mener une analyse coûts-avantages.

Enfin, le processus illustré à la figure 1.1 permet de déterminer les approches optimales pour la gestion de la pollution atmosphérique, compte tenu des connaissances scientifiques et économiques et des facteurs sociétaux actuels. Toutefois, sachant que ces éléments peuvent évoluer, le processus d'évaluation doit donc être continu (soit cyclique). Par ailleurs, une grande incertitude persiste quant à l'efficacité générale du cadre. Ainsi, on doit procéder à une évaluation minutieuse au moyen d'activités de surveillance et d'autres mesures quantitatives, si les concentrations atmosphériques ou les dépôts prévus changent à cause d'une politique particulière ou si, idéalement, les cibles de réduction des effets sont atteintes (c.-à-d. la réalisation des avantages). Cette dernière étape, indiquée par une ligne rouge en pointillé dans la figure, est généralement appelée la responsabilité. Étant donné les coûts impliqués dans la gestion de la qualité de l'air, il est essentiel de veiller à la réalisation des avantages prévus, ce qui exige une surveillance atmosphérique et environnementale continue et la mise en place de mesures afin de s'assurer que, si les changements prévus n'ont pas lieu, les stratégies de gestion actuelles seront révisées. Évidemment, pour la responsabilité, il est préférable de surveiller les effets, puisque l'évaluation de la responsabilité en se basant sur la réduction hypothétique des particules fines (masse des $PM_{2,5}$) ne signifie pas forcément que les avantages visés pour la santé ont été réalisés, notamment si cette diminution est due à un constituant des matières particulaires non toxique. Le cadre théorique (figure 1.1) peut également être utilisé pour garantir une évaluation plus systématique des progrès antérieurs et des besoins futurs en matière d'élaboration d'outils scientifiques.

1.3 Bref historique des évaluations antérieures au Canada et aux États-Unis

Les effets des concentrations de matières particulaires et d'ozone (O₃) dans l'air ambiant sont reconnus depuis les années 1970 et ont antérieurement fait l'objet d'évaluations approfondies au Canada et aux États-Unis, de même que dans d'autres pays ou organisations dans le monde entier. En 1999, Santé Canada et Environnement Canada ont réalisé des documents d'évaluation scientifique (DES) contenant un examen détaillé et une analyse critique des renseignements sur les effets des matières particulaires et de l'ozone (O₃) sur la santé humaine, la faune, la flore et les matériaux; cette information a été tirée d'études publiées jusqu'en 1997 (Santé Canada et Environnement Canada, 1999a, 1999b). Les documents d'évaluation scientifique ont été mis à jour dans le cadre du processus des standards pancanadiens en 2004. Par ailleurs, c'est à peu près à cette période que l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2004) a publié des documents portant sur les critères de qualité de l'air faisant suite à leurs évaluations des années 1990. Le document *Air Quality Criteria for Particulate Matter* (critères de qualité de l'air pour les matières particulaires, USEPA, 2004) comprenait un examen et une évaluation en plusieurs volumes démontrant les effets de l'exposition aux matières particulaires sur la santé et l'environnement; ce document a été suivi en 2006 par une évaluation approfondie de l'ozone intitulée *Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants* (critères de qualité de l'air pour l'ozone et les oxydants photochimiques connexes, USEPA, 2006)².

Les conclusions des rapports susmentionnés révisés par des pairs ainsi que des évaluations plus récentes axées sur l'aspect atmosphérique des matières particulaires, y compris l'Évaluation des précurseurs des particules fines (PM_{2,5}) ambiantes de 2001 (Environnement Canada, 2001) et l'Évaluation scientifique Canada-États-Unis des particules transfrontalières de 2004 (Canada-États-Unis, 2004), mettaient l'accent sur le besoin de réduire les émissions de polluants précurseurs et de matières particulaires primaires afin d'atteindre les cibles d'émission et de respecter les standards pancanadiens pour les matières particulaires et l'ozone. L'Évaluation scientifique Canada-États-Unis des particules transfrontalières de 2004 a aussi démontré le transport des matières particulaires et de ses précurseurs à travers les limites territoriales, soulignant ainsi la nécessité d'une approche intergouvernementale à l'égard de la gestion de la qualité de l'air.

² Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA) a depuis effectué des analyses supplémentaires, notamment l'évaluation scientifique intégrée pour les matières particulaires de 2009 (2009 Integrated Science Assessment for PM). Ce document est achevé et n'a pu être inclus dans le présent document du fait de sa disponibilité très récente.

Les documents susmentionnés révisés par des pairs ont fourni de nombreuses preuves d'un large éventail d'effets liés à la pollution atmosphérique sur la santé humaine et l'environnement, comme des hausses du taux de mortalité d'origine cardiaque ou pulmonaire, des admissions à l'hôpital et des visites aux urgences. Ces documents indiquent également des marges d'incertitude importantes en matière de science et soulignent le besoin d'une évaluation continue des sciences relatives à l'atmosphère, à l'environnement et à la santé, afin de fournir la base la plus pertinente pour les stratégies de gestion des risques.

1.4 Évolution de la science du smog

Sciences de l'atmosphère

Même si d'importants progrès ont été effectués sur de nombreux aspects des sciences atmosphériques, l'une des améliorations les plus notables a été l'élaboration de modèles régionaux de qualité de l'air et de transport atmosphérique de produits chimiques. Sur dix ans, notre capacité de stimuler de façon crédible les processus qui associent les changements d'émissions aux concentrations ambiantes de plusieurs polluants ainsi qu'aux dépôts secs et humides a grandement évolué. Au cours de la deuxième moitié des années 1990, les modèles de pointe étaient des modèles applicables à un problème unique, notamment pour les dépôts acides. Ces modèles n'étaient utilisés avec confiance que pour l'évaluation des effets des changements d'émissions de soufre ainsi que pour l'ozone. En outre, la résolution spatiale de ces modèles était peu précise avec des résolutions de grille supérieures à 100 km, ce qui ne permettait d'appliquer les modèles qu'à un nombre limité de scénarios. En ce qui concerne les matières particulaires, on pouvait prédire celles qui proviendraient du sulfate avec les modèles de dépôts acides, mais pour le traitement des quelque 60 % restants de la masse de matières particulaires, seuls des modèles conceptuels simples (comme ceux qui ont été utilisés pour établir le règlement sur la teneur en soufre du carburant des véhicules à moteur dans les années 1990) étaient disponibles. De nos jours, les modèles complets à plusieurs polluants prennent en compte tous les processus importants régissant le devenir des polluants et des oxydants dans l'atmosphère, sont utilisés sur de plus longues périodes et atteignent rapidement la résolution permettant d'évaluer les épisodes tendanciels de smog à l'échelle urbaine. Par exemple, les modèles canadiens ont évolué du modèle du dépôt acide et des oxydants (ADOM; *Acid Deposition and Oxidant Model*) incluant un domaine dans l'est du Canada et une résolution de grille de 127 km, au système régional unifié de modélisation de la qualité de l'air (AURAMS; *A Unified Regional Air quality Modeling System*) qui combine un système régional de traitement des émissions et un modèle régional de qualité de l'air, et est fondé sur le modèle global environnemental multi-échelle (GEM). Le domaine du modèle AURAMS comprend presque tout le Canada et les États-Unis avec une résolution de 15 km, allant même jusqu'à 2,5 km pour les fenêtres plus petites. La combinaison de modèles de qualité de l'air à des observations constitue notre meilleur moyen d'associer, de façon quantitative, l'ampleur et la répartition géographique des émissions de polluants avec les concentrations atmosphériques et les taux de dépôt déterminés. Ce procédé nous permet également de prédire les concentrations futures de polluants en

nous basant sur les niveaux d'émissions futurs estimés. Ainsi, les estimations peuvent être utilisées (comme elles l'ont été antérieurement) pour orienter les décisions relatives aux stratégies de gestion des polluants atmosphériques et aux prévisions de la qualité de l'air.

Au cours des dix dernières années, un certain nombre d'études intensives sur le terrain (PACIFIQUE, 2001, ICART, 2004, PRAIRIE, 2005 et BAQSMET, 2007) ont donné des mesures des niveaux, de la taille et de la composition des matières particulaires ainsi que des niveaux d'ozone (O_3) à haute résolution temporelle (heures à minutes), fournissant ainsi de précieuses connaissances sur des processus atmosphériques complexes. De gros investissements dans des réseaux de surveillance à long terme et des technologies de mesure ont engendré une meilleure couverture nationale ainsi que des données de mesure en continu des particules fines ($PM_{2.5}$) et des données de mesure en temps réel de l'ozone (O_3) plus précises et disponibles à des fins d'analyse. En outre, une abondance de nouvelles données sur la composition chimique des particules fines ($PM_{2.5}$) et la spéciation des composés organiques volatils sont désormais disponibles pour améliorer les renseignements sur les attributions des sources et les émissions.

Bien que les émissions aient considérablement baissé au fil des dix dernières années comme notamment les niveaux ambiants d'oxyde d'azote (NO_x), de composés organiques volatils (COV) et de dioxyde de soufre (SO_2), les réductions de l'ozone ont été peu importantes et ont même augmenté dans certaines zones urbaines en raison de la chimie complexe. Tandis que l'incidence sur les tendances actuellement observées n'a pas été démontrée, on admet de plus en plus que le transport transpacifique (intercontinental) de l'ozone et de ses précurseurs contribue aux niveaux d'ozone au Canada. Par ailleurs, des matières particulaires provenant de régions très éloignées (p. ex. l'Asie ou l'Afrique) ont été régulièrement détectées au Canada. De nouvelles méthodes sont en train d'être introduites en vue d'étudier la composition atmosphérique et décrire la qualité de l'air, comme l'utilisation de données satellitaires pour mesurer les tendances spatiales et temporelles de certains polluants atmosphériques, le regroupement de mesures satellitaires et de surface et des résultats de modèles pour donner un meilleur aperçu de l'état de l'atmosphère, et la combinaison de modèles climatiques et de qualité de l'air régionaux avec des modèles climatiques globaux pour étudier la mesure dans laquelle la qualité de l'air peut changer selon divers scénarios climatiques.

Étude scientifique des écosystèmes et des effets environnementaux

La plupart des recherches antérieures concernant les répercussions du smog sur les écosystèmes visaient à quantifier la relation concentration-réponse pour les effets sur la flore découlant de l'exposition à l'ozone (O_3). Un certain nombre d'indices ont été utilisés pour quantifier l'exposition cumulative (p. ex. SUM60, W126, AOT40), SUM60 étant l'indice privilégié au Canada. Au cours des dix dernières années, des études ont soulevé le besoin d'améliorer la façon dont l'indice SUM60 détermine la relation exposition-réponse pour les espèces canadiennes. Cependant, les moyens pour y parvenir ne sont pas encore clairs. Entre-temps, de nombreuses études menées en Europe ont confirmé que l'ozone (O_3) pénétrant dans les plantes (flux) constitue une mesure plus réaliste des effets sur les plantes. Malgré ces constatations, des études supplémentaires sont requises pour mieux comprendre la

complexité des réponses biologiques avant que le concept de flux ne puisse être utilisé pour parfaire les normes relatives de la qualité de l'air. Par conséquent, on utilise toujours des mesures basées sur l'exposition pour établir des normes secondaires afin de protéger la flore.

Sciences de la santé

La relation entre la pollution atmosphérique et les effets néfastes sur la santé est connue depuis les années 1950. Au cours des 60 dernières années, de nombreuses études scientifiques ont été menées sur les effets de la pollution atmosphérique et la santé humaine. Les documents d'évaluation scientifique (DES) sur les matières particulaires et l'ozone (publiés en 1999) ont été les premiers à traiter le sujet de manière exhaustive au Canada. En effet, les chapitres portant sur la santé étaient basés sur un ensemble relativement important de preuves épidémiologiques confirmant les effets néfastes de l'exposition aux matières particulaires et à l'ozone, et comprenaient un éventail d'effets néfastes parmi lesquels figurait le décès prématuré. Des évaluations plus récentes continuent de souligner l'importance des rapports épidémiologiques, mais aussi nos progrès successifs en matière de compréhension des mécanismes et des effets de la pollution atmosphérique sur la santé humaine. Les paragraphes suivants résument nos connaissances antérieures et quelques des avancées scientifiques accomplies au cours des dix dernières années.

Le document d'évaluation scientifique sur les matières particulaires a indiqué un manque de preuves mécanistes et toxicologiques pour confirmer les constatations épidémiologiques à l'appui de ses conclusions. Malgré ce manque de preuves, le document a conclu que le volume, la qualité, la cohérence et l'uniformité des constatations épidémiologiques étaient suffisants pour appuyer les mesures importantes de gestion des risques en vue de réduire les particules fines ($PM_{2.5}$). Depuis, on a créé une vaste base de données nouvelles et complexes sur les résultats toxicologiques (chez les humains et les animaux et dans d'autres conditions expérimentales), qui fournit une base mécaniste pour les résultats obtenus avec des études épidémiologiques. Ces études indiquent également la possibilité d'en savoir davantage sur les effets exercés sur l'appareil respiratoire et le système cardiovasculaire, et d'approfondir les constatations préliminaires d'interactions avec le système nerveux central et les systèmes de reproduction. Cependant, la base de données, dans son ensemble, montre que les matières particulaires touchent principalement le système cardiovasculaire. Par ailleurs, le document d'évaluation scientifique fait remarquer que la mortalité liée à une exposition chronique semble être le résultat le plus important si l'on part d'une perspective de santé publique, il révèle aussi une dépendance sur un petit nombre d'ensembles de données issues notamment de l'étude de l'American Cancer Society (société américaine du cancer) et de l'étude de l'université Harvard portant sur des cohortes provenant de six villes des États-Unis. Tandis que de nouvelles cohortes ont été mises sur pied et viennent renforcer les constatations précédentes, les plus importantes avancées ont été réalisées grâce à la nouvelle analyse et à l'élargissement des travaux de l'American Cancer Society et de l'université Harvard sur six villes américaines. Les conclusions de ces travaux confirment les analyses initiales et démontrent des effets particuliers sur de larges sous-groupes vulnérables (p. ex. les personnes atteintes d'une maladie pulmonaire obstructive chronique; MPOC),

la prédominance des mesures des matières particulaires (par rapport aux mesures d'émissions gazeuses) dans les effets, et la présence d'un grand nombre de facteurs de confusion potentiels dans les associations observées.

Le document d'évaluation scientifique initial sur l'ozone a fourni une quantité relativement importante de preuves issues d'études épidémiologiques qui portaient sur les effets d'une exposition aiguë, y compris le décès prématuré. Depuis, d'autres recherches sont venues confirmer ces constatations. Parmi les points préoccupants cernés dans le document d'évaluation scientifique, on notait l'incertitude quant à l'exposition déterminée par des instruments de contrôle fixes des niveaux de l'air ambiant pour établir des constatations épidémiologiques, les effets confusionnels potentiels de la température, l'importance des paramètres spirométriques pour indiquer les effets néfastes, et l'absence de preuves convaincantes d'effets liés à une exposition chronique. La question de l'utilisation d'instruments de contrôle fixes des niveaux de l'air ambiant en épidémiologie a été examinée avec beaucoup d'attention, et les résultats indiquent que ces instruments représentent adéquatement l'exposition de la population dans les études épidémiologiques. Par ailleurs, on doit continuer d'analyser rigoureusement la température afin de comprendre son mécanisme dans le cadre d'études épidémiologiques de l'ozone. Toutefois, l'utilisation d'approches de modélisation diverses montre que l'action de la température sur les résultats néfastes est bien traitée dans ce genre d'étude. De nouveaux travaux importants indiquent que les effets de l'ozone sur les résultats spirométriques (p. ex. la fonction pulmonaire) peuvent être distincts d'une inflammation ou d'une hyperréactivité des voies respiratoires; ainsi, chacun de ces effets doit être traité comme un résultat néfaste relativement indépendant. Dans le cadre de travaux menés sur les effets d'une exposition chronique à l'ozone (et à d'autres polluants), on a pu grandement s'inspirer de l'étude sur la santé des enfants en Californie (California Children's Health Study) et montrer clairement des effets indépendants de l'ozone sur certains résultats néfastes.

En outre, de nouveaux travaux importants sur les particules fines ($PM_{2.5}$) et l'ozone ont fourni une base plus solide pour l'utilisation d'instruments de contrôle fixes des niveaux de l'air ambiant en vue de définir des indices dans les études épidémiologiques. Des études de l'exposition se sont aussi avérées particulièrement efficaces pour indiquer l'utilité de ces instruments dans l'estimation de l'exposition à l'ozone et à des matières particulaires ambiantes. On a également réalisé de nombreuses études sur des composants de particules et des mesures pertinentes comme le nombre de particules et la quantité de composants ultrafins dans les matières particulaires, mais jusqu'à ce jour, il n'a pas été possible d'établir une portée plus spécifique pour la gestion des risques.

1.5 Contenu du rapport

Le présent rapport comprend deux volumes. Le volume 1 présente l'état des sciences relatives aux aspects environnementaux (effets sur l'atmosphère et les écosystèmes) et socioéconomiques des matières particulaires et de l'ozone. Le volume 2 examine l'information liée aux effets de ces polluants sur la santé humaine.

Ce rapport vise à examiner, à évaluer et à mettre en contexte les perspectives scientifiques relatives au smog. On s'attend également à ce qu'il serve de base pour l'élaboration de politiques ultérieures aux échelles nationale, régionale et locale, y compris la définition de normes de qualité de l'air ambiant et de mesures de gestion des risques connexes. Dans ce cadre, un résumé des résultats élaboré à partir des constatations de ce document, à l'usage des décideurs et des intervenants, sera d'une pertinence particulière d'un point de vue scientifique et pratique. Les gestionnaires des risques, les intervenants et d'autres parties intéressées devraient pouvoir s'appuyer sur des aspects du résumé et des documents d'évaluation au cours de l'élaboration de politiques et de mesures.

Volume 1 : Sciences atmosphériques et répercussions environnementales et économiques (chapitres 2 à 12)

Les chapitres de ce volume ont été élaborés par Environnement Canada en collaboration avec plusieurs partenaires universitaires et provinciaux. Les renseignements fournis dans ces chapitres reflètent les connaissances actuelles dans les domaines scientifiques indiqués dans la case jaune de la figure 1.1 et s'inspirent des constatations d'évaluations scientifiques canadiennes antérieures. Nombre de ces chapitres couvrent les recherches documentaires menées de 2003 à 2007 (et au-delà dans des cas particuliers), et certains présentent les résultats de nouvelles analyses menées spécialement pour la présente évaluation ou à l'appui d'exigences récentes en matière de politiques.

Le chapitre 2 décrit les mécanismes physiques et chimiques sous-jacents à la formation et à la transformation du smog ainsi qu'à sa disparition de l'atmosphère, et il explique la mesure dans laquelle ces mécanismes sont influencés par les conditions météorologiques. Les connaissances dans le domaine ont grandement évolué au cours des cinq dernières années, et ce chapitre en fournit une évaluation à jour. Le chapitre 3 est axé sur les réseaux et les méthodes de surveillance, les concentrations ambiantes d'ozone, de particules fines et de grosses particules ainsi que leurs tendances, y compris la composition des matières particulaires et leurs précurseurs au Canada. Le chapitre 4 décrit les déclarations et les inventaires d'émissions et traite des sources, de la répartition spatiale, des tendances et des prévisions des émissions de précurseurs du smog au Canada et, dans une certaine mesure, aux États-Unis. Le chapitre 5 présente l'état des modèles canadiens de transport atmosphérique de produits chimiques et le niveau de confiance à l'égard de ces modèles qui représentent, en outre, la science à l'appui des relations émissions-concentration (figure 1.1). Le chapitre 6 passe en revue des études de modélisation de la qualité de l'air menées récemment à l'aide de modèles de transport atmosphérique de produits chimiques actuels, pour calculer les niveaux d'ozone, de matières particulaires et de dépôts au Canada sur la base de scénarios de réduction des émissions.

Le Canada est un pays vaste présentant divers paysages, climats, tendances météorologiques et sources de pollution. Pour cette raison, le chapitre 7 fournit, par région, une perspective des émissions, des caractéristiques physiques, des conditions météorologiques et du transport atmosphérique à grande distance qui donnent naissance à différentes conditions de qualité de l'air dans diverses régions du Canada. Parallèlement, le chapitre 9 passe en revue les caractéristiques du transport atmosphérique transcontinental de polluants du Pacifique à l'Amérique du Nord et la mesure dans laquelle ce

phénomène accroît les niveaux de smog au Canada. La partie du volume portant sur les sciences atmosphériques est complétée par un examen des découvertes scientifiques récentes qui pourraient améliorer notre compréhension de la formation et du transport des polluants dans l'atmosphère (chapitre 8). Ces constatations portent, entre autres, sur les effets des changements climatiques sur la pollution atmosphérique, la couche limite atmosphérique et son lien avec la pollution atmosphérique, et les observations par satellite des paramètres de la qualité de l'air.

Les chapitres 10 et 11 examinent les recherches documentaires concernant les effets du smog sur la flore, les matériaux et la visibilité, respectivement. Le chapitre 11 présente également les résultats de l'application d'avancées récentes pour étudier le lien entre les particules fines ($_{2,5}$) et la visibilité dans des régions spécifiques du Canada pour lesquelles on dispose de données. Comme on peut le voir dans la figure 1.1, ces chapitres sont en rapport avec la partie inférieure gauche du cadre théorique. Enfin, un aperçu du rôle de l'évaluation économique et des progrès récents en matière de mesure des effets du smog sur la santé humaine et l'environnement est présenté au chapitre 12, suivi d'une évaluation des études scientifiques à l'appui des processus illustrés dans la partie droite de la figure 1.1.

Volume 2 : Effets sur la santé (chapitres 13 à 15)

Ce volume, élaboré par Santé Canada avec des collaborateurs externes, s'appuie sur les évaluations canadiennes et américaines les plus récentes et présente une analyse critique des renseignements devenus disponibles depuis les premières évaluations en 2007. L'évaluation de cette information est essentielle pour appuyer l'utilisation des relations concentration-réponse (figure 1.1) afin d'estimer les effets de la qualité de l'air sur la santé ou les avantages découlant des futurs changements des concentrations ambiantes.

Le chapitre 14 présente un examen et une évaluation scientifiques des renseignements liés aux matières particulaires ambiantes et à la santé. L'exposition de la population générale aux matières particulaires ambiantes est abordée à la section 14.1. La section 14.2 traite de la dosimétrie des particules inhalées qui se déposent dans les voies respiratoires. Les sections 14.3 et 14.4 examinent les résultats d'études toxicologiques de différents types de matières particulaires chez les animaux et les humains, respectivement. La section 14.5 passe en revue les études et rapports épidémiologiques portant sur le lien entre l'exposition à des particules fines ambiantes et les effets sur la santé. Les sections 14.6, 14.7 et 14.8 évaluent des études épidémiologiques des paramètres de reproduction et de développement, des paramètres génétiques et des effets sur la santé liés à une exposition chronique à des particules fines ambiantes, respectivement. Une caractérisation des risques intégrant des renseignements clés tirés des chapitres précédents sur l'exposition, la dosimétrie et les effets sur la santé des particules fines est présentée à la section 14.9.

Le chapitre 15 présente les examens et évaluations scientifiques de renseignements sur la santé liés à l'ozone troposphérique, y compris l'évaluation de l'exposition (section 15.1), la dosimétrie (section 15.2), des études toxicologiques menées chez des animaux (section 15.3) et chez l'humain

(section 15.4), l'épidémiologie de l'exposition aiguë (section 15.5), l'épidémiologie des paramètres de reproduction et de développement (section 15.6), les paramètres génétiques (section 15.7), l'exposition chronique (section 15.8), et une caractérisation des risques (section 15.9).

Les chapitres 1 et 13 établissent le contexte pour chaque volume. L'ensemble des chapitres dans les deux volumes ont été révisés par des pairs à l'interne et à l'externe qui sont des experts sur les sujets évalués dans le présent rapport. L'examen par des pairs externes, géré par un organisme sans but lucratif indépendant (TERA: Toxicological Excellence for Risk Assessment), était axé sur la validité de la sélection des études pertinentes incluses dans les chapitres, le besoin éventuel d'ajouter des renseignements, la qualité d'analyse, et le résumé et l'interprétation du corpus.

1.6 Points saillants et messages clés

L'information contenue dans la présente Évaluation a été choisie de sorte refléter précisément les questions liées aux politiques, telles qu'elles ont été définies par les scientifiques et les responsables des politiques au début de l'examen. Un résumé des résultats les plus importants, portant notamment sur certains aspects de la science et des problèmes de gestion des risques connexes, est présenté dans un document distinct intitulé *Évaluation scientifique canadienne du smog Points saillants et messages clés*.

CHAPITRE 2 : Processus atmosphériques

Craig Stroud, Jonathan Abbatt, Leiming Zhang, David Flagg, Paul Makar

MESSAGES CLÉS ET INCIDENCES

- La production d’ozone (O_3) est une fonction complexe des concentrations d’oxydes d’azote [NO_x , définie comme la somme de monoxyde d’azote (NO) et de dioxyde d’azote (NO_2)], de la réactivité et de la composition des composés organiques volatils (COV), et des taux de production radicaux. Toutefois, nous avons des doutes majeurs quant au mécanisme de production de l’ozone (O_3) dans un régime limité par les composés organiques volatils.
- La relation entre les émissions de précurseurs et les concentrations ambiantes d’ozone et de particules est de nature non linéaire. Les processus qui influencent les concentrations ambiantes sont tous interreliés et interagissent les uns avec les autres, ce qui entraîne un rapport disproportionné entre les changements dans les émissions de précurseurs et les changements dans les concentrations. Une meilleure compréhension de tous ces processus permettra de mieux évaluer les stratégies de réduction d’émissions.
- Des études fructueuses ont permis de mieux comprendre la façon dont la composition des particules peut réagir et avoir une incidence sur la chimie en phase gazeuse et la croissance future de ces dernières. Ces avancées compliquent davantage la relation linéaire entre les réductions d’émissions de précurseurs et les avantages.
- La dépendance non linéaire de la formation d’aérosols organiques secondaires (AOS) dans un large éventail de conditions indique que les expériences doivent être effectuées avec des concentrations atmosphériques, des taux d’oxydation, des niveaux d’humidité, des températures, et des compositions de particules amorce représentatifs. La dépendance complexe des taux de production d’aérosols organiques secondaires signale le besoin de paramétrages plus détaillés dans les modèles de qualité de l’air.
- Les aérosols organiques secondaires peuvent se former très rapidement à partir d’émissions de précurseurs (soit par l’évaporation ou par l’oxydation d’aérosols organiques primaires ou par le biais de composés organiques de volatilité intermédiaire) et dépasser les niveaux prédits par les modèles.
- Les mesures et les modélisations ont donné des sous-estimations importantes dans nos inventaires d’émissions de composés organiques volatils biosynthétiques et anthropiques.
- En raison des interactions non linéaires entre les composants de gaz, d’aérosols et de nuages, il est peu probable que la qualité de l’air s’améliore si l’on réduit un seul polluant; pour obtenir des résultats efficaces, il faudra réduire en même temps les émissions d’ammoniac (NH_3), de dioxyde de soufre (SO_2), d’oxydes d’azote (NO_x) et de composés organiques volatils.

- L'élaboration de modèles de qualité de l'air qui peuvent prendre en compte le comportement non linéaire dans les processus chimiques, microphysiques et météorologiques sera essentielle pour élaborer des stratégies de réduction d'émissions efficaces dans l'avenir.

2.1 Introduction

2.1.1 Recherche sur les processus atmosphériques

La recherche sur la qualité de l'air au cours des dernières années s'est axée sur la compréhension des processus physiques et chimiques qui définissent la relation non linéaire entre les émissions et les concentrations ambiantes de polluants. Environnement Canada a publié l'évaluation intitulée « Contribution des précurseurs des particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada » en 2001 (Environnement Canada, 2001). Voici les principales conclusions de cette évaluation :

- Tandis que la contribution du dioxyde de soufre (SO_2), des oxydes d'azote (NO_x) et de l'ammoniac (NH_3) à la formation des matières particulaires est mieux comprise, il faudra mener d'autres recherches pour déterminer la mesure dans laquelle les composés organiques volatils primaires et secondaires contribuent à la formation de matières particulaires.
- La météorologie joue un rôle important dans les épisodes de concentration massique de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) à grande échelle.
- Le sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}) constitue la majeure partie de la masse totale des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) dans l'est du Canada pendant les épisodes estivaux, tandis que le nitrate particulaire (p-NO_3^-) est prédominant durant les épisodes hivernaux.
- La tendance à long terme de la masse de sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}) est à la baisse; cependant, cette tendance ne reflète pas nécessairement la masse inférieure des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$), étant donné que la composition des particules subit une transformation du sulfate d'ammonium en nitrate d'ammonium. Les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) à la hausse et la masse d'ions sulfate (SO_4^{2-}) à la baisse laissent plus d'ammoniac disponible pour la formation de nitrate d'ammonium.
- On ne disposait pas de renseignements suffisants pour établir un rapport quantitatif entre des types de sources spécifiques et les concentrations ambiantes de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) à l'échelle locale.

En 2003, la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique (NARSTO) a publié l'évaluation scientifique des matières particulaires pour les décideurs (Particulate Matter Science for Policy Makers; NARSTO, 2003). En voici les principales conclusions :

- Les stratégies de gestion existantes en Amérique du Nord qui sont axées sur la réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) diminueront la masse des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$). Toutefois, les avantages des réductions d'émissions d'oxydes d'azote (NO_x) et de composés organiques volatils sont incertains.
- Les stratégies relatives aux particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) doivent inclure les sources d'émissions directes de polluants ou de précurseurs locaux ou transportés dans le contexte d'une météorologie dominante et d'une variabilité saisonnière, ce qui peut exiger des stratégies différentes d'une région ou d'un bassin atmosphérique à l'autre.
- Les particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) sont liées aux pluies acides et aux processus atmosphériques, ce qui implique une stratégie de gestion intégrée.

L'objectif de ce chapitre est de s'appuyer les constatations de recherches récentes pour évaluer notre compréhension actuelle des facteurs chimiques et météorologiques qui contribuent à une mauvaise qualité de l'air. Nous mettrons donc l'accent sur la description des principaux processus interreliés qui transforment les émissions urbaines et industrielles en oxydants, tels que l'ozone (O_3) et les matières particulaires (MP).

Le milieu de la recherche sur l'ozone (O_3) participe actuellement aux activités suivantes : 1) l'analyse de programmes de traitement intensif et ciblé de l'ozone dans l'air et au sol, 2) l'analyse des tendances des mesures à long terme provenant du réseau au sol, et 3) l'élaboration de modèles de qualité de l'air et la réalisation d'études d'évaluation et de sensibilité connexes. Le milieu de la recherche sur l'ozone (O_3) rassemble les éléments pertinents pour parvenir à une compréhension intégrée des processus influant sur les épisodes à court terme et les tendances à long terme de l'ozone (O_3). Le milieu de la recherche sur les aérosols, quant à lui, commence à comprendre les processus liés aux aérosols. Il cerne progressivement les éléments pertinents des mécanismes grâce à des recherches en laboratoire, des modèles de la boîte et des programmes de traitement sur le terrain.

2.1.2 Aperçu du chapitre

La section 2.2 de ce chapitre décrit les mécanismes de formation du smog liée à des panaches provenant d'une zone urbaine, d'une industrie, d'une région et d'une centrale électrique. L'objectif est d'analyser la formation du smog relativement à chaque panache de façon « unifiée », en décrivant la formation de l'ozone (O_3) et des matières particulaires ainsi que les réactions non linéaires entre les processus. La section 2.3 explique les processus clés qui transforment de vieux aérosols, en détaillant notamment des études sur l'absorption d'aérosols par l'eau et la nucléation nuageuse. La section 2.4 présente les processus qui éliminent de l'atmosphère des polluants tels que les dépôts secs et humides. La section 2.5 décrit les influences météorologiques sur la qualité de l'air. Enfin, les sections 2.6 et 2.7 résument les conclusions et cernent les lacunes en matière de connaissances.

2.2 Mécanismes de formation du smog

2.2.1 Chimie de la formation de l'ozone : Concepts généraux

Les émissions de dioxyde de carbone, d'azote et de gaz sulfureux réduits dans l'atmosphère proviennent de sources mobiles, ponctuelles, étendues et biosynthétiques. Certains de ces gaz, tels que le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde d'azote (NO) et le méthane (CH₄) réagissent chimiquement dans l'atmosphère en raison de la nature oxydante de ce dernier (ajoutant des atomes d'oxygène). Étant donné que les gaz émis sont transformés et deviennent plus oxydés, ils passent à un état plus soluble; ainsi, la capacité oxydante de l'atmosphère favorise la purification des espèces par l'intermédiaire de dépôts secs et humides. La nature oxydante de l'atmosphère dépend de la production de radicaux hydroxyles³ (OH) durant le jour, et de radicaux nitrés (NO₃) durant la nuit. L'ozone (O₃) est également un oxydant pour plusieurs classes d'espèces émises. Plus important encore, la photolyse (le processus par lequel un composé chimique est décomposé en molécules par la lumière, représenté par le sigle « hv ») de l'ozone (O₃) entraîne la formation de radicaux hydroxyles. Par conséquent, l'ozone (O₃) est une espèce essentielle pour déterminer la capacité oxydante de l'atmosphère. Par ailleurs, il (O₃) est également un composé majeur des réactions photochimiques impliquant l'oxydation de composés organiques volatils catalysés par des oxydes d'azote (NO_x). L'ozone (O₃) joue ainsi un rôle central dans la qualité de l'air, notamment en tant qu'agent initiateur et produit de la photochimie. L'oxydation de dioxyde de carbone, d'azote et de gaz sulfureux réduits pour former des espèces organiques multifonctionnelles, de l'acide nitrique et de l'acide sulfurique engendre également la production *in situ* d'aérosols (notamment d'aérosols secondaires). L'ozone (O₃) et les précurseurs de la formation de particules secondaires sont générés à partir de réactions atmosphériques impliquant quatre principales catégories d'émissions : les composés organiques volatils (COV), les oxydes d'azote (NO_x), l'ammoniac (NH₃) et le dioxyde de soufre (SO₂).

Les catégories de composés organiques volatils (COV) qui sont importantes dans la formation d'ozone (O₃) incluent les alcanes, les alcènes, les aromatiques, les carbonyles, les alcools et les peroxydes organiques. Dans les zones urbaines, les catégories les plus réactives (les alcènes, les aromatiques et les alcanes supérieurs) et le monoxyde de carbone (CO) sont d'importants précurseurs de la formation d'ozone (O₃). Dans les zones forestières, les émissions biosynthétiques de composés organiques

³ Les radicaux sont des atomes, des molécules ou des ions possédant des électrons non appariés qui peuvent participer à des réactions chimiques, car ils ont tendance à être réactifs.

volatils peuvent se mélanger aux gaz anthropiques persistants pour produire de l'ozone (O_3). Dans la troposphère, le monoxyde de carbone (CO) et le méthane (CH_4) constituent le carbone essentiel (contenant des espèces) à la formation d'ozone (O_3).

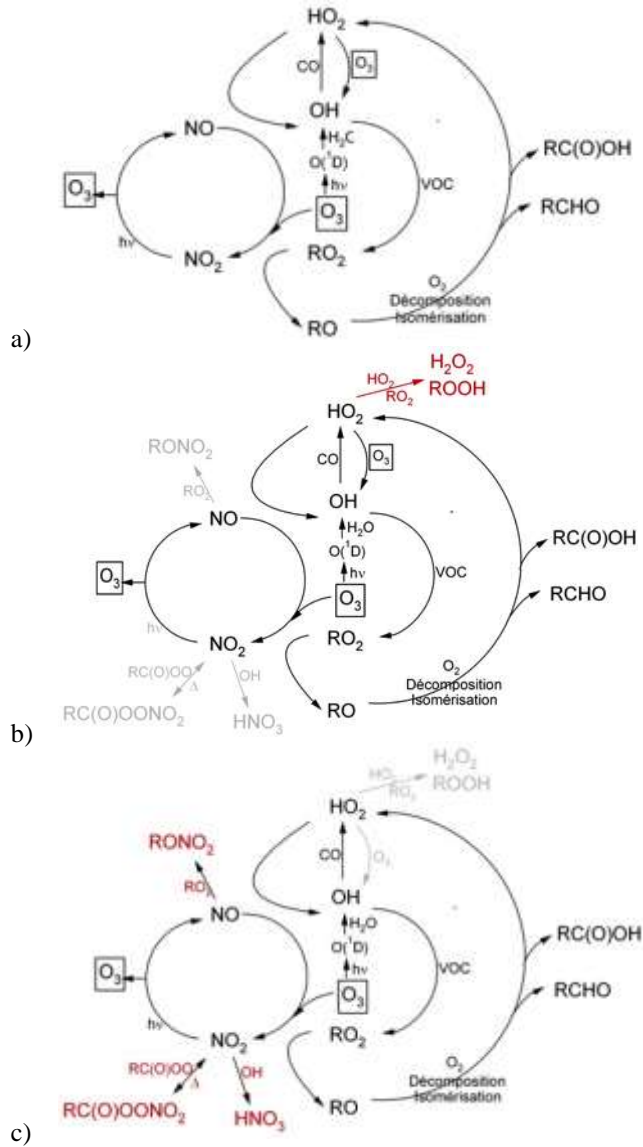


Figure 2.1 Schémas illustrant les réactions d'initiation et de propagation pour les réactions de radicaux et d'oxydes d'azote (NO_x) impliquées dans la formation d'ozone (O_3) (schéma a) et la dégradation des composés organiques volatils (COV) dans conditions de niveaux d'oxydes d'azote faibles (NO_x) (schéma b) et élevés (schéma c). Les réactions indiquées en police de caractères grise sont inefficaces dans divers scénarios.

Les radicaux organiques suivent un mécanisme de réaction cyclique impliquant des réactions d'initiation, de propagation et d'arrêt. La figure 2.1a illustre les principaux processus diurnes impliqués dans 1) l'oxydation des composés organiques volatils, 2) la production de radicaux organiques (RO_x), 3) la propagation de chaînes de réactions incluant des radicaux organiques (RO_x) et d'oxydes d'azote (NO_x), et 4) la production d'ozone (O_3). Les composés organiques volatils réagissent

largement aux radicaux hydroxyles (OH) durant les heures de lumière solaire, ce qui engendre la production de radicaux peroxydes (RO_2). Ces derniers (RO_2) jouent un rôle essentiel dans l'oxydation du monoxyde d'azote (NO) en dioxyde d'azote (NO_2), une étape limitante du processus de formation de l'ozone (O_3). La photolyse du dioxyde d'azote (NO_2) régénère le monoxyde d'azote (NO) et produit également un atome d'oxygène qui est combiné à de l'oxygène moléculaire pour former de l'ozone (O_3). Les radicaux alkoxydes (RO) produits par la réaction de radicaux peroxydes (RO_2) avec le monoxyde d'azote (NO) peuvent, à leur tour, réagir rapidement pour former des radicaux libres (HO_2) et des espèces carbonyles⁴ [$\text{RC(O)R}'$]. Les radicaux libres (HO_2) peuvent oxyder le monoxyde d'azote (NO), régénérant ainsi les radicaux hydroxyles (OH) et produisant une deuxième molécule de dioxyde d'azote (NO_2). Dans la plupart des cas, les espèces carbonyles produites réagissent de façon encore plus accentuée, ce qui génère plus de deux molécules d'ozone (O_3) par composé organique volatil émis. En outre, les espèces carbonyles peuvent être plus réactives que les composés organiques volatils précurseurs, comme le toluène et son sous-produit réactif le muconaldéhyde. Ainsi, les cycles impliquant les oxydes d'azote (NO_x) et les radicaux organiques (RO_x) ($\text{OH} + \text{HO}_2 + \text{RO}_2 + \text{RO}$) se propagent et la production d'ozone (O_3) est une fonction complexe 1) de la production abondante d'oxydes d'azote (NO_x) et de radicaux organiques (RO_x) (ainsi que de la séparation entre les oxydes d'azote (NO_x) et les radicaux organiques RO_x), 2) de la réactivité des composés organiques volatils et 3) des taux de production de radicaux.

Comme le montre la figure 2.1b, dans des conditions de faibles niveaux d'oxydes d'azote (NO_x), l'arrêt de la chaîne de radicaux organiques (RO_x) est dominé par la formation de peroxydes d'hydrogène (H_2O_2) et de peroxydes organiques (ROOH). Les rapports de mélange de radicaux peroxydes (RO_2) sont insensibles aux rapports de mélange d'oxydes d'azote (NO_x). La production d'ozone (O_3) à de faibles niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) augmente de façon linéaire avec les oxydes d'azote (NO_x) [dans ce cas-ci, le régime chimique est dit « limité par les oxydes d'azotes »]. La réaction entre les radicaux libres (HO_2) et l'ozone (O_3) est également efficace en termes d'élimination chimique de l'ozone (O_3). Ainsi, dans des conditions de faibles niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) les niveaux d'ozone (O_3) sont également bas.

Lorsque le niveau d'oxydes d'azote (NO_x) augmente, les réactions de propagation s'intensifient, la production d'ozone (O_3) est très efficace et les réactions d'arrêt impliquant les radicaux organiques et les oxydes d'azote ($\text{RO}_x + \text{NO}_x$) deviennent plus rapides que les réactions d'arrêt n'incluant que les radicaux organiques ($\text{RO}_x + \text{RO}_x$). La figure 2.1c illustre les principales réactions d'arrêt de chaîne pour les radicaux organiques (RO_x) et les oxydes d'azote (NO_x) dans des conditions de niveaux

⁴ Les espèces carbonyles sont des composés organiques volatils possédant une liaison double carbone-oxygène.

d'oxydes d'azote (NO_x) élevés, notamment la formation d'acide nitrique (HNO_3) ($\text{OH} + \text{NO}_2 + \text{M} \rightarrow \text{HNO}_3 + \text{M}$) et de nitrates organiques (nitrates d'alkyle, $\text{RO}_2 + \text{NO} + \text{M} \rightarrow \text{RONO}_2 + \text{M}$ et nitrates de peroxyacétyle, $\text{RC(O)OO} + \text{NO}_2 + \text{M} \rightarrow \text{RC(O)OONO}_2 + \text{M}$). Dans des conditions de niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) élevés, le taux de production d'ozone (O_3) ralentit et commence à diminuer, tandis que le rapport de mélange d'oxydes d'azote (NO_x) augmente; on parle alors de régime limité par les composés organiques volatils. Dans un tel régime, la réaction produisant de l'acide nitrique (HNO_3) est très efficace en termes d'élimination chimique des radicaux organiques (RO_x) et des oxydes d'azote (NO_x). L'acide nitrique (HNO_3) contribue à la formation de particules en présence d'ammoniac ou d'autres cations basiques dans les particules.

La production d'ozone (O_3) est également touchée par le taux de production de radicaux organiques (RO_x) qui, à son tour, est tributaire de la photolyse de composés précurseurs (O_3 , carbonyles, et acide nitreux). Une hausse des concentrations de radicaux organiques (RO_x), pour une concentration donnée d'oxydes d'azote (NO_x), accroît l'importance relative des réactions d'arrêt de chaîne $\text{RO}_x + \text{RO}_x$ comparativement aux réactions d'arrêt $\text{RO}_x + \text{NO}_x$, car les réactions d'arrêt de chaîne $\text{RO}_x + \text{RO}_x$ augmentent en fonction du carré de la concentration des radicaux organiques (RO_x). La plus forte production d'ozone (O_3) est établie au point de chevauchement entre des conditions limitées par les oxydes d'azotes (NO_x) et des conditions limitées par les composés organiques volatils. Les résultats de recherche ont montré que des hausses de la production de radicaux organiques (RO_x) augmentent davantage les niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) que la production d'ozone (O_3) (Thornton *et al.*, 2002). Le point de chevauchement demeure une question importante sur les plans de la réglementation des émissions et de la mise à l'épreuve de notre compréhension de la photochimie dans des modèles numériques.

De très faibles rapports de mélange d'ozone (O_3) sont souvent observés dans des bassins atmosphériques urbains et dans des panaches à forte concentration d'oxydes d'azote (NO_x). Ce phénomène est en partie dû à la baisse du taux de production d'ozone (O_3) dans des conditions de niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) élevés, et notamment au fait que les faibles rapports de mélange d'ozone (O_3) découlent de la réaction directe entre l'ozone (O_3) et le monoxyde d'azote. En effet, cette réaction transfère l'oxygène radicalaire (somme des concentrations d' $\text{O}_3 + \text{O} + \text{NO}_2 + \text{NO}$) de l'ozone (O_3) dans le dioxyde d'azote (NO_2) [on parle alors de « titrage de l'ozone (O_3) par addition progressive de monoxyde d'azote »)]. Tandis que le panache à forte concentration d'oxydes d'azote (NO_x) se dilue dans un air ambiant pur, l'oxygène radicalaire est rapidement transféré du dioxyde d'azote (NO_2) à l'ozone (O_3), et le rapport de mélange d'ozone (O_3) se rétablit. Ainsi, on obtient plus d'information pertinente en examinant la somme des espèces d'oxygène radicalaire, car l'oxygène radicalaire est conservé en quantité plus importante et change de façon plus progressive en réponse aux processus de production et de perte d'ozone (O_3).

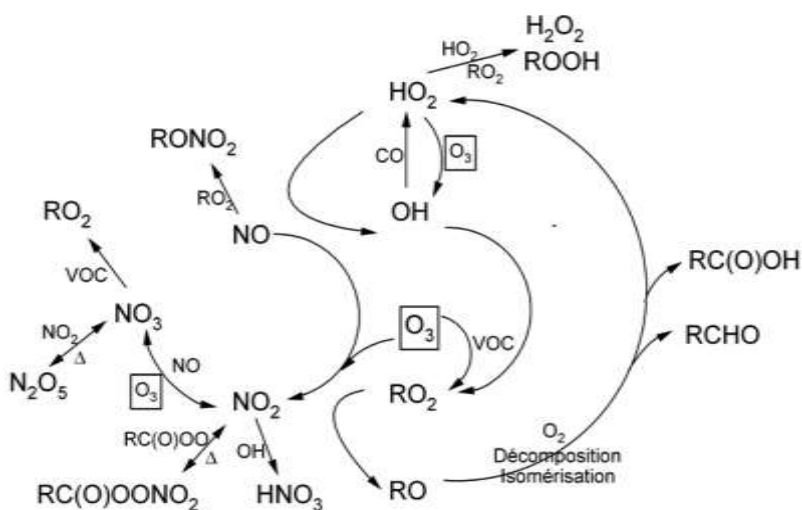


Figure 2.2 Chimie nocturne illustrant l'oxydation des composés organiques volatils (COV) par le trioxyde d'azote (NO_3), par l'ozone (O_3) et par les radicaux hydroxyles (OH), le cycle des oxydes d'azote (NO_x) et des radicaux organiques (RO_x), et la production d'intermédiaires stables [(pentaoxyde de diazote (N_2O_5), nitrates de peroxyacétyle (RC(O)OONO_2), nitrates d'alkyle (RONO_2), acide nitrique (HNO_3), aldéhydes (RC HO), acide carboxylique (RC(O)OH), peroxydes d'hydrogène (H_2O_2), peroxydes organiques (ROOH)]. Les composés indiqués dans une police plus petite le long de flèches sont des coréactifs dans la réaction chimique.

La figure 2.2 illustre l'oxydation nocturne des composés organiques volatils (COV) et des oxydes d'azote (NO_x). La nuit, la photolyse du dioxyde d'azote (NO_2) s'arrête, et la réaction entre ce composé (NO_2) et l'ozone (O_3) entraîne la formation de trioxyde d'azote (NO_3). Ce dernier (NO_3) peut ensuite réagir avec le dioxyde d'azote (NO_2) et produire du pentaoxyde de diazote (N_2O_5). Le trioxyde d'azote (NO_3) peut aussi réagir avec le monoxyde d'azote (NO) et reformer les molécules de dioxyde d'azote (NO_2). Ainsi, le ratio dioxyde d'azote (NO_2)/monoxyde d'azote (NO) joue un rôle essentiel dans la détermination du potentiel de formation de pentaoxyde de diazote (N_2O_5). Dans un bassin atmosphérique ne comportant pas d'émissions de monoxyde d'azote la nuit, on peut observer la destruction chimique de la quantité d'ozone (O_3) disponible qui diminue le taux de production de trioxyde d'azote (NO_3). Par ailleurs, un faible ratio dioxyde d'azote (NO_2)/monoxyde d'azote (NO) dû à des émissions élevées de monoxyde d'azote (p. ex. provenant d'une combustion) favorise la destruction du trioxyde d'azote (NO_3) par l'intermédiaire de la réaction $\text{NO}_3 + \text{NO} \rightarrow 2\text{NO}_2$. Le pentaoxyde de diazote (N_2O_5) joue un rôle crucial dans la chimie hétérogène et multiphase. Le

trioxyde d'azote (NO_3), quant à lui, joue un rôle central dans la chimie nocturne en tant qu'oxydant pour certains composés organiques volatils (p. ex. les alcènes). L'ozone (O_3) reste également persistant la nuit pour une réaction avec des alcènes.

La réactivité globale des radicaux hydroxyles est définie comme l'inverse de leur durée de vie⁵. Elle peut aussi être décrite comme la somme de tous les rapports de mélange de composés organiques volatils pondérés selon leur coefficient de taux de radicaux hydroxyles ($\sum k_{\text{OH}}[\text{COV}]$). De récentes études de mesures ont relevé des taux de réactivité de radicaux hydroxyles plus élevés que prévu (Kovacs *et al.*, 2003; Sadanaga *et al.*, 2005). À un site forestier dans le Michigan, Di Carlo *et al.* (2004) ont démontré que l'écart entre la réactivité mesurée et modélisée des radicaux hydroxyles, appelé « réactivité manquante », augmentait proportionnellement à la température; pareillement pour les taux d'émission de terpènes et d'autres composés organiques volatils biosynthétiques. Une hypothèse laisse entendre que les composés organiques volatils de nature biosynthétique et réactive non précisés sont à l'origine de cette réactivité manquante (en plus des composés organiques volatils anthropiques et biosynthétiques généralement mesurés aux cours d'activités de surveillance intensive ou de routine). Autrement, des inexactitudes dans les mesures de composés organiques volatils biosynthétiques pourraient expliquer cet écart. Habituellement, la réactivité manquante dans les modèles entraîne une production d'ozone (O_3) et d'aérosols organiques secondaires (AOS) moins modélisée.

⁵ La durée de vie est le délai au bout duquel la concentration d'un composé impliqué dans une réaction chimique déterminée tombe à 37 % (soit $1/e$) de sa concentration initiale.

2.2.2 Chimie de la formation de particules secondaires : Concepts généraux

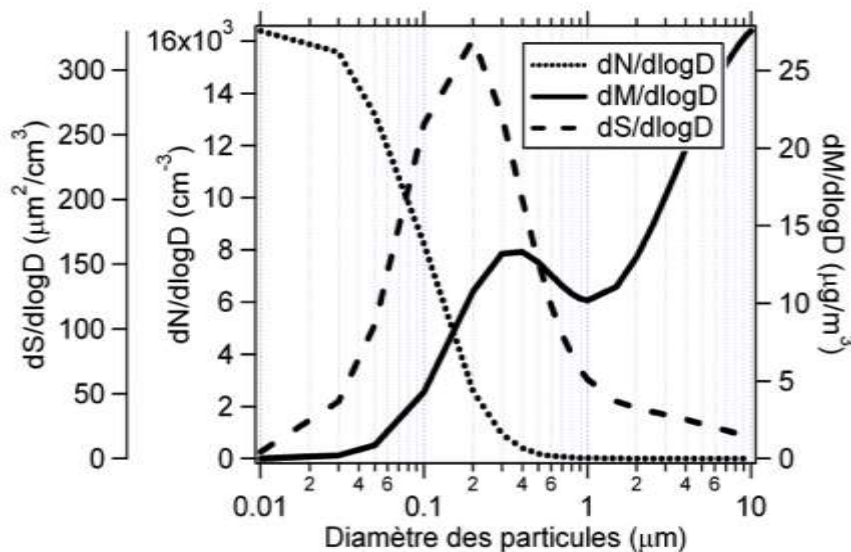


Figure 2.3 Nombre (N), surface de contact (S) et distribution massique et granulométrique (M) d'un aérosol typique en zone urbaine (Seinfeld et Pandis, 1998).

Contrairement aux polluants gazeux, les particules d'aérosols dans l'atmosphère ne sont pas des entités chimiques précises. Elles ont des tailles diverses et comprennent différents composés chimiques découlant de nombreux processus et sources. La figure 2.3 montre un exemple de distribution granulométrique modale par nombre, par surface de contact et par volume pour une zone urbaine. Les particules fines sont définies comme des particules d'un diamètre inférieur à 2,5 µm. Elles comprennent les particules du mode nucléation, du mode d'Aitken et du mode accumulation. Le mode nucléation inclut les particules qui sont formées directement par nucléation homogène de la phase gaz/vapeur. Ce sont des particules fraîchement émises, par exemple à partir de sources de combustion. Ces particules présentent des diamètres inférieurs à 10 nm. Le mode d'Aitken est constitué de particules qui ont un diamètre variant de 10 à 100 nm et qui découlent d'émissions directes, de la coagulation de particules du mode nucléation, et de la condensation de matières oxydées à partir de la phase gazeuse sur les particules du mode nucléation. Le taux de croissance linéaire, par l'intermédiaire de la coagulation et de la condensation, diminue alors que la taille des particules augmente; ces particules s'« accumulent » ensuite dans le mode accumulation (particules d'un diamètre variant entre 0,1 et 2,5 µm). S'il y a eu traitement des aérosols dans les nuages, les particules du mode accumulation peuvent se fractionner en gouttelettes plus grosses ou en particules plus petites formées à la suite d'une condensation.

Les particules d'aérosols peuvent faire partie d'un mélange interne ou externe. Les aérosols en mélange externe comportent des particules d'une taille spécifique et de diverses compositions. Pour les aérosols en mélange interne, les particules d'une taille donnée ont la même composition.

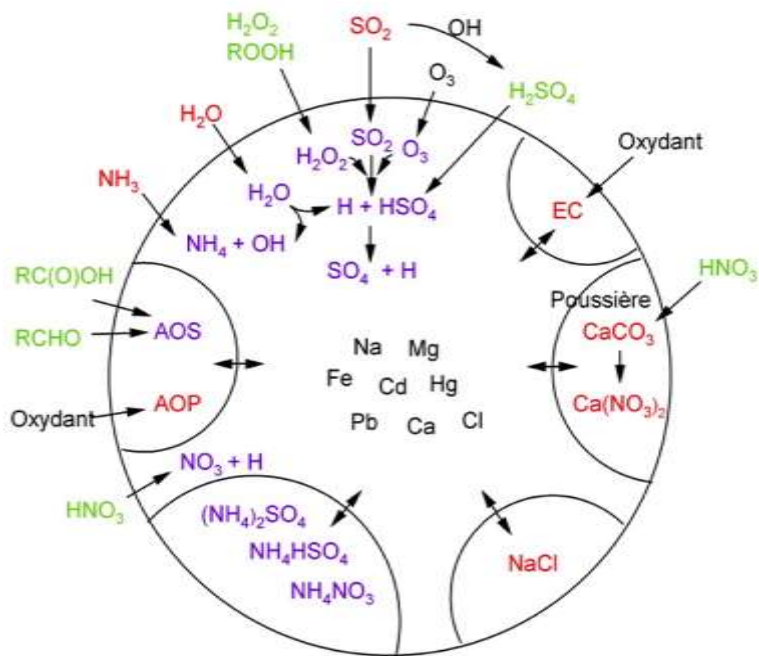


Figure 2.4 Processus de composition particulaire et de transformation chimique. Les composés indiqués en rouge sont des composés gazeux et particulaires primaires. Les composés indiqués en vert sont des composés gazeux secondaires. Les composés indiqués en violet sont impliqués dans la production particulaire de composés secondaires.

Tableau 2.1 Sources d'aérosols organiques

Sources	Voies d'introduction et composition
Aérosols organiques primaires biosynthétiques	Bactéries, pollens, spores, cires végétales, biomasse en décomposition
Aérosols organiques secondaires biosynthétiques	Oxydation de composés organiques volatils (COV) d'origine biosynthétique (p. ex. isoprène, α -pinène) et condensation de produits; condensation directe des composés organiques volatils sur un aérosol acide (p. ex. α -pinène)
Aérosols organiques primaires issus de la combustion de combustibles fossiles	Particules ou gaz organiques (qui se condensent lors de leur refroidissement à la température ambiante) issus de la combustion de combustibles fossiles.
Aérosols organiques secondaires issus de la combustion de combustibles fossiles	Oxydation de composés organiques volatils issus de la combustion de combustibles fossiles (p. ex. toluène, xylène) et condensation de produits
Aérosols organiques primaires issus de la combustion de biocarburants	Particules ou gaz organiques (qui se condensent lors de leur refroidissement à la température ambiante) issus de la combustion de biocarburants
Aérosols organiques secondaires issus de la combustion de biocarburants	Oxydation de composés organiques volatils issus de la combustion de biocarburants et condensation de produits
Aérosols organiques primaires issus d'émissions anthropiques non liées à une combustion	Particules organiques issues d'émissions anthropiques non liées à une combustion (solvants chimiques, fonderies de métaux communs, fer et acier, ciment, raffineries de pétrole)
Aérosols organiques secondaires issus d'émissions anthropiques non liées à une combustion	Oxydation de composés organiques volatils issus d'émissions anthropiques non liées à une combustion et condensation de produits
Aérosols organiques primaires issus de la combustion de biomasse	Particules ou gaz organiques (qui se condensent lors de leur refroidissement à la température ambiante) issus d'incendies de forêt naturels et d'activités de déforestation.
Aérosols organiques secondaires issus de la combustion de biomasse	Oxydation de composés organiques volatils issus d'émissions liées à la combustion de biomasse et condensation de produits

La composition des particules est une fonction de la taille, de la source et du traitement chimique des particules. Les particules fines sont composées de métaux, de suies, de matières organiques, de matière crustales, d'embruns marins, de sulfate (SO_4), de nitrate (NO_3^-), d'ammonium (NH_4) et d'ions d'hydrogène. Certaines particules sont hygroscopiques⁶ et ont une teneur en eau liée aux particules. La figure 2.4 résume les composés primaires des particules atmosphériques émis ainsi que les principales voies chimiques menant à la formation de particules secondaires. La fraction organique est particulièrement complexe et peut comprendre des milliers d'espèces organiques individuelles. Le tableau 2.1 énumère les sources d'aérosols organiques détectés dans l'atmosphère. Les sources les plus importantes incluent la combustion de combustibles fossiles, la combustion de biocarburants, la combustion de biomasse, et l'utilisation de solvants.

Le mode grosses particules fait référence aux particules qui sont formées principalement par une décomposition mécanique des matières crustales et des débris organiques. En plus de minéraux et de matières organiques, le mode grosses particules peut inclure du sel de mer (issu de l'évaporation d'embruns) et du nitrate formé par la réaction de l'acide nitrique (HNO_3) avec le carbonate de calcium (Anlauf *et al.*, 2006).

⁶ Hygroscopique : qui a la capacité d'attirer les molécules d'eau.

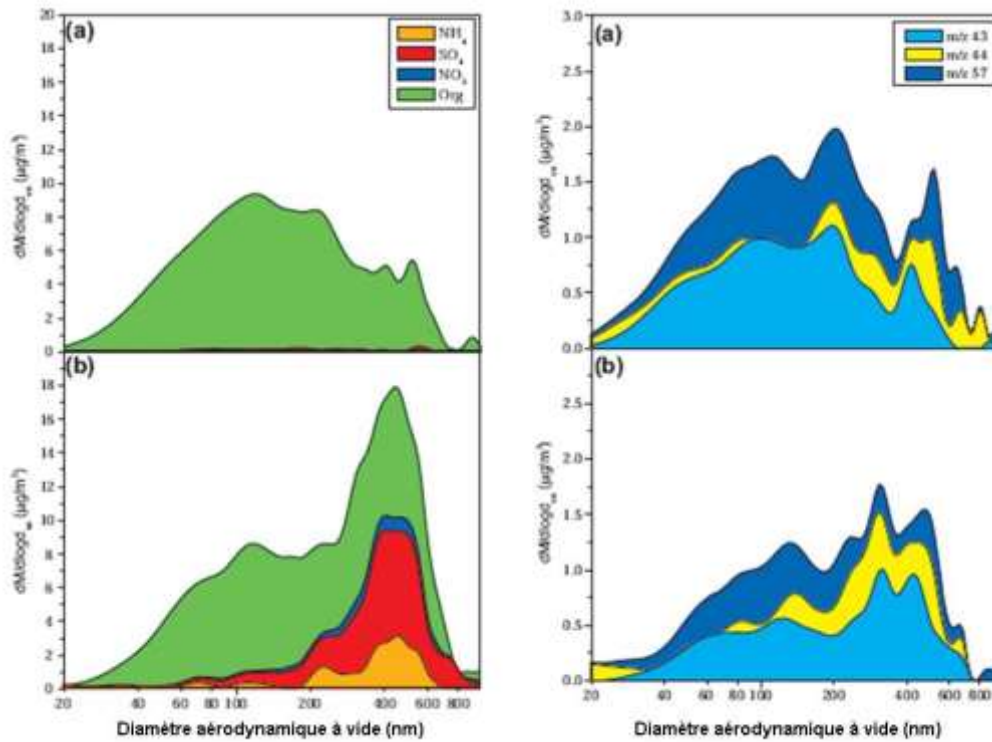


Figure 2.5 Distribution massique et granulométrique en fonction de la composition pour deux échantillons recueillis au centre-ville de Toronto (Ontario) (Broekhuizen *et al.*, 2006). Dans le diagramme (a), l'échantillon est dominé par la fraction organique pour toutes les tailles de particules submicroniques. Cette fraction organique est une combinaison de composés primaires et secondaires caractérisée par une magnitude similaire, notamment : $m/z = 43,44$ et $m/z = 57$ rapports. Dans le diagramme (b), l'échantillon comprend un grand composé d'aérosol secondaire à des diamètres de particules variant entre 200 et 600 nm, caractérisé par du sulfate (SO_4), de l'ammonium (NH_4), du trioxyde d'azote (NO_3), et des composés organiques secondaires ($m/z = 43,44$).

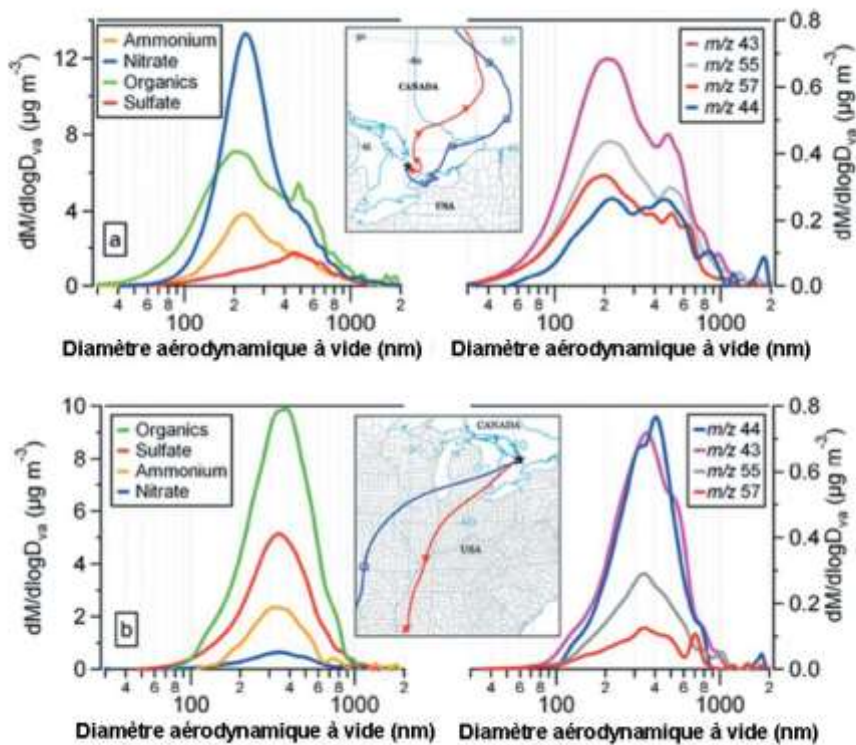


Figure 2.6 Distribution massique et granulométrique en fonction de la composition pour deux échantillons recueillis à Egbert (Ontario) (Rupakheti *et al.*, 2005). Les diagrammes du haut représentent un échantillon recueilli dans le panache traité de Toronto. Les diagrammes du bas représentent un échantillon recueilli dans une vieille masse d'air provenant du centre-ouest des États-Unis plusieurs jours plus tôt.

Les figures 2.5 et 2.6 présentent des exemples de distribution massique et granulométrique en fonction de la composition mesurée avec un spectromètre de masse d'aérosols pour 1) un centre-ville abritant d'importantes émissions d'aérosols organiques (figure 2.5a), 2) un centre-ville sujet à la production de particules secondaires (figure 2.5b), 3) un panache urbain traité (figure 2.6a) avec de forts ratios nitrates aérosols/aérosols sulfatés, et 4) une vieille masse d'air régionale (figure 2.6b) avec de faibles ratios nitrates aérosols/aérosols sulfatés et nitrates aérosols/aérosols organiques (Rupakheti *et al.*, 2005; Broekhuizen *et al.*, 2006). Dans le premier échantillon recueilli en centre-ville (figure 2.5a), la fraction organique est prédominante pour toutes les tailles de particules submicroniques. La fraction organique est une combinaison de composés primaires et secondaires caractérisée par des fragments similaires déterminés par un spectromètre de masse d'aérosols avec les rapports masse/charge suivants : $m/z = 43$ (marqueur pour les aérosols organiques secondaires), $m/z = 44$ (marqueur pour les aérosols organiques secondaires) et $m/z = 57$ (marqueur pour les aérosols organiques primaires). Dans le deuxième échantillon recueilli en centre-ville (figure 2.5b), on a relevé une quantité importante de composés d'aérosols secondaires caractérisés par du sulfate, de l'ammonium et des aérosols organiques secondaires ($m/z = 43, 44$). Dans la distribution massique des aérosols sulfatés, le diamètre maximal typique variant de 200 à 600 nm correspond à un traitement éventuel du dioxyde de soufre (SO_2) dans les nuages. Concernant le panache urbain traité (figure 2.6a), les nitrates aérosols affichent

une valeur de diamètre maximale dans la distribution massique et granulométrique lorsque la distribution sur la surface de contact donne également une valeur de diamètre maximale (de 100 à 400 nm) à cause de la formation de nitrates aérosols à partir de la condensation de pentaoxyde de diazote (N_2O_5) et d'acide nitrique (HNO_3). Pour ce qui est de la vieille masse d'air régionale (figure 2.6b), toutes les particules fines ($PM_{2.5}$) d'aérosols subissent un mélange interne et atteignent un diamètre maximal dans le mode accumulation en raison d'une combinaison de la condensation et du traitement dans les nuages. Les rapports masse/charge d'aérosols dans cette vieille masse d'air ($m/z = 44$ par rapport à $m/z = 57$) constituent un bon exemple d'aérosol organique fortement oxydé (probablement un aérosol organique secondaire).

Tableau 2.2 Production globale d'aérosols (aérosols organiques secondaires formés par quantité de précurseurs ayant subi une réaction) à une concentration massique typique d'aérosols organiques de $5 \mu\text{g m}^{-3}$ provenant de précurseurs choisis dans diverses conditions, en termes de lumière, de niveaux d'oxydes d'azote (NO_x), de taux d'humidité, de température et de niveaux de particules amorce

Précurseur	Lumière	NO_x/COV	Humidité relative	Particules amorce	Température ($^{\circ}\text{C}$)	Production à $5 \mu\text{g m}^{-3}$
α -pinène + O_3^a	Nocturne	Niveau de NO_x faible	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,079
α -pinène + O_3^a	Nocturne	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,032
α -pinène + O_3^a	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,027
α -pinène + O_3^a	Nocturne	Niveau de NO_x faible	Élevée	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,079
α -pinène + O_3^a	UV	Niveau de NO_x faible	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,050
α -pinène + O_3^b	Nocturne	Niveau de NO_x faible	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25 ¹	0,067
1,3-xylène + OH^c	UV	Niveau de NO_x faible	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,30
1,3-xylène + OH^c	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,036
1,3-xylène + OH^d	UV	Niveau de NO_x faible	Faible	Pas de particule amorce	25	0,036
1,3-xylène + OH^d	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	Pas de particule amorce	25	0,016
1,3-xylène + OH^e	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25 ²	0,010
Toluène + OH^f	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,013
Toluène + OH^c	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,061
Toluène + OH^c	UV	Niveau de NO_x faible	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,36
Toluène + OH^c	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25 ²	0,024
Limonène + O_3^g	Nocturne	Niveau de NO_x faible	Faible	Pas de particule amorce	25	0,40
Limonène + O_3^g	UV	Niveau de NO_x faible	Faible	Pas de particule amorce	25	0,30
Limonène + O_3^g	Nocturne	Niveau de NO_x élevé	Faible	Pas de particule amorce	25	0,40
Limonène + OH^h	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,10
Isoprène + OH^h	UV	Niveau de NO_x élevé	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,025
Isoprène + OH^h	UV	Niveau de NO_x faible	Faible	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25	0,035

Le taux de formation d'aérosols secondaires (y compris les aérosols organiques secondaires, le nitrate et le sulfate) varie selon l'abondance relative des oxydes d'azote (NO_x) et des radicaux organiques (RO_x), ce qui a une incidence sur les rapports de mélange de radicaux hydroxyles (OH) et le taux d'oxydation des composés organiques volatils (COV), des oxydes d'azote (NO_x) et du dioxyde de soufre (SO_2). De récentes études en chambre à smog axées sur la formation d'aérosols organiques secondaires montrent que les taux de production d'aérosols organiques secondaires affichent une dépendance complexe à l'égard des ratios initiaux composés organiques volatils/oxydes d'azote (NO_x) (voir le tableau 2.2) (Presto et Donahue, 2006; Zhang *et al.*, 2006; Chan *et al.*, 2007; Ng *et al.*, 2007). La production d'aérosols organiques secondaires est un processus en deux étapes comprenant notamment la production en phase gazeuse de produits condensables, suivie de la séparation gaz/particules. La production en phase gazeuse de produits condensables dépend du rapport de mélange de composés organiques volatils précurseurs et de leur réactivité, de même que du rapport de mélange de radicaux hydroxyles qui, lui-même, repose sur l'abondance relative des oxydes d'azotes (NO_x) et des radicaux hydroxyles (RO_x). La séparation gaz/particules, quant à elle, dépend de la pression de vapeur de saturation, de la solubilité des produits condensables et de la quantité de liquide absorbant disponible. Les produits composés de nitrates organiques (qui sont favorisés dans des conditions de niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) élevés) affichent des pressions de vapeur de saturation supérieures et des taux de solubilité inférieurs comparativement aux organopéroxydes et aux acides organiques (qui sont des produits condensables favorisés dans des conditions de niveaux d'azote (NO_x) faibles) (Stroud *et al.*, 2004).

Récemment, la volatilité des émissions d'aérosols organiques primaires (AOP) a été mesurée à l'aide de décomposeurs thermiques et dans des expériences sur le taux de dilution en tube d'échantillonnage. Robinson *et al.* (2007) ont démontré que les émissions d'aérosols organiques primaires peuvent s'évaporer dans la phase gazeuse et s'oxyder par la suite pour former des aérosols organiques secondaires. Ce processus ajoute de la masse aux aérosols organiques en termes de groupes fonctionnels (-OH, -C(O)-, -ONO₂) et transfèrent la charge des aérosols organiques de l'échelle urbaine et à l'échelle régionale.

L'acide nitrique (HNO_3) en phase gazeuse est formé directement à partir de la réaction entre les radicaux hydroxyles (OH) et le dioxyde d'azote (NO_2). Ainsi, la production d'acide nitrique (HNO_3) est une fonction non linéaire des oxydes d'azote (NO_x) et des radicaux organiques (RO_x) et elle atteint un plateau maximal dans des conditions de niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) élevés. L'acide sulfurique (H_2SO_4) en phase gazeuse est formé à partir de l'oxydation de dioxyde de soufre (SO_2) qui, sauf dans des conditions de panache récent, n'a pas d'incidence sur les budgets liés aux radicaux organiques (RO_x) et aux oxydes d'azote (NO_x). Ainsi, la production d'acide sulfurique (H_2SO_4) en phase gazeuse dépend des conditions d'oxydes d'azote (NO_x) et de radicaux organiques (RO_x) qui régissent les rapports de mélange de radicaux hydroxyles. Par ailleurs, la production d'aérosols sulfatés en phase particulaire et en phase nuageuse à partir de dioxyde de soufre (SO_2), de peroxydes d'hydrogène (H_2O_2) et d'ozone (O_3) dépend, de façon complexe, des niveaux de radicaux organiques (RO_x et d'oxydes d'azote (NO_x); l'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) amorcée par les peroxydes d'hydrogène (H_2O_2) étant favorisée par des ratios composés organiques volatils/oxydes d'azote (NO_x) élevés [p. ex. dans un régime limité par les oxydes d'azote (NO_x)].

2.2.3 Panaches urbains

La pollution à l'échelle urbaine a des répercussions importantes sur la réduction de la visibilité et les problèmes de santé connexes (affectation respiratoire ou cardiovasculaire et propagation des microorganismes, des allergies et des maladies infectieuses). Ces effets négatifs prennent de plus en plus d'ampleur, car une partie importante et croissante de la population vit dans des zones urbaines. Les panaches urbains sont caractérisés par des émissions provenant de sources mobiles, industrielles et résidentielles qui produisent d'importantes quantités de monoxyde de carbone (CO), de composés organiques volatils (COV) et d'oxydes d'azote (NO_x), et généralement peu de dioxyde de soufre (SO₂). À l'échelle urbaine, les processus sont rapides en termes d'échelles de temps, passant de minutes à quelques heures. La présente section est axée sur les majeures incertitudes que nous avons quant à la photochimie de l'ozone (O₃), notamment à de faibles ratios composés organiques volatils/oxydes d'azote (NO_x), et sur nos progrès en matière de compréhension de la formation d'aérosols secondaires dans les panaches urbains.

2.2.3.1 Études de caractérisation des radicaux libres

Au cours des dix dernières années, les avancées en matière de techniques de spectrométrie visant à mesurer les rapports de mélange de radicaux (OH, HO₂, RO_x) ont permis de réaliser un certain nombre d'études sur le terrain qui comparaient les rapports de mélange de radicaux libres mesurés et modélisés dans des bassins atmosphériques urbains. Ces études de caractérisation sont judicieuses, car elles isolent les processus chimiques des autres processus. Les radicaux ont une durée de vie suffisante pour permettre d'isoler les échelles de temps des réactions chimiques, du transport. Les rapports de mélange de radicaux sont calculés à l'aide de modèles chimiques (modèles-boîtes). Les mesures relatives aux espèces persistant plus longtemps, comme l'ozone (O₃), l'eau (H₂O), le monoxyde de carbone, les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV), sont utilisées pour restreindre les espèces analysées dans des modèles-boîtes. Les espèces plus persistantes jouent, en outre, un rôle clé, notamment en tant que sources de radicaux (photolyse de l'ozone (O₃), des peroxydes d'hydrogène (H₂O₂), de formaldéhyde et d'oxyde nitreux) et comme puits pour les radicaux [réactions oxydes d'azote (NO_x) + radicaux organiques (RO_x)]. Des études montrent que, dans certains cas, des modèles-boîtes peuvent prédire de façon relativement précise le comportement des radicaux organiques (RO_x), tandis que d'autres présentent un écart en termes de facteur allant jusqu'à six (6), en raison de la complexité de l'atmosphère urbaine. Dans le présent rapport, les études de caractérisation menées en zone urbaine sont résumées pour 1) des conditions estivales, 2) hivernales et 3) nocturnes.

2.2.3.1.1 Conditions estivales

Martinez *et al.* (2003) ont mesuré les niveaux de radicaux hydroxyles (OH) et de radicaux libres (HO₂) à Nashville dans le Tennessee et ont découvert que les concentrations diurnes globales de ces deux composés étaient d'un facteur 1,33 et 1,56 supérieur aux valeurs modélisées, respectivement. Cependant, Martinez *et al.* ont constaté que la concentration de radicaux libres (HO₂) était largement plus élevée que la valeur prévue lorsque les rapports de mélange de monoxyde d'azote (NO) étaient

supérieurs à 2 ppbv; ainsi, la production d'ozone (O_3) n'a pas autant diminué qu'on l'attendait à des rapports de mélange d'oxydes d'azote (NO_x) élevés. Ren *et al.* (2003) ont noté un résultat similaire pour des observations à New York. Les taux de production d'ozone (O_3) découlant des radicaux peroxy observés étaient supérieurs aux taux de production d'ozone (O_3) découlant de radicaux peroxy modélisés à des valeurs d'oxydes d'azote (NO_x) plus élevées. En fait, la production cumulée moyenne quotidienne d'ozone (O_3) établie à partir d'observations affichait un facteur 1,5 supérieur à la valeur calculée avec des modèles. À New York, les bilans de dioxyde d'hydrogène (HO_x) montrent que, durant le jour, la photolyse d'acide nitreux (HONO) constituait la plus grande fraction de la production de dioxyde d'hydrogène (HO_x). Pour le bassin atmosphérique de Birmingham (Angleterre), Emmerson *et al.* (2005) ont établi un rapport concentration diurne moyenne mesurée/modélisée de dioxyde d'hydrogène (HO_x) de 1,7 avec des concentrations modélisées de radicaux hydroxyles plus compatibles que les radicaux libres (HO_2). Les concentrations de radicaux prévues étaient plus sensibles aux oxydes d'azote (NO_x) que les concentrations observées, notamment à des rapports de mélange d'oxydes d'azote (NO_x) plus élevés. Dans l'ensemble, ces études font ressortir nos lacunes en matière de compréhension de la photochimie des radicaux à des niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) élevés et caractéristiques d'un milieu pollué (> 2 ppbv) qui entraînent une sous-estimation du niveau de radicaux organiques (RO_x) dans un modèle estival.

2.2.3.1.2 Conditions hivernales

Le dioxyde d'hydrogène (HO_x) n'a été mesuré qu'au cours de quelques études hivernales sur le terrain en zone urbaine. Les observations liées au dioxyde d'hydrogène (HO_x) à Birmingham (Angleterre) montrent que les concentrations diurnes de radicaux hydroxyles en hiver n'étaient que d'un facteur 2 inférieur aux concentrations estivales (Emmerson *et al.*, 2005). Les concentrations de radicaux libres (HO_2) au milieu de la journée (midi) étaient similaires en été et en hiver, malgré une réduction d'un facteur 15 de la production de radicaux hydroxyles issus de la photolyse de l'ozone (O_3) entre l'été et l'hiver. On a déterminé que les radicaux hydroxyles en hiver provenaient principalement de l'ozonolyse des alcènes. Ren *et al.* (2006) ont mesuré les concentrations de dioxyde d'hydrogène (HO_x) en hiver à New York et ont découvert que les concentrations modélisées de radicaux hydroxyles étaient fidèlement reproduites par les calculs des modèles avec un rapport médiane mesurée/médiane modélisée de 0,98. Cependant, la concentration de radicaux libres (HO_2) a été largement sous-estimée avec un ratio médiane mesurée/médiane modélisée de 6,0. En outre, l'écart était davantage prononcé à des concentrations d'oxydes d'azote (NO_x) supérieures. Une production supplémentaire de radicaux libres (HO_2) étant jusqu'à trois fois supérieure à la production de radicaux libres (HO_2) calculée était nécessaire pour l'harmonisation du modèle avec les valeurs mesurées. Cette production de radicaux libres (HO_2) pourrait provenir de nouvelles conditions de production de radicaux libres (HO_2) ou d'un recyclage inconnu de radicaux libres (HO_2) qui ne sont pas soumis aux radicaux hydroxyles (OH). La photolyse d'acide nitreux (HONO) était la principale source de dioxyde d'hydrogène (HO_x) déterminée durant les heures du jour. Dans l'ensemble, les études hivernales montrent une tendance similaire à celles déterminées par les études estivales, notamment avec des incertitudes quant à la caractérisation du dioxyde d'hydrogène (HO_x) à des rapports de mélange d'oxydes d'azote (NO_x) plus élevés.

2.2.3.1.3 Conditions nocturnes

Les études de mesure et de modélisation des concentrations nocturnes de dioxyde d'hydrogène (HO_x) sont très limitées. À Nashville, Martinez *et al.* (2003) ont relevé des périodes fréquentes de rapports de mélange de radicaux hydroxyles (OH) et de radicaux libres (HO_2) élevés la nuit et ils ont fourni les preuves d'une source de l'ozonolyse des alcènes; cependant, même en tenant compte de toutes les réactions d'ozonolyse impliquant des alcènes, les concentrations nocturnes de radicaux hydroxyles (OH) n'ont pu être prises en compte dans les études des modèles. À New York, Ren *et al.* (2003) ont constaté que les calculs des modèles sous-estimaient largement les concentrations nocturnes de radicaux hydroxyles. Ces sous-estimations ont été attribuées à la combinaison d'une voie de propagation manquante entre les radicaux libres (HO_2) et les radicaux hydroxyles, et de sources manquantes pour les radicaux hydroxyles. Les résultats des modèles montrent une prédominance de l'ozonolyse des alcènes dans la production nocturne de dioxyde d'hydrogène (HO_x). À Birmingham (Angleterre) Emmerson *et al.* (2005) sont parvenus à la même conclusion avec des mesures du dioxyde d'hydrogène (HO_x). Le ratio concentrations nocturnes mesurées/concentrations nocturnes modélisées pour les radicaux hydroxyles (OH) et les radicaux libres (HO_2) était de 2,0. Les résultats de cette étude ont également démontré l'importance des réactions d'ozonolyse pour les alcènes dans une atmosphère urbaine, notamment la nuit. Dans l'ensemble, ces études indiquent une source nocturne importante de radicaux hydroxyles qui n'est pas prise en compte dans les modèles chimiques (modèles-boîtes) actuels.

2.2.3.2 Production d'ozone dans les panaches urbains

À Vancouver, au cours de l'étude intensive PACIFIQUE, 2001, la production d'ozone (O_3) dans la vallée du bas Fraser était limitée par les composés organiques volatils (Vingarzan et Li, 2006). Le classement des espèces de composés organiques volatils en termes de réactivité des radicaux hydroxyles indiquait un mélange important de gaz biosynthétiques et anthropiques dans la production d'ozone (O_3). Au Slocan Park (site urbain), le limonène, l' α -pinène, le toluène, le propène et les xylènes constituaient les plus importants composés organiques volatils précurseurs de la production d'ozone (O_3). Au site suburbain de Langley, l'isoprène, le propène, l'éthène, l' α -pinène et les butènes étaient les composés organiques volatils précurseurs dominant pour la production d'ozone (O_3) (Wang *et al.*, 2005). Stroud *et al.* (2008) ont comparé les prévisions estivales de modèles avec les réactivités des radicaux hydroxyles reposant sur des mesures pour les composés organiques volatils à 18 sites dans l'ensemble du Canada. Une variabilité importante a été observée d'un site à l'autre dans la spéciation des composés organiques volatils contribuant à la réactivité totale des radicaux hydroxyles. Par exemple, les alcanes étaient les principaux contributeurs à la réactivité des radicaux hydroxyles à Edmonton, tandis qu'à Toronto et à Montréal, les alcènes (p. ex. styrène, propène, 1-butène) constituaient la plus grande fraction contribuant à la réactivité des radicaux hydroxyles. Compte tenu de l'importance de l'oxydation des alcènes, l'élimination des doutes liés aux émissions anthropiques d'alcènes et à la chimie de l'oxydation des alcènes devrait être une priorité.

2.2.3.3 Caractérisation des aérosols dans les panaches urbains

Les mesures de la composition des aérosols dans des bassins atmosphériques révèlent une grande hétérogénéité dans une ville et entre des villes. Dans une ville, on a observé une variabilité à petite échelle spatiale en raison des diverses sources d'émissions (combustion des moteurs de véhicules routiers, combustion de bois, combustion d'huile et de gaz naturel, rejets industriels). Dans l'ensemble, les études indiquent que la fraction d'aérosols organiques est omniprésente dans les particules fines au sein de bassins atmosphériques. Les aérosols sulfatés sont produits sous le vent des centrales électriques et des usines pétrochimiques et ils sont de nature régionale. Les nitrates aérosol sont, quant à eux, produits dans des panaches urbains récemment traités par les émissions d'ammoniac (NH_3) disponibles.

Zhang *et al.* (2005a) ont mesuré la composition des particules à Pittsburgh (Pennsylvanie) et ont constaté que les aérosols organiques dans le mode fin constituaient le composé chimique prédominant. Ces aérosols organiques comprenaient une fraction oxygénée et de type hydrocarbure; la fraction oxygénée contribuant, en moyenne, à 66 % de la masse d'aérosols organiques. Le mode accumulation était dominé par des aérosols sulfatés et des aérosols organiques oxygénés, tandis que le mode ultra fin comprenait des aérosols organiques de type hydrocarbure. Au cours des épisodes de nucléation, on a observé du sulfate dans les plus petites particules. Des particules organiques se sont condensées dans le mode nucléation, ce qui a entraîné leur croissance dans les modes Aitken et accumulation, mais seulement pendant les périodes de photochimie active le jour.

La croissance rapide des aérosols organiques secondaires (AOS) a été observée sous le vent à Mexico. Les taux de croissance des aérosols organiques secondaires ont engendré des charges d'aérosols organiques secondaires qui ont rapidement dépassé les charges d'aérosols organiques primaires (AOP) (Volkamer *et al.*, 2006; Kleinman *et al.*, 2007a). Volkamer *et al.* (2006) ont montré qu'une quantité importante d'aérosols organiques secondaires peut être produite à Mexico à partir de précurseurs anthropiques, y compris des composés organiques volatils intermédiaires (comme les alcanes à chaîne longue) et des produits d'oxydation aromatiques hydrosolubles (p. ex. l'éthanedial). La quantité d'aérosols organiques secondaires produite à partir de précurseurs anthropiques dépasse largement les prévisions des modèles traditionnels d'aérosols organiques secondaires. On a noté une hausse du ratio aérosol d'oxygène/aérosol de carbone en fonction de l'âge photochimique dans un panache à Mexico, qui était cohérente avec la condensation d'espèces organiques oxygénées. Fait intéressant, la concentration de nitrates aérosol s'est accrue en zone urbaine et lorsqu'elle était soumise à une poussée d'air immédiate; cependant, le niveau de nitrate a diminué rapidement sur une distance en aval, probablement à cause d'une évaporation. En fait, le ratio nitrates aérosols/monoxyde carbone gazeux s'est stabilisé dans le panache vieillissant, tandis que le ratio aérosols organiques/monoxyde de carbone gazeux a continué d'augmenter.

Kleinman *et al.* (2007b) sont parvenus à un résultat similaire sous le vent de la côte est au cours de l'étude sur la qualité de l'air en Nouvelle-Angleterre (*New England Air Quality Study*). Le ratio aérosols organiques/monoxyde de carbone a quadruplé avec le vieillissement du panache [tandis que

le ratio oxydes d'azote (NO_x)/azote radicalaire réactif total (NO_y) a diminué de 100 % à 10 %]. Ces données indiquent que, dans le panache vieillissant, les aérosols organiques étaient à plus de 75 % secondaires de nature.

Weber *et al.* (2007) ont mesuré le carbone organique hydrosoluble dans les aérosols sous le vent à Atlanta et à New York. Ils ont remarqué que le carbone organique hydrosoluble est lié au monoxyde de carbone, liaison constituant un bon traceur pour les émissions de véhicules; cependant, le carbone organique hydrosoluble ne provient pas directement des émissions de véhicules. Cette constatation laisse penser que le carbone organique hydrosoluble est probablement produit sous le vent de sources d'émissions automobiles. Du carbone organique hydrosoluble a également été décelé en quantité similaire aux traceurs anthropiques à Atlanta et à New York, même si Atlanta renferme dans son air ambiant une plus grande quantité de composés organiques volatils biosynthétiques. Fait intéressant, l'analyse de carbone-14 estime que 70 % à 80 % des aérosols de carbone dans le panache d'Atlanta sont de nature biosynthétique. Dans l'ensemble, ces observations indiquent que, dans le panache d'Atlanta, les composés organiques volatils biosynthétiques sont des précurseurs; toutefois, il y a un composé anthropique impliqué dans les processus de formation d'aérosols organiques secondaires qui est limitant [éventuellement les oxydes d'azote (NO_x) ou des composants d'aérosols primaires].

Des nitrates aérosol ont été détectés dans des panaches urbains récemment traités et qui sont aussi influencés par les émissions d'ammoniac (NH_3). Dans le panache de Los Angeles sous le vent des émissions d'ammoniac (NH_3), les mesures d'aérosols en mode accumulation soulignent l'importance de la fraction de nitrate d'ammonium. Neuman *et al.* (2003) ont démontré qu'il existe un élément vertical important dans la variabilité spatiale des aérosols de nitrate d'ammonium. Dans les profils d'altitude, les rapports de mélange de monoxyde de carbone (CO) et d'ozone (O_3) étaient presque constants dans la couche limite, tandis que l'acide nitrique (HNO_3) s'est appauvri et que la masse de particules fines a augmenté pour atteindre presque le sommet de la couche limite. Les gradients verticaux dans la couche limite indiquaient que le temps d'équilibrage de la formation de nitrate d'ammonium était plus court que les temps de mélange de la couche limite.

Au cours de l'étude PACIFIQUE, 2001, dans la partie ouest de la vallée du bas Fraser, les aérosols comprenaient principalement des espèces liées à une combustion, du sel de mer et des matières organiques (d'origine biosynthétique et anthropique). Dans la partie est de la vallée du bas Fraser, le bassin atmosphérique était dominé par la chimie ammonium-sulfate-trioxyde d'azote ($\text{NH}_4\text{-SO}_4\text{-NO}_3$) et par des aérosols organiques secondaires biosynthétiques (Vingarzan et Li, 2006).

À Toronto (Ontario), l'analyse statistique multivariable (modèle de récepteur) a révélé les principales sources de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) suivantes : émissions locales de véhicules à moteur (20 %), centrales électriques alimentées au charbon (20 % à 25 %), aérosols organiques secondaires (15 %), et formation de nitrate secondaire (35 %) probablement lié aux émissions de véhicules (Brook *et al.*, 2007). On a estimé que, en moyenne, 30 % à 45 % des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) à Toronto étaient associées à des sources locales et que 55 % à 70 %, au transport régional. Il est très probable qu'à Toronto, les matières particulaires proviennent constamment de sources locales ou régionales et qu'il y ait quelques épisodes régionaux qui influencent les valeurs moyennes.

2.2.4 Panaches des centrales électriques

Les centrales électriques sont responsables de la majorité des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) en Amérique du Nord. Une seule centrale électrique peut également produire des émissions massives d'oxydes d'azote (NO_x) comparables à une ville de taille moyenne. Au cours des dix dernières années, les études sur les panaches de centrales électriques se sont axées sur la détermination du taux de formation des aérosols sulfatés, l'évolution des distributions granulométriques, le taux d'oxydation des oxydes d'azote (NO_x), et l'efficacité de la production d'ozone (O_3). La présente section met l'accent sur les processus qui influent sur l'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) et des oxydes d'azote (NO_x) dans les panaches, en particulier les concentrations de ces deux composés (SO_2 et NO_x) et de leurs produits d'oxydation dans un champ proche, à des sites récepteurs situés à des dizaines de kilomètres de la source.

Les aérosols sulfatés se forment durant le jour lorsqu'une quantité suffisante d'oxydants est disponible dans le panache. Près de la source, l'appauvrissement des oxydants se produit rapidement au sein du panache par l'intermédiaire de la réaction de l'ozone (O_3) avec le monoxyde d'azote émis. Si les concentrations d'ozone (O_3) se mélangent suffisamment avec l'air ambiant, et ainsi avec les composés organiques volatils, elles se rétabliront, ce qui peut engendrer des radicaux peroxydes (RO_2). Les radicaux peroxydes (RO_2) transforment rapidement le monoxyde d'azote (NO) en dioxyde d'azote (NO_2) sans utiliser d'ozone (O_3).

Les taux d'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) observés à partir des sources ponctuelles varient de presque 0 à $16 \text{ \%}/\text{h}^{-1}$. Dans des conditions non nuageuses, l'élimination du dioxyde de soufre (SO_2) survient principalement durant le jour par l'intermédiaire d'une réaction avec les radicaux hydroxyles. L'élimination des oxydes d'azote (NO_x) se produit également par l'entremise de réactions rapides avec les radicaux hydroxyles (OH) de même que pendant la nuit par la voie trioxyde d'azote (NO_3)/pentaoxyde de diazote (N_2O_5). Dans des conditions non nuageuses, l'élimination des oxydes d'azote (NO_x) a lieu bien plus rapidement que l'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) (facteur 10). Un phénomène important à relever dans le panache est la concurrence entre les oxydes d'azote (NO_x) et le dioxyde de soufre (SO_2) pour les oxydants disponibles. L'oxydation des radicaux hydroxyles (NO_2) par les radicaux hydroxyles est plus rapide que celle du dioxyde de soufre (SO_2); c'est la raison pour laquelle la présence d'oxydes d'azote (NO_x) dans le panache limite les taux d'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) relativement à l'air ambiant. Dans des conditions nuageuses, le dioxyde de soufre (SO_2) est éliminé rapidement par l'intermédiaire de réactions en phase aqueuse. Compte tenu du fait que les taux d'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) sont non linéaires et constituent des fonctions importantes de la teneur en eau liquide des nuages, des mesures ont montré une grande variabilité dans les taux d'oxydation du dioxyde de soufre (SO_2) calculés. L'absorption par les nuages de pentaoxyde de diazote (N_2O_5) est rapide; par conséquent, si le pentaoxyde de diazote (N_2O_5) peut être produit dans l'air interstitiel des nuages, la perte d'oxydes d'azote (NO_x) sera aussi rapide (Leitch *et al.*, 1988; Hayden *et al.*, 2008). Le panache de Cumberland Valley a été échantillonné au cours de l'étude SOS (Southern Oxidant Study) de 1995. Gillani *et al.* (1998) ont relevé de forts taux de formation de 10 \% à $15 \text{ \%}/\text{h}^{-1}$ et un taux de perte d'azote supérieur par rapport au soufre d'un facteur 8.

Les études diurnes sur les centrales électriques dans des conditions sans nuages peuvent donner des estimations fondées sur l'oxydation du dioxyde de soufre (SO₂) ou des oxydes d'azote (NO_x); cependant, ces deux mesures donnent souvent des estimations différentes de la concentration des radicaux hydroxyles. Récemment, Springston *et al.* (2005) ont étudié un panache isolé provenant d'une centrale électrique alimentée au lignite par rapport à la durée de vie d'un panache de 4,6 h centrée vers midi (heure locale). L'apparition d'aérosols sulfatés et la conversion d'oxydes d'azote (NO_x) en produits d'oxydation en tant que fonction de la durée du traitement atmosphérique ont donné des concentrations moyennes de radicaux hydroxyles (OH) de $8,0 \times 10^6$ et 11×10^6 molécules par cm³, respectivement. Contrairement aux études antérieures, ces estimations sont cohérentes dans des limites d'incertitudes. Pendant le vieillissement du panache, les spectres granulométriques concordaient avec l'ajout de la masse de sulfate, par l'intermédiaire de la condensation, sur les particules du mode Aitken et du mode accumulation. Les distributions granulométriques des aérosols ajustées pour la dilution ont montré une concentration numérique constante et une hausse marquée des particules du mode accumulation ($D > 0,1 \mu\text{m}$). Des émissions primaires de particules de cendres volantes ($D = 6-8 \mu\text{m}$) ont également été constatées. L'efficacité de la production d'ozone (O₃) variait de 0 à la cheminée à 5-6 (molécules d'ozone (O₃) produites par molécules d'oxydes d'azote (NO_x) perdues) dans les trajets sous le vent.

Brock *et al.* (2003) ont mesuré les distributions granulométriques dans des panaches sous le vent issus de centrales électriques alimentées au charbon dans les environs de Houston (Texas). Dans les panaches riches en dioxyde de soufre (SO₂) qui ne contenaient pas de concentration élevée de composés organiques volatils, le volume des particules a augmenté avec l'âge du panache, et ce, à un taux concordant avec la condensation et la neutralisation des produits d'oxydation en phase gazeuse du dioxyde de soufre (SO₂). Dans les panaches dont la concentration de dioxyde de soufre (SO₂) et de composés organiques volatils a augmenté, la croissance des particules observée dépassait celle qui était attendue de l'oxydation du dioxyde de soufre (SO₂), ce qui indique la formation de particules organiques ou nitrées. Des observations de la composition des particules au sol à quelques kilomètres au sud du chenal maritime de Houston appuient cette constatation. Des matières organiques ont été positivement associées à l'ammonium et au sulfate durant les périodes de photochimie active et elles constituaient plus de 30 % du volume total des particules. Brock *et al.* ont conclu que l'oxydation photochimique du dioxyde de soufre (SO₂) est le principal processus régulant la croissance des particules dans des panaches riches en dioxyde de soufre (SO₂), mais pauvres en composés organiques volatils. L'absorption des matières organiques apporte une masse importante aux panaches riches en dioxyde de soufre (SO₂) et en composés organiques volatils. Des études en laboratoire sur la croissance des particules sont recommandées avec des concentrations de précurseurs tels que les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV) et le dioxyde de soufre (SO₂); ces concentrations doivent être représentatives des conditions de panache atmosphérique.

Cho *et al.* (2008) ont utilisé un modèle régional de qualité de l'air à haute résolution pour évaluer l'incidence des centrales électriques alimentées au charbon sur les concentrations de particules fines (PM_{2,5}) à Edmonton (Alberta) durant l'étude sur le terrain PrAIRie, 2005. Des données sur les émissions de trois centrales électriques alimentées au charbon à Edmonton ont été améliorées en utilisant les taux d'émissions massiques du système de mesure et d'enregistrement en continu des

émissions (SMECE) combinées à la distribution granulométrique mesurée et à la spéciation chimique établie à la suite de l'échantillonnage aux cheminées. Les données révisées sur les émissions ont largement amélioré les comparaisons modèle-mesure pour les aérosols sulfatés. Les émissions modifiées ont également augmenté les concentrations de particules dans le mode grosses particules près des centrales électriques comparativement à la simulation d'un scénario de base.

2.2.5 Panaches industriels

La chimie et la dispersion du dioxyde de soufre SO_2 et des oxydes d'azote (NO_x) dans les panaches de centrales électriques alimentées au mazout, de raffineries de pétrole et de fonderies de métaux ont été étudiées, mais pas de façon aussi approfondie que la production d'énergie par le charbon en tant que source d'émissions. Cheng *et al.* (1987) ont étudié le panache provenant d'une usine d'extraction de sables bitumineux. Le panache issu de sables bitumineux contenait de fortes concentrations d'aérosols près de la source, et les aérosols détectés dans le panache ont été caractérisés comme hygroscopiques. Des taux de conversion de dioxyde de soufre (SO_2) de 0-2,8 %/h⁻¹ en hiver et 0-6 %/h⁻¹ en été ont été relevés. Les processus hétérogènes ont été considérés comme non négligeables sur les surfaces humides proches de la source d'émissions. Compte tenu des émissions croissantes issues de l'extraction de sables bitumineux et du secteur du pétrole et du gaz en amont au Canada, des études supplémentaires doivent être réalisées dans ces secteurs pour améliorer leurs inventaires d'émissions (magnitude et spéciation; consulter les conclusions du chapitre 4) et la chimie de l'oxydation. Les panaches provenant de fonderies de métaux contiennent des concentrations importantes de métaux-traces (Banic *et al.*, 2006). On soutient l'hypothèse selon laquelle les panaches riches en métaux-traces présenteraient des taux de conversion du dioxyde de soufre (SO_2) élevés, en raison des effets catalytiques, mais cela n'a pas été confirmé par les expériences sur le terrain.

Cho (2005) a comparé des distributions granulométriques modélisées et observées dans le panache de centrales électriques alimentées au charbon et de fonderies de cuivre. Les résultats modélisés pour la distribution granulométrique sous le vent dépendaient fortement du calcul de distributions granulométriques initiales à la cheminée. Cho (2005) a conclu que la nucléation binaire des particules⁷ était responsable de la formation de nanoparticules dans les panaches. En outre, l'étude a relevé régulièrement une concurrence entre la croissance par condensation des particules pour atteindre le mode Aitken et leur élimination par l'intermédiaire de la coagulation.

⁷ La nucléation binaire des particules est le regroupement de molécules d'acide sulfurique (H_2SO_4) et d'eau (H_2O) pour atteindre une taille critique menant à la formation des particules.

Brock *et al.* (2003) ont constaté que la plus grande partie du flux massique des particules entraîné par le vent à Houston (Texas) provenait d'industries pétrochimiques à la périphérie de la ville, plutôt d'un point en aval du noyau urbain. La croissance des particules dans les panaches pétrochimiques riches en composés organiques volatils (COV) le long du district du chenal maritime n'a dépassé que les prévisions liées à l'oxydation de dioxyde de soufre (SO₂), ce qui indique la formation de matières particulaires organiques en présence d'aérosols sulfatés. Des hausses du volume des particules dépassant de 12 µm³ cm⁻³ les niveaux de fond ont été relevées à plus de 45 km le long d'une trajectoire de vol dans le transect le plus éloigné (à plus de 90 km en aval du chenal maritime). Cette dispersion horizontale importante de la concentration accrue des matières particulaires démontre l'influence potentielle des industries pétrochimiques de la région de Houston sur la qualité de l'air à l'échelle régionale. Deux autres panaches géographiquement isolés ont été échantillonnés au cours de l'étude sur la qualité de l'air au Texas de 2000 (*Texas Air Quality Study 2000*). L'usine Gulf, qui fabrique des catalyseurs, produisait plus d'émissions de dioxyde de soufre (SO₂) que l'usine Dow, spécialisée dans le traitement des plastiques, des résines époxydes et des hydrocarbures. L'oxydation et la condensation de matières organiques dans le panache faible en dioxyde de soufre (SO₂) de l'usine Dow n'étaient pas suffisamment intensives pour entraîner des hausses détectables du volume des particules supérieures aux niveaux de fond. Cependant, une croissance du volume des particules bien au-dessus des niveaux de fond a été observée dans le panache de l'usine Gulf. Les mesures de composés organiques volatils dans les deux panaches ont montré des niveaux similaires de précurseurs aromatiques et d'autres précurseurs (composés organiques volatils). En effet, l'étude de Brock *et al.* (2003) indique des taux de croissance maximums des particules pour les panaches riches en dioxyde de soufre (SO₂) et en composés organiques volatils. On dispose de quelques données de laboratoire sur la formation des particules dans les mélanges riches en composés organiques volatils et en dioxyde de soufre (SO₂) à des concentrations représentatives de l'atmosphère ambiante. Jang et Kamens (2001) ont soumis l'hypothèse de mécanismes hétérogènes pour la formation de masses de particules organiques, comme des réactions catalysées par des acides. Ces mécanismes peuvent avoir contribué à la formation d'aérosols organiques secondaires dans les panaches de raffineries pétrochimiques et pourraient expliquer l'association observée entre la croissance des aérosols organiques secondaires et les concentrations accrues de dioxyde de soufre (SO₂).

Concernant la production d'ozone (O₃), ce composé chimique est formé très rapidement et très efficacement sous le vent de zones dominées par des émissions de composés organiques volatils et d'oxydes d'azote (NO_x). Au cours de l'étude sur la qualité de l'air au Texas de 2000 (*Texas Air Quality Study 2000*), le taux de production d'ozone (O₃) calculé sous le vent de sources industrielles variait entre 50 ppbv/h⁻¹ et 150 ppbv/h⁻¹ (Ryerson *et al.*, 2003). En outre, le fort taux de production d'ozone concorde avec le niveau d'efficacité élevé de production d'ozone (O₃) allant de 10 à 20 molécules d'ozone (O₃) formées par molécule d'oxyde d'azote (NO_x) ayant subi une réaction. Le niveau d'efficacité de la formation d'ozone (O₃) est bien supérieur aux niveaux observés dans des zones urbaines (généralement 3 à 5) ou dans les panaches issus de centrales électriques isolées (habituellement 1 à 3). Ryerson *et al.* ont conclu que l'ozone (O₃) est produit très efficacement dans des panaches industriels, en raison de la combinaison de forts rapports de mélange de composés organiques volatils et d'oxydes d'azote (NO_x). Dans les panaches industriels sous le vent de la région du chenal maritime à Houston, des échantillons affichant les taux de production d'ozone (O₃) les plus

élevés avaient des rapports de mélange élevés d'éthène, de propène, de butènes, de butanes, et de composés organiques volatils aromatiques. Par ailleurs, dans les panaches industriels, des modèles ont prédit des rapports de mélange inférieurs d'alcènes par rapport aux mesures. Les données recueillies au cours de l'étude sur la qualité de l'air au Texas de 2000 (*Texas Air Quality Study 2000*) indiquent une sous-estimation des émissions d'alcènes par les raffineries, sur la base de l'inventaire des émissions.

2.2.6 Traitement chimique dans les panaches régionaux

Tandis que les panaches se diluent, passant d'un environnement urbain à un environnement régional, il y a une transition générale de la chimie limitée par les composés organiques volatils vers la chimie limitée par les oxydes d'azote (NO_x). Cette transition influe sur le taux d'oxydants, la formation des particules et la composition d'autres produits formés.

2.2.6.1 Condensation sur les particules préexistantes

Lorsque les panaches se diluent et vieillissent chimiquement, la composition de l'atmosphère ambiante devient essentielle aux étapes suivantes du traitement chimique. En particulier, les composés organiques volatils de nature biosynthétique et réactive dans l'atmosphère ambiante peuvent stimuler grandement la réactivité des radicaux hydroxyles (OH) dans un panache régional. Il est désormais bien connu que l'oxydation en phase gazeuse d'hydrocarbures biosynthétiques, comme une variété de terpènes et de sesquiterpènes, engendre la formation d'aérosols organiques secondaires (Lee *et al.*, 2006). On pense qu'un petit nombre de produits d'oxydation parmi ces composés ont une volatilité suffisamment faible pour se condenser sur des aérosols préexistants, entraînant ainsi la croissance de ces derniers (Seinfeld et Pankow, 2003). Dans certaines parties de l'atmosphère fortement touchées sur le plan biosynthétique, ces produits peuvent être impliqués dans des épisodes de nucléation (Leaich *et al.*, 1999), tandis que dans les régions plus polluées, ils contribuent à la croissance des particules en mode accumulation. Sur une base de molécule pour molécule, des taux de production d'aérosols supérieurs sont généralement obtenus à partir de l'oxydation de ces précurseurs biosynthétiques plutôt qu'à partir de molécules anthropiques qui sont également connues pour donner naissance à des aérosols organiques secondaires, tels que les xylènes provenant d'émissions d'essence (Seinfeld et Pankow, 2003).

Des indices portent à croire que la modélisation conventionnelle de la formation d'aérosols organiques secondaires issus de composés biosynthétiques sous-estime le niveau de carbone organique secondaire dans l'atmosphère (Heald *et al.*, 2006). Selon des conclusions récentes établies sur le terrain et en laboratoire, la photooxydation de l'isoprène peut également produire des aérosols organiques secondaires (Claeys *et al.*, 2004; Kroll *et al.*, 2006). Étant donné que les émissions d'isoprène sont bien plus élevées que celles d'autres composés biosynthétiques (sauf le méthane), même un faible taux de production d'aérosols découlant de ces émissions peut avoir une forte incidence sur les niveaux de composés organiques secondaires. Des produits susceptibles d'être formés à partir de l'oxydation de l'isoprène par des radicaux hydroxyles, comme des 2-méthyltétrols, ont été détectés dans les aérosols

produits dans des régions riches sur le plan biosynthétique (Claeys *et al.*, 2004). Des expériences en chambre à smog indiquent que les taux de production d'aérosols, comparativement à la perte de masse d'isoprène, constituent un faible pourcentage, car ils dépendent des niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) (Kroll *et al.*, 2006). L'inclusion de cette petite fraction de l'oxydation de l'isoprène dans les modèles de formation d'aérosols organiques secondaires n'est effectuée que présentement (Henze et Seinfeld, 2006), et les résultats montrent que la source d'isoprène génératrice d'aérosols organiques secondaires peut être aussi importante qu'à partir de l'oxydation de terpènes et de sesquiterpènes. Le tableau 2.2 énumère les taux de production globaux (définis comme la quantité d'aérosols organiques formés par quantité de précurseurs ayant subi une réaction) pour une série de précurseurs sélectionnés à une concentration massique typique d'aérosols organiques ambiants de 5 µg m⁻³. Même à une concentration massique d'aérosols organiques, on note une grande variabilité dans les taux de production dépendant des ratios oxydes d'azote (NO_x)/composés organiques volatils (COV), de la température, de l'humidité relative et de la composition des particules existantes (p. ex. dans des conditions acides par rapport à des conditions non acides).

2.2.6.2 Formation d'oligomères

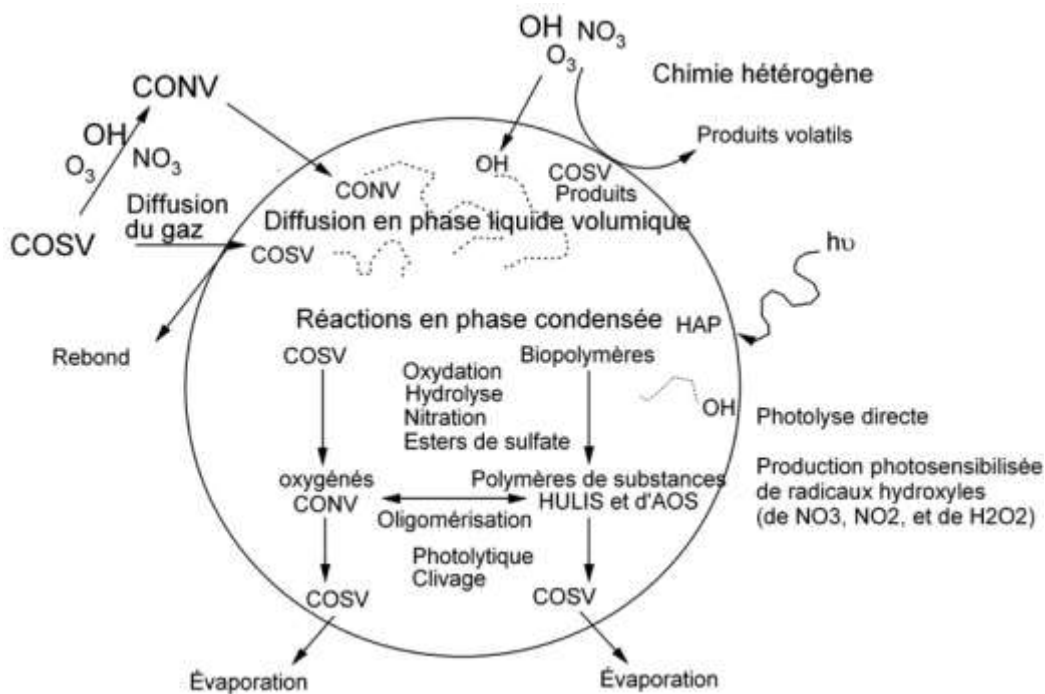


Figure 2.7 Processus de vieillissement des composés organiques volatils d'aérosols; vieillissement par condensation (diffusion en phase gazeuse, adaptation à la surface, CONV = composés organiques non volatils), vieillissement hétérogène (oxydation à la surface) et vieillissement homogène (oligomère en phase liquide volumique et chimie de l'oxydation, HULIS = substances similaires aux acides humiques).

La figure 2.7 illustre les processus qui transforment les aérosols organiques, y compris le vieillissement hétérogène (absorption des oxydants et réactions chimiques sur les surfaces des aérosols) et les réactions en phase condensée. Ces interactions entraînent une autre croissance des particules allant au-delà de celle produite par des produits de condensation issus de la photooxydation de précurseurs biosynthétiques et aromatiques. En outre, ces processus transforment chimiquement les composants d'aérosols. Des expériences en chambre à smog ont démontré que de petits carbonyles qui se répartissent dans les aérosols peuvent réagir entre eux durant les processus⁸ d'oligomérisation (Jang et Kamens, 2001; Liggio *et al.*, 2004; Kalberer *et al.*, 2004). Ces réactions mènent à la formation de produits ayant une masse moléculaire plus élevée, qui sont moins volatils que les précurseurs. Les modèles conventionnels pour la formation d'aérosols organiques volatils (basés sur Odum *et al.*, 1996; Griffin *et al.*, 1999) qui n'incluent pas ce processus sous-estimeront les taux de croissance des particules en mode accumulation. Plusieurs études en laboratoires indiquent que le taux de cette chimie est accru avec un taux d'acidité des aérosols plus élevé. Plus précisément, une étude en laboratoire est axée sur l'absorption de glyoxal (un produit de l'oxydation d'hydrocarbures aromatiques) sur les matières particulaires acides et non acides (Liggio *et al.*, 2005; Liggio *et al.*, 2004). Ces expériences ont été les premières à démontrer une réaction entre des particules « amorce » d'acide sulfurique et des carbonyles pour former des produits d'esters de sulfate, et essentiellement transformer une partie de la masse inorganique des particules en masse organique. Les coefficients d'absorption pour le glyoxal étaient, en effet, assez importants ($\sim 2,9 \times 10^{-3}$) pour avoir une incidence significative sur l'atmosphère ambiante, entraînant une durée de vie hétérogène comparable à celle d'autres mécanismes de perte de glyoxal en phase gazeuse (photolyse, réaction avec des radicaux hydroxyles).

Des expériences similaires utilisant du pinonaldéhyde (un produit de l'oxydation du terpène) ont aussi été réalisées (Liggio et Li, 2006a; Liggio et Li, 2006b). En outre, des produits d'oligomères dans l'absorption du pinonaldéhyde ont été observés dans le spectre de masse particulaire, mais ces produits avaient été générés par l'intermédiaire de mécanismes complètement différents que ceux impliquant du glyoxal, notamment par des réactions de condensation aldolique. Une observation d'un intérêt particulier était la formation d'une quantité importante de produits d'esters de sulfate issus de la réaction de l'acide sulfurique (ou du sulfate) avec groupes fonctionnels de carbonyles disponibles. Environ 6 % à 51 % de la masse initiale de sulfate a été transformé en esters de sulfate. Cela signifie que le sulfate inorganique dans l'atmosphère ambiante peut être, en partie, masqué en tant qu'espèce organique, état pour lequel ses propriétés sont totalement inconnues. Un tel puits pour le sulfate

⁸ L'oligomérisation est la réaction d'espèces chimiques dans la phase liquide pour former une structure de réseau avec un nombre limité d'unités.

inorganique laisse penser que les mesures actuelles ont sous-estimé les concentrations ambiantes de sulfate et qu'un lien existe entre les espèces organiques et inorganiques dans les aérosols qui n'ont pas été pris en compte dans les modèles atmosphériques. Par ailleurs, des organosulphates ont été relevés dans des échantillons d'air ambiant (Surratt *et al.*, 2006).

De récentes expériences utilisant des composés non saturés (alcènes) d'origine biosynthétique comme l'isoprène et l' α -pinène ont indiqué que la polymérisation directe⁹ de ces espèces sur les aérosols acides peut également avoir lieu sans impliquer obligatoirement une étape d'oxydation antérieure (Liggio et Li, 2006b). Cette nouvelle constatation démontre une autre voie de formation des aérosols organiques secondaires qui est d'une importance potentielle pour l'atmosphère compte tenu du nombre important d'espèces non saturées présentes. De toute évidence, les réactions hétérogènes de gaz organiques joueront un rôle majeur dans notre progression vers une compréhension complète de la formation des aérosols organiques secondaires et de ses effets. L'inclusion des réactions d'oligomérisation et de la chimie des organosulphates dans les modèles de qualité de l'air doit être effectuée avec prudence, étant donné les grandes incertitudes liées aux taux et aux mécanismes de ces processus dans des conditions atmosphériques. Le débat est ouvert quant à savoir si des réactions biomoléculaires en phase condensée peuvent se produire à un taux plus élevé dans des expériences en chambre plutôt que dans l'atmosphère, car les concentrations d'aérosols organiques secondaires seront diluées dans les aérosols ambiants à cause des aérosols préexistants (Chan *et al.*, 2007).

2.2.6.3 Oxydation hétérogène

Un deuxième processus qui peut également influencer sur les aérosols organiques est l'interaction gaz-surface (vieillesse hétérogène). Dans un certain nombre d'études, on a montré que l'ozone (O_3) peut aisément oxyder les alcènes qui demeurent près de la surface des particules (Rudich, 2003); cependant, des éléments indiquent que la chimie est bien plus lente lorsque les alcènes font partie de particules de composition mixte (Knopf *et al.*, 2005). La phase particulaire a aussi un effet important sur la cinétique avec des réactions survenant plus rapidement dans les liquides que dans les solides (Rudich, 2003). Par ailleurs, l'oxydation peut se produire avec des radicaux en phase gazeuse tels que des radicaux hydroxyles et des oxydes d'azote (NO_3) (Bertram *et al.*, 2001; Moise *et al.*, 2002; Molina *et al.*, 2004). La matrice des aérosols peut avoir une incidence importante sur les taux des réactions hétérogènes lorsque des réactions impliquent un processus de surface (Kwamena *et al.*, 2007; Rudich *et al.*, 2007). Des résultats d'études en laboratoire montrent une absorption réduite de l'ozone (O_3) dans des mélanges visant à émuler des particules ambiantes comparativement à des particules à un

⁹ La polymérisation est la réaction d'espèces chimiques en vue de former une vaste structure de réseau dans la phase liquide ou solide.

composant. Des preuves indiquent que des biomarqueurs, comme les hopanes et l'acide oléique, peuvent subir une perte oxydative au cours des périodes de photochimie active (Robinson *et al.*, 2006). Le débat scientifique est actuellement ouvert quant à savoir si des réductions suffisantes dans l'absorption de l'ozone (O_3) ont été observées sur des particules mélangées en laboratoire, afin d'expliquer les durées de vie (découlant d'observations) de traceurs d'aérosols organiques (p. ex. l'acide oléique). L'oxydation devrait rendre les aérosols plus oxygénés, moins volatils et plus hygroscopiques (Broekhuizen *et al.*, 2004). En ce qui concerne l'oligomérisation et la chimie des organosulphates, il faut être prudent lors de l'inclusion de ces processus dans les modèles de qualité de l'air compte tenu des grandes incertitudes qui demeurent relativement à la cinétique et aux mécanismes.

Des observations sur le terrain indiquent une hausse du degré d'oxydation des aérosols organiques présents dans des panaches régionaux proportionnellement à l'âge de l'air (de Gouw *et al.*, 2005). Plus précisément, l'élaboration *in situ* de la caractérisation de la composition des aérosols à l'aide d'une spectrométrie de masse en ligne a montré que, dans les régions urbaines, les aérosols organiques sont le mieux caractérisés par un composé de type hydrocarbure (aérosol organique de type hydrocarbure) provenant probablement de composants de mazout non brûlé ou d'huile lubrifiante, tandis que dans les régions sous le vent de villes, des aérosols organiques plus oxygénés et caractéristiques de l'atmosphère régionale sont plus répandus. Des techniques d'analyse des facteurs qui déconvoluent les composants d'aérosols les plus et les moins oxydés sont utilisées pour quantifier cette transformation sur le terrain (Zhang *et al.*, 2005b). Il n'y a pas de doute quant au fait que le facteur des aérosols organiques oxygénés est associé au vieillissement des aérosols. La hausse des aérosols organiques oxygénés est fortement liée à l'augmentation de l'âge photochimique et à la croissance hygroscopique. La distribution granulométrique du facteur des aérosols organiques de type hydrocarbure a tendance à favoriser les particules les plus petites, tandis que le facteur des aérosols organiques oxygénés domine la plage granulométrique de 200 à 300 nm (lorsque la distribution sur la surface de contact et les taux de condensation sont à leur maximum). Les sources des composés formant le facteur des aérosols organiques oxygénés continuent de faire l'objet d'un débat.

De nouvelles preuves expérimentales démontrent que la chimie hétérogène sur la surface des particules peut engendrer une réaction et des effets sur la chimie en phase gazeuse [traitement des particules d'azote (NO_x) et oxydation des composés organiques volatils et donc de l'ozone (O_3)]. Brown *et al.* (2006) ont étudié l'efficacité de l'hydrolyse du pentaoxyde de diazote (N_2O_5)¹⁰ sur des aérosols dans l'atmosphère nocturne au nord-est des États-Unis. Ils ont pu déterminer

¹⁰ L'hydrolyse est une réaction chimique dans laquelle l'un des réactifs est l'eau.

expérimentalement les coefficients d'absorption du pentaoxyde de diazote (N_2O_5) en se basant sur des mesures de pentaoxyde de diazote (N_2O_5) et de trioxyde d'azote (NO_3) dans des panaches traités à l'échelle régionale sous le vent de centres urbains et de centrales électriques alimentées au charbon. Brown *et al.* ont également montré qu'il y a un traitement important des oxydes d'azote (NO_x) la nuit par l'intermédiaire de l'hydrolyse du pentaoxyde de diazote (N_2O_5). Le taux d'hydrolyse du pentaoxyde de diazote (N_2O_5) variait largement en fonction de la composition des aérosols, notamment la teneur en sulfate. Ces résultats ont des répercussions importantes sur la production d'ozone (O_3) à l'échelle régionale et indiquent une plus forte interaction entre les émissions anthropiques de dioxyde de soufre (SO_2) et de monoxyde d'azote détectées antérieurement. La section 2.6 évaluera l'incidence potentielle de l'hydrolyse du pentaoxyde de diazote (N_2O_5) sur les stratégies de réduction des émissions.

Des mesures récentes de la couche limite ont révélé une formation d'acide nitreux (HONO) bien plus accrue durant le jour, qui ne peut être prise en compte dans les modèles de qualité de l'air actuels. L'acide nitreux est un important précurseur photochimique des radicaux hydroxyles (OH). Des études sur le terrain ont indiqué une source photolytique (non identifiée) d'acide nitreux dans des forêts, des sites montagneux ruraux et au-dessus de couvertures de neige dans l'Arctique. Stemmler *et al.* (2006) ont exposé des films d'acides humiques à du dioxyde d'azote (NO_2) dans un tube de courant gazeux irradié et ont découvert que la réduction de dioxyde d'azote (NO_2) était une source importante d'acide nitreux. Leurs conclusions indiquent, en outre, que le sol et d'autres surfaces contenant des acides humiques montrent une photochimie de la surface organique qui produit des espèces réductives pouvant réagir avec le dioxyde d'azote (NO_2). Le taux de formation d'acide nitreux observé peut expliquer les forts rapports de mélange d'acide nitreux relevés récemment durant le jour dans la couche limite, dont la photolyse est en grande partie à l'origine de radicaux hydroxyles, tel qu'il est discuté à la section 2.2.3.1.

Une source diffuse (non identifiée) de composés organiques volatils dans la troposphère libre peut être générée par l'oxydation hétérogène d'aérosols organiques. Des chercheurs étudiant l'oxydation d'aérosols organiques amorcée par les radicaux hydroxyles ont trouvé des preuves d'une rupture importante de liaisons chimiques carbone-carbone qui survient dans les chaînes alkyles saturées et qui produit de petits carbonyles et acides volatils (Molina *et al.*, 2004). Comparativement aux réactions en phase gazeuse, les réactions de surface sont plus rapides (Molina *et al.*, 2004; Wadia *et al.*, 2000). Ce processus pourrait représenter une importante source d'émissions de petits composés organiques volatils dans la troposphère (Kwan *et al.*, 2006).

2.2.6.4 Traitement dans les nuages

Les nuages constituent une voie pour concentrer les espèces solubles et augmenter les taux des processus photolytiques. Tel qu'il a été mentionné précédemment dans la section 2.2.3, l'oxydation du soufre dans les nuages contribue largement à la production massique d'aérosols dans les panaches de centrales électriques alimentées au charbon (Gong *et al.*, 2006). Cependant, lors de la baisse du rapport de mélange en phase gazeuse du dioxyde de soufre (SO_2) à des échelles régionale et éloignée, on suppose que la production de matières organiques dans les nuages est une source importante de la

croissance des particules. Par exemple, il a été démontré que les réactions en phase aqueuse sont une source d'acide oxalique, qui est un composant omniprésent de la phase particulaire. Maria *et al.* (2004) donnent des preuves expérimentales de la production d'aérosols organiques dans les nuages. Divers scénarios de vieillissement (oxydation limitée par la surface, oxydation limitée par le volume et condensation) ont été définis pour obtenir différents taux de sensibilité par rapport aux ratios de la teneur en aérosols carbonylés, de la teneur en carbone total et de la masse totale. Des éléments confirmant la condensation organique et l'oxydation organique limitée par le volume ont été observés durant des épisodes de brouillard, lorsque les aérosols avaient une forte teneur en eau liée aux particules.

2.2.6.5 Résumé du vieillissement des aérosols organiques

Tableau 2.3 Temps de vieillissement défini comme la durée de vie nécessaire pour la conversion d'un aérosol hydrophobique en aérosol hydrophylique

Type d'aérosol et conditions	Temps de vieillissement	Références
Suies	39 heures	Cooke et Wilson (1996)
Carbone organique	1 semaine	Maria et al. (2004)
Hoptane dans les aérosols ambiants Acide oléique dans les aérosols ambiants	1 jour (été) Plusieurs jours (hiver)	Robinson et al. (2006)

Le tableau 2.3 énumère les temps de vieillissement pour la conversion d'aérosols carbonés hydrophobiques. Les estimations actuelles vont d'un jour à une semaine, ce qui indique qu'un traitement important des aérosols carbonés hydrophobiques a lieu, notamment puisque les meilleures estimations de l'âge moyen des particules vont de quatre à sept jours. Tandis que les panaches vieillissent, passant d'une échelle urbaine à une échelle régionale, les aérosols organiques secondaires évoluent par l'intermédiaire des réactions suivantes : la condensation d'espèces semi-volatiles sur les particules préexistantes, des réactions qui mènent à la formation d'oligomères dans la phase particulaire, l'oxydation hétérogène de la surface des particules, et, éventuellement, le traitement dans les nuages. Le degré auquel chacun de ces mécanismes domine l'évolution de la composition des aérosols dans des panaches régionaux demeure incertain et fait présentement l'objet de recherches.

2.3 Croissance hygroscopique et nucléation nuageuse

La mesure dans laquelle les particules d'aérosols s'adsorbent et libèrent de l'eau liquide durant la modification de l'humidité relative (HR) ambiante a une incidence sur la visibilité dans des milieux pollués, le forçage radiatif direct des aérosols sur le climat, la chimie des aérosols réactifs, les taux d'élimination des aérosols par les dépôts humides, et la capacité des particules de s'infiltrer profondément dans l'appareil respiratoire humain. Tel qu'il a été mentionné précédemment, il est désormais évident que les aérosols troposphériques vieillissent ou sont traités présentent un haut degré de mélange interne de différents composants d'aérosols, tandis que les nouvelles émissions sont plus

distinctes sur le plan chimique. Des recherches récentes étaient axées sur la caractérisation du comportement hygroscopique de particules de composition mixte, notamment les matières organiques particulières. Un facteur connexe est la phase (solide ou liquide) dans laquelle les particules existent dans l'atmosphère. On décrira d'abord des concepts généraux associés à la croissance hygroscopique des aérosols, puis on résumera les résultats de recherche pour les types d'aérosols purs, à savoir les substances inorganiques solubles, les matières organiques, la poussière minérale, et la suie, ainsi que pour d'autres particules en mélange interne. Des études sur la nucléation nuageuse ont des conséquences importantes sur les mécanismes de forçage radiatif direct, les précipitations et les dépôts acides.

2.3.1 Comportement général

Les particules hydrosolubles à un seul composant montrent des transitions de phases distinctes, notamment de la forme solide à aqueuse (déliquescence¹¹) et vice-versa (efflorescence¹²) (Martin, 2000). Ces transitions ont lieu à des taux d'humidité relative bien définis, le taux pour l'efflorescence étant bien inférieur à celui de la déliquescence en raison des limites cinétiques liées au taux de cristallisation. Une conséquence de cette hystérèse¹³ est que la prévision d'une phase particulière exige non seulement les taux d'humidité relative actuels, mais aussi les conditions d'humidité relative que connaissent les particules tout au long de leur existence. Les plus faibles taux d'humidité relative pour l'efflorescence apparaissent lorsque la transition de phase se produit de façon homogène, en impliquant une conversion directe des solutions sursaturées en matières solides. La présence de substances insolubles incluses dans les particules peut engendrer une nucléation hétérogène, tandis que l'inclusion facilite la formation de matières solides. Dans ce cas-ci, le taux d'humidité relative de l'efflorescence est supérieur à la valeur homogène.

¹¹ La déliquescence fait référence au taux d'humidité relative auquel la dissolution d'un soluté a lieu pour former une particule humide.

¹² L'efflorescence est le taux d'humidité relative auquel la cristallisation d'un soluté a lieu pour former une particule sèche.

¹³ L'hystérèse fait référence au fait qu'une particule peut être dans une phase liquide métastable ou une phase sèche stable dépendamment des conditions d'humidité relative antérieures qu'a connues la particule.

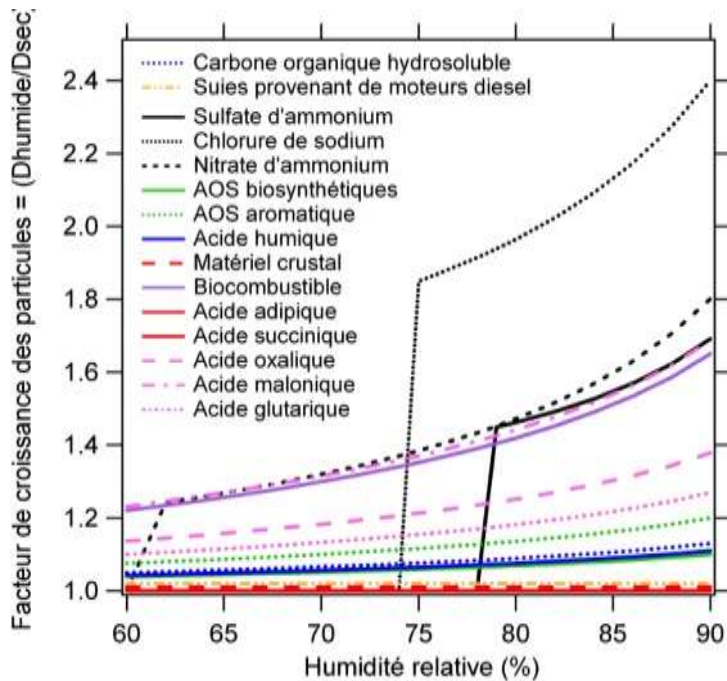


Figure 2.8 Courbes de croissance hygroscopique pour les particules à un composant sélectionnées, générées par des expériences en chambre de réaction sur l'oxydation d'un seul composé organique volatil précurseur (aérosol organique secondaire biosynthétique et aérosol organique secondaire aromatique).

Le facteur de croissance (FC) hygroscopique décrit le changement dans le diamètre des particules (D) qui a lieu lorsque le taux d'humidité relative passe d'une valeur faible (généralement 20 % ou moins) à une valeur élevée (80 % ou plus) [$GF = D$ (à un taux d'humidité relative élevé) / D (à un taux d'humidité relative bas)]. Des changements discrets dans le facteur de croissance en tant que fonction de l'humidité relative indiquent des transitions de phases, tandis que des changements continus signalent une particule ayant des composants aqueux qui absorbent l'eau et croissent de façon constante. Des facteurs de croissance significatifs sur le plan atmosphérique impliquent une plus grande absorption d'eau que lorsqu'une seule couche d'eau se lie à la surface d'une particule; au lieu de cela, une fraction importante du volume des particules est utilisée. La figure 2.8 présente des facteurs de croissance hygroscopiques pour des particules à un composant et des particules produites au cours d'expériences sur l'oxydation d'un seul composé organique volatil.

La croissance hygroscopique de particules à des taux d'humidité supérieurs à 100 % mène à la formation de nuages. Si l'humidité relative engendre une saturation de l'air relativement à l'eau liquide, des gouttelettes d'eau liquide dans le nuage pourront alors se former. Certains processus entraînent la formation efficace de gouttelettes, notamment la présence d'espèces hautement solubles qui diminuent la pression de vapeur des gouttelettes croissantes et les espèces de surface qui abaissent la tension superficielle. À de faibles températures, l'humidité relative peut entraîner la saturation de l'air relativement à la glace, ce qui permet la formation directe de cristaux de glace. Les particules qui favorisent la formation de glace sont généralement des matières solides, y compris la poussière minérale et certaines matières organiques et inorganiques.

2.3.2 Substances inorganiques solubles

L'efflorescence et la déliquescence d'espèces solubles à un composant, telles que le sulfate d'ammonium ou le chlorure de sodium, sont bien documentées, avec la déliquescence se produisant à la valeur thermodynamique et l'efflorescence, à des valeurs bien inférieures (Benfeld et Pandits, 1998). Il est désormais connu que les matières organiques simples, comme le nitrate d'ammonium, l'hydrogénosulfate d'ammonium et l'acide sulfurique, ne subissent pas d'efflorescence homogène dans des conditions pertinentes sur le plan atmosphérique (Martin, 2000). Si des impuretés ne sont pas disponibles pour l'efflorescence hétérogène, ces espèces, une fois dans une solution, ne se cristalliseront pas dans la troposphère. En outre, des mélanges simples de systèmes inorganiques subissent une déliquescence initiale à des taux d'humidité relative inférieurs comparativement à leurs composants individuels (Tang et Munkelwitz, 1993). D'un autre côté, la présence d'inclusions insolubles, telles que des oxydes métalliques divers, augmente la probabilité de cristallisation qui dépend des propriétés de la surface et de taille de la matière solide (Pant *et al.*, 2006). La présence d'inclusions de suie semble ne pas avoir d'incidence sur les taux de cristallisation à un degré important (Pant *et al.*, 2006).

2.3.3 Matières organiques

La composition organique des aérosols est très complexe et peut inclure des espèces hautement solubles (comme des acides dicarboxyliques à faible masse moléculaire), des espèces solubles plus grandes (comme le lévoglucosane), une plus forte masse moléculaire, des espèces oxygénées polyfonctionnelles (éventuellement formées par l'intermédiaire de l'oligomérisation ou de la conversion gaz-particule de matières biosynthétiques oxydées), et des espèces insolubles (comme des acides gras à longue chaîne). Il a été démontré que les espèces solubles se comportent comme les matières inorganiques solubles, affichant des transitions de phases distinctes (Peng *et al.*, 2001; Braban *et al.*, 2003). Les espèces à masse moléculaire plus élevée sont bien moins solubles et ont tendance à ne pas montrer de transitions de phases distinctes dans les expériences de croissance hygroscopique, ce qui indique éventuellement que ces espèces existent à des états sursaturés qui absorbent plus facilement l'eau que si elles s'étaient cristallisées à un faible taux d'humidité relative (Brooks *et al.*, 2004; Badger *et al.*, 2006). En général, les facteurs de croissance globale de ces espèces à faible solubilité sont largement inférieurs à ceux de matières organiques solubles pures, comme le sulfate d'ammonium.

2.3.4 Poussière minérale

Les facteurs de croissance de particules de poussière minérale sont faibles par rapport à ceux de matières inorganiques solubles et de nombreuses matières organiques. Cette constatation concorde avec l'absorption d'eau confinée à la surface des particules. Toutefois, il existe une exception dans le

cas des particules contenant du carbonate. En effet, dans ce cas-là, l'acide nitrique en phase gazeuse peut réagir avec les particules pour former du nitrate de calcium, engendrant des facteurs de croissance hygroscopique bien plus élevés que ceux des poussières minérales non traitées.

2.3.5 Suie

Les facteurs de croissance de particules de suie récemment émises sont également faibles et indiquent une faible interaction de l'eau atmosphérique au-delà de l'adsorption en surface. Cette constatation concorde avec notre compréhension du fait que la suie provenant de moteurs diesel, par exemple, est principalement composée de carbone élémentaire et de gros hydrocarbures qui proviennent d'huile lubrifiante utilisée dans les moteurs. Ces deux composants sont hautement hydrophobiques.

2.3.6 Particules en mélange interne

Les mélanges comportant plus d'un composant soluble affichent généralement des taux d'humidité relative de déliquescence et d'efflorescence réduits par rapport aux particules à un composant correspondantes (Brooks *et al.*, 2003; Parsons *et al.*, 2004; Braban et Abbatt, 2004; Marcolli *et al.*, 2004). Si un composant demeure une fraction majeure de l'aérosol, les effets peuvent alors être importants. C'est ce qu'il arriverait pour une particule principalement composée de sulfate d'ammonium et d'une petite quantité de matières organiques, ou pour une particule contenant en grande partie du chlorure de sodium. Cependant, si des quantités comparables des deux composants sont mélangées (p. ex. du sulfate d'ammonium avec un diacide soluble), les particules produites ne subiront alors pas d'efflorescence homogène et fluide (Parsons *et al.*, 2004; Braban et Abbatt, 2004). Par ailleurs, il arrive souvent dans la couche limite que de nombreux composants organiques et inorganiques soient impliqués dans un mélange interne au sein des particules du mode accumulation; dans ce cas-là, il est possible qu'une faible cristallisation de composants solubles ait lieu. Comme décrit précédemment, ce cas de figure sera particulièrement probable si les particules ne sont pas complètement neutralisées par l'ammoniac (NH_3). Si des espèces insolubles sont également présentes, des particules en phase mixte peuvent également être produites.

Une deuxième conclusion générale est que le facteur de croissance hygroscopique augmente au fur et à mesure que des composants sont ajoutés à une particule à faible solubilité (Hameri *et al.*, 2002; Brooks *et al.*, 2004; Badger *et al.*, 2006). À titre d'exemple, citons la condensation des sulfates ou des matières organiques secondaires sur des particules de suie ou de poussière minérale. Ce phénomène se produit notamment avec des particules vieilles en mode accumulation dans des milieux pollués qui contiennent souvent un certain nombre d'inclusions de suie bien plus petites. La croissance hygroscopique de ces particules est dominée par le composant soluble.

Un doute majeur persiste à cet égard du fait que l'on dispose de peu de mesures sur la phase particulaire dans l'atmosphère. Les chercheurs ont la conviction qu'en possédant plus de connaissances sur la phase, la composition et le mélange, ils pourront prédire les facteurs de croissance hygroscopique avec plus d'exactitude, étant donné que les modèles de mélange linéaire simples semblent décrire la croissance hygroscopique avec précision (Aklilu *et al.*, 2006).

Des mesures de la croissance hygroscopique sur le terrain indiquent que l'absorption continue d'eau est un phénomène courant (Aklilu et Mozurkewich, 2004). Il y a quelques exemples de changements discrets du facteur de croissance en tant que fonction de l'humidité relative; ces changements indiquent des transitions de phases. Ils impliquent, en outre, qu'un nombre important de particules organiques et sulfatées mélangées dans le mode accumulation existent dans un état aqueux thermodynamiquement métastable, conformément aux études en laboratoire sur les particules mélangées décrites précédemment. Le degré auquel les inclusions solides favorisent la cristallisation d'un sous-ensemble de ces particules n'est pas connu.

2.3.7 Nucléation nuageuse

Le traitement des polluants dans les nuages peut être une source de croissance des aérosols si les gouttelettes de nuage s'évaporent; cependant, l'intégration des particules d'aérosols dans les gouttelettes de nuage représente un mécanisme de perte majeure lorsque les gouttelettes précipitent (voir la section 2.4 : Dépôts humides). Le traitement des polluants dans les nuages constitue également une source de précipitation acide.

Nous avons acquis une bonne compréhension des propriétés activatrices des nuages des matières inorganiques solubles, de la poussière minérale et de la suie à l'état pur sur le plan quantitatif; par exemple, nous avons constaté que les espèces solubles promeuvent activement l'activation des gouttelettes,¹⁴ contrairement aux espèces insolubles. D'un autre côté, les composants organiques sont plus difficiles à caractériser; les expériences en laboratoire indiquant que la solubilité est habituellement le facteur clé (Broekhuizen *et al.*, 2006). Dans des études de caractérisation sur le terrain, où le nombre de noyaux de condensation des nuages (NCN) est mesuré et calculé à partir de la

¹⁴ L'activation fait référence à la taille critique des gouttelettes à laquelle une absorption supplémentaire d'eau réduit l'équilibre vapeur-eau, avec la surface (plus plane) des gouttelettes favorisant l'absorption d'eau.

composition des aérosols mesurée et de distributions granulométriques, il y a des incertitudes quant à la façon de stimuler le mode organique avec précision, tandis que les particules qui sont largement inorganiques sont bien modélisées (Roberts *et al.*, 2002; Broekhuizen *et al.*, 2006).

Pour ce qui est des matières organiques, le degré de carbone organique hydrosoluble varie d'un lieu à l'autre, la masse moléculaire moyenne n'est pas bien connue, et le degré de réduction de la tension superficielle par les matières organiques est très mal caractérisé. Dans une étude menée au centre-ville de Toronto, la meilleure caractérisation entre les niveaux de noyaux de condensation des nuages prévus et mesurés a été obtenue lorsque les matières organiques étaient modélisées comme étant complètement solubles, notamment comme si l'on s'attendait à ce qu'elles proviennent principalement de gaz de combustion (Broekhuizen *et al.*, 2006). À des sites semi-ruraux et aux sites touchés par des composés biosynthétiques (Roberts *et al.*, 2002; Stroud *et al.*, 2007; Chang *et al.*, 2007), les matières organiques présentent une certaine réaction à l'activation des gouttelettes; toutefois, on ne sait pas vraiment si cette réaction découle de la réduction de la tension superficielle ou de la solubilité de l'eau.

Concernant la formation de gouttelettes de nuage, les propriétés d'absorption d'eau des particules de composition mixtes, comprenant notamment des quantités non négligeables de matières solubles, peuvent être modélisées avec précision si la composition et les distributions granulométriques de ces particules sont connues. Dans ce cas-là, les incertitudes liées aux matières organiques ne sont pas aussi importantes que lorsque les particules sont largement organiques. Les recherches doivent être axées sur ce dernier cas, où des particules sont formées dans des milieux riches sur le plan biosynthétique ou émises directement par des sources combustion.

La cinétique de l'absorption d'eau dans un nuage ascendant peut également avoir une incidence sur la sursaturation maximale¹⁵ atteinte et le nombre total de gouttelettes de nuage activées. Les composés organiques dans les aérosols peuvent prendre un temps limité pour se dissoudre, ce qui entraîne un rythme d'absorption de l'eau de vapeur plus lent qui peut favoriser la sursaturation maximale dans les nuages ascendants. Des pellicules organiques sur les aérosols peuvent également ralentir le processus cinétique d'absorption d'eau. Le rôle des bioaérosols (pollens, spores, bactéries, champignons) qui consiste à agir comme un noyau de condensation des nuages géant est un autre domaine de recherche émergent. Des études laissent entendre qu'un noyau de condensation des nuages géant peut réduire le nombre et l'albédo des nuages et favoriser les précipitations.

¹⁵ La sursaturation fait référence à un environnement où la pression de vapeur d'eau dépasse la pression de vapeur de saturation.

La formation de particules de glace dans les conditions de basse température fréquentes au Canada n'est pas aussi importante pour l'élimination des aérosols qu'elle l'est pour la formation de gouttelettes d'eau liquide. Premièrement, la fraction des aérosols ambiants qui forme la glace est bien plus petite que celle qui forme les gouttelettes d'eau liquide dans un milieu saturé. Deuxièmement, la température doit être relativement basse pour que la formation de glace prédomine sur la formation d'eau liquide, notamment pour les particules organiques et sulfatées mélangées.

2.4 Dépôts de gaz et de particules

2.4.1 Dépôts secs de gaz

En l'absence de précipitation, les dépôts secs constituent le principal processus d'élimination des espèces chimiques de l'atmosphère. Les dépôts secs d'espèces gazeuses sont influencés par un certain nombre de facteurs, y compris les conditions météorologiques, les caractéristiques des surfaces sous-jacentes et les propriétés physiques et chimiques des espèces. On dispose de nombreuses mesures sur le terrain des flux de dépôts secs pour l'ozone (O_3), le dioxyde de soufre (SO_2), l'acide nitrique (HNO_3), le dioxyde d'azote (NO_2) et l'ammoniac (NH_3), ainsi que de mesures limitées pour plusieurs autres espèces telles que le nitrate de peroxyacétyle (PAN), les peroxydes d'hydrogène (H_2O_2), l'acide nitreux (HONO), le formaldéhyde (HCHO), l'acide formique, et les peroxydes organiques (Wesely et Hicks, 2000; Zhang *et al.*, 2002).

Les flux stomatiques¹⁶ contribuent bien plus que les flux non stomatiques¹⁷ aux flux de dépôts d'ozone (O_3) dans conditions diurnes sèches sur des surfaces végétalisées. Les flux non stomatiques sont plus importants dans des conditions nocturnes et humides. Tous les ans, l'absorption non stomatique de l'ozone (O_3) contribue à entre 40 % et 60 % (au moins) des flux totaux dépendamment du type de couvert forestier. Généralement, l'humidité augmente l'absorption non stomatique de l'ozone (O_3), même si elle peut réduire l'absorption stomatique en raison du blocage des stomates par les gouttes d'eau (ou les pellicules) (Zhang *et al.*, 2003). Les voies d'absorption non stomatique sont moins

¹⁶ Un stomate est un orifice de petite taille présent dans l'épiderme des organes aériens des végétaux (sur la face inférieure des feuilles le plus souvent). Il permet les échanges gazeux entre la plante et l'air ambiant (adjectif : stomatique).

¹⁷ Un phénomène non stomatique fait référence à un dépôt sur la surface d'une feuille, l'écorce d'un arbre, le sol, la neige, etc.

importantes pour les espèces à très faible solubilité [p. ex. le dioxyde de soufre (NO_2) et le nitrate de peroxyacétyle (PAN)], mais elles peuvent être bien plus déterminantes pour les espèces à haute solubilité [p. ex. l'acide nitrique (HNO_3) et l'ammoniac (NH_3)].

L'approche des analogies de résistance a souvent été utilisée pour étudier les processus de dépôts secs (Wesely, 1989; Zhang *et al.*, 2003). Le concept d'une vitesse des dépôts secs a été développé en vue d'établir une vitesse équivalente pour les flux de pertes de masse à travers le sol. La vitesse des dépôts secs (V_d) sur la végétation et d'autres surfaces est définie par l'équation (1) suivante.

$$V_d = \frac{1}{R_t} = \frac{1}{R_a + R_b + R_c} \quad (1)$$

Dans cette équation, R_t est la résistance totale, qui est la somme de la résistance aérodynamique (R_a), de la résistance de la sous-couche quasi-laminaire (R_b , et de la résistance de la surface ou du couvert forestier (R_c). R_a n'est qu'une fonction des conditions micrométéorologiques et des caractéristiques de rugosité de la surface sous-jacente; cette valeur est donc indépendante des espèces chimiques. R_b est une fonction de la vitesse de frottement et du coefficient de diffusion moléculaire de chaque espèce chimique. R_c est la valeur la plus complexe, car elle dépend des conditions météorologiques, de données biologiques et des propriétés d'espèces gazeuses.

La plupart des paramétrages de R_c incluent les facteurs stomatiques et non stomatiques. Les modèles pour la résistance stomatique varient de simples paramétrages tels que les fonctions du rayonnement solaire et de la période de la journée à des approches incluant des modèles « grande feuille » ou « deux grandes feuilles » ainsi que l'effet du rayonnement photosynthétiquement utilisable, la température de l'air, le déficit de pression de vapeur d'eau et le stress hydrique (potentiel hydrique foliaire). Concernant la résistance non stomatique, des études antérieures ont utilisé une constante généralement choisie pour une saison et un type de terre particuliers (p. ex. Wesely, 1989), ignorant ainsi de nombreux processus qui peuvent influencer sur cette voie de pénétration des dépôts. D'après l'analyse des données sur les flux de dépôts d'ozone (O_3) et de dioxyde de soufre (SO_2) mesurés sur plus de cinq couverts forestiers divers (forêt mixte, forêt de décidus, maïs, soja et pâturages) à l'est des États-Unis, une nouvelle résistance non stomatique a été définie comme une fonction de la vitesse de frottement, de l'humidité relative et de l'humidité du feuillage. Ainsi, un modèle grande feuille mis à jour avec de nouveaux paramétrages de la résistance non stomatique et un sous-module de la résistance stomatique pour des conditions soleil/ombre (modèle deux grandes feuilles) ont été mis au point par Zhang *et al.* (2003). Dans le modèle, l'ozone (O_3) et le dioxyde de soufre (SO_2) ont été considérés comme deux espèces de base, similairement à l'approche utilisée dans Wesely (1989). La résistance non stomatique pour d'autres espèces gazeuses a été calculée en effectuant une mise à l'échelle par rapport à l'ozone (O_3) et au dioxyde de soufre (SO_2). Au total, 30 espèces gazeuses et 26 différentes catégories d'utilisation des terres ont été utilisées dans le modèle. La vitesse des dépôts pour la plupart des espèces gazeuses variait en 0,1 et 1 cm/s^{-1} .

Pour les espèces qui sont également émises à partir de la surface [p. ex. l'ammoniac (NH_3) et le dioxyde d'azote (NO_2)], des modèles d'échange bidirectionnels sont nécessaires afin de quantifier leurs dépôts secs (p. ex. Sutton *et al.*, 1998). Cependant, on doit d'abord valider ces modèles sur différents types de terre et dans diverses conditions météorologiques afin de les généraliser pour des applications dans les modèles à grande échelle.

2.4.2 Dépôts secs de particules

Les dépôts secs de particules surviennent plus lentement que les dépôts humides de particules; toutefois, ils constituent un processus continu qui se déroule sur toutes les surfaces, contrairement aux dépôts humides qui sont plus épisodiques. À certaines périodes de l'année et dans certaines régions, l'élimination cumulée par des dépôts secs peut être plus importante que l'élimination découlant de dépôts humides. Outre les conditions météorologiques et les caractéristiques des surfaces sous-jacentes, la taille des particules est un autre facteur important qui influe sur le taux de dépôt.

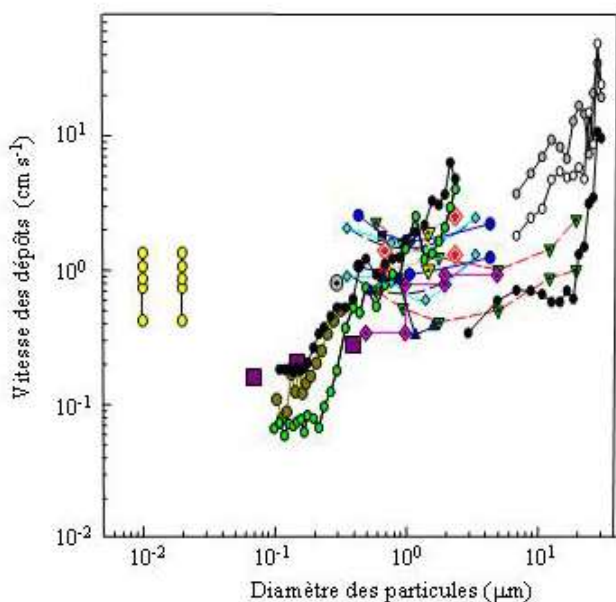


Figure 2.9 Vitesses des dépôts de particules sur les couverts forestier et agricole (données compilées dans Zhang et Vet, 2006; données initiales et codification par symbole tirés de Gallagher *et al.*, 1997).

La plupart des mesures sur les flux de dépôts secs de particules, effectuées entre 1970 et 1990, ne faisaient pas de distinction entre les tailles de particules, en raison de techniques de mesure des particules limitées. La mise au point de techniques de mesure plus sophistiquées dans les années 1990 a permis de mesurer les propriétés physiques et chimiques des particules en fonction de leur taille. Généralement, la vitesse de dépôt (V_d) augmente selon la taille de la particule, notamment pour les particules d'un diamètre supérieur à $2 \mu\text{m}$, car le rendement de collecte des gouttes¹⁸ par interception et par impaction croît avec la taille de la particule. Les particules d'un diamètre supérieur à $2 \mu\text{m}$ ont tendance à avoir une vitesse de dépôt de l'ordre de quelques cm/s^{-1} sur les surfaces rugueuses des forêts. La vitesse de dépôt (V_d) augmente aussi avec la baisse de la taille des particules, notamment les particules d'un diamètre inférieur à $0,1 \mu\text{m}$, étant donné que le rendement de collecte des gouttes par diffusion brownienne¹⁹ est plus important pour les particules plus petites. La figure 2.9 résume les vitesses des dépôts secs en tant que fonction de la taille des particules. Des mesures disponibles montrent que la vitesse de dépôt (V_d) de particules ultrafines ($< 0,01 \mu\text{m}$) dans des conditions naturelles peut être supérieure à 5cm/s^{-1} . La vitesse de dépôt (V_d) pour les particules d'un diamètre allant de $0,1$ à $2 \mu\text{m}$ est la plus basse et peut varier de plusieurs ordres de grandeur. De nombreuses expériences en laboratoire menant antérieurement sur les surfaces lisses, comme le gazon, indiquent que la vitesse de dépôt pour cette plage granulométrique de particules doit être de l'ordre de $0,01 \text{cm/s}^{-1}$ ou moins. Des valeurs plus élevées ont été obtenues dans nombre d'études récentes sur le terrain, axées sur les surfaces lisses et rugueuses (Zhang et Vet, 2006; Pryor *et al.*, 2008).

L'approche des analogies de résistance est également utilisée pour le paramétrage de la vitesse de dépôt. Des modèles récemment mis au point permettent de calculer la vitesse des dépôts secs de particules en tant que fonction de la taille des particules (voir une révision de Zhang et Vet, 2006). La comparaison d'estimations actuelles et de résultats de modèles précédents (Ruijgrok *et al.*, 1995) révèle que les différences les plus importantes dans les vitesses de dépôts secs apparaissent chez les particules d'un diamètre de $0,1$ à $1,0 \mu\text{m}$. Zhang *et al.* (2001) ont élaboré un modèle de dépôt en fonction de la taille des particules, qui donne des valeurs de vitesse de dépôt (V_d) pour les particules submicroniques supérieures aux valeurs obtenues avec la plupart des modèles précédents (de $0,1$ à 1cm/s^{-1} sur des surfaces végétalisées). Le modèle donne également des valeurs de vitesse de dépôt (V_d) légèrement supérieures sur des conifères par rapport à des arbres feuillus. Un modèle similaire a également été utilisé par Nho-Kim *et al.* (2004). Bien que les modèles de Zhang et al. (2001) et de Nho-Kim *et al.* (2004) semblent pouvoir produire des valeurs de vitesse de dépôt (V_d) supérieures pour

¹⁸ Le rendement de collecte des gouttes est défini comme le ratio entre le nombre total d'aérosols collectés par des gouttes en chute et le nombre d'aérosols dans le volume engendré par les gouttes en chute.

¹⁹ La diffusion brownienne fait référence au mouvement aléatoire des particules dans l'air.

les particules submicroniques comparativement à de nombreux modèles de dépôts secs antérieurs, la valeur minimale de vitesse de dépôt (V_d) produite par ces modèles est associée à de plus grandes tailles de particule (p. ex. 1 à 2 μm). La valeur minimale de vitesse de dépôt (V_d) dans le modèle de Slinn's (1982), par contre, apparaît pour des particules d'un diamètre de 0,2 à 0,4 μm . D'autres études sont nécessaires pour paramétrer les dépôts secs de particules sur différents types de surface et dans diverses conditions météorologiques.

2.4.3 Dépôts humides d'espèces gazeuses

Les dépôts humides d'espèces gazeuses incluent : 1) le transfert de masse d'air aux gouttelettes de nuage qui peuvent s'accroître pour devenir des gouttes de pluie (phénomène auquel on fait souvent référence par le terme « piégeage ») et 2) l'élimination directe d'espèces gazeuses par des gouttes de pluie en chute (phénomène que l'on appelle le lavage). Les paramétrages actuels des dépôts humides utilisés dans des modèles de transport chimique à grande échelle varient grandement et sont l'objet de grandes incertitudes. Une comparaison des résultats de 15 modèles mondiaux révèle que les plus grandes incertitudes sont liées à la troposphère, plus précisément, aux espèces impliquées dans des processus d'élimination par voie humide (Rasch *et al.*, 2000). On a cerné plusieurs causes des incertitudes liées à l'élimination des gaz solubles dans des modèles à grande échelle, notamment : (1) le traitement irréaliste des processus d'échelle inférieure à la maille visant à caractériser la formation des nuages, (2) l'utilisation de modèles d'analyse chimique globale des gouttelettes au lieu de modèles d'analyse chimique des gouttelettes en phase aqueuse en fonction de la taille des particules, et (3) l'utilisation de la constante de la loi d'Henry au lieu d'une approche de limitation cinétique.

Les processus liés aux nuages constituent une échelle inférieure à la maille dans les modèles mondiaux, étant donné que les nuages et les précipitations n'occupent habituellement qu'une partie du volume de grille. La répartition spatiale des nuages dans une colonne et les façons dont ces derniers se chevauchent compliquent le problème. L'approche la plus simple pour traiter ce cas a été de mettre à l'échelle des dépôts humides en utilisant la fraction de nuages dans une grille modèle. Des études plus récentes ont tenté de distinguer des nuages convectifs de nuages à grande échelle en traitant les dépôts humides dans les nuages convectifs différemment des dépôts humides dans les nuages à grande échelle; par exemple, en utilisant le flux de masse calculé à partir d'un schéma de nuages convectifs (Barth *et al.*, 2000).

En raison des frais de calcul élevés de la chimie en phase aqueuse en fonction de la taille des particules, une description globale du processus est généralement utilisée dans des modèles de transport chimique à trois dimensions. Un exemple d'erreur causée par l'utilisation d'une chimie globale au lieu d'une chimie en phase aqueuse en fonction de la taille des particules est la sous-estimation importante de la production de sulfate dans l'eau de nuage. Une comparaison de plusieurs modèles globaux de chimie et de modèles de chimie en fonction de la taille des particules confirme des études précédentes; à titre d'exemple, les modèles de chimie en fonction de la taille des particules

établissent une valeur d'oxydation deux à trois fois supérieure par l'intermédiaire de la voie $\text{SO}_2 + \text{O}_3$ (dioxyde de soufre + ozone) en raison de la variabilité de PH de l'eau de nuage calculée parmi les gouttelettes de nuage (Barth *et al.*, 2003).

La constante de la loi d'Henry est souvent utilisée pour déterminer le transfert de masse d'une espèce chimique de la phase gazeuse aux hydrométéores²⁰. Cependant, une espèce chimique peut ne pas atteindre l'équilibre sur l'échelle de temps (notamment les intervalles de temps) du modèle de nuage à cause du transfert de masse lent entre les phases (Herrmann *et al.*, 2000). Une étude sur le terrain de Sellegri *et al.* (2003) montre que les acides nitriques et chlorhydriques peuvent être considérés comme étant proches de la constante de la loi de Henry, tandis que la dissolution de l'ammoniac (NH_3) et des acides carboxyliques libérés pendant la phase gazeuse pour aller dans les gouttelettes est limitée sur le plan cinétique. L'utilisation de l'équilibre gaz-liquide dans les modèles de chimie peut entraîner une surestimation du balayage des gaz solubles par les gouttes de pluie (Barth *et al.*, 2001).

L'approche la plus simple pour traiter le lavage dans des modèles à grande échelle est de paramétrer ce processus comme un taux de perte de premier ordre à l'aide d'un coefficient de lavage S_c . Le coefficient de lavage (S_c) est couramment paramétré comme une simple fonction du taux de précipitation, de la taille moyenne des gouttes de pluie et des propriétés physiques et chimiques des espèces (p. ex. Mircea *et al.*, 2004; Gong *et al.*, 2006). Seuls quelques gaz [p. ex. l'acide sulfurique (H_2SO_4), l'acide nitrique (HNO_3) et l'ammoniac (NH_3)] sont pris en compte dans des modèles à grande échelle et leur taux de lavage est basé sur une analogie au taux de dépôt de vapeur d'eau sur la neige et la glace (Gong *et al.*, 2006). D'autres études sont nécessaires afin d'améliorer les paramétrages pour le lavage des espèces gazeuses.

2.4.4 Dépôts humides de particules

Les particules atmosphériques peuvent être incorporées dans des hydrométéores par l'intermédiaire du lessivage par nucléation (servant de noyaux de condensation des nuages ou de noyaux glaçogènes) ou du lessivage par impaction (c'est-à-dire que les particules sont collectées par des hydrométéores en chute, y compris des gouttelettes de nuages, des gouttes de pluie et des cristaux de neige). Le piégeage

²⁰ Un hydrométéore est une particule d'eau ou de glace formée dans l'atmosphère à la suite d'une sublimation ou d'une condensation.

des particules implique des contributions du lessivage par nucléation et du lessivage par impaction, tandis que le lavage n'implique que des contributions du lessivage par impaction. Le lessivage par nucléation est traité à la section 2.3.7. Dans la présente section, nous ne discuterons que du lavage.

À des fins pratiques, le lavage des particules est également représenté par un coefficient de lavage (S_c), comme c'est le cas pour les espèces gazeuses dans les équations de la continuité de la masse des aérosols, dans des modèles de chimie atmosphérique à grande échelle. Les particules ayant un diamètre de 0,01 à 20 μm doivent être incluses dans ces modèles, et les valeurs du coefficient de lavage (S_c) pour cette plage granulométrique varient de trois à cinq ordres de grandeur. Le coefficient de lavage (S_c) est une fonction du rendement de collecte des gouttes (E_c). Habituellement, ce dernier (E_c) est bien inférieur à 1, car les particules peuvent suivre les lignes de courant le long de la goutte. Le rendement de collecte des gouttes peut, toutefois, être supérieur dans certaines conditions; par exemple, pour des particules chargées.

La diffusion brownienne est importante pour les particules d'aérosols plus petites à faible inertie et elle peut mettre ces dernières en contact avec la goutte, augmentant ainsi le rendement de collecte des gouttes. Par ailleurs, la diffusion brownienne des particules diminue rapidement alors que la taille des particules augmente; ce mécanisme est le plus important pour les particules ayant un diamètre inférieur à 0,1 μm . Les particules plus grandes ont tendance à subir une impaction inertielle, car leur inertie les empêche de suivre les lignes de courant incurvées autour des gouttes en chute. L'impaction inertielle augmente avec la taille des particules et elle est importante pour les particules d'un diamètre supérieur à 2 μm . Pour les particules d'un diamètre de 0,1 à 2 μm , auxquelles on fait souvent référence par les « particules de l'écart de Greenfield » dans la documentation scientifique, ni la diffusion brownienne ni l'impaction inertielle ne jouent un rôle efficace. Par conséquent, le rendement de collecte des gouttes est le plus faible dans cette plage granulométrique. En outre, pour cette plage, d'autres mécanismes de collection (p. ex. la charge, la diffusiophorèse et la thermophorèse) jouent des rôles équivalents à ceux de la diffusion brownienne et de l'impaction inertielle.

Des études expérimentales visaient à estimer le coefficient de lavage (S_c) et le rendement de collecte des gouttes (E_c) dans des conditions diverses (voir une révision dans Zhang et Vet, 2006). Jylhä (1999) a également calculé des coefficients de lavage à partir d'une réflectivité radar, en se basant notamment sur le fait que ces deux éléments sont des fonctions de la distribution granulométrique des hydrométéores. Les paramétrages des coefficients de lavage (S_c) globaux actuels utilisés dans des modèles à grande échelle sont traités comme une simple fonction des propriétés des précipitations connues (p. ex. $S_c = a\text{PR}^b$, avec « PR » étant le taux de précipitation, et « a » et « b » étant des constantes empiriques). Les paramétrages du coefficient de lavage (S_c) en fonction de la taille des particules calculent la valeur de S_c sur la base de formules analytiques du rendement de collecte des gouttes pour les particules de gouttes de pluie, la distribution granulométrique des gouttes de pluie et la vitesse limite des gouttes de pluie, ou utilisent un ajustement empirique pour les valeurs de coefficient de lavage (S_c) obtenues à partir de mesures sur le terrain (voir une révision de Wang *et al.*, 2010).

Tous les paramétrages théoriques actuels du coefficient de lavage (S_c) dans des conditions de précipitations liquides sous-estiment les valeurs de S_c d'un ou de deux ordres de grandeur pour les particules d'un diamètre inférieur à 3 μm , comparativement à la plupart des mesures sur le terrain disponibles ou aux formules empiriques issues d'observations sur le terrain. Les incertitudes combinées de sources connues ne sont pas suffisantes pour expliquer les grandes différences entre les études théoriques et expérimentales. Les concentrations globales prévues (intégrées selon la distribution granulométrique) en utilisant différents paramétrages théoriques et empiriques Λ peuvent varier de jusqu'à 50 % pour le nombre de particules, et de jusqu'à 25 % pour la masse des particules après seulement 2 à 5 mm de pluie (Wang *et al.*, 2010).

Le coefficient de lavage (S_c) dépendant plus de la surface de contact totale des gouttelettes que de l'intensité des précipitations (Zhang *et al.*, 2004) laisse penser que les futurs paramétrages globaux de S_c doivent inclure plus de propriétés des précipitations. Les grandes différences entre les valeurs théoriques et empiriques du coefficient de lavage (S_c) calculées en fonction de la taille des particules indiquent que de nouveaux mécanismes de collecte doivent être définis dans le cadre théorique actuel au moyen d'études numériques, en laboratoire et sur le terrain. Les connaissances sur le lessivage par impaction et par des précipitations solides sont plus limitées; par conséquent, des études supplémentaires sont nécessaires à ce sujet. Les paramétrages du coefficient de lavage (S_c) récemment élaborés doivent être évalués par rapport aux modèles détaillés de microphysique des nuages et aux mesures effectuées sur le terrain en fonction de la taille des particules dans diverses intensités de précipitations.

2.5 Influences météorologiques sur la qualité de l'air

La qualité de l'air est influencée par le mélange vertical et l'advection horizontale des gaz et des aérosols lorsque ces derniers sont transportés loin des sources de pollution. Dans la présente section, nous nous sommes limités à une description générale de la structure verticale de la couche limite. Le chapitre 8 comprend un résumé des études de recherche récentes liées aux tendances de circulation atmosphérique locales et régionales. Le chapitre 9 traite du transport atmosphérique à longue distance et résume les récentes études de recherche portant sur les influences asiatiques en Amérique du Nord.

2.5.1 Mélange vertical et dispersion des panaches

Les gaz et particules sont émis dans la couche limite, définie comme une couche d'air relativement fine près du sol qui réagit aux forçages de surface avec une échelle de temps allant jusqu'à une heure. Ces forçages incluent la résistance de frottement, l'évaporation, la transpiration, le transfert de chaleur, et le mélange au sol. La couche limite diurne est très turbulente, impliquant presque toujours la présence de mouvements de rotation aléatoires et tridimensionnels qui mélangent les polluants atmosphériques rapidement. La convection est générée par le transfert de chaleur à partir d'une surface chaude, ce qui crée des ascendances thermiques. Le refroidissement radiatif au sommet d'une couche de nuages peut créer des courants descendant du sommet des nuages. Les couches limites

produites par des turbulences convectives sont souvent appelées couches de mélange, car elles sont bien mélangées verticalement. Outre les turbulences convectives, il existe des sources de turbulence mécanique générées par des éléments de surface (p. ex. des arbres, des bâtiments) et par la topographie, qui exercent des forces de traînée sur la couche limite. Le cisaillement du vent au sommet de la couche mixte peut également engendrer des turbulences mécaniques.

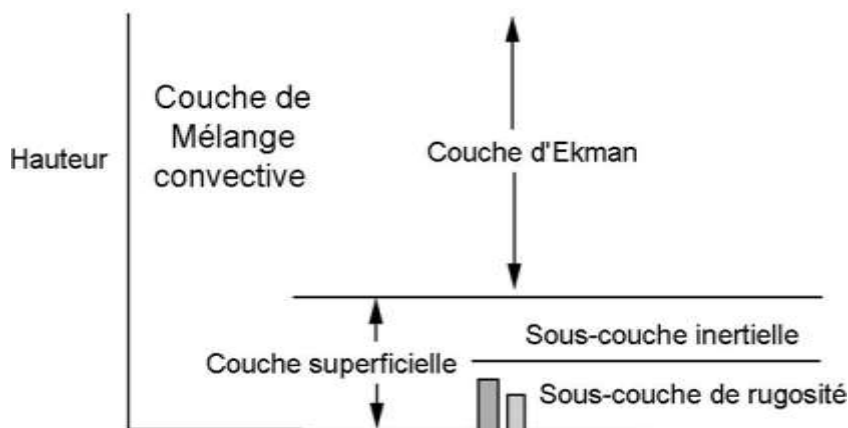


Figure 2.10 La couche de mélange convective peut être divisée en deux couches, notamment une couche superficielle et une couche d'Ekman. La couche superficielle peut, à son tour, être divisée en deux sous-couches, à savoir une sous-couche inertielle et une sous-couche de rugosité. La couche superficielle représente généralement 0.1 de la hauteur de la couche limite.

Tel qu'il est illustré dans la figure 2.10, la couche limite (ou la couche de mélange convective) peut être divisée en une couche extérieure (souvent appelée la couche d'Ekman) et une couche superficielle. La couche d'Ekman est bien protégée des forçages de surface; ses caractéristiques découlent, en partie, de la rotation de la Terre. La couche superficielle est généralement définie comme une couche de mélange près du sol, où les contraintes turbulentes varient de moins de 10 % (Stull, 1988). Durant le jour, au-dessus des surfaces terrestres, la couche superficielle constitue souvent la partie la plus basse (d'une centaine de mètres d'épaisseur) d'une couche de mélange convective. La couche superficielle se divise également en une sous-couche inertielle et une sous-couche de rugosité. La sous-couche inertielle fonctionne comme une couche d'adaptation qui subit des mouvements de la couche superficielle et de la couche d'Ekman ainsi qu'un transport vertical constant des propriétés atmosphériques (chaleur, quantité de mouvement, polluants). La couche de rugosité, quant à elle, dépend en grande partie des forçages de surface.

Pour la température potentielle virtuelle (θ_v), des profils sont utiles pour évaluer la stabilité de la couche limite. La température potentielle virtuelle (θ_v) est la température qu'aurait une parcelle d'air si toute sa vapeur d'eau était éliminée et qu'une quantité d'énergie correspondante y était ajoutée, puis déplacée verticalement dans une pression atmosphérique de 1 000 hPa, sans échange d'énergie avec l'air ambiant. Dans la couche superficielle, on trouve souvent une couche superadiabatique (réduction de la θ_v avec la hauteur) adjacente au sol. Les profils de vitesse potentielle virtuelle (θ_v) sont presque adiabatiques (pas de changement de la θ_v avec la hauteur) dans la partie centrale de la couche de mélange. Une hausse de la vitesse potentielle virtuelle (θ_v) avec l'altitude est typique d'une zone

d'entraînement²¹ à l'interface entre la couche limite et la troposphère libre, facteur que l'on appelle la hauteur d'inversion ou la hauteur de la couche limite. Il est très important d'utiliser un modèle précis pour calculer les paramètres météorologiques qui influent sur le mélange des espèces chimiques (comme la hauteur de la couche limite, la vitesse de frottement et la diffusivité turbulente) afin d'obtenir des prévisions exactes de la qualité de l'air. Des précisions additionnelles sur l'importance des paramétrages de la couche limite pour la dispersion des polluants atmosphériques sont fournies à la section 8.3.

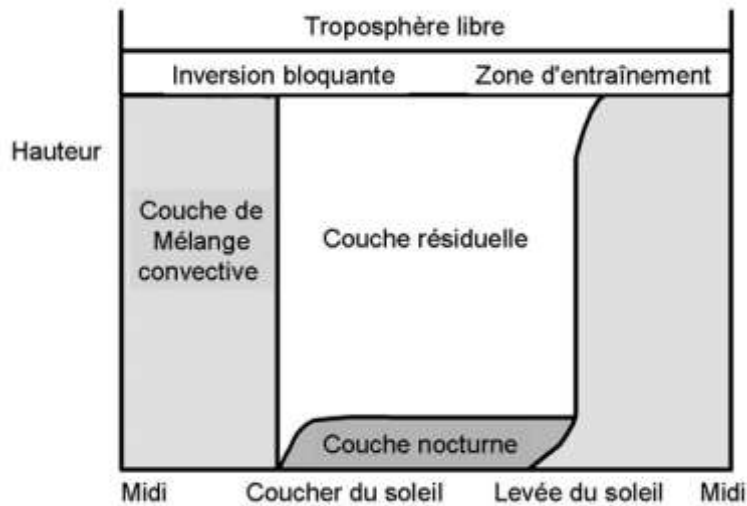


Figure 2.11 Séries chronologiques diurnes de la stabilité verticale de l'atmosphère.

²¹ L'entraînement fait référence au mélange d'air à l'interface entre deux masses d'air (p. ex. la couche limite et la troposphère libre).

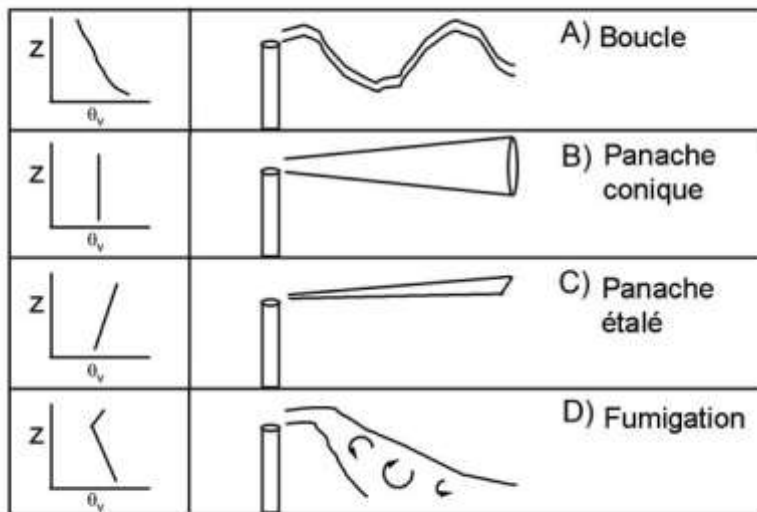


Figure 2.12 Structures de panache dans l'atmosphère pour différents profils verticaux de température potentielle virtuelle (θ_v).

Comme le montre la figure 2.11, sur les surfaces terrestres dans les régions de haute pression, la couche limite possède une structure bien définie qui évolue avec le cycle diurne. Les sources mobiles, étendues et biosynthétiques ainsi que les sources ponctuelles à basse altitude rejettent des émissions dans la couche superficielle. Environ une heure et demie après le lever du soleil, une couche de mélange turbulente commence à croître en profondeur. Elle croît en entraînant de l'air moins turbulent d'en haut. La couche de mélange atteint une taille maximale en fin d'après-midi. Les polluants émis dans une couche de mélange convective présentent souvent une structure circulaire à une certaine distance de la source de surface (figure 2.12a). Une couche d'entraînement stable au-dessus de la couche de mélange agit comme un couvercle pour les ascendances thermiques. Un mélange vers le bas de l'air issu de la troposphère libre sus-jacente est une caractéristique importante de la couche d'entraînement. Les rapports de mélange des polluants ont tendance à diminuer avec l'altitude, même dans la partie centrale d'une couche de mélange. Ce phénomène reflète l'émission de polluants à partir de la surface et l'entraînement d'un air plus pur provenant de la troposphère libre.

Environ une demi-heure avant le coucher du soleil, le refroidissement de la surface découple le flux dans la partie supérieure de la couche de mélange issue de la couche superficielle, qui apparaît avant l'après-midi. La couche d'air résultante est appelée la couche résiduelle, car les composés chimiques résidaient antérieurement dans la couche de mélange de l'après-midi. La couche résiduelle est souvent stratifiée de façon neutre et elle est guidée par de faibles turbulences mécaniques qui sont d'une intensité presque égale dans toutes les directions. Ainsi, les panaches de pollution dans la couche résiduelle ont tendance à se disperser à des taux équivalents dans toutes les directions, créant un panache de forme conique (figure 2.12b). Une couche superficielle composée de zones de cisaillement reste en place durant la nuit; la couche résiduelle n'est donc pas en contact direct avec la surface.

Au fil de la nuit, la partie inférieure de la couche superficielle, lorsqu'elle entre en contact avec le sol, est transformée en une couche limite statiquement stable présentant de faibles turbulences sporadiques. Ce découplage du flux entre la couche résiduelle et la couche limite stable entraîne une accélération nocturne des vents à l'interface; ce phénomène est appelé jet à basse altitude. Le jet à basse altitude en évolution peut augmenter de façon sporadique le cisaillement du vent qui génère des turbulences. Ainsi, des turbulences surviennent quelques fois en brèves rafales qui mélangent les polluants dans toute la couche limite stable. Au cours des périodes non turbulentes, le flux est dissocié de la surface. Ces accélérations nocturnes du flux en altitude peuvent transporter des polluants à des centaines de kilomètres de leur région d'origine durant la nuit et devenir ainsi un mécanisme important de transport de la pollution à l'échelle régionale. Les polluants rejetés dans la couche limite stable se dispersent relativement peu de façon verticale. En effet, ils se dispersent plus rapidement de manière horizontale durant un déploiement du panache (figure 2.12c).

Après le lever du soleil, une nouvelle couche de mélange commence à croître pour finalement atteindre l'altitude du panache de la nuit précédente. À ce moment-là, les polluants en altitude sont mélangés à la surface dans un processus appelé la fumigation (figure 2.12d). En début de matinée, période à laquelle le sommet de la couche de mélange croissante atteint la base de la couche résiduelle, la croissance de la couche de mélange devient très rapide. Au cours du programme d'études sur le terrain PACIFIQUE, 2001, des balayages LIDAR (détection et télémétrie par ondes lumineuses) de la couche limite au fil du temps ont clairement montré l'entraînement de couches d'aérosols en altitude dans la couche de mélange croissante (Strawbridge et Snyder, 2004). La vapeur d'eau agit souvent comme un excellent traceur passif pour évaluer l'évolution de la couche limite. Elle augmente fréquemment dans la couche superficielle au lever du soleil en raison d'une évaporation. Lorsque le sommet de la couche de mélange atteint la partie inférieure de la couche résiduelle, il arrive souvent que la vapeur d'eau chute brusquement à cause de la descente d'un air plus sec de la couche résiduelle. Au cours de ce phénomène, on note également des fluctuations rapides dans les séries chronologiques de concentrations de vapeur d'eau ainsi que la formation de vents tourbillonnants à grande échelle.

2.5.2 Circulations et applications de moyenne échelle

2.5.2.1 Forçage superficiel et topographique

Le développement de la couche limite peut être particulièrement sensible à la topographie locale. Dans une vallée, au coucher du soleil, une couche résiduelle s'étend du fond de la vallée en remontant jusqu'aux montagnes environnantes, voire au-delà pour atteindre l'inversion bloquante. Cependant, en raison du fait que les surfaces de la vallée se refroidissent en premier, des vents creux descendants (dits « catabatiques ») concentrent l'air froid au fond de la vallée, créant ainsi une couche à stratification stable; ce phénomène est également appelé « inversion de vallée » et élève efficacement la couche résiduelle en altitude. En plus de l'air froid, les vents descendants concentrent des aérosols et gaz polluants à des degrés potentiellement très élevés au fond de la vallée. Durant la matinée, le chauffage des parois et du fond de la vallée engendre des vents ascendants (dits « anabatiques »). Ces

vents contribuent à la formation d'une couche de mélange vers le haut à partir du fond de la vallée, qui remplace l'inversion nocturne de vallée par une couche de mélange turbulente et complète s'étendant jusqu'à l'inversion bloquante en altitude (Zoumakis et Efstathiou, 2006).

2.5.2.2 Couches limites urbaines

Une surface urbaine présente des variations accrues d'espace et de hauteur des éléments de rugosité, une source de chauffage liée aux activités humaines et des caractéristiques de surface physique qui peuvent différer grandement de celles des surfaces végétalisées ou d'eau environnantes. La nuit, le développement normal de la couche limite nocturne peut être perturbé par le chauffage de la surface artificielle et par la réduction de la stabilité à basse altitude. Lors d'un faible flux à l'échelle synoptique, le flux de chaleur sensible accru dans la couche limite urbaine peut engendrer une circulation bidimensionnelle avec un dôme d'air ascendant sur le noyau urbain, accentué par une subsidence dans les régions rurales environnantes, près du flux de surface en direction du noyau urbain. Cette tendance de moyenne échelle est appelée la circulation de l'îlot thermique urbain. Des recherches récentes indiquent que les îlots thermiques urbains peuvent présenter différentes échelles spatiales, différents ordres de grandeur et diverses tendances diurnes. Arnfield (2003) énumère les principaux facteurs qui déterminent la grandeur d'un îlot thermique urbain :

- L'intensité de l'îlot thermique urbain diminue avec la vitesse accrue du vent.
- L'intensité de l'îlot thermique urbain diminue avec la croissance de la couverture nuageuse.
- L'intensité de l'îlot thermique urbain est la plus forte durant des conditions anticycloniques.
- L'intensité de l'îlot thermique urbain atteint un équilibre optimal en été.
- L'intensité de l'îlot thermique urbain a tendance à augmenter en fonction de la taille de la ville ou de la population.
- L'intensité de l'îlot thermique urbain est la plus forte la nuit.
- L'îlot thermique urbain peut disparaître avant le lever du jour.

L'une des caractéristiques distinctives de la couche limite urbaine est sa sous-couche de rugosité. Des structures anthropiques à la surface peuvent exercer une force de traînée importante sur la couche limite, ce qui a pour conséquence d'empêcher l'avancée des fronts de brise de mer, de créer des couches limites internes locales et thermiques, et de modifier la tendance courante d'augmentation de la vitesse du vent avec l'altitude (p. ex. la vitesse du vent diminue avec l'altitude de façon exponentielle plutôt que de façon logarithmique). Des méthodes simples sont toujours nécessaires pour estimer l'intensité des îlots thermiques urbains dans les zones urbaines en tant que fonction du temps, des conditions météorologiques et des caractéristiques structurelles, pour des applications pratiques telles que les prévisions numériques de la qualité de l'air.

2.5.2.3 Couches limites marines et brise de mer

Sur les grands plans d'eau, la surface est plus uniforme et ne présente pas la sensibilité du terrain aux variations quotidiennes, notamment en termes d'absorption d'énergie solaire; les variations quotidiennes de la chaleur émise par la surface sont faibles et ont donc peu d'effet sur la structure de la couche limite. Généralement couverte de nuages et stratifiée de façon neutre, la couche limite marine n'est habituellement pas bien mélangée (notamment à l'extérieur des eaux tropicales). L'évaluation de la hauteur de la couche limite marine est ambiguë et peut correspondre à la base ou à la hauteur dominante des nuages selon l'emplacement de tout changement brusque dans les transferts turbulents verticaux. Dans des cas presque neutres ou légèrement instables, une mince couche de mélange peut se développer, mais a tendance à demeurer à une altitude bien inférieure à celle de l'inversion de température ambiante.

Après le lever du soleil, la terre se réchauffe plus rapidement que l'eau adjacente, déclenchant une circulation locale au-dessus de la surface où l'air océanique dense remplace l'air côtier; ce phénomène est plus connu sous le nom de brise de mer ou, pour les grands lacs, brise de lac. L'air réchauffé au-dessus de la terre s'élève à des altitudes quelque peu inférieures à 1 km et se propage (diverge) en favorisant la descente de l'air sur l'eau, ce qui complète une circulation bidimensionnelle (l'air s'élève au-dessus de la terre et descend sur l'eau, avec un vent de surface passant de l'eau à la terre, et un vent se déplaçant en altitude de la terre à l'eau). Lorsque cette circulation a lieu le long du littoral, elle caractérise le front de brise mer (FBM) qui avance sur les terres intérieures en réduisant la température de plusieurs degrés et en augmentant l'humidité. La distance que parcourt le front sur les terres intérieures dépend largement du flux à l'échelle synoptique et de la géographie locale. La nuit, la terre se refroidit plus rapidement que l'océan, inversant la direction de la circulation et créant ainsi une brise de terre.

2.6 Conclusions

Tableau 2.4 Relation entre les réductions d'émissions et la concentration de polluants

Réductions des émissions	Réaction de l'ozone	Réaction du sulfate	Réaction du nitrate	Aérosol organique Réaction	PM _{2.5} Réaction
SO ₂ ↓	↑ a	↓	↑ b ↓ a	↑ a ↓ c	↓
NO _x ↓	↑ d ↓ e	↑ f ↓ f	↓	↑ d ↓ e	↓
COV ↓	↓ g	↓ d ↓ e	↑ d ↓ e	↓	↓
NH ₃ ↓		↓ h	↓	↑ c ↓ i	↓

^a SO₄ – N₂O₅ – NO_x – réaction oxydante (Brown *et al.*, 2006)

^b Régime limité par l'ammonium (NH₄)

^c pH de l'aérosol – réaction à la formation d'aérosols organiques secondaires et d'oligomères

^d Zone urbaine – régime limité par les composés organiques volatils; effet sur le dioxyde d'hydrogène (HO_x)

^e Zone rurale – régime limité par les oxydes d'azote (NO_x)

^f Effet des oxydes d'azote (NO_x) sur l'ozone (O₃) et les peroxydes d'hydrogène (H₂O₂) avec réaction à l'égard du taux d'oxydation du dioxyde de soufre (SO₂) en phase aqueuse

^g Effet des composés organiques volatils sur le taux de production de radicaux organiques (RO_x)

^h Effets du pH de l'eau de nuage sur le taux d'oxydation du dioxyde de soufre (SO₂)

ⁱ Effets de l'ammoniac (NH₃) sur la formation de sels d'acides organiques

L'une des difficultés liées à la prévision de l'effet des réductions d'émissions est la nature incertaine des mécanismes et des taux inclus dans les modèles de qualité de l'air actuels. Plus particulièrement, nombre de processus interagissent de façon non linéaire, ce qui entraîne un rapport disproportionné entre les changements dans les émissions de précurseurs et les changements dans les concentrations (tableau 2.4). Des évaluations antérieures étaient axées sur l'incidence de la chimie en phase gazeuse sur la formation des particules secondaires, par l'intermédiaire de la formation de produits semi-volatils, qui peuvent se répartir dans la phase aérosol. Au cours des dix dernières années, les chercheurs se sont évertués à expliquer les processus de phase gazeuse et des précurseurs en phase gazeuse qui forment des produits semi-volatils; cependant, la plupart des connaissances acquises portent sur les modes de réaction de la composition des particules et son effet sur la chimie en phase gazeuse et la croissance future des particules. Ces avancées compliquent davantage la relation linéaire entre les réductions d'émissions de précurseurs et les avantages. La dépendance de l'hydrolyse du pentaoxyde de diazote (N₂O₅) à l'égard du sulfate particulaire peut jouer un rôle clé dans la détermination du temps de séjour des oxydes d'azote (NO_x) en phase gazeuse et indique une plus forte interaction entre les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) qu'on le croyait.

La réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) entraînera une réduction des aérosols sulfatés; toutefois, la diminution parallèle des oxydes d'azote (NO_x) en phase gazeuse peut augmenter la production d'ozone (O_3) et de radicaux hydroxyles et, conséquemment, les taux d'oxydation organique en phase gazeuse à l'échelle régionale. De même, la dépendance de la formation d'oligomères organiques en phase particulaire vis-à-vis de l'acidité des particules indique un lien plus solide entre la croissance des aérosols organiques et les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) que le lien défini antérieurement. La réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) peut également engendrer une réduction des aérosols organiques secondaires issus de la formation réduite d'oligomères en phase particulaire. Elle peut aussi faire baisser le taux de formation de nouvelles particules par l'intermédiaire de la nucléation. Étant donné que ces particules agissent comme des amorces de la croissance par condensation, une réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) peut réduire davantage le taux de condensation de composés organiques ou inorganiques semi-volatils. Par ailleurs, une réduction des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) peut ne pas avoir d'effet bénéfique sur tous les composants de particules. Par exemple, des réductions de l'acidité des aérosols liées à des baisses du sulfate permettront l'utilisation d'une plus grande quantité d'ammoniac (NH_3) disponible dans la formation de nitrate particulaire. Dans les régions affichant une quantité abondante d'ammoniac (NH_3) en phase gazeuse, une réduction du dioxyde de soufre (SO_2) entraînera une transformation dans la composition des particules du sulfate en nitrate.

Une réduction des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) peut réduire les rapports de mélange d'ozone (O_3) dans les milieux à régime limité par les oxydes d'azote (NO_x) (zones rurales). Des réductions d'oxydes d'azote (NO_x) peuvent également réduire le nitrate particulaire en diminuant le taux de formation d'acide nitrique issu de la réaction du dioxyde d'azote (NO_2) avec des radicaux hydroxyles. En outre, les diminutions parallèles d'ozone (O_3), de radicaux hydroxyles (OH) et de trioxyde d'azote (NO_3) peuvent faire baisser les taux d'oxydation organique en phase gazeuse et la formation des aérosols organiques secondaires. Cependant, dans des conditions limitées par les composés organiques volatils (près des sources de combustion, comme des panaches de centre urbain ou de centrale électrique), des réductions des oxydes d'azote (NO_x) peuvent augmenter les niveaux d'ozone (O_3) et de radicaux hydroxyles et entraîner, conséquemment, la formation d'aérosols organiques secondaires et des changements négligeables dans la formation de nitrate particulaire. La réaction limitante dans la détermination du taux de formation d'ozone (O_3) est la réaction des radicaux peroxy (RO_2) avec le monoxyde d'azote. Une baisse des oxydes d'azote (NO_x) et l'absence de changement dans les niveaux de radicaux peroxy (RO_2) entraîneront, en outre, une réduction de la production d'ozone (O_3). Toutefois, si la diminution des oxydes d'azote (NO_x) est accompagnée d'une hausse disproportionnée de la concentration des radicaux peroxy (RO_2) (due à une chimie non linéaire dans un régime limité par les composés organiques volatils), les taux de production d'ozone (O_3) augmenteront avec la diminution des oxydes d'azote (NO_x). Au cours des dix dernières années, des études ont montré que, dans des conditions limitées par les composés organiques volatils, notre capacité de prévoir les concentrations de radicaux peroxy (RO_2) doit être améliorée, en raison du manque de processus fondamentaux (p. ex. les sous-estimations de radicaux peroxy (RO_2) se traduisant en sous-estimations d'ozone (O_3)). Par ailleurs, la production d'ozone (O_3) et de composés organiques volatils est particulièrement sensible à l'exactitude de l'inventaire des émissions de composés organiques volatils dans un régime limité par les composés organiques volatils, en termes d'émissions massiques

et de spéciation chimique des émissions. Des études sur le terrain menées au cours des dix dernières années ont mis en évidence des exemples tels que la découverte d'une sous-estimation dans les inventaires d'émissions, notamment pour les oléfines à Houston et à Edmonton, et pour les composés organiques volatils biosynthétiques dans des milieux forestiers. Dans des cas particuliers où des panaches d'oxydes d'azote (NO_x) traversent des milieux forestiers, l'inventaire des émissions de composés organiques volatils devient essentiel pour déterminer les taux de production d'ozone (O_3) et de particules secondaires. Les résultats de recherches récentes indiquent une différence significative entre la réactivité mesurée et la réactivité calculée des composés organiques volatils sur des zones forestières, en raison de l'exclusion de l'hypothèse selon laquelle les composés organiques volatils émis seraient des sesquiterpènes.

Des réductions des émissions d'ammoniac (NH_3) diminueront la masse de particules en baissant directement la concentration d'ammonium (sous forme d'ions ou de solides cristallins). Les réductions d'ammoniac (NH_3) peuvent aussi 1) réduire les nitrates aérosols en raison de la volatilité de l'acide nitrique (HNO_3) en l'absence d'aérosols d'ammonium et 2) diminuer la production d'aérosols sulfatés due au traitement dans les nuages et à l'évaporation. Cependant, en raison du pouvoir tampon de l'ammoniac (NH_3), de grandes réductions de ce composé augmenteront l'acidité des aérosols, des nuages et des précipitations. Compte tenu des effets environnementaux des précipitations acidifiées et des non-linéarités définies précédemment, auxquels s'ajoutent des aérosols acidifiés (formation accrue d'oligomères et hydrolyse accrue du pentaoxyde de diazote (N_2O_5)), il est hasardeux d'élaborer une stratégie de réduction des émissions fondée uniquement sur la réduction des émissions d'ammoniac (NH_3). Par ailleurs, vu les facteurs complexes discutés précédemment, il est peu probable d'améliorer la qualité de l'air en réduisant un seul polluant; en effet, il faudra réaliser d'autres réductions concomitantes de l'ammoniac (NH_3), du dioxyde de soufre (SO_2), des oxydes d'azote (NO_x) et des composés organiques volatils (COV). L'élaboration continue de modèles de qualité de l'air qui peuvent prendre en compte les non-linéarités dans les processus chimiques, microphysiques et météorologiques sera essentielle pour améliorer la fiabilité des stratégies de réduction d'émissions à l'avenir.

2.7 Orientations futures de la recherche

Les modèles de qualité de l'air basés sur des émissions ne sont que le reflet de notre compréhension des émissions et des processus formulés dans les systèmes de modélisation. Voici un résumé des principaux processus qui doivent être mieux compris en combinant des expériences en laboratoire et des études de traitement sur le terrain, afin que leur incidence potentielle sur la qualité de l'air puisse être évaluée dans le cadre d'un modèle de qualité de l'air.

- Amélioration des données sur les émissions d'ammoniac (NH_3) et d'amines
- Études ciblées en vue de parfaire notre compréhension de la photochimie de l'ozone à des concentrations d'oxydes d'azote (NO_x) élevées [p. ex. le rôle de la photolyse de l'acide nitreux (HONO) et de l'ozonolyse des alcènes].

- Détermination des sources et spéciation des émissions manquantes de composés organiques volatils (COV) d'origine biosynthétique ou anthropique qui ne sont pas incluses dans les études de caractérisation de la réactivité des radicaux hydroxyles. Quelles sont les répercussions sur la production d'ozone (O_3) et d'aérosols organiques secondaires (AOS)?
- Détermination de la production d'aérosols organiques secondaires découlant de composés organiques volatils précurseurs dans un éventail de conditions représentatives de l'atmosphère ambiante [ratios composés organiques volatils (COV)/oxydes d'azote (NO_x), dioxyde de soufre (SO_2), humidité relative, taux d'oxydation, ampleur de la réaction, température, compositions et charges des particules ambiantes)
- Caractérisation de la chimie de la phase particulaire, y compris les taux globaux de transformation pour l'oxydation et la formation d'oligomères
- Caractérisation de la chimie hétérogène sur les surfaces de particules et des effets sur les bilans du dioxyde d'hydrogène (HO_x) et des oxydes d'azote (NO_x) en phase gazeuse [p. ex. hydrolyse du pentaoxyde de diazote (N_2O_5), réduction du dioxyde d'azote (NO_2) par rapport à l'acide nitreux (HONO)]
- Caractérisation du traitement dans les nuages des composants d'aérosols
- Réalisation d'études sur le terrain pour expliquer les phases et le mélange des aérosols.
- Réalisation de mesures des flux gazeux et des flux de dépôts de particules différenciés et inclusion de leurs paramétrages dans les modèles de qualité de l'air
- Explication des circulations de moyenne échelle, telles que les brises de mer et de terre, la convergence des lignes sèches et les îlots thermiques urbains, et détermination de leurs effets sur le mélange des polluants et la photochimie

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Jennifer Murphy, Richard Leitch et A. Petroff pour leur révision du présent chapitre et leurs commentaires constructifs. Les auteurs sont également reconnaissants envers Peter Taylor pour les modifications qu'il a apportées aux premières ébauches de la section sur la météorologie. Malheureusement, cette section a dû être considérablement réduite à cause de restrictions relatives au nombre de pages.

Références

- Aklilu, Y. -A, and M. Mozurkewich. 2004. Determination of external and internal mixing of organic and inorganic aerosol components from hygroscopic properties of submicrometer particles during a field study in the Lower Fraser Valley. *Aerosol Science and Technology* 38, (2): 140-154.
- Aklilu, Y., M. Mozurkewich, A. J. Prenni, S. M. Kreidenweis, M. R. Alfarra, J. D. Allan, and K. Anlauf, J. Brook, W.R. Leaitch, S. Sharma, H. Boudries, D.R. Worsnop. 2006. Hygroscopicity of particles at two rural, urban influenced sites during pacific 2001: Comparison with estimates of water uptake from particle composition. *Atmospheric Environment* 40, (15): 2650-2661.
- Anlauf, K., S. -M Li, R. Leaitch, J. Brook, K. Hayden, D. Toom-Sauntry, and A. Wiebe. 2006. Ionic composition and size characteristics of particles in the Lower Fraser Valley: Pacific 2001 field study. *Atmospheric Environment* 40, (15): 2662-2675.
- Armfield, A. J. 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island, *International Journal of Climatology* 23: 1-26.
- Badger, C. L., I. George, P. T. Griffiths, C. F. Braban, R. A. Cox, and J. P. D. Abbatt. 2006. Phase transitions and hygroscopic growth of aerosol particles containing humic acid and mixtures of humic acid and ammonium sulphate. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, (3): 755-768.
- Banic, C., W. R. Leaitch, K. Strawbridge, R. Tanabe, H. Wong, C. Gariépy, A. Simonetti, Z. Nejedly, J. L. Campbell, J. Lu, J. Skeaff, D. Paktunc, J. I. MacPherson, S. Daggupaty, H. Geonac'h, A. Chatt, and M. Lamoureux 2006. The physical and chemical evolution of aerosols in smelter and power plant plumes: An airborne study. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 6, (2-3): 111-120.
- Barth, M. C., P. J. Rasch, J. T. Kiehl, C. M. Benkovitz, and S. E. Schwartz. 2000. Sulfur chemistry in the national center for atmospheric research community climate model: Description, evaluation, features, and sensitivity to aqueous chemistry. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 105, (D1): 1387-1415.
- Barth, M. C., A. L. Stuart, and W. C. Skamarock. 2001. Numerical simulations of the July 10, 1996, stratospheric-tropospheric experiment: Radiation, aerosols, and ozone (STERAO)-deep convection experiment storm: Redistribution of soluble tracers. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 106, (D12): 12381-12400.
- Barth, M. C., S. Sillman, R. Hudman, M. Z. Jacobson, C. -H Kim, A. Monod, and J. Liang. 2003. Summary of the cloud chemistry modelling intercomparison: Photochemical box model simulation. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 108, (7): AAC 5-1 AAC 5-19,

- Bertram, A. K., A. V. Ivanov, M. Hunter, L. T. Molina, and M. J. Molina. 2001. The reaction probability of OH on organic surfaces of tropospheric interest. *Journal of Physical Chemistry A* 105, (41): 9415-9421.
- Braban, C. F., M. F. Carroll, S. A. Styler, and J. P. D. Abbatt. 2003. Phase transitions of malonic and oxalic acid aerosols. *Journal of Physical Chemistry A* 107, (34): 6594-6602.
- Braban, C. F., and J. P. D. Abbatt. 2004. A study of the phase transition behavior of internally mixed ammonium sulphate - malonic acid aerosols. *Atmospheric Chemistry and Physics* 4, (5): 1451-1459.
- Brock, C. A., M. Trainer, T. B. Ryerson, J. A. Neuman, D. D. Parrish, J. S. Holloway, D. K. Nicks Jr, G. J. Frost, G. Hubler, F. C. Fehsenfeld, J. C. Wilson, J. Michael Reeves, B. G. Lafleur, H. Hilbert, E. L. Atlas, S. G. Donnelly, S. M. Schauffler, V. R. Stroud, and C. Wiedinmyer. 2003. Particle growth in urban and industrial plumes in Texas. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 108, (3): ACH 11-1 - ACH 11-12.
- Broekhuizen, K., P. P. Kumar, and J. P. D. Abbatt. 2004. Partially soluble organics as cloud condensation nuclei: Role of trace soluble and surface active species. *Geophysical Research Letters* 31, (1): L01107 1-5.
- Broekhuizen, K., R. Y. -W Chang, W. R. Leaitch, S. -M Li, and J. P. D. Abbatt. 2006. Closure between measured and modeled cloud condensation nuclei (CCN) using size-resolved aerosol compositions in downtown Toronto. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6, (9): 2513-2524.
- Brook, J. R., R. L. Poirot, T. F. Dann, P. K. H. Lee, C. D. Lillyman, and T. Ip. 2007. Assessing sources of PM_{2.5} in cities influenced by regional transport. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues* 70, (3-4): 191-199.
- Brooks, S. D., R. M. Garland, M. E. Wise, A. J. Prenni, M. Cushing, E. Hewitt, and M. A. Tolbert. 2003. Phase changes in internally mixed maleic acid/ammonium sulfate aerosols. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 108, (15): ACH 23-1 - ACH 23-10.
- Brooks, S. D., P. J. DeMott, and S. M. Kreidenweis. 2004. Water uptake by particles containing humic materials and mixtures of humic materials with ammonium sulphate. *Atmospheric Environment* 38, (13): 1859-1868.
- Brown, S. S., T. B. Ryerson, A. G. Wollny, C. A. Brock, R. Peltier, A. P. Sullivan, R. J. Weber, W. P. Dubé, M. Trainer, J. F. Meagher, F. C. Fehsenfeld, and A. R. Ravishankara. 2006. Variability in nocturnal nitrogen oxide processing and its role in regional air quality. *Science* 311, (5757): 67-70.
- Chan, A. W. H., J. H. Kroll, N. L. Ng, and J. H. Seinfeld. 2007. Kinetic modelling of secondary organic aerosol formation: Effects of particle- and gas-phase reactions of semivolatile products. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 7, (3): 7051-7085.

Chang, R. Y. -W, P. S. K. Liu, W. R. Leaitch, and J. P. D. Abbatt. 2007. Comparison between measured and predicted CCN concentrations at Egbert, Ontario: Focus on the organic aerosol fraction at a semi-rural site. *Atmospheric Environment* 41, (37): 8172-8182.

Cheng, L., E. Peake, and A. Davis. 1987. The rate of SO₂ to sulphate particle formation in an air parcel from an oil sands extraction plant plume. *Journal of the Air Pollution Control Association* 37, (2): 163-167.

Cho, S. 2005. Detailed microphysical modelling study of particle size distributions in an industrial plume, Ph.D. dissertation, Earth and Space Science, York University.

Cho, S., P.A. Makar, T. Herage, W.S. Lee, J. Liggio, S.M. Li, B. Wiens, L. Graham. 2008. Evaluation of A Unified Regional Air-Quality Modelling System (AURAMS) using PrAIRie 2005 field study data: the effects of emissions data accuracy on particle sulphate predictions, submitted to *Atmospheric Environment*.

Claeys, M., B. Graham, G. Vas, W. Wang, R. Vermeylen, V. Pashynska, and J. Cafmeyer P. Guyon, M. O. Andreae, P. Artaxo, and W. Maenhaut. 2004. Formation of secondary organic aerosols through photooxidation of isoprene. *Science* 303, (5661): 1173-1176.

Cooke, W. F., and J. J. N. Wilson. 1996. A global black carbon aerosol model. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 101, (14): 19395-19409.

de Gouw, J. A., A. M. Middlebrook, C. Warneke, P. D. Goldan, W. C. Kuster,

J. M. Roberts, F. C. Fehsenfeld, D. R. Worsnop, M. R. Canagaratna, A. A. P. Pszenny, W. C. Keene, M. Marchewka, S. B. Bertman, and T. S. Bates. 2005. Budget of organic carbon in a polluted atmosphere: Results from the New England air quality study in 2002. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 110, (16): 1-22.

Di Carlo, P., W. H. Brune, M. Martinez, H. Harder, R. Leshner, X. Ren, T. Thornberry, M. A. Carroll, V. Young, P. B. Shepson, D. Riemer, E. Apel, and C. Campbell. 2004. Missing OH reactivity in a forest: Evidence for unknown reactive biogenic VOCs. *Science* 304, (5671): 722-725.

Emmerson, K. M., N. Carslaw, L. J. Carpenter, D. E. Heard, J. D. Lee, and M. J. Pilling. 2005. Urban atmospheric chemistry during the PUMA campaign 1: Comparison of modeled OH and HO₂ concentrations with measurements. *Journal of Atmospheric Chemistry* 52, (2): 143-164.

Environnement Canada. 2001. Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada, rapport du Service météorologique du Canada. Mai 2001. Accès : www.msc-smc.ec.gc.ca/saib

- Gallagher, M. W., K. M. Beswick, J. Duyzer, H. Weststrate, T. W. Choularton, and P. Hummelshøj. 1997. Measurements of aerosol fluxes to speulderforest using a micrometeorological technique. *Atmospheric Environment* 31, (3): 359-373.
- Gillani, N. V., M. Luria, R. J. Valente, R. L. Tanner, R. E. Imhoff, and J. F. Meagher. 1998. Loss rate of NO_y from a power plant plume based on aircraft measurements. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 103, (D17): 22585-22592.
- Gong, W., A. P. Dastoor, V. S. Bouchet, S. Gong, P. A. Makar, M. D. Moran, B. Pabla, S. Ménard, L.-P. Crevier, S. Cousineau, S. Venkatesh. 2006. Cloud processing of gases and aerosols in a regional air quality model (AURAMS). *Atmospheric Research* 82, (1-2): 248-275.
- Griffin, R. J., D. R. Cocker III, R. C. Flagan, and J. H. Seinfeld. 1999. Organic aerosol formation from the oxidation of biogenic hydrocarbons. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 104, (D3): 3555-3567.
- Hämeri, K., R. Charlson, and H. -C Hansson. 2002. Hygroscopic properties of mixed ammonium sulfate and carboxylic acids particles. *AIChE Journal* 48, (6): 1309-1316.
- Hayden, K. L., A. M. MacDonald, W. Gong, D. Toom-Saunty, K. G. Anlauf, A. Leithead, S. -M. Li, W. R. Leitch, K. Noone. 2008. Cloud processing of nitrate, submitted to *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 113, D18210, doi: 10.1029/2007JD00973.
- Heald, C. L., D. J. Jacob, R. J. Park, L. M. Russell, B. J. Huebert, J. H. Seinfeld, H. Liao, and R. J. Weber. 2005. A large organic aerosol source in the free troposphere missing from current models. *Geophysical Research Letters* 32, (18): 1-4.
- Henze, D. K., and J. H. Seinfeld. 2006. Global secondary organic aerosol from isoprene oxidation. *Geophysical Research Letters* 33, (9).
- Herrmann, H., B. Ervens, H. -W Jacobi, R. Wolke, P. Nowacki, and R. Zellner. 2000. CAPRAM2.3: A chemical aqueous phase radical mechanism for tropospheric chemistry. *Journal of Atmospheric Chemistry* 36, (3): 231-284.
- Jang, M., and R. M. Kamens. 2001. Atmospheric secondary aerosol formation by heterogeneous reactions of aldehydes in the presence of a sulfuric acid aerosol catalyst. *Environmental Science and Technology* 35, (24): 4758-4766.
- Jylhä K. 1999. Relationship between the scavenging coefficient for pollutants in precipitation and the radar reflectivity factor. part I: Derivation. *Journal of Applied Meteorology* 38, (10): 1421-1434.

- Kalberer, M., D. Paulsen, M. Sax, M. Steinbädler, J. Dommen, A. S. H. Prevot, R. Fisseha, E. Weingartner, V. Frankevich, R. Zenobi, and U. Baltensperger. 2004. Identification of polymers as major components of atmospheric organic aerosols. *Science* 303, (5664): 1659-1662.
- Kleinman, L. I., P. H. Daum, Y. -N Lee, G. I. Senum, S. R. Springston, J. Wang, C. Berkowitz, J. Hubbe, R. A. Zaveri, F. J. Brechtel, J. Jayne, T. B. Onasch, and D. Worsnop. 2007a. Aircraft observations of aerosol composition and ageing in New England and mid-Atlantic states during the summer 2002 New England air quality study field campaign. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 112, (9).
- Kleinman, L. I., S. R. Springston, P. H. Daum, Y. -N Lee, L. J. Nunnermacker, G. I. Senum, J. Wang, Weinstein-Lloyd, M. L. Alexander, J. Hubbe, J. Ortega, M. R. Canagaratna, and J. Jayne. 2007b. The time evolution of aerosol composition over the Mexico City plateau. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 7, (5): 14461-14509.
- Knopf, D. A., L. M. Anthony, and A. K. Bertram. 2005. Reactive uptake of O₃ by multi-component and multiphase mixtures containing oleic acid. *Journal of Physical Chemistry A* 109, (25): 5579-5589.
- Kovacs, T. A., W. H. Brune, H. Harder, M. Martinez, J. B. Simpas, G. J. Frost, E. Williams, T. Jobson, C. Stroud, V. Young, A. Fried and B. Wert. 2003. Direct measurements of urban OH reactivity during Nashville SOS in summer 1999. *Journal of Environmental Monitoring* 5, (1): 68-74.
- Kroll, J. H., N. L. Ng, S. M. Murphy, R. C. Flagan, and J. H. Seinfeld. 2006. Secondary organic aerosol formation from isoprene photooxidation. *Environmental Science and Technology* 40, (6): 1869-1877.
- Kwamena, N. -O A., J. P. Clarke, T. F. Kahan, M. L. Diamond, and D. J. Donaldson. 2007. Assessing the importance of heterogeneous reactions of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere using the multimedia urban model. *Atmospheric Environment* 41, (1): 37-50.
- Kwan, A. J., J. D. Crouse, A. D. Clarke, Y. Shinozuka, B. E. Anderson, J. H. Crawford, M. A. Avery, C. S. McNaughton, W. H. Brune, H. B. Singh, and P. O. Wennberg. 2006. On the flux of oxygenated volatile organic compounds from organic aerosol oxidation. *Geophysical Research Letters* 33, (15).
- Leaitch, W. R., J. W. Bottenheim, and J. W. Strapp. 1988. Possible contribution of N₂O₅ scavenging to HNO₃ observed in winter stratiform cloud. *Journal of Geophysical Research* 93, (D10): 12,569-12,584.
- Leaitch, W. R., J. W. Bottenheim, T. A. Biesenthal, S. -M Li, P. S. K. Liu, K. Asalian, H. Dryfhout-Clark, F. Hopper, and F. Brechtel. 1999. A case study of gas-to-particle conversion in an eastern Canadian forest. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 104, (D7): 8095-8111.

- Lee, A., A. H. Goldstein, M. D. Keywood, S. Gao, V. Varutbangkul, R. Bahreini, N. L. Ng, R. C. Flagan, and J. H. Seinfeld. 2006. Gas-phase products and secondary aerosol yields from the ozonolysis of ten different terpenes. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 111, (7).
- Liggio, J., S. -M Li, and R. McLaren. 2004. Reactive uptake of glyoxal by particulate matter. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 110, (10): 1-13.
- Liggio, J., S. -M Li, and R. McLaren. 2005. Heterogeneous reactions of glyoxal on particulate matter: Identification of acetals and sulphate esters. *Environmental Science and Technology* 39, (6): 1532-1541.
- Liggio, J., and S. -M Li. 2006a. Organosulphate formation during the uptake of pinonaldehyde on acidic sulphate aerosols. *Geophysical Research Letters* 33, (13).
- Liggio, J., and S. -M Li. 2006b. Reactive uptake of pinonaldehyde on acidic aerosols. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 111, (24).
- Marcocoli, C., B. Luo, and T. Peter. 2004. Mixing of the organic aerosol fractions: Liquids as the thermodynamically stable phases. *Journal of Physical Chemistry A* 108, (12): 2216-2224.
- Maria, S. F., L. M. Russell, M. K. Gilles, and S. C. B. Myneni. 2004. Organic aerosol growth mechanisms and their climate-forcing implications. *Science* 306, (5703): 1921-1924.
- Martin, S. T. 2000. Phase transitions of aqueous atmospheric particles. *Chemical Reviews* 100, (9): 3403-3453.
- Martinez, M., H. Harder, T. A. Kovacs, J. B. Simpas, J. Bassis, R. Leshner, W. H. Brune, G. J. Frost, E. J. Williams, C. A. Stroud, B. T. Jobson, J. M. Roberts, S. R. Hall, R. E. Shetter, B. Wert, A. Fried, B. Alicke, J. Stutz, V. L. Young, A. B. White, and R. J. Zamora. 2003. OH and HO₂ concentrations, sources, and loss rates during the southern oxidants study in Nashville, Tennessee, summer 1999. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 108, (19): ACH 8-1 - 8-17.
- Mircea, M., S. Stefan, M. C. Facchini, and S. Fuzzi. 2004. Analytical formulas for the below-cloud scavenging coefficient of an irreversibly soluble gas: A quantitative evaluation for HNO₃. *International Journal of Environment and Pollution* 21, (6): 547-565.
- Moise, T., R. K. Talukdar, G. J. Frost, R. W. Fox, and Y. Rudich. 2002. Reactive uptake of NO₃ by liquid and frozen organics. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 107, (1-2): AAC 6-1 - AAC 6-9.
- Molina, M. J., A. V. Ivanov, S. Trakhtenberg, and L. T. Molina. 2004. Atmospheric evolution of organic aerosol. *Geophysical Research Letters* 31, (22): 1-5.

NARSTO, 2003. Particulate matter science for policy makers: a NARSTO assessment, February 2003.

Neuman, J. A. J. B. Nowak, C. A. Brock, M. Trainer, F. C. Fehsenfeld, J. S. Holloway, G. Hübler, P. K. Hudson, D. M. Murphy, D. K. Nicks Jr., D. Orsini, D. D. Parrish, T. B. Ryerson, D. T. Sueper, A. Sullivan, and R. Weber. 2003. Variability in ammonium nitrate formation and nitric acid depletion with altitude and location over California. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 108, (17): AAC 6-1 - AAC 6-12.

Ng, N.L., P. S. Chhabra, A. W. H. Chan, J. D. Surratt, J. H. Kroll, A. J. Kwan, D. C. McCabe, P. O. Wennberg, A. Sorooshian, S. M. Murphy, N. F. Dalleska, R. C. Flagan, and J. H. Seinfeld. 2007. Effect of NO_x level on secondary organic aerosol (SOA) formation from the photooxidation of terpenes. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 7, (4): 10131-10177.

Nho-Kim, E. -Y, M. Michou, and V. -H Peuch. 2004. Parameterization of size-dependent particle dry deposition velocities for global modelling. *Atmospheric Environment* 38, (13): 1933-1942.

Odum, J. R., T. Hoffmann, F. Bowman, D. Collins, R. C. Flagan, and J. H. Seinfeld. 1996. Gas/particle partitioning and secondary organic aerosol yields. *Environmental Science and Technology* 30, (8): 2580-2585.

Pant, P., P. Hegde, U. C. Dumka, R. Sagar, S. K. Satheesh, K. K. Moorthy, A. Saha, and M. K. Srivastava. 2006. Aerosol characteristics at a high-altitude location in central Himalayas: Optical properties and radiative forcing. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 111, (17).

Parsons, M. T., D. A. Knopf, and A. K. Bertram. 2004. Deliquescence and crystallization of ammonium sulphate particles internally mixed with water-soluble organic compounds. *Journal of Physical Chemistry A* 108, (52): 11600-11608.

Pathak, R. K., A. A. Presto, T. E. Lane, C. O. Stanier, N. M. Donahue, and S. N. Pandis. 2007. Ozonolysis of α -pinene: Parameterization of secondary organic aerosol mass fraction. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, (14): 3811-3821.

Peng, C., M. N. Chan, and C. K. Chan. 2001. The hygroscopic properties of dicarboxylic and multifunctional acids: Measurements and UNIFAC predictions. *Environmental Science and Technology* 35, (22): 4495-4501.

Presto, A. A., and N. M. Donahue. 2006. Investigation of α -pinene + ozone secondary organic aerosol formation at low total aerosol mass. *Environmental Science and Technology* 40, (11): 3536-3543.

Pryor, S. C., M. Gallagher, H. Sievering, S. E. Larsen, R. J., Barthelmie, F. Birsan, E., Nemitz, J. Rinne, M. Kulmala, T. Groenholm, R. Taipale, T. Vesala, 2008. A review of measurement and modelling results of particle atmosphere-surface exchange. *Tellus B.* 60, (1), 42-75.

- Rasch, P. J., J. Feichter, K. Law, N. Mahowald, J. Penners, C. Benkovitz, C. Genthon, C. Giannakopoulos, P. Kasibhatla, D. Koch, H. Levy, T. Maki, M. Prather, D. L. Roberts, G.-J. Roelofs, D. Stevenson, Z. Stockwell, S. Taguchi, M. Kritz, M. Chipperfield, D. Baldocchi, P. McMurry, L. Barrie, Y. Balkanski, R. Chatfield, E. Kjellstrom, M. Lawrence, H. N. Lee, J. Leliveld, K. J. Noone, J. Seinfeld, G. Stenchikov, S. Schwartz, C. Walcek, D. Williamson. 2000. A comparison of scavenging and deposition processes in global models: Results from the WCRP Cambridge workshop of 1995. *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology* 52, (4): 1025-1056.
- Ren, X., H. Harder, M. Martinez, R. L. Lesher, A. Oligier, J. B. Simpas, W. H. Brune, J. J. Schwab, K. L. Demerjian, Y. He, X. Zhou, H. Gao. 2003. OH and HO₂ chemistry in the urban atmosphere of New York City. *Atmospheric Environment* 37, (26): 3639-3651.
- Ren, X., W. H. Brune, J. Mao, M. J. Mitchell, R. L. Lesher, J. B. Simpas, A. R. Metcalf, J. J. Schwab, C. Cai, Y. Li, K. L. Demerjian, H. D. Felton, G. Boynton, A. Adams, J. Perry, Y. He, X. Zhou, J. Hou. 2006. Behavior of OH and HO₂ in the winter atmosphere in New York City. *Atmospheric Environment* 40, (SUPPL. 2): 252-263.
- Roberts, G. C., P. Artaxo, J. Zhou, E. Swietlicki, and M. O. Andreae. 2002. Sensitivity of CCN spectra on chemical and physical properties of aerosol: A case study from the Amazon basin. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 107, (20): 37-1-37-18.
- Robinson, A. L., N. M. Donahue, and W. F. Rogge. 2006. Photochemical oxidation and changes in molecular composition of organic aerosol in the regional context. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 111, (3).
- Robinson, A.L., N.M. Donahue, M.K. Shrivastava, E.A. Weitkamp, A.M. Sage, A.P. Grieshop, T.E. Lane, J.R. Pierce and S.N. Pandis, 2007. Rethinking organic aerosols: semivolatile emissions and photochemical aging. *Science* 315, (5816): 1259-1262.
- Rudich, Y. 2003. Laboratory perspectives on the chemical transformations of organic matter in atmospheric particles. *Chemical Reviews* 103, (12): 5097-5124.
- Rudich, Y., Donahue, N. M., and Mentel, T. F. 2007. Aging of organic aerosol: Bridging the gap between laboratory and field studies, *Ann. Rev. Phys. Chem.*, 58, 321-352.
- Ruijgrok, W., C. I. Davidson, and K. W. Nicholson. 1995. Dry deposition of particles: Implications and recommendations for mapping of deposition over Europe. *Tellus, Series B* 47 B, (5): 587-601.
- Rupakheti, M., W. R. Leitch, U. Lohmann; K. Hayden, P. Brickell, G. Lu; S.-M. Li, D. Toom-Saunty, J. W. Bottenheim, J. R. Brook, R. Vet, J. T. Jayne, D. R. Worsnop. 2005. An intensive study of the size and composition of submicron atmospheric aerosols at a rural site in Ontario, Canada. *Aerosol Science and Technology* 39, (8): 722-736.

Ryerson, T.B., M. Trainer, W. M. Angevine, C. A. Brock, R. W. Dissly, F. C. Fehsenfeld, G. J. Frost, P. D. Goldan, J. S. Holloway, G. Hübler, R. O. Jakoubek, W. C. Kuster, J. A. Neuman, D. K. Nicks Jr., D. D. Parrish, J. M. Roberts, D. T. Sueper, E. L. Atlas, S. G. Donnelly, F. Flocke, A. Fried, W. T. Potter, S. Schauffler, V. Stroud, A. J. Weinheimer, B. P. Wert, and C. Wiedinmyer, R. J. Alvarez, R. M. Banta, L. S. Darby, and C. J. Senff 2003. Effect of petrochemical industrial emissions of reactive alkenes and NO_x on tropospheric ozone formation in Houston, Texas. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 108, (8): ACH 8-1 - ACH 8-24.

Sadanaga, Y., A. Yoshino, S. Kato, and Y. Kajii. 2005. Measurements of OH reactivity and photochemical ozone production in the urban atmosphere. *Environmental Science and Technology* 39, (22): 8847-8852.

Seinfeld, J. H. and S. N. Pandis. 1998. *Atmospheric Chemistry & Physics: From Air Pollution to Climate Change*, John Wiley & Sons.

Seinfeld, J. H., and J. F. Pankow. 2003. Organic atmospheric particulate material. *Annual Review of Physical Chemistry*, 54, 121-140.

Sellegri, K., P. Laj, R. Dupuy, M. Legrand, S. Preunkert, and J. -P Putaud. 2003. Size-dependent scavenging efficiencies of multicomponent atmospheric aerosols in clouds. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 108, (11): AAC 3-1 - AAC 3-15.

Slinn, W. G. N. 1982. Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmospheric Environment* 16, (7): 1785-1794.

Song, C., K. Na, and D. R. Cocker III. 2005. Impact of the hydrocarbon to NO_x ratio on secondary organic aerosol formation. *Environmental Science and Technology* 39, (9): 3143-3149.

Springston, S. R., L. I. Kleinman, F. Brechtel, Y. -N Lee, L. J. Nunnermacker, and J. Wang. 2005. Chemical evolution of an isolated power plant plume during the TexAQS 2000 study. *Atmospheric Environment* 39, (19): 3431-3443.

Stemmler, K., M. Ammann, C. Donders, J. Kleffmann, and C. George. 2006. Photosensitized reduction of nitrogen dioxide on humic acid as a source of nitrous acid. *Nature* 440, (7081): 195-198.

Strawbridge, K. B., and B. J. Snyder. 2004. Daytime and night-time aircraft lidar measurements showing evidence of particulate matter transport into the northeastern valleys of the Lower Fraser Valley, BC. *Atmospheric Environment* 38, (34): 5873-5886.

Stroud, C. A., P. A. Makar, D. V. Michelangeli, M. Mozurkewich, D. R. Hastie, A. Barbu, and J. Humble. 2004. Simulating organic aerosol formation during the photooxidation of toluene/ NO_x mixtures: Comparing the equilibrium and kinetic assumption. *Environmental Science and Technology* 38, (5): 1471-1479.

- Stroud, C. A., A. Nenes, J. L. Jimenez, P. F. DeCarlo, J. A. Huffman, R. Bruintjes, E. Nemitz, A. E. Delia, D. W. Toohey, A. B. Guenther, and S. Nandi. 2007. Cloud activating properties of aerosol observed during CELTIC. *Journal of the Atmospheric Sciences* 64, (2): 441-459.
- Stroud, C. A., G. Morneau, P. A. Makar, M. D. Moran, W. Gong, B. Pabla, J. Zhang, et al. 2008. OH-reactivity of volatile organic compounds at urban and rural sites across Canada. Evaluation of air quality model predictions using speciated VOC measurements. *Atmospheric Environment* 42, (33): 7746-7756.
- Stull, R.B. 1988. An introduction to boundary layer meteorology, first edition. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Surratt, J. D., S. M. Murphy, J. H. Kroll, N. L. Ng, L. Hildebrandt, A. Sorooshian, R. Szmigielski, R. Vermeylen, W. Maenhaut, M. Claeys, R. C. Flagan, and J. H. Seinfeld. 2006. Chemical composition of secondary organic aerosol formed from the photooxidation of isoprene. *Journal of Physical Chemistry A* 110, (31): 9665-9690.
- Sutton M. A., J. K. Burkhardt., D. Guerin, E. Nemitz and D. Fowler D., 1998. Development of resistance models to describe measurements of bi-directional ammonia surface atmospheric exchange, *Atmospheric Environment* 32, 473-480, 1998.
- Tang, I. N., and H. R. Munkelwitz. 1993. Composition and temperature dependence of the deliquescence properties of hygroscopic aerosols. *Atmospheric Environment - Part A General Topics* 27 A, (4): 467-473.
- Thornton, J. A., P. J. Wooldridge, R. C. Cohen, M. Martinez, H. Harder, W. H. Brune, E. J. Williams, J. M. Roberts, F. C. Fehsenfeld, S. R. Hall, R. E. Shetter, B. P. Wert, and A. Fried. 2002. Ozone production rates as a function of NO_x abundances and HO_x production rates in the Nashville urban plume. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 107, (12): ACH 7-1 - ACH 7-17.
- Vingarzan, R., and S. -M Li. 2006. The Pacific 2001 air quality study-synthesis of findings and policy implications. *Atmospheric Environment* 40, (15): 2637-2649.
- Volkamer, R., J. L. Jimenez, F. San Martini, K. Dzepina, Q. Zhang, D. Salcedo, L. T. Molina, D. R. Worsnop, and M. J. Molina. 2006. Secondary organic aerosol formation from anthropogenic air pollution: Rapid and higher than expected. *Geophysical Research Letters* 33, (17).
- Wadia, Y., D. J. Tobias, R. Stafford, and B. J. Finlayson-Pitts. 2000. Real-time monitoring of the kinetics and gas-phase products of the reaction of ozone with an unsaturated phospholipid at the air-water interface. *Langmuir* 16, (24): 9321-9330.

Wang, D., J. D. Fuentes, D. Travers, T. Dann, and T. Connolly. 2005. Non-methane hydrocarbons and carbonyls in the Lower Fraser Valley during PACIFIC 2001. *Atmospheric Environment* 39, (29): 5261-5272.

Wang, X., L. Zhang and M. Moran, 2009. Uncertainty assessment of current size-resolved parameterizations for below-cloud aerosol scavenging by rain. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussion*, in press.

Weber, J. P., A. P. Sullivan, R. E. Peltier, A. Russell, B. Yan, M. Zheng, J. de Gouw, C. Warneke, C. Brock, J. S. Holloway, E. L. Atlas, and E. Edgerton. 2007. A study of secondary organic aerosol formation in the anthropogenic-influenced southeastern United States. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 112, (13).

Wesely, M. L. 1989. Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmospheric Environment* 23, (6): 1293-1304.

Wesely, M. L., and B. B. Hicks. 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition. *Atmospheric Environment* 34, (12-14): 2261-2282.

Zhang, J., K. E. Huff Hartz, S. N. Pandis, and N. M. Donahue. 2006. Secondary organic aerosol formation from limonene ozonolysis: Homogeneous and heterogeneous influences as a function of NO_x . *Journal of Physical Chemistry A* 110, (38): 11053-11063.

Zhang, L., S. Gong, J. Padro, and L. Barrie. 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmospheric Environment* 35, (3): 549-560.

Zhang, L., M. D. Moran, P. A. Makar, J. R. Brook, and S. Gong. 2002. Modelling gaseous dry deposition in AURAMS: A unified regional air-quality modelling system. *Atmospheric Environment* 36, (3): 537-560.

Zhang, L., J. R. Brook, and R. Vet. 2003. A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 3, 2067-2082.

Zhang, L., D. V. Michelangeli, and P. A. Taylor. 2004. Numerical studies of aerosol scavenging by low-level, warm stratiform clouds and precipitation. *Atmospheric Environment* 38, (28): 4653-4665.

Zhang, L. and R. Vet, 2006. A review of current knowledge concerning size-dependent aerosol removal, *China Particology*, Vol. 4, No. 6, 272-282.

Zhang, Q., M. R. Canagaratna, J. T. Jayne, D. R. Worsnop, and J. -L Jimenez. 2005a. Time- and size-resolved chemical composition of submicron particles in Pittsburgh: Implications for aerosol sources and processes. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 110, (7): 1-19.

Zhang, Q., D. R. Worsnop, M. R. Canagaratna, and J. L. Jimenez. 2005b. Hydrocarbon-like and oxygenated organic aerosols in Pittsburgh: Insights into sources and processes of organic aerosols. *Atmospheric Chemistry and Physics* 5, (12): 3289-3311.

Zoumakis, N. M., and G. A. Efstathiou. 2006. Parameterization of inversion breakup in idealized valleys. part II: Thermodynamic model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 45, (4): 609-621.

CHAPITRE 3 : Mesures et observations de l'air ambiant

Tom Dann, Bob Vet, Jeff Brook, Roxanne Vingarzan, Elton Chan, Mike Shaw, Jason O'Brien, Dennis Herod, Ewa Dabek, Daniel Wang, Domenic Mignacca, Kurt Anlauf et Kalyani Martinelango

MESSAGES CLÉS

- Les concentrations de particules fines ($PM_{2,5}$) et d'ozone troposphérique (O_3) varient considérablement dans l'ensemble du pays, par région, en termes de temps, d'espace et de composition chimique.
- L'Ontario et le sud du Québec continuent d'enregistrer les plus fortes concentrations d'ozone (O_3) [sous la forme du standard pancanadien (SP), notamment la moyenne triennale de la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne d'ozone variant de 70 à 87 ppb] et la fréquence annuelle du nombre de jours où les concentrations sont au-dessus du standard pancanadien (entre 30 et 50 jours par an). Quasiment tous les sites affichant des concentrations d'ozone supérieures au standard pancanadien de 2010 sont situés dans ces régions.
- Outre l'Ontario et le Québec, presque tous les sites enregistrent des concentrations d'ozone (O_3) plus élevées au printemps qu'en été. Les épisodes photochimiques sont rares malgré de fortes densités d'émissions dans certaines régions.
- Les résultats des tendances de l'ozone dans les sites urbains au Canada de 1990 à 2006 montrent une tendance positive statistiquement significative pour les centiles inférieurs et les concentrations médianes. Les sites ruraux en Ontario et au Québec affichent, toutefois, des baisses statistiquement significatives dans les centiles supérieurs et maximum des concentrations maximales quotidiennes (sur huit heures) de l'ozone. Les résultats urbains illustrent l'effet de niveaux de monoxyde d'azote en baisse dans la réduction du piégeage de l'ozone, et la tendance à la hausse nettement apparente qui en découle dans les concentrations moyennes d'ozone.
- Une analyse détaillée des tendances aux sites représentatifs à l'échelle régionale indique que les concentrations maximales moyennes quotidiennes (sur huit heures) d'ozone de mai à septembre ont baissé au cours des périodes triennales moyennes allant de 1997 à 2000 et de 2003 à 2006; ces baisses étaient de 4,1 % pour les sites du sud de l'Ontario, des Grands Lacs et du cours supérieur de la rivière Ohio, et de 3,2 % pour les sites du sud du Québec. Toutefois, les concentrations d'ozone sont restées constantes à des sites en Alberta et ont crû de 5,2 % à des sites dans le secteur du bassin de Georgia de la côte du Pacifique, et de 2,1 % à des sites au Canada atlantique.

- Les concentrations de base de l'ozone à la hausse dans un certain nombre de régions au Canada, notamment le secteur du bassin de Georgia de la côte du Pacifique, la côte atlantique et le plateau continental de l'Ouest canadien, mais ils sont en baisse en Ontario et au Québec où le signal est affecté par des sources au sein de la région et par le transport atmosphère transfrontalier depuis les États-Unis.
- Les sources de transport atmosphérique sont prédominantes pour les composés organiques volatils (COV) et les oxydes d'azote (NO_x) en milieu urbain et elles influencent fortement les concentrations de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) et de grosses particules ($\text{PM}_{10-2.5}$). Entre 1990 et 2006, les concentrations moyennes annuelles des produits chimiques ci-après ont diminué comme suit à des sites urbains canadiens : de 55 % pour le monoxyde d'azote (NO), de 34 % pour le dioxyde d'azote (NO_2) et de 46 % pour les composés organiques volatils (COV). Les tendances étaient très constantes pour chaque site, avec la majorité des sites urbains (56 sites pour les oxydes d'azote (NO_x) et 25 sites pour les composés organiques volatils) au Canada ayant enregistré des baisses similaires dans les concentrations ambiantes. Tel qu'il a été mentionné précédemment, les réductions d'émissions d'oxydes d'azote ont permis de diminuer les concentrations maximales d'ozone dans plusieurs zones non urbaines du pays, mais elles ont augmenté les concentrations moyennes d'ozone dans presque toutes les zones urbaines.
- Les concentrations d'ozone dans l'est du Canada semblent avoir diminué de 2004 à 2007 à un rythme bien plus rapide que les années précédentes, probablement à cause d'une grande réduction des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) aux États-Unis provenant de centrales électriques alimentées au charbon (appel SIP NO_x) au cours de cette période.
- Les plus fortes concentrations de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) et les plus fortes fréquences d'épisodes et de jours affichant des concentrations supérieures à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ ont également été enregistrées en Ontario et au sud du Québec, bien que les sites montrant la plus grande moyenne triennale de concentrations au 98^e centile soient le plus près de l'objectif du standard pancanadien de 2010 pour ce qui est de l'ozone.
- Les principaux composants des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) à des sites de mesures de spéciation dans l'ensemble du pays sont le sulfate d'ammonium, les matières organiques et le nitrate d'ammonium. À l'est, le sulfate d'ammonium atteint des concentrations maximales durant les mois d'été, lorsque la photochimie et le transport atmosphérique à partir des sources canadiennes et américaines sont les plus élevés. Les concentrations de nitrate d'ammonium, quant à elles, sont maximales pendant les mois d'hiver dans l'est et à Edmonton.
- Depuis 2001, les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans l'est du Canada et au nord-est des États-Unis ont entraîné des baisses des concentrations ambiantes de particules de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium ainsi que de gaz précurseurs, notamment le dioxyde de soufre (SO_2) et l'acide nitrique (HNO_3).

- On a réalisé d'importantes réductions des particules fines ($PM_{2,5}$) et des grosses particules ($PM_{10-2,5}$) en milieu urbain entre 1985 et 1998. Depuis, de légers changements ont été relevés dans les niveaux de particules fines ($PM_{2,5}$), mais les grosses particules ($PM_{10-2,5}$), en revanche, continuent de diminuer. Les données limitées sur les changements en termes de composition restreignent les conclusions sur les tendances.
- Dans l'est, les jours affichant les plus fortes concentrations de particules fines ($PM_{2,5}$) sont dominés par du sulfate d'ammonium $[(NH_4)_2SO_4]$ pendant la saison chaude et du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) durant la saison froide, sauf aux sites du Canada atlantique où le sulfate d'ammonium ($NH_4)_2SO_4$ prédomine les deux saisons). Dans l'ouest, les jours affichant les plus fortes concentrations de particules fines ($PM_{2,5}$) durant la saison chaude et la saison froide sont dominés par des matières organiques.
- L'agriculture est la source principale de concentrations ambiantes d'ammoniac (NH_3), un précurseur des particules de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium. Compte tenu des réductions d'émissions d'oxydes de soufre (SO_x) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans diverses régions de l'Amérique du Nord, les émissions et les concentrations ambiantes d'ammoniac (NH_3) devraient devenir plus importantes dans l'établissement de niveaux ambiants de particules fines ($PM_{2,5}$) totales. Dans cinq régions très agricoles du Canada (à savoir la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique, le sud de l'Alberta, le sud du Manitoba, le sud-est du Québec et les provinces Maritimes), les concentrations de particules fines ($PM_{2,5}$) sont jugées relativement insensibles à une réduction majeure (disons de 30 %) des émissions d'ammoniac (NH_3). Cela signifie que de très importantes réductions des émissions d'ammoniac (NH_3) (supérieures à 30 %) seraient nécessaires pour atteindre le point auquel les concentrations ambiantes d'ammoniac particulaire ($p-NH_4^+$) seraient insensibles aux futures réductions d'émissions d'ammoniac (NH_3).
- Les données disponibles indiquent que le lien constamment fort entre les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) et la mortalité dans les villes canadiennes est dû au fait que le dioxyde d'azote (NO_2) est un bon indicateur des émissions liées à une combustion locale (probablement des véhicules automobiles) et de l'accumulation de pollution atmosphérique urbaine traitée de façon photochimique.

3.1 Présentation du sujet et organisation du chapitre

Les mesures de la qualité de l'air ambiant fournissent des renseignements primordiaux aux scientifiques et aux responsables des politiques. Au Canada, ces renseignements ont permis d'établir une base scientifique pour l'évaluation des effets des polluants atmosphériques sur l'environnement et la santé humaine, l'établissement de standards pancanadiens pour l'ozone et les matières particulaires (CCME, 2007) et l'analyse des niveaux ambiants d'ozone et de matières particulaires par rapport aux standards pancanadiens (gouvernement du Canada, 2007).

L'information présentée dans ce chapitre constitue une mise à jour et un élargissement de nos connaissances antérieures sur l'ozone et les matières particulaires liés à la qualité de l'air au Canada, et elle a été documentée dans des évaluations et des publications précédentes (Santé Canada et Environnement Canada, 1999a, b; Environnement Canada, 1997, 2001, 2004). Ces publications décrivent les niveaux ambiants et les caractéristiques de l'ozone et des matières particulaires dans l'ensemble du pays dans les années 1990 et au début des années 2000, et établissent un contexte pour les connaissances nouvelles et actualisées présentées dans ce chapitre.

Dans ce contexte, le présent chapitre améliore notre compréhension et notre connaissance de l'ozone et des matières particulaires au Canada en tirant parti des résultats de surveillance nouveaux et approfondis et des nouvelles techniques d'analyse de données. Une grande partie de ce chapitre est consacrée au thème général de la compréhension de la réaction de l'ozone et des matières particulaires aux réductions importantes d'oxydes d'azote (NO_x), de dioxyde de soufre (SO_2) et de composés organiques volatils (COV) réalisées au Canada et aux États-Unis dans les années 2000.

La section 3.2 résume les données rendues disponibles par les sites canadiens de surveillance de la qualité de l'air et décrit les méthodes de surveillance de l'ozone, des matières particulaires (MP), des gaz précurseurs et des composants chimiques de matières particulaires. La section 3.3 traite des concentrations de fond et de base de l'ozone, de la climatologie et des tendances spatiales et temporelles. La section 3.4 explique les techniques de mesure et les tendances liées aux précurseurs de l'ozone, et la section 3.5 analyse les concentrations de fond et de base des matières particulaires ($\text{PM}_{2.5}$), de même que les tendances générales des concentrations ambiantes de masses de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$), de leurs composants et de leurs précurseurs. La section 3.6 examine les niveaux ambiants et les tendances des grosses particules. Enfin, le chapitre se termine avec un résumé et des conclusions (section 3.7) et une série de recommandations (section 3.8) pour les futurs travaux liés aux réseaux de surveillance et à des études spéciales.

3.2 Réseaux canadiens de surveillance et méthodes de surveillance de l'ozone, des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) et des précurseurs

3.2.1 Réseaux et sites de surveillance

La surveillance de routine de la qualité de l'air ambiant au Canada est menée par le gouvernement, par l'industrie et, dans certaines provinces, par des organisations non gouvernementales (ONG). Nombre des sites de surveillance industriels sont établis près de leurs installations et sont généralement requis dans le cadre d'un permis d'exploitation provincial. Dans certaines régions, l'industrie collabore également avec le gouvernement (et des organisations non gouvernementales) pour exploiter des réseaux de surveillance régionaux.

Les trois ordres du gouvernement (fédéral, provincial-territorial, régional/municipal) ont établi des programmes de surveillance. La majorité des données de mesure de la qualité de l'air qui sont présentées dans cette évaluation proviennent de deux réseaux de surveillance, notamment le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) et le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA).

Le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique est un programme commun au niveau fédéral, provincial, territorial et municipal. Ce programme vise à coordonner la collecte de données sur la qualité de l'air auprès des réseaux de surveillance de la qualité de l'air qui existent actuellement aux niveaux provincial, territorial et municipal, et à fournir une base de données sur la qualité de l'air à l'échelle du Canada. Grâce au Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, on peut rendre publiques des données précises et à long terme sur la qualité de l'air, recueillies en suivant des méthodes normalisées dans tout le Canada, notamment au moyen de la base de données de la qualité de l'air à l'échelle du Canada et de publications dans un rapport sommaire annuel sur la qualité de l'air. (www.etc-ct.e.ec.gc.ca/publications/napsreports_f.html).

Lancé comme accord de coopération entre des organismes de surveillance, le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique s'est transformé en un partenariat officiel en 2004 avec la signature d'un protocole d'entente entre le gouvernement fédéral, les gouvernements provinciaux, territoriaux et régionaux (Supplément dans la Partie 1 de la *Gazette du Canada*, le 31 janvier 2004). Cet accord décrit les conditions générales de la coopération dans la gestion d'ensemble et le soutien du programme de surveillance de la qualité de l'air du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique pour des sites désignés. Les sites sont choisis à des fins d'inclusion dans le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique par Environnement Canada et par la province ou le territoire dans lequel ils sont situés, principalement pour appuyer les programmes nationaux sur la qualité de l'air comme les standards pancanadiens. Plusieurs provinces, territoires et gouvernements régionaux exploitent d'autres stations de surveillance pour répondre aux exigences de leurs propres programmes de surveillance de l'air ambiant. Les données sur la pollution de l'air ambiant issues la plupart de ces sites sont également transmises à la base de données canadienne du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique.

Depuis 2006, les réseaux provinciaux, territoriaux et régionaux associés qui transmettent des données à la base de données de la qualité de l'air à l'échelle du Canada comprennent environ 325 stations de surveillance dans plus de 215 collectivités au Canada. Bien que le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique soit considéré principalement comme un réseau de surveillance urbain, 820 stations de surveillance sont situées dans des zones rurales. La majorité des données de surveillance dans le pays (sauf les données d'autosurveillance industrielle) contenues dans le présent rapport ont été obtenues par l'intermédiaire de la base de données. Ces données proviennent d'environ 820 appareils de surveillance continue mesurant le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde d'azote (NO₂), l'ozone (O₃), et les matières particulaires (MP), et de plus de 150 échantillonneurs d'air mesurant les composants des matières particulaires et les composés organiques volatils (COV). La Division des analyses et de la qualité de l'air d'Environnement Canada coordonne l'exploitation du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, fournit des

instruments de surveillance de la qualité de l'air et des normes de référence, exploite un laboratoire pour la spéciation chimique des échantillons du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, dirige un programme national d'assurance de la qualité, organise l'élaboration de spécifications des équipements pour le réseau de surveillance dans son ensemble, et maintient la base de données de la qualité de l'air à l'échelle du Canada. Les gouvernements provinciaux, territoriaux et régionaux partagent la gestion générale du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, appuient l'élaboration de méthodes normalisées, et assument la responsabilité de l'exploitation et de l'entretien continus des sites et des instruments de surveillance, de l'acquisition et de la validation de données, et de la production de rapports au sein de leur territoire. Des cartes montrant les concentrations de particules fines ($PM_{2,5}$) relevées par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique et par des sites de surveillance de l'ozone sont présentées aux figures 3.1 et 3.2. Des cartes régionales plus détaillées (indiquant des emplacements supplémentaires) sont présentées dans le chapitre 7, et une liste complète des observations par code de site du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique peut être consultée sur le site du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique à : www.etc-cte.ec.gc.ca/NapsData/Web-Information.

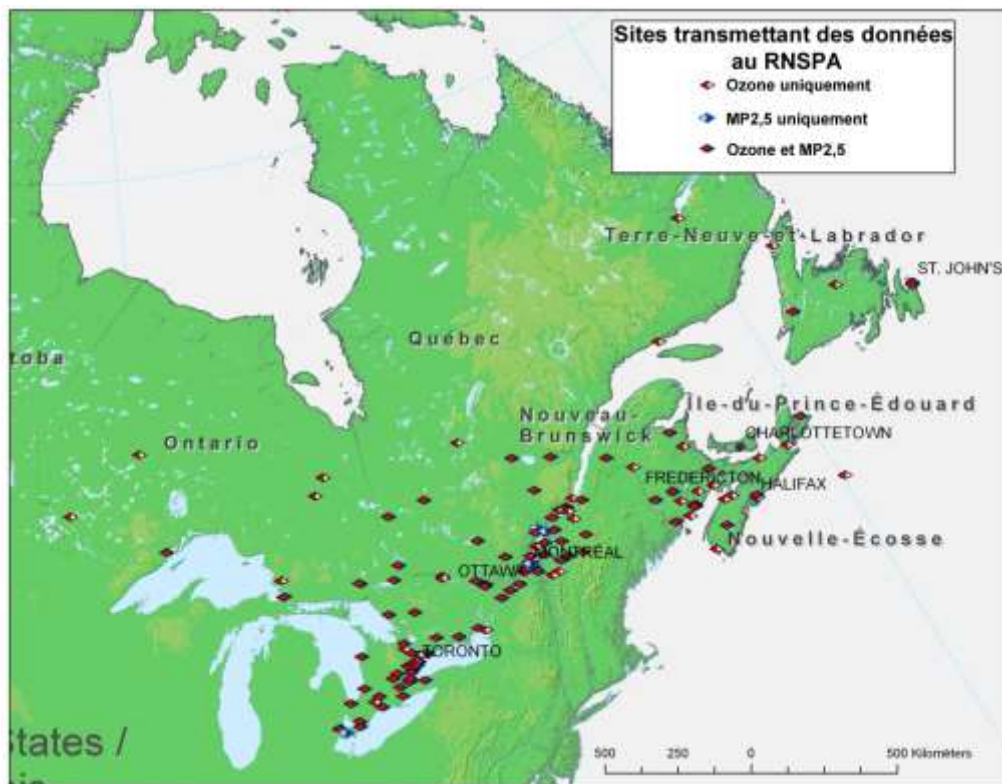


Figure 3.1 Emplacement des sites de surveillance de l'ozone et des particules fines ($PM_{2,5}$) du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) à l'est du Canada – 2006

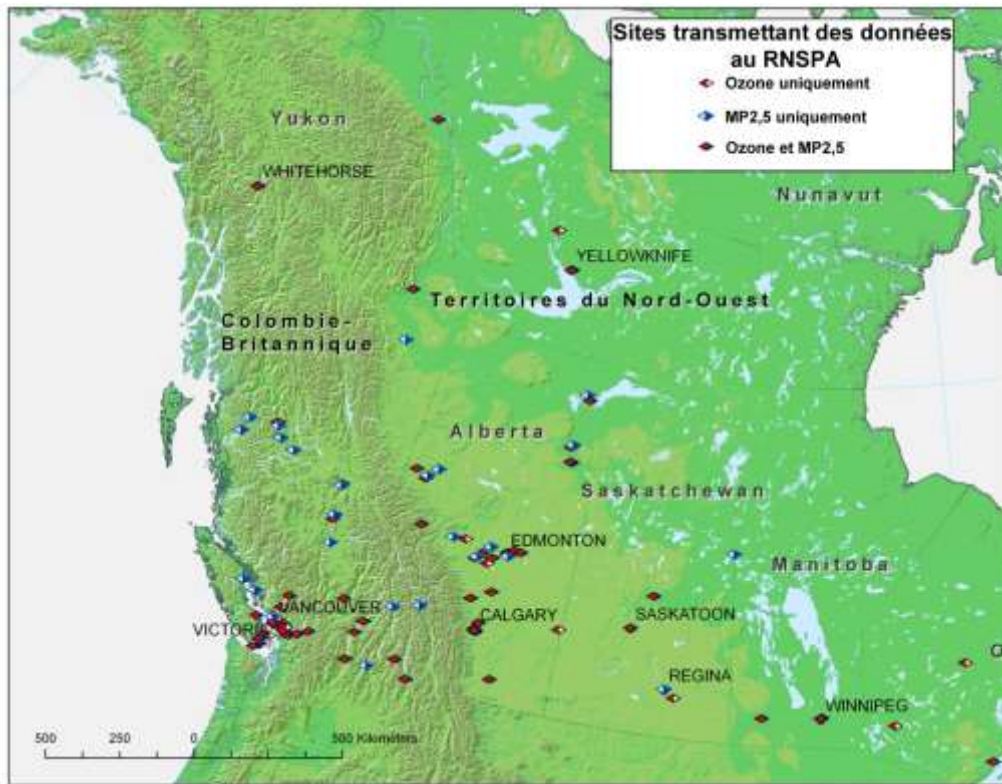


Figure 3.2 Emplacement des sites de surveillance de l’ozone et des particules fines (PM_{2,5}) du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) à l’ouest du Canada – 2006

Au cours des dix dernières années, de nombreuses améliorations ont été apportées au Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique afin de mieux caractériser la qualité de l’air ambiant au Canada. Parmi les changements les plus importants, on note un investissement de plusieurs millions de dollars qui a réduit l’âge moyen des instruments du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique de dix à cinq ans, augmenté le nombre de sites de surveillance continue des particules fines (PM_{2,5}) de 60 à plus de 200, et accru le nombre de sites de surveillance de l’ozone de 160 à 200. Les systèmes provinciaux et municipaux de consignation et de communication des données ont également été modernisés pour permettre une communication rapide des données et améliorer les données en temps réel. Désormais, la plupart des organismes communiquent leurs données en temps réel au réseau AIRNow (un portail américain visant à offrir au public un accès facile à l’information sur la qualité de l’air; www.airnow.gov) et à la Côte air santé (CAS). Un nouveau programme visant à compléter la caractérisation des matières particulaires a été lancé en 2003 (voir la section 3.2.6.1), et des programmes de mesure existants pour les composés organiques volatils (COV) ont également été améliorés. Ces derniers programmes nécessitaient un investissement important pour acquérir de nouveaux équipements d’analyse de laboratoire.

Les standards pancanadiens (SP) pour les matières particulaires et l’ozone stipulent que les collectivités [les régions métropolitaines de recensement (RMR) et les agglomérations de recensement (AR)] comprenant une population de plus de 100 000 habitants doivent soumettre des rapports sur leur

conformité avec les cibles du standard pancanadien de 2010. Au Canada, on compte 36 régions métropolitaines de recensement et agglomérations de recensement respectant ce critère; cependant, les provinces et territoires peuvent aussi produire des rapports sur des collectivités plus petites sur la base de considérations telles que la densité de la population régionale, la proximité avec les sources et la qualité de l'air à l'échelle locale. Des provinces peuvent choisir de subdiviser de grandes régions métropolitaines de recensement en subdivisions de recensement (SDR) afin de mieux représenter les variations dans les concentrations ambiantes dans l'ensemble de la collectivité ou délimiter les centres urbains dans la région métropolitaine plus grande. Pour la période triennale ayant pris fin en 2005, les provinces et territoires communiquant leurs progrès en matière de conformité avec les cibles du standard pancanadien de 2010 pour les particules fines ($PM_{2.5}$) et l'ozone, ont déclaré des données pour 70 collectivités (régions métropolitaines de recensement, agglomérations de recensement et régions métropolitaines de recensement en subdivisions de recensement) au total représentant plus de 70 % de la population canadienne.



Figure 3.3 Emplacement des sites de surveillance du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) et paramètres mesurés [remarque : l'échantillonnage des matières particulaires (en marron) a été interrompu temporairement à tous les sites

Le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) est exploité par la Division de la recherche sur la qualité de l'air de la Direction générale des sciences et de la technologie d'Environnement Canada. Les emplacements des sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air sont présentés à la figure 3.3. Les objectifs du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air diffèrent de ceux du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique notamment du fait que les mesures du Réseau canadien

d'échantillonnage des précipitations et de l'air fournissent des données pour la recherche dans les domaines suivants : (1) les variations spatiales et temporelles des polluants et des dépôts atmosphériques à l'échelle régionale, (2) le transport atmosphérique à longue distance de polluants atmosphériques (y compris le transport transfrontalier), et (3) les processus atmosphériques et l'évaluation des modèles de transport chimique. Contrairement à la plupart des sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique qui sont généralement situés dans les zones urbaines, suburbaines et industrielles, les sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air sont établis dans des régions rurales et éloignées.

Les mesures du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air portent sur quatre domaines spécifiques, à savoir : la composition chimique des précipitations (principaux ions et cations), la composition chimique des particules atmosphériques (acides et basiques), la masse particulaire [particules fines ($PM_{2.5}$) et grosses particules (PM_{10})], et la concentration des gaz sélectionnés, y compris l'ozone (O_3), le dioxyde de soufre (SO_2), l'acide nitrique (HNO_3), le monoxyde d'azote (NO)/dioxyde d'azote (NO_2)/azote réactif total (NO_y)²², le nitrate de peroxyacétyle (PAN), le mercure (Hg), et l'ammoniac (NH_3). Les méthodes de mesure du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air comprennent des méthodes de filtration sélective selon la granulométrie et non sélective selon la granulométrie pour la composition et la masse des particules, des décomposeurs spécialisés, des filtres imprégnés et des appareils de surveillance continue pour les gaz, et des collecteurs de dépôts humides pour la chimie des précipitations. Le laboratoire du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air est responsable de toutes mesures chimiques des particules fines ($PM_{2.5}$), des grosses particules (PM_{10}) et des liquides. Les données de surveillance du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air sur l'ozone sont incluses dans la base de données canadienne, et les sites sont inclus dans les totaux établis pour le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique.

Au cours des dix dernières années, le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air a élargi sa surveillance dans les régions rurales et éloignées. Le nombre de sites de surveillance de l'ozone du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air a été augmenté de 6 à 14 afin d'assurer une couverture nationale. Dans le même temps, les méthodes de surveillance ont été améliorées de sorte que chaque appareil de mesure de l'ozone du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air puisse désormais collecter des données en temps réel toutes les heures et soit étalonné chaque mois selon une norme principale reconnue à l'échelle internationale. Les données

²² $NO_y = NO_2 + NO_x$ et

$NO_x = HNO_3 + HONO + 2N_2O_5 + HO_2NO_2 + PAN + NO_3 +$ nitrates organiques (pas de NH_3)

brutes sont automatiquement transmises au système de prévisions de la qualité de l'air du Centre météorologique canadien et à la base de données AIRNow des États-Unis et du Canada, et les données finalisées sont archivées dans la base de données sur l'ozone du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique et le Centre mondial de données relatives aux gaz à effet de serre (CMDGS) de l'Organisation météorologique mondiale. En outre, les mesures en régions rurales et éloignées d'azote réactif total (NO_y), de monoxyde d'azote (NO), d'oxydes d'azote (NO_x) de dioxyde d'azote pur (NO_2) sont effectuées à trois sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air. Ces mesures fournissent des données horaires à de faibles concentrations caractéristiques des régions rurales et éloignées du Canada. Pour compléter les mesures d'oxydes d'azote, des mesures en continu de l'ammoniac et d'hydrocarbures non méthaniques C_2 à C_8 sont réalisées à l'un des sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (même si ces mesures ne font pas partie des mesures de routine du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air).

Des données du système de qualité de l'air (AQS) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA). (www.epa.gov/ttn/airs/airsaqs) ont également été utilisées dans certaines sections de ce chapitre. Les emplacements des sites américains sont indiqués dans les figures appropriées.

3.2.2 Ozone (O_3)

Les mesures de l'ozone sont réalisées à l'aide d'analyseurs de gaz qui fonctionnent grâce à l'absorption de lumière ultraviolette (UV). Toutes les mesures d'ozone au Canada sont finalement référencées à un instrument d'étalonnage principal d'ultraviolets du National Institute of Standards and Technology (NIST). Depuis 2006, on compte 213 sites de surveillance de l'ozone (O_3) qui transmettent des données à la base de données canadienne sur la qualité de l'air, y compris 14 sites de surveillance de l'ozone (O_3) du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air à l'échelle régionale. Les mesures sont effectuées au long de l'année.

3.2.3 Oxydes d'azote (NO_x)

Il existe 142 sites dans la base de données du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique qui communiquent des données sur le dioxyde d'azote (NO_2), le monoxyde d'azote (NO) et les oxydes d'azote (NO_x). De nombreux sites ne déclaraient que des données sur le dioxyde d'azote (NO_2) avant 1986. Toutes les mesures sont effectuées avec des analyseurs fonctionnant par chimiluminescence en prenant en compte la réaction en phase gazeuse du monoxyde d'azote (NO) avec l'ozone (O_3). Étant donné que ces analyseurs ne mesurent que le monoxyde d'azote directement, le dioxyde d'azote (NO_2) est mesuré en réduisant sa concentration à celle du monoxyde d'azote (NO) à l'aide d'un convertisseur catalytique. Les convertisseurs utilisés dans des instruments conventionnels convertissent une partie des autres espèces d'azote en monoxyde d'azote, de même que le dioxyde d'azote (NO_2). La quantité d'interférences causées par cette conversion est plus importante à des sites ruraux, tel qu'il est discuté à la section 3.4.1.

Les analyseurs conventionnels d'oxydes d'azote (NO_x) n'ont pas la sensibilité requise pour être utilisés à des sites ruraux et éloignés où nombre des observations devraient être faites à de faibles concentrations. Des instruments à haute sensibilité pour l'azote réactif total (NO_y) ont été déployés à un certain nombre de sites ruraux du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air au cours des dernières années (voir la section 3.4.1 pour plus de détails).

3.2.4 Composés organiques volatils (COV)

Un programme d'échantillonnage de routine des composés organiques volatils est mené dans le cadre du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique à 37 sites de surveillance urbains. Habituellement, les échantillons sont collectés sur une période de 24 heures tous les six jours, puis analysés pour y détecter plus de 100 différentes espèces d'hydrocarbures C_2 à C_{12} . Des mesures de composés organiques volatils sont aussi réalisées à 14 sites ruraux où l'on collecte des échantillons sur des périodes de 4 heures (de 12 h à 16 h) afin de prélever l'atmosphère bien mélangée et d'éviter des influences du site à l'échelle locale.

Des échantillons d'air ambiant sont prélevés dans des boîtes en acier inoxydable poli de 6 L ou 3,2 L de marque Summa^{MC} (Scientific Instrumental Specialists, Inc. ou BRC Rasmussen). Les boîtes sont nettoyées et vidées d'air avant d'être expédiées aux sites d'échantillonnage selon les procédures décrites dans la méthode TO-14/15 de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1999; Wang, 2006a, b). Sur le terrain, les échantillons sont collectés à l'aide d'échantillonneurs d'air entier (Xontech, Inc. Modèle 910A).

Un système de chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (CPG/DIF) (Agilent de modèle 6890, Palo Alto, Californie) a été utilisé pour quantifier des hydrocarbures C_2 , tandis qu'un système de chromatographie en phase gazeuse avec détecteur de masse sélectif (CPG/DSM) (Agilent de modèle 6890/5973) a servi à quantifier les hydrocarbures C_3 à C_{12} . Des détails supplémentaires sur les méthodes analytiques des hydrocarbures sont présentés dans Wang et Austin (2006a), Dann et Wang (1992a, b), et Fuentes *et al.* (1996). Environ 150 composés organiques volatils sont couramment quantifiés dans les échantillons. Depuis 2003, un certain nombre d'espèces polaires, y compris l' α -pinène, le β -pinène, le δ -limonène et le camphène ont commencé à être quantifiés dans des échantillons en boîte.

Des mesures d'espèces carbonyles sont aussi réalisées à un certain nombre de sites à l'aide de cartouches remplies de gel de silice imprégné de 2,4-dinitrophénylhydrazine (2,4-DNPH), puis suivies d'analyses par chromatographie en phase liquide à haute performance (CHLP), tel qu'il est décrit dans la méthode TO-11A de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1999).

3.2.5 Dioxyde de soufre (SO₂)

Des mesures en continu du dioxyde de soufre (SO₂) sont effectuées à 133 sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique avec des instruments utilisant le principe de la fluorescence pulsée dans l'ultraviolet (UV). Le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air mesure par analyse intégrée les concentrations de dioxyde de soufre (SO₂) sur 24 heures à l'aide d'un filtre imprégné monté sur une cartouche filtrante (qui mesure simultanément le sulfate particulaire, le nitrate, l'ammonium et l'acide nitrique gazeux). En 2008, on comptait 13 sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air effectuant ces mesures à des sites ruraux et éloignés dans tout le Canada.

3.2.6 Masse et composants de particules fines (PM_{2.5})

3.2.6.1 Méthodes d'échantillonnage manuel

Depuis 1984, des mesures des masses de particules fines (< 2,5 µm – PM_{2.5}) et de grosses particules (2,5 à 10 µm – PM_{10-2.5}) ont été réalisées à des sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique à l'aide d'échantillonneurs à filtre dichotomique. En 2006, on comptait 27 échantillonneurs dichotomiques utilisés à des sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique complétés par 13 échantillonneurs utilisant la méthode de référence fédérale (FRM) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1998) pour mesurer les particules fines (PM_{2.5}) uniquement. Des filtres en Téflon d'échantillonneurs dichotomiques et d'échantillonneurs utilisant la méthode de référence fédérale sont couramment utilisés pour des éléments, notamment avec une spectrométrie de fluorescence X à dispersion d'énergie (energy dispersive X-ray fluorescence – EDXRF), et pour les anions et cations avec une chromatographie d'échange d'ions (ion chromatography – IC) (Brook *et al.*, 1997). Les filtres pour grosse fraction de particules issus d'échantillonneurs ont également été soumis aux mêmes protocoles analytiques.

Bien que ce programme ait généré des données précieuses sur la masse des particules fines (PM_{2.5}), des métaux et certains ions, une comptabilisation complète des matières particulaires n'a pu être effectuée, étant donné que le carbone organique et le carbone élémentaire n'étaient pas mesurés et que le nitrate d'ammonium subissait une perte à partir d'échantillons soumis à une analyse par spectromètre de fluorescence X à dispersion d'énergie (Brook et Dann, 1998). En 2002, un nouveau programme de spéciation des particules a été conçu en vue d'effectuer des mesures exactes de tous les composants importants des particules fines (PM_{2.5}). De nouveaux équipements ayant fait l'objet d'un appel d'offres ont été achetés, et la mise en œuvre du programme a commencé aux stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique et du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air en 2003.

Les sites d'échantillonnage de spéciation sont équipés d'échantillonneurs dichotomiques séquentiels Thermo Partisol-Plus 2025-D et d'échantillonneurs de spéciation Thermal Partisol, modèle 2300. Ces unités utilisent des interfaces-utilisateurs (logiciel) et des systèmes de stockage des données

semblables. L'échantillonneur de spéciation utilise des cartouches Chemcomb® conçues à l'université Harvard et qui utilisent des décomposeurs en verre à structure en nid d'abeille et des cartouches filtrantes de Téflon ou de nylon.

Tableau 3.1 Modules d'échantillonnage de spéciation des matières particulaires et groupes cibles à analyser

Unité	Description du module	Médias	Fonction/Analytes
Dichot Partisol	Filtre pour fraction fine de particules	Filtre en Téflon de 47 mm	Masse, métaux (XRF, ICP-MS)
	Filtre pour grosse fraction de particules	Filtre en Téflon de 47 mm	Masse, métaux (XRF)
Échantillonneur de spéciation	Cartouche C (4 composants)	Décomposeur de carbonate de sodium	SO ₂ et HNO ₃
		Décomposeur d'acide citrique	Ammoniac
		Filtre en Téflon	Sulfate et autres principaux ions organiques et inorganiques Métaux (ICP-MS)
		Filtre en nylon	Nitrate, sulfate
	Cartouche A	Filtre en fibre de quartz traité préalablement à la chaleur	Carbone noir, carbone organique
	Cartouche B (2 composants)	Filtre en Téflon	Masse, métaux (assurance de la qualité)
Filtre en fibre de quartz traité préalablement à la chaleur		Artéfact de carbone organique	

Les échantillonneurs sont utilisés une fois tous les trois jours, et les échantillons sont prélevés sur des périodes de 24 heures. On récupère un filtre à particules fines et un filtre à grosses particules dans l'échantillonneur dichotomique Partisol et trois cartouches Chemcomb dans l'échantillonneur à spéciation, tel qu'il est décrit dans le tableau 3.1. Les cartouches Chemcomb scellées sont livrées prêtes à l'emploi; il ne reste plus qu'à les monter et à vérifier qu'elles ne présentent pas de risque de fuite. Une description complète des protocoles analytiques peut être obtenue auprès d'Environnement Canada (2005a). Le carbone organique et le carbone élémentaire sont déterminés avec des filtres en fibre de quartz, notamment avec un analyseur de carbone thermo-optique DRI modèle 2001 (Atmoslytic Inc., Calabasas, Californie) et le protocole d'analyse IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments). Tous les échantillons prélevés sont analysés à Ottawa. Grâce au Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, 14 sites au total (dont 4 sites ruraux et 10 sites urbains) sont actuellement exploités dans l'ensemble du Canada. En outre, un programme complémentaire a été lancé à cinq sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air utilisant le même équipement de surveillance et les mêmes méthodes d'analyse. Des sites ont été sélectionnés dans les deux programmes pour permettre l'appariement de sites urbains et ruraux.

3.2.6.2 Méthodes d'échantillonnage continu des particules fines (PM_{2,5})

La surveillance en temps réel a commencé dans le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique en 1995; le nombre d'instruments utilisés a rapidement augmenté et, en 2006, on comptait 185 instruments de surveillance en temps réel dans le réseau. La majorité des instruments (155) sont des appareils de surveillance continue par balance microélectronique (Tapered Element Oscillating Microbalance – TEOM) THERMO qui mesurent et indiquent chaque heure des valeurs de masse de particules fines (PM_{2,5}). Depuis 2002, de nombreux appareils TEOM utilisés dans le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique pour surveiller les particules fines (PM_{2,5}) ont été équipés d'un système d'équilibrage des échantillons (sample equilibration system – SES). Le système d'équilibrage des échantillons intègre un dispositif spécial de séchage au Nafion^{MD} (à faible perte de particules) qui permet de conditionner un courant d'échantillons de matières particulaires à des taux d'humidité et à des températures plus bas. Sauf indication contraire, toutes les données sur les masses de particules fines (PM_{2,5}) figurant dans le présent chapitre proviennent d'appareils TEOM-SES utilisés à une température de 30 °C ou d'appareils TEOM utilisés uniquement à une température de 40 °C.

L'ajout de la surveillance en temps réel des matières particulaires au Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique a grandement amélioré la résolution spatiale et temporelle du réseau. Cependant, comme avec toutes les méthodes de mesure de la masse des particules ou des aérosols suspendus dans l'air, il y a des incertitudes quant aux mesures d'appareils TEOM associées à la perte de composants chimiques semi-volatils. En raison de la composition physique et chimique hétérogène des mesures de concentrations de particules fines (PM_{2,5}) dans l'air, il n'existe pas de norme de référence convenable pour étalonner les instruments de mesure des particules fines (PM_{2,5}). Par conséquent, les particules fines (PM_{2,5}) ne peuvent être définies que sur le plan opérationnel en fonction de la méthode de détermination et d'échantillonnage de masse utilisée. L'Environmental Protection Agency des États-Unis a défini une méthode de référence fédérale (FRM) pour l'échantillonnage des particules fines (PM_{2,5}), qui comprend des critères basés sur la conception et les résultats pour l'échantillonneur et le traitement en laboratoire ultérieur du filtre de l'échantillonneur. L'étalonnage des échantillonneurs de matières particulaires à des fins de précision est estimé comparativement à l'instrument utilisant la méthode de « référence » désignée. Des limites de spécifications liées aux résultats sont utilisées pour contrôler la précision générale de l'échantillonnage des matières particulaires.

Au Canada, la méthode gravimétrique manuelle fondée sur des périodes de prélèvement de 24 heures avec des filtres (méthode n° : 8.06/1.0/M) a été adoptée comme la méthode de référence (MR) du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique pour les mesures de particules fines (PM_{2,5}). Des objectifs de qualité des données (OQD) provisoires ont été établis afin que l'on puisse comparer les instruments de mesure en continu des particules fines (PM_{2,5}) et les appareils de surveillance utilisant la méthode de référence.

Tableau 3.2 Résultats de la régression linéaire pour des données comparatives relevées sur 24 heures durant la saison froide avec des appareils TEOM-SES et des instruments à filtre

Ville	Années	Courbe	Interception	Valeur ajustée de 30 µg m ⁻³ obtenue par TEOM
Ontario et Quebec	2004-2005	1.30	1.8	40.8
Ottawa	2004-2006	1.39	0.3	42.0
Toronto	2004-2005	1.45	1.6	45.1
Edmonton	2004-2005	1.08	2.0	34.4
Golden	2004-2005	1.66	0.1	49.9
Abbotsford	2004-2006	1.20	2.0	38.0

À un certain nombre d'emplacements au Canada, des appareils de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM : Tapered Element Oscillating Microbalance), des appareils de mesure BAM (BAM : Beta Attenuation Monitoring) et des appareils de surveillance continue par balance microélectronique avec système de filtrage dynamique (TEOM-FDMS : Tapered Element Oscillating Microbalance - Filter Dynamics Measurement System) (ainsi qu'un certain nombre d'autres instruments disponibles dans le commerce) ont été combinés à des échantillonneurs à filtre utilisant la méthode de référence. En outre, de nombreuses comparaisons des méthodes de mesure manuelle et en continu des particules fines (PM_{2,5}) ont été effectuées. Des données préliminaires confirment les résultats d'études similaires menées en Europe, aux États-Unis et à dans l'ouest du Canada, notamment que les mesures de masse avec des appareils TEOM pendant la saison froide sont généralement inférieurs aux mesures de la masse établies par méthode gravimétrique manuelle (méthode de référence du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique) principalement à cause de la volatilisation de composés semi-volatils à partir des appareils TEOM (Allen *et al.*, 1997; Environnement Canada, 2004, Dann *et al.*, 2006). La relation entre les appareils TEOM et la méthode de référence durant la saison froide est relativement constante dans l'ensemble du Canada, et certains résultats sont résumés dans le tableau 3.2. La concordance entre les méthodes de mesure par appareil TEOM et échantillonneur à filtre durant la saison chaude est habituellement excellente (Environnement Canada, 2004). Dans certaines figures de ce chapitre, des données d'appareils TEOM ont été ajustées pour prendre en compte les sous-estimations de la masse de particules fines (PM_{2,5}) pendant la saison chaude. Étant donné qu'il n'existe pas de méthode officielle d'ajustement des données d'appareils TEOM, ces figures sont fournies à des fins d'illustration uniquement.

3.3 Ozone

3.3.1 Concentrations de fond et de base de l'ozone

3.3.1.1 Introduction

La quantification des concentrations naturelles d'ozone (O_3) troposphérique et les tendances connexes présentent un grand intérêt, car elles servent à définir la limite inférieure qui peut être atteinte au moyen de réductions d'émissions de précurseurs anthropiques. L'ozone de fond (O_3) est défini comme le niveau ambiant d'ozone découlant d'émissions anthropiques et naturelles à l'extérieur de l'Amérique du Nord et de sources naturelles en Amérique du Nord; elle est généralement indiquée par une valeur modélisée (CCME, 2006; Fiore *et al.*, 2003). En revanche, la concentration d'ozone de fond à l'échelle hémisphérique a été définie comme une estimation de modèle du rapport de mélange atmosphérique de l'ozone (O_3) engendré par des émissions naturelles uniquement (Groupe de travail sur le transport hémisphérique de la pollution atmosphérique; TF HTAP, 2010). Les concentrations naturelles d'ozone (O_3) varient en fonction de l'emplacement géographique, de l'altitude, de la période de l'année, de la météorologie et des influences du transport à grande distance. Sur le plan géographique, les concentrations d'ozone (O_3) de fond sont plus élevées dans l'hémisphère Nord, avec notamment de fortes hausses observées durant le printemps. Par ailleurs, l'altitude est particulièrement importante, en particulier à des sites exposés à la troposphère libre.

L'ozone (O_3) de fond peut avoir une grande influence sur les niveaux ambiants d'ozone (O_3). La partie attribuable à l'ozone de fond peut non seulement entraîner des dépassements des normes et des objectifs de qualité de l'air, mais aussi accroître l'exposition générale et, par conséquent, le risque pour la santé humaine. Ainsi, il est très important de comprendre l'ampleur de l'ozone (O_3) de fond dans un bassin atmosphérique et la façon dont ce produit chimique évolue au fil du temps dans le cadre de la gestion de la qualité de l'air.

Cependant, étant donné que les concentrations de fond ne peuvent être observées directement, le terme *concentration de base* a été choisi pour décrire les niveaux mesurés qui correspondent aux concentrations d'ozone les moins touchées par des émissions de précurseurs anthropiques à l'échelle locale (Chan et Vet, 2010). Tandis que cette section décrit les concentrations de fond et de base, dans de nombreux cas, les concentrations de fond issues des analyses documentaires font en fait référence aux concentrations de base définies précédemment. Le terme initial « concentration de fond » (tel qu'il est publié) a été retenu pour l'analyse qui suit.

3.3.1.2 Sources d'ozone de fond

Il existe trois sources contribuant à l'ozone (O_3) de fond au Canada : 1) le mélange en aval de la stratosphère vers la troposphère 2) le transport d'ozone (O_3) provenant de l'extérieur de l'Amérique du Nord et 3) la production photochimique in situ découlant du transport naturel [méthane biosynthétique, oxydes d'azote (NO_x), composés organiques volatils] et intercontinental de précurseurs

de l'ozone (O_3). Bien que les sources d'ozone (O_3) de fond soient relativement bien comprises, des doutes subsistent quant à la fraction de la contribution de chacune de ces sources à un endroit donné. Par exemple, l'incidence significative de l'ozone (O_3) de fond durant la période définie comme le maximum printanier est notamment visible de mars à mai.

Une grande partie de l'ozone (O_3) de fond influant sur les niveaux de surface réside dans la troposphère libre. Le transfert en aval de la troposphère à la surface se produit relativement souvent et il est facilité par le mouvement vertical causé par l'activité convective et frontale. Une combinaison de processus semble contribuer à ce dépôt dynamique, y compris la production d'ozone (O_3) *in situ*, les flux en aval de la stratosphère et le transport intercontinental. Il y a une certaine controverse autour de l'ampleur de l'influence de l'ozone stratosphérique (O_3) sur les concentrations de fond en surface. Tandis que Lefohn *et al.* (2001) maintiennent que l'influence de l'ozone (O_3) stratosphérique constitue un composant important de la concentration de fond, la modélisation de Fiore *et al.* (2003) laisse entendre que l'influence stratosphérique est faible (< 20 ppb) et que les influences régionale et hémisphérique sont les principaux facteurs contribuant à la concentration d'ozone (O_3) de fond.

L'influence des intrusions d'ozone (O_3) stratosphérique au-dessus de la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique a été étudiée par Bovis (2003) à l'aide d'un isotope radioactif du béryllium (^7Be) servant de traceur pour l'ozone (O_3) stratosphérique. L'étude a constaté que même si les intrusions d'ozone stratosphérique contribuent aux concentrations d'ozone (O_3) de fond, leur incidence épisodique sur ces dernières est relativement faible. En outre, l'étude n'a pas relevé de fréquence accrue des échanges stratosphère-troposphère (EST) durant le printemps, lorsque les concentrations d'ozone (O_3) sont notamment les plus élevées. Les intrusions d'ozone stratosphérique sont généralement plus importantes à des sites en haute altitude. Les mesures de l'isotope radioactif du béryllium⁷ combinées aux études de modélisation ont confirmé des échanges stratosphère-troposphère à deux sites en haute altitude en Alberta (Hessel, 2003; Raven, 2004); cependant, la contribution de ces échanges à l'ozone (O_3) troposphérique (à ces sites) n'a pas été déterminée sur le plan quantitatif. Pour obtenir plus de détails sur les mesures d'ozone à haute altitude, veuillez consulter le chapitre 7, section 7.5.5 (Influence de l'ozone stratosphérique en Alberta). Sur la côte sud de la Colombie-Britannique, de fortes concentrations d'ozone (O_3) en hiver s'élevant jusqu'à 77 ppb ont été associées à un mouvement vertical coïncidant avec le passage d'un front froid (Vingarzan *et al.*, 2007).

3.3.1.3 Cycles annuels

Le maximum printanier d'ozone (O_3) est un phénomène qui se produit dans l'hémisphère Nord et qui est caractéristique du cycle annuel à des sites ruraux et éloignés (Monks, 2000). Ce maximum est atteint entre 10° et 60° de latitude et augmente en concentration dans une direction allant du sud au nord (Winkler, 1988). Les gradients latitudinaux dans le cycle annuel découlent d'une variabilité régionale qui influe sur la photochimie, le dépôt et le transport. Il est prouvé que l'ampleur du maximum printanier a augmenté au cours du dernier siècle (Monks, 2000). Il semble que plusieurs mécanismes soient responsables du maximum printanier, y compris la photochimie accrue par le rayonnement ultraviolet dans la troposphère libre (Dibb *et al.*, 2003), l'échange stratosphère-troposphère (Diem, 2004; Tarasick *et al.*, 2005) et le transport atmosphérique accru (Jaffe *et al.*, 2003).

Le maximum printanier est une caractéristique principale du cycle annuel à toutes les stations canadiennes du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air. Généralement, les sites qui sont touchés par une forte production d'ozone (O_3) troposphérique affichent un maximum très étalé en été. Ce phénomène est observé à tous les sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air, sauf la région des lacs expérimentaux (RLE), où le maximum annuel est atteint entre la fin du printemps et le début de l'été. Les concentrations maximales d'ozone (O_3) ont été relevées à Kejimikujik (Nouvelle-Écosse) ainsi qu'à Algoma et à Egbert (Ontario), qui sont des stations touchées par le transport à grande distance. À Alert, dans l'Arctique canadien, le maximum printanier a aussi été observé entre mars et mai; cependant, la concentration moyenne pour ces mois est réduite en raison de l'influence d'épisodes d'appauvrissement de l'ozone (O_3) appuyés par les réactions du brome sur les aérosols (Helmig *et al.*, 2007). Ces épisodes d'appauvrissement peuvent durer jusqu'à cinq voire dix jours, période durant laquelle l'ozone (O_3) est complètement détruit à partir de la couche limite. À cause de ces épisodes, les concentrations médianes à Alert sont maximales entre décembre et mai. Contrairement aux sites en latitude moyenne, les plus faibles concentrations moyennes apparaissent durant l'été; il s'agit d'une tendance courante des sites arctiques dans l'hémisphère Nord (Helmig *et al.*, 2007).

3.3.1.4 Concentrations de base et de fond et tendances

Tableau 3.3 Plage de concentrations d'ozone médianes et maximales sur huit heures (de janvier-décembre) et 4^e plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures (en ppb) à des stations naturelles canadiennes (2006)

Lieu	Période de relevé	Plage de concentrations médianes mensuelles sur 8 heures	Plage de concentrations maximales mensuelles sur 8 heures	4 ^e concentration maximale quotidienne sur 8 h	Mois affichant une concentration horaire maximale > 50 ppb (dénombrement)
Goose Bay (T.-N.-L.)	2006	22-46	40-68	53	Mars (119)
Mingan (Qc)	2006	25-42	40-77	52	Mai (28)
Fraserdale (Ont.)	2006	20-39	36-72	67	Mai (126)
Région des lacs expérimentaux (Ont.)	2006	27-45	37-67	61	Avril (210)
Lac Pickle (Ont.)	2006	25-44	39-71	62	Avril (168)
Lac Bratt's (Sask.)	2006	20-39	37-65	57	Août (84)
Fort Chipewyan (Alb.)	2006	22-37	30-66	53	Juin (43)
Île Saturna (C.-B.)	2006	25-39	42-72	60	Mai (106)
Norman Wells (T.N.-O.)	2006	21-34	33-51	46	Mai (6)
Inuvik (T.N.-O.)	2006	17-31	29-53	44	Mai (5)
Snare Rapids (T.N.-O.)	2006	21-39	35-54	51	Mars (80)

En 2006, les concentrations médianes mensuelles d'ozone (O_3) sur huit heures à des sites canadiens du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air variaient entre 17 et 46 ppb, et les concentrations maximales quotidiennes sur huit heures fluctuaient entre 29 et 77 ppb (tableau 3.3). En hiver, la plupart des sites affichent des concentrations maximales mensuelles sur huit heures variant de 40 à 45 ppb, et au printemps, un maximum supérieur à 50 ppb. La 4^e plus forte concentration maximale quotidienne d'ozone sur huit heures à ces sites est présentée au tableau 3.3 et était comprise entre 44 et 67 ppb en 2006. Notons, toutefois, qu'un certain nombre de ces stations sont parfois influencées par des sources anthropiques; par conséquent, les concentrations d'ozone (O_3) reflètent plus exactement les concentrations de base plutôt que les concentrations de fond réelles, tel que les deux termes sont définis à la section 3.3.1.1.

Une étude récente sur les concentrations de base de l'ozone (O_3) pour 97 sites dans différentes régions du Canada et des États-Unis (Chan et Vet, 2010) a montré que, au Canada, la moyenne annuelle des concentrations de base est de 19 ± 10 ppb dans la région du Pacifique, de 28 ± 10 ppb dans le plateau continental de l'Ouest, de 30 ± 9 ppb dans le plateau continental de l'Est, et de 27 ± 9 ppb dans la région de l'Atlantique. Ces estimations ont été basées sur des moyennes de six heures des valeurs horaires de concentration d'ozone (O_3) mesurées à des sites issus de quatre réseaux majeurs nord-américains sur la période allant de 1997 à 2006. L'étude a conclu que les concentrations de base de l'ozone (O_3) présentent des variations saisonnières et diurnes dans toutes les régions du Canada et que les concentrations de base sont de 37 ± 7 ppb durant le printemps (32 ± 5 ppb en hiver) dans le plateau continental de l'Est, de 34 ± 7 ppb (31 ± 6 ppb en hiver) dans la région de l'Atlantique, de 25 ± 11 ppb (18 ± 9 en hiver) dans la région du Pacifique, et de 36 ± 8 ppb (29 ± 6 ppb en hiver) dans le plateau continental de l'Ouest.

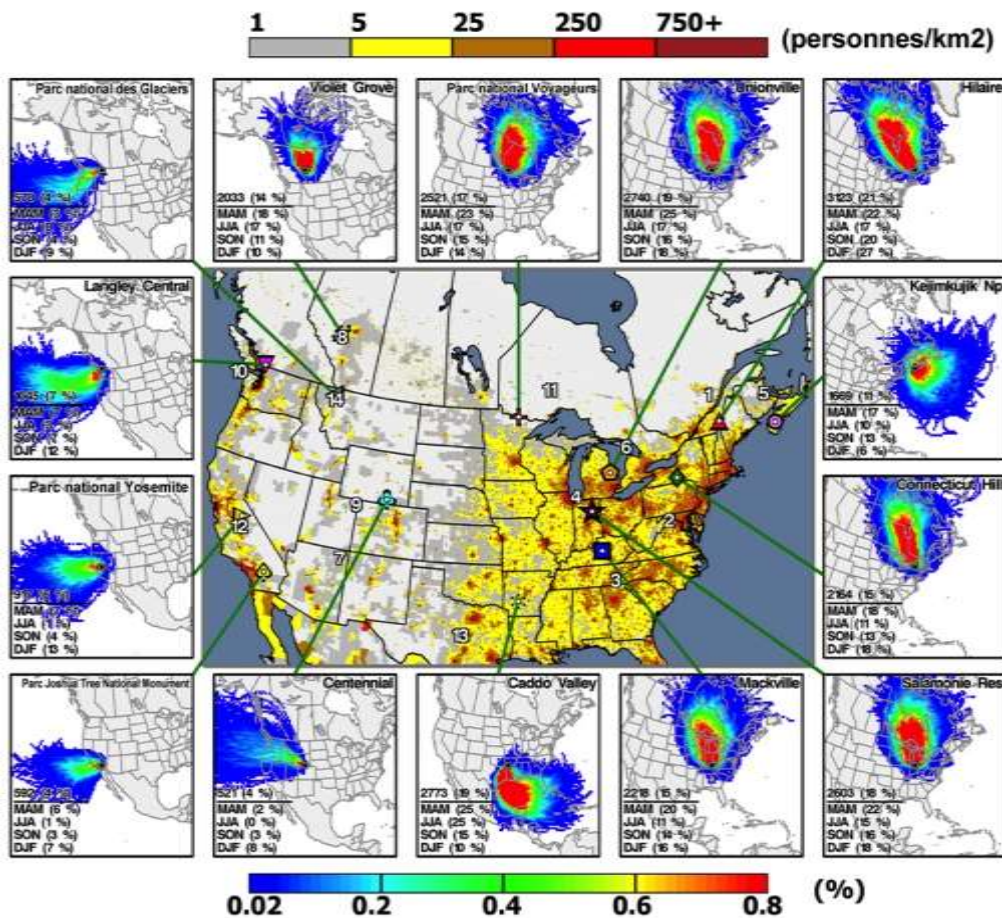


Figure 3.4 Densités de probabilité de types de trajectoires suivies par les parcelles d'air (air ambiant le plus pur) associées aux plus faibles rapports de mélange de l'ozone au 95e centile de mai à septembre, pour 14 sites statistiquement représentatifs (sur 97 au total) et pour la période combinée allant de 1997 à 2006.

Le nombre total des trajectoires pour le type et la fréquence du transport (pourcentage entre parenthèses) est présenté au-dessus de la barre horizontale. Les fréquences relatives de transport saisonnier (par rapport aux cinq autres types) sont présentées en dessous de la barre (les cinq autres types n'étant pas indiqués).

La grille de la population (au centre) a été obtenue auprès du Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) de l'Université Columbia, et du Centro Internacional de Agricultural Tropical (CIAT); version 3 de la grille Gridded Population of the World (GPW) pour l'année 2005. Palisades (New York) – CIESIN, Columbia University.

Cette grille est accessible à l'adresse électronique suivante : <http://sedac.ciesin.columbia.edu/gpw>.

¹La valeur de probabilité de trajectoire associée à chaque maille de la grille a été calculée en additionnant toutes les trajectoires qui avaient traversé une grille donnée, puis en divisant leur somme par le nombre de trajectoires pour la période entière incluse dans l'analyse typologique. Le paramètre de la moustache supérieure, du quartile supérieur, de la médiane,

du point milieu et du quartile inférieur de la boîte, ainsi que le paramètre de la moustache inférieure indiquent les valeurs globales (de janvier à décembre) du 95^e centile, du 75^e centile, de la médiane, du 25^e centile et du 5^e centile, respectivement. La ligne pointillée montre la valeur médiane globale de 29 ppb des médianes de tous les sites. Les diagrammes inférieurs à gauche montrent les tendances à long terme de l'ozone (ppb) générées par la technique du LOWESS, et les diagrammes inférieurs à droite indiquent les cycles intraannuels associés aux types de trajectoires.

Voici une brève description des méthodes utilisées par Chan et Vet (2010) pour estimer les concentrations de base de l'ozone (O_3) mentionnées précédemment. Pour commencer, la figure 3.4 présente les densités de probabilité de types de trajectoires suivies par les parcelles d'air (air ambiant le plus pur) associées aux plus faibles rapports de mélange de l'ozone au 95^e centile de mai à septembre, pour 14 sites statistiquement représentatifs (sur 97 au total) et pour la période combinée allant de 1997 à 2006. Les trajectoires régressives de trois jours au niveau de pression d'arrivée de 925 hPa du Centre météorologique canadien (CMC) ont été utilisées. Le nombre total des trajectoires pour le type et la fréquence du transport (pourcentage entre parenthèses) est présenté au-dessus de la barre horizontale. Les fréquences relatives de transport saisonnier (par rapport aux cinq autres types) sont présentées en dessous de la barre (les cinq autres types n'étant pas indiqués). Les types de trajectoires choisis sont associés à la plus faible concentration d'ozone (O_3) au 95^e centile à tous les sites de mai à septembre. Cette valeur a été choisie pour représenter le flux d'air de base dans l'espoir de minimiser l'influence de l'ozone (O_3) produit photochimiquement et transporté sur de grandes distances, phénomènes contribuant généralement aux concentrations maximales. Par conséquent, l'influence la moins anthropique devrait provenir de ces types de trajectoires de base. Habituellement, les plus faibles concentrations pour les sites intérieurs sont associées à des flux arctiques, tandis que pour les sites côtiers, elles sont associées à des flux océaniques. Dans l'ensemble, ces types de masse d'air traversent des régions abritant des sources minimales de précurseurs connus. Cependant, il est important de noter que la valeur de base estimée pour chaque site peut être modifiée par les divers processus d'élimination de l'ozone (O_3), tels que les dépôts secs à l'échelle locale ou le piégeage du monoxyde d'azote.

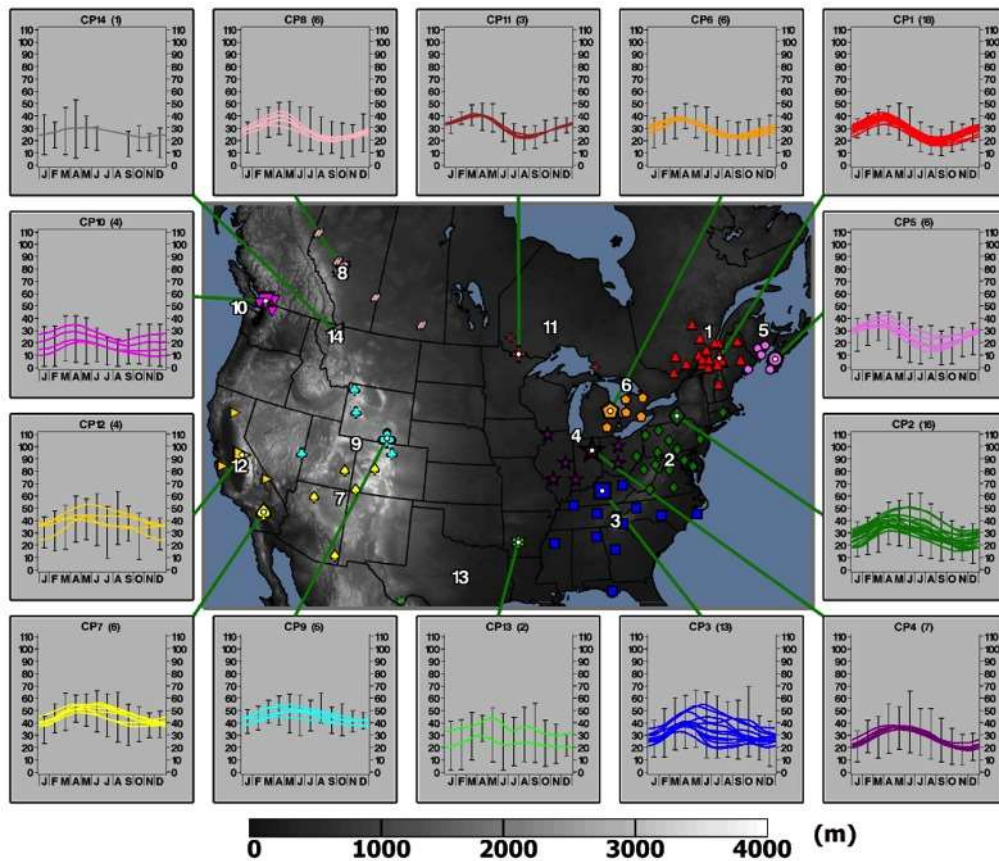


Figure 3.5 Variations saisonnières de l'ozone générées par la technique du LOWESS et associées aux types de trajectoires de l'air le plus pur pour les 97 sites. Les barres d'erreur indiquent les valeurs mensuelles du 5^e au 95^e centile pour l'ensemble des sites dans la région. Les regroupements régionaux sont basés sur une analyse en composantes principales (ACP) avec rotation pour les mois de juin, juillet et août. Les altitudes (au-dessus de niveau de la mer; en mètres) sont indiquées dans une échelle de gris passant du foncé au clair et représentant les altitudes basses à hautes. Ces altitudes ont été normalisées afin d'avoir une valeur minimale de zéro mètre.

La figure 3.5 présente les variations saisonnières de l'ozone (O_3) générées par la technique du LOWESS (Chan et Vet, 2010) et associées aux types de trajectoires de l'air le plus pur pour les 97 sites. Les barres d'erreur indiquent les valeurs mensuelles du 5^e au 95^e centile pour l'ensemble des sites dans la région. Les altitudes (au-dessus de niveau de la mer; en mètres) sont indiquées dans une échelle de gris passant du foncé au clair et représentant les altitudes basses à hautes. Pour les types d'air le plus pur dans la figure 3.4, la valeur élevée pour la concentration maximale d'ozone au printemps et l'absence de valeurs élevées en été dans toutes les régions, sauf dans les régions CP 2, CP 3 et CP 4 (est, sud-est et Midwest des États-Unis; regroupements régionaux basés sur une analyse en composantes principales - ACP) indiquent l'absence d'une production photochimique active d'ozone à l'échelle locale ou régionale (Goldstein *et al.*, 2004), et l'influence du transport à grande distance aux sites accueillant de l'air qui descend des océans Pacifique, Arctique et Atlantique, tel que le montre la figure 3.4. En revanche, l'air influencé par des sources de précurseurs au Canada et aux États-Unis semble avoir une forte incidence sur les régions CP 2, CP 3 et CP 4, à cause de valeurs de

concentration élevées en été. Il n'est donc pas surprenant que même pour ces sites non urbains, le niveau de base soit influencé par la proximité avec des sources d'émissions de précurseurs à forte densité et par des fréquences élevées d'inversions de subsidence (Fiore *et al.*, 2002, 2003; Chan et Vet, 2010). En raison de la similarité des profils saisonniers dans une région et de la plage étroite de variabilité sur des échelles spatiales aussi vastes, la méthode statistique utilisée est efficace pour sélectionner l'air de base dans la plupart des régions. Ces profils saisonniers (qui montrent un maximum printanier et un maximum estival) concordent avec les variations saisonnières typiques de l'ozone à des emplacements éloignés dans l'hémisphère Nord (Singh *et al.*, 1978).

Les concentrations moyennes d'ozone (O₃) aux stations du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air sont comprises dans la plage déclarée pour la plupart des parcs nationaux américains (d'après des données du réseau CASTN et accessibles à www.java.epa.gov/castnet) et certains sites éloignés dans l'hémisphère Nord (d'après des données du laboratoire de recherche sur les composantes du système terrestre de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis accessibles à www.esrl.noaa.gov/gmd/). En outre, ces concentrations moyennes s'inscrivent dans la plage d'estimations de la moyenne annuelle des concentrations de fond dans l'hémisphère Nord qui va de 25 à 40 ppb (Jaffe *et al.*, 2003; Lindskog et Kindbom, 2001; ACCENT, 2006; Fiore *et al.*, 2003). La plage annuelle est plus élevée à la station arctique d'Alert avec des médianes variant entre 30 et 34 ppb. Les niveaux plus élevés observés à Alert sont caractéristiques des sites arctiques qui sont soumis à un niveau élevé de transport à grande distance qui prend naissance à des latitudes moyennes durant le printemps et l'été (Helmig *et al.*, 2007).

Les concentrations d'ozone (O₃) à des sites de référence au-dessus des latitudes moyennes de l'hémisphère Nord ont doublé par rapport aux concentrations mesurées plus d'un siècle plus tôt, la plus forte hausse s'étant produite depuis les années 1950 (Vingarzan, 2004). De récentes analyses des tendances indiquent que cette tendance se poursuit à des sites éloignés ou en haute altitude (Simmonds *et al.*, 2004; Lelieveld *et al.*, 2004; Oltmans *et al.*, 2006) et dans l'air arrivant sur la côte ouest de l'Amérique du Nord.

Cette augmentation est survenue tandis que les concentrations maximales d'ozone (O₃) baissaient dans nombre des régions plus peuplées des États-Unis, en raison de réductions des émissions de précurseurs d'oxydes d'azote (NO_x) et d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) à l'échelle locale (USEPA, 2003).

Tableau 3.4 Tendances désaisonnalisées et ajustées météorologiquement à des sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCSAP) à l'aide d'analyses menées avec un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG). Les valeurs indiquées en gras sont statistiquement significatives à p<0,05. Moyennes diurnes : de 10 h à 18 h; moyennes nocturnes : de 20 h à 4 h (entre 1990 et 2006)

Lieu	Paramètre	Altitude (m)	Tendance ajustée (ppb/an ⁻¹)
Kejimkujik (N.-É.)	Moyenne quotidienne d'O ₃	127	0,91
Kejimkujik (N.-É.)	Moyenne diurne d'O ₃	127	0,79

Kejimikujik (N.-É.)	Moyenne nocturne d'O ₃	127	0,79
Algoma (Ont.)	Moyenne quotidienne d'O ₃	411	-0,54
Algoma (Ont.)	Moyenne diurne d'O ₃	411	-0,41
Algoma (Ont.)	Moyenne nocturne d'O ₃	411	-0,48
Egbert (Ont.)	Moyenne quotidienne d'O ₃	253	-0,31
Egbert (Ont.)	Moyenne diurne d'O ₃	253	-0,21
Egbert (Ont.)	Moyenne nocturne d'O ₃	253	-0,37
Lac Bratt's (Sask.)	Moyenne quotidienne d'O ₃	588	0,09
Lac Bratt's (Sask.)	Moyenne diurne d'O ₃	588	0,05
Lac Bratt's (Sask.)	Moyenne nocturne d'O ₃	588	-0,03
Esther (Alb.)	Moyenne quotidienne d'O ₃	707	0,22
Esther (Alb.)	Moyenne diurne d'O ₃	707	0,26
Esther (Alb.)	Moyenne nocturne d'O ₃	707	0,23
Île Saturna (C.-B.)	Moyenne quotidienne d'O ₃	178	0,56
Île Saturna (C.-B.)	Moyenne diurne d'O ₃	178	0,74
Île Saturna (C.-B.)	Moyenne nocturne d'O ₃	178	0,49

Il est prouvé que la quantité d'ozone (O₃) pénétrant en Amérique du Nord au-dessus de la couche limite au printemps a grandement augmenté sur 20 ans (Cooper *et al.*, 2010); la plus forte hausse ayant été relevée dans des parcelles d'air provenant de régions d'émissions majeures en Asie. Pour étudier les changements dans les concentrations de base de l'ozone (O₃) à des emplacements au Canada, des tendances désaisonnalisées et ajustées météorologiquement ont été calculées pour des sites canadiens subissant l'influence la moins anthropique, tel que le montre le tableau 3.4. Afin de minimiser l'effet des influences anthropiques, les tendances de la moyenne quotidienne, de la moyenne diurne et de la moyenne nocturne (plutôt que le maximum) ont été évaluées pour chaque site. Les résultats indiquent un profil spatial de tendances positives dans les provinces Maritimes du Canada, de tendances négatives en Ontario et de tendances positives dans l'ouest du Canada. Il n'y a pas de profil diurne ou nocturne général des tendances, étant donné que ces dernières sont plus influencées par l'emplacement que le moment de la journée. Il est à noter que Kejimikujik, Egbert et Saturna sont soumis à une pollution régionale ou transportée qui influence les tendances. Plus particulièrement, les tendances négatives aux sites de l'Ontario sont probablement influencées par des réductions d'émissions de précurseurs aux États-Unis. Pour obtenir des renseignements plus détaillés sur les tendances de l'ozone à l'échelle régionale et de l'information approfondie sur une région précise, veuillez consulter le chapitre 7.

Dans l'Arctique canadien, à Alert, on note une tendance positive de 0,19 ppb/an⁻¹ pour la période allant de 1992 à 2004, en plus d'une hausse supérieure à la moyenne de l'ozone (O₃) au printemps (Helmig *et al.*, 2007). Des tendances positives d'environ 0,4 ppb ont également été relevées dans les mesures prises dans la basse troposphère au-dessus d'Alert (Tarrasick *et al.*, 2005). Une analyse récente de données canadiennes des sondes d'ozone indique que les tendances dans l'Arctique canadien se sont

inversées à partir des années 1990 et sont désormais positives dans la basse stratosphère et la haute troposphère (Tarrasick *et al.*, 2005). Cette inversion a été attribuée à de petits changements dans la circulation atmosphérique, plutôt qu'à une restauration de la couche d'ozone découlant d'un appauvrissement provoqué par des halocarbures.

Des études précédentes menées à des sites de référence à l'extérieur de l'Amérique du Nord ont également relevé des tendances accrues dans les rapports de mélange globaux de l'ozone (O_3), notamment au Groenland (Helmig *et al.*, 2007), dans l'Atlantique Nord (Lelieveld *et al.*, 2004), en Irlande (Simmonds *et al.*, 2004), en Europe continentale (EMEP, 2005), au Japon (Tanimoto, 2007), en Chine (Chan *et al.*, 2003), et en Antarctique (Helmig *et al.*, 2007). Ces tendances à la hausse n'ont pas été uniformes, cependant, elles ont parfois, à l'instar des tendances relativement accentuées des années 1970 et 1980, entraîné des tendances plus modestes après les années 1990. À des latitudes moyennes dans l'hémisphère Nord, en Europe continentale et au Japon, des hausses importantes dans les années 1970 et 1980 semblent s'être stabilisées ou, dans certains cas, avoir diminué au cours des dernières années. Des séries chronologiques commençant dans les années 1980 à des sites situés à une latitude moyenne en Amérique du Nord confirment généralement les changements modestes survenus au cours des 20 dernières années (Oltmans *et al.*, 2006). On pense que l'augmentation plus lente ou, dans certains cas, l'absence d'augmentation au cours des dix dernières années reflète les baisses récentes dans les émissions de précurseurs de l'ozone (O_3) en Amérique du Nord et en Europe. Ces réductions ont, par ailleurs, entraîné une diminution des concentrations maximales de l'ozone (O_3) dans un certain nombre de régions urbaines et rurales touchées au Canada, aux États-Unis et en Europe (Vingarzan et Taylor, 2003; USEPA, 2003; EMEP, 2005).

Des études de modélisation de Fusco et Logan (2003) ont donné des indications des causes potentielles liées aux tendances accrues de l'ozone (O_3). Les résultats de ces études indiquent que, depuis les années 1970, les émissions croissantes d'oxydes d'azote (NO_x) représentent 10 à 20 % de la hausse de l'ozone (O_3), et que les émissions accrues de méthane constituent 3 à 4 % de la hausse de l'ozone (O_3) de fond. Bien que les concentrations d'oxydes d'azote (NO_x) aient diminué en Amérique du Nord et en Europe, ils continuent d'augmenter à l'échelle mondiale à cause d'émissions provenant d'Asie de l'Est qui ont augmenté à un taux annuel de 4 % à 6 % au cours des 20 dernières années (Streets *et al.*, 2001). Même si des statistiques récentes sur l'utilisation d'énergie en Chine indiquent une légère baisse dans les émissions depuis 1996 (Carmichael *et al.*, 2002), le rythme rapide continu de l'industrialisation en Asie devrait entraîner une hausse des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) à l'échelle globale, au moins durant la première partie du XXI^e siècle (Amann *et al.*, 2006; Hudman *et al.*, 2004).

Certaines des preuves incontestables de la hausse des concentrations de fond à l'échelle hémisphérique mettent en évidence un lien avec le transport intercontinental. Des mesures de sites de référence sur la côte est des États-Unis ont fait ressortir à maintes reprises des hausses épisodiques de l'ozone (O_3) troposphérique liées au transport transpacifique. Une hausse particulièrement importante de l'ozone (O_3) s'est produite durant l'été 2003 à la suite d'incendies à grande échelle en Sibérie, ce qui a entraîné un dépassement de la norme de qualité de l'air dans l'État de Washington (Jaffe *et al.*, 2004). Des études de modélisation utilisant des modèles de transport chimique à l'échelle mondiale ont fourni plus

de preuves de l'incidence du transport intercontinental. Les résultats indiquent que la pollution de l'Asie contribue à environ 3 à 10 ppb des concentrations moyennes d'ozone (O_3) de fond à l'est des États-Unis durant le printemps (Jacob *et al.*, 1999; Yienger *et al.*, 2000), notamment lorsque des tempêtes ou des activités frontales sont les plus fréquentes en Asie et que le transport atmosphérique de l'air d'Asie en direction de l'ouest, en passant par le Pacifique Nord, est le plus fort (Merrill, 1989; Savoie *et al.*, 1989). L'influence des concentrations d'ozone (O_3) de fond à l'échelle hémisphérique n'est pas limitée au printemps. Fiore *et al.* (2002) ont estimé qu'au cours de l'été 1995, les concentrations d'ozone (O_3) de fond produites à l'extérieur de la couche limite nord-américaine ont contribué en moyenne à 25 à 35 ppb des concentrations d'ozone (O_3) troposphérique l'après-midi à l'ouest des États-Unis, et à 15 à 30 ppb de ces concentrations à l'est du pays. Ils ont aussi constaté que les conditions météorologiques locales influent sur l'ozone (O_3) de fond. Tandis que l'influence des concentrations de fond était la plus faible au cours d'épisodes d'ozone (O_3) aigus élevés associés à une stagnation à l'échelle régionale, elle était la plus forte (jusqu'à 14 ppb) dans des conditions de pollution modérée (50 à 70 ppb), notamment lorsque la subsidence de la troposphère libre associée à des phénomènes convectifs se combinait à la production ultérieure d'ozone (O_3) in situ dans la couche limite (Fiore *et al.*, 2002).

L'ozone (O_3) attribuée à des sources continentales en amont n'est pas totalement transporté sous forme d'ozone (O_3) moléculaire. On dispose de preuves attestant de la formation d'ozone (O_3) in situ durant le transport transpacifique (Nowak *et al.*, 2004) et dans des panaches en stade de dissipation qui atteignent l'Amérique du Nord (Roberts *et al.*, 2004). La dernière observation est notamment basée sur des mesures du nitrate de peroxyacétyle, une espèce d'azote réactif total (NO_y) non soluble qui est transportée efficacement et qui, lorsqu'elle se décompose, libère des oxydes d'azote (NO_x) et contribue à la formation d'ozone (O_3).

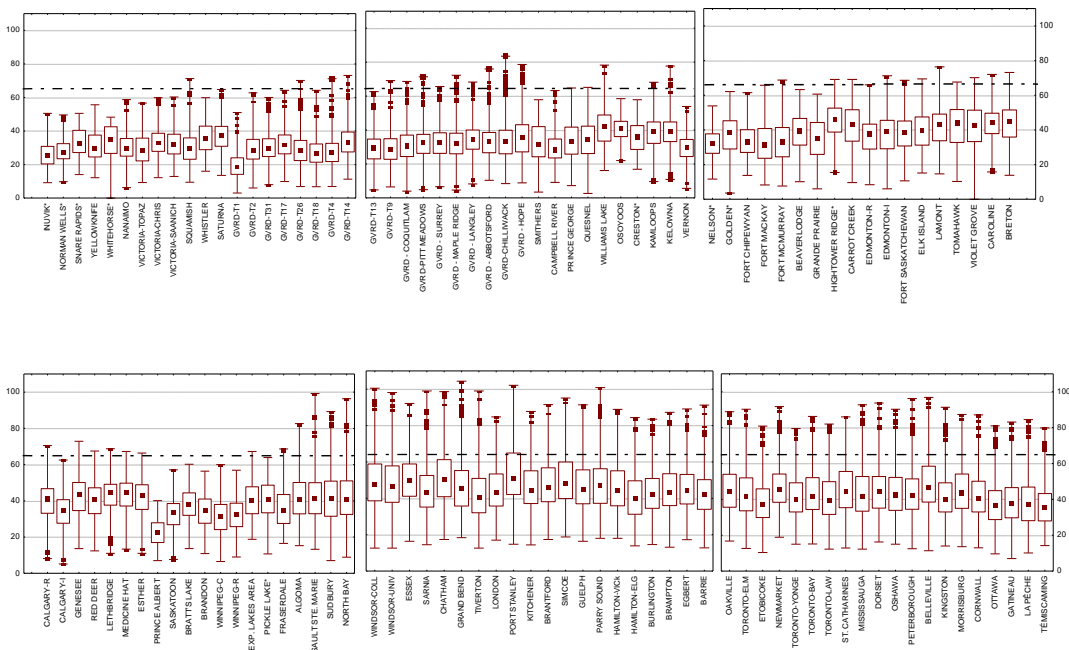
En outre, des modèles indiquent que les émissions nord-américaines ont des répercussions importantes en Europe. Il a été signalé que 20 % des dépassements de la norme d'ozone de l'Union européenne au cours de l'été 1997 en Europe auraient été évités en l'absence d'émissions anthropiques de l'Amérique du Nord (Li *et al.*, 2002). L'Asie est une source importante de précurseurs de l'ozone (O_3), et le régime de circulation entraîne le transport transpacifique à grande distance. On estime que les précurseurs provenant d'Amérique du Nord et d'Europe contribuent autant à l'ozone (O_3) troposphérique en Asie que les sources asiatiques elles-mêmes (HTAP, 2010). Il est à noter que les projections modélisées devraient être interprétées avec prudence, étant donné que de nombreuses incertitudes subsistent quant aux projections des concentrations de fond et du transport intercontinental.

3.3.2 Climatologie de l'ozone

3.3.2.1 Introduction et concentrations d'ozone actuelles

On comptait 240 stations de surveillance canadiennes de l'ozone (O_3) ayant communiqué des données pendant au moins un an de 1990 à 2006. Parmi ces stations, 89 disposaient de données sur des périodes relativement longues (au moins 14 années sur 17) incluses dans l'analyse des tendances.

Parmi ces 89 stations, 58 étaient situées dans des zones urbaines et suburbaines et 31, dans des zones rurales. Les données de 1 000 sites urbains et ruraux américains supplémentaires sont utilisées dans certains chiffres pour élargir l'analyse spatiale afin d'inclure la plus grande partie de l'Amérique du Nord. Des données sur l'ozone (O₃) ont été analysées pour illustrer les tendances saisonnières, diurnes et d'un jour de la semaine et pour mettre en évidence les fortes concentrations maximales quotidiennes d'ozone (O₃) sur huit heures de 65 ppb (supérieures au standard pancanadien). Plusieurs données de rapports d'analyse et de publications traduisent les caractéristiques temporelles des concentrations annuelles et épisodiques d'ozone (O₃) dans différentes régions du Canada (Fuentes et Dann, 1994; Pryor *et al.*, 1995; Environnement Canada, 1997).



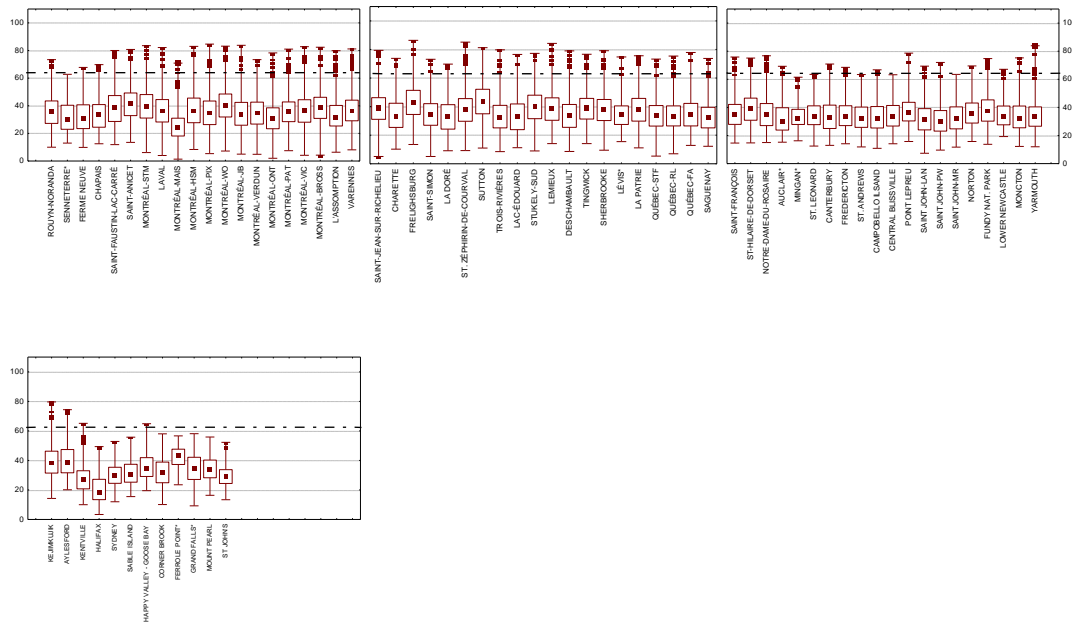


Figure 3.6 Concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d'ozone en ppb (valeur médiane, 25^e et 75^e centiles, et valeurs minimale et maximale) pour les stations actives (de mai à septembre pour la période de 2004 à 2006)

Les concentrations maximales quotidiennes sur huit heures de l'ozone (O_3) (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs aberrantes/extrêmes) pour des stations actives ordonnées de l'ouest à l'est sont présentées à la figure 3.6. Ces statistiques sur l'ozone (O_3) sont fournies pour la période allant de mai à septembre de 2004 à 2006. Pour les sites canadiens, les concentrations médianes sur huit heures de l'ozone (O_3) variaient de 18 (Vancouver-Robson et Hornby) à 51 ppb (Port Stanley et Chatham). Comme le montrent de nombreuses études, les concentrations moyennes et médianes d'ozone (O_3) sont les plus fortes à des sites ruraux et les plus faibles à des sites urbains en centre-ville (McKendry, 1993). La plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures de l'ozone (O_3) de 2004 à 2006 était de 104 ppb, notamment au site de Grand Bend en 2005. La plus forte concentration d'ozone (O_3) sur une heure de 2004 à 2006 était de 131 ppb, également au site de Grand Bend en 2005. La plus forte concentration d'ozone (O_3) sur huit heures au 75^e centile était de 61 ppb au site de Port Stanley. D'après la figure 3.6, il est clair que les concentrations sur huit heures supérieures à 65 ppb sont rares à la plupart des sites à l'extérieur du sud de l'Ontario et du Québec. Les exceptions les plus notables sont Chilliwack et Hope (Colombie-Britannique) et le parc national Kejimikujik (Nouvelle-Écosse). Les concentrations d'ozone (O_3) les plus faibles ont été relevées au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest, dans l'est de la Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve-et-Labrador.

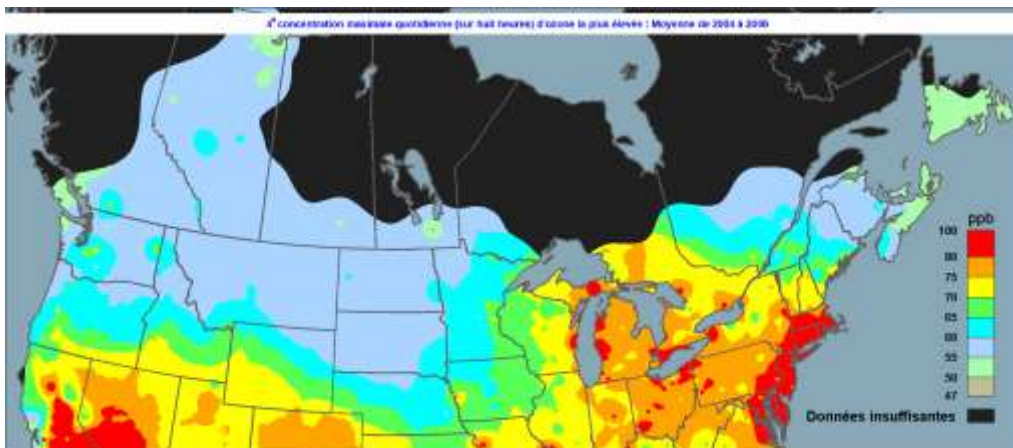


Figure 3.7 Répartition spatiale de la moyenne triennale de la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d’ozone en ppb entre 2004 et 2006.

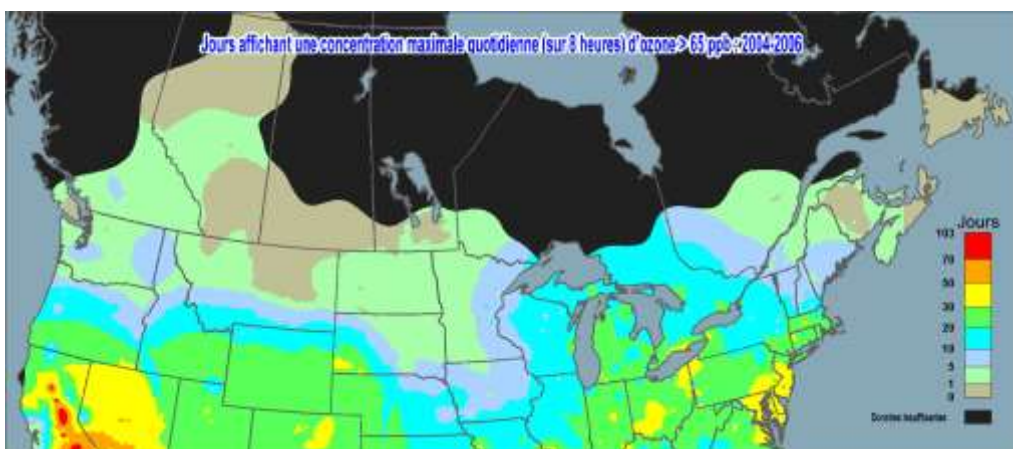


Figure 3.8 Nombre moyen de jours par année affichant une concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d’ozone supérieure à 65 ppb sur une période moyenne de trois ans (de 2004 à 2006).

Le profil spatial des concentrations maximales d’ozone (O_3), tel qu’il est défini selon le standard pancanadien (4^e plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures de l’ozone), de 2004 à 2006, est présenté à la figure 3.7, et un certain nombre de jours affichant une concentration maximale quotidienne sur huit heures de l’ozone (O_3) supérieure à 65 ppb sont indiqués à la figure 3.8. Ces deux figures incluent des données provenant d’environ 1 100 sites de surveillance qui utilisent eux-mêmes des données issues de la base de données du système de qualité de l’air (AQS) de l’Environmental Protection Agency des États-Unis (voir la section 3.2.1). Les statistiques annuelles pour ces sites de 2004 à 2006 ont été interpolées dans l’espace au moyen d’un krigeage ordinaire. Pour minimiser les erreurs d’interpolation, les données ont été divisées en deux populations : les régions où la densité des sites était élevée (Californie, nord-est des États-Unis, sud de l’Ontario et Québec) et les régions où la densité des sites était inférieure (à tous les sites restants). Les deux populations ont été interpolées séparément, et les résultats ont été combinés pour produire les cartes finales. Le taux d’incertitude d’interpolation dans la figure 3.7 est généralement inférieur à 15 % et s’élève jusqu’à 25 % dans

certaines régions, notamment celles où la densité des sites est faible comme des zones de l'ouest du Canada.

En supposant que les incertitudes à l'échelle locale sont élevées, mais que le profil spatial général est raisonnable, la carte de la moyenne triennale de la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures de l'ozone entre 2004 et 2006 (figure 3.7) montre que le sud de l'Ontario fait partie d'une vaste zone à forte concentration (> 65 ppb) qui englobe tout le nord-est des États-Unis, avec les plus fortes valeurs (75 à 100 ppb) relevées au sud de l'Ontario, dans les États des Grands Lacs et sur la côte est des États-Unis. Comme il est mentionné plus loin au chapitre 7, les concentrations élevées d'ozone (O₃) au sud de l'Ontario sont dues à des émissions en Ontario et au transport transfrontalier de l'ozone (O₃) et de ses précurseurs depuis les États-Unis. En comparaison, l'ouest du Canada affiche de faibles niveaux d'ozone (O₃) (40 à 60 ppb), sauf près d'Edmonton (Alberta) et de la vallée du bas Fraser (Colombie-Britannique). Il est important de souligner que, en ce qui a trait à la représentativité temporelle, la période de 2004 à 2006 montrait les plus faibles concentrations sur trois ans parmi toutes les périodes triennales entre 2000 et 2007 (tant à l'est qu'à l'ouest). La période affichant les plus fortes concentrations allait de 2001 à 2003.

La figure 3.8 montre que le sud de l'Ontario, le long de la rive nord du lac Érié, présentait le nombre le plus élevé de jours (30 à 50) affichant des concentrations supérieures à 65 ppb au Canada entre 2004 et 2006, et que le reste du sud de l'Ontario ainsi que des zones du sud du Québec affichaient des concentrations supérieures à 65 ppb sur 5 à 30 jours. En revanche, presque tout l'ouest du Canada de même que les provinces de l'Atlantique n'affichaient des concentrations supérieures à 65 ppb que sur 0 à 5 jours. Les figures 3.7 et 3.8 confirment, sur le plan spatial, l'information fournie à la figure 3.6 selon laquelle le sud de l'Ontario fait partie d'un vaste bassin atmosphérique qui englobe l'est des États-Unis et le sud-est du Canada et qui présente de fortes concentrations (c.-à-d. > 65 ppb) d'ozone (O₃) avec une fréquence relativement élevée, tandis que l'ouest du Canada et le Canada atlantique affichent rarement de telles concentrations.

Tableau 3.5 Résumé des épisodes d'ozone par région (échelle régionale) pour la période 2001-2005 [REMARQUE : Les épisodes sont définis en jours au cours desquels 33 % des sites de surveillance dans une région ont enregistré une concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d'ozone supérieure à 65 ppb.]

Région	Critères des épisodes régionaux	N ^{bre} total d'épisodes régionaux	Dates des épisodes notables	N ^{bre} de sites ayant enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 8 heures) d'O ₃ > 65 ppb	Concentration maximale d'O ₃ sur 8 heures (ppb)	Sites affichant des concentrations de PM _{2.5} > 30 µg m ⁻³	Concentration maximale de PM _{2.5} sur 24 h (µg m ⁻³)	
Atlantique sud	6 sites ou plus avec une concentration > 65 ppb	20	20 juin 2001	13	104	0	-	
			(Total des sites : 21)	3 août 2001	12	90	0	-
			10 août 2001	10	104	3	35	
			27 juin 2003	12	87	2	31	
			25 juin 2005	10	79	0	-	
Sud du Québec/Est de l'Ontario	15 sites ou plus avec une concentration > 65 ppb	49	2 mai 2001	38	95	0	-	
			(Total de sites : 46)	11 mai 2001	32	82	0	-
			15 juin 2001	34	89	2	44	
			19 juin 2001	36	102	0	-	
			20 juin 2001	32	94	0	-	
			21 juin 2002	34	84	0	-	
			11 août 2002	35	96	0	-	
			12 août 2002	33	84	12	49	
			13 août 2002	31	89	12	47	
			14 août 2002	34	86	12	42	
			9 septembre 2002	33	95	5	34	
			10 septembre 2002	34	92	11	54	
			25 juin 2003	32	102	11	44	
26 juin 2003	37	103	16	54				
27 juin 2003	37	97	0	-				
21 août 2003	31	86	11	40				
30 avril 2004	32	80	0	-				
8 juin 2004	33	84	13	39				
Sud de l'Ontario	18 sites ou plus avec une concentration > 65 ppb	118	3 mai 2001	34	91	5	33	
			(Total des sites : 46)	13 juin 2001	29	94	6	40

Région	Critères des épisodes régionaux	N ^{bre} total d'épisodes régionaux	Dates des épisodes notables	N ^{bre} de sites ayant enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 8 heures) d'O ₃ > 65 ppb	Concentration maximale d'O ₃ sur 8 heures (ppb)	Sites affichant des concentrations de PM _{2.5} > 30 µg m ⁻³	Concentration maximale de PM _{2.5} sur 24 h (µg m ⁻³)
			14 juin 2001	36	105	13	53
			15 juin 2001	37	108	20	54
			19 juin 2001	33	117	0	-
			27 juin 2001	36	106	20	45
			28 juin 2001	32	95	16	44
			29 juin 2001	36	128	10	39
			30 juin 2001	37	109	12	39
Sud de l'Ontario			30 juin 2002	34	107	14	35
			1 ^{er} juillet 2002	32	100	14	48
			10 août 2002	35	92	0	-
			11 août 2002	36	108	21	47
			12 août 2002	33	103	19	50
			13 août 2002	33	99	14	38
			14 août 2002	18	101	9	43
			8 septembre 2002	37	113	4	41
			9 septembre 2002	35	109	20	49
			10 septembre 2002	28	94	10	40
			23 juin 2003	31	107	0	-
			24 juin 2003	36	112	8	33
			25 juin 2003	36	123	28	46
			26 juin 2003	35	108	28	55
			2 juillet 2003	30	110	11	36
			3 juillet 2003	33	108	19	46
			4 juillet 2003	29	101	5	33
			24 juin 2005	39	104	5	38
			25 juin 2005	37	98	9	35
Sud de l'Ontario			26 juin 2005	14	81	0	-
			27 juin 2005	31	98	8	52
			28 juin 2005	37	101	30	53
			12 septembre 2005	33	82	23	46
			13 septembre 2005	37	93	36	48
			14 septembre 2005	18	89	26	41
Prairies	7 sites ou plus avec une	3	12 juillet 2002	7	84	0	-

Région	Critères des épisodes régionaux	N ^{bre} total d'épisodes régionaux	Dates des épisodes notables	N ^{bre} de sites ayant enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 8 heures) d'O ₃ > 65 ppb	Concentration maximale d'O ₃ sur 8 heures (ppb)	Sites affichant des concentrations de PM _{2.5} > 30 µg m ⁻³	Concentration maximale de PM _{2.5} sur 24 h (µg m ⁻³)
	concentration > 65 ppb						
	(Total des sites : 23)		9 août 2003	6	71	0	-
			15 août 2003	10	80	7	95
			16 août 2003	6	80	6	54
			4 juin 2004	9	71	0	-
Vallée du bas Fraser	4 sites ou plus avec une concentration > 65 ppb	2	20 juin 2004	9	70	0	-
	(Total des sites : 12)		14 août 2005	4	71	0	-

À la suite d'une analyse spatiale, la fréquence des épisodes d'ozone à l'échelle régionale (définie en jours au cours desquels 33 % des sites de surveillance dans une région ont enregistré une concentration maximale quotidienne sur huit heures de l'ozone supérieure à 65 ppb) a été calculée pour la période allant de 2000 à 2005; les résultats sont présentés au tableau 3.5. Les dates d'occurrence d'épisodes notables (en termes d'étendue spatiale et de concentrations maximales d'ozone) sont aussi indiquées dans le tableau en précisant si de fortes concentrations de matières particulaires ont aussi été enregistrées durant l'épisode. La plus grande fréquence d'épisodes à l'échelle régionale apparaissait en Ontario, suivi par le Québec. En outre, pour ces deux régions, les fortes concentrations d'ozone persistaient souvent pendant plusieurs jours et étaient très susceptibles d'être associées à des concentrations de matières particulaires (PM_{2.5}) supérieures au standard pancanadien de 30 µg/m³ (voir la section 3.5). Les épisodes d'ozone à l'échelle régionale étaient presque inexistants dans les Prairies et dans la vallée du bas Fraser, à une ou deux exceptions près. L'épisode d'ozone le plus notable dans les Prairies était en fait associé à des incendies de forêt survenus en août 2003 dans la partie sud de l'intérieur de la Colombie-Britannique.

Une analyse complète de l'ozone selon le standard pancanadien figure dans le rapport d'étape quinquennal du gouvernement du Canada sur les Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone (gouvernement du Canada, 2007). Pour la période allant de 2003 à 2005, au moins 40 % de la population canadienne (environ 13 millions) vivaient dans des collectivités dont les concentrations d'ozone dépassaient le standard pancanadien. La plupart de ces collectivités étaient situées en Ontario et au Québec. À l'extérieur de ces deux provinces, seulement une collectivité en Colombie-Britannique et une région non urbaine au Canada Atlantique affichaient des concentrations supérieures au standard pancanadien. À l'exception de la Saskatchewan, du Manitoba et des territoires, toutes les régions comprenaient au moins un emplacement qui affichait des concentrations représentant 10 % du

standard pancanadien. Les provinces et territoires ont communiqué des données pour 70 collectivités au total [régions métropolitaines de recensement (RMR), agglomérations de recensement (AR) et subdivisions de recensement (SDR)] représentant plus de 70 % de la population.

3.3.2.2 Variation mensuelle des concentrations moyennes et maximales quotidiennes

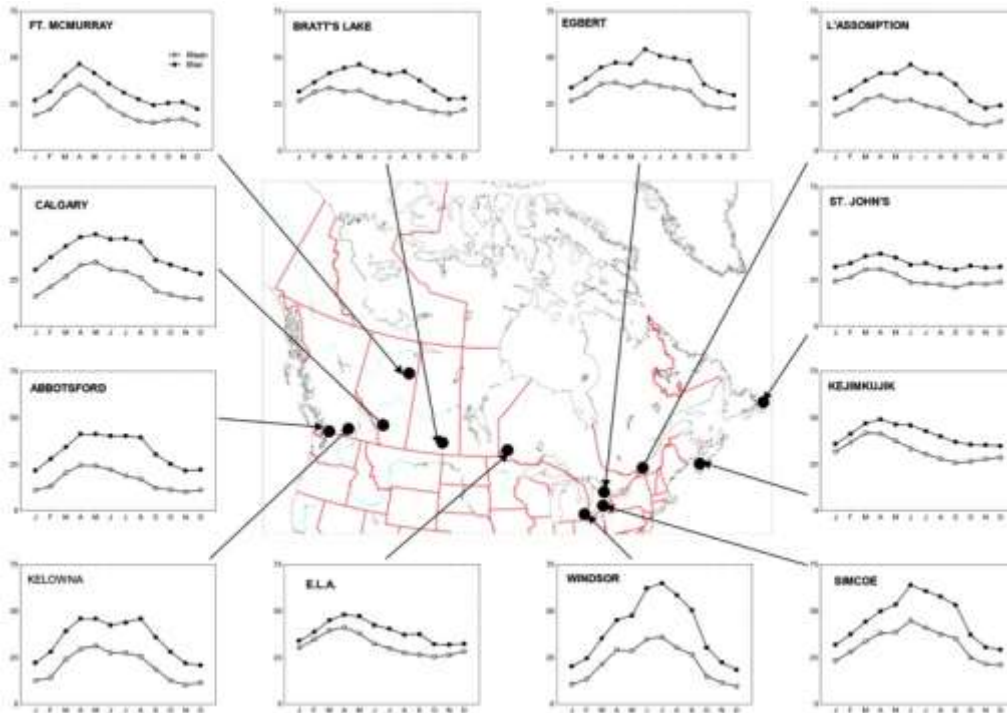


Figure 3.9 Concentration moyenne (○) et concentration quotidienne moyenne maximale (●) d'ozone (en ppb) par mois dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb est indiquée sur l'axe y).

Les moyennes des concentrations moyennes et maximales d'ozone (O_3) ont été calculées pour chaque mois afin d'examiner les variations saisonnières dans les données. Ces moyennes mensuelles ont révélé des variations saisonnières prononcées de l'ozone (O_3) à des stations et à des régions individuelles dans l'ensemble du Canada (figure 3.9). Tel qu'il est mentionné à la section 3.3.1, les concentrations maximales d'ozone (O_3) au printemps sont souvent caractéristiques des sites de référence et des sites ruraux éloignés. Le phénomène du maximum d'ozone (O_3) au printemps est opposé au phénomène de formation maximale d'ozone (O_3) en été, notamment lorsque la photochimie est la plus élevée. Comme le montre la figure 3.9, de nombreux sites au Canada connaissent des concentrations moyennes maximales et des concentrations moyennes maximales quotidiennes d'ozone (O_3) entre mars et mai. Parmi 125 sites examinés au cours de la période de 2001 à 2005, seulement 46 affichaient les plus fortes concentrations moyennes maximales d'ozone (O_3) au cours des mois de juin, juillet ou août. Tous ces sites, sauf Hope (Colombie-Britannique), étaient situés au sud de l'Ontario et au sud du Québec. Dans ces régions, la production photochimique d'ozone (O_3) à l'échelle régionale et

le transport à grande distance de polluants peuvent largement contribuer à des concentrations d'ozone (O_3) plus élevées de juin à août, et les concentrations maximales d'ozone (O_3) durant l'été sont bien supérieures aux concentrations dans d'autres régions du pays (figures 3.6 et 3.7).

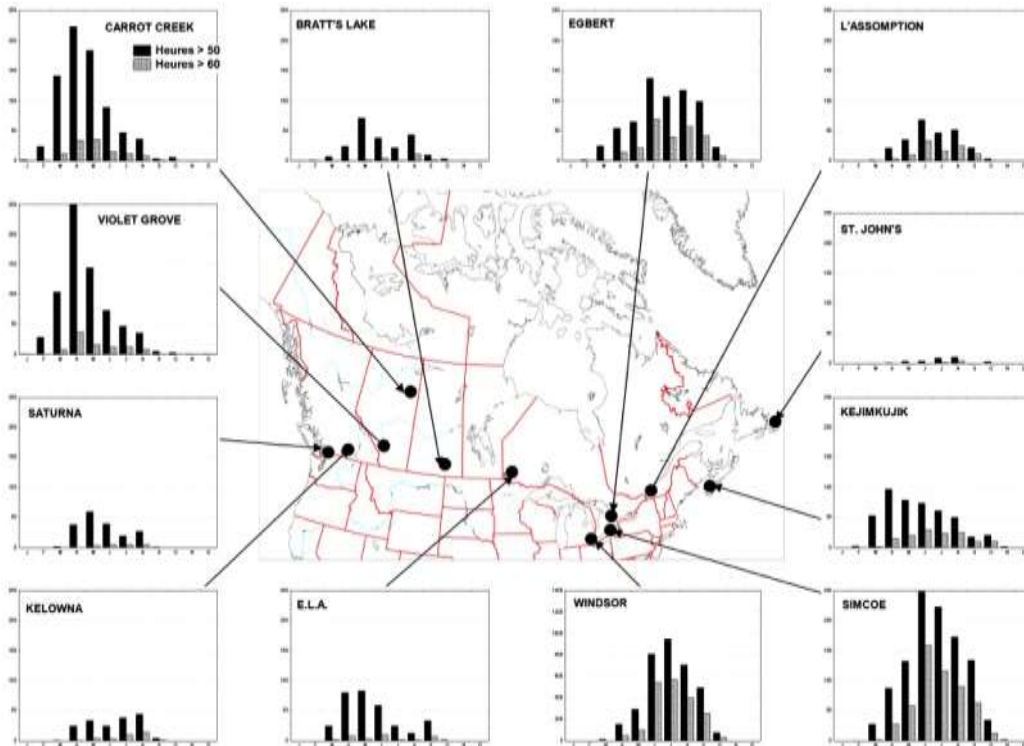


Figure 3.10 Nombre moyen d'heures par mois affichant une concentration d'ozone supérieure à 50 et 60 ppb et dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : le nombre moyen d'heures par mois est indiqué sur l'axe y).

Une tendance saisonnière similaire apparaît dans le nombre total d'heures par mois durant lesquelles les concentrations d'ozone (O_3) sont supérieures à 50 et à 60 ppb, comme le montre la figure 3.10. De nombreux sites de l'ouest présentent la plus grande fréquence d'heures avec des concentrations d'ozone (O_3) supérieures à 50 et à 60 ppb durant le mois d'avril. Cette fréquence d'heures élevée dépend de processus décrits dans la section 3.3.1 et elle n'est pas associée à la production photochimique classique d'ozone (O_3).

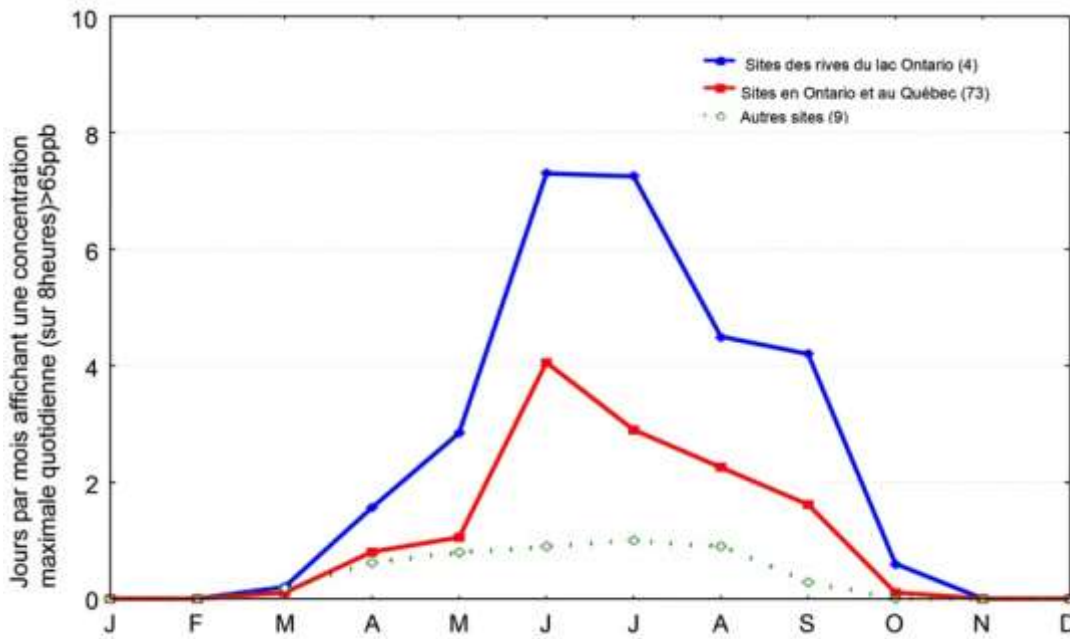


Figure 3.11 Nombre moyen de jours par mois affichant une concentration d’ozone supérieure à 65 ppb pour la période allant de 2001 à 2005 (seuls les sites présentant une moyenne minimale d’un jour par an avec une concentration d’ozone supérieure à 65 ppb sont inclus dans le graphique).

La fréquence relative des jours par mois affichant des concentrations d’ozone supérieures à 65 ppb est indiquée à la figure 3.11 pour la période allant de 2001 à 2005. Seuls les sites présentant une moyenne d’au moins un jour par an avec des concentrations supérieures à 65 ppb ont été utilisés pour créer le graphique. Les sites sur le littoral du lac Ontario ((Port Stanley, Tiverton, Grand Bend et Parry Sound) qui affichent la plus grande fréquence de jours avec des concentrations supérieures à 65 ppb sont présentés séparément. Seulement huit sites à l’extérieur de l’Ontario et du Québec répondaient aux critères d’inclusion. D’après la figure, on peut voir que les concentrations d’ozone supérieures à 65 ppb peuvent apparaître n’importe quand de mars à octobre, mais que les plus fortes fréquences se manifestent de juin à septembre, juin étant le mois avec les plus fortes concentrations, au cours de la période allant de 2001 à 2005.

3.3.2.3 Variation diurne dans les concentrations d'ozone en été et en hiver

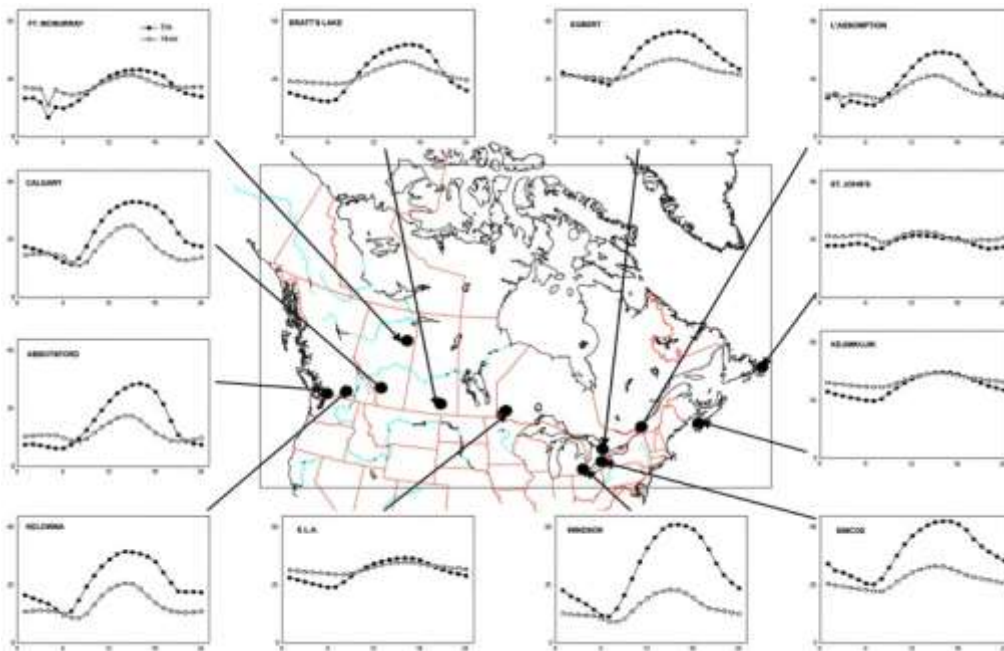


Figure 3.12 Variation diurne des concentrations d'ozone (en ppb) en été (de mai à septembre (●) et en hiver (de novembre à mars) (○) dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb est indiquée sur l'axe Y).

Des données horaires sur les concentrations d'ozone (O_3) en hiver et en été ont été regroupées séparément pour calculer des moyennes d'ensemble. Dans cette analyse, les mois d'hiver allaient de novembre à mars, tandis que les mois d'été allaient de mai à septembre. Comme prévu, on a relevé de grandes différences dans l'amplitude des cycles diurnes de concentration d'ozone (O_3) pour l'hiver et l'été (voir la figure 3.12). Les concentrations d'ozone en hiver demeurent faibles en raison d'une photochimie limitée, et montrent des variations diurnes inférieures. La plupart des sites urbains enregistrent des concentrations d'ozone (O_3) en hiver variant de 15 à 20 ppb. Les sites ruraux éloignés de la région des lacs expérimentaux (RLE) et de Kejimikujik affichaient des concentrations hivernales d'ozone (O_3) allant de 25 à 30 ppb. Les sites de Saint John et de Kejimikujik affichaient, par ailleurs, la plus faible variation dans les profils diurnes estival et hivernal avec des concentrations moyennes hivernales d'ozone (O_3) légèrement supérieures aux concentrations moyennes estivales. Des sites du sud de l'Ontario, de Toronto et de Vancouver présentaient la plus grande différence entre les profils estival et hivernal.

La majorité des sites urbains ont enregistré des concentrations nocturnes d'ozone (O_3) comparables en été et en hiver. Aux sites urbains, les concentrations d'ozone (O_3) étaient bien inférieures la nuit par rapport au jour. Dans l'ensemble, les concentrations moyennes d'ozone (O_3) étaient plus élevées que celles relevées près de sites urbains, et les profils diurnes étaient bien plus homogènes avec des

concentrations nocturnes d'ozone (O_3) supérieures. Tel qu'il est décrit dans la section suivante, la forme et l'amplitude des cycles de concentration d'ozone (O_3) sont fortement influencées par les conditions atmosphériques, l'emplacement du site et les niveaux d'oxydes d'azote (NO_x) dominants.

3.3.2.4 Variation diurne dans les concentrations d'ozone durant la semaine et en fin de semaine et de 1991 à 1995 par rapport à 2001 à 2005

On sait que les émissions de précurseurs d'ozone (O_3) affichent de fortes variations temporelles sur plusieurs échelles de temps. Par exemple, la principale source de monoxyde d'azote dans les zones urbaines, à savoir la circulation routière, affiche un cycle diurne très prononcé avec une concentration maximale apparaissant généralement durant les heures du jour (voir la section 3.4.2.). En plus cela, on note, notamment dans les zones urbaines, une modulation liée au courant de circulation durant les heures de pointe du matin et en soirée. En outre, la variation diurne des émissions en semaine est différente de la variation en fin de semaine. En effet, moins de personnes vont travailler le samedi, ce qui rend les concentrations d'ozone plus faibles durant les heures de pointe du matin; toutefois, la circulation automobile due notamment au magasinage augmente durant la journée. Le dimanche, la tendance est de nouveau très différente, avec une faible circulation routière le matin et une circulation constante pendant le reste de la journée. Le nombre de véhicules lourds à moteur diesel est aussi largement réduit les samedis et encore plus les dimanches. Ces changements dans les tendances des émissions de précurseurs indiquent que, notamment durant les heures du jour, les concentrations d'ozone (O_3) peuvent montrer des différences importantes en fin de semaine comparativement à la semaine. Des études précédentes (Environnement Canada, 1997; Fuentes et Dann, 1993; Pryor *et al.*, 1995) ont montré des différences significatives entre les profils diurnes de l'ozone (O_3) en semaine et en fin de semaine.

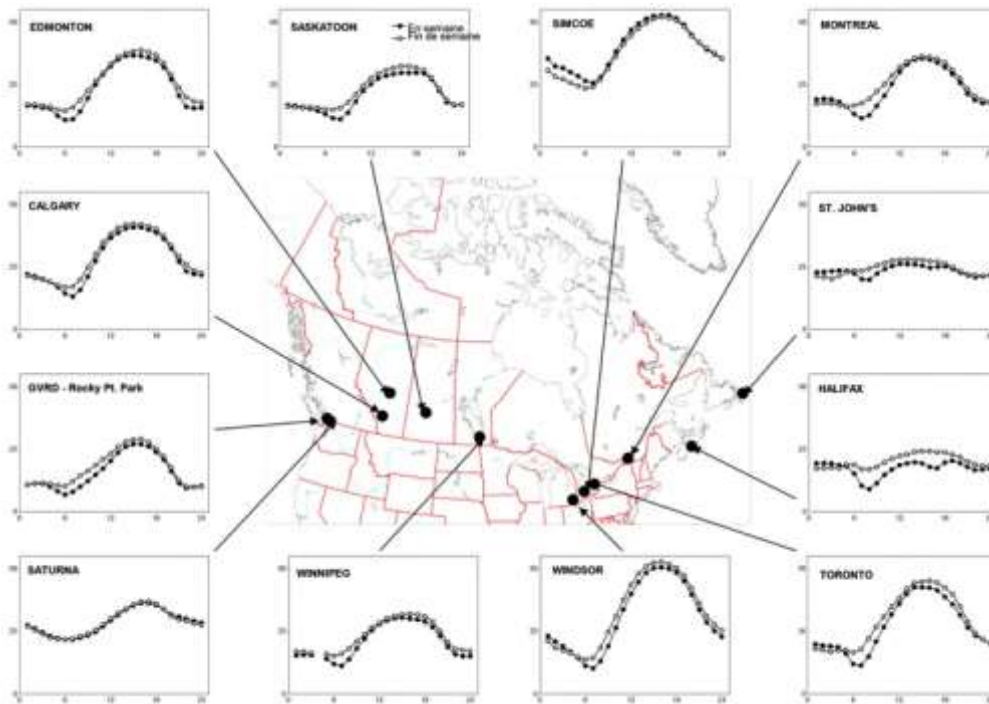


Figure 3.13 Variation diurne des concentrations d'ozone (ppb) pendant la semaine (●) et en fin de semaine (○) durant l'été (de mai à septembre) dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb est indiquée sur l'axe Y).

Les données sur l'ozone (O_3) aux sites urbains et ruraux ont été regroupées pour représenter les variations diurnes durant la semaine (du lundi au vendredi) et en fin de semaine (le samedi et le dimanche) pour les mois d'été, et les résultats sont présentés à la figure 3.13. Des concentrations réduites de monoxyde d'azote en fin de semaine sont la principale cause des profils différents. Lorsque les concentrations de fin de semaine sont comparées aux concentrations de la semaine, les sites affichant les plus fortes concentrations de monoxyde d'azote connaissent généralement la plus forte hausse de concentrations d'ozone (O_3) l'après-midi. À ces sites, les concentrations accrues d'ozone (O_3) sont observées durant les heures du jour en fin de semaine. Ce phénomène est attribué aux émissions inférieures de monoxyde d'azote et, par conséquent, à un titrage moins important de l'ozone (O_3). Pour la période allant de 2001 à 2005, 65 des 72 sites urbains ont montré un « effet de fin de semaine », tandis que 32 des 44 sites ruraux ont affiché des concentrations d'ozone (O_3) inférieures ou aucune différence dans les concentrations de fin de semaine; cela incluait tous les sites ruraux dans le sud de l'Ontario.

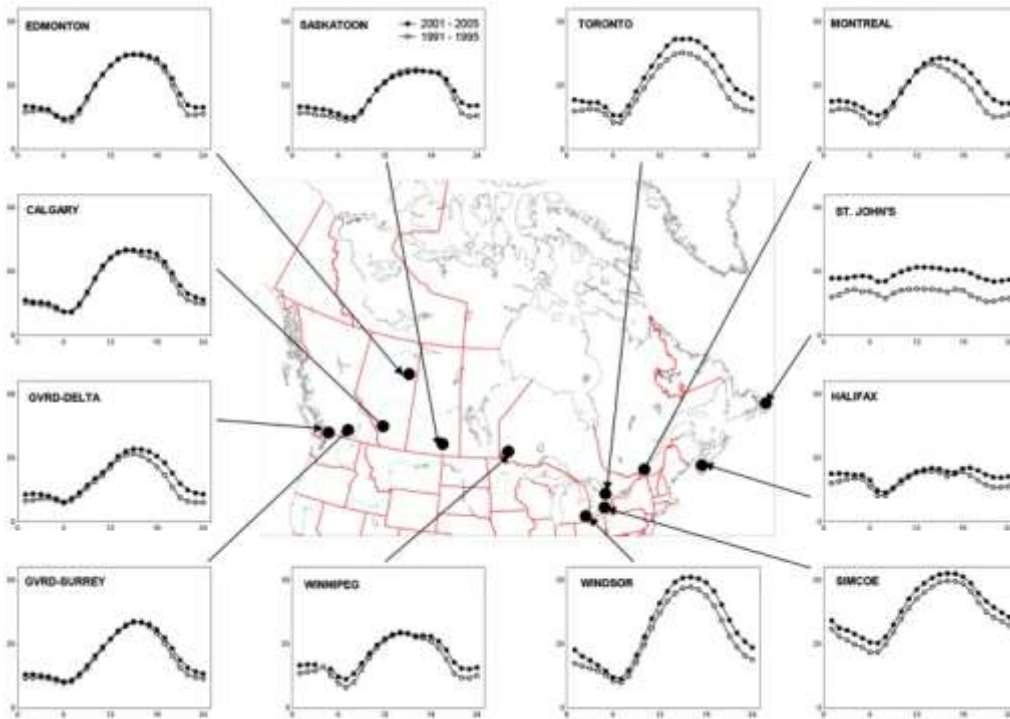


Figure 3.14 Variation diurne des concentrations d'ozone durant l'été (de mai à septembre) (en ppb) pour la période de 1991 à 1995 (O) comparativement à la période de 2001 à 2005 (●) (remarque : la concentration moyenne d'ozone en ppb est indiquée sur l'axe y)

Le même effet peut être observé si l'on compare les profils diurnes de l'ozone (O_3) pour les périodes de 1991 à 1995 et de 2001 à 2005 (voir la figure 3.14). Comme il est expliqué plus loin dans la section 3.4.4, il y a eu d'importantes réductions du monoxyde d'azote (NO) et des oxydes d'azote (NO_x) aux sites urbains durant la période allant de 1991 à 2005. La réduction du monoxyde d'azote a le même effet que la réduction en fin de semaine et est considérée comme un « inconvénient » en termes de concentrations moyennes d'ozone (O_3). Presque tous les sites urbains dans le pays ont affiché une hausse de la concentration diurne moyenne de l'ozone (O_3) à la suite de réductions du monoxyde d'azote. Cela a un effet notable sur les tendances de l'ozone (O_3) qui dépendent des concentrations moyennes; ce point sera traité dans la section 3.3.4.2.

3.3.3 Sites en haute altitude

Les sites situés à plus de 2 000 mètres d'altitude sont souvent considérés comme étant « au-dessus de la couche limite » ou « représentatifs de la troposphère libre » uniquement en raison de leur altitude (Chevalier *et al.*, 2007). Cependant, les montagnes augmentent considérablement la turbulence atmosphérique et modifient la circulation pour nombre de raisons; ainsi, on ne peut être sûr que les sites en haute altitude échappent à l'influence de la surface sans mener des études supplémentaires (Chevalier *et al.*, 2007). On sait également que les concentrations d'ozone (O_3) de fond augmentent avec l'altitude dans la basse troposphère (Zbinden *et al.*, 2006, Vingarzan, 2004).

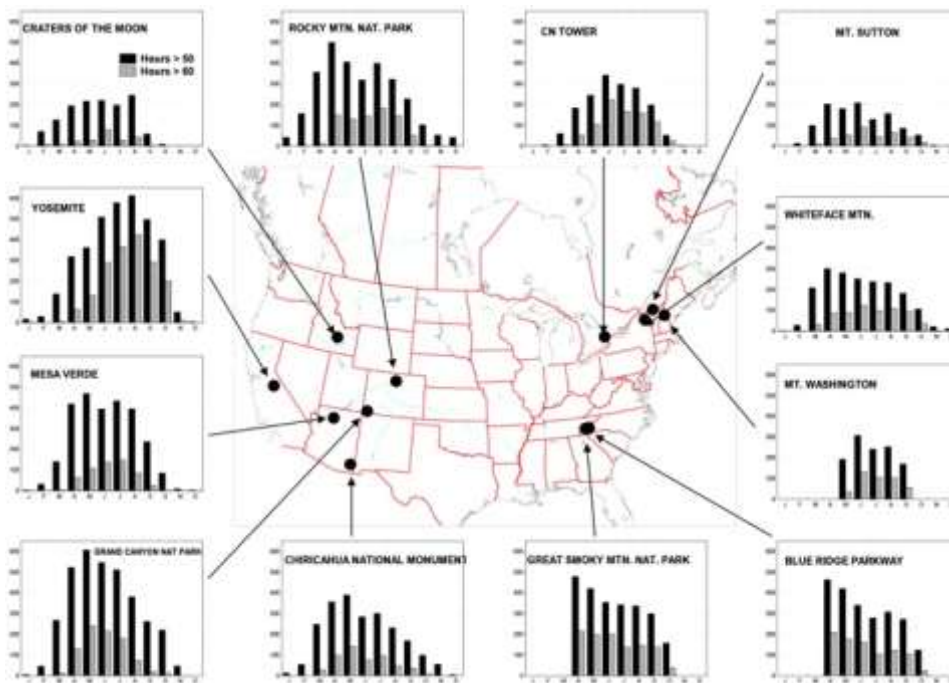


Figure 3.15 Nombre moyen d’heures par mois affichant une concentration d’ozone supérieure à 50 et 60 ppb à des sites en haute altitude, dont la moyenne est établie pour la période allant de 2001 à 2005 (remarque : le nombre moyen d’heures par mois est indiqué sur

Tableau 3.6 Sites de surveillance disponibles à haute altitude

ID du RNSPA	PROVINCE/ÉTAT	LIEU	LATITUDE	LONGITUDE	ALTITUDE (m)
54102	QUÉBEC	SOMMET DU MONT SUTTON	45,09	72,55	856
60419	ONTARIO	TOUR DU CN	43,64	79,39	480
160101	IDAHO	CRATÈRES DE LA LUNE	43,46	113,56	1 815
330701	NEW HAMPSHIRE	MONT WASHINGTON	44,28	71,30	1 917
360301	NEW YORK	SOMMET DE LA MONTAGNE WHITEFACE	44,36	73,90	1 480
372103	CAROLINE DU NORD	PARC NATIONAL DES GREAT SMOKY MOUNTAINS	35,59	83,08	1 550
471702	TENNESSEE	DÔME CLINGMAN, PARC NATIONAL DES GREAT SMOKY MOUNTAINS	35,56	83,50	2 021
640101	ARIZONA	CHIRICAHUA NATIONAL MONUMENT	32,12	109,47	1 570
640201	ARIZONA	PARC NATIONAL DU GRAND CANYON (CHEMIN WEST RIM)	36,07	112,15	2 152
661801	CALIFORNIE	DÔME TURTLEBACK, PARC NATIONAL YOSEMITE 95389	37,71	119,70	1 600
680901	COLORADO	PARC NATIONAL DES MONTAGNES ROCHEUSES	40,28	105,55	2 743
681001	COLORADO	PARC NATIONAL MESA VERDE, COLORADO	37,20	108,49	2 165

Les sites en haute altitude sont généralement au-dessus de la couche planétaire et devraient donc intercepter les polluants transportés sur de longues distances. Les mesures en continu à long terme de l'ozone (O_3) à ces types de sites devraient indiquer des tendances dans les concentrations ambiantes d'ozone (O_3), qu'elles soient d'une importance à l'échelle mondiale ou uniquement limitée au nord-est de l'Amérique du Nord. Un certain nombre de sites en altitude (les altitudes varient considérablement) présentant des données à long terme ont été repérés pour l'Amérique du Nord, comme le montre le tableau 3.6. Deux des sites sont situés au Canada, notamment le sommet du Mont Sutton et la tour du CN de Toronto. Le nombre moyen d'heures par mois durant lesquelles les concentrations d'ozone (O_3) sont supérieures à 50 et 60 ppb aux sites est présenté à la figure 3.15. Le nombre d'heures affichant des concentrations supérieures à ces seuils est généralement plus élevé que pour les sites en surface (voir la figure 3.10). Par exemple, le site du parc national Yosemite a enregistré une moyenne de 87 % du nombre total d'heures en août affichant des concentrations d'ozone (O_3) supérieures à 50 ppb, et une moyenne de 57 % pour les heures présentant des concentrations d'ozone (O_3) supérieures à 60 ppb. Un certain nombre de sites en altitude ont affiché un nombre important d'heures avec des concentrations d'ozone (O_3) supérieures à 50 et 60 ppb au cours des mois de janvier, février et mars.

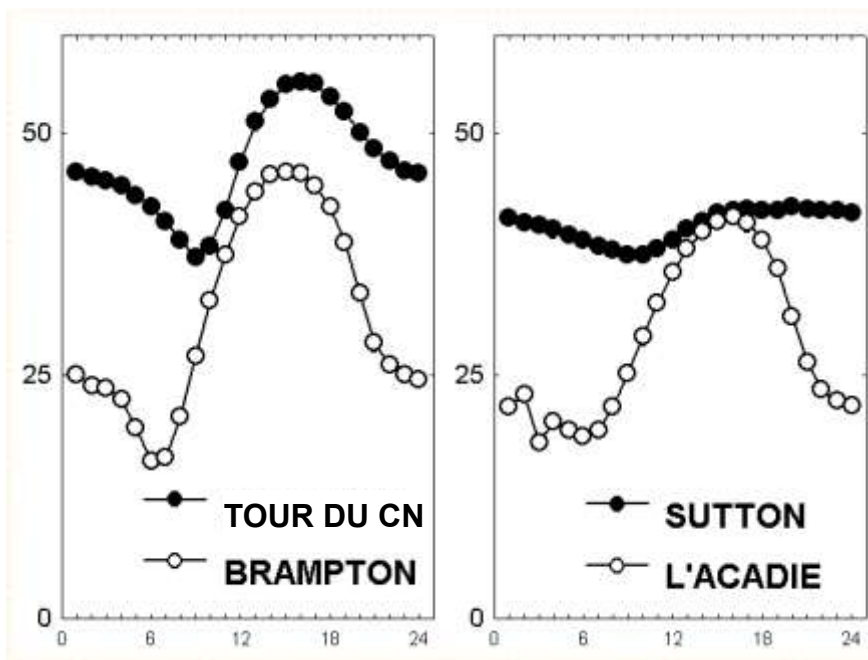


Figure 3.16 Comparaison du profil de concentration diurne d'ozone en été (en ppb) pour la tour du CN de Toronto (●) et Brampton (○), et le Mont Sutton (●) et l'Acadie (○) en 2005.

D'autres caractéristiques de sites en altitude incluent de fortes concentrations moyennes d'ozone (O_3) et une variation diurne très limitée dans les concentrations (voir la figure 3.16). Le site de l'Acadie est un site rural en surface situé à 50 km du site du Mont Sutton, et le site de Brampton est un emplacement résidentiel urbain qui se trouve à 25 km de la tour du CN. Le site du Mont Sutton a un profil diurne plus représentatif des sites en altitude que le site de la tour du CN, étant donné que ce

dernier se situe à une altitude plus basse en milieu urbain. Les tendances de l'ozone (O_3) à des sites en altitude sont traitées à la section 3.3.4.2.

3.3.4 Tendances de l'ozone

3.3.4.1 Analyse en composantes principales (ACP) et analyse des tendances par modèle linéaire mixte généralisé (MLMG)

La présente section décrit une analyse des tendances de l'ozone au Canada et aux États-Unis pour la période allant de 1997 à 2006. Cette méthode implique une analyse en composantes principales (ACP) et une analyse des tendances par modèle linéaire mixte généralisé (MLMG). L'utilisation du modèle linéaire mixte généralisé réduit la subjectivité avec des estimations de tendances à un seul site au lieu de combiner des données de plusieurs sites. Les travaux et les résultats ont été publiés dans Chan (2009) et sont brièvement décrits ci-après.

3.3.4.1.1 Analyse en composantes principales des sites nord-américains et estimation des tendances

Dans le passé, les études des tendances à un seul site ont été remises en question, notamment en termes de validité des données utilisées (pourquoi choisissait-on un site par rapport à un autre) et de techniques statistiques qui leur sont appliquées. Des incohérences dans les résultats des études ont été relevées, et ce, même dans la même région ou ville soumise à une réanalyse indépendante. Plus précisément, le choix d'une région, d'une ville ou d'un site en particulier a été remis en question, étant donné qu'on ne savait pas clairement si les modèles sélectionnés donnaient des estimations objectives des effets. Ces critiques ont depuis été dissipées notamment par l'utilisation d'études de plusieurs sites dans lesquelles les données sur la pollution propre à un site sont regroupées dans un cadre commun. Des modèles à coefficients hiérarchiques ou aléatoires fournissent une approche statistique pour résumer et interpréter les conclusions de ces études de recherche dans un domaine particulier, les domaines étant d'abord définis par analyse en composantes principales (ACP) (Eder *et al.*, 1993; Lehman *et al.*, 2004) et par factorisation de matrice positive (FMP) (Rizzo et Scheff, 2004). Pour l'analyse en composantes principales (Chan, 2009), les sites de concentration d'ozone (O_3) ont été sélectionnés sur la base du raisonnement physique de l'influence locale « minimale » potentiellement causée par des dépôts secs et le piégeage du monoxyde d'azote. Autrement dit, les sites sélectionnés doivent être représentatifs des régions et de l'air bien mélangé. L'analyse en composantes principales a d'abord été effectuée sur la matrice de corrélations pour 97 sites non urbains du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air, du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique et du réseau CASTNET (Clean air status and trends network) pour la période allant de 1997 à 2006, de mai à septembre, à l'aide de valeurs de concentrations moyennes maximales quotidiennes (sur huit heures) de l'ozone (O_3) afin de regrouper les sites ayant des caractéristiques similaires relativement à l'ozone (O_3).

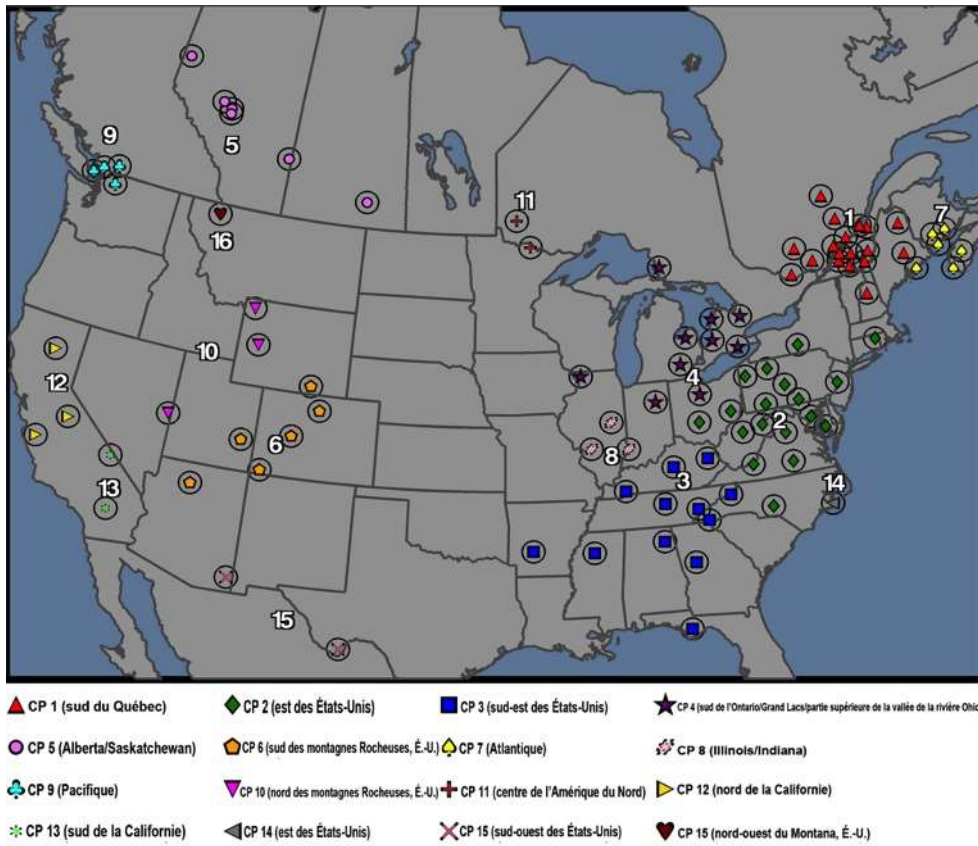


Figure 3.17 Emplacements de site de concentration d’ozone et régions définies par analyse en composantes principales basés sur le rapport de mélange maximal quotidien sur huit heures (97 sites non urbains ont été utilisés dans l’étude).

La rotation orthogonale Varimax a permis de cerner 16 régions qui, ensemble, représentaient 75 % de la variance totale. Les régions définies par analyse en composantes principales ou les composantes principales ont été ordonnées par pourcentage de la variance totale dans l'ordre décroissant. Les sites qui ont été regroupés affichaient les charges les plus importantes associées à la composante principale concernée. Les résultats de l'analyse en composantes principales sont présentés à la figure 3.17. Les régions définies par analyse en composantes principales et sélectionnées pour une analyse ultérieure des tendances sont les suivantes : CP 1 – Québec (18 sites), CP 2 – nord-est des États-Unis (18 sites), CP 3 – sud-est des États-Unis (12 sites), CP 4 – sud de l'Ontario/Grands Lacs/vallée du cours supérieur de la rivière Ohio (10 sites), CP 5 – Saskatchewan/Alberta (6 sites), CP 7– Atlantique (6 sites) CP 9 – Pacifique (4 sites). La technique du LOWESS (régression mobile des moindres carrés pondérés localement; Locally Weighted Scatter Plot Smoothing) (Cleveland, 1979), une technique non paramétrique a été utilisée en tant qu'analyse exploratoire pour mettre en évidence les cycles saisonniers et les tendances temporelles pour chaque région définie par analyse en composantes principales.

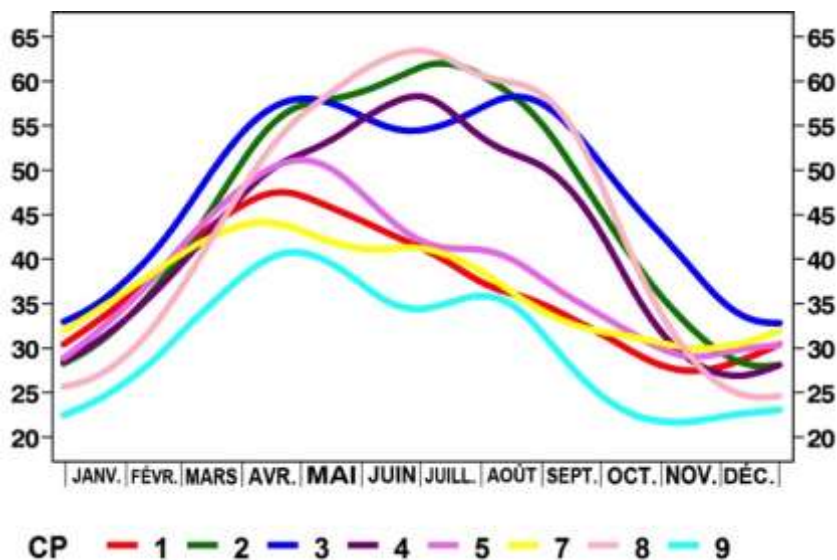


Figure 3.18 Cycles moyens mois par mois dans les CP1, CP2, CP3, CP4, CP5, CP7 et CP9 basés sur les concentrations moyennes maximales d'ozone (O₃) en ppb de 1997 à 2006.

Les cycles saisonniers sont présentés à la figure 3.18. Comme il a été expliqué précédemment, les concentrations maximales d'ozone (O₃) au printemps, de mars à mai, sont un phénomène propre à l'hémisphère Nord, qui se manifeste dans chaque région. Les concentrations maximales en été sont caractéristiques des sites qui sont touchés par la production photochimique d'ozone (O₃) à l'échelle régionale, comme le montre la figure 3.18 pour les CP 2, CP 3 et CP 4 qui sont situées dans les zones générant les plus fortes émissions de précurseurs d'ozone (O₃) dans le continent.

3.3.4.1.2 Ajustement météorologique des tendances

Comme dans les évaluations scientifiques précédentes (Environnement Canada, 1997) et les documents publiés (Vingarzan et Taylor, 2003; Oltmans *et al.*, 2006; Thompson *et al.*, 2001), les effets de la variabilité météorologique sur les tendances de l'ozone (O₃) sont estimés dans le présent rapport, avec et sans ajustement météorologique. L'inclusion de l'ajustement météorologique dans les estimations de l'analyse par modèle mixte linéaire généralisé élimine (ou au moins minimise) la variabilité de l'ozone (O₃) due à des influences météorologiques, axant ainsi les résultats sur les tendances à long terme liées aux changements dans les émissions de précurseurs.

Les concentrations d'ozone (O₃) constituent une fonction d'un nombre important de variables comme l'emplacement géographique et la distance par rapport aux sources de précurseurs. Diverses études ont défini les facteurs météorologiques comme étant très importants pour la formation d'ozone (O₃), y compris le rayonnement solaire global, la vitesse du vent (ou stagnation), le transport horizontal (advection), la température, l'opacité des nuages, les précipitations (qui influent sur l'humidité relative, le transport depuis la basse stratosphère (convection), et le mélange vertical (hauteur de la couche de

mélange). D'un autre côté, l'ozone (O_3) est très réactif, et ce, dans une mesure telle que les dépôts secs et le piégeage du monoxyde d'azote deviennent des processus dominants qui réduisent l'ozone (O_3) dans la troposphère, notamment durant la nuit.

Les observations météorologiques pour l'analyse par modèle mixte linéaire généralisé ont été obtenues auprès des Archives nationales d'information et de données climatologiques du Canada afin de concorder avec les observations sur l'ozone (O_3) des sites de surveillance canadien et celles du réseau CASTNet pour les sites situés aux États-Unis. Des variables météorologiques ont été utilisées dans les variables traitées avec le modèle mixte linéaire généralisé, y compris la température maximale quotidienne sur une heure, l'humidité relative moyenne quotidienne, la vitesse du vent moyenne quotidienne et les précipitations quotidiennes totales. Les trajectoires régressives de trois jours au niveau de pression d'arrivée de 925 hPa du Centre météorologique canadien (CMC) ont été utilisées pour isoler les origines de masse d'air afin d'établir une comparaison avec le modèle de données désaisonnalisées sur l'ozone (O_3) et les données observées sur l'ozone (O_3) pour l'évaluation des effets météorologiques. Les données combinées de toutes les années ont été utilisées dans l'élaboration de l'analyse des tendances par modèle mixte linéaire généralisé et ont été modélisées séparément pour chaque région définie par analyse en composantes principales. Il s'agit là d'une amélioration apportée à la technique d'analyse des tendances utilisée dans des analyses précédentes (Environnement Canada, 1997). Les seuls sites avec 75 % ou plus de données relevées pour l'ozone (O_3) et la température (sans restriction des autres variables météorologiques) au cours de chaque saison de 1997 à 2006 ont été inclus dans l'analyse en composantes principales et l'analyse par modèle linéaire mixte généralisé.

Tableau 3.7 Aperçu des tendances de l'ozone basé sur les valeurs moyennes quotidiennes de l'ozone de 1997 à 2006 entre janvier et décembre, dans des régions (sélectionnées) définies par analyse en composantes principales avec ajustement météorologique. Les tendances significatives à 0,05 sont indiquées en gras.

C P	Mesure	Valeur prédictive	Tendance ajustée météorologiquement (%/an ⁻¹)	Tendance ajustée météorologiquement (ppb/an ⁻¹)	Tendance non ajustée moins la tendance ajustée météorologiquement (%/an ⁻¹)	Tendance non ajustée moins la tendance ajustée météorologiquement (ppb/an ⁻¹)
1	Concentration max. sur 1 h	<.0001	-0.46±0.18	-0.17±0.07	-0.2	-0.07
	Concentration max. sur 8 h	<.0001	-0.53±0.2	-0.19±0.07	-0.24	-0.09
	Moyenne diurne	0.0002	-0.47±0.22	-0.15±0.07	-0.36	-0.11
	Moyenne quotidienne	0.0789	-0.32±0.38	-0.09±0.11	-0.59	-0.16
	Moyenne nocturne	0.7176	-0.11±0.66	-0.03±0.17	-0.93	-0.24
2	Concentration max. sur 1 h	<.0001	-2.03±0.63	-0.95±0.29	-0.44	-0.2
	Concentration max. sur 8 h	<.0001	-2.09±0.67	-0.93±0.3	-0.36	-0.16
	Moyenne diurne	<.0001	-2.09±0.68	-0.81±0.26	-0.52	-0.21
	Moyenne quotidienne	<.0001	-2.08±0.81	-0.67±0.26	-0.28	-0.09
	Moyenne nocturne	<.0001	-2.5 9±1.14	-0.72±0.32	0.09	0.02
3	Concentration max. sur 1 h	<.0001	-2.63±0.76	-1.32±0.38	-0.87	-0.43
	Concentration max. sur 8 h	<.0001	-2.7±0.86	-1.28±0.41	-0.83	-0.39
	Moyenne diurne	<.0001	-2.5 ±0.98	-1.05±0.41	-1.14	-0.47
	Moyenne quotidienne	0.0002	-2.61±1.32	-0.89±0.45	-0.99	-0.34
	Moyenne nocturne	0.0016	-3.07±2.14	-0.92±0.64	-0.8	-0.24
4	Concentration max. sur 1 h	0.0030	-1.43±0.91	-0.6±0.38	-0.31	-0.13
	Concentration max. sur 8 h	0.0049	-1.39±0.96	-0.56±0.39	-0.22	-0.09
	Moyenne diurne	0.0150	-1.24±1.06	-0.44±0.38	-0.29	-0.11
	Moyenne quotidienne	0.0667	-1.01±1.23	-0.31±0.38	-0.04	-0.01

C P	Mesure	Valeur prédictive	Tendance ajustée météorologiquement (%/an ⁻¹)	Tendance ajustée météorologiquement (ppb/an ⁻¹)	Tendance non ajustée moins la tendance ajustée météorologiquement (%/an ⁻¹)	Tendance non ajustée moins la tendance ajustée météorologiquement (ppb/an ⁻¹)
	Moyenne nocturne	0.2460	-0.68±1.35	-0.19±0.37	0.21	0.06
5	Concentration max. sur 1 h	0.8561	0.05±0.76	0.02±0.31	-0.13	-0.05
	Concentration max. sur 8 h	0.9146	0.03±0.85	0.01±0.33	-0.17	-0.06
	Moyenne diurne	0.7805	-0.11±1.06	-0.04±0.37	-0.12	-0.04
	Moyenne quotidienne	0.9119	-0.06±1.34	-0.02±0.39	-0.2	-0.06
	Moyenne nocturne	0.8073	-0.16±1.87	-0.04±0.49	-0.18	-0.05
7	Concentration max. sur 1 h	0.0216	0.43±0.32	0.16±0.12	-0.24	-0.09
	Concentration max. sur 8 h	0.0304	0.44±0.37	0.16±0.13	-0.27	-0.1
	Moyenne diurne	0.0165	0.81±0.56	0.26±0.18	-0.41	-0.13
	Moyenne quotidienne	0.0834	0.76±0.92	0.22±0.27	-0.44	-0.13
	Moyenne nocturne	0.5169	0.47±1.98	0.13±0.54	-0.52	-0.14
9	Concentration max. sur 1 h	0.0154	0.77±0.5	0.27±0.18	-0.33	-0.12
	Concentration max. sur 8 h	0.0259	0.98±0.76	0.3±0.24	-0.43	-0.13
	Moyenne diurne	0.0405	1.35±1.23	0.36±0.33	-0.58	-0.15
	Moyenne quotidienne	0.0944	1.56±2.1	0.32±0.43	-0.76	-0.16
	Moyenne nocturne	0.2223	2.08±4.81	0.3±0.69	-1.23	-0.18

Comme il a été mentionné précédemment, cinq mesures moyennes de l'ozone (O₃), y compris la concentration moyenne maximale quotidienne sur une heure, la concentration moyenne maximale quotidienne sur huit heures, la concentration diurne moyenne (de 10 h à 18 h), la concentration moyenne quotidienne, et la concentration nocturne moyenne (de 20 h à 4 h) sont présentées dans le tableau 3.7 avec ajustement météorologique (comprenant toutes les variables météorologiques mentionnées précédemment) et sans. Ces valeurs ont été utilisées pour évaluer la sensibilité du coefficient de régression, estimer les effets météorologiques d'une composante de temps linéaire à long terme [pente pour l'ozone (O₃)] calculés par ce modèle mixte et, surtout, comprendre le lien entre les concentrations d'ozone (O₃) dans la distribution de la fréquence et les changements dans les émissions de précurseurs.

Les résultats des tendances météorologiquement ajustées présentés au tableau 3.7. et calculés à partir des concentrations maximales sur huit heures qui représentent les niveaux maximums sont résumés comme suit : des tendances à la baisse statistiquement significatives sont relevées dans les régions définies par analyse en composantes principales dans l'est de l'Amérique du Nord (CP 1, CP 2, CP 3 et CP 4). Les provinces des Prairies, représentées par CP 5, affichent des tendances à la hausse non significatives. Les régions de l'est ou de l'ouest représentées par CP 7 et CP 9 montrent des tendances à la hausse importantes. Les tendances des concentrations maximales quotidiennes sur une heure de l'ozone (O_3) sont similaires à celles des concentrations maximales quotidiennes sur huit heures. Ces résultats mettent en évidence une grande hétérogénéité dans les régimes chimiques de l'ozone (O_3) dans l'ensemble du continent; cette hétérogénéité découle probablement de distributions spatiales de précurseurs, d'influences météorologiques et de topographies différentes.

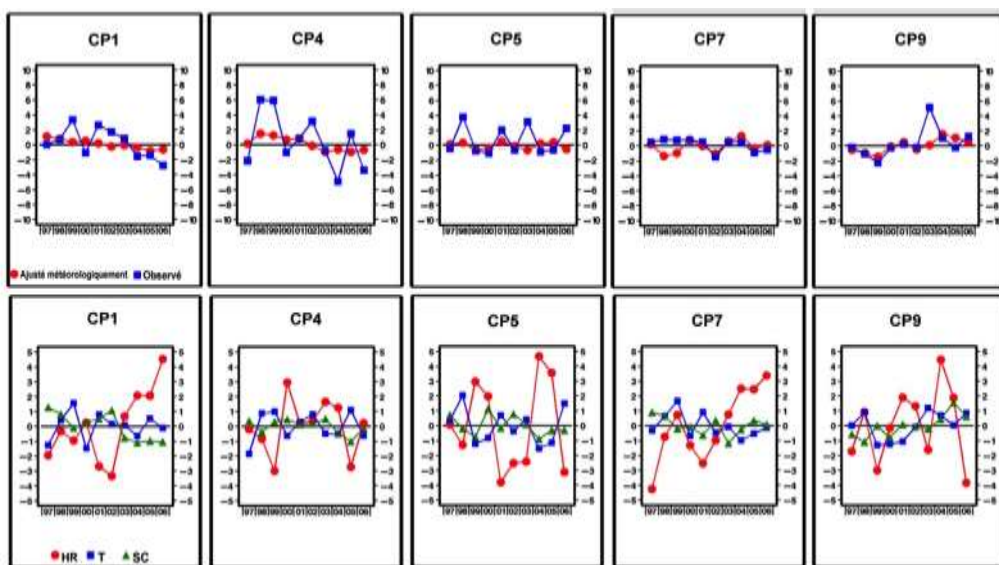


Figure 3.19 Rangée du haut : anomalies dans la moyenne saisonnière (soustraite de la moyenne globale) des tendances de l'ozone ajustées météorologiquement à l'aide d'un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) (tracé en rouge) et niveaux d'ozone observés (tracé en bleu) basés sur les concentrations moyennes maximales (sur huit heures) d'ozone en ppb durant la période allant de 1997 à 2006 (de mai à septembre) pour cinq régions définies par analyse en composantes principales. Rangée du bas : anomalies dans la valeur moyenne de l'humidité relative en pourcentage (en rouge), des températures en degrés Celsius (en bleu) et de la vitesse du vent en m/s-1 (en vert) pour les mêmes régions.

Comme le montre le tableau 3.7 (les deux colonnes le plus à droite), l'ajustement météorologique des valeurs des concentrations moyennes maximales quotidiennes de l'ozone (O_3) ont entraîné une baisse dans les pentes pour régions suivantes : $0,24 \text{ \%}/\text{an}^{-1}$ pour la CP 1 (soit $0,09 \text{ ppb}/\text{an}^{-1}$), $0,36 \text{ \%}/\text{an}^{-1}$ pour la CP 2 (soit $0,16 \text{ ppb}/\text{an}^{-1}$), $0,83 \text{ \%}/\text{an}^{-1}$ pour la CP 3 (soit $0,39 \text{ ppb}/\text{an}^{-1}$), $0,22 \text{ \%}/\text{an}^{-1}$ pour la CP 4 (soit $0,09 \text{ ppb}/\text{an}^{-1}$), $0,17 \text{ \%}/\text{an}$ pour la CP 5 (soit $0,06 \text{ ppb}/\text{an}^{-1}$), $0,27 \text{ \%}/\text{an}^{-1}$ pour la CP 7 (soit $0,1 \text{ ppb}/\text{an}^{-1}$), et $0,43 \text{ \%}/\text{an}^{-1}$ pour la CP 9 (soit $0,13 \text{ ppb}/\text{an}^{-1}$). Comme le montre la figure 3.19, la variabilité interannuelle liée à des changements météorologiques a été considérablement réduite dans les tendances à long terme. La plupart des variables météorologiques utilisées ont été jugées statistiquement significatives dans le modèle dans toutes les régions, sauf les précipitations totales

quotidiennes, qui n'ont pas montré de rapport significatif avec l'ozone (O_3) dans les CP 3, CP 4 et CP 7, et la température et la vitesse du vent ($T \times VV$) qui n'ont pas non plus montré de rapport important avec l'ozone (O_3) dans la CP 4. Tous les termes quadratiques et cubiques dans les températures étaient significatifs pour l'ensemble des composantes principales.

Les valeurs moyennes des concentrations maximales quotidiennes sur une heure et sur huit heures de l'ozone (O_3) représentant l'extrémité supérieure [(valeur maximale de la distribution d'ozone (O_3)] révèlent une plus forte baisse que les moyennes des concentrations diurnes et nocturnes (de 20 h à 4 h) qui représentent l'extrémité inférieure de la distribution. Les résultats des tendances basés sur la concentration maximale quotidienne sur une heure comparativement à la concentration moyenne quotidienne sont les suivants : CP 1 -0,17 c. -0,09 ppb/an⁻¹, CP 2 -0,95 c. -0,67 ppb/an⁻¹, CP 3 -1,32 c. -0,89 ppb/an⁻¹, et CP 4 -0,6 c. -0,31 ppb/an⁻¹ (tableau 3.7). Comme le soulignent Lelieveld *et al.*, 2004, l'extrémité supérieure des distributions d'ozone (O_3) représente les émissions de précurseurs sur une distance plus courte, et la moyenne ou les valeurs inférieures représentent l'ozone (O_3) de fond. Une étude de modélisation (Fiore *et al.*, 2002) utilisant le modèle GEOS-CHEM établit un lien entre la baisse dans l'extrémité supérieure des distributions de l'ozone (O_3) dans l'air de surface au-dessus des États-Unis (reflétant la réduction des émissions d'hydrocarbures et d'oxydes d'azote à l'échelle nationale) et la baisse dans l'extrémité inférieure (reflétant les émissions croissantes de l'Asie). Cette explication concorde relativement bien avec la diminution des concentrations supérieures d'ozone (O_3) dans cette étude, qui est probablement liée aux émissions réduites d'oxydes d'azote (NO_x) observées ces dernières années (depuis 2003) en raison du programme d'échange de bilan (Budget trading Program) des oxydes d'azote (NO_x) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis [ou l'appel du plan de mise en œuvre d'État lié aux oxydes d'azote (NO_x); State Implementation Plan - SIP] mené dans tout l'est des États-Unis (USEPA, 2006a). Les résultats pour la région CP 5 montrent une tendance à la hausse non significative dans les valeurs supérieures de l'ozone (O_3) (0,02 ppb/an⁻¹), qui peut être liée à la croissance des activités industrielles en Alberta et en Saskatchewan au cours des dernières années. Dans les régions CP 7 et CP 9, des tendances à la hausse ont été observées à tous les niveaux d'ozone (O_3) et concordent avec les résultats publiés par Lelieveld *et al.* (2004) qui indiquent une tendance à la hausse au-dessus de l'océan Atlantique, et par Jaffe *et al.* (2003) et Vingarzan et Taylor (2003) qui indiquent une tendance à la hausse sur la côte ouest des États-Unis. Cependant, similairement aux résultats et aux explications fournis pour les régions CP 1, CP 2, CP 3 et CP 4, l'ampleur relative de la hausse dans les valeurs de concentrations maximales quotidiennes sur une heure de l'ozone (O_3) est légèrement inférieure aux valeurs moyennes quotidiennes, avec notamment 0,16 c. 0,22 ppb/an⁻¹ et 0,27 c. 0,32 ppb/an⁻¹ pour la CP 7 et la CP 9, respectivement. Pour résumer, dans le contexte de cette étude, le rythme relativement lent de la baisse des valeurs moyennes quotidiennes par rapport aux valeurs maximales quotidiennes sur une heure pour les CP 1, CP 2, CP 3 et CP 4, et le rythme relativement rapide de la hausse des valeurs moyennes quotidiennes pour les CP 5, CP 7 et CP 9 peuvent, encore une fois, confirmer la hausse à grande échelle de l'ozone (O_3) dans l'hémisphère Nord en termes de concentrations de base. Toutefois, il faut garder à l'esprit qu'il y a relativement moins de sites dans les CP 5, CP 7 et CP 9 comparativement aux autres régions définies par analyse en composantes principales. Par conséquent, plus d'incertitudes demeurent quant aux résultats dans ces trois régions.

3.3.4.1.3 Changements de l'ozone par rapport aux changements climatiques

Afin de comprendre les causes potentielles de la variabilité interannuelle de l'ozone (O_3), les moyennes saisonnières de mai à septembre des tendances ajustées météorologiquement (le caractère saisonnier ayant aussi été pris en compte dans le modèle par des fonctions sinusoïdales avec des périodicités variant de trois à un an – voir les définitions de modèles) sont comparées aux anomalies liées à la température maximale quotidienne sur une heure, à l'humidité relative moyenne quotidienne et à la vitesse du vent moyenne quotidienne qui sont présentées à la figure 3.19. On sait qu'une température accrue engendre une réaction photochimique plus rapide pour la formation de l'ozone (O_3), tandis que des vitesses accrues du vent liées au transport à grande distance depuis des zones sources de précurseurs en amont sont généralement associées à des concentrations accrues d'ozone (O_3) pour les sites non urbains (pour les sites qui sont plus proches des sources de précurseurs, la vitesse accrue du vent est liée à des concentrations d'ozone (O_3) à la baisse en raison de l'effet de dilution). D'un autre côté, des taux d'humidité plus élevés sont généralement associés à une abondance des nuages et à une instabilité atmosphérique plus fortes, ce qui entraîne le ralentissement des processus et l'épuisement de l'ozone (O_3) troposphérique (Camalier *et al.*, 2007).

Cependant, il est important de souligner que les variables météorologiques mentionnées précédemment ne sont utilisées qu'à titre de substitution pour les processus météorologiques complexes et les régimes météorologiques synoptiques influant sur les précurseurs qui ont eux-mêmes un effet sur les concentrations d'ozone (O_3). La 1^{re} rangée dans la figure 3.19 montre la moyenne saisonnière des tendances de l'ozone (O_3) ajustées météorologiquement (cercles rouges) ainsi que les données observées (carrés bleus) pour chaque région définie par analyse en composantes principales de mai à septembre. La 2^e rangée correspond à la moyenne saisonnière des anomalies liées à la température, à l'humidité relative et à la vitesse du vent de mai à septembre. On remarque dans les cinq régions définies par analyse en composantes principales que les variations interannuelles des valeurs des concentrations d'ozone (O_3) et des températures observées se suivent de très près. Par exemple, une année affichant des anomalies positives dans les températures est généralement associée à des anomalies positives dans les concentrations d'ozone (O_3) et vice-versa, de mai à septembre. Prenons par exemple la région CP 4; en 1999, la moyenne saisonnière de l'ozone (O_3) a été ajustée à la baisse, car les anomalies positives de température (carrés bleus), les anomalies négatives de l'humidité relative (cercles rouges) et la vitesse du vent (triangles verts) correspondantes, qui étaient proches de la moyenne sur dix ans, ont créé des conditions météorologiques relativement favorables à la formation d'ozone (O_3). Cet ajustement à la baisse en 1999 s'est également produit dans la plupart des autres régions dans l'est de l'Amérique du Nord. L'ajustement à la hausse en 2000 par exemple, était nécessaire pour compenser les conditions défavorables à la formation de l'ozone (O_3) potentiellement causées par les anomalies positives dans les températures et négatives dans l'humidité relative. Pour 2003, les valeurs ajustées météorologiquement sont plus ou moins les mêmes que les valeurs observées; cela est dû aux conditions défavorables créées par des anomalies négatives dans les températures, et positives dans l'humidité relative, contrairement aux conditions favorables créées par des anomalies positives dans la vitesse du vent. Rappelons qu'en raison de la nature non linéaire de la chimie de l'ozone (O_3) et des effets synergiques (ou antagonistes pour la température et l'humidité

relative) des différentes variables météorologiques, cette explication relativement simple peut ne pas s'appliquer dans d'autres cas.

Malgré cette restriction, les tendances ajustées météorologiquement semblent suivre relativement bien cette logique dans cet ensemble particulier de régions définies par analyse en composantes principales, même pour les années restantes.

3.3.4.1.4 Concentrations moyennes d'ozone dans différents types de masse d'air

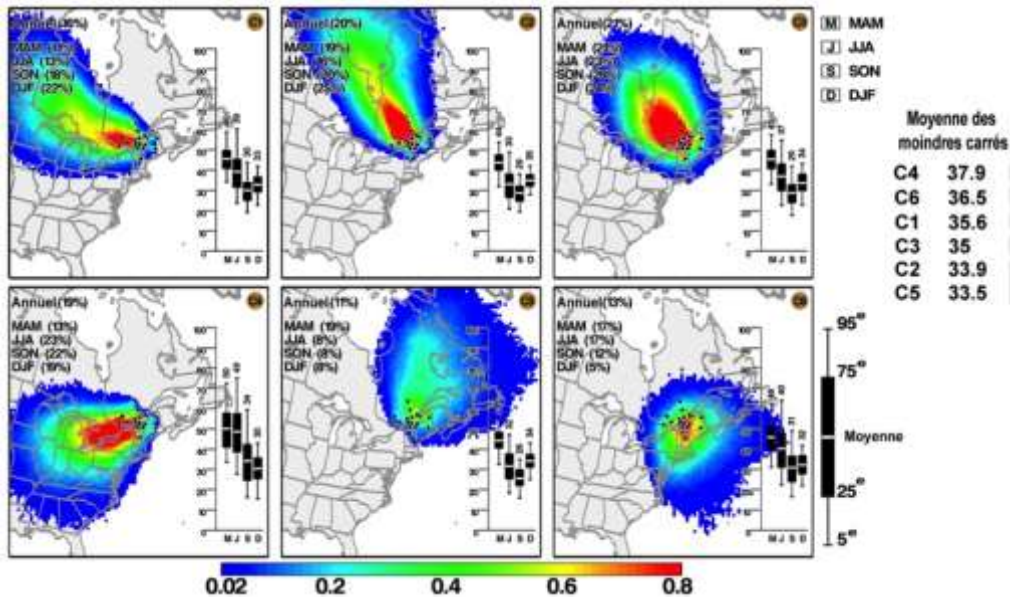


Figure 3.20 Six types de trajectoires utilisés dans le modèle mixte linéaire généralisé pour la CP1²

² Les fréquences de transport saisonnières et annuelles pour chaque type de trajectoire sont présentées dans le coin supérieur gauche de chaque diagramme à surface. Les diagrammes à surface saisonniers, basés sur les concentrations maximales quotidiennes (sur huit heures) d'ozone en ppb pour chaque type de trajectoire, sont présentés à droite. Le paramètre de la moustache supérieure, du quartile supérieur, de la médiane, et du quartile inférieur de la boîte, ainsi que le paramètre de la moustache inférieure indiquent les valeurs du 95^e centile, du 75^e centile, de la médiane, du 25^e centile et du 5^e centile, respectivement. Les valeurs numériques des moyennes saisonnières sont présentées juste au-dessus de la moustache supérieure. Les résultats de la correction de Bonferroni apportée au seuil de significativité des tests (à un niveau de confiance par catégorie de familles de 95 %) sont présentés à droite de la figure, par ordre décroissant, des niveaux d'ozone par moyenne des moindres carrés les plus élevés aux plus bas associés aux types de masse d'air pour la CP1 (sud du Québec), sur la base de données couvrant la période de 1997 à 2006 (de janvier à décembre). Il n'existe pas de différence significative lorsque différents types sont rassemblés par la barre verticale.

Tel qu'il est décrit dans Chan (2009), les trajectoires des masses d'air ont d'abord été triées à l'aide de la méthode de regroupement des trajectoires par type (Dorling *et al.*, 1992) pour être ensuite utilisées comme variables de classification des masses d'air dans le modèle mixte linéaire généralisé. Par

conséquent, des comparaisons multiples des moyennes des moindres carrés des concentrations d'ozone (O_3) associées à différents types de masse d'air ont été effectuées; les résultats sont présentés à droite dans la figure 3.20 avec des données pour l'année entière [non limitées à la saison d'ozone (O_3)]. Les moyennes des moindres carrés calculées avec le modèle mixte linéaire généralisé représentent les moyennes annuelles de l'ozone (O_3) qui ont été ajustées pour les variations à l'intérieur du site et entre les sites. Ces résultats donnent un aperçu des types de masse d'air et du modèle de transport associés à des valeurs d'ozone (O_3) élevées et basses dans les régions. À titre d'exemple, prenons la région CP 1 (sud du Québec) dans la figure 3.20; la moyenne des moindres carrés la plus élevée pour les concentrations d'ozone (O_3) (38 ppb) des 18 sites dans la région a été associée au type de trajectoires 4 (C4), qui correspond à des flux d'air passant au-dessus de la vallée de la rivière Ohio et de zones du Midwest des États-Unis et traversant le sud-est de l'Ontario pour finalement toucher la région. Le diagramme à surface pour ce type de trajectoires montre les moyennes les plus élevées ainsi que des variations des concentrations d'ozone (O_3) au printemps (M-A-M), en été (J-J-A) et en automne (S-O-N). Cela pourrait indiquer que les concentrations d'ozone (O_3) au printemps n'incluent pas que les concentrations d'ozone aux échelles hémisphérique et stratosphérique, mais également l'ozone (O_3) photochimique produit dans des zones polluées et formé le long de l'itinéraire de transport. Ce phénomène n'est pas surprenant, étant donné que le rayonnement solaire commence à apparaître en mars à des latitudes moyennes dans l'hémisphère Nord. Comparativement aux fréquences de trajectoire saisonnières pour les types de trajectoires indiqués dans le coin supérieur gauche, des pourcentages relativement élevés de ce modèle de transport sont notables en juillet-juillet-août (23 %) et en septembre-octobre-novembre (22 %). Ce modèle de transport a été analysé ailleurs, notamment en ce qui concerne les passages frontaux et le flux d'air dans le sens horaire qui sont formés derrière un anticyclone stagnant et transportent des masses d'air à travers la frontière (Lyons et Cole, 1976; Wolff et Liou, 1980).

La deuxième plus forte moyenne des moindres carrés des concentrations d'ozone (O_3) est associée au type de trajectoires 6 (C6), où les masses d'air proviennent du nord-est des États-Unis (moyenne des moindres carrés de 36,5 ppb). Ce modèle de transport a été associé à la stagnation causée par des anticyclones qui se déplacent lentement de l'Atlantique, tel qu'il a été expliqué dans de nombreuses études (Wolff *et al.*, 1977; Altshuller, 1978; Vukovich et Fishman, 1986). En outre, le modèle de transport a été confirmé avec une hauteur et une distance de transport moyennes (non indiquées) qui montraient la plus courte distance de transport et l'ascendance minimale, notamment durant les mois de juin, juillet et août, comparativement aux cinq autres types de trajectoires.

La plus faible moyenne des moindres carrés des concentrations d'ozone (O_3) de 33,5 ppb est associée au type de trajectoires 5 (C5), qui inclut le plus haut pourcentage de transport durant les mois de mars, avril et juin, avec des masses d'air provenant de l'océan Atlantique Nord. La deuxième plus faible moyenne des moindres carrés de 34 ppb est associée au type de trajectoire 2 (C2), qui n'est pas très différent de C5 (joint par la barre verticale à l'extrême droite de la figure 3.20). Ce type de trajectoires inclut des transports à grande distance depuis le nord du Canada avec des hauteurs de transport relativement élevées (non indiquées) et il est le plus fréquent durant les mois de décembre, janvier et février. Cependant, la concentration moyenne de l'ozone (O_3) indiquée dans le diagramme de quartiles est la plus élevée pour ce type de trajectoires en particulier durant les mois de décembre, janvier et

février, comparativement à d'autres types de trajectoires au cours des mêmes mois. Bien que des données de l'année entière aient été utilisées pour les comparaisons des moyennes des moindres carrés, ces résultats concordent avec notre constatation actuelle selon laquelle les concentrations d'ozone (O_3) plus élevées sont formées dans des zones d'émissions élevées d'oxydes d'azote (NO_x) et de composés organiques volatils d'origine anthropique, tandis que les concentrations d'ozone (O_3) inférieures naissent dans des zones océaniques et des zones froides plus vierges et plus éloignées du Nord (Schichtel et Husar, 2001; Brankov *et al.*, 2003). De nombreuses raisons peuvent expliquer le comportement inverse de la moyenne des moindres carrés des concentrations d'ozone (O_3) associée à des flux provenant du nord et du sud de la région durant les mois plus froids. L'une des raisons évidentes est que la masse d'air qui est transportée depuis le nord est déplacée à une altitude relativement élevée dans la troposphère, comparativement à la masse d'air transportée depuis le sud de la région. Ce phénomène entraîne, par conséquent, de faibles dépôts secs. La deuxième raison possible est que les concentrations d'ozone (O_3) relativement faibles provenant du sud pendant les mois plus froids peuvent découler du piégeage du monoxyde d'azote qui survient le long de l'itinéraire de transport.

Singh *et al.* (1978) ont montré des variations théoriques dans les concentrations d'ozone (O_3) à des sites éloignés et ont souligné que les concentrations d'ozone (O_3) durant les mois de juin, juillet et août comportent trois catégories d'ozone, à savoir de l'ozone naturel (ozone de fond), de l'ozone photochimique à l'échelle régionale et de l'ozone transporté sur une grande distance. Il est possible d'estimer les contributions de l'ozone (O_3) transporté à l'échelle sous-régionale ou sur de grandes distances en utilisant la même idée, notamment en séparant simplement les origines des masses d'air à l'aide du regroupement par type des trajectoires régressives qui sont suivies par les parcelles d'air. Une comparaison peut être effectuée en relevant la différence entre les concentrations moyennes d'ozone (O_3) associées à une origine de masse d'air choisie ou à l'origine de la masse d'air le plus pur ayant des effets anthropiques minimales. En outre, toute perte d'ozone (O_3), comme celles causées par des dépôts secs ou le piégeage du monoxyde d'azote, doit être minimisée en utilisant les valeurs de concentrations moyennes maximales quotidiennes sur huit heures de l'ozone (O_3). Par exemple, au cours des mois de juin, juillet et août, une moyenne de 32 ppb est associée au type de trajectoires 5, qui correspond aux flux océaniques amenant (en moyenne) les plus faibles concentrations d'ozone (O_3) parmi d'autres types de trajectoires durant la même saison. D'un autre côté, une moyenne de 49 ppb est associée à un type de trajectoires 4, qui correspond à l'ozone (O_3) supplémentaire généré par des sources d'émissions de précurseurs situées le long du corridor Windsor-Québec, et aux sources ponctuelles majeures près de la vallée de la rivière Ohio plus en aval. Ainsi, la contribution moyenne de ces zones à l'échelle sous-régionale peut être estimée à environ 17 ppb.

3.3.4.1.5 Comparaison des moyennes sur quatre ans; période de 1997 à 2000 par rapport à la période de 2003 à 2006

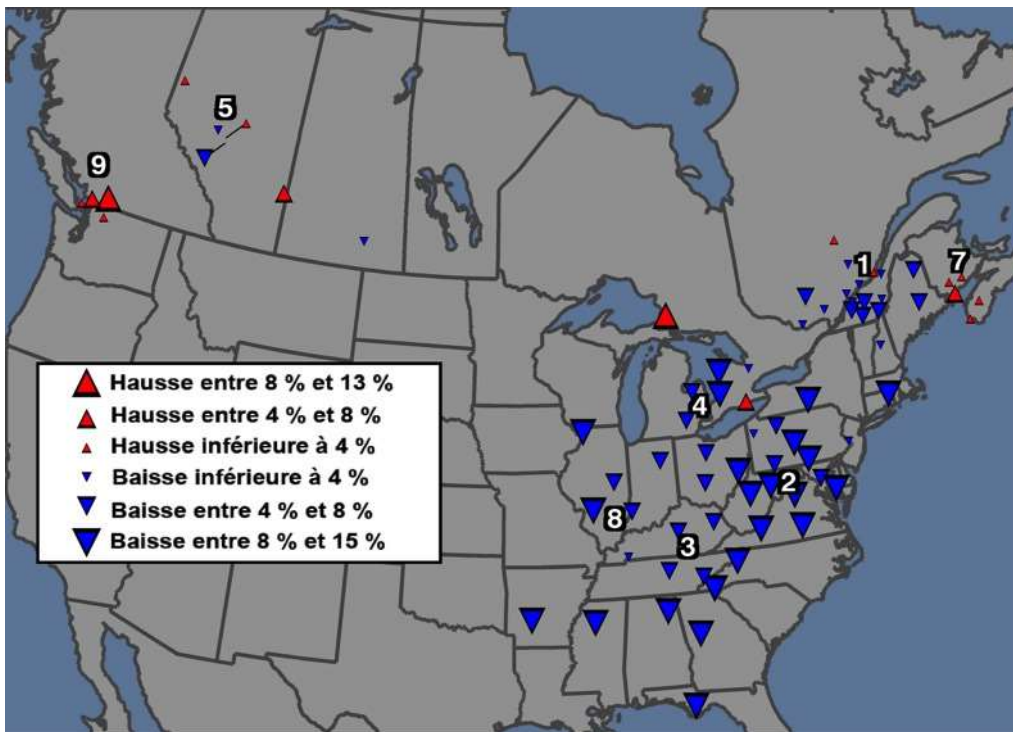


Figure 3.21 Différences observées au cours de la période moyenne de trois ans allant de 1997 à 2000 (de mai à septembre) par rapport aux tendances de l’ozone ajustées météorologiquement à l’aide d’un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) d’après les valeurs maximales quotidiennes sur 8 heures de 2003 à 2006.

Tableau 3.8 Différences de pourcentage entre les tendances ajustées météorologiquement de la concentration moyenne maximale quotidienne (sur huit heures) sur une période moyenne de trois ans; soit entre mai et septembre de 1997 à 2000, et de 2003 à 2006, sur la base des valeurs établies avec le modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) et présentées à la figure 3.20. Ces différences représentent la concentration moyenne de 2003 à 2006 moins la concentration moyenne de 1997 à 2000, divisée par la concentration moyenne de 1997 à 2000.

CP	Période moyenne	Moyenne	Variation en pourcentage
1	De 2003 à 2006 (T1)	35.2	-3.2
	De 1997 à 2000 (T2)	36.4	
	Différence (T1-T2)	-1.2	
2	De 2003 à 2006 (T1)	42.3	-7.9
	De 1997 à 2000 (T2)	46.0	
	Différence (T1-T2)	-3.6	
3	De 2003 à 2006 (T1)	45.2	-8.6
	De 1997 à 2000 (T2)	49.4	
	Différence (T1-T2)	-4.3	
4	De 2003 à 2006 (T1)	39.5	-4.1
	De 1997 à 2000 (T2)	41.2	
	Différence (T1-T2)	-1.7	
5	De 2003 à 2006 (T1)	38.5	0.0
	De 1997 à 2000 (T2)	38.5	
	Différence (T1-T2)	0.0	
7	De 2003 à 2006 (T1)	36.5	2.1
	De 1997 à 2000 (T2)	35.7	
	Différence (T1-T2)	0.8	
9	De 2003 à 2006 (T1)	31.8	5.2
	De 1997 à 2000 (T2)	30.2	
	Différence (T1-T2)	1.6	

Les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) des États-Unis ont baissé continuellement de 1997 à 2006 à la suite de réductions des sources mobiles routières, des sources de production d'électricité et des sources industrielles (Canada-États-Unis, 2008). Pour déterminer si ces réductions ont produit des concentrations inférieures d'ozone (O_3) à des sites de mesure non urbains, on a comparé la moyenne sur quatre ans des concentrations d'ozone (O_3) de la période de 1997 à 2002 et de la période de 2003 à 2006. La période moyenne de quatre ans a été choisie pour minimiser les effets de la variabilité interannuelle, et les périodes de 1997 à 2000 et de 2003 à 2006 ont été sélectionnées pour maximiser les différences de concentration potentielles entre le début de la période de données (c.-à-d. la période affichant les émissions de NO_x les plus élevées) et la fin de la période de données (c.-à-d. la période affichant les émissions de NO_x les plus faibles). Les années dans l'intervalle, à savoir 2001 et 2002,

n'ont pas été prises en compte afin de maximiser les différences. Les écarts entre les moyennes sur quatre ans pour les périodes de 1997-2000 et de 2003-2006 de mai à septembre sont résumés au tableau 3.8 pour chaque région définie par analyse en composantes principales. Ces écarts ont été déterminés à partir des tendances ajustées météorologiquement qui sont basées sur les concentrations moyennes maximales quotidiennes sur huit heures modélisées par analyse en composantes principales et par modèle mixte linéaire généralisé. Les différences entre les deux périodes sont toutes statistiquement significatives. On note une baisse de 3,2 % dans la CP 1 (Québec), une baisse de 7,9 % dans la CP 2 (nord-est des États-Unis), une baisse de 8,6 % dans la CP 3 (sud-est des États-Unis), une baisse de 4,1 % dans la CP 4 (sud de l'Ontario/Grands Lacs/cours supérieur de la rivière Ohio), aucun changement (0,0 %) dans la CP 5 (Alberta), une hausse de 2,1 % dans la CP 7 (Atlantique), et une hausse de 5,2 % dans la CP 9 (Pacifique). À titre de référence, une perspective régionale des changements de l'ozone (O_3) est présentée à la figure 3.17. En outre, les résultats des changements à chaque site sont fournis à la figure 3.21, indiquant de fortes baisses dans les régions du nord-est et du sud-est des États-Unis et à un certain nombre d'emplacements dans le sud de l'Ontario et au Québec. Des résultats concordants et comparables figurent dans le rapport d'étape du programme d'échange de bilan des oxydes d'azote de 2007 (NBP 2007 Progress Report) (USEPA, 2008) et dans Gého et al. (2007). D'un autre côté, les sites de cette étude qui sont situés dans les régions du Pacifique (bassin de Géorgie) et de l'Atlantique affichent des hausses modérées sur les deux périodes moyennes. On a obtenu des résultats contrastés à des sites en Alberta/Saskatchewan. Dans Gého *et al.* (2007), les concentrations d'ozone (O_3) de mai à septembre, au cours de la période de 2003-2004, à l'est des États-Unis, ont montré une hausse moyenne de 13 % par rapport aux concentrations de 1997-1998, sur la base des concentrations moyennes maximales quotidiennes sur heures de l'ozone (O_3).

3.3.4.2 Autres tendances de l'ozone signalées

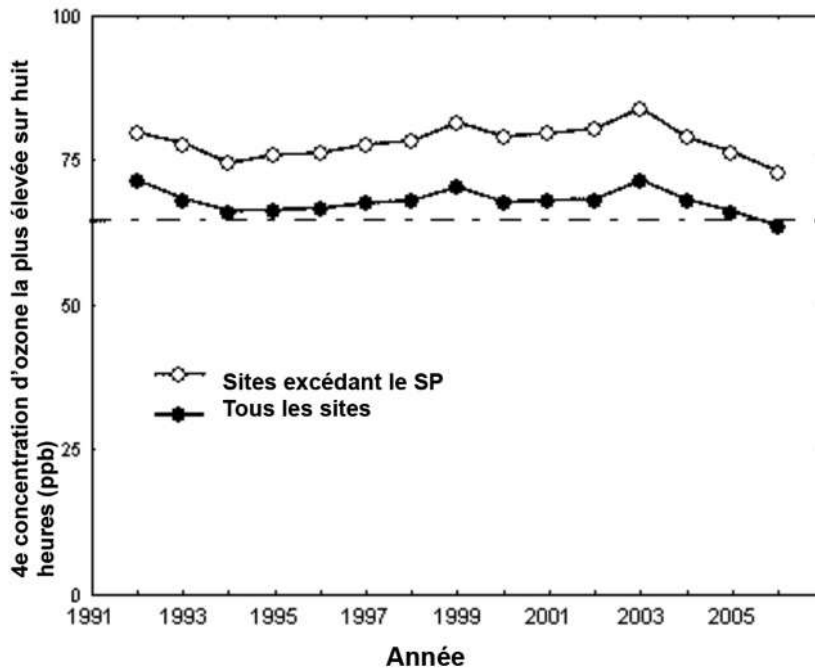


Figure 3.22 La moyenne triennale mobile de la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne (sur huit heures) d'ozone en ppb entre 1990 et 2006 (tous les sites canadiens et tous les sites excédant le standard pancanadien de 65 ppb entre 2004 et 2006).

Les moyennes mobiles sur 3 ans de la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures de l'ozone (O_3) de 1990 à 2006 pour tous les sites canadiens sont présentées à la figure 3.22. La moyenne triennale de la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures de l'ozone (O_3) est la mesure utilisée pour le standard pancanadien de l'ozone (O_3). Seuls les sites affichant au moins 75 % ont été inclus dans le diagramme (88 sites au total). Le diagramme comprend en outre un sous-ensemble de sites présentant des tendances qui dépassent 65 ppb pour les années 2004 à 2006. On comptait au total 37 sites dans ce groupe, et tous ces sites étaient situés en Ontario et au Québec, sauf le site du parc national Kejimikujik. Comme il est mentionné dans le rapport d'étape quinquennal pour le standard pancanadien (gouvernement du Canada, 2007), les concentrations d'ozone (O_3) à l'échelle nationale n'affichaient aucune tendance s'inscrivant dans le standard pancanadien pour la période de 2001 à 2005. Toutefois, il est évident que le diagramme de la figure 3.22 montre un point d'inflexion en 2003 avec une pente déclinante de 2003 à 2006.

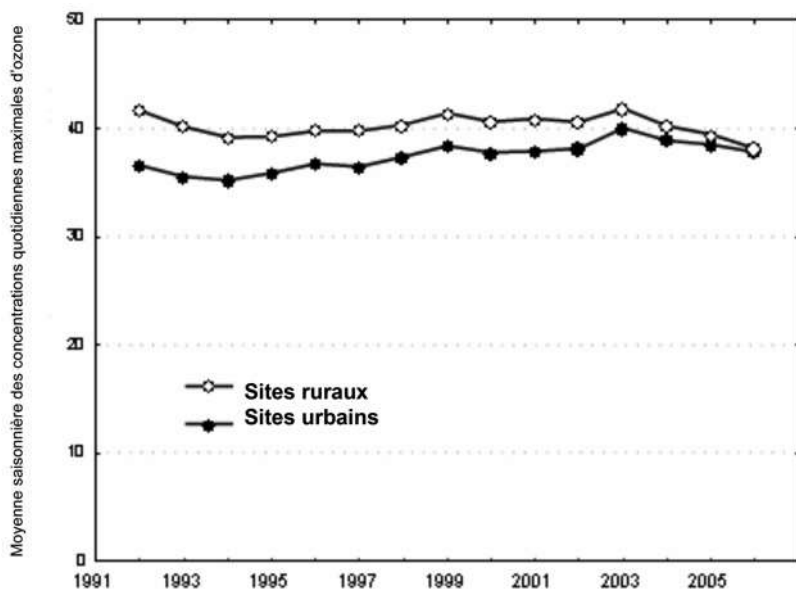


Figure 3.23 La moyenne triennale mobile de la moyenne saisonnière des concentrations moyennes maximales sur huit heures entre 1990 et 2006 (sites urbains et ruraux).

L'Indicateur canadien de durabilité de l'environnement (ICDE) pour l'ozone (O₃) est basé sur la moyenne saisonnière de la concentration maximale quotidienne sur huit heures de l'ozone (O₃). La moyenne triennale mobile des concentrations moyennes maximales quotidiennes (sur huit heures) de l'ozone (O₃) par saison entre 1990 et 2006 est indiquée séparément pour des sites urbains et ruraux à la figure 3.23 (intégralité des données d'au moins 75 %). Comme il a été mentionné précédemment, les sites urbains affichent des concentrations moyennes saisonnières d'ozone (O₃) inférieures à celles des sites ruraux. Dans la figure 3.23, on peut voir que les moyennes des sites urbains sont proches des moyennes des sites ruraux, étant donné que le piégeage du monoxyde d'azote est réduit en raison de ses concentrations à la baisse. Cela a entraîné une tendance à la hausse de l'Indicateur canadien de durabilité de l'environnement (ICDE) pour l'ozone (O₃) puisque ce dernier dépend fortement des résultats des sites urbains. Un point d'inflexion dans les deux courbes est visible en 2003 avec une pente déclinante de 2003 et 2006. Les différences urbaines et rurales sont abordées plus loin dans ce chapitre.

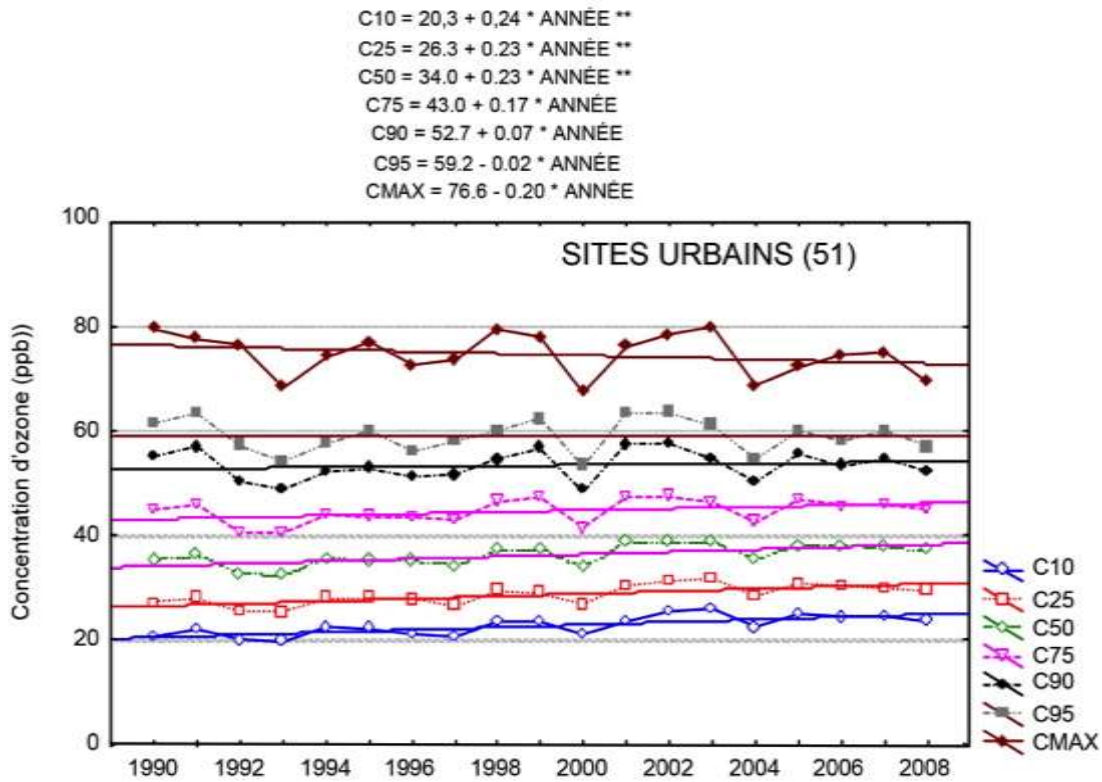


Figure 3.24 Tendence des concentrations maximales quotidiennes (sur huit heures) de l'ozone aux 10^e, 25^e, 50^e, 75^e, 90^e et 95^e centiles et concentrations maximales aux sites urbains canadiens entre 1990 et 2006. Les courbes de régression marquées d'un double astérisque (**) sont statistiquement significatives au niveau de confiance associé au 95^e centile.

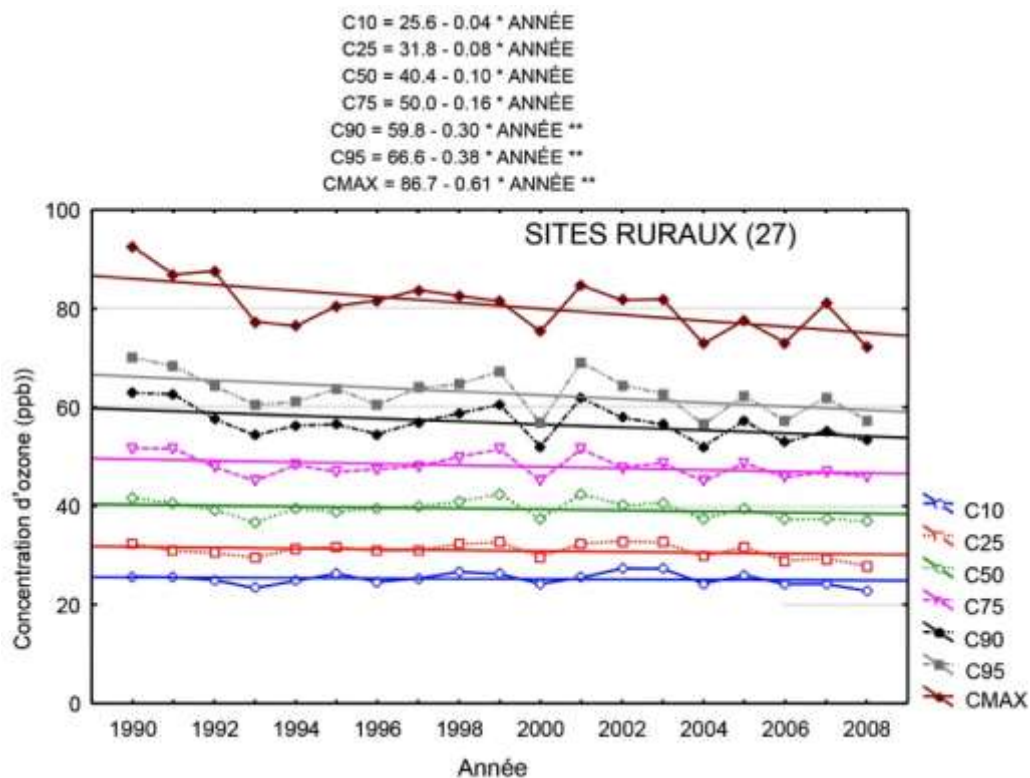


Figure 3.25 Tendence des concentrations maximales quotidiennes (sur huit heures) de l'ozone aux 10^e, 25^e, 50^e, 75^e, 90^e et 95^e centiles et concentrations maximales aux sites ruraux canadiens entre 1990 et 2006. Les courbes de régression marquées d'un double astérisque (**) sont statistiquement significatives au niveau de confiance associé au 95^e centile.

Comme il est expliqué par Jenkin (2008) et Ainslie et Steyn (2007) ainsi que dans les sections précédentes, les tendances de l'ozone (O₃) peuvent varier sensiblement en fonction de l'emplacement du site (urbain, rural, de référence) et des statistiques analysées. Une analyse des tendances des concentrations maximales quotidiennes sur huit heures de l'ozone (d'avril à septembre uniquement) à différents centiles (10^e, 25^e, 50^e, 75^e, 95^e et maximum) a été menée pour un groupe de sites urbains et ruraux pour la période allant de 1990 à 2006. Au total, 57 sites urbains et 27 sites ruraux répondaient aux exigences en matière d'intégralité des données. Les sites urbains ont été répartis dans l'ensemble du Canada, mais les sites ruraux étaient principalement situés en Ontario et au Québec, avec trois sites dans le Canada atlantique et deux sites en Colombie-Britannique. La figure 3.24 montre les résultats des tendances pour les sites urbains affichant des tendances positives et statistiquement significatives (le coefficient de confiance au 95^e centile) pour les 10^e, 25^e et 50^e centiles. Bien que les pentes étaient négatives dans les diagrammes avec des centiles supérieurs, elles n'étaient pas statistiquement significatives. Comme le montre la figure 3.25, les sites ruraux affichaient des pentes négatives à tous les centiles avec des baisses statistiquement significatives dans les concentrations d'ozone sur huit heures au maximum, au 95^e et au 75^e centiles. Les résultats urbains illustrent l'effet des diminutions du monoxyde d'azote dans la réduction du piégeage de l'ozone de même qu'une tendance à la hausse nettement apparente dans les concentrations moyennes d'ozone et les concentrations aux centiles inférieurs. Les concentrations d'ozone aux centiles supérieurs dans les zones urbaines montrent une

tendance négative, mais pas statistiquement significative. Les sites ruraux montrent que, à l'échelle régionale, l'ozone a réagi aux réductions d'émissions, et que les concentrations d'ozone sur huit heures affichent une baisse statistiquement significative. Pour ce groupe de sites ruraux (principalement en Ontario et au Québec), il n'y a pas de preuves de hausse dans les concentrations médianes d'ozone due à des concentrations accrues d'ozone de fond.

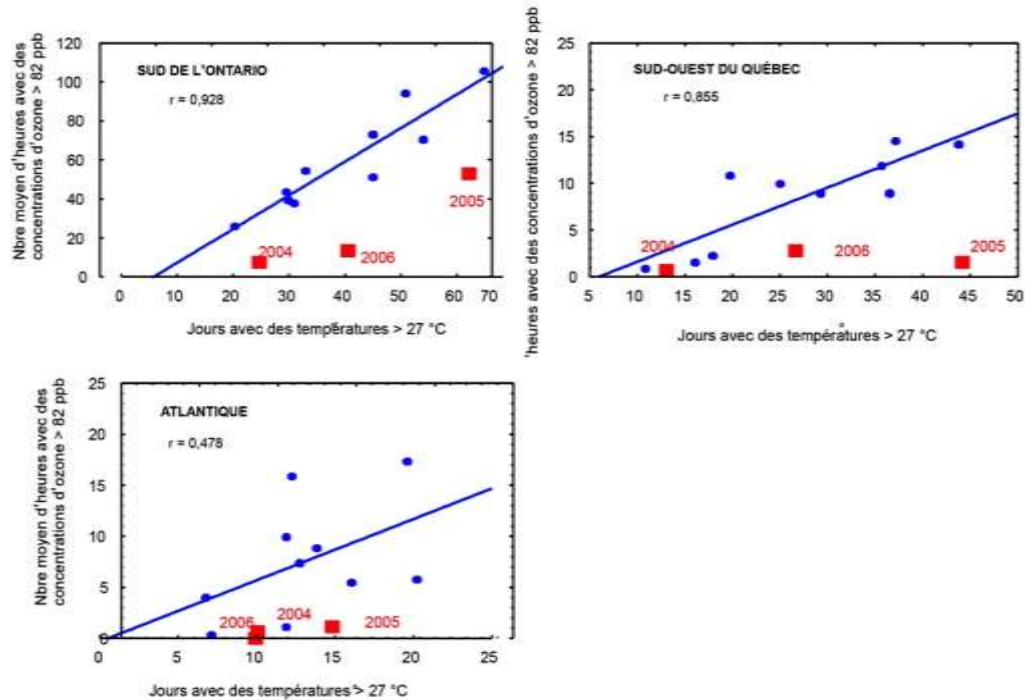


Figure 3.26 Relation entre les jours affichant des températures maximales quotidiennes au-dessus de 27 °C et le nombre d'heures moyen durant lesquelles les concentrations d'ozone sont supérieures à 82 ppb (de 1994 à 2002 et en 2004, 2005 et 2006).

Comme il a été mentionné précédemment, la température maximale quotidienne est un important prédicteur de concentrations d'ozone (O_3) élevées. Dans l'est, on a montré que le nombre de jours affichant des températures maximales quotidiennes supérieures à 27 °C concorde bien avec les jours affichant une concentration maximale quotidienne d'ozone (O_3) supérieure à 65 ppb et des heures présentant des concentrations maximales d'ozone (O_3) supérieures à 82 ppb (ancien objectif national en matière de qualité de l'air pour l'ozone (O_3) (Environnement Canada, 2005b). Dans la figure 3.26, la relation entre les jours affichant une température maximale quotidienne supérieure à 27 °C et le nombre moyen d'heures durant lesquelles les concentrations d'ozone (O_3) supérieures à 82 ppb est présentée sous forme de diagramme pour les trois régions (en utilisant uniquement des sites avec des données complètes) pour la période allant de 1994 à 2002. La corrélation était la plus élevée pour le sud de l'Ontario. Les résultats pour les années 2004, 2005 et 2006 ont été traités séparément, et les graphiques montrent clairement que les concentrations maximales d'ozone dans la période allant de 2004 à 2006 sont bien inférieures durant les jours affichant des températures élevées que dans le passé (de 1994 à 2002). Ce même résultat apparaît pour les sites au nord-est des États-Unis et découle de

réductions significatives des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) aux États-Unis entre 2002 et 2006 (USEPA, 2007).

3.4 Précurseurs de l'ozone

3.4.1 Oxydes d'azote (NO_x) et azote réactif total (NO_Y) en milieu rural

3.4.1.1 Introduction

Tableau 3.9 Oxydes d'azote – Espèces et terminologie

Formule/	Composé/Définition
Abréviation	Monoxyde d'azote
NO	Dioxyde d'azote
NO_2	= NO + NO_2
NO_x	Nitrate de peroxyacétyle
PAN	Acide nitrique
HNO_3	Nitrate particulaire
p- NO_3^-	Nitrates organiques
RONO_2	Acide nitreux
HONO	= PAN + HNO_3 + p- NO_3^- + HONO + RONO_2 + autres espèces d'azote à l'état oxydé
NOZ	= NO_x + NOZ

Plusieurs symboles chimiques (NO_x , NO_Y et NO_Z) sont utilisés pour représenter les différents groupes d'espèces d'oxydes d'azote qui sont importantes dans les atmosphères rurales (Olszyna *et al.*, 1994). Les noms et abréviations communs de ces espèces sont décrits dans le tableau 3.9. Dans le présent rapport, la famille des espèces d'oxydes d'azote réactives dans la troposphère est généralement indiquée par le symbole NO_Y et comprend principalement le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO_2), le nitrate de peroxyacétyle (PAN), l'acide nitrique (HNO_3) et le nitrate particulaire (p- NO_3^-). D'autres espèces organiques et inorganiques peuvent apporter des contributions supplémentaires aux concentrations totales de la famille. Ces espèces jouent plusieurs rôles significatifs dans la photochimie troposphérique, la production d'ozone (O_3) et les dépôts acides. Les radicaux hydroxyles et peroxydes organiques sont responsables d'une grande partie de l'oxydation du monoxyde d'azote (NO) et du dioxyde d'azote (NO_2); les radicaux hydroxyles oxydent le dioxyde d'azote (NO_2) en acide nitrique (HNO_3), et les radicaux peroxyacétyles se combinent avec le dioxyde d'azote (NO_2) pour former du nitrate de peroxyacétyle (PAN) (voir la chimie expliquée au chapitre 2). Ces réactions exercent une influence limitative du bilan des radicaux dans la troposphère.

3.4.1.2 Différences techniques en matière de mesure du monoxyde d'azote (NO) et du dioxyde d'azote (NO₂)

Il existe quatre différences significatives dans les techniques de mesure du monoxyde d'azote (NO) et du dioxyde d'azote (NO₂) entre le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (principalement pour les sites urbains) qui ont été expliquées précédemment dans la section 3.2.3. La méthode du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air a été élaborée spécialement pour les mesures dans régions rurales et éloignées. Elle minimise les pertes liées aux lignes de prélèvement des espèces d'oxydes d'azote réactives (NO_y) en plaçant le convertisseur au molybdène à l'orifice d'entrée. Le filtre d'entrée pour échantillon est placé après le convertisseur au molybdène, ce qui permet au nitrate particulaire (p-NO₃⁻) d'être converti en monoxyde d'azote; par ailleurs, un autre instrument convertit le dioxyde d'azote (NO₂) en monoxyde d'azote [les instruments du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique convertissent toutes les espèces d'oxydes d'azote réactives (NO_y)], et des analyseurs de concentrations très sensibles sont également utilisés. L'incidence de ces différences d'instruments sur les concentrations de dioxyde d'azote (NO₂) déclarées par les deux programmes de mesure est décrite dans la section 3.4.1.4.

3.4.1.3 Concentrations d'espèces d'azote en milieu rural

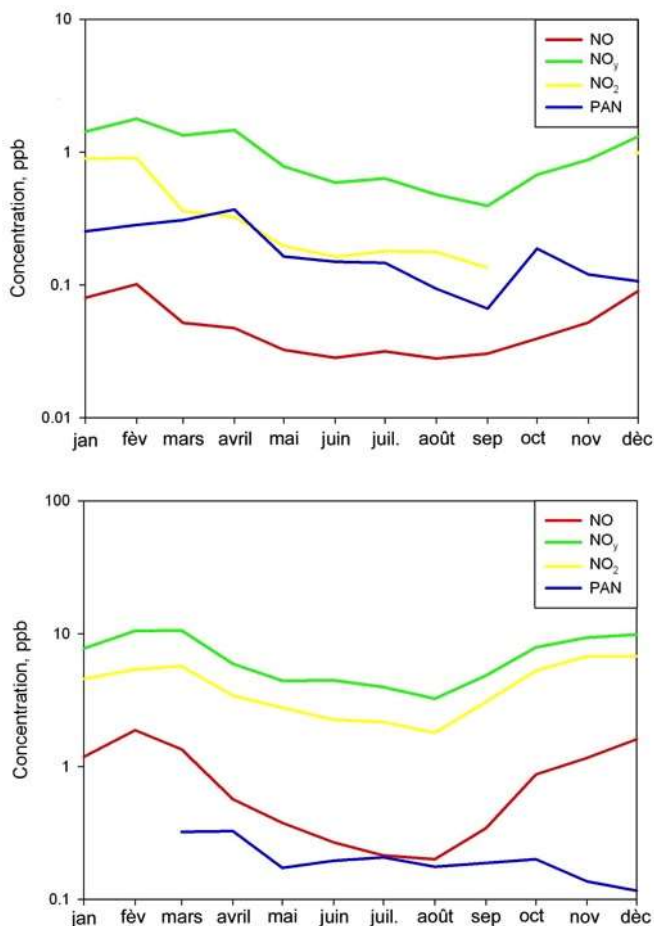
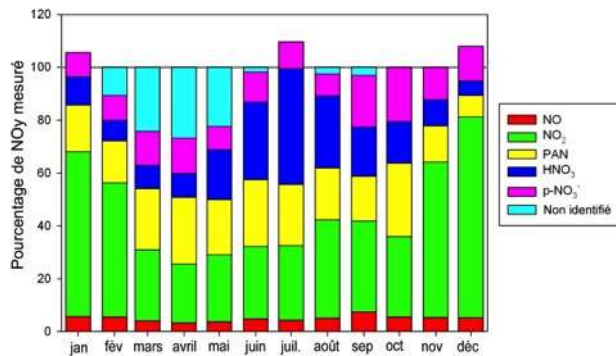


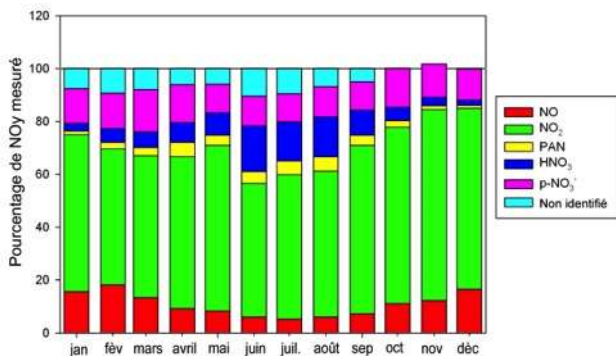
Figure 3.27 Concentrations moyennes mensuelles de monoxyde d'azote (NO), de dioxyde d'azote (NO₂), d'oxydes d'azote (NO_y) et de nitrate de peroxyacétyle (PAN) (échelle logarithmique) pour Kejimkujik (en haut) et Egbert (en bas) durant 2003.

Le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air effectue des mesures des espèces d'azote à trois sites ruraux/éloignés : Egbert (Ontario) et le parc national Kejimkujik (Nouvelle-Écosse) (d'août 2002 jusqu'à maintenant) et l'île Saturna (Colombie-Britannique) (de juillet 2004 jusqu'à maintenant). Malheureusement, les données de l'île Saturna n'étaient pas finalisées au moment de la rédaction du présent rapport; ainsi l'analyse suivante n'est basée que sur les données de deux autres sites. Les concentrations moyennes mensuelles de monoxyde d'azote (NO), de dioxyde d'azote (NO₂), d'azote réactif total (NO_y) et de nitrate de peroxyacétyle (PAN) (le PAN étant mesuré par chromatographe en phase gazeuse couplé à détecteur de décharge d'impulsion) à Egbert et au parc national Kejimkujik sont présentées à la figure 3.27. Chacun de ces sites affiche une variation saisonnière dans les niveaux de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂) mesurés, les plus fortes concentrations ayant été relevées au cours des mois d'hiver (voir l'échelle logarithmique). Au site de Kejimkujik, les concentrations moyennes mensuelles de monoxyde d'azote variaient de 0,025 à 0,10 ppb, et celles du dioxyde d'azote (NO₂), de 0,13 à 1,0 ppb. Étant donné que le site d'Egbert est

plus touché par les sources d'émissions, les concentrations de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote sont d'environ un ordre de grandeur supérieur, variant de 0,2 à 1,9 ppb et de 1,8 à 6,7 ppb, respectivement. Comparativement, les concentrations moyennes mensuelles d'oxydes d'azote et de dioxyde d'azote aux sites urbains dépassent 80 ppb et 30 ppb, respectivement (section 3.4.2).



Remarque : Les valeurs de concentration du dioxyde d'azote (NO₂) d'octobre et novembre sont estimées.



Remarque : Les valeurs de concentration du nitrate de peroxyacétyle (PAN) pour janvier et février sont estimées.

Figure 3.28 Abondance relative de plusieurs espèces d'oxydes d'azote (NO_y) en tant que fraction de la concentration totale d'oxydes d'azote (NO_y) mesurée à Kejimikujik (en haut) et à Egbert (en bas) durant 2003

Comme c'était le cas avec les concentrations d'oxydes d'azote (NO_x), les concentrations d'azote réactif total (NO_y) au site de Kejimikujik site sont bien inférieures aux concentrations au site d'Egbert, avec des moyennes mensuelles variant de 0,39 à 1,8 et de 3,2 à 10 ppb, respectivement. En revanche, les concentrations de nitrate de peroxyacétyle (PAN) étaient très similaires aux deux sites et variaient entre 0,07 et 0,37 ppb avec une valeur maximale atteinte au printemps. En complétant ces mesures avec des données sur l'acide nitrique (HNO₃) et le nitrate particulaire (p-NO₃⁻) mesurées par le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air, on peut observer l'abondance relative (sur une base mol/mol) pour chaque espèce étant donné qu'elle contribue au bilan d'azote réactif total (NO_y). Tout écart entre la somme des espèces mesurées individuellement et la concentration d'azote réactif total (NO_y) mesurée est considéré comme de l'« azote réactif total (NO_y) non identifié ». En raison du fait qu'il y a des incertitudes quant aux mesures déclarées, il est possible que la somme des mesures individuelles des composants de l'azote réactif total dépasse les mesures de concentrations

d'azote réactif total spécialement déterminées. La figure 3.28 indique la fraction de chaque espèce d'azote en tant que pourcentage des concentrations totales d'azote réactif total mesurées en 2003 aux sites d'Egbert et de Kejimikujik. Pour Egbert, le dioxyde d'azote (NO_2) représentait 51 % à 72 % du bilan de l'azote réactif total (NO_y , suivi par le nitrate particulaire (p-NO_3^-) (de 11 % à 16 %), le monoxyde d'azote (NO) (de 5 % à 18 %), l'acide nitrique (HNO_3) (de 2 % à 17 %), l'azote réactif total (NO_y) non identifié (jusqu'à 10 %), et le nitrate de peroxyacétyle (PAN) (de 1 % à 6 %). Cependant, au site de Kejimikujik, la distribution est plus axée sur les produits de la photochimie, avec le dioxyde d'azote (NO_2) représentant 22 % à 76 % du bilan, suivi du nitrate de peroxyacétyle (de 8 % à 28 %), de l'acide nitrique (HNO_3) (de 5 % à 44 %), du nitrate particulaire (p-NO_3^-) (de 8 % à 21 %), de l'azote réactif total (NO_y) (non identifié) (jusqu'à 27 %) et le monoxyde d'azote (de 3 % à 7 %). Au site de Kejimikujik, les contributions maximales sont observées en hiver pour l'azote réactif total, en été pour l'acide nitrique (HNO_3), et au printemps pour le nitrate de peroxyacétyle et l'azote réactif total non identifié. La fraction d'azote réactif total concorde avec les conclusions de Buhr *et al.* (1990) selon lesquelles les concentrations de composants connus de l'azote réactif total (monoxyde d'azote, dioxyde d'azote, acide nitrique, nitrate de peroxyacétyle, nitrates organiques et nitrates particuliers) sont généralement inférieures aux concentrations d'azote réactif total mesurées, et l'azote réactif total non identifié est lié au degré de traitement photochimique subi par une masse d'air.

3.4.1.4 Différences dans les mesures de dioxyde d'azote (NO_2) déclarées

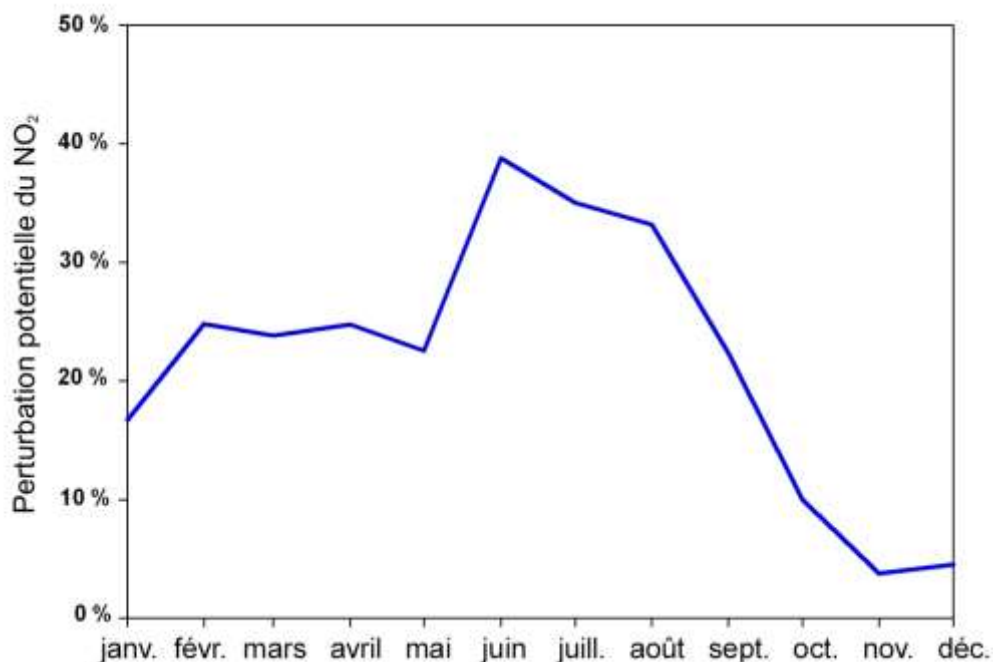


Figure 3.29 Le pourcentage mensuel estimé de dioxyde d'azote (NO_2) mesuré qui pourrait avoir été défini, à tort, comme du dioxyde d'azote (NO_2) en raison des espèces perturbatrices, si les instruments conventionnels de mesure de l'oxyde d'azote (NO_x) étaient déployés à la station d'Egbert en 2003.

Comme il est mentionné dans la section 3.4.1.2, il y a des différences liées aux mesures dans les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) communiquées par le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique; plus précisément, les valeurs du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air sont considérées comme étant propres au dioxyde d'azote (voir la section 3.4.1.2), tandis que les mesures du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique ne le sont pas. Cela est dû au fait que les valeurs du dioxyde d'azote déterminées par le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air sont basées sur l'hypothèse selon laquelle le monoxyde d'azote supplémentaire qui est produit avec le convertisseur au molybdène provient du dioxyde d'azote uniquement. Toutefois, d'autres espèces d'azote qui peuvent survivre au filtre d'entrée (acide nitrique, nitrate de peroxyacétyle, nitrates organiques et composants non identifiés) sont également converties en monoxyde d'azote et peuvent, par conséquent, donner lieu à une surestimation du dioxyde d'azote (et des oxydes d'azote). La portée de la surestimation dépend de l'ampleur du traitement photochimique de ces autres espèces d'azote au cours du transport atmosphérique au site de mesure. Si l'on considère le site d'Egbert du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air comme étant représentatif d'un site suburbain typique du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, on peut alors faire une estimation prudente de la fraction de dioxyde d'azote mesurée par les sites suburbains du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique qui pourrait être attribuée à d'autres espèces. La figure 3.29 présente le pourcentage mensuel de dioxyde d'azote mesuré qui pourrait être défini, à tort, comme du dioxyde d'azote si les instruments conventionnels de mesure de l'oxyde d'azote) étaient déployés à la station d'Egbert. L'interférence positive varie d'environ 4 % en hiver à 39 % en été, notamment durant les périodes d'activité photochimique élevée.

Il est à noter que, lorsqu'on tient compte de l'incidence des facteurs précédant les déterminations du dioxyde d'azote (NO_2) par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, ces facteurs sont proches du pire scénario. La plupart des sites de mesure des oxydes d'azote (NO_x) sont situés dans des milieux urbains qui sont touchés par des émissions à l'échelle locale et qui réduisent ainsi l'interférence positive causée par d'autres espèces d'azote. La surestimation du dioxyde d'azote (NO_2) devrait, cependant, augmenter avec les sources d'émissions. La quantification de l'interférence positive dans des milieux urbains canadiens est un sujet qui sera traité dans des études futures.

3.4.2 Dioxyde d'azote (NO₂), monoxyde d'azote (NO) et oxydes d'azote (NO_x) en milieu urbain

3.4.2.1 Concentrations actuelles de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂)

Comme il a été mentionné à la section 3.2.3, les convertisseurs utilisés dans les analyseurs conventionnels d'oxydes d'azote (NO_x) convertissent une partie des autres espèces d'azote en monoxyde d'azote (NO) et en dioxyde d'azote (NO₂). Par conséquent, il se peut que les concentrations de dioxyde d'azote (NO₂) déclarées ne soient pas que du dioxyde d'azote (NO₂), mais qu'elles incluent également d'autres espèces d'azote.

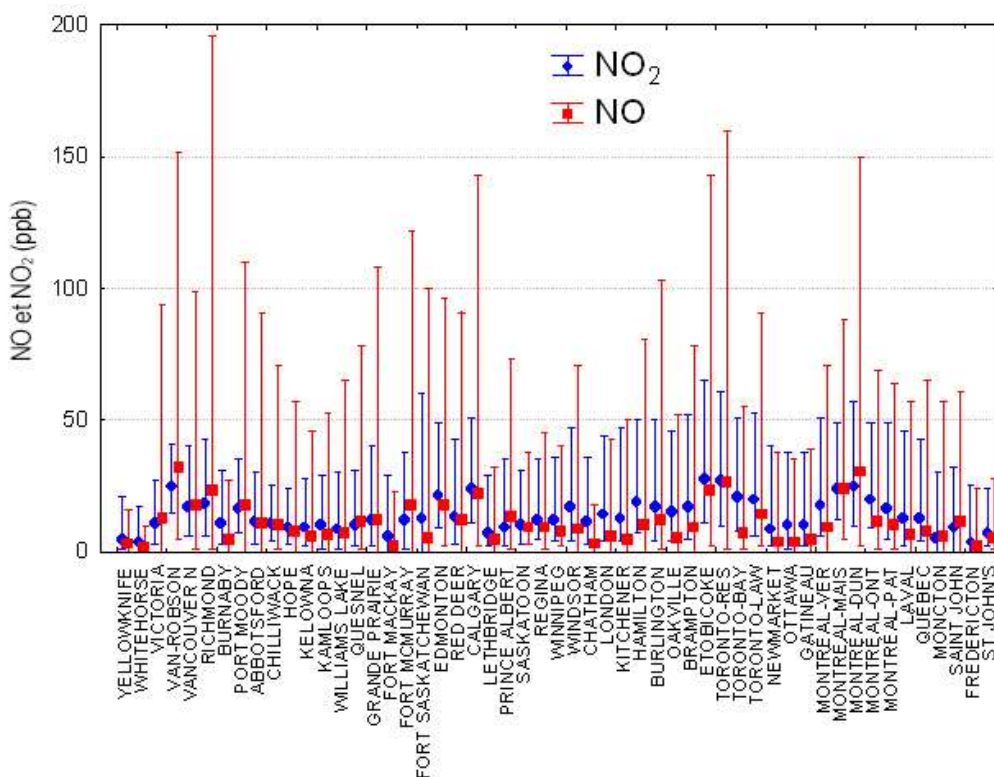


Figure 3.30 Concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂) aux 10^e et 98^e centiles aux sites urbains sélectionnés (2005)

La figure 3.30 présente les concentrations moyennes de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote de même que les concentrations de ces produits aux 10^e et 98^e centiles à des sites urbains sélectionnés pour l'année 2005. Les plus fortes concentrations annuelles de monoxyde d'azote qui varient entre 22 et 32 ppb se trouvent au centre-ville ou à des sites routiers dans les zones métropolitaines plus vastes. Ces sites enregistrent également les plus fortes concentrations au 98^e centile (150 à 200 ppb). À ces sites, les rapports dioxyde d'azote (NO₂)/monoxyde d'azote (NO) varient entre 0,8 et 1, avec le monoxyde d'azote représentant généralement 50 à 70 % des oxydes d'azote mesurés (NO_x). Aux sites suburbains et commerciaux dans les centres urbains plus petits, les concentrations moyennes de

monoxyde d'azote varient habituellement de 10 à 20 ppb, tandis que les rapports dioxyde d'azote/monoxyde d'azote fluctuent entre 1 et 4. Les concentrations moyennes de dioxyde d'azote variaient entre 4 et 28 ppb aux sites urbains, la plupart des sites affichant des concentrations qui allaient de 10 à 20 ppb. Les plus fortes concentrations de dioxyde d'azote au 98^e centile ont été mesurées à Toronto, à Montréal, à Calgary, à Edmonton et à Fort Saskatchewan (entre 50 et 70 ppb).

3.4.2.2 Profils saisonniers et diurnes

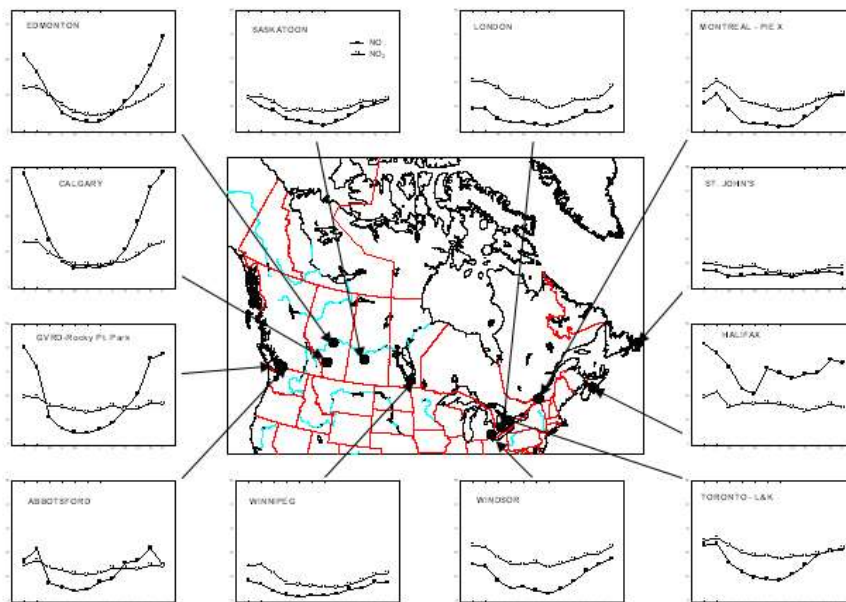


Figure 3.31 Concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) NO (●) et de dioxyde d'azote (NO₂) (○) par mois (en ppb) dont la moyenne est établie pour la période allant de 2003 à 2005 [remarque : les concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂) en ppb sont indiquées sur l'axe y].

Les concentrations moyennes de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote pour les sites sélectionnés sont présentées à la figure 3.31 de 2003 à 2005. Les concentrations des deux produits sont plus faibles durant les mois d'été et les rapports dioxyde d'azote/monoxyde d'azote sont plus élevés. Tous les sites urbains affichent un cycle saisonnier prononcé pour ce qui est du monoxyde d'azote, avec des concentrations maximales durant les mois d'hiver. Les concentrations maximales en hiver sont dues à quatre facteurs : des émissions accrues (issues principalement de la combustion de combustibles), la dispersion atmosphérique réduite, une couche de mélange moins épaisse, et une activité photochimique moins intensive. Ces facteurs entraînent la destruction du monoxyde d'azote. Les sites de l'ouest affichent la plus grande variabilité dans les concentrations de monoxyde d'azote.

Le cycle saisonnier du dioxyde d'azote (NO₂) a une plus faible amplitude avec des concentrations minimales généralement enregistrées au milieu de l'été, probablement à cause d'une conversion plus rapide du dioxyde d'azote (NO₂) en deutroxyde d'azote (NO₂). À la plupart des sites, les rapports

dioxyde d'azote/monoxyde d'azote augmentent de mai à juillet. Aux sites de Calgary et d'Edmonton, on a noté une convergence des concentrations moyennes de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote durant les mois d'été.

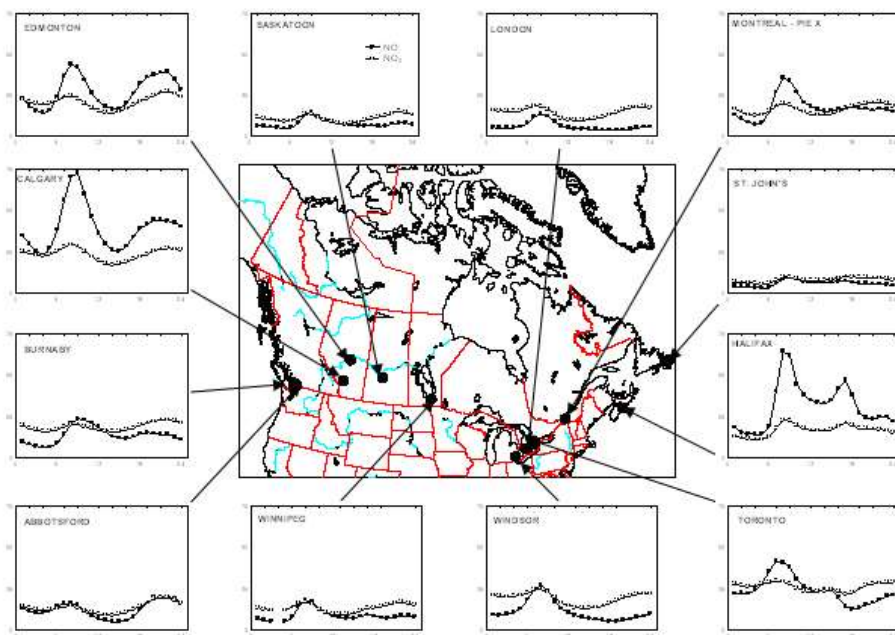


Figure 3.32 Variation diurne des concentrations de monoxyde d'azote (NO) (●) et de dioxyde d'azote (NO₂) (○) en ppb pour tous les jours de la semaine dont la moyenne a été établie pour la période allant de 2003 à 2005 (remarque : les concentrations moyennes de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂) en ppb sont indiquées sur l'axe y).

Aux sites urbains, les concentrations de monoxyde d'azote montrent une variation diurne prononcée, tel que le montre la figure 3.32. Aux centres-villes, notamment à Calgary et à Edmonton, les concentrations de monoxyde d'azote atteignent un niveau nocturne minimal à 4 h, elles augmentent brusquement entre 5 h et 9 h, puis diminuent rapidement pour atteindre avant midi des valeurs similaires aux valeurs minimales de 4 h. Les concentrations augmentent généralement après le coucher du soleil pour atteindre une valeur maximale secondaire vers 22 h.

Cette variation diurne « typique » découle de fortes émissions d'automobiles au cours de l'heure de pointe du matin combinées à une couche de mélange peu épaisse et à une photochimie limitée. Une fois que l'intensité de la lumière du soleil augmente et que l'air riche en ozone (O₃) est mélangé en altitude vers le bas, le monoxyde d'azote est rapidement détruit. Après le coucher du soleil, les niveaux inférieurs de l'atmosphère deviennent de nouveau stables et les émissions continues de monoxyde d'azote entraînent des concentrations accrues. Au site d'Halifax, des concentrations élevées de monoxyde d'azote persistent toute la journée. Ce site est situé dans un canyon urbain; ainsi, le mélange limité et les volumes élevés de circulation maintiennent de fortes concentrations de monoxyde d'azote.

Le dioxyde d'azote (NO_2) montre une variation diurne moins grande (voir la figure 3.32). Presque tous les sites affichent une hausse correspondant à la concentration matinale maximale de monoxyde d'azote. Les rapports de mélange diminuent au milieu de l'après-midi et augmentent après le coucher du soleil. La plupart des sites suburbains affichent un changement vers midi, où les concentrations de dioxyde d'azote deviennent supérieures aux concentrations de monoxyde d'azote. Bien que les profils « typiques » aient été traités, il est clair d'après la figure 3.32 que chaque site a un profil diurne unique qui dépend des caractéristiques des sources d'émissions proches et des conditions météorologiques locales.

3.4.2.3 Variations des concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) et de monoxyde d'azote durant les jours de la semaine

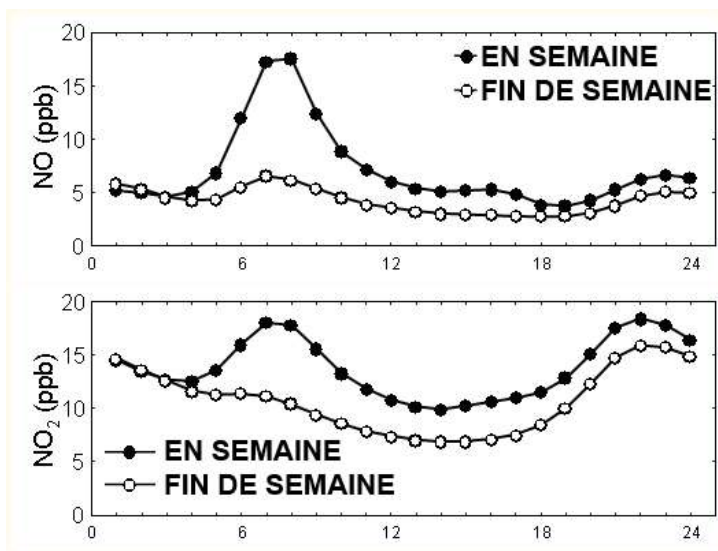


Figure 3.33 Comparaison des profils diurnes composites de la semaine par rapport à la fin de semaine pour les concentrations de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO_2) (de 2003 à 2005) pour 45 sites urbains.

Comme il a été mentionné précédemment, il y a des différences importantes entre les concentrations de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO_2) durant la semaine (du lundi au vendredi) et en fin de semaine (samedi et dimanche) qui dépendent des tendances de circulation des automobiles et des camions; ces différences causent, à leur tour, des différences dans les concentrations d'ozone (O_3) en semaine et en fin de semaine. Dans la figure 3.33, les profils diurnes composites de la semaine (du lundi au vendredi) et de la fin de semaine (samedi et dimanche) pour les concentrations de monoxyde d'azote et de dioxyde d'azote sont comparés pour 45 sites urbains. En fin de semaine, le profil diurne composite des concentrations de monoxyde d'azote est réduit de 17 à 6 ppb, et de 7,1 à 4,3 ppb pour les concentrations moyennes quotidiennes; le profil diurne composite des concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) est, quant à lui, réduit de 18 à 11 ppb, et de 14 à 11 ppb pour les concentrations moyennes quotidiennes. Les sources de transport ont nettement une forte incidence sur le monoxyde d'azote, le dioxyde d'azote et l'ozone, et les fins de semaine dans les centres urbains principaux peuvent être considérées comme un exemple concret de l'effet des réductions d'émissions.

3.4.2.4 Dioxyde d'azote (NO₂) en tant qu'indicateur d'autres espèces

Tableau 3.10 Corrélations entre les concentrations ambiantes de composés organiques volatils, de carbonyles, de dioxyde d'azote (NO₂), de monoxyde d'azote et de particules fines (PM_{2.5}) sélectionnés

Polluant	Ville	N	Benzène	Toluène	Éthylbenzène	m,p-xylène	Acétylène	Acétaldéhyde	Acétone	o-xylène	Isoprène	1,3-butadiène
NO ₂	Montréal	300	0.75	0.51	0.54	0.52	0.69	0.21	0.33	0.57	-0.02	0.67
NO		300	0.86	0.69	0.73	0.70	0.75	0.21	0.39	0.76	0.16	0.83
PM _{2.5}		272	0.65	0.34	0.41	0.42	0.51	0.49	0.41	0.43	0.22	0.47
NO ₂	Ottawa	292	0.86	0.52	0.68	0.59	0.75			0.69	-0.21	0.75
NO		292	0.84	0.56	0.80	0.68	0.82			0.80	-0.08	0.91
PM _{2.5}		262	0.58	0.43	0.45	0.36	0.34			0.47	0.21	0.39
NO ₂	Toronto	219	0.60	0.51	0.57	0.56	0.37			0.57	0.10	0.40
NO		219	0.71	0.52	0.64	0.65	0.47			0.65	0.03	0.62
PM _{2.5}		180	0.39	0.24	0.27	0.24	0.15			0.24	0.11	0.08
NO ₂	Hamilton	319	0.59	0.32	0.61	0.61	0.67			0.63	0.09	0.70
NO		319	0.54	0.43	0.77	0.76	0.70			0.79	0.16	0.84
PM _{2.5}		232	0.53	0.38	0.39	0.39	0.34			0.39	0.21	0.34
NO ₂	Windsor	174	0.47	0.36	0.24	0.19	0.68	0.32	0.11	0.16	0.01	0.56
NO		174	0.45	0.53	0.21	0.14	0.63	0.23	0.25	0.11	0.10	0.78
PM _{2.5}		125	0.31	0.11	0.25	0.23	0.27	0.46	0.21	0.23	0.29	0.20
NO ₂	Edmonton	348	0.78	0.49	0.43	0.48	0.65			0.49	-0.13	0.67
NO		348	0.83	0.55	0.56	0.60	0.69			0.61	-0.10	0.81
PM _{2.5}		302	0.60	0.41	0.32	0.35	0.50			0.35	0.07	0.52
NO ₂	Calgary	333	0.70	0.49	0.62	0.63	0.69			0.64	-0.10	0.72

Polluant	Ville	N	Benzène	Toluène	Éthylbenzène	m,p-xylène	Acétylène	Acétaldéhyde	Acétone	o-xylène	Isoprène	1,3-butadiène
NO		333	0.81	0.65	0.78	0.80	0.72			0.79	0.00	0.87
PM _{2.5}		320	0.38	0.25	0.36	0.35	0.31			0.34	0.44	0.30
NO ₂	Vancouver	302	0.63	0.53	0.56	0.57	0.55	0.32	0.64	0.56	0.36	0.52
NO		302	0.78	0.69	0.70	0.70	0.74	0.16	0.63	0.70	0.24	0.80
PM _{2.5}		246	0.59	0.55	0.53	0.52	0.38	0.35	0.61	0.51	0.48	0.45
NO ₂	Average		0.67	0.47	0.53	0.52	0.63	0.28	0.36	0.54	0.01	0.62
NO			0.73	0.58	0.65	0.63	0.69	0.20	0.43	0.65	0.07	0.81
PM _{2.5}			0.50	0.34	0.37	0.36	0.35	0.43	0.41	0.37	0.26	0.34

Des travaux récents examinant des données sur le dioxyde d'azote (NO₂) (Brook *et al.*, 2007) confirment que ce produit est le plus associé à la mortalité, notamment durant la saison chaude. Bien qu'on ne puisse écarter l'attribution de ces effets au dioxyde d'azote, il est possible que le dioxyde d'azote agisse comme un indicateur pour d'autres types d'exposition de la population. Cela pourrait inclure les particules fines (PM_{2.5}) ou un type de particules fines plus spécifique, comme les particules issues de la circulation, étant donné que la principale source de dioxyde d'azote dans les villes est constituée par les émissions de gaz d'échappement des véhicules motorisés. Le dioxyde d'azote pourrait également agir comme un agent de remplacement pour d'autres polluants issus des véhicules motorisés ou de la combustion à température élevée, comme les composés organiques volatils (COV) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Une autre possibilité est que d'autres espèces d'azote à l'état oxydé [comme le deutroxyde d'azote (NO₂)] ou polluants produits photochimiquement varient étroitement avec le dioxyde d'azote. Des données ont été examinées pour tester ces différentes possibilités dans plusieurs villes canadiennes. L'objectif était de définir les corrélations temporelles et spatiales entre le dioxyde d'azote et d'autres polluants qui sont davantage liés aux émissions des véhicules. Les résultats présentés dans le tableau 3.10 appuient l'hypothèse selon laquelle le dioxyde d'azote est un meilleur indicateur d'un éventail d'autres polluants toxiques que les particules fines (PM_{2.5}). Cela inclut les composés organiques volatils, les aldéhydes, le deutroxyde d'azote, et les matières organiques liées aux particules dans les émissions de gaz d'échappement des véhicules motorisés.

En outre, le fait que les associations à la mortalité dépendent fortement d'effets durant la saison chaude et que le dioxyde d'azote (NO₂) tend à demeurer à un niveau élevé tout au long de l'après-midi et de la soirée (voir la figure 3.33), peut expliquer l'effet plus fort du dioxyde d'azote par rapport au monoxyde d'azote. En effet, le comportement diurne du dioxyde d'azote augmente le potentiel d'exposition. Par ailleurs, durant les après-midi de saison chaude, il devrait y avoir un risque accru que des polluants

secondaires (comme le deutroxyde d'azote), des composés organiques volatils secondaires et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) secondaires varient étroitement avec le dioxyde d'azote. Les données disponibles indiquent que le lien constamment fort entre les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) et la mortalité dans les villes canadiennes est dû au fait que le dioxyde d'azote (NO_2) est un bon indicateur des émissions liées à une combustion locale (probablement des véhicules automobiles) et de l'accumulation de pollution atmosphérique urbaine traitée de façon photochimique. Cependant, le mélange de polluants atmosphériques en milieu urbain est aussi complexe que les mécanismes biologiques entraînant des conséquences graves comme la mortalité. Par conséquent, une étude plus approfondie est nécessaire pour en savoir plus sur les aspects de ce mélange qui sont le plus nuisibles à la santé humaine.

3.4.3 Composés organiques volatils (COV)

3.4.3.1 Réactivité des composés organiques volatils

Les composés organiques volatils (COV) sont généralement définis comme des composés contenant au moins un atome de carbone (sauf le dioxyde de carbone et le monoxyde de carbone) avec une pression de vapeur de 0,01 kPa ou supérieure à 25 °C. Bien qu'il existe des milliers de composés organiques dans la troposphère naturelle et polluée, qui entrent dans le cadre de la définition d'un composé organique volatil, la plupart des programmes de mesure ont été axés sur les 50 à 150 hydrocarbures C_2 à C_{12} les plus abondants comprenant la formule générale C_xH_y et sur les carbonyles C_2 à C_6 (composés qui contiennent en plus l'élément structurel $\text{R}_2\text{C}=\text{O}$). Aux fins du présent rapport, les hydrocarbures non méthaniques (HCNM) totaux sont définis comme la somme de tous les hydrocarbures C_2 à C_{12} identifiés. Les composés organiques volatils totaux sont, quant à eux, définis comme l'ensemble des hydrocarbures non méthaniques totaux, des carbonyles et d'autres espèces polaires. Les données de surveillance pour d'autres catégories de composés organiques volatils, comme les hydrocarbures halogénés et le méthane, ne sont pas incluses dans ce chapitre. Les hydrocarbures non méthaniques comprennent également un certain nombre d'espèces émises par des sources biosynthétiques, notamment l'isoprène, l' α -pinène, le β -pinène, l' δ -limonène et le camphène.

Comme il est mentionné dans le chapitre 2, la formation d'ozone (O_3) comprend un éventail complexe de réactions qui impliquent l'oxydation atmosphérique des composés organiques volatils. Au cours de ce processus, les composés organiques volatils individuels diffèrent en termes d'efficacité pour la formation d'ozone (O_3). Par conséquent, on s'est concentré sur l'étude approfondie d'une échelle dans laquelle chaque composé est classé selon son potentiel de formation d'ozone plutôt que sur une approche qui traite tous les composés organiques volatils de la même façon. Selon les procédures de

classement, différents termes ont été utilisés pour définir la capacité d'un composé organique de contribuer à la formation d'ozone. Des exemples incluent le potentiel de formation photochimique de l'ozone (O_3), la réactivité progressive ou simplement la réactivité (Paraskevopoulos *et al.*, 1995).

Une procédure de classement élaborée en Californie est basée sur le concept de réactivité progressive maximale (RPM). La réactivité progressive maximale (RPM) est définie comme la hausse de la concentration maximale d'ozone (O_3) causée par l'ajout de petites quantités de composés d'essai [composé organique volatil individuel (COV_i)] dans un mélange de base représentant une masse d'air urbain type; $IR_i = \Delta[O_3] / \Delta[COV_i]$. L'échelle de la réactivité progressive a été élaborée par Carter (1994) et elle est basée sur des simulations modélisées d'un certain nombre de scénarios d'émissions urbaines. Pour chaque scénario, un cas de base est défini dans lequel les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) sont ajustées pour maximiser la réactivité progressive. Autrement dit, le scénario de base représente l'état des oxydes d'azote (NO_x) qui maximise le changement des pics d'ozone (O_3) pour un ajout progressif du composé organique volatil individuel. Pour le scénario de base, la valeur de la réactivité progressive de chaque composé organique volatil (individuel) est obtenue lors du changement des pics d'ozone pour un ajout progressif du composé organique volatil individuel.

L'utilisation d'un coefficient de taux pour la réaction des radicaux hydroxyles et des composés organiques volatils [$OH + COV (k_{OH})$] en tant que mesure de la réactivité a été proposée beaucoup plus tôt. Bien que ce coefficient constitue une mesure efficace et une propriété intrinsèque d'un composé organique volatil individuel, il ne prend pas en compte les subtilités des réactions chimiques complexes qui suivent la réaction initiale entre les composés organiques volatils et les radicaux hydroxyles. Néanmoins, il est utile d'étudier l'échelle de la réactivité du k_{OH} dans des conditions où la production d'ozone (O_3) est largement limitée par l'apport d'oxydes d'azote (NO_x) plutôt que par les composés organiques volatils. De telles conditions prédominent à des emplacements qui ne sont pas touchés par des sources majeures de composés organiques volatils; par exemple, des régions rurales et éloignées. Chameides *et al.* (1992) ont introduit une procédure commode pour mettre à l'échelle le k_{OH} basé des composés organiques volatils. Cette procédure implique de mettre à l'échelle un composé organique volatil en multipliant sa concentration (en ppBc) par le ratio coefficient de taux/radicaux hydroxyles et par le coefficient de taux entre le propylène et les radicaux hydroxyles. La concentration ajustée des composés organiques volatils est appelée la concentration d'équivalent en propylène.

Tableau 3.11 Définition des termes servant à décrire la réactivité des composés organiques volatils

Terme	Définition	Description	Unités
RPM_{ie}	$\text{Max.} \{ \Delta[O_3] / \Delta[COV_{ie}] \} NO_x$	Réactivité progressive maximisée en tant que fonction des oxydes d'azote (NO_x)	Unités
$RPMP_{ie}$	RPM_{ie} / RPM_{prop}	Réactivité progressive maximale de l'équivalent en propylène; rapport entre les réactivités progressives maximales du ième composé organique volatil (COV_{ie}) et du propylène	mole O_3 /mole C
HCNM	$\Sigma [HCNM_{ie}]$	Somme des hydrocarbures C_2 à C_{12}	-
$HCNM_{prop}$	$\Sigma \{ RPMP_{ie} * [HCNM_{ie}] \}$	Somme de tous les hydrocarbures C_2 à C_{12} , chacun étant réduit par la réactivité progressive maximale de l'équivalent en propylène	ppb C
$RPMP_{moy.}$	$HCNM_{prop} / HCNM$	Réactivité moyenne du mélange d'hydrocarbures non méthaniques	ppb C
FR_i	$\{ RPMP_{ie} * [HCNM_{ie}] \} / HCNM_{prop}$	Fraction de la contribution de $HCNM_{ie}$ aux $HCNM_{prop}$	-
$k_{OH}P$	$k_{OH,COV_{ie}} / k_{OH,prop}$	Coefficient du taux de radicaux organiques de l'équivalent en propylène	-
<i>Équiv.-prop.</i>	$k_{OH}P * [HCNM_{ie}]$	Somme de tous les hydrocarbures C_2 à C_{12} , chacun étant réduit par le coefficient du taux relatif de la réaction avec les radicaux hydroxyles (OH)	$\text{ppm}^{-1} \text{ min}^{-1}$
$k_{OH}P_{Moy.}$	<i>Équiv.-prop.</i> / HCNM	Coefficient moyen du taux de radicaux hydroxyles dans l'équivalent en propylène pour le mélange d'hydrocarbures non méthaniques	ppb C

Dans certains tableaux et figures de cette section, les données sur les composés organiques volatils en milieu urbain sont mises à l'échelle à l'aide des facteurs de l'échelle de la réactivité progressive. Des données sur des régions rurales sont analysées à l'aide de facteurs de l'échelle de la réactivité progressive et de facteurs de réactivité des radicaux hydroxyles. Le tableau 3.11 résume les différents facteurs de mise à l'échelle et les termes connexes qui sont utilisés plus loin dans cette section.

3.4.3.2 Données sur les composés organiques volatils en milieux urbain et rural

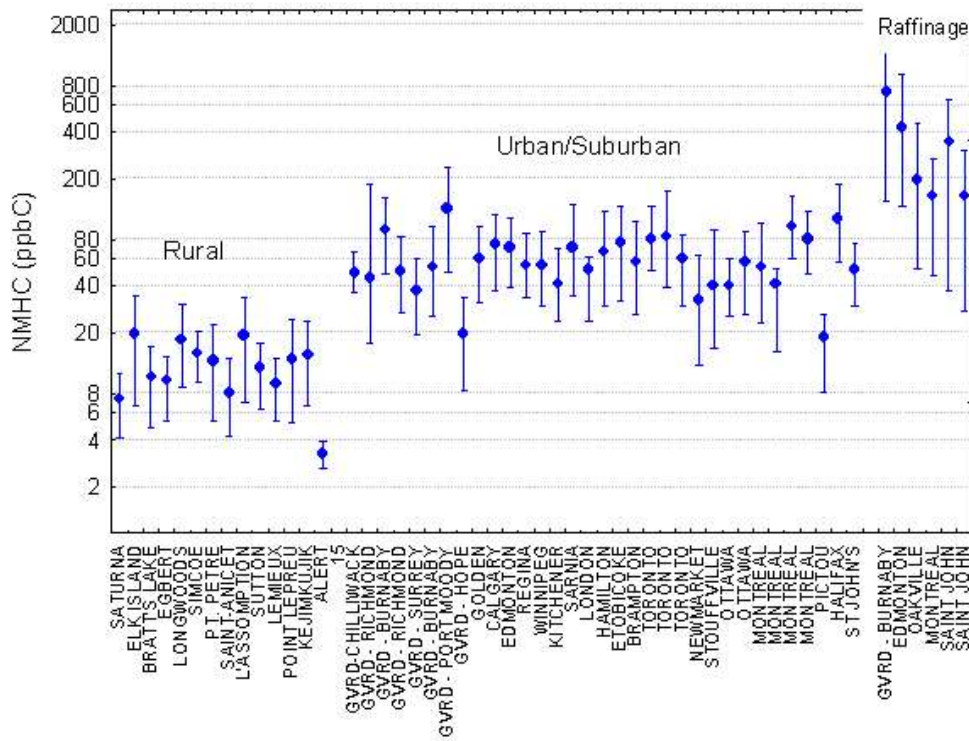


Figure 3.34 Concentrations moyennes d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) aux 10^e et 90^e centiles (en ppbC) de mai à septembre (de 2004 à 2006).

Comme il a été mentionné précédemment, des échantillons de composés organiques volatils sont régulièrement collectés à 37 sites urbains et 14 sites ruraux dans l'ensemble du Canada. Six des sites urbains sont situés près de raffineries. Dans la figure 3.34, différents sites et catégories de sites sont comparés en utilisant les concentrations moyennes d'hydrocarbures non méthaniques ainsi que les concentrations aux 10^e et 90^e centiles pour la saison de l'ozone (O₃) (mai à septembre), sur la base des mesures de 2004 à 2006. Une échelle logarithmique a été utilisée puisque les concentrations moyennes varient de presque trois d'ordres de grandeur du site à la concentration la plus faible (Alert; 3,3 ppbC) au site à la concentration la plus forte (Burnaby-Eton/Madison; 723 ppbC). Le site de Burnaby est situé à environ 1 km d'une raffinerie Chevron. Les données sur les hydrocarbures non méthaniques indiquent des concentrations bien plus basses aux sites représentatifs de la région et aux sites éloignés par rapport aux ruraux et urbains touchés. Cependant, cette baisse n'est pas homogène pour tous les composés individuels. Certaines espèces d'hydrocarbures non méthaniques ayant une durée de séjour dans l'atmosphère relativement longue, comme l'éthane, se trouvent en concentrations similaires à des sites urbains et ruraux. Comme nous l'expliquerons plus loin, les espèces biosynthétiques sont habituellement plus abondantes aux sites ruraux. Pour les sites ruraux, la proximité d'importantes

régions sources constitue un facteur notable; par exemple, de plus fortes concentrations d'hydrocarbures non méthaniques sont observées à des sites tels que Simcoe, Longwoods, et l'Assomption, qui sont relativement proches de vastes zones urbaines.

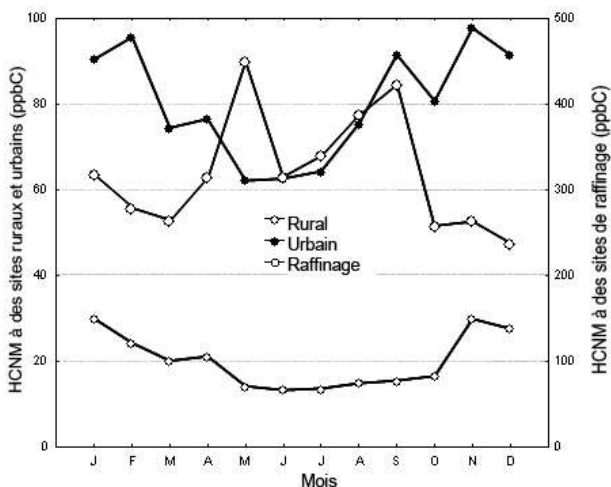


Figure 3.35 Variation saisonnière des concentrations d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) pour des groupes de sites.

L'indice composite des variations saisonnières dans les concentrations d'hydrocarbures non méthaniques pour trois groupes de sites est présenté à la figure 3.35. Les variations saisonnières dans les concentrations d'hydrocarbures C₂ à C₁₂ devraient être influencées par trois facteurs, à savoir l'abondance saisonnière des radicaux hydroxyles, les changements dans l'intensité des sources d'hydrocarbures et les changements dans les conditions météorologiques, comme le mélange vertical accru au printemps et en été (Jobson *et al.*, 1994). La variation saisonnière de la plupart des hydrocarbures dépend fortement de la chimie des radicaux hydroxyles (Bottenheim et Shepherd, 1995). Une plus grande abondance des radicaux hydroxyles durant l'été et la hausse des taux de réaction des radicaux hydroxyles avec la température donnent lieu à des concentrations minimales d'hydrocarbures non méthaniques en été. À titre d'exemple, comme le montre la figure 3.35, les concentrations d'hydrocarbures non méthaniques aux sites ruraux et urbains ont atteint un niveau minimum au cours de la période allant de mai à septembre. Des sites de raffinage ont montré une tendance très différente avec les plus fortes concentrations mesurées durant les mois d'été. Ce phénomène est très probablement dû à une hausse des pertes par évaporation à partir des réservoirs de stockage au fur à mesure que les températures augmentent (USEPA, 2006b).

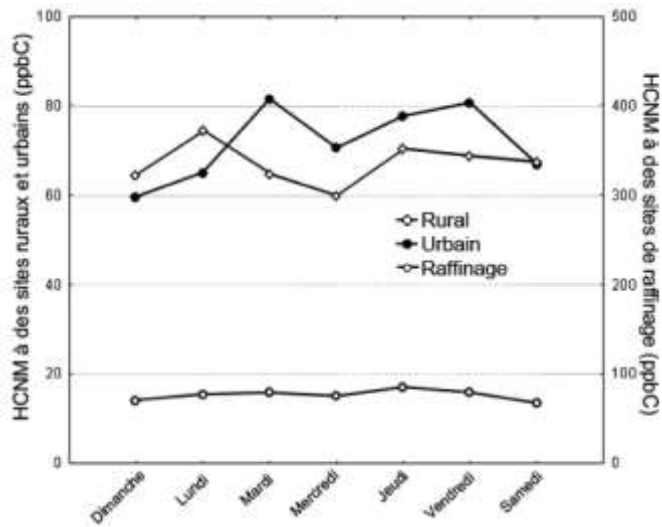


Figure 3.36 Jour de la semaine affichant une variation des concentrations d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) pour des groupes de sites.

L'indice composite des variations en semaine des concentrations d'hydrocarbures non méthaniques est présenté à la figure 3.36. Tous les sites urbains affichent des concentrations médianes bien plus basses le samedi et le dimanche. Les plus fortes concentrations sont généralement enregistrées au milieu de la semaine (du mardi au jeudi). En se basant sur les résultats obtenus à tous les sites, les concentrations moyennes d'hydrocarbures non méthaniques du mardi au jeudi étaient 1,6 fois supérieures aux concentrations moyennes du dimanche. Les sites influencés par des sources industrielles sont principalement situés dans des zones suburbaines et montrent moins de variations durant la semaine dans les concentrations d'hydrocarbure non méthaniques.

Généralement, plus de 100 espèces d'hydrocarbures non méthaniques sont mesurées à chaque site. À certains sites, les espèces carbonyles sont mesurées en même temps. L'abondance, la variation et le potentiel de formation d'ozone (O_3) des plus importantes espèces de composés organiques volatils sont résumés ci-après. Le potentiel de formation d'ozone est estimé à l'aide de la procédure de mise à l'échelle de la réactivité progressive. Comme il a été mentionné précédemment, les facteurs de l'échelle de réactivité progressive de Carter (1994) ont été utilisés pour ces calculs.

Tableau 3.12 Les dix espèces d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) les plus abondantes, en termes de pourcentages de carbone total et de HCNM_{prop}; sites urbains, raffineries (ayant une incidence) et sites ruraux (pour l'été uniquement) de 2002 à 2006

Sites urbains – tri par concentration				Sites urbains – tri par HCNM _{prop}		
Rang	Composé	Moyenne (ppbC)	% du total	Composé	Moyenne (ppbC)	% du total
1	Toluène	8.0	10.7%	<i>m</i> et <i>p</i> -xylène	3.6	15.3%
2	Isopentane	6.6	8.8%	Toluène	2.7	11.6%
3	Propane	5.7	7.6%	Éthylène	2.5	10.4%
4	Butane	4.7	6.2%	Propylène	1.3	5.3%
5	<i>m</i> et <i>p</i> -xylène	4.0	5.3%	Isopentane	1.0	4.0%
6	Éthane	3.7	4.9%	Isoprène	0.8	3.5%
7	Éthylène	3.2	4.2%	<i>o</i> -xylène	0.8	3.3%
8	Pentane	2.8	3.7%	1,2,4-triméthylbenzène	0.7	2.9%
9	Isobutane	2.8	3.7%	Butane	0.5	2.2%
10	2-Méthylpentane	1.9	2.6%	3-éthyltoluène	0.5	2.2%
TOUTES LES ESPÈCES		75.1			23.7	
Réactivité moyenne (RPMP _{moy.})		0.32				
Raffineries – tri par concentration				Raffineries – tri par HCNM _{prop}		
Rang	Composé	Moyenne (ppbC)	% du total	Composé	Moyenne (ppbC)	% du total
1	Isopentane	61.3	18.5%	Propylène	11.4	13.5%
2	Butane	33.1	10.0%	Isopentane	8.8	10.4%
3	Pentane	27.7	8.4%	<i>m</i> and <i>p</i> -Xylene	6.6	7.8%
4	Propane	18.7	5.6%	2-Methyl-2-butene	4.5	5.3%
5	Isobutane	15.5	4.7%	Butane	3.8	4.4%
6	2-méthylpentane	12.2	3.7%	Toluene	3.7	4.4%
7	Propylène	11.5	3.5%	Pentane	3.6	4.3%
8	Toluène	10.8	3.3%	trans-2-Pentene	2.7	3.2%
9	Hexane	7.9	2.4%	trans-2-Butene	2.6	3.0%
10	2,2,4-triméthylpentane	7.5	2.3%	cis-2-Butene	2.2	2.6%
TOUTES LES ESPÈCES		330.8			84.6	
Réactivité moyenne (RPMP _{moy.})		0.26				
Sites ruraux – tri par concentration				Sites ruraux – tri par HCNM _{prop}		
Rang	Composé	Moyenne (ppbC)	% du total	Composé	Moyenne (ppbC)	% du total
1	Éthane	2.2	13.7%	Isoprène	1.2	22.8%
2	α -Pinène	1.5	9.3%	α -Pinène	0.6	10.6%
3	Isoprène	1.3	8.0%	Éthylène	0.4	7.0%
4	Propane	1.2	7.4%	Toluene	0.3	6.3%

5	Toluène	0.9	5.9%	<i>m</i> and <i>p</i> -Xylène	0.2	4.3%
6	Butane	0.7	4.4%	Propylène	0.2	3.6%
7	Isopentane	0.6	3.7%	δ -Limonène	0.1	2.2%
8	Éthylène	0.5	2.9%	1-Butène/Isobutène	0.1	1.9%
9	Isobutane	0.4	2.6%	β -Pinène	0.1	1.9%
10	Acétylène	0.4	2.4%	Camphène	0.1	1.8%
TOUTES LES ESPÈCES		16.0			5.2	
TOUTES LES ESPÈCES		0.32				

Le tableau 3.12 fournit une liste des dix espèces d'hydrocarbures non méthaniques les plus abondantes, en termes de pourcentage de carbone total et de pourcentage d'équivalent en propylène ($\text{HCNM}_{\text{prop}}$) pour des sites urbains et des raffineries ayant une incidence. Les espèces *m* et *p*-xylène, toluène, éthylène, propylène et isopentane contribuent le plus au $\text{HCNM}_{\text{prop}}$. Les espèces les plus abondantes en termes de pourcentage de carbone sont le toluène, l'isopentane, le propane, le butane, et le *m* et *p*-xylène. Les sites urbains affichent une grande uniformité dans les profils spéciaux, ce qui indique que les concentrations d'hydrocarbures sont dominées par des sources d'émissions liées au transport.

Les résultats pour les raffineries ayant une incidence sont très similaires aux résultats des sites urbains, mise à part une plus grande abondance d'alcane C_3 à C_5 (propane, butanes et pentanes). Les profils individuels des sites sont assez distinctifs et reflètent l'incidence des différentes raffineries situées à proximité. Les sites de Saint John enregistrent des niveaux élevés d'éther méthylique tert-butyle et de propylène, tandis que le site de Burnaby affiche des niveaux élevés de 2,2-diméthylbutane.

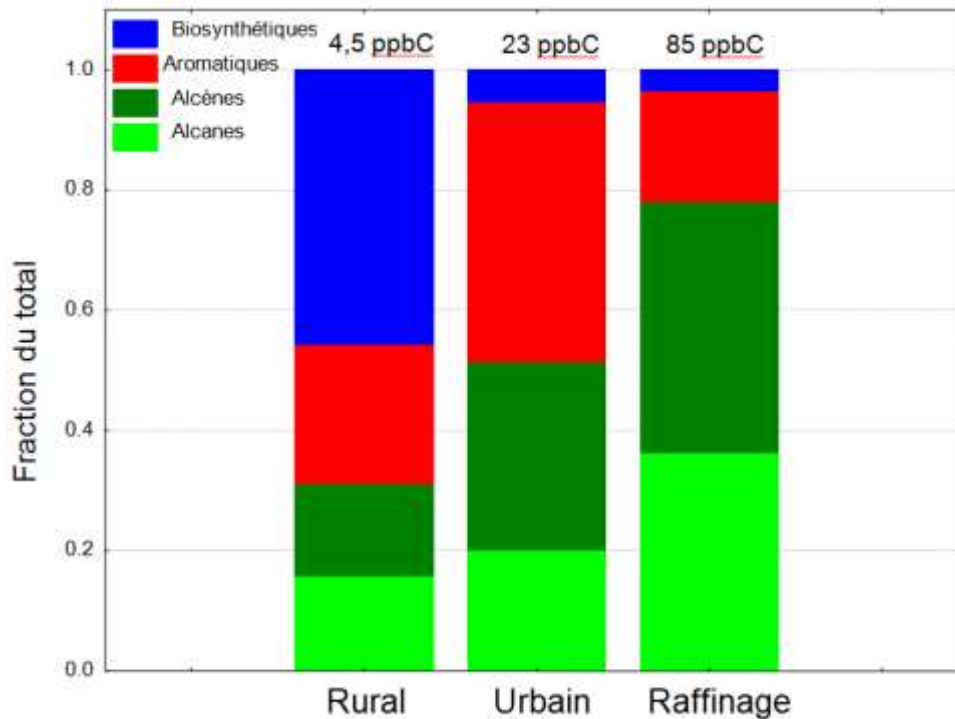


Figure 3.37 Fraction des hydrocarbures biosynthétiques de la quantité totale d'hydrocarbures C₂ à C₁₂ pondérée selon la réactivité progressive maximale du propylène (RPM_{prop}) (en ppbC) pour l'été uniquement

Aux fins de comparaison avec les données urbaines, le tableau 3.12 énumère les dix plus importantes espèces d'hydrocarbures non méthaniques observées à des sites régionaux. Les résultats représentent une moyenne de tous les sites pour les mois de juin, juillet et août. Les composés les plus abondants en termes de pourcentage de carbone étaient l'éthane, l' α -pinène, l'isoprène, le propane et le toluène. En termes d'équivalent en propylène des hydrocarbures non méthaniques (HCMN_{prop}), l'isoprène était le composé le plus important, représentant en moyenne 23 % du HCMN_{prop}. Une comparaison générale des groupes de sites en termes de catégories de composés organiques volatils (biosynthétiques, aromatiques, alcènes et alcanes) est présentée à la figure 3.37 sur la base du HCMN_{prop}.

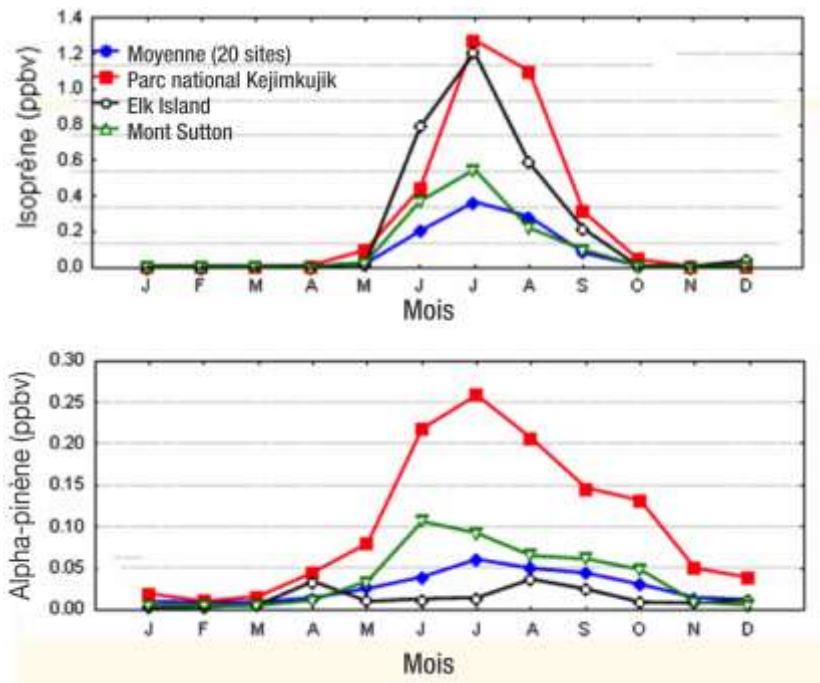


Figure 3.38 Variation saisonnière des concentrations d'isoprène et d' α -pinène en ppbv pour les sites ruraux sélectionnés et pour la moyenne de tous les sites ruraux

L'isoprène et d'autres espèces émises par des plantes sont à un niveau minimum en hiver. Pendant les autres saisons, leur abondance dans l'air est contrôlée non seulement par la réaction avec les radicaux hydroxyles, mais aussi par les changements dans les flux d'émissions. Ce dernier facteur peut varier de certains ordres de grandeur à un emplacement donné et à un jour précis, selon le type et la densité de la végétation, la maturité des feuilles, la température, et l'intensité de la lumière (Fuentes *et al.*, 1999). Comme le montre la figure 3.38, l'isoprène et les terpènes sont relativement variables d'un site rural à l'autre, mais ils contribuent fortement aux concentrations d'hydrocarbures non méthaniques à de nombreux sites régionaux. L'isoprène montre un cycle saisonnier défini et n'est présent que de mai à septembre, ce qui coïncide avec la pousse des feuilles. Des concentrations maximales ont été relevées aux sites de Kejimikujik et de Elk Island, avec des moyennes maximales mensuelles en juillet. Des monoterpènes (p. ex., l' α -pinène) sont émis principalement par des espèces de conifères (Fuentes *et al.*, 2007), et même s'ils atteignent toujours des concentrations maximales en juillet, on les trouve également en quantités mesurables tout au long de l'année.

Tableau 3.13 Contribution des carbonyles aux propriétés des composés organiques volatils (COV_{prop}) aux sites urbains et ruraux (en été uniquement) de 2002 à 2006

Sites urbains – tri par COV_{prop}		
Composé	Moyenne (ppbC)	% du total
Formaldéhyde	2,2	6,8 %
Acétaldéhyde	1,2	3,9 %
Propionaldéhyde	0,4	1,2 %
Acétone	0,3	1,1 %
Butan-2-one (MEK)	0,3	0,8 %
Total de carbonyles	5,2	16,3 %
Total des HC C ₂ -C ₁₂	26,5	
Sites ruraux – tri par COV_{prop}		
Composé	Moyenne (ppbC)	% du total
Formaldéhyde	1,5	19,0 %
Acétaldéhyde	0,7	9,2 %
Acétone	0,5	6,8 %
Butan-2-one (MEK)	0,4	5,5 %
Propionaldéhyde	0,2	2,2 %
Total de carbonyles	3,3	42,7 %
Total des HC C ₂ -C ₁₂	4,5	

Tableau 3.14 Hydrocarbures C₂ à C₁₂, carbonyles et aux autres composés organiques volatils polaires (ppbC) les plus abondants aux sites pour lesquels des mesures complètes sont disponibles (sauf pour le formaldéhyde)

Winnipeg-Transcona (n = 57)		Golden (n = 20)		Prince George (n = 5)	
Composé	Moyenne (ppbC)	Composé	Moyenne (ppbC)	Composé	Moyenne (ppbC)
Méthanol	10,1	Éthanol	13,4	Méthanol	13,2
Acétone	7,5	Méthanol	12,6	α -pinène	11,5
Éthanol	6,9	Propane	11,5	Acétone	8,9
Acétaldéhyde	5,1	Acétone	8,7	Éthanol	8,9
Toluène	5,1	α -pinène	7,2	β -pinène	8,5
Isopentane	3,4	Acétaldéhyde	5,9	Butane	8,0
<i>m</i> et <i>p</i> -xylène	3,4	Butane	4,3	Acétaldéhyde	7,8
Pentane	3,3	Isopentane	3,4	Propane	7,0
Butane	3,2	Alcool isopropylique	3,3	Isopentane	6,7
Éthane	2,1	Isoprène	3,2	Isoprène	6,4
Hexanal	2,0	β -pinène	3,1	Toluène	4,6
Propane	1,9	Éthane	2,8	Pentane	3,8
Propionaldéhyde	1,8	Toluène	2,3	<i>p</i> -cymène	3,4
Isobutane	1,7	Hexanal	2,2	Hexanal	3,4
Acétate d'éthyle	1,6	Disulfure de carbone	1,9	Isobutane	3,0
Éthylène	1,6	Éthylène	1,6	Éthane	2,9
Acétate de butyle	1,5	<i>m</i> et <i>p</i> -xylène	1,5	δ -limonène	2,9

Les résultats mentionnés précédemment se limitent à des données sur les hydrocarbures C₂ à C₁₂. D'autres catégories de composés organiques volatils, y compris les carbonyles et les alcools, se sont révélées importantes à des sites urbains et ruraux (Fehsenfeld *et al.*, 1992). Les résultats liés aux carbonyles (les six espèces les plus importantes) de 7 sites urbains et de 6 sites ruraux au Canada sont résumés au tableau 3.13, en termes d'utilisation des facteurs de pondération de la réactivité progressive maximale des produits (RPMP). Le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, le propionaldéhyde, le méthyléthylcétone (MEK), et l'acétone sont les carbonyles les plus importants dans les deux groupes de sites. Comme le montre le tableau, les carbonyles totaux représentent 16 % de l'équivalent en propylène des composés organiques volatils (COV_{prop}) aux sites urbains, et 43 % de cet équivalent aux sites ruraux. Seules des mesures limitées d'autres espèces polaires (alcools, éthers, acétates, etc.) ont été effectuées, et les résultats de trois sites sont résumés au tableau 3.14. À ces trois sites, la contribution totale d'espèces polaires (sauf les terpènes et le formaldéhyde) à la concentration totale des composés organiques volatils en ppbC variait entre 35 % et 48 %. La mesure des hydrocarbures C₂ à C₁₂ uniquement peut donner lieu à une sous-estimation des concentrations totales de composés organiques volatils et de la réactivité globale de mélanges contenant des composés organiques volatils.

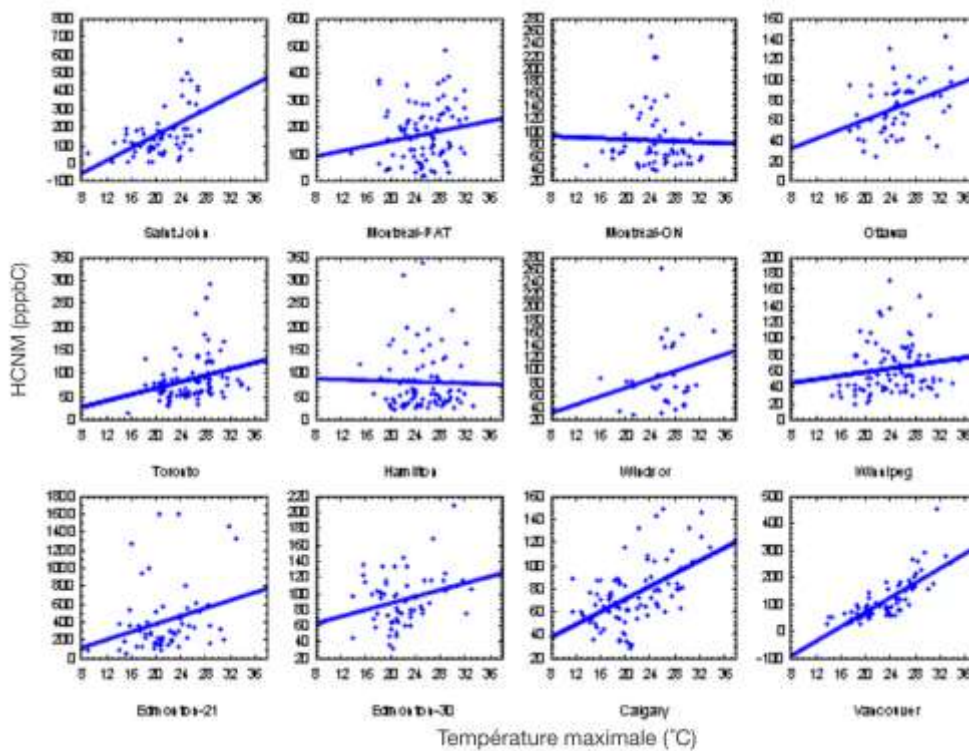


Figure 3.39 Relation entre les hydrocarbures C_2 à C_{12} (biosynthétiques exclus) et température maximale quotidienne pour les mois de juin, juillet et août (de 2001 à 2006).

Comme il est mentionné à la section 3.3.4.1, la température est une variable importante pour prédire des concentrations maximales d'ozone (O_3) élevées. En outre, la température augmente les flux d'émissions des sources de composés organiques volatils. Les émissions par évaporation issues des véhicules, du stockage des combustibles et des solvants devraient augmenter avec la température. Comme le montre la figure 3.39, les concentrations d'hydrocarbures non méthaniques en semaine durant l'été (juin, juillet et août) (sauf les concentrations d'origine biosynthétique) affichent une hausse avec des températures maximales quotidiennes accrues. Des résultats similaires ont été enregistrés à des sites à proximité d'industries, avec la plus forte association relevée aux sites de Saint John et du parc Rocky Point de Vancouver.

3.4.4 Tendances des concentrations de précurseurs d'ozone

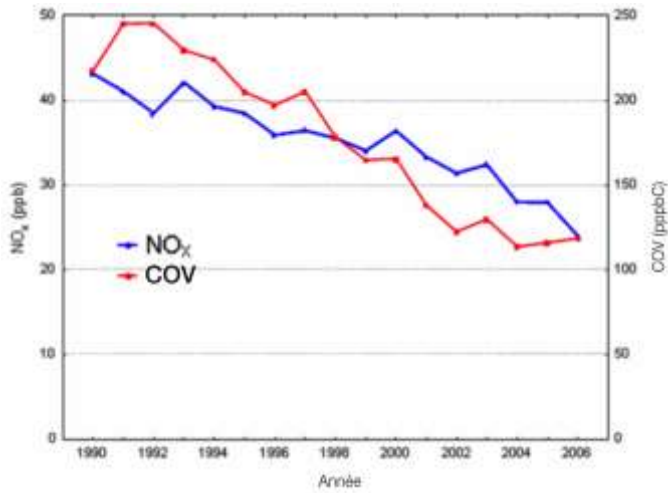


Figure 3.40 Tendances des concentrations moyennes annuelles des oxydes d'azote (NO_x) (en ppb) et des composés organiques volatils (en ppbC) aux sites urbains canadiens.

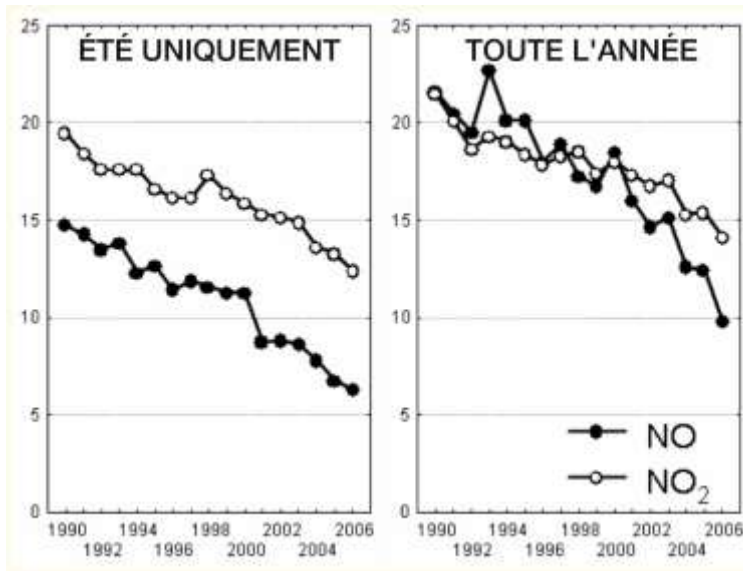


Figure 3.41 Tendances des concentrations moyennes annuelles et estivales de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂) (ppb) aux sites urbains canadiens.

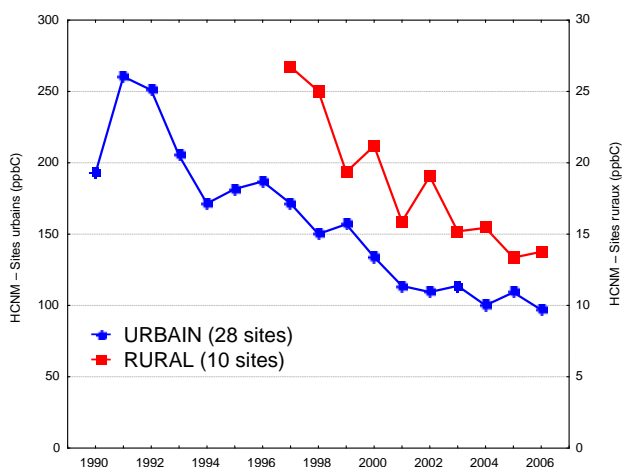


Figure 3.42 Tendence des concentrations d'hydrocarbures C₂ à C₁₂ non synthétiques aux sites urbains et ruraux (de mai à septembre uniquement).

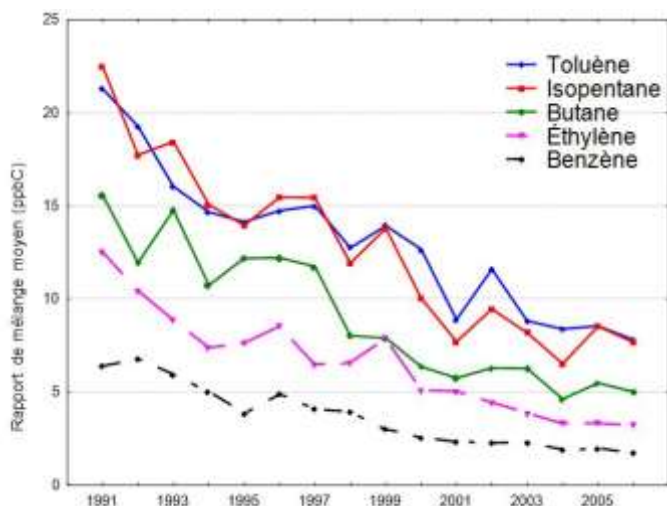


Figure 3.43 Tendence des principales espèces d'hydrocarbures non méthaniques (HCNM) sélectionnées (en ppbC).

Les tendances des concentrations annuelles totales des composés organiques volatils (COV) et des oxydes d'azote (NO_x) sont présentées à la figure 3.40 pour les sites urbains canadiens avec un registre complet de données (12 années de données sur 17). Au total, 56 sites situés dans 25 régions urbaines possédaient des données complètes sur les oxydes d'azote (NO_x) et 28 sites situés dans 15 régions urbaines répondaient aux exigences d'intégralité des données pour les composés organiques volatils. L'isoprène et les terpènes ne sont pas inclus dans les tendances des composés organiques volatils. Les tendances des concentrations moyennes et estivales de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO₂) sont présentées à la figure 3.41, et les tendances estivales des composés organiques volatils à des sites ruraux et urbains sont présentées à la figure 3.42. Entre 1990 et 2006, les concentrations moyennes annuelles des produits chimiques ci-après ont diminué comme suit à des sites urbains canadiens : de 55 % pour le monoxyde d'azote (NO), de 34 % pour le dioxyde d'azote (NO₂) et de

46 % pour les composés organiques volatils (COV). Les tendances étaient très constantes pour chaque site, avec la majorité des sites urbains au Canada enregistrant des baisses similaires dans les concentrations ambiantes. Le ratio de l'indice composite des concentrations moyennes annuelles de dioxyde d'azote par rapport au monoxyde d'azote est passé de 1,0 à 1,4 entre 1990 et 2006. Le ratio de l'indice composite des concentrations estivales moyennes annuelles de dioxyde d'azote par rapport au monoxyde d'azote est passé de 1,3 à 2,0. Les sites ruraux ont connu une baisse des composés organiques volatils d'origine anthropique similairement aux sites urbains, avec une baisse de 49 % dans les concentrations estivales moyennes entre 1997 et 2006. Les tendances de cinq principales espèces sont présentées à la figure 3.43. Les concentrations moyennes de ces cinq espèces de composés organiques volatils ont diminué à un rythme similaire (variant de 63 % à 75 %) entre 1991 et 2006. Le classement des espèces principales mesurées dans des mélanges d'hydrocarbures non méthaniques de 2002 à 2006, comme le montre le tableau 3.12, est essentiellement identique à celui des espèces mesurées de 1989 à 1993 (Environnement Canada, 1997). Cela reflète clairement le fait que les sources de transport génèrent le plus d'émissions de composés organiques volatils dans les zones urbaines. Les réductions des concentrations ambiantes d'oxydes d'azote et d'hydrocarbures non méthaniques concordent avec la réduction des émissions du secteur des transports (gouvernement du Canada, 2007).

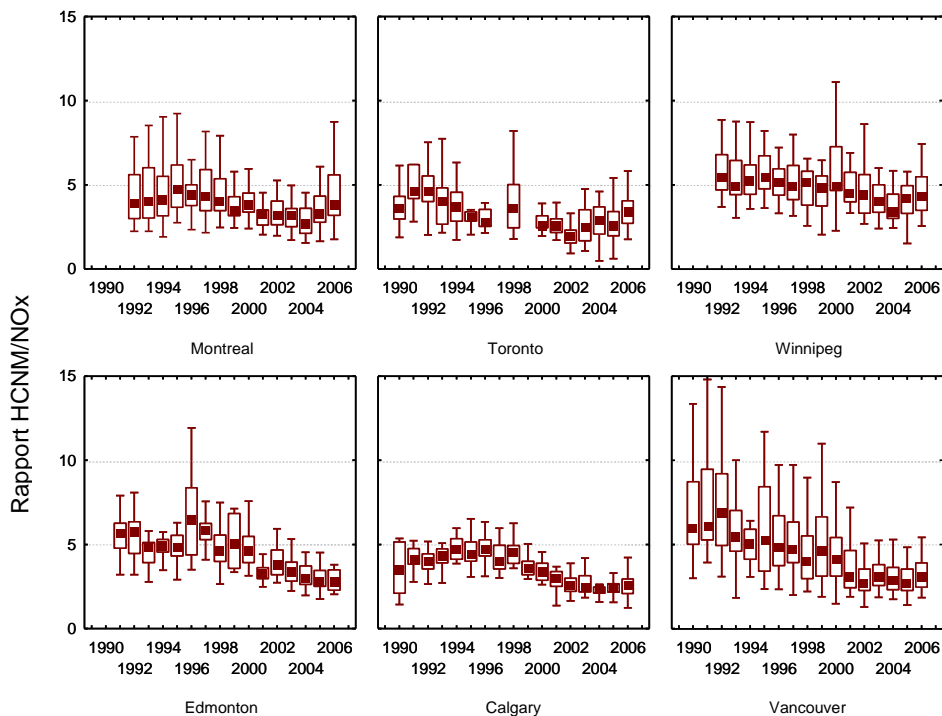


Figure 3.44 Tendence des rapports hydrocarbures non méthaniques (HCNM)/oxydes d'azote (NO_x) aux sites sélectionnés (de mai à septembre) (valeur médiane, 25^e et 75^e centiles, et valeurs maximale et minimale non aberrantes).

Comme il est mentionné au chapitre 2, les concentrations d'ozone (O_3) peuvent être limitées par les composés organiques volatils (COV) et par les oxydes d'azote (NO_x). À de forts ratios COV/ NO_x (supérieurs à 8), la formation d'ozone (O_3) est considérée comme limitée par les oxydes d'azote; ainsi la réduction des composés organiques volatils n'entraîne pas de réduction de l'ozone. Inversement, à de faibles ratios COV/ NO_x , la formation d'ozone est limitée par les composés organiques volatils, et les réductions des oxydes d'azote n'engendrent pas de changement ou d'augmentation de l'ozone. La plupart des régions urbaines à l'est du Canada connaissent des ratios HCNM/ NO_x médians en été (sur 24 heures) qui varient de 3 à 5 (ppbC/ppb); des sites proches de sources industrielles enregistrant des ratios bien plus élevés. Les sites affichant les plus fortes concentrations d'oxydes d'azote enregistrent généralement les plus faibles ratios HCNM/ NO_x . Les tendances de ces ratios pour les sites sélectionnés sont présentées à la figure 3.44. On a relevé une tendance de ratios HCNM/ NO_x inférieurs au cours de la période de mesure, mais un inversement de la tendance commence à presque tous les sites en 2003.

Tel qu'il a été mentionné précédemment, les hydrocarbures non méthaniques représentent une fraction variable des composés organiques volatils totaux selon l'emplacement du site. Aux sites urbains, les ratios COV/ NO_x devraient être 1,2 à 1,5 fois supérieure aux ratios HCNM/ NO_x si des hydrocarbures, des carbonyles, des alcools et d'autres espèces polaires non identifiées sont inclus. Aux sites ruraux, les ratios COV/ NO_x pourraient être 1,5 à 3 fois supérieurs aux ratios HCNM/ NO_x selon l'abondance des carbonyles et des alcools (Fehsenfeld *et al.*, 1992; Fuentes *et al.*, 2007).

3.5 Masses, composition et précurseurs des particules fines ($PM_{2.5}$)

3.5.1 Masse des particules fines ($PM_{2.5}$)

3.5.1.1 Estimations des concentrations de base et de fond des particules fines ($PM_{2.5}$)

La définition des concentrations de fond et de base des matières particulaires (MP) est similaire à la définition des concentrations de fond et de base de l'ozone dans le présent rapport (voir la section 3.3.1.4). Les concentrations de base des matières particulaires sont celles qui proviennent d'émissions naturelles (non anthropiques) à l'échelle locale de matières particulaires et de précurseurs de ces matières, ainsi que de matières particulaires et de précurseurs transportés de loin dans un bassin atmosphérique. Ces matières transportées peuvent, en revanche, être d'origine naturelle et anthropique (McKendry, 2006). À titre d'exemple d'émissions naturelles pertinentes de matières particulaires et de leurs précurseurs, citons les poussières transportées par le vent, les embruns, les éruptions volcaniques, la foudre, les incendies de forêt, et les espèces animales et végétales sauvages. Ainsi, les concentrations de fond de matières particulaires sont en fait les matières particulaires mesurées à un site spécifique, qui ne proviennent pas de sources locales et ne sont pas d'origine anthropique (dans un bassin atmosphérique). Comme pour l'ozone (O_3), les concentrations de base des particules fines

($PM_{2.5}$) sont des valeurs basées sur des mesures à un site spécifique, en l'absence de fortes influences à l'échelle locale. Il est à noter que le terme « concentrations de fond » dans la présente section est souvent utilisé dans les documents publiés et cités à titre de référence et que, dans certains cas, il peut faire référence aux concentrations de base telles que définies précédemment. Le terme initial « concentration de fond » a été retenu pour l'analyse qui suit.

Pour les particules fines ($PM_{2.5}$), les concentrations de base au Canada ont été estimées à l'aide d'un processus en deux étapes quelque peu similaire à la méthode utilisée dans la section 3.3.1.4 pour estimer l'ozone de fond. Toutefois, dans ce cas, le manque de sites de mesure des particules fines ($PM_{2.5}$) en milieu non urbain a restreint l'analyse à quelques sites ruraux représentatifs de la région. La première étape du processus consistait à choisir sept sites de mesure représentatifs de leur région dans l'ensemble du Canada; par exemple, des sites à émissions minimales à l'échelle locale. La deuxième étape impliquait la définition d'un sous-ensemble de données sur les concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) aux sites associés à l'air transporté sur ces derniers à travers des régions qui étaient le moins touchées par des émissions anthropiques. Cette approche a été élaborée pour minimiser (et non totalement éliminer) les influences anthropiques autant que possible.

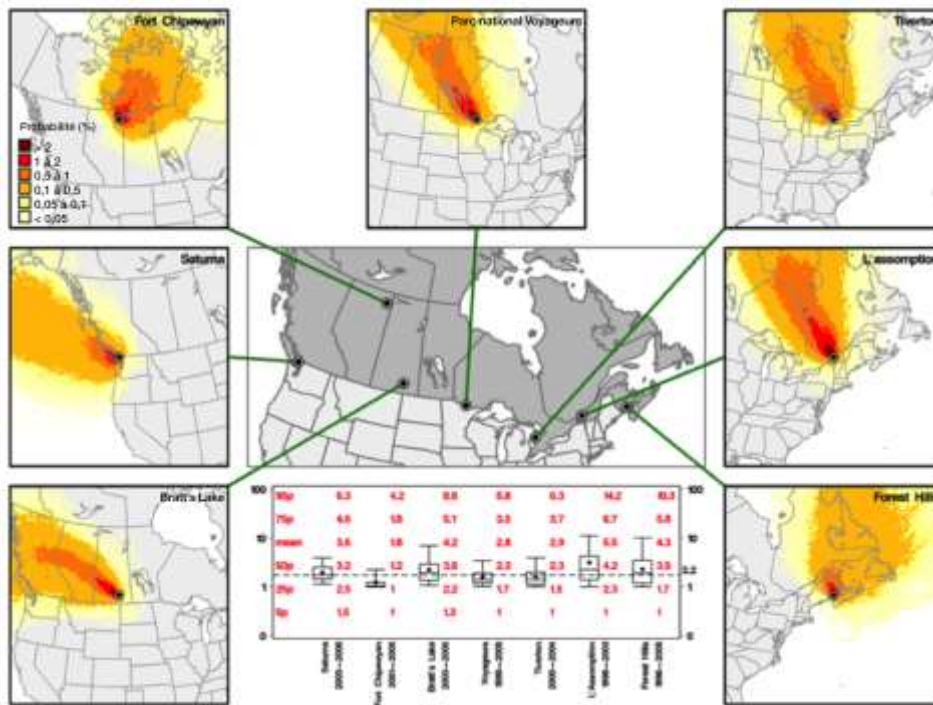


Figure 3.45 Densités de probabilité de types de trajectoires suivies par les parcelles d'air associées aux plus faibles concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) au 95^e centile pour sept sites ruraux et des périodes pour lesquelles des données sur les particules fines ($PM_{2.5}$) sont disponibles entre 1996 et 2005. L'encadré au bas de la figure montre, pour chaque site, les valeurs des centiles (en rouge) et les diagrammes de quartiles (en noir) pour toutes les concentrations moyennes de particules fines ($PM_{2.5}$) sur six heures associées à un type de trajectoire de référence. Les diagrammes de quartiles montrent les statistiques annuelles globales, y compris les valeurs du 5^e et du 25^e centiles, la valeur médiane (50^e centile), la valeur moyenne, et les valeurs du 75^e et du 95^e centiles pour chaque site sélectionné. La ligne pointillée indique la valeur médiane globale de $3,2 \mu\text{g m}^{-3}$ des médianes de tous les sites.

Pour les sept sites ruraux sélectionnés, la figure 3.45 présente les densités de probabilité de types de trajectoires suivies par les parcelles d'air associées aux plus faibles concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) au 95^e centile, sur des périodes pour lesquelles des données sur les particules fines sont disponibles entre 1996 et 2005. La valeur de probabilité de trajectoire associée à chaque maille de la grille a été calculée en additionnant toutes les trajectoires qui avaient traversé une grille donnée, puis en divisant leur somme par le nombre de trajectoires pour la période entière incluse dans l'analyse typologique.

L'encadré au bas de la figure 3.45 montre, pour chaque site, les valeurs des centiles (en rouge) et les diagrammes de quartiles (en noir) pour toutes les concentrations moyennes de particules fines ($PM_{2.5}$) sur six heures associées à un type de trajectoire de référence. Les diagrammes de quartiles montrent les statistiques annuelles globales, y compris les valeurs du 5^e et du 25^e centiles, la valeur médiane (50^e centile), la valeur moyenne, et les valeurs du 75^e et du 95^e centiles pour chaque site sélectionné. La ligne pointillée indique la valeur médiane globale de $3,2 \mu\text{g m}^{-3}$ des médianes de tous les sites. La figure confirme que les concentrations associées aux types de trajectoires de base sont variables sur les plans spatial et temporel, comme le montrent, respectivement, les différences entre les sites et les diagrammes de quartiles propres aux sites (intrasites). Cette variabilité est probablement due, dans certaines mesures, à des sources anthropiques de particules fines ($PM_{2.5}$) et de leurs précurseurs. À la lumière de ces constatations, la mesure choisie pour représenter la concentration de base à chaque site était la concentration médiane (au 50^e centile) présentée à la figure 3.45. Cette mesure varie d'une valeur minimale de $1,2 \mu\text{g m}^{-3}$ au site éloigné de Fort Chipewyan au nord de l'Alberta à une valeur élevée de $4,2 \mu\text{g m}^{-3}$ au site agricole de L'Assomption au nord-est de Montréal (Québec). La concentration médiane a été choisie pour représenter la tendance centrale de la distribution des données sur les types de trajectoires de base. Les concentrations inférieures à la concentration médiane sont probablement associées à des masses d'air qui ont traversé des régions à faibles émissions et qui ont subi des pertes de particules ou de précurseurs à cause de dépôts secs et humides et d'un découplage des couches élevées. Inversement, les concentrations supérieures à la concentration médiane sont probablement associées à des masses d'air qui ont traversé des régions de référence à émissions légèrement supérieures ou qui ont subi des pertes de particules ou de précurseurs.

En résumé, les concentrations de base médianes annuelles de particules fines ($PM_{2.5}$) au Canada dépendent de l'emplacement et de la période et varient de $1,2 \mu\text{g m}^{-3}$ à un site continental au nord de l'Alberta à $4,2 \mu\text{g m}^{-3}$ à un site agricole près de Montréal (Québec). Ces valeurs reflètent sans aucun doute une certaine influence des sources d'émissions locales, telles que les sites de L'Assomption (Québec) et de Forest Hills (Nouveau-Brunswick). Cela indique que les valeurs de base médianes précédentes peuvent être quelque peu supérieures à ces sites par rapport aux sites représentatifs de la région situés à proximité. Ce point devra être étudié (idéalement, avec la méthodologie utilisée dans l'analyse des concentrations de base de l'ozone) lorsque plus d'ensembles de données représentatives de la région seront disponibles. En attendant qu'il en soit ainsi, l'estimation actuelle de la concentration de base médiane annuelle des particules fines ($PM_{2.5}$) varie entre 1 et $4 \mu\text{g m}^{-3}$; la médiane globale des sept sites étant de $3,2 \mu\text{g m}^{-3}$. L'utilisation de la valeur statistique au 98^e centile, tel qu'il est défini dans le standard pancanadien, donnerait une estimation bien plus élevée des concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$), comme le montrent les sections suivantes.

Malheureusement, seules quelques valeurs des concentrations de fond de particules fines ($PM_{2,5}$) sont publiées dans la documentation scientifique à des fins de comparaison. Par exemple, McKendry (2006) a estimé la concentration de fond moyenne dans les masses d'air arrivant en Colombie-Britannique par des trajectoires du Pacifique Nord entre $1,5$ et $2 \mu\text{g m}^{-3}$ (comparativement à la moyenne et aux valeurs médianes de l'île Saturna de $3,6$ et $3,2 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivement dans la figure 3.45). En outre, sur la côte ouest du Pacifique, Jaffe *et al.* (2005) estiment une concentration de fond marine/asiatique combinée de particules fines ($PM_{2,5}$) de $1,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (moyenne = $2,1 \mu\text{g m}^{-3}$) au lac Crater en Oregon. Vingarzan (2004) estime la plage de concentrations de fond à l'ouest de l'Amérique du Nord entre 1 et $4 \mu\text{g m}^{-3}$. Avec si peu de chiffres pour effectuer des comparaisons, on ne peut que généraliser en supposant que les concentrations de fond de 1 à $4 \mu\text{g m}^{-3}$ présentées ici concordent avec les valeurs publiées antérieurement.

Par ailleurs, le manque de données à long terme sur les particules fines ($PM_{2,5}$) à des sites représentatifs de la région empêche d'évaluer les tendances temporelles à long terme des concentrations de fond des particules fines ($PM_{2,5}$) (comme cela a été fait pour l'ozone de fond dans la section 3.3.1.4). De telles analyses sont recommandées lorsque des ensembles de données suffisants sont disponibles.

3.5.1.2 Climatologie des matières particulaires

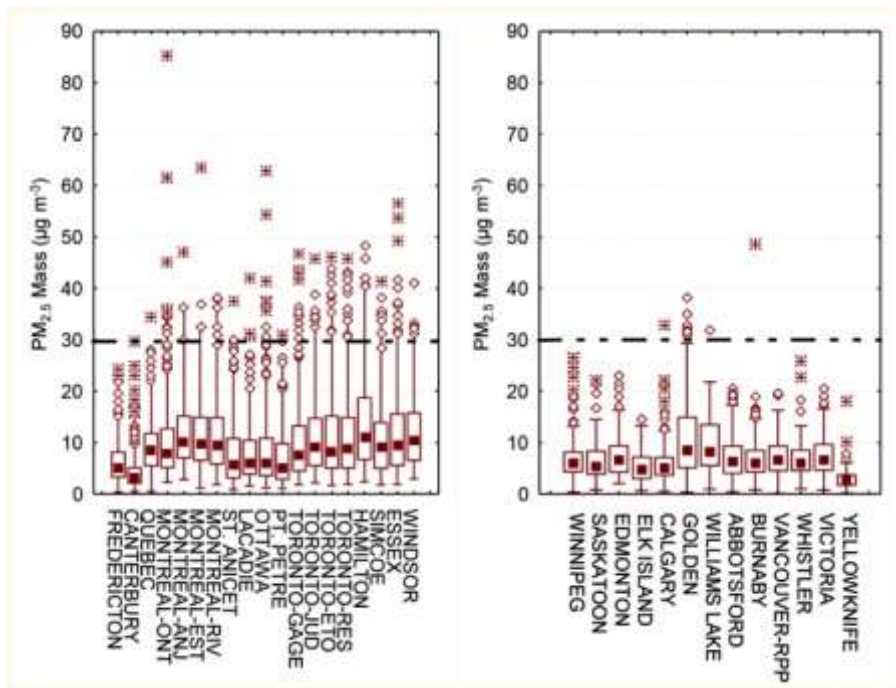


Figure 3.46 Comparaison des concentrations massiques de particules fines (2,5) sur 24 heures établies avec des échantillonneurs à filtres entre 2004 et 2006 (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs des 2^e et 98^e centiles, valeurs aberrantes)

Comme il a été mentionné dans la section 3.2.6.1, les sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique mesurent les masses de particules fines ($< 2,5 \mu\text{m}$ – $PM_{2,5}$) et de grosses

particules (2,5 à 10 µm – PM_{10-2,5}) depuis 1984 avec des échantillonneurs dichotomiques. En 2006, on comptait 27 échantillonneurs dichotomiques utilisés à des sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique complétés par 13 échantillonneurs utilisant la méthode de référence fédérale (FRM) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis pour mesurer les particules fines (PM_{2,5}) uniquement. Le standard pancanadien pour les particules fines (PM_{2,5}) de 30 µg m⁻³ est basé sur une moyenne triennale des concentrations mesurées sur 24 heures au 98^e et exige des échantillonnages quotidiens. La plupart des échantillonneurs à filtre sont utilisés un jour sur trois ou un jour sur six et ne répondent pas aux exigences du standard pancanadien en matière de déclaration. D'un autre côté, les échantillonneurs à filtre sont, par définition, la méthode de référence et ne subissent pas de pertes de particules semi-volatiles durant la saison froide; par conséquent, ces échantillonneurs donnent actuellement les estimations les plus précises de la masse de particules fines (PM_{2,5}) tout au long de l'année (voir la section 3.2.6.2). La figure 3.46 compare les concentrations sur 24 heures de particules fines (PM_{2,5}) dans l'ensemble du pays, déterminées par les échantillonneurs à filtre de 2004 à 2006. Les données statistiques fournies sont la valeur médiane, les valeurs des 2^e, 25^e, 75^e et 98^e centiles et les valeurs aberrantes et extrêmes. Seuls les sites auxquels on a prélevé au moins 100 échantillons sur cette période sont inclus, et les sites sont ordonnés de l'est à l'ouest. D'après la figure, il est clair que la majorité des sites où les concentrations observées sur 24 heures sont supérieures à 30 µg m⁻³ sont situés à l'est du Canada, à l'exception du site de Golden qui est situé à l'ouest.

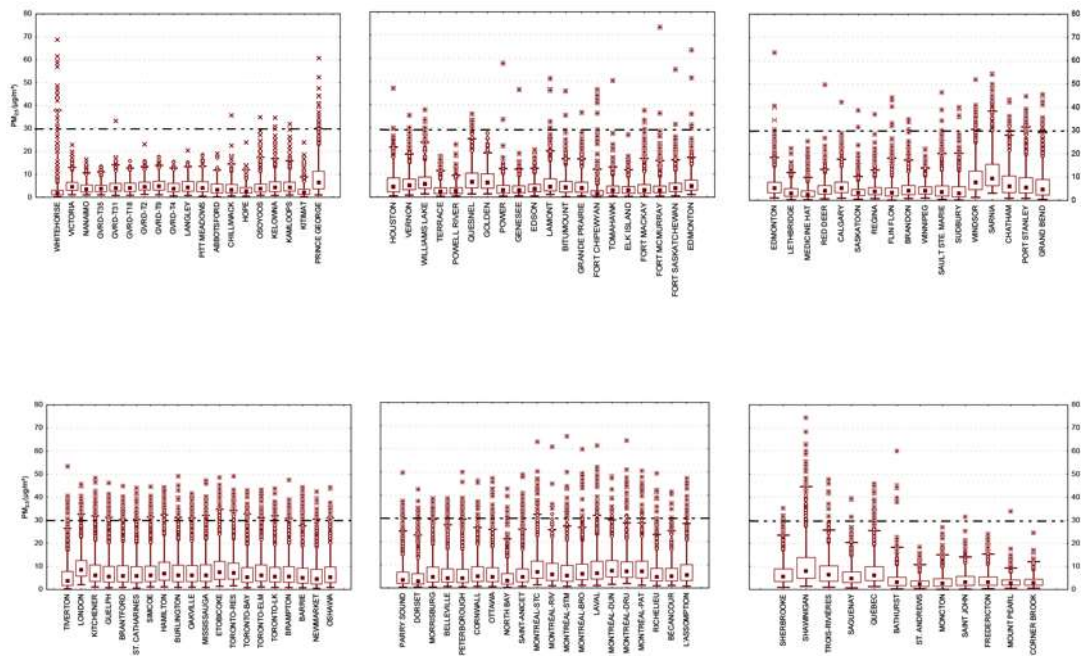


Figure 3.47 Comparaison des concentrations massiques de particules fines (2,5) sur 24 heures établies avec des appareils de surveillance continue par balance microélectronique entre 2004 et 2006 (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs des 2^e et 98^e centiles, valeurs aberrantes).

Un résumé des concentrations sur 24 heures de particules fines ($PM_{2.5}$) pour un plus vaste réseau de surveillance des particules fines par appareil TEOM pour l'année 2006 est fourni à la figure 3.47. Comme il est expliqué à la section 3.2.6.2, les appareils TEOM perdent une partie de la masse de particules volatiles durant les mois d'hiver et donnent des valeurs plus faibles que les échantillonneurs à filtre. Les mêmes statistiques qu'à la figure 3.46 sont présentées à la figure 3.47; en raison de la plus grande sélection de sites et de la fréquence quotidienne d'échantillonnage, on peut voir qu'un nombre important de sites connaissent occasionnellement des concentrations sur 24 heures de particules fines ($PM_{2.5}$) supérieures à $30 \mu g m^{-3}$. Les sites de l'Ontario et du Québec affichent toujours des valeurs au 98^e centile plus élevées que la plupart des sites de l'ouest et de l'Atlantique. Les plus faibles concentrations de particules fines observées au 98^e centile avec les échantillonneurs à filtre et les appareils TEOM variaient entre 10 et $12 \mu g m^{-3}$.

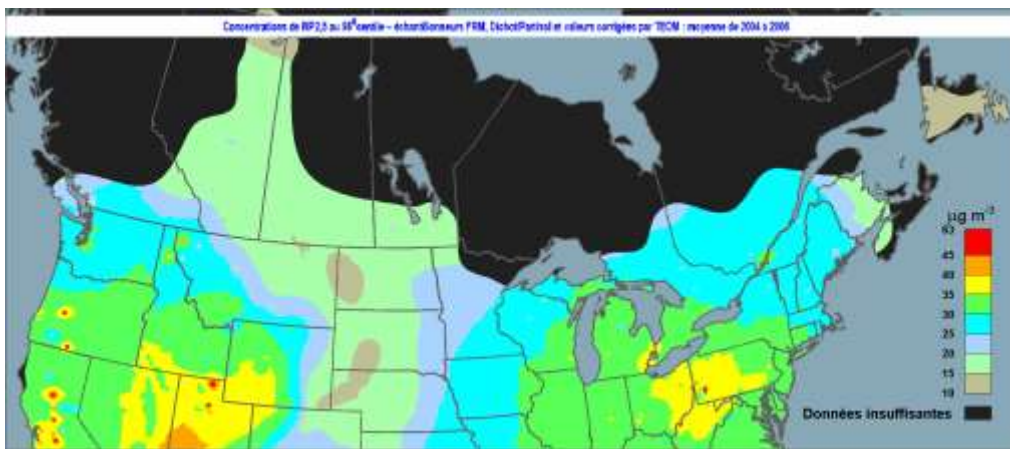


Figure 3.48 Concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) au 98^e centile ($\mu g m^{-3}$) entre 2004 et 2006.

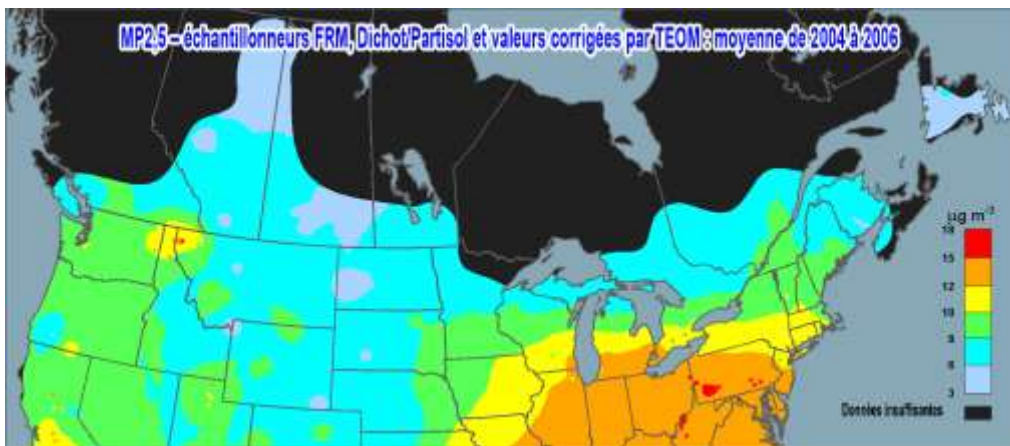


Figure 3.49 Concentrations moyennes annuelles de particules fines ($PM_{2.5}$) ($\mu g m^{-3}$) entre 2004 et 2006.

Des cartes spatiales de la moyenne triennale des concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) au 98^e centile et de la moyenne triennale des concentrations moyennes annuelles pour la période allant de 2004 à 2006 sont présentées aux figures 3,48 et 3.49, respectivement. Pour créer ces cartes, trois

ensembles de données ont été combinés pour un total d'environ 600 sites, notamment : des données d'échantillonneurs à filtre du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, des données obtenues avec la méthode de référence fédérale (FRM) des États-Unis (telles que transmises au système de qualité de l'air), et des données canadiennes corrigées par appareil TEOM pour les pertes en saison froide, comme il a été expliqué précédemment à la section 3.2. De la même manière que pour les cartes spatiales de l'ozone (O_3) (section 3.3.2.1), les valeurs moyennes annuelles pour ces sites ont été calculées, et les moyennes triennales de ces valeurs pour la période de 2004 à 2006 ont été interpolées dans l'espace au moyen d'un krigeage ordinaire. Pour minimiser les erreurs d'interpolation, les données ont été divisées en deux populations : les régions où la densité des sites était élevée et les régions où la densité des sites était inférieure. Les deux populations ont été interpolées séparément, et les résultats ont été combinés pour produire les cartes finales. Le taux d'incertitude d'interpolation dans les deux cartes relatives aux particules fines ($PM_{2.5}$) est plus élevé que dans les cartes liées à l'ozone (figures 3.7 et 3.8) à cause de la plus faible densité des sites de mesure de matières particulaires. Dans les régions où la densité des sites est élevée comme l'est du Canada, le taux d'incertitude d'interpolation varie habituellement entre 15 et 30 %, mais il peut monter jusqu'à 40 % dans certaines parties de l'ouest du Canada, où les résultats d'interpolation dépendent de sites à mesure unique.

En supposant que le taux d'incertitude à l'échelle locale soit élevé, mais que le profil spatial soit raisonnable, la carte de la moyenne triennale des concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) au 98^e pour la période de 2004 à 2006 (figure 3.48) et la carte de la moyenne triennale des concentrations moyennes annuelles (figure 3.49) indiquent que le sud de l'Ontario et le sud du Québec font partie d'un bassin atmosphérique canado-américain à fortes concentrations (moyenne au 98^e centile $> 25 \mu\text{g m}^{-3}$ et moyenne annuelle $> 8 \mu\text{g m}^{-3}$) qui englobe tout l'est des États-Unis. Le centre de la Colombie-Britannique est également une région à fortes concentrations d'après les mesures effectuées à Prince George et à Quesnel, mais les valeurs ne sont pas présentées à la figure 3.48, car l'interpolation dans la zone est fortement influencée par ces deux sites. Ainsi, la taille et l'ampleur de la zone à fortes concentrations sont incertaines. Il convient de noter que les cartes de concentrations annuelles de particules fines ($PM_{2.5}$) pour la période de 2000 à 2007 (non présentées) indiquent une baisse continue de la moyenne triennale des concentrations au 98^e centile dans l'ensemble du pays au cours de cette période. Par conséquent, les cartes des moyennes triennales des figures 3.48 et 3.49 présentent des valeurs faibles par rapport à des périodes triennales antérieures, et la carte de la période de 2000 à 2002 (non présentée) représente la plus forte concentration et le pire scénario pour cette période.

Une explication détaillée des facteurs responsables des différentes concentrations de particules ($PM_{2.5}$) est fournie par région au chapitre 7. Ce dernier souligne que les épisodes de particules fines ($PM_{2.5}$) au sud de l'Ontario et au sud du Québec sont influencés non seulement par des émissions de matières particulaires et de leurs précurseurs à l'échelle locale, mais aussi par le transport transfrontalier de ces derniers depuis les États-Unis.

Tableau 3.15 Résumé des épisodes de particules fines (PM_{2.5}) par région (échelle régionale) pour la période 2001-2005 [REMARQUE : Les épisodes sont définis en jours au cours desquels 33 % des sites de surveillance dans une région ont enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 24 heures) de particules fines (PM_{2.5}) supérieure à 30 µg/m³.]

Région	Critères des épisodes régionaux	N ^{bre} total d'épisodes régionaux	Dates des épisodes notables	N ^{bre} de sites ayant enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 24 heures) de PM _{2.5} > 30 µg/m ³	Concentration max. des PM _{2.5} (µg/m ³)	Sites affichant une concentration d'O ₃ > 65 ppb	Concentration max. d'O ₃ sur 8 heures (ppb)
Atlantique sud	3 sites ou plus avec une concentration > 30 µg/m ³	8	4 octobre 2001	6	101	0	-
			5 octobre 2001	4	99	0	-
			9 juillet 2002	4	43	0	-
			10 juillet 2002	3	49	0	-
			14 août 2002	4	51	0	-
			15 août 2002	6	42	0	-
			(Total des sites : 9)				
Sud du Québec/Est de l'Ontario	7 sites ou plus avec une concentration > 30 µg/m ³	49	12 août 2002	13	49	35	84
			13 août 2002	13	47	31	89
			14 août 2002	13	42	34	86
			2 février 2005	17	72	0	-
			3 février 2005	18	80	0	-
			4 février 2005	20	68	0	-
			5 février 2005	20	74	0	-
			6 février 2005	18	88	0	-
			7 février 2005	16	70	0	-
			8 février 2005	20	48	0	-
Sud du Québec/Est de l'Ontario			9 juin 2005	17	48	7	79
			3 octobre 2005	15	41	0	-
			4 octobre 2005	19	54	2	68
			5 octobre 2005	17	44	3	73
Sud de l'Ontario	11 sites ou plus avec une concentration > 30 µg/m ³	63	25 juin 2003	29	46	36	123
			(Total des sites : 21)	26 juin 2003	29	55	35

Région	Critères des épisodes régionaux	N ^{bre} total d'épisodes régionaux	Dates des épisodes notables	N ^{bre} de sites ayant enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 24 heures) de PM _{2.5} > 30 µg/m ³	Concentration max. des PM _{2.5} (µg/m ³)	Sites affichant une concentration d'O ₃ > 65 ppb	Concentration max. d'O ₃ sur 8 heures (ppb)
	sites : 33)						
			9 octobre 2003	17	57	0	-
			10 octobre 2003	24	65	2	68
			11 octobre 2003	16	45	0	-
			7 juin 2004	28	44	24	84
			8 juin 2004	30	43	27	85
			3 février 2005	27	62	0	-
			4 février 2005	30	72	0	-
			5 février 2005	36	72	0	-
			12 septembre 2005	24	46	33	82
			13 septembre 2005	38	48	37	93
			14 septembre 2005	28	41	18	89
			2 octobre 2005	30	50	10	71
Sud de l'Ontario			3 octobre 2005	38	62	2	70
			4 octobre 2005	38	68	11	70
			5 octobre 2005	38	57	12	77
Prairies	6 sites ou plus avec une concentration > 30 µg/m ³	6	20 mai 2002	7	44	0	-
	(Total des sites : 18)		14 août 2003	3	67	2	70
			15 août 2003	6	95	10	80
			16 août 2003	6	54	6	80
			10 décembre 2003	5	72	0	-
			24 février 2004	5	69	0	-
			25 février 2004	5	69	0	-
Vallée du bas Fraser	3 sites ou plus avec une concentration > 30 µg/m ³	1	13 septembre 2005	4	43	0	-
	(Total des sites : 11)						
Autres sites en Colombie-	9 sites ou plus avec une	10	31 octobre 2002	9	71	0	-

Région	Critères des épisodes régionaux	N ^{bre} total d'épisodes régionaux	Dates des épisodes notables	N ^{bre} de sites ayant enregistré une concentration maximale quotidienne (sur 24 heures) de PM _{2.5} > 30 µg/m ³	Concentration max. des PM _{2.5} (µg/m ³)	Sites affichant une concentration d'O ₃ > 65 ppb	Concentration max. d'O ₃ sur 8 heures (ppb)
Britannique	concentration > 30 µg/m ³						
	(Total des sites : 27)		1 ^{er} novembre 2002	12	78	0	-
			2 novembre 2002	13	81	0	-
			3 novembre 2002	11	59	0	-
Autres sites en Colombie-Britannique			7 novembre 2003	10	83	0	-
			8 novembre 2003	12	71	0	-
			9 novembre 2003	10	43	0	-

Comme pour l'ozone (O₃), la fréquence des épisodes de particules fines (PM_{2.5}) à l'échelle régionale (définie en jours au cours desquels 33 % des sites de surveillance dans une région ont enregistré une concentration maximale quotidienne sur 24 heures de PM_{2.5} supérieure à 30 µg m⁻³) a été calculée pour la période de 2001 à 2005; les résultats sont présentés au tableau 3.15. En raison des pertes de matières particulaires semi-volatiles par les appareils TEOM durant l'hiver, les données hivernales ont été ajustées, tel qu'il est décrit précédemment. Les dates d'occurrence d'épisodes notables (en termes d'étendue spatiale et de concentrations maximales de PM_{2.5}) sont aussi indiquées dans le tableau en précisant si de fortes concentrations d'ozone (O₃) ont aussi été enregistrées durant l'épisode. La plus grande fréquence d'épisodes à l'échelle régionale apparaissait en Ontario, suivi par le Québec. En outre, pour ces deux régions, les fortes concentrations de particules fines (PM_{2.5}) persistaient souvent pendant plusieurs jours. À la différence de l'ozone (O₃), les épisodes de particules fines (PM_{2.5}) à l'échelle régionale se produisaient en hiver et en été. Comme il a été mentionné précédemment, les épisodes estivaux de particules fines (PM_{2.5}) en Ontario et au Québec étaient très susceptibles d'être associés à des concentrations d'ozone (O₃) supérieures au standard pancanadien de 65 ppb. Les épisodes de particules fines (PM_{2.5}) à l'échelle régionale étaient rares dans les Prairies, l'épisode le plus notable étant associé à des incendies de forêt survenus en août 2003 dans la partie sud de l'intérieur de la Colombie-Britannique. Le seul épisode à l'échelle régionale enregistré dans la vallée du bas Fraser était associé à un incendie à la tourbière Burns survenu le 13 septembre 2005. Bien que la plupart des autres sites de la Colombie-Britannique soient séparés par de grandes distances et que le transport atmosphérique à l'échelle régionale soit restreint par la topographie, il est parfois arrivé qu'un certain nombre de collectivités en Colombie-Britannique enregistrent à la même période de fortes concentrations de particules fines (PM_{2.5}). Ces concentrations sont apparues principalement en octobre et novembre et sont probablement dues à des conditions météorologiques similaires à celle de l'intérieur de la Colombie-Britannique. Des détails supplémentaires sur les épisodes de matières particulaires sélectionnés sont fournis au chapitre 7.

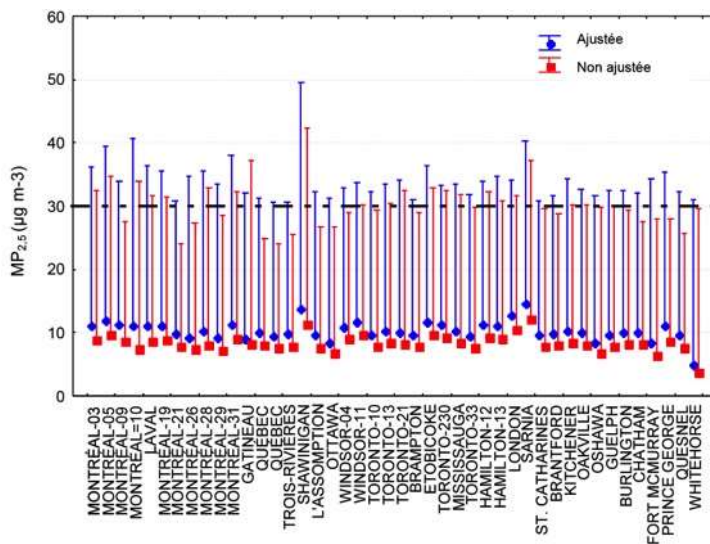


Figure 3.50 Concentrations moyennes annuelles ajustées et non ajustées de particules fines (PM_{2.5}) au 98^e centile pour les sites traités par appareil de surveillance continue par balance microélectronique qui présenteraient une concentration supérieure à 30 µg m⁻³ (moyenne établie pour la période allant de 2004 à 2006).

La figure 3.50 présente les concentrations moyennes annuelles ajustées et non ajustées de particules fines (PM_{2.5}) au 98^e pour les sites traités par appareil TEOM qui présentaient des concentrations supérieures au standard pancanadien de 30 µg m⁻³ (de 2004 à 2006) au cours de la saison froide. Au total, 17 sites traités par appareil TEOM (sur 137 pour lesquels on disposait de données complètes) affichaient des concentrations qui dépassaient la moyenne triennale des concentrations de 30 µg m⁻³ de 2004 à 2006; tous ces sites étaient situés en Ontario ou au Québec. L'utilisation d'un facteur d'ajustement pour la saison froide a augmenté le nombre de sites concernés à 44; 4 sites étant situés à l'extérieur de l'Ontario et du Québec (Fort McMurray, Quesnel, Prince George et Whitehorse).

Une analyse complète des particules fines (PM_{2.5}) selon le standard pancanadien figure dans le rapport d'étape quinquennal du gouvernement du Canada sur les Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone (gouvernement du Canada, 2007). Pour la période allant de 2003 à 2005, au moins 30 % de la population canadienne (environ 10 millions) vivaient dans des collectivités dont les concentrations de particules fines dépassaient le standard pancanadien. La plupart de ces collectivités étaient situées en Ontario et au Québec. Outre ces deux provinces, seules deux collectivités dans l'intérieur de la Colombie-Britannique ont déclaré des concentrations supérieures au standard pancanadien. Les collectivités affichant des concentrations qui représentaient 10 % du standard pancanadien étaient principalement situées en Ontario et au Québec.

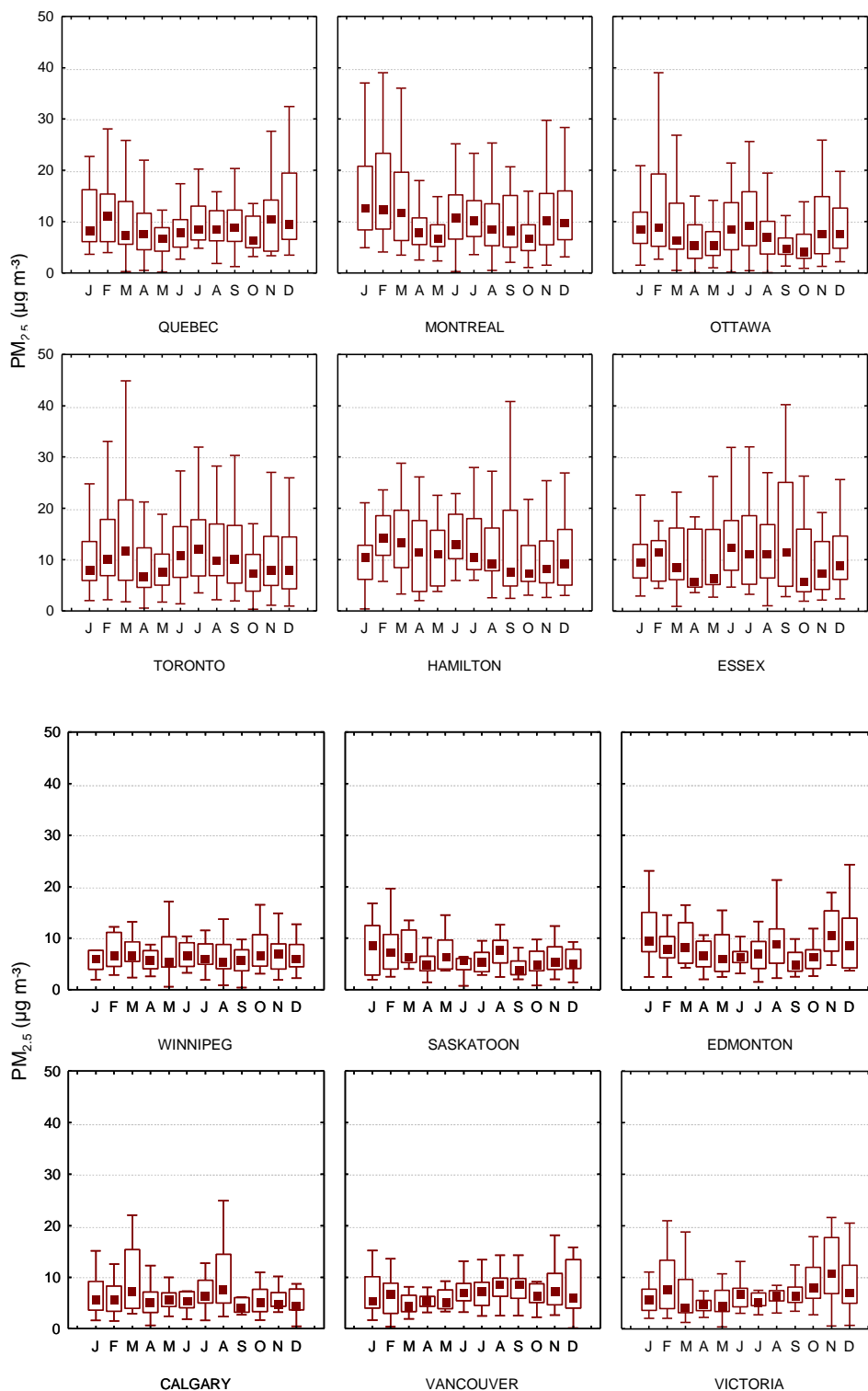


Figure 3.51 Variabilité saisonnière de la masse de particules fines (PM_{2.5}) déterminée avec les échantillonneurs à filtres (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

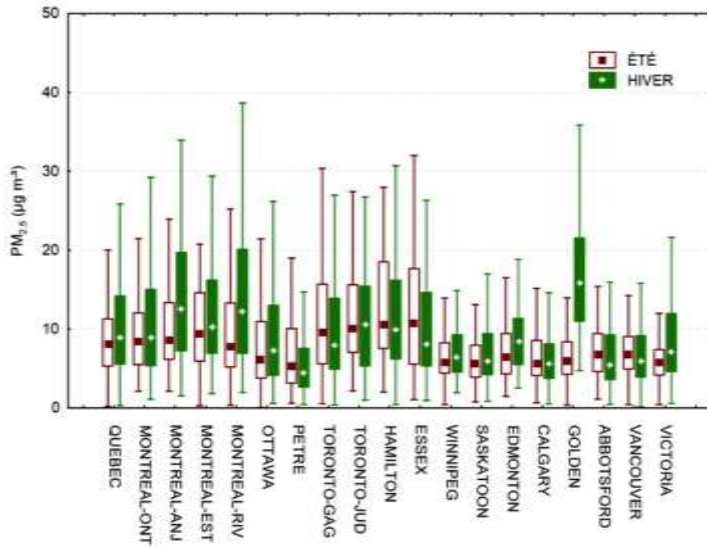


Figure 3.52 Concentrations massiques hivernales c. concentrations massiques estivales de particules fines de ($PM_{2.5}$) établies avec les échantillonneurs à filtres pour les sites sélectionnés (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximales et minimales non aberrantes).

La variabilité saisonnière de la masse des particules fines ($PM_{2.5}$) déterminée avec les échantillonneurs à filtre est présentée à la figure 3.51, et les différences entre les concentrations massiques hivernales et les concentrations massiques estivales des particules fines ($PM_{2.5}$) sont présentées à la figure 3.52. La plupart des sites à l'est montrent des valeurs minimales dans les concentrations moyennes mensuelles de particules fines ($PM_{2.5}$) au printemps et à l'automne. Les épisodes hivernaux et estivaux de particules fines ($PM_{2.5}$) se produisent, tel qu'il est décrit au chapitre 7. Dans l'ensemble, la plupart des sites affichent une distribution similaire des valeurs en hiver et en été avec quelques exceptions notables comme le site de Golden.

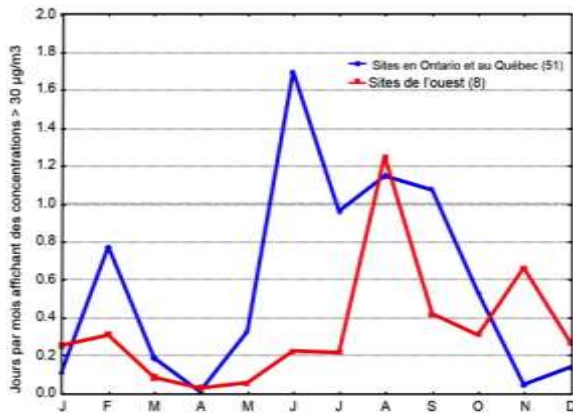


Figure 3.53 Nombre moyen de jours par mois affichant des concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) supérieures à $30 \mu g m^{-3}$ ppb pour la période allant de 2001 et 2005 (seuls les sites présentant une moyenne minimale d'un jour par an avec une concentration supérieure à $30 \mu g m^{-3}$ sont inclus dans le graphique).

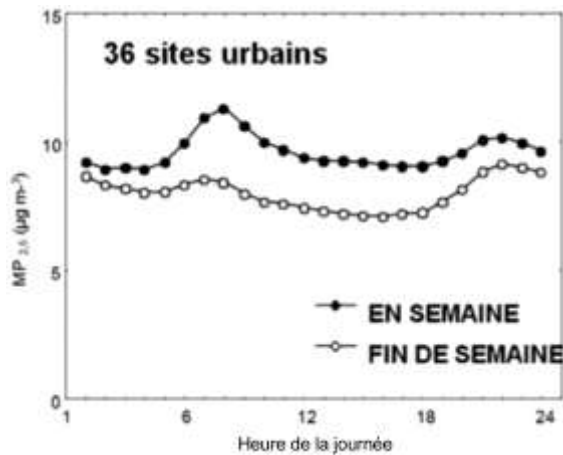


Figure 3.54 Variation diurne de la masse de particules fines ($PM_{2.5}$) durant la semaine c. la fin de semaine, établie avec des appareils de surveillance continue par balance microélectronique (de 2003 à 2005).

La fréquence relative des jours par mois affichant des concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) supérieures à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ pour la période allant de 2001 et 2005 est présentée à la figure 3.53. Seuls les sites présentant une moyenne minimale d'un jour par an avec une concentration supérieure à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ ont été utilisés pour créer le graphique. Seulement huit sites à l'extérieur de l'Ontario et du Québec répondaient aux critères d'inclusion. D'après la figure, on peut voir que les concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) supérieures à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ apparaissent à n'importe quel mois de l'année, mais que de 2001 à 2005, les sites de l'Ontario et du Québec ont affiché la plus grande fréquence de jours avec des concentrations supérieures à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ en juin, juillet et août, puis en février. Les sites de l'ouest ont montré un pic en août à cause d'incendies de forêt survenus en Colombie-Britannique en août 2003, comme il a été expliqué précédemment.

La variation diurne de la masse de particules fines ($PM_{2.5}$) durant la semaine par rapport à la fin de semaine, établie avec des appareils TEOM, est illustrée à la figure 3.54. Cette figure montre clairement l'impact des sources de transport sur les concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) avec une baisse approximative de 25 % dans le pic matinal et une baisse de 17 % dans la concentration moyenne quotidienne les fins de semaine, comparativement aux jours de la semaine. Comme il est expliqué dans les sections suivantes, la majorité des particules fines ($PM_{2.5}$) sont d'origine secondaire; ainsi, le secteur des transports contribue très largement aux émissions primaires.

3.5.2 Composition chimique des particules fines (PM_{2.5})

Tableau 3.16 Programme de spéciation des particules fines : emplacements des sites et données disponibles

ID du RNSPA	Ville	Adresse	Latitude	Longitude	Utilisation des terres	Date de début	Date de fin	Jours d'échantillonnage – Saison chaude/froide
Sites du RNSPA								
30113	HALIFAX	1672, RUE GRANVILLE	44,65	63,57	C	14 avril 2006	Actif	68/53
40801	CANTERBURY	487, ROUTE 122	45,95	67,48	U	20 juin 2004	24 mai 2007	157/189
40203	SAINT JOHN	CHEMIN MOUNTAIN	45,31	66,01	R	29 juin 2007	Actif	-
50104	MONTRÉAL	1125, RUE ONTARIO EST	45,52	73,56	C	21 janvier 2003	Actif	262/226
54401	SAINT-ANICET	1128, DE LA GUERRE	45,12	74,28	A	8 février 2003	Actif	273/280
60104	OTTAWA	RIDEAU ET WURTEMBERG	45,43	75,68	C	30 mai 2007	Actif	25/0
60211	WINDSOR	COLLEGE ET RUE SOUTH	42,29	83,07	R	2 juin 2004	Actif	91/101
60427	TORONTO	223, RUE COLLEGE	43,66	79,40	C	13 juillet 2003	Actif	234/194
61902	WALLACEBURG	8147, MEADOWVALE LINE	42,70	82,40	A	13 juillet 2006	10 août 2007	50/38
62601	SIMCOE	FERME EXPÉRIMENTALE	42,85	80,27	A	16 janvier 2005	Actif	122/104
90132	EDMONTON	4946, RUE 89	53,49	113,46	C	11 mai 2006	Actif	92/68
100119	DRV - BURNABY	5455, RUE RUMBLE	49,22	122,99	R	29 juin 2003	Actif	266/262
100702	KELOWNA	1000, RUE KLO	49,86	119,48	C	14 septembre 2006	6 août 2007	24/27
101004	ABBOTSFORD	31790, AVENUE WALMSLEY	49,03	122,34	R	12 octobre 2003	Actif	190/227
101701	QUESNEL	585, RUE CALLANAN	52,82	122,49	R	2 juin 2007	Actif	21/0
103202	GOLDEN	835, 9 ^e AVENUE SUD	51,30	116,97	R	6 mai 2004	1 ^{er} mars 2007	112/139
Sites du RCEPA								
30501	KEJIMKUIJK	PARC NATIONAL	44,47	65,21	F		11 juin 2007	
55501	FRELIGHTSBURG		45,05	72,86	F		2 février 2007	
64401	EGBERT		44,23	79,78	A		Actif	
80901	BRATT'S LAKE	RADIATION OBSERVATORY	50,20	104,20	A		16 mars 2007	
102001	SATURNA		48,78	123,13	F		3 mai 2007	

Tel qu'il a été mentionné précédemment, la spéciation partielle (sulfate et éléments majeurs) de la masse de particules fines (PM_{2.5}) au moyen d'échantillonneurs dichotomiques est effectuée depuis 1986. Avec le lancement du réseau de spéciation de particules fines en 2003, tous les composants majeurs des particules fines, y compris le nitrate d'ammonium, le sulfate d'ammonium, le

carbone élémentaire, et le carbone organique sont désormais quantifiés et déclarés. Une liste des sites de spéciation du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique ainsi que les durées d'enregistrement des données disponibles sont présentées au tableau 3.16. Seuls les sites présentant au moins 50 jours de résultats pour les saisons chaude et froide sont inclus dans les diagrammes ultérieurs. Le tableau 3.16 contient également une liste des sites de spéciation du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et des durées d'enregistrement de données connexes.

3.5.2.1 Composants majeurs des particules fines ($PM_{2.5}$) et cycle saisonnier

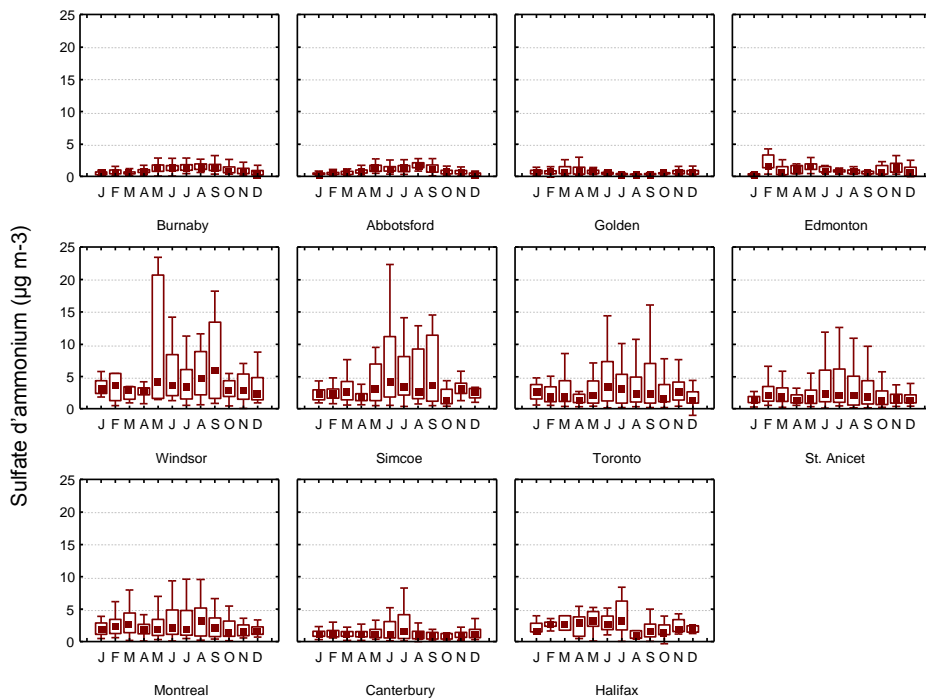


Figure 3.55 Comparaison des concentrations de sulfate d'ammonium ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

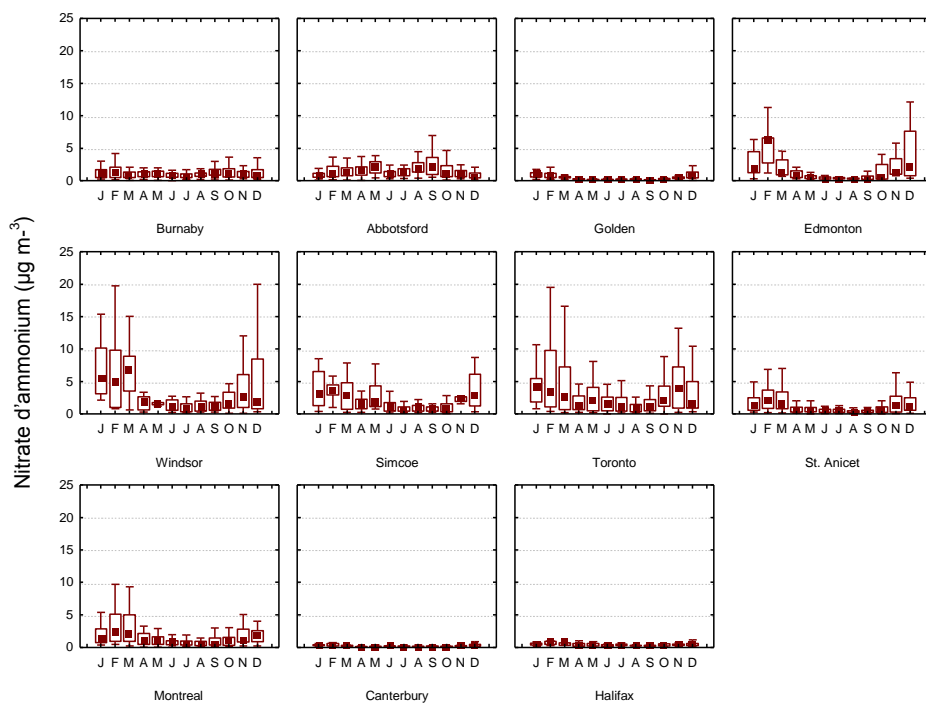


Figure 3.56 Comparaison des concentrations de nitrate d'ammonium ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

Les figures 3.55 et 3.56 montrent, respectivement, les variations mensuelles du sulfate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) et du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) aux sites (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles et valeurs maximale et minimale non aberrantes). L'ammonium mesuré (NH_4) a été réparti entre le sulfate (SO_4) et le trioxyde d'azote (NO_3) pour calculer les concentrations de sulfate d'ammonium [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$] et de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) à l'aide des étapes suivantes :

$$[\text{NH}_4\text{NO}_3] = 1,29 \times [\text{NO}_3]$$

$$[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4] = [\text{SO}_4] + [\text{NH}_4] - 0,29 \times [\text{NO}_3]$$

Les concentrations estivales médianes de sulfate d'ammonium [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$] étaient beaucoup plus élevées aux sites de l'Ontario, variant de 2,6 à 4,0 $\mu\text{g m}^{-3}$ avec une valeur maximale allant de 20 à 27 $\mu\text{g m}^{-3}$. Les autres sites de l'est ont enregistré des concentrations estivales médianes variant de 1,8 à 2,2 $\mu\text{g m}^{-3}$, et les médianes aux sites de l'ouest allaient de 0,5 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Golden) à 1,9 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Abbotsford). Tous les sites, sauf Golden et Edmonton, ont affiché un cycle saisonnier prononcé du sulfate d'ammonium [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$] avec les plus fortes concentrations médianes et maximales apparaissant durant les mois d'été. Le nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) a montré un cycle saisonnier opposé; les plus fortes concentrations apparaissant durant les mois d'hiver à tous les sites, sauf Abbotsford. Le site d'Abbotsford a enregistré ses plus fortes concentrations de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) au printemps et à l'automne. Edmonton ainsi que les sites de l'Ontario et du Québec ont enregistré les plus fortes concentrations hivernales médianes de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) (1,3 à

2,7 $\mu\text{g m}^{-3}$), et Canterbury et Halifax ont enregistré les plus faibles (0,2 à 0,4 $\mu\text{g m}^{-3}$). Les plus fortes concentrations sur 24 heures du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) ont été mesurées à Windsor et à Saint-Anicet avec une valeur maximale de 34 $\mu\text{g m}^{-3}$.

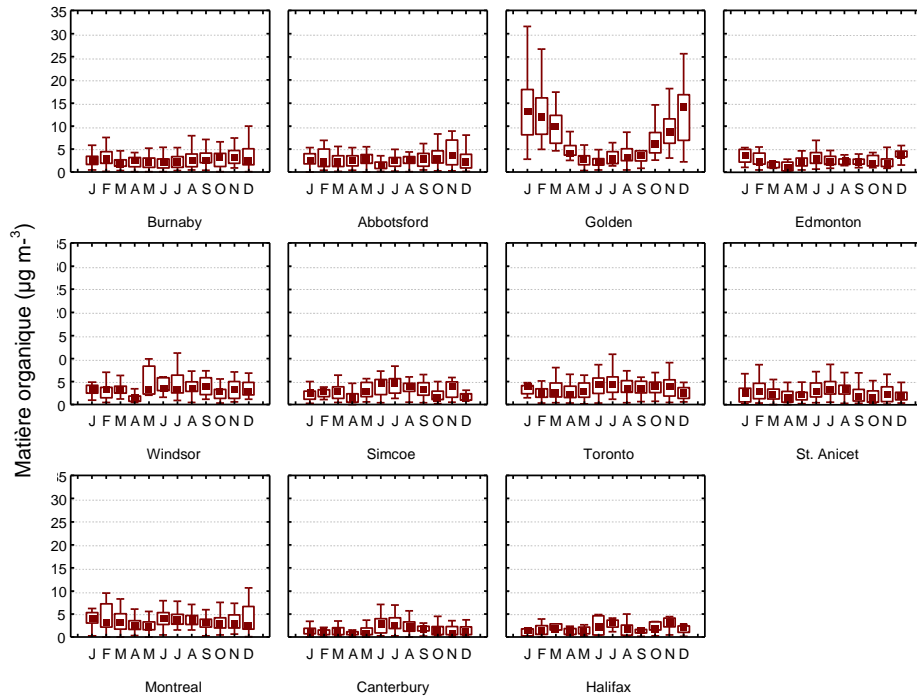


Figure 3.57 Comparaison des matières organiques ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

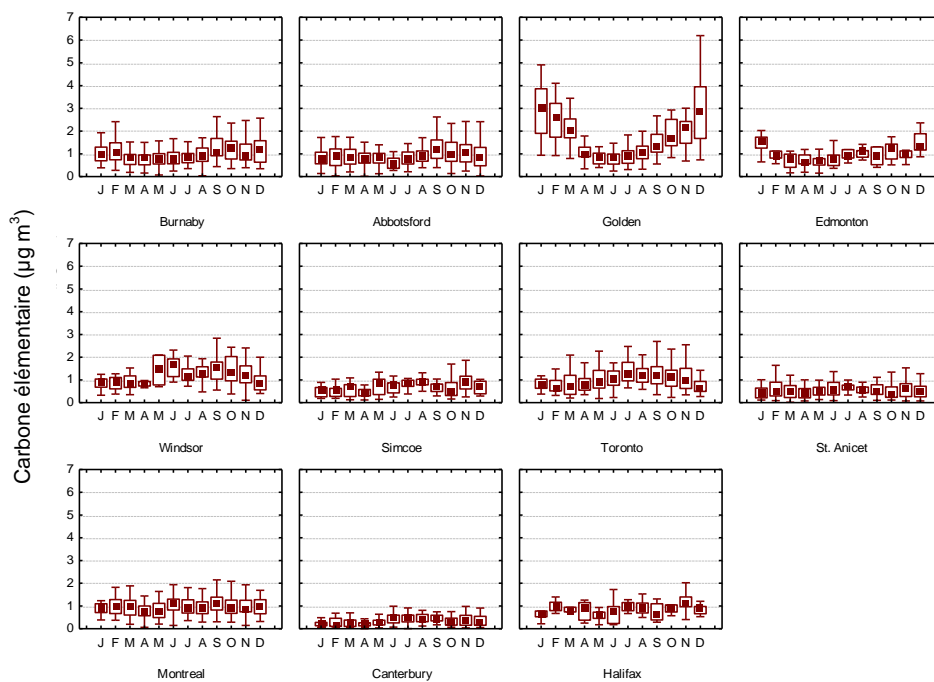


Figure 3.58 Comparaison du carbone élémentaire ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

Dans les figures 3.57 et 3.58, les résultats des matières organiques (MO) et du carbone élémentaire (CE) sont présentés par mois et par site. Les concentrations de matières organiques ont été calculées à partir de données sur le carbone organique corrigées en fonction d'échantillons à blanc, en les multipliant par un facteur de 1,6 pour les sites urbains, et un facteur de 1,8 pour les sites ruraux, afin de les ajuster à la forme moléculaire des espèces carbonées. La plus forte concentration médiane de matières organiques de $6 \mu\text{g m}^{-3}$ a été mesurée à Golden, et la plus faible, à Canterbury ($1,4 \mu\text{g m}^{-3}$). Les autres sites urbains affichaient des concentrations médianes de matières organiques variant de $2,4$ à $3,3 \mu\text{g m}^{-3}$, et les valeurs au 75^e centile allaient de $3,5$ à $4,8 \mu\text{g m}^{-3}$. Les matières organiques ont montré le plus vaste cycle saisonnier à Golden avec une valeur maximale en hiver due aux influences de la combustion de bois. Les autres sites de l'ouest ont également connu des concentrations moyennes plus fortes en hiver, tandis que les sites de l'est ont affiché des concentrations plus élevées au milieu de l'été; ces dernières peuvent notamment être associées à la production secondaire de carbone organique. La plus forte concentration médiane de carbone élémentaire a été mesurée à Golden avec une valeur de $1,4 \mu\text{g m}^{-3}$. Les concentrations médianes variaient de $0,8$ à $1,1 \mu\text{g m}^{-3}$ à d'autres sites urbains, et de $0,3$ à $0,7 \mu\text{g m}^{-3}$ aux sites ruraux. Les tendances saisonnières du carbone élémentaire étaient similaires à celles des matières organiques; les sites de l'ouest affichant des concentrations médianes mensuelles plus fortes en hiver, et les sites de l'est affichant des concentrations plus fortes en été.

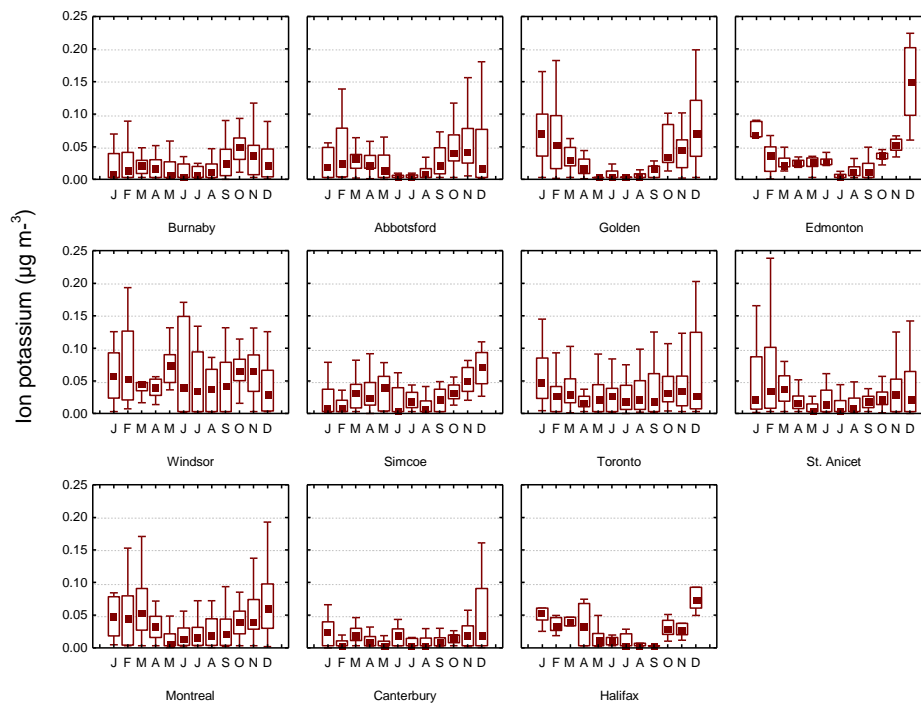


Figure 3.59 Comparaison des concentrations d'ion potassium ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

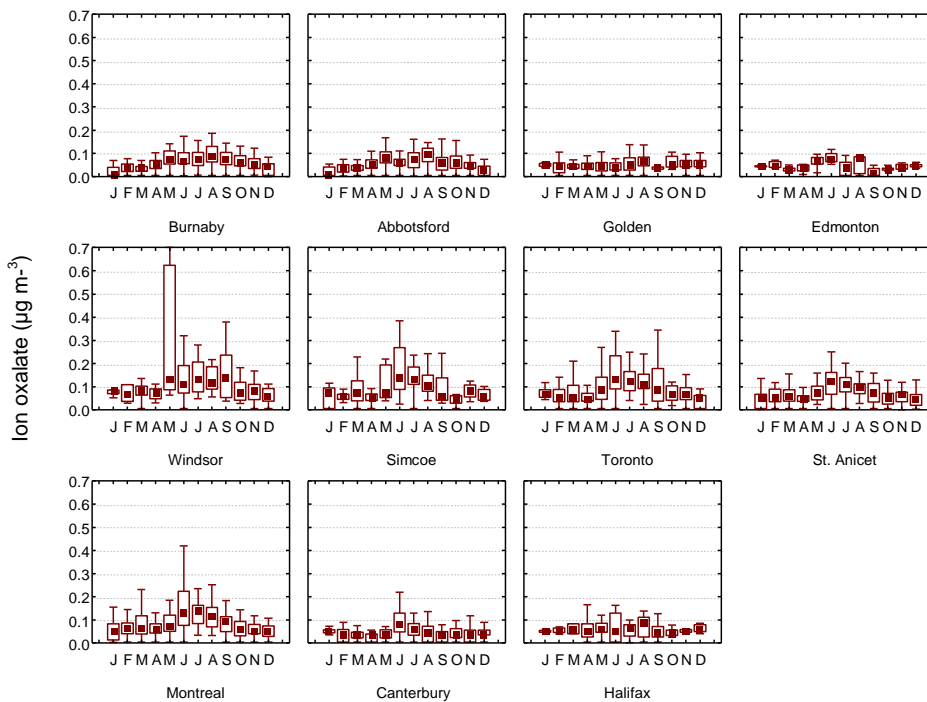


Figure 3.60 Comparaison des concentrations d'ions oxalate ($\mu\text{g m}^{-3}$) par site et par mois (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

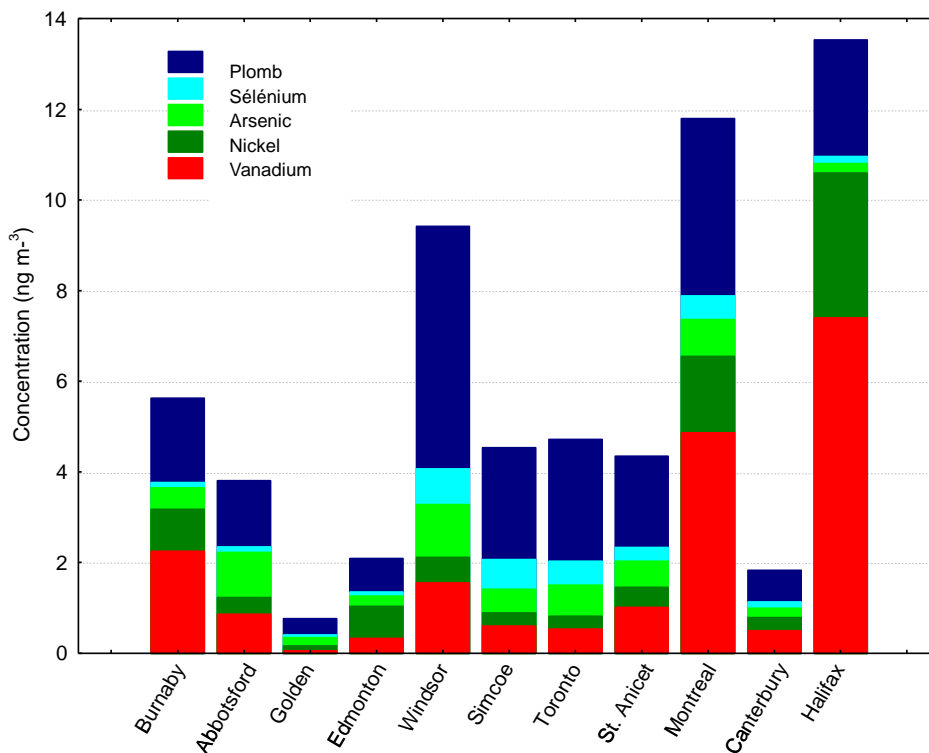


Figure 3.61 Résultats des cinq principales espèces de métal (arsenic, vanadium, nickel, sélénium, plomb) par site (de 2003 à 2006).

Outre le sulfate, le nitrate et l'ammonium, 18 ions organiques et inorganiques supplémentaires sont mesurés avec des filtres en Téflon du module C. Les résultats des ions potassium sont présentés à la figure 3.59, et ceux des ions oxalate sont présentés à la figure 3.60. Les ions potassium constituent un traceur utile de la fumée de bois, et les ions oxalate sont associés à la formation d'aérosols secondaires dans de vieilles masses d'air. Plus de 17 métaux hydrosolubles sont détectables à de faibles concentrations moyen d'un spectromètre de masse à source à plasma inductif (ICP-MS). Les résultats pour cinq espèces de métal majeures (arsenic, vanadium, nickel, sélénium, plomb) sont présentés à la figure 3.61. Le vanadium est fortement lié au nickel à tous les sites ($r = 0.957$), et chaque élément est un bon indicateur des émissions provenant de la combustion de mazout lourd. Halifax a enregistré les plus fortes concentrations de nickel et de vanadium de même que des valeurs supérieures à la moyenne à Montréal, Windsor et Burnaby. Les concentrations totales de métal au site de Toronto étaient très similaires aux concentrations mesurées aux deux sites ruraux de Simcoe et de Saint-Anicet.

3.5.2.2 Reconstruction de la masse

La reconstruction de la masse fait référence au processus d'estimation des composants majeurs de la masse des matières particulaires (c.-à-d. le sel, le sol, le carbone élémentaire, le carbone organique, le nitrate d'ammonium et le sulfate d'ammonium) à partir des espèces chimiques individuelles mesurées, et à l'estimation de la masse totale de composants reconstruits aux fins de comparaison avec les

valeurs réelles de la masse de matières particulaires. En théorie, la masse reconstruite équivaut à la masse mesurée lorsque toutes les espèces d'aérosols sont mesurées (c.-à-d. qu'aucune n'est manquante) et que toutes les mesures d'espèces individuelles sont très précises. En pratique, la masse reconstruite est souvent inférieure à la masse mesurée pour les raisons suivantes : (1) certaines espèces ne sont pas analysées, (2) il y a une volatilisation des espèces labiles (p. ex., les matières organiques et le nitrate d'ammonium), et (3) les mesures ne sont pas précises. Un processus similaire peut être utilisé pour estimer l'extinction de lumière et, par conséquent, la visibilité à partir des données de spéciation des particules, tel qu'il est expliqué au chapitre 10.

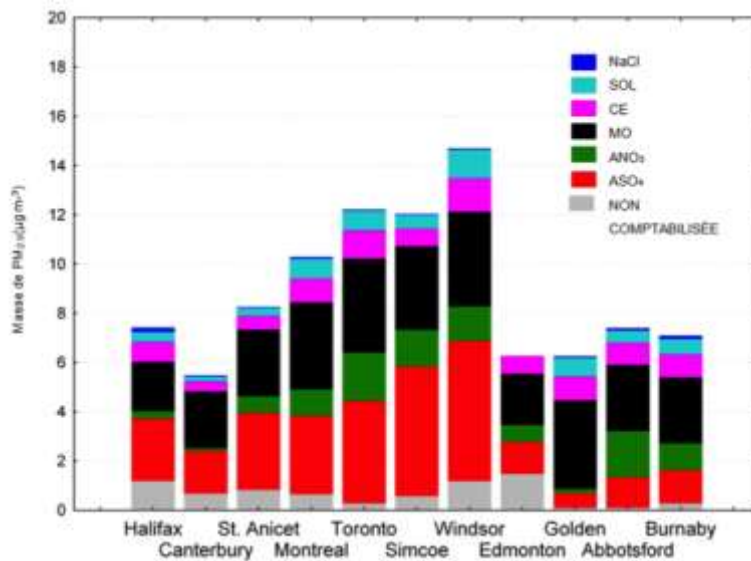


Figure 3.62 Reconstruction de la masse totale de particules fines (PM_{2.5}) pour tous les jours d'échantillonnage durant la saison chaude (de 2003 à 2006).

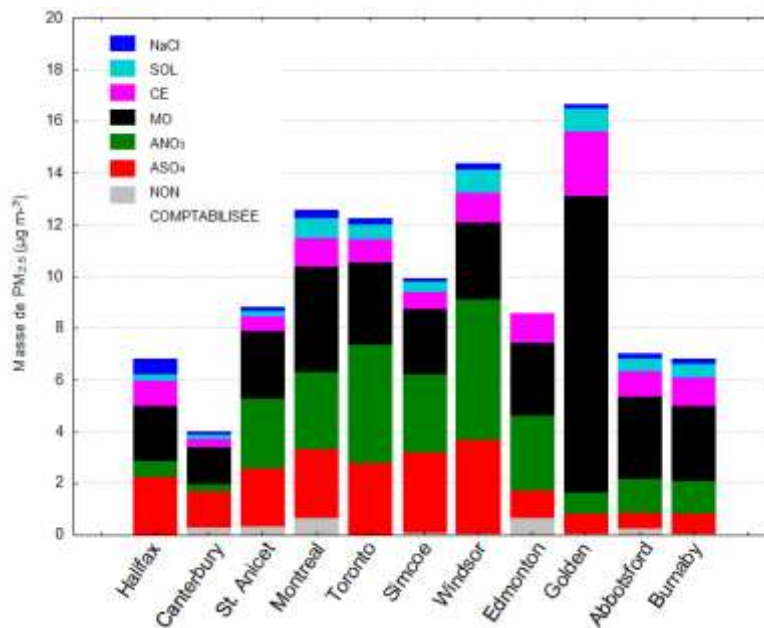


Figure 3.63 Reconstruction de la masse totale de particules fines ($PM_{2.5}$) pour tous les jours d'échantillonnage durant la saison froide (de 2003 à 2006).

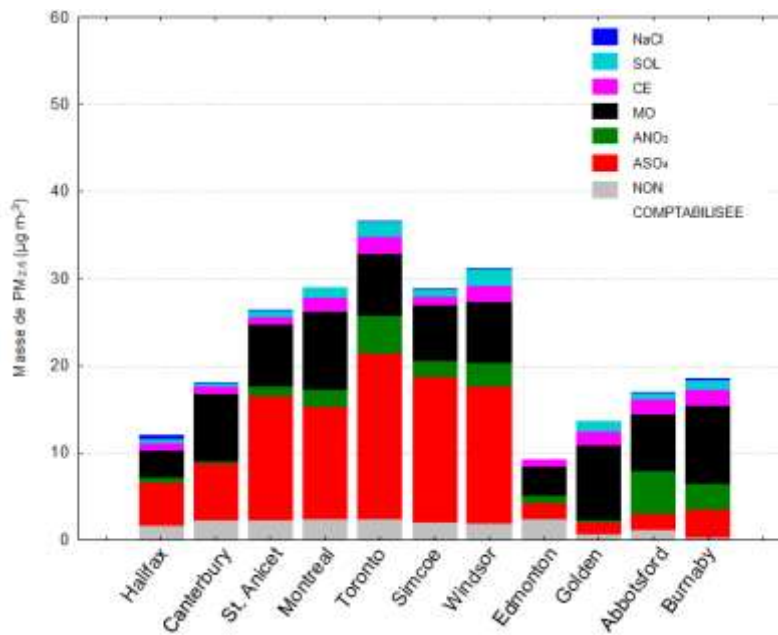


Figure 3.64 Reconstruction de la masse totale de particules fines ($PM_{2.5}$) pour les dix jours affichant les niveaux les plus élevés durant la saison chaude (de 2003 à 2006).

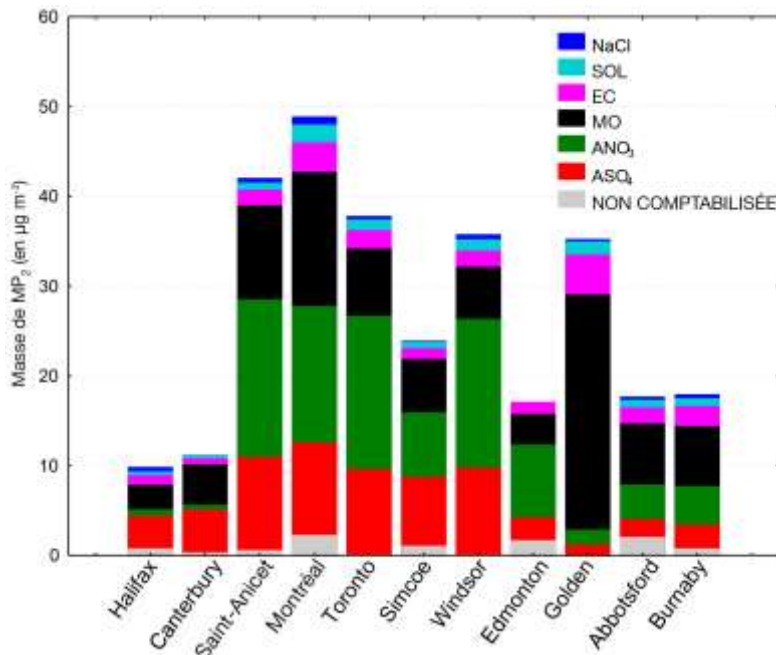


Figure 3.65 Reconstruction de la masse totale de particules fines (PM_{2.5}) pour les dix jours affichant les niveaux les plus élevés durant la saison froide (de 2003 à 2006).

La reconstruction de la masse des particules fines (PM_{2.5}) a été tentée à tous les sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique en utilisant des procédures normalisées (Environnement Canada, 2005a). Les résultats sont fournis aux figures 3.62 à 3.65 pour les saisons chaude (d'avril à septembre) et froide (d'octobre à mars) pour tous les échantillons ainsi que pour les dix jours affichant les plus fortes valeurs de la masse des particules fines (PM_{2.5}) dans chaque saison. En moyenne, la méthode de reconstruction de la masse prenait en compte l'ensemble de la masse, mais révélait des variations quotidiennes dans la caractérisation et la masse. Le nombre de jours de données disponibles (pour chaque site) qui ont été utilisés dans les graphiques, est indiqué au tableau 3.16. Les contributions calculées étaient basées sur le sulfate d'ammonium [(NH₄)₂SO₄], le nitrate d'ammonium (NH₄NO₃), les matières organiques (MO), le carbone élémentaire (CE), les matières crustales, le chlorure de sodium (NaCl) et d'autres métaux oxydés (sol). Les concentrations secondaires combinées de sulfate d'ammonium₄ et de nitrate d'ammonium constituaient, en moyenne, 38 % à 50 % de la masse totale des particules fines (PM_{2.5}) aux sites de l'est durant l'été, et 42 % à 63 % de cette masse en hiver. Pour les sites de l'ouest (sauf Golden), les concentrations de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium représentaient 31 % à 42 % de la masse de particules fines en été, et 27 % à 44 % de cette masse en hiver. Pour le site de Golden, les concentrations de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium représentaient 12 % et 10 % de la masse de particules fines en été et en hiver, respectivement. Les matières organiques constituaient, quant à elles, le deuxième élément contribuant le plus à la masse de particules fines. En dehors du site de Golden, les contributions des matières organiques à la masse des particules fines aux sites urbains et ruraux variaient de 26 % à 42 % en été, et de 21 % à 45 % en hiver. Pour le site de Golden, les matières organiques représentaient 70 % de la masse de particules fines en hiver, et 60 % de cette masse en été. Pour les jours affichant les plus fortes concentrations en été, la masse des particules fines (PM_{2.5}) à des

sites de l'est était principalement composée de sulfate d'ammonium et de matières organiques (de 70 % à 80%), tandis qu'aux sites de l'ouest autres que Golden, le nitrate d'ammonium était aussi un important contributeur. Pour les jours affichant les plus fortes concentrations en hiver, le nitrate d'ammonium₃ et les matières organiques étaient les principaux contributeurs à la masse de particules fines à presque tous les sites, alors que le sulfate d'ammonium était aussi un important contributeur à cette masse aux sites de l'est, en particulier à Halifax.

3.5.3 Précurseurs des particules fines (PM_{2.5})

3.5.3.1 Dioxyde de soufre et ammoniac

3.5.3.1.1 Concentrations et variation saisonnière

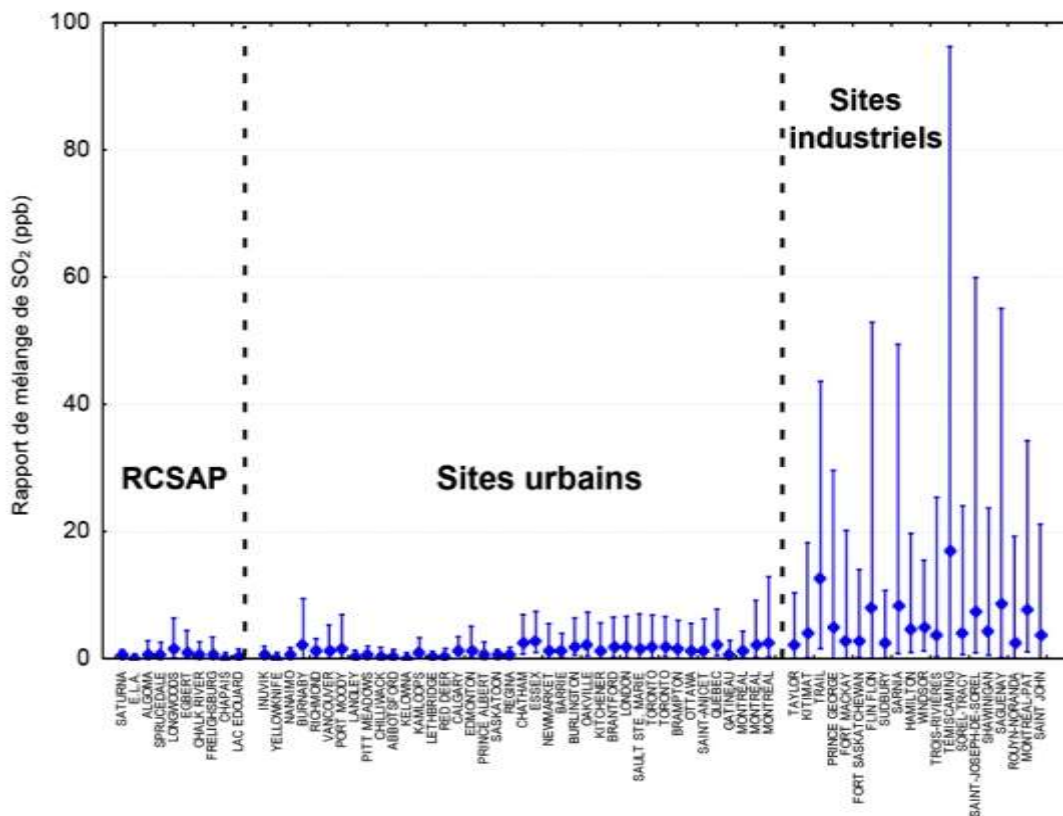


Figure 3.66 Valeur médiane et valeurs des 10^e et 98^e centiles associées aux concentrations moyennes quotidiennes de dioxyde de soufre (SO₂) pour tous les sites affichant des moyennes annuelles valides en 2006.

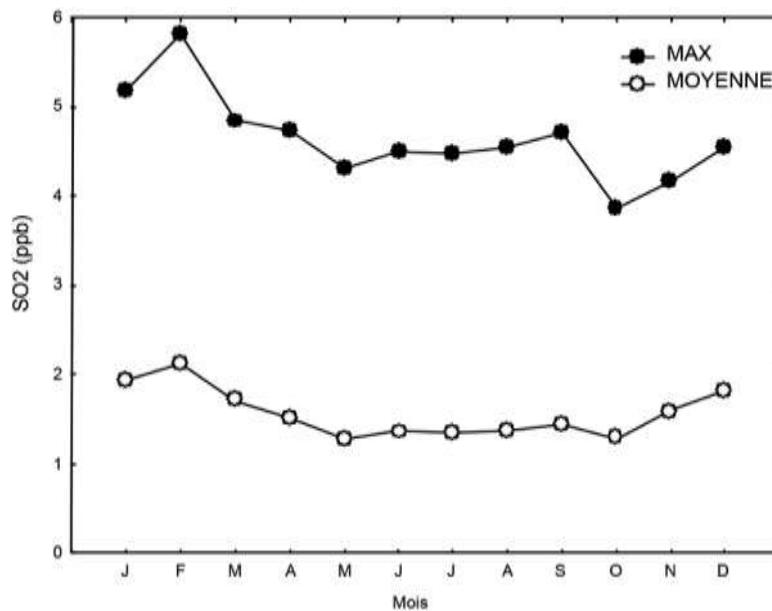


Figure 3.67 Moyenne mensuelle et moyenne mensuelle maximale quotidienne des concentrations de dioxyde de soufre (SO₂) en ppb pour les sites urbains sans source ponctuelle locale.

Les principaux précurseurs de particules fines (PM_{2.5}) comprennent les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV) (tous les deux traités à la section 3.4), le dioxyde de soufre (SO₂) et l'ammoniac (NH₃). La figure 3.66 présente les concentrations moyennes et les concentrations aux 10^e et 98^e centiles du dioxyde de soufre sur 24 heures pour tous les sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique et du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air ayant déclaré des moyennes annuelles valides en 2006. D'après le diagramme, on peut voir que les plus fortes concentrations moyennes et concentrations au 98^e centile du dioxyde de soufre étaient généralement mesurées à des sites à proximité de sources ponctuelles (habituellement des fonderies de métaux non ferreux); la plus forte concentration moyenne était d'environ 18 ppb à Témiscaming (Québec). Les plus faibles concentrations moyennes et au 98^e ont été relevées à des sites de l'ouest et du nord. Il n'y avait pas d'émissions industrielles à proximité. Les sites d'Egbert et de Longwoods (Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air) situés en Ontario affichaient des concentrations moyennes et des concentrations au 98^e centile de dioxyde de soufre plus élevées qu'un certain nombre de sites urbains. Tel qu'il sera expliqué à la section 3.5.4.2, les sites ruraux au sud-ouest de l'Ontario présentent des concentrations de dioxyde de soufre supérieures par rapport à certains centres urbains dans l'ouest du Canada. Cela est sans doute dû aux émissions de dioxyde de soufre plus élevées dans la région globale de ces sites. Les sites de l'ouest affichant des concentrations relativement élevées incluent Trail, Fort Mackay et Flin Flon. La figure 3.67 présente la moyenne mensuelle et la moyenne mensuelle maximale quotidienne des concentrations de dioxyde de soufre pour les sites urbains sans source ponctuelle à l'échelle locale. Les concentrations ambiantes de dioxyde de soufre dans l'ensemble du Canada montrent un cycle saisonnier avec des concentrations plus élevées en milieu urbain en hiver et en été.

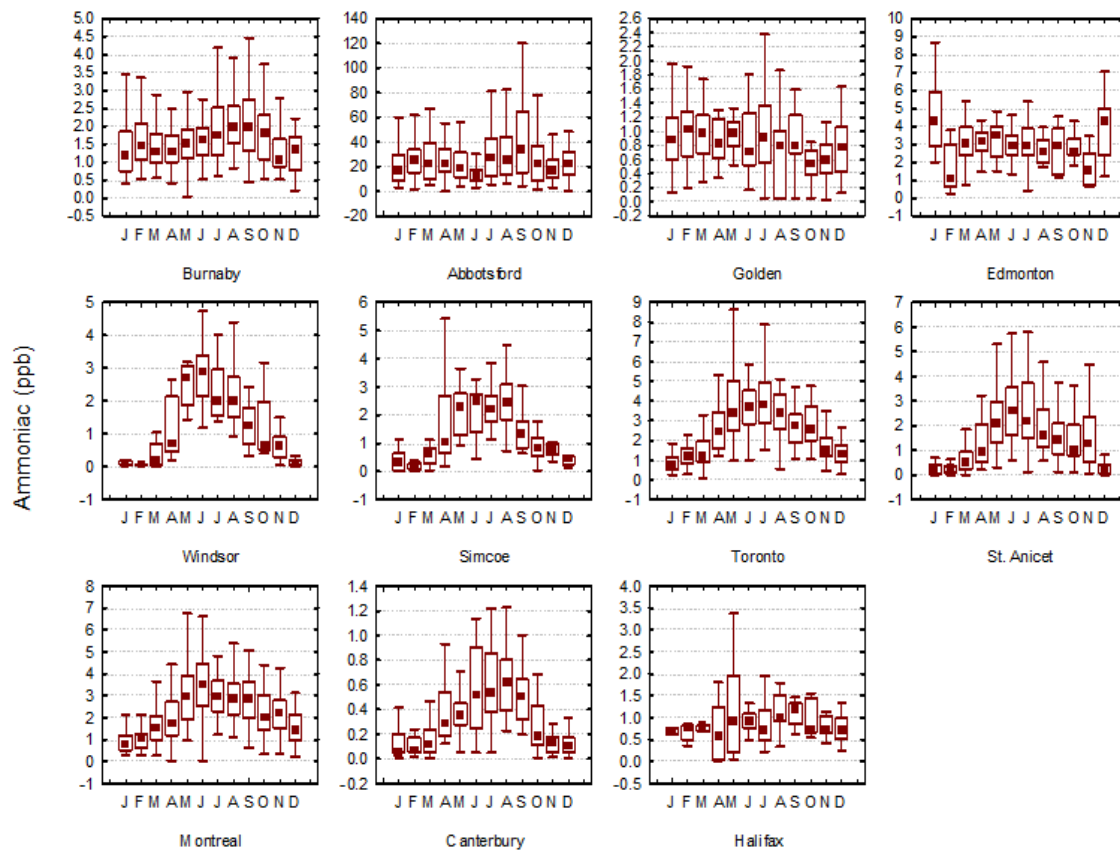


Figure 3.68 Concentrations mensuelles d'ammoniac (en ppb) établies avec le réseau de spéciation du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

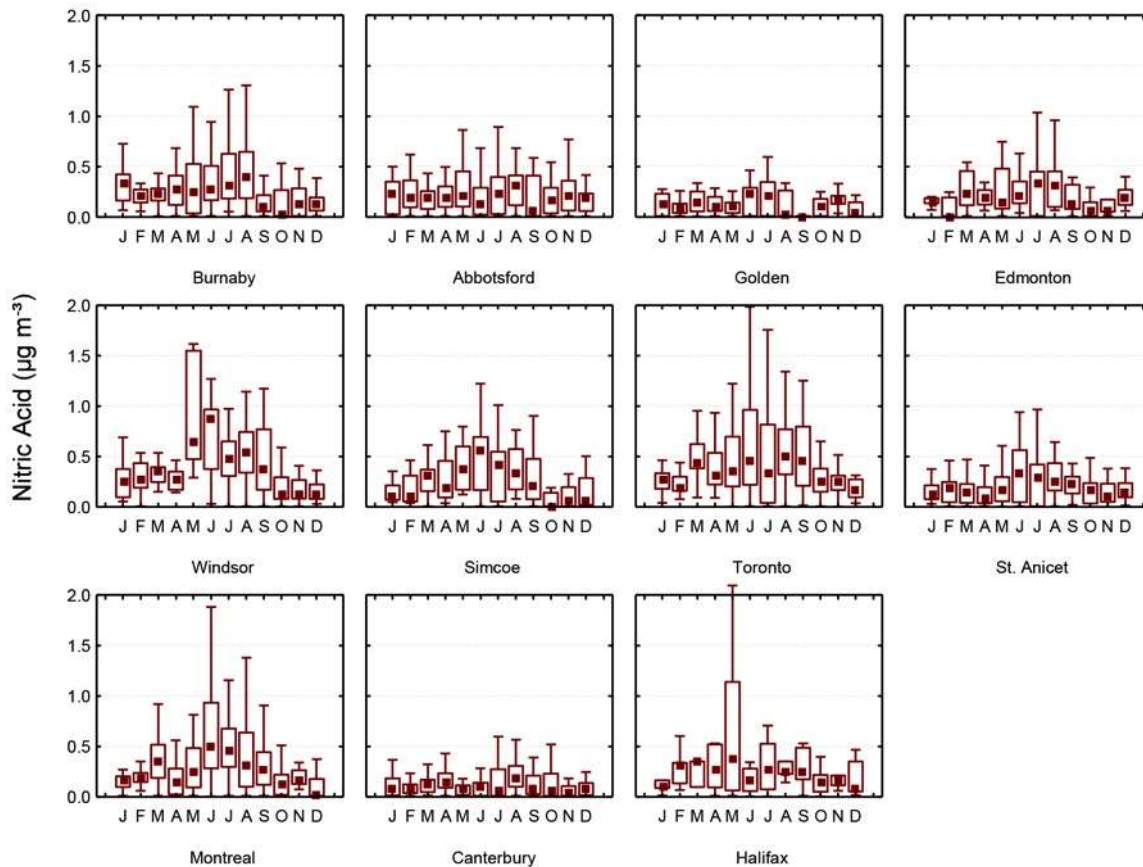


Figure 3.69 Concentrations d'acide nitrique ($\mu\text{g m}^{-3}$) par mois établies par le réseau de spéciation du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

Les concentrations d'ammoniac (NH_3) (en ppb) par mois déterminées par le réseau de spéciation sont présentées à la figure 3.68. Le graphique utilise des échelles indépendantes, étant donné que les valeurs au site d'Abbotsford sont bien plus élevées qu'à n'importe quel autre site. La concentration médiane d'ammoniac à Abbotsford était de 20 ppb; les autres affichaient des concentrations variant entre 0,3 ppb (Canterbury) et 2,9 ppb (Edmonton). Les sites de l'est montrent un cycle saisonnier prononcé dans la concentration maximale d'ammoniac au cours des mois d'été et des valeurs très basses pendant l'hiver. Les sites de l'ouest affichent moins de variabilité entre les mois. Les concentrations d'acide nitrique aux sites de spéciation sont présentées à la figure 3.69. Les concentrations estivales médianes de l'acide nitrique étaient faibles à tous les sites, variant de $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ à Canterbury et à Golden à $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ à Toronto et à Windsor. Aux sites présentant les plus fortes concentrations, un cycle saisonnier comprenant une concentration maximale en juin et en juillet est apparent.

3.5.3.1.2 Interactions linéaires et non linéaires de l'ammoniac, du nitrate et du sulfate

Les interactions entre l'ammoniac, le nitrate et le sulfate jouent un rôle important dans la détermination de la masse de particules fines (PM_{2,5}) dans l'atmosphère. La présente section explore la sensibilité potentielle de la masse de particules fines (PM_{2,5}) aux réductions des concentrations ambiantes de sulfate, de nitrate et d'ammoniac dans diverses régions du pays, à l'aide du ratio de gaz (Ansari et Pandis, 1998).

En plus d'émissions d'oxydes d'azote (NO_x), la formation de nitrate particulaire (p-NO₃⁻) exige de l'ammoniac (NH₃). Tandis que des concentrations plus faibles d'ammoniac (NH₃) peuvent réduire les niveaux de nitrate particulaire, les changements de ce dernier (p-NO₃⁻) dépendent également des concentrations ambiantes d'ammoniac (NH₃) et de sulfate (SO₄²⁻). Dans certaines régions ou situations spécifiques où du nitrate particulaire est présent et où il y a peu d'ammoniac disponible, des concentrations réduites d'ammoniac peuvent entraîner une baisse du nitrate particulaire. À l'inverse, si les concentrations d'ammoniac sont élevées et dépassent les concentrations de sulfate particulaire (SO₄²⁻) et d'ammoniac (HNO₃) dans l'air ambiant, des réductions de l'ammoniac peuvent n'avoir aucun effet sur le nitrate particulaire⁻ présent. Fait intéressant, la quantité de sulfate dans l'air ambiant peut également influencer la concentration de nitrate particulaire.

Les interactions entre les divers précurseurs impliquent que la masse de particules fines (PM_{2,5}) puisse réagir de façon non linéaire, voire négative (p. ex. les PM_{2,5} augmentent lorsque le SO₄²⁻ diminue) aux changements dans les concentrations de sulfate (SO₄²⁻) et d'ammoniac (NH₃). Le ratio de gaz « ammoniac libre » total/nitrate total (HNO₃T) (Ansari et Pandis, 1998) peut être utilisé pour estimer la réaction potentielle des particules fines (PM_{2,5}) inorganiques aux changements dans les concentrations de sulfate (SO₄²⁻) et d'ammoniac (NH₃).

$$GR = NH_3^F / HNO_3^T$$

où :

$$\text{Ammoniac libre : } NH_3^F = NH_3 (g) + NH_4^+ - (2 \times [SO_4^{2-}])$$

$$\text{Nitrate total : } HNO_3^T = HNO_3 (g) + p\text{-NO}_3^-$$

Tableau 3.17 Plages de valeurs de ratio de gaz utilisées pour classer les réactions de masses de particules fines (PM_{2.5}) inorganiques avec le sulfate (données adaptées de Ansari et Pandis, 1998)

	SAISON CHAUDE : T = 25 °C, RH = 90 %		SAISON FROIDE : T = 2 °C, HR = 30 %	
	> 3 ppb	< 3 ppb	> 1 ppb	< 1 ppb
- Linéaire	--	--	0,1 à 0,5	--
Non linéaire	0,4 à 1,2	--	0,5 à 1,5	0,2 à 2
+ Linéaire	0 à 0,4 ou > 1,2	> 0	0 à 0,1 ou > 1,5	0 à 0,2 ou > 2
+ Linéaire (acide)	< 0	< 0	< 0	< 0

Tableau 3.18 Plages de valeurs de ratio de gaz utilisées pour classer les réactions de masses de particules fines (PM_{2.5}) inorganiques avec l'ammoniac (données adaptées de Ansari et Pandis, 1998)

	SAISON CHAUDE : T = 25 °C, RH = 90 %		SAISON FROIDE : T = 2 °C, HR = 30 %	
	> 3 ppb	< 3 ppb	> 1 ppb	< 1 ppb
[HNO ₃ T]	> 3 ppb	< 3 ppb	> 1 ppb	< 1 ppb
Linéaire, très sensible	0,2 à 0,3	--	0,15 à 0,7	0,2 à 0,4
Non linéaire	0,3 à 2	0,3 à 4	0,7 à 2	0,4 à 3
Non sensible	< 0,2 ou > 2	< 0,3 ou > 4	< 0,15 ou > 2	< 0,2 ou > 3

Les mesures d'acide nitrique (HNO₃), de nitrate particulaire (p-NO₃⁻), d'ammoniac (NH₃), de sulfate (SO₄²⁻) et d'ammonium (NH₄⁺) nécessaires pour calculer le ratio de gaz sont toutes disponibles aux sites d'échantillonnage de spéciation du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique et du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (voir le tableau 3.16). Des échantillons hebdomadaires ont également été prélevés aux deux sites ruraux de Chalk River et de Longwoods dans le cadre de l'Enquête sur les échantillonneurs passifs d'ammoniac en Ontario (Southern Ontario Ammonia Passive Sampler Survey - SOAPSS). Les critères de classification des valeurs ont été élaborés à partir des figures d'Ansari et Pandis (1998) et adaptés dans le rapport « Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada » (Environnement Canada, 2001). Les tableaux 3.17 et 3.18 présentent les critères de classification utilisés pour analyser la réaction des particules fines (PM_{2.5}) au sulfate (SO₄²⁻) et à l'ammoniac (NH₃), respectivement.

Tableau 3.19 Fréquence relative des réactions de la masse de particules fines (PM_{2,5}) inorganiques aux variations des concentrations de sulfate, sur la base des valeurs de ratio de gaz

Sensibilité au sulfate										
SITE	Saison chaude					Saison froide				
	- Linéaire	Non linéaire	+ Linéaire	+ Linéaire (acide)	N	- Linéaire	Non linéaire	+ Linéaire	+ Linéaire (acide)	N
Halifax (N.-É.)	0,0 %	0,0 %	80,7 %	19,3 %	57	0,0 %	39,0 %	56,1 %	4,9 %	41
Canterbury (N.-B.)	0,0 %	0,0 %	88,8 %	11,2 %	125	0,0 %	35,2 %	28,0 %	36,8 %	125
Montréal (Qc)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	164	0,0 %	23,9 %	76,1 %	0,0 %	92
Saint-Anicet (Qc)	0,0 %	0,0 %	98,2 %	1,8 %	167	0,0 %	51,8 %	46,8 %	1,4 %	139
Toronto (Ont.)	0,0 %	0,5 %	98,4 %	1,1 %	182	0,0 %	37,8 %	62,2 %	0,0 %	135
Simcoe (Ont.)	0,0 %	0,0 %	94,6 %	5,4 %	112	1,8 %	73,7 %	22,8 %	1,8 %	57
Windsor (Ont.)	0,0 %	0,0 %	94,1 %	5,9 %	85	1,9 %	75,9 %	22,2 %	0,0 %	54
Edmonton (Alberta)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	73	2,0 %	16,3 %	81,6 %	0,0 %	49
Golden (C.-B.)	0,0 %	0,0 %	98,7 %	1,3 %	75	0,0 %	20,2 %	79,8 %	0,0 %	104
Abbotsford (C.-B.)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	146	0,0 %	0,0 %	99,2 %	0,8 %	119
Burnaby (C.-B.)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	178	0,0 %	8,7 %	91,3 %	0,0 %	127
Lac Bratt's (Sask.)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	167	0,0 %	45,1 %	51,8 %	3,1 %	195
Chalk River (Ont.)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	3	0,0 %	72,7 %	9,1 %	18,2 %	22
Egbert (Ont.)	0,0 %	0,0 %	98,0 %	2,0 %	202	0,0 %	65,9 %	28,3 %	5,9 %	205
Frelighsburg (Qc)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	51	0,0 %	60,0 %	40,0 %	0,0 %	60
Kejimikujik (N.-É.)	0,0 %	0,0 %	51,4 %	48,7 %	148	0,0 %	26,0 %	16,4 %	57,6 %	177
Longwoods (Ont.)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	0,0 %	22	0,0 %	75,0 %	25,0 %	0,0 %	24
Saturna (C.-B.)	0,0 %	0,0 %	59,7 %	40,3 %	154	0,0 %	70,8 %	24,9 %	4,3 %	185

Les résultats ont été classés par site et par saison, comme le montre le tableau 3.19. En général, de grandes valeurs de ratio de gaz indiquent que les particules fines (PM_{2,5}) réagiront de façon linéaire (et comme prévu) aux baisses de sulfate (SO₄²⁻). Les résultats dans le tableau 3.19 montrent que, durant les mois les plus chauds (du 15 avril au 14 octobre), la réaction de la masse des particules fines (PM_{2,5}) aux changements dans les concentrations de sulfate (SO₄²⁻) à des sites dans l'ensemble du Canada, quel que soit le type de site, est linéaire et positive avec un faible pourcentage de jours d'échantillonnage correspondant à des conditions acides [c.-à-d. lorsque le ratio de gaz est inférieur à 0 et indique ainsi que les matières particulaires contiennent plus de sulfate que d'ammoniac (NH₃) (g) + NH₄⁺]. Les exceptions sont les deux sites ruraux côtiers de Saturna (Colombie-Britannique) et de Kejimikujik (Nouvelle-Écosse) qui affichent des réactions positives linéaires et un pourcentage élevé de jours d'échantillonnage de matières particulaires acides, c'est-à-dire plus de 40 % des jours d'échantillonnage. Cette situation est très différente durant les mois plus froids (du 15 octobre au 14 avril). Le plus haut risque de réactions non linéaires et, dans certains cas, de réactions négatives

linéaires aux changements dans les concentrations de sulfate (SO_4^{2-}) apparaissait pour 25 % à 75 % des jours à des sites de l'est, notamment au sud de l'Ontario. Le plus haut risque de conditions favorisant une réaction négative linéaire a été détecté à trois sites, dont deux étaient situés au sud de l'Ontario, notamment Simcoe (rural) et Windsor (urbain), et l'autre, en Alberta, à Edmonton (urbain). Pour environ 2 % des jours d'échantillonnage, ces sites s'inscrivent dans la catégorie des réactions négatives linéaires, ce qui signifie qu'ils pourraient connaître des augmentations de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) par l'intermédiaire de réductions du sulfate (SO_4^{2-}). Ainsi, il se peut qu'on doive modifier les stratégies visant à réduire les particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) selon la saison, et que ces stratégies exigent un examen minutieux de la situation au moyen de mesures supplémentaires des concentrations ambiantes et d'études de modélisation détaillées

Tableau 3.20 Fréquence relative des réactions de la masse de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) inorganiques aux variations des concentrations d'ammoniac, sur la base des valeurs de ratio de gaz

Sensibilité à l'ammoniac									
SITE	Saison chaude				Saison froide				
	Linéaire, très sensible	Non linéaire	Non sensible	N	Linéaire, très sensible	Non linéaire	Non sensible	N	
Halifax (N.-É.)	0,0 %	43,9 %	56,1 %	57	0,0 %	56,1 %	43,9 %	41	
Canterbury (N.-B.)	0,0 %	36,8 %	63,2 %	125	3,2 %	36,8 %	60,0 %	125	
Montréal (Qc)	0,0 %	18,3 %	81,7 %	164	0,0 %	40,2 %	59,8 %	92	
Saint-Anicet (Qc)	0,0 %	16,8 %	83,2 %	167	2,2 %	61,2 %	36,7 %	139	
Toronto (Ont.)	0,0 %	34,6 %	65,4 %	182	0,7 %	61,5 %	37,8 %	135	
Simcoe (Ont.)	0,0 %	46,4 %	53,6 %	112	5,3 %	75,4 %	19,3 %	57	
Windsor (Ont.)	0,0 %	55,3 %	44,7 %	85	7,4 %	90,7 %	1,9 %	54	
Edmonton (Alb.)	0,0 %	2,7 %	97,3 %	73	2,0 %	30,6 %	67,3 %	49	
Golden (C.-B.)	0,0 %	13,3 %	86,7 %	75	0,0 %	44,2 %	55,8 %	104	
Burnaby (C.-B.)	0,0 %	44,9 %	55,1 %	178	0,0 %	26,0 %	74,0 %	127	
Abbotsford (C.-B.)	0,0 %	0,0 %	100,0 %	146	0,0 %	0,0 %	100,0 %	119	
Lac Bratt's (Sask.)	0,0 %	9,6 %	90,4 %	167	1,0 %	56,9 %	42,1 %	195	
Chalk River (Ont.)	0,0 %	100,0 %	0,0 %	3	9,1 %	63,6 %	27,3 %	22	
Egbert (Ont.)	0,0 %	29,2 %	70,8 %	202	2,0 %	78,1 %	20,0 %	205	
Frelighsburg (Qc)	0,0 %	17,7 %	82,4 %	51	3,3 %	68,3 %	28,3 %	60	
Kejimikujik (N.-É.)	0,0 %	27,0 %	73,0 %	148	2,3 %	26,6 %	71,2 %	177	
Longwoods (Ont.)	0,0 %	45,5 %	54,6 %	22	0,0 %	95,8 %	4,2 %	24	
Saturna (C.-B.)	0,0 %	46,8 %	53,3 %	154	6,5 %	75,1 %	18,4 %	185	

La valeur du ratio de gaz peut également être utilisée pour estimer le mode de réaction des particules fines ($PM_{2.5}$) aux changements dans les concentrations d'ammoniac (NH_3). Une valeur de ratio de gaz élevée (> 1) indique qu'il y a une formation excessive d'ammoniac (NH_3) et de nitrate particulaire ($p-NO_3^-$) qui n'est pas limitée par la disponibilité de l'ammoniac. Par conséquent, un changement dans les émissions d'ammoniac aura un effet limité sur la concentration massique des particules fines ($PM_{2.5}$) (non sensible). Lorsque la valeur du ratio de gaz est faible, il y a un manque d'ammoniac; ainsi des réductions supplémentaires de l'ammoniac influenceront fortement sur le potentiel de formation de nitrate particulaire (linéaire et très sensible). La sensibilité de la formation de nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) à l'égard de l'ammoniac (NH_3) est présentée au tableau 3.20. Comme le montre ce tableau, et contrairement la sensibilité de la masse des particules fines ($PM_{2.5}$) à l'égard des changements dans les concentrations de sulfate (SO_4^{2-}), il y a moins de concordance entre les sites pour l'ammoniac, probablement à cause de sa nature localisée. Durant les mois plus chauds (du 15 avril au 14 octobre), on n'a relevé aucun jour, quel que soit le site, affichant une sensibilité à l'égard des changements dans les concentrations d'ammoniac. En général, plus de sites urbains et de l'est avaient tendance à être insensibles aux concentrations d'ammoniac, probablement à cause de concentrations ambiantes d'ammoniac plus élevées. En fait, les concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) devraient être plus sensibles aux concentrations de sulfate et de nitrate dans des régions urbaines ou sous le vent de sources d'émissions (tableau 3.19). Pendant les mois plus froids (du 15 octobre au 14 avril), Simcoe et Windsor étaient les deux sites urbains affichant le plus haut risque de réaction des particules fines ($PM_{2.5}$) aux changements dans les concentrations d'ammoniac. Un point d'intérêt dans le tableau 3.20 est que, dans la plupart des régions urbaines et tout au long de l'année, il y a une forte probabilité que les changements dans les concentrations d'ammoniac n'aient aucun effet sur la concentration massique des particules fines ($PM_{2.5}$).

Il est important de souligner les hypothèses et les problèmes potentiels (Ansari et Pandis, 1998) liés aux critères de classification du ratio de gaz avant de faire des interprétations exhaustives. En équilibre, la réaction de l'ammoniac (NH_3) et de l'acide sulfurique (H_2SO_4) favorise la formation de sulfate d'ammonium [$(NH_4)_2SO_4$] qui est largement irréversible. Cependant, il y a des raisons de croire que le système gaz-aérosols n'est en équilibre aucun site, notamment lorsque le site concerné abrite des émissions d'ammoniac. Il est difficile de tester l'hypothèse selon laquelle l'ammoniac en phase gazeuse serait en équilibre avec les aérosols sulfatés; cependant, comme le soulignent Meng et Seinfeld (1996), l'équilibre gaz-aérosols à l'échelle locale exige une courte échelle de temps d'équilibre par rapport à l'échelle de temps selon laquelle les espèces volatiles et les concentrations d'aérosols changent dans une masse d'air. Des détails supplémentaires sur la relation entre le taux de réaction et le degré de neutralisation sont fournis dans l'étude de Walker *et al.* (2004).

Pour résumer, il existe deux importants facteurs qui déterminent la sensibilité de la masse des particules fines ($PM_{2.5}$) inorganiques à l'égard des concentrations d'ammoniac (NH_3) notamment : 1) si oui ou non l'ammoniac est l'espèce limitante dans l'équilibre avec l'acide nitrique et 2) le pourcentage relatif de la contribution massique de l'ammoniac à la masse totale de particules fines inorganiques. Une conclusion préliminaire est que les plus fortes réductions de particules fines peuvent être réalisées (1) en diminuant les émissions de dioxyde de soufre durant la saison chaude, (2) en réduisant les

émissions d'oxydes d'azote durant la saison froide et (3) en baissant les émissions d'ammoniac pendant la saison froide dans des régions où les concentrations de sulfate sont faibles et où la sensibilité des matières particulaires aux concentrations changeantes d'ammoniac peut être démontrée.

Une évaluation plus approfondie de la sensibilité des concentrations particulières canadiennes aux émissions agricoles d'ammoniac a été publiée par Environnement Canada dans le cadre de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (Environnement Canada, 2009). Les principaux résultats, directement tirés de l'évaluation atmosphérique canadienne de l'ammoniac agricole 2008 (Environnement Canada, 2009), sont présentés ci-après. Cette évaluation est axée sur six régions très agricoles du Canada : la vallée du bas Fraser (VBF) de Colombie-Britannique, le sud de l'Alberta, le sud du Manitoba, le sud-ouest de l'Ontario, le sud-ouest du Québec et les Maritimes. Des études de surveillance à court terme ont été menées au sud de l'Ontario, au sud des Prairies et dans la vallée du bas Fraser afin de surveiller les émissions d'ammoniac (NH_3). Les résultats ont montré que les régions à fortes émissions et concentrations ambiantes d'ammoniac ne sont pas toujours celles qui affichent les plus fortes concentrations de matières particulaires. Par exemple, les plus fortes concentrations d'ammoniac sont relevées en Colombie-Britannique, alors que les plus fortes concentrations de particules fines sont relevées au sud-ouest de l'Ontario et au sud du Québec. Cela indique que les concentrations de matières particulaires sont, en partie, influencées par le transport à grande distance de particules ambiantes d'ammoniac et d'ammonium, en particulier dans les régions à faibles émissions d'ammoniac à l'est du Canada. Le transport à grande distance semble être moins important à l'ouest du Canada où les études de modélisation ont montré qu'une grande partie des matières particulaires liées à l'ammoniac sont attribuables à des sources locales.

La modélisation a été utilisée pour évaluer la sensibilité des concentrations ambiantes de matières particulaires à l'égard de changements dans les émissions d'ammoniac (NH_3). Voici les principaux résultats :

- L'agriculture est la source majeure d'émissions d'ammoniac (NH_3) dans la vallée du bas Fraser, le sud de l'Alberta, le sud du Manitoba, le sud-ouest de l'Ontario, le sud-ouest du Québec et les Maritimes.
- Les régions aux plus fortes émissions d'ammoniac ne sont pas forcément celles qui affichent les plus fortes concentrations ambiantes d'ammoniac particulaire, et vice versa. Cela signifie que l'ammoniac particulaire peut être transporté sur une grande distance pour finir dans des régions à faibles émissions d'ammoniac, notamment l'est du Canada.
- Parmi les six régions très agricoles choisies pour une étude intensive, cinq affichaient des concentrations ambiantes de matières particulaires insensibles à une réduction de 30 % des émissions d'ammoniac (la concentration horaire médiane de matières particulaires a diminué de 0 % à 4 %).
- Les concentrations ambiantes de matières particulaires dans la région restante (sud-ouest de l'Ontario) ne sont que légèrement sensibles à une réduction de 30 % des émissions d'ammoniac (la concentration horaire médiane de matières particulaires a baissé de 7,5 %).

- De très importantes réductions d'émissions d'ammoniac (> 30 %) seraient nécessaires dans cinq régions insensibles saturées d'ammoniac pour atteindre le point où les concentrations de particules de sulfate seraient sensibles à d'autres réductions d'émissions.
- La région des Maritimes qui abrite peu d'ammoniac est généralement insensible aux réductions d'émissions d'ammoniac dans l'air ambiant.
- Les zones situées sous le vent de régions très agricoles sont plus sensibles aux réductions d'émissions d'ammoniac, mais elles présentent généralement de grandes lacunes en matière de surveillance ainsi qu'une densité de population plus faible.

Compte tenu des réductions d'émissions d'oxydes de soufre (SO_x) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans diverses régions de l'Amérique du Nord, la concentration d'ammoniac (NH_3) deviendra importante dans la quantité totale des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$), ce qui soulève une série de questions : Les réductions d'émissions d'ammoniac (NH_3) seront-elles efficaces pour diminuer la concentration des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$)? Si oui, à partir de quelles régions? Quelle saison favorisera le résultat le plus efficace? La connaissance de différents régimes de sensibilité dans l'ensemble du continent est une étape importante pour comprendre la réaction des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$), mais des changements temporels dans ces régimes joueront un rôle important dans l'efficacité de la réduction de l'ammoniac (NH_3) découlant des meilleures pratiques agricoles. L'utilisation de résultats de modélisation révélera l'étendue spatiale de différents régimes de sensibilité et donnera une meilleure compréhension de l'interdépendance des nombreux composants de matières particulaires qui ne sont pas mesurés. Par conséquent, la réalisation d'une analyse plus détaillée du rendement des modèles est d'une importance capitale.

3.5.4 Tendances des composants et des précurseurs des particules fines (PM_{2.5})

3.5.4.1 Sites urbains

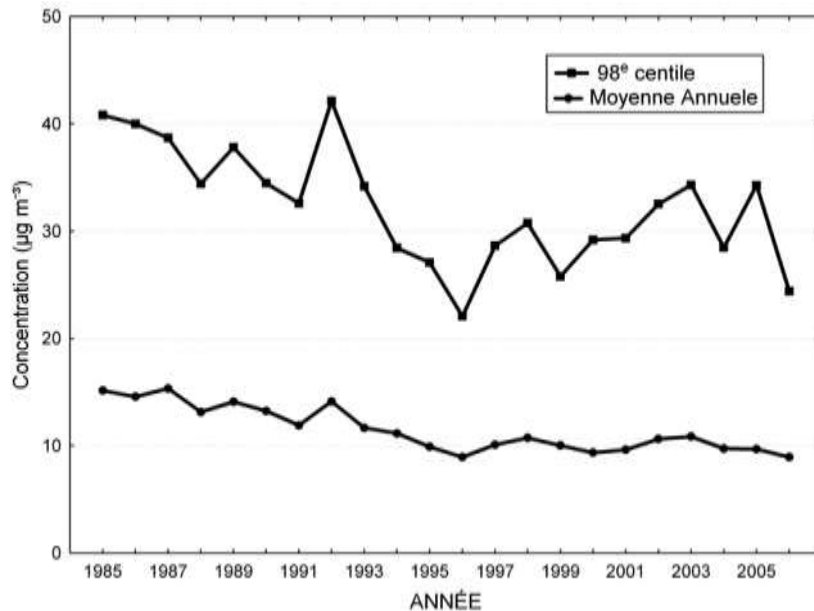


Figure 3.70 Tendance à long terme de la moyenne annuelle composite et de la masse de particules fines (PM_{2.5}) au 98^e centile établie avec un échantillonneur dichotomique sur des sites urbains pour la période allant de 1985 à 2006.

La tendance à long terme de la valeur moyenne annuelle et de la valeur au 98^e centile de la masse des particules fines (PM_{2.5}), déterminée aux sites traités par échantillonneur dichotomique, est présentée à la figure 3.70. Seules les villes possédant des sites opérationnels sur au moins 75 % des années ont été incluses. Ainsi, on comptait en moyenne 14 sites dans 11 villes. L'indice composite des concentrations moyennes annuelles de particules fines a baissé de 40 % de 1985 à 1996, a augmenté de 1996 à 2003, et affiche une tendance à la baisse depuis. L'indice composite des valeurs au 98^e montre plus de variabilité d'une année à l'autre, mais affiche néanmoins une tendance similaire. La baisse globale de l'indice composite des concentrations moyennes annuelles et des concentrations au 98^e centile des particules fines était de 40 %.

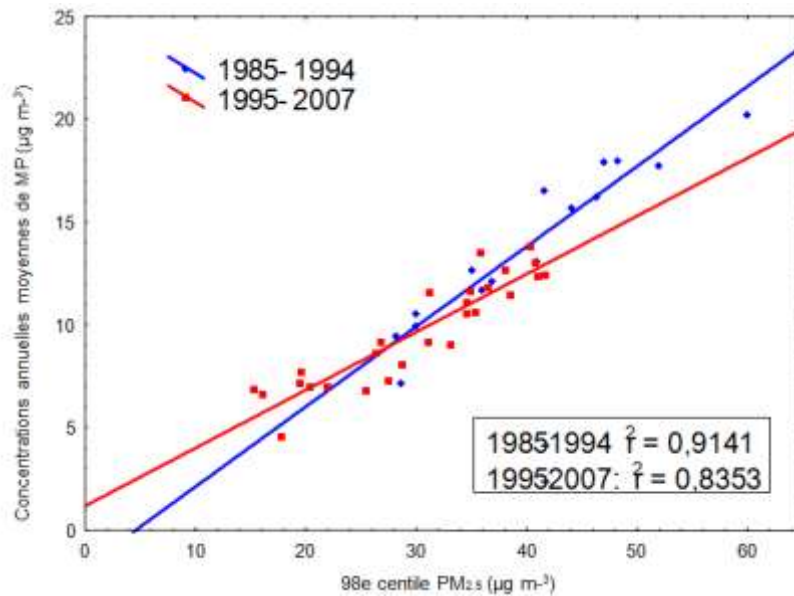


Figure 3.71 Relation entre la moyenne annuelle et la masse de particules fines (PM_{2.5}) au 98^e centile établie avec un échantillonneur dichotomique sur des sites urbains (1985 à 1994 par rapport à 1995 à 2007).

Contrairement aux États-Unis, le Canada n'a pas de norme de qualité de l'air pour les particules fines (PM_{2.5}) basée sur une moyenne annuelle. Cependant, il y a généralement une concordance entre les normes basées sur différentes périodes moyennes, comme le montre la figure 3.71; en effet, cette figure compare la relation entre la valeur moyenne annuelle et la valeur au 98^e centile de la masse de particules fines de 1985 à 1994 et de 1995 à 2007. Bien que deux mesures soient fortement liées dans les deux périodes, il est clair que la pente de cette relation a diminué, ce qui indique que les pics baissent plus rapidement que la moyenne.

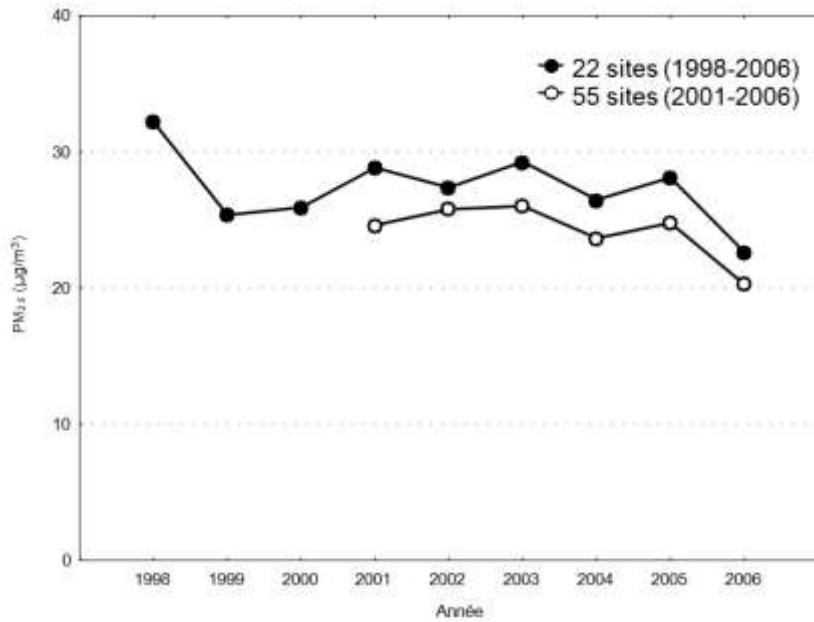


Figure 3.72 Tendence de la masse de particules fines ($PM_{2.5}$) au 98^e centile établie pour des sites traités par appareil de surveillance continue par balance microélectronique.

La durée d'enregistrement de données sur la masse de particules fines ($PM_{2.5}$) aux sites traités par appareil TEOM est bien plus limitée, mais pour la période allant de 1998 à 2006, 22 sites affichaient une intégralité des données de 75 %, et pour la période de 2001 à 2006, 55 sites au total avaient des données complètes. L'indice composite des valeurs au 98^e centile est présenté à la figure 3.72 pour les deux groupes de sites. Les valeurs affichent un faible changement sur la période de 1999 à 2005. Par ailleurs, on a observé une réduction dans les concentrations en 2006 par rapport aux autres années.

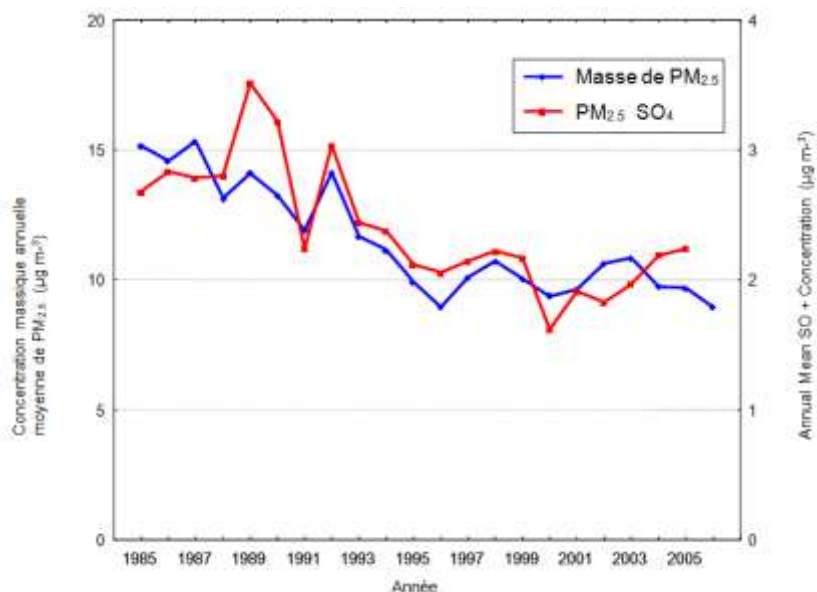


Figure 3.73 Tendence de la moyenne annuelle composite de la masse des particules fines (PM_{2.5}) et des concentrations de sulfate particulaire établie pour des sites traités par échantillonneur dichotomique.

Dans la figure 3.73, les concentrations moyennes annuelles de sulfate particulaire ($p\text{-SO}_4^{2-}$) sont comparées aux concentrations massiques moyennes annuelles de particules fines (PM_{2.5}) pour la période de 1986 à 2005. Les deux valeurs se suivent de très près. Le sulfate représentait en moyenne 20 % de la masse des particules fines, et sa proportion n'a pas changé au fil de la période.

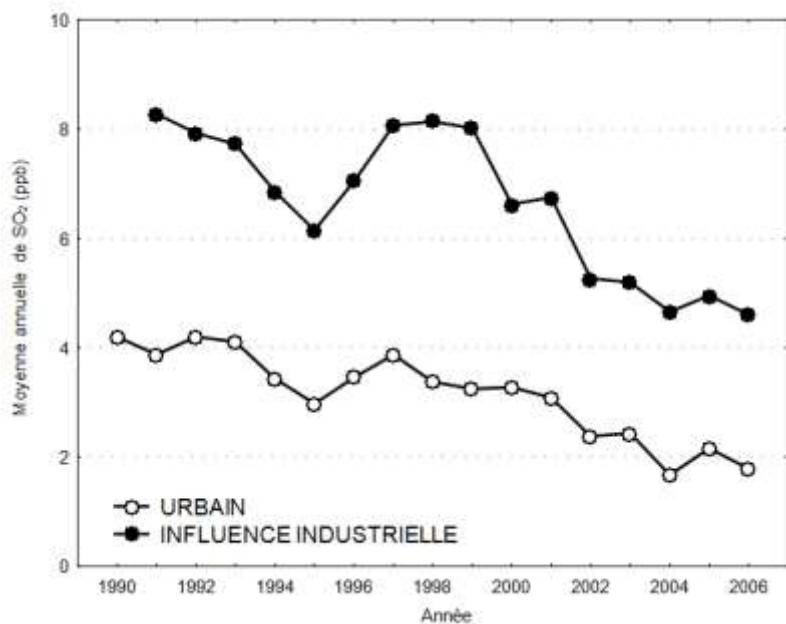


Figure 3.74 Tendence de la moyenne annuelle composite des concentrations de dioxyde de soufre (SO₂) en ppb à des sites urbains et industriels.

La figure 3.74 présente les tendances des concentrations moyennes annuelles de dioxyde de soufre (SO₂) pour 12 sites urbains et 9 sites industriels de 1990 à 2006 (avec des données complètes pour la période). L'indice composite des concentrations moyennes annuelles de dioxyde de soufre a diminué d'environ 60 % dans les deux groupes de sites.

3.5.4.2 Sites ruraux et éloignés

Le manque de données à long terme sur la masse des particules fines (PM_{2,5}) aux sites de surveillance ruraux et éloignés empêche toute analyse des tendances à long terme de la masse des particules fines. Cependant, les données recueillies par cartouches filtrantes aux sites ruraux et éloignés du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air ont permis d'étudier les tendances à long terme des précurseurs de particules fines sélectionnés, notamment le dioxyde de soufre (SO₂) et l'acide nitrique (HNO₃), ainsi que de plusieurs composants majeurs des particules fines, comme le sulfate particulaire (p-SO₄²⁻), le nitrate particulaire (p-NO₃⁻) et l'ammoniac particulaire (p-NH₄⁺). Comme le montrent les figures 3.62 et 3.63, le sulfate particulaire, le nitrate particulaire et l'ammoniac particulaire contribuent, en moyenne, à environ 50 % de la masse des particules fines à l'est du Canada et à environ 30 % de cette masse à l'ouest du Canada. Depuis, (1) le sulfate d'ammonium [(NH₄)₂SO₄] et le nitrate d'ammonium (NH₄NO₃) sont des produits aérosols secondaires des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) et (2) les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) ont diminué dans l'est de l'Amérique du Nord au cours des 15 dernières années, tandis que les concentrations ambiantes de sulfate particulaire (p-SO₄²⁻), de nitrate particulaire (p-NO₃⁻) et d'ammoniac particulaire (p-NH₄⁺) ont diminué avec les émissions à la baisse. L'analyse est menée en évaluant les tendances à long terme de ces espèces ainsi que celles du dioxyde de soufre (SO₂) et de l'acide nitrique (HNO₃). Malheureusement, l'analyse n'a pu être réalisée que pour l'est du Canada et la partie nord de l'est des États-Unis, étant donné que ce sont les seules régions disposant d'un nombre suffisant de sites de surveillance à long terme pour établir des conclusions représentatives à l'échelle régionale.

Il est important de noter que les concentrations ambiantes de particules fines (PM_{2,5}) à l'est du Canada sont attribuables aux émissions à l'est du Canada et au transport à grande distance de gaz précurseurs (SO₂ et NO_x) et d'aérosols secondaires connexes [H₂SO₄, (NH₄)₂SO₄ et NH₄NO₃] depuis l'est des États-Unis (Dennis *et al.*, 1990; Olson *et al.*, 1983; Olson et Oikawa, 1989; Fay *et al.*, 1986; Vet et Ro, 2008). À la lumière de ces constatations, les tendances dans les concentrations de particules fines (PM_{2,5}) et de leurs composants doivent être prises en compte dans le contexte d'émissions de précurseurs changeantes à l'est du Canada et à l'est des États-Unis. Étant donné que les données sur les émissions de dioxyde de soufre et les oxydes d'azote à l'est du Canada et à l'est des États-Unis des années 1990 au milieu des années 2000 étaient difficiles à obtenir, nous avons jugé nécessaire d'utiliser et de présenter seulement les données sur les émissions qui étaient disponibles et pertinentes pour la présente analyse, notamment pour les deux régions concernées. Comme il sera expliqué ci-après, cela a eu pour conséquence de limiter l'analyse à des régions aux émissions définies.

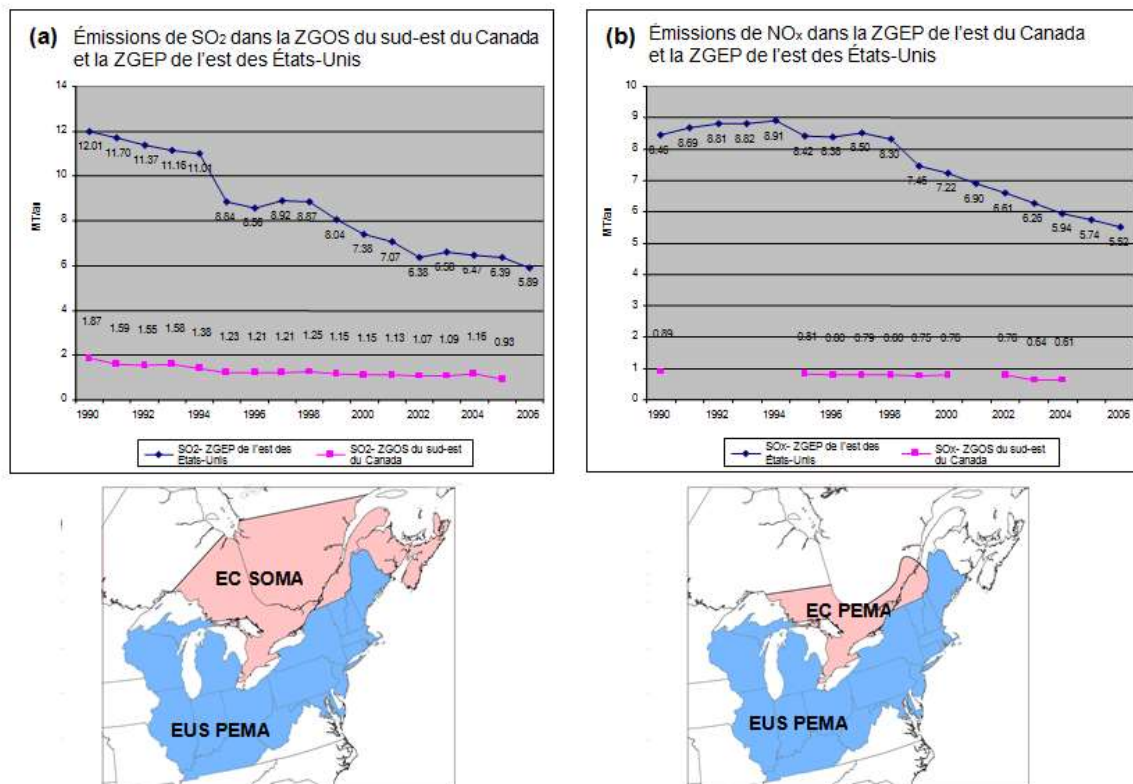


Figure 3.75 (a) émissions annuelles de dioxyde de soufre (SO₂) (MT/an⁻¹) pour la zone de gestion des oxydes de soufre (ZGOS) du sud-est du Canada et la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis et (b) émissions annuelles des oxydes d'azote (NO_x) (MT/NO₂ an⁻¹) pour la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est du Canada et la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis.

Concernant les émissions de dioxyde de soufre (SO₂), la figure 3.75(a) présente une série chronologique d'émissions annuelles pour la période de 1990 à 2006 pour une zone à l'est des États-Unis connue sous le nom de zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis ou zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis (USEPA, 2007) et pour une région à l'est du Canada appelée zone de gestion des oxydes de soufre (ZGOS) du sud-est du Canada ou zone de gestion des oxydes de soufre du sud-est du Canada (Environnement Canada, 2007). Pour les émissions d'oxydes d'azote (NO_x), la figure 3.75(b) présente les émissions annuelles pour la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis (USEPA, 2006a) et pour une autre région appelée zone de gestion des émissions de polluants de l'est du Canada ou la zone de gestion des émissions de polluants de l'est du Canada (Environnement Canada, 2007). La figure 3.75(a) montre que les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis ont constamment diminué de 1990 à 1995 (avec une forte baisse en 1995), sont demeurées relativement semblables de 1995 à 1998, ont diminué de nouveau de 1999 à 2002 pour enfin rester constantes de 2002 à 2006. Dans la zone de gestion des oxydes de soufre du sud-est du Canada, les émissions de dioxyde de soufre ont diminué de façon constante de 1990 à 1996 et sont restées plutôt stables ultérieurement. La figure 3.75(b) montre que les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) dans la

zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis ont légèrement augmenté de 1990 à 1994, ont chuté en 1995 (lorsque les émissions de SO_2 ont fortement baissé), sont demeurées relativement constantes de 1995 à 1998 (similairement au SO_2), et ont de nouveau chuté progressivement de 1999 à 2006. À l'est du Canada, les émissions d'oxydes d'azote sont restées plutôt constantes de 1995 à 2002, puis ont légèrement diminué en 2003 et 2004. Aucune donnée sur les émissions n'était disponible pour cette région pour les années 2001, 2005 et 2006. Toutes les données sur les émissions ont été obtenues auprès d'Environnement Canada et de l'Environmental Protection Agency des États-Unis.

3.5.4.3 Tendances à long terme du dioxyde de soufre (SO_2) et du sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}) à l'échelle régionale

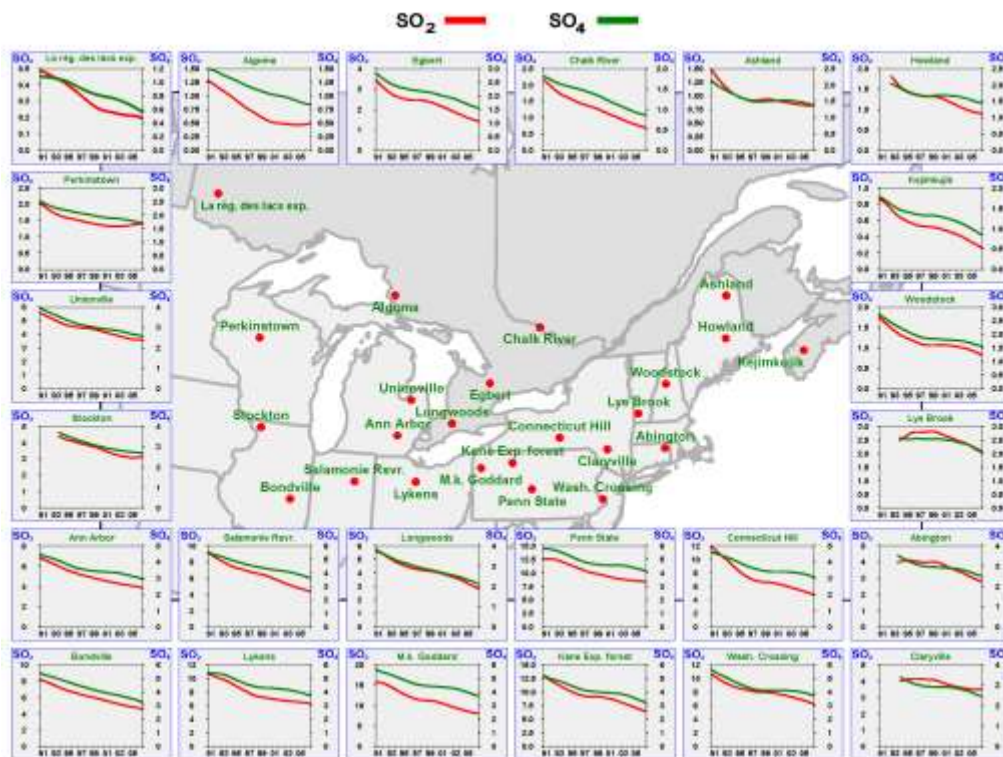


Figure 3.76 Tendances à long terme des concentrations de dioxyde de soufre (SO_2) et de sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}) à des sites du Réseau canadien de surveillance des précipitations et de l'air (RCEPA) et du Réseau CASTNET (Clean air status and trends network) (en $\mu\text{g m}^{-3}$ à 0°C et 1 atmosphère).

Les tendances à long terme des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre (SO_2) et de sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}), représentatives à l'échelle régionale, ont été évaluées à partir des données collectées à des sites ruraux et éloignés du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et du réseau CASTNET des États-Unis. L'utilisation de sites ruraux et éloignés au lieu de sites urbains a servi à minimiser l'influence des sources locales de dioxyde de soufre, permettant ainsi de s'axer sur les matières particulaires à l'échelle régionale. Il est important de noter que même si les deux

réseaux mesurent le sulfate particulaire à l'aide d'une technique de filtration non sélective selon la granulométrie, la plus grande quantité de ce produit est relevée en Amérique du Nord dans le mode fin. Il est donc raisonnable de supposer que les tendances du sulfate particulaire présentées ici représentent le sulfate des particules fines (PM_{2,5}). La figure 3.76 présente les tendances temporelles du dioxyde de soufre, du sulfate particulaire et de l'ammoniac particulaire aux sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et du réseau CASTNET sélectionnés dans l'est de l'Amérique du Nord au cours de la période allant de 1991 à 2006. Les courbes de tendance ont été créées grâce à la technique du lissage par noyau décrite dans Sirois (1998). Bien que cette technique ne teste pas la pertinence statistique des tendances, elle est utile pour illustrer les tendances à long terme.

Les courbes de tendance dans la figure 3.76 montrent clairement que, à l'échelle régionale, les concentrations de dioxyde de soufre (SO₂) et de sulfate particulaire (p-SO₄²⁻) ont diminué depuis le début des années 1990 jusqu'au milieu des années 2000 à la plupart des sites de l'est du Canada et de l'est des États-Unis. On peut donc présumer, à raison, que les réductions d'émissions de dioxyde de soufre dans l'est du Canada et l'est des États-Unis du début des années 1990 au milieu des années 2000 ont été relativement efficaces en termes de diminution des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre et de nitrate particulaire, notamment dans les zones à fortes concentrations du sud de l'Ontario, du sud du Québec et du nord-est des États-Unis.

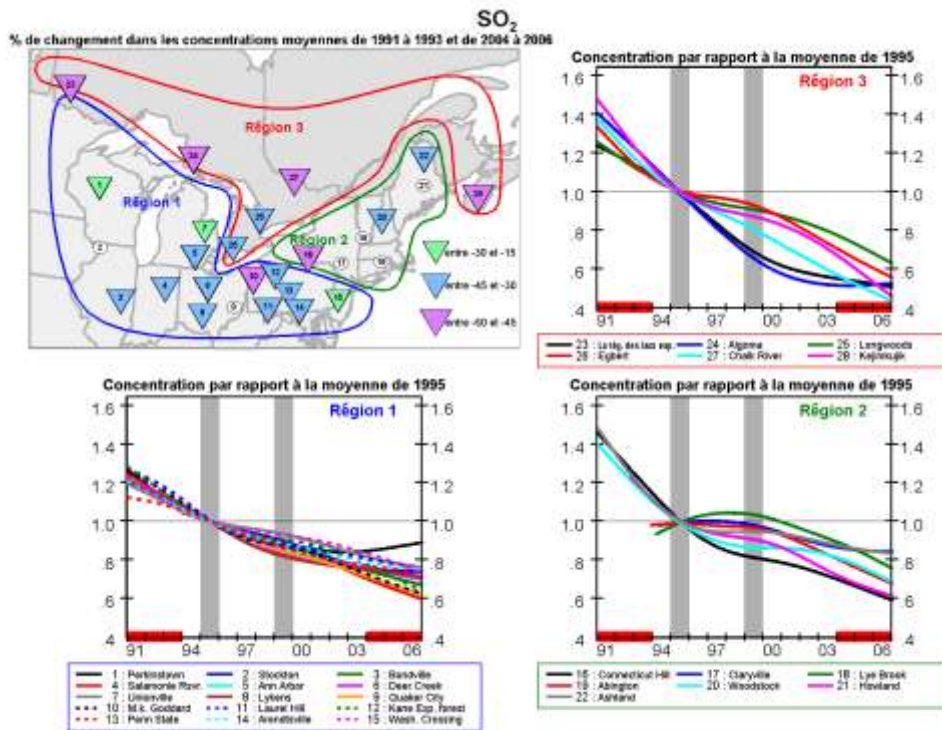


Figure 3.77 Changement dans les concentrations de dioxyde de soufre (SO₂) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site

numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.

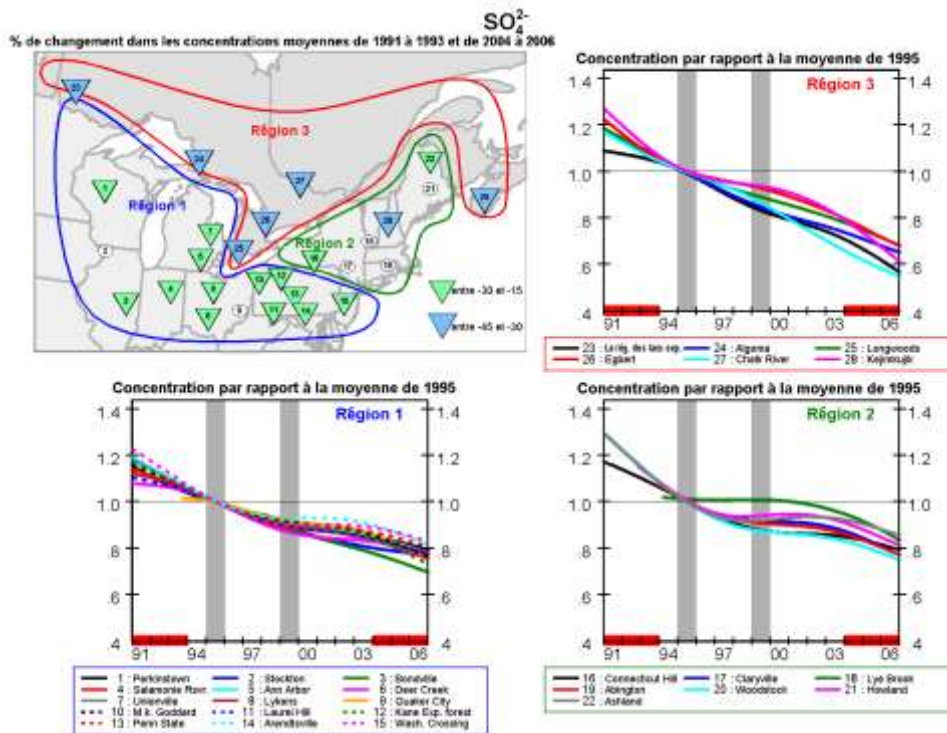


Figure 3.78 Changements dans les concentrations de sulfate particulaire (p-SO₄⁻²) au fil de temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.

Les figures 3.77 et 3.78, respectivement, présentent une évaluation quantitative des tendances à la baisse du dioxyde de soufre et du sulfate particulaire aux sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et du réseau CASTNET. L'encart cartographique indique les emplacements des sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique, et les triangles orientés vers le bas signalent la baisse du pourcentage dans la moyenne triennale des concentrations entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Dans ce cas-ci, les moyennes triennales ont été choisies pour lisser

la variabilité météorologique et réduire l'effet des années affichant des conditions météorologiques inhabituelles ou extrêmes. Pour les tendances, un modèle de série chronologique n'a pas été jugé nécessaire, car les changements dans les concentrations étaient clairs et homogènes dans l'ensemble de la région (minimisant ainsi l'importance d'éliminer les sources intégrées de variabilité comme dans un modèle de série chronologique exhaustif). L'importance statistique des différences de concentrations ($Pr < 0,05$) a été déterminée à partir d'un test t de la moyenne triennale des concentrations transformées en log.

Afin d'acquérir une compréhension de l'évolution des tendances temporelles d'une année à l'autre, les autres représentations graphiques des figures 3.77 et 3.78 montrent les *tendances normalisées* et superposées pour tous les sites dans trois différentes régions. La région 1 (appelée ci-après région des Grands Lacs) comprend les sites du réseau CASTNET situés dans les États des Grands Lacs, notamment du Minnesota en Pennsylvanie (sauf l'État de New York). La région 2 (appelée région de la côte est des États-Unis) inclut les sites du réseau CASTNET situés le long de la côte est des États-Unis, y compris les États de la Nouvelle-Angleterre. La région 3 (appelée est du Canada) englobe les sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air dans la région, s'étendant de la frontière du Manitoba et de l'Ontario jusqu'à la côte est du Canada. Les courbes de tendance superposées pour les régions diffèrent de celles de la figure 3.76, notamment par le fait qu'elles ont été normalisées à l'année 1995 afin de comparer toutes les tendances à la même échelle. Cette année a été choisie, car c'est à cette période que les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis ont fortement baissé à la suite de la mise en vigueur du titre IV des US Clean Air Act Amendments (amendements de la loi sur la qualité de l'air des États-Unis).

En outre, les figures 3.77 et 3.78 illustrent un nombre important de points sur les tendances de même que le lien entre ces dernières et les émissions changeantes de dioxyde de soufre :

Dioxyde de soufre (SO_2)

La moyenne triennale des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre (SO_2) à tous les sites de l'est du Canada et de l'est des États-Unis a fortement baissé (de 15 % à 60 %) entre les périodes de 1991-1993 et de 2004-2006 (voir l'encart cartographique à la figure 3.77). Ces baisses coïncidaient avec d'importantes réductions d'émissions de dioxyde de soufre au Canada et aux États-Unis.

Les six sites canadiens ont affiché des tendances à la baisse pour le dioxyde de soufre, qui sont apparues avant 1995 et se sont poursuivies jusqu'en 2006 (voir les courbes de tendance de la région 3 dans la figure 3.77). En fait, la baisse des tendances au Canada était plus rapide que la baisse des tendances dans les régions 1 et 2 des États-Unis, relativement parlant. Les deux sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air les plus à l'ouest, à savoir la région des lacs expérimentaux et Algoma, ont affiché les tendances les plus inhabituelles pour le dioxyde de soufre, où les concentrations de ce produit ont cessé d'être à la baisse et se sont stabilisées après 2002. Les deux sites sont situés à la frontière canado-américaine et ne sont proches d'aucune source canadienne de dioxyde de soufre majeure; ainsi, ils sont touchés par des émissions provenant d'États américains

adjacents (Vet *et al.*, 2005). La stabilisation des tendances après 2002 concorde avec les changements relativement faibles dans les émissions au sein des États adjacents du Minnesota, du Wisconsin et du Michigan pour la période allant de 2002 à 2005 (USEPA, 2007).

Tous les sites du réseau CASTNET dans la région des Grands Lacs ont affiché des tendances à la baisse pour le dioxyde de soufre de 1991 à 2006 (voir les courbes de tendance de la région 1 à la figure 3.77). L'homogénéité des tendances à tous les sites reflète la baisse des émissions de dioxyde de soufre dans la plupart des sites de la région 1 de 1991 à 2006. Un site, Perkinstown (Wisconsin), situé à l'extrémité ouest de la zone, a montré une tendance à la hausse inhabituelle à partir de 2001. Ce phénomène est semblable à celui qui s'est produit aux sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air les plus à l'ouest mentionnés précédemment et, de même, est concordant avec les émissions constantes dans le Minnesota, le Wisconsin et le Michigan de 2002 à 2005.

Les sites du réseau CASTNET dans la région de la côte est des États-Unis ainsi que d'autres régions ont affiché des tendances à la baisse de 1991 à 2006 (voir les courbes de tendance de la région 2 dans la figure 3.77). Cependant, contrairement aux autres régions, les tendances du dioxyde de soufre à la plupart des sites se sont stabilisées pendant plusieurs années, notamment de 1996 à 2002, puis ont de nouveau diminué de 2003 à 2006.

Sulfate particulaire ($p\text{-SO}_4^{2-}$)

Pareillement aux concentrations ambiantes de dioxyde de soufre, la moyenne triennale des concentrations de sulfate particulaire ($p\text{-SO}_4^{2-}$) a fortement baissé à tous les sites de l'est du Canada et de l'est des États-Unis entre les périodes de 1991-1993 et de 2004-2006 (voir l'encart cartographique à la figure 3.78). Cependant, les baisses maximales dans les concentrations de sulfate particulaire (45 %) étaient moins fortes que les baisses dans les concentrations de dioxyde de soufre (60 %), ce qui laisse supposer qu'il y a eu une réaction non linéaire du sulfate particulaire aux émissions à la baisse de dioxyde de soufre.

Tout comme pour le dioxyde de soufre, les six sites canadiens ont affiché des tendances à la baisse pour le sulfate particulaire, qui sont apparues avant 1995 et se sont poursuivies jusqu'en 2006 (voir les courbes de tendance de la région 3 dans la figure 3.78). Les deux sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air les plus à l'ouest, à savoir la région des lacs expérimentaux et Aldoma, qui montraient une stabilisation des concentrations de dioxyde de soufre après 2002, ont affiché des tendances continuellement à la baisse pour le sulfate particulaire. Ce phénomène reflète éventuellement l'influence des concentrations réduites de sulfate particulaire transportées sur de longues distances depuis différentes zones sources du continent.

Les sites du réseau CASTNET dans la région des Grands Lacs et la région de la côte est des États-Unis ont montré des tendances à la baisse pour le sulfate particulaire de 1991 à 2006 (voir les courbes de tendance dans les régions 1 et 2 dans la figure 3.78). Toutefois, dans les deux régions, la plupart des sites du réseau CASTNET ont affiché une stabilisation de la tendance de 1999 à 2003, suivie par une

baisse jusqu'en 2006. La raison de ce phénomène reste vague, notamment en raison de la réduction des émissions de dioxyde de soufre au cours de la même période.

En résumé, les tendances précédentes indiquent clairement que les concentrations de dioxyde de soufre et de sulfate particulaire à la plupart des sites de l'est du Canada et de l'est des États-Unis ont fortement baissé du début des années 1990 au milieu des années 2000. Ces tendances à la baisse coïncident avec les émissions en déclin de dioxyde de soufre dans l'est du Canada et l'est des États-Unis, ce qui indique que les programmes de réduction d'émissions au Canada et aux États-Unis ont été très efficaces en termes de diminution des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre et de sulfate particulaire dans les deux régions.

3.5.4.2.2 Tendances à long terme de l'acide nitrique (HNO_3), du nitrate particulaire (p-NO_3^-) et de l'ammoniac particulaire (p-NH_4^+)

Comme il a été mentionné au chapitre 2, l'acide nitrique (HNO_3) et le nitrate particulaire (p-NO_3^-) sont les deux principaux produits d'oxydation des émissions de monoxyde d'azote (NO) dans l'atmosphère. Ces espèces ainsi que l'ammoniac particulaire (p-NH_4^+) sont régulièrement mesurés à des sites ruraux et éloignés du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et du réseau CASTNET aux États-Unis. Comme pour le dioxyde de soufre et le sulfate particulaire, des données du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et du réseau CASTNET ont été utilisées pour étudier les tendances à long terme des concentrations ambiantes d'acide nitrique, de nitrate particulaire et d'ammoniac particulaire, de même que leur relation avec les émissions changeantes d'oxydes d'azote (notons que les changements dans les émissions d'ammoniac ne sont pas traités ici, car aucune donnée à long terme sur ces émissions n'était disponible).

Il est utile de souligner deux facteurs importants liés aux données de mesure de l'acide nitrique et du nitrate particulaire : (1) les concentrations d'acide nitrique peuvent être surestimées et les mesures de sulfate particulaire peuvent être sous-estimées à cause de la volatilisation du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3), phénomène inhérent à la méthode de mesure (Yu *et al.*, 2006), et (2) les mesures du nitrate particulaire peuvent représenter le nitrate d'ammonium en mode fin et une fraction inconnue du trioxyde d'azote en mode grosses particules (Zhang *et al.*, 2008). Autrement dit, ces mesures ne sont pas vraiment représentatives du trioxyde d'azote des particules fines. Néanmoins, aux fins de la présente analyse des tendances, les effets de la volatilisation et du collectage des grosses particules sont considérés comme homogènes d'une année à l'autre et, par conséquent, comme n'ayant aucun effet sur les tendances à long terme. Il est à noter que les tendances de l'ammoniac particulaire⁺ présentées ici sont considérées, à l'instar du sulfate particulaire, comme représentant les particules d'ammoniac en mode fin, car l'ammoniac particulaire existe dans l'atmosphère principalement sous forme de particules fines.

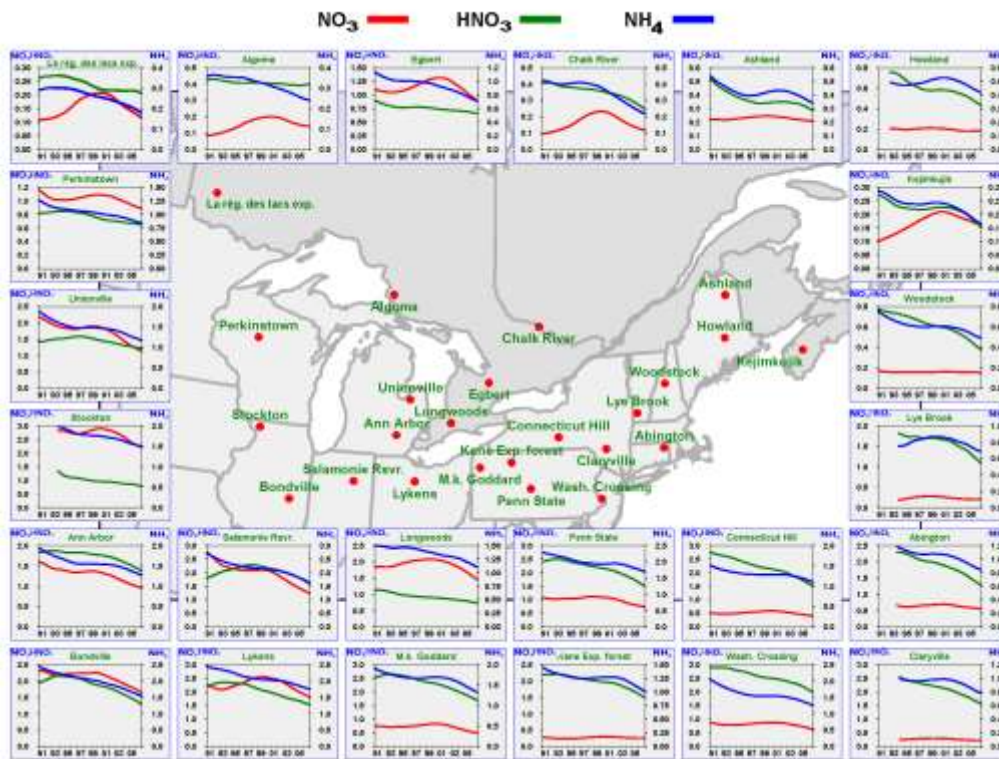


Figure 3.79 Tendances à long terme des concentrations d'acide nitrique (HNO_3), de nitrate particulaire (p-NO_3^+) et d'ammoniac particulaire (p-NH_4^+) à des sites du Réseau canadien de surveillance des précipitations et de l'air (RCEPA) et du Réseau CASTNET (Clean air status and trends network) (en $\mu\text{g m}^{-3}$ à 0°C et 1 atmosphère).

Comme c'était le cas pour les tendances des émissions et des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre et de sulfate particulaire, on devrait noter une relation entre les émissions changeantes d'oxydes d'azote et les tendances des concentrations d'acide nitrique et de nitrate particulaire dans l'est du Canada et l'est des États-Unis. La figure 3.79 montre les tendances temporelles (non normalisées) déterminées avec la technique du lissage par noyau pour les concentrations ambiantes d'acide nitrique, de nitrate particulaire et de sulfate particulaire aux sites du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air et du réseau CASTNET.

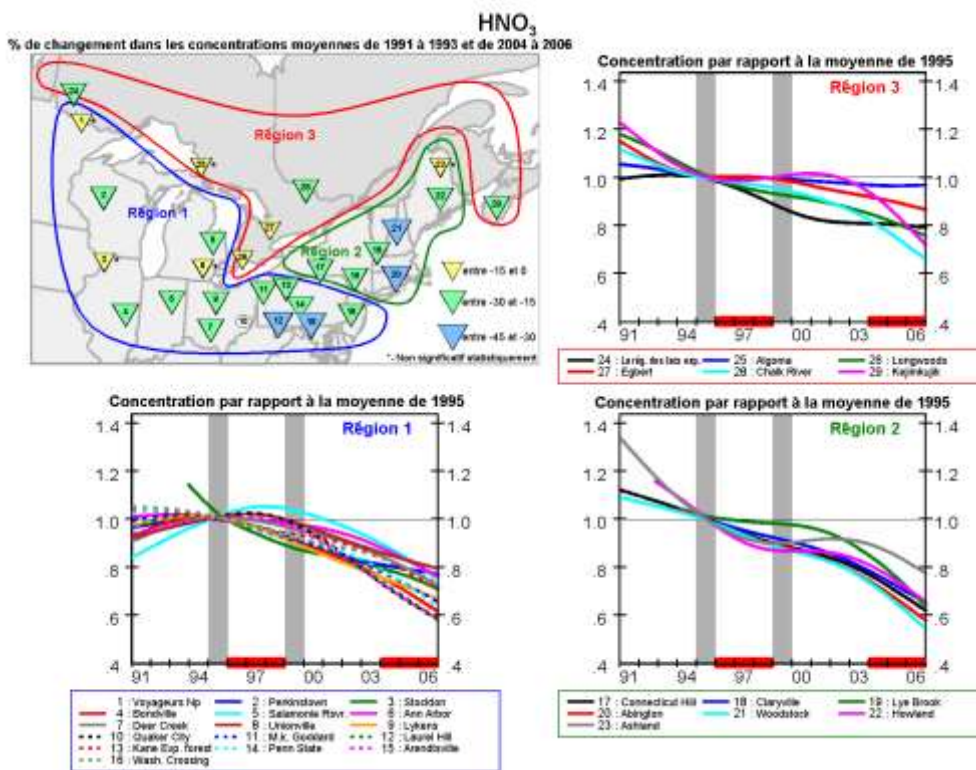


Figure 3.80 Changement dans les concentrations d'acide nitrique (HNO₃) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.

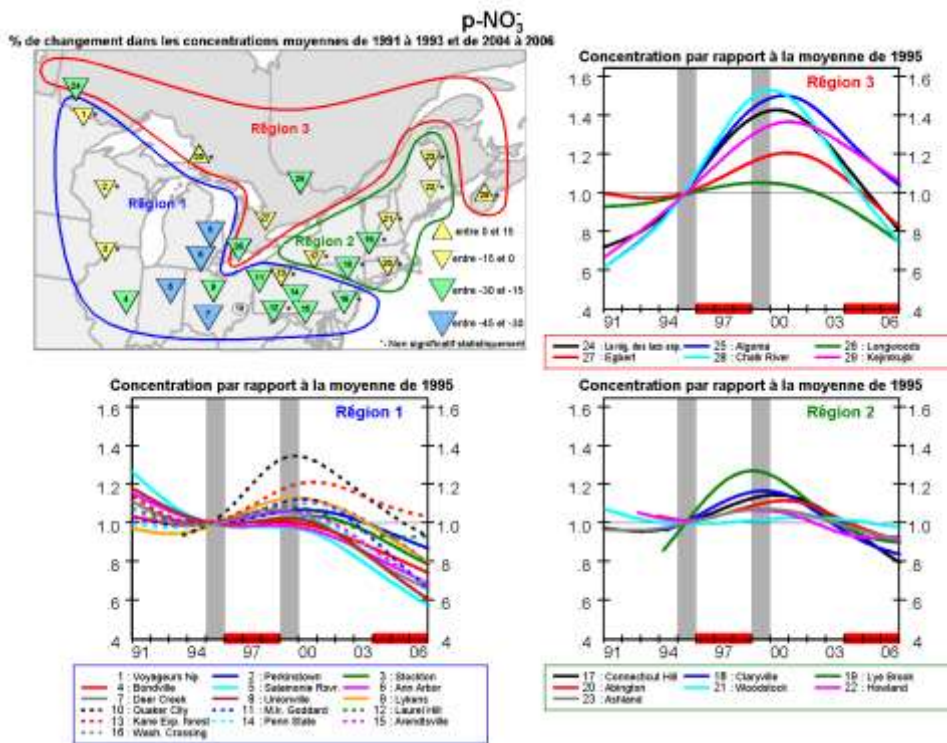


Figure 3.81 Changement dans les concentrations de nitrate particulaire (p-NO₃) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.

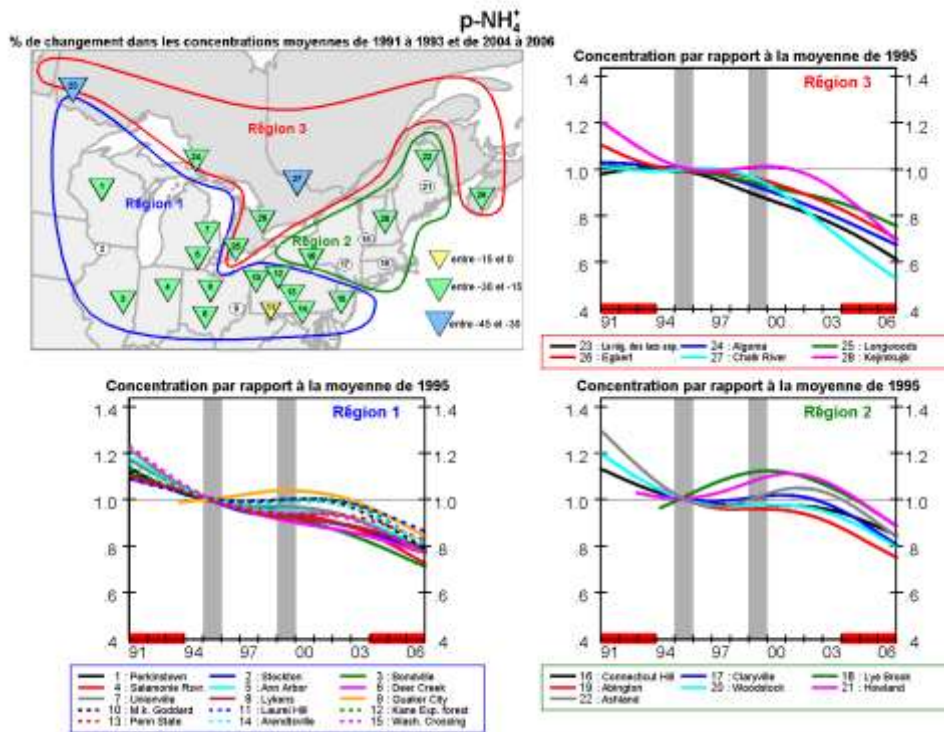


Figure 3.82 Changement dans les concentrations d'ammoniac particulaire ($p\text{-NH}_4^+$) au fil du temps. L'encart cartographique montre les différences de pourcentage parmi les concentrations moyennes triennales entre deux périodes : de 1991 à 1993 et de 2004 à 2006. Les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes pour le site numéroté correspondant. Les astérisques signalent que les différences dans les concentrations moyennes triennales n'étaient pas significatives. Les trois diagrammes de quartiles montrent les tendances temporelles superposées pour tous les sites dans trois différentes régions normalisées à l'année 1995. Les barres verticales ombragées pour les années 1995 et 1999 font référence aux années ayant connu les réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) les plus importantes dans la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) de l'est des États-Unis. Les barres horizontales rouges le long de l'axe x illustrent les deux périodes moyennes utilisées pour la carte.

Les figures 3.80, 3.81 et 3.82 montrent les concentrations changeantes d'acide nitrique, de nitrate particulaire et d'ammoniac particulaire dans les régions 1, 2 et 3 (telles que définies précédemment). Chaque figure comprend une carte des différences de pourcentage dans la moyenne triennale des concentrations entre les périodes de 1991-1993 et de 2004-2006, ainsi que les courbes de tendance normalisées (à 1995). Rappelons que les triangles orientés vers le bas indiquent les concentrations en baisse entre ces deux périodes. Les résultats présentés dans les figures 3.80, 3.81 et 3.82 sont expliqués ci-après par espèce.

Acide nitrique (HNO_3) :

La carte de la moyenne triennale des changements dans les concentrations d'acide nitrique (HNO_3) à la figure 3.80 indique que la moyenne triennale des concentrations a baissé aux 26 sites entre les périodes de 1996-1998 et de 2004-2006. Il est à noter que la période de 1996-1998 a été choisie, car elle affichait des émissions relativement constantes et une bonne couverture des données. L'ampleur

des baisses de concentration indiquée sur la carte variait d'un site à un autre, avec 7 sites affichant des baisses de 0 % à 15 % (5 n'étant pas statistiquement significatives à $Pr < 0,05$), 15 sites, des baisses de 15 % à 30 %, et 4 sites, des baisses de 30 % à 45 %. Cette diminution globale concorde avec les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) dans l'est des États-Unis (figure 3.75), qui étaient relativement constantes de 1996 à 1998, mais qui ont chuté continuellement à partir de 1999.

Les tendances normalisées à la figure 3.80 montrent que les concentrations d'acide nitrique à tous les sites de la région des Grands Lacs (région 1) ont constamment baissé de 1999 à 2006. En fait, tous les sites, sauf trois affichaient des tendances à la baisse de 1995 à 1999. Dans la région 2, la côte est des États-Unis, tous les sites montraient des tendances à la baisse de 1990 à 2006, même si les deux sites les plus à l'est (Howland et Ashland dans le Maine) ont d'abord affiché des concentrations accrues de 1999 à 2003, suivies d'une nouvelle baisse jusqu'à 2006. Tous les sites de l'est du Canada ont également montré des tendances à la baisse du début des années 1990 à 2006, mais sous des pentes et des formes différentes à chaque site. Tout comme les sites de la côte est des États-Unis, mais contrairement aux sites des Grands Lacs, la plupart des sites de l'est du Canada ont affiché des tendances à la baisse de 1990 à 1995.

Pour résumer, les concentrations d'acides nitriques (HNO_3) à tous les sites, sauf deux dans le nord-est des États-Unis, ont constamment baissé après 1999 en suivant les émissions à la baisse d'oxydes d'azote (NO_x) dans l'est des États-Unis. Dans l'est du Canada, les concentrations d'acide nitrique n'ont pas diminué de façon aussi constante que dans l'est des États-Unis, mais étaient généralement plus faibles au milieu des années 2000 comparativement au début des années 1990.

Nitrate particulaire ($p-NO_3^-$) :

La figure 3.81 indique que la moyenne triennale des concentrations de nitrate particulaire ($p-NO_3^-$) a diminué à tous les sites dans toutes les régions entre les périodes de 1996-1998 et de 2004-2006. Dans la région des Grands Lacs, 4 sites ont affiché une baisse de la moyenne triennale de 30 % à 45 %, 7, une baisse de 15 % et 30 % (2 n'étant pas significatives à $Pr < 0,05$), et 4 sites, une baisse de 0 % à 15 % (4 n'étant pas significatives à $Pr < 0,05$). Dans la région 2, la côte est des États-Unis, les 7 sites montraient des concentrations légèrement inférieures au cours de la période de 2004 à 2006 par rapport à la période de 1996 à 1998, mais ces dernières n'étaient pas statistiquement significatives. Dans l'est du Canada, 3 des 6 sites ont affiché des concentrations plus faibles de 2004 à 2006, dont trois entre 15 % et 30 % et trois entre 0 et 15 % (une seule étant statistiquement significative). Globalement, la moyenne triennale des concentrations a baissé entre les périodes de 1996-1998 et de 2004-2006, mais les changements les plus importants ont eu lieu au sud-ouest de l'Ontario et dans la partie est de la région des Grands Lacs, qui sont les régions aux plus fortes émissions à l'est du Canada et à l'est des États-Unis.

Les tendances normalisées à la figure 3.81 montrent que, contrairement aux tendances constamment à la baisse de l'acide nitrique (HNO_3), les concentrations de nitrate particulaire ($p-NO_3^-$) à la plupart des sites dans les trois régions ont augmenté à partir de 1995, atteint leur pic entre 1998 et 2002 (avec le pic annuel dépendant du site), puis diminué constamment par la suite. Il est à noter que les

concentrations ont augmenté à une période où les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis étaient relativement constantes, mais inférieures aux émissions antérieures à 1995. Dans la région des Grands Lacs, les tendances ont généralement atteint un pic de 1999 à 2000, tandis que dans la région de la côte est des États-Unis et la région de l'est du Canada, elles ont atteint un pic au cours d'une période un peu plus longue, entre 1998 à 2001. Vers 2000-2001, presque tous les sites affichaient une tendance à la baisse parallèlement à des émissions d'oxydes d'azote constamment à la baisse dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis. Étant donné que les concentrations de nitrate particulaire dépendent fortement des saisons (avec des concentrations hivernales trois à quatre fois plus élevées que les concentrations estivales), les tendances précédentes reposent principalement sur les changements dans les concentrations en hiver.

Ammoniac particulaire (p-NH_4^+) :

La figure 3.82 montre que la moyenne triennale des concentrations d'ammoniac particulaire (p-NH_4^+) a fortement baissé ($\text{Pr} < 0,05$) à tous les sites dans les trois régions entre les périodes de 1991-1993 et de 2004-2006. La majorité des baisses variaient de 15 % à 30 %, avec un seul site (dans l'ouest de la Pennsylvanie) affichant une baisse de 0 % à 15 % et 2 sites (en Ontario) montrant des baisses de 30 % à 45 %. Il est à noter que la première période de 1991-1993 a été choisie en vue correspondre à la période similaire utilisée pour les tendances du dioxyde de soufre (SO_2) et du sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}), étant donné que le sulfate d'ammonium $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$ est un composant majeur des particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) dans l'est du Canada et l'est des États-Unis.

Pour les États des Grands Lacs, les tendances normalisées dans la figure 3.82 montrent que les concentrations d'ammoniac particulaire (p-NH_4^+) ont constamment diminué à tous les sites de 1991 à 1995-1996. C'est à la même période que les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) ainsi que les concentrations ambiantes de dioxyde de soufre (SO_2) et de sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}) ont baissé dans la zone de gestion des oxydes de soufre du sud-est du Canada et la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis, renforçant la relation solide entre l'ammoniac particulaire et le sulfate particulaire. Après 1996, les concentrations d'ammoniac particulaire sont demeurées plutôt constantes jusqu'en 2002. C'est aussi la période à laquelle les concentrations de sulfate particulaire ont légèrement changé, tandis que les concentrations de nitrate particulaire ont rapidement augmenté. De 2003 à 2006, tous les sites ont connu des concentrations à la baisse.

Les tendances aux sites de la côte est des États-Unis étaient différentes des tendances dans la région des Grands Lacs au cours de la période de 1995 à 2002, où de nombreux sites affichaient des tendances à la hausse qui ont atteint un pic entre 1999 et 2002. Cette période de tendances accrues coïncide avec la période de concentrations accrues de nitrate particulaire (figure 3.81) et de sulfate particulaire (figure 3.78), ce qui laisse supposer que le nitrate d'ammonium était à la hausse, alors que le sulfate d'ammonium était à la baisse. Comme pour toutes les autres espèces, les concentrations d'ammoniac particulaire pendant la période 2003 à 2006 montraient une tendance à la baisse. Dans l'est du Canada, les tendances à tous les sites ont légèrement changé de 1991 à 1996, puis ont diminué de façon systématique jusqu'en 2006. Notons toutefois une exception, notamment le site de

Kejimikujik (Nouvelle-Écosse), qui a affiché une tendance similaire aux tendances dans la région de la côte est des États-Unis.

3.5.4.2.3 Interprétation des tendances du dioxyde de soufre (SO₂), du sulfate particulaire (p-SO₄²⁻), de l'acide nitrique (HNO₃), du nitrate particulaire (p-NO₃²⁻) et de l'ammoniac particulaire

Les tendances précédentes fournissent des perspectives intéressantes sur la relation entre le sulfate particulaire (p-SO₄²⁻), le nitrate particulaire (p-NO₃⁻) et l'ammoniac particulaire (p-NH₄⁺) ainsi que sur la réaction de ces produits aux réductions d'émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans les régions de l'est du Canada et de l'est des États-Unis. Les points principaux sont résumés ci-après par période d'émissions pertinente :

1990-1994 : D'après la figure 3.75, la période de 1990-1994 était caractérisée par une baisse constante des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) dans la zone de gestion des oxydes de soufre du sud-est du Canada et la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis, et par une légère hausse des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis (aucune donnée disponible pour la zone de gestion des émissions de polluants de l'est du Canada). Au cours de cette période, les tendances des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre, de sulfate particulaire, d'ammoniac particulaire, de nitrate particulaire et d'acide nitrique ont généralement baissé, sauf dans la région de l'est du Canada, où les tendances (générales) du nitrate particulaire ont affiché une hausse, et la région des Grands Lacs des États-Unis, où les tendances de l'acide nitrique ont aussi montré une hausse. Au vu des émissions de dioxyde de soufre (SO₂), les tendances à la baisse du dioxyde de soufre, du sulfate particulaire et de l'ammoniac particulaire semblent raisonnables, mais la hausse des tendances du nitrate particulaire et de l'acide nitrique reste difficile à expliquer.

1995-1998 : Les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis ont fortement diminué en 1995, puis sont restées relativement stables jusqu'à 1998 (la baisse de 1995 étant liée aux exigences du titre IV des US Clean Air Act Amendments). De même, les émissions de dioxyde de soufre dans la zone de gestion des oxydes de soufre du sud-est du Canada ont chuté en 1995, puis sont demeurées plutôt constantes jusqu'en 1998. Dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est du Canada, les émissions d'oxydes d'azote étaient relativement constantes de 1995 à 1998, mais aucune donnée n'était disponible de 1991 à 1994 pour indiquer si une baisse similaire à celle dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis avait un lieu en 1995. Tandis que les émissions de dioxyde de soufre dans les deux pays sont restées plutôt constantes de 1995 à 1998, les tendances des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre à presque tous les sites ont continué de diminuer de façon plus ou moins prononcée selon le site. Il y a avait, cependant, des exceptions, notamment trois sites dans les États de New York, du Connecticut et du Vermont, respectivement, où les tendances sont demeurées constantes ou ont augmenté légèrement (reflétant probablement les changements dans les émissions à des sources spécifiques en amont de ces sites). Les tendances du sulfate particulaire dans les trois régions ont baissé (sauf à un site dans le Vermont), tandis que les concentrations d'ammoniac particulaire ont légèrement diminué, sont restées relativement constantes ou ont augmenté

modérément selon le site, et que les concentrations de nitrate particulaire ont augmenté à la plupart des sites. Les tendances combinées indiquent que des émissions de dioxyde de soufre inférieures (par rapport aux années précédentes) ont engendré une plus faible production atmosphérique de sulfate d'ammonium et une plus forte production de nitrate d'ammonium. Une explication plausible à ce phénomène est que les niveaux inférieurs d'émissions de dioxyde de soufre ont entraîné des niveaux inférieurs de particules de sulfate d'ammoniac, ce qui a rendu l'ammoniac inutilisé disponible pour former deux particules de nitrate d'ammonium au lieu d'une particule de sulfate d'ammonium. Cela expliquerait aussi pourquoi les concentrations d'ammoniac particulaire n'ont pas baissé avec les concentrations de sulfate particulaire.

1999-2006 : Cette période était caractérisée par une baisse constante des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis, la zone de gestion des oxydes de soufre du sud-est du Canada ainsi que la zone de gestion des émissions de polluants de l'est du Canada. Par exemple, les émissions de dioxyde de soufre dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis ont diminué d'un tiers, passant notamment de 8,87 MT en 1998 à 5,89 MT en 2006. Dans la zone de gestion des oxydes de soufre du sud-est du Canada, ces émissions ont baissé d'un quart, passant de 1,25 MT en 1998 à 0,93 MT en 2005 (les données de 2006 ne sont pas disponibles). À la même période, les émissions d'oxydes azote dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est des États-Unis ont également baissé d'un tiers, passant de 8,30 MT en 1998 à 5,52 MT en 2006. Ces émissions ont aussi diminué d'un quart dans la zone de gestion des émissions de polluants de l'est du Canada, passant de 0,80 MT en 1998 à 0,61 MT en 2004 (les données sur les émissions de 2005 et 2006 ne sont pas disponibles). Au cours de la première partie de cette période, de 1999 à 2001, la plupart des sites dans les trois régions ont affiché des changements mineurs dans les tendances du sulfate particulaire, mais des hausses importantes ou maximales des tendances du nitrate particulaire. Parallèlement, les tendances de l'ammoniac particulaire sont restées plutôt constantes dans la région des Grands Lacs des États-Unis, ont continué de diminuer à l'est du Canada (sauf en Nouvelle-Écosse), et sont demeurées relativement constantes ou ont augmenté au nord-est des États-Unis.

Dans la deuxième partie de cette période, de 2002 à 2006, les émissions de dioxyde de soufre (SO_2) ont lentement diminué, et les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) ont baissé rapidement; cependant, presque tous les sites dans les trois régions affichaient de fortes tendances à la baisse du dioxyde de soufre, de l'acide nitrique, du sulfate particulaire, du nitrate particulaire, et de l'ammoniac particulaire. Cela est probablement à la plus faible production atmosphérique de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium.

3.5.4.2.4 Résumé

En résumé, entre 1999 et 2006, les réductions des émissions de dioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans l'est du Canada et l'est des États-Unis étaient très efficaces en termes de diminution des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre (SO_2), d'acide nitrique (HNO_3), de sulfate particulaire (p-SO_4^{2-}), d'ammoniac particulaire (p-NH_4^+), et de nitrate particulaire (p-NO_3^-). C'était particulièrement le cas de 2002 à 2006, lorsque les cinq espèces ont rapidement baissé dans les trois

régions. De 1995 à 1999, alors que les émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote sont restées relativement constantes, mais à des niveaux inférieurs par rapport à la période de 1990 à 1994, les concentrations ambiantes de nitrates d'ammonium ont augmenté, tandis que les concentrations de sulfate d'ammonium ont diminué. Même si cela indique un inconvénient potentiel lié aux réductions d'émissions de dioxyde de soufre au cours de cette période, cet inconvénient ne peut être prouvé avec les données disponibles. Le sujet est traité de façon plus détaillée dans la section 7.5.4.1 du chapitre 7. Des travaux supplémentaires à cet égard sont nécessaires. Malheureusement, trop peu de mesures sont disponibles dans l'ouest du Canada pour établir des conclusions sur les tendances dans cette partie du pays.

3.6 Masse et tendances des grosses particules (PM_{10-2,5})

3.6.1 Niveaux actuels des grosses particules (PM_{10-2,5})

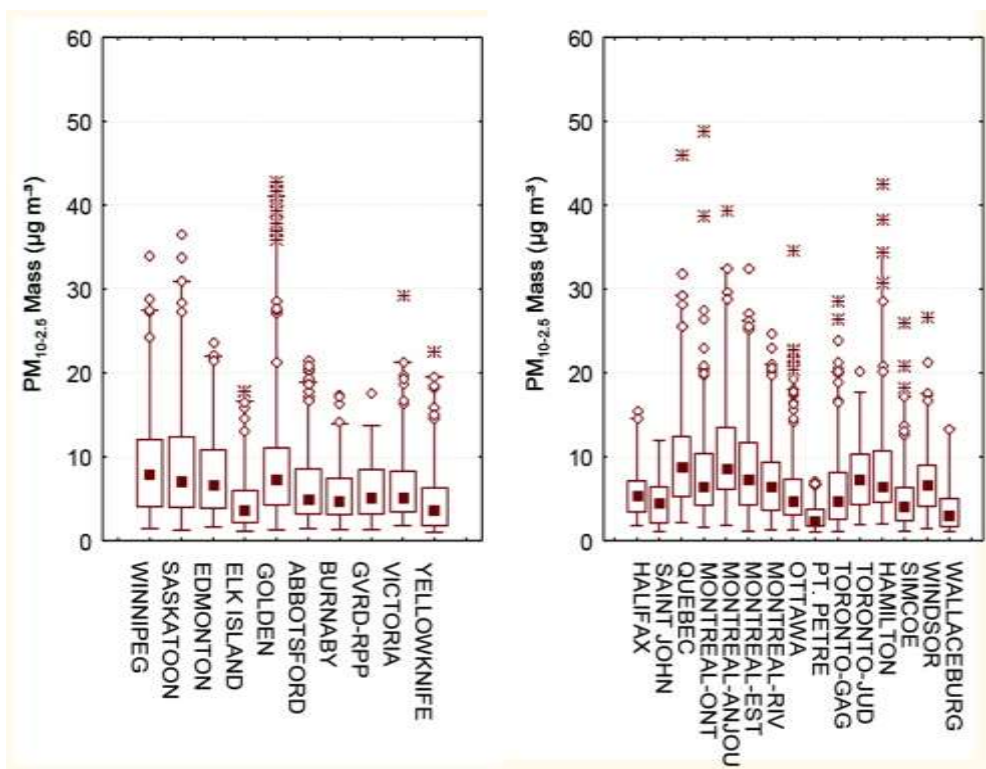


Figure 3.83 Comparaison des concentrations massiques de matières particulaires (PM_{10-2,5}) sur 24 heures (en µg/m³) établies avec des échantillonneurs à filtres entre 2004 et 2006 (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs des 2^e et 98^e centiles, valeurs aberrantes).

La figure 3.83 fournit une comparaison des concentrations des grosses particules ($PM_{10-2,5}$) sur 24 heures dans l'ensemble du pays, déterminées par échantillonneur dichotomique pour la période allant de 2004 à 2006. Seuls les sites auxquels on a prélevé au moins 100 échantillons sur cette période sont inclus. La plupart des sites affichent des valeurs au 98^e centile inférieures à $30 \mu g m^{-3}$; les plus fortes valeurs ayant été mesurées aux sites de Golden, de Saskatoon, de Hamilton, et de Montréal-Anjou.

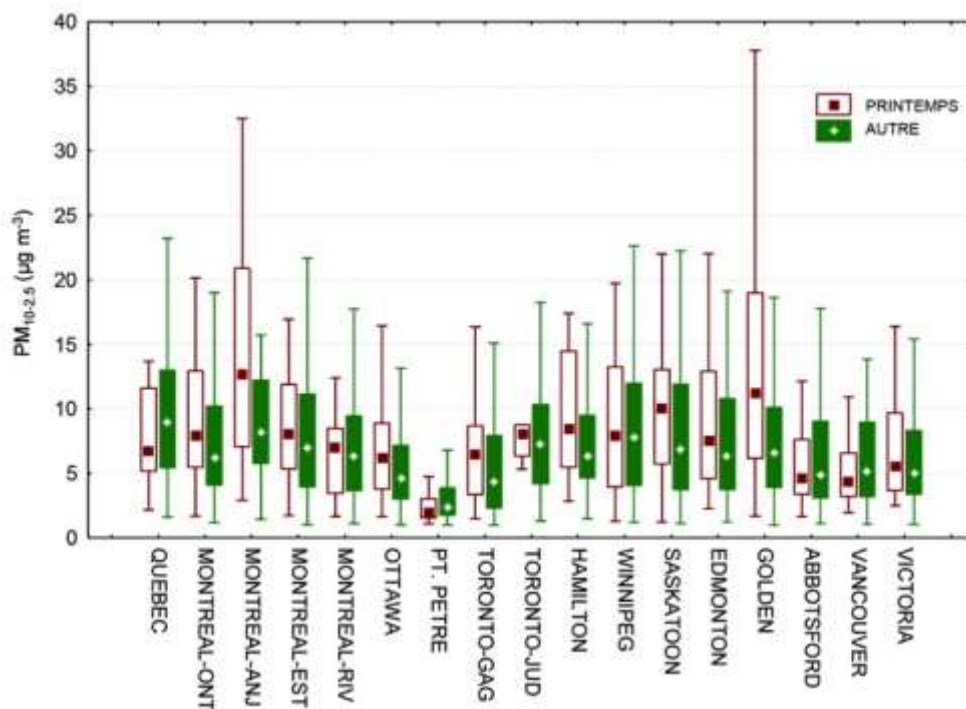


Figure 3.84 Concentrations massiques de matières particulaires ($PM_{10-2,5}$) de mars/avril par rapport à d'autres concentrations saisonnières, établies avec les échantillonneurs à filtres pour les sites sélectionnés (valeur médiane, valeurs des 25^e et 75^e centiles, valeurs maximale et minimale non aberrantes).

Les différences dans la masse de grosses particules ($PM_{10-2,5}$) entre mars/avril et d'autres mois sont présentées à la figure 3.84. La plupart des sites enregistrent des concentrations médianes et maximales plus élevées en mars/avril par rapport aux autres saisons. Ce phénomène est associé à des débris routiers issus d'opérations de salage et de sablage des routes et de vitesses du vent plus élevées souvent mesurées au cours de ces deux mois. Les sites de Golden et de Montréal-Anjou ont affiché des différences saisonnières.

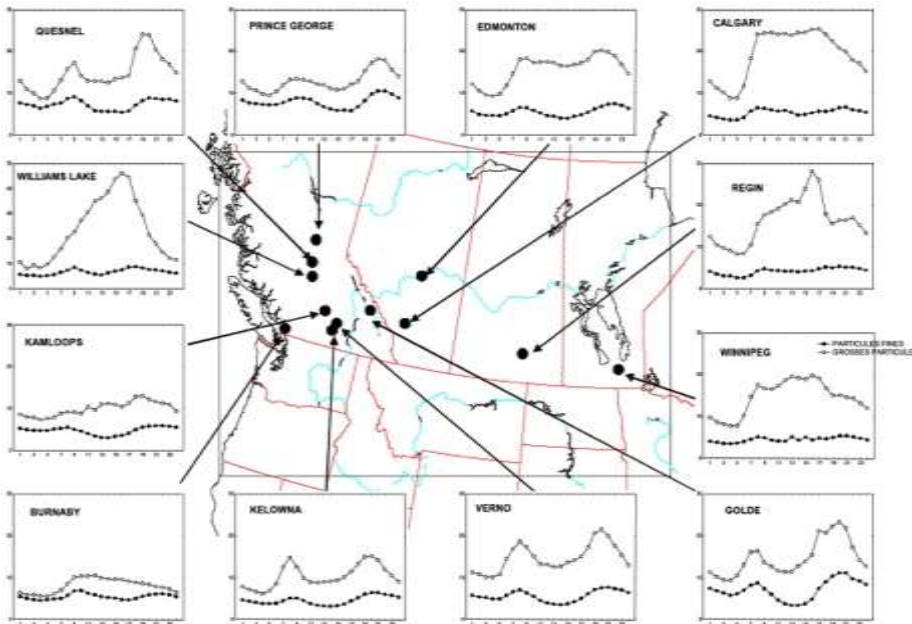


Figure 3.85 Variation diurne des concentrations massiques de particules fines ($PM_{2.5}$) (●) et de matières particulaires ($PM_{10-2.5}$) (○) (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) des sites présentant des concentrations colocalisées de grosses particules (PM_{10}) et de particules fines ($PM_{2.5}$) déterminées par appareil de surveillance continue par balance microélectronique (remarque : la concentration massique des matières particulaires est indiquée sur l'axe y).

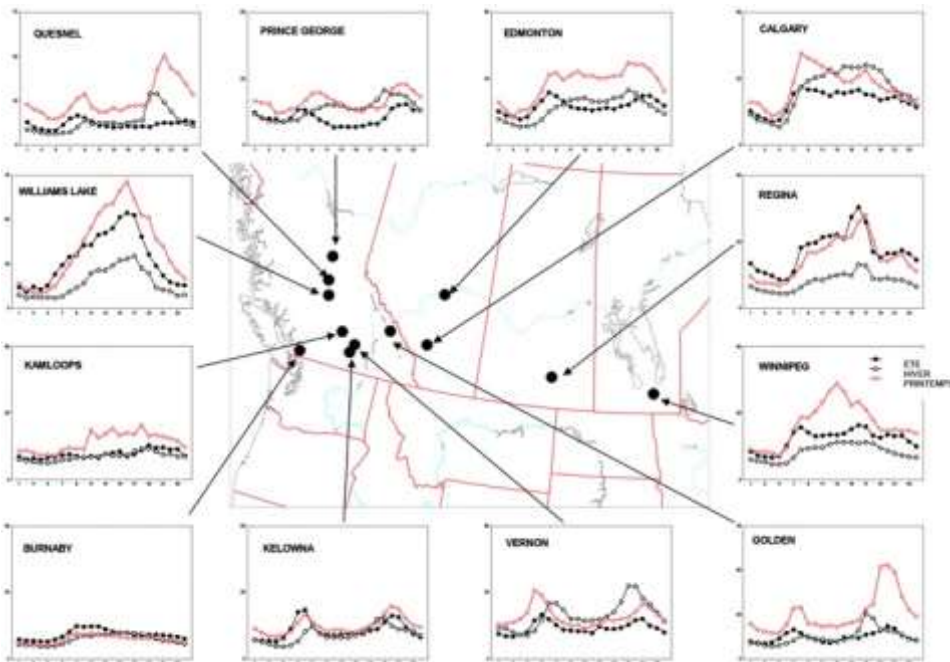


Figure 3.86 Variation diurne des concentrations massiques de matières particulaires ($PM_{10-2.5}$) pour mars/avril (◇), l'été (●) et l'hiver (○) pour les sites présentant des concentrations colocalisées de grosses particules (PM_{10}) et de particules fines ($PM_{2.5}$) par appareil de surveillance continue par balance microélectronique (remarque : la concentration massique des matières particulaires est indiquée sur l'axe y).

Afin d'augmenter le nombre de sites ayant des données disponibles, les concentrations de grosses particules ont également été déterminées à l'aide de données horaires de sites combinées à des données sur les grosses particules et les particules fines calculées par des appareils TEOM colocalisés, en soustrayant les deux valeurs. Dans la figure 3.85, la variabilité diurne de la masse de grosses particules déterminée est comparée à la masse des particules fines. L'amplitude du cycle diurne des grosses particules est généralement plus vaste que celle du cycle diurne des particules fines, et il y a des preuves de pics dans les concentrations durant les heures de pointe du matin ou en soirée à de nombreux sites. Les différences saisonnières (mars/avril – été; juin, juillet, août – hiver; décembre, janvier, février) dans la masse diurne des grosses particules déterminée sont illustrées à la figure 3.86. Bien que les profils diurnes soient similaires à la plupart des sites par saison, les concentrations augmentent en hiver et en mars/avril aux sites affichant les plus fortes concentrations.

3.6.2 Tendances des grosses particules (PM_{10-2,5})

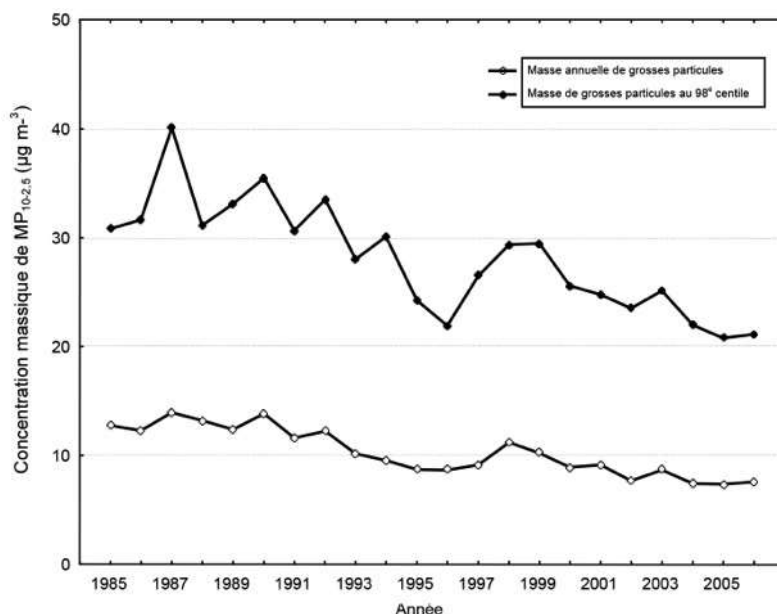


Figure 3.87 Tendence de la moyenne annuelle composite et de la masse de matières particulaires (PM_{10-2,5}) au 98^e centile (µg/m³) établies pour des sites traités par échantillonneur dichotomique.

La tendance à long terme de la valeur moyenne annuelle et de la valeur au 98^e centile de la masse des grosses particules (PM_{10-2,5}), déterminée aux sites traités par échantillonneur dichotomique, est présentée à la figure 3.87. Seules les villes possédant des sites opérationnels sur au moins 75 % des années ont été incluses. Ainsi, on comptait en moyenne 14 sites dans 11 villes. La tendance de la masse des grosses particules est très similaire à la tendance de la masse des particules fines présentée à la figure 3.70. Entre 1985 et 2006, l'indice composite de la masse annuelle moyenne de grosses particules a baissé de 40 %, et l'indice composite de la masse moyenne au 98^e centile a diminué de 30 %. La raison précise de cette tendance à la baisse n'est pas connue étant donné que les estimations

liées à l'inventaire des émissions indiquent qu'il devrait y avoir une hausse durant cette période. Des études visant à rapprocher les inventaires d'émissions et les concentrations ambiantes sont recommandées dans le futur.

3.7 Résumé et conclusions

Distribution spatiale et temporelle de l'ozone et des matières particulaires au Canada :

- Il est prouvé que les concentrations d'ozone pénétrant en Amérique du Nord au-dessus de la couche limite au printemps ont grandement augmenté sur 20 ans; la plus forte hausse ayant été relevée dans des parcelles d'air provenant de régions d'émissions majeures en Asie. On estime que la pollution de l'Asie constitue environ 3 à 10 ppb des concentrations d'ozone (O_3) de fond dans l'ouest des États-Unis durant le printemps et qu'elle est susceptible d'avoir la même ampleur dans l'Ouest canadien.
- Les concentrations de base moyennes annuelles au Canada ont été estimées en utilisant les concentrations moyennes maximales quotidiennes sur six heures de l'ozone au 5^e centile. Les estimations de la moyenne annuelle des concentrations de base sont de 19 ± 10 dans la région du Pacifique, de 28 ± 10 ppb dans le plateau continental de l'Ouest, de 10 ± 9 ppb dans le plateau continental de l'Est, et de 27 ± 9 ppb dans la région de l'Atlantique. Ces valeurs sont considérées comme représentant un signal combiné à l'échelle hémisphérique et dans la région. Aucun calcul des concentrations de base s'inscrivant dans le standard pancanadien n'a été effectué, mais la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne sur huit heures de l'ozone aux sites les plus éloignés au Canada variait de 44 à 53 ppb en 2006.
- Les concentrations de base de l'ozone sont à la hausse dans le secteur du bassin de Georgia de la côte du Pacifique ainsi que dans l'Ouest canadien et le Canada atlantique (Chan et Vet, 2010). En revanche, les concentrations de base semblent être à la baisse en Ontario (et à l'est des États-Unis). Ces tendances concordent avec les concentrations de fond accrues à l'échelle hémisphérique et les émissions de précurseurs à la baisse à l'est du Canada et à l'est des États-Unis.
- L'Ontario et le sud du Québec continuent d'enregistrer les plus fortes concentrations d'ozone (O_3) [sous la forme du standard pancanadien (SP), notamment la moyenne triennale de la 4^e plus forte concentration maximale quotidienne d'ozone variant de 70 à 87 ppb] et la fréquence annuelle du nombre de jours où les concentrations sont au-dessus du standard pancanadien (entre 30 et 50 jours par an). Quasiment tous les sites affichant des concentrations d'ozone supérieures au standard pancanadien de 2010 sont situés dans ces régions.
- Outre l'Ontario et le Québec, presque tous les sites enregistrent des concentrations d'ozone (O_3) plus élevées au printemps qu'en été. Les épisodes photochimiques à l'échelle régionale sont rares malgré de fortes densités d'émissions dans certaines régions.

- Les données disponibles indiquent que le lien constamment fort entre les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) et la mortalité dans les villes canadiennes est dû au fait que le dioxyde d'azote (NO_2) est un bon indicateur des émissions liées à une combustion locale (probablement des véhicules automobiles) et de l'accumulation de pollution atmosphérique urbaine traitée de façon photochimique.
- Les plus fortes concentrations de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) et les plus fortes fréquences d'épisodes et de jours affichant des concentrations supérieures à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ ont également été enregistrées en Ontario et au sud du Québec, bien que les sites montrant la plus grande moyenne triennale de concentrations au 98^e centile soient le plus près de l'objectif du standard pancanadien de 2010 pour ce qui est de l'ozone.
- Les principaux composants des particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) à des sites de mesures de spéciation dans l'ensemble du pays sont le sulfate d'ammonium, les matières organiques et le nitrate d'ammonium. À l'est, le sulfate d'ammonium atteint des concentrations maximales durant les mois d'été, lorsque la photochimie et le transport atmosphérique à partir des sources canadiennes et américaines sont les plus élevés. Les concentrations de nitrate d'ammonium, quant à elles, sont maximales pendant les mois d'hiver dans l'est et à Edmonton. Dans l'est, les jours affichant les plus fortes concentrations de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) sont dominés par du sulfate d'ammonium [$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$] pendant la saison chaude et du nitrate d'ammonium (NH_4NO_3) durant la saison froide, sauf aux sites du Canada atlantique où le sulfate d'ammonium ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) prédomine les deux saisons).
- Dans l'ouest, les jours affichant les plus fortes concentrations de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) durant la saison chaude et la saison froide sont dominés par des matières organiques.

Changements observés dans la qualité de l'air avec mise en œuvre de stratégies de réductions des émissions :

- Les sources de transport atmosphérique sont prédominantes pour les concentrations ambiantes de composés organiques volatils (COV) et d'oxydes d'azote (NO_x) en milieu urbain et elles influencent fortement les concentrations de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$) et de grosses particules ($\text{PM}_{10-2,5}$). L'« effet de fin de semaine » montre clairement l'incidence des réductions d'émissions liées au transport et il doit être examiné en termes d'incidence potentielle variable sur la santé durant les fins de semaine.
- Entre 1990 et 2006, les concentrations moyennes annuelles des produits chimiques ci-après ont diminué comme suit à des sites urbains canadiens : de 55 % pour le monoxyde d'azote (NO), de 34 % pour le dioxyde d'azote (NO_2) et de 46 % pour les composés organiques volatils (COV). Les tendances étaient très constantes pour chaque site, avec la majorité des sites urbains (56 sites pour les oxydes d'azote (NO_x) et 25 sites pour les composés organiques volatils) au Canada enregistrant des baisses similaires dans les concentrations ambiantes.

- Les résultats des tendances de l'ozone à des sites urbains de 1990 à 2006 montrent une tendance positive statistiquement significative aux 10^e, 25^e et 50^e centiles. Bien que les pentes étaient négatives dans les diagrammes avec des centiles supérieurs, elles n'étaient pas statistiquement significatives. Les sites ruraux affichaient, toutefois, des pentes négatives à tous les centiles avec des baisses statistiquement significatives dans les concentrations d'ozone sur huit heures au maximum, au 95^e et au 75^e centiles. Les résultats urbains illustrent l'effet des diminutions du monoxyde d'azote dans la réduction du piégeage de l'ozone de même qu'une tendance à la hausse nettement apparente dans les concentrations moyennes d'ozone et les concentrations aux centiles inférieurs. Les sites ruraux montrent que, à l'échelle régionale, l'ozone a réagi aux réductions d'émissions, et que les concentrations d'ozone sur huit heures affichent une baisse statistiquement significative.
- Les concentrations d'ozone dans l'est du Canada semblent avoir diminué plus rapidement de 2004 à 2007 (ainsi que durant la période allant de 2007 à 2009, même si cela n'est pas indiqué dans le présent rapport) que dans le passé, probablement à cause de réductions des émissions d'oxydes d'azote (NO_x) aux États-Unis.
- On a réalisé d'importantes réductions des particules fines (PM_{2.5}) et des grosses particules (PM_{10-2.5}) en milieu urbain entre 1985 et 1998. Depuis, de légers changements ont été relevés dans les niveaux de particules fines (PM_{2.5}), mais les grosses particules (PM_{10-2.5}), en revanche, continuent de diminuer. Les données limitées sur les changements en termes de composition restreignent les conclusions sur les tendances.
- Entre 2002 et 2006, les réductions des émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans l'est du Canada et l'est des États-Unis étaient très efficaces pour diminuer les concentrations ambiantes de dioxyde de soufre (SO₂), d'acide nitrique (HNO₃), de sulfate particulaire (p-SO₄²⁻), d'ammoniac particulaire (p-NH₄⁺), et de nitrate particulaire (p-NO₃⁻) à des sites ruraux et éloignés à l'est du Canada.
- Des réductions de dioxyde de soufre (SO₂) en milieu urbain ont été effectuées, mais certains emplacements continuent de connaître des concentrations ambiantes de dioxyde de soufre très élevées à cause de sources ponctuelles importantes [cela s'applique aussi aux particules fines (PM_{2.5})]. Les sites urbains affichent également une baisse du sulfate (SO₄), mais cette dernière ne représente qu'une partie négligeable du changement global dans la masse de particules fines (PM_{2.5}).
- Les résultats des observations et des modèles ont été utilisés pour évaluer la sensibilité des concentrations ambiantes de matières particulaires aux changements dans les émissions d'ammoniac (NH₃) pour six régions très agricoles du Canada. Ces résultats ont indiqué que les concentrations de matières particulaires affichent une sensibilité relativement faible à l'égard de l'ammoniac dans cinq des six régions.

3.8 Recommandations en matière de changements aux réseaux de surveillance, de surveillance supplémentaire et d'études spéciales

- Les appareils TEOM déployés dans le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique sous-estiment largement la masse des particules fines ($PM_{2.5}$) durant la saison froide. Les organismes de surveillance du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique ont convenu d'accepter que les instruments utilisant la méthode équivalente fédérale de classe III des États-Unis (référence) [U.S. Class III Federal Equivalency Method (FEM)] répondent aux objectifs de qualité de données (OQD) du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique pour les particules fines ($PM_{2.5}$) déclarées selon la norme. Des organismes de surveillance dans l'ensemble du pays ont commencé leur transition des réseaux de surveillance des particules fines ($PM_{2.5}$) vers des instruments utilisant la méthode équivalente fédérale de classe III. Cette transition devrait être terminée au cours de la période 2010-2011. Entre-temps, l'interprétation des concentrations et des tendances des particules fines ($PM_{2.5}$) dans tout le Canada sera difficile. On s'attend à ce que les concentrations de particules fines ($PM_{2.5}$) déclarées avec des instruments utilisant la méthode équivalente fédérale de classe III (déployés dans le réseau) soient plus élevées par rapport aux mesures obtenues par appareil TEOM. Des lignes directrices doivent être élaborées pour le futur traitement des données sur les matières particulaires aux fins de communication des tendances.
- Tandis que les émissions d'ozone et de précurseurs de matières particulaires continuent de baisser en Amérique du Nord, la compréhension de l'influence des concentrations de base et de leur évolution au fil du temps devient de plus en plus importante, et il est recommandé de prendre ou de continuer de prendre des mesures supplémentaires à des sites arctiques éloignés en haute altitude. Ces mesures permettront une bien meilleure évaluation de l'influence changeante des concentrations de base et de leur incidence sur la qualité de l'air.
- Le manque de données à long terme sur les particules fines ($PM_{2.5}$) à des sites représentatifs de la région empêche d'évaluer les tendances temporelles à long terme des concentrations de base des particules fines ($PM_{2.5}$) (comme cela a été fait pour l'ozone de fond dans la section 3.3.1.4). De telles analyses sont recommandées lorsque des ensembles de données suffisants sont disponibles.
- La plupart des sites de mesure des oxydes d'azote (NO_x) sont situés dans des milieux urbains qui sont touchés par des émissions à l'échelle locale et qui réduisent ainsi l'interférence positive causée par d'autres espèces d'azote. La surestimation du dioxyde d'azote (NO_2) devrait, cependant, augmenter avec les sources d'émissions. La quantification de l'interférence positive dans des milieux urbains canadiens doit être étudiée.

- Il y a des preuves indiquant que la baisse des émissions du dioxyde de soufre (SO_2) à la fin des années 1990 peut avoir contribué aux hausses de la masse de particules de nitrate à l'est du Canada au cours de cette période. On doit étudier de façon plus approfondie cet inconvénient potentiel.
- La dominance apparente des émissions de véhicules routiers sur les concentrations de précurseurs d'ozone et de matières particulaires mesurées laisse penser que l'on devrait établir plus de sites de mesure près des routes afin de mieux suivre les tendances dans les émissions des véhicules motorisés et de fournir une plateforme pour mener des études spéciales.
- Il y a des différences importantes entre les estimations liées à l'inventaire des émissions et les observations des concentrations ambiantes de grosses particules et de composés organiques volatils d'origine biosynthétique et anthropique. La réalisation d'une analyse supplémentaire des observations en utilisant des outils comme le cadre de mesure du rendement est recommandée pour éliminer ces différences. Des études à court et à long terme conçues avec soin et impliquant la mesure de meilleurs composés « repères » peuvent être nécessaires pour appuyer les observations.
- Compte tenu des réductions d'émissions d'oxydes de soufre (SO_x) et d'oxydes d'azote (NO_x) dans diverses régions de l'Amérique du Nord, la concentration d'ammoniac (NH_3) peut devenir importante dans la quantité totale des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$), ce qui soulève une série de questions : Les réductions d'émissions d'ammoniac (NH_3) seront-elles efficaces pour diminuer la concentration des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$)? Si oui, à partir de quelles régions? Quelle saison favorisera le résultat le plus efficace? La connaissance de différents régimes de sensibilité dans l'ensemble du continent est une étape importante pour comprendre la réaction des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$), mais des changements temporels dans ces régimes joueront un rôle important dans l'efficacité de la réduction de l'ammoniac (NH_3) découlant des meilleures pratiques agricoles. Davantage de mesures de l'ammoniac (NH_3) et des matières particulaires sont requises sous le vent de zones très agricoles afin d'étudier la sensibilité des matières particulaires aux émissions changeantes d'ammoniac.

Références

[ACCENT] Atmospheric Composition Change Network of Excellence. 2006. Raes, F., Hjorth, J. (éd.) Premier symposium du Atmospheric Composition Change Network of Excellence. Urbino (Italie), septembre 2005. Accès : www.accent-etwork.org/index.cfm?objectid=6023C479-BCDC-BAD1-A0D3EB5D0C950580

Ainslie, B., Steyn, D.G. 2007. Spatiotemporal Trends in Episodic Ozone Pollution in the Lower Fraser Valley, British Columbia, in Relation to Mesoscale Atmospheric Circulation Patterns and Emissions. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 46(10):1631-1644.

- Allen, G., Sioutas, C., Koutrakis, P., Reiss, R., Lurmann, F.W., Roberts, P.T. 1997. Evaluation of the TEOM method for measurement of ambient particulate mass in urban areas. *Journal of the Air and Waste Management Association* 47:682-689.
- Altshuller, A.P., 1978. Association of oxidant episodes with warm stagnating anticyclones. *Journal of the Air Pollution Control Association* 28:152-155.
- Amann, M., Cofala, J., Klimont, Z. 2006. Projections of global emissions of air pollutants. Présentation donnée lors du TF HTAP Workshop on Emission Inventories and Projections tenu à Beijing du 18 au 20 octobre 2006.
- Ansari, A.S., Pandis, S.N. 1998. Response of inorganic PM to precursor concentrations. *Environmental Science and Technology* 32:2706-2714.
- Bottenheim, J.W., Shepherd, M.F. 1995. C₂-C₆ Hydrocarbon Measurements at Four Rural Locations Across Canada. *Atmospheric Environment* 29:647-664.
- Bovis, P.E. 2003. Stratosphere troposphere exchange and its influence on surface ozone concentrations in the lower Fraser Valley. Thèse, Atmospheric Science Program, Université de la Colombie-Britannique, 119 p.
- Brook, J., Dann, T. 1998. Contribution of Nitrate and Carbonaceous Species to PM₁₀ and PM_{2.5} Observed in Canadian Cities. *Journal of the Air and Waste Management Association* 49:193-199.
- Brook, J.R., Burnett, R.T., Dann, T.F., Cakmak, S., Goldberg, M.S., Fan, X., Wheeler, A.J. 2007. Further interpretation of the acute effect of nitrogen dioxide observed in Canadian time series studies. *Journal of Exposure Science and Epidemiology* 17:S36-S44.
- Brook, J.R., Dann, T., Burnett, R.T. 1997. The Relationship Among TSP, PM₁₀, PM_{2.5} and Inorganic Constituents of Atmospheric Particulate Matter at Multiple Canadian Locations. *Journal of the Air and Waste Management Association* 47:2-19.
- Brankov, E., Henry, R.F., Civerolo, K.L., Hao, W., Rao, S.T., Misra, P.K., Bloxam, R., Reid, N. 2003. Assessing the effects of transboundary pollution between Ontario, Canada and New York, USA. *Environmental Pollution* 123:403-411.
- Buhr, M.P., Parish, D.D., Norton, R.B., Fehsenfeld, F.C., Sievers, R.E., Roberts, J.M. 1990. Contribution of Organic Nitrates to the Total Reactive Nitrogen Budget at a Rural Eastern U.S. Site. *Journal of Geophysical Research* 95:9809-9816.
- Burnett, R.T., Stieb, D., Brook, J.R., Cakmak, S., Dales, R., Raizenne, M., Vincent, R., Dann, T. 2004. Associations between short-term changes in nitrogen dioxide and mortality in Canadian cities. *Archives of Environmental Health* 59:228-236.

Camalier, L., Cox, W., Dolwick, P. 2007. The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends. *Atmospheric Environment* 41:7127-7137.

Canada – États-Unis. 2008. Accord Canada – États-Unis sur la qualité de l'air : rapport d'étape 2008. Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/caol/canus/report/2008CanUs/eng/tdm-toc_eng.cfm

Carmichael, G.R., Calori, G., Hayami, H., Uno, I., Cho, S.Y., Engardt, M., Kim, S.-B., Ichikawa, Y., Ikeda, Y., Woo, J.-H., *et al.* 2002. The MICS-Asia study: Model intercomparison of long-range transport and sulfur deposition in East Asia. *Atmospheric Environment* 36:175-199.

Carter, W.P.L. 1994. Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds. *Journal of the Air and Waste Management Association* 44:881-899.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2006a. Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone : rapport quinquennal 2000-2005. Conseil canadien des ministres de l'environnement. PN 1374. Accès : www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/caol/pollution_issues/cws/toc_e.cfm

Canadian Councils of Ministers of the Environment. PN1374. www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/caol/pollution_issues/cws/toc_e.cfm

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Guide de vérification de la conformité aux standards pancanadiens : standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. Rapport du Conseil canadien des ministres de l'environnement PN 1392. Accès : www.ccme.ca/assets/pdf/1391_gdad_e.pdf

Chameides, W.L., Fehsenfeld, F., Rodgers, M.O., Cardelino, C., Martinez, J., Parrish, D., Lonneman, W., Lawson, D.R., Rasmussen, R.A., Zimmerman, P., *et al.* 1992. O₃ Precursor Relationships in the Ambient Atmosphere. *Journal of Geophysical Research* 97:6037-6055.

Chameides, W.L., Xingsheng, L., Xiaoyan, T., Xiuji, Z., Chao, L., Kiang, C.S., St. John, J., Saylor, R.D., Liu, S.C., Lam, K.S., *et al.* 1999. Is ozone pollution affecting crop yields in China? *Geophysical Research Letters* 26:867-870.

Chan, C.Y., Chan, L.Y., Harris, J.M. 2003. Urban and background ozone trend in 1984-1999 at subtropical Hong Kong, South China. *Ozone-Science and Engineering* 25:513-522.

Chan, E. 2009. Regional ground-level ozone trends in the context of meteorological influences across Canada and the eastern United States from 1997 to 2006. *Journal of Geophysical Research* 114, D05301.

Chan, E., Vet, R.J. 2010. Baseline levels and trends of ground level ozone in Canada and the United States. *Atmospheric Chemistry and Physics* 10:8629-8647.

- Cleveland, W.S. 1979. Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *Journal of the American Statistical Association* 74:829-836.
- Chevalier, A., Gheusi, F., Delmas, R., Ordonez, C., Sarrat, C., Zbinden, R. 2007. Rapport sur la cote air santé et document d'orientation. Environnement Canada, Santé Canada.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. PN 1375. Accès : <http://www.ccme.ca/assets/pdf/>
- Cooper, O.R., Parrish, D.D., Stohl, A., Trainer, M., Nédélec, P., Thouret, V., Cammas, J.P., Oltmans, S.J., Johnson, B.J., Tarasick, D., *et al.* 2010. Increasing springtime ozone mixing ratios in the free troposphere over western North America. *Nature* 463:344-348 [21 janvier 2010], doi:10.1038/nature08708.
- Dann, T., Wang, D. 1992a. Measurement of volatile organic compounds in Canada 1987-1990. Environnement Canada, Conservation et protection. Rapport PMD 92-3.
- Dann, T., Wang, D. 1992b. Volatile organic compounds measurements in Canadian urban and rural areas: 1989-1990. *In*: Conférence annuelle de l'Association pour la prévention de la contamination de l'air et du sol (APCAS).
- Dann, T., White, L., Biron, A. 2006. Performance of Continuous PM_{2.5} Monitors at a Monitoring Site in Ottawa, Canada. National Air Monitoring Conference de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, novembre 2006.
- Dennis, R.L., Binkowski, F.S., Clark, T.L., McHenry, J.N., Reynolds, S., Seilkop, S.K. 1990. Selected Applications of RADM (Part II). *In*: National Acid Precipitation Assessment Program: State of Science and Technology, NAPAP SOS/T, Report 5 (App. 5F). Washington (DC) : National Acid Precipitation Assessment Program.
- Dibb, J.E., Talbot, R.W, Scheuer, E., Seid, G., DeBell, L., Lefer, B., Ridley, B. 2003. Stratospheric influence on the northern North American free troposphere during TOPSE: ⁷Be as a stratospheric tracer. *Journal of Geophysical Research* 108:11.1-11.8, doi:10.1029/2001JD001347.
- Diem, J. 2004. Explanations for the spring peak in ground-level ozone in the southwestern United States. *Physical Geography* 25:105-129.
- Dorling, S.R., Davies, T.D., Pierce, C.E. 1992. Cluster analysis: A technique for estimating the synoptic meteorological controls on air and precipitation chemistry – Method and applications. *Atmospheric Environment* 26:2575-2581.
- Eder, B.K., Davis, J.M., Bloomfield, P. 1993. A Characterization of the Spatiotemporal Variation of Non-Urban Ozone in the Eastern United States. *Atmospheric Environment* 27:2645-2668.

[EMEP] Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe. 2005. The development of European surface ozone. Implications for a revised abatement policy. EMEP/CCC-Report 1/2005, Norwegian Institute for Air Research, Oslo (Norvège).

Environnement Canada. 1997. Ground Level Ozone and Its Precursors in Canada (1980-1993): Canadian 1996 NO_x/COV Science Assessment: Report of the Data Analysis Working Group. Dann, T., Summers, P. (éd.)

Environnement Canada. 2001. Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, 237 p.

Environnement Canada, 2004a. Évaluation Canada – États Unis portant sur le transport frontalier des particules. Toronto (Ont.) : Environnement Canada.

Environnement Canada. 2004b. Performance of Continuous PM_{2.5} Monitors at Canadian Monitoring Locations. Groupe de travail technique des gestionnaires du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique sur les technologies de mesure des matières particulaires, novembre 2004.

Environnement Canada. 2005a. Speciation Network Preliminary Data Features Report 2003-2005. Rapport interne de la Division des analyses et de la qualité de l'air, novembre 2005.

Environnement Canada. 2005b. Recent Trends in Ozone in Southern Ontario and Southern Quebec. Rapport interne de la Division des analyses et de la qualité de l'air, novembre 2005.

Environnement Canada. 2007. Direction générale des principaux contaminants atmosphériques, Division des données sur la pollution, Environnement Canada, Place Vincent Massey, Gatineau (Qc).

Environnement Canada. 2009. Évaluation canadienne 2008 de l'ammoniac atmosphérique d'origine agricole. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Fay, J.A., Kumar, S., Golomb, D. 1986. Annual and semi-annual anthropogenic sulphur budget for eastern North America. *Atmospheric Environment* 20:1497-1500.

Fehsenfeld, F., Calvert, J., Fall, R., Goldan, P., Guenther, A.B., Hewitt, C.N., Lamb, B., Liu, S., Trainer, M., Wetberg, H., *et al.* 1992. Emissions of Volatile Organic Compounds from Vegetation and the Implications for Atmospheric Chemistry. *Global Biogeochemical Cycles* 6:389-430.

Fiore, A., Jacob, D.J., Liu, H., Yantosca, R.M., Fairlie, T.D., Li, Q. 2003. Variability in surface ozone background over the United States: Implications for air quality policy. *Journal of Geophysical Research* 108:19.1-19.16, doi:10.1029/2003JD003855.

- Fiore, A.M., Jacob, D.J., Bey, I., Yantosca, R.M., Field, B.D., Wilkinson, J.G. 2002. Background ozone over the United States in summer: origin and contribution to pollution episodes. *Journal of Geophysical Research* 107:11.1-11.27, doi:10.1029/2001JD000982.
- Fuentes, J.D., Dann, T. 1994. Ground-Level Ozone in Eastern Canada: Seasonal Variations, Trends and Occurrences of High Concentrations. *Journal of the Air and Waste Management Association* 44:1019-1026.
- Fuentes, J.D., Dann, T.F. 1993. Ground-Level Ozone in Canada during 1980 to 1990. Rapport : ARD-93-010. Downsview (Ont.) : Service de l'environnement atmosphérique.
- Fuentes, J.D., den Hartog, G., Neumann, H.H., Dann, T.F., Puckett, K.J. 1996. Ambient biogenic hydrocarbon concentrations and isoprene emissions from deciduous forests. *Journal of Atmospheric Chemistry* 29:1-29.
- Fuentes, J.D., Wang, D., Gu, L. 1999. Seasonal Variations in Isoprene emissions from a Boreal Aspen forest. *Journal of Applied Meteorology* 38:855-869.
- Fuentes, J.D., Wang, D., Bowling, D., Potosnak, M., Monson, R.K., Goliff, W., Stockwell, W.R. 2007. Biogenic Hydrocarbon Chemistry Within and Above a Mixed Deciduous Forest. *Journal of Atmospheric Chemistry* 56:165-185.
- Fusco, A.C., Logan, J.A. 2003. Analysis of 1970-1995 trends in tropospheric ozone at Northern Hemisphere mid-latitudes with the GEOS-CHEM model. *Journal of Geophysical Research* 108:ACH 4-1-ACH 4-25, doi:10.1029/2002JD002742.
- Gégo, E., Porter, P.S., Gilliland, A., Rao, S.T. 2007. Observation-based assessment of the impact of nitrogen oxides emissions reductions on ozone air quality over the eastern United States. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 46:994-1008.
- Goldstein, A.H., Millet, D.B., McKay, M., Jaeglé, L., Horowitz, L., Cooper, O., Hudman, R., Jacob, D.J., Oltmans, S., Clarke, A. 2004. Impact of Asian emissions on observations at Trinidad Head, California, during ITCT 2K2. *Journal of Geophysical Research* 109, D23S17, doi:10.1029/2003JD004406.
- Canada. 2007. Rapport d'étape quinquennal : standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. janvier 2007.
- Canada. Ministère de la Santé, ministère de l'Environnement. 1999a. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant à l'ozone troposphérique – Rapport d'évaluation scientifique. Rapport préparé par le Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Canada. Ministère de la Santé, ministère de l'Environnement. 1999b. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant à l'ozone troposphérique – Rapport d'évaluation scientifique. Rapport préparé par le Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Helmig, D., Oltmans, S.J., Carlson, D., Lamarque, J.-F., Jones, A., Labuschagne, C., Anlauf, K., Hayden, K. 2007. A review of surface ozone in the polar regions. *Atmospheric Environment* 41:5138-5161.

Hessel, C. 2003. A climatological evaluation of elevated ozone levels at a background Site in the Foothills of Alberta, Canada. Présenté lors de la 96^e conférence annuelle de la Air and Waste Management Association, San Diego (CA).

[HTAP] Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution. 2010. Hemispheric Transport of Air Pollution 2010 Report. Préparé par la Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance. Accès : www.htap.org

Hudman, R.C., Jacob, D.J., Cooper, O.R., Evans, M.J., Heald, C.L., Park, R.J., Fehsenfeld, F., Flocke, F., Holloway, J., Huber, G., *et al.* 2004. Ozone production in transpacific Asian pollution plumes and implications for ozone air quality in California. *Journal of Geophysical Research* 109, D23S10, doi:10.1029/2004JD004974.

Jacob, D.J., Logan, J.A., Murti, P.P. 1999. Effect of rising Asian emissions on surface ozone in the United States. *Geophysical Research Letters* 26:2175-2178.

Jaffe, D.A., Parrish, D., Goldstein, A., Price, H., Harris, J. 2003. Increasing background ozone during spring on the west coast of North America. *Journal of Geophysical Research* 30, doi:10.1029/2003GL017024.

Jaffe, D., Bertschi, I., Jaegle, L., Novelli, P., Reid, J.S., Tanimoto, H., Vingarzan, R., Westphal, D.L. 2004. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions and impact on surface ozone in western North America. *Geophysical Research Letters* 31:L16106, doi:10.1029/2003JDO04436.

Jaffe, D., Tamura, S., Harris, J. 2005. Seasonal cycle, composition and sources of background fine particles along the west coast of the U.S. *Atmospheric Environment* 39:297-306.

Jenkin, M.E. 2008. Trends in ozone concentration distributions in the UK since 1990: Local, regional and global influences. *Atmospheric Environment* 42:5434-5445.

Jobson, B.T., Wu, Z., Niki, H., Barrie, L.A. 1994. Seasonal Trends of Isoprene, C₂-C₅ Alkanes, and Acetylene at a Remote Boreal Site in Canada. *Journal of Geophysical Research* 99:1589-1599.

- Lefohn, A.S., Oltmans, S.J., Dann, T. Singh, H.B. 2001. Present day variability of background ozone in the lower troposphere. *Journal of Geophysical Research* 9:9945-9958.
- Lehman, J., Swinton, K., Bortnick, S., Hamilton, C., Baldrige, E., Eder, B., Cox, B. 2004. Spatio-temporal characterization of tropospheric ozone across the Eastern United States. *Atmospheric Environment* 38:4357-4369.
- Lelieveld, J., van Aardenne, J., Fischer, H., de Reus, M., Williams, J., Winkler, P. 2004. Increasing ozone over the Atlantic Ocean. *Science* 304:1483.
- Li, Q., Jacob, D., Bey, I., Palmer, P., Duncan, B.N., Field, B.D., Martin, R.V., Fiore, A.M., Yantosca, R.M., Parrish, D.D., *et al.* 2002. Transatlantic transport of pollution and its effects on surface ozone in Europe and North America. *Journal of Geophysical Research* 107, doi:10.1029/2001JD001422.
- Lindskog, A., Kindbom, K. 2001. Ozone in Remote Areas: Seasonal Cycles. *In: Midgley, P., Reuther, M., Williams, M., Springer-Verlag, M. (éd.), EUROTRAC-2 Symposium2000 Proceedings, Berlin (Allemagne).*
- Lyons, W.A., Cole, H.S. 1976. Photochemical oxidant transport:mesoscale lake breeze and synoptic-scale aspects. *Journal of Applied Meteorology* 15:733-743.
- McKendry, I.G. 1993. Ground-Level Ozone in Montréal, Canada. *Atmospheric Environment* 27:93-113.
- McKendry, I.G. 2006. Background concentrations of PM_{2.5} and Ozone in British Columbia, Canada. Rapport de l'Université de la Colombie-Britannique préparé pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Vancouver (C.-B.)
- Meng, Z., Seinfeld, J.H. 1996. Time scales to achieve atmospheric gas-aerosol equilibrium for volatile species. *Atmospheric Environment* 16:2889-2900.
- Merrill, J.T. 1989. Atmospheric long-range transport to the Pacific Ocean. *Chemical Oceanography* 10:15-50.
- Monks, P.S. 2000. A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. *Atmospheric Environment* 34:3545-3561.
- Nowak, J.B., Parrish, D.D., Neuman, J.A., Holloway, J.S., Cooper, O.R., Ryerson, T.B., Nicks, D.K. Jr., Flocke, F., Roberts, J.M., Atlas, E., *et al.* 2004. Gas-phase characteristics of Asian emission plumes observed during ITCT 2K2 over the eastern North Pacific Ocean. *Journal of Geophysical Research* 109, doi:10.1029/2003JD004488.

- Olson, M.P., Oikawa, K.K. 1989. Interannual variability of transboundary sulphur flux. *Atmospheric Environment* 23:333-340.
- Olson, M.P., Voldner, E.C., Oikawa, K.K. 1983. Transfer matrices from the AES-LRT model. *Atmosphere Ocean* 31:344-361.
- Olszyna, K.J., Bailey, E.M., Simonaitis, R., Meagher, J.F. 1994. Ozone and NO_y Relationships at a Rural Site. *Journal of Geophysical Research* 99:14557-14563.
- Oltmans, S.J., Lefohn, A.S., Harris, J.M., Galbally, I., Scheel, H.E., Bodeker, G., Brunke, E., Claude, H., Tarasick, D., Johnson, B.J., *et al.* 2006. Long-term changes in tropospheric ozone. *Atmospheric Environment* 40:3156-3173.
- Paraskevopoulos, G., Singleton, D.L., McLaren, R. 1995. Hydrocarbon Reactivity Scales: A Critical Review. Rapport n° ER-1344-955 du Conseil national de recherches du Canada, mars 1995.
- Pryor, S.C., McKendry, I.G., Steyn, D.G. 1995. Synoptic-Scale Meteorological Variability and Surface Ozone Concentrations in Vancouver, British Columbia. *Journal of Applied Meteorology* 34:1824-1833.
- Raven, H. 2004. ⁷Be as a Tracer of Stratospheric Contribution to Ground Level Ozone at Harlech, Alberta. 39^e congrès annuel de la Société canadienne de météorologie et d'océanographie. Vancouver (C.-B.) : Société canadienne de météorologie et d'océanographie.
- Rizzo, M.J., Scheff, P.A. 2004. Assessing ozone networks using positive matrix factorization. *Environmental Progress* 23:110-119.
- Roberts, J.M., Flocke, F., Chen, G., de Gouw, J., Holloway, J.S., Hubler, G., Neuman, J.A., Nicks, D.K., Jr., Nowak, J.B., Parish, *et al.* 2004. Measurement of peroxy-carboxylic nitric anhydrides (PANs) during the ITCT 2K2 aircraft intensive experiment. *Journal of Geophysical Research* 109, doi:10.1029/2004JD004960.
- Savoie, D.L., Prospero, J.M., Salzman, E.S. 1989. Nitrate, non-seasalt sulfate and methanesulfonate over the Pacific Ocean. *Chemical Oceanography* 10:220-251.
- Schichtel, B.A., Husar, R.B. 2001. Eastern North American transport climatology during high- and low-ozone days. *Atmospheric Environment* 35:1029-1038.
- Simmonds, P., Derwent, R., Manning, A., Spain, G. 2004. Significant growth in surface ozone at Mace Head, Ireland. 1987-2003. *Atmospheric Environment* 38:4769-4778.
- Singh, H.B., Ludwig, F.L., Johnson, W.B. 1978. Tropospheric ozone: concentrations and variabilities in clean remote atmospheres. *Atmospheric Environment* 12:2185-2196.

Sirois, A. 1998. A Brief and Biased Overview of Time-Series Analysis or How to Find that Evasive Trend. *In: Proceedings of the Workshop on Advanced Statistical Methods and their Application to Air Quality Data Sets*, (Helsinki, du 14 au 18 septembre 1998). Rapport WMO TD n° 956. Genève (Suisse) : Organisation météorologique mondiale.

Streets, D.G., Tsai, N.Y., Akimoto, H., Oka, K. 2001. Trends in emissions of acidifying species in Asia, 1985-1997. Part 2. *Water, Air, Soil Pollution* 130:187-192.

Tanimoto, H. 2007. Interannual variations and recent trends of surface ozone in East Asia: Integrated observations and chemical transport model analysis. National Institute for Environmental Studies (Japon). Présenté lors de l'atelier du groupe de travail mixte sur le transport hémisphérique de la pollution atmosphérique de l'Organisation météorologique mondiale, Genève (Suisse), du 24 au 26 janvier 2007.

Tarasick, D.W., Fioletov, V.E., Wardle, D.I., Kerr, J.B., Davies, J. 2005. Changes in the vertical distribution of ozone over Canada from ozone sondes: 1980-2001. *Journal of Geophysical Research* 110:D02304.

Thompson, M.L., Reynolds, J., Cox, L.H., Guttorp, P., Sampson, P.D. 2001. A review of statistical methods for the meteorological adjustment of tropospheric ozone. *Atmospheric Environment* 35:617-630.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1998. Reference Method for Determination of Fine Particulate matter as PM_{2.5} in the Atmosphere. Environmental Protection Agency des États-Unis.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1999. 2^e éd. Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air. Environmental Protection Agency des États-Unis, EPA/625/R-96/010b, janvier 1999.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2003. National Air Quality and Emissions Trends Report, 2003 Special Studies Edition, EPA 454/R-03-005. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006a. NO_x Budget Trading Program: 2005 Program Compliance and Environmental Results. Office of Air Quality Planning and Standards et Office of Atmospheric programs, EPA430-R-06-013, septembre 2006.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006b. COV Fugitive Losses: New Monitors, Emission Losses, and Potential Policy Gaps. *In: Proceedings of Workshop*, Research Triangle Park.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2007. National Emissions Inventory (NEI) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Assessment Division, Emissions Inventory and Analysis Group.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008. NO_x Budget Trading Program Report: 2007 Compliance and Environmental Results. Washington (DC) : Office of Air and Radiation, Office of Atmospheric Programs, Clean Air Markets Division. EPA-430-R-08-008, décembre 2008.

Vet, R., Brook, J., Ro, C., Shaw, M., Narayan, J., Zhang, L., Moran, M., Lusi, M. 2005. Chapitre 3 : Les réactions de l'atmosphère suite aux changements dans les émissions. *In*: Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Vet, R., Ro, C.-U. 2008. Contribution of Canada-United States transboundary transport to wet deposition of sulphur and nitrogen oxides – A mass balance approach. *Atmospheric Environment* 42:2518-2529.

Vingarzan, R., Fleming, S., Meyn, S., Schwarzhoff, P., Belzer, W. 2007. Qualité atmosphérique et transport transfrontalier à Christopher Point, Colombie-Britannique. Service météorologique du Canada, Environnement Canada.

Vingarzan, R. 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38:3431-3442.

Vingarzan, R., Taylor, B. 2003. Trend analysis of ground level ozone in the greater Vancouver/Fraser Valley area of British Columbia. *Atmospheric Environment* 37:2159-2171.

Vukovich, F.M., Fishman, J. 1986. The climatology of summertime O₃ and SO₂ (1977-1981). *Atmospheric Environment* 20:2423-2433.

Walker, J.T., Robarge, W.P., Shendrikarc, A., Kimball, H. 2004. Ambient ammonia and ammonium aerosol across a region of variable ammonia emission density. *Atmospheric Environment* 38:1235-1246.

Wang, D.K., Austin, C.C. 2006. Determination of Complex Mixtures of COV in Ambient Air: An Overview. *Analytical & Bioanalytical Chemistry* 386:1089-1098.

Wang, D.K., Austin, C.C. 2006a. Determination of Complex Mixtures of COV in Ambient Air: Canister Technology. *Analytical & Bioanalytical Chemistry* 386:1099-1120.

Winkler, P. 1988. Surface ozone over the Atlantic. *Journal of Atmospheric Chemistry* 7:73-91.

Wolff, G.T., Lioy, P.J., Wight, G.D., Meyers, R.E., Cederwall, R.T. 1977. An investigation of long-range transport of ozone across the Midwestern and Eastern United States. *Atmospheric Environment* 11:797-802.

Wolff, G., Lioy, P.J. 1980. Development of an ozone river associated with synoptic scale episodes in the Eastern United States. *Environmental Science. and Technology* 14:1257-1260.

Yienger, J.J., Galanter, M., Holloway, T.A., Phadinx, M.J., Guttikunda, S.K., Carmichael, G.R., Moxim, W.J., Levy II, H. 2000. The episodic nature of air pollution transport from Asia to North America. *Journal of Geophysical Research* 105:931-945.

Yu, X.-Y., Lee, T., Ayres, B., Kreidenweis, S., Malm, W., Collett, J.L.-Jr. 2006. Loss of fine particle ammonium from denuded nylon filters. *Atmospheric Environment* 40:4797-4809.

Zbinden, R., Cammas, J.-P., Thouret, V., Nedelec, P., Karcher, F., Simon, P. 2006. Mid-latitude Tropospheric Ozone Columns from the MOZAIC program: climatology and interannual variability. *Atmospheric Chemistry and Physics* 6:1053-1073.

Zhang, L., Vet, R., Wiebe, A., Mihele, C., Sukloff, B., Chan, E., Moran, M.D., Iqbal, S. 2008. Characterization of the size-segregated water-soluble inorganic ions at eight Canadian rural sites. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8:7133-7151.

CHAPITRE 4 : Émissions et sources des précurseurs du smog

Auteurs : David Niemi, chef, Établissement de rapports d'inventaire sur les émissions et sensibilisation,

Patrick George, ingénieur de programmes, Direction générale des sciences et de la technologie (Environnement Canada)

MESSAGES CLÉS ET INCIDENCES

- Les émissions de la plupart des précurseurs du smog ont diminué entre 1985 et 2006, sauf l'ammoniac. Les émissions de fines matières particulaires primaires sont restées assez stables sur cette période.
- Les projections actuelles d'émissions de précurseurs du smog indiquent des réductions continues à l'avenir, à l'exception de l'ammoniac et des composés organiques volatils (COV).
- Les efforts passés et actuels de réduction des émissions provenant des principales sources industrielles et commerciales sont en train d'être contrebalancés par les récentes augmentations importantes dans les secteurs pétroliers.
- Alors que les inventaires d'émissions répertorient correctement les émissions des sources ponctuelles, des efforts supplémentaires sont nécessaires pour améliorer les estimations des émissions pour les sources diffuses (ou étendues).
- Afin de mieux assister la modélisation de la qualité de l'air, des améliorations sont nécessaires pour mieux caractériser les émissions (par exemple la spéciation des matières particulaires et des composés organiques volatils (COV), ainsi que la distribution temporelle et spatiale des émissions).
- Les projections d'émissions actuelles doivent être mises à jour pour refléter les dernières conditions et projections économiques à l'aide de la plateforme ministérielle de modélisation économique jusqu'en 2020 ou 2030.

4.1 Introduction

Le Canada compile des inventaires complets des émissions pour les substances suivantes, y compris les précurseurs et les éléments qui contribuent à la formation du smog :

- Principaux contaminants atmosphériques (PCA) : matières particulaires totales (MPT), matières particulaires dont le diamètre est inférieur à 10 µm (PM₁₀), matières particulaires dont le diamètre est inférieur à 2,5 µm (PM_{2,5}), oxydes de soufre (SO_x), oxydes d'azote (NO_x), composés organiques volatils (COV), monoxyde de carbone (CO) et ammoniac (NH₃)
- Métaux lourds (ML) : mercure, cadmium et plomb
- Polluants organiques persistants (POP) : 4 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dioxines et furanes (PCDD/PCDF) et hexachlorobenzène (HCB)

Les principaux contaminants atmosphériques des oxydes de soufre (SO_x), des oxydes d'azote (NO_x), des composés organiques volatils (COV), de l'ammoniac (NH₃) et, dans une certaine mesure, des matières particulaires primaires (matières particulaires totales, PM₁₀, PM_{2,5}) sont des précurseurs de l'ozone troposphérique (O₃) et des matières particulaires (MP), qu'ils contribuent également à former et dont ils définissent les concentrations ambiantes. Les inventaires des émissions des principaux contaminants atmosphériques sont répertoriés tous les ans depuis 2002 et régulièrement depuis 1970, à savoir tous les deux ans entre 1970 et 1980, puis tous les cinq ans de 1980 à 2000. Les inventaires des émissions à partir de 1985 ont été mis à jour à l'aide des dernières méthodes d'estimation et des inventaires annuels ont été mis sur pied pour permettre des comparaisons et des analyses de tendances au fil du temps.

L'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) et l'inventaire des émissions de gaz à effet de serre (GES) sont les deux autres publications ou inventaires d'émissions principaux effectués par Environnement Canada. L'inventaire des émissions de gaz à effet de serre répertorie les émissions des substances contribuant aux changements climatiques mondiaux et à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique; il est complet, mais il ne sera pas abordé en détail dans le présent chapitre.

L'Inventaire national des rejets de polluants est un inventaire des rejets et des transferts de plus de 300 substances déclarés par les installations industrielles et commerciales respectant les exigences en matière de déclaration. L'Inventaire national des rejets de polluants n'est pas exhaustif, car il est axé principalement sur les rejets des installations individuelles. Les émissions des principaux contaminants atmosphériques par les installations sont déclarées dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants depuis 2002. Les émissions des sources ponctuelles font partie de l'inventaire complet des émissions des principaux contaminants atmosphériques, qui comprend également les données relatives aux sources étendues et non ponctuelles. Il convient d'être prudent à l'heure de comparer les niveaux d'émissions entre l'Inventaire national des rejets de polluants et l'inventaire des principaux contaminants atmosphériques, car leur objectif, leur méthode de calcul, leur organisation et leur exhaustivité varient.

Les inventaires exhaustifs des émissions des principaux contaminants atmosphériques contribuant à l'ozone troposphérique et aux matières particulaires fines (PM_{2,5}) dans l'air ambiant sont effectués à l'aide de méthodes comparables à celles utilisées aux États-Unis et dans d'autres pays du monde. Le Canada échange continuellement des données et des méthodologies relatives à l'inventaire sur les émissions avec l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA). Les renseignements sur les émissions sont également transmis tous les ans à la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU) et à d'autres organismes dans le cadre de différents protocoles et ententes signés et ratifiés par le Canada. Par l'intermédiaire de cet échange d'information, le Canada et les autres pays peuvent modéliser la qualité de l'air, quantifier les influences transfrontalières, ainsi que caractériser et prédire de façon plus efficace l'ozone troposphérique et les matières particulaires dans l'air ambiant.

Le Canada a travaillé en permanence sur l'amélioration des inventaires des émissions, des méthodologies et des modèles d'estimation, en collaboration avec l'industrie et l'Environmental Protection Agency des États-Unis pour aller toujours plus loin. Les méthodes utilisées pour calculer les sources étendues sont mises à jour avec les dernières données disponibles auprès des différents organismes partenaires. Certains des secteurs récemment mis à jour sont les suivants : les véhicules routiers, les moteurs hors route et les sables bitumineux (vous trouverez une liste plus complète dans la section 4.5). En ce qui concerne les émissions industrielles et commerciales, Environnement Canada collabore avec l'industrie et les associations pour mettre à jour les méthodologies d'estimation et procéder à des essais. Dernièrement, le secteur du pétrole et du gaz en amont, ainsi que le secteur des pâtes et papiers ont été mis à jour dans le cadre de ces travaux.

D'autres données et d'autres détails sur les inventaires des émissions, les données historiques et les projections sont disponibles sur le site Web d'Environnement Canada à l'adresse : www.ec.gc.ca/inrpnri/.

4.1.1 Organisation du chapitre

Ce chapitre sera axé sur les émissions de précurseurs du smog, principalement au Canada, mais contiendra également des données sur les tendances aux États-Unis. Il donne un aperçu de l'évolution des inventaires des émissions au Canada, des projections des précurseurs du smog et une analyse des changements des niveaux d'émissions. Son but n'est pas de constituer un traité exhaustif concernant le développement d'inventaires sur les émissions.

Vous trouverez d'abord un résumé des conclusions des évaluations précédentes (section 4.2), car un grand nombre des mises à jour sur les émissions découlent des recommandations issues de ces rapports précédents. Des données sont fournies concernant la façon dont les inventaires des émissions sont mis à jour dans le contexte canadien par rapport aux sources ponctuelles et étendues (ou non ponctuelles), l'accent étant mis sur les principaux polluants atmosphériques (décrits dans la section 4.3) et sur certains secteurs particulièrement intéressants (section 4.4). Il s'ensuit une discussion sur les améliorations qui ont été apportées aux derniers inventaires des émissions

(section 4.5). Les émissions de précurseurs du smog, de leurs sources et de leur distribution spatiale au Canada à partir des inventaires de 2005 sont abordées à la section 4.6. La section 4.7 se concentre sur les tendances et les prévisions d'émissions à l'horizon 2015 au Canada et aux États-Unis. Le chapitre se termine dans la section 4.8 par un résumé et des recommandations concernant les travaux à venir.

4.2 Conclusions des évaluations précédentes

Un certain nombre d'évaluations scientifiques ont porté par le passé sur les émissions, les sources de smog et les composés précurseurs du smog : évaluation scientifique du NO_x /des composés organiques volatils (COV) en 1996 (CCME, 1997); évaluations scientifiques de l'ozone (O_3) et des matières particulaires en 1999 par le groupe de travail fédéral-provincial sur les objectifs et les directives en matière de qualité de l'air (WGAQOG, 1999a, b); examen scientifique des matières particulaires et de l'ozone (O_3) en 2003 pour les standards pancanadiens (CCME, 2003a, b); rapport de 2001 sur la contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada (Environnement Canada, 2001); évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules en 2004 (Environnement Canada, 2004); et science des matières particulaires pour les décideurs (NARSTO, 2004). En 2005, la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique (NARSTO) a également effectué des recherches sur l'amélioration des inventaires des émissions pour une gestion efficace de la qualité de l'air (NARSTO, 2005). Les données sur les émissions présentées dans ce chapitre sont fondées sur les connaissances tirées de ces évaluations passées sur les émissions canadiennes de matières particulaires et de polluants précurseurs qui forment les matières particulaires secondaires et l'ozone (O_3). Les conclusions fondamentales de ces évaluations passées sont discutées dans les sections suivantes.

4.2.1 Émissions de précurseurs de l'ozone

La liste suivante est un résumé des découvertes des rapports d'évaluation précédents sur les émissions d'ozone et de ses précurseurs :

- Les émissions des composés précurseurs de l'ozone (O_3) varient au Canada en fonction des régions et des saisons.
- Les émissions anthropiques de gaz précurseurs de l'ozone (O_3), de NO_x et de composés organiques volatils (COV) ont décliné entre 1980 et 1995, même si les émissions ont évolué dans des proportions différentes dans l'ensemble du Canada.
- Les diminutions observées de la concentration d'oxyde nitrique (NO) dans les zones urbaines correspondent surtout à une réduction des émissions dues aux véhicules à moteur.

- Les émissions biogéniques totales de composés organiques volatils (COV) sont environ cinq fois supérieures à la contribution des sources de composés organiques volatils (COV) anthropiques. En revanche, dans la plupart des zones urbaines du Canada, les composés organiques volatils (COV) anthropiques dépassent les émissions biogéniques.
- Dans l'inventaire des émissions nationales canadiennes de 1990, un niveau d'incertitude d'environ 20 % était associé aux estimations d'émissions de NO_x; le niveau d'incertitude pour les émissions de composés organiques volatils (COV) était supérieur à 20 %.

4.2.2 Émissions de matières particulaires et de leurs précurseurs

La liste suivante est un résumé des découvertes des rapports d'évaluation précédents sur les émissions de matières particulaires et de leurs précurseurs :

- Les émissions des composés des matières particulaires et des précurseurs des matières particulaires varient au Canada en fonction des régions et des saisons.
- Les émissions des PM_{2,5} primaires sont principalement issues de sources à ciel ouvert (non ponctuelles) comme des incendies de forêt, de la poussière et des processus agricoles et, dans une moindre mesure, de sources comme les installations industrielles, la combustion de carburant non industriel, les transports et la production d'énergie. (Voir la section 4.4.2.3 pour plus d'information sur le secteur des sources à ciel ouvert.)
- En ce qui concerne les matières particulaires, les émissions des particules grossières (de PM_{2,5} à PM₁₀) sont principalement le résultat de sources naturelles comme des tempêtes de poussière, le sel marin et des incendies de forêt, ainsi que de sources anthropiques comme la combustion de combustibles fossiles, la construction et les sels de voirie.
- Le SO_x est le contributeur le plus important de la formation estivale de PM_{2,5} secondaires dans l'est du Canada. Les sources principales de SO_x sont les activités industrielles, la production d'électricité, les transports et la combustion d'autres combustibles.
- Les transports sont la source la plus importante d'émissions de NO_x, un des principaux contributeurs de la formation de matières particulaires. Les sources industrielles, la production d'énergie et les activités de combustion d'autres combustibles contribuent également aux émissions de NO_x.
- Les émissions de NH₃ sont principalement attribuables aux activités agricoles et, dans une bien moindre mesure, aux sources industrielles.
- En Amérique du Nord, les émissions de SO_x et de NO_x sont principalement concentrées dans le Midwest industriel, dans le nord-est des États-Unis, dans le sud de l'Ontario et dans le sud du Québec. Quant aux émissions de NH₃, elles sont habituellement principalement concentrées dans le sud de l'Ontario, le sud du Québec et le centre du Midwest (États-Unis).

4.2.3 Évaluation de l'inventaire des émissions de la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique

La Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique (NARSTO) a publié en 2005 une évaluation (NARSTO, 2005) donnant un aperçu plus approfondi de l'histoire des inventaires des émissions et des raisons expliquant leur rendement passé et actuel. Les points suivants tirés du rapport de la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique résument les points faibles fondamentaux des inventaires des émissions en matière de gestion de la qualité de l'air ambiant en Amérique du Nord :

- L'assurance de la qualité et les procédures de contrôle de la qualité ne sont pas strictement appliquées dans le développement de la majorité des modèles et des inventaires des émissions. En outre, la documentation des incertitudes et des sources de données dans les inventaires des émissions n'est pas appropriée.
- Il existe des incertitudes importantes en ce qui concerne les inventaires des sources de données, en particulier par rapport à la spéciation des composés organiques volatils (COV), à la magnitude des émissions de CO et à la tendance temporaire des émissions de NO_x.
- Les émissions pour un grand nombre de catégories importantes comme les particules fines et leurs précurseurs, les émissions biogéniques, les polluants atmosphériques toxiques, le NH₃, les émissions fugitives, la combustion de biomasse à l'air libre et un grand nombre d'autres sources étendues sont incertaines et mal caractérisées.
- Les estimations des émissions sont souvent fondées sur un petit nombre de mesures des émissions qui peut ne pas être représentatif de l'activité réelle, parce que les échantillons ne couvrent pas correctement l'éventail des tendances réelles des activités ou parce que les méthodes de mesure n'ont pas pour objectif de capturer ces tendances. Par conséquent, la précision et l'exactitude des estimations tirées de ces mesures sont limitées.
- Le processus d'élaboration de l'information sur les émissions avec la résolution spatiale et temporelle nécessaire pour une modélisation de la qualité de l'air propre aux lieux pose problème et constitue une source d'incertitude non quantifiée dans les résultats de la modélisation.
- Les méthodes utilisées pour estimer les émissions des espèces chimiques individuelles dans un grand nombre de modèles d'émissions sont obsolètes et produisent des estimations peu fiables.
- Les inventaires des émissions actuels ne sont pas élaborés et mis à jour en temps opportun.
- Les différences entre les inventaires actuels des émissions en Amérique du Nord sont source de difficultés pour une gestion conjointe de la qualité de l'air. (Les « différences » résident dans les émissions estimées pour certaines sources étendues, par exemple la poussière des routes et la combustion résidentielle de bois, où les différences statistiques et au niveau des facteurs d'émissions ont entraîné des discontinuités des niveaux d'émissions le long des frontières entre pays.)

Néanmoins, le rapport de la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique sur le statut des inventaires des émissions nord-américaines a également répertorié, outre les points faibles mentionnés ci-dessus, les points forts suivants :

- Les sources principales d'émissions ayant un effet sur la qualité de l'air sont bien caractérisées.
- Les inventaires des émissions et les modèles pour l'Amérique du Nord peuvent fournir des estimations quantitatives des émissions au niveau national, des États, des provinces et des comtés.
- On peut faire confiance aux données sur les émissions de SO₂, de NO_x et de dioxyde de carbone (CO₂) par les unités de production d'électricité grâce à l'élaboration et au déploiement de Systèmes de surveillance continue des émissions (SSCE) dans ces installations.
- Les tendances en matière d'émissions au fil du temps peuvent être utilisées pour évaluer l'efficacité des stratégies et des projets de contrôle.

4.3 Polluants précurseurs du smog

4.3.1 Oxydes de soufre (SO_x)

Les oxydes de soufre sont la somme de différents gaz : le dioxyde de soufre (SO₂) et le trioxyde de soufre (SO₃). Les oxydes de soufre sont émis naturellement (p. ex. volcans et processus biologiques) et par des sources anthropiques, le secteur de la fusion des métaux communs représentant environ 35 % des émissions nationales de SO₂ du Canada en 2006.

4.3.2 Oxydes d'azote (NO_x)

Les oxydes d'azote (NO_x) sont la somme de différents gaz : l'oxyde nitrique (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). Les NO_x sont un sous-produit de la combustion à température élevée et des réactions biologiques dans le sol. Au Canada, le secteur des transports est le contributeur principal concernant les émissions de NO_x, représentant 54 % des émissions nationales en 2006. Les autres sources principales sont les centrales électriques, les sources de combustion et les opérations de fusion des métaux.

4.3.3 Ammoniac (NH₃)

L'ammoniac (NH₃) est l'espèce chimique alcaline dans la phase gazeuse la plus abondante dans la troposphère. Les émissions de NH₃ devraient augmenter, alors que celles d'autres gaz précurseurs (p. ex. le SO₂ ou les NO_x) devraient diminuer en raison des stratégies existantes de contrôle des émissions. Par conséquent, l'importance du NH₃ dans la formation du smog pourrait s'accroître. L'activité agricole est la source principale de NH₃ et est responsable d'environ 90 % des émissions nationales.

4.3.4 Émissions directes de matières particulaires (PM₁₀ et PM_{2.5})

Les matières particulaires sont constituées de petites masses distinctes de matériau solide ou liquide dispersées individuellement dans l'atmosphère. Les matières particulaires directes font référence aux particules émises dans l'atmosphère, à la différence des particules qui se forment de façon secondaire par l'intermédiaire de processus chimiques atmosphériques. Seules les fractions les plus fines (PM₁₀, PM_{2.5}) de matière particulaire seront abordées, car ce sont celles qui ont le plus d'influence sur la qualité de l'air et qu'elles composent la masse totale des matières particulaires. Les sources à ciel ouvert (telles qu'elles sont décrites à la section 4.4.2.3) sont celles qui contribuent le plus à la fois aux PM₁₀ et aux PM_{2.5}. La contribution des sources à ciel ouvert en ce qui concerne les PM₁₀ est d'environ 90 %, alors qu'elle est d'environ 61 % pour les PM_{2.5} (chiffres de 2006).

4.3.5 Composés organiques volatils (COV)

Les composés organiques volatils (COV) sont des composés carbonés qui participent aux réactions photochimiques de l'atmosphère et/ou se divisent en aérosols atmosphériques. Les composés organiques volatils (COV) peuvent être sous-divisés comme suit : composés organiques volatils gazeux, qui sont dans la phase gazeuse dans les conditions ambiantes; composés organiques semi-volatils, qui se divisent entre la phase gazeuse et la phase d'aérosols dans les conditions ambiantes; et composés organiques non volatils, qui existent seulement dans la phase d'aérosols dans les conditions ambiantes. Le secteur des transports est responsable de plus de 30 % des émissions de composés organiques volatils (COV) en 2006 dans la portion canadienne de la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) du centre et du sud de l'Ontario, du sud du Québec, du district de Columbia et de 18 États américains (Commission mixte internationale, 2008). Au niveau national, les secteurs industriels, en particulier la production de pétrole et de gaz, contribuent à hauteur de 35 % environ aux émissions de 2006.

4.4 Déclaration dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants et processus d'inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques

Les inventaires des émissions sont une compilation des estimations pour les sources ponctuelles, étendues et mobiles, qui sont combinées pour former l'inventaire exhaustif général. Les installations établissant une déclaration dans le cadre du programme de déclaration obligatoire de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) constituent les sources ponctuelles. Les données déclarées comprennent les rejets depuis différents points, par exemple les cheminées inférieures à 50 m de hauteur ou d'autres sources d'émission de niveau inférieur, fugitives, provenant du stockage ou d'autres encore. La spéciation des composés organiques volatils (COV) est également déclarée en vertu de l'Inventaire national des rejets de polluants.

À partir de 2002, on a demandé aux installations atteignant les seuils d'émission et remplissant d'autres conditions de déclarer leurs émissions de principaux contaminants atmosphériques à l'Inventaire national des rejets de polluants. Les pouvoirs en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, 1999 (LCPE 1999) ont été utilisés pour ajouter ces émissions à l'Inventaire national des rejets de polluants, permettant aux installations d'estimer leurs propres émissions et de faciliter une utilisation plus large d'inventaires détaillés, au niveau de l'installation.

La déclaration des émissions est obligatoire lorsque ces dernières atteignent ou dépassent des seuils allant de 300 kg pour les PM_{2,5} à 20 tonnes pour le SO_x, le NO_x et les matières particulaires totales. À partir de 2003, les exigences ont changé; il est devenu obligatoire de déclarer 60 espèces de composés organiques volatils (COV) (isomères, composés et groupes de composés) et l'exemption concernant le secteur du pétrole et du gaz en amont a été levée. Cela a entraîné la déclaration d'environ 10 000 installations à l'Inventaire national des rejets de polluants en 2005, contre environ 2 600 en 2001. Des détails sur les déclarations, les bases de données des renseignements déclarés et d'autres renseignements sont à disposition sur le site Web d'Environnement Canada (www.ec.gc.ca/pdb/npri/).

Les sources étendues et mobiles sont estimées à l'aide de différentes méthodes et statistiques et de divers facteurs d'émissions et modèles. Le mode d'estimation des émissions du Canada est compatible avec celui des États-Unis et de la plupart des pays de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe. Certaines variations des méthodologies sont utilisées pour tenir compte des données disponibles, des différences de technologie, des régimes de contrôle des émissions et des conditions météorologiques.

Les inventaires des émissions des principaux contaminants atmosphériques sont préparés par Environnement Canada en collaboration avec les experts provinciaux, territoriaux et régionaux en matière d'inventaire des émissions, dans le but de s'assurer que l'inventaire représente au mieux les émissions de l'année en question. Le processus d'inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques est long et très détaillé, car il implique d'examiner toutes les émissions déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants, d'obtenir des statistiques, d'estimer les sources étendues,

de rechercher et d'élaborer de nouvelles méthodologies et améliorations, et de rapprocher les émissions ayant une source ponctuelle et étendue. L'inclusion des estimations concernant les émissions ayant une source étendue entraîne une meilleure exhaustivité des inventaires des émissions.

4.4.1 Sources ponctuelles

Les émissions émanant de sources ponctuelles sont celles qui sont identifiées et spécifiquement déclarées pour une installation individuelle. Au Canada, on obtient ces données auprès des installations soumises au programme obligatoire de déclaration en vertu de l'Inventaire national des rejets de polluants. Par la suite, elles sont intégrées dans les inventaires des émissions des principaux contaminants atmosphériques. En parallèle avec le programme de l'Inventaire national des rejets de polluants, les renseignements sont analysés pour s'assurer que les estimations concernant chaque installation ne contiennent pas d'erreurs de déclaration (p. ex. des unités erronées) et que les variations annuelles très importantes sont exactes et non dues à un mauvais calcul.

Les estimations des émissions pour les sources ponctuelles sont analysées plus en profondeur pour assurer leur exhaustivité. Par exemple, si le seuil de déclaration a été atteint pour l'un des précurseurs du smog, les émissions non déclarées doivent être correctement prises en compte dans les estimations des émissions provenant de sources étendues afin d'éviter une double comptabilisation de ces émissions. Si les tentatives d'estimation et d'attribution des émissions non déclarées aux installations pourraient améliorer les données aux fins de modélisation de la qualité de l'air, les données disponibles sont insuffisantes pour évaluer avec précision les niveaux d'émissions. Dans de nombreux cas, on part du principe que les niveaux d'émissions n'auraient pas des répercussions importantes sur les résultats du modèle et qu'on ne dispose pas des ressources nécessaires pour procéder à ces calculs détaillés sur plus de 8 500 installations tous les ans.

Les estimations des émissions émanant de sources étendues sont également utilisées pour répertorier les émissions qui ne sont pas déclarées par les installations dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants. Par exemple, dans le secteur de la combustion de carburants commerciaux, un grand nombre d'entreprises respectent les exigences de déclaration pour le NO_x mais, en raison de la faible concentration de soufre dans les carburants, ne sont pas tenues de déclarer les émissions de SO_x . Ces émissions de SO_x sont ensuite prises en compte dans les estimations concernant les sources étendues pour les carburants brûlés dans ce secteur.

Pour l'inventaire de 2005 des émissions des principaux contaminants atmosphériques concernant les précurseurs du smog, les émissions des installations déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants représentaient une fourchette haute d'environ 90 % des émissions de SO_x et une fourchette basse d'environ 15 % des émissions de composés organiques volatils (COV). Les installations représentaient 38 % des émissions de NO_x , 36 % des émissions de NH_3 , et 23 % à 28 % des émissions des trois fractions de matières particulaires. Ces contributions relatives des émissions des installations déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants étaient attendues, car des sources comme les transports, l'utilisation résidentielle des combustibles, etc. ne sont pas tenues d'être déclarées à

L'Inventaire national des rejets de polluants. En outre, dans certains secteurs comme celui du pétrole et du gaz en amont, il existe de nombreuses sources qui n'atteignent pas individuellement les exigences de déclaration mais qui, en raison de leur nombre (plus de 3 700 installations de pétrole et de gaz en amont déclarent à l'Inventaire national des rejets de polluants), sont des contributeurs relativement importants à l'inventaire des émissions.

4.4.2 Sources non ponctuelles

Les sources non ponctuelles sont souvent nombreuses et se produisent sur des zones importantes. Les sources non ponctuelles comprennent les sources étendues et naturelles, ainsi que les transports. Elles sont souvent répertoriées ou estimées sur la base de calculs ou de résultats modélisés. Il convient également de noter que les calculs concernant les sources étendues sont effectués pour la plupart des secteurs, même ceux pour qui les données sont déclarées dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants. Cela est fait pour assurer une couverture complète des émissions des secteurs lorsque les émissions ponctuelles et non ponctuelles sont rapprochées.

Aux fins de discussion, les sources non ponctuelles sont divisées en sources étendues, sources du secteur des transports, sources à ciel ouvert et sources naturelles.

4.4.2.1 Sources étendues

Les inventaires canadiens des émissions concernant les précurseurs du smog comprennent plus de 60 sources non ponctuelles ou étendues, par exemple la combustion de combustibles dans les différents secteurs industriels, commerciaux et résidentiels, la combustion résidentielle de bois et un grand nombre de catégories relatives à l'utilisation de solvant. Un grand nombre de ces secteurs comprennent également des sous-catégories afin d'améliorer encore les estimations des émissions. Par exemple, le secteur agricole contient des sous-catégories pour le type de bétail, la source des émissions, le type de bâtiments abritant le bétail, ainsi que la fermentation et l'épandage du fumier.

Les inventaires exhaustifs des émissions d'Environnement Canada en matière de précurseurs (www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=fr&n=F2B66EB1-1) dépendent largement des données quantitatives produites par Statistique Canada pour le calcul des estimations des émissions pour les sources étendues. Voici quelques exemples des types d'information statistique utilisés : consommation de carburant, population, information sur les quantités de constructions, données sur l'exploitation minière, production de ciment, etc.

Environnement Canada et Statistique Canada travaillent en collaboration pour assurer un flux continu d'information permettant de répondre aux besoins de déclaration des émissions du pays et de déterminer si d'autres données collectées par Statistique Canada pourraient être utiles à Environnement Canada. Les inventaires des émissions nécessitent et utilisent des renseignements sur la quantité physique, et non des données sur la valeur économique ou en dollars. Essayer d'utiliser la valeur en dollars des dépenses ou du produit intérieur brut pour le secteur/l'activité afin de dériver les

quantités d'émissions ajoute un autre niveau de difficulté et d'erreur potentielle aux calculs en raison de facteurs comme l'inflation, la variation du prix des produits de base en réponse à l'offre et à la demande, ainsi que le besoin de tenir compte des importations et des exportations. La construction est un bon exemple de cette complexité. On connaît la valeur en dollars en ce qui concerne les dépenses de construction routière, mais il faut ensuite la convertir pour obtenir la longueur de route vraiment construite et les matériaux enlevés et transportés.

Les estimations des sources étendues pour les secteurs industriels et commerciaux suivent principalement les méthodologies publiées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (2008) dans son manuel intitulé « Compilation of Air Pollutant Emission Factors » (AP 42). Certaines variations interviennent en raison de différences dans les données statistiques disponibles et dans les résultats des études spécifiques d'enquête sur les émissions des secteurs. La section 4.5 répertorie une grande partie des secteurs sur lesquels Environnement Canada a travaillé depuis l'évaluation scientifique du NO_x/des composés organiques volatils (COV) (CCME, 1997) dans le but d'améliorer les inventaires des émissions. Le travail sur ces secteurs a entraîné une amélioration des méthodologies, une mise à jour des facteurs d'émissions et/ou un perfectionnement de la répartition géographique des émissions sur l'ensemble du Canada.

La plupart des sources d'information statistiques ne sont pas disponibles jusqu'à un an à 18 mois après l'année concernée. Pour la compilation des émissions de 2005, la plupart des statistiques n'ont pas été à disposition avant la fin du printemps/le début de l'été 2007. Ce délai dépasse la publication des inventaires des émissions, donc la version initiale des inventaires utilise un grand nombre des statistiques de l'année précédente pour les sources étendues, les données de 2004 dans ce cas. Lorsque les statistiques pour des sources importantes comme la combustion de carburant et la production sont disponibles avant la publication, tout est fait pour les inclure.

On utilise les données statistiques de l'année précédente plutôt que d'essayer de prédire la croissance annuelle du secteur pour les sources étendues, car certaines incertitudes peuvent être importantes lorsqu'on utilise des techniques prédictives. L'utilisation de la croissance annuelle attendue du secteur à partir de l'année 2000 en matière de projections des émissions a été analysée pour des questions de faisabilité. On a découvert que, souvent, les changements attendus au niveau annuel ne correspondaient pas aux changements réels. En outre, les conditions météorologiques et les facteurs économiques ou autres avaient des répercussions importantes sur les variations annuelles réelles, qui sont impossibles à prédire de façon annuelle. Par exemple, dans les secteurs de l'agriculture et des solvants, qui sont principalement pris en compte par des sources étendues, il a été prouvé que l'utilisation de statistiques de projection entraînait des variations plus importantes par rapport aux statistiques mises à jour que ce qui a été observé par la comparaison des données de l'année antérieure et des statistiques mises à jour. En outre, en ce qui concerne les estimations des sources étendues pour les secteurs industriels et commerciaux, dans lesquels la contribution de la source est peu importante, les analyses ont montré que les répercussions étaient minimales en utilisant les statistiques de l'année précédente par rapport à celles de l'année en cours.

4.4.2.1 Transports

La catégorie des transports est constituée d'émissions de différents types provenant d'équipement et de véhicules routiers et hors route. Il existe 28 types de véhicules hors route différents, plus de 100 types de moteurs hors route (hors-bords, tombereaux de chantier, tondeuses à gazon, etc.), ainsi que des estimations aériennes pour de nombreux types de moteurs, des locomotives et même des estimations des particules générées par les freins et l'usure des pneus. Cela comprend tout, de l'aviation à la marine commerciale en passant par les voitures, les camions, l'équipement minier, industriel ou commercial, les moteurs hors-bord, l'équipement de triage et le transport ferroviaire, de même que, aux fins de cette discussion, la poussière des véhicules routiers (la poussière des routes asphaltées ou non est normalement incluse dans le secteur des sources à ciel ouvert – voir la section 4.4.2.3).

Pour estimer les émissions provenant d'un ensemble de moteurs de types, d'âges, de tendances d'utilisation, etc. aussi différents, Environnement Canada utilise des modèles qui prennent en compte tous ces facteurs, et bien d'autres, afin de produire des estimations des émissions :

- Le transport routier est estimé à l'aide d'une version canadienne du modèle MOBILE 6.2 de l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Le modèle a été modifié pour tenir compte des années au cours desquelles les normes en matière d'émissions n'étaient pas harmonisées entre le Canada et les États-Unis, ainsi que des améliorations supplémentaires concernant les matières particulaires et d'autres polluants en cours de mise en œuvre dans le système de modélisation Motor Vehicle Emission Simulator (MOVES) de l'Environmental Protection Agency. L'objectif était également d'inclure d'autres données canadiennes de mise à l'essai des véhicules, de même que les évolutions de la politique canadienne.
- L'estimation de la marine commerciale a lieu à l'aide de détails concernant les déplacements nationaux et internationaux de navires et de traversiers, en association avec des données sur les types de moteur, les vitesses et les caractéristiques d'utilisation de carburant. Un travail est en cours avec l'Environmental Protection Agency des États-Unis pour inclure les données de mouvement GPS et des caractéristiques plus détaillées sur les navires, ainsi que les procédures opérationnelles typiques en réponse aux exigences législatives d'élaboration d'émissions réparties plus précisément au niveau spatial et temporel.
- Les émissions provenant d'équipements industriels, commerciaux, privés et de loisirs sont fondées sur le modèle NONROAD de l'Environmental Protection Agency, avec inclusion des détails canadiens concernant le nombre et le type de moteurs, les tendances d'utilisation, les âges et les caractéristiques des émissions, dans le but de produire des estimations concernant les émissions. Des travaux ont été effectués pour s'assurer que le parc des mines de sables bitumineux est correctement pris en compte, ainsi que pour améliorer les estimations des différents types d'équipement et de moteurs utilisés dans le pays.
- Les émissions concernant l'aviation sont estimées à partir de renseignements fournis par Transports Canada sur les mouvements, le moteur des avions et l'utilisation de carburant, en association avec les taux d'émission pour les différents types et classes de moteur.

- Les émissions ferroviaires sont élaborées à partir des données fournies par l'Association des chemins de fer du Canada, à l'aide de détails sur le nombre et les caractéristiques opérationnelles des différents types de moteurs utilisés dans le pays.
- Les émissions de poussière des routes sont estimées à l'aide d'un modèle, élaboré par Environnement Canada, fondé sur la méthodologie de l'Environmental Protection Agency en la matière (USEPA, 2006b). Le modèle utilise les observations météorologiques de l'ensemble du pays, ainsi que les données sur la teneur en limon de la chaussée pour estimer les émissions. Des travaux sont en cours pour améliorer en permanence ce modèle afin d'incorporer plus de données sur le volume de circulation transmises par les municipalités de tout le pays, ainsi que leurs efforts d'atténuation de la poussière.

4.4.2.3 Sources à ciel ouvert

Le secteur des sources à ciel ouvert regroupe un ensemble de sources qui ne résultent pas directement de l'activité humaine, mais ne correspondent pas non plus exactement à une autre catégorie. Cette catégorie comprend les émissions agricoles, les opérations de construction, les résidus miniers et le brûlage dirigé. La poussière de routes est abordée dans la section des transports (4.3.2.3) et les incendies de forêt, dans la section des biogéniques (4.3.2.5) de ce chapitre, même si ces deux catégories sont habituellement incluses dans le secteur des sources à ciel ouvert dans les inventaires.

Les sources de cette catégorie émettent généralement des quantités importantes de matières particulaires (MP) et d'ammoniac (NH_3). Les émissions dues au brûlage dirigé (brûlage contrôlé de zones forestières pour la prévention des incendies de forêt, la lutte antivectorielle et la sécurité publique) sont estimées à l'aide des méthodologies de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 1996), avec quelques différences pour tenir compte des conditions de brûlage locales et de la végétation. L'incidence du brûlage dirigé varie tous les ans d'une province à l'autre.

Les émissions agricoles entrant dans le cadre des sources à ciel ouvert comprennent les émissions provenant du bétail et la poussière issue du travail du sol. Le Canada utilise les taux d'émissions issus principalement de sources canadiennes et américaines, ainsi que des statistiques agricoles (p. ex. cultures, travail du sol, têtes de bétail, ventes d'engrais) pour estimer les émissions de NH_3 et de certains composés organiques volatils (COV). Le travail du sol est estimé à l'aide des méthodologies de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, ainsi que de la superficie obtenue grâce aux statistiques sur les cultures.

Les émissions de matières particulaires provenant des résidus miniers sont estimées à l'aide des méthodologies de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, ainsi que de données sur les superficies de ces résidus. Ces dernières sont tirées de rapports de consultants et d'informations statistiques.

4.4.2.4 Sources naturelles (biogéniques et incendies de forêt)

Les biogéniques sont les émissions de composés organiques volatils (COV) provenant de la végétation et les émissions d'oxyde nitrique (NO) provenant des sols. Ils sont estimés par Environnement Canada à l'aide du modèle biogénique BEIS v3.09 de l'Environmental Protection Agency en association avec les données d'observation météorologique nationales et la superficie de forêt/de cultures. Le modèle est mis à jour avec les taux d'émissions de NO_x pour les sols canadiens et les composés organiques volatils (COV) de trois espèces.

Les incendies de forêt sont estimés à l'aide d'un modèle mis sur pied pour traiter les différents types de végétation et les incendies qui se produisent tout en incluant les répercussions des conditions météorologiques. Par exemple, les émissions provenant d'un incendie brûlant rapidement au niveau de la cime des arbres sont différentes des émissions provenant d'un incendie plus lent au niveau du sol de la forêt, qui consomme lentement la végétation à mesure qu'il avance. Il faut par conséquent caractériser le type des incendies de forêt.

Pour les incendies de forêt et le brûlage dirigé, il existe de nouvelles méthodologies utilisant l'observation des satellites mais, en raison des contraintes budgétaires, elles n'ont pas été mises en œuvre.

4.4.3 Contrôle de qualité et incertitudes

4.4.3.1 Contrôle de la qualité

Pour assurer la qualité des inventaires nationaux des émissions, des contrôles annuels de qualité sont effectués sur les statistiques, les émissions déclarées par les installations et les estimations des émissions pour les sources ponctuelles, étendues, naturelles et liées aux transports. Les contrôles de qualité comprennent une comparaison avec les statistiques des années précédentes et les estimations d'émissions, une détermination des causes des variations en matière d'émissions et de statistiques, ainsi qu'une validation des estimations des émissions avec les mesures de la qualité de l'air ambiant et les résultats de la modélisation de la qualité de l'air.

Les données transmises dans le cadre du programme de déclaration obligatoire de l'Inventaire national des rejets de polluants sont analysées pour s'assurer que les estimations concernant chaque installation ne contiennent pas d'erreurs de déclaration (p. ex. des unités erronées) et que les variations annuelles très importantes sont exactes et non dues à un mauvais calcul.

Une autre partie du contrôle de la qualité des inventaires des émissions nécessite une rétroaction des modélisateurs de la qualité de l'air. Pendant la modélisation de l'ozone troposphérique et des matières particulaires dans l'air ambiant, les modélisateurs ont parfois observé des résultats de concentrations modélisées en désaccord avec les mesures ambiantes. Des rétrotrajectoires et des analyses d'autres modèles sont effectuées pour déterminer les causes possibles des différences et sont transmises au

personnel d'inventaire des émissions pour examen. L'une des questions peut être la magnitude des émissions, la distribution temporelle ou la spéciation des composés organiques volatils (COV). En fonction du type de source (ponctuelle, étendue ou liée aux transports), ces éléments sont traités par l'intermédiaire du processus de contrôle de la qualité du programme de déclaration obligatoire de l'Inventaire national des rejets de polluants ou grâce à la répartition géographique et à l'examen des données sur les sources étendues ou liées au transport.

Le processus du contrôle de qualité nécessite de nombreuses étapes itératives et les données sont examinées plusieurs fois pour les sources individuelles et les secteurs, et à différents niveaux agrégés pour chaque polluant.

4.4.3.2 Incertitudes

Il convient de reconnaître que l'incertitude des estimations concernant les émissions pour certains secteurs et polluants peut varier de façon considérable. Par exemple, une grande partie des sources diffuses, comme la poussière des routes, les activités de construction et la combustion résidentielle de la biomasse contiennent une incertitude relativement importante par rapport aux données déclarées par les installations industrielles dans le cadre du programme de l'Inventaire national des rejets de polluants.

Les données déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants sont fondées sur différentes méthodes d'estimation. Le tableau 4.1 résume le pourcentage d'émissions individuelles de précurseurs du smog estimé par les différentes méthodes.

Tableau 4.1 Proportions d'émissions déclarées dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants par méthode d'estimation (Environnement Canada, 2010a)

	PM _{2.5}	SO _x	NO _x	COV	NH ₃
Bilan massique	1,01 %	24,30 %	0,78 %	15,29 %	7,93 %
Facteurs d'émissions	Non utilisé				
Facteurs d'émissions propres à l'installation	19,76 %	3,60 %	8,01 %	8,97 %	5,47 %
Facteurs d'émissions publiés	40,26 %	5,08 %	50,96 %	46,17 %	28,91 %
Surveillance ou mesure directe	Non utilisé				
Surveillance continue des émissions	0,02 %	42,22 %	23,70 %	0,02 %	0,64 %
Surveillance prédictive des émissions	0,75 %	0,99 %	0,47 %	0,13 %	8,01 %
Analyse à la source	19,64 %	4,71 %	8,95 %	12,96 %	31,55 %
Estimations techniques	18,57 %	19,09 %	7,12 %	15,53 %	17,49 %
Sans objet				0,93 %	0,00 %
Aucune information disponible	Non utilisé				

Les éléments surlignés dans le tableau sont les proportions les plus élevées d'émissions par méthode d'estimation. Pour les $PM_{2,5}$, le SO_x et le NO_x , plus de 50 % des émissions sont apparemment fondées sur une certaine forme de facteur d'émission, alors que pour le SO_x , les estimations continues des émissions fondées sur la surveillance représentent la proportion la plus importante des émissions. L'ammoniac contient la proportion la plus importante d'émissions déclarées fondées sur les essais sur les sources.

Le programme obligatoire de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants exige la déclaration des émissions de SO_2 , alors que les inventaires des émissions concernent le SO_x . Pour la plupart des sources, la proportion de SO_3 est faible (environ 1 %), mais lorsque des dépoussiéreurs électriques sont installés, la proportion de SO_3 peut atteindre presque 30 %, sur la base des profils de spéciation du SO_x (Possiel *et al.*, 2001).

Des efforts ont été faits pour réduire les incertitudes dans les inventaires. Des essais sur les émissions ont été mis en œuvre pour un certain nombre de secteurs. On travaille continuellement sur les sondages et on collabore avec l'industrie pour améliorer le niveau de détail et la quantité d'information sur lesquels sont fondées les estimations. D'autres données canadiennes sur la mise à l'essai de véhicules ont été incorporées, de même qu'un meilleur kilométrage des véhicules fondé sur les données du programme d'inspection et d'entretien.

Les sources étendues, à ciel ouvert, naturelles et en lien avec les transports recèlent une grande variété d'incertitudes qui, pour l'instant, peuvent seulement être qualifiées et non quantifiées. L'évaluation des matières particulaires effectuée conjointement par le Canada, les États-Unis et le Mexique dans le cadre de la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique fournit une liste des niveaux de confiance accordés aux estimations des émissions (voir le tableau 4.8 dans NARSTO, 2004). Ces estimations concernent certaines des catégories principales des sources d'émissions, attribuant à chacune une cote de confiance faible ou élevée.

Des sources comme la poussière des routes et des constructions contiennent un niveau élevé d'incertitude en raison de la nature variable de la fraction de limon, du taux d'humidité, des volumes de circulation et des méthodes d'atténuation appliquées. Les municipalités de tout le pays ont mis en place des systèmes de nettoyage des rues pour réduire/limiter les émissions de poussières des routes. En revanche, cela n'a pas encore été pris en compte dans les méthodologies d'estimation à l'échelle provinciale ou nationale. En parallèle avec la construction, il est difficile de mettre en œuvre des efforts ou des exigences d'atténuation des poussières dans la méthodologie d'estimation.

D'autres sources comme la combustion du carburant ont un niveau de certitude variable en fonction du polluant. Les estimations de SO_x ont un degré de certitude plus important à l'échelle nationale et provinciale, car les teneurs en soufre sont assez bien connues. Par contre, les émissions de NO_x dépendent en grande partie des dispositifs de combustion.

La répartition spatiale des émissions est un autre domaine riche en incertitudes. La répartition des émissions est constamment évaluée en association avec les modélisateurs de la qualité de l'air et des travaux sont en cours pour l'améliorer.

4.5 Mises à jour et améliorations des inventaires

4.5.1 Mises à jour et améliorations des inventaires et de la qualité des données

Environnement Canada améliore continuellement les inventaires des émissions pour de nombreux secteurs par l'intermédiaire d'études spécifiques, d'efforts de collaboration entre Environnement Canada et les industries, d'essais de contrôle des émissions et d'inclusion d'améliorations méthodologiques mises en place par d'autres agences comme l'Environmental Protection Agency des États-Unis.

Depuis l'évaluation scientifique du NO_x/des composés organiques volatils (COV) (CCME, 1997), Environnement Canada a en grande partie amélioré les inventaires des émissions de précurseurs. Voici les améliorations principales :

- Déclaration des émissions industrielles et commerciales dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants
 - Émissions par cheminée et sources de niveau faible
 - Spéciation des composés organiques volatils (COV)
 - Renseignements temporels
- Combustion résidentielle du bois : Nouveaux sondages et facteurs d'émission mis à jour représentant l'utilisation réelle des dispositifs de brûlage du bois.
- Véhicules et moteurs routiers et hors route à l'aide des modèles MOBILE 6.2C et NONROAD : Mise à niveau du modèle MOBILE 5C précédent et des calculs en matière de carburant.
- Poussière des routes et construction : Inclusion de nouveaux taux d'émission, de données statistiques plus détaillées et des répercussions météorologiques.
- Solvants : Études mises à jour des substances individuelles.
- Sables bitumineux : Mise à jour des renseignements sur l'utilisation des équipements et sur les taux d'émissions; amélioration des estimations concernant les installations.
- Pétrole et gaz en amont : Sondage fédéral, provincial et industriel réalisé en collaboration à propos des sources d'émissions, de l'équipement et de son utilisation par rapport à la production réelle de pétrole et de gaz dans chaque installation.

- Sources agricoles : Examen en profondeur des catégories principales de bétail, des sources d'émissions d'ammoniac et de sa caractérisation, du sondage sur les pratiques agricoles, des fabricants de produits alimentaires et de l'utilisation d'engrais.

Ces mises à jour apportées aux inventaires des émissions ont entraîné des modifications assez importantes (vous trouverez des exemples à la section 4.4.2) aux inventaires des émissions portant sur les précurseurs. Un travail est encore en cours pour améliorer en permanence les émissions actuelles, historiques et prévues issues de toutes les sources. Ces mises à jour et d'autres renseignements disponibles depuis peu sont pris en compte dans les inventaires des émissions historiques révisés d'Environnement Canada pour les années 1985 à 2000.

Voici certaines des améliorations futures de l'inventaire : une version du nouveau modèle MOVES de l'Environmental Protection Agency des États-Unis sur le transport routier adapté aux conditions canadiennes (non finalisée au moment de la détermination de la portée de cette évaluation); inclusion de la modélisation de la demande en matière de transports pour les principaux centres urbains; mise à jour de l'inventaire concernant le pétrole et le gaz en amont; incorporation du travail en collaboration pour les émissions provenant du front de taille des mines de sables bitumineux.

Par l'intermédiaire de l'Inventaire national des rejets de polluants, Environnement Canada a mené des négociations avec les intervenants de 2005 à 2007 pour améliorer les données déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants. Pour poursuivre cet effort, Environnement Canada a commencé à travailler avec des secteurs industriels particuliers afin d'améliorer les données soumises à l'Inventaire national des rejets de polluants. En 2007, des travaux ont commencé dans les secteurs suivants : aluminium, fer et acier, et production d'électricité à partir du charbon. Ces travaux comprennent, si possible, la mise à jour des émissions historiques, en vérifiant les éléments inclus dans les émissions déclarées actuellement, ainsi qu'un travail pour obtenir des mesures des émissions et des directives en matière de déclaration pour les secteurs concernés.

4.5.2 Réorganisation des inventaires des émissions

Les inventaires des émissions des précurseurs du smog et d'autres polluants ont été réorganisés en 2007-2008 pour tenir compte de leur évolution depuis l'inventaire de 1985. Les inventaires étaient axés au départ sur des installations émettant de plus grandes quantités de 100 tonnes ou plus de n'importe quels principaux contaminants atmosphériques. Environ 2 000 à 4 000 installations ont effectué des déclarations entre 1985 et 1995. Jusqu'en 2000 (inclus), les inventaires des émissions des installations ont été élaborés par les experts commerciaux, constituant la base des inventaires des émissions des principaux contaminants atmosphériques. Les émissions au niveau des installations n'étaient pas mises à disposition du grand public pour des raisons de confidentialité.

À partir de l'introduction de la déclaration des émissions des principaux contaminants atmosphériques dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants en 2002, les données concernant les émissions des installations sont devenues publiques. Elles sont maintenant la base des inventaires

provinciaux/territoriaux et nationaux. L'inventaire des émissions de l'année 2005 contient maintenant plus de 8 000 installations (Environnement Canada, 2009a). Cette importante augmentation du nombre d'installations incluses, ainsi que des secteurs d'intérêt pour différents programmes, a entraîné une réorganisation de l'inventaire.

Une recherche rapide a été effectuée pour chaque installation incluse dans l'inventaire afin de déterminer la répartition la plus appropriée dans un secteur. Voici un bref résumé des changements apportés :

- Distinction des secteurs concernés par le programme de réglementation de la qualité de l'air dans l'industrie.
- Division en secteurs pour permettre une meilleure résolution des sources d'émissions.
- Déplacement des installations vers des secteurs plus appropriés (p. ex. fer et acier secondaires, traitement des eaux résiduaires, etc.).
- Division des « autres industries » en sous-secteurs.
- Organisation de certains secteurs pour prendre en compte les projections des émissions.
- Création de nouveaux secteurs pour prendre en compte les domaines d'intérêt croissant (p. ex. déchets : sites d'enfouissement, traitement des eaux usées et énergies tirées de la valorisation des déchets).

En général, les niveaux d'émissions pour les catégories principales (p. ex. industrie, sources diverses, etc.) sont restés les mêmes, avec seulement quelques ajustements mineurs.

4.6 Émissions des précurseurs du smog par le Canada

Le dernier inventaire complet des émissions des principaux contaminants atmosphériques disponible au moment de cette évaluation concerne l'année 2006. Le tableau 4.2 est un résumé des données sur les émissions nationales pour cette année, réparties entre les secteurs principaux. L'inventaire des émissions contient les améliorations des inventaires répertoriées à la section 4.5 (sauf celles qui concernent l'ammoniac, qui seront incluses plus tard).

Tableau 4.2 Émissions des précurseurs du smog pour 2006 par catégorie (Environnement Canada, 2010b)

	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO _x	NO _x	COV	NH ₃
Sources industrielles	199,7	113,8	1337,4	719,7	828,6	21,6
Consommation de carburant non industrielle	127,6	119,5	518,9	305,9	161,4	2,2
Transports	67,7	61,3	62,1	1201,3	573,5	21
Incinération	0,5	0,4	1,9	1,9	1,3	0,1
Divers	8,8	8,7	0,1	0,8	367,3	1,7
Sources à ciel ouvert	5422	814,4	0,6	3,4	308,4	504,3
Biogéniques et feux de forêt	256,5	211,2	0,2	79,2	340,8	5,3
Total en comptant les sources à ciel ouvert	6 083	1 329	1 921	2 312	2 581	556
Total à l'exception des sources à ciel ouvert, des sources biogéniques et des incendies de forêt	404	304	1 920	2 230	1 932	46,6

4.6.1 Sources

4.6.1.1 Nationales

Un grand nombre de secteurs contribuent dans une grande mesure à l'inventaire des émissions pour les contaminants individuels. Le tableau 4.3 montre les secteurs principaux contribuant à l'inventaire des émissions au niveau national.

Tableau 4.3 Secteurs principaux contribuant à l'inventaire national des émissions pour 2006 (Environnement Canada, 2010b)

	PM _{2,5}	SO _x	NO _x	COV	NH ₃
Sources industrielles					
Aluminium	0,40 %	4 %	0,10 %	0 %	0 %
Ciment et béton	0,80 %	2 %	1,70 %	0 %	0,20 %
Fusion de métaux non ferreux	0,40 %	35 %	0,20 %	0 %	0,10 %
Bois et pâtes et papiers	4,20 %	3,10 %	2,30 %	4,00 %	0,70 %
Industries chimiques	0,10 %	1,20 %	1,20 %	0,60 %	1,90 %
Pétrole en amont	1,10 %	17 %	21 %	24 %	0,90 %
Pétrole en aval	0,30 %	5,10 %	3,40 %	5,10 %	0 %
Autres industries	2,80 %	3,00 %	2,60 %	2,90 %	0,10 %
Consommation de carburant non industrielle					
Production d'électricité	0,50 %	24 %	10 %	0,10 %	0,10 %
Bois résidentiel	10 %	0,10 %	0,50 %	7,00 %	0,20 %
Transports					
Transport maritime	0,50 %	1,70 %	5,20 %	0,40 %	0,10 %
Véhicules lourds à moteur diesel	0,60 %	0,20 %	12 %	0,40 %	0,10 %
Transport non routier	4,30 %	1,30 %	26 %	14 %	0,10 %
Autre transport routier	0,20 %	0,10 %	11 %	11 %	3,60 %
Divers					
Solvants et imprimeries	0,00 %	0 %	0 %	16 %	0 %
Sources à ciel ouvert					
Agriculture (engrais)	0,10 %	0 %	0 %	0 %	29 %
Agriculture (animaux)	2,70 %	0 %	0 %	13 %	61 %
Agriculture (labourage)	2,20 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Construction	19 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Poussière des routes	48 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Somme des sources	98 %	97 %	97 %	99 %	99 %
Total sans les émissions biogéniques [kt]	1 118	1 921	2 233	2 240	551

Les chiffres en gras dans le tableau 4.3 indiquent les secteurs qui contribuent majoritairement au total des émissions pour les contaminants individuels. Un grand nombre de ces secteurs sont des contributeurs principaux d'un ou deux précurseurs du smog, alors que quelques secteurs ont un éventail plus large d'émissions de polluants (p. ex. les secteurs du pétrole). Le tableau 4.3 montre l'ampleur des secteurs présentant des émissions importantes, comme la fusion, le pétrole et la génération d'électricité, ainsi que d'autres activités industrielles canadiennes. D'autres secteurs non industriels contribuent également de façon importante aux émissions nationales, notamment les transports, la combustion résidentielle de bois et l'agriculture.

4.6.1.2 Régionales

Le Canada est un grand pays avec un éventail de bases économiques ou industrielles variable selon les régions ou les provinces. Ces bases différentes font que chaque province contribue de façon diverse aux émissions nationales totales pour chacun des précurseurs du smog.

Les figures 4.1 à 4.5 montrent la contribution relative par province aux émissions nationales totales de $PM_{2,5}$, de SO_x , de NO_x , de composés organiques volatils (COV) et de NH_3 en 2006, en comptant les sources à ciel ouvert mais en excluant les biogéniques et les incendies de forêt pour insister sur la portion anthropique des émissions. Les principaux secteurs contribuant aux émissions nationales des précurseurs du smog peuvent varier en fonction du polluant (voir le tableau 4.2).

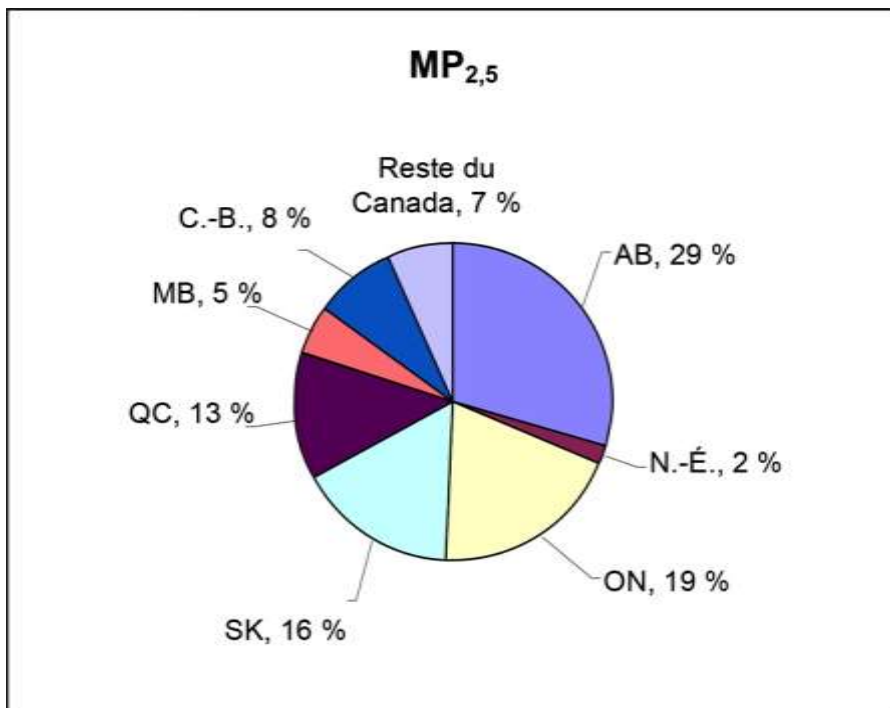


Figure 4.1 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de $PM_{2,5}$ en 2006 (Environnement Canada, 2010b)

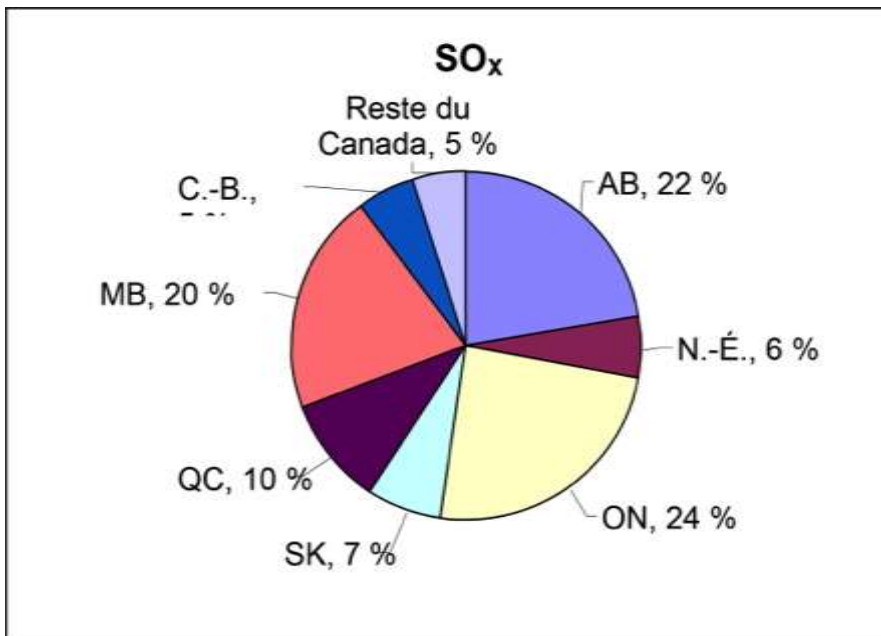


Figure 4.2 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de SO_x en 2006 (Environnement Canada, 2010b)

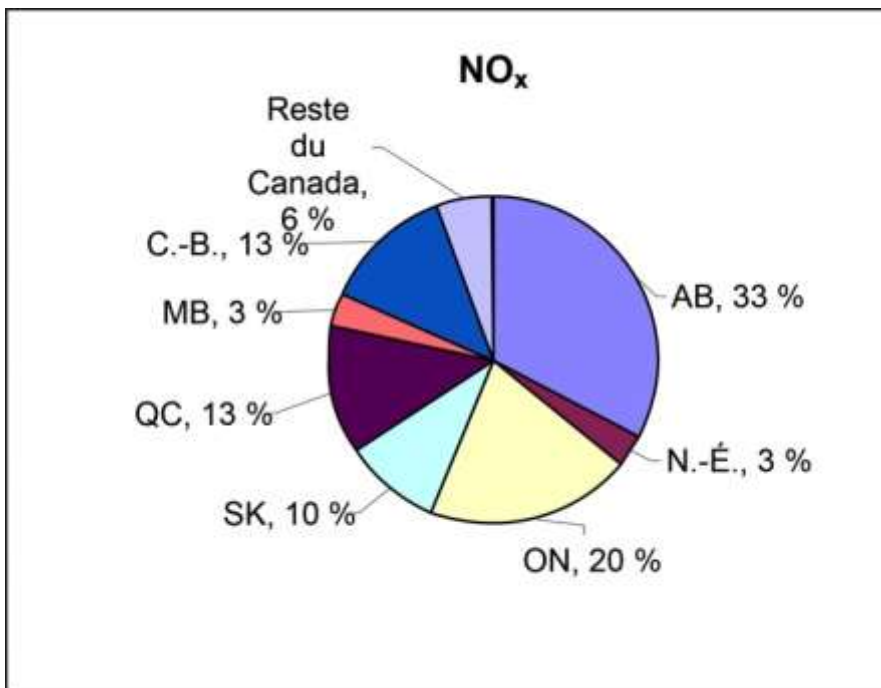


Figure 4.3 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de NO_x en 2006 (Environnement Canada, 2010b)

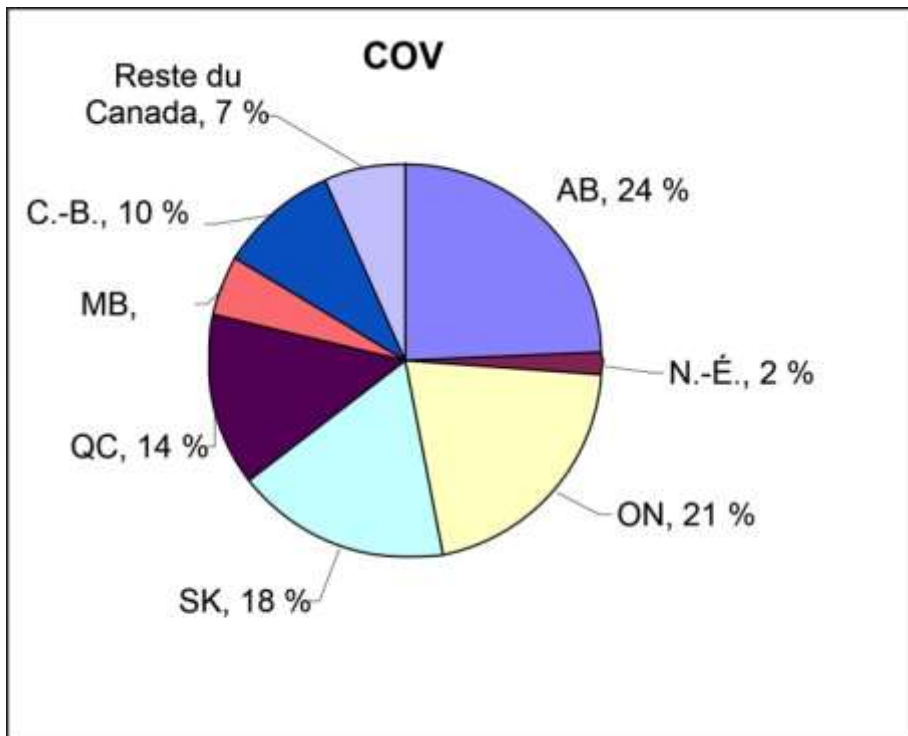


Figure 4.4 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de composés organiques volatils (COV) en 2006 (Environnement Canada, 2010b)

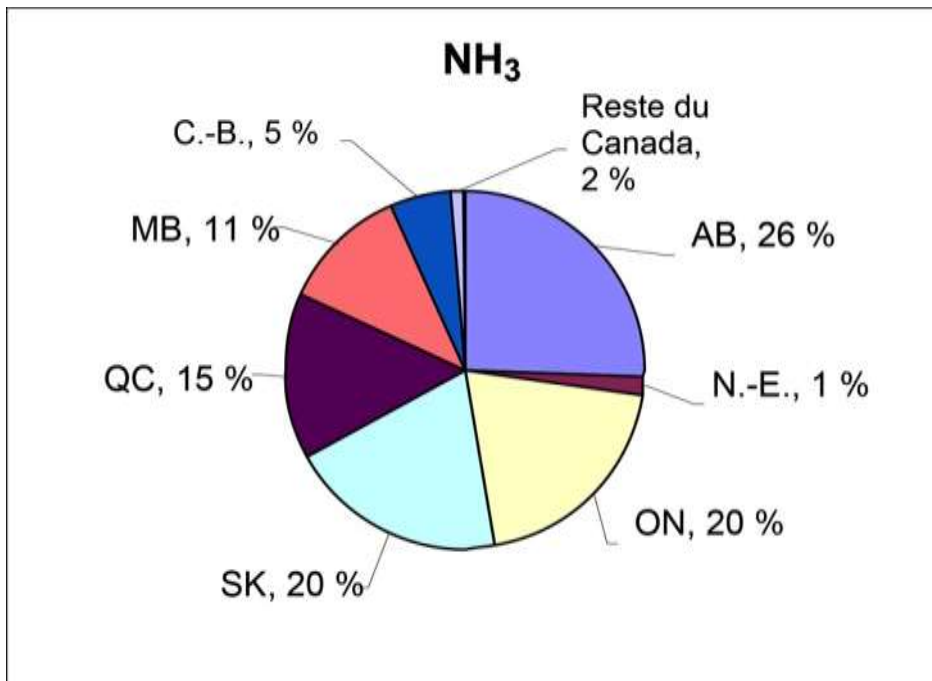


Figure 4.5 Contributions provinciales relatives aux émissions nationales de NH₃ en 2006 (Environnement Canada, 2010b)

Les contributions provinciales relatives pour 2006 sont influencées par les secteurs émettant le plus dans chaque province. L'Alberta, avec son secteur agricole étendu et son industrie pétrolière en amont et en aval, est le plus gros contributeur de précurseurs du smog, sauf en ce qui concerne le SO_x . L'Ontario, avec 39 % de la population canadienne en 2006, une industrie importante de fonte et de raffinage des métaux non ferreux, la production d'électricité à combustibles fossiles, l'agriculture et d'autres secteurs contribuant aux émissions, est la deuxième province émettant le plus de précurseurs du smog, et la première en ce qui concerne les émissions de SO_x . Le Québec, le Manitoba et la Saskatchewan occupent le troisième rang ou un rang inférieur en fonction du polluant. Dans ces provinces, les secteurs qui contribuent le plus sont l'agriculture et la fusion et le raffinage de métaux non ferreux.

En général, les territoires et le Canada atlantique ne contribuent que peu aux émissions globales du Canada. Il n'en reste pas moins qu'en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick, les secteurs de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles, ainsi que de la fusion et du raffinage de métaux non ferreux, sont les principaux contributeurs en ce qui concerne les émissions de SO_x et de NO_x . Si les niveaux ne sont généralement pas significatifs au niveau national, ils sont importants dans le contexte régional.

4.6.1.3 Distribution géographique des émissions en Amérique du Nord

La qualité de l'air est influencée par les émissions locales, ainsi que par les émissions en amont du site de surveillance. Les figures 4.6 à 4.10 fournissent des représentations graphiques de l'emplacement et de la magnitude des émissions au nord des États-Unis et au sud du Canada sur un domaine de grille de modélisation de 42 km. Les cartes de densité des émissions montrent l'intensité relative. Elles sont fondées sur les émissions nationales de l'année 2006 (USEPA, 2002a; Environnement Canada, 2009b), distribuées géographiquement sur les deux pays pour la modélisation atmosphérique.

Les figures 4.6 à 4.10 montrent l'emplacement des sources principales d'émissions de $\text{PM}_{2.5}$ dues à l'activité industrielle, à l'agriculture et aux poussières routières. Les images du SO_x et du NO_x montrent clairement les emplacements des installations de fusion et de raffinage, ainsi que de production d'électricité à partir de combustibles fossiles. Les principaux centres urbains avec une densité de circulation importante sont visibles (zones vertes et jaunes dans les figures). L'image des composés organiques volatils (COV) montre l'influence du secteur agricole (en particulier les opérations animales) et les émissions de biogéniques. Les régions industrialisées sont clairement visibles comme sources de nombreux polluants en Alberta et dans le nord-est des États-Unis/le corridor Windsor-Québec (à nouveau en vert et jaune sur les figures).

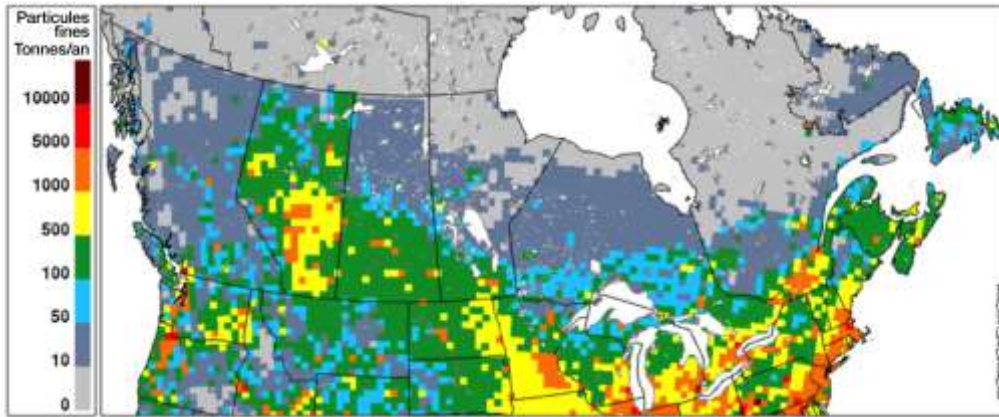


Figure 4.6 Carte de densité des émissions de PM_{2.5} en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)

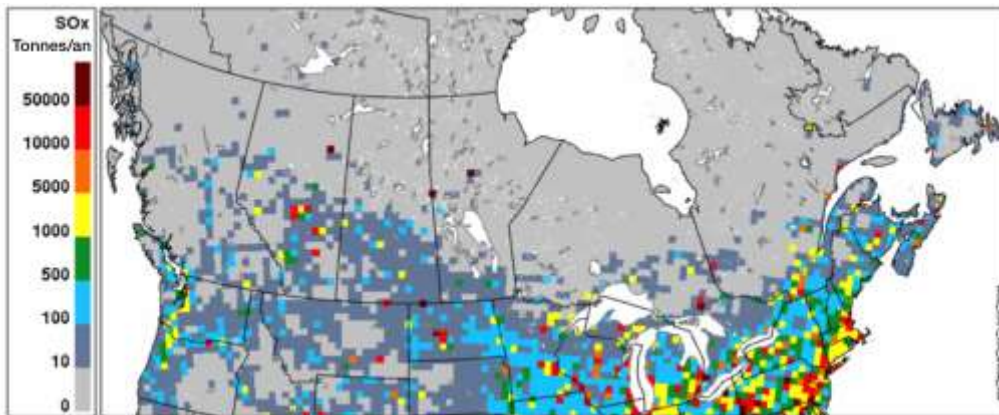


Figure 4.7 Carte de densité des émissions de SO_x en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)

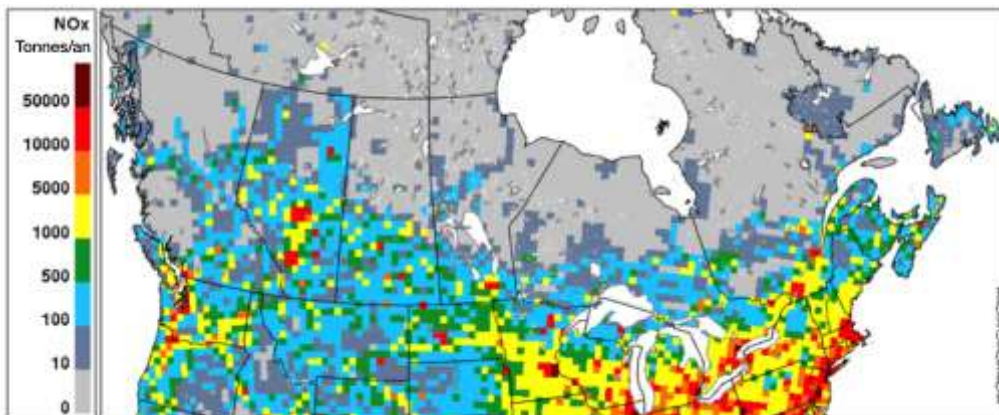


Figure 4.8 Carte de densité des émissions de NO_x en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)

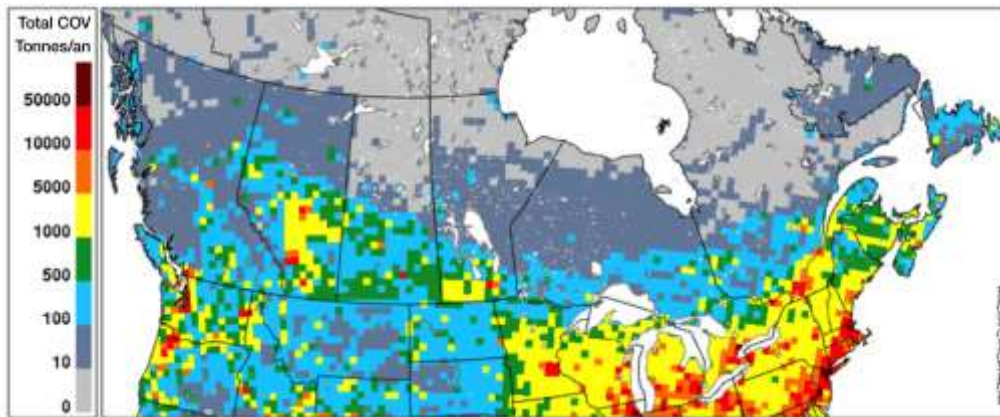


Figure 4.9 Carte de densité des émissions de composés organiques volatils (COV) en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)

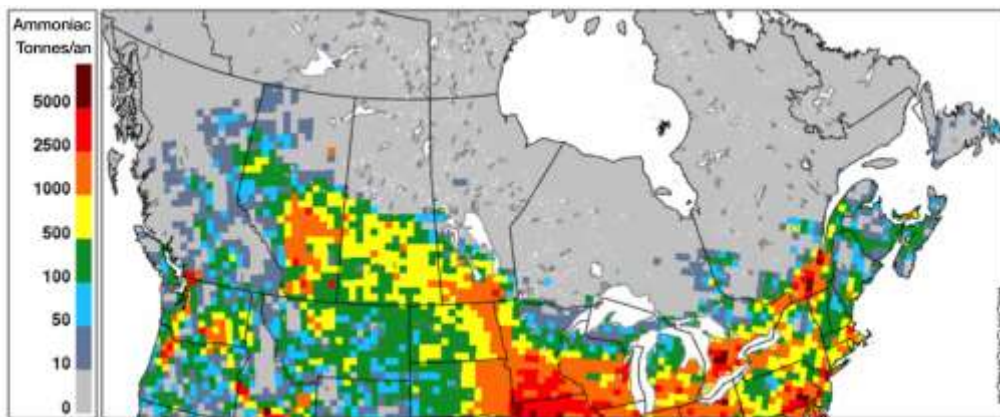


Figure 4.10 Carte de densité des émissions de NH₃ en Amérique du Nord en 2006 (Environnement Canada, 2009b)

4.6.2 Inventaires des émissions pour la modélisation

Les inventaires des émissions doivent être traités dans un format pouvant être utilisé dans les modèles de qualité de l'air. Le traitement des inventaires des émissions pour les modèles portant sur la qualité de l'air ambiant nécessite des informations propres au procédé pour mettre sur pied des émissions avec une spéciation temporelle et chimique. Pour répondre à cette exigence, les données fournies en vertu de l'Inventaire national des rejets de polluants ont subi un traitement préalable afin de fournir les données suffisantes pour permettre le traitement supplémentaire des inventaires des émissions à utiliser dans les modèles de spéciation temporelle, des composés organiques volatils (COV) et des matières particulaires.

4.6.2.1 Spéciation des composés organiques volatils (COV)

Environnement Canada a consulté les représentants de l'industrie du Groupe de travail multilatéral sur les substances de l'Inventaire national des rejets de polluants (Inventaire national des rejets de polluants) pour établir une liste de 60 composés organiques volatils (COV) à déclarer à l'Inventaire national des rejets de polluants en parallèle avec les déclarations de composés organiques volatils (COV) déjà existantes. Un seuil minimal d'une tonne a été établi pour chacune de ces espèces et la déclaration a commencé en 2003. Six de ces espèces de composés organiques volatils (COV) sont communes aux substances habituellement déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants. Au total, environ 250 espèces de composés organiques volatils (COV) sont déclarées (Environnement Canada, 2008a).

Pour les installations qui atteignaient les seuils de déclaration pour les composés organiques volatils (COV) et la spéciation des composés organiques volatils (COV) de 2003 à 2005, la quantité de composés organiques volatils (COV) différenciés déclarée variait de 0 % à 300 % environ de la masse totale de composés organiques volatils (COV) déclarée (les valeurs supérieures à 100 % sont dues à des variations dans les méthodes d'essai pour les composés organiques volatils (COV) totaux et les espèces individuelles et, dans certains cas, les composés organiques volatils (COV) totaux sont déclarés comme du carbone). En incluant les substances traditionnelles et en tenant compte des substances communes (substances déclarées en même temps comme substance traditionnelle à l'Inventaire national des rejets de polluants et comme espèce de composés organiques volatils (COV)), une moyenne d'environ 55 % de la masse totale des composés organiques volatils (COV) est déclarée à l'Inventaire national des rejets de polluants en tant qu'espèce. La quantité restante non différenciée peut être due à n'importe quelle combinaison des facteurs suivants : seules 60 des plus de 1 000 espèces possibles doivent être déclarées; installations qui n'atteignent pas les seuils de déclaration pour l'ensemble des 60 espèces; installations qui n'émettent pas certaines des espèces; manque de renseignements disponibles sur les espèces émises (l'Inventaire national des rejets de polluants n'oblige pas à effectuer des essais). En outre, le secteur des pâtes et papiers a généralement déclaré les composés organiques volatils (COV) comme du carbone plutôt que comme la somme des espèces de composés organiques volatils (COV), même si, lorsque le contenu en carbone des espèces de composés organiques volatils (COV) est calculé, le total des composés organiques volatils (COV) déclaré et les émissions de carbone déclarées sont habituellement en adéquation.

En ce qui concerne la modélisation, les espèces de composés organiques volatils (COV) déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants ont été utilisées comme base afin d'élaborer des profils de spéciation des composés organiques volatils (COV) pour les installations. Comme la modélisation de l'air ambiant nécessite le profil de spéciation le plus complet possible, les détails des inventaires des émissions historiques ont été utilisés avec le modèle SPECIATE versions 3.2 et 4.2 de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2002b; 2006a) afin de générer des profils de spéciation moyens au niveau de l'installation et du secteur. Ces profils de secteurs ont ensuite été rapprochés des profils des installations pour supprimer les espèces en double. Enfin, la spéciation restante a été appliquée à la portion non différenciée du total des composés organiques volatils (COV) déclarés.

Au total, il y a environ 600 espèces de composés organiques volatils (COV) dans la spéciation des sources ponctuelles effectuée, ce qui représente 92 % des composés organiques volatils (COV) provenant de sources ponctuelles en 2005. Afin d'aider au traitement des émissions pour les modèles, des tableaux de correspondances ont été préparés pour l'entrée des données sur les espèces dans les différents modèles d'espèces cumulés pour les calculs de composition chimique des modèles (p. ex. RADM, ADOM II, SAPRC, CB4, CB05). Ces tableaux se sont inspirés de ceux proposés par Carter (2008), qui décrivent les réactions et les interactions entre les produits chimiques dans l'atmosphère.

4.6.2.2 Spéciation des matières particulaires

En ce qui concerne la modélisation de la qualité de l'air ambiant, une spéciation des matières particulaires s'impose. Les composants qu'on retrouve le plus souvent sont le carbone élémentaire, le carbone organique, le sulfate, le nitrate, l'ammonium, la matière crustale et le sel de mer.

Comme il n'existe actuellement aucune obligation pour les installations de déclarer les espèces de matières particulaires, Environnement Canada a utilisé les inventaires détaillés des émissions historiques au niveau des processus, ainsi que des profils de spéciation (CMAQ, SPECIATE) afin de mettre sur pied des profils de spéciation des matières particulaires à l'échelle des installations adaptés aux fins de modélisation de la qualité de l'air ambiant. Même si l'utilisation de données historiques introduira des incohérences, celles-ci seront minimisées en tenant compte du fait que les profils de spéciation des matières particulaires sont la plupart du temps des généralisations sectorielles de processus, de sources de combustion et d'équipement cumulés. Les profils de spéciation des matières particulaires d'Environnement Canada ont été fondés sur le modèle SPECIATE de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (versions 3.2 et 4), avec des données provenant des profils des espèces de matières particulaires trouvés dans le système de modélisation CMAQ (Community Multiscale Air Quality), car ces modèles disposent d'une base d'information plus détaillée. Le tableau 4.4 donne un résumé des émissions de matières particulaires différenciées provenant de la partie des sources ponctuelles de l'inventaire des émissions de 2002, l'essentiel du contenu provenant de la matière crustale (incluse dans la catégorie « Autres » du tableau).

Tableau 4.4 Matières particulaires différenciées issues de l'inventaire des émissions de 2002 (Environnement Canada, 2005)

	Carbone organique	Carbone élémentaire	Sulfate	Nitrate	Ammonium	Autres
PM ₁₀	1,80 %	1,60 %	1,10 %	0,03 %	0,10 %	95,40 %
PM _{2,5}	2,00 %	1,10 %	1,50 %	0,02 %	0,10 %	95,30 %

4.6.2.3 Profils temporels

La déclaration de données temporelles est également obligatoire dans le cadre de l'Inventaire national des rejets de polluants. Les installations doivent déclarer leurs émissions mois par mois pour chacun des contaminants, ainsi que les jours habituels de fonctionnement, les horaires et les périodes d'arrêt d'exploitation. Cette information a été utilisée pour mettre sur pied des profils temporels mis à jour sur les installations et les contaminants.

Dans le cadre de l'Initiative sur les normes agroenvironnementales nationales (INAEN) avec Agriculture et Agroalimentaire Canada, les émissions d'ammoniac sont estimées tous les mois avec une résolution à maille fine utilisant des données météorologiques mensuelles. À l'heure actuelle, il est impossible de fournir une répartition temporelle plus avancée. Néanmoins, un modèle est en cours de développement, utilisant les données météorologiques pour estimer les émissions d'ammoniac avec une résolution temporelle plus précise.

Les autres profils temporels pour les sources étendues sont générés sur la base des données des années 1980 ou en utilisant les profils temporels de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, distribués avec le processeur d'émissions Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE). SMOKE est un système de traitement des émissions qui crée des données horaires différenciées sous forme de grille pour les modèles de qualité de l'air (UNC, 2009). Il reste du travail pour mettre à jour la distribution temporelle des émissions provenant de ces sources.

4.6.2.4 Répartition spatiale des émissions non ponctuelles

Comme il est indiqué dans la section 4.4.1, les émissions provenant de sources ponctuelles représentent un pourcentage variable des totaux des émissions nationales pour chacun des polluants. Les émissions provenant de sources non ponctuelles (section 4.4.2) doivent être réparties sur l'ensemble du Canada. Pour effectuer une répartition spatiale des émissions, on utilise un ensemble de couches géospatiales avec les pourcentages d'une activité (p. ex. combustion de combustibles, construction, etc.).

Ces couches sont constituées de la population habituelle et de données sur les logements, ainsi que des renseignements suivants :

- Environ 26 statistiques différentes sur la population active, ainsi que plus de 50 types d'animaux (avec leur nombre) et surfaces cultivées pour le secteur agricole (données provenant de Statistique Canada).
- Réseaux routier et ferré (données de Ressources naturelles Canada).
- Données polygonales sur les incendies de forêt (données du Service canadien des forêts).
- Couloirs aériens élaborés à partir des renseignements de Transports Canada.
- Plus de 200 000 emplacements pour les émissions de pétrole et de gaz en amont, mis sur pied par l'Association canadienne des producteurs pétroliers.

Un grand nombre des couches ci-dessus ont été créées par leurs auteurs à des fins précises. Les inventaires des émissions ont un grand nombre de sources extrêmement variées. Nombre des couches géospatiales ont été légèrement modifiées pour déplacer l'attribution des zones où les émissions n'ont pas leur place (p. ex. des émissions animales agricoles dans des zones urbaines ou l'attribution d'émissions importantes provenant de tombereaux de chantier au diesel au cœur du centre-ville des centres urbains).

4.6.2.5 Inventaires des émissions prévues

Pour la modélisation de la qualité de l'air ambiant au Canada et la modélisation transfrontalière en collaboration avec les États-Unis, des inventaires des émissions prêts à être modélisés doivent être préparés pour les années à venir afin d'élaborer et d'analyser les conséquences des nouveaux programmes et scénarios de réduction des émissions dans les deux pays et au niveau mondial.

Le processeur d'émissions SMOKE, largement utilisé au Canada et aux États-Unis, contient un moyen de préparer des inventaires des émissions prévues sur la base de données sur la croissance du secteur fournies par les utilisateurs et de facteurs de contrôle. Les émissions canadiennes étant déclarées au niveau des installations, les projections des inventaires des émissions canadiennes ne peuvent pas être détaillées au niveau des processus pour permettre l'utilisation de la capacité de projection dans SMOKE.

Pour surmonter cette limite en matière d'inventaires, une avancée majeure a été atteinte ces dernières années pour produire des inventaires des émissions prévues à l'aide des derniers inventaires et des sorties du modèle énergie-émissions-économie du Canada (MCE3), en tenant compte des éventuels ajustements provinciaux/territoriaux et en projetant l'inventaire des émissions de l'année de référence en se fondant sur les changements attendus pour le secteur (voir la section 4.7.4.1 pour plus de renseignements sur le modèle MCE3). Ces améliorations produisent un inventaire des émissions prévues reposant sur les mêmes bases que l'inventaire de l'année de référence. La nécessité de disposer d'inventaires des émissions prévues est une autre des raisons expliquant la réorganisation de l'inventaire des émissions. Tout renseignement possible sur les émissions futures au niveau des installations, sur les ouvertures ou fermetures d'installations et toute autre information sont également inclus dans la production d'inventaires des émissions futures aux fins de modélisation. La spéciation et les données temporelles restent actuellement constantes dans le futur en raison d'un manque de renseignements supplémentaires pour améliorer ces caractérisations. Les projections des émissions sont abordées plus en détail dans la section 4.7.4.

4.7 Tendances et projections

Les tendances historiques sont tenues à jour par Environnement Canada ainsi que par les autorités provinciales et territoriales pour répondre aux exigences nationales et internationales, pour informer le public et pour soutenir l'élaboration de politiques et de modèles. Jusqu'en 2000, les provinces, régions et territoires tenaient leurs propres inventaires en coopération avec les installations. Ces inventaires

étaient créés dans l'idée que les détails ne seraient pas mis à disposition du public, car certaines données pourraient avoir des répercussions sur la compétitivité de certaines industries. Ces renseignements appartenant aux provinces étaient transmis à Environnement Canada dans la même optique afin de répondre aux besoins nationaux en matière de déclaration. En raison de cette utilisation restreinte de l'information, la déclaration des précurseurs du smog et des autres émissions par les installations a été déplacée vers l'Inventaire national des rejets de polluants afin de permettre un accès et une utilisation publics des données.

Comme il a été indiqué précédemment, les inventaires des émissions sont améliorés en permanence, ce qui empêche des comparaisons directes des années d'inventaire prises individuellement pour des secteurs particuliers. Un effort important a été consenti pour estimer à nouveau toutes les sources étendues à l'aide des dernières méthodologies et pour s'assurer que, dans la mesure du possible, les mêmes installations sont répertoriées le cas échéant dans toutes les années de données, entre 1985 et 2005. Ces inventaires mis à jour ont été publiés par Environnement Canada en 2008. Ils sont à disposition sur le site Web de l'Inventaire national des rejets de polluants.

Environnement Canada génère également des projections des émissions des précurseurs du smog pour atteindre le même type de demandes et d'engagement.

4.7.1 Tendances nationales

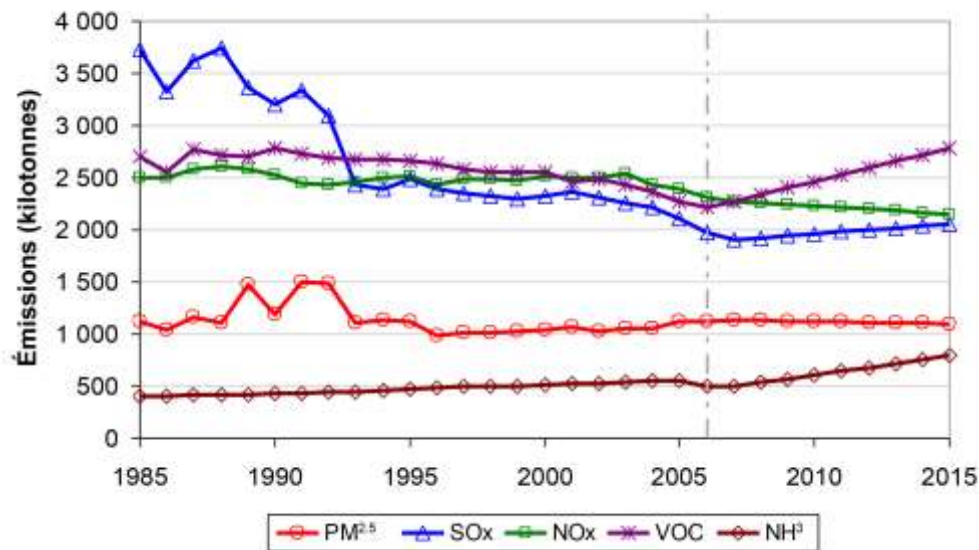


Figure 4.11 Tendances et projections des émissions nationales canadiennes (Environnement Canada, 2006; 2010b).

La figure 4.11 montre les émissions des précurseurs du smog de 1985 à 2020, la ligne verticale sur 2006 représentant la dernière année pour laquelle des données existent. Vous trouverez sur le graphique les émissions provenant de toutes les sources, à l'exception des incendies de forêt et des

sources biogéniques. Ces dernières sont trop variables et le signal biogénique éclipserait toutes les autres contributions aux émissions de composés organiques volatils (COV). La projection jusqu'en 2020 est une version précédente publiée en 2006 et fondée sur l'inventaire des émissions de 2000. De nouvelles projections comprenant de nouvelles mesures de contrôle sont en cours et devraient être mises à disposition en 2012.

Entre 1985 et 2006, les émissions de SO_x et de composés organiques volatils (COV) ont diminué de 47 % et de 18 % respectivement. Les émissions de PM_{10} ont continué à croître en raison de l'influence de la poussière des routes et des constructions. Les émissions de $PM_{2,5}$ sont restées stables. En revanche, les émissions de NO_x ont été réduites de 8 %. En raison d'augmentations dans le secteur agricole, les émissions d'ammoniac ont grimpé de 22 % d'après les estimations. Ce secteur domine l'inventaire des émissions d'ammoniac, avec une moyenne de 87 % de contribution au total national. À l'exception du NO_x , il était prévu que la plupart des émissions continuent d'augmenter à l'avenir dans différentes proportions.

Grâce à différentes initiatives nationales et provinciales de réduction des émissions (mesures réglementaires ou autres), des réductions des émissions des précurseurs du smog ont été observées dans de nombreux secteurs.

Les **émissions d'oxydes de soufre** ont été réduites par l'intermédiaire de plafonds de niveau provinciaux dans l'est du Canada (est du Manitoba) et d'une réglementation provinciale des émissions de soufre en fonction des sources, d'une diminution du contenu en soufre des carburants (essence, diesel et autres carburants), ainsi que de l'élimination progressive des centrales électriques alimentées au charbon. Certaines de ces réductions ont été obtenues par l'intermédiaire de modifications apportées aux processus des fonderies de métaux et à l'utilisation des combustibles pour la production d'électricité au charbon.

Des **réductions des oxydes d'azote** ont été obtenues grâce à des plafonds provinciaux sur les centrales électriques alimentées au charbon, à la mise en application de normes concernant les émissions des véhicules et aux exigences provinciales concernant les taux d'émissions de NO_x pour les dispositifs de combustion.

Les **émissions de composés organiques volatils (COV)** ont été réduites grâce à la mise en œuvre de directives et d'exigences provinciales sur l'utilisation de solvants, à la réglementation des pressions des vapeurs de carburant pour l'essence et le diesel, ainsi qu'à l'application de normes d'émissions pour les véhicules.

Le prix du pétrole en constante augmentation, l'expansion des projets de sables bitumineux de l'Alberta et le développement croissant du pétrole et du gaz, surtout en Alberta, ont entraîné une augmentation des émissions des précurseurs du smog, en particulier dans cette province. Le secteur du pétrole et du gaz en amont consiste en l'extraction, le traitement préliminaire et le transport du gaz et

du pétrole brut avant son arrivée dans les raffineries. L'accroissement des émissions dans ces secteurs a contrebalancé dans une certaine mesure les réductions réalisées décrites ci-dessus, en particulier dans l'est du Canada.

Lorsque les sources à ciel ouvert sont incluses, les PM_{10} augmentent sur toute la période. Si ces sources sont exclues, on constate une tendance à la baisse des émissions sur l'ensemble de la période 1985-2006, grâce à des réductions dans la majorité des secteurs clés indiqués à la figure 4.12. Les données de surveillance de l'air ambiant montrent une tendance décroissante dans les sites urbains de 1985 à 2005, avec peu ou pas de changement dans les zones rurales. Cela semble en contradiction avec la tendance nationale des PM_{10} lorsque les sources à ciel ouvert sont incluses (figure 4.13). Des renseignements sur les données de surveillance de l'air ambiant sont à disposition auprès du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique : www.etc-cte.ec.gc.ca/NAPS/index_f.html. Cette différence peut s'expliquer par l'absence de prise en compte des efforts d'atténuation des poussières au niveau provincial ou territorial (p. ex. la poussière des routes et des constructions), par une incertitude importante au niveau des estimations, par la suppression d'une grande partie des émissions de PM_{10} par impaction ou dépôt à proximité de la source, ou par le fait que les appareils de surveillance des PM_{10} se trouvent deux mètres au-dessus du sol et ne capturent pas la poussière.

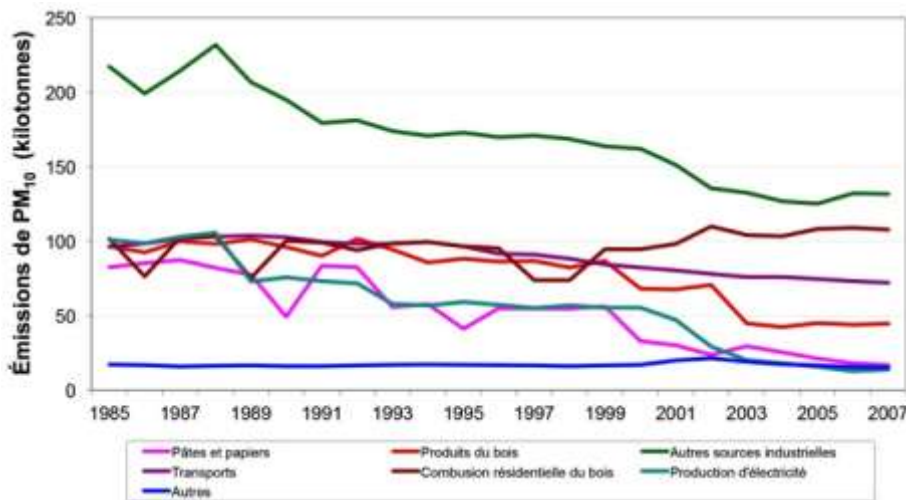


Figure 4.12 Secteurs contribuant aux émissions de PM_{10} à l'exception des sources à ciel ouvert

Les activités de construction et la poussière des routes sont la cause de la plus grande partie de l'augmentation des émissions de PM_{10} en réponse à un accroissement de l'activité de construction et des kilomètres parcourus. Il convient de noter que ces sources comportent un degré important d'incertitude et que la classe granulométrique des émissions est principalement supérieure à $PM_{2.5}$.

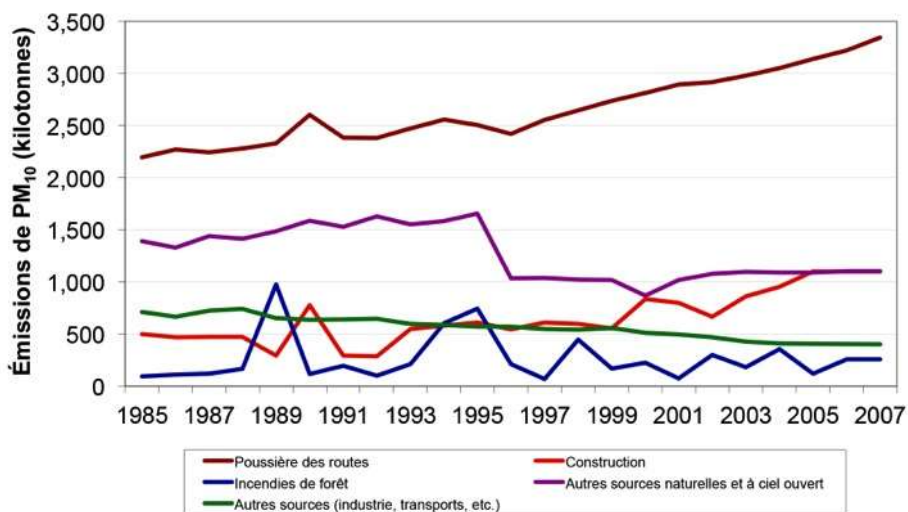


Figure 4.13 Secteurs contribuant aux émissions de PM₁₀ en comptant les sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b)

Les émissions de PM_{2.5} sont restées assez stables sur la période 1985-2006 (figure 4.11) et, lorsque les sources à ciel ouvert sont exclues (figure 4.14), une diminution des émissions de 35 % apparaît. Ces réductions sont apparues dans différents secteurs industriels comme celui du bois, celui des pâtes et papiers et celui de la production d'électricité par des combustibles fossiles. Ces réductions ont été obtenues grâce à des modifications des processus, des changements de pratiques et des technologies de contrôle des émissions supplémentaires.

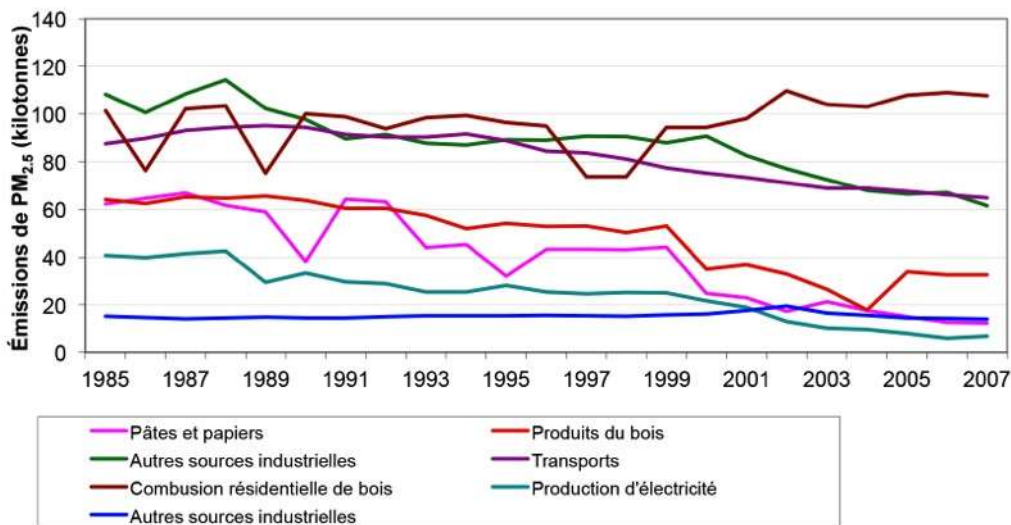


Figure 4.14 Secteurs contribuant aux émissions de PM_{2.5} à l'exception des sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b)

Les émissions de SO_x ont diminué de plus de 30 % avant 1995 (la majorité des réductions se produisant dans l'est du Canada grâce au Programme de lutte contre les pluies acides dans l'est du

Canada) et sont depuis restées relativement constantes au niveau national. Les réductions les plus importantes se sont produites dans le secteur de la fusion et du raffinage de métaux non ferreux et dans celui de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles (figure 4.15). Des diminutions moins importantes ont eu lieu dans un grand nombre d'autres secteurs industriels. Depuis 1995, un grand nombre de ces secteurs, ainsi que celui des transports, ont continué à réduire les émissions de SO_x , mais ces réductions ont été contrebalancées par l'augmentation des secteurs pétroliers en amont et en aval.

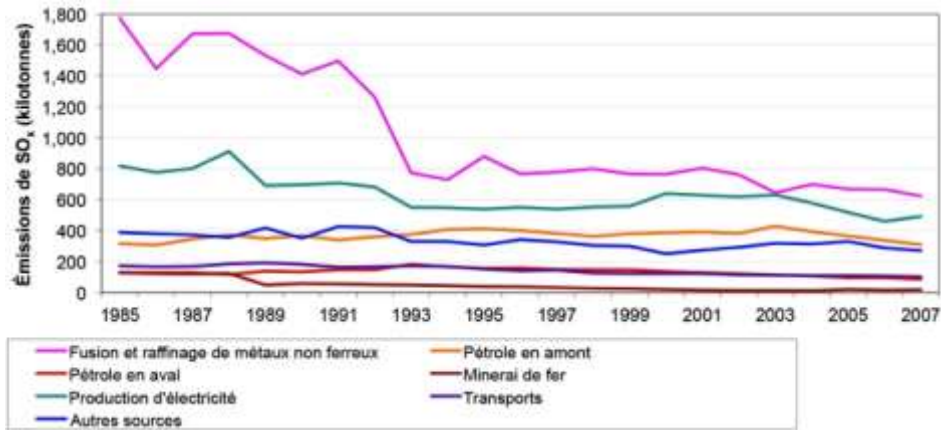


Figure 4.15 Secteurs contribuant aux émissions de SO_x à l'exception des sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b)

Les émissions de NO_x sont restées relativement constantes pendant la totalité de la période 1985-2006. Comme on peut le constater dans la figure 4.16, il y a eu une réduction d'environ 25 % des émissions du secteur des transports (grâce aux réductions des émissions des véhicules à essence), ainsi que des réductions dans certains secteurs industriels. Ces réductions du NO_x ont été contrebalancées par des augmentations des secteurs pétroliers en amont et en aval. Le secteur de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles est resté assez constant pendant toute la période.

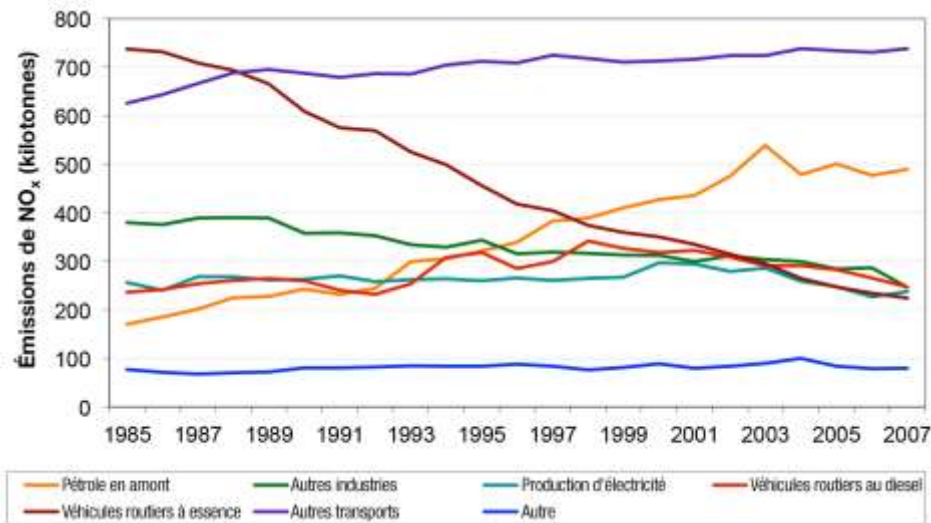


Figure 4.16 Secteurs contribuant aux émissions de NO_x à l'exception des sources à ciel ouvert (Environment Canada, 2010b)

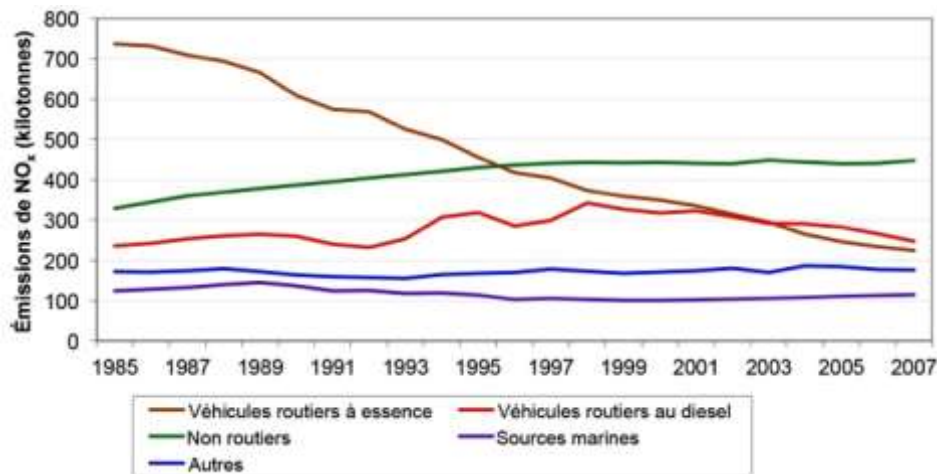


Figure 4.17 Répartition des sources d'émissions de NO_x par les secteurs des transports (Environment Canada, 2010b)

Les émissions de composés organiques volatils (COV) ont baissé d'environ 20 % entre 1995 et 2005 en raison des réductions attribuables principalement aux secteurs des transports et des solvants, avec la contribution du secteur industriel. La tendance des émissions de composés organiques volatils (COV) issues des principales sources canadiennes apparaît dans la figure 4.18, alors que la figure 4.19 montre les tendances des émissions pour les secteurs des transports. L'importante réduction attribuable aux véhicules routiers à essence apparaît dans la figure 4.19, mais ces réductions des émissions dues aux

transports ont été contrebalancées par les augmentations des secteurs pétroliers en amont (qui comprend les sables bitumineux ainsi que le pétrole et le gaz en amont), comme on peut le constater à la figure 18.

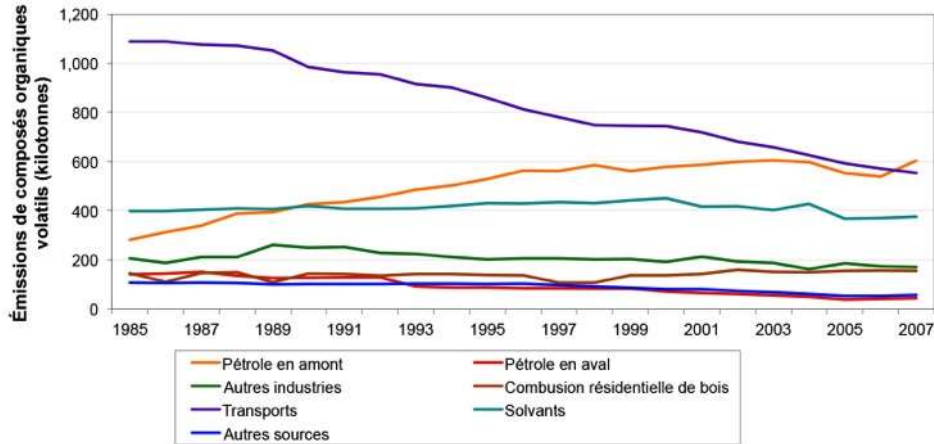


Figure 4.18 Secteurs contribuant aux émissions de composés organiques volatils (COV) sans sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b)

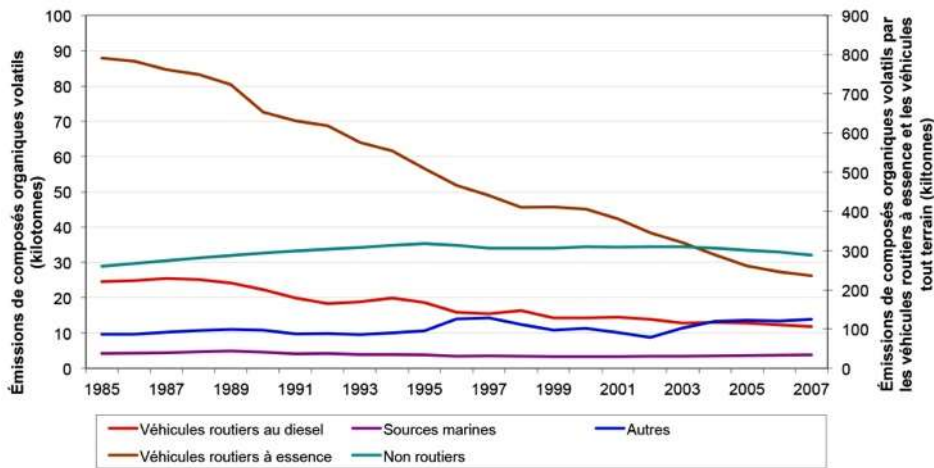


Figure 4.19 Répartition des sources d'émissions de composés organiques volatils (COV) par les secteurs des transports (Environnement Canada, 2010b)

Le secteur de l'agriculture domine les émissions d'ammoniac du Canada, représentant environ 90 % du total des émissions. À l'exception du secteur de l'agriculture, les émissions de NH_3 sont restées assez constantes entre 1985 et 2006. Les diminutions dans les secteurs industriels ont été contrebalancées par des augmentations des émissions par les véhicules routiers à essence (l'ammoniac est un sous-produit des convertisseurs catalytiques).

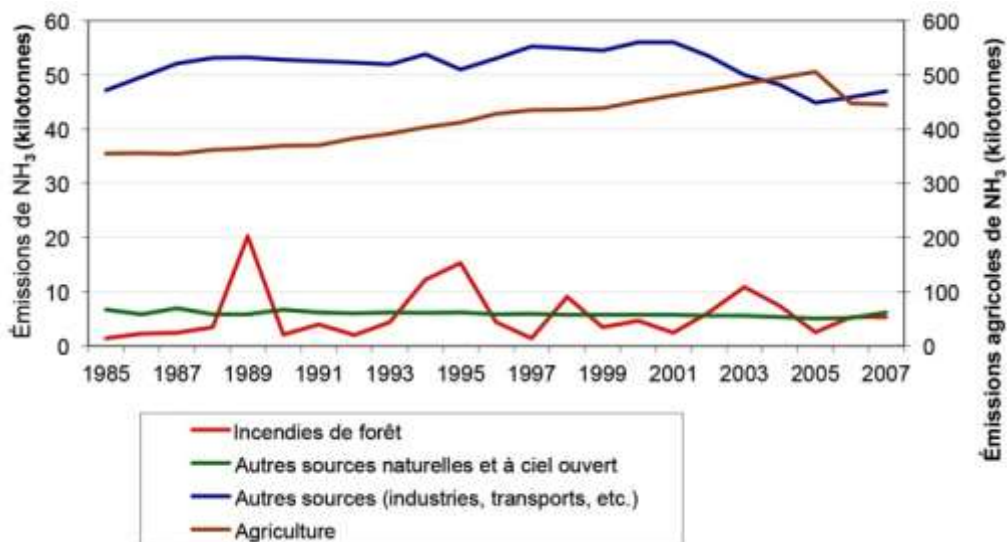


Figure 4.20 Secteurs contribuant aux émissions de NH_3 en comptant les sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b)

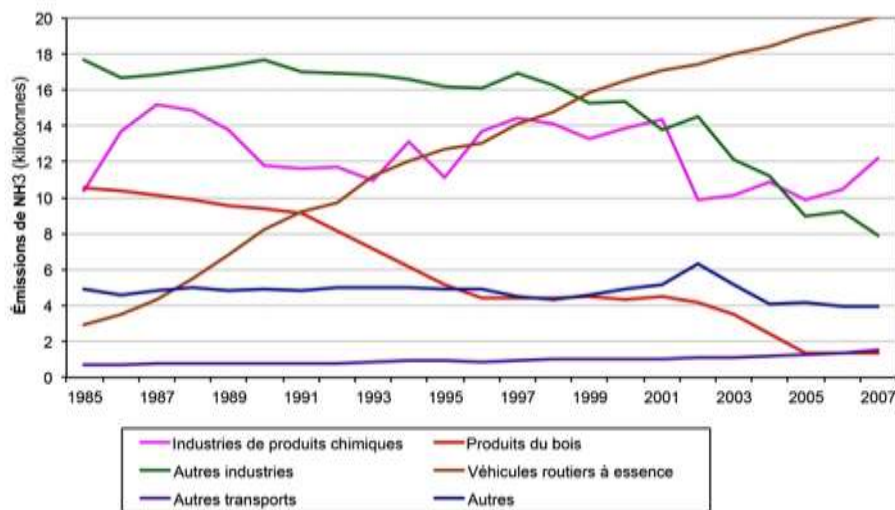


Figure 4.21 Secteurs contribuant aux émissions de NH_3 à l'exception des sources à ciel ouvert (Environnement Canada, 2010b)

4.7.2 Tendances régionales

Les Maritimes : Les émissions sont généralement orientées à la baisse dans les provinces des Maritimes. Des réductions du SO_x ont été constatées dans le secteur pétrolier, celui des transports et celui de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles. Ces réductions ont été partiellement contrebalancées par des augmentations du secteur du pétrole et du gaz en amont.

Québec : Les émissions de toutes les substances liées aux transports ont en général baissé au Québec. Les émissions de matières particulaires sont restées relativement constantes sur l'ensemble de la période de déclaration. Les émissions de SO_x ont diminué par l'intermédiaire de réductions dans le secteur de la fusion et du raffinage de métaux non ferreux et d'autres petites réductions industrielles. Les émissions de NO_x sans lien avec les transports sont restées relativement constantes, de même que les émissions de composés organiques volatils (COV). Les émissions d'ammoniac ont augmenté d'environ 16 % entre 1995 et 2006 en raison d'augmentations dans la plupart des secteurs.

Ontario : En Ontario, les émissions de matières particulaires ont été orientées à la baisse pendant toute la période, surtout grâce aux réductions des émissions du secteur des transports. Les émissions de SO_x ont baissé d'environ 45 %, surtout dans les secteurs de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles, ainsi que de la fusion et du raffinage des métaux non ferreux, sans oublier d'autres réductions moins importantes dans les secteurs industriel et des transports. Les émissions de NO_x ont diminué d'environ 25 % grâce à des réductions dans les secteurs des transports, de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles et de nombreuses réductions moins importantes attribuables à des sources industrielles.

Manitoba et Saskatchewan : Le Manitoba et la Saskatchewan sont largement influencés par le secteur des sources à ciel ouvert, en particulier en ce qui concerne les augmentations des émissions de matières particulaires; cela s'explique par une importante base agricole et les réseaux routiers. En excluant les sources à ciel ouvert, une diminution de 20 à 30 % s'est produite dans les émissions des secteurs des transports et de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles. Les émissions de SO_x de la Saskatchewan ont augmenté à cause de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles; à l'inverse, celles du Manitoba ont diminué de 24 % en raison des baisses dans le secteur de la fusion et du raffinage de métaux non ferreux. Le Manitoba a connu une baisse de 15 % des émissions de NO_x en raison des diminutions des sources des transports et de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles; en revanche, celles de la Saskatchewan ont augmenté de 27 %, en grande partie à cause du secteur de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles. Les émissions d'ammoniac de ces provinces sont restées assez constantes, avec quelques variations annuelles.

Alberta : En excluant les sources à ciel ouvert, les émissions de matières particulaires de l'Alberta ont décliné de plus de 20 % grâce à des réductions dans les secteurs des transports, de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles et de la combustion résidentielle de bois. En revanche, les émissions de matières particulaires provenant des principales sources à ciel ouvert (poussières des routes, construction et agriculture) ont augmenté. Les émissions de SO_x ont varié sur l'ensemble de la période, les émissions des sables bitumineux généralement orientées à la hausse et celles du pétrole et du gaz en amont orientées à la baisse ces dernières années. Les émissions de SO_x en lien avec la production d'électricité à partir de combustibles fossiles ont également augmenté. Les émissions de NO_x ont augmenté d'environ 50 % en raison du développement du secteur pétrolier et de celui de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles. Les émissions de composés organiques volatils (COV) ont baissé d'environ 30 % en raison des réductions attribuables aux secteurs des solvants et des transports, ainsi que, récemment, du secteur du pétrole et du gaz en amont. Ces baisses

ont été contrebalancées par des augmentations des émissions dues aux sables bitumineux. Les émissions d'ammoniac ont quelque peu décliné, avec des baisses des émissions agricoles qui ont été contrebalancées dans une certaine mesure par une augmentation des émissions du secteur industriel et de celui des transports.

Colombie-Britannique : Les émissions de matières particulaires de la Colombie-Britannique ont généralement décliné sur l'ensemble de la période de déclaration. En excluant les sources à ciel ouvert, le secteur du bois et celui des pâtes et papiers ont obtenu des baisses des émissions de matières particulaires, alors que la plupart des autres secteurs ont peu varié ou légèrement augmenté. Les émissions de SO_x présentent une augmentation d'environ 8 % due principalement aux augmentations du secteur du pétrole et du gaz en amont, ainsi qu'à une certaine augmentation du secteur de la combustion de provenance commerciale et de celui de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles. Ces augmentations ont été contrebalancées par des baisses dans les secteurs des transports. Les émissions de NO_x ont baissé d'environ 13 % principalement en raison de réductions dans le secteur des transports, contrebalancées par des augmentations dans le secteur du pétrole et du gaz en amont, ainsi que dans certains autres secteurs industriels. Les émissions de composés organiques volatils (COV) ont baissé d'environ 40 % en raison des réductions attribuables aux secteurs des transports et des solvants, malgré des augmentations des industries pétrolières qui contrebalancent cette baisse. Les émissions d'ammoniac ont diminué d'environ 12 %, en particulier en raison de changements dans le secteur agricole.

4.7.3 Émissions des États-Unis

4.7.3.1 Tendances nationales

Les niveaux de smog au Canada sont souvent influencés par les émissions aux États-Unis et inversement. Les États-Unis ont mis à disposition des inventaires à jour des émissions historiques à partir de 1990 et au-delà.

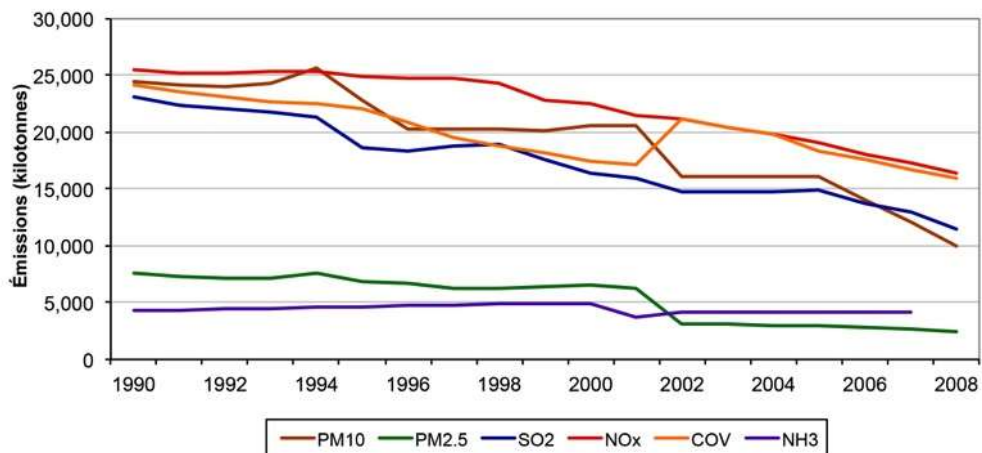


Figure 4.22 Tendence des émissions nationales des États-Unis (USEPA, 2010f)

Les émissions aux États-Unis ont généralement été orientées à la baisse entre 1990 et 2008. La figure 4.22 décrit la tendance des émissions concernant les précurseurs du smog aux États-Unis (USEPA, 2010f). En ce qui concerne les PM₁₀, les PM_{2,5}, les composés organiques volatils (COV) et le NH₃, il y a manifestement un changement de méthodologie ou de couverture concernant les émissions déclarées entre les années 1999 et 2001, car la tendance pour ces polluants se déplace soit vers le bas soit vers le haut à ce moment-là. Le changement est particulièrement évident dans la catégorie des émissions diverses, qui comprend l'agriculture et les incendies de forêt. Dans le rapport d'étape 2008 de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air, il est indiqué que ces changements sont dus à une meilleure caractérisation des sources au sein des catégories (Commission mixte internationale, 2008).

Des réductions importantes des émissions de SO₂, de NO_x et de composés organiques volatils (COV) ont été obtenues (50 %, 36 % et 34 %, respectivement), grâce à la mise en œuvre de réglementations concernant les activités industrielles importantes et les producteurs d'électricité à partir de combustibles fossiles pour le SO₂ et le NO_x, ainsi que de réglementations supplémentaires sur les solvants pour les émissions de composés organiques volatils (COV). La catégorie du transport routier (véhicules routiers) a également été réglementée afin de réduire les émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV), et les niveaux de soufre dans le carburant ont été revus à la baisse afin de diminuer les émissions de SO₂.

Les émissions de PM_{2,5} ont été réduites d'environ 65 % depuis 1990. Les réductions se sont produites dans la plupart des catégories principales, comme le montre la figure 4.23. Aux fins de comparaison, seuls les PM_{2,5} filtrables ont été utilisés. Les catégories des véhicules tout terrain et de l'élimination de déchets affichent les réductions les moins importantes pour toute la période. En raison de l'ampleur différente de la catégorie des sources diverses par rapport aux autres, un axe Y secondaire a été utilisé pour représenter les émissions par la ligne épaisse bleue. Les changements méthodologiques ou autres apportés aux inventaires sont visibles pour les catégories des sources diverses, de la combustion

d'autres combustibles et des autres processus industriels; en effet, des ruptures de la tendance apparaissent en 2001 pour ces catégories.

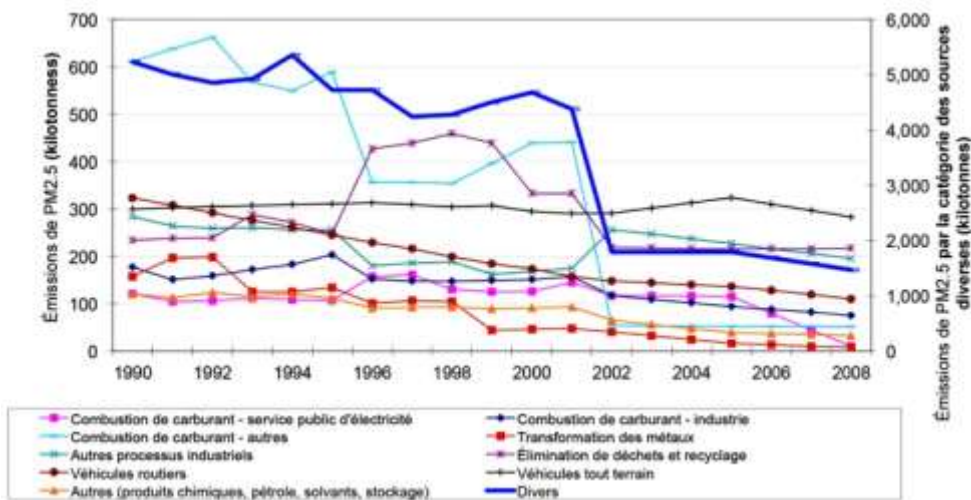


Figure 4.23 Émissions de PM_{2.5} des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f)

Les émissions de dioxyde de soufre ont baissé d'environ 44 % entre 1990 et 2008. La figure 4.24 montre des réductions surtout dans les catégories service d'électricité et consommation de carburant industrielle (représentées par les lignes épaisses sur l'axe X principal), qui représentent 80 % des émissions en 2008. La plupart des autres catégories (représentées par des lignes fines sur l'axe secondaire) ont également diminué, sauf les catégories des véhicules tout terrain et des sources diverses. Le secteur des sources diverses, inclus dans la catégorie Autres, est constitué de sources assez variables (p. ex. l'agriculture et les incendies de forêt). En outre, il est amélioré en permanence, ce qui peut expliquer une partie de l'augmentation.

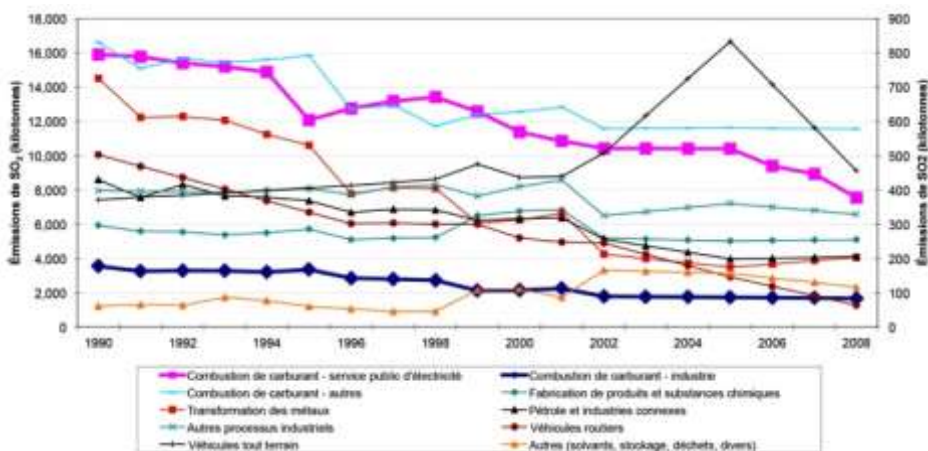


Figure 4.24 Émissions de SO_x des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f)

Les émissions d'oxydes d'azote (NO_x) ont baissé de 36 % au total entre 1990 et 2008, surtout grâce aux réductions constatées dans les catégories du transport routier (véhicules routiers), du carburant pour le service public d'électricité et de la consommation de carburant industrielle. La figure 4.25 représente les catégories principales indiquées ci-dessus par des lignes épaisses sur l'axe Y secondaire, ainsi que les émissions de la catégorie tout terrain, qui ont augmenté d'environ 18 %. Une baisse des émissions a été observée pour certains des secteurs qui contribuent le moins, alors que les émissions des industries pétrolières et connexes semblent avoir augmenté. L'augmentation pour les industries pétrolières et connexes peut être due à un changement de méthode, car les émissions sont presque multipliées par trois entre 2001 et 2002.

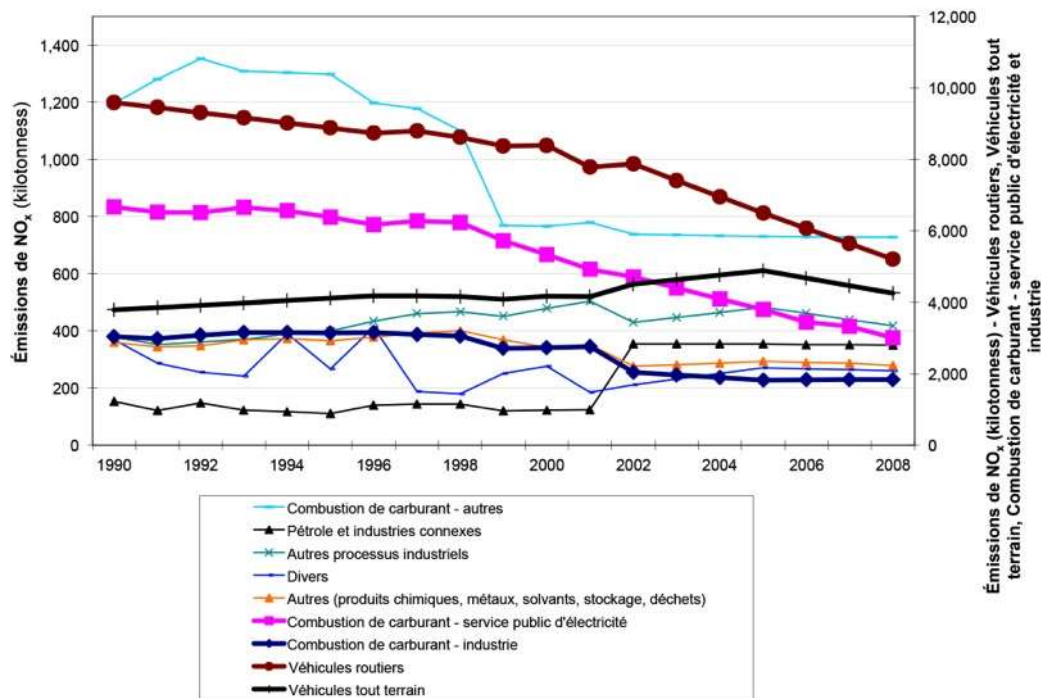


Figure 4.25 Émissions de NO_x des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f)

Les émissions nationales de composés organiques volatils (COV) ont baissé de 30 % entre 1990 et 2008, principalement grâce à des réductions de 60 % dans les secteurs du transport routier (véhicules routiers) et de l'utilisation de solvants. Ces réductions et d'autres à moindre échelle dans d'autres catégories ont été contrebalancées par des augmentations dans les catégories des sources diverses et de la combustion d'autres combustibles industriels. La figure 4.26 montre l'évolution des émissions de NO_x pour les différentes catégories. Les cinq catégories principales d'émissions (p. ex. transports, solvants, etc.) sont représentées par des lignes plus épaisses sur l'axe Y secondaire.

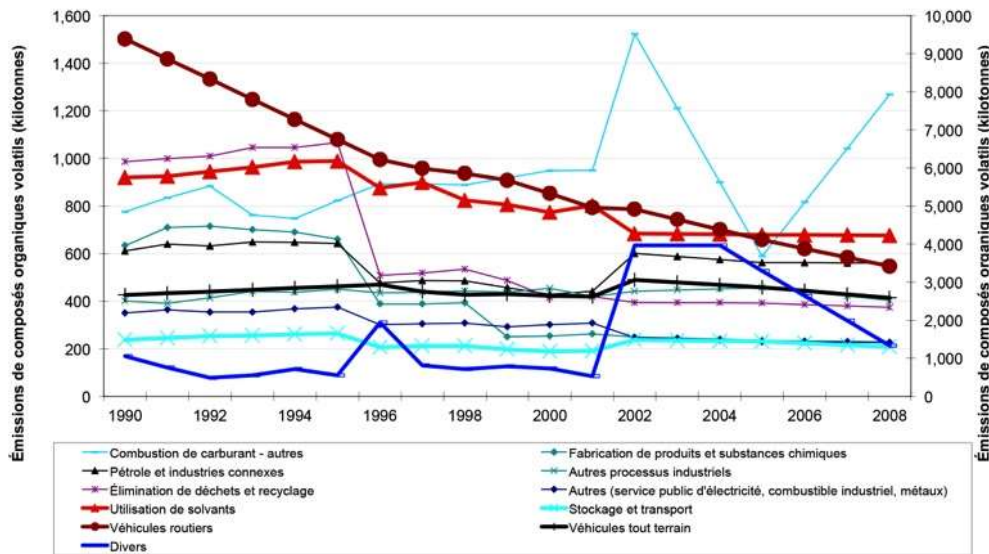


Figure 4.26 Émissions de composés organiques volatils (COV) des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f)

Comme au Canada, l'inventaire des émissions d'ammoniac des États-Unis est dominé par le secteur agricole, avec une proportion moyenne de 87 % des émissions du pays. Les émissions nationales d'ammoniac ont légèrement diminué (4 %) pendant la période allant de 1990 à 2007, surtout en raison d'une baisse de 4 % des émissions agricoles de NH_3 (incluses dans la catégorie des sources diverses) comme l'indique la figure 4.27. Une baisse des émissions de NH_3 s'est également produite dans la plupart des secteurs, mais elle a été quelque peu contrebalancée par une augmentation des émissions provenant des véhicules routiers (73 %) et des processus industriels (300 %). Remarquez qu'il y a une divergence évidente dans l'ampleur des émissions pour presque tous les secteurs pendant la période 2000-2002. Cela a contribué dans une certaine mesure aux augmentations ou aux diminutions générales des émissions.

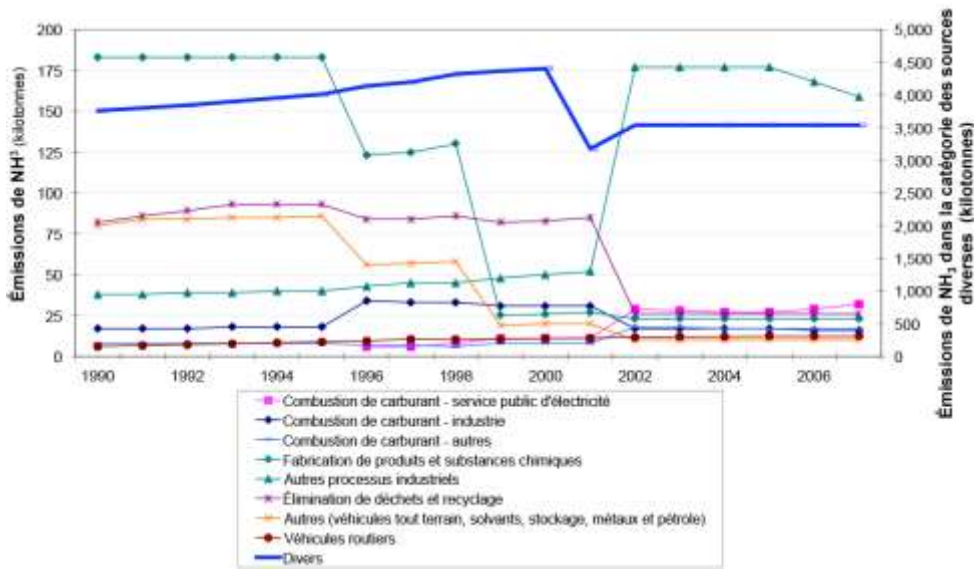


Figure 4.27 Émissions de NH₃ des États-Unis par catégorie (USEPA, 2010f)

4.7.3.2 Tendances régionales

Comme il est indiqué dans les rapports d'étape de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air, entre 2004 et 2008, des régions au Canada et aux États-Unis sont influencées par les flux transfrontaliers de polluants. L'analyse régionale sera principalement centrée sur la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) des États-Unis, qui couvre les 19 États du nord-est suivants : Connecticut, Delaware, Illinois, Indiana, Kentucky, Maine, Maryland, Massachusetts, Michigan, New Hampshire, New York, New Jersey, Ohio, Pennsylvanie, Rhode Island, Vermont, Virginie-Occidentale, Wisconsin, et le district de Columbia. La figure 4.28 reprend les données du rapport de 2008 (Commission mixte internationale, 2008).



Figure 4.28 Zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) aux États-Unis (Commission mixte internationale, 2008)

Par rapport aux totaux des émissions nationales pour 2005, ces États ont représenté 20 % des émissions nationales de $PM_{2.5}$, 48 % pour le SO_x , 33 % pour le NO_x , 30 % pour les composés organiques volatils (COV) et 22 % pour le NH_3 . La figure 4.29 représente la tendance de 1990 à 2005, à l'aide des inventaires détaillés disponibles auprès de l'Environmental Protection Agency pour 1990, 1996, 1999, 2002 et 2005 (USEPA, 2010a, b, c, d, e).

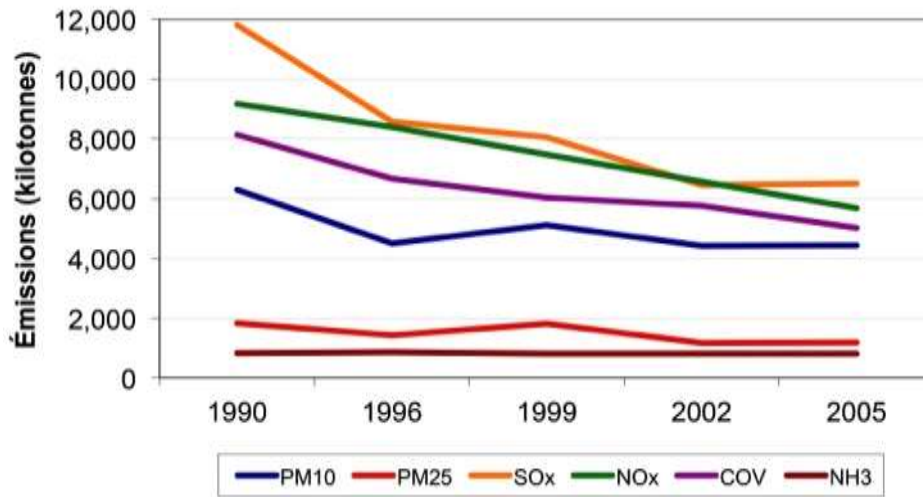


Figure 4.29 Tendence des émissions de la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)

Les émissions de $PM_{2.5}$ dans les États du nord-est ont baissé de 36 % au total. Comme au Canada, ce polluant est dominé par les émissions de poussières routières et agricoles comprises dans la catégorie des sources diverses (figure 4.30). On a estimé que les émissions appartenant à la catégorie des sources diverses avaient diminué de 60 % (USEPA, 2010a, b, c, d, e). Comme il est indiqué dans le rapport d'étape de 2008 de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (Commission mixte internationale, 2008), la caractérisation de nombreuses catégories s'est améliorée, ce qui pourrait entraîner une partie des augmentations et des baisses apparemment importantes et soudaines.

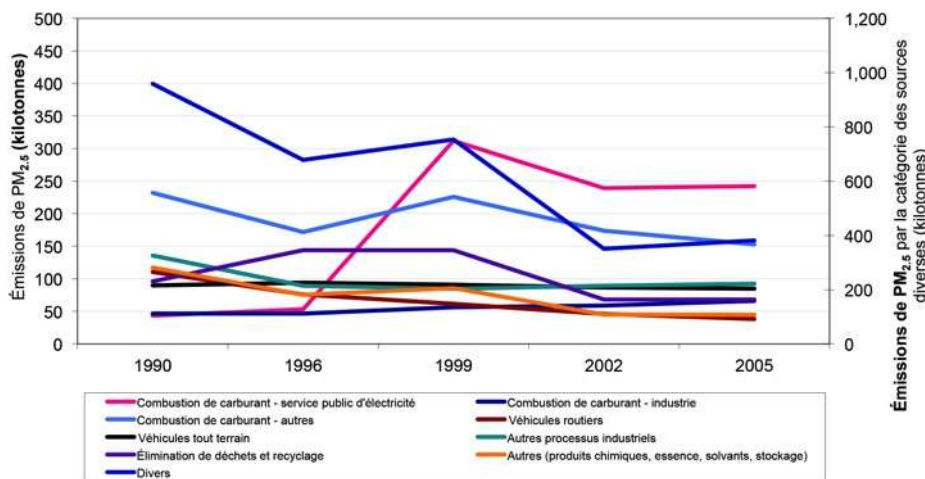


Figure 4.30 Tendence des émissions de $PM_{2.5}$ dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)

Les émissions de SO_2 ont baissé de 45 %, en grande partie en raison d'une réduction de 42 % de la source dominante, la catégorie des services publics d'électricité. La figure 4.31 ci-dessous montre

comment la plupart des autres catégories dans les États du nord-est ont également réduit les émissions de SO₂, sauf dans la catégorie tout terrain, qui a augmenté d'environ 60 % (USEPA, 2010a, b, c, d, e).

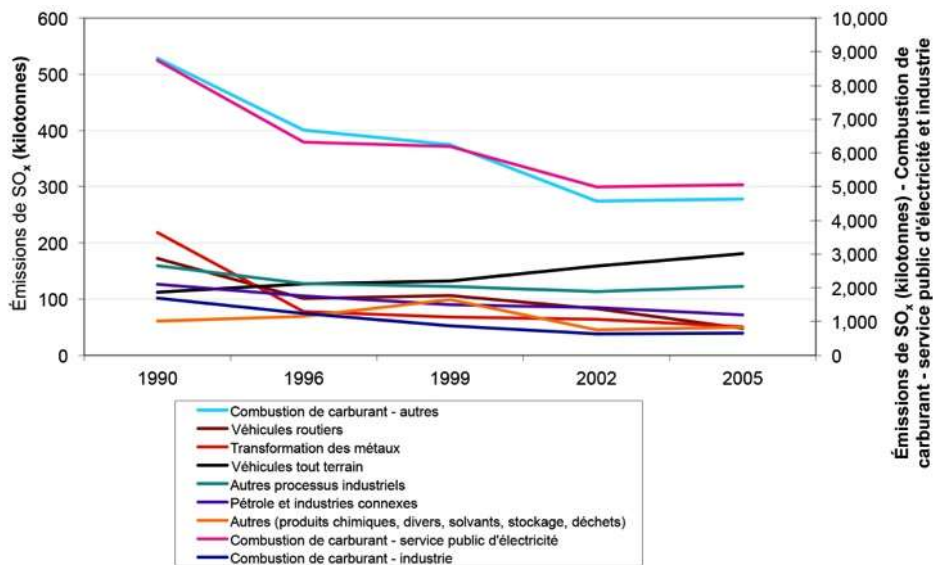


Figure 4.31 Tendence des émissions de SO_x dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)

La plupart des sources de NO_x ont vu leurs émissions décroître depuis 1990, sauf les véhicules tout terrain, qui ont augmenté de 16 % (figure 4.32). Entre 1990 et 2005, les émissions de NO_x ont baissé de 38 % au total, surtout grâce aux réductions attribuables aux véhicules routiers (40 %) et à la combustion de combustibles dans la catégorie des services publics d'électricité (54 %) (USEPA, 2010a, b, c, d, e).

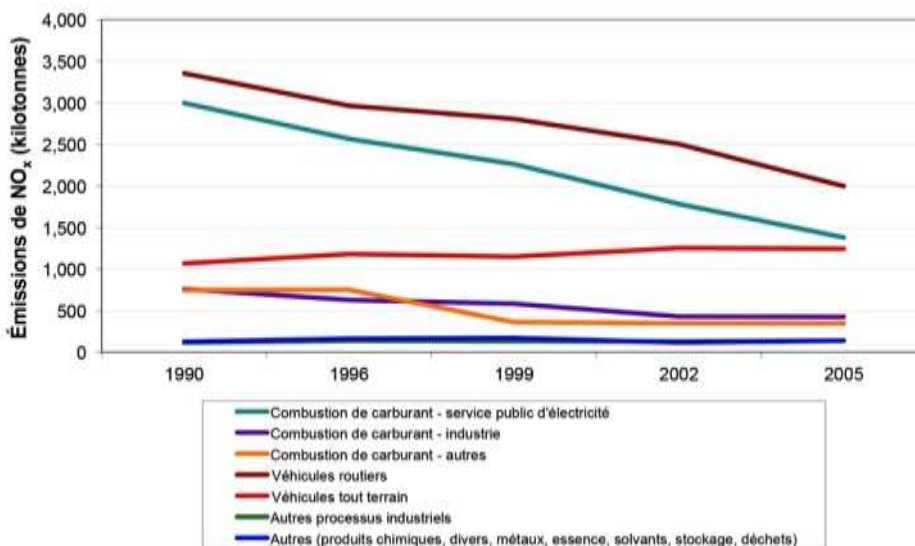


Figure 4.32 Tendence des émissions de NO_x dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)

Les émissions de NO_x ont baissé de façon significative depuis 1990 grâce à la mise en œuvre du programme d'échange de bilan (Budget Trading Program) des NO_x aux États-Unis. À partir de 2007, 20 États et le district de Columbia ont été concernés par ce programme d'échange. Au cours de la saison type de l'ozone (de mai à septembre), les émissions de NO_x ont baissé de presque 74 % pendant la période allant de 1990 à 2006 (Commission mixte internationale, 2008). En revanche, les émissions annuelles ont été relativement constantes au cours des 5 à 10 dernières années de la période de déclaration. Les secteurs contribuant aux réductions dans cette région sont semblables à ceux de l'ensemble des États-Unis.

Les émissions de composés organiques volatils (COV) ont été réduites de 38 % au total, les réductions les plus importantes étant attribuables aux secteurs des véhicules routiers (56 %) et de l'utilisation des solvants (31 %). La figure 4.33 représente les tendances des émissions de composés organiques volatils (COV) (USEPA, 2010a, b, c, d, e).

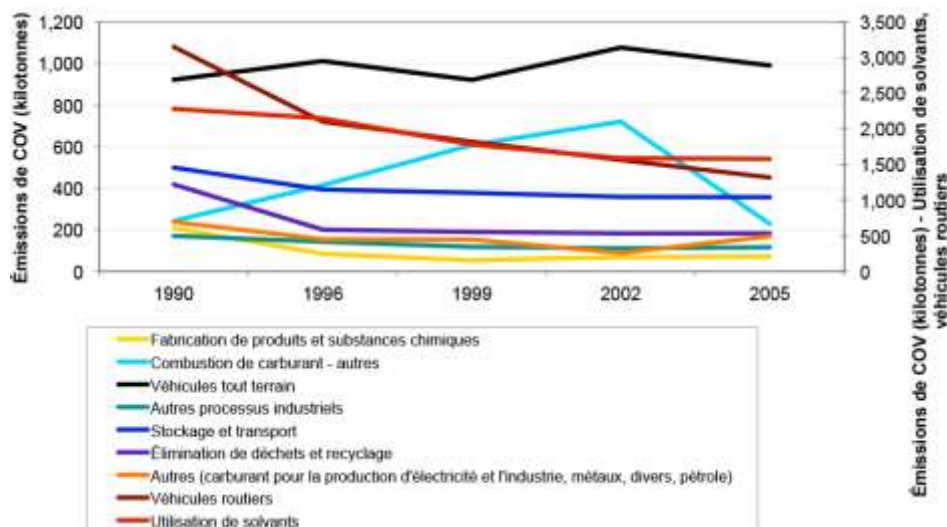


Figure 4.33 Tendances des émissions de composés organiques volatils (COV) de la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)

Les émissions d'ammoniac indiquées à la figure 4.34, ont légèrement baissé (2 %) entre 1990 et 2005, influencées par le secteur agricole dominant au sein de la catégorie des sources diverses. Comme au Canada, les émissions d'ammoniac dues au secteur des véhicules routiers ont augmenté (85 %) dans la zone de gestion des émissions de polluants des États-Unis (USEPA 2010a, b, c, d, e). Autrement, les émissions ont baissé pour les catégories chimique et pétrolière, et augmenté pour la catégorie des autres processus industriels. En revanche, on ne sait pas s'il s'agit de modifications méthodologiques ou réelles en raison de l'amélioration déclarée de la caractérisation (Commission mixte internationale, 2008).

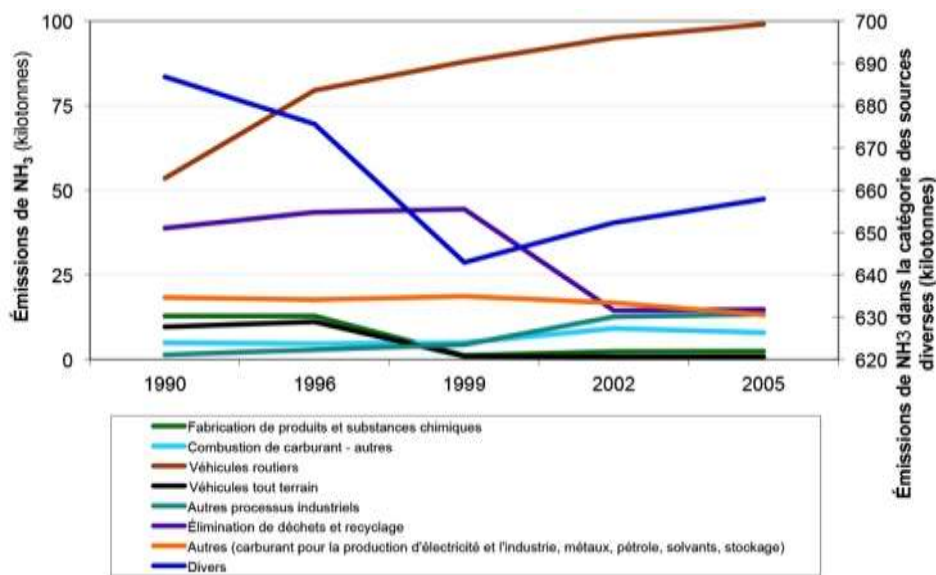


Figure 4.34 Tendence des émissions de NH₃ dans la zone de gestion des émissions de polluants aux États-Unis (USEPA, 2010a, b, c, d, e)

4.7.4 Projections en matière d'émissions

Environnement Canada est responsable des projections canadiennes concernant les émissions des principaux contaminants atmosphériques (PCA). Les projections actuellement à disposition sont fondées sur l'inventaire des émissions de 2000. Elles ont été effectuées en utilisant les méthodologies acceptées sur la base du document « Perspectives des émissions du Canada : Une mise à jour » publié en 1999 par Ressources naturelles Canada, avec des données supplémentaires d'Infometrica Limited (2007). Ces projections, effectuées en 2004, utilisaient les derniers renseignements disponibles, ainsi que des données fournies par les experts en la matière, les provinces, les territoires et les associations industrielles. Les projections prennent en compte les répercussions de toutes les politiques et ententes visant à réduire les émissions en vigueur à l'époque.

Environnement Canada en est aux dernières étapes d'élaboration de nouvelles projections à l'aide d'une nouvelle méthodologie décrite à la section suivante. Pour plus de renseignements sur l'ancienne méthodologie de projection des émissions, consultez la section sur l'inventaire des émissions dans le chapitre 2 du document Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada (Niemi, 2005).

4.7.4.1 Méthodologie des projections des nouvelles émissions

Énergie 2020 est un modèle économique nord-américain intégré, multirégional et multisectoriel qui simule l'offre, le prix et la demande pour les carburants. Il peut être adapté pour répondre aux besoins particuliers des clients et a été modifié pour correspondre aux projections des émissions des PCA. Cette version modifiée s'appelle maintenant « modèle énergie-émissions-économie du Canada » ou MCE3 (Environnement Canada, 2008b).

MCE3 (figure 4.35) est un modèle multisectoriel qui simule l'offre et la demande d'énergie (électricité, combustibles fossiles, etc.) et fonctionne avec le modèle macroéconomique d'Infometrica Limited (Infometrica, 2007) afin de simuler les répercussions financières dans un mécanisme de rétroaction par rapport à MCE3. Ce modèle a été modifié avec les courbes énergétiques, économiques et des coûts afin de correspondre aux projections des émissions des PCA pour les huit contaminants correspondant à la base économique et industrielle du Canada. Ces courbes ont été tracées à l'aide d'études provenant des principaux secteurs industriels canadiens et d'autres études particulières menées par des consultants. Les dernières perspectives de l'énergie de l'Office national de l'énergie (ONE, 2007) ont également été incluses dans le modèle. Les coefficients d'émissions des PCA sont ensuite dérivés en utilisant les émissions réelles et le facteur approprié (p. ex. énergie, activité économique ou autre facteur exogène) sur la base des derniers inventaires des émissions disponibles.

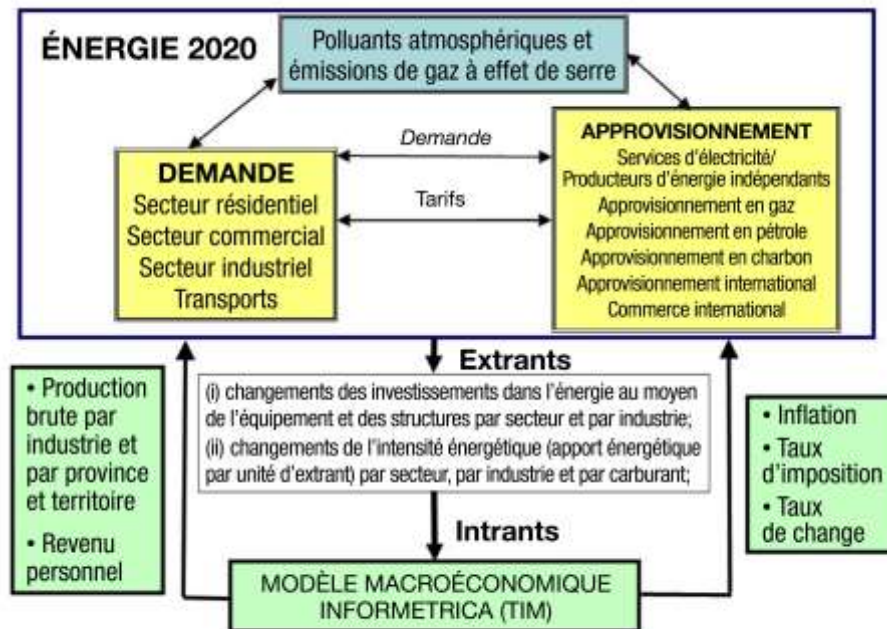


Figure 4.35 Schéma des interactions dans le modèle MCE3 (Macaluso, 2009)

Au moment d'effectuer les projections, le modèle MCE3 utilise les données des 20 dernières années sur les émissions des PCA, l'offre et la demande d'énergie, ainsi que les renseignements économiques pour « démarrer » (c.-à-d. pour préparer les grilles du modèle avec des données de référence). Il utilise ensuite les perspectives de l'énergie (conventionnelle et renouvelable), les projections économiques et d'autres attentes du marché afin de projeter les différents résultats et demandes. Pendant la simulation, il collabore avec le modèle macroéconomique d'Infometrica Limited et les courbes des coûts pour simuler les changements financiers et leur rétroaction sur les projections. Les modifications de la politique et de l'investissement concernant la technologie de contrôle des émissions sont intégrées pour définir leurs conséquences sur l'économie et le réaligement résultant des demandes et des résultats. Le modèle MCE3 a également pris en compte dans les projections de résultats toutes les

répercussions des réglementations et des programmes de réduction des émissions actuellement en place et prévus.

Les coefficients pour les émissions des PCA sont ensuite appliqués aux facteurs résultants, tout en incluant les effets des changements de politique et de contrôle des émissions, afin d'obtenir une projection préliminaire des émissions. Ces projections sont ensuite vérifiées avec les experts en la matière d'Environnement Canada et les autorités provinciales/territoriales afin de s'assurer que toutes les initiatives et ententes nationales, provinciales et territoriales ont été correctement prises en compte dans les résultats du modèle.

La force du modèle MCE3 réside dans la simulation de l'ensemble des différents aspects au niveau national et agrégé. Néanmoins, lorsque les résultats sont divisés jusqu'au niveau provincial ou inférieur, l'incertitude augmente en raison des hypothèses effectuées concernant l'état des économies provinciales/territoriales et des secteurs individuels.

4.7.4.2 Projections des émissions nord-américaines

Les projections des émissions nationales des précurseurs du smog au Canada et aux États-Unis en 2015 sont résumées dans le tableau 4.5. Au niveau spatial, ces données seront distribuées de la même façon que les tendances de 2006 dans les figures 4.6 à 4.10, même si des émissions moins importantes sont attendues dans certaines régions.

Tableau 4.5 Niveaux d'émissions prévus pour 2015 au Canada et aux États-Unis (Environnement Canada, 2006; USEPA, 2005)

	Canada	États-Unis	Total pour l'Amérique du Nord
PM ₁₀	5 826	12 711	18 537
PM _{2.5}	1 118	4 212	5 330
SO _x	1 921	4 942	6 863
NO _x	2 233	10 272	12 505
COV	2 240	11 844	14 084
NH ₃	551	3 629	4 180

Il convient de noter qu'il s'agit ici des précédentes projections canadiennes fondées sur l'inventaire des émissions pour l'année 2000. Depuis leur élaboration en 2004, des initiatives de réduction supplémentaires ont été mises en œuvre partout au Canada. Veuillez consulter la section 4.7.4.3 pour une discussion plus précise sur les projections des émissions canadiennes.

D'après les projections, les émissions canadiennes de $PM_{2.5}$ devraient rester relativement stables jusqu'en 2015 en raison de la proportion importante de poussières des routes et des constructions, ainsi que de la combustion résidentielle de bois au Canada. Les émissions de $PM_{2.5}$ aux États-Unis devraient baisser d'environ 20 % grâce à la mise en œuvre du règlement Clean Air Interstate Rule (CAIR).

Grâce à l'évolution prévue des émissions de SO_x au Canada et aux États-Unis, un changement important de l'ampleur des émissions dans la région se produit. Les émissions de SO_x prévues pour 2015 montrent une baisse évidente de l'intensité des émissions dans la plupart des régions au Canada et aux États-Unis. Les émissions dans l'ouest de l'Alberta et dans le corridor Windsor-Québec restent élevées, mais on constate des réductions. Aux États-Unis de nombreuses régions allant du Dakota du Nord au Maine affichent une baisse de l'intensité des émissions alors que dans de nombreuses autres régions, les intensités des émissions sont restées constantes ou ont été orientées à la hausse. Pour illustrer les répercussions de l'évolution des émissions en Amérique du Nord, des cartes de densité des émissions de SO_x pour les années 2002 et 2015 sont visibles dans les figures 4.36 et 4.37. Les émissions de NO_x prévues pour 2015 montrent en général une tendance de réduction semblable à celle du SO_x dans ces figures.

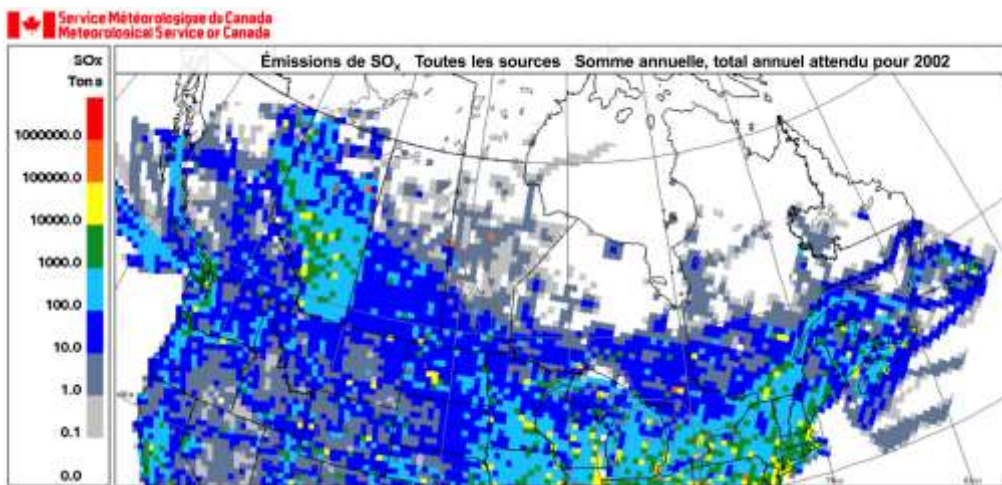


Figure 4.36 Carte de densité des émissions de SO_x en Amérique du Nord en 2002 (Environnement Canada, 2009b).

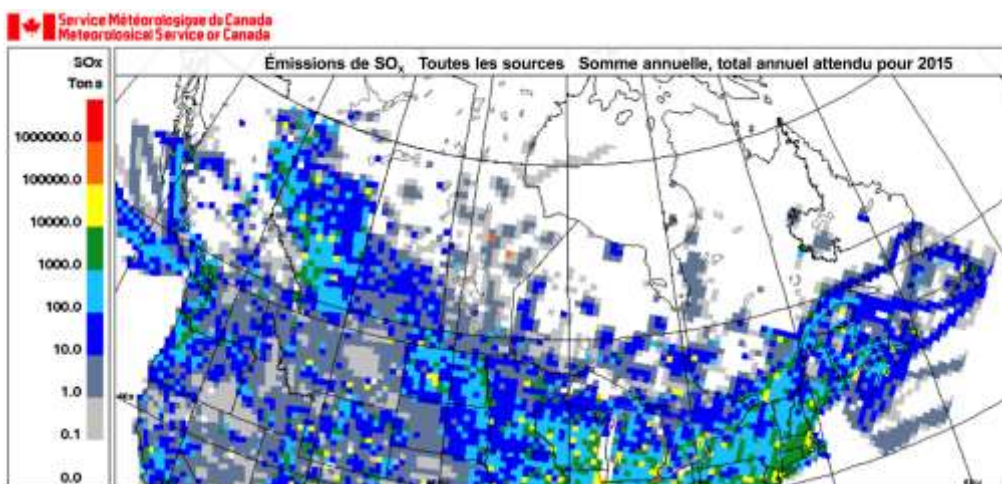


Figure 4.37 Carte de densité des émissions de SO_x en Amérique du Nord en 2015 (Environnement Canada, 2009b)

4.7.4.3 Émissions futures au Canada

Le tableau 4.5 donne une estimation des futures émissions qui ont préalablement été publiées par Environnement Canada. Ces projections d'émissions jusqu'en 2015 sont fondées sur l'inventaire des émissions de 2000 effectué en 2004. La figure 4.11 fournit également cette information dans une tendance graphique pour les années 1985 à 2020.

En ce qui concerne les matières particulaires, on prévoit généralement une augmentation continue des émissions de tous les secteurs, sauf pour les transports. La baisse prévue des émissions du secteur des transports est liée à des changements des caractéristiques des émissions des moteurs qui devraient être utilisés en 2015.

En ce qui concerne le SO_x , les principaux secteurs qui contribuent aux émissions devraient connaître des réductions (fusion et raffinage, production de pétrole et utilisation de combustibles, pâtes et papiers, transports et production d'électricité). Ces réductions devraient être contrebalancées par des augmentations dans le secteur des sables bitumineux et celui du pétrole et du gaz en amont.

Les émissions de NO_x devraient connaître une légère baisse dans l'ensemble. En revanche, comme pour les émissions de SO_x , les réductions dans le secteur des transports devraient être contrebalancées par des augmentations des émissions dans le secteur des sables bitumineux et celui du pétrole et du gaz en amont.

On prévoit généralement une augmentation des émissions d'ammoniac dans la plupart des secteurs en raison d'une croissance économique continue et d'un manque d'initiatives prévues pour réduire les émissions d'ammoniac au moment où la modélisation des projections a eu lieu.

4.8 Résumé et conclusions

Si les émissions canadiennes (sauf pour l'ammoniac) ont quelque peu baissé entre 1990 et 2006, les niveaux des émissions sont restés relativement stables ou ont connu une augmentation au cours des cinq à dix dernières années. Les États-Unis affichent en général des diminutions continues des émissions sur la période, sauf pour les émissions de composés organiques volatils (COV) et de NH_3 qui, malgré une orientation à la baisse, sont irrégulières ou généralement stables (voir la figure 4.22).

En général, les émissions canadiennes de PM_{10} ont augmenté en raison de l'influence des poussières des routes, des constructions et de l'agriculture. Si on exclut ces sources, les émissions de PM_{10} ont baissé pour de nombreuses autres sources. Pour les $\text{PM}_{2.5}$, les émissions sont restées relativement constantes en général. Si les $\text{PM}_{2.5}$ provenant des poussières des routes, des constructions et de l'agriculture sont exclues de l'analyse des tendances, les diminutions d'un grand nombre de secteurs apparaissent.

Des réductions importantes des émissions de SO_x ont été réalisées, d'autres baisses devant intervenir à l'avenir. Les diminutions obtenues dans l'est du Canada dans le cadre du programme canadien de lutte contre les pluies acides ont récemment commencé à être contrebalancées par des augmentations des émissions attribuables au développement croissant de l'industrie du pétrole dans l'ouest. Les émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) ont affiché des baisses modestes mais, encore une fois, elles sont actuellement contrebalancées par les émissions de l'industrie du pétrole en plein développement dans l'ouest.

Les émissions d'ammoniac au Canada sont dominées par le secteur de l'agriculture, pour lequel les estimations actuelles montrent une augmentation continue des émissions. La plupart des autres sources (sauf les véhicules routiers) présentent des émissions d'ammoniac à la baisse.

Les inventaires des émissions ont longtemps été critiqués, car ils ne donnaient pas le meilleur aperçu des émissions à un moment donné. Cela est dû principalement au degré élevé d'incertitude et de variabilité de certaines sources et aux méthodologies d'estimation des émissions des précurseurs du smog. Si les estimations des émissions provenant de sources industrielles ont été largement améliorées, les méthodologies d'estimation pour les sources non ponctuelles doivent encore être améliorées, en particulier pour les sources d'émissions fugitives comme les émissions de poussières, le secteur canadien du pétrole et du gaz en amont ou encore le secteur des sables bitumineux. Il est également fondamental de poursuivre le travail d'amélioration des estimations des émissions pour les inventaires des émissions historiques, car ces séries chronologiques constituent habituellement la base de l'élaboration de politiques et de la prise de décisions.

L'amélioration des estimations non ponctuelles, ainsi que de la distribution spatiale et temporelle des émissions permettra une meilleure modélisation de la qualité de l'air ambiant. Ainsi, les prévisions de la qualité de l'air pourront être améliorées et les décideurs disposeront d'une meilleure base d'information qui leur servira dans leurs efforts continus d'amélioration de la qualité de l'air par l'intermédiaire de réductions ciblées des émissions.

Références

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1997. Canadian 1996 NO_x/VOC Science Assessment. Avril 1997.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2003a. Sciences atmosphériques et ozone au niveau du sol : Update in Support of the Canada-Wide Standards for Particulate Matter and Ozone. Accès : www.ccme.ca/ourwork/air.fr.html?category_id=107

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2003b. Sciences atmosphériques et particules : Update in Support of the Canada-Wide Standards for Particulate Matter and Ozone. Accès :

www.ccme.ca/ourwork/air.fr.html?category_id=107

Carter, W.P.L. 2008. SAPRC Atmospheric Chemical Mechanisms and VOC Reactivity Scales. Air Pollution Research Center, College of Engineering – Center for Environmental Research and Technology. Université de la Californie, Riverside (CA), janvier 2008. Accès aux données : www.cert.ucr.edu/~carter/SAPRC/

[CMI] Commission mixte internationale. 2008. Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air : Rapport d'étape 2008. ISBN : 978-0-662-04740-7. Accès au rapport : www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=D8E5913D-0A85-4BE4-AD67-B627D0C0FE87

Environnement Canada. 2001. Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada : un rapport du Service météorologique du Canada, mai 2001. ISBN 0-662-30650-3. Accès : www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/smog/smog_f.html

Environnement Canada. 2004. Canada – United States Transboundary PM Science Assessment: A Report by the Canada-U.S. Air Quality Committee. ISBN 0-662-38678-7. Accès : www.publications.gc.ca/collections/Collection/En56-203-2004E.pdf

Environnement Canada. 2005. Particulate Speciation of the 2002 Emissions Inventory. [inédit]. David Niemi. Gatineau (Qc), mai 2005.

Environnement Canada. 2006. Provincial Emissions Trends and Projections. Gatineau (Qc), août 2006. [publié sur Internet en novembre 2006].

Environnement Canada. 2008a. Inventaire national des rejets de polluants – Boîte à outils – COV différenciés de la Partie 5 – Information complémentaire (synonymes et composés). Accès : www.ec.gc.ca/pdb/websol/ToolBox/other/part_5_speciated_voc_2006_f.cfm [dernière mise à jour le 12 novembre 2008; consulté le 21 avril 2009].

Environnement Canada. 2008b. Prendre le virage : Modélisation détaillée des émissions et des répercussions économiques – Annexe 1 : Cadre de modélisation d'Environnement Canada. Accès : www.ec.gc.ca/doc/virage-corner/2008-03/571/Annex1_fra.htm [dernière mise à jour le 7 mars 2008; consulté le 30 avril 2009].

Environnement Canada. 2009a. Inventaire national des rejets de polluants (INRP) – Bases de données téléchargeables. Accès : www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=0EC58C98- [dernière mise à jour le 2 avril 2009; consulté le 3 juin 2009].

Environnement Canada. 2009b. North American Emissions Maps. [inédit]. Véronique Bouchet, Ph. D., Opérations des prévisions nationales, Montréal (Qc), août 2009.

Environnement Canada. 2010a. Inventaire national des rejets de polluants (INRP) – Bases de données téléchargeables. Accès : www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=0EC58C98- [dernière mise à jour le 20 avril 2010; consulté le 25 avril 2010].

Environnement Canada. 2010b. Tendances nationales sur les émissions des principaux polluants atmosphériques (mise à jour de juillet 2009). [en format Excel]. Accès : www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=0EC58C98- [dernière mise à jour le 20 avril 2010; consulté le 25 avril 2010].

Infometrica Limited. 2007. Infometrica Forecast Services. Accès : www.infometrica.com/

Macaluso, Nick. 2009. E3MC slide on model interactions. Septembre 2009.

[NARSTO] Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique. 2004. Particulate Matter Assessment for Policy Makers: A NARSTO Assessment. McMurry, P., Shepherd, M., Vickery, J. (éd.) Cambridge (Royaume-Uni) :Cambridge University Press. ISBN 0-52-184287-5.

[NARSTO] Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique. 2005. Improving Emission Inventories for Effective Air Quality Management Across North America: A NARSTO Assessment. Deslauriers, M., Fledman, H., Frey, C., Mobley, D., Rojas-Bracho, L., Wierman, S. (éd.). Accès au rapport : www.narsto.org/section.src?SID=8

Niemi, D. 2005. Chapitre 2 : Les émissions polluantes en cause dans les dépôts acides en Amérique du Nord. *In*: Environment Canada. 2005. Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Ottawa (Ont.) : Service météorologique du Canada, Environnement Canada. ISBN 0-662-38754-6. Accès au rapport : www.publications.gc.ca/site/fra/289903/publication.html

[ONE] Office national de l'énergie. 2007. Perspectives de l'énergie pour l'été. Ottawa (Ont.), le 30 mai 2007.

Possiel, N., Stella, G., Ryan, R., Pace, T., Benjey, W., Beidler, A., Kinnee, E., Houyoux, M., Adelman, Z. 2001. Development of an anthropogenic emissions inventory for annual nationwide Models-3/CMAQ simulations of ozone and aerosols. Actes de la 10^e Conférence annuelle sur l'inventaire des émissions, du 1^{er} au 3 mai, à Denver (CO), 9 p. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/conference/ei10/modeling/possiel.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1996. AP 42, 5^e éd., vol., 1, chap. 13 : Miscellaneous Sources. Section 13.1 – Wildfires and Prescribed Burning, octobre 1996. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html [dernière mise à jour le 5 septembre 2008; consulté en avril 2009].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2002a. National Emissions Inventories for the U.S. 2002 NEI. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/net/2002inventory.html [dernière mise à jour le 29 avril 2009; consulté le 3 juin 2009].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2002b. SPECIATE Version 3.2. Novembre 2002. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/software/speciate/speciate32.html [dernière mise à jour le 21 juin 2007; consulté le 3 juin 2009].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2005. Projected 2015 CAIR emissions. Inventory files for SMOKE processing. Accès : www.epa.gov/CAIR/ [téléchargé au printemps 2005].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006a. SPECIATE Version 4.0. Décembre 2006. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/software/speciate/index.html [dernière mise à jour le 6 avril 2010; consulté le 6 avril 2010].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006b. AP 42, 5^e éd., vol. 1, chap. 13 : Miscellaneous Sources. Section 13.2.1 – Paved Roads; Section 13.2.2 – Unpaved Roads. Novembre 2006. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/index.html [dernière mise à jour le 5 septembre 2008; consulté en avril 2009].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008. Emissions Factors & AP 42. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/ap42/index.html [dernière mise à jour le 10 février 2009; consulté en février 2008].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010a. 1990 Tier3 Summary database – le 8 septembre 2005. Accès : ftp://ftp.epa.gov/EmisInventory/nei_criteria_summaries/1990criteriasummaryfiles/ [consulté en avril 2010].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010b. 1996 Tier3 Summary database – le 8 septembre 2005. Accès : ftp://ftp.epa.gov/EmisInventory/nei_criteria_summaries/1996criteriasummaryfiles/ [consulté en avril 2010].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010c. 1999 Tier3 Summary database – le 8 septembre 2005. Accès : ftp://ftp.epa.gov/EmisInventory/nei_criteria_summaries/1999criteriasummaryfiles/ [consulté en avril 2010].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010d. 2002 All Sector Tier Summary Database – le 15 octobre 2007. Accès : ftp://ftp.epa.gov/EmisInventory/2002finalnei/all_sector_tier_summary_data/tier/ [consulté en avril 2010].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010e. 2005 Tier2 State & National Database – le 8 septembre 2005. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/net/2005inventory.html#inventorydata [dernière mise à jour le 6 avril 2010; consulté en avril 2010].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2010f. 1970-2008 Average annual emissions, all criteria pollutants in MS Excel – juin 2009. Accès : www.epa.gov/ttn/chief/trends/index.html [dernière mise à jour le 9 juin 2009; consulté en avril 2010].

[UNC] Université de la Caroline du Nord. 2009. SMOKE – Sparse Matrix Operator Kernel Emissions. Accès : www.smoke-model.org/index.cfm [consulté en avril 2009].

[WGAQOG] Groupe de travail sur les objectifs et les directives en matière de qualité de l'air. 1999a. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant sur l'ozone troposphérique – Rapport d'évaluation scientifique. Un rapport du groupe de travail sur les objectifs et les directives en matière de qualité de l'air du Comité consultatif fédéral-provincial de la LCPE. Ministre, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.

[WGAQOG] Groupe de travail sur les objectifs et les directives en matière de qualité de l'air. 1999b. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires : Rapport d'évaluation scientifique. Un rapport du groupe de travail sur les objectifs et les directives en matière de qualité de l'air du Comité consultatif fédéral-provincial de la LCPE. Ministre, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada.

CHAPITRE 5 : Modèles de transport chimique : description et évaluation des modèles

Wanmin Gong, Colleen Farrell, Paul A. Makar, Richard Ménard, Michael D. Moran, Gilles Morneau et Craig Stroud

Autres collaborateurs : Véronique Bouchet et SMQAA, Colin di Cenzo, David Fox, Weimin Jiang, Steve Smyth, Junhua Zhang, Qiong Zheng

MESSAGES CLÉS ET INCIDENCES

- Les modèles de transport chimique (MTC) figurent parmi les modèles scientifiques de pointe permettant la simulation des oxydants atmosphériques et des matières particulaires (MP). Les modèles AURAMS, CHRONOS et CMAQ sont utilisés pour bon nombre de simulations modélisées pouvant aller d'une échelle longue (annuelle) et continentale à une échelle épisodique, régionale et locale.
- Les modèles AURAMS, CHRONOS et CMAQ sont évalués en comparant leurs prévisions aux observations. Collectivement, ces évaluations particulières permettent d'obtenir une fourchette globale de variabilité concernant la performance des modèles. Voici un résumé des performances des modèles concernant l'ozone et les matières particulaires :
 - En règle générale, la performance des modèles a tendance à être meilleure pour les moyennes à long terme que pour les échelles à court terme.
 - Sur une échelle annuelle, les données prévues par le modèle AURAMS en matière d'ozone (O_3) et de matières particulaires fines ($PM_{2,5}$) correspondent bien aux observations géographiques pour l'année 2002.
 - Les $PM_{2,5}$ annuelles sont sous-estimées, principalement en raison de la sous-estimation des matières organiques totales fines ($MOT_{2,5}$).
 - L'ozone (O_3) est surestimé pendant l'été (3^e trimestre), principalement sur la partie est de l'Amérique du Nord.
 - À des échelles de temps plus courtes, les modèles ont tendance à mieux prévoir les concentrations d'ozone (O_3) maximales (concentrations quotidiennes maximales sur 1 h ou 8 h) que les moyennes quotidiennes, principalement en raison de la surestimation des concentrations d'ozone (O_3) minimale pendant la nuit.

- Il est démontré que les concentrations annuelles de sulfate des matières particulaires prévues par les modèles présentent la corrélation la plus élevée avec les observations; ces corrélations sont également bonnes pour le nitrate et l'ammonium des matières particulaires. La simulation modélisée des composantes que sont le carbone élémentaire et la matière organique est mauvaise; la matière crustale est quant à elle surestimée, principalement en raison d'une mauvaise représentation des émissions.
- Les modèles sont généralement plus adaptés à la prévision des polluants primaires (avec des données sur les émissions fiables) qu'à la prévision des polluants secondaires, en raison de la complexité des différents processus atmosphériques. En particulier, le mélange et la dynamique des couches limites, le traitement des nuages et la formation d'aérosols organiques secondaires (AOS) sont quelques-uns des processus ayant des répercussions importantes sur la performance des modèles.
- L'évaluation dynamique est un concept relativement nouveau qui vise à évaluer la réaction du modèle en cas de modifications apportées aux conditions météorologiques ou aux émissions. Elle est particulièrement adaptée lorsqu'il s'agit d'utiliser des modèles de transport chimique en vue de soutenir l'élaboration des stratégies de contrôle des émissions. Les évaluations dynamiques des simulations modélisées dans le cadre d'une étude cas-témoins de l'appel SIP NO_x visant les États-Unis indiquent que les modèles sont en mesure de reproduire la tendance observée de l'ozone (O₃), bien que l'ampleur des modifications puisse être sous-estimée par le modèle, plus particulièrement plus loin en aval de la région source. Cependant, en gardant à l'esprit les difficultés que représente la définition d'une telle évaluation, que ce soit pour résoudre les différentes modifications des émissions et des conditions météorologiques ou discerner une réaction évidente aux modifications à partir d'observations, une telle évaluation est, en elle-même, soumise à un niveau élevé d'incertitude.
- Les incertitudes en matière de prévision des modèles de transport chimique peuvent découler de nombreux facteurs : intrants du modèle, conditions météorologiques, conditions initiales et limites, paramétrisation incomplète des données et des processus et chiffres du modèle. Les niveaux de confiance envers les simulations des modèles de transport chimique n'ont pas considérablement changé par rapport à l'évaluation précédente, dans Seigneur et Moran (2004), même si l'on constate une amélioration importante des niveaux de confiance envers les simulations à plus grande échelle (temporelle et spatiale).
- Un écart est également possible entre le niveau de confiance accordé aux prévisions des modèles relatives aux polluants visés et aux prévisions des modèles relatives aux réponses liées aux changements des émissions. Parmi les différents modèles de transport chimique, il semblerait que d'importants écarts de performance existent concernant la prévision des polluants visés, tandis que les écarts concernant la prévision des réponses liées aux changements des émissions sont plus faibles. Certains soutiennent que, pour les applications réglementaires, l'accent doit être placé sur des évaluations diagnostiques et dynamiques plutôt que sur des évaluations opérationnelles, comme c'est le cas aujourd'hui.

5.1 Introduction

Les modèles de transport chimique (MTC) jouent un rôle important dans l'analyse scientifique du transport et de la transformation des polluants dans l'atmosphère. Ils sont également devenus un outil essentiel permettant d'apporter des contributions scientifiques à l'élaboration de politiques de gestion de la qualité de l'air. Il est souvent fait référence aux modèles de transport chimique en tant que modèles axés sur la source consistant en des représentations mathématiques des processus atmosphériques physiques et chimiques établissant un lien quantitatif entre, principalement, les émissions de précurseurs gazeux et de matière particulaire (MP) ainsi que les concentrations dans l'air ambiant de polluants atmosphériques dans des conditions météorologiques données (Peters *et al.*, 1995; Seinfeld et Pandis, 1998; Jacobson, 1999; Russell et Dennis, 2000; Seigneur et Moran, 2004). Les modèles de transport chimique font habituellement partie d'un système de modélisation de la qualité de l'air plus large qui comprend également un volet sur le traitement des émissions ainsi qu'un modèle météorologique.

Les modèles de transport chimique ont souvent été utilisés pour évaluer la sensibilité des concentrations ambiantes aux changements des principaux précurseurs ainsi que pour prévoir l'incidence des changements des émissions anticipés sur la qualité de l'air à venir. Voici quelques exemples : l'Évaluation scientifique du NO_x/composés organiques volatils (COV) de 1996 (Programme scientifique multipartite sur les NO_x et les composés organiques volatils (COV), 1997), l'Évaluation scientifique Canada-États-Unis des particules transfrontalières de 2004 (Sous-comité de la collaboration scientifique Canada-États-Unis, 2004), et l'Évaluation scientifique de 2004 des dépôts acides au Canada (Environnement Canada, 2005). Certains des modèles de transport chimique applicables aux problèmes de smog à l'échelle régionale et urbaine en Amérique du Nord comprennent les modèles AURAMS (Moran *et al.*, 1998; Gong *et al.*, 2006), CHRONOS (Pudykiewicz *et al.*, 1997; Sirois *et al.*, 1999), CMAQ (Byun et Ching, 1999; Byun et Schere, 2006), STEM (Tang *et al.*, 2003; Carmichael *et al.*, 2003), WRF-CHEM (Grell *et al.*, 2005; Tie *et al.*, 2007), GATOR (Jacobson, 1997, 2007) et CAMx/PMCAMx (Morris *et al.*, 2003, 2004; Gaydos *et al.*, 2007). À l'échelle mondiale, les modèles de transport chimique ont également été utilisés pour évaluer les répercussions du transport intercontinental sur la qualité de l'air à l'échelle mondiale et régionale (se reporter au chapitre 9 pour une analyse détaillée).

Dans la présente évaluation, trois modèles de transport chimique (AURAMS, CHRONOS et CMAQ) sont exécutés dans une série de scénarios d'application en vue d'évaluer les modifications des concentrations ambiantes à venir découlant des modifications prévues des émissions (se reporter au chapitre 6). Plusieurs comparaisons corrélatives de la performance des modèles de transport chimique régionaux laissent entendre que les performances de ces trois modèles et des autres modèles de transport chimique régionaux de pointe sont globalement comparables (McKeen *et al.*, 2005, 2007, 2009; Smyth *et al.*, 2007a, b, 2009).

Le présent chapitre propose une évaluation de l'état actuel de ces modèles et des niveaux de confiance qui sont accordés à leur performance dans le cadre de l'apport d'un soutien scientifique à l'élaboration de politiques. La section 5.2 fournit un aperçu des principales réussites obtenues récemment en

matière de perfectionnement et de capacités des modèles de transport chimique. S'ensuit une brève description, à la section 5.3, des modèles de transport chimique utilisés dans la présente évaluation. La section 5.4 résume certains des résultats importants provenant d'évaluations de modèles récentes, y compris des évaluations opérationnelles et diagnostiques, ainsi que d'une comparaison corrélative et d'une évaluation dynamique des modèles. La section 5.5 aborde les questions relatives à l'incertitude; un résumé et une conclusion sont ensuite fournis à la section 5.6. Enfin, des recommandations concernant l'élaboration et l'évaluation des modèles sont émises à la section 5.7.

5.2 Avancées principales récentes en matière de perfectionnement et de capacités des modèles de transport chimique

Au cours de la décennie passée, les principales avancées en matière de perfectionnement des modèles de transport chimique régionaux ont concerné la représentation des aérosols atmosphériques et des processus connexes. La majorité des modèles de transport chimique capables de prévoir les $PM_{2.5}$ intègrent aujourd'hui des algorithmes concernant la dynamique, la microphysique et la chimie des aérosols. Toutefois, les modèles diffèrent considérablement dans leur caractérisation de la composition chimique et de la distribution granulométrique des matières particulaires. Ils peuvent également varier au niveau des algorithmes détaillés relatifs aux processus propres à des aérosols particuliers, comme le mécanisme en phase gazeuse, la chimie aqueuse, la thermodynamique des aérosols inorganiques, la formation d'aérosols organiques secondaires (AOS) et le traitement des nuages (y compris les dépôts humides). Certaines des principales différences en matière de processus liés aux aérosols entre plusieurs modèles de transport chimique actuels sont passées en revue dans McKeen *et al.* (2007). D'autres examens exhaustifs des modèles de matières particulaires sont relevés dans Seigneur (2001) et Seigneur et Moran (2004). Auparavant, les modèles de transport chimique étaient élaborés pour d'autres problèmes atmosphériques, comme les oxydants photochimiques et les dépôts acides. Étant donné que tous les processus atmosphériques pertinents pour les oxydants et les dépôts acides le sont également pour les matières particulaires, l'élaboration de capacités à tenir compte des matières particulaires dans les modèles de transport chimique a permis à ces derniers de progresser vers des modèles uniques et unifiés de la qualité de l'air en mesure d'évaluer des problèmes attribuables à plusieurs polluants.

L'intégration d'un modèle de transport chimique conforme à un modèle météorologique ou de prévision numérique du temps (PNT) est une autre avancée réalisée récemment. Traditionnellement, la plupart des modèles de transport chimique régionaux, comme ceux couverts dans le présent chapitre, ont été élaborés indépendamment de tout modèle météorologique. Ils sont souvent exécutés « hors ligne » avec des champs de sortie provenant d'un modèle météorologique. Le principal avantage d'un modèle hors ligne est qu'il offre un intérêt, au niveau des calculs, pour des simulations de transport chimique rétrospectives, car, dans ce cas, un seul ensemble de données météorologiques est nécessaire en vue de réaliser de multiples exécutions du modèle de transport chimique. D'un autre côté, à part la surcharge système pesant sur les entrées et les sorties, l'approche hors ligne peut entraîner

d'importantes incohérences dans les champs de vents en raison des inévitables interpolations spatiales ou temporelles (Byun, 1999a, b; Odman et Russell, 1999). En outre, les rétroactions entre la chimie et la dynamique atmosphérique ne peuvent pas être modélisées avec une approche hors ligne. Au cours des dernières années, plusieurs modèles de transport chimique en ligne ont été élaborés, comme GATOR-GCMM (Jacobson, 2001a, b), WRF-CHEM (Grell *et al.*, 2005), GEM-AQ (Kaminski *et al.*, 2008) et UAQIFS (Baklanov *et al.*, 2007). L'approche en ligne élimine la nécessité d'interpolation et assure l'absence de pertes d'information entre la dynamique, la physique et la chimie. Plus important encore, la rétroaction entre la chimie, la dynamique et la physique devient possible, ce qui peut entraîner une amélioration des prévisions météorologiques et permettre une évaluation intégrée de la qualité de l'air et des interactions climatiques.

L'utilisation des modèles de transport chimique en vue de produire des prévisions de la qualité de l'air est devenue un nouveau domaine d'application au cours des dernières années. Par exemple, Environnement Canada était parmi les premiers centres de prévisions météorologiques nationaux à émettre des prévisions de la qualité de l'air basées sur des résultats de modèles de transport chimique (prévisions concernant l'ozone (O_3) depuis l'été 2001 et les $PM_{2.5}$ depuis 2003). Le Service météorologique national des États-Unis a également commencé à fournir des prévisions de l'ozone (O_3) troposphérique au jour suivant basées sur des modèles de transport chimique pour l'est des États-Unis; il expérimente aujourd'hui les mêmes prévisions dans les États contigus en étendant sa capacité opérationnelle pour y inclure des prévisions sur les matières particulaires fines à très court terme (Davidson *et al.*, 2007). Les modèles de transport chimique régionaux ont également été utilisés pour fournir des prévisions en temps réel permettant d'orienter la planification des vols au cours de plusieurs campagnes récentes sur le terrain (p. ex. ICARTT, 2004, PrAIRie2005, TEXAQS, 2006 et BAQS-Met, 2007). La campagne ICARTT, 2004 comprenait le premier ensemble de prévisions de la qualité de l'air en temps réel jamais réalisé et incluait plusieurs modèles de transport chimique régionaux (McKeen *et al.*, 2005, 2007). Avec l'augmentation de la puissance informatique et l'amélioration des techniques de calcul, des simulations à plus long terme (saisonniers et annuelles) à l'aide de modèles de transport chimique régionaux sont à présent beaucoup plus courantes (Eder *et al.*, 2006; Gilliland *et al.*, 2008; van Loon *et al.*, 2007; Vautard *et al.*, 2007; Moran *et al.*, 2007, 2008). Récemment, une simulation sur 12 ans avec un modèle de transport chimique régional a été tentée pour réaliser une évaluation des effets sur la santé (Hogrefe *et al.*, 2007a).

L'assimilation des données est une technique qui apporte les observations dans un modèle de pronostic. À l'origine, cette technique a été conçue pour créer les constitutions initiales pour la prévision numérique du temps. Au fil des ans, elle a évolué et joue un rôle de plus en plus important dans l'amélioration de la qualité des prévisions météorologiques dans la communauté de la prévision numérique du temps (Daley, 1991; Kalnay, 2003; Lewis *et al.*, 2006). Des progrès importants ont été réalisés ces dernières années en matière de transfert et d'extension des techniques d'assimilation des données à la communauté de la modélisation du transport chimique grâce à l'apport des observations chimiques toujours plus nombreuses dans les modèles de transport chimique atmosphériques. Par exemple, l'assimilation des données chimiques a été utilisée pour produire des analyses des constituants chimiques de l'atmosphère à l'échelle régionale et mondiale (Blond *et al.*, 2003; Menard et Robichaud, 2006; Clerbaux *et al.*, 2001; Yudin *et al.*, 2004; Rasch *et al.*, 2001) ainsi que pour

améliorer la performance des modèles de transport chimique (van Loon *et al.*, 2000; Elbern et Schmidt, 2001; Chai *et al.*, 2007). Les techniques d'assimilation des données ont été utilisées à de nombreuses reprises pour améliorer l'estimation des émissions de plusieurs polluants d'après des observations par satellite (Arellano *et al.*, 2004; Muller et Stavrou, 2005; Pison, 2005). En particulier, la modélisation adjointe, procédure utilisée pour les méthodes variationnelles dans le cadre d'une modélisation inverse ou d'une assimilation de données, est un outil puissant pour l'analyse de sensibilité des émissions, analyse pertinente dans le cadre de la gestion de la qualité de l'air (Menut *et al.*, 2000, Hakami *et al.*, 2006).

5.3 Description des modèles de transport chimique utilisés dans la présente évaluation

5.3.1 Modèles de transport chimique régionaux élaborés à Environnement Canada

Tableau 5.1 Comparaison des caractéristiques clés des modèles AURAMS, CHRONOS et CMAQ vers 2008.

CARACTÉRISTIQUE/MODÈLE	AURAMS	CHRONOS	CMAQ
Moteur météorologique	GEM (hors ligne)	GEM (hors ligne)	MM5, [MC2, GEM, WRF] (hors ligne)
Système de traitement des émissions	SMOKE	SMOKE	SMOKE
Émissions anthropiques	Émissions de PM _{2.5} et MP _g transformées en sept espèces et groupées en 12 plateaux par type de source primaire (point majeur, point mineur, zone, mobile); 17 espèces en phase gazeuse émises. Module d'émission dynamique pour le sel de mer (poussière et sulfate de diméthyle prévus)	On présume que les émissions de PM _{2.5} et de MP _g sont des émissions en vrac (pas de spéciation, aucun regroupement supplémentaire par taille); 17 espèces en phase gazeuse émises.	On présume que les émissions de PM _{2.5} sont principalement en mode accumulation avec une composition constante et que les émissions de MP _g sont en mode grosses particules; 16 espèces en phase gazeuse émises (CB-IV – mécanisme de liaison du carbone, version 4).
Émissions biogéniques	BEIS 3.09/BELD 3	BEIS2/BELD3	BEIS 3.09 ou 3.13; BELD3
Représentation de la distribution granulométrique des matières particulaires	Méthode sectionnelle (12 plateaux) basée sur le Canadian Aerosol Module (Gong <i>et al.</i> , 1997a,b, 2003)	Méthode sectionnelle (2 plateaux : PM _{2.5} et MP _g)	Méthode modale à 3 modes : Aitken; accumulation; grosses particules (Binkowski et Roselle, 2003)
Représentation de la composition des matières particulaires	9 espèces : SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , CE, p-CO, s-CO, matière crustale, MS, H ₂ O	6 espèces : SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , s-CO, H ₂ O, primaire	9 espèces : SO ₄ , NO ₃ , NH ₄ , CE, p-CO, s-OC biogénique et anthropique, autres, MS
Advection	Méthode définie positive, non oscillatoire, semi-Lagrangienne (Smolarkiewicz et Pudykiewicz, 1992)	Méthode définie positive, non oscillatoire, semi-Lagrangienne (Smolarkiewicz et Pudykiewicz, 1992)	Méthode parabolique par morceaux (Colella et Woodward, 1984); Schéma global d'advection de conservation de la masse de Yamo?

CARACTÉRISTIQUE/MODÈLE	AURAMS	CHRONOS	CMAQ
Diffusion verticale	Différenciation implicite de Laasonen ou de Crank-Nicholson avec coefficient de diffusion provenant du moteur météorologique avec fermeture de l'énergie cinétique turbulente; paramétrisation des îlots thermiques urbains (Makar <i>et al.</i> , 2006)	Différenciation implicite de Laasonen avec coefficient de diffusion provenant du moteur météorologique avec fermeture de l'énergie cinétique turbulente.	Fermeture de l'énergie cinétique turbulente représentée avec la différenciation implicite de Crank-Nicholson ou mélange non local turbulente.
Mélange convectif à l'échelle inférieure à la maille	Non inclus	Non inclus	Option sélectionnée par l'utilisateur
Mécanisme chimique en phase gazeuse Solutionneur chimique Photolyse	Mécanisme ADOM-II (Stockwell et Lurmann, 1989); 47 espèces (OC en tant qu'espèce dynamique) Version vectorisée de Young et Boris (1977); Makar (1995) Table de recherche	Mécanisme ADOM-II (Stockwell et Lurmann, 1989); 47 espèces Version vectorisée de Young et Boris (1977); Makar (1995) Table de recherche	1. Mécanisme de liaison du carbone, version 4 (CB-IV; Gery <i>et al.</i> , 1989; 36 espèces); 2. CB05 (Sarwar <i>et al.</i> , 2008; 52 espèces); ou SAPRC-99 (Carter, 2000a,b, 72 espèces) Méthode itérative Euler Backward Table de recherche
Mécanisme de chimie en phase aqueuse Solutionneur chimique	D'après le mécanisme ADOM (Young et Lurmann, 1984); réactions de lessivage par nucléation remplacées par une activation des particules explicite, 20 réactions, 7 espèces gazeuses et 13 espèces gazeuses (Gong, 2002) Version vectorisée de Young et Boris (d'après Makar, 1995)	Aucun	D'après le mécanisme RADM (Chang <i>et al.</i> , 1987; Walcek et Taylor, 1986); 22 réactions; quelques mises à jour dans la version 4.7.
Physique des aérosols	Nucléation, condensation/évaporation, coagulation, sédimentation, croissance hygroscopique, activation des aérosols/NCN	Sédimentation	Nucléation Condensation/évaporation Coagulation Sédimentation (Binkowski et Roselle, 2003)
Chimie hétérogène	HETV (chimie hétérogène inorganique vectorisée en fonction du solutionneur ISORROPIA) (Makar <i>et al.</i> , 2003)	HETV, comme dans AURAMS	ISORROPIA (Nenes <i>et al.</i> , 1998) sauf la chimie des halogènes (sel de mer);
Rendements organiques secondaires (s-CO)	D'après Odum <i>et al.</i> (1996) ou Jiang (2003, 2004)	D'après Pandis <i>et al.</i> (1992)	D'après SORGAM (Schell <i>et al.</i> 2001; Byun et Schere, 2006)
Processus physiques des nuages	Atténuation des nuages et amélioration des taux de photolyse (d'après l'algorithme ADOM). Activation des aérosols (d'après Jones <i>et al.</i> , 1994) Lavage des gouttelettes d'aérosols interstitiels	Atténuation des nuages et amélioration des taux de photolyse (d'après l'algorithme ADOM).	Atténuation des nuages et amélioration des taux de photolyse. Activation des aérosols (au mode accumulation uniquement)
Dépôt sec	Nouvelles méthodes basées sur la résistance pour les gaz (Zhang <i>et al.</i> , 2002) et modèle de ségrégation en fonction de la taille pour les particules (Zhang <i>et al.</i> , 2001); 15 catégories d'utilisation des terres	Méthode basée sur la résistance, Wesley et Hicks (1977), Zhang <i>et al.</i> (2002), et Robichaud (1991), Robichaud <i>et al.</i> (2003)	Les dépôts de particules sont traités comme dans le Regional Particulate Matter Model; le modèle de dépôt gazeux est basé sur RADM (Wesely, 1989) avec le modèle relatif à la surface terrestre de Pleim-Xiu (Xiu et Pleim, 2000).

CARACTÉRISTIQUE/MODÈLE	AURAMS	CHRONOS	CMAQ
Dépôt humide	Le transfert du traceur des nuages à la pluie est basé sur la production de précipitation provenant du modèle météorologique; le lessivage et l'élimination des particules (en fonction de la taille) et des gaz solubles par les précipitations sont paramétrisés par les flux de précipitation et la vitesse limite de chute en tenant compte de l'évaporation (Gong <i>et al.</i> , 2006)	La répartition de la teneur en eau liquide est utilisée pour calculer la période d'élimination par voie humide en appliquant la formule Sundqvist pour la vitesse de libération des précipitations.	D'après le Regional Particulate Matter model (RPM) (Binkowski et Shankar, 1995).
Discretisation horizontale	Grille structurée définie sur une projection stéréographique polaire	Grille structurée définie sur une projection stéréographique polaire	Grille structurée définie sur une projection stéréographique polaire, de Mercator ou de Lambert
Discretisation verticale	Coordonnées de Gal-Chen suivant le terrain (sommet du modèle à 30 km)	Coordonnées de Gal-Chen suivant le terrain (sommet du modèle à 8 km)	Coordonnées verticales généralisées (sommet du modèle à 14 km)
Initialisation du modèle	Le modèle est intégré à partir de profils à 1 dimension précisés par l'utilisateur ou de champs en 3 dimensions analysés objectivement (si des machines à mesurer tridimensionnelles sont disponibles); aucune assimilation des données	Le modèle est intégré en utilisant une exécution à partir de conditions initiales précisées de manière arbitraire; aucune assimilation des données	Le modèle est intégré en commençant par des profils en 1 dimension précisés par l'utilisateur; aucune assimilation des données
Conditions aux limites latérales et imbrication	Condition aux limites de débit entrant avec un gradient nul et de débit sortant ouvert; aucune imbrication	Condition aux limites de débit entrant avec un gradient nul et de débit sortant ouvert; aucune imbrication	Profils par défaut sur 4 limites; l'imbrication est fréquemment utilisée avec des résolutions courantes de 36, 12 et 4 km
Application des modèles	Orientation des politiques/prévisions en temps réel	Orientation des politiques/prévisions en temps réel	Orientation des politiques/prévisions en temps réel
Statut du modèle	Version 1.3.1 ²³ (publiée en novembre 2005)	Version opérationnelle actuelle (jusqu'au 18 novembre 2009)	Dernières versions publiées : 4.6 (octobre 2006), 4.7 (décembre 2008).

Deux modèles de transport chimique régionaux élaborés par Environnement Canada ont été utilisés dans la présente évaluation. Le modèle CHRONOS (Système canadien hémisphérique et régional de NO_x et d'ozone) est aujourd'hui le modèle de prévision de qualité de l'air (MPQA) du Canada pour l'ozone (O₃) et les PM_{2,5}. Il s'appuie sur le modèle de transport chimique photochimique « non conforme » élaboré à Environnement Canada (Pudykiewicz *et al.*, 1997; Sirois *et al.*, 1999) et est utilisé pour les opérations depuis 2001. Le modèle AURAMS (Système régional unifié de

²³ Un prototype de la version 1.3.2 (la version définitive a été publiée en tant que version 1.4.0 le 3 février 2009) a été utilisé pour certaines des simulations les plus récentes incluses dans la présente évaluation (tel qu'il est indiqué).

modélisation de la qualité de l'air) a été conçu par Environnement Canada à titre de système de modélisation régional des matières particulaires avec une représentation des matières particulaires en fonction de leur taille et de leur composition (Moran *et al.*, 1998; Gong *et al.*, 2006). Le modèle de transport chimique AURAMS hors ligne s'appuie sur la version de 1998 du code du modèle de transport chimique CHRONOS; ainsi, malgré leur développement très autonome par la suite, ces deux modèles partagent un certain nombre de composantes. La principale différence scientifique entre ces deux modèles de transport chimique réside dans la sophistication des paramétrisations utilisées pour représenter les processus liés aux aérosols atmosphériques (se reporter au tableau 5.1). Ces deux systèmes de modélisation sont donc décrits simultanément ici, et leurs différences sont précisées lorsque cela s'avère nécessaire.

Le tableau 5.1 résume les diverses représentations des processus utilisées par les modèles CHRONOS et AURAMS. Les deux modèles utilisent les mêmes schémas d'advection et de diffusion verticale en trois dimensions, même si le modèle AURAMS intègre également une étape de rajustement de la conservation de la masse et un autre schéma de diffusion verticale de niveau supérieur (Crank-Nicholson). Ils utilisent également le schéma de chimie en phase gazeuse ADOM-II et les 46 mêmes espèces de modèle en phase gazeuse (avec l'ajout du H₂SO₄ dans le modèle AURAMS). Pour représenter la distribution granulométrique des matières particulaires, les deux modèles utilisent une approche sectionnelle, mais le modèle CHRONOS ne tient compte que de deux plateaux (de 0 à 2,5 et de 2,5 à 10 µm de diamètre) alors que le modèle AURAMS tient compte de 12 plateaux compris entre 0 et 41 µm. Pour représenter la composition chimique des matières particulaires, le modèle CHRONOS tient compte de six composantes chimiques (matières particulaires primaires, sulfate particulaire [p-SO₄], nitrate particulaire [p-NO₃], ammonium particulaire [p-NH₄], aérosols organiques secondaires [AOS] et la teneur en eau liée aux particules) contre neuf composantes pour AURAMS (p-SO₄, p-NO₃, p-NH₄, carbone élémentaire [CE], aérosol organique primaire [AOP], aérosols organiques secondaires, matière crustale, sel de mer et teneur en eau liée aux particules).

Les modèles CHRONOS et AURAMS utilisent différentes paramétrisations pour la formation d'aérosols organiques secondaires (celle de Pandis *et al.* [1992] est utilisée dans le modèle CHRONOS alors que celle d'Odum *et al.* [1996] ou de Jiang [2003] est utilisée dans le modèle AURAMS), mais utilisent le même traitement de l'équilibre gaz/particules inorganique. Le modèle CHRONOS ne prend pas en compte la chimie en phase aqueuse, contrairement au modèle AURAMS. Ainsi, le modèle AURAMS intègre des paramétrisations explicites pour les processus microphysiques liés aux aérosols comme la nucléation, la coagulation, l'activation dans les nuages et le lavage des gouttelettes d'aérosols interstitiels. Les modèles CHRONOS et AURAMS utilisent différentes paramétrisations pour les dépôts secs et humides des gaz et des particules (tableau 5.1). Enfin, les deux modèles utilisent, par défaut, le même traitement avec un gradient nul pour les conditions chimiques aux limites latérales. Dans les versions les plus récentes du modèle AURAMS, une option permettant des conditions chimiques aux limites latérales ne dépendant pas du temps (Samaali *et al.*, 2009) a été mise en œuvre.

Les modèles CHRONOS et AURAMS se procurent tous deux les champs relatifs aux intrants météorologiques dont ils ont besoin à partir du modèle météorologique d'Environnement Canada appelé modèle global environnemental multi-échelle (GEM), un système intégré de prévision météorologique et d'assimilation des données conçu pour répondre aux besoins opérationnels du Canada en matière de prévisions météorologiques à court et à moyen termes (Côté *et al.*, 1998a,b; Mailhot *et al.*, 2006). Le modèle AURAMS a besoin de plus de champs météorologiques de GEM que le modèle CHRONOS, et notamment les champs relatifs aux nuages qui lui sont nécessaires pour la paramétrisation de la chimie en phase aqueuse. En outre, une étape de prétraitement est nécessaire pour interpoler les champs de sortie de GEM dans les grilles des modèles CHRONOS et AURAMS, car le modèle GEM utilise une coordonnée sur une grille de latitude-longitude orientée et une coordonnée verticale hybride alors que les modèles CHRONOS et AURAMS utilisent tous deux une grille horizontale uniforme sur une projection stéréographique polaire ainsi qu'une coordonnée verticale de Gal-Chen modifiée suivant le terrain, avec 28 niveaux de hauteur variable entre la surface et une altitude d'environ 22 km dans le cas du modèle AURAMS, et avec 24 niveaux pouvant atteindre 6 km dans le cas du modèle CHRONOS.

Les fichiers d'émissions anthropiques horaires différenciées présentés sous forme de grille dont les modèles CHRONOS et AURAMS ont besoin sont préparés en utilisant le système de traitement des émissions SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emissions) (Houyoux *et al.*, 2000; CEMPD, 2007). Les émissions de 18 espèces de modèle en phase gazeuse et de deux espèces de matières particulaires en vrac sont incluses dans ces fichiers. Les émissions biogéniques de quatre espèces de modèle en phase gazeuse sont calculées en interne par les modèles CHRONOS et AURAMS lors d'une simulation utilisant des algorithmes provenant du modèle BEIS (Biogenic Emissions Inventory System) conçu par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (Pierce *et al.*, 1998a,b). CHRONOS utilise une ancienne version du modèle BEIS (version 2) ainsi que la version 3 de la base de données BELD3 (Biogenic Emissions Landcover Database), tandis que le modèle AURAMS utilise la version 3.09 du modèle BEIS et BELD3 (Kinnee *et al.*, 1997; Pierce *et al.*, 1998a,b; Morneau, 2007; USEPA, 2007a).

5.3.2 CMAQ de l'Environmental Protection Agency des États-Unis

Le système de modélisation CMAQ (Community-Multiscale Air Quality) a été conçu par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (Byun et Ching, 1999; Byun et Schere, 2006). Le modèle CMAQ, comme le modèle de transport chimique AURAMS, est un modèle de transport chimique régional hors ligne qui utilise une représentation des matières particulaires en fonction de leur taille et de leur composition. Il utilise une représentation modale de la distribution granulométrique des matières particulaires qui consiste en trois sous-distributions log-normales, ou modes : mode Aitken (ou mode nucléation); mode accumulation; mode grosses particules. Onze composantes chimiques sont suivies : p-SO₄, p-NO₃, p-NH₄, CE, aérosols organiques primaires, aérosols organiques secondaires anthropiques, aérosols organiques secondaires biogéniques, matière crustale, sel de mer, teneur en eau liée aux particules et « autres ». Contrairement au modèle

AURAMS, on présume que les composantes de matière crustale et sel de mer sont limitées au mode grosses particules et que les composantes p-NO₃, p-NH₄ ainsi que les espèces carbonées sont limitées aux deux modes inférieurs.

Comme le décrit le tableau 5.1, le modèle CMAQ comprend une série de paramétrisations des processus semblables à celle du modèle AURAMS, mais les paramétrisations particulières sont différentes de celles du modèle AURAMS (et du modèle CHRONOS) dans tous les cas. Les modèles AURAMS et CMAQ représentent donc des descriptions indépendantes des processus régissant l'ozone atmosphérique et les matières particulaires.

Le moteur météorologique habituel pour le modèle CMAQ est MM5, la version de cinquième génération du modèle météorologique de l'État de Pennsylvanie (Dudhia *et al.*, 2004)²⁴. MM5 utilise une grille uniforme sur une projection conique conforme de Lambert. Un programme utilitaire appelé MCIP (Meteorology Chemistry Interface Program) est utilisé pour interpoler ou diagnostiquer les champs de sortie de MM5 dans les champs relatifs aux intrants météorologiques de CMAQ. Le modèle CMAQ (avec le moteur MM5) utilise un système de coordonnées sigma de pression à la verticale semblable à MM5, mais traditionnellement avec 15 niveaux de hauteur variable entre la surface et une pression de 100 hPa, ou une altitude d'environ 16 km (Byun et Ching, 1999). Le Conseil national de recherches du Canada a élaboré une version modifiée de MCIP, appelée GEM-MCIP, afin d'interpoler les champs de sortie du modèle GEM dans les champs relatifs aux intrants météorologiques du modèle CMAQ (Smyth *et al.*, 2006b). Les fichiers d'émissions anthropiques et biogéniques pour le modèle CMAQ sont générés en utilisant le système SMOKE et les champs météorologiques des modèles MM5 ou GEM. La version 3.09 du modèle BEIS était utilisée par le système SMOKE jusqu'au milieu de l'année 2007, époque où la version 2.4 de SMOKE, utilisant la version 3.13 de BEIS v3.13, a été lancée.

5.4 Évaluation des modèles

L'évaluation de la performance des modèles joue un rôle important, que ce soit dans la conception des modèles ou dans les processus d'application. Il est essentiel d'établir la crédibilité d'un modèle avant de pouvoir l'utiliser pour guider l'élaboration des politiques. Il existe plusieurs niveaux d'évaluation de la performance des modèles. Une évaluation opérationnelle nécessite habituellement de comparer les prévisions du modèle avec les données de surveillance de routine des principaux polluants d'intérêt.

²⁴Depuis peu, le modèle CMAQ est également utilisé avec le modèle WRF (Weather Research and Forecasting, Skamarock *et al.*, 2007), notamment depuis le lancement de la dernière version de CMAQ (version 4.7).

Cette évaluation est menée principalement en vue de déterminer si le modèle est en mesure de prévoir correctement les polluants ultimes. Une évaluation diagnostique nécessite quant à elle une exploration plus poussée d'un modèle (c.-à-d., en évaluant tant les précurseurs que les espèces intermédiaires et en menant des essais de sensibilité sur divers éléments et processus du modèle). Une telle évaluation détermine si les concentrations ambiantes prévues sont le résultat de processus exacts ou inexacts (ou « les bons résultats pour les bonnes raisons »). Une évaluation dite probabiliste représente une tentative d'évaluer les incertitudes liées au modèle (ou le niveau de confiance) en fonction des incertitudes liées aux intrants et aux formules dudit modèle (Gilliland *et al.*, 2007; Seigneur, 2007). Elle peut être réalisée par l'intermédiaire de modèles d'ensemble (p. ex. à modèles multiples ou à modèle unique, avec des intrants ou des paramètres de modèle perturbés). La comparaison corrélative des modèles, nécessitant plusieurs modèles, représente également un moyen efficace pour définir des incertitudes et un niveau de confiance (McKeen *et al.*, 2005 et 2007; Vautard *et al.*, 2006; van Loon *et al.*, 2007). Il est de plus en plus admis qu'une évaluation dynamique, visant à évaluer la réaction du modèle en cas de modifications apportées aux conditions météorologiques ou aux émissions, est particulièrement adaptée lorsqu'il s'agit d'utiliser des modèles de transport chimique en vue de soutenir l'élaboration des stratégies de contrôle des émissions.

L'évaluation des modèles s'appuie fortement sur les données d'observation provenant de sources diverses (réseaux de surveillance, études spéciales intensives et campagnes sur le terrain). Comme le mentionne brièvement la section 5.2 (et comme l'aborde plus précisément le chapitre 8), les mesures par satellite commencent également à jouer un rôle important dans l'évaluation des modèles de la qualité de l'air. Plusieurs réseaux de surveillance au Canada et aux États-Unis fournissent des mesures de routine concernant l'ozone (O₃), les PM_{2,5} (masse et composition) et plusieurs autres polluants visés (se reporter au chapitre 3). Ces données de surveillance sont particulièrement utiles dans le cadre de l'évaluation opérationnelle, car elles tendent à couvrir des zones géographiques étendues sur de longues durées. Cependant, ces données se limitent à des observations au sol et, avec les techniques de mesure utilisées aujourd'hui, à des fréquences d'échantillonnage la plupart du temps irrégulières (p. ex. hebdomadaires ou à intervalles de plusieurs jours). En outre, bon nombre de réseaux sont concentrés sur les zones urbaines, suburbaines et industrielles. Comme l'abordent les sections 5.4.1 et 5.4.2 ci-après, la couverture des données est faible dans le Midwest américain et les régions les moins peuplées du Nord canadien. D'un autre côté, l'évaluation diagnostique nécessite davantage de mesures chimiques, spatiales (y compris à la verticale) et temporelles pour révéler les processus atmosphériques pertinents. Ces données sont habituellement acquises par l'entremise d'études intensives sur le terrain visant des régions ou des zones précises sur une période limitée (se reporter à la section 5.4.3.2). L'un des enjeux importants de la comparaison des résultats des modèles avec les observations concerne l'incommensurabilité entre les mesures relevées à un endroit précis et les résultats des modèles fondés sur une moyenne de volumes à une résolution spatiale donnée (Seigneur et Moran, 2004). Les autres enjeux à prendre en compte lorsque l'on compare les résultats des modèles avec les observations comprennent les protocoles et les normes de mesure (Moran *et al.*, 2010) et l'appariement des paramètres mesurés et des paramètres observés (p. ex. la représentation des composés organiques volatils (COV) dans le modèle par rapport aux mesures réalisées [section 5.4.3.1] et la représentation de la distribution granulométrique des matières particulaires dans le modèle par rapport aux tailles limites mesurées [Jiang *et al.*, 2006; Moran *et al.*, 2010]).

Tableau 5.2 Simulations modélisées incluses dans la présente évaluation

	Modèle	Période de simulation	Domaine et résolution du modèle	Émissions	Conditions aux limites latérales
Annuelle	AURAMS (v1.3.1)	du 1 ^{er} décembre 2001 au 31 décembre 2002	Domaine continental (Amérique du Nord) à une résolution de 42 km	Canada 2000/États-Unis 2001/ Mexique 1999; BEIS v3.09	Climatologie de l'ozone; condition aux limites avec un gradient nul pour les autres espèces/ composants
ICARTT (simulation rétrospective)	AURAMS (v1.3.2*)	Du 7 juillet au 19 août 2004	Est de l'Amérique du Nord à une résolution de 42 km	Canada 2000/États-Unis 2001; BEIS v3.09	Condition de limite latérale fixe dans le temps
PrAIRie2005 (simulation rétrospective)	AURAMS (v1.3.2*)	Du 22 août au 9 septembre 2005	Ouest du Canada et des États-Unis à une résolution de 21 km; haute résolution intégrée de 3 km sur Edmonton	21 km : Canada 2000/ États-Unis 2001; 3 km : Canada 2000 avec des mises à jour utilisant les données du SSCE pour 3 installations de production d'électricité alimentées au charbon; BEIS v3.09	Condition aux limites latérales fixe dans le temps pour le domaine de 21 km
Québec/ Atlantique	AURAMS (v1.3.1)	Du 28 juillet au 5 août 2001; du 5 au 8 février 2005	Domaine sur le Québec et l'Atlantique à une résolution de 21 km	Canada 2000/États-Unis 2001; BEIS v3.09	Gradient nul
Simulation opérationnelle du CMC	CHRONOS	Opérationnel depuis l'été 2001	Domaine continental (Amérique du Nord) à une résolution de 21 km	Canada 2000/États-Unis 2001 avec mises à jour des unités de production d'électricité; BEIS v3.09	Gradient nul
Alberta (RPN)	CMAQ-MM5 (CMAQ version 4.5)	Juin, juillet et août 2002	Alberta à une résolution de 12 km, intégré dans un domaine de résolution de 36 km	Canada 2000 avec mises à jour pour les émissions des sables bitumineux/États-Unis 2001; BEIS v3.09/BELD3	CMAQ par défaut (fixe dans le temps) pour le domaine de 36 km
C.-B.-vallée du bas Fraser (RPY/RWDI)	CMAQ-MC2 (RADM2 pour le domaine de 12 km et SAPRC-99 pour celui de 4 km); CMAQ version 4.3	Du 9 au 31 août 2001	Vallée du bas Fraser à une résolution de 4 km, intégré dans un domaine de résolution de 12 km	Canada 2000 + DRV 2000/États-Unis 1999; BEIS2	CMAQ par défaut (fixe dans le temps) pour le domaine de 12 km
C.-B.-vallée du bas Fraser (Conseil national de recherches du Canada)	CMAQ-MM5 (CMAQ version 4.3)	Du 9 au 21 août 2001	Vallée du bas Fraser à une résolution de 4 km, intégré dans un domaine de résolution de 12 km	Canada 1995 + DRV 2000/États-Unis 1999 projeté en 2001; BEIS v.3.09/BELD3	CMAQ par défaut (pour le domaine de 12 km) ajusté aux observations au cours de la période d'étude pour l'O ₃ , le CO, le SO ₂ , le NO, et le NO ₂
Étude comparative de modèles (Conseil national de recherches du Canada)	AURAMS (v1.3.1b)	Du 1 ^{er} au 30 juillet 2002	Domaine continental (Amérique du Nord) à une résolution de 42 km	Canada 2000/États-Unis 2001; BEIS v3.09 (traité à la volée)	Condition aux limites latérales avec un gradient nul
	CMAQ-GEM (CMAQ version 4.6)	Du 1 ^{er} au 30 juillet 2002	Domaine continental (Amérique du Nord) à une résolution de 42 km (projection de Lambert)	Canada 2000/États-Unis 2001; BEIS v3.09 (traité par SMOKE)	CMAQ par défaut fixe dans le temps

* Un prototype de la version 1.3.2 (la version définitive a été publiée en tant que version 1.4.0 le 3 février 2009) a été utilisé pour certaines des simulations les plus récentes incluses dans la présente évaluation (tel qu'il est indiqué).

Cette section résume les évaluations existantes des modèles de transport chimique utilisés dans la présente évaluation. Dans la mesure du possible, elle décrit l'état actuel des capacités des modèles lorsqu'il s'agit de prédire les concentrations ambiantes d'ozone (O_3) et de matières particulaires fines à différentes échelles spatiales et temporelles, de simuler la relation entre le précurseur et la concentration et de simuler la modification de la réaction en cas de changement dans les émissions du précurseur. Les évaluations présentées dans cette section sont tirées d'un certain nombre de simulations modélisées qui se distinguent les unes des autres de différentes manières : le modèle de transport chimique en tant que tel (p. ex. AURAMS, CHRONOS ou CMAQ), le domaine du modèle, la résolution, la période et d'autres configurations du modèle. Une liste complète des simulations modélisées utilisées dans la présente évaluation de la performance des modèles figure au tableau 5.2. Les données d'évaluation comprennent des renseignements liés à la surveillance de routine provenant de divers réseaux présents au Canada et aux États-Unis ainsi que d'observations en provenance de plusieurs campagnes récentes de mesure sur le terrain.

Différentes séries de paramètres d'évaluation ont été utilisées par les différents groupes dans le cadre de l'évaluation de leur modèle, mais, la plupart, et notamment celles utilisées en vue d'une évaluation opérationnelle par rapport aux données provenant des réseaux de surveillance, comprenaient les mesures statistiques standard communément utilisées, comme l'écart moyen (MB), l'écart moyen normalisé (NMB), l'erreur moyenne (ME), l'erreur moyenne normalisée (NME), la valeur moyenne quadratique de l'erreur (RMSE) et le coefficient de corrélation (r). Les définitions de ces mesures statistiques standard sont données à l'annexe de la section 5.9. Les évaluations de modèle incluses dans cette section couvrent également diverses échelles spatiales (continentale, régionale, locale) et temporelles (annuelle, saisonnière, épisodique). Diverses moyennes temporelles (plus particulièrement) et spatiales ont été utilisées dans l'application des paramètres d'évaluation à ces évaluations en fonction des objectifs particuliers (se reporter à l'annexe de la section 5.9 pour plus de précisions).

5.4.1 Prévisions des modèles concernant l'ozone et les $PM_{2.5}$ totales au niveau du sol

Dans cette sous-section, nous évaluons la performance actuelle des modèles dans la prévision des concentrations ambiantes d'ozone (O_3) et de matières particulaires fines (diamètre inférieur à $2,5 \mu m$), les deux composantes du smog les plus surveillées.

5.4.1.1 Échelles continentales, annuelles et saisonnières

Une simulation annuelle a été menée avec le modèle AURAMS pour l'année 2002 avec une résolution de grille de 42 km, couvrant la majeure partie du continent nord-américain (Moran *et al.*, 2007). Une évaluation approfondie de la performance du modèle a été menée sur un important ensemble de données de surveillance composé de mesures de la composition chimique de l'air de surface et des précipitations réalisées en continu avec des échantillonneurs à filtres dans plusieurs réseaux au Canada et aux États-Unis. Vous trouverez une description complète de cette évaluation dans Moran *et al.* (2008, 2010).

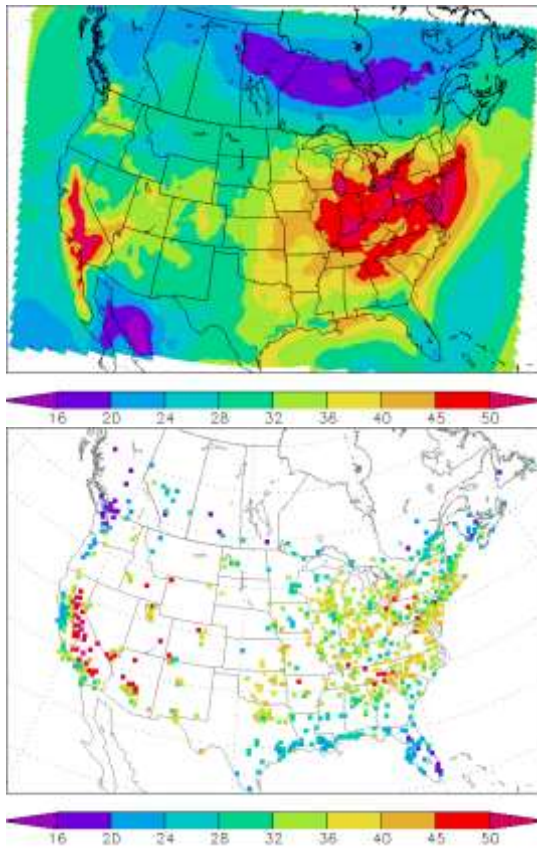
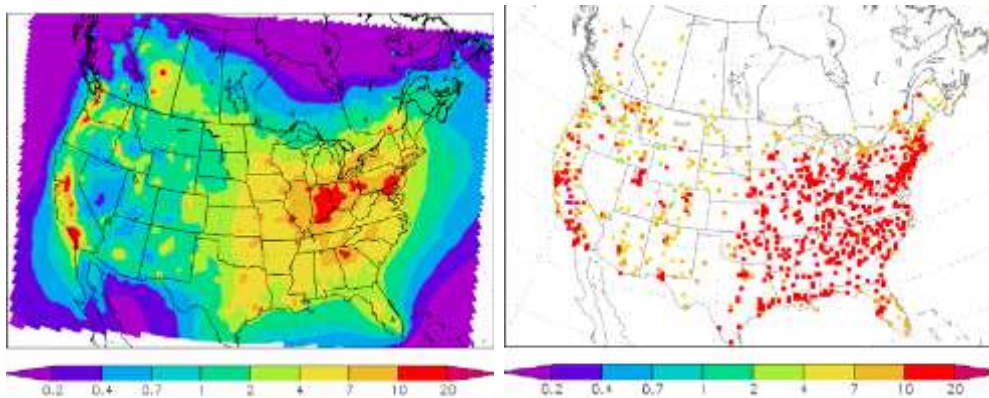


Figure 5.1 Concentration moyenne d'ozone modélisée par AURAMS (carte de gauche) au 3^e trimestre (juillet, août et septembre 2002) comparée aux observations (carte de droite) (en ppbv).

Tableau 5.3 Statistiques d'évaluation de l'ozone (écart moyen [MB], écart moyen normalisé [NMB] et coefficient de corrélation linéaire [r]) provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002

	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Année
N ^{bre} de paires	447	811	859	461	458
Moyenne observée	25,1	35,7	33,9	21,3	28,4
Moyenne modélisée	22,2	36,0	39,8	21,7	28,6
MB (ppb)	-2,9	0,4	6,0	0,3	0,1
NMB (%)	-11,7	1,1	17,6	1,5	0,4
RMSE (ppb)	6,8	6,7	10,3	5,8	6,2
r	0,54	0,44	0,52	0,62	0,52

Les concentrations d'ozone (O₃) troposphériques ont été comparées aux observations provenant de quatre réseaux, deux au Canada (RCEPA et RNSPA) et deux aux États-Unis (AQS et CASTNet). La figure 5.1 présente la concentration moyenne modélisée d'ozone (O₃) au 3^e trimestre (juillet, août et septembre) comparée aux observations. On peut constater que le modèle relève les concentrations élevées d'ozone (O₃) observées sur la Californie, dans l'ouest, mais qu'il surestime les concentrations du centre-ouest à l'est des États-Unis et au sud-est du Canada (notamment dans le corridor Windsor-Québec) au cours du 3^e trimestre (moment principal de la saison d'ozone (O₃)). Les mesures statistiques choisies pour l'évaluation, soit l'écart moyen (MB), l'écart moyen normalisé (NMB), la valeur moyenne quadratique de l'erreur (RMSE) et le coefficient de corrélation (r) sont présentées au tableau 5.3 pour les moyennes trimestrielles et annuelles. En faisant la moyenne sur tous les sites, le modèle présente un petit écart moyen positif en matière de moyenne annuelle d'ozone (O₃), même si, à l'échelle saisonnière, l'écart est négatif en hiver (1^e trimestre) et positif en été (3^e trimestre). Comme le montre la figure 5.1, l'écart moyen positif a principalement été attribué à la surestimation de l'ozone (O₃) par le modèle dans la partie est du domaine. Il est également possible de constater une surestimation importante dans la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique.



PM_{2.5} annuelles modélisées

PM_{2.5} annuelles observées

Figure 5.2 Comparaison entre la concentration de masse annuelle (2002) de PM_{2.5} au niveau du sol prévue par AURAMS (carte de gauche) et observée (carte de droite) (en µg m⁻³)

Tableau 5.4 Statistiques d'évaluation des PM_{2.5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002

	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Année
N ^{bre} de paires	811	832	836	837	845
Moyenne observée	9,7	10,0	12,6	9,9	11,3
Moyenne modélisée	5,5	7,2	8,9	6,2	7,0
MB (µg m ⁻³)	-4,2	-2,8	-3,7	-3,7	-4,4
NMB (%)	-43,7	-28,1	-29,5	-37,7	-38,4
RMSE (µg m ⁻³)	5,9	4,7	5,6	5,7	5,6
r	0,48	0,63	0,67	0,52	0,59

Une comparaison entre les concentrations annuelles modélisées et observées de PM_{2.5} au sol est présentée à la figure 5.2. Les mesures de PM_{2.5} proviennent de huit réseaux, trois au Canada (RCEPA, RNSPA-continu, RNSPA-filtre) et cinq aux États-Unis (AQS-continu, AQS-filtre, AQS-STN, CASTNet et IMPROVE). La moyenne annuelle modélisée des concentrations de PM_{2.5} correspond bien avec les observations en matière de répartition géographique, mais les valeurs modélisées présentaient un écart négatif, notamment à l'est des États-Unis (comme le montrent les écarts indiqués au tableau 5.4). La sous-estimation est plus importante au cours des saisons froides (1^{er} et 4^e trimestres). La concentration modélisée de PM_{2.5} correspond davantage aux observations au cours des saisons chaudes (2^e et 3^e trimestre), alors que c'est l'inverse pour l'ozone (O₃) (tableau 5.3).

5.4.1.2 Échelles régionales et épisodiques

À des échelles moindres, plusieurs exercices d'évaluation ont été menés avec différents modèles se concentrant sur différentes régions. Ces modèles comprennent une simulation réalisée au cours de la période d'étude (été 2004) de l'ICARTT (International Consortium for Atmospheric Research on Transport and Transformation) sur l'est de l'Amérique du Nord à l'aide du modèle AURAMS (Gong *et al.*, 2007), une simulation concentrée sur l'Alberta pendant les trois mois d'été (juin, juillet et août) de l'année 2002 à l'aide du modèle CMAQ (Fox et Kellerhals, 2007) ainsi que deux simulations distinctes à haute résolution (RWDI, 2003; Smyth *et al.*, 2006b) dans le cadre de l'étude sur le terrain Pacifique 2001 (Li, 2004) qui se concentraient sur le sud de la Colombie-Britannique (vallée du bas Fraser). Le tableau 5.2 décrit les caractéristiques de ces simulations.

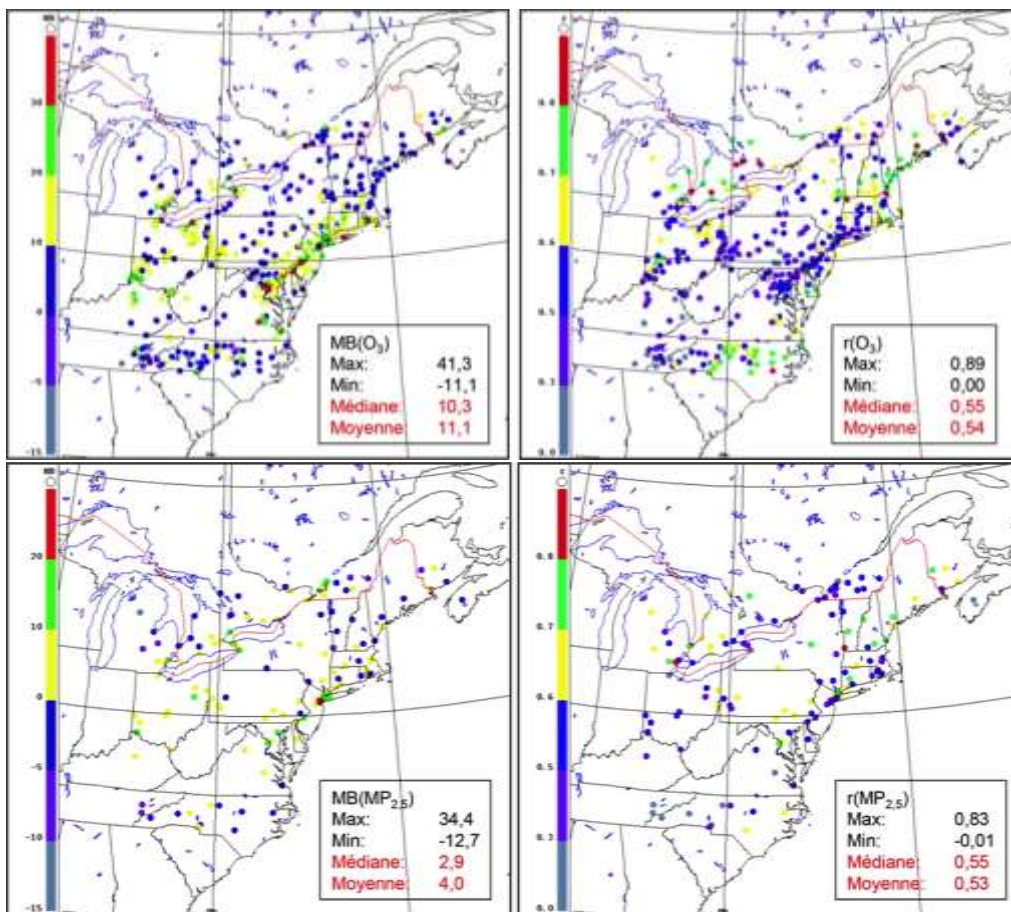


Figure 5.3 Répartition spatiale du coefficient de corrélation (r) et de l'écart moyen (MB) pour la concentration quotidienne maximale de l'ozone sur une période d'une heure (cartes du haut) et la concentration moyenne quotidienne de PM_{2.5} (cartes du bas) pour la simulation d'AURAMS dans le cadre de la période de l'étude sur le terrain de l'ICARTT (2004).

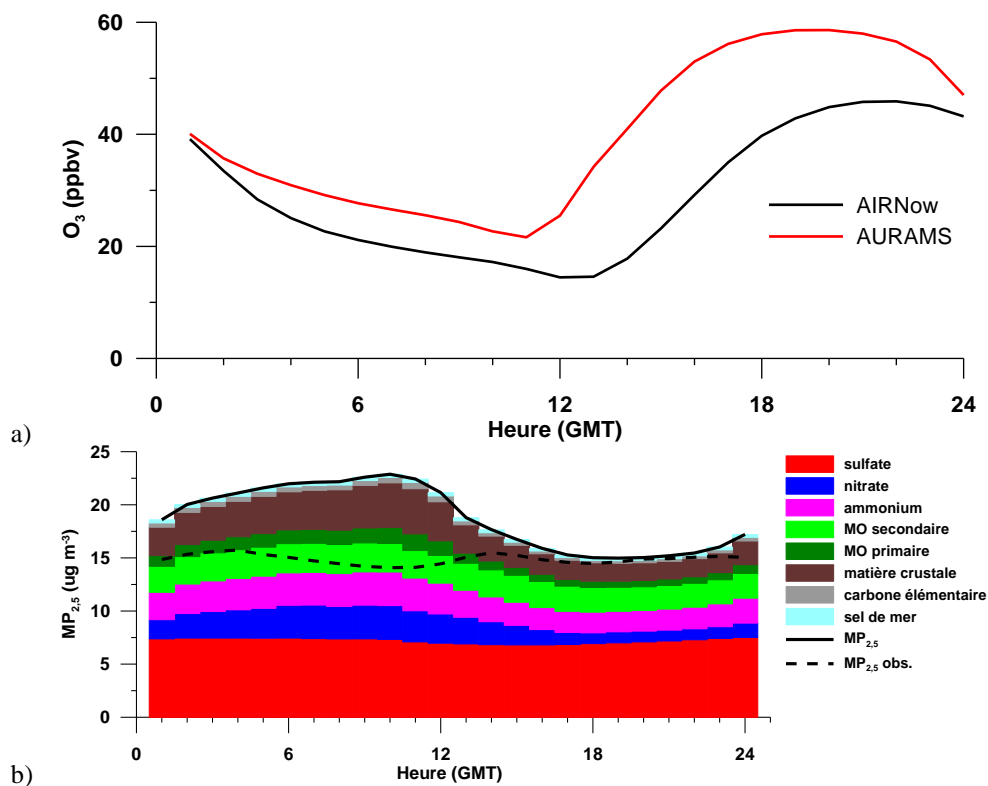


Figure 5.4 Comparaison des données modélisées et observées pour les concentrations moyennes diurnes d'ozone (a) et de PM_{2.5} (b) au-dessus des sites du réseau AIRNOW au cours de la période de l'étude sur le terrain de l'ICARTT (2004). Les concentrations moyennes diurnes modélisées sont également présentées dans (b) pour les composantes de PM_{2.5} différenciées.

Est de l'Amérique du Nord (exécution du modèle AURAMS par l'ICARTT) :

Tableau 5.5 Statistiques d'évaluation de l'ozone et des PM_{2.5} dans l'air ambiant provenant de la simulation avec le modèle AURAMS de l'ICARTT par rapport aux observations du réseau AIRNow

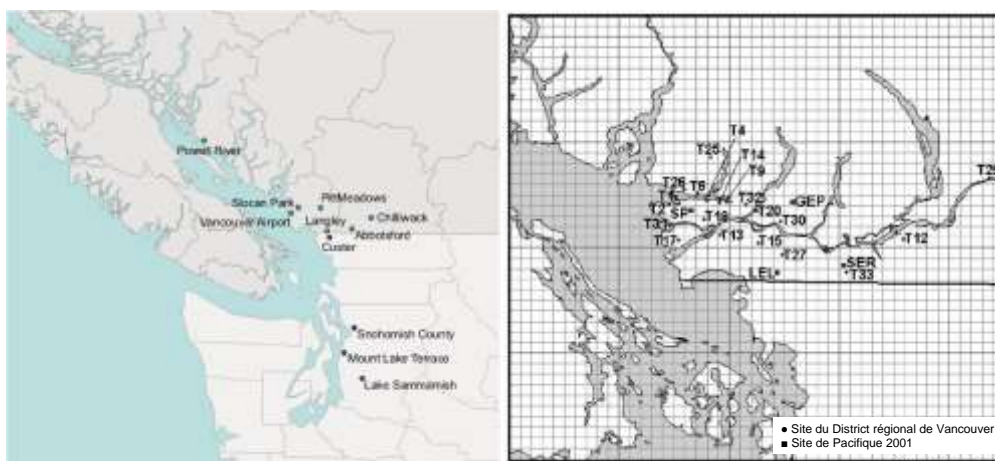
	Maximale quotidienne d'O ₃ sur 1 h	Moyenne quotidienne d'O ₃	Maximale quotidienne de PM _{2.5} sur 1 h	Moyenne quotidienne de PM _{2.5}
Moyenne observée	53,0	29,1	25,8	15,0
Moyenne modélisée	63,8	40,3	32,0	18,9
MB (ppb, µg m ⁻³)	10,8	11,2	6,2	3,9
NMB (%)	21,9	41,8	24,7	29,0
RMSE (ppb, µg m ⁻³)	18,8	15,4	20,8	11,5
r	0,54	0,45	0,46	0,53

La simulation rétrospective de l'ICARTT réalisée avec le modèle AURAMS a été menée sur l'est de l'Amérique du Nord avec une résolution de grille de 42 km pour la période comprise entre le 7 juillet et le 19 août 2004 (Gong *et al.*, 2007). La première semaine de simulation est considérée comme la période de démarrage du modèle (lui permettant de s'adapter aux conditions de l'équilibre chimique à partir de son état initial). Les concentrations d'ozone (O_3) troposphérique et de $PM_{2.5}$ au sol prévues par le modèle sont comparées avec des observations du réseau d'observation au sol AIRNow (www.airnow.gov/index.cfm). La figure 5.3 affiche la distribution spatiale du coefficient de corrélation (r) et de l'écart moyen (MB) pour la concentration quotidienne maximale d'ozone (O_3) enregistrée sur une période d'une heure et la concentration quotidienne moyenne de $PM_{2.5}$. Vous trouverez au tableau 5.5 un résumé de l'ensemble de statistiques liées à l'évaluation. Il est possible de constater que le modèle surestime la concentration quotidienne maximale d'ozone (O_3) enregistrée sur une heure, plus particulièrement dans la région du sud des Grands Lacs et du centre du littoral atlantique des États-Unis. Par rapport à la simulation annuelle décrite précédemment (section 5.4.1.1) et en se référant au 3^e trimestre dans le tableau 5.3, l'écart relatif à l'ozone (O_3) est considérablement plus important dans ce cas régional. Plusieurs facteurs doivent être pris en compte lorsque l'on compare la simulation annuelle d'AURAMS de 2002 avec la simulation du modèle AURAMS de 2004 par l'ICARTT. Le plus important, c'est que les conditions météorologiques de l'été 2002 et de l'été 2004 étaient très différentes dans l'est de l'Amérique du Nord. White *et al.* (2007) ont comparé les mois de juillet-août 2004 à la même période en 2002 et ont découvert que ces deux années représentaient deux extrêmes, que ce soit en matière de conditions météorologiques ou de concentrations d'ozone (O_3) observées. Par rapport à la décennie allant de 1996 à 2005, l'été 2002 était beaucoup plus chaud et sec que la normale et a enregistré le plus grand nombre de dépassements des concentrations d'ozone (O_3) de la région. L'été 2004, quant à lui, était nettement plus froid et humide et a enregistré le plus petit nombre de dépassements des concentrations d'ozone (O_3) de la décennie. En comparant la simulation annuelle du modèle AURAMS à la simulation du modèle AURAMS par l'ICARTT, il s'avère que le modèle AURAMS permet de meilleures prévisions des concentrations d'ozone (O_3) dans les situations où ces concentrations d'ozone (O_3) sont élevées que dans les situations où ces concentrations d'ozone (O_3) sont faibles. Il s'agit d'un phénomène que l'on constate également avec le modèle CMAQ (Arnold et Dennis, 2001). La figure 5.4a présente la comparaison entre la modélisation et l'observation des concentrations moyennes d'ozone (O_3) diurnes pendant la période de simulation sur les sites du réseau AIRNow. Elle montre que l'écart du modèle est lié à la sous-estimation de l'appauvrissement nocturne et à la surestimation de la production nette d'ozone (O_3) pendant la journée. Il apparaît également que l'heure de concentration minimale en début de matinée et l'heure de concentration maximale de l'après-midi prévues par le modèle ont environ deux heures d'avance sur les heures observées.

La concentration quotidienne moyenne modélisée de $PM_{2.5}$ présente également un écart positif (principalement sur les zones sources) dans la simulation de l'ICARTT, ce qui contraste avec l'écart négatif observé avec la simulation annuelle ($-3,7 \mu g m^{-3}$ pour le 3^e trimestre dans le tableau 5.4). Cette différence est au moins en partie liée à la paramétrisation révisée de la formation des aérosols organiques secondaires utilisée dans la simulation de l'ICARTT (se reporter à la discussion à la section 5.4.3.3) qui a entraîné une augmentation importante des aérosols organiques secondaires modélisés. La comparaison entre le modèle et l'observation pour les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ diurnes dans tous les sites du réseau AIRNow se trouvant dans le domaine du modèle est

présentée à la figure 5.4b. La série chronologique diurne relative aux concentrations moyennes modélisées de $PM_{2,5}$ se décompose en composantes particulières (les mesures des matières particulaires différenciées ne sont pas disponibles sur les sites du réseau AIRNow). La figure 5.4b semble laisser entendre que la surestimation peut être attribuable à la surestimation des concentrations nocturnes. Parmi toutes les composantes, la concentration de nitrate semble avoir une valeur élevée pendant la nuit, ce qui peut être dû au partage plus important en phase particulaire pendant la nuit en raison de températures plus basses, d'une humidité plus élevée et d'une hydrolyse accrue du N_2O_5 . Étonnamment, toutes les composantes principales du modèle (matière organique, carbone élémentaire et matière crustale) présentent également des valeurs élevées pendant la nuit, ce qui pourrait être dû à un mélange vertical insuffisant entraînant une accumulation des particules primaires émises.

Vallée du bas Fraser (CMAQ/MC2 et CMAQ/MM5) :



(a)

(b)

Figure 5.5 (a) Sites sélectionnés du réseau de surveillance du District régional de Vancouver et de l'État de Washington utilisés pour l'évaluation de la simulation de RWDI avec CMAQ/MC2 dans le cadre de Pacifique 2001; (b) domaine intégré avec une résolution de 4 km de la simulation du CNRC avec CMAQ/MM5 et emplacement des sites de mesure du District régional de Vancouver et de Pacifique 2001

Au cours du mois d'août 2001, une campagne sur le terrain de grande ampleur (Pacifique, 2001) axée sur les matières particulaires dans l'air ambiant et menée par des scientifiques d'Environnement Canada a été réalisée dans la vallée du bas Fraser, en Colombie-Britannique (Li, 2004). Les deux simulations CMAQ à haute résolution (4 km) réalisées au cours de la période de Pacifique 2001 (du 9 au 21 août 2001) ont été menées de manière distincte par RWDI (RWDI, 2003 et 2005) et l'Institut de technologie des procédés chimiques et de l'environnement du Conseil national de recherches du Canada (ITPCE-CNRC) (Smyth *et al.*, 2006a). Les deux simulations ont été intégrées au sein d'une simulation à résolution plus faible du modèle CMAQ (12 km) présentant un domaine plus large, mais la simulation de RWDI était guidée par le modèle MC2, un modèle canadien de mésoéchelle compressible communautaire (CMAQ/MC2) tandis que la simulation du Conseil national de recherches du Canada était guidée par le modèle MM5 (CMAQ/MM5). Il y avait également des

différences dans les données d'émission utilisées pour les deux simulations (se reporter au tableau 5.2). En outre, dans la simulation du Conseil national de recherches du Canada utilisant CMAQ/MM5, les profils de limites latérales par défaut du modèle CMAQ étaient réglés pour correspondre aux observations obtenues lors de la campagne sur le terrain pour un certain nombre d'espèces, notamment l'ozone (O_3), le CO, le SO_2 , le NO, et le NO_2 . La simulation utilisant le modèle CMAQ/MC2 était comparée aux observations relevées sur 7 sites du réseau de surveillance du District régional de Vancouver (DRV) (Atmospheric Science Data Center, 2004) et sur 4 sites américains dans l'État de Washington, comme le montre la figure 5.5a. La simulation utilisant le modèle CMAQ/MM5 était quant à elle comparée aux observations relevées dans 20 stations de surveillance du District régional de Vancouver et 4 sites de Pacifique 2001, comme le montre la figure 5.5b.

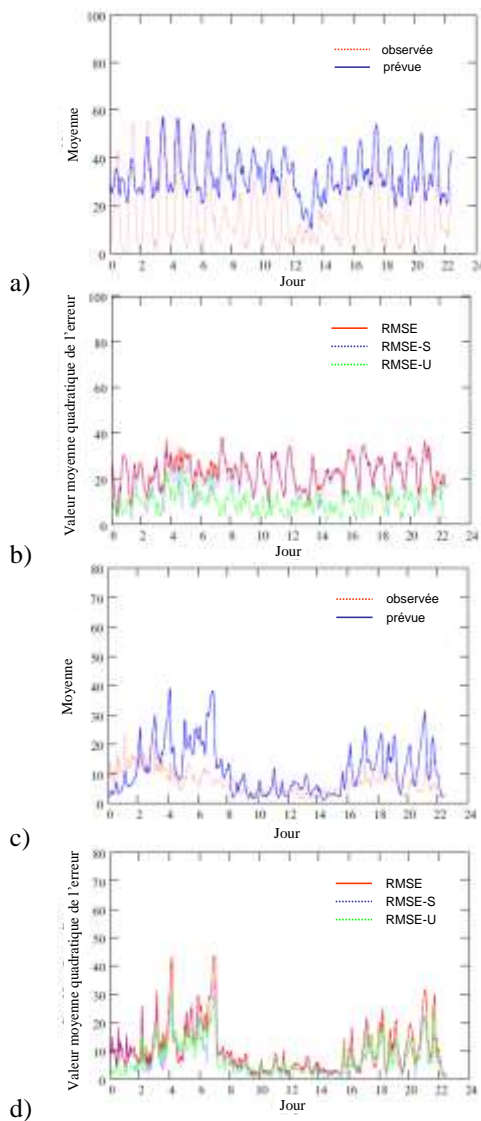


Figure 5.6 Comparaison des séries chronologiques entre la simulation avec CMAQ/MC2 et les concentrations moyennes observées (a) d'ozone (O_3) et (c) de $PM_{2.5}$ sur les sites pour la période entre le 9 et le 31 août 2001. Les séries chronologiques des valeurs moyennes quadratiques de

l'erreur (RMSE), y compris la RMSE systématique (RMSE-S) et la RMSE non systématique (RMSE-U), sont illustrées pour (b) l'ozone (O₃) et (d) les PM_{2.5}.

Tableau 5.6 Statistiques d'évaluation de l'ozone et des PM_{2.5} dans l'air ambiant provenant de la simulation du Conseil national de recherches du Canada avec le modèle CMAQ/MM5 pour la période d'étude de Pacifique 2001

	O ₃ total	Pic quotidien d'O ₃	PM _{2.5} totales
Moyenne modélisée (ppb, µg m ⁻³)	21,8	41,9	15,8
Moyenne observée (ppb, µg m ⁻³)	19,2	42,8	12,0
MB (ppb, µg m ⁻³)	2,6	-0,92	3,7
NMB (%)	13,3	-2,2	30,9
ME (ppb, µg m ⁻³)	9,8	10,4	8,0
NME (%)	51,2	24,3	66,2

La figure 5.6 montre la comparaison des séries chronologiques entre les concentrations moyennes modélisées (CMAQ/MC2) et observées d'ozone (O₃) et de PM_{2.5} sur l'ensemble des sites pour la période comprise entre le 9 et le 31 août 2001. Pour l'ozone (O₃), le modèle a mieux prévu les pics quotidiens, notamment au cours de la période de concentration relativement élevée d'ozone (O₃) qui s'est produite vers le début de la simulation. Le modèle a éprouvé quelques difficultés à prévoir les valeurs basses pendant la nuit et a eu tendance à surestimer les pics lorsque les concentrations d'ozone (O₃) étaient faibles. L'erreur quadratique moyenne sur la période est d'environ 20 ppbv. Pour les PM_{2.5}, les surestimations importantes sont principalement influencées par la surestimation du modèle concernant les sites urbains.

Certaines des statistiques standard d'évaluation du modèle pour la simulation du Conseil national de recherches du Canada avec le modèle CMAQ/MM5 sont incluses dans le tableau 5.6. La meilleure performance dans la prévision de l'ozone (O₃) peut être en partie due à des conditions aux limites latérales mieux définies dans ce cas. Cependant, les concentrations modélisées de PM_{2.5} ont fait l'objet de surestimations similaires, particulièrement sur les sites urbains, comme dans le cas de la simulation de RWDI avec le modèle CMAQ/MC2.

Alberta (CMAQ/MM5) :

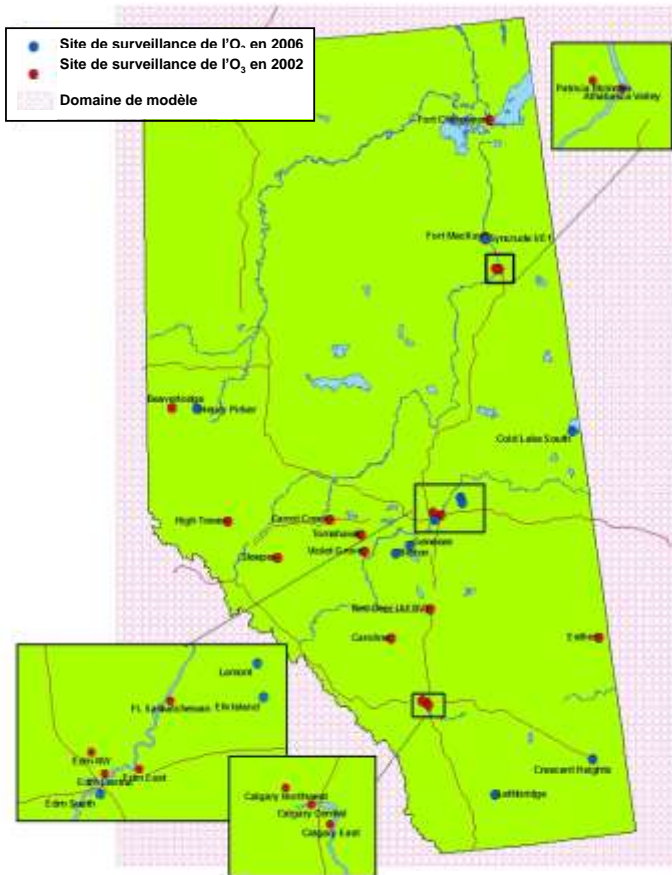


Figure 5.7 Domaine du modèle pour la simulation de la région des Prairies et du Nord avec CMAQ de l'été 2002 et sites de surveillance de l'ozone en Alberta. Les stations en rouge fonctionnaient en 2002. Les stations supplémentaires en bleu mesuraient également l'ozone en 2006.

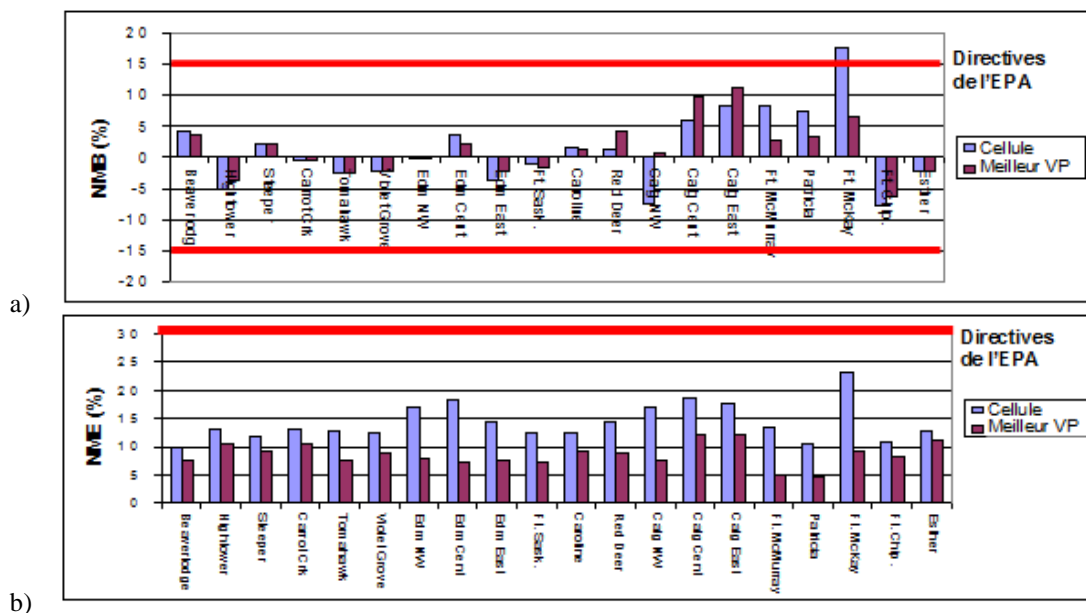


Figure 5.8 Écart moyen normalisé (a) et erreur moyenne normalisée (b) des concentrations d'ozone prévues par CMAQ par rapport aux observations réalisées sur les sites de surveillance de l'Alberta pendant l'été 2002

La simulation avec le modèle CMAQ présentant une résolution de 12 km et se concentrant sur l'Alberta a principalement été évaluée pour l'ozone (O₃) (Fox et Kellerhals, 2007). Les concentrations observées d'ozone (O₃) à partir de 20 stations de surveillance (figure 5.7) ont été utilisées pour l'évaluation. Deux mesures statistiques de l'évaluation, l'écart moyen normalisé et l'erreur moyenne normalisée, sont présentées à la figure 5.8 pour l'ensemble des 20 sites et pour les concentrations horaires d'ozone (O₃) supérieures à 40 ppbv. Deux séries de statistiques sont calculées, l'une en fonction de la prévision du modèle pour les grilles contenant des sites d'observation et l'autre en fonction d'une approche du « meilleur voisin proche » (c.-à-d., les valeurs modélisées sont prises à partir de n'importe laquelle des 9 grilles entourant le site offrant la meilleure comparaison avec l'observation). On constate que le modèle a été en mesure de prévoir des concentrations d'ozone (O₃) (pour la plupart des sites) respectant les directives de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (Tesche *et al.*, 1990; USEPA, 1991, 2005) relatives aux modèles réglementaires en matière d'écart moyen normalisé ($\pm 15\%$) et d'erreur moyenne normalisée ($\pm 30\%$). L'approche fondée sur le meilleur voisin proche a permis d'améliorer considérablement les statistiques de performance en matière d'erreur moyenne normalisée. Le modèle affiche une surestimation plus importante sur deux sites de Calgary et sur les sites entourant Fort McMurray, en raison d'une combinaison possible de deux facteurs : les émissions locales de NO_x ne sont pas représentées correctement et le problème d'incommensurabilité (entre les observations ponctuelles et les volumes modélisés de grilles limitées).

5.4.2 Prévisions des modèles concernant les $PM_{2.5}$ différenciées au niveau du sol

La performance des modèles quant à la prévision des composantes chimiques principales des matières particulaires fines dans l'air ambiant est évaluée dans la présente sous-section.

5.4.2.1 Échelles continentales, annuelles et saisonnières

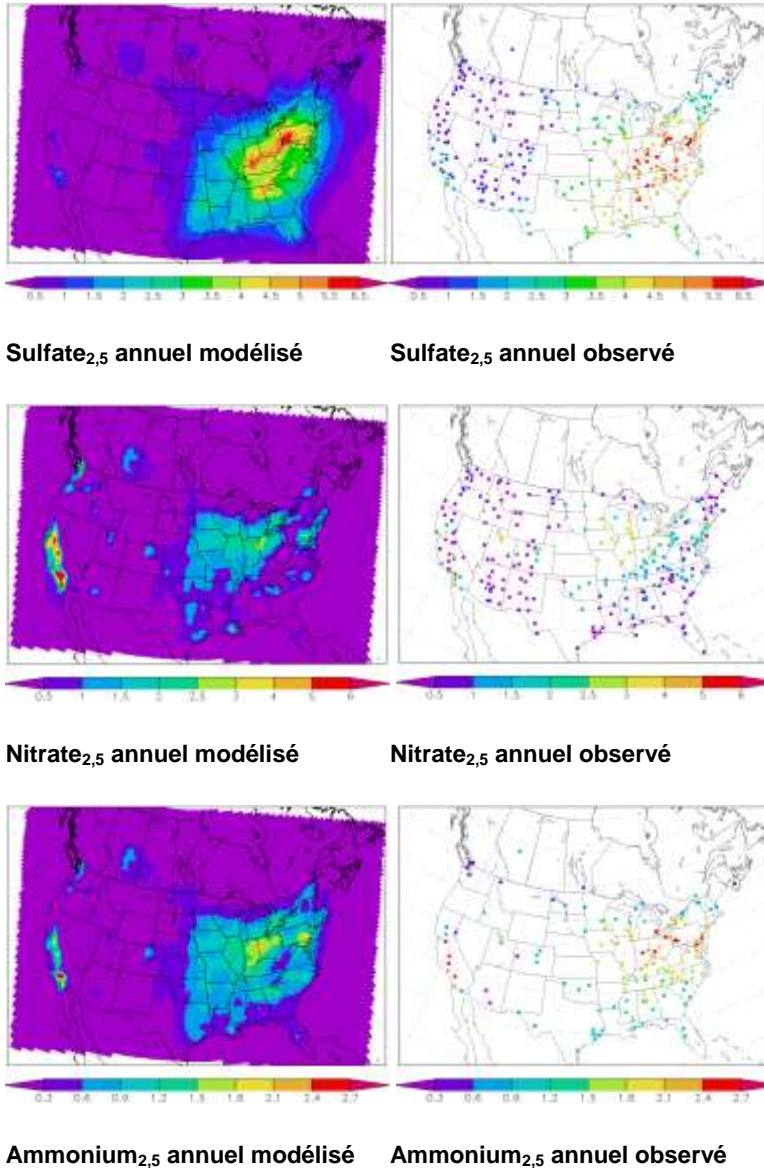


Figure 5.9 Comparaison entre la concentration de masse annuelle (2002) de $PM_{2.5}$ différenciées au niveau du sol prévue par AURAMS (cartes de gauche) et observée (cartes de droite) (en $\mu\text{g m}^{-3}$) : sulfate – cartes du haut; nitrate – cartes du milieu; ammonium – cartes du bas.

Tableau 5.7 Statistiques d'évaluation du sulfate_{2,5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002

	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Année
N^{bre} de paires	230	273	301	292	265
Moyenne observée	1,8	3,0	4,2	2,0	2,8
Moyenne modélisée	0,6	2,2	3,5	0,9	1,7
MB ($\mu\text{g m}^{-3}$)	-1,2	-0,8	-0,8	-1,1	-1,1
NMB (%)	-66,7	-26,1	-18,4	-55,7	-38,2
RMSE ($\mu\text{g m}^{-3}$)	1,4	1,3	1,6	1,3	1,3
r	0,91	0,86	0,91	0,90	0,92

Tableau 5.8 Statistiques d'évaluation du nitrate_{2,5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002

	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Année
N^{bre} de paires	220	260	288	285	254
Moyenne observée	1,8	1,0	0,7	1,9	1,3
Moyenne modélisée	1,0	1,0	0,9	1,1	1,0
MB ($\mu\text{g m}^{-3}$)	-0,8	-0,0	0,3	-0,8	-0,3
NMB (%)	-45,0	-4,9	38,0	-41,3	-24,9
RMSE ($\mu\text{g m}^{-3}$)	1,5	1,3	1,2	1,4	1,0
r	0,86	0,62	0,63	0,87	0,76

Tableau 5.9 Statistiques d'évaluation de l'ammonium_{2,5} provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002

	Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Année
N ^{bre} de paires	110	155	175	169	141
Moyenne observée	1,5	1,5	1,7	1,5	1,5
Moyenne modélisée	0,8	1,1	1,3	0,8	0,9
MB ($\mu\text{g m}^{-3}$)	-0,7	-0,4	-0,5	-0,7	-0,6
NMB (%)	-49,2	-25,8	-27,2	-46,0	-38,7
RMSE ($\mu\text{g m}^{-3}$)	0,9	0,6	0,8	0,9	0,7
r	0,79	0,77	0,77	0,81	0,79

Les composantes prévues de PM_{2,5} provenant de la simulation annuelle du modèle AURAMS de 2002 sont comparées avec des données différenciées en provenance de trois réseaux : RNSPA au Canada; AQS-STN et IMPROVE aux États-Unis. La figure 5.9 montre les concentrations annuelles modélisées et observées de sulfate_{2,5}, de nitrate_{2,5}, et d'ammonium_{2,5}. Une fois encore, ce modèle semble simuler de manière adéquate la distribution spatiale des trois composantes inorganiques. Les statistiques relatives aux performances annuelles et trimestrielles concernant ces trois composantes de la masse de PM_{2,5} sont présentées aux tableaux 5.7-5.9. En général, les coefficients de corrélation pour ces trois composantes, et notamment pour le sulfate, sont considérablement plus élevés pour les PM_{2,5}. Comme dans le cas des PM_{2,5}, les prévisions du modèle présentent un écart négatif pour toutes les composantes inorganiques. Il est également possible de déceler une variation saisonnière (trimestrielle) marquée, notamment au niveau des écarts. Par exemple, le sulfate est davantage sous-estimé au cours des saisons froides (1^{er} et 4^e trimestres) qu'au cours des saisons chaudes (2^e et 3^e trimestres). Cela coïncide avec la surestimation des précipitations par le modèle pour les 1^{er} et 4^e trimestres et sa sous-estimation des précipitations pour les 2^e et 3^e trimestres; les dépôts humides de sulfate prévus par le modèle présentent également un écart négatif plus important au cours des 2^e et 3^e trimestres (se reporter à Moran *et al.*, 2010). L'ammonium suit une tendance semblable à celle du sulfate. Le nitrate est nettement surestimé pour le 3^e trimestre, alors qu'il est considérablement sous-estimé pour les 1^{er} et 4^e trimestres. Alors que l'écart saisonnier relatif au nitrate des matières particulaires peut indiquer la possible difficulté éprouvée par le modèle lorsqu'il s'agit de simuler l'équilibre gaz/particules (tout comme l'écart du modèle concernant le lessivage par la précipitation similaire à celui du sulfate ci-dessus), les mesures du nitrate des matières particulaires sont également soumises à des niveaux d'incertitude importants en raison de sa nature semi-volatile.

Quant aux autres composantes, comme les matières organiques totales (MOT), le carbone élémentaire (CE) et la matière crustale, les prédictions du modèle présentent une faible corrélation avec les observations (Moran *et al.*, 2007, 2010). Le modèle sous-estime les matières organiques totales et le carbone élémentaire, mais surestime fortement la matière crustale. Alors que l'émission peut être le principal facteur pour le carbone élémentaire et la matière crustale, la sous-estimation des matières organiques totales est au moins en grande partie liée à une mauvaise représentation de la formation des aérosols organiques secondaires dans la version du modèle AURAMS utilisée pour la simulation (se reporter à la discussion à venir dans la présente section). Le modèle surestime également largement la concentration de sel de mer qui peut être attribuée au schéma de génération du sel de mer dans le modèle AURAMS, un sujet qui sera abordé à la section 5.4.3.3.

5.4.2.2 Échelles régionales et épisodiques

Est de l'Amérique du Nord (exécution du modèle AURAMS par l'ICARTT) :

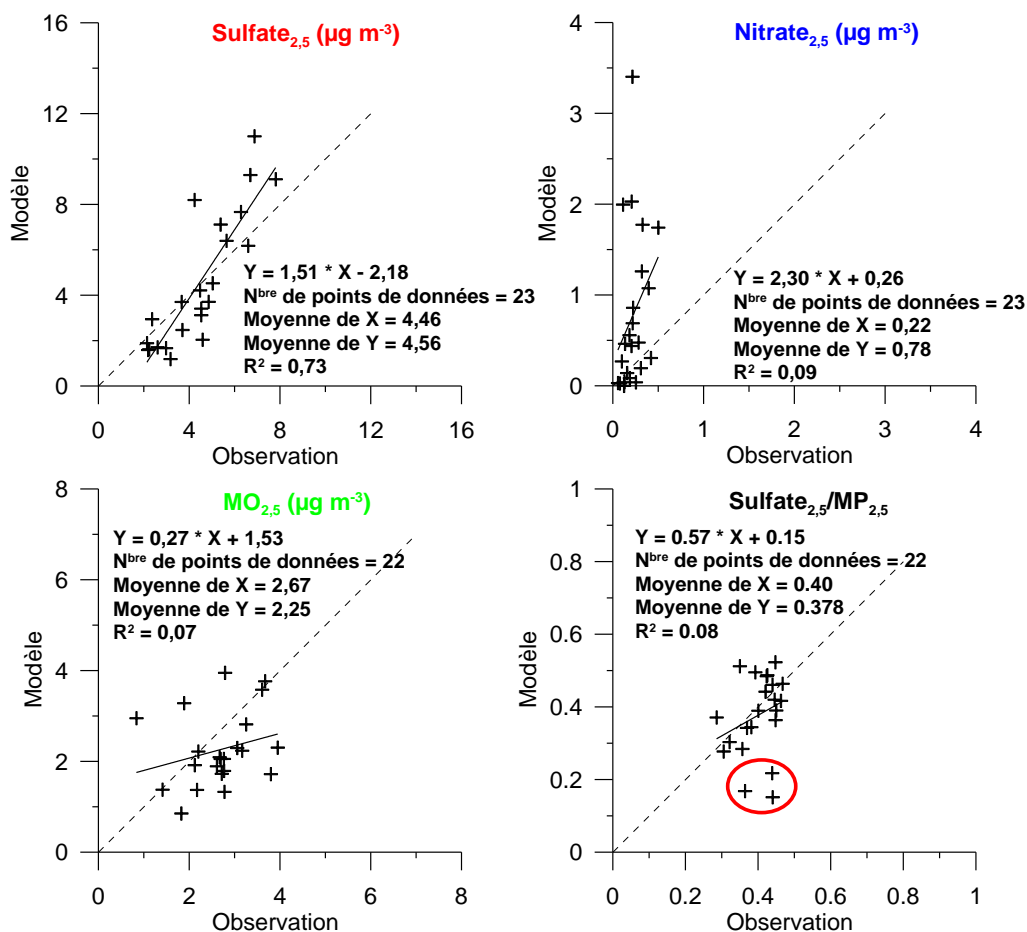


Figure 5.10 Diagramme de dispersion des données modélisées par rapport aux données observées (a) du sulfate_{2,5}, (b) du nitrate_{2,5}, (c) de la matière organique (OM_{2,5}) et (d) de la fraction de sulfate. Les résultats du modèle (AURAMS) et les observations sont des moyennes calculées sur toute la période de simulation de l'ICARTT.

Les prévisions modélisées des composantes des $PM_{2,5}$ provenant de la simulation de l'ICARTT réalisée avec le modèle AURAMS (Gong *et al.*, 2007) ont été comparées avec les mesures effectuées sur 23 sites du réseau IMPROVE (www.vista.cira.colostate.edu/views/Web/Data/DataWizard.aspx). Les mesures relevées sur ces sites sont des moyennes sur 24 heures (de minuit à minuit, heure avancée locale) consignées tous les trois jours. Une moyenne est par conséquent établie avec les données de sortie horaires du modèle pour les mêmes périodes de 24 heures et les données sont échantillonnées tous les trois jours pour qu'elles correspondent aux observations. La figure 5.10 montre le diagramme de dispersion du modèle et des observations pour les $PM_{2,5}$ différenciées : le sulfate_{2,5}, le nitrate_{2,5}, les matières organiques totales MOT_{2,5} et le rapport moyen entre le sulfate_{2,5} et les $PM_{2,5}$ sur la période de simulation de 5 semaines. Comme le montre la figure 5.10, en moyenne sur la période de simulation, le modèle affiche une bonne performance pour le sulfate_{2,5}, avec très peu d'écarts et un bon coefficient de corrélation. Cependant, le modèle a surestimé les concentrations élevées et sous-estimé les concentrations faibles, entraînant une pente supérieure à 1. Par ailleurs, le nitrate_{2,5} est considérablement surestimé par le modèle. Ici, avec une paramétrisation de la formation des aérosols organiques secondaires plus récente (se reporter à la discussion à venir à la section 5.4.3.3), les valeurs modélisées relatives à la matière organique particulaire (MO_{2,5}) sont comparables aux observations en termes d'ordre de grandeur, même si le coefficient de corrélation reste faible. Par exemple, l'écart moyen pour la matière organique particulaire est de $-5,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (non illustré, ou de -93% pour l'écart moyen normalisé) par rapport à la simulation annuelle utilisant l'ancien schéma relatif aux aérosols organiques secondaires dans le modèle AURAMS. La fraction de sulfate (rapport entre le sulfate et le total) est raisonnablement bien estimée, sauf pour plusieurs sites côtiers (comme l'indique le cercle rouge à la figure 5.10d) dans lesquels le modèle l'a considérablement sous-estimé, en raison d'une combinaison de deux facteurs sur ces sites : sous-estimation du sulfate et surestimation du sel marin.

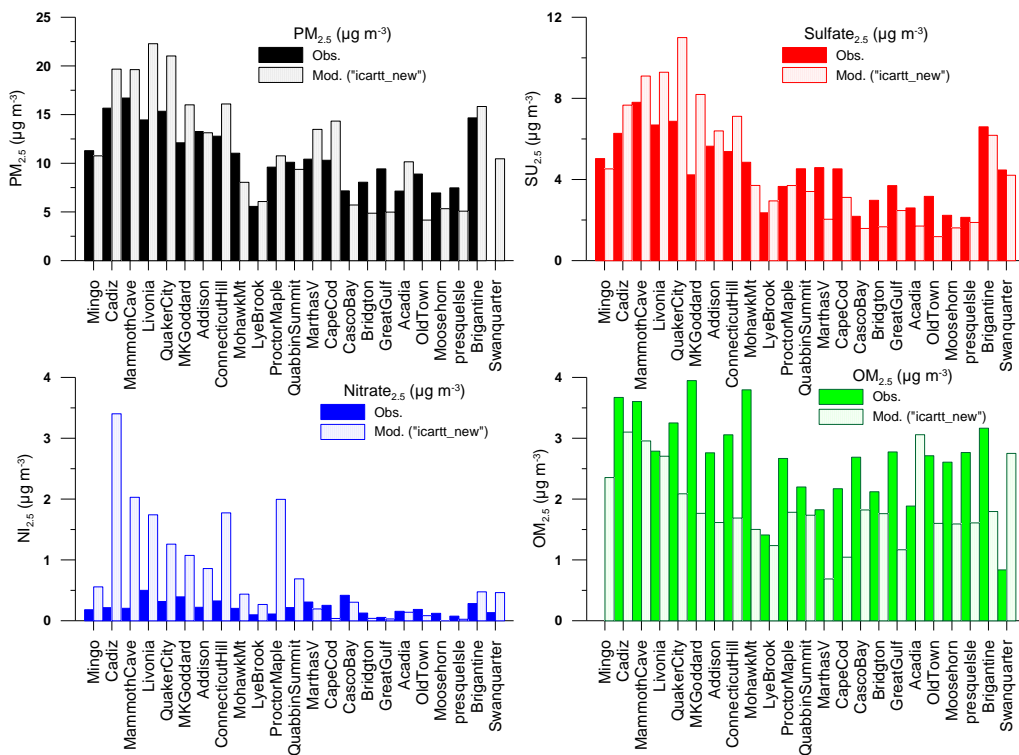


Figure 5.11 Comparaison des prévisions d'AURAMS pour les concentrations de $PM_{2.5}$ (a) et de leurs composantes [(b) le sulfate, (c) le nitrate et (d) la matière organique] avec les observations menées sur les sites du réseau IMPROVE au cours de la période de simulation de l'ICARTT. Les sites sur l'axe x sont positionnés pour s'étendre des régions sources, dans le Midwest américain et la vallée de l'Ohio, aux régions côtières du nord-est.

Des comparaisons propres aux sites des valeurs modélisées et observées pour le sulfate, le nitrate et les composantes organiques sont présentées à la figure 5.11. Les sites sur l'axe x sont positionnés pour s'étendre des régions sources, dans le Midwest américain et la vallée de l'Ohio, aux régions côtières du nord-est. Sur le plan géographique, le modèle surestime le sulfate sur les régions sources, mais le sous-estime plus en aval. Quant au nitrate, le modèle le surestime fortement dans les régions du Midwest, une région présentant des émissions élevées d'ammoniac.

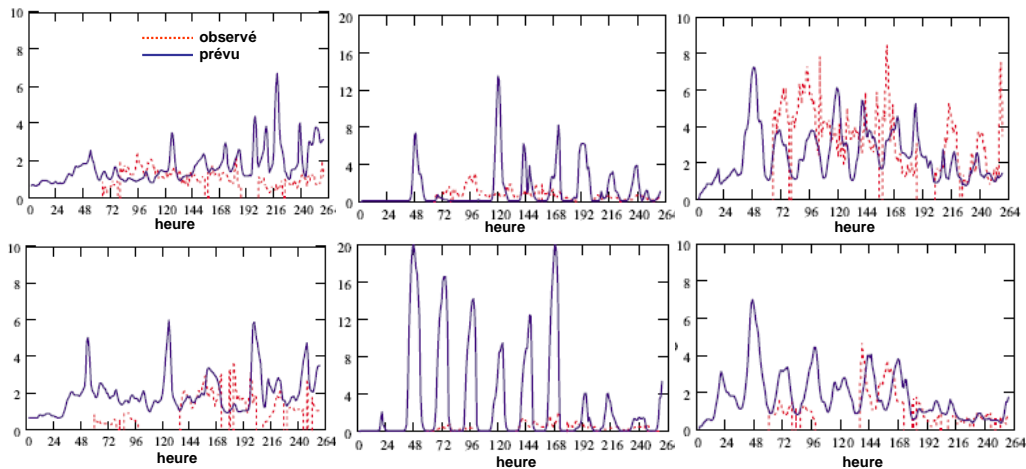


Figure 5.12 Comparaison des séries chronologiques de deux sites, Slocan Park (urbain; graphiques du haut) et Langley (rural; graphiques du bas), provenant de la simulation avec CMAQ/MC2 pour le sulfate (gauche), le nitrate (centre) et la composante organique (droite), l'ensemble étant exprimé en $\mu\text{g m}^{-3}$

Vallée du bas Fraser (CMAQ/MC2 et CMAQ/MM5) :

Tableau 5.10 Statistiques d'évaluation des $\text{PM}_{2,5}$ différenciées dans l'air ambiant provenant de la simulation du Conseil national de recherches du Canada avec le modèle CMAQ/MM5 pour la période d'étude de Pacifique 2001 Sulfate_{2,5}

	Sulfate _{2,5}	Nitrate _{2,5}	Ammonium _{2,5}	MO _{2,5}
Moyenne modélisée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	2,25	4,25	1,86	2,69
Moyenne observée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	1,01	0,29	0,55	2,86
MB ($\mu\text{g m}^{-3}$)	1,23	3,96	1,31	-0,17
NMB (%)	122	1 340	238	-5,98
ME ($\mu\text{g m}^{-3}$)	1,34	3,96	1,35	1,44
NME (%)	133	1 340	246	50,5

Tant la simulation de RWDI avec le modèle CMAQ/MC2 que celle du Conseil national de recherches du Canada avec le modèle CMAQ/MM5 réalisées au cours de la période de Pacifique 2001 ont été évaluées avec des données très limitées concernant la composition des $\text{PM}_{2,5}$. La figure 5.12 illustre une comparaison des séries chronologiques sur deux sites, Slocan Park (site urbain) et Langley (site rural), provenant de la simulation avec le modèle CMAQ/MC2. L'ampleur du sulfate et des composantes organiques est correctement estimée, tandis que le nitrate est considérablement surestimé. Les statistiques relatives aux performances pour la prévision des principales composantes des $\text{PM}_{2,5}$ par le modèle CMAQ/MM5 du Conseil national de recherches du Canada dans les deux

mêmes sites sont présentées au tableau 5.10. Dans ce cas, la composante organique est prévue de manière relativement correcte par rapport aux autres composantes, que ce soit en termes d'écart moyen normalisé ou d'erreur moyenne normalisée. On observe une surestimation importante du sulfate et une surestimation nette du nitrate. La surestimation du nitrate au cours de l'été est partagée par toutes les simulations modélisées (c.-à-d., simulation annuelle avec le modèle AURAMS par l'ICARTT en 2002, simulations avec le modèle CMAQ dans le cadre de Pacifique, 2001).

Pour résumer les conclusions de l'évaluation relativement grossière des performances du modèle en matière de prédiction des concentrations d'ozone (O_3) troposphérique et de $PM_{2.5}$ sur différentes échelles spatiales et temporelles présentées jusqu'ici (5.4.1 et 5.4.2), nous pouvons observer qu'annuellement et à l'échelle du continent nord-américain le modèle prévoit relativement bien la distribution spatiale observée d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$. À l'échelle saisonnière, l'ozone (O_3) est sous-estimé en hiver et surestimé en été; les $PM_{2.5}$ sont plus nettement sous-estimées en hiver. À l'échelle régionale, le modèle a tendance à surestimer l'ozone (O_3) dans l'est des États-Unis et du Canada, et plus particulièrement dans la région du sud des Grands Lacs et du centre du littoral atlantique des États-Unis; les $PM_{2.5}$ sont plus nettement sous-estimées annuellement dans l'est des États-Unis. À des échelles temporelles plus courtes, dans l'est de l'Amérique du Nord, l'ozone (O_3) est surestimé (que ce soit la concentration maximale enregistrée sur une période d'une heure ou la moyenne quotidienne), notamment dans la région du sud des Grands Lacs et du centre du littoral atlantique des États-Unis; la moyenne quotidienne de $PM_{2.5}$ est surestimée principalement dans les régions sources. Dans l'ouest du Canada, les simulations modélisées à haute résolution réalisées pour Vancouver et la vallée du bas Fraser relèvent de façon adéquate les pics quotidiens d'ozone (O_3), mais le modèle ne prévoit pas les valeurs basses nocturnes de façon cohérente, notamment dans les sites de la vallée du bas Fraser; les concentrations de $PM_{2.5}$ sont surestimées dans la région, particulièrement dans les sites urbains. En Alberta la simulation modélisée à une résolution de 12 km est en mesure d'estimer correctement les concentrations d'ozone (O_3) en respectant les directives de l'Environmental Protection Agency des États-Unis relatives aux modèles réglementaires en matière d'écart moyen normalisé et d'erreur moyenne normalisée.

Concernant les moyennes annuelles relatives aux composantes de $PM_{2.5}$ différenciées au niveau du sol, les composantes inorganiques modélisées correspondent bien aux observations. En comparaison, les meilleures performances du modèle concernent la prévision du sulfate_{2,5} annuel. À l'échelle saisonnière, nous constatons une sous-estimation importante du sulfate pour la saison froide (1^{er} et 4^e trimestres) et une surestimation importante du nitrate pour l'été (3^e trimestre). À l'échelle régionale et à une échelle temporelle moindre (p. ex. six semaines pendant l'été), les prévisions du modèle relatives aux concentrations de sulfate_{2,5} sont, dans l'ensemble, correctes pour l'est de l'Amérique du Nord, que ce soit en matière de moyenne régionale ou de corrélation. Sur le plan géographique, elles sont toutefois surestimées dans les régions sources et sous-estimées plus en aval; les concentrations de nitrate sont surestimées dans le Midwest, où le modèle présente des émissions élevées d'ammoniac; la composante organique est comparable aux observations en termes d'ordre de grandeur, mais le coefficient de corrélation est faible. Dans l'ouest du Canada, l'ordre de grandeur des concentrations de

sulfate et de composantes organiques n'est estimé correctement que dans la vallée du bas Fraser pendant la période de Pacifique 2001 (d'après des observations disponibles très limitées); les concentrations de nitrate sont surestimées considérablement.

Il faut une nouvelle fois souligner que nous essayons ici de fournir une évaluation globale de la performance opérationnelle des modèles à différentes échelles spatiales et temporelles. Cette évaluation s'appuie néanmoins sur des évaluations individuelles et limitées de modèles présentant des modèles de transport chimique différents et des configurations diverses. Par exemple, l'évaluation à l'échelle annuelle, saisonnière et continentale s'appuie sur une seule année de simulation (2002) qui ne peut pas prendre en compte la variabilité interannuelle. À des échelles régionales et temporelles moindres, l'évaluation s'appuie sur les évaluations menées sur différentes simulations de modèles réalisées pour différentes régions et des périodes précises. Il faut faire preuve de prudence dans la généralisation de ces résultats.

5.4.3 Évaluation diagnostique et évaluation des processus

L'évaluation opérationnelle décrite dans les deux premières sous-sections (5.4.1 et 5.4.2) ci-dessus représente généralement une première étape pour tout exercice d'évaluation d'un modèle (Seigneur et Moran, 2004). Elle est effectuée pour établir dans quelle mesure un modèle de transport chimique prévoit comme il se doit les polluants visés dans l'air ambiant. Cependant, concernant l'élaboration des politiques avec les modèles de transport chimique, il est plus important d'évaluer la capacité d'un modèle à simuler les processus atmosphériques en vue d'établir un niveau de confiance pour sa capacité à représenter correctement la relation entre le précurseur et la concentration. Ce type d'évaluation est souvent appelée évaluation diagnostique (Seigneur et Moran, 2004; Gilliland *et al.*, 2007) et sera l'objet de la présente sous-section. L'évaluation diagnostique comprendra ici l'évaluation des espèces de précurseurs de l'ozone (O_3) et des $PM_{2.5}$ estimées par les modèles par rapport aux données de surveillance de routine, la comparaison entre les prévisions des modèles et les données obtenues dans le cadre de campagnes intensives sur le terrain et des essais de sensibilité à propos des intrants des modèles et des paramétrisations de divers processus modélisés.

5.4.3.1 Évaluation de la prévision, par les modèles, des espèces de précurseurs par rapport aux données des réseaux

Composés organiques volatils (COV)

Comme le décrit le chapitre 2, les composés organiques volatils (COV) sont des précurseurs clés de la formation d'ozone (O_3) et d'aérosols organiques secondaires. Les rapports de mélange des composés organiques volatils (COV) prévus par le modèle AURAMS ont été évalués pour l'est du Canada entre le 8 juillet et le 19 août 2004 et pour l'ouest du Canada entre le 26 août et le 9 septembre 2005. Ces rapports s'appuyaient sur les simulations menées pour les études sur le terrain de l'ICARTT en 2004 et PrAIRie en 2005 (voir la section 5.4.3.2 et le tableau 2). Les composés organiques volatils (COV) prévus ont été comparés aux observations réalisées au sein du RNSPA (échantillons de 24 h pour les

sites urbains et de 4 h pour les sites ruraux, tous les 3 ou 6 jours). Les composés organiques volatils (COV) mesurés ont été appariés au schéma de spéciation chimique ADOM-II du modèle. Aux fins de comparaison, les composés organiques volatils (COV) modélisés et mesurés sont exprimés selon leur réactivité des radicaux hydroxyles ($k_{OH}[\text{COV}]$). La mesure de la réactivité des radicaux hydroxyles représente mieux la contribution des composés organiques volatils (COV) à la formation de l'ozone (O_3) que leur rapport de mélange.

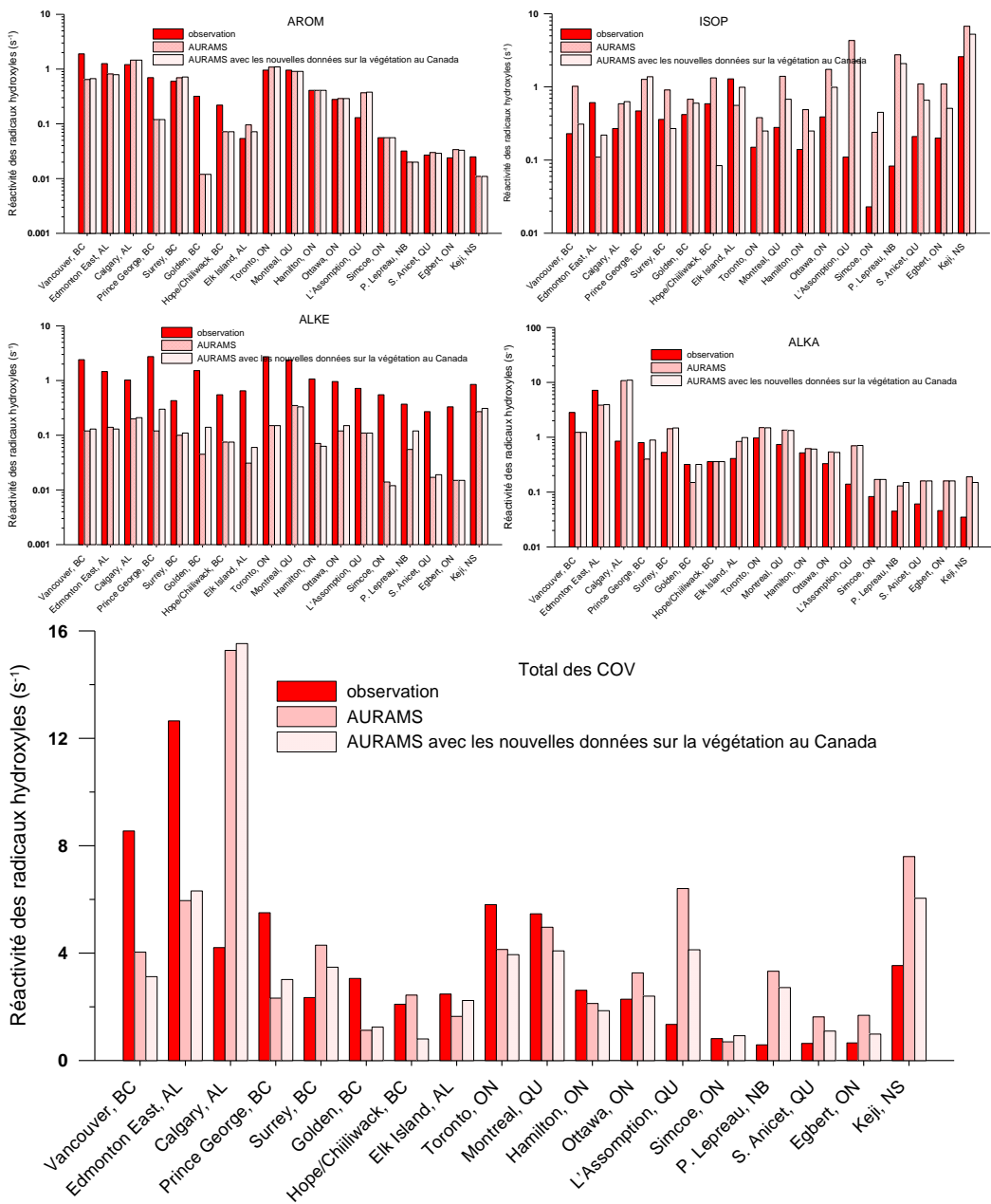


Figure 5.13 Comparaison de la réactivité des radicaux hydroxyles moyenne modélisée et observée pour les espèces de composés organiques volatils (COV) regroupées suivantes : AROM, ISOP, ALKE, et ALKA, ainsi que le total des composés organiques volatils, sur des sites localisés dans tout le Canada. Deux simulations modélisées sont illustrées : scénario de base et essai de sensibilité avec de nouvelles données sur la végétation.

La figure 5.13 présente les résultats pour chaque site sous forme de moyenne de la réactivité des radicaux hydroxyles des composés organiques volatils (COV) (s^{-1}) avec les panels suivants : AROM (hydrocarbures aromatiques multi-substitués; origine anthropique), ISOP (isoprène; origine biogénique), ALKE (alcènes supérieurs; origines anthropiques et biogéniques), ALKA (alcanes supérieurs; origines anthropiques et biogéniques) et TOTAL (somme pour la totalité des espèces). Les résultats provenant d'un essai de sensibilité avec des données mises à jour relatives à la végétation au Canada sont également intégrés (se reporter à la section 5.4.3.3). Les comparaisons pour les TOLU (hydrocarbures aromatiques monosubstitués; origine anthropique), le C₃H₈ (propane, acétylène et benzène; origine anthropique) et les ETHE (éthène, certaines espèces réactives aux produits de l'isoprène; origines anthropiques et biogéniques) ne sont pas présentées ici, car ces substances représentent une part moins importante du TOTAL. Il est possible de consulter la comparaison dans son ensemble dans Stroud *et al.* (2008). Les 8 premiers sites présentés à la figure 5.13 se trouvent dans le domaine occidental et sont classés, de gauche à droite, dans l'ordre décroissant des concentrations d'AROM observées. Les 10 autres sites se trouvent dans le domaine oriental et sont également classés de la même manière. Concernant le groupe d'espèces AROM, principalement composé d'espèces d'origine anthropique, les prévisions du modèle sont bonnes pour les sites urbains, en général, à l'exception de Vancouver, où le modèle affiche une sous-estimation importante. Quant aux sites ruraux, les concentrations d'AROM sont sous-estimées dans plusieurs sites du domaine occidental, et de manière plus importante à Golden (C.-B.), Prince George (C.-B.) et Hope/Chilliwack (C.-B.). À l'inverse, les concentrations d'AROM sont considérablement surestimées à L'Assomption (Qc), à l'est. Des équivalences semblables entre les modélisations et les observations sont également constatées pour les groupes d'espèces TOLU et C₃H₈.

Les concentrations d'ISOP ont été surestimées pour la plupart des sites, et plus particulièrement dans le domaine oriental. En règle générale, les données mises à jour relatives à la végétation ont permis d'améliorer la comparaison entre les concentrations modélisées et mesurées d'ISOP, notamment dans le domaine occidental (p. ex. Vancouver, Surrey et Elk Island). Dans le mécanisme chimique ADOM-II, les produits de première génération de l'oxydation de l'ISOP, à savoir le méthyle vinyle cétone et le méthacryaldéhyde, sont regroupés avec les espèces d'ETHE. Par conséquent, la comparaison entre les concentrations modélisées et mesurées de l'ETHE (n'étant pas illustrée ici) suit un modèle semblable à celle de l'ISOP.

Les espèces d'ALKE et d'ALKA sont toutes deux émises à partir de sources anthropiques et biogéniques. Dans l'ensemble, les sources biogéniques d'ALKE sont plus importantes que les sources anthropiques pour les sites ruraux. Il est intéressant de remarquer une sous-estimation des concentrations d'ALKE dans tout le pays et dans les sites urbains comme ruraux. Cela sous-entend des sous-estimations importantes des émissions biogéniques et anthropiques des espèces d'ALKE. Les émissions biogéniques d'ALKE sont vraisemblablement composées de monoterpènes. Les données mises à jour relatives à la végétation au Canada ont permis certaines améliorations dans la comparaison des espèces d'ALKE pour plusieurs sites. Le groupe d'espèces ALKA comprend des contributions d'espèces biogéniques et anthropiques non-terpènes. Dans l'ouest, les concentrations

d'ALKA sont sous-estimées à Vancouver et à Edmonton Est tandis qu'elles sont surestimées à Surrey, à Calgary et à Elk Island. Dans l'est, on assiste à une surestimation générale, notamment pour les sites ruraux.

Quant à la réactivité totale des radicaux hydroxyles des composés organiques volatils (COV), elle est considérablement sous-estimée dans deux des emplacements urbains de l'ouest, à Vancouver et à l'Edmonton Est, mais nettement surestimée à Calgary. Pour les sites ruraux de l'ouest, la réactivité totale des radicaux hydroxyles des composés organiques volatils (COV) est sous-estimée, sauf pour Surrey, où elle est surestimée. Il est intéressant de noter que les surestimations des concentrations d'ISOP ont tendance à être compensées, dans une certaine mesure, par les sous-estimations des concentrations d'ALKE. Dans les emplacements urbains de l'est, la réactivité totale des radicaux hydroxyles est quelque peu sous-estimée, alors que dans les sites ruraux de l'est, elle est surestimée en raison de la surestimation des concentrations d'ISOP.

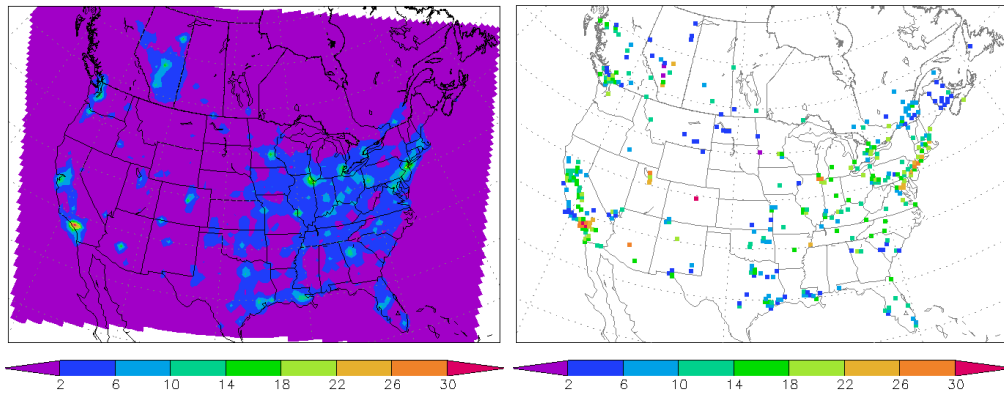
À des niveaux élevés de NO_x , la production d'ozone (O_3) augmente parallèlement à la réactivité totale des radicaux hydroxyles (p. ex. centres urbains avec de faibles émissions de composés organiques volatils (COV) biogéniques). À des niveaux faibles de NO_x , la production d'ozone (O_3) augmente de manière moins abrupte parallèlement à la réactivité des radicaux hydroxyles et peut même atteindre un point de faibles concentrations de NO_x et de concentrations élevées de composés organiques volatils (COV) auquel l'ozone (O_3) devient insensible aux modifications des composés organiques volatils (COV). Pour les principales villes du Canada, à l'exception de Calgary, la réactivité totale des radicaux hydroxyles est sous-estimée, ce qui entraîne une production d'ozone (O_3) sous-estimée par le modèle dans les régions urbaines. À l'inverse, AURAMS surestime la réactivité totale des radicaux hydroxyles pour les emplacements ruraux de l'est, ce qui peut entraîner une production d'ozone (O_3) surestimée par le modèle dans ces régions rurales. Kejimkujik affiche une réactivité totale des radicaux hydroxyles particulièrement importante qui, en combinaison avec des niveaux faibles de NO_x , peut entraîner une production d'ozone (O_3) insensible aux changements des composés organiques volatils (COV) à Kejimkujik.

Les conclusions de la comparaison des composés organiques volatils (COV) laissent entendre qu'il est nécessaire d'améliorer encore les bases de données et les algorithmes relatifs aux émissions biogéniques (tant l'isoprène que les monoterpènes) ainsi que leur représentation explicite en matière de spéciation chimique du modèle. La variabilité à l'échelle inférieure à la maille en matière de couvert végétal et d'émissions biogéniques ajoute une incertitude supplémentaire pour les grilles des modèles à l'échelle régionale. La surestimation de l'isoprène a des répercussions particulières sur la prévision modélisée des concentrations d'ozone (O_3). Dégardin (2007) a montré que les prévisions d'AURAMS pour l'ozone (O_3) étaient très sensibles aux émissions biogéniques. Les émissions urbaines des espèces d'ALKA et d'ALKE sont d'autres domaines d'amélioration pour le modèle. Il faut noter que la comparaison effectuée concernait une période restreinte aux mois d'été et que les comparaisons à venir devraient être élargies aux autres saisons. Le chapitre 3 comprend une discussion sur les réactivités progressives maximales (RPM) calculée à partir de mesures des composés organiques volatils (COV) sur le RNSPA à plus long terme (section 3.4.3).

NO_x, SO₂ et HNO₃

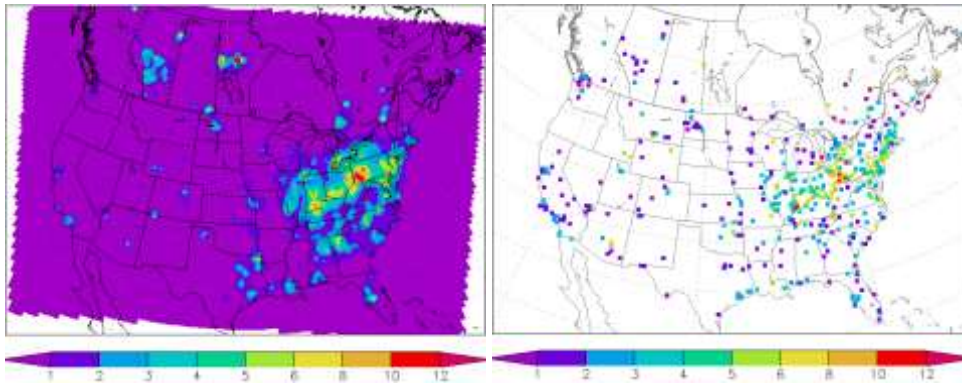
Les autres espèces de précurseurs de la formation de smog comprennent le NO_x (NO + NO₂) et le SO₂ (se reporter au chapitre 2). L'acide nitrique (HNO₃) est un produit secondaire découlant de l'oxydation du NO₂. Il s'agit d'une espèce de terminaison (ou espèce puits) pour le NO_x, en raison de son élimination rapide de l'atmosphère (par l'intermédiaire des dépôts secs et humides) et de sa photolyse relativement lente. Par ailleurs, en raison de sa nature semi-volatile, le HNO₃ est également un précurseur important du nitrate particulaire.

Les prévisions du modèle AURAMS de la simulation annuelle de 2002 concernant les concentrations de NO₂, de SO₂ et de HNO₃ ont été comparées aux observations provenant d'un certain nombre de réseaux de surveillance en utilisant des moyennes annuelles et saisonnières (Moran *et al.*, 2010). Le RNSPA au Canada et le réseau AQS aux États-Unis intègrent tous deux des mesures continues du NO₂ et du SO₂, mais ils se concentrent sur des régions peuplées. Des mesures du SO₂ (échantillonneurs à filtres et échantillons quotidiens ou hebdomadaires) sont également disponibles à partir du RCSAP (au Canada) et du réseau CASTNet (aux États-Unis) dont les sites se trouvent principalement dans les régions rurales. Ces deux réseaux fournissent également des données de surveillance à partir d'échantillonneurs à filtres pour le HNO₃.



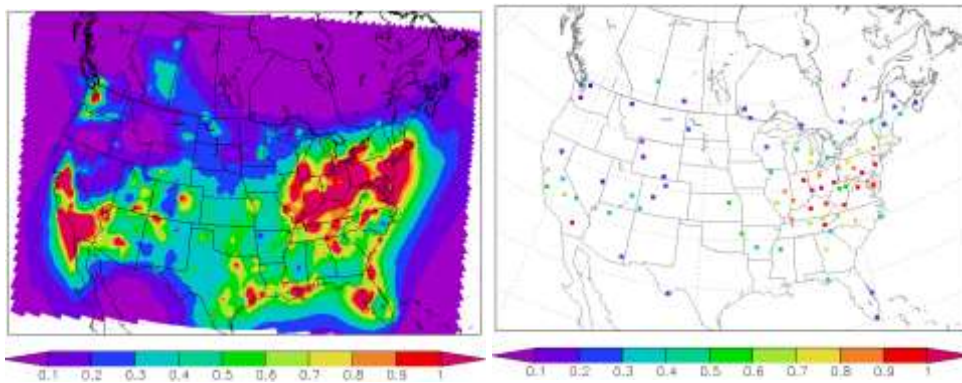
NO₂ annuel modélisé

NO₂ annuel observé



SO₂ annuel modélisé

SO₂ annuel observé



HNO₃ annuel modélisé

HNO₃ annuel observé

Figure 5.14 Comparaison entre la concentration annuelle (2002) de NO₂ (cartes du haut), du SO₂ (cartes du milieu) et du HNO₃ au niveau du sol prévue par AURAMS (cartes de gauche) et observée (cartes de droite), le tout étant exprimé en ppbv.

Tableau 5.11 Statistiques d'évaluation pour le NO₂, le HNO₃ et le SO₂ provenant de la simulation annuelle avec le modèle AURAMS de 2002

		Trimestre 1	Trimestre 2	Trimestre 3	Trimestre 4	Année
NO ₂ (ppb)	N ^{bre} de paires	364	368	373	354	363
	MB (ppb)	-6,342	-4,222	-4,126	-5,478	-5,11
	NMB (%)	-45,87	-42,88	-39,35	-41,09	-42,64
	RMSE (ppb)	8,663	6,76	7,515	7,954	7,52
	r	0,658	0,626	0,579	0,672	0,65
SO ₂ (ppb)	N ^{bre} de paires	447	452	456	454	451
	MB (ppb)	-0,714	-0,733	-0,608	-0,333	-0,599
	NMB (%)	-18,30	-25,45	-20,76	-9,55	-18,06
	RMSE (ppb)	3,123	2,753	2,99	2,985	2,832
	r	0,49	0,392	0,386	0,488	0,456
HNO ₃ (ppb)	N ^{bre} de paires	85	87	89	91	86
	MB (ppb)	-0,026	0,097	0,284	0,024	0,09
	NMB (%)	-5,61	16,61	43,93	5,98	17,14
	RMSE (ppb)	0,189	0,355	0,585	0,189	0,278
	r	0,791	0,773	0,751	0,741	0,778

La figure 5.14 compare les concentrations de NO₂, de SO₂ et de HNO₃ prévues par le modèle aux concentrations observées. En général, le modèle relève correctement la distribution spatiale observée des espèces de précurseurs (NO₂ et SO₂) en apportant une représentation raisonnable des sources. Le modèle sous-estime les concentrations de NO₂ sur certains des centres urbains majeurs, une sous-estimation qui est au moins partiellement liée au problème d'incommensurabilité : dans les réseaux, les mesures sont effectuées à des points de jaugeage situés dans des régions peuplées (urbaines et suburbaines) alors que les prévisions du modèle sont des moyennes de volume pour des mailles de 42 km par 42 km par 15 m. Un autre facteur contribuant consiste vraisemblablement en des écarts positifs liés aux interférences provenant d'autres espèces d'azote telles que le HNO₃, le PAN, les nitrates d'alkyle, le HONO et le NO₃ qui sont connues pour représenter un problème pour les instruments chimioluminescents à convertisseur au molybdène qui sont largement utilisés pour effectuer des mesures de routine du NO₂ (Lamsal *et al.*, 2010). Le SO₂ est surestimé dans le centre de

l'Alberta et autour des grandes fonderies du Manitoba (Flin Flon et Thompson, Manitoba), mais il est sous-estimé à l'est du Québec et en Nouvelle-Écosse. Les observations disponibles concernant le HNO_3 sont nettement moins nombreuses. Il est toutefois possible de constater clairement que le modèle surestime les concentrations de HNO_3 , notamment dans l'ouest (Californie, État de Washington et C.-B.), mais également dans l'est. Le tableau 5.11 comprend une série choisie de statistiques d'évaluation pour ces trois espèces. On constate que, malgré les écarts négatifs considérables, les concentrations de NO_2 prévues par le modèle correspondent relativement bien aux observations. Les coefficients de corrélation pour les concentrations de SO_2 trimestrielles et annuelles sont inférieurs à ceux relevés pour les concentrations de NO_2 , en partie en raison du fait que la plupart des émissions de SO_2 proviennent de sources ponctuelles importantes (installations de production d'électricité) qui permettent une moins bonne représentation des émissions de cette substance par la résolution du modèle par rapport aux sources urbaines (et plus particulièrement pour des modèles comme le modèle AURAMS qui ne représentent pas les panaches à l'échelle inférieure à la maille provenant de sources ponctuelles). Pour les espèces de précurseurs (NO_2 et SO_2), les différences entre les statistiques trimestrielles et annuelles sont relativement faibles. En comparaison, les différences trimestrielles sont importantes pour le HNO_3 en ce qui concerne les écarts et l'erreur quadratique moyenne. Le HNO_3 est clairement davantage surestimé au cours des saisons chaudes (notamment au 3^e trimestre). Ce constat est cohérent avec la surestimation du nitrate_{2,5} indiquée précédemment (tableau 5.8).

5.4.3.2 Évaluation par rapport aux données provenant de récentes études sur le terrain

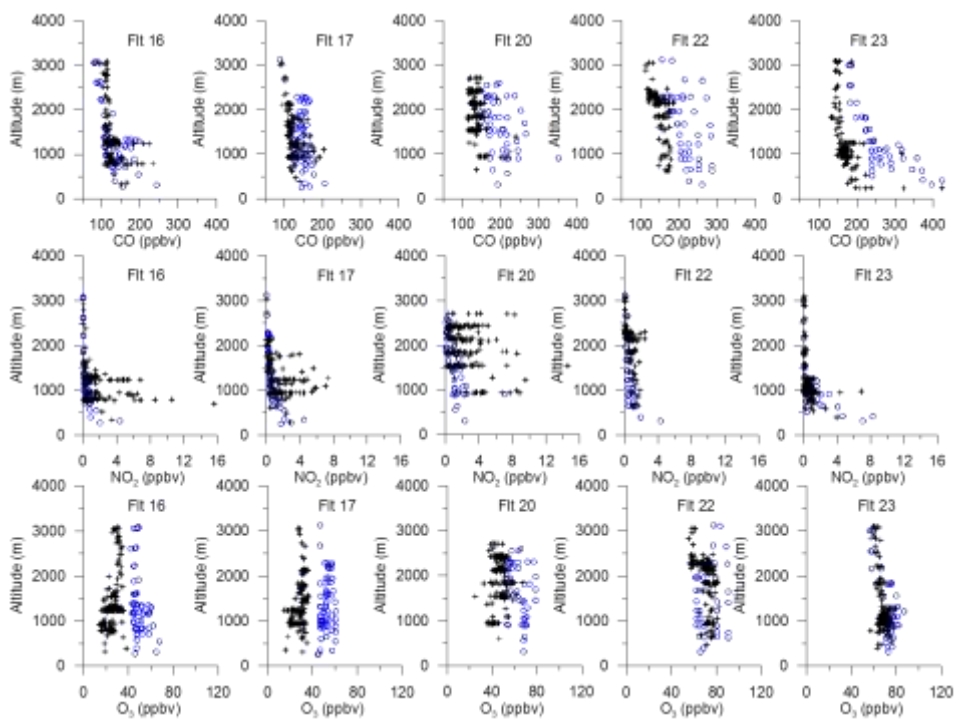
Les récentes campagnes intensives de mesure sur le terrain sont des sources précieuses pour l'évaluation diagnostique. Elles fournissent des observations qui ne sont pas disponibles sur une base systématique : par exemple, des précisions quant à la chimie multiphase atmosphérique, une meilleure résolution spatiale et temporelle (pour des zones géographiques et des périodes ciblées) et des observations en altitude (habituellement à partir d'un aéronef) qui fournissent des renseignements importants sur les processus atmosphériques. En outre, les campagnes récentes sur le terrain intègrent souvent à leur plan d'étude les besoins de données pour l'évaluation du modèle. La présente section fournit des exemples de la manière dont les données sur le terrain sont utilisées pour l'évaluation des modèles à partir de deux campagnes récentes sur le terrain.

ICARTT

Au cours de l'été 2004, plusieurs campagnes coordonnées ont été menées sur le terrain en Amérique du Nord, dans l'Atlantique Nord et en Europe occidentale dans le cadre de l'International Consortium for Atmospheric Research on Transport and Transformation (ICARTT). Ces programmes sur le terrain ont été conçus pour étudier les émissions des précurseurs des aérosols et de l'ozone (O_3), leurs transformations chimiques et leur élimination au cours du transport au-dessus de l'Atlantique Nord ainsi que leurs répercussions en aval sur le continent européen (Fehsenfeld *et al.*, 2006). L'une des

campagnes, une étude aérienne menée par des scientifiques d'Environnement Canada à l'aide du Convair 580 du Conseil national de recherches du Canada (CNRC), s'est concentrée sur la transformation chimique des gaz et des aérosols par les nuages.

Vingt-trois vols de recherche ont été effectués avec le Convair 580 du Conseil national de recherches du Canada basé à Cleveland (Ohio). Les mesures effectuées à bord comprenaient les gaz à l'état de traces, la distribution granulométrique et la composition chimique des particules d'aérosol ainsi que la microphysique et la composition chimique des nuages (se reporter à Hayden *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2008 et Zhang *et al.*, 2007 pour obtenir des précisions sur les mesures effectuées et les instruments utilisés). Complémentaires aux observations réalisées à la surface, ces mesures atmosphériques fournissent des renseignements sur les polluants primaires et secondaires en altitude qui s'avèrent précieux pour l'amélioration de nos connaissances à propos des processus atmosphériques et pour l'évaluation des représentations de ces processus par les modèles.



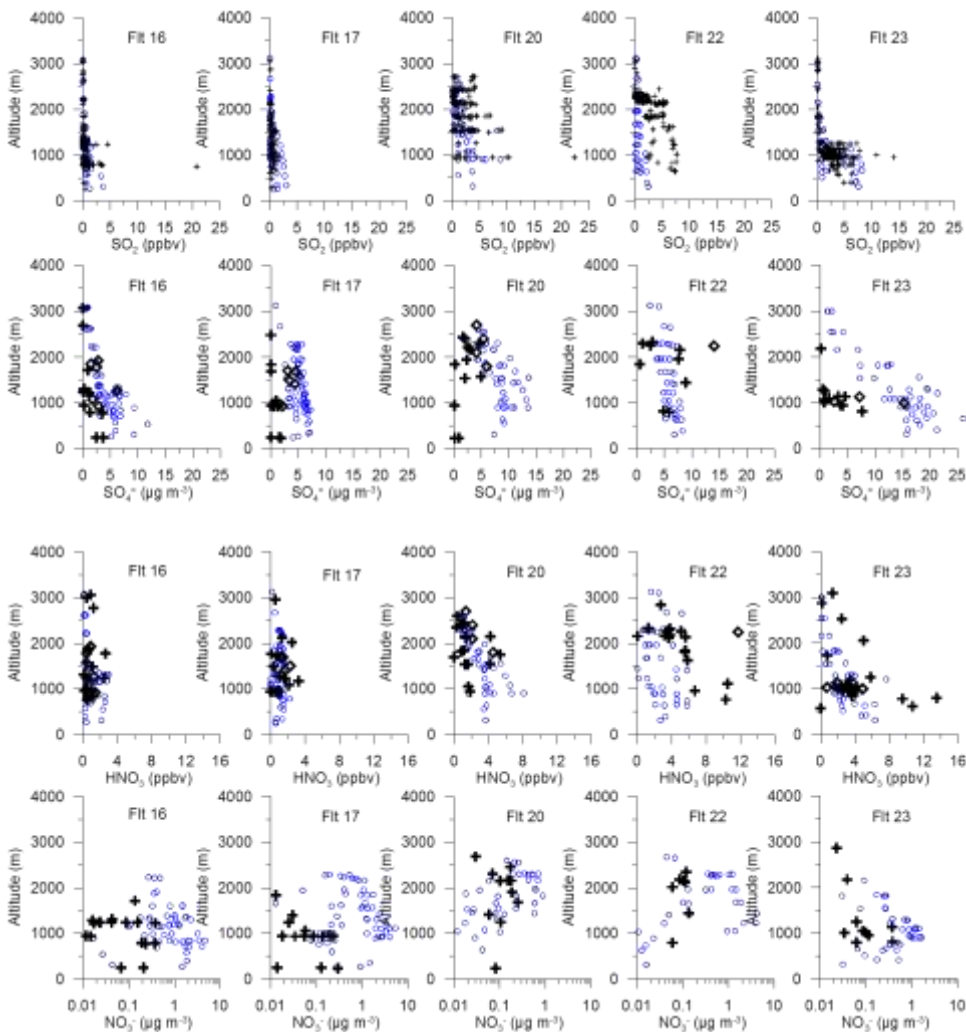


Figure 5.15 Comparaison *in situ* des espèces gazeuses et particulaires (de la ligne du haut à la ligne du bas : CO, NO₂, O₃, SO₂, SO₄⁻², HNO₃ et NO₃) observées (en noir) et modélisées par AURAMS (en bleu) pour des vols sélectionnés (Convair 580) au cours de l'étude sur le terrain de l'ICARTT 2004. Les mesures des espèces gazeuses (SO₂, NO₂, CO, et O₃) se produisent à intervalle de 1 seconde; les mesures de HNO₃ sont des moyennes sur 5 minutes; les mesures des ions inorganiques proviennent des échantillonneurs de particules dans le liquide (PILS) intégrés de 10 minutes; sont également incluse les données relatives aux concentrations de sulfate dans l'eau des nuages par équivalent en air (losanges noirs) en provenance d'échantillons d'eau de nuage en vrac (avec diverses durées d'échantillonnage).

Les prévisions du modèle AURAMS pour la simulation rétrospective de l'ICARTT, comme nous l'indiquions précédemment dans le présent chapitre, ont été comparées à plusieurs mesures effectuées sur des espèces gazeuses et particulaires. Une comparaison a été effectuée en reportant les résultats de la modélisation et des observations le long de la trajectoire de vol en fonction de l'altitude sous la forme de « profils verticaux ». Il s'agissait d'essayer de comprendre si le modèle se rapprochait des observations aériennes dans la zone de vol, en termes d'ordres de grandeur et de structure verticale, car une comparaison point par point *in situ* n'était pas appropriée en raison de la résolution du modèle (problème d'incommensurabilité). L'échantillonnage tout au long des champs modélisés a été réalisé en fonction d'emplacements précis sur la grille situés le long de trajectoire de vol et a été réalisé

pendant toute la période du vol. La figure 5.15 présente de telles comparaisons pour le CO, le NO₂, le SO₂, l'ozone (O₃), le HNO₃, le sulfate particulaire (p-SO₄_{2,5}) et le nitrate particulaire (p-NO₃_{2,5}) en provenance de cinq vols réalisés au-dessus de la région du sud des Grands Lacs.

Le CO est souvent utilisé comme traceur (ou indicateur) pour les polluants anthropiques régionaux. Les données mensuelles relatives aux mesures de pollution dans la troposphère (MOPITT) du CO ont été utilisées pour les conditions aux limites latérales du modèle. Comme le montre la figure 5.15, les performances du modèle sont bonnes pour la prévision du CO, notamment pour les deux vols (16 et 17) au-dessus du sud du Michigan. On constate une surestimation du CO pour les vols au-dessus du centre de l'Ohio (vol 22) et du sud-est de l'Ontario (vol 23), mais la structure verticale est reproduite par le modèle. Les performances du modèle sont également bonnes pour la prévision des autres espèces primaires (de précurseurs), le SO₂ et le NO₂, que ce soit en matière d'ordre de grandeur ou de variations verticales. Toutefois, les performances du modèle sont moindres pour la prévision des polluants secondaires. Les concentrations d'ozone (O₃) sont dans la plupart des cas surestimées, notamment au-dessus du sud du Michigan (vols 16 et 17), où les observations montrent des concentrations d'ozone (O₃) beaucoup plus faibles tout au long de la couche limite. Néanmoins, les structures verticales observées sont correctement relevées par le modèle. Le sulfate particulaire est surestimé à des niveaux inférieurs. Étant donné que la prévision relative au précurseur principal (SO₂) est très bonne, la surestimation du sulfate signifie que le soufre total (SO₂ + SO₄) est surestimé dans le modèle. On peut attribuer cette surestimation à de nombreux facteurs, comme l'émission, l'élimination et la conversion atmosphériques du soufre en sulfate. Le nitrate particulaire est généralement surestimé pour la plupart des vols (d'environ un ordre de grandeur ou de plusieurs µg m⁻³). Il est intéressant de noter que la prévision du modèle concernant l'acide nitrique (HNO₃) est relativement bonne, et que la surestimation du nitrate ne semble pas associée à une surestimation du HNO₃. Pour les deux vols présentant la surestimation la plus importante du nitrate (vols 16 et 17), certains signes indiquent qu'il est possible que le nitrate total soit également surestimé.

McKeen *et al.* (2007) ont comparé les prévisions de six modèles de prévision des matières particulaires (y compris les modèles AURAMS et CHRONOS) avec les mesures du WP3 de la NOAA qui a également volé au cours de l'étude de l'ICARTT pour mesurer la composition et la taille des aérosols au-dessus de la région et des alentours de la Nouvelle-Angleterre (www.al.noaa.gov/2004). L'analyse découlant de cette comparaison montre que les modèles tenant compte de l'oxydation dans les nuages surestiment davantage le sulfate particulaire en altitude que les modèles qui n'en tiennent pas compte, soulevant ainsi la question d'une possible surestimation de la production de sulfate dans les nuages. Cette question sera abordée de façon plus approfondie dans la prochaine sous-section (5.4.3.3).

PrAIRie2005

La campagne PrAIRie2005 a été conçue et menée par les modélisateurs de la qualité de l'air d'Environnement Canada avec pour objectif scientifique de déterminer dans quelle mesure les événements de pollution atmosphérique à Edmonton résultaient d'émissions locales ou de transport à grande distance (Makar *et al.*, 2007). Plusieurs plateformes au sol et deux aéronefs équipés

d'instruments (Cessna 207 et 188) ont été déployés en vue de déterminer les caractéristiques physiques et chimiques des gaz et des aérosols à l'état de traces au-dessus d'Edmonton et de sa région à la fin de l'été 2005 (du 17 août au 9 septembre).

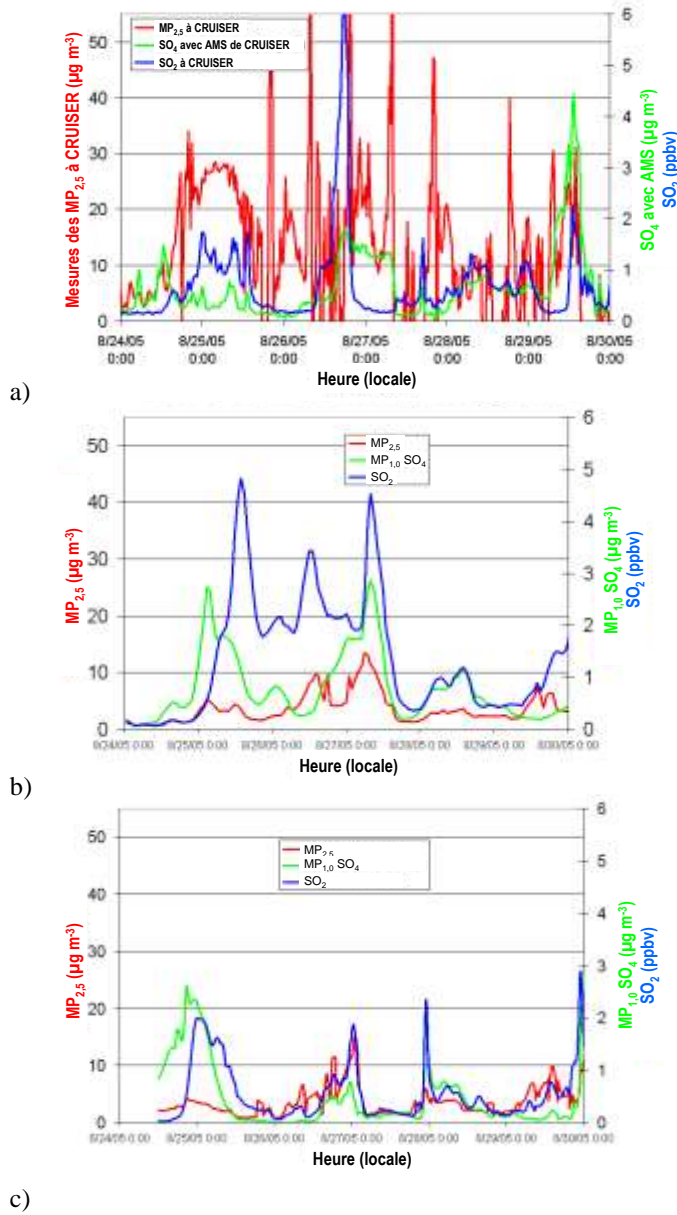


Figure 5.16 (a) Mesures au sol des $\text{PM}_{2.5}$, des $\text{MP}_{1.0}$ sulfate et du SO_2 à 80 km à l'est d'Edmonton; (b) prévision d'AURAMS sur la grille contenant le site à une résolution de 21 km; (c) prévision d'AURAMS à une résolution de 3 km

Pendant l'étude sur le terrain, le modèle AURAMS a été utilisé pour produire des prévisions à 48 heures en vue de guider les laboratoires mobiles au sol et de préparer les trajectoires de vol des aéronefs. Après l'étude sur le terrain, des simulations rétrospectives du modèle 'AURAMS ont été menées avec un certain nombre de mises à jour (codes du modèle et données sur les émissions) à deux

résolutions distinctes : un domaine de résolution de 21 km couvrant l'ouest du Canada et le nord-ouest des États-Unis et un domaine de résolution intégré de 3 km concentré sur la région d'Edmonton (se reporter au tableau 5.1 pour obtenir des précisions). La figure 5.16 compare les séries chronologiques observées pour le SO₂, les PM_{2,5} et le sulfate des MP₁ (ou le SO₄ mesuré par le spectromètre de masse Aerodyne, [AMS]) avec les prévisions modélisées dans l'un des sites au sol situé à environ 80 km au sud-est d'Edmonton. À une résolution de 21 km, la masse de PM_{2,5} est sous-estimée. La synchronisation des trois premiers pics de sulfate des MP₁ (figure 5.16b) est semblable à celle observée (figure 5.16a), mais le dernier pic (en date du 29) n'est pas relevé par la simulation. Les concentrations de SO₂ sont surestimées, exception faite de la valeur de pic observée à 18 h le 26 août. À une résolution plus élevée (figure 5.16c), les prévisions du modèle pour le SO₂ et le sulfate des MP₁ sur ce site sont nettement améliorées lorsqu'on les compare aux observations (synchronisation et ordre de grandeur améliorés), même si la concentration totale de PM_{2,5} reste faible.

Tableau 5.12 Statistiques relatives à l'ozone et aux matières particulaires pour les vols dans le cadre de PrAIRie2005

	R	Courbe	MB	NMB (%)	ME	NME (%)
Ozone (ppbv) (C207)	0,516	0,655	7,25	18,9	11,6	30,22
Ozone (ppbv) (C188)	0,525	0,678	3,50	8,79	9,77	24,5
MP1 SO ₄ (µg m ⁻³)	0,284	0,590	0,295	49,3	0,549	91,9
MP1 CO (µg m ⁻³)	0,523	0,143	-2,80	-64,6	2,86	66,0
MP1 NH ₄ (µg m ⁻³)	0,192	1,15	0,631	263,	0,678	283,
MP1 NO ₃ (µg m ⁻³)	0,214	1,37	0,688	255,	0,990	366,
NO (ppbv)	0,440	1,04	1,79	79,9	3,57	159,
NO _x (ppbv)	0,482	1,03	2,58	41,5	7,30	117,

Les prévisions du modèle à une résolution de 3 km sont comparées avec les observations aériennes effectuées en prélevant des échantillons le long des trajectoires de vol (dans l'espace et dans le temps) et tout au long du modèle. Le tableau 5.12 résume l'ensemble des statistiques de comparaison pour tous les vols disponibles pour chaque aéronef; les deux aéronefs ne suivaient pas toujours la même trajectoire et ne volaient pas toujours le même jour, d'où les différences de statistiques sur l'ozone (O_3) entre les deux appareils. Les meilleures corrélations concernent les concentrations d'ozone (O_3), de NO, de NO_x et de MP_1 -CO. Le NO et le NO_x présentent une pente presque identique (rapport de 1 pour 1), mais aussi des écarts moyens normalisés positifs. Les surestimations du NO_x entraînent des écarts élevés pour les MP_1 - NO_3 et le NH_4 par l'entremise d'un surplus de formation de nitrate particulaire; les mesures au sol indiquent une surestimation de la concentration de HNO_3 . Malgré la corrélation élevée pour les MP_1 -CO, les valeurs de la pente et des écarts moyens normalisés sont faibles, ce qui sous-entend une sous-estimation importante. Il est nécessaire de remarquer que les statistiques de comparaison pour un vol unique peuvent s'avérer assez différentes des statistiques d'ensemble montrées.

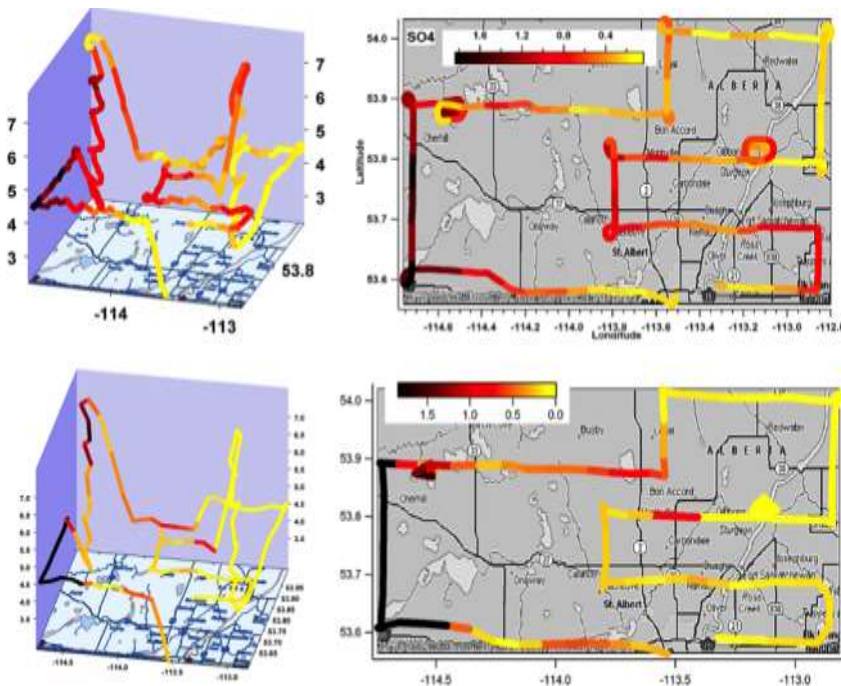


Figure 5.17 Exemple de comparaison d'une modélisation et d'une observation le long de la trajectoire de vol pour les $MP_{1,0}$ -sulfate : la représentation en trois dimensions du SO_4 le long de la trajectoire de vol est illustrée sur la gauche avec la vue en plan correspondante sur la droite (cartes du haut – observation; cartes du bas – modélisation)

La figure 5.17 montre un exemple de comparaison en trois dimensions des données modélisées et des données observées le long d'une trajectoire de vol pour le sulfate des MP_1 . On remarque que le modèle a bien relevé certains des panaches, notamment pour les centrales électriques à l'ouest d'Edmonton, mais qu'il n'a pas relevé les panaches au-dessus de la ville. Une analyse plus approfondie indique que la circulation locale peut être assez complexe, vraisemblablement influencée par les vents anabatiques/catabatiques (en pente ascendante/descendante) dans les Rocheuses qui se trouvent à

proximité, et que la bonne prévision des limites de la circulation locale est essentielle à la détection du panache au bon endroit et au bon moment (Stroud *et al.*, 2007). L'évaluation du modèle rétrospectif indique également qu'il existe un écart important entre les émissions de gaz et de particules dans l'inventaire utilisé par le modèle et les émissions réelles obtenues grâce aux données provenant du système de surveillance continue des émissions (SSCE). La correction des émissions provenant de trois centrales thermiques alimentées au charbon d'après les données du système de surveillance continue des émissions a permis une amélioration considérable des statistiques d'évaluation du modèle (Cho *et al.*, 2009).

5.4.3.3 Évaluation des processus et études de sensibilité

Dans la présente sous-section, nous résumons certaines des études de sensibilité récentes dont l'objectif est de définir les incertitudes dans la prévision des modèles résultant des incertitudes liées aux intrants de modèles (émissions, conditions météorologiques) ainsi que de la paramétrisation des processus physiques et chimiques.

Émissions

Traitement des émissions biogéniques (facteur d'émission de l'isoprène et données relatives à la végétation)

Les émissions biogéniques jouent un rôle important dans la formation de smog. Comme l'indique la section 5.3, les modèles AURAMS et CMAQ utilisent tous les deux la version 3.09 ou supérieure du modèle BEIS pour le traitement des émissions biogéniques. L'évolution de BEIS a permis une augmentation des détails concernant la représentation des types de végétation et la spéciation des émissions de composés organiques volatils (COV) biogéniques (Pierce *et al.*, 2002). Les incertitudes relatives au traitement des émissions biogéniques découlent d'incertitudes liées aux facteurs d'émission (pour les diverses espèces de composés organiques volatils (COV) liées aux différents types de végétation) et aux renseignements sur la couverture terrestre disponibles pour les catégories de végétation détaillées sur la zone d'intérêt. Par exemple, la version 3.09 de BEIS tient compte des émissions de NO, d'isoprène, de monoterpènes, et d'« autres composés organiques volatils (COV) » découlant de 230 catégories de couvert végétal (Pierce *et al.*, 1998a,b). Récemment, d'après les mesures de l'Étude de l'atmosphère et des écosystèmes boréaux (BOREAS) (Pattey *et al.*, 1999; Westberg *et al.*, 2000; Isebrands *et al.*, 1999), le facteur d'émission de l'isoprène pour l'épinette a été réduit de moitié (Schwede *et al.*, 2005). En ce qui concerne les données sur la couverture des terres, BELD3 fournit une base de données par défaut présentant la couverture des terres par les catégories de végétation prédominantes sur la majeure partie de l'Amérique du Nord (valeurs obtenues par télédétection). Sur la partie continentale des États-Unis, la carte de la couverture terrestre de base a été affinée grâce à des renseignements plus détaillés sur l'agriculture et la foresterie, alors qu'au Canada, les renseignements nécessaires à ce peaufinage des données sur le couvert végétal exigé par la version 3.09 de BEIS ne sont disponibles que depuis peu (Morneau, 2007). La plupart des simulations utilisées dans la présente évaluation utilisent par défaut une carte de la couverture terrestre de référence obtenue par satellite sur le domaine canadien.

Les essais de sensibilité avec le modèle AURAMS ont été menés avec deux émissions biogéniques distinctes. Dans la première simulation (base), les émissions biogéniques des composés organiques volatils (COV) et du NO ont été calculées en utilisant la version 3.09 de BEIS avec les facteurs d'émission originaux et BELD3 avec la couverture des terres par satellite pour le Canada; la seconde simulation (« essai de sensibilité »), quant à elle, a été menée en utilisant des facteurs d'émission à jour et une version récemment mise à jour de BELD3 utilisant les données d'inventaire pour l'agriculture et la foresterie canadiennes (se reporter à Morneau, 2007 pour obtenir plus de précisions). Le domaine du modèle couvre le nord-est de l'Amérique du Nord à une résolution de 21 km et les simulations ont été menées sur la période allant du 28 juillet au 5 août 2001.

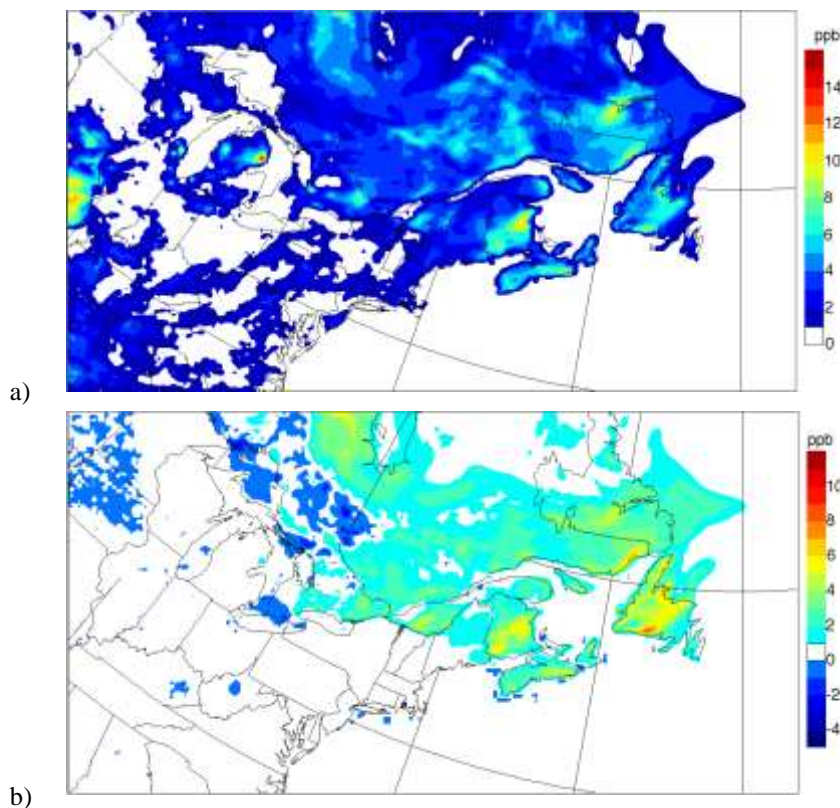


Figure 5.18 (a) Concentration modélisée de l'isoprène au niveau le plus bas du modèle à partir de la simulation de référence menée à 18 h TU, le 2 août 2001 et (b) différence de concentration de l'isoprène entre la simulation du scénario de référence et l'essai de sensibilité avec les nouvelles données sur la végétation ainsi que les facteurs d'émission corrigés pour l'isoprène, des valeurs positives correspondant à des réductions par rapport à la simulation de référence.

La figure 5.18 présente la concentration d'isoprène modélisée au niveau le plus bas du modèle à partir de la simulation de base et la différence entre les deux simulations à 18 h (TU), le 2 août 2001. Les valeurs positives correspondent à des réductions par rapport à la simulation de base. Il est possible de constater que les concentrations d'isoprène modélisées provenant de l'essai de sensibilité sont nettement réduites sur les provinces de l'Atlantique et le sud du Québec. Cette réduction est principalement due au fait que les données par défaut relatives au couvert végétal par satellite utilisées dans la simulation de base présentent des catégories très larges. Par exemple, elles ne disposent que

d'une catégorie pour les forêts de feuillus. Le fait de n'utiliser qu'une seule catégorie pour les forêts de feuillus avec une moyenne de facteur d'émission entraîne une surestimation des émissions d'isoprène dans les régions (par exemple, dans l'est du Canada) où les espèces de feuillus ne sont pas des émetteurs importants d'isoprène et une sous-estimation des émissions dans les régions (par exemple, dans le nord-ouest du Canada) où poussent d'autres espèces de feuillus qui émettent des quantités importantes d'isoprène.

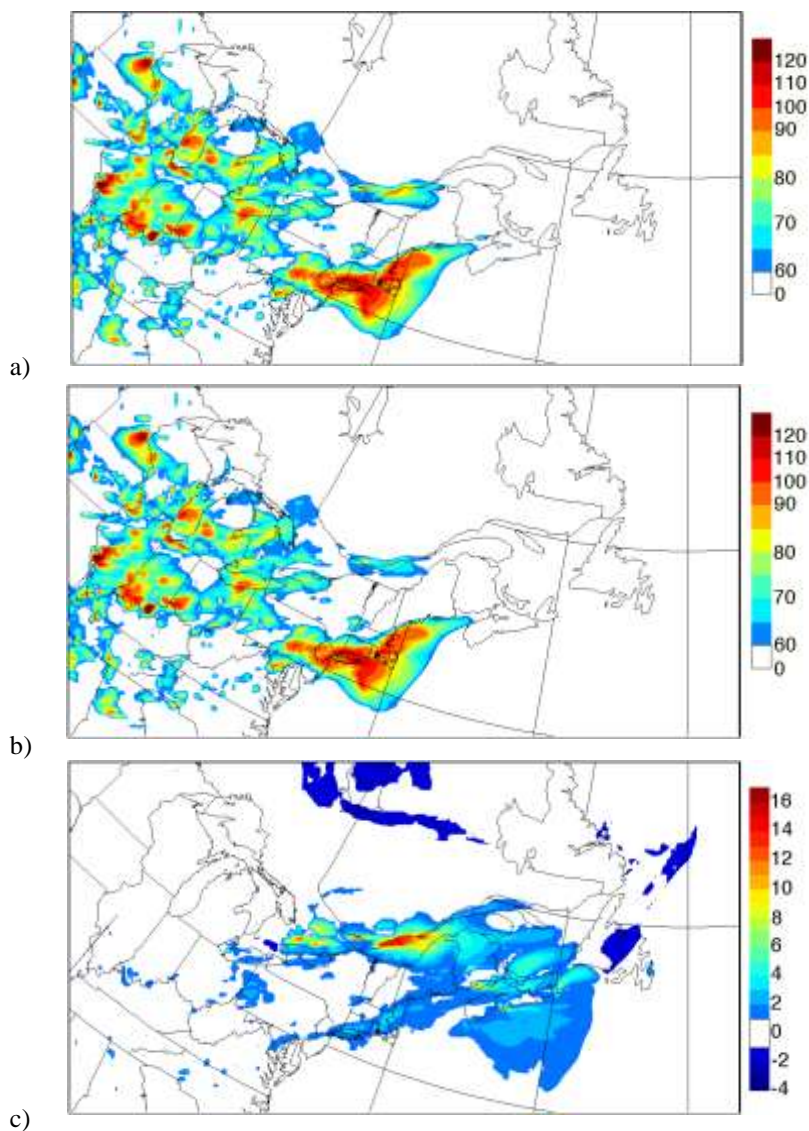


Figure 5.19 Les concentrations maximales d'ozone sur une période d'une heure prévues par le modèle pour le 2 août 2001 : (a) simulation du scénario de référence et (b) essai de sensibilité avec les nouvelles données sur la végétation et les facteurs des émissions corrigés pour l'isoprène, le champ de variation (simulation de référence – essai de sensibilité) étant illustré à la carte (c), le tout étant exprimé en ppbv.

Les concentrations d'ozone (O_3) maximales modélisées sur une période d'une heure pour le 2 août 2001 découlant des deux simulations sont présentées aux figures 5.19(a) et (b), le champ de variation (simulation de base – essai de sensibilité) étant illustré à la figure 5.19(c). Des réductions pouvant atteindre 15 ppbv sont constatées dans les concentrations maximales quotidiennes sur une heure d'ozone (O_3) en aval des principaux centres urbains dans le corridor Windsor-Québec lorsque des données sur la couverture des terres à jour sont utilisées. Ce jour-là, les concentrations maximales d'ozone (O_3) simulées à l'aide de la nouvelle base de données sur la végétation étaient plus proches des valeurs observées de 68 à 76 ppb le long de la vallée du fleuve Saint-Laurent.

Météorologie

La plupart des modèles de transport chimique sont pilotés par des modèles météorologiques en ligne ou hors ligne. Les paramètres météorologiques, comme le vent, la température, l'humidité, l'épaisseur de la couche limite, la turbulence, les nuages et les précipitations ainsi que le rayonnement ont tous un effet important sur le devenir des polluants atmosphériques par l'influence qu'ils exercent sur les processus de transport, de transformation et d'élimination. Par conséquent, les erreurs commises en matière de modélisation des conditions météorologiques auront des répercussions majeures sur la performance globale des modèles de transport chimique. Certains modèles de qualité de l'air utilisent l'analyse objective des conditions météorologiques (p. ex. LOTOS-EURO; se reporter à Schaap *et al.*, 2008) en vue de minimiser les erreurs potentielles en matière de simulation des conditions météorologiques. Il est presque inévitable d'interpoler les champs d'analyse (dans l'espace et dans le temps) pour leur utilisation dans les simulations des modèles de qualité de l'air, ce qui peut être à l'origine d'erreurs. En outre, tous les paramètres météorologiques requis pour piloter les modèles de transport chimique ne sont pas disponibles à partir de l'analyse objective. La régénération des paramètres météorologiques manquants au sein des modèles de qualité de l'air introduit une incohérence dynamique. L'utilisation des capacités d'assimilation des données disponibles dans les simulations météorologiques (en ligne ou hors ligne) peut être un moyen de réduire les erreurs dans les entrées relatives aux conditions météorologiques. Par exemple, Otte (2008a, b) montre des améliorations considérables dans les prévisions modélisées de l'ozone troposphérique grâce à l'utilisation de la poussée dans le modèle météorologique.

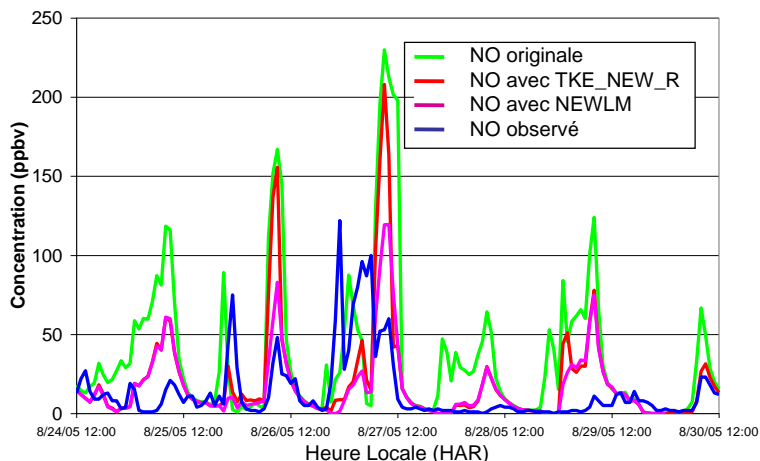


Figure 5.20 Comparaison des concentrations modélisées et mesurées de NO au site du centre d'Edmonton dans le cadre des simulations de PrAIRie2005 (« Original » – modèle GEM opérationnel actuel; « TKE_NEW_R » comprend les nouvelles paramétrisations pour les îlots thermiques urbains, la hauteur de la couche limite et l'énergie cinétique turbulente; « NEWLM » comprend une limite basse pour l'énergie cinétique turbulente supplémentaire basée sur l'observation).

Nous savons que les erreurs des simulations des conditions météorologiques proviennent principalement des conditions initiales et limites ainsi que de la représentation des processus physiques non traduits paramétrisés (Seaman, 2007; Nance *et al.*, 2007). Les nuages et la dynamique

des couches limites atmosphériques sont certains des champs les moins évalués et les plus difficiles à prévoir. Lorsqu'il s'agit de modélisation de la qualité de l'air, ce sont certaines des variables qui ont le plus de répercussions sur la performance des modèles de transport chimique. Traditionnellement, la communauté météorologique axe principalement l'évaluation des modèles sur les variables relatives à l'état (comme la pression, la température et l'humidité). Pour illustrer les répercussions de différentes paramétrisations du mélange dans la couche limite atmosphérique sur la performance des modèles de transport chimique, la figure 5.20 présente les séries chronologiques relatives au NO modélisé des simulations de PrAIRie2005 (se reporter à la sous-section 5.4.3.2) à une résolution de 21 km. Le modèle est piloté par des conditions météorologiques fournies par trois simulations du modèle GEM et qui sont comparées aux observations : i) le modèle GEM opérationnel actuel (« Original »); ii) identique au point i), mais avec de nouvelles paramétrisations pour les îlots thermiques urbains (Makar *et al.*, 2006), la hauteur de la couche limite et l'énergie cinétique turbulente (Han *et al.*, 2000) (« TKE_NEW_R »); iii) identique au point ii), mais avec une limite inférieure supplémentaire pour l'énergie cinétique turbulente d'après les observations de Nastrom et Eaton (2005) (« NEWLM »). Le modèle surestime les concentrations de NO dans le noyau urbain, mais les paramétrisations présentant les couches de mélange les plus élevées (TKE_NEW_R et NEWLM) ont tendance à être plus proches des observations, ce qui laisse entendre que la diffusion verticale dans le modèle opérationnel actuel n'est pas suffisamment forte dans les noyaux urbains (se reporter à la section 9.4 pour obtenir une analyse approfondie). La sensibilité des performances des modèles de transport chimique aux paramétrisations du mélange de la couche limite planétaire a également été signalée par d'autres auteurs (McKeen *et al.*, 2007).

L'évaluation des propriétés des nuages modélisés en trois dimensions reste l'un des principaux défis à relever pour combler le manque de données appropriées et de méthodes d'évaluation pertinentes. Pourtant, les propriétés des nuages comme leur structure en trois dimensions et leur teneur en eau liquide ont une influence directe sur la photolyse et l'oxydation dans les nuages, des processus de transformation importants pour la formation/production d'ozone (O₃) et de matières particulaires dans l'atmosphère. Zhang *et al.* (2007) ont mené une évaluation de la teneur en eau des nuages prévue par le modèle GEM à des résolutions de 15 et de 2,5 km avec des observations aériennes lors de la campagne sur terrain de l'ICARTT/CTC de 2004. Des cas de stratocumulus et de cumulus bourgeonnants ont été inclus dans cette évaluation. Il s'est avéré que l'évaluation statistique sur place traditionnelle (« point par point ») ne fonctionnait pas bien étant donné l'écart temporel et spatial entre la simulation du modèle et l'observation aérienne. L'évaluation utilisant une approche statistique plus large a montré que le modèle était en mesure de relever la répartition verticale de la teneur en eau liquide et que, à ce sujet, il avait reproduit la variation observée dans les statistiques entre les différents vols. Cependant, le modèle, aux deux résolutions, a généralement surestimé la teneur en eau des nuages, si l'on se réfère aux valeurs à l'intérieur du nuage et à l'échelle du nuage pour les cas analysés. Cette surestimation aura par la suite des répercussions sur l'oxydation dans les nuages modélisée dans les simulations avec le modèle AURAMS.

Processus physiques et chimiques

Formation d'aérosols organiques secondaires

Comme l'indique le chapitre 3, la composante organique peut représenter une fraction importante de la masse de $PM_{2.5}$ observée dans l'air ambiant urbain et rural, et une grande partie de cette composante peut être constituée d'aérosols organiques secondaires (AOS) (Turpin et Huntzicker, 1995; Volkamer *et al.*, 2006; Yu *et al.*, 2007). La plupart des modèles de transport chimique visant à prévoir les aérosols atmosphériques incluent aujourd'hui certaines représentations pour la formation des aérosols organiques secondaires. Plusieurs algorithmes sur la formation des aérosols organiques secondaires sont actuellement utilisés dans les modèles de transport chimique. Par exemple, comme le montre le tableau 5.1, le modèle AURAMS contient deux algorithmes sur les aérosols organiques secondaires : un algorithme sur la production globale d'aérosols basé sur Odum *et al.* (1997) et un algorithme de production instantanée d'aérosols calculé à partir de la paramétrisation de l'algorithme sur la production globale d'aérosols d'Odum, mais visant à représenter l'augmentation progressive de la masse d'aérosols organiques liée aux petits changements dans les composés organiques volatils (COV) précurseurs ayant subi des réactions (Jiang, 2003). Le modèle CHRONOS, quant à lui, utilise un schéma de production constant basé sur Pandis *et al.* (1992), tandis qu'un algorithme plus détaillé basé sur Schell *et al.* (2001) est utilisé dans le modèle CMAQ.

La plupart de ces schémas de paramétrisation relatifs aux aérosols organiques secondaires partagent un concept de base s'appuyant sur un processus à deux étapes : 1) production en phase gazeuse de produits condensables; 2) séparation gaz/particules (se reporter au chapitre 2). La première étape est déterminée en fonction des coefficients stœchiométriques (ou de production) des produits condensables. Quant à la seconde étape, le schéma de Pandis présume que la condensation des produits en phase gazeuse n'intervient que lorsque leur pression de vapeur de saturation est dépassée, tandis que les algorithmes d'Odum et de Schell suivent un partage par absorption basé sur Pankow (1994) permettant le partage des produits condensables à la phase particulaire en dessous de leur concentration de saturation. Les divers schémas relatifs aux aérosols organiques secondaires et leur mise en œuvre diffèrent également dans la représentation des catégories de précurseurs et de produits. Des incertitudes supplémentaires sont soulevées par les incertitudes liées à la détermination des coefficients stœchiométriques, des pressions de vapeur de saturation et des coefficients de partage gaz/particules pour diverses catégories de produits condensables représentées.

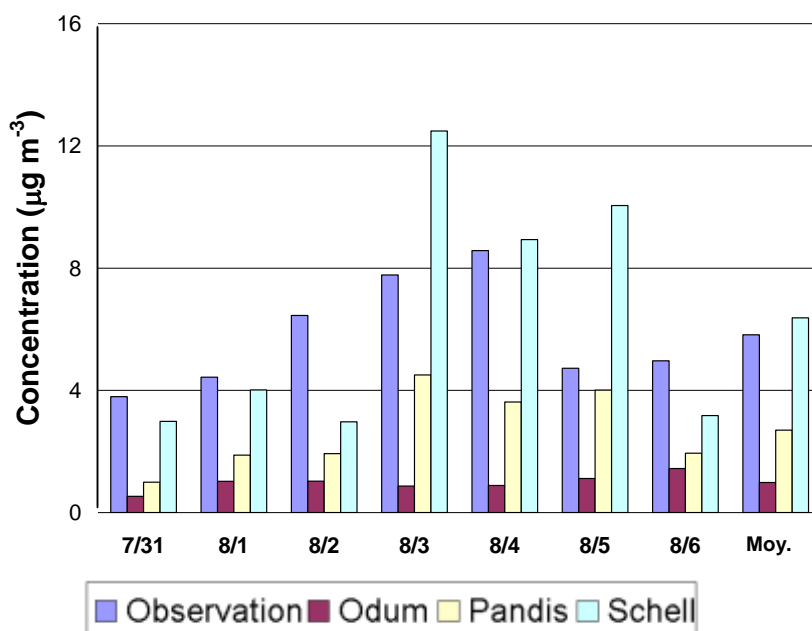


Figure 5.21 Comparaison des concentrations moyennes modélisées et mesurées d'aérosols organiques sur une période de 24 heures au site de Pitts Meadows, dans la vallée du bas Fraser, au cours de l'étude PACIFIQUE 2001.

Jiang *et al.* (2003) ont comparé les paramétrisations de Schell, de Pandis et d'Odum au sein du modèle CMAQ pour la caractérisation de la vallée du bas Fraser (sud de la Colombie-Britannique) au cours de l'étude PACIFIQUE 2001. La figure 5.21 présente une comparaison des résultats moyens sur 24 h du modèle sur les aérosols organiques avec les observations réalisées sur site de Pitts Meadows (PIME3). Les résultats de l'algorithme Schell se comparent favorablement avec les données mesurées en matière d'ordre de grandeur, tandis que les algorithmes de Pandis et d'Odum sous-estiment tous deux la concentration moyenne sur 24 heures des aérosols organiques.

Tableau 5.13 Statistiques du modèle AURAMS pour la comparaison des aérosols organiques secondaires avec les observations provenant des réseaux IMPROVE et RNSPA (20 sites au nord-est des États-Unis et l'est du Canada; nombre de points = 235; échantillons de 24 h tous les 3 jours)

	Moyenne modélisée	Moyenne observée	NMB	NME	R
Jiang (AURAMS v1,3,1)	0,34	2,6	-0,87	0,87	0,26
Odum (AURAMS v1,3,1)	0,041	2,6	-0,98	0,98	0,12
Jiang (AURAMS v1,3,2*)	1,8	2,6	-0,31	0,52	0,29
Odum (AURAMS v1,3,2*)	0,72	2,6	-0,72	0,73	0,27
Jiang (AURAMS v1,3,2*, avec phase aqueuse)	3,0	2,6	0,15	0,66	0,25

Tableau 5.14 Statistiques du modèle AURAMS pour la comparaison des aérosols organiques primaires et du CE avec les observations provenant des réseaux IMPROVE et RNSPA (20 sites au nord-est des États-Unis et l'est du Canada; nombre de points = 235; échantillons de 24 h tous les 3 jours)

	Moyenne modélisée	Moyenne observée	NMB	NME	R
Aérosol organique primaire	0,54	1,3	-0,66	0,68	0,45
Carbone élémentaire	0,13	0,38	-0,67	0,68	0,47

Les implémentations des schémas d'Odum et de Jiang dans le modèle AURAMS sont comparées pour la caractérisation du domaine de l'est de l'Amérique du Nord au cours de l'étude de l'ICARTT de 2004. Le tableau 5.13 présente les statistiques de l'évaluation comparant les prévisions du modèle avec les observations relatives aux aérosols organiques en provenance des réseaux IMPROVE et RNSPA en utilisant la méthode de traceur CO/CE (Yu *et al.*, 2004) en vue d'estimer l'écart des observations entre les aérosols organiques primaires et secondaires. Plusieurs séries de résultats sont incluses. La première paire provient d'une ancienne implémentation des schémas d'Odum et de Jiang (AURAMS v1.3.1) dans laquelle la composante des aérosols organiques primaires n'est pas incluse en tant que composante absorbante des aérosols organiques. C'est la même implémentation qui est utilisée dans la simulation annuelle du modèle AURAMS de 2002 abordée précédemment. La seconde paire provient d'une implémentation mise à jour dans laquelle toutes les composantes organiques (primaires et secondaires) sont considérées comme absorbantes. Cette implémentation corrigée comprend également des mises à jour de certains coefficients stœchiométriques et de partage s'appuyant sur des données plus récentes (Chung et Seinfeld, 2002; Song *et al.*, 2005) ainsi que l'inclusion de l'isoprène

en tant que précurseur des aérosols organiques secondaires (Kroll *et al.*, 2006). C'est cette implémentation qui est utilisée dans les simulations les plus récentes du modèle AURAMS (p. ex. ICARTT et PrAIRie2005). Il est possible de constater que les deux schémas sous-estiment la formation des aérosols organiques secondaires, mais que l'algorithme de production instantanée d'aérosols de Jiang prévoit constamment des concentrations d'aérosols organiques secondaires plus élevées que l'algorithme sur la production globale d'aérosols d'Odum, et que l'implémentation mise à jour améliore également considérablement les prévisions des modèles en matière d'ordres de grandeur. Cependant, ces deux paramétrisations permettent d'obtenir des coefficients de corrélation linéaire médiocres. Le tableau 5.14 énumère les comparaisons entre les données modélisées et mesurées pour la composante des aérosols organiques primaires (AOP) et le carbone élémentaire (CE). Le modèle AURAMS sous-estime respectivement les aérosols organiques primaires et le carbone élémentaire par des facteurs de 2,4 et de 2,9. Les aérosols organiques primaires et le carbone élémentaire présentent des coefficients de corrélation linéaire semblables et dont la qualité est bien supérieure à ceux observés pour les aérosols organiques secondaires.

La dernière ligne du tableau 5.13 présente les résultats d'un essai de sensibilité dans lequel la teneur en eau liée aux aérosols a été incluse en tant que milieu absorbant dans la composante organique. Cette inclusion vise à évaluer les incertitudes pesant sur la nature chimique du milieu absorbant pour le partage (Griffin *et al.*, 2003). Comme prévu, les concentrations d'aérosols organiques secondaires modélisées ont augmenté avec ce scénario et présentaient un écart amélioré (désormais positif), mais aucune amélioration apparente en matière d'erreur moyenne et de coefficient de corrélation. D'autres approches, fondées sur des mécanismes en phase gazeuse plus explicites comprenant des produits de plusieurs générations et leur équilibre gaz/particules, sont en cours d'élaboration (Griffin *et al.* 2005). Ces approches plus explicites fournissent bien des estimations de la spéciation à la phase d'aérosols; cependant, leur traitement informatique est lourd, ce qui empêche leur utilisation dans le cadre de prévisions de la qualité de l'air opérationnelles et de simulations à long terme pour l'élaboration des politiques. Ces mécanismes explicites n'ont pas non plus nécessairement apporté des améliorations quant à la modélisation des aérosols organiques secondaires totaux (Pun *et al.*, 2003; Chen *et al.*, 2006).

Récemment, la volatilité des émissions d'aérosols organiques primaires (AOP) a été mesurée à l'aide de décomposeurs thermiques et dans des expériences sur le taux de dilution en tube d'échantillonnage. Robinson *et al.* (2007) ont démontré que les émissions d'aérosols organiques primaires peuvent s'évaporer dans la phase gazeuse et s'oxyder par la suite pour former des aérosols organiques secondaires. Ce processus ajoute de la masse aux aérosols organiques en termes de groupes fonctionnels (-OH, -C(O)-, -ONO₂) et transfère la charge des aérosols organiques de l'échelle urbaine et à l'échelle régionale. En outre, il a été déterminé que les composés organiques volatils intermédiaires (COVI) représentaient un groupe de composantes organiques émises à la phase gazeuse pouvant s'oxyder en une étape de réaction pour former des quantités importantes d'aérosols organiques secondaires (Murphy et Pandis, 2009).

D'autres études se sont penchées sur la sensibilité des prévisions d'aérosols organiques secondaires aux réductions des concentrations de NO_x et de composés organiques volatils (COV) (Chen *et al.*, 2006). Fait intéressant, dans des conditions rurales où les concentrations de NO_x sont limitées, les schémas explicites relatifs aux aérosols organiques secondaires affichent une tendance inverse en matière d'aérosols organiques secondaires en cas de réduction des concentrations de NO_x lorsqu'on la compare aux paramétrisations empiriques des aérosols organiques secondaires. Les schémas explicites présentent une augmentation des aérosols organiques secondaires lorsque les concentrations de NO_x baissent en raison de la volatilité plus faible des produits composés d'acides carboxyliques, lesquels sont favorisés par rapport aux produits composés de nitrates organiques lorsque les rapports NO_x /composés organiques volatils (COV) sont plus faibles. Ce phénomène a des répercussions sur l'efficacité des stratégies de réduction des émissions de NO_x , car les aérosols organiques secondaires peuvent représenter une fraction importante des $\text{PM}_{2.5}$. Les paramétrisations explicites et empiriques affichent toutes une réduction des aérosols organiques secondaires lorsque les concentrations de composés organiques volatils (COV) diminuent. D'autres études se sont penchées sur la dépendance des prévisions d'aérosols organiques secondaires aux températures et ont obtenu des résultats présentant une variabilité considérable (Pun *et al.*, 2003; Chen *et al.*, 2006). Cette dépendance à l'égard des températures est largement liée aux valeurs choisies pour l'enthalpie de la vaporisation des produits des aérosols organiques secondaires dans la paramétrisation. La dépendance modélisée à l'égard des températures prévue par les algorithmes empiriques et explicites est actuellement plus élevée que celle mesurée de manière expérimentale dans des chambres à smog. Ces études sur la sensibilité à la température ont des répercussions sur les réactions des aérosols organiques secondaires, notamment à l'égard des changements climatiques à venir.

Oxydation dans les nuages

Comme l'aborde la sous-section 5.4.3.2, en le comparant avec les données aériennes obtenues au cours de l'étude de l'ICARTT, le modèle AURAMS a tendance à surestimer le sulfate dans la basse atmosphère. Il a également été déterminé, dans le cadre d'une étude d'évaluation et de comparaison de plusieurs modèles (McKeen *et al.*, 2007), que les modèles qui incluent une oxydation du soufre dans les nuages (p. ex. les modèles AURAMS et CMAQ) surestiment la concentration de sulfate entre 400 et 700 m lorsqu'on en compare les résultats avec les observations, soulevant par là même la question d'une surestimation par les modèles de l'oxydation dans les nuages.

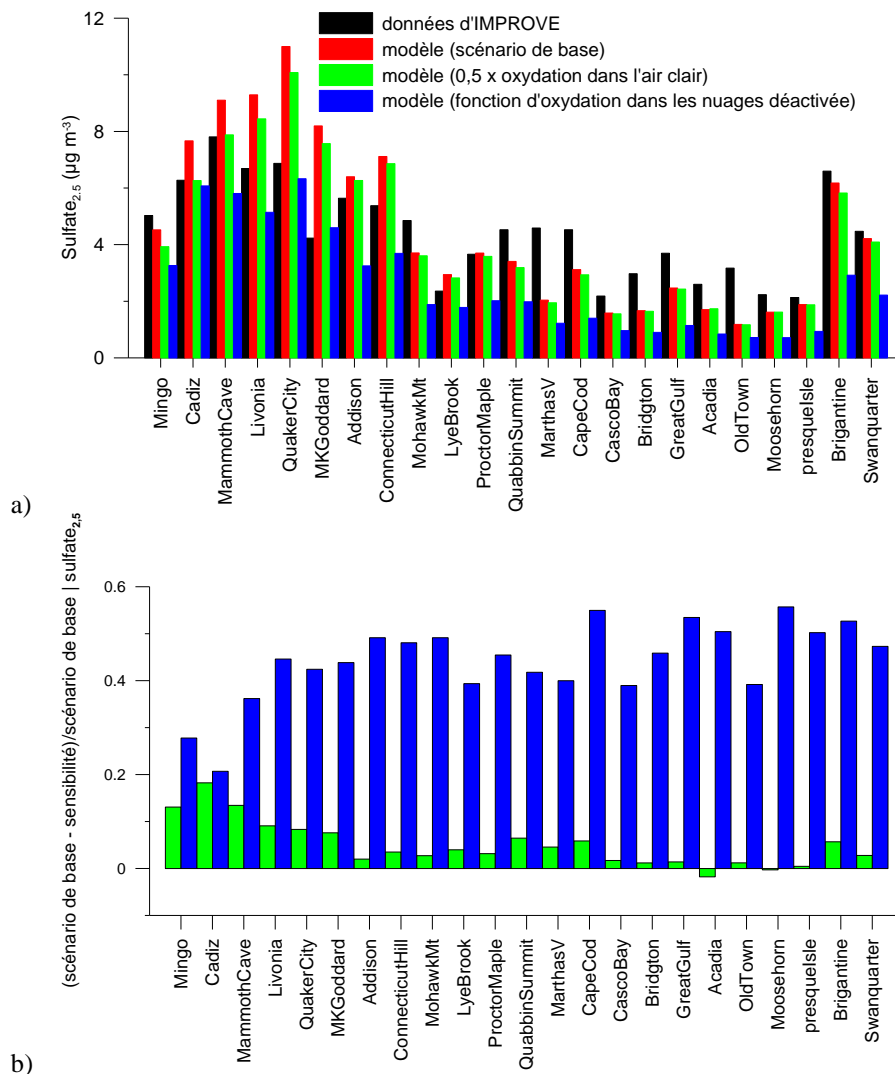


Figure 5.22 (a) Comparaison entre les concentrations modélisées et observées de sulfate_{2,5} aux sites du réseau IMPROVE (positionnés des régions sources du Midwest au littoral de l'est le long de l'axe x, de gauche à droite); (b) écart relatif des deux essais de sensibilité par rapport à la simulation du scénario de référence

Pour analyser l'impact relatif de l'oxydation du soufre dans les nuages par rapport à celle se produisant dans l'air clair, deux essais de sensibilité ont été menés avec le modèle AURAMS au cours de la période d'étude de l'ICARTT : dans le premier, le paramètre d'oxydation dans les nuages était désactivé; dans le second, le taux d'oxydation du soufre dans l'air clair était réduit de moitié. La figure 5.22 présente la comparaison entre les données modélisées et observées pour le sulfate_{2,5} sur les sites du réseau IMPROVE. Rappel de la discussion à la sous-section 5.4.2.2 : le modèle a tendance à surestimer les concentrations au-dessus de la région source (p. ex. vallée de l'Ohio) et à sous-estimer au-dessus des régions en aval (p. ex. côte est). L'oxydation dans l'air clair a des répercussions relativement faibles sur les concentrations de sulfate modélisées lorsqu'on la compare à l'oxydation dans les nuages. Néanmoins, ces répercussions sont clairement plus importantes à proximité des sources que plus en aval (figure 5.22b). L'oxydation dans les nuages représente environ 50 % des

concentrations de sulfate modélisées dans l'air ambiant et approximativement la même fraction totale de la colonne à une altitude inférieure à 5 km au cours de la période d'étude de l'ICARTT sur la partie est de l'Amérique du Nord (Gong *et al.*, 2007). Bien que la désactivation du paramètre relatif à l'oxydation dans les nuages permette au modèle de s'approcher des observations sur des sites proches de la région source, cette désactivation aggrave la comparaison sur les sites de la côte est et de la Nouvelle-Angleterre. Comme nous l'indiquons plus haut, Zhang *et al.* (2007) ont découvert que le modèle météorologique (GEM) avait tendance à surestimer la teneur en eau des nuages par rapport aux observations aériennes effectuées dans le sud-ouest de l'Ontario et l'Ohio au cours de la période d'étude de l'ICARTT. Il est par conséquent raisonnable de juger que l'oxydation dans les nuages est peut-être surestimée. D'un autre côté, d'autres processus ou émissions pourraient également avoir participé à la surestimation du sulfate_{2,5} par le modèle.

Mathur *et al.* (2007) ont aussi exploré les causes possibles de la surestimation apparente du sulfate_{2,5} par CMAQ par rapport aux observations aériennes réalisées au cours de la période d'étude de l'ICARTT 2004. Ils émettent l'hypothèse selon laquelle la tendance à surestimer le H₂O₂ du mécanisme CB-4 pourrait être à l'origine de la surestimation de l'oxydation du soufre dans les nuages. Fait intéressant, lorsque le mécanisme CB-4 a été remplacé par le mécanisme SAPRC, les concentrations de H₂O₂ ont en effet diminué, tout comme l'oxydation dans les nuages. Cependant, cette diminution était presque totalement compensée par une augmentation de la prévision du modèle en matière de radicaux hydroxyles et d'oxydation dans l'air clair.

Production de sel de mer

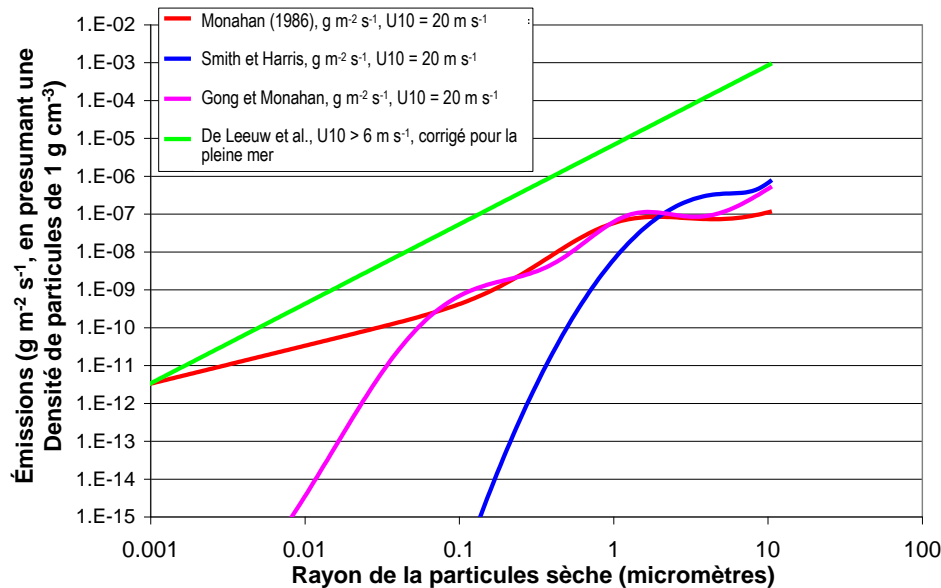


Figure 5.23 Comparaison des flux de sel de mer à U10 = 20 m s⁻¹ pour quatre paramétrisations distinctes

Le sel de mer peut représenter une fraction importante de la masse de particules fines dans les milieux marins et côtiers, et plus particulièrement en cas de vents forts (O'Dowd et Smith, 1993). Il a été découvert que la corrélation était importante entre la concentration en particules de sel de mer et la vitesse du vent pour toutes les fourchettes de dimensions (O'Dowd et Smith, 1993). Les modèles AURAMS et CMAQ (version 4.6) incluent le sel de mer comme l'une des composantes des aérosols. Le modèle AURAMS utilise un algorithme de génération du sel de mer basé sur Monahan *et al.* (1986). Gong (2003) a élargi le schéma de Monahan pour mieux représenter la génération de sel de mer aux fourchettes de dimensions submicroniques et supermicroniques. Le modèle CMAQ, d'un autre côté, utilise un algorithme basé sur Smith et Harrison (1998). La figure 5.23 présente une comparaison entre les trois schémas de génération du sel de mer (fonctions de source) en termes de masse émise avec un vent de 20 m/s^{-1} (à 10 m). On constate que la paramétrisation de Monahan (1986) utilisée dans le modèle AURAMS présente une masse plus élevée dans la fourchette de rayon allant de $0,001$ à $0,1 \mu\text{m}$. La paramétrisation de Gong (2003) chute rapidement pour les rayons inférieurs à $0,1 \mu\text{m}$ et la paramétrisation de Smith et Harrison chute rapidement pour les rayons inférieurs à $2 \mu\text{m}$. Il convient de noter que les trois fonctions de source concernent la pleine mer. De Leeuw *et al.* (2000) ont également proposé une série de fonctions de source, étant donné les différentes fourchettes de vitesse du vent, pour les conditions dans les zones de déferlement.

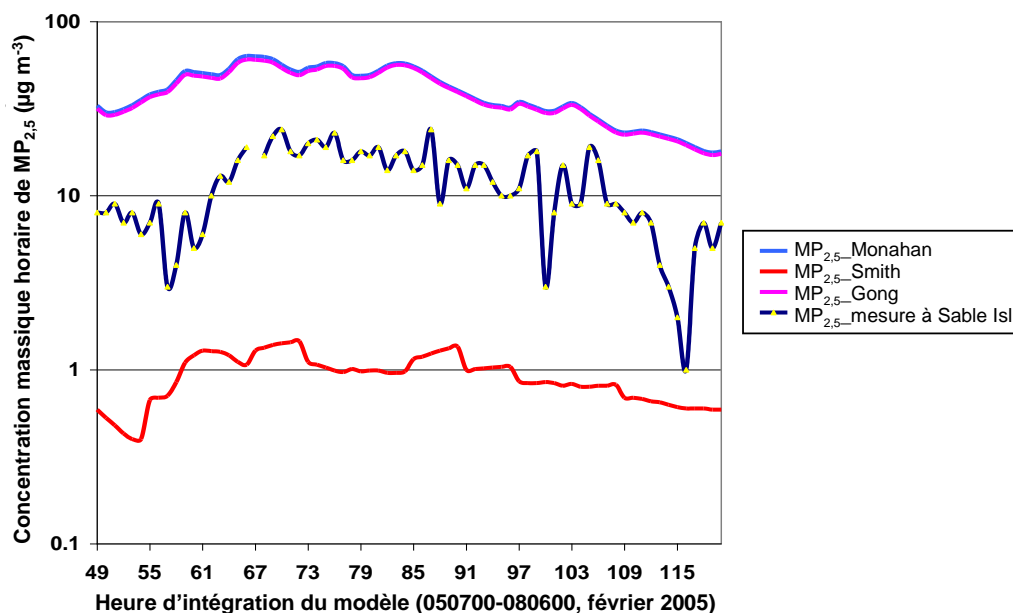


Figure 5.24 Concentrations de la masse de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) en surface prévues par AURAMS en utilisant diverses paramétrisations concernant la génération de sel de mer par rapport aux $\text{PM}_{2.5}$ mesurées à Sable Island du 5 au 8 février 2005

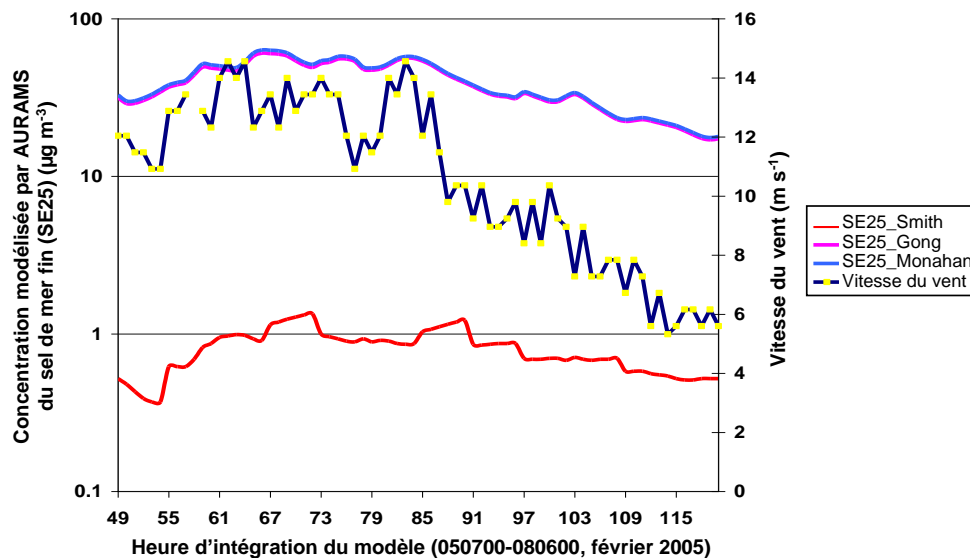


Figure 5.25 Concentrations d'aérosol de sel marin fin (SE25) à la surface prévues par AURAMS par rapport aux vitesses de vent horaires à Sable Island (N.-É.) du 5 au 8 février 2005

Pour tester la sensibilité des aérosols de sel de mer modélisés aux diverses paramétrisations pour la génération de sel de mer, trois simulations distinctes ont été menées avec le modèle AURAMS, chacune présentant une fonction de source différente pour la pleine mer. Ces simulations ont été menées pour la période allant du 5 au 8 février 2005 avec une résolution de 21 km (se reporter au tableau 5.2 pour plus de précisions) et se concentraient sur le Québec et la région atlantique. Cette période coïncidait avec un épisode de concentrations de matières particulaires élevées dans la région. À la figure 5.24, les séries chronologiques prévues par le modèle pour les $\text{PM}_{2.5}$ sont comparées aux observations menées sur le site de l'île de Sable. Les simulations modélisées avec les paramétrisations de Monahan et de Gong-Monahan présentaient une surestimation, tandis que la paramétrisation de Smith-Harrison provoquait une sous-estimation de la masse de matières particulaires fines par rapport aux observations. Ces surestimations et sous-estimations étaient importantes. La figure 5.25 compare la composante de sel de mer prévue par le modèle et différentes fonctions de source de sel de mer avec les résultats observés avec un vent de 10 m/s sur le site de l'île de Sable. On peut constater qu'à cette période, la concentration de $\text{PM}_{2.5}$ modélisée est dominée par la composante de sel de mer sur ce site. Les schémas de Monahan et de Gong-Monahan se sont comportés de façon semblable en corrélation avec la vitesse du vent tandis que le schéma de Smith-Harrison a généré, en comparaison, beaucoup moins de sel de mer.

Résolution du modèle et conditions initiales et limites

La performance d'un modèle de transport chimique peut également être influencée par la résolution ainsi que les conditions initiales et limites du modèle. À l'échelle urbaine et pour les régions présentant un terrain accidenté (p. ex. vallée du bas Fraser), une résolution plus élevée est requise pour traduire adéquatement les variations à petite échelle des fonctions de forçage (fonctions dynamiques, fonctions thermiques et sources d'émissions), bien qu'il soit également nécessaire que les processus soient

traduits comme il se doit aux échelles inférieures. La comparaison entre les résultats de simulations avec le modèle CMAQ à des résolutions de 12 km et de 4 km pour la période d'étude de Pacifique 2001 au-dessus de la vallée du bas Fraser (RWDI, 2003; se reporter à la section 5.4.1.2 et au tableau 5.2) a permis de constater que le modèle, à une résolution plus fine, relevait les concentrations minimales d'ozone (O_3) pendant la nuit plus précisément qu'à une résolution plus grossière, mais n'a constaté que de faibles différences pour les concentrations maximales d'ozone (O_3) diurnes entre les deux simulations. L'amélioration de la prévision du modèle à une résolution de 4 km par rapport à la résolution de 12 km était légèrement plus nette pour la concentration de $PM_{2.5}$ sur certains sites, mais n'apportait aucune amélioration aux statistiques de performance globales. Zhang *et al.* (2006) ont évalué des simulations avec le modèle CMAQ pendant une période de 10 jours, en juillet 1999, au cours de l'étude SOS (Southern Oxidant Study) à des résolutions de 32 et de 8 km. Ils ont conclu que, en matière de statistiques sur les concentrations d'ozone (O_3) à 1 h et à 8 h, le modèle à une résolution de 32 km permettait d'obtenir de meilleurs coefficients de corrélation qu'à une résolution de 8 km, mais qu'il présentait des écarts plus élevés dans les sites ruraux. Cependant, sur les sites urbains et suburbains, les coefficients de corrélation sont semblables pour les deux simulations du modèle, mais les écarts sont bien moindres pour la résolution grossière que pour la résolution fine. Quant aux statistiques d'évaluation relatives à la masse et aux composantes des matières particulaires, la simulation à résolution grossière présente des performances légèrement meilleures sauf pour le sulfate_{2,5}, même si les deux simulations sous-estiment fortement la masse totale et la plupart des composantes des matières particulaires.

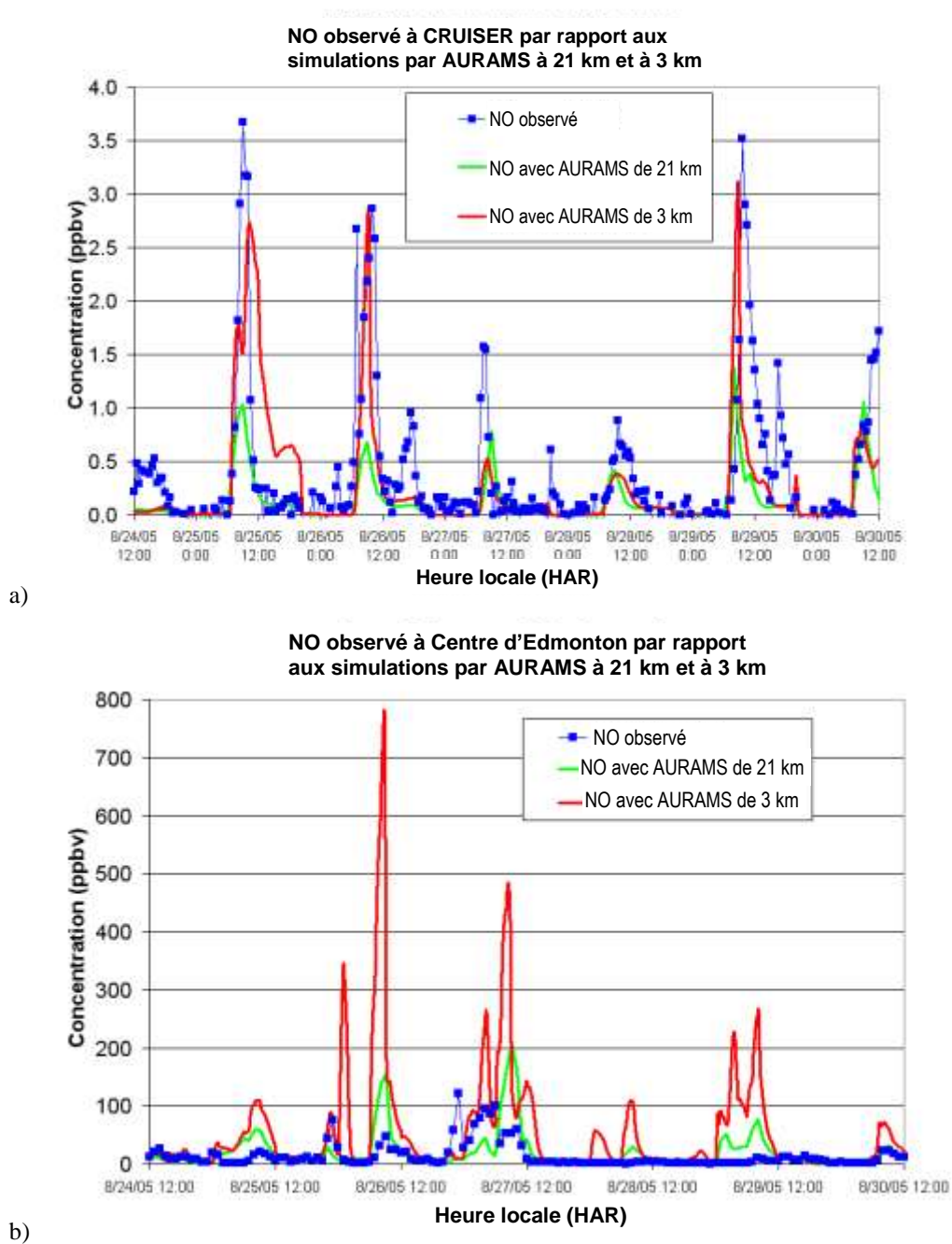


Figure 5.26 (a) Comparaison des concentrations de NO modélisées et mesurées en aval d'Edmonton (80 km) (b) Comparaison des concentrations de NO modélisées et mesurées au centre d'Edmonton

La figure 5.26 présente les séries chronologiques pour les concentrations de NO modélisées sur deux sites, au centre d'Edmonton et au site de Cruiser (à 80 km à l'est d'Edmonton), provenant des simulations à des résolutions de 21 et 3 km réalisées avec le modèle AURAMS dans le cadre de PrAIRie2005, puis les compare avec les observations. On constate que le passage d'une résolution horizontale de 21 km à 3 km améliore considérablement la correspondance du modèle avec les

observations pour les emplacements en aval du noyau urbain, mais que le mélange vertical insuffisant pendant la nuit au-dessus de la ville est exacerbé pour le noyau urbain en tant que tel (d'où une surestimation plus importante à la résolution la plus fine sur le site du centre d'Edmonton). Une simulation a également été menée avec le modèle AURAMS au cours de la période d'étude de l'ICARTT avec une résolution de 15 km, à comparer avec la simulation rétrospective d'une résolution de 42 km comprise dans la présente évaluation. Il a été déterminé que les statistiques d'évaluation globales (sur les sites du réseau AIRNow) n'étaient pas améliorées par l'utilisation d'une grille de résolution plus fine. Cela signifie qu'une simulation en plus haute résolution ne se solde pas toujours par une plus grande performance du modèle. Cette performance dépend d'un certain nombre d'éléments, comme la représentation des intrants et des processus du modèle à une résolution plus élevée et la mesure de la performance utilisée.

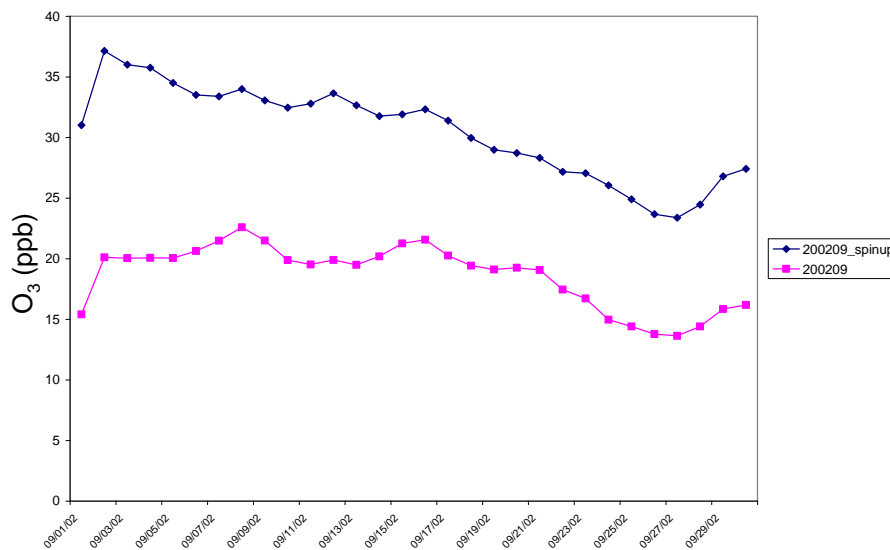


Figure 5.27 Séries chronologiques concernant les concentrations moyennes d'ozone par domaine pour le mois de septembre 2002 en provenance de deux simulations avec AURAMS, l'une commençant le 1^{er} mai 2002 (« 200209 » dans la légende) et l'autre commençant le 1^{er} septembre 2002 (« 200209_spinup » dans la légende), les deux présentant les mêmes conditions initiales et conditions aux limites avec un gradient nul.

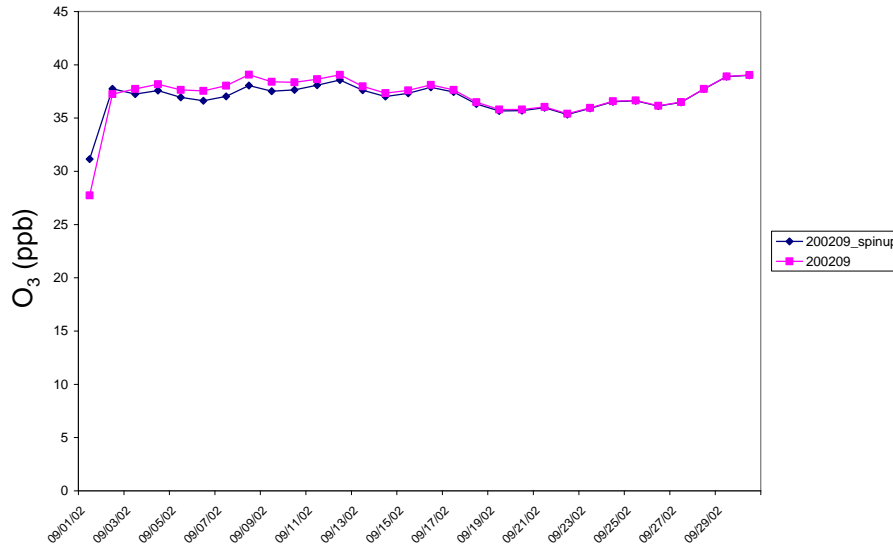


Figure 5.28 Simulations identiques à celles la figure 5.27, mais avec des conditions aux limites de premier ordre ne dépendant pas du temps.

Le traitement des conditions chimiques aux limites latérales peut également avoir des répercussions sur la performance du modèle de transport chimique (Brost, 1988; Hogrefe *et al.*, 2004; Tong et Mauzerall, 2006). Le modèle CHRONOS et les versions précédentes d'AURAMS (version 1.3.1 et versions antérieures) utilisent des conditions chimiques aux limites latérales avec un gradient nul et des limites fermées pour leur algorithme d'advection semi-Lagrangien, alors que le modèle CMAQ utilise des conditions aux limites latérales de Dirichlet (les concentrations aux limites des grilles sont précisées, soit par des profils fixes dans le temps, soit par des champs dépendants du temps fournis par un modèle à plus grande échelle) (appel *et al.*, 2007). La condition aux limites avec un gradient nul s'est avérée problématique lorsqu'elle a été utilisée pour des simulations élargies présentant des limites de débit entrant situées au-dessus de l'océan et de régions éloignées (voir Samaali *et al.*, 2009 et Tarasick *et al.*, 2007). La figure 5.27 présente les séries chronologiques concernant les concentrations d'ozone (O_3) moyenne par domaine pour le mois de septembre 2002 en provenance de deux simulations avec le modèle AURAMS, l'une commençant le 1^{er} mai 2002 et l'autre commençant le 1^{er} septembre 2002, et les deux présentant les mêmes conditions initiales. On remarque qu'avec la condition aux limites latérales avec un gradient nul, les deux simulations ne convergent jamais. La figure 5.28 présente la même paire de simulations, mais avec des conditions aux limites de Dirichlet ne dépendant pas du temps. Dans ce cas, les deux simulations convergent après deux jours (en termes de moyenne à l'échelle du domaine).

Même dans le cas de conditions chimiques aux limites latérales de Dirichlet, la performance des modèles de transport chimique peut encore être touchée par les concentrations réelles précisées aux limites. Les conditions aux limites latérales avec un gradient nul ont été remplacées par des conditions chimiques aux limites latérales de Dirichlet fixes dans le temps dans des simulations plus récentes

avec le modèle AURAMS (p. ex. simulations rétrospectives de l'ICARTT et de PrAIRie2005; se reporter au tableau 5.2), dans lesquelles des données climatologiques mensuelles sur l'ozone (O_3) reportées sur une grille (Logan, 1999), des mesures de pollution dans la troposphère du CO (www.neo.sci.gsfc.nasa.gov/Search.html?group=35) et des mesures des particules à long terme (Macdonald *et al.*, 2006) ont été utilisées avec d'autres profils représentatifs en vue d'établir des valeurs dans les cellules de grille situées aux limites de débit entrant. Appel *et al.* (2007) ont montré que les statistiques relatives à la performance du modèle CMAQ s'amélioreraient en remplaçant ses profils fixes dans le temps par défaut par ceux fournis par un modèle de transport chimique global, GEOS-CHEM (Bey *et al.*, 2001), dans le cadre de leur simulation annuelle de 2001. Tang *et al.* (2007) décrivent une série d'essais de sensibilité pour lesquels les conditions aux limites latérales du modèle de transport chimique régional étaient fournies par trois modèles globaux distincts. On constate une variabilité considérable entre les conditions aux limites fournies par les différents modèles globaux qui entraîne des écarts importants dans la performance des modèles de transport chimique régionaux. En outre, cette étude montre également qu'en réduisant les conditions aux limites qui dépendent du temps et de la zone géographique à des conditions aux limites moyennées dans l'espace et le temps, la performance du modèle de transport chimique régional se détériore à chaque étape de moyennage.

Avant de passer à la prochaine sous-section concernant la comparaison corrélative des modèles, il est intéressant de mettre en évidence certains des enjeux et des conclusions révélés par l'évaluation diagnostique et l'évaluation des processus, dont l'objectif est d'évaluer la capacité du modèle à représenter la relation entre le précurseur et la concentration.

Tout d'abord, la performance du modèle en matière de prévision des principaux précurseurs du smog (à savoir le NO_x , le SO_x et les composés organiques volatils (COV)) est évaluée. D'après la simulation avec le modèle AURAMS de 2002, les concentrations annuelles modélisées de NO_x et de SO_2 affichent une bonne corrélation avec les observations en Amérique du Nord, même si le SO_2 est surestimé au-dessus du centre de l'Alberta et à proximité de deux sources majeures au Manitoba, indiquant de possibles écarts entre les données sur les émissions utilisées par le modèle et les émissions réelles. En comparaison, la modélisation de l'acide nitrique, tant un polluant secondaire qu'un précurseur du nitrate particulaire, est moins bonne, avec une surestimation importante pour l'été (3^e trimestre), surestimation conforme à celle relative au nitrate particulaire pour le même trimestre. Les composés organiques volatils (COV) modélisés sont comparés aux observations en termes de réactivité des radicaux hydroxyles. Il est possible de constater que la performance du modèle est supérieure dans la prévision des composés organiques volatils (COV) anthropiques par rapport aux composés organiques volatils (COV) biogéniques. Les concentrations d'isoprène sont nettement surestimées avec le modèle AURAMS, et ce, malgré la mise à jour des données relatives à la végétation au Canada. Cette surestimation aura des répercussions sur la production d'ozone (O_3) et la formation d'aérosols organiques secondaires modélisés.

Plusieurs études récentes sur le terrain ont fourni des ensembles de données précieux pour l'évaluation diagnostique des modèles. Les évaluations des modèles par rapport à deux études sur le terrain, celle de l'ICARTT et celle de PrAIRie2005, sont abordées ici. Au-dessus de la région des Grands Lacs, la comparaison de la simulation du modèle AURAMS avec les données relevées par un aéronef

(Convair 580) lors de la période d'étude de l'ICARTT montre que la performance du modèle est meilleure pour la prévision des espèces primaires que pour la prévision des espèces secondaires. Alors que le modèle relève bien la répartition verticale observée de l'ozone (O_3) dans la basse atmosphère, il y a des signes de surestimation des concentrations de fond d'ozone (O_3) à l'échelle régionale. En outre, même si la prévision des concentrations de SO_2 est correcte, le sulfate est souvent surestimé, ce qui indique une possible surestimation de sa production ou une possible sous-estimation de son élimination. Dans la région d'Edmonton, l'évaluation de la simulation à haute résolution du modèle AURAMS comparée aux observations réalisées dans le cadre de PrAIRie2005 indique que la capacité du modèle à prévoir la circulation à l'échelle locale est un élément essentiel pour détecter les panaches au bon endroit et au bon moment. Les études sur la sensibilité du modèle indiquent également qu'il existe un écart important entre les émissions de gaz et de particules dans l'inventaire utilisé par le modèle et les émissions réelles. La correction des émissions provenant de trois centrales thermiques alimentées au charbon d'après les données du système de surveillance continue des émissions a permis une amélioration considérable des statistiques d'évaluation du modèle.

Enfin, les différentes sensibilités du modèle concernant la représentation de divers processus sont passées en revue en s'appuyant sur un certain nombre d'études existantes. Ces processus comprennent les émissions biogéniques, la météorologique, la formation d'aérosols organiques secondaires, l'oxydation dans les nuages et la génération de sel de mer. Les études montrent que l'estimation des émissions biogéniques est sensible aux renseignements saisis concernant le couvert végétal, qui à leur tour auront des répercussions sur la production d'ozone (O_3) modélisée et la formation d'aérosols organiques secondaires. Il est démontré que la paramétrisation de la couche limite, y compris l'effet des îlots thermiques urbains et du mélange par turbulence, a des répercussions importantes sur la performance des modèles de transport chimique, plus particulièrement sur les régions urbaines. Plusieurs algorithmes distincts sont à disposition pour modéliser la formation des aérosols organiques secondaires et les essais de sensibilité existants montrent qu'il peut exister des écarts importants entre les concentrations d'aérosols organiques modélisées et calculées à partir de ces différents algorithmes de formation des aérosols organiques secondaires. Il est démontré que l'oxydation dans les nuages est le principal responsable (par rapport à l'oxydation dans l'air clair) des concentrations de sulfate dans l'air ambiant modélisées au cours de la période d'étude de l'ICARTT, notamment dans les zones situées en aval des sources. Il est également démontré qu'il existe une incertitude non négligeable concernant la capacité des modèles météorologiques à prévoir la microphysique des nuages, ce qui devrait avoir des répercussions importantes sur la performance des modèles, notamment pour la prévision des concentrations de sulfate. Les études montrent aussi qu'il existe des incertitudes importantes concernant les concentrations de sel de mer, en raison des incertitudes pesant sur la paramétrisation de la génération du sel de mer, laquelle peut avoir une incidence sur la performance des modèles de transport chimique en matière de prévision de la masse totale des matières particulaires dans les régions côtières. Les sensibilités des modèles à l'égard de la résolution ainsi que des conditions initiales et limites sont également abordées. Il est démontré que le type de condition aux limites latérales peut avoir des répercussions considérables sur les prévisions du modèle ainsi que sur les concentrations réelles précisées pour les limites latérales. Il s'avère que l'avantage d'une modélisation utilisant une résolution plus élevée dépend de la représentation pertinente des intrants et des processus du modèle à une résolution plus élevée ainsi que de la mesure de la performance utilisée.

5.4.4 Comparaison corrélative des modèles

La comparaison corrélative est un exercice précieux pour (1) la détermination des incertitudes liées au modèle (ou le niveau de confiance collectif) et (2) le diagnostic des lacunes du modèle (ou les éléments à améliorer) dans la représentation de divers processus. La comparaison corrélative des modèles peut être menée de différentes manières. À une extrémité du spectre, la comparaison corrélative peut être menée avec très peu de contraintes sur les modèles concernés fonctionnant selon leurs conditions natives, chacun avec ses propres données sur les émissions et données météorologiques. Cela vise à évaluer la variabilité maximale (ou les incertitudes) entre les prévisions du modèle. À l'autre extrémité du spectre, la comparaison corrélative peut être réalisée avec autant de contraintes que possible sur les intrants du modèle en vue d'évaluer les incertitudes liées aux paramétrisations du modèle uniquement. Récemment, plusieurs exercices de comparaisons corrélatives concernant de nombreux modèles ont été menés en Amérique du Nord (McKeen *et al.*, 2005, 2007) et en Europe (van Loon *et al.*, 2004, 2007; Vautard *et al.*, 2007; Cuvelier *et al.*, 2007).

Dans le cadre de la campagne sur le terrain de l'ICARTT, une comparaison corrélative collective et en temps réel de modèles de la qualité de l'air ainsi qu'une évaluation et un projet d'ensemble ont été entrepris (Fehsenfeld *et al.*, 2006; McKeen *et al.*, 2005, 2007). Les modèles AURAMS et CHRONOS d'Environnement Canada et CMAQ/Eta de la NOAA ont été utilisés lors de cet exercice parmi un groupe de six modèles régionaux de prévision de la qualité de l'air. Tous les modèles ont été exécutés selon leurs conditions natives avec différents inventaires des émissions anthropiques et traitements des émissions biogéniques. Des évaluations statistiques des prévisions des modèles (provenant de chaque modèle et de l'ensemble des modèles) ont été réalisées en comparant les résultats aux données en temps quasi réel relatives à l'ozone (O_3) et aux $PM_{2.5}$ provenant du réseau AIRNow. Diverses performances ont été obtenues parmi les modèles concernés. Tous les modèles ont présenté des écarts positifs pour l'ozone (O_3), compris entre 5 et 25 ppb en termes de concentrations quotidiennes maximales sur une période de 8 heures. Cette surestimation peut être, du moins en partie, attribuable à l'utilisation d'anciens inventaires des émissions par un certain nombre de modèles qui ne reflétaient pas les changements importants constatés ces dernières années en matière d'émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV), notamment les changements considérables ayant touché les émissions de NO_x en raison du NO_x State Implementation Plan des États-Unis qui est entré en vigueur au cours de l'année 2003-2004 (Frost *et al.*, 2006; se reporter également à la section 5.4.5 ci-dessous). Les modèles ont également eu tendance à surestimer les conditions de faibles concentrations d'ozone (O_3) qui ont prédominé pendant l'été 2004 sur la partie orientale de l'Amérique du Nord (White *et al.*, 2006). Néanmoins, l'ensemble des modèles a toujours présenté des performances supérieures à celles des modèles seuls, que ce soit en termes de concentrations d'ozone (O_3) ou de masse des $PM_{2.5}$. Les modèles ont affiché des capacités identiques (si ce n'est de meilleures capacités) concernant les prévisions relatives au $PM_{2.5}$ par rapport aux prévisions de l'ozone (O_3). La plupart des modèles ont eu tendance à obtenir de meilleures prévisions pour les sites urbains et suburbains (ou proches de sources anthropiques) que pour les sites ruraux (ou en aval de sources anthropiques), ce qui signifie que les processus touchant les aérosols secondaires représentent une faiblesse pour ces modèles.

Malgré l'homogénéité des modèles en matière de configurations et de données d'émissions, l'étude de comparaison corrélative a permis de relever un certain nombre de domaines ayant pu avoir des répercussions sur la performance des modèles et méritant des analyses plus approfondies, comme la paramétrisation de la couche limite planétaire et de la diffusion verticale ou du mélange vertical, la paramétrisation des aérosols organiques secondaires ou encore la représentation de l'oxydation du soufre dans les nuages (McKeen *et al.*, 2007).

D'un autre côté, une comparaison corrélative plus « contrôlée » des modèles a été menée récemment entre les modèles AURAMS et CMAQ (se reporter à Smyth *et al.*, 2007a, b, 2009, pour obtenir une description détaillée de cette étude). Dans cette étude comparative de la performance, les deux modèles ont été lancés selon leurs conditions natives, mais un certain nombre de configurations de modèle aussi courantes que possible ont été apportées (p. ex. domaine et résolution horizontale du modèle, moteur météorologique du modèle, inventaires des émissions anthropiques et systèmes de traitement). L'évaluation a été menée pour le mois de juillet 2002 en utilisant les mêmes données météorologiques du modèle GEM que celles utilisées pour la simulation annuelle réalisée par le modèle AURAMS en 2002 (se reporter à la section 5.4.1). Bien que tous les efforts aient été mis en œuvre pour éliminer autant d'incertitudes que possible afin de se concentrer sur les écarts touchant les données et les algorithmes des modèles (se reporter au tableau 5.1), d'autres différences importantes entre ces deux modèles demeuraient, notamment à propos de la résolution verticale, des conditions initiales et aux limites latérales ainsi que de la spéciation des émissions de matières particulaires primaires. Ces différences entraînent des écarts au niveau de la performance des modèles.

Tableau 5.15 Statistiques d'évaluation de l'ozone et des PM_{2.5} dans l'air ambiant provenant de l'évaluation comparative du Conseil national de recherches du Canada des modèles AURAMS-CMAQ pour le mois de juillet 2002

	O ₃		Pic quotidien d'O ₃		PM _{2.5}	
	AURAMS	CMAQ	AURAMS	CMAQ	AURAMS	CMAQ
Moyenne modélisée (ppb, µg m ⁻³)	42,03	51,46	66,66	70,16	12,21	5,11
Moyenne observée (ppb, µg m ⁻³)	35,64	35,62	60,77	60,72	14,43	14,40
MB (ppb, µg m ⁻³)	6,38	15,85	5,89	9,44	-2,23	-9,29
NMB (%)	17,91	44,50	9,68	15,56	-15,42	-64,52
ME (ppb, µg m ⁻³)	16,25	18,82	16,38	14,29	9,69	10,16
NME (%)	45,59	52,83	26,96	23,54	67,12	70,59
r ²	0,393	0,438	0,350	0,505	0,074	0,151

Le tableau 5.15 montre une comparaison entre les statistiques d'évaluation pour les concentrations d'ozone (O_3) et la masse de $PM_{2.5}$ pour les deux modèles et les données horaires provenant des réseaux du RNSPA et de l'AQS (Air Quality Service). Les deux modèles affichent des écarts positifs pour l'ozone (O_3) et des écarts négatifs pour la masse de $PM_{2.5}$ même si les écarts avec le modèle AURAMS sont considérablement plus faibles qu'avec le modèle CMAQ. Cependant, ces écarts plus faibles dans les prévisions réalisées avec le modèle AURAMS ne se traduisent pas par des erreurs plus faibles. Les erreurs moyennes normalisées (NME) étaient comparables entre les deux modèles et, dans l'ensemble, le modèle CMAQ présente de plus grandes performances en matière de coefficients de corrélation. L'écart plus positif relatif aux prévisions des concentrations d'ozone (O_3) dans le modèle CMAQ est, en grande partie, lié à la surestimation des concentrations minimales pendant la nuit, mais peut également découler en partie des profils par défaut du modèle CMAQ utilisés pour les conditions aux limites latérales (se reporter à appel *et al.*, 2007). Il convient de noter que la version du code du modèle AURAMS utilisée dans cette étude comprenait la condition aux limites latérales avec un gradient nul, laquelle a également pu avoir des répercussions sur la prévision des concentrations d'ozone (O_3) (se reporter à la discussion à la sous-section 5.4.3.3 ci-dessus).

Tableau 5.16 Statistiques d'évaluation des $PM_{2.5}$ différenciées (sulfate, nitrate, ammonium et composantes organiques) provenant de l'évaluation comparative du Conseil national de recherches du Canada des modèles AURAMS-CMAQ pour le mois de juillet 2002

	SO_4		NO_3		NH_4		TOA	
	AURAMS	CMAQ	AURAMS	CMAQ	AURAMS	CMAQ	AURAMS	CMAQ
Moyenne modélisée (ppb, $\mu g m^{-3}$)	5,31	2,44	2,00	0,263	1,64	0,821	3,92	0,928
Moyenne observée (ppb, $\mu g m^{-3}$)	5,03	5,03	0,902	0,902	1,63	1,63	10,56	10,56
MB (ppb, $\mu g m^{-3}$)	0,29	-2,59	1,09	-0,64	0,009	-0,811	-6,64	-9,64
NMB (%)	5,72	-51,51	121,2	-70,87	0,58	-49,68	-62,85	-91,22
ME (ppb, $\mu g m^{-3}$)	3,03	2,83	1,58	0,71	0,885	0,929	6,93	9,64
NME (%)	60,34	56,26	174,7	79,00	54,20	56,90	65,64	91,25
r^2	0,367	0,524	0,397	0,437	0,428	0,458	0,0005	0,0066

Les statistiques d'évaluation pour les $PM_{2.5}$ différenciées sont présentées au tableau 5.16. Les données moyennes sur 24 heures provenant des réseaux du RNSPA et du STN ont été utilisées pour cette évaluation. Une fois encore, les performances d'AURAMS se sont avérées adéquates pour les concentrations de sulfate_{2,5} et d'ammonium_{2,5} en termes d'écarts, mais le modèle a considérablement surestimé le nitrate_{2,5}. D'un autre côté, les estimations des ions inorganiques par le modèle CMAQ sont bien plus faibles. Les deux modèles sous-estiment les concentrations de TOA_{2,5}, le modèle

AURAMS étant légèrement plus proche des observations principalement en raison de l'utilisation de la paramétrisation mise à jour des aérosols organiques secondaires dans le modèle AURAMS (se reporter à la discussion à la sous-section 5.4.3.3). En outre, les modèles AURAMS et CMAQ prévoient des composantes très différentes de sel de mer (non illustré) : le modèle AURAMS prévoit des concentrations de sel de mer beaucoup plus élevées, ce qui a des répercussions importantes sur les concentrations de $PM_{2.5}$, même au-dessus des terres (principalement les zones côtières). Cela confirme les conclusions de l'essai de sensibilité abordé ci-dessus, à la sous-section 5.4.3.3. L'étude d'évaluation comparative renforce la nécessité de mener des analyses supplémentaires sur plusieurs composantes scientifiques (p. ex. formation d'aérosols organiques secondaires, chimie hétérogène inorganique et génération de sel de mer).

5.4.5 Évaluation dynamique

L'évaluation dite « dynamique » est un concept plus récent pour l'évaluation des modèles. Il se concentre sur l'évaluation des capacités d'un modèle à simuler les réactions, en matière de concentrations dans l'air ambiant, aux modifications des conditions météorologiques ou des émissions (Gilliland *et al.*, 2007; Seigneur 2007). Il pourrait s'avérer plus pertinent en vue de déterminer le niveau de confiance des modèles pour l'élaboration des politiques. Il s'agit également d'une évaluation plus compliquée, voire la plus compliquée, à réaliser dans les faits, car elle requiert que les modifications des conditions météorologiques ou des émissions soient clairement définies (et, autant que possible, isolées) et que les réactions liées à ces modifications soient clairement perçues à partir des observations.

Un test réalisable d'évaluation dynamique peut consister en l'observation de la comparaison entre la variabilité des concentrations dans l'air ambiant observées et modélisées du « jour de la semaine » (ou des jours de la semaine par rapport aux fins de semaine) (Seigneur, 2007). Un exemple de ce type peut être consulté dans Yarwood *et al.* (2003). Dans ce document, la sensibilité aux modifications des émissions des véhicules à moteur entre les jours de la semaine et les fins de semaine au-dessus de la région de Los Angeles a été comparée aux modifications des concentrations quotidiennes maximales d'ozone (O_3) observées les jours de la semaine et les fins de semaine. Il s'est avéré que le modèle (CAMx : Environ Intl. Co., 2002) simulait relativement bien les modifications entre les jours de la semaine et les fins de semaine en matière de concentration d'ozone (O_3).

Ces dernières années, la mise en œuvre du programme d'échange de bilan (Budget Trading Program – NBP) des NO_x de l'Environmental Protection Agency des États-Unis a représenté un autre cas unique d'évaluation dynamique des modèles. Depuis 2003 (et particulièrement entre 2003 et 2004), des réductions importantes des émissions de NO_x (au cours de la saison de forte concentration de l'ozone (O_3)), principalement en provenance des grosses installations de production d'électricité, ont été constatées au-dessus de l'est des États-Unis en réponse à l'appel SIP NO_x des États-Unis (State Implementation Plan, www.epa.gov/). Ces réductions sont prouvées par les données satellitaires relatives aux colonnes de NO_2 pendant l'été (Kim *et al.*, 2006). Les avancées du NBP sont étroitement surveillées en termes de réduction des émissions et de réaction environnementale. Gého *et al.* (2007)

ont montré que les concentrations d'ozone (O_3) ajustées météorologiquement dans l'est des États-Unis étaient inférieures d'environ 13 % qu'avant l'appel SIP NO_x . Plusieurs études d'évaluation dynamique ont été menées sur ce cas (p. ex. Gilliland *et al.*, 2008, Hogrefe *et al.*, 2008). Gilliland *et al.* (2008) ont mené des simulations avec le modèle CMAQ sur les trois mois d'été (juin, juillet et août) des années 2002 (avant l'appel NO_x SIP), 2004 et 2005 (ces deux années étant après l'appel NO_x SIP) avec les modifications d'émissions appropriées, et ont démontré que le modèle sous-estimait les changements de concentration quotidienne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures par rapport aux observations (surestimation d'environ un tiers à une moitié). Cette sous-estimation était particulièrement importante en aval de la vallée de l'Ohio, où les changements prévus par le modèle en matière de concentrations d'ozone (O_3) liés à la modification des émissions ne s'étendaient pas aussi loin en aval de la région source que l'indiquaient les observations. Hogrefe *et al.* (2008) ont également analysé les changements prévus par le modèle en matière de valeurs d'ozone (O_3) en réponse aux réductions liées à l'appel NO_x SIP par rapport aux changements observés; ils ont découvert que, même si les valeurs concordaient en termes d'ampleur moyenne dans l'espace, les valeurs des changements d'ozone (O_3) modélisées et observées pouvaient varier considérablement sur certains sites.

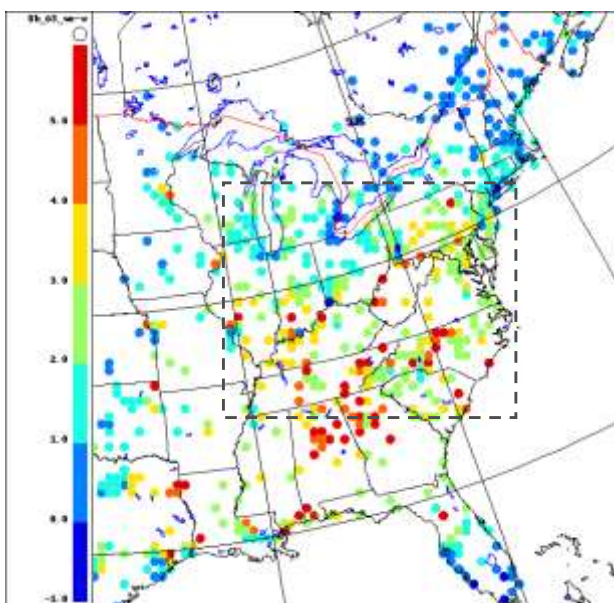


Figure 5.29 Écart (en ppbv) en termes de valeurs moyennes modélisées pour les concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur 8 heures, tout au long de la période d'étude de l'ICARTT, entre le scénario de référence (sans ajustement des émissions de NO_x) et l'essai de sensibilité (avec l'ajustement des émissions). Les valeurs positives correspondent à une baisse de la concentration d'ozone liée à l'ajustement des émissions de NO_x . Une comparaison statistique avec l'observation a été faite sur la zone délimitée par un rectangle en pointillés.

Dans le cadre d'un test simple, des essais de sensibilité avec et sans les mesures de contrôle liées à l'appel SIP NO_x ont été menés avec le modèle AURAMS pour la période d'étude de l'ICARTT. Les inventaires des émissions utilisés étaient celui de 2000 pour le Canada et celui de 2001 pour les États-Unis. Pour tenir compte des réductions des émissions de NO_x liées à l'appel SIP NO_x , de simples rapports d'ajustement par État s'appuyant sur les données sur les émissions saisonnières de NO_x

publiées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis dans le cadre des échanges de bilan de 2000 et de 2005 des États (USEPA, 2007b) ont été appliqués aux émissions de NO_x en provenance des principales sources ponctuelles pour l'année de référence. En plus des ajustements liés aux principales sources d'émissions ponctuelles des États soumis au NBP, des ajustements ont également été intégrés à l'essai de sensibilité pour tenir compte de l'évolution des émissions de NO_x en provenance des unités de production d'électricité se trouvant dans les États qui n'étaient pas soumis au programme NBP entre 2001 et 2004 (Pouliot, 2005). La figure 5.29 montre la différence entre les moyennes des concentrations quotidiennes maximales d'ozone (O_3) modélisées sur 8 heures pour la période d'étude de l'ICARTT dans les deux cas. Une diminution supérieure à 5 ppbv de la moyenne des concentrations quotidiennes maximales d'ozone (O_3) sur 8 heures est relevée le long de la vallée de l'Ohio et au-dessus des régions où se trouvent la plupart des grosses installations de production d'électricité touchées par le NBP en Alabama, dans le Tennessee et en Caroline du Nord. Cette diminution peut être comparée qualitativement aux modifications en matière de concentrations saisonnières d'ozone (O_3) sur 8 heures observées entre 2002 et 2005 par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (figure 14 dans USEPA, 2006) après l'ajustement météorologique. En comparaison, les modifications modélisées exprimées en pourcentages sont généralement inférieures aux observations. Toutefois, on peut observer une similitude entre les valeurs modélisées et observées en termes de distribution spatiale des réductions d'ozone (O_3) en raison de la mise en œuvre de l'appel SIP en faveur de la réduction des émissions de NO_x . Le fait que les données météorologiques de l'été 2004 aient été utilisées dans les simulations modélisées peut avoir des répercussions sur la réponse prévue par le modèle. Comme la sous-section 5.4.1.2 le rappelle, l'été 2004 était inhabituellement froid et humide. En comparaison, les étés 2002 et 2005 étaient comparables et relativement chauds et secs par rapport aux conditions climatologiques de la décennie (1996-2005). Une comparaison a été menée entre la moyenne sur trois ans des concentrations quotidiennes maximales d'ozone (O_3) sur 8 heures de mai à septembre pour les années 2000 à 2002 et 2003 à 2005 (soit avant et après la mise en œuvre, en 2003, de l'appel SIP NO_x) en faveur de la réduction des émissions : en moyenne, on a pu constater une réduction de 6 % des concentrations maximales d'ozone (O_3) sur 8 heures pendant la saison de pic de l'ozone (O_3) sur la région touchée par le NO_x Trading Budget Program, après l'ajustement des conditions météorologiques. En comparaison, une réduction moyenne d'environ 5 % sur une région similaire (illustrée à la figure 5.29) a été prévue par le modèle en raison d'une réduction des émissions de NO_x liée au programme NBP de l'Environmental Protection Agency des États-Unis.

5.5 Incertitudes

Les incertitudes liées aux prévisions des modèles de transport chimique peuvent provenir de diverses sources, y compris les émissions modélisées (données de l'inventaire et traitement des émissions, qu'elles soient anthropiques ou biogéniques), les conditions météorologiques modélisées (et notamment les paramètres relatifs à la couche limite et à la microphysique des nuages), les conditions initiales et limites, la paramétrisation des données et des processus du modèle et les chiffres du modèle. L'évaluation diagnostique décrite ci-dessus (section 5.4.3) a exploré bon nombre de ces sources d'incertitudes. La résolution systématique des incertitudes liées aux modèles est une entreprise

complexe. La méthodologie et la stratégie pour ce faire dépendent des objectifs fixés et sont toujours en cours de développement. Une analyse formelle de la propagation des erreurs et de la sensibilité pourrait être menée plus facilement avec les techniques existantes, comme la « méthode de découplage direct » (Napelenok *et al.*, 2006) concernant les paramètres d'entrée, mais les incertitudes soulevées par la représentation des processus ne sont pas aisément évaluées de manière systématique. Dans la présente section, l'objectif est de faire la synthèse de l'information relative aux incertitudes des modèles en s'appuyant sur une série d'études existantes portant sur l'évaluation diagnostique, l'évaluation des processus et la sensibilité des modèles ainsi que de fournir une évaluation d'ensemble des incertitudes ou des niveaux de confiance liés aux modèles et une mise à jour de l'évaluation précédente.

Seigneur et Moran (2004) ont mené une évaluation qualitative des niveaux de confiance des modèles en s'appuyant sur plusieurs aspects des simulations des matières particulaires par les modèles de transport chimique à cette époque. Ils ont utilisé quatre larges niveaux (« très faible », « faible », « moyen » et « élevé ») pour établir une échelle de niveaux de confiance. À plusieurs égards, les niveaux de confiance n'ont pas changé considérablement depuis lors. Par exemple, notre niveau de confiance en matière de simulation ou de prévision des concentrations d'ozone (O_3) dans l'air ambiant ne semble pas s'être amélioré. On constate un écart positif généralisé dans les prévisions de tous les modèles, et plus particulièrement concernant les concentrations d'ozone (O_3) pendant l'été. Les modèles ont tendance à mieux prévoir les concentrations quotidiennes maximales (sur une période de 1 h ou de 8 h) que les concentrations quotidiennes moyennes. Hogrefe *et al.* (2007b) ont examiné plus de 10 simulations de modèles de transport chimique concernant les concentrations d'ozone (O_3) pendant l'été réalisées au cours de la dernière décennie (entre 1993 et 2005) et ont découvert que, bien que l'on constate une amélioration du niveau de confiance des modèles par rapport aux simulations passées (mesuré grâce à l'erreur quadratique moyenne), les simulations récentes semblent avoir atteint un pallier d'environ 15 ppbv en erreur quadratique moyenne (sur la base des analyses temporelles et spatiales des concentrations quotidiennes maximales d'ozone (O_3) simulées et observées). Les examens inclus dans la présente évaluation indiquent également un ordre de grandeur semblable pour ce qui est de l'erreur quadratique moyenne concernant les simulations de plusieurs modèles. Concernant les $PM_{2,5}$, le niveau de confiance des modèles a été estimé « moyen » par Seigneur et Moran (2004), soit le même niveau que pour l'ozone (O_3). Cela demeure également le cas dans la présente évaluation : les statistiques d'évaluation sont similaires entre les concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$ modélisées (en termes d'erreur moyenne, de coefficient de corrélation et d'erreur quadratique moyenne, notamment; se reporter à la section 5.4.1). Cela étant dit, nous savons que notre compréhension des sources de précurseurs et des processus touchant les matières particulaires atmosphériques est généralement inférieure à notre compréhension des mécanismes liés à l'ozone (O_3). Le fait que les statistiques d'évaluation indiquent des niveaux de compétences semblables pour la prévision des concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$ peut signifier qu'il existe davantage d'erreurs de compensation dans la modélisation des matières particulaires. En ce qui concerne la composition des $PM_{2,5}$, le sulfate reste la composante la mieux estimée entre toutes. Le niveau de confiance est cependant touché, notamment à des échelles plus courtes, par les incertitudes liées aux processus secondaires, comme la production dans les nuages et le lessivage, qui sont fortement déterminés par la capacité des modèles météorologiques à prévoir de manière fiable les nuages et les précipitations.

D'après des évaluations récentes, notre niveau de confiance à l'égard de la prévision du nitrate particulaire n'est pas élevé : les modèles ont tendance à le surestimer en été et à le sous-estimer en hiver, en partie à cause des incertitudes pesant sur les prévisions du HNO_3 , mais principalement à cause des incertitudes liées à l'équilibre gaz/particules. Les concentrations d'ammonium sont principalement régies par les concentrations de sulfate et, à un degré moindre, par les concentrations de nitrate, mais, en raison des améliorations récentes concernant les émissions de NH_3 , le niveau de confiance devrait s'améliorer pour la modélisation des $\text{PM}_{2.5}\text{-NH}_4$. La composante organique demeure l'une des composantes présentant le niveau de confiance le moins élevé pour les modèles. Les incertitudes relatives aux émissions primaires de particules organiques restent élevées et il existe encore d'importantes incertitudes concernant le mécanisme de formation des aérosols organiques secondaires. Le sel de mer peut représenter une composante importante des $\text{PM}_{2.5}$ au-dessus des zones côtières, mais notre niveau de confiance quant à la modélisation du sel de mer est largement limité par l'incertitude importante pesant sur la paramétrisation des fonctions de source. Il convient également de mentionner qu'il existe des incertitudes considérables en matière de comparaison des valeurs modélisées par rapport aux valeurs mesurées (à savoir ce qui est modélisé et ce qui est mesuré) pour certaines des composantes de la matière particulaire, comme le nitrate et les matières organiques (en raison de leur nature semi-volatile et des techniques de mesure; se reporter au chapitre 3 pour obtenir une analyse plus détaillée des mesures). Ces incertitudes peuvent avoir des répercussions importantes sur l'évaluation des modèles.

Le changement le plus important par rapport à l'évaluation précédente du niveau de confiance à l'égard des simulations de modèles de transport chimique concerne peut-être les simulations à plus grande échelle de temps et d'espace. Auparavant, nos niveaux de confiance à l'égard des simulations de modèles de transport chimique aux échelles continentales et annuelles (ou saisonnières) étaient limités, au moins en partie à cause de facteurs liés à la puissance de calcul. Avec l'amélioration de cette puissance de calcul et de l'efficacité computationnelle, les simulations de modèles de transport chimique à une échelle continentale et à une échelle temporelle plus longue (annuelle, saisonnière) sont bien plus réalisables à présent. Des problèmes perdurent cependant, comme la capacité à gérer l'ensemble des saisons correctement. Des évaluations existantes de simulations de modèles de transport chimique à long terme (Eder et Yu, 2006; Moran *et al.*, 2010) ont démontré de meilleures statistiques de performances pour les moyennes à plus long terme (annuelles, saisonnières, mensuelles) que pour les échelles à plus court terme (quotidiennes, horaires). Hogrefe *et al.* (2007b) ont montré que, à l'échelle temporelle, les performances des modèles de transport chimique régionaux semblaient meilleures en matière de relevé des signaux sur une échelle d'environ une semaine, alors qu'à l'échelle spatiale, les modèles de transport chimique étaient davantage en mesure de relever les modes de concentrations à grande échelle que les caractéristiques localisées.

Le niveau de confiance (ou d'incertitude) envers les modèles concernant la prévision des polluants visés peut ne pas se traduire en un niveau de confiance (ou d'incertitude) concernant la prévision des changements en réponse à une modification des émissions (Jones *et al.*, 2005; Hogrefe *et al.*, 2008). L'une des conclusions encourageantes de ces études, comparant les prévisions de plusieurs modèles (et configurations) en réponse à une modification des émissions, est que malgré l'écart important de performance entre les modèles pour le scénario de base, seuls des écarts relativement mineurs ont pu

être constatés pour le changement relatif des concentrations d'ozone (O_3) en réponse aux réductions des émissions. D'un autre côté, ces résultats viennent également soutenir le fait que, pour les applications réglementaires, l'accent doit dorénavant être porté sur les évaluations diagnostiques et dynamiques (et non plus sur les évaluations opérationnelles) afin de veiller à ce que les relations entre les précurseurs et les concentrations ambiantes soient représentées correctement par les modèles de transport chimique.

5.6 Résumé et conclusions

Au cours de la décennie passée, les principales avancées en matière de perfectionnement des modèles de transport chimique régionaux ont concerné la représentation des aérosols atmosphériques et des processus connexes. Les trois modèles de transport chimique utilisés dans la présente évaluation (AURAMS, CHRONOS et CMAQ) figurent parmi les modèles scientifiques de pointe capables de simuler les oxydants atmosphériques et les matières particulaires. Les modèles AURAMS et CMAQ, plus particulièrement, partagent un niveau égal de complexité dans les composantes scientifiques concernant les aérosols atmosphériques. Néanmoins, les deux modèles se distinguent dans la caractérisation de la composition chimique des matières particulaires, notamment en matière de distribution granulométrique (p. ex. approche sectionnelle c. approche modale) ainsi que de paramétrisations et d'algorithmes particuliers, comme les mécanismes chimiques ou les algorithmes de formation des aérosols organiques secondaires. Leurs configurations diffèrent également.

Des évaluations approfondies de ces trois modèles ont été menées au cours des dernières années. Elles s'appuient sur différentes simulations modélisées, allant de simulations à long terme (annuelles) à l'échelle continentale à des simulations à court terme ou épisodiques à l'échelle régionale ou locale. Parmi les simulations incluses dans le présent chapitre, la simulation annuelle menée avec le modèle AURAMS en 2002 est le scénario de base pour un certain nombre de scénarios analysés au chapitre suivant; c'est également le cas pour les simulations réalisées avec le modèle CMAQ au-dessus de la vallée du bas Fraser et de l'Alberta qui sont les scénarios de base pour certaines des simulations de scénario régional. La simulation rétrospective effectuée avec le modèle AURAMS pour les deux campagnes récentes sur le terrain (ICARTT 2004 et PrAIRie2005) se concentre principalement sur l'évaluation diagnostique et les études de sensibilité. Étant donné que les simulations concernent différentes périodes étalées sur plusieurs années (2001, 2002, 2004 et 2005) et sur différentes régions (et avec différents modèles), chaque évaluation n'est pas directement comparable aux autres. Par exemple, dans la partie orientale de l'Amérique du Nord, les étés 2002 et 2004 représentent deux extrêmes de la décennie 1996-2005, que ce soit en matière de conditions météorologiques qu'en matière de concentrations d'ozone (O_3) observées; les performances des modèles peuvent donc s'avérer assez disparates dans ces différentes conditions. Collectivement, ces évaluations particulières permettent toutefois d'obtenir une fourchette globale de variabilité concernant la performance des modèles.

À une échelle annuelle, la corrélation entre les prévisions d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ obtenues par le modèle AURAMS et les observations géographiques est correcte pour l'année 2002. Les concentrations annuelles de $PM_{2.5}$ sont sous-estimées, principalement à cause de la sous-estimation des $MOT_{2.5}$. L' O_3 est surestimé pendant l'été (3^e trimestre), principalement sur la partie est de l'Amérique du Nord. À des échelles de temps plus courtes, les modèles ont tendance à mieux prévoir les concentrations maximales d'ozone (O_3) (concentrations quotidiennes maximales sur 1 h ou 8 h) que les moyennes quotidiennes, principalement en raison de la surestimation des concentrations minimales d'ozone (O_3) pendant la nuit. En ce qui concerne la prévision des concentrations de $PM_{2.5}$ différenciées, les concentrations annuelles de sulfate présentent la corrélation la plus élevée avec les observations; la corrélation est également bonne pour le nitrate et l'ammonium. Le sulfate est considérablement sous-estimé pendant les mois froids; le nitrate est quant à lui surestimé pendant les mois d'été (3^e trimestre), mais sous-estimé pendant les autres trimestres. À l'échelle régionale, le sulfate a tendance à être surestimé au-dessus des régions sources dans l'est (vallée de l'Ohio), mais il est sous-estimé en aval des sources. La simulation modélisée des composantes que sont le carbone élémentaire et la matière organique est mauvaise; la matière crustale est quant à elle surestimée, principalement en raison d'une mauvaise représentation des émissions.

Il est démontré que le modèle (AURAMS) est en mesure de prévoir correctement les précurseurs inorganiques, comme le NO_2 et le SO_2 , lorsque ses résultats sont comparés avec les données de surveillance et les mesures aériennes à l'échelle régionale. Les performances du modèle en matière de prévision de ces précurseurs sont largement liées à la qualité et au traitement des données provenant de l'inventaire des émissions. Les prévisions relatives au HNO_3 en tant que précurseur du nitrate des $PM_{2.5}$ sont correctes à l'échelle annuelle (pour 2002) en termes de moyenne et de corrélation. Une surestimation est toutefois constatée pendant l'été (3^e trimestre), ce qui coïncide avec la surestimation des nitrates des $PM_{2.5}$ sur la même période, liant ainsi la surestimation du nitrate particulaire à la surestimation du HNO_3 . Cependant, cela ne semble pas être le cas pour la simulation de l'ICARTT, dans laquelle le nitrate des $PM_{2.5}$ est surestimé, mais pas le HNO_3 , ce qui indique un éventuel problème de répartition.

La comparaison des composés organiques volatils (COV) modélisés avec les observations montre que la réactivité totale des radicaux hydroxyles est sous-estimée par le modèle AURAMS sur la plupart des sites urbains et surestimée sur les sites ruraux, notamment dans la partie orientale du pays. Pris individuellement, l'ALKE est sous-estimé sur tous les sites tandis que l'isoprène est surestimé sur la plupart des sites (notamment dans l'est). On constate une certaine compensation entre la sous-estimation de l'ALKE et la surestimation de l'isoprène. Toutefois, une analyse plus approfondie doit être menée à propos des répercussions de ces écarts entre la réactivité modélisée et observée des composés organiques volatils (COV), que ce soit dans leur ensemble ou au cas par cas, sur les concentrations modélisées d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ (par l'entremise des aérosols organiques secondaires).

Le diagnostic des processus et des sensibilités des modèles montre que l'incertitude globale pesant sur ces derniers découle de plusieurs sources importantes, y compris le traitement des émissions biogéniques, les paramétrisations de la couche limite et de la diffusion verticale, la modélisation des

nuages et l'oxydation subséquente qui s'y produit, les algorithmes pour la formation d'aérosols organiques secondaires, la paramétrisation de la génération de sel de mer, la résolution du modèle ainsi que les conditions initiales et limites. Toutes ces sources d'incertitudes nécessitent des analyses plus poussées et des améliorations en vue d'augmenter les performances globales des modèles.

Si une comparaison corrélatrice des modèles moins contraignante peut fournir une bonne évaluation de l'incertitude des modèles, une comparaison corrélatrice plus contrôlée est plus utile pour le diagnostic des incertitudes liées aux processus du modèle uniquement. Une telle évaluation comparative des modèles AURAMS et CMAQ montre que le modèle AURAMS affiche de meilleures performances en termes d'écarts, mais que le modèle CMAQ présente de meilleures performances en termes de coefficients de corrélation. Les prévisions relatives aux ions organiques en provenance des deux modèles sont assez différentes, le modèle CMAQ sous-estimant tous les ions inorganiques alors que le modèle AURAMS surestime le nitrate. Ces deux modèles sous-estiment nettement les aérosols organiques secondaires. Les différences de performance entre les modèles peuvent être liées aux différences qui existent dans la paramétrisation de certains processus de ces deux modèles : par exemple, la chimie hétérogène, la formation d'aérosols organiques secondaires, la génération de sel de mer.

Mener une évaluation dynamique vise à évaluer la réaction du modèle en cas de modifications apportées aux conditions météorologiques ou aux émissions. Elle est particulièrement adaptée lorsqu'il s'agit d'utiliser des modèles de transport chimique en vue de soutenir l'élaboration des stratégies de contrôle des émissions. Le récent programme de l'Environmental Protection Agency des États-Unis intitulé NO_x budget Trading Program a offert une occasion unique pour mener une telle évaluation. D'après une évaluation dynamique de ce cas utilisant le modèle CMAQ (Gilliland *et al.*, 2008) et une simple analyse de sensibilité utilisant le modèle AURAMS (la présente évaluation), il est indiqué que, bien que les modèles soient en mesure de reproduire la tendance observée, l'ordre de grandeur des changements peut s'avérer sous-estimé par les modèles, et notamment en aval de la région source. En gardant à l'esprit les difficultés que représente la définition d'une telle évaluation, que ce soit pour résoudre les modifications des émissions et des conditions météorologiques ou discerner une réaction évidente aux modifications à partir d'observations, l'évaluation dynamique est elle-même soumise à un niveau élevé d'incertitude.

Notre niveau de confiance global dans la modélisation du smog n'a pas beaucoup évolué depuis la dernière évaluation (Seigneur et Moran, 2004), notamment en ce qui concerne les performances du modèle en matière de concentrations d'ozone (O₃). Il existe un écart (positif) important dans les concentrations d'ozone (O₃) prévues à l'échelle régionale, plus particulièrement sur l'est de l'Amérique du Nord, par la plupart des modèles de transport chimique actuels; cet écart est, au moins pour partie, lié aux incertitudes pesant sur les conditions aux limites latérales et supérieures. Notre compréhension des processus liés aux PM_{2,5} et leur représentation par les modèles ont progressé, mais notre niveau de confiance en matière de modélisation des PM_{2,5} reste moyen. De manière générale, nous sommes meilleurs dans la modélisation de moyennes à plus long terme (p. ex. annuelles) que dans la modélisation de variations à des échelles de temps plus courtes (p. ex. quotidiennes, horaires) et les modélisations sont plus fiables pour la période estivale que pour la période hivernale. S'agissant des

composantes des $PM_{2,5}$, en comparaison, les modèles actuels tendent à être meilleurs dans la prévision des ions inorganiques (sulfate particulaire) que de la matière organique en raison de la complexité et du manque de compréhension des sources, des caractéristiques et des processus des différents composés organiques impliqués. Les prévisions par les modèles de transport chimique actuels des concentrations de nitrate particulaire, qui représente une part mineure des matières particulaires totales pendant l'été, mais une part importante de ces dernières pendant l'hiver, sont médiocres. Notre niveau de confiance à l'égard de la modélisation du noir de carbone et des matières crustales (poussière) à l'échelle régionale est également faible, principalement en raison d'une mauvaise représentation des sources dans les modèles de transport chimique actuels. Il est aussi important d'évaluer notre niveau de confiance envers la prévision des modifications des composantes du smog en réponse aux changements des émissions, notamment pour l'élaboration des politiques réglementaires. Selon certaines études limitées, il semblerait que, pour certains polluants (comme l'ozone (O_3)) et dans certaines circonstances, notre niveau de confiance envers la prévision des changements de concentration en réponse aux changements des émissions puisse être plus élevé qu'envers la prévision de la concentration en tant que telle. Cela doit toutefois être évalué de façon systématique par des évaluations diagnostiques et dynamiques conçues avec soins.

5.7 Recommandations pour les recherches à venir

Les incertitudes actuelles peuvent être améliorées par de meilleures représentations d'un certain nombre de processus :

- – La couche limite planétaire et le mélange vertical sont des paramètres particulièrement importants dans les régions urbaines et les régions sources. Le manque de représentation du mélange vertical dans la couche limite planétaire pendant la nuit est peut-être la cause principale de l'incapacité des modèles à représenter avec exactitude les valeurs d'ozone (O_3) nocturnes.
- – Le traitement et la représentation des émissions anthropiques restent une source majeure d'incertitudes pour les prévisions des modèles de la qualité de l'air. Il existe une grande incertitude dans la génération de données d'entrée sur les émissions séparées en fonction de l'espace, du temps et de la composition chimique pour les modèles de la qualité de l'air à partir de données d'inventaire; une amélioration continue du traitement et de la modélisation des émissions est nécessaire. Dans le cadre des modèles de la qualité de l'air, il faut également améliorer la représentation des panaches à l'échelle inférieure à la maille provenant de sources ponctuelles, car elle a des répercussions importantes sur les performances des modèles dans les régions sources.
- – Les émissions biogéniques de composés organiques volatils (COV) jouent un rôle important dans la formation d'oxydants et d'aérosols organiques secondaires dans l'atmosphère et doivent être mieux représentées.

- – La chimie hétérogène inorganique doit être analysée davantage en vue d'améliorer les prévisions du nitrate des matières particulaires par le modèle, lesquelles ne sont pas de bonne qualité aujourd'hui.
- – Les aérosols organiques secondaires peuvent représenter une partie importante de la masse totale de $PM_{2,5}$, mais leurs mécanismes de formation ne sont pas bien compris à l'heure actuelle et leur paramétrisation dans les modèles de transport chimique doit être améliorée. Des améliorations des inventaires sur les émissions d'aérosols organiques primaires et de noir de carbone sont également nécessaires, tout comme des études d'évaluation sur les matières particulaires différenciées en hiver.
- – Les processus dans les nuages et de lessivage présentent un niveau élevé d'incertitude, notamment en raison des incertitudes relatives à la modélisation des nuages et des précipitations. Des processus supplémentaires pour la saison froide (p. ex. nuages de glace et nuages mixtes) doivent être mieux représentés dans les modèles. Il existe des preuves expérimentales selon lesquelles les nuages peuvent jouer un rôle dans la formation d'aérosols organiques secondaires.
- – L'incertitude des modèles quant à la prévision du sel de mer est importante en raison des incertitudes pesant sur les fonctions de source utilisées dans les modèles régionaux.
- – Les rétroactions entre la qualité de l'air et les conditions météorologiques sont peu à peu présentées, dans des études récentes, comme un facteur ayant des répercussions sur la performance des modèles de la qualité de l'air et météorologiques.
- – Une modélisation et un couplage intégrés au modèle d'exposition;

Les évaluations diagnostiques et dynamiques sont essentielles à la modélisation. Les premières permettent de s'assurer que le modèle simule correctement les processus atmosphériques afin que les modifications prévues par le modèle en réponse à l'évolution des émissions et des conditions météorologiques à venir soient crédibles. Les secondes vérifient directement la capacité du modèle à reproduire les réponses observées. Les évaluations des modèles en utilisant une analyse spatiale et temporelle sont utiles pour mettre en lumière les atouts et les faiblesses des processus modélisés. Néanmoins, d'autres améliorations doivent être apportées aux méthodes utilisées pour les évaluations diagnostiques et dynamiques.

Comme il est indiqué ci-dessus, l'évaluation d'un modèle dépend fortement de l'accès à des données d'observation appropriées. Bien que les réseaux de surveillance existants (comme ceux décrits au chapitre 3) fournissent une résolution spatiale et temporelle relativement bonne pour les observations des concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$ totales, notamment dans les régions peuplées de l'Amérique du Nord, les données de spéciation des matières particulaires sont relativement peu nombreuses dans bon nombre de sites et proviennent principalement de mesures effectuées par des échantillonneurs à filtre ayant une résolution temporelle relativement médiocre. L'accès aux mesures continues et semi-continues relatives à la composition des matières particulaires provenant de certains des réseaux de surveillance existants serait précieux pour l'évaluation et le perfectionnement des modèles ainsi que pour l'amélioration de notre compréhension de ces processus. Comme le démontre

également le chapitre 7, une meilleure compréhension peut être obtenue à partir de renseignements sur la composition des matières particulaires représentés dans le temps. On constate également un manque de données d'observation pour l'évaluation du lessivage et de l'enlèvement par voie sèche (notamment pour l'évaluation diagnostique). Des observations spécialement conçues dans les réseaux pourraient s'avérer nécessaires pour les évaluations diagnostiques et dynamiques. Il est toujours nécessaire que les activités de surveillance et d'études sur le terrain se déroulent de manière plus coordonnée afin de s'assurer que notre compréhension et nos capacités progressent aussi efficacement que possible.

Les méthodologies permettant d'évaluer systématiquement les incertitudes liées aux modèles de la qualité de l'air doivent encore être perfectionnées. Les approches probabilistes pour la modélisation pourraient mieux traiter les incertitudes liées aux modèles, tant pour les prévisions que pour l'élaboration des politiques, et devraient être davantage explorées.

L'assimilation des données et la modélisation inverse sont un domaine sur lequel des recherches actives sont menées aujourd'hui par la communauté de la modélisation de la qualité de l'air. Alors que l'assimilation des données est vue comme un outil efficace d'amélioration des prévisions modélisées, la modélisation inverse est de plus en plus utilisée pour améliorer les estimations des émissions (notamment les estimations « descendantes » à partir des observations par satellite – se reporter au chapitre 8 pour de plus amples précisions) ainsi que dans les applications liées à la gestion de la qualité de l'air.

Références

Appel, K.W., Gilliland, A.B., Sarwar, G., Gilliam, R.C. 2007. Evaluation of the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model version 4.5: Sensitivities impacting model performance: Part I – Ozone. *Atmospheric Environment* 41:9603-9615.

Arellano, A.F., Kasibhatla, P.S., Giglio, L., van der Werf, G.R., Randerson, J.T. 2004. Top-down estimates of global CO sources using MOPITT measurements. *Geophysical Research Letters* 31, L01104, doi:10.1029/2003GL018609.

Arnold, J.R., Dennis, R.L. 2001. First results from operational testing of the U.S. EPA Models-3/Community Multiscale Model for Air Quality (CMAQ). *In: Gryning, S.-E., Schiermeier, F.A. (éd.) Air Pollution Modeling and its Application XIV. New York (NY) : Kluwer Academic/Plenum Publishers. p. 651-658.*

Atmospheric Science Data Center. 2004.

www.eosweb.larc.nasa.gov/GUIDE/dataset_documents/narsto_pac2001_gvrd_capmon_air_qual_data.html

Baklanov, A., Hänninen, O., Slørdal, L.H., Kukkonen, J., Bjergene, N., Fay, B., Finardi, S., Hoe, S.C., Jantunen, M., Karppinen, A., *et al.* 2007. Integrated systems for forecasting urban meteorology, air pollution and population exposure. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7:855-874.

Bey, I., Jacob, D.J., Yantosca, R.M., Logan, J.A., Field, B.D., Fiore, A.M., Li, Q., Liu, H.Y., Mickley, L.J., Schultz, M.G. 2001. Global modeling of tropospheric chemistry with

assimilated meteorology: model description and evaluation. *Journal of Geophysical Research* 106:23073-23096.

Binkowski, F.S., Shankar, U. 1995, The Regional Particulate Matter Model: Part 1. Model description and preliminary results. *Journal of Geophysical Research* 100:26191-26209.

Binkowski, F.S., Roselle, S.J. 2003. Models-3 community multiscale air quality (CMAQ) model aerosol component: 1. Model description. *Journal of Geophysical Research* 108, 4183, doi:10.1029/2001JD001409.

Blond, N., Bel, L., Vautard, R. 2003. Three-dimensional ozone data analysis with an air quality model over the Paris area. *Journal of Geophysical Research* 108, 4744, doi:10.1029/2003JD003679.

Brost, R.A. 1988. The sensitivity to input parameters of atmospheric concentrations simulated by a regional chemical model. *Journal of Geophysical Research* 93:2371-2387.

Byun, D.W. 1999a. Dynamically consistent formulations in meteorological and air quality models for multiscale atmospheric studies. Part I: Governing equations in a generalized coordinate system. *Journal of Atmospheric Science* 56:3789-3807.

Byun, D.W. 1999b. Dynamically consistent formulations in meteorological and air quality models for multiscale atmospheric issues. Part II: Mass conservation issues. *Journal of Atmospheric Science* 56:3808-3820.

Byun, D.W., Ching, J.K.S. 1999. Science algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modelling system. U.S. EPA Report EPA/600/R-99/030.

Byun, D., Schere, K.L. 2006. Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system. *Applied Mechanics Reviews* 59(1-6):51-76.

Sous-comité 2 de la collaboration scientifique. 2004. Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules. Accès : www.publications.gc.ca/site/eng/266735/publication.html

Carmichael, G.R., Tang, Y., Kurata, G., Uno, I., Streets, D., Woo, J.-H., Huang, H.,

- Yienger, J., Lefer, B., Shetter, R., *et al.* 2003. Regional-scale chemical transport modeling in support of the analysis of observations obtained during the TRACE-P experiment. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres* 108, 8823, doi:10.1029/2002JD003117.
- Carter, W.P.L. 2000a. Documentation of the SAPRC-99 chemical mechanism for VOC reactivity assessment, vol. 1/2, Final Report to California Air Resources Board Contract 92-329 and Contract 95-308, 00-AP-RT17-001-FR.
- Carter, W.P.L. 2000b. Implementation of the SAPRC-99 chemical mechanism into the Models-3 framework. Rapport présenté à l'Environmental Protection Agency des États-Unis. 101 p.
- [CEMPD] Center for Environmental Modeling for Policy Development. 2007. Site Web « SMOKE » du Center for Environmental Modeling for Policy Development, Université de la Caroline du Nord à Chapel Hill. Accès : www.smoke-model.org/index.cfm
- Chai, T., Carmichael, G.R., Tang, Y., Sandu, A., Hardesty, M., Pilewskie, P., Whitlow, S.,
- Browell, E.V., Avery, M.A., Nedelec, P., *et al.* 2007. Four-dimensional data assimilation experiments with international consortium for atmospheric research on transport and transformation ozone measurements. *Journal of Geophysical Research* 112, D12S15.
- Chang, J.S., Brost, R.A., Isaksen, I.S.A., Madronich, S., Middleton, P., Stockwell, W.R., Walcek, C.J. 1987. A three-dimensional Eulerian acid deposition model: Physical concepts and formation. *Journal of Geophysical Research* 92:14681-14700.
- Chen, J., Mao, H., Talbot, R.W., Griffin, R.J. 2006. Application of the CACM and MPMPO modules using the CMAQ model for the eastern United States. *Journal of Geophysical Research* 111, D23S25, doi:10.1029/2006JD007603.
- Cho, S., Makar, P.A., Lee, W.S., Herage, T., Liggio, J., Li, S.-M., Wiens, B., Graham, L. 2009. Evaluation of A Unified Regional Air-quality Modeling System (AURAMS) using PrAIRie2005 field study data: The effects of emissions data accuracy on particle sulphate predictions. *Atmospheric Environment* 43:1864-1877.
- Chung, S.H., Seinfeld, J.H. 2002. Global distribution and climate forcing of carbonaceous aerosols. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 107:14-1-14-33.
- Clerbaux, C., Hadji-Lazaro, J., Hauglustaine, D., Megie, G. 2001. Assimilation of carbon monoxide measured from satellite in a three-dimensional chemistry-transport model. *Journal of Geophysical Research* 106:15385-15394.
- Colella, P., Woodward, P.R. 1984. The piecewise parabolic method (PPM) for gas-dynamical simulations. *Journal of Computational Physics* 54:174-201.

- Côté, J., Desmarais, J.-G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998a. The operational CMC/MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part 1: Design considerations and formulation. *Monthly Weather Review* 126:1373-1395.
- Côté, J., Desmarais, J.-G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998b. The operational CMC-MRB Global Environment Multiscale (GEM) model. Part II: Results. *Monthly Weather Review* 126:1397-1418.
- Cuvelier, C., Thunis, P., Vautard, R., Amann, M., Bessagnet, B., Bedogni, M., Berkowicz, R., Brandt, J., Brocheton, F., Builtjes, P., *et al.* 2007. CityDelta: A model intercomparison study to explore the impact of emission reductions in European cities in 2010. *Atmospheric Environment* 41:189-207.
- Daley, R. 1991. *Atmospheric Data Analysis*. New York (NY) : Cambridge University Press. 457 p.
- Davidson, P., Schere, K., Draxler, R., Kondragunta, S., Wayland, R.A., Meagher, J.F., Mathur, R. 2007. Toward a U.S. national air quality forecast capability: current and planned capabilities. *In*: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air pollution modeling and its application XIX*. Kluwer Academic/Plenium Publishers.
- Dégardin. 2007. *Intercomparaison de trois modèles Canadiens de qualité de l'air à l'échelle régionale*. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Montréal.
- De Leeuw, G., Neele, F.P., Hill, M., Smith, M.H., Vignatti, E. 2000. Production of sea spray aerosol in the surf zone. *Journal of Geophysical Research* 105:29397-29409.
- Dudhia, J., Gill, D., Manning, K., Wang, W., Bruyere, C. 2004. PSU/NCAR Mesoscale Modeling System Tutorial Class Notes and User's Guide: MM5 Modeling System Version 3. Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Center for Atmospheric Research (États-Unis). Janvier 2004. Accès : www.mmm.ucar.edu/mm5/mm5-home.html [consulté le 24 novembre 2004].
- Eder, B., Yu, S. 2006. A performance evaluation of the 2004 release of Models-3 CMAQ. *Atmospheric Environment* 40:4811-4824.
- Eder, B., Kang, D., Mathur, R., Yu, S., Schere, K. 2006. An operational evaluation of the Eta-CMAQ air quality forecast model. *Atmospheric Environment* 40:4894-4905.
- Elbern, H., Schmidt, H. 2001. Ozone episode analysis by four-dimensional variational chemistry data assimilation. *Journal of Geophysical Research* 106:3569-3590.
- Environ International Corp. 2002. *User's Guide, Comprehensive Air Quality Model with Extensions (CAMx)*. Version 3.10. Accès : www.camx.com [consulté en juin 2003].

Environnement Canada. 2005. Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada. 478 p.

Fehsenfeld, F.C., Ancellet, G., Bates, T., Goldstein, A., Hardesty, M., Honrath, R., Law, K., Lewis, A., Leaitch, R., McKeen, S., *et al.* 2006. International Consortium for Atmospheric Research on Transport and Transformation (ICARTT): North America to Europe: Overview of the 2004 summer field study. *Journal of Geophysical Research* 111, D23S01, doi:10.1029/2006JD007829.

Fox, D., Kellerhals, M. 2007. Modelling of ozone levels in Alberta: base case, sectoral contributions and a future scenario. Rapport interne d'Environnement Canada. 83 p. Disponible auprès de la Section de la qualité de l'air, région des Prairies et du Nord, Environnement Canada.

Frost, G.J., McKeen, S.A., Trainer, M., Ryerson, T.B., Neuman, J.A., Roberts, J.M., Swanson, A., Holloway, J.S., Sueper, D.T., Fortin, T., *et al.* 2006. Effects of changing power plant NO_x emissions on ozone in the eastern United States: Proof of concept. *Journal of Geophysical Research* 111, D12306, doi:10.1029/2005JD006354.

Gaydos, T.M., Pinder, R., Koo, B., Fahey, K.M., Yarwood, G., Pandis, S.N. 2007. Development and application of a three-dimensional aerosol chemical transport model, PMCAMx. *Atmospheric Environment* 41:2594-2611.

Gégo, E., Porter, P.S., Gilliland, A., Rao, S.T. 2007. Observation-based assessment of the impact of nitrogen oxides emissions reductions on ozone air quality over the eastern United States. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 46:994-1008.

Gery, M.W., Whitten, G.Z., Killus, J.P., Dodge, M.C. 1989. A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling. *Journal of Geophysical Research* 94:12925-12956.

Gilliland, A.B., Godowitch, J.M., Hogrefe, C., Rao, S.T. 2007. Evaluating regional-scale air quality models. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) Air pollution modelling and its application XIX. Kluwer Academic/Plenum Publishers.

Gilliland, A.B., Hogrefe, C., Pinder, R.W., Godowitch, J.M., Foley, K.L., Rao, S.T. 2008. Dynamic evaluation of regional air quality models: Assessing changes in O₃ stemming from changes in emissions and meteorology. *Atmospheric Environment* 42:5110-5123.

Gong, S.L., Barrie, L.A., Blanchet, J.-P. 1997a. Modeling sea-salt aerosols in the atmosphere: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research* 102:3805-3818.

Gong, S.L., Barrie, L.A., Prospero, J.M., Savoie, D.L., Ayers, G.P., Blanchet, J.-P., Spacek, L. 1997b. Modeling sea-salt aerosols in the atmosphere: 2. Atmospheric concentrations and fluxes. *Journal of Geophysical Research* 102:3819-3830.

Gong, S.L., Barrie, L.A., Blanchet, J.-P., Von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L.M., Girard, E., Lin, H., *et al.* 2003. CAM: A Size Segregated Simulation of Atmospheric Aerosol Processes for Climate and Air Quality Models:1. Module Development. *Journal of Geophysical Research* 108, 4007, doi:10.1029/2001JD002002.

Gong, S.L. 2003. A parameterization of sea-salt aerosol source function for sub- and super-micron particles. *Global Biogeochemical Cycles* 17, 1097, doi:10.1029/2003GB002079.

Gong, W. 2002. Modelling cloud chemistry in a regional aerosol model: bulk vs. size resolved representation. In: Borrego, C., Schayes, G. (éd.) Air pollution modelling and its application XV. Kluwer Academic/Plenium Publishers. p. 285-293.

Gong, W., Dastoor, A.P., Bouchet, V.S., Gong, S., Makar, P.A., Moran, M.D., Pabla, B., Ménard, S., Crevier, L.-P., Cousineau, S., *et al.* 2006. Cloud processing of gases and aerosols in a regional air quality model (AURAMS). *Atmospheric Research* 82:248-275.

Gong, W., Zhang, J., Moran, M.D., Makar, P.A., Gong, S.L., Stroud, C., Bouchet, V.S., Cousineau, S., Ménard, S., Samaali, M., *et al.* 2007. Modelling regional aerosols: impact of cloud processing on gases and particles over eastern North America and in its outflow during ICARTT 2004. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) Air Pollution Modeling and Its Application XIX. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 539-547.

Grell, G.A., Peckham, S.E., Schmitz, R., McKeen, S.A., Frost, G., Skamarock, W.C., Eder, B. 2005. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmospheric Environment* 39:6957-6975.

Griffin, R.J., Nguyen, K., Dabdub, D., Seinfeld, J.H. 2003. A coupled hydrophobic-hydrophilic model for predicting secondary organic aerosol formation. *Journal of Atmospheric Chemistry* 44:171-190.

Griffin, R.J., Dabdub, D., Seinfeld, J.H. 2005. Development and initial evaluation of a dynamic species-resolved model for gas phase chemistry and size-resolved gas/particle partitioning associated with secondary organic aerosol formation. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 110:1-16.

Hakami, A., Seinfeld, J.H., Chai, T., Tang, Y., Carmichael, G.R., Sandu, A. 2006. Adjoint sensitivity analysis of ozone nonattainment over the continental United States. *Environmental Science and Technology* 40:3855-3864.

Han, J., Arya, S.P., Shen, S., Lin, Y.-L. 2000. An Estimation of Turbulent Kinetic Energy and Energy Dissipation Rate Based on Atmospheric Boundary Layer Similarity Theory. National Aeronautics and Space Administration Report NASA/CR-2000-210298, NASA Center for Aerospace Information, 7121 Standard Drive, Hanover, MD, 21076-1320. 35 p.

- Hayden, K.L., Macdonald, A.M., Gong, W., Toom-Saunty, D., Anlauf, K.G., Leithead, A., Li, S.-L., Leaitch, W.R., Noone, K. 2008. Cloud processing of nitrate. *Journal of Geophysical Research* 113 (ICARTT special issue), D18201, doi:10.1029/2007JD009732.
- Hogrefe, C., Biswas, J., Lynn, B., Civerolo, K., Ku, J.Y., Rosenthal, J., Rosenzweig, C., Goldberg, R., Kinney, P.L. 2004. Simulating regional-scale ozone climatology over the eastern United States: model evaluation results. *Atmospheric Environment* 38:2627-2638.
- Hogrefe, C., Lynn, B., Knowlton, K., Goldberg, R., Rosenzweig, C., Kinney, P.L. 2007a. Long-term regional air quality modeling in support of health impact analysis. À paraître, in: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air Pollution Modeling and Its Application XIX*. New York (NY) : Springer.
- Hogrefe, C., Ku, J.-Y., Sistla, G., Gilliland, A., Irwin, J.S., Porter, P.S., Gého, E., Kasibhatla, P., Rao, S.T. 2007b. Has the performance of regional-scale photochemical modelling systems changed over the past decade? In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air Pollution Modeling and Its Application XIX*. New York (NY) : Springer.
- Hogrefe, C., Civerolo, K.L., Hao, W., Ku, J.-Y., Zalewsky, E.E., Sistla, G. 2008. Rethinking the assessment of photochemical modeling systems in air quality planning applications. *Journal of the Air and Waste Management Association* 58:1086-1099.
- Houyoux, M.R., Vukovich, J.M., Coats, C.J. Jr, Wheeler, N.J.M. 2000. Emission inventory development and processing for the Seasonal Model for Regional Air Quality (SMRAQ) project. *Journal of Geophysical Research* 105:9079-9090.
- Isebrands, J.G., Guenther, A.B., Harley, P., Helmig, D., Klinger, L., Vierling, L., Zimmerman, P., Geron, C. 1999. Volatile organic compound emission rates from mixed deciduous and coniferous forests in Northern Wisconsin. *Atmospheric Environment* 33:2527-2536.
- Jacobson, M.Z. 1997. Development and application of a new air pollution modeling system – II. Aerosol module structure and design. *Atmospheric Environment* 31:131-144.
- Jacobson, M.Z. 1999. *Fundamentals of atmospheric modeling*. Cambridge University Press. 656 p.
- Jacobson, M.Z. 2001a. GATOR-GCMM: A global- through urban-scale air pollution and weather forecast model: 1. Model design and treatment of subgrid soil, vegetation, roads, rooftops, water, sea ice, and snow. *Journal of Geophysical Research* 106:5385-5401.
- Jacobson, M.Z. 2001b. GATOR-GCMM 2. A study of daytime and nighttime ozone layers aloft, ozone in national parks, and weather during the SARMAP field campaign. *Journal of Geophysical Research* 106:5403-5420.

Jacobson, M.Z. 2007. Effects of ethanol (E85) versus gasoline vehicles on cancer and mortality in the United States. *Environmental Science and Technology* 41:4150-4157.

Jiang, W. 2003. Instantaneous secondary organic aerosol yields and their comparison with overall aerosol yields for aromatic and biogenic hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 37:5439-5444.

Jiang, W., Giroux, É., Yin, D., Roth, H. 2003. Comparison of three secondary organic aerosol algorithms implemented in CMAQ. Présenté lors du 2003 CMAS Models-3 Users' Workshop, tenu du 27 au 29 octobre 2003, à Research Triangle Park (NC). Résumé long. 4 p.

Jiang, W. 2004. Reply to the "Comment on 'Instantaneous secondary organic aerosol yields and their comparison with overall aerosol yields for aromatic and biogenic hydrocarbons', by Knipping *et al.* (2004)." *Atmospheric Environment* 38:2763-2767

Jiang, W., Smyth, S., Giroux, E., Roth, H., Yin, D. 2006. Differences between CMAQ fine mode particle and PM_{2.5} concentrations and their impact on model performance evaluation in the lower Fraser valley. *Atmospheric Environment* 40:4973-4985.

Jones, A., Roberts, D.L., Slingo, J. 1994. A climate model study of indirect radiative forcing by anthropogenic sulphate aerosols. *Nature* 370:450-453.

Jones, J.M., Hogrefe, C., Henry, R.F., Ku, J.-Y., Sistla, G. 2005. An Assessment of the Sensitivity and Reliability of the Relative Reduction Factor (RRF) Approach in the

Development of 8-hr Ozone Attainment Plans. *Journal of the Air Waste Management Association* 55:13-19.

Kalnay, E. 2003. *Atmospheric Modeling, Data Assimilation and Predictability*. New York (NY) : Cambridge University Press. 339 p.

Kaminski, J. W., Neary, L., Struzewska, J., McConnell, J.C., Lupu, A., Jarosz, J., Toyota, K., Gong, S.L., Côté, J., Liu, X., *et al.* 2008. GEM-AQ, an on-line global multiscale chemical weather modelling system: model description and evaluation of gas phase chemistry processes. *Atmospheric Chemistry Physics* 8:3255-3281.

Kim, S.-W., Heckel, A., McKeen, S.A., Frost, G.J., Hsie, E.-Y., Trainer, M.K., Richter, A., Burrows, J.P., Peckham, S.E., Grell, G.A. 2006. Satellite-observed U.S. power plant NO_x emission reductions and their impact on air quality. *Geophysical Research Letters* 33, L22812, doi:10.1029/2006GL027749.

Kinnee, E., Geron, C., Pierce, T. 1997. United States land use inventory for estimating biogenic ozone precursor emissions. *Ecological Applications* 7:46-58.

- Kroll, J.H., Ng, N.L., Murphy, S.M., Flagan, R.C., Seinfeld, J.H. 2006. Secondary organic aerosol formation from isoprene photooxidation. *Environmental Science and Technology* 40:1869-1877.
- Lamsal, L.N., Martin, R.V., Van Donkelaar, A., Celarier, E.A., Bucsela, E.J., Boersma, K.F., Dirksen, R., Luo, C., Wang, Y. 2010. Indirect validation of tropospheric nitrogen dioxide retrieved from the OMI satellite instrument: Insight into the seasonal variation of nitrogen oxides at northern midlatitudes. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 115, D05302, doi:10.1029/2009JD013351.
- Lewis, J.M., Lakshmiarahan, S., Dhall, S.K. 2006. *Dynamic Data Assimilation: A Least Squares Approach*. New York (NY) : Cambridge University Press. 654 p.
- Li, S.-M. 2004. A concerted effort to understand the ambient particulate matter in the Lower Fraser Valley: the Pacific 2001 Air Quality Study. *Atmospheric Environment* 38:5719-5731.
- Li, S.-M., Macdonald, A.M., Leithhead, A., Leaitch, W.R., Gong, W., Anlauf, K.G., Toom-Sauntry, D., Hayden, K., Bottenheim, J., Wang, D. 2008. Investigation of carbonyls in cloud-water during ICARTT. *Journal of Geophysical Research* 113, D17206, doi:10.1029/2007JD009364.
- Logan, J.A. 1999. An analysis of ozonesonde data for the troposphere: Recommendations for testing 3-D models and development of a gridded climatology for tropospheric ozone. *Journal of Geophysical Research* 104:16115-16149.
- Macdonald, A.M., Anlauf, K.G., Leaitch, W.R., Liu, P. 2006. Multi-year chemistry of particles and selected trace gases at the Whistler high elevation site. *Eos, Transactions, American Geophysical Union* 87(52), Fall Meet. Suppl., Abstract A53B-0179.
- Mailhot, J., Belair, S., Lefavre, L., Bilodeau, B., Desgagné, M., Girard, C., Glazer, A., Leduc, A.-M., Méthot, A., Patoine, A., *et al.* 2006. The 15-km version of the Canadian regional forecast system. *Atmosphere Ocean* 44:133-149.
- Makar, P.A. 1995. Fast use chemical numerics methods: the use of "vectorization by gridpoint." *In: 3rd International Conference on Air Pollution*. vol. 1. Computational Mechanics Publications. p. 327-334.
- Makar, P.A., Bouchet, V.S., Nenes, A. 2003. Inorganic chemistry calculations using HETV a vectorized solver for the $\text{SO}_4^{2-}\text{NO}_3^-\text{NH}_4^+$ system based on the ISORROPIA algorithms. *Atmospheric Environment* 37:2279-2294.
- Makar, P.A., Gravel, S., Chirkov, V., Strawbridge, K.B., Froude, F., Arnold, J., Brook, J. 2006. Heat flux, urban properties, and regional weather. *Atmospheric Environment* 40:2750-2766.

- Makar, P.A., Stroud, C., Wiens, B., Cho, S., Zhang, J., Sassi, M., Liggio, J., Moran, M., Gong, W., Gong, S., *et al.* 2007. High Resolution Nested Runs of the AURAMS Model with Comparisons to PrAIRie2005 Field Study Data. *In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) Air Pollution Modeling and Its Application XIX.* New York (NY) : Springer.
- Mathur, R., Roselle, S., Pouliot, G. 2007. Diagnostic analysis of the three-dimensional sulphur distributions over the eastern United States using the CMAQ model and measurements from the 2004 ICARTT field experiment. *In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) Air Pollution Modeling and Its Application XIX.* New York (NY) : Springer.
- McKeen, S., Wilczak, J., Grell, G., Djalalova, I., Peckham, S., Hsie, E.-Y., Gong, W., Bouchet, V., Ménard, S., Moffet, R., *et al.* 2005. Assessment of an ensemble of seven real-time ozone forecasts over Eastern North America during the summer of 2004. *Journal of Geophysical Research* 110, D21307, doi:10.1029/2005JD005858.
- McKeen, S., Chung, S.H., Wilczak, J., Grell, G., Djalalova, I., Peckham, S., Gong, W., Bouchet, V., Moffet, R., Tang, Y., *et al.* 2007. Evaluation of several real-time PM_{2.5} forecast models using data collected during the ICARTT/NEAQS 2004 field study. *Journal of Geophysical Research* 112, D10S20, doi:10.1029/2006JD007608.
- McKeen, S., Grell, G., Peckham, S., Wilczak, J., Djalalova, I., Hsie, E.Y., Frost, G., Peischl, J., Schwarz, J., Spackman, R., *et al.* 2009. An evaluation of real-time air quality forecasts and their urban emissions over Eastern Texas during the summer of 2006 TexAQS field study. *Journal of Geophysical Research* 114, D00F11, doi:10.1029/2008JD011697.
- Ménard, R., Robichaud, A. 2006. The chemistry-forecast system at the Canadian Meteorological Service of Canada. ECMWF Seminar Proceedings on Global Earth-System Monitoring, Reading (Royaume-Uni). p. 297-308.
- Menut, L., Vautard, R., Beekmann, M., Honnoré, C. 2000. Sensitivity of photochemical pollution using the adjoint of a simplified chemistry-transport model. *Journal of Geophysical Research* 105:15379-15402.
- Monahan, E.C., Spiel, D.E., Davidson, K.L. 1986. A model of marine aerosol generation via whitecaps and wave disruption. *In: Monahan, E., Niocaill, G.M. (éd.) Oceanic Whitecaps.* Dordrecht (Pays-Bas) : D. Redeil Publishing. p. 167-174.
- Moran, M.D., Dastoor, A.P., Gong, S.-L., Gong, W., Makar, P.A. 1998. Conceptual design for the AES unified regional air quality modelling system (AURAMS). Rapport interne. Toronto (Ont.) : Environnement Canada, Division de la recherche sur la qualité de l'air. 100 p.

Moran, M.D., Zheng, Q., Samaali, M., Narayan, J., Pavlovic, R., Cousineau, S., Bouchet, V.S., Sassi, S., Makar, P.A., Gong, W., *et al.* 2007. Comprehensive surface-based performance evaluation of a size- and composition-resolved regional particulate-matter model for a one-year simulation. Proc. 29th NATO/CCMS ITM on Air Pollution Modelling and Its Application, Aveiro (Portugal), du 24 au 28 septembre, 9 p. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) 2008. Air Pollution Modeling and Its Application XIX. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 434-442.

Moran, M.D., Zheng, Q., Pavlovic, R., Cousineau, S., Bouchet, V.S., Sassi, M., Makar, P.A., Gong, W., Stroud, C. 2008. Predicted acid deposition critical-load exceedances across Canada from a one-year simulation with a regional particulate-matter model. Proc. 15th Joint AMS/A&WMA Conf. on Applications of Air Pollution Meteorology, du 21 au 24 janvier, Nouvelle-Orléans (LA). Boston (MA) : American Meteorological Society. 20 p. Accès : www.ams.confex.com/ams/pdfpapers/132916.pdf

Moran, M.D., Zheng, Q., Samaali, M. 2010. Long-term multi-species performance evaluation of AURAMS for first 2002 annual run. Rapport interne. Toronto (Ont.) : Environnement Canada. [en préparation].

Morneau, G. 2007. Biogenic emissions in AURAMS. Rapport interne. Montreal (Qc) : Environnement Canada, région du Québec. 7 p. Disponible auprès de l'auteur : gilles.morneau@ec.gc.ca

Morris, R.E., Yarwood, G., Emery, C.A., Koo, B., Wilson, G.M. 2003. Development of the CAMx One-Atmosphere Air Quality Model to Treat Ozone, Particulate Matter, Visibility and Air Toxics and Application for State Implementation Plans (SIPs). A&WMA Specialty Conference, Guideline on Air Quality Models: The Path Forward, Mystic (CT), octobre 2003. Paper # 9. 15 p.

Morris, R.E., Yarwood, G., Emery, C.A., Koo, B. 2004. Development and Application of the CAMx Regional One- Atmospheric Model to Treat Ozone, Particulate Matter, Visibility, Air Toxics and Mercury. 97th Annual Conference and Exhibition of the A&WMA, Indianapolis (IN), juin 2004. Paper # 549. 15 p.

Müller, J.-F., Stavrou, T. 2005. Inversion of CO and NO_x emissions using the adjoint of the IMAGES model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 5:1157-1186.

Murphy, B.N., Pandis, S.N. 2009. Simulating the formation of semivolatile primary and secondary organic aerosol in a regional chemical transport model. *Environmental Science and Technology* 43:4722-4728.

Nance, L., Bernardet, L.R., Weatherhead, B., Noonan, G., Fowler, T., Smirnova, T.G., Benjamin, S.G., Brown, J., Loughe, A. 2007. Weather research and forecasting core tests. AMS 22nd Conf. on Wea. Anal. & Fcstng/18th Conf. on NWP, Park City (UT), du 25 au 29 juin. 1 p.

Napelenok, S.L., Cohan, D.S., Hu, Y., Russell, A.G. 2006. Decoupled direct 3D sensitivity analysis for particulate matter (DDM-3D/PM). *Atmospheric Environment* 40:6112-6121.

Nastrom, G., Eaton, F.D. 2005. Seasonal variability of turbulence parameters at 2 to 21 km from MST radar measurements at Vandenberg Air Force Base, California. *Journal of Geophysical Research* 110, D19110, doi:10.1029/2005JD005782.

Nenes, A., Pilinis, C., Pandis, S.N. 1998. ISORROPIA: a new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent marine aerosols. *Aquatic Geochemistry* 4:123-152.

Odman, M.T., Russell, A.G. 1999. Mass conservative coupling of non-hydrostatic meteorological models with air quality models. In: Gryning, S.E., Batchvarova, E. (éd.) Air Pollution Modelling and Its Applications XII. p. 651-660.

O'Dowd, C.D., Smith, M.H. 1993. Physicochemical Properties of Aerosols Over the Northeast Atlantic: Evidence for Wind-Speed-Related Submicron Sea-Salt Aerosol Production. *Journal of Geophysical Research* 98:1137-1149.

Odum, J.R., Hoffmann, T., Bowman, F., Collins, D., Flagan, R.C., Seinfeld, J.H. 1996. Gas/particle partitioning and secondary organic aerosol yields. *Environmental Science and Technology* 30:2580-2585.

Odum, J.R., Jungkamp, T.P.W., Griffin, R.J., Forstner, H.J.L., Flagan, R.C., Seinfeld, J.H. 1997. Aromatics, reformulated gasoline, and atmospheric organic aerosol formation. *Environmental Science and Technology* 31:1890-1897.

Otte, T.L. 2008a. The impact of nudging in the meteorological model for retrospective air quality simulations. Part I: Evaluation against national observation networks. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47:1853-1867.

Otte, T.L. 2008b. The impact of nudging in the meteorological model for retrospective air quality simulations. Part II: Evaluating collocated meteorological and air quality observations. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47:1868-1887.

Pandis, S.N., Harley, R.A., Cass, G.R., Seinfeld, J.H. 1992. Secondary organic aerosol formation and transport. *Atmospheric Environment* 26A:2269-2282.

Pankow, J.F. 1994. An absorption model of the gas/aerosol partitioning involved in the formation of secondary organic aerosol. *Atmospheric Environment* 28:189-193.

Pattey, E., Desjardins, R.L., Westberg, H., Lamb, B., Zhu, T. 1999. Measurement of isoprene emissions over a black spruce stand using a tower-based relaxed eddy-accumulation system. *Journal of Applied Meteorology* 28:870-877.

- Peters, L.K., Berkowitz, C.M., Carmichael, G.R., Easter, R.C., Fairweather, G., Ghan, S.J., Hales, J.M., Leung, L.R., Pennell, W.R., Potra, F.A., *et al.* 1995. The current state and future direction of Eulerian models in simulating the tropospheric chemistry and transport of trace species: a review. *Atmospheric Environment* 29:189-222.
- Pierce, T., Geron, C., Bender, L., Dennis, R., Tonnesen, G., Guenther, A. 1998a. Influence of increased isoprene emissions on regional ozone modeling. *Journal of Geophysical Research* 103:25611-25629.
- Pierce, T., Kinnee, E., Geron, C. 1998b. Development of a 1-km resolved vegetation cover database for regional air quality modeling. Proc. 23rd AMS Conference on Agricultural and Forest Meteorology, Albuquerque (NM), novembre. Boston (MA) : American Meteorological Society.
- Pierce, T., Geron, C., Pouliot, G., Kinnee, E. 2002. Integration of the biogenic emissions inventory system (BEIS3) into the Community Multiscale Air Quality modeling system. Proceedings of the 12th Joint AMS/A&WMA Conf. on the Applications of Air Pollution Meteorology, Norfolk (VA), mai. Boston (MA) : American Meteorological Society.
- Pison, I. 2005. Modélisation inverse pour l'optimisation des sources primaires de pollution atmosphérique à l'échelle régionale. Thèse de doctorat, Université de Paris XII. 174 p.
- Pouliot, G.A. 2005. The emissions processing system for the Eta/CMAQ air quality forecast system. Proc. Seventh AMS Conf. on Atmospheric Chemistry, du 9 au 13 janvier, San Diego (CA). 6 p.
- Programme scientifique multipartite sur les NO_x et les COV. 1997. Modelling of ground-level ozone in the Windsor-Quebec City corridor and in the southern Atlantic region. Rapport du Windsor-Québec City Corridor and Southern Atlantic Region Modelling Working Group. Venkatesh, S., Beattie, S. (éd.) 265 p.
- Pudykiewicz, J.A., Kallaur, A., Smolarkiewicz, P. 1997. Semi-Lagrangian modelling of tropospheric ozone. *Tellus* 49B:231-248.
- Pun, B.K., Wu, S.-Y., Seigneur, C., Seinfeld, J.H., Griffin, R.J., Pandis, S.N. 2003. Uncertainties in modeling secondary organic aerosols: Three-dimensional modeling studies in Nashville/Western tennessee. *Environmental Science and Technology* 37:3647-3661.
- Rasch, P.J., Collins, W.D., Eaton, B.E. 2001. Understanding the Indian Ocean Experiments INDOEX aerosol distributions with an aerosol assimilation. *Journal of Geophysical Research* 106:7337-7355.
- Robichaud, A. 1991. Évaluation des vitesses de dépôts secs aux sites du réseau REMPFAAQ. Rapport interne M-91-06. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des réseaux atmosphériques. Juin 1991.

Robichaud, A., Kallaur, A., Pudykiewicz, J., Ménard, R., Moffet, R. 2003. Effects of an Improved Gas Dry Deposition Formulation in Reducing CHRONOS Model Error. 37th CMOS Congress, du 2 au 5 juin 2003, Ottawa (Ont.)

Robinson, A.L., Donahue, N.M., Shrivastava, M.K., Weitkamp, E.A., Sage, A.M., Grieshop, A.P., Lane, T.E., Pierce, J.R., Pandis, S.N. 2007. Rethinking organic aerosols: Semivolatile emissions and photochemical aging. *Science* 315:1259.

Russell, A., Dennis, R. 2000. NARSTO critical review of photochemical models and modeling. *Atmospheric Environment* 34:2283-2324.

RWDI. 2003. Phase 1 report – Pacific Northwest IAQMP. Project # W03-121.

RWDI. 2005. The Pacific Northwest air quality scenarios modelling report: PNW CMAQ scenarios. Project # W04-227.

Samaali, M., Moran, M.D., Bouchet, V.S., Pavlovic, R., Cousineau, S., Sassi, M. 2009. On the influence of chemical initial and boundary conditions on annual regional air quality model simulations for North America. *Atmospheric Environment* 43:4873-4885.

Sarwar, G., Luecken, D., Yarwood, G., Whitten, G.Z., Carter, W.P.L. 2008. Impact of an updated Carbon Bond mechanism on predictions from the CMAQ modeling system: Preliminary assessment. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47:3-14.

Schaap, M., Timmermans, R.M.A., Roemer, M., Boersen, G.A.C., Builtjes, P.J.H., Sauter, F.J., Velders, G.J.M., Beck, J.P. 2008. The LOTOS-EUROS model: description, validation and latest developments. *International Journal of Environment and Pollution* 32(2):270-290.

Schell, B., Ackermann, I.J., Hass, H., Binkowski, F.S., Ebel, A. 2001. Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 106:28275-28293.

Schwede, D., Pouliot, G., Pierce, T. 2005. Changes to the Biogenic Emissions Inventory System version 3 (BEIS3). Proc. Fourth Annual CMAS Models-3 Users' Conference, Université de la Caroline du Nord, Chapel Hill (NC), du 26 au 28 septembre 2005.

Seaman, N.L. 2007. Evaluating the performance of meteorological processes within air quality modeling systems. Résumé long. AMS/EPA Workshop on the Evaluation of Regional-Scale Air Quality Modeling Systems, les 7 et 8 août, Research Triangle Park (NC). Boston (MA) : American Meteorological Society. 9 p.

Seigneur, C. 2001. Current status of air quality modeling for particulate matter. *Journal of the Air and Waste Management Association* 51:1508-1521.

- Seigneur, C., Moran, M.D. 2004. Using models to estimate particle concentration. Chap. 8, *in*: McMurry, P., Shepherd, M., Vickery, J. (éd.) *Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment*. Février. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. 42 p.
- Seigneur, C. 2007. Evaluating the performance of chemical and aerosol processes within air quality models. Résumé long. AMS/EPA Workshop on the Evaluation of Regional-Scale Air Quality Modeling Systems, les 7 et 8 août, Research Triangle Park (NC). Boston (MA) : American Meteorological Society. 4 p.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. 1998. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. New York (NY) : John Wiley & Sons, Inc. 1326 p.
- Sirois, A., Pudykiewicz, J.A., Kallaur, A. 1999. A comparison between simulated and observed ozone mixing ratios in eastern North America. *Journal of Geophysical Research* **104**:21397-21423
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Wang, W., Powers, J.G. 2007. A description of the advanced research WRF version 2. NCAR Technical Note, NCAR/TN-468+STR, Boulder (CO).
- Smith, M.H., Harrison, N.M. 1998. The sea spray generation function. *Journal of Aerosol Science* **29**:5189-5190.
- Smolarkiewicz, P.K., Pudykiewicz, J.A. 1992. A class of semi-Lagrangian approximations for fluids. *Journal of Atmospheric Science* **49**:2082-2096.
- Smyth, S.C., Jiang, W., Yin, D., Roth, H., Giroux, E. 2006a. Evaluation of CMAQ O₃ and PM_{2.5} performance using Pacific 2001 measurement data. *Atmospheric Environment* **40**:2735-2749.
- Smyth, S., Yin, D., Roth, H., Jiang, W., Moran, M.D., Crevier, L.-P. 2006b. The impact of GEM and MM5 meteorology on CMAQ air quality modeling results in eastern Canada and the northeastern United States. *Journal of Applied Meteorology* **45**:1525-1541.
- Smyth, S.C., Jiang, W., Roth, H., Yang, F., Bouchet, V.S., Moran, M.D., Landry, H., Makar, P.A. 2007a. A comparative performance evaluation of the AURAMS and CMAQ air quality modelling systems, présenté lors de la 6th Annual CMAS Conference, tenue du 1^{er} au 3 octobre 2007, à Chapel Hill (NC). Résumé long. 6 p.
- Smyth, S.C., Jiang, W., Roth, H., Yang, F. 2007b. A comparative performance evaluation of the AURAMS and CMAQ air quality modelling system – revised. Rapport de l'ITPCE PET-1577-07S, Conseil national de recherches du Canada.

Smyth, S.C., Jiang, W., Roth, H., Moran, M.D., Makar, P.A., Yang, F., Bouchet, V.S., Landry, H. 2009. A comparative performance evaluation of the AURAMS and CMAQ air quality modelling systems. *Atmospheric Environment* 43:1059-1070.

Song, C., Na, K., Cocker, D.R. III. 2005. Impact of the hydrocarbon to NO_x ratio on secondary organic aerosol formation. *Environmental Science and Technology* 39:3143-3149.

Stockwell, W.R., Lurmann, F.W. 1989. Intercomparison of the ADOM and RADM Gas-Phase Chemical Mechanisms. Rapport thématique de l'Electrical Power Research Institute. Electrical Power Research Institute, 3412 Hillview Avenue, Palo Alto (CA). 254 p.

Stroud, C.A., Makar, P., Moran, M., Gong, W., Gong, S., Li, S.-M., Liggio, J., Hayden, K., Anlauf, K., Wiens, B., *et al.* 2007. Primary and Secondary Contributions to Organic Aerosol in the Greater Edmonton Air Shed: Results with Environment Canada's Unified Regional Air Quality Model. The 2007 CMOS Annual Congress, du 28 mai au 1^{er} juin 2007, St John's (T.-N.-L.)

Stroud, C.A., Morneau, G., Makar, P.A., Moran, M.D., Gong, W., Pabla, B., Zhang, J., Bouchet, V.S., Fox, D., Venkatesh, S. 2008. OH-Reactivity of volatile organic compounds at urban and rural sites across Canada: evaluation of air quality model predictions using speciated VOC measurements. *Atmospheric Environment* 42:7746-7756.

Tang, Y., Carmichael, G.R., Uno, I., Woo, J.-H., Kurata, G., Lefer, B., Shetter, R.E., Huang, H., Anderson, B.E., Avery, M.A., *et al.* 2003. Impacts of aerosols and clouds on photolysis frequencies and photochemistry during TRACE-P: 2. Three-dimensional study using a regional chemical transport model. *Journal of Geophysical Research* 108, 8822, doi:10.1029/2002JD003100.

Tang, Y., Carmichael, G.R., Thongboonchoo, N., Chai, T., Horowitz, L.W., Pierce, R.B., Al-Saadi, J.A., Pfister, G., Vukovich, J.M., Avery, M.A., *et al.*

2007. Influence of lateral and top boundary conditions on regional air quality prediction: A multiscale study coupling regional and global chemical transport models. *Journal of Geophysical Research* 112, D10S18, doi:10.1029/2006JD007515.

Tarasick, D.W., Moran, M.D., Thompson, A.M., Carey-Smith, T., Rochon, Y., Bouchet, V.S., Gong, W., Makar, P.A., Stroud, C., Ménard, S., *et al.* 2007. Comparison of Canadian air quality forecast models with tropospheric ozone profile measurements above mid-latitude North America during the IONS/ICARTT campaign: Evidence for stratospheric input. *Journal of Geophysical Research* 112, D12S22, doi:10.1029/2006JD007782.

Tesche, T.W., Georgopoulos, P., Lurmann, F., Roth, P. 1990. Improvement of Procedures for Evaluating Photochemical Models. Rédigé par Radian Corporation pour le compte du California Air Resources Board. Août 1990.

Tie, X., Madronich, S., Li, G., Ying, Z., Zhang, R., Garcia, A.R., Lee-Taylor, J., Liu, Y. 2007. Characterizations of chemical oxidants in Mexico City: A regional chemical dynamical model (WRF-Chem) study. *Atmospheric Environment* 41:1989-2008.

Tong, D.Q., Mauzerall, D.L. 2006. Spatial variability of summertime tropospheric ozone over the continental United States: Implications of an evaluation of the CMAQ model. *Atmospheric Environment* 40:3041-3056.

Turpin, B.J., Huntzicker, J.J. 1995. Identification of secondary organic aerosol episodes and quantitation of primary and secondary organic aerosol concentrations during SCAQS. *Atmospheric Environment* 29:3527-3544.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1991. Guideline for Regulatory Application of the Urban Airshed Model. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality Planning and Standards.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2005. Guidance on the Use of Models and Other Analyses in Attainment Demonstrations for the 8-hour Ozone NAAQS. Octobre 2005.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006. NO_x Budget Trading Program: 2005 Program Compliance and Environmental Results. EPA430-R-06-013. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Septembre 2006. 38 p. Accès : www.epa.gov/airmarkets/progress/progress-reports.html [consulté le 5 mai 2008].

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2007a. Biogenic Emissions Inventory System (BEIS) Modeling. Accès : www.epa.gov/asmdnerl/biogen.html

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2007b. NO_x Budget Trading Program: 2006 Program Compliance and Environmental Results. Washington (DC) : Clean Air Markets Program, Office of Air and Radiation, Environmental Protection Agency des États-Unis. Septembre. 53 p. + annexes. Accès : www.epa.gov/airmarkets/progress/progress-reports.html [consulté le 5 mai 2008].

Van Loon, M., Builtjes, P.J.H., Segers, A.J. 2000. Data assimilation of ozone in the atmospheric transport chemistry model LOTOS. *Environmental Modelling and Software* 15:603-609.

Van Loon, M., Roemer, M.G.M., Builtjes, P.J.H. 2004. Model inter-comparison in the framework of the review of the unified EMEP model. TNO-Report R2004/282, Apeldoorn

(Pays-Bas).

Van Loon, M., Vautard, R., Schaap, M., Bergstrom, R., Bessagnet, B., Brandt, J., Builtjes, P.J.H., Christensen, J.H., Cuvelier, C., Graff, A., *et al.* 2007. Evaluation of long-term ozone simulations from seven regional air quality models and their ensemble. *Atmospheric Environment* 41:2083-2097.

Vautard, R., Van Loon, M., Schaap, M., Bergstrom, R., Bessagnet, B., Brandt, J., Builtjes, P.J.H., Christensen, J.H., Cuvelier, C., Graff, A., *et al.* 2006. Is regional air quality model diversity representative of uncertainty for ozone simulation? *Geophysical Research Letters* 33, L24818, doi:10.1029/2006GL027610.

Vautard, R., Builtjes, P.J.H., Thunis, P., Cuvelier, C., Bedogni, M., Bessagnet, B., Honore, C., Moussiopoulos, N., Pirovano, G., Schaap, M., *et al.* 2007. Evaluation and intercomparison of Ozone and PM₁₀ simulations by several chemistry transport models over four European cities within the CityDelta project. *Atmospheric Environment* 41:173-188.

Volkamer, R., Jimenez, J.L., San Martini, F., Dzepina, K., Zhang, Q., Dalcedo, D., Molina, L.T., Worsnop, D.R., Molina, M.J. 2006. Secondary organic aerosol formation from anthropogenic air pollution: Rapid and higher than expected. *Geophysical Research Letters* 33, L17811, doi:10.1029/2006GL026899.

Walcek, C.J., Taylor, G.R. 1986. A theoretical method for computing vertical distributions of acidity and sulphate production within cumulus clouds. *Journal of Atmospheric Science* 43:339-355.

Wesely, M.L., Hicks, B.B. 1977. Some factors that affect the deposition rates of sulphur dioxide and similar gases on vegetation. *Journal of the Air Pollution Control Association* 27:1110-1117.

Wesely, M.L. 1989. Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmospheric Environment* 23:1293-1304.

Westberg, H., Lamb, B., Kempf, K., Allwine, G. 2000. Isoprene emission inventory for the BOREAS southern study area. *Tree Physiology* 20:735-743.

White, A.B., Darby, L.S., Senff, C.J., King, C.W., Banta, R.M., Koerner, J., Wilczak, J.M., Neiman, P.J., Angevine, W.M., Talbot, R. 2007. Comparing the impact of meteorological variability on surface ozone during the NEAQS (2002) and ICARTT (2004) field campaigns. *Journal of Geophysical Research* 112, D10S14, doi:10.1029/2006JD007590.

Xiu, A., Pleim, J.E. 2001. Development of a Land Surface Model. Part I: Application in a Mesoscale Meteorological Model. *Journal of Applied Meteorology* 40:192-209.

- Yarwood, G., Stoeckenius, T.E., Heiken, J.G., Dunker, A.M. 2003. Modeling Weekday/Weekend Ozone Differences in the Los Angeles Region for 1997. *Journal of the Air and Waste Management Association* 58:864-875.
- Young, T.R., Boris, J.P. 1977. A numerical technique for solving stiff ordinary differential equations associated with the chemical kinetics of reactive-flow problems. *Journal of Physical Chemistry* 81:2424-2427.
- Young, J.R., Lurmann, F.W. 1984. ADOM/TADAP Model Development Program. Vol. 7: Aqueous Phase Chemistry. ERT Document No. P-B980-535. Newbury Park (CA) : Environmental Research and Technology, Inc. 133 p.
- Yu, S., Dennis, R., Bhawe, P.V., Eder, B.K. 2004. Primary and secondary organic aerosols over the United States: estimates on the basis of observed organic carbon (OC) and elemental carbon (EC), and air quality modeled primary OC/EC ratios. *Atmospheric Environment* 38:5257-5268.
- Yu, S., Bhawe, P.V., Dennis, R.L., Mathur, R. 2007. Seasonal and regional variations of primary and secondary organic aerosols over the continental United States: Semi-empirical estimates and model evaluation. *Environmental Science and Technology* 41:4690-4697.
- Yudin, V.A., Petron, G., Lamarque, J.-F., Khattatov, B.V., Hess, P.G., Lyjak, L.V., Gille, J.C., Edwards, D.P., Deeter, M.N., Emmons, L.K. 2004. Assimilation of the 2000-2001 CO MOPITT retrievals with optimized surface emissions. *Geophysical Research Letters* 31, L20105, doi:10.1029/2004GL021037.
- Zhang, L., Moran, M.D., Brook, J.R. 2001. A comparison of models to estimate in-canopy photosynthetically active radiation and their influence on canopy stomatal resistance. *Atmospheric Environment* 35:4463-4470.
- Zhang, L., Moran, M.D., Makar, P.A., Brook, J.R., Gong, S. 2002. Modelling gaseous dry deposition in AURAMS – A Unified Regional Air-quality Modelling System. *Atmospheric Environment* 36:537-560.
- Zhang, Y., Liu, P., Queen, A., Misenis, C., Pun, B., Seigneur, C., Wu, S.-Y. 2006. A comprehensive performance evaluation of MM5-CMAQ for the Summer 1999 Southern Oxidants Study episode – Part II: Gas and aerosol predictions. *Atmospheric Environment* 40:4839-4855.
- Zhang, J., Gong, W., Leaitch, W.R., Strapp, J.W. 2007. Evaluation of modeled cloud properties against aircraft observations for air quality applications. *Journal of Geophysical Research* 112, D10S16, doi:10.1029/2006JD0.

Annexe

Paramètres d'évaluation statistiques utilisés dans ce chapitre

Les diverses études d'évaluation des modèles existants incluses dans ce chapitre utilisaient en grande partie certaines ou la totalité des mesures statistiques standard suivantes à titre de paramètres d'évaluation :

Écart moyen (MB) :

$$MB = \frac{1}{N} \sum (C_{\text{mod}} - C_{\text{obs}})$$

Écart moyen normalisé (NMB) :

$$NMB = \frac{\sum (C_{\text{mod}} - C_{\text{obs}})}{\sum C_{\text{obs}}} \times 100\%$$

Erreur moyenne (ME) :

$$ME = \frac{1}{N} \sum |C_{\text{mod}} - C_{\text{obs}}|$$

Erreur moyenne normalisée (NME) :

$$NME = \frac{\sum |C_{\text{mod}} - C_{\text{obs}}|}{\sum C_{\text{obs}}} \times 100\%$$

Valeur moyenne quadratique de l'erreur (RMSE) :

$$RMSE = \left[\frac{1}{N} \sum (C_{\text{mod}} - C_{\text{obs}})^2 \right]^{1/2}$$

Coefficient de corrélation (r) :

$$r = \frac{\sum ((C_{\text{mod}} - \bar{C}_{\text{mod}})(C_{\text{obs}} - \bar{C}_{\text{obs}}))}{\left(\sum (C_{\text{mod}} - \bar{C}_{\text{mod}})^2 \sum (C_{\text{obs}} - \bar{C}_{\text{obs}})^2 \right)^{1/2}}$$

Où $\bar{C}_{\text{mod}} = \frac{1}{N} \sum C_{\text{mod}}$ et $\bar{C}_{\text{obs}} = \frac{1}{N} \sum C_{\text{obs}}$.

Pour chaque paire de C_{mod} (prévision modélisée) et de C_{obs} (observation), une moyenne spatiale et temporelle distincte peut être utilisée par différents groupes.

1. *Évaluation de la simulation annuelle de 2002 avec le modèle AURAMS (Moran et al., 2007)* : Les moyennes annuelles et trimestrielles sont calculées et les statistiques sont obtenues à partir des moyennes annuelles et trimestrielles sur l'ensemble des sites (tableaux 5.3, 5.4, 5.7, 5.8, 5.9, et 5.11).

2. *Évaluation du modèle AURAMS dans le cadre de l'ICARTT 2004 (la présente évaluation)* : Les statistiques de l'évaluation sont calculées pour les moyennes quotidiennes sur une période de 1 heure et pour les concentrations quotidiennes maximales sur une période de 1 heure sur chaque site de surveillance distinct afin de fournir une répartition géographique de ces statistiques (illustrée à la figure 3), tandis que les statistiques moyennes (sur tous les sites) sont illustrées au tableau 5.5.
3. *Évaluation du modèle CMAQ-MM5 dans le cadre de Pacifique 2001 (Smyth et al., 2006)* : Les statistiques sont calculées d'après les données horaires relevées pour toutes les heures et tous les sites (tableaux 5.6 et 5.10).
4. *Évaluation du modèle CMAQ-MC2 dans le cadre de Pacifique 2001 (RWDI, 2003 et 2005)* : Les statistiques horaires sur tous les sites de surveillance sont calculées pour en fournir une évolution temporelle (RMSE illustré à la figure 5.6) tout au long de la période d'étude.
5. *Évaluation du modèle CMAQ-MM5 en Alberta à l'été 2002 (Fox et Kellerhals, 2007)* : Les statistiques sont calculées pour chacun des sites de surveillance pendant les 3 mois (juin, juillet et août 2002) de l'étude en s'appuyant sur les données horaires (mais sur des paires de données lorsque la concentration d'ozone (O_3) observée dépasse 40 ppbv seulement; figure 5.8).

Comparaison corrélative des modèle CMAQ et AURAMS (Smyth et al., 2007a,b) : Les statistiques sont calculées d'après toutes les paires de concentrations horaires d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ et les pics quotidiens (tableaux 5.15 et 5.16).

CHAPITRE 6 : Scénarios et application du modèle

Auteurs principaux : Véronique Bouchet et Kathleen Buset

Auteurs collaborateurs : Robert Bloxam, Silvina Carou, Sophie Cousineau, Colin di Cenzo, Didier Davignon, Colleen Farrell, Weimin Jiang, Markus Kellerhals, Paul Makar, Gilles Morneau, Simon Pelletier, Steve Smyth et Roxanne Vingarzan

MESSAGES CLÉS ET INCIDENCES

- Un certain nombre d'études de modélisation, à l'échelle continentale et régionale, ont été menées pour évaluer la sensibilité des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ et d'ozone troposphérique à certaines modifications des émissions de polluants précurseurs propres au secteur. Les résultats indiquent que les $PM_{2.5}$ ambiantes sont très sensibles aux réductions des émissions de polluants précurseurs provenant des secteurs de l'agriculture, du transport maritime, du pétrole et du gaz en amont, de la production d'électricité et de la combustion résidentielle de bois. L'ozone ambiant est soumis à l'influence des émissions des secteurs du pétrole et du gaz en amont et de l'électricité, et, dans une moindre mesure, aux émissions des secteurs du transport maritime et de la raffinerie et des produits chimiques.
- Les projections modélisées de l'impact des réductions combinées des émissions de polluants précurseurs sur la mise en œuvre des lois canadiennes et américaines actuelles pour 2015 laissent entendre une amélioration générale des concentrations d'ozone à l'échelle nationale et régionale, traduisant ainsi une réduction du nombre de jours de dépassement des valeurs de la norme pancanadienne. Même si des améliorations des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ sont aussi prévues dans certaines zones, on prévoit également des augmentations dans les grandes zones urbaines, où les paramètres chimiques en hiver peuvent jouer un rôle important, et dans des parties du Canada où les émissions sont en augmentation.
- Les projections modélisées des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ et d'ozone pour 2015, résultant de la mise en œuvre de réductions des émissions à l'échelle nationale et provinciale de divers secteurs industriels, indiquent une amélioration estivale des $PM_{2.5}$ et de l'ozone fréquente dans les Prairies (liée aux modifications des émissions provenant des secteurs du pétrole et du gaz en amont, de la production d'électricité et de la fusion), mais marginale dans les autres régions.
- Ces réductions supplémentaires des émissions à l'échelle nationale au-delà des lois actuelles ont aussi le potentiel de réduire le nombre de jours de dépassement des valeurs de la norme pancanadienne dans les zones densément peuplées, ainsi que l'ampleur et l'étendue géographique des dépassements de charge critique l'acidité de l'azote et du soufre partout au Canada.

- Les études de sensibilité indiquent que les concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ et d'ozone dans l'est du Canada sont toujours fortement influencées par les émissions provenant des États-Unis, tandis qu'à l'ouest du Canada, l'influence transfrontalière des États-Unis est relativement similaire à celle du Canada. Les émissions canadiennes influent sur les concentrations ambiantes aux États-Unis quasiment en continu de l'autre côté de la frontière, l'influence la plus importante étant exercée au sud de l'Ontario et au Québec. Malgré l'entrée en vigueur des lois américaines, l'est du Canada continuera à subir l'influence des émissions des États-Unis. Toutefois, les réductions des concentrations ambiantes et le nombre de jours de dépassement devraient être mesurables, compte tenu de l'ampleur des réductions des émissions des polluants précurseurs des États-Unis prévues.
- Le transport interprovincial est plus important au Canada de l'est et Atlantique, car cette région est située en aval des zones d'émissions, au sud de l'Ontario, au Québec et au nord-est des États-Unis.

6.1 Introduction

6.1.1 Introduction du sujet

L'atmosphère est un système difficile à caractériser, en raison de sa complexité (chapitre 2). Les modèles de qualité de l'air à l'échelle régionale (tels que ceux décrits au chapitre 5) sont des outils de valeur servant à prévoir la manière dont les modifications des émissions de polluants influenceront sur la qualité de l'air ambiant et à examiner les conséquences potentielles des modifications des émissions avant leur mise en application. L'utilisation des scénarios de modèle de la qualité de l'air permettent l'amélioration de la compréhension de la relation entre les émissions et les concentrations ambiantes, pour estimer la qualité de l'air actuelle et future et évaluer les incidences de la gestion des émissions ou des options réglementaires visant à améliorer la qualité de l'air et à réduire l'incidence connexe sur la santé des humains et de l'écosystème.

Ce chapitre présente un examen des études de modélisation du scénario de qualité de l'air axées sur le Canada, menées entre 2000 et 2007. L'étude est parvenue à répondre à plusieurs questions scientifiques pertinentes sur le plan politique initialement déterminées, qui ont guidé les études de modélisation de la présente évaluation, notamment : quelle est la sensibilité des matières particulaires (MP) et de l'ozone (O_3) aux changements des précurseurs du smog? [dans la section 6.3]; quelles sont les incidences attendues à la suite des futures réductions des émissions? [dans les sections 6.4 et 6.5]; et, comment les modifications observées et prévues des matières particulaires et de l'ozone influenceront-elles sur la santé de l'écosystème? [tout au long du chapitre]. Les analyses offrent aussi un aperçu des questions scientifiques pertinentes sur le plan politique, telles que : quelle est la répartition spatiale et temporelle du problème du smog au Canada? [dans les sections 6.4 et 6.6]; et quels sont les facteurs qui contribuent aux concentrations élevées de smog au Canada? [dans la section 6.6].

Les scénarios du modèle de la qualité de l'air abordés dans ce chapitre traitent divers modèles, zones géographiques, résolutions spatiales, périodes, conditions météorologiques et données sur les émissions. Dans la mesure du possible, les auteurs ont essayé d'examiner les résultats d'un certain nombre d'études sur un seul sujet en même temps, afin d'évaluer la convergence des résultats et, si

possible, déterminer un consensus général. Dans les limites de ce chapitre, une méthode de pondération de la preuve est utilisée pour obtenir une perspective de modélisation générale sur un sujet, grâce à des analyses des résultats des divers scénarios du modèle provenant des différentes plateformes de modélisation. Cela représente une garantie de plus dans les conclusions de modélisation, quand tous les modèles convergent vers une réponse similaire et offrent un aperçu de l'état des connaissances si des réponses différentes sont obtenues. Les conclusions de modélisation sont ensuite examinées à la lumière d'autres types d'analyses, dans le contexte de cette évaluation, pour tirer des conclusions générales sur les diverses questions scientifiques pertinentes sur le plan politique.

Les résultats de la modélisation de la qualité de l'air présentés dans ce chapitre sont, en général, des résumés des analyses publiées dans les rapports internes du gouvernement, ainsi que quelques études publiées dans des ouvrages évalués par des pairs. Dans la mesure où l'utilisation accrue des modèles de la qualité de l'air à l'appui des analyses de la politique de la qualité de l'air est assez récente, et parce que la capacité à modéliser la qualité de l'air ne s'est considérablement améliorée qu'au cours des dernières années, la profondeur des ouvrages scientifiques évalués par des pairs est limitée en ce qui concerne les résultats présentés dans le présent chapitre.

6.1.2 Organisation du chapitre

Ce chapitre présente les résultats des analyses du scénario du modèle traitant un certain nombre d'enjeux liés à la qualité de l'air :

- La section 6.2 aborde l'utilisation et les limites des analyses de modélisation, pour évaluer les conséquences sur l'atmosphère des divers scénarios d'émission.
- La section 6.3 présente un examen d'analyses du scénario du modèle qui étudient la sensibilité des $PM_{2,5}$ et de l'ozone aux changements des émissions des polluants précurseurs provenant des secteurs d'activité individuels dans les conditions actuelles (cas de référence de 2002).
- Les sections 6.4 et 6.5 étudient l'incidence des futurs scénarios de prévision des émissions, fixé à ou vers 2015. La section 6.4 met l'accent sur l'estimation des changements de la qualité de l'air prévus, qui résulteront de la loi sur la réduction des émissions adoptée en janvier 2008. Les prévisions des émissions utilisées dans les analyses présentées à la section 6.4 tiennent compte de l'incidence du règlement américain Clean Air Interstate Rule (U.S. CAIR), porté devant les tribunaux des États-Unis en 2008 et qui sera désormais mis en œuvre avec quelques modifications, telles que le règlement Cross-State Air Pollution Rule (CSAPR). La section 6.5 se penche sur l'incidence des activités législatives proposées, notamment l'impact des réductions d'émissions proposées en vertu du Cadre réglementaire sur les émissions atmosphériques du Canada.
- La section 6.6 évalue l'influence du flux transfrontalier des polluants et leur impact sur les concentrations de $PM_{2,5}$, d'ozone et de polluants précurseurs.
- La section 6.7 examine les incertitudes actuelles liées aux résultats du scénario de modélisation présentés au sein de ce chapitre.

- La section 6.8 présente un résumé des conclusions générales présentées au sein de ce chapitre.
- La section 6.9 aborde des zones potentielles de recherche.

Dans la mesure du possible, les sujets traités dans ce chapitre incluent un examen de l'enjeu à l'échelle nationale et présentent, par ailleurs, des discussions axées sur les régions qui intègrent des résultats de scénario du modèle en haute résolution spatiale. Même si, en général, l'accent est mis sur les concentrations ambiantes, dans la mesure du possible, les effets des dépôts acides et des dépassements de charge critique sont aussi présentés. En outre, de brèves études de cas qui relient les résultats du scénario du modèle aux effets sur la végétation et la visibilité sont abordées dans les chapitres 10 et 11, respectivement.

6.1.3 Définitions et terminologie

6.1.3.1 Définitions du scénario

Les analyses des *scénarios* du modèle sont les moyens les plus courants d'utilisations des modèles de qualité de l'air pour estimer l'incidence des changements des émissions sur les concentrations des polluants atmosphériques. Les *analyses des scénarios* du modèle consistent souvent en une comparaison d'un *cas de référence* avec une deuxième simulation prévue, appelée *scénario*. L'utilisation des mêmes données météorologiques

sert généralement pour les cas de *référence* et les *scénarios*. Dans certains cas, comme ceux présentés aux sections 6.3 et 6.4, le cas de référence représente des conditions récentes. Les champs de l'intrant du modèle sont les meilleures estimations d'émission disponibles, pour la période donnée. Les résultats de la simulation peuvent ensuite être comparés aux mesures prises pendant la même période, et aux statistiques générées pour évaluer le rendement du modèle (tel qu'il est présenté au chapitre 5).

Le *scénario* implique généralement une perturbation des champs d'émissions d'entrée utilisés dans le *cas de référence*, afin de comprendre la sensibilité du modèle ou de l'atmosphère à un polluant donné ou pour faire des prévisions des incidences de la qualité de l'air, qui découleraient d'un changement des émissions proposé ou prévu. Les résultats d'une *analyse du scénario* sont le plus souvent présentés comme la différence de conditions atmosphériques prévues par le modèle, entre la simulation à l'aide des champs d'émissions modifiés (c.-à-d. le *scénario*) et le *cas de référence*.

En revanche, lors de l'évaluation de l'incidence d'une mesure de gestion de la qualité de l'air ou réglementaire sur les conditions *futures*, les émissions du *cas de référence* sont produites à l'aide d'une projection des émissions futures, qui surviendront si aucune mesure n'est proposée. C'est ce que l'on appelle souvent « *scénario du statu quo* ». Les émissions du *scénario* sont ensuite générées à l'aide des niveaux d'émission futurs, représentatifs de la mesure réglementaire proposée. Ces analyses sont présentées à la section 6.5, dans lequel l'incidence sur la qualité de l'air du Cadre réglementaire sur les émissions atmosphériques du Canada est comparée à celle du scénario du statu quo de 2015.

6.1.3.2 Mesures des standards pancanadiens

La plupart des résultats présentés dans ce chapitre sont décrits dans le contexte de la manière dont les changements des émissions dans le scénario du modèle influent sur l'application des standards pancanadiens actuels relatifs aux $PM_{2.5}$ et à l'ozone (O_3). La mesure utilisée pour calculer la norme pancanadienne relative aux $PM_{2.5}$ est $30 \mu\text{g m}^{-3}$ pour une moyenne sur 24 heures, l'application étant fondée sur le 98^e centile pour les valeurs de la moyenne sur 24 heures, calculée pendant 3 années consécutives. La mesure utilisée pour calculer la norme pancanadienne relative à l'ozone (O_3) est 65 ppbv pour la moyenne quotidienne maximale sur 8 heures, l'application étant fondée sur la 4^e moyenne quotidienne sur 8 heures la plus élevée mesurée chaque année, calculée pendant 3 années consécutives (reportez-vous au document du Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2000 pour obtenir des renseignements détaillés sur l'application de la norme pancanadienne).

Dans les résultats présentés dans le présent chapitre, seule la fréquence des dépassements des valeurs numériques de la norme pancanadienne sont évaluées pendant la période simulée dans les scénarios. Aucune des études examinées ici ne couvre des périodes de simulation assez longues pour calculer les valeurs moyennes sur 3 ans, même si le nombre de jours durant lesquels les seuils numériques de la norme pancanadienne ont été dépassés offrent un aperçu de valeur, permettant de décrire comment un scénario d'émission précis influe sur le nombre d'événements graves de pollution. À l'heure actuelle, la restriction de l'utilisation des mesures complètes du standard pancanadien dans les études de modélisation est liée au temps de traitement nécessaire pour produire des résultats sur des périodes de plusieurs années.

Les mesures fondées sur la norme pancanadienne adoptées dans le cadre de ce chapitre sont donc, pour les $PM_{2.5}$, le nombre de jours durant lesquels la valeur de concentration moyenne sur 24 heures est supérieure à $30 \mu\text{g m}^{-3}$ et, pour l'ozone (O_3), le nombre de jours durant lesquels la moyenne mobile sur huit heures est supérieure à 65 ppbv au moins une fois pendant cette période de 24 heures. Les dépassements sont calculés par cellules de grille.

6.1.3.3 Dépôt acide – Charges critiques

Même si, en général, les résultats présentés dans ce chapitre mettent l'accent sur les effets sur les concentrations ambiantes de polluants, dans la mesure du possible, les effets du dépôt acide et les dépassements de la charge critique sont aussi abordés. Le dépôt acide désigne (a) le retrait des composés acides de l'atmosphère, grâce aux précipitations et (b) le dépôt sec des gaz et des particules sur la surface de la Terre. Des niveaux élevés de dépôt acide peut nuire aux écosystèmes terrestres et aquatiques.

L'effet potentiel du dépôt acide sur un écosystème peut être quantifié à l'aide du concept de « *charge critique* ». La *charge critique* d'un écosystème fait référence à la capacité de ce dernier à résister aux effets des dépôts acidifiants. Le concept sous-jacent est qu'un écosystème aura la capacité d'absorber une certaine quantité de composés de soufre et d'azote acidifiants, sans effet néfaste sur l'écosystème en lui-même. Si le taux de dépôt de ces composés est supérieur au taux de dépôt de composés que l'écosystème peut naturellement absorber, ce dernier subira alors des effets néfastes. La quantité maximale de masse acidifiante qu'un écosystème peut absorber par unité de surface dans une période

donnée est appelée *charge critique*, et tout dépôt de masse supplémentaire au-delà de cette quantité est appelé *dépassement de la charge critique* (p. ex. Jeffries *et al.*, 1999; McNulty *et al.*, 2007). Au Canada, les charges critiques des dépôts acides et leurs dépassements ont été estimés et cartographiés pour les sols forestiers et les lacs sur de grandes zones du pays (Jeffries *et al.*, 1999; Jeffries et Ouimet, 2005; Ouimet *et al.*, 2006; Aherne 2008a, 2008b, Wong et Dennis, 2008). De nombreuses régions sensibles reçoivent des dépôts acides (soufre et azote), à des niveaux supérieurs à la charge critique de l'écosystème et sont à leur tour menacées par des effets néfastes plus importants ou futurs. Parmi ces effets néfastes, on retrouve l'appauvrissement des éléments nutritifs essentiels du sol, l'acidification des lacs et des eaux souterraines et les effets connexes sur le biote terrestre et aquatique.

Les *dépassements de charge critique* peuvent être calculés à l'aide de deux hypothèses différentes : la première examine les *dépassements de charge critique* des espèces sulfureuses et la deuxième examine ceux du soufre et de l'azote; dans les deux cas, les espèces d'azote à l'état réduit et à l'état oxydé sont incluses. Au Canada, la première est la détermination de la mesure dans laquelle les changements des dépôts peuvent avoir un effet immédiat sur les dommages subis par l'écosystème, et la seconde est la détermination de la mesure dans laquelle l'écosystème peut subir des dommages à l'avenir. Même si rien ne prouve l'acidification sous l'effet l'azote dans les bassins versants canadiens, la capacité des écosystèmes à retenir l'azote est limitée et il est possible que ce phénomène se produise dans le futur, si les écosystèmes sont saturés d'azote (Environnement Canada, 2005a). Ainsi, si l'on tient compte des dépassements de charge critique en raison de la quantité totale de soufre et d'azote, le dépôt total correspond à une situation dans laquelle tous les dépôts de soufre et d'azote sont acidifiants.

6.2 Utilisation et restrictions des scénarios du modèle

Comme avec l'application de tout outil d'analyse, il existe des restrictions liées à l'utilisation et à l'application des scénarios du modèle de la qualité de l'air. L'une de ces restrictions implique que les conclusions issues du travail de modélisation ne s'appliquent qu'à la période concernée et aux conditions météorologiques en cours d'évaluation. Malgré les améliorations continues apportées aux modèles régionaux de qualité de l'air abordés dans ce chapitre, un niveau d'erreur et d'incertitude persiste. Dans un effort de réduction au maximum de l'effet de l'erreur de modélisation, les spécialistes de la modélisation (p. ex. USEPA, 2005; Sistla *et al.*, 2004) sont parvenus à un consensus général selon lequel, au lieu de discuter des valeurs absolues des extraits du modèle, la différence (deltas) entre un extrait du scénario du modèle et un cas de référence devrait être le premier résultat analysé. En abordant la question des deltas, l'accent est mis sur la direction et l'ampleur des effets sur la qualité de l'air qui en résultent, plutôt que sur les valeurs absolues.

Lorsqu'on compare les résultats d'un certain nombre de simulations similaires, mais pouvant légèrement varier en termes d'émissions, de durée ou de couverture spatiale, une méthode du poids de la preuve est utilisée pour analyser et synthétiser les résultats. Grâce à cette méthode, les similarités de la direction et de l'ampleur des deltas sont comparées et utilisées pour tirer des conclusions.

Comme il en a longuement été question dans le chapitre 5, l'évaluation des compétences d'un modèle de la qualité de l'air est fondée sur la comparaison des résultats du scénario du modèle avec les données passées et présentes du site de surveillance de la qualité de l'air ambiant. On suppose que le même niveau acceptable de compétences de modélisation s'appliquera si un modèle est utilisé pour prévoir les futurs scénarios. Si les conditions futures sont considérablement différentes des conditions passées ou actuelles utilisées pour évaluer le modèle, le niveau de compétences de ce dernier peut changer, mais il pourrait être difficile de le vérifier.

Les résultats du scénario de modélisation de la qualité de l'air présentés au sein de ce chapitre dépendent non seulement du rendement des modèles en eux-mêmes, mais aussi de la qualité des intrants du modèle, notamment les émissions et la météorologie (reportez-vous à la section 5.4 du chapitre 5 pour consulter une discussion plus approfondie). Des améliorations continues sont apportées à l'estimation des émissions et à la prévision des conditions météorologiques, dans l'objectif de limiter la plage d'incertitude. Par conséquent, les scénarios de modélisation doivent être mis à jour régulièrement, pour refléter ces améliorations et celles apportées aux modèles eux-mêmes.

Malgré les restrictions et les incertitudes, les modèles traités dans le présent chapitre sont à la fine pointe de la technologie, en termes de capacité à modéliser les matières particulaires, l'ozone et leurs précurseurs. Les renseignements générés grâce à leur application pour simuler des scénarios sont très précieux pour améliorer notre compréhension de la réponse de l'atmosphère et de la capacité à prévoir l'effet des changements potentiels des émissions sur la qualité de l'air ambiant actuelle ou future.

6.3 Sensibilité des matières particulaires_{2,5} (PM_{2,5}) et de l'ozone (O₃) aux changements des précurseurs du smog – Analyse sectorielle

6.3.1 Sensibilité des matières particulaires_{2,5} (PM_{2,5}) et de l'ozone (O₃) aux émissions du secteur agricole (ammoniac)

La sensibilité des concentrations ambiantes de PM_{2,5} et d'ozone (O₃) aux changements des émissions du secteur agricole a fait l'objet de trois études différentes, une étude nationale et deux études régionales axées sur la Colombie-Britannique.

6.3.1.1 Analyse à l'échelle du continent

Le travail de modélisation mené en vertu de l'Initiative sur les normes agroenvironnementales nationales (INAENA) a mis l'accent sur l'évaluation des effets des émissions agricoles d'ammoniac (NH₃) sur les concentrations de matières particulaires partout au Canada et aux États-Unis, à l'aide d'un inventaire récemment actualisé des émissions d'ammoniac au Canada. Cette étude, menée avec le modèle AURAMS sur un domaine nord-américain, a évalué l'effet d'une réduction de 30 %, à partir d'un niveau de référence de 2002, des émissions d'ammoniac canadiennes et américaines provenant du secteur agricole. Les émissions de toutes les espèces, à l'exception du NH₃ à l'état gazeux, étaient fondées sur les inventaires nationaux des émissions canadiennes et américaines de 2002; les émissions de NH₃ aux États-Unis étaient fondées sur l'inventaire national de l'Environmental Protection Agency

des États-Unis de 2002 également, alors que, pour le Canada, l'inventaire canadien de l'ammoniac de l'INAENA (année de référence 2002) a été utilisé. Les détails de la configuration de la modélisation pour cette analyse annuelle de scénarios, « *SI* », sont présentés dans l'annexe.

Le scénario *SI* a indiqué que les concentrations de $PM_{2.5}$ ambiantes sont sensibles aux niveaux d'émission du NH_3 . Des moyennes, calculées chaque saison, des réductions des concentrations $PM_{2.5}$ ambiantes jusqu'à $3,9 \mu g m^{-3}$ ont été observés, avec des valeurs de réduction typiques allant de 0,5 à $1,9 \mu g m^{-3}$. Le pourcentage le plus important de réductions des concentrations horaires moyennes de $PM_{2.5}$ a été relevé dans le sud de l'Ontario (3,5 à 7,4 %), la Saskatchewan (1,8 à 6,4 %), l'Alberta (1 à 4,6 %), la vallée du bas Fraser (2,3 à 3,8 %) et le Québec (1,7 à 3,4 %). De très faibles répercussions des réductions des émissions d'ammoniac ont été observées dans les provinces des Maritimes (variation moyenne maximale de 2 %). De plus, la masse de particules a montré une forte variabilité saisonnière; les réductions plus importantes (par masse) se sont produits au printemps, défini comme une moyenne de mars, avril et mai, et en été, défini comme une moyenne de juin, juillet et août (figure 6.1), alors que le changement le plus minime de la masse a été observé durant l'hiver, quand les émissions sont réduites et que le changement absolu d'émission, représenté par une réduction de 30 %, est aussi plus bas (non indiqué). Cependant, si elles sont exprimées en pourcentage de la masse totale de $PM_{2.5}$, les réductions du NH_3 , partout dans le domaine et pendant la période hivernale, ont un effet proportionnel sur la masse de $PM_{2.5}$ car la formation de nitrate particulaire dépend de la température et les températures plus basses entraînent la conversion des proportions plus élevées de NH_3 en nitrate d'ammonium particulaire, en ammoniac et en ions de nitrate (Makar *et al.*, 2009).

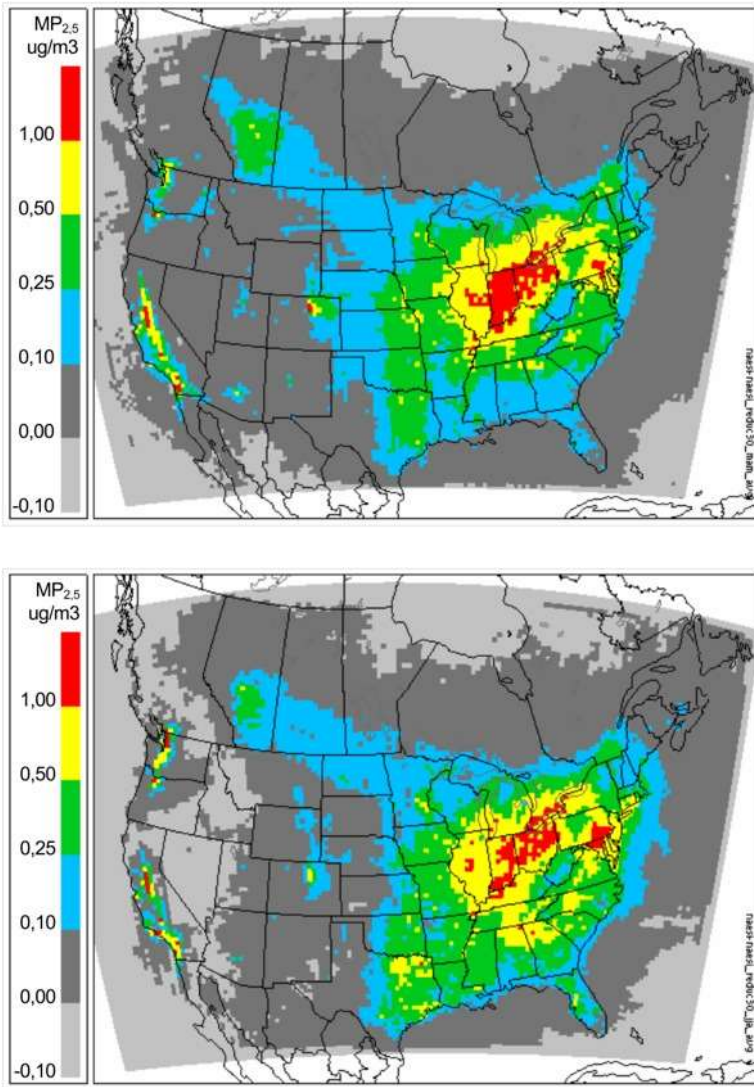


Figure 6.1 Changements saisonniers moyens de la masse de PM_{2.5}, liés à une réduction des émissions d'ammoniac de 30 % au Canada et aux États-Unis, pour mars, avril et mai (haut) et pour juin, juillet et août (bas). Les valeurs positives indiquent des réductions de la masse de PM_{2.5}, associées à une réduction des émissions d'ammoniac de 30 %. [S1]²⁵

²⁵ Les légendes de toutes les figures et de tous les tableaux de ce chapitre incluent un numéro de référence du scénario (p. ex. [S1]). Les détails de tous les scénarios de modélisation présentés dans ce chapitre figurent dans un tableau de l'annexe et sont triés selon leur numéro de référence du scénario.

Les raisons qui expliquent la réduction de la masse des $PM_{2,5}$ sont relativement simples : la réduction des émissions de NH_3 entraîne une réduction de la concentration de NH_3 atmosphérique, réduisant ainsi le NH_3 contribuant à la formation de particules. Cette diminution contribue à son tour à réduire la présence de composés du NH_3 dans les particules, c.-à-d. l'ammoniac et le nitrate particulaire, dont la formation dépend de la présence de NH_3 . Fait intéressant, la plupart du NH_3 restant, contribuant à la formation de particules, a tendance à se partager en phase particulaire, mais l'effet général est une réduction de la masse des $PM_{2,5}$.

Le nombre de jours de dépassement des valeurs numériques des matières particulaires de la norme pancanadienne se sont comportés comme la masse de $PM_{2,5}$. Les cumuls annuels (figure 6.2) ont indiqué que la réduction du nombre annuel de jours de dépassement, associée à une réduction de 30 % des émissions de NH_3 au Canada et aux États-Unis, variait de 0 à 8 jours, les réductions les plus importantes étant relevées dans la région de Vancouver (5 à 7 jours de dépassement de moins), la région du « Golden Horseshoe » au sud de l'Ontario (moins de 5 à 7 jours de dépassement de moins) et la région de Montréal (3 à 5 jours de dépassement de moins). Cette analyse semble indiquer que les réductions des émissions de NH_3 pourraient entraîner une diminution considérable des dépassements des valeurs de la norme pancanadienne dans des régions précises du pays. Cependant, des scénarios supplémentaires sont nécessaires pour déterminer l'incidence relative des seules réductions des émissions canadiennes ou américaines (le transport transfrontalier est décrit plus en détail dans la section 6.6).



Figure 6.2 Changements du nombre annuel de jours de dépassement au cours desquels la masse de $PM_{2,5}$ moyenne sur 24 heures est supérieure à $30 \mu g m^{-3}$, associés à une réduction des émissions d'ammoniac de 30 % [S1]. Les valeurs positives indiquent les régions où les jours de dépassement des valeurs des matières particulaires de la norme pancanadienne ont *décliné* à la suite de la réduction des émissions d'ammoniac.

Contrairement au résultat des $PM_{2,5}$ ambiantes, la réduction des émissions de NH_3 de 30 % n'a eu quasiment aucun effet sur les concentrations d'ozone (O_3), p. ex. une différence maximale de la moyenne d'ozone (O_3) par domaine, en été, inférieure à 0,1 ppbv. Ce comportement concorde avec le fait que les réactions chimiques impliquant de l'ammoniac ne sont que très modérément liées aux réactions chimiques à l'origine de la formation d'ozone.

La réduction des émissions de NH_3 ont toutefois entraîné des changements saisonniers et géographiques des dépôts des divers composés atmosphériques, y compris du soufre. Le total des dépôts de composés du soufre ont en général légèrement diminué au printemps (non illustré) et en été (figure 6.3), alors qu'en hiver le dépôt total maximal de soufre a changé d'emplacement, indiquant que les mécanismes de dépôt ont légèrement changé. Une analyse chimique détaillée a indiqué que les réductions des émissions de NH_3 ont entraîné des réductions de l'acidité des particules et de l'eau des nuages, réduisant ainsi la conversion du dioxyde de soufre (SO_2) en acide sulfurique dans les nuages. Le temps de résidence dans l'atmosphère du SO_2 a ainsi été réduit. Dans la mesure où le SO_2 a un rapport de balayage plus faible par rapport au sulfate particulaire, cela a entraîné un déplacement net du dépôt total de soufre sur des emplacements plus éloignés des sources. Le total des dépôts d'ammoniac (NH_3) et d'ammonium (NH_4^+) a diminué, comme prévu, dans la région des sources de NH_3 comme le sud-ouest du Minnesota. De la même manière, le total des dépôts d'azote (p. ex. toutes les espèces d'azote oxydé et réduit dans les dépôts secs et humides) ont aussi diminué, dans la mesure où ils sont dominés par la masse de (NH_3 , NH_4^+) (figure 6.4).

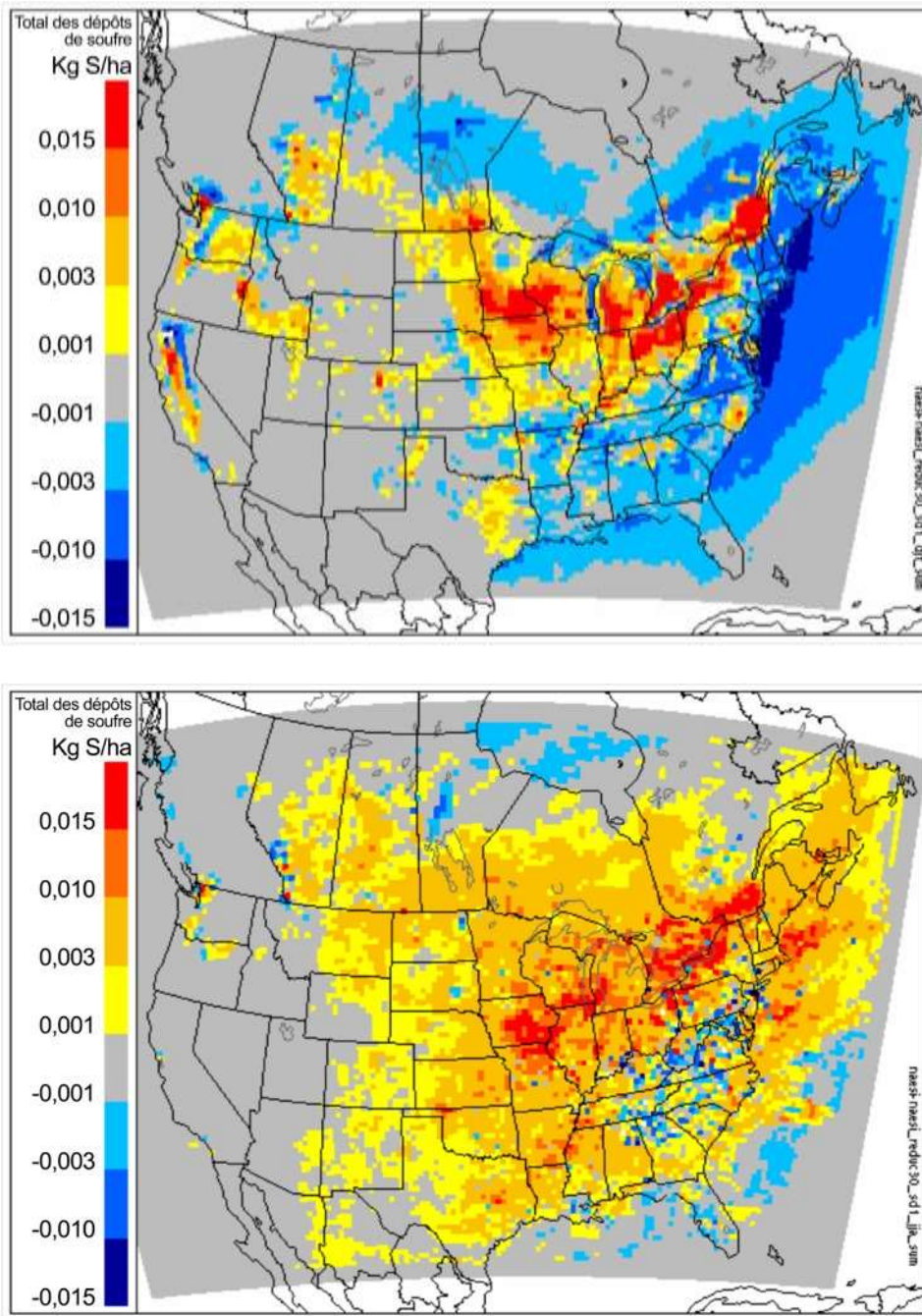


Figure 6.3 Changements du dépôt total de soufre (en kg S /ha par saison) associés à une réduction des émissions de NH₃ 30 %, pour décembre, janvier et février (haut) et juin, juillet et août (bas). Les valeurs positives indiquent des réductions des dépôts de soufre, découlant de la réduction des émissions de NH₃; les valeurs négatives indiquent des augmentations. [S1].

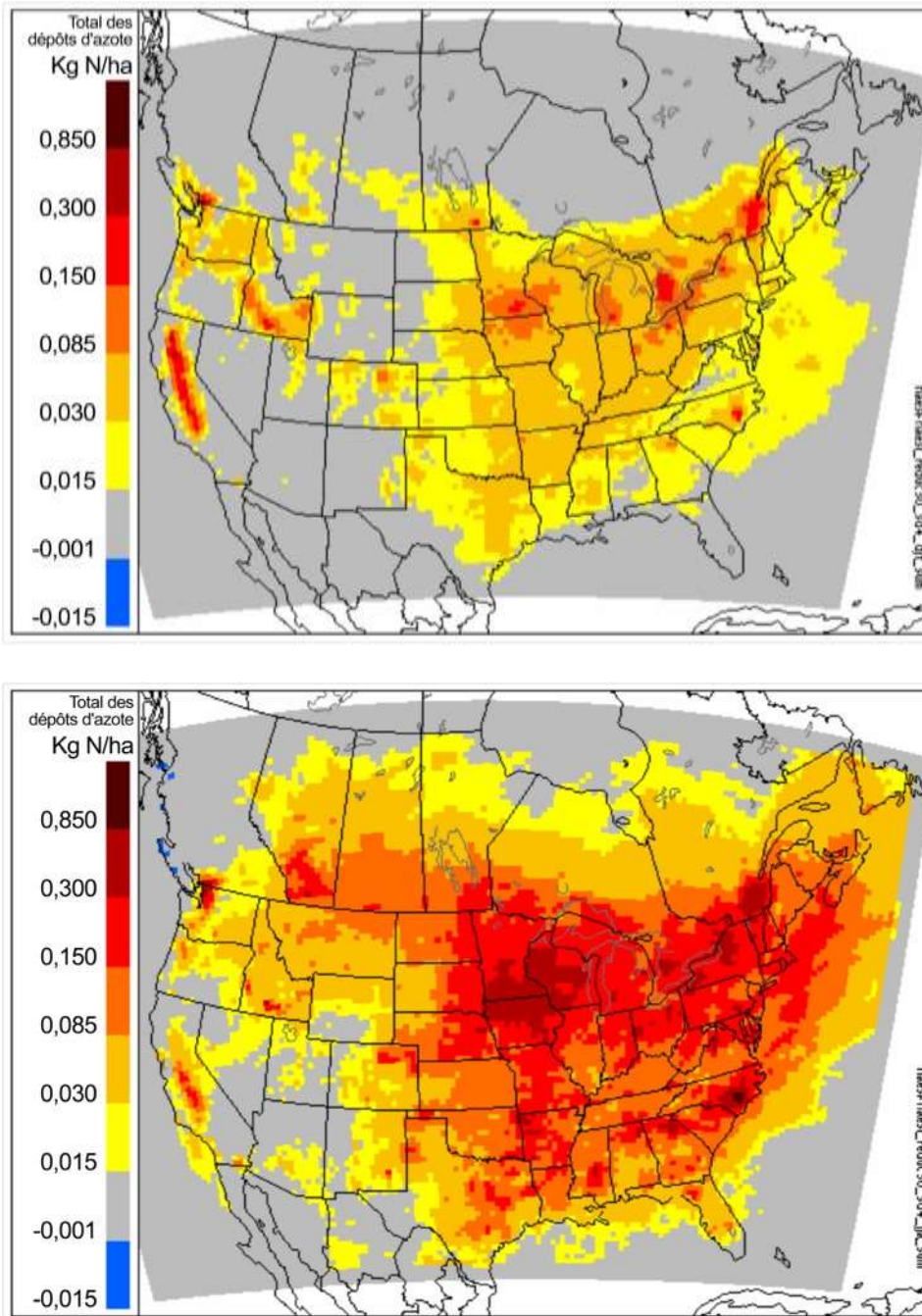


Figure 6.4 Changements du dépôt total d'azote (en kg S /ha par saison) associés à une réduction des émissions de NH_3 30 %, pour décembre, janvier et février (haut) et juin, juillet et août (bas). Les valeurs positives indiquent des réductions des dépôts d'azote, découlant de la réduction des émissions de NH_3 ; les valeurs négatives indiquent des augmentations. [S1]

Les comparaisons des dépassements de la charge critique du soufre et de l'azote (consultez la méthodologie dans Moran *et al.*, 2008) pour le cas de référence de 2002 et le scénario de réduction de 30 % ont indiqué que les réductions de NH_3 ont eu une incidence minimale sur les dépassements de la charge critique de soufre (non illustrés), ce qui suppose que les réductions des émissions de NH_3

auraient un effet minime sur l'acidification des écosystèmes sensibles. D'autre part, on constate que les dépassements de la charge critique du soufre et de l'azote sont différents dans les deux cas (figures 6.5 et 6.6), indiquant que les réductions des émissions de NH_3 sont susceptibles de réduire l'acidification future des écosystèmes, si les taux actuels de dépôt de soufre entraînent une réduction permanente du pouvoir tampon de l'écosystème.

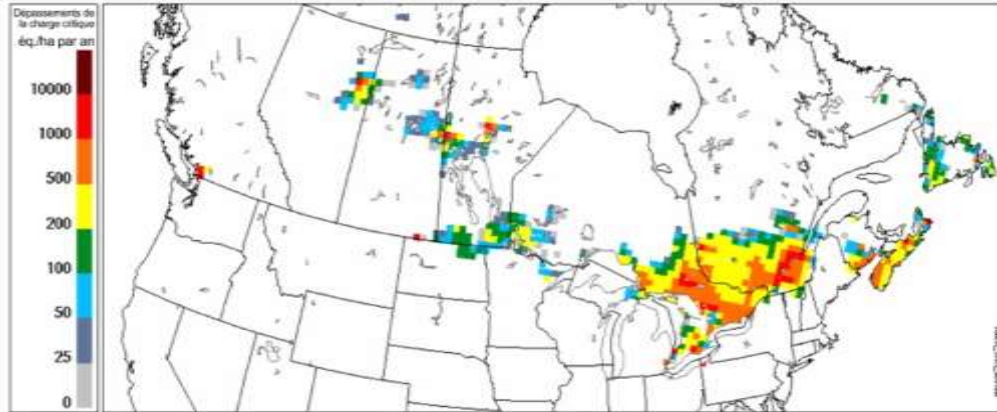


Figure 6.5 Dépassements (éq/ha/an) de la charge critique (soufre + azote) canadienne de 2002, dans le cadre de la simulation du cas de référence.



Figure 6.6 Changements de l'ampleur des dépassements de la charge critique du soufre et de l'azote (S + N) de 2002 associés à une réduction de 30 % des émissions de NH_3 . Les valeurs positives indiquent les régions où les dépassements de la charge critique ont diminué à la suite de la réduction des émissions d'ammoniac. [S1].

Globalement, ce scénario a permis de démontrer que l'on prévoit que les réductions des émissions nord-américaines de NH_3 entraînent des réductions des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ estimées. Même si l'effet de ces réductions sur les concentrations moyennes était faible à moyen (d'une fraction à quelques $\mu\text{g m}^{-3}$), l'analyse supplémentaire de cet effet pendant des épisodes à court terme a révélé des améliorations bien plus considérables (p. ex. un facteur 10 fois supérieur aux valeurs moyennes). Cela a entraîné une réduction du nombre de jours durant lesquels la moyenne des $\text{PM}_{2.5}$ sur 24 heures était supérieure à $30 \mu\text{g m}^{-3}$. Les réductions des émissions de NH_3 mèneraient donc à une diminution des dépassements numériques de la norme pancanadienne et à des réductions des concentrations et des

niveaux de dépôt des $PM_{2.5}$ en aval des sources d'émission de NH_3 . Ceci a des répercussions sur le transport transfrontalier des $PM_{2.5}$ pouvant découler des changements d'émission de NH_3 , ainsi que sur la santé des écosystèmes découlant de la réduction des dépôts d'azote et de soufre.

Analyses régionales à haute résolution : Colombie-Britannique

Les simulations à haute résolution ont aussi été effectuées pour étudier la sensibilité des $PM_{2.5}$ aux changements des émissions de NH_3 dans la région de la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique, zone d'agriculture intensive dans les limites d'une topographie élevée. Deux études de modélisation différentes ont été menées sur les épisodes d'août 2001, correspondant à la campagne de mesure intensive Pacifique 2001 (Li, 2004; Vingarzan et Li, 2006).

Des essais de sensibilité aux émissions de NH_3 ont été menés à l'aide du modèle CMAQ, par le Conseil national de recherches du Canada (Smyth *et al.*, 2006b). Les émissions de NH_3 sur tous les secteurs sources d'émissions ont été réduites de 50 %, 70 % et 80 % sur la totalité du domaine de modélisation, composé d'une grille extérieure de 12 km et d'une grille à maille variable intérieure de 4 km, s'étendant du sud-ouest de la Colombie-Britannique au nord-ouest de l'état de Washington centré au-dessus de la vallée du bas Fraser et de la ville de Vancouver (figure 6.7a). Les émissions étaient fondées sur l'inventaire canadien des émissions de 1995 de la Colombie-Britannique, à l'exception des districts régionaux de Vancouver et de la vallée du Fraser, où des données de 2001 ont été utilisées (district régional de Vancouver/district régional de la vallée du Fraser, 2002, 2003). Par ailleurs, des émissions mobiles ne s'appliquant qu'à 2001 ont été générées dans le cadre de cette étude. Concernant la partie américaine du domaine, la projection de 2001 de la version 3 de l'inventaire national des émissions (NEI) de l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis de 1999 et des émissions mobiles ne s'appliquant qu'à l'année 2001 ont été utilisées. L'étude porte sur 13 jours d'août 2001 et elle était initialement axée sur la détermination d'une surestimation des $PM_{2.5}$ de nitrate et d'ammonium. Les détails de la configuration du modèle de ce scénario, « S2 », sont présentés dans l'annexe.

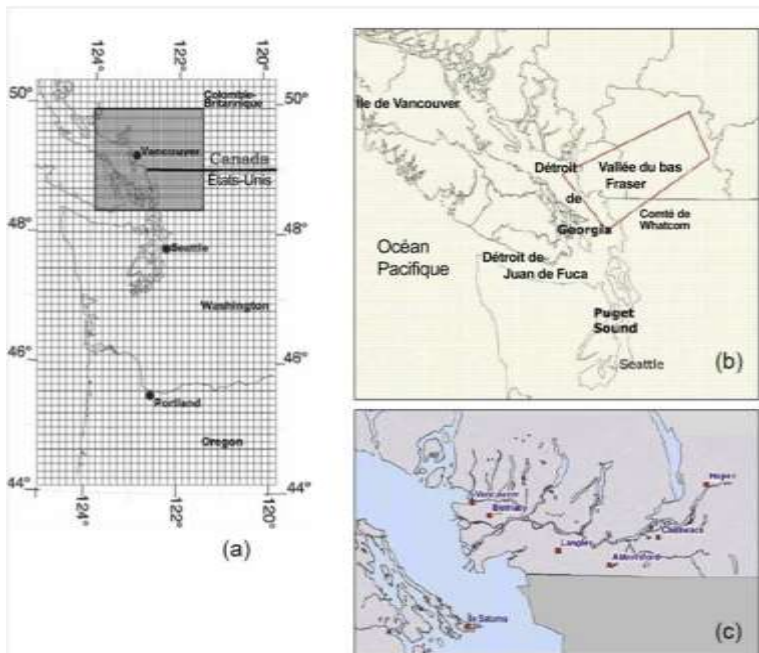


Figure 6.7 Domaines du modèle CMAQ pour les scénarios de la vallée du bas Fraser : (a) S2 et (b) S3; (c) Références géographiques principales dans les domaines du modèle de la vallée du bas Fraser.

Le tableau 6.1 présente les résultats de la comparaison entre le cas de référence et les trois simulations des concentrations de $PM_{2.5}$ quotidiennes maximales moyennes sur 24 heures, calculées sur la totalité du domaine et pendant toute la période de simulation. Dans le cas de référence, la quantité maximale moyenne par jour et par domaine s'élevait à $10,8 \mu\text{g m}^{-3}$. Cette valeur était inférieure de $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (4,6 %) dans le scénario de réduction de 50 % des émissions de NH_3 , inférieure de $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ (7,4 %) dans le scénario de réduction de 70 % des émissions de NH_3 , et inférieure de $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$ (9,2 %) dans le scénario de réduction de 80 % des émissions de NH_3 . La valeur maximale quotidienne moyenne par domaine a aussi montré des réductions similaires, passant de $45,8 \mu\text{g m}^{-3}$ dans le cas de référence à 40,9, 39,5 et $38,8 \mu\text{g m}^{-3}$ pour les scénarios de réduction respectifs.

Tableau 6.1 Comparaison des moyennes mobiles maximales quotidiennes sur 24 heures des concentrations de $PM_{2.5}$, calculées sur la totalité du domaine de modélisation pour le cas de référence et des trois simulations de la sensibilité du NH_3 , pendant toute la période de simulation.

	Scénario de référence	Réductions du NH_3		
		50 %	70 %	80 %
Moyenne des valeurs maximales de la moyenne mobile sur 24 heures (en $\mu\text{g m}^{-3}$)	10,8	10,3	10,0	9,8
Différence absolue (en $\mu\text{g m}^{-3}$)	-	-0,5	-0,8	-1,0
Différence relative (en %)	-	-4,6 %	-7,4 %	-9,2 %

Le nombre de jours de dépassement des valeurs numériques des $PM_{2,5}$ de la norme pancanadienne est indiqué dans le tableau 6.2. Dans le scénario de référence on compte 10 jours de dépassement sur 13 jours. Le nombre de jours de dépassement baisse à 6 jours dans chaque scénario de sensibilité. En outre, le nombre total de périodes mobiles de dépassement de 24 heures, sur l'ensemble de la période de simulation et toutes les cellules de grille diminue à chaque réduction de NH_3 successive, tout comme le nombre total de cellules de grille indiquant un dépassement. Ces simulations de sensibilité indiquent que les émissions de NH_3 dans la vallée du bas Fraser entraînent des améliorations des concentrations de $PM_{2,5}$ et des dépassements numériques de la norme pancanadienne.

Comme il est constaté dans le scénario **S1**, l'incidence du scénario de réduction du NH_3 sur les concentrations d'ozone (O_3) est négligeable et les différences de la valeur maximale quotidienne moyenne sur 8 heures des concentrations d'ozone (O_3) ne dépassent pas -0,3%, dans le scénario de réduction de 80 % du NH_3 .

Ces résultats sont conformes au scénario **S1** à l'échelle nationale. Toutefois, l'ampleur des changements des $PM_{2,5}$ dans l'étude **S2** ne devrait être considérée que sur le plan de la qualité, dans la mesure où les restrictions des renseignements sur la répartition géographique au moment où les inventaires plus anciens du NH_3 ont été compilés peuvent avoir entraîné la répartition irréaliste d'une partie considérable des émissions de NH_3 dans le centre ville de Vancouver.

Tableau 6.2 Résumé des dépassements de la valeur de la norme pancanadienne de $30 \mu g m^{-3}$ pour les $PM_{2,5}$ dans le scénario de référence et dans les cas de sensibilité du NH_3

	Scénario de référence	Réductions du NH_3		
		50 %	70 %	80 %
Nombre de jours avec un dépassement (en jours)	10	6	6	6
Différence absolue (en jours)	-	-4	-4	-4
Différence relative (en %)	-	-40 %	-40 %	-40 %
Pourcentage de jours avec un dépassement (en %)	76,9 %	46,2 %	46,2 %	46,2 %
Différence absolue (en %)	-	-30,7 %	-30,7 %	-30,7 %
Différence relative (en %)	-	-39,9 %	-39,9 %	-39,9 %
Total des cellules de grille avec un dépassement (en nombre de grilles)	144	78	42	29
Pourcentage de cellules de grille avec un dépassement (en %)	7,6 %	4,1 %	2,2 %	1,5 %
Nombre total de périodes mobiles en dépassement	3800	1377	672	422
Pourcentage de périodes mobiles en dépassement (en %)	0,7 %	0,3 %	0,1 %	0,1 %

Une deuxième étude de sensibilité à haute résolution, également menée avec le modèle CMAQ, portait sur l'effet d'une réduction de 60 % des émissions d'ammoniac agricole dans la vallée du bas Fraser. Cette étude avait pour objectif la simulation de la réduction des émissions provenant de l'abattage de poulets de l'été 2004, en raison d'une épidémie de grippe aviaire dans la région. Un domaine de modélisation à maille large de 12 km, s'étendant du centre de l'Oregon au centre de la Colombie-

Britannique et de l'ouest de l'Idaho à l'océan Pacifique a été utilisé pour obtenir un sous-domaine à résolution à maille fine de 4 km, centré au-dessus du bassin de Georgia et de la baie Puget (*figure 6.7b*). En comparaison, la zone géographique couverte est plus de neuf fois plus grande que celle de l'étude **S2**. Les données sur les émissions utilisées dans les cas et le scénario de référence étaient applicables à l'année 2000 pour le Canada et à l'année 2002 pour la partie américaine du domaine (ou à 1999 si les données de 2002 n'étaient pas disponibles). L'étude portait sur deux périodes : une période estivale (du 9 au 31 août 2001) et une période hivernale (du 1^{er} au 13 décembre 2002). Les détails de la configuration du modèle de ce scénario, « **S3** », sont présentés dans l'annexe.

En accord avec les études **S1** et **S2**, la réduction de 60 % des émissions d'ammoniac des sources agricoles n'a eu qu'un effet minime sur les concentrations d'ozone troposphérique, avec des changements ne dépassant pas 1 ppbv pendant la période estivale, durant laquelle l'ozone est en enjeu potentiel. La moyenne maximale quotidienne sur 24 heures des $PM_{2.5}$ sur le domaine a connu une réduction moyenne de 1 % (de 7,5 à 7,4 $\mu\text{g m}^{-3}$), soit une réduction considérablement moins élevée que les réductions moyennes du domaine obtenues dans le cadre de l'étude **S2**. Cependant, les différences de répartition des émissions de NH_3 entre les études **S2** et **S3** peuvent expliquer cette variabilité. À certains moments au cours de la période de modélisation, les réductions des émissions de NH_3 ont mené à des réductions généralisées des $PM_{2.5}$, car les brises de mer et de terre et les écoulements de montagne et à travers les vallées ont transporté les effets des changements des émissions partout dans la zone d'étude. La réduction maximale des $PM_{2.5}$ sur une heure était d'environ 23 $\mu\text{g m}^{-3}$, ou 35 %. De même, pendant la période hivernale, la réduction maximale des concentrations de $PM_{2.5}$ sur une heure s'élevait à 40 $\mu\text{g m}^{-3}$, ou à près de 35 %, une fois encore en raison de l'effet proportionnel plus important des concentrations de NH_3 dans la formation de nitrate particulaire résultant des températures plus fraîches, les réductions les plus étendues se produisant sur l'île de Vancouver.

Le *tableau 6.3* résume les statistiques sur le nombre de jours de dépassement de la valeur numérique des $PM_{2.5}$ de la norme pancanadienne, pour le scénario **S3** de la période estivale. La réduction des émissions de NH_3 n'a entraîné aucun changement du nombre de jours de dépassement au cours de cette période (selon la moyenne maximale quotidienne du domaine sur 24 heures). Cependant, le nombre de cellules de grille en dépassement a diminué, ainsi que le nombre total de périodes mobiles de 24 heures en situation de dépassement.

Tableau 6.3 Résumé des dépassements de la valeur du standard pancanadien de $30 \mu\text{g m}^{-3}$ pour les $\text{PM}_{2.5}$ dans le scénario de référence et le scénario de réduction de 60 % du NH_3 de la période estivale.

	Scénario de référence	Réductions du NH_3 60 %
Pourcentage de jours avec un dépassement	9	9
Pourcentage de jours en dépassement (en %)	69,2%	69,2%
Total des cellules de grille en dépassement pendant une période	1621	1399
Pourcentage de cellules de grille en dépassement (en %)	9,1%	7,9%
Nombre total de périodes mobiles en dépassement	46,563	36,549
Pourcentage de périodes mobiles en dépassement (en %)	0,9%	0,7%

Une analyse détaillée de la répartition du changement horaire des $\text{PM}_{2.5}$ à l'aéroport d'Abbotsford a été effectuée pour les périodes hivernale et estivale. On a constaté que les différences moyennes des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ étaient 15 fois inférieures aux différences du 98^e centile, ce qui semble indiquer que les effets des réductions des émissions de NH_3 sont épisodiques et propres aux emplacements, la grille du modèle incluant également des zones non touchées par les émissions de NH_3 , incluses dans la moyenne spatiale. Des résultats similaires ont été obtenus pour les scénarios **S1**, indiquant encore que l'effet le plus important des réductions des émissions était exercé lors d'épisodes à court terme près des régions des émissions (Makar *et al.*, 2009)²⁶.

Les trois études abordées ici ont fourni des renseignements uniformes sur l'incidence des émissions de NH_3 sur les $\text{PM}_{2.5}$ et l'ozone (O_3). Les réductions des émissions de NH_3 ont un effet minime, voire aucun effet, sur les concentrations d'ozone (O_3), alors qu'ils influent sur les concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ de quelques pourcents à 35 %, selon les moyennes temporelles et spatiales appliquées aux résultats. Des éléments semblent aussi indiquer que les changements moyens, médians et locaux des $\text{PM}_{2.5}$ peuvent être faibles, mais que les réductions épisodiques à court terme des $\text{PM}_{2.5}$ peuvent être considérables. Dans les trois cas, les résultats de la modélisation indiquent que les réductions des émissions de NH_3 entraîneront une réduction des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ ambiantes.

²⁶ Une discussion plus détaillée des études **S1** et **S3** et des effets des réductions des émissions d'ammoniac sur les matières particulaires peut être consultée dans le chapitre 8 de l'évaluation atmosphérique canadienne de l'ammoniac agricole de 2008 (Environnement Canada, 2010).

6.3.2 Sensibilité des $PM_{2.5}$ et de l'ozone (O_3) aux émissions du secteur du transport maritime

La sensibilité des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) aux émissions du transport maritime a été étudiée dans la région du nord-ouest du Pacifique, où l'on note des activités marines considérables associées à des ports majeurs comme Vancouver et Seattle. À l'aide du même modèle et des mêmes paramètres du modèle CMAQ que le scénario *S3*, des simulations à haute résolution ont été effectuées pour illustrer les conditions de la qualité de l'air dans trois cas : un cas dans lequel aucune émission marine n'a été incluse, un cas tenant compte des émissions marines à leur niveau actuel (*cas de référence*); et au moins un cas dans lequel les émissions marines ont été doublées. Des simulations ont été effectuées pendant une période estivale et une période hivernale. Les détails de la configuration du modèle de ce scénario, « *S4* », sont présentés dans l'annexe. Le domaine de l'étude est présenté à la *figure 6.7b*.

La comparaison entre le cas sans émission marine et le cas de référence a mis en exergue la complexité du comportement de l'ozone (O_3). Près des voies maritimes du détroit de Georgia, du détroit de Juan de Fuca et de la baie Puget, le retrait des émissions marines a mené à une augmentation des concentrations d'ozone (O_3), tandis que, plus en aval, les niveaux d'ozone (O_3) ont baissé de manière générale. Ce comportement coïncide avec le fait que le secteur marin est une source majeure mais localement restreinte de NO_x , dans une zone faisant occasionnellement l'objet de concentrations élevées d'ozone (O_3) à l'échelle régionale. Le retrait des émissions de NO_x provenant du secteur marin a entraîné la réduction de la disponibilité de NO susceptible de titrer²⁷ l'ozone (O_3) près des sources marines (près des voies maritimes), mais aussi à la réduction de la production de NO_2 , et donc à production photochimique d'ozone (O_3) en aval (pour obtenir de plus amples renseignements sur la chimie du NO_x et de l'ozone (O_3), reportez-vous à la section 2.2.1 Chimie de la formation de l'ozone : Concepts généraux du chapitre 2 Processus atmosphériques). Un exemple des changements des concentrations d'ozone (O_3) en surface au plus fort de l'épisode estival étudié est présenté à la figure 6.8.

²⁷ La réaction du titrage en journée n'est que la première étape vers un mécanisme chimique radical complexe dans un environnement où la production de NO_x est limitée. L'ensemble complet des réactions est présenté dans le chapitre 2.

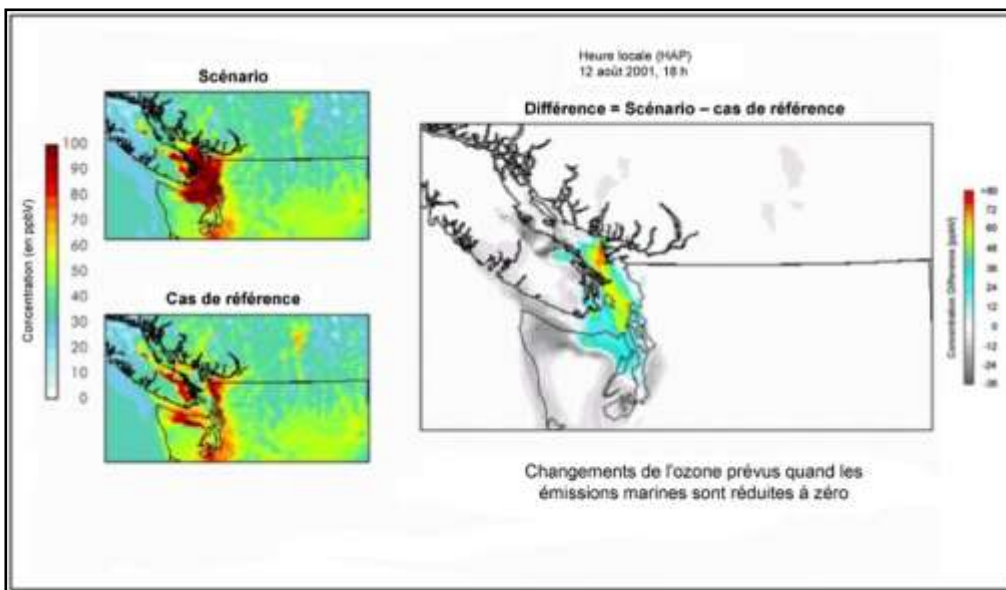


Figure 6.8 Estimation des changements de la concentration d'ozone troposphérique à 18 h (HAP) le 12 août 2001, liés au scénario d'émissions non marines. [S4]

Quand les émissions marines ont été doublées, le comportement opposé a été observé, notamment une réduction de l'ozone près des voies maritimes où le titrage était amélioré et en hausse plus en aval, en raison de la production photochimique accrue. Les résultats du modèle indiquent que les émissions marines contribuent de manière considérable aux concentrations d'ozone (O_3) au-dessus des zones côtières, mais que l'ampleur de leur effet diminue rapidement plus loin dans l'arrière-pays.

On a constaté que la réponse aux concentrations de $PM_{2.5}$ était plus linéaire. Le retrait des émissions de $PM_{2.5}$, de NO_x et de SO_2 provenant des navires en été (« annulation ») ont considérablement réduit les concentrations de $PM_{2.5}$ primaires et secondaires le long des voies maritimes et en aval, même dans une moindre mesure (non illustré). On a observé le même comportement pendant l'épisode hivernal, au cours duquel le changement de saison a principalement influé sur l'ampleur de la réponse mais pas sur sa distribution spatiale.

Ce scénario semble indiquer que les émissions marines contribuent potentiellement à la pollution atmosphérique sur les zones côtières, les variations pouvant dépasser 40 ppbv pour l'ozone (O_3) et $20 \mu g m^{-3}$ pour les $PM_{2.5}$, toutes les heures. Des analyses plus approfondies sont toutefois nécessaires, pour préciser l'estimation quantitative de leur effet et pour évaluer l'ampleur de leur influence sur les concentrations et les dépôts dans l'arrière pays.

6.3.3 Sensibilité de l'ozone (O_3) aux émissions du secteur du pétrole et du gaz (issues des activités en amont et liées aux sables bitumineux)

Une étude de la sensibilité des concentrations d'ozone (O_3) aux émissions du secteur du pétrole et du gaz a été menée au-dessus de l'Alberta, à l'aide du modèle CMAQ (Fox et Kellerhals, 2007). Même si

l'étude était de nature régionale, elle a capté de manière prudente 65 % et 75 % de toutes les émissions canadiennes liées au pétrole et au gaz au sein de son domaine, en fonction du polluant (figure 6.9). Les résultats de cette étude peuvent donc fournir un bon aperçu de l'effet de ce secteur à l'échelle nationale.

Les simulations ont été effectuées pendant une période estivale s'étendant du 1^{er} juin au 31 août 2002. Les émissions anthropiques étaient fondées sur l'inventaire canadien des émissions de 2000 et sur l'inventaire national des émissions de 2001 des États-Unis, notamment des mises à jour précises concernant les sables bitumineux, le secteur du pétrole et du gaz en amont et le Fort Air Partnership²⁸. La composition, par secteur, des émissions concernant le cas de référence est illustrée dans la figure 6.10. Les simulations consistaient en un cas de référence et deux scénarios, dans lesquelles les émissions issues des sources conventionnelles de pétrole et de gaz et des sables bitumineux ont aussi été annulées. Les détails de la configuration du modèle de ces simulations, « S5 » et « S6 », sont présentés dans l'annexe.

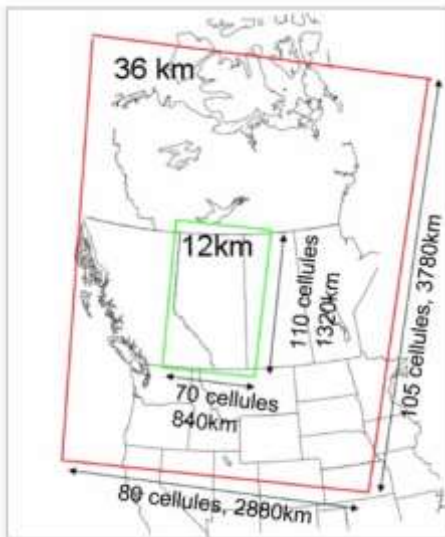


Figure 6.9 Domaine du modèle CMAQ présentant le domaine à maille large (36 km sur 36 km) et le domaine à maille fine (12 km sur 12 km) utilisés dans les scénarios S5, S6, S7 et S8.

²⁸ Le Fort Air Partnership est une association de bassin atmosphérique dans la zone industrielle au nord est d'Edmonton.

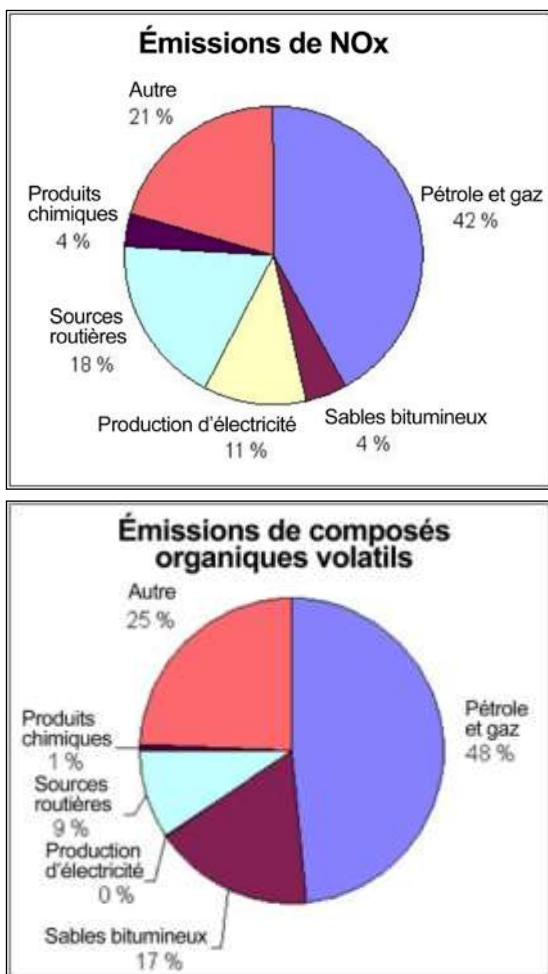


Figure 6.10 Contribution sectorielle à l'inventaire des émissions totales du NO_x et des composés organiques volatils (COV) de l'Alberta, utilisées dans le cas de référence pour les scénarios S5, S6, S7 et S8. « EPG » désigne la « production d'électricité ».

6.3.3.1 Industrie pétrolière et gazière classique en amont

Le retrait des émissions de pétrole et de gaz en amont, issues du domaine de modélisation, a eu une incidence sur les concentrations d'ozone (O₃) dans l'ensemble de la province, entraînant des différences moyennes par saison dans les valeurs maximales quotidiennes d'ozone (O₃) sur 8 heures de 1,5 à 3,5 ppbv (3 % à 8 %) au sud de l'Alberta, notamment au sud-ouest d'Edmonton, et entre 0,3 et 1,5 ppbv (0,5 % à 4 %) dans la plupart des zones du reste de la province, ainsi qu'en aval vers la Saskatchewan (figure 6.11). Ce comportement concorde avec le fait que ce secteur contribue à 42 % à 48 % des émissions provinciales de NO_x et de composés organiques volatils (COV) (figure 6.10). Le secteur du pétrole et du gaz en amont possède un grand nombre d'installations (torches, compresseurs, réservoirs de stockage, déshydrateurs, usine de transformation du gaz, etc.), largement dispersées partout dans la province. Individuellement, la plupart d'entre elles sont de petites sources, mais collectivement elles représentent des émissions totales considérables, ce qui explique la sensibilité observée dans le scénario S5. La concentration la plus élevée d'activité pétrolière et gazière se situe dans une bande qui longe l'est des contreforts des montagnes Rocheuses, coïncidant

approximativement à la zone de la réduction la plus importante, à la fois en termes d'ampleur et d'étendue spatiale, dans la moyenne quotidienne d'ozone (O_3) sur 8 heures. L'autre zone de réductions importantes, chevauchant la frontière entre l'Alberta et la Saskatchewan, correspond aux émissions du traitement du pétrole lourd aux alentours de Cold Lake.

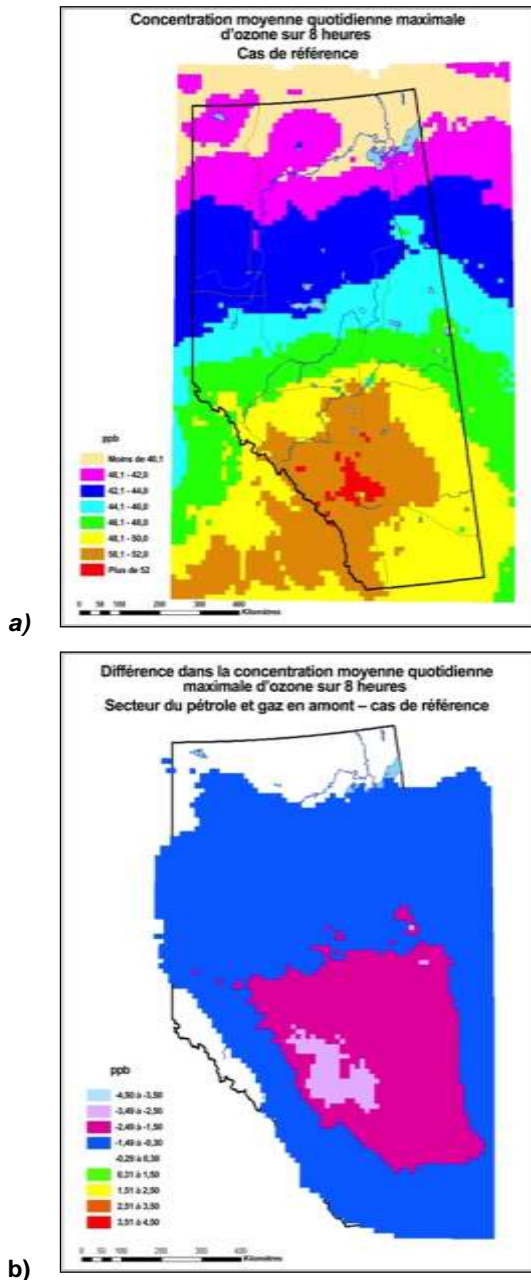


Figure 6.11 (a) Estimation de la moyenne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures dans le cas de référence pour la grille de 12 km; (b) différence dans la moyenne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures (scénario sans émissions de pétrole et de gaz en amont, moins le cas de référence). [S5]

Le secteur du pétrole et du gaz en amont influe aussi considérablement sur le schéma des jours de dépassement au centre de l'Alberta. La vaste région du centre de l'Alberta connaît 1 à 4 jours de dépassement des valeurs d'ozone (O_3) dans le cas de référence, divisé en zones de dépassement réduites autour d'Edmonton et Calgary après l'élimination des émissions du secteur du pétrole et du gaz en amont (*figure 6.12*). Une analyse de Fox et Kellerhals (2007) a permis de constater que les émissions de pétrole et de gaz contribuaient grandement à l'ozone dans un carré de 108 km sur 108 km au centre de Red Deer et dans une zone de mêmes dimensions au centre de Calgary. Dans ces deux zones, le secteur du pétrole et du gaz était approximativement équivalent à celui du transport routier, comme le facteur le plus important de production d'ozone les jours où la concentration de cette substance est supérieure à 65 ppb. Dans une zone similaire centrée sur Edmonton, l'industrie gazière et pétrolière était, comme le transport routier, le deuxième facteur le plus important des jours où la concentration d'ozone est élevée, après le secteur de l'électricité.

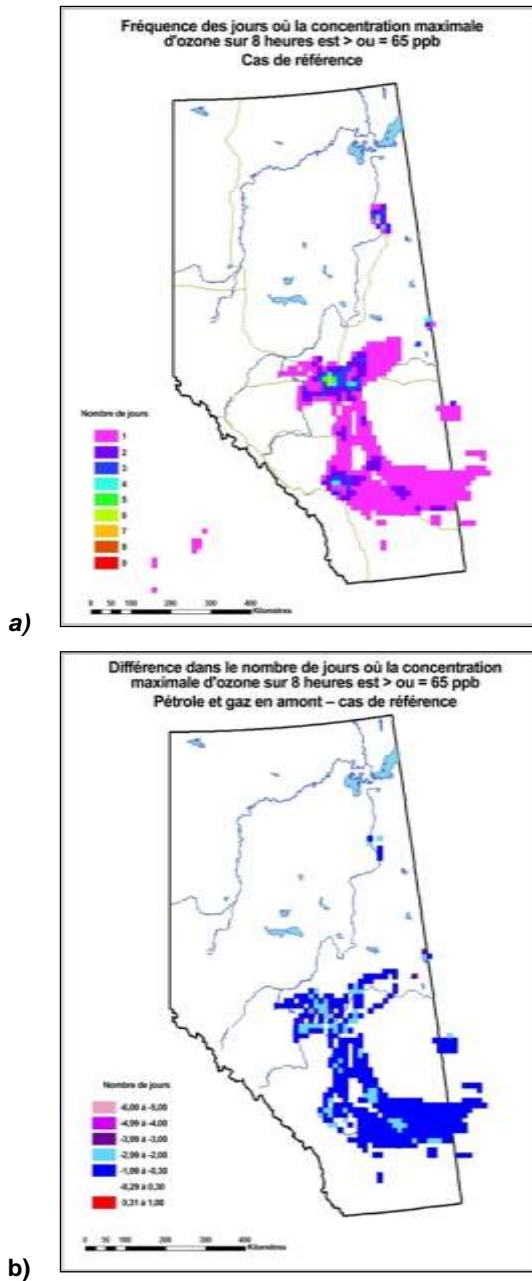


Figure 6.12 a) Estimation du nombre de jours où la concentration d'ozone moyenne sur 8 heures était supérieure à 65 ppbv dans le cas de référence pour la grille de 12 km; b) différence dans le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone sur 8 heures est inférieure à 65 ppbv (scénario sans pétrole ni gaz en amont moins le cas de référence) (b). [S5]

6.3.3.2 Sables bitumineux

Les résultats du scénario des sables bitumineux, étudiés dans **S6**, indiquent que l'incidence des émissions des sables bitumineux sur les concentrations d'ozone (O_3) est limitée à la zone aux alentours immédiats de Fort McMurray et des installations de sables bitumineux existantes. Grâce à l'élimination des émissions des sables bitumineux, la zone de dépassement du nord de l'Alberta a disparu, alors que la zone de dépassement au centre-sud de cette province reste en grande partie inchangée (*figure 6.13(a)*). Il en est de même pour la moyenne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures (*figure 6.13(b)*) : grâce à l'élimination des émissions des sables bitumineux, on a constaté une réduction considérable de l'ozone (O_3) (dépassant 3,5 ppbv à son plus fort) centrée sur l'exploitation des sables bitumineux et s'étendant à l'est vers la Saskatchewan, et un changement très faible de la moyenne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures dans la moitié sud de la province.

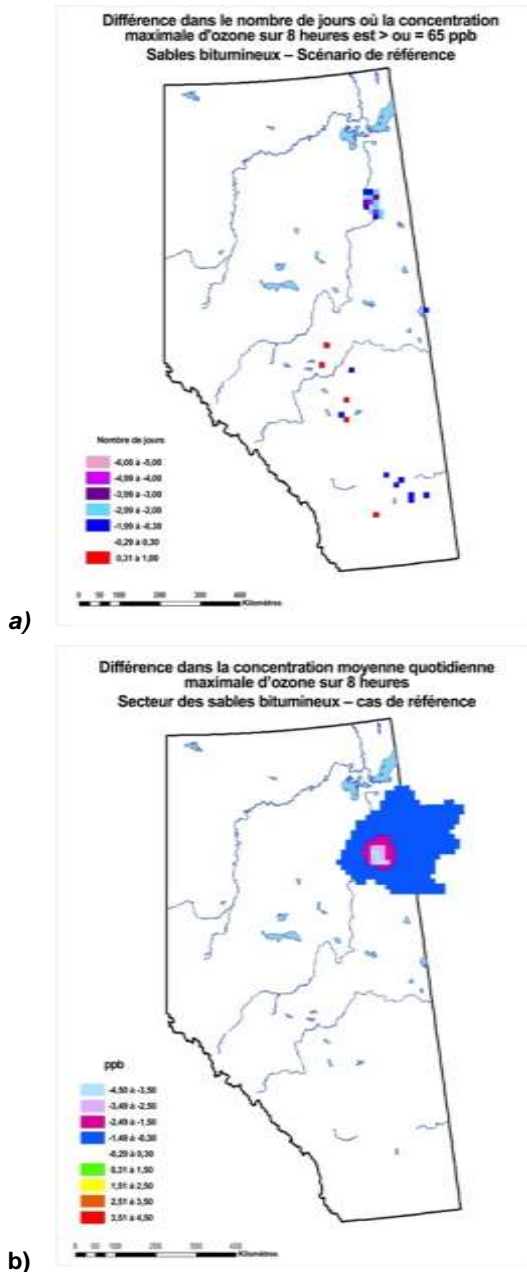


Figure 6.13 (a) Différence dans le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone sur 8 heures est supérieure à 65 ppb (scénario sans émission des sables bitumineux moins le cas de référence); (b) différence dans la moyenne quotidienne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures (scénario sans émission des sables bitumineux moins le cas de référence). [S6]

Les incertitudes liées aux résultats de modélisation du scénario *S6* sont probablement plus grandes que celles des autres scénarios axés sur d'autres régions de l'Alberta. Les émissions de composés organiques volatils (COV) issues des bassins de résidus de sables bitumineux et du bitume exposé dans les mines de sables bitumineux, ainsi que les émissions de NO_x issues des gros moteurs diesels

du parc des mines de sables bitumineux, font partie des émissions provenant des sables bitumineux ou liées à ces derniers connues pour être mal quantifiées. De plus, le travail de modélisation dans la région des sables bitumineux (Fox, 2002) a prouvé que la simulation de formation d'ozone (O_3) était extrêmement sensible à la représentation des émissions de composés organiques volatils (COV) biogénique, car la forêt boréale autour des sables bitumineux est en grande partie constituée de peupliers, grands émetteurs d'isoprène, des composés organiques volatils (COV) très réactifs. Les comparaisons directes avec les mesures d'ozone (O_3) sur trois sites de sables bitumineux (Fort McMurray, Patricia McInnes et Fort McKay), ont indiqué que les concentrations d'ozone (O_3) dans le cas de référence *S6* étaient constamment surestimées. De même, au moins deux des sites des mesures, Fort McKay et Fort McMurray, sont situés près du bas de la vallée d'Athabasca et près des sources importantes de NO_x , qui ne sont pas liées aux sables bitumineux qui pourraient influencer sur leur représentativité à l'échelle régionale.

Malgré les incertitudes concernant l'ampleur de l'incidence des émissions des sables bitumineux, le scénario *S6* a décrit l'étendue spatiale de l'effet de la zone de la source et a notamment prouvé qu'il était principalement limité au nord de l'Alberta et de la Saskatchewan. Ces résultats correspondent aux simulations nationales traitées dans la section 6.6.

6.3.4 Sensibilité de l'ozone (O_3) aux émissions du secteur de la raffinerie et des produits chimiques

À l'aide de la même approche que celle des scénarios *S5* et *S6*, l'incidence du secteur de la raffinerie et des produits chimiques sur les concentrations d'ozone (O_3) en Alberta a aussi fait l'objet d'une étude. Les émissions de l'Alberta pour ce secteur représentent environ 25 % et 20 % du total des émissions nationales de NO_x et de composés organiques volatils (COV) au Canada, respectivement, issues des secteurs de la raffinerie et des produits chimiques. Ainsi, les résultats obtenus ne peuvent pas être généralisés au niveau national. Les détails de la configuration du modèle de ce scénario, appelé « *S7* », sont présentés dans l'annexe.

L'élimination des émissions de ce secteur a entraîné une réduction assez limitée de la moyenne quotidienne d'ozone (O_3) sur 8 heures au nord-est d'Edmonton, où se concentre une grande partie de l'industrie des produits chimiques et de la raffinerie, soit un comportement qui concorde avec le fait que ce secteur ne contribue qu'à 4 % et 1 % des émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) d'Alberta, respectivement (figure 6.14a). On a observé une augmentation de la moyenne maximale quotidienne d'ozone (O_3) sur 8 heures dans une petite zone à l'est d'Edmonton et en amont de la zone où l'ozone (O_3) était en baisse. Cette augmentation est due à un titrage réduit de l'ozone (O_3) par les émissions de NO dans cette petite région source, où, sans cela, les émissions de NO sont élevées. L'élimination de ces mêmes émissions de NO, ne se transformant pas en NO_2 , a entraîné la réduction des concentrations d'ozone (O_3) plus en aval. Quelques augmentations isolées supplémentaires peuvent aussi être constatées à proximité de Calgary et de Medicine Hat.

En termes de jours de dépassement, la fréquence est généralement réduite d'une journée dans une bande qui longe l'est du couloir Calgary-Edmonton qui s'étend à l'est vers la Saskatchewan (*figure 6.14b*), ce qui semble indiquer que ce secteur, en dépit de sa contribution relativement faible au total des émissions d'Alberta, joue un rôle non négligeable dans la pollution par l'ozone (O_3) au centre de l'Alberta.

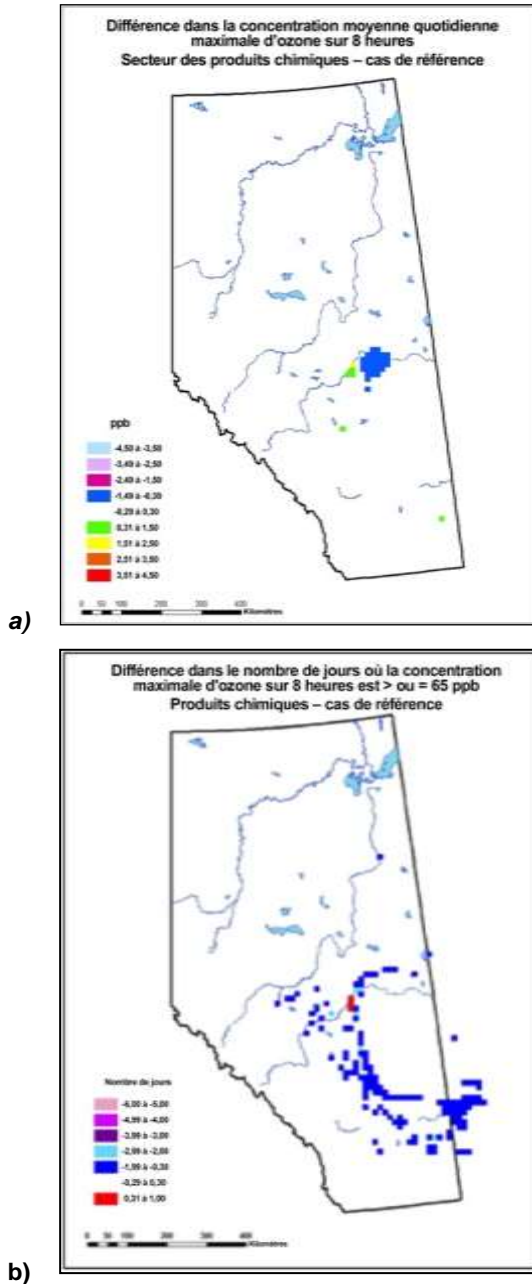


Figure 6.14 Différence dans (a) la moyenne maximale quotidienne d'ozone (O_3) sur 8 heures (scénario sans émission du secteur de la raffinerie et des produits chimiques moins le cas de référence); (b) le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone (O_3) sur 8 heures est supérieure à 65 ppb (scénario sans émission du secteur de la raffinerie et des produits chimiques moins le cas de référence). [S7]

6.3.5 Sensibilité de l'ozone (O₃) aux émissions du secteur de l'électricité

La sensibilité de l'ozone (O₃) aux émissions du secteur de l'électricité (production d'électricité) a été évaluée en Alberta, où elles contribuent considérablement aux émissions de NO_x (11 %) et faiblement aux émissions de composés organiques volatils (COV) (reportez-vous à la figure 6.10). La même approche de modélisation que celle des scénarios S5, S6 et S7 a été utilisée. Beaucoup d'autres provinces du Canada présentent des émissions liées au secteur de l'électricité considérables; les résultats abordés ici illustrent donc uniquement le contexte de l'Alberta. Les détails de la configuration du modèle de ce scénario, « S8 », sont présentés dans l'annexe.

L'élimination des émissions du secteur de l'électricité a entraîné une réduction considérable, jusqu'à 2,5 ppbv, de la moyenne quotidienne maximale d'ozone (O₃) sur 8 heures centrée à l'ouest d'Edmonton et s'étendant à l'est vers la Saskatchewan (figure 6.15a). En conséquence, la fréquence des jours de dépassement a diminué, principalement à Edmonton et à l'ouest d'Edmonton où sont installées quatre centrales thermiques alimentées au charbon (figure 6.15b). Une analyse approfondie des résultats de S8 par Fox et Kellerhals (2007) a montré que les émissions du secteur de l'électricité étaient les contributeurs principaux de la production d'ozone (O₃) les jours où la concentration de cette substance était supérieure à 66 ppbv dans un carré de 156 km sur 132 km centré sur Edmonton. Dans le reste de la province, le transport routier et les émissions du pétrole et du gaz y contribuent aussi largement.

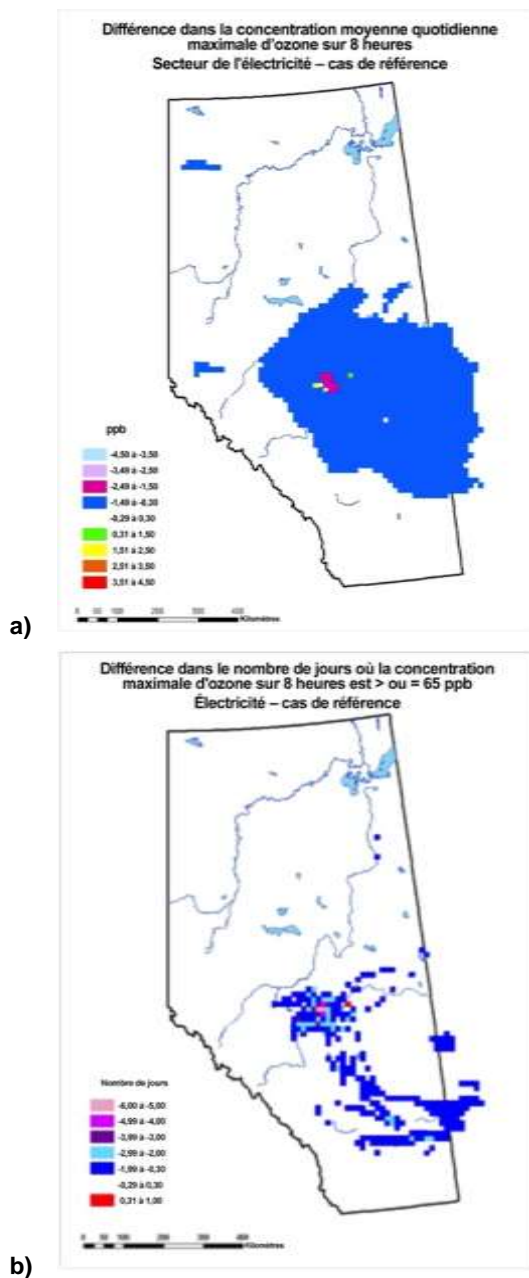


Figure 6.15 Différence dans (a) la moyenne maximale quotidienne d'ozone (O_3) sur 8 heures (scénario sans émission du secteur de l'électricité moins le cas de référence); (b) le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone (O_3) sur 8 heures est supérieure à 65 ppbv (scénario sans émission du secteur de l'électricité moins le cas de référence). [S8]

Une étude supplémentaire axée sur l'influence du secteur de l'électricité sur les concentrations d'ozone troposphérique et le transport transfrontalier au niveau national est présentée dans la section 6.6 (Influences transfrontalières sur les $PM_{2.5}$, l'ozone (O_3) et les précurseurs du smog).

6.3.6 Sensibilité des PM_{2.5} aux émissions de la combustion résidentielle du bois

Les émissions des PM_{2.5} primaires provenant de la combustion résidentielle du bois comptent parmi les émissions de PM_{2.5} primaires les plus importantes du Canada. La combustion résidentielle du bois émet aussi des quantités considérables de PM_{2.5} et de précurseurs de l'ozone (O₃) (particulièrement les composés organiques volatils (COV)) et elle se caractérise par de fortes variations saisonnières en raison desquelles les émissions sont concentrées pendant les mois d'hiver.

Une analyse de l'influence de la combustion résidentielle du bois sur la qualité de l'air en hiver au Québec a été menée avec le modèle AURAMS pour la période du 20 au 26 novembre 2006, sur un domaine couvrant l'est du Canada et l'est des États-Unis. La distance de grille était 21 km sur 21 km. Cette période précise a été choisie car les conditions météorologiques étaient propices à l'accumulation de concentrations élevées de PM_{2.5}. Les émissions anthropiques étaient fondées sur l'inventaire national canadien de 2000 et l'inventaire national des États-Unis de 2001. Les émissions des véhicules routiers sur une zone de 15 000 km² centrée sur Montréal ont été générées par le logiciel GRID (Centre de recherche sur les transports, 2005). Concernant les émissions de la combustion de bois, le nombre, la distribution spatiale et la combustion du bois dans les poêles et les cheminées des différentes technologies ont été estimés pour la province du Québec, à l'aide des résultats de deux études récentes : (a) études d'Environnement Canada menées en 2006 dans les zones résidentielles de Montréal et de la ville de Québec (TNS Canadian Facts, 2006); et (b) l'étude de 2000 de la Direction de santé publique de Montréal (Labrèche *et al.*, 2000). De plus, les données de la base de données municipale de Montréal, qui consigne la présence ou l'absence d'un poêle ou d'une cheminée dans chaque logement, ont été utilisées quand elles étaient disponibles.

Les scénarios étudiés étaient conçus pour évaluer l'efficacité d'une stratégie potentielle de mise à niveau ou de remplacement des poêles à bois en tant que mécanisme de réduction des émissions contribuant aux épisodes hivernaux de smog dans les zones urbaines du Québec. Deux scénarios ont été analysés : (a) le remplacement de 25 % des poêles et des cheminées classiques par des produits visés par un certificat de l'Environmental Protection Agency (ou la CSA B415.1-00) partout au Québec; et (b) le remplacement de 50 % des poêles et des cheminées par des produits certifiés. Les poêles et les cheminées visés par un certificat de l'Environmental Protection Agency ont pour résultat des émissions de PM_{2.5} primaires réduites par rapport à des appareils classiques. Pour ces deux scénarios, on a présumé que le remplacement avait eu lieu de manière homogène partout dans la province et que les émissions de la combustion résidentielle du bois étaient ajustées en fonction. Par conséquent, les émissions de la combustion résidentielle du bois sont réduites de 12 % et 25 %, respectivement, dans les scénarios. Les détails de la configuration du modèle de l'analyse du scénario de l'influence de la combustion résidentielle du bois, « S9 », sont présentés dans l'annexe.

La figure 6.16 présente les séries chronologiques de la réduction moyenne des concentrations de PM_{2.5} associées aux deux scénarios de conversion, par rapport au cas de référence. Une moyenne des résultats a été calculée sur les cellules de grilles couvrant l'île de Montréal. Au cours de cet épisode en particulier, on a prévu qu'une conversion de 25 % des poêles à bois pourrait assurer une réduction

moyenne des concentrations des $PM_{2.5}$ ambiantes de 2 à 4 $\mu\text{g m}^{-3}$ en soirée et la nuit, avec des extrêmes jusqu'à 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ certaines nuits, quand le vent est faible. La conversion de 50 % des dispositifs de chauffage au bois pourraient assurer une réduction plus importante, de 4 à 8 $\mu\text{g m}^{-3}$ en moyenne, avec des pics pouvant s'élever jusqu'à 18 $\mu\text{g m}^{-3}$ certaines nuits. Il est intéressant de noter que, par vents forts, la réduction des émissions de $PM_{2.5}$ a eu une faible incidence sur les concentrations ambiantes, qui sont basses dans tous les cas.

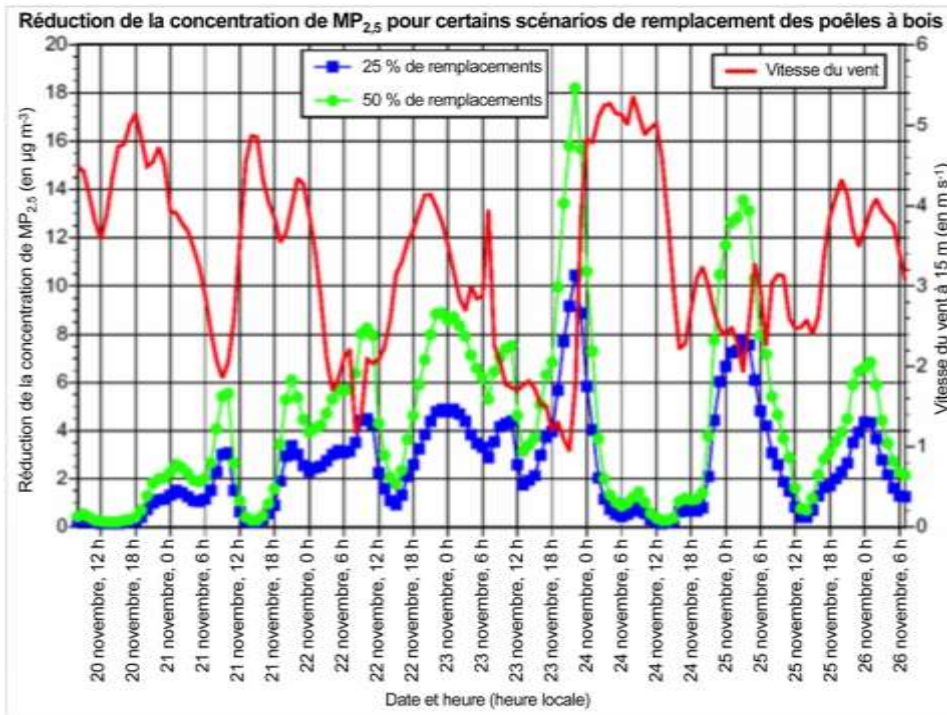


Figure 6.16 Réduction des concentrations horaires de $PM_{2.5}$ ambiantes, résultant du remplacement des appareils de chauffage au bois non certifiés par des produits visés par un certificat de l'Environmental Protection Agency, pour la période du 20 au 26 novembre 2006. Une moyenne des résultats a été calculée sur l'île de Montréal. La vitesse du vent modélisée illustre aussi la relation entre la réduction de la concentration de $PM_{2.5}$ et les conditions météorologiques locales. [S9]

Une moyenne des concentrations de $PM_{2.5}$ a aussi été calculée sur l'ensemble de la période de modélisation, et la différence entre le scénario de référence et chacun des deux scénarios a été calculée sous la forme de pourcentage de la valeur du scénario de référence (*figure 6.17*). Les résultats ont indiqué que les réductions des concentrations de $PM_{2.5}$ dues aux scénarios de conversion seraient plus marquées dans les zones urbaines, où 10 à 30 % des réductions des concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ étaient prévues. Même si la combustion de bois par habitant dans les zones urbaines est inférieure à celle des zones rurales, les avantages d'une amélioration de la qualité de l'air résultant du remplacement des appareils de chauffage au bois pourraient être plus importants dans les zones urbaines, en raison de la densité plus élevée des logements et des appareils de chauffage au bois. Des améliorations visibles des concentrations de $PM_{2.5}$ ambiantes étaient prévues à Montréal, Sherbrooke, la ville de Québec et Saguenay, alors que dans les zones plus rurales, on a constaté des réductions des concentrations de $PM_{2.5}$ inférieures à 10 %.

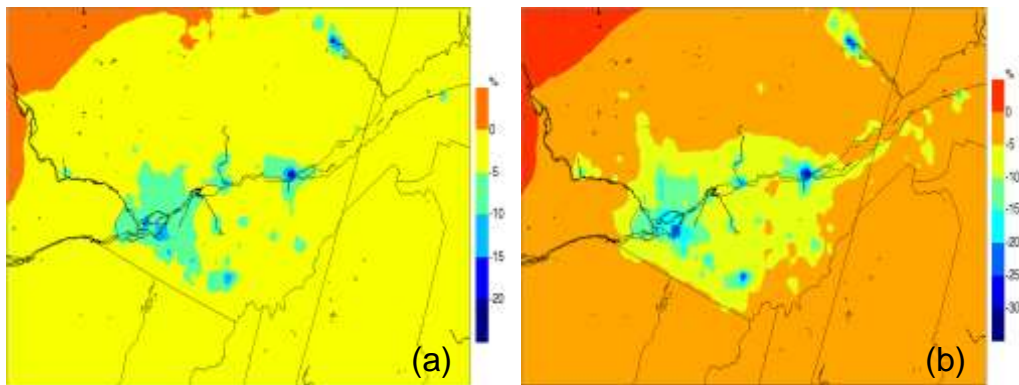


Figure 6.17 Différence relative dans les concentrations de $PM_{2.5}$ à moyenne temporelle en pourcentage du scénario de référence et (a) celle du scénario de conversion de 25 % et (b) la conversion de 50 % pour la période du 20 au 26 novembre 2006. Veuillez noter que l'échelle de couleur est différente dans les exemples (a) et (b). [S9]

L'exactitude du nombre et de la répartition géographique des appareils de chauffage au bois et de la combustion annuelle de bois sont limitées par le nombre de répondants aux sondages. La plupart des données utilisées dans le cadre de cette étude sont fondées sur une étude de TNS Canadian Facts (2006), à laquelle 2000 personnes ont répondu au Québec, dont 31 % ont déclaré utiliser du matériel de chauffage au bois. Le pourcentage d'erreur dans les estimations de la combustion de bois, et donc dans les émissions de polluants, s'élève à 25 % environ à un niveau de confiance de 95 %.

6.3.7 Influence des concentrations d'ozone (O_3) de fond

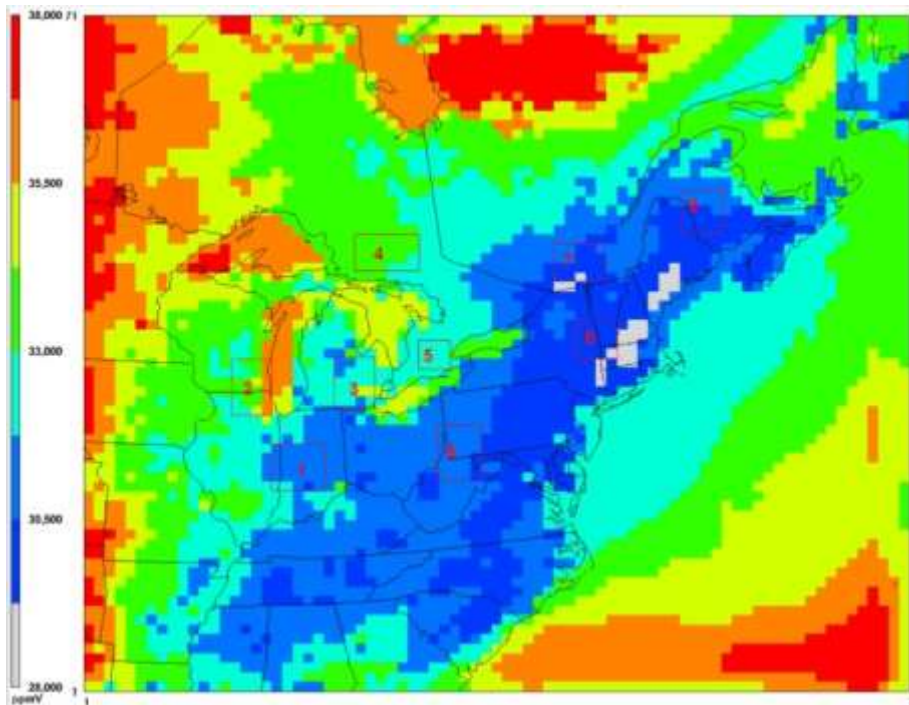


Figure 6.18 Concentration quotidienne moyenne maximale d'ozone (O_3) de fond sur 8 heures (en ppbv) de mai à septembre 2005 [S10]

L'O₃ de fond est défini dans le contexte de la modélisation régionale comme l'ozone (O₃) formé à partir d'émissions d'un précurseur biogénique, ainsi que l'ozone (O₃) transportée dans le domaine de modélisation, provenant de régions au-delà de ses frontières. Une estimation des concentrations d'ozone (O₃) de fond à l'est du Canada et à l'est des États-Unis a été déterminée à partir d'une simulation dans laquelle toutes les émissions anthropiques au sein du domaine étaient établies à zéro. La simulation a été effectuée avec le modèle CMAQ, pendant une période de 5 mois du 1^{er} mai au 30 septembre 2005. Dans la mesure où le domaine est centré au dessus des Grands Lacs, sa frontière à l'ouest s'étendant de l'ouest de l'Ontario à l'Arkansas (figure 6.18), l'ozone (O₃) de fond venant de l'extérieur du domaine de modélisation inclut l'ozone (O₃) troposphérique de sources hémisphériques comme l'Europe et l'Asie, ainsi que l'ozone (O₃) généré à l'ouest et au centre du Canada et des États-Unis. Dans l'approche de modélisation choisie pour cette étude, la fraction d'ozone (O₃) de fond transportée est représentée par l'application de conditions chimiques aux limites latérales fixes (ne dépendant pas du temps). Les conditions limites applicables à toutes les espèces chimiques étaient fondées sur les paramètres par défaut du modèle CMAQ. Pour l'ozone en particulier, les limites du sud et de l'ouest étaient établies à 35 ppbv près de la surface, augmentant de 40, 45, 50, 60 et 70 ppbv en 5 couches en haut du modèle (100 hPa). Les limites de l'est et du nord étaient établies à 30 ppbv dans la couche inférieure. Les valeurs limites étaient fondées sur les profils d'ozone (O₃) moyens observés. Les détails de la configuration du modèle de l'analyse de ce scénario, « S10 », sont présentés dans l'annexe.

La figure 6.18 illustre les concentrations quotidiennes moyennes maximales d'ozone (O₃) de fond sur 8 heures, dans tout le domaine du modèle, pendant les cinq mois de simulation. La valeur maximale de fond sur 8 heures chutait généralement dans une plage de 30 à 34 ppbv dans la partie intérieure du domaine du modèle, avec des concentrations de fond plus élevées sur les vastes étendues d'eau, en raison d'un taux de dépôt sec d'ozone (O₃) ralenti au-dessus de l'eau. Par ailleurs, les concentrations d'ozone (O₃) troposphérique aux alentours des limites du domaine avaient tendance à être plus élevées. Et cela en réponse aux conditions météorologiques régulières qui transportent l'air extérieur chargé en O₃ (représenté ici comme l'air avec une charge constante d'ozone (O₃) de 35 ppbv en surface), notamment aux limites ouest et sud dans les zones où se trouvent de plus petites sources d'émission (et par conséquent moins réactives sur le plan chimique). Cette étude offre une estimation des concentrations d'ozone (O₃) biogénique produit et transporté pour l'est du Canada, dans des conditions très précises qui reflètent un environnement propre. Des études approfondies dans des conditions d'afflux dynamique représentatives d'événements alternativement propres et pollués survenant dans la région seront nécessaires pour préciser cette estimation.

6.4 Concentrations de PM_{2.5} et d'ozone (O₃) prévues au Canada, en fonction de la mise en œuvre des lois actuelles

6.4.1 Perspective sur la qualité de l'air du Canada et les standards pancanadiens relatifs aux PM_{2.5} et à l'ozone (O₃)

Une étude de la prévision des concentrations de PM_{2.5} et d'ozone (O₃) au Canada, en vertu d'un scénario d'émissions du statu quo, a été menée avec le modèle AURAMS à l'échelle nationale, pour l'année d'émission 2015. Les détails de la configuration du modèle de ce scénario sont présentés dans l'annexe, sous le nom *S11*. Les niveaux d'émissions à l'origine du scénario du statu quo étaient fondés sur les projections à 2015 des inventaires canadiens et américains de 2000 et 2001, qui supposent une évolution des niveaux d'émissions en réaction aux changements dans l'activité économique et la croissance de la population dans les limites des lois sur les émissions existantes ou déjà promulguées. Plus précisément, les prévisions des niveaux américains d'émissions de 2015 incluaient la réduction imposée par l'appel SIP NO_x et le Clean Air Interstate Rule (CAIR), proposés avant les différends juridiques de 2008, alors que les niveaux d'émissions canadiennes de 2015 n'incluaient pas les réductions des émissions proposées en vertu du plan *Prendre le virage* du Canada. Pour les besoins de l'analyse abordée ici, la simulation de 2015 est comparée à une simulation pour la période actuelle correspondant à l'année d'émission 2002. L'année météorologique était identique dans les deux études, et était établie à 2002. Veuillez noter qu'en raison d'une erreur de déclaration dans la prévision de l'inventaire de 2015, les tendances au nord de l'Alberta, à proximité de Fort McMurray, sont légèrement déplacées et apparaissent donc plutôt au nord de la zone de la rivière de la Paix. Ce léger déplacement peut être observé dans tous les résultats de modélisation de S11 et des figures 6.20 à 6.24.



Figure 6.19 Carte des états des États-Unis visés par le règlement Clean Air Interstate Rule (USEPA, 2009)

Tableau 6.4 Émissions (en tonnes par an) et changements généraux des émissions de NO_x, de SO₂, de composés organiques volatils (COV) et de PM_{2.5} entre 2002 et 2015, dans les inventaires canadien et américain cumulés.

Émissions	tonnes/an	NO _x	SO ₂	COV	PM _{2.5}
Canada	NEI 2002 ²⁹	2 821 665	2 393 193	2 676 655	532 428
Par rapport à l'inventaire canadien	NEI 2015	2 130 755	1 867 949	2 300 905	636 475
	changement en %	-24,5%	-22,0%	-14,0%	+19,6%
Par rapport à l'inventaire canadien et américain	changement en %	-3,2%	-3,3%	-1,7%	+1,3%
États-Unis	NEI 2002	14 195 089	11 768 017	12 289 133	4 420 302
États soumis au Clean Air Interstate Rule	NEI 2015	8 502 814	7 861 358	8 370 946	2 727 129
Par rapport à l'inventaire canadien et américain	changement en %	-26,0%	-24,8%	-18,0%	-21,1%
États-Unis	NEI 2002	4 907 950	1 619 485	6 831 138	3 064 239
États non soumis au Clean Air Interstate Rule	NEI 2015	3 528 368	1 551 691	2 925 836	1 162 251
Par rapport à l'inventaire canadien et américain	changement en %	-6,3%	-0,4%	-17,9%	-23,7%
États-Unis (total)	NEI 2002	19 103 039	13 387 502	19 120 271	7 484 541
Par rapport à l'inventaire canadien et américain	NEI 2015	12 031 182	9 413 048	11 296 782	3 889 380
	changement en %	-32,3%	-25,2%	-35,9%	-44,8%

Le tableau 6.4 présente un résumé du total des émissions nationales et régionales pour le scénario et le cas de référence relatifs au NO_x, au SO₂, aux composés organiques volatils (COV) et aux PM_{2.5} primaires. Ces niveaux d'émission décrivent les conditions utilisées en tant que base des simulations et de leur analyse. Le lecteur est dirigé vers le chapitre 4 pour obtenir des renseignements généraux sur la manière dont les projections ont été établies. Les sous-totaux des états américains visés par le règlement le Clean Air Interstate Rule, comme il est illustré dans la figure 6.19, et pour les autres états sont aussi présentés. D'un point de vue national, on prévoyait une diminution des émissions canadiennes de NO_x, de SO₂ et de composés organiques volatils (COV) de 24,5 %, 22 % et 14 %³⁰,

²⁹ Version 2.3 de l'inventaire canadien des émissions de 2002 et Projection du statu quo canadien en 2015 (BAU_NOI_2015_smoke_report.xls), exclut les feux de forêt et suppose un facteur de rabais de 0,75 pour les sources ouvertes.

³⁰ Veuillez noter que le scénario du statu quo de 2015 était fondé sur une version antérieure de l'inventaire canadien de 2015 et ne reflète pas les mises à jour récentes des prévisions des émissions présentées dans le chapitre 4 de la présente évaluation. Par conséquent, les prévisions des changements des émissions canadiennes de PM_{2.5}, de NO_x et de SO₂ fondées sur les dernières données disponibles sont plus faibles que les prévisions de ce scénario, et la direction des prévisions des émissions de composés

respectivement, par rapport à leur niveau de référence de 2002. Même si ces réductions sont relativement faibles dans le contexte nord-américain (3,2 %, 3,3 % et 1,7 % des inventaires canadiens et américains cumulés), ces changements représentent des réductions considérables au Canada. On prévoyait une augmentation des émissions de PM_{2,5} primaires de plus de 19 % au Canada. Aux États-Unis, on a prévu une diminution considérable de toutes les émissions de précurseurs et émissions primaires à la suite de la mise en œuvre de deux programmes. Les réductions prévues étaient particulièrement marquées dans les états de l'est des États-Unis visés par le règlement Clean Air Interstate Rule où les réductions des émissions devraient réduire le total des émissions nord-américaines de NO_x de 26 %, de SO₂ de 24,8 %, de composés organiques volatils (COV) de 18 % et de PM_{2,5} de 21,1 %. À l'ouest, les réductions les plus importantes pourraient être associées aux réductions des PM_{2,5} primaires (23,7 % de l'inventaire total nord-américain) et des réductions des composés organiques volatils (COV) (17,9 %). À l'exception des émissions de PM_{2,5} au Canada, les niveaux d'émissions prévus étaient bien plus faibles que les niveaux de référence de 2002.

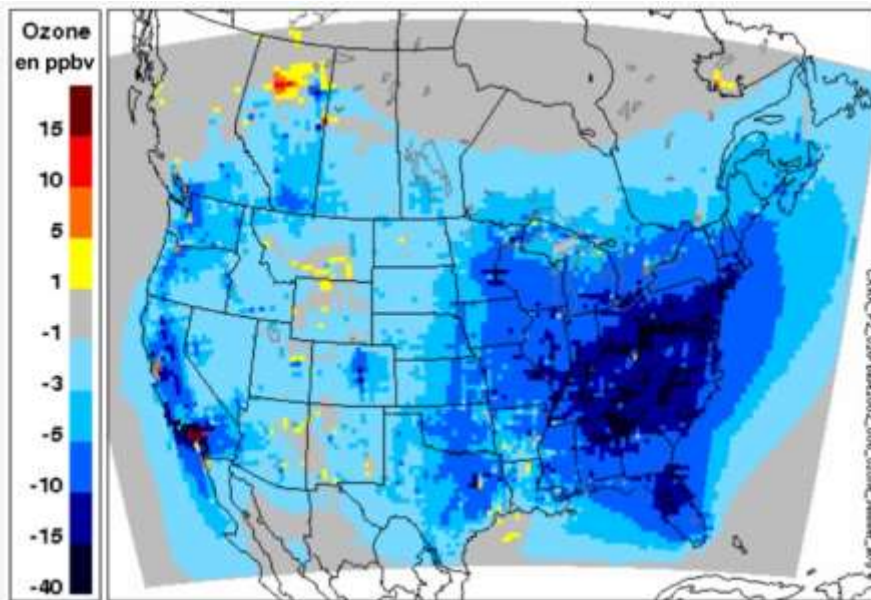


Figure 6.20 Différence absolue de la moyenne estivale (juin, juillet, août) maximale quotidienne d'ozone (O₃) sur 8 heures de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celle du cas de référence de 2002. [S11]

organiques volatils (COV) est en fait inversée (+12 % contre -14 %). Néanmoins, les résultats de la modélisation de ce scénario peuvent indiquer la réponse directionnelle prévue des PM_{2,5} et de l'ozone (O₃) concernant de tels changements d'émission.

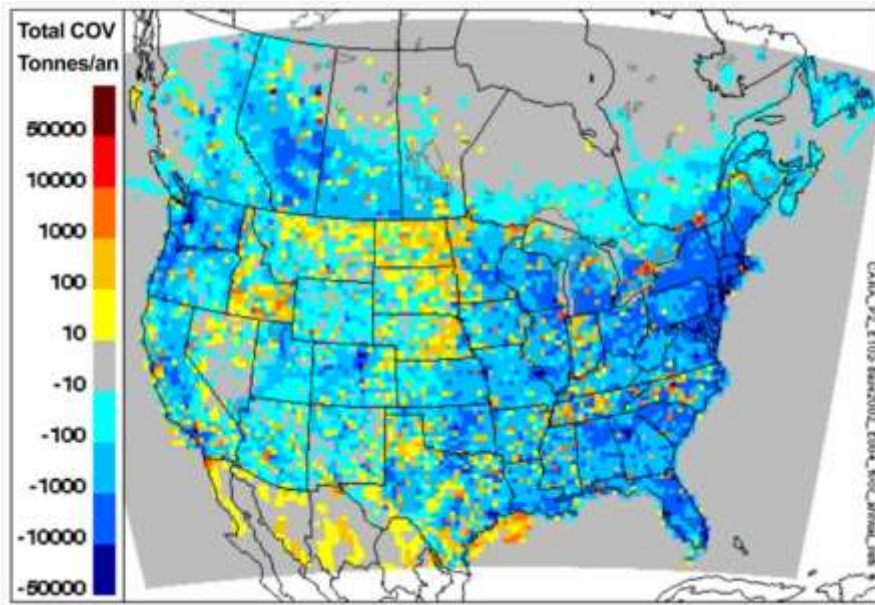


Figure 6.21 Différences entre les moyennes mensuelles des niveaux d'émission de composés organiques volatils (COV) des inventaires de 2015 et de 2002 [S11]

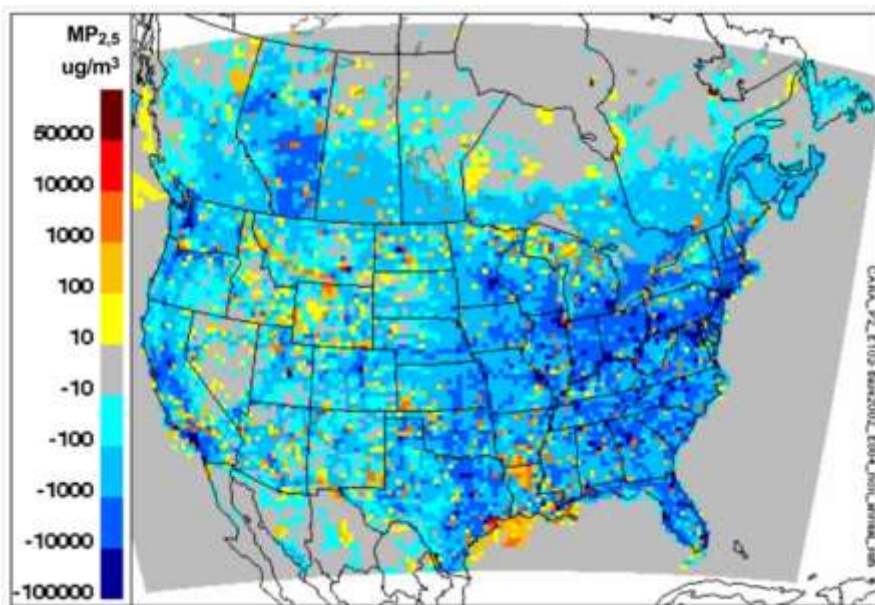


Figure 6.22 Différences entre les moyennes mensuelles des niveaux d'émission de NO_x des inventaires de 2015 et de 2002 [S11]

La figure 6.20 présente une comparaison entre les concentrations d'ozone (O₃) du cas de référence de 2002 et celles du scénario du statu quo de 2015. Une amélioration marquée de la moyenne estivale quotidienne maximale sur 8 heures, coïncidant avec les changements d'émissions décrits ci-dessus, était prévue dans la moitié est de l'Amérique du Nord, notamment à l'est du Canada, au sud du 50e parallèle. De manière générale, on prévoyait une diminution de la moyenne estivale quotidienne

maximale sur 8 heures de 3 à 10 ppb (10 % à 30 %) dans les zones les plus peuplées du sud de l'Ontario, du sud du Québec et des provinces de l'Atlantique. Ce comportement s'explique partiellement par le fait que l'on prévoyait une grande partie des réductions des émissions canadiennes de composés organiques volatils (COV) et de NO_x dans le corridor Québec-Windsor, comme il est décrit dans les figures 6.21 et 6.22; et en partie par le fait que ces provinces canadiennes sont situées en aval des états américains du nord-est, où l'on prévoyait des niveaux de pollution bien plus faibles. Les améliorations de l'ozone (O_3) reflétaient donc l'effet cumulatif des réductions des émissions canadiennes à l'est et la diminution du transport à grande distance des précurseurs et des polluants en provenance des États-Unis. On constate quelques exceptions à l'amélioration générale de l'est du Canada, à savoir à proximité de Toronto et de Montréal. Même si les émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) ont diminué en moyenne, les figures 6.21 et 6.22 montrent quelques augmentations locales, correspondant généralement à des centres urbains. Ces augmentations locales des précurseurs étaient particulièrement marquées à Montréal et Toronto, et reflètent probablement, compte tenu du fait que le transport transfrontalier de la pollution en provenance des États-Unis était aussi plus faible, la détérioration locale de la concentration d'ozone (O_3) constatée dans les projections. Dans la mesure où la composante du transport à longue distance de l'ozone (O_3) et des précurseurs et celle des émissions locales de précurseurs fluctuaient simultanément dans le scénario, des analyses supplémentaires seraient nécessaires pour confirmer la raison des augmentations urbaines locales. Des simulations à plus haute résolution pourraient aussi offrir des aperçus supplémentaires de ces comportements locaux.

On prévoyait des améliorations de l'ozone (O_3) à l'ouest du Canada, d'une ampleur comparable à celles de l'est du Canada dans les régions du sud de l'Alberta, à proximité d'Edmonton, ainsi qu'au sud-ouest de la Colombie-Britannique, près de la frontière canadienne. Les améliorations en Saskatchewan et au Manitoba étaient modérées, mais ont atteint 1 à 3 ppb (5 à 10 %) dans la moitié sud des provinces. Dans les Prairies, les zones d'amélioration correspondaient en général aux régions où les réductions des émissions canadiennes de composés organiques volatils (COV) et de NO_x étaient marquées (l'Alberta en particulier) et aux zones en aval. En Colombie-Britannique, en revanche, les améliorations de l'ozone (O_3) étaient probablement dues à une combinaison de réductions locales et américaines dans la partie nord de l'état de Washington (*figures 6.21 et 6.22*). En contraste avec la tendance générale, on prévoyait des augmentations significatives d'ozone (O_3) à l'avenir au nord de l'Alberta (*figure 6.20*). En raison d'une déclaration erronée dans la prévision de l'inventaire de 2015³¹,

³¹ Une fraction des émissions provenant d'une entreprise qui exerce dans la région de Fort McMurray a été déclarée avec une latitude incorrecte. L'erreur a été corrigée plus tard dans l'Inventaire national des rejets de polluants et l'inventaire de 2002, mais a seulement été déterminée dans l'inventaire prévu à partir des simulations abordées ici.

l'augmentation la plus importante a été par erreur simulée au nord de la rivière de la Paix plutôt qu'à proximité de Fort McMurray. Malgré le léger déplacement, les concentrations d'ozone (O_3) élevées au nord de l'Alberta concordent avec l'augmentation des émissions locales de NO_x et de composés organiques volatils (COV), simulées entre les deux cas. De nouvelles émissions liées à l'augmentation prévue de l'exploitation des sables bitumineux canadiens rejettent des précurseurs de l'ozone (O_3) dans une zone assez isolée, créant ainsi des conditions favorables à la formation d'ozone (O_3). Même si une seule année météorologique a été étudiée, l'incidence des sources de sables bitumineux sur la qualité de l'air semble limitée au nord de l'Alberta et à la Saskatchewan, comme il est observé dans la section 6.3.3.2 (Sables bitumineux).

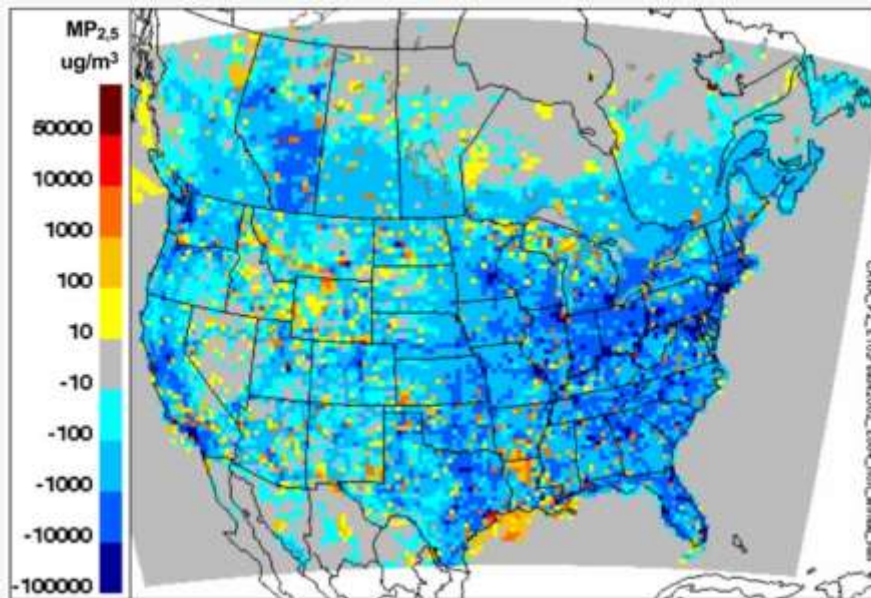


Figure 6.23 Différence absolue entre la moyenne annuelle des $PM_{2.5}$ sur 24 heures de la simulation du scénario de 2015 et celle du cas de référence de 2002. [S11]

On a prévu une amélioration des concentrations de $PM_{2.5}$ ambiantes annuelles presque partout aux États-Unis, à l'exception du sud de la Californie, de quelques centres principaux dans les États intermontagnards et à proximité de Chicago et de New York. Au Canada, cependant, on prévoyait des tendances bien différentes, comme indiqué dans la figure 6.23. Même si l'on prévoyait une réduction des niveaux de 0,2 à 3 $\mu g m^{-3}$ (10 à 30 %) au sud de l'Ontario, le reste du corridor Windsor-Québec et

Parce qu'il n'existe que très peu de sources d'émissions anthropiques au nord de l'Alberta, des conclusions générales peuvent être tirées malgré le déplacement.

la plupart des provinces de l'Atlantique ne devaient connaître que des améliorations marginales ou de réelles augmentations des concentrations de $PM_{2.5}$ de 0,2 à 3 $\mu g m^{-3}$ (15 à 30 %). De la même manière, on a prévu une détérioration de la qualité de l'air des centres urbains du Manitoba, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique, due à des augmentations des $PM_{2.5}$ de 1 à 3 $\mu g m^{-3}$ (20 à 50 %), alors que les régions environnantes devraient demeurer inchangées. On a prévu une augmentation maximale dépassant 3 $\mu g m^{-3}$ en Alberta, à proximité d'Edmonton, et au sud de la Saskatchewan. Cela représenterait une augmentation de 20 à 40 % des concentrations de $PM_{2.5}$ ambiantes en Alberta et en Saskatchewan, mais ne devrait pas entraîner des concentrations annuelles moyennes supérieures à 10 $\mu g m^{-3}$ dans les Prairies, à l'exception des principaux centres urbains (non illustré).

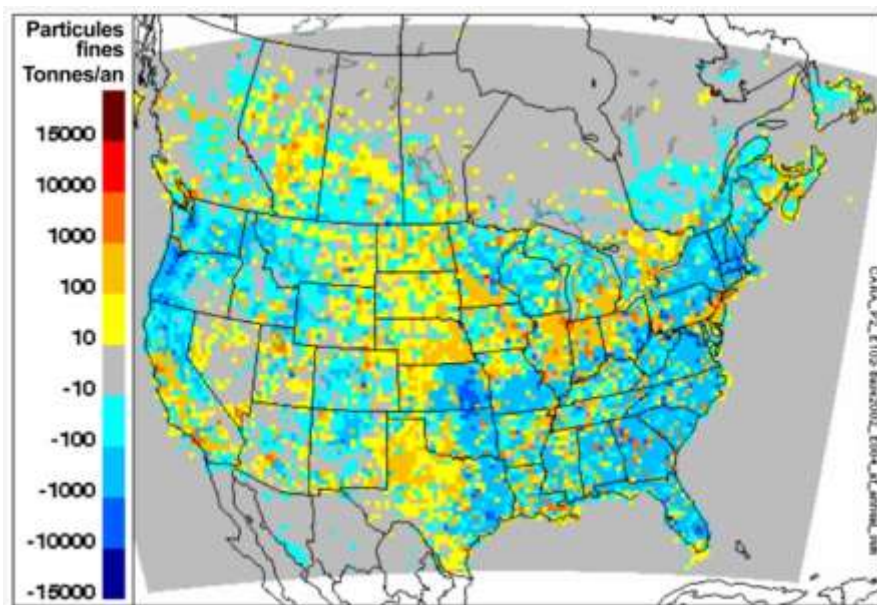


Figure 6.24 Différences entre les concentrations annuelles moyennes de $PM_{2.5}$ primaires des inventaires de 2015 et de 2002. [S11]

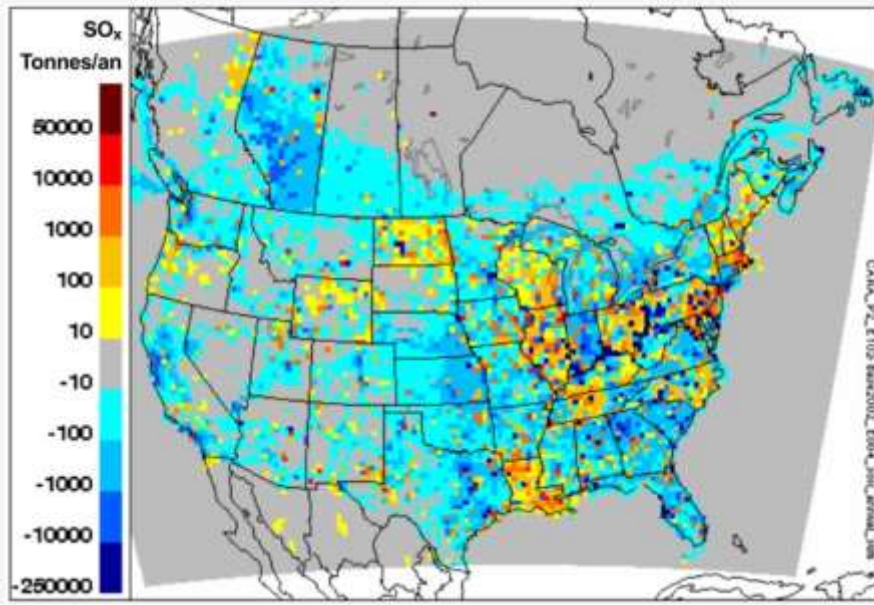


Figure 6.25 Différences entre les moyennes mensuelles des niveaux d'émission de SO_x des inventaires de 2015 et de 2002 [S11]

Relier les changements des $\text{PM}_{2.5}$ ambiantes aux changements des émissions était plus complexe pour les espèces de matières particulaires, car les émissions de $\text{PM}_{2.5}$ primaires et les émissions issus des précurseurs des matières particulaires secondaires (NO_x , SO_x et composés organiques volatils (COV)) entrent en jeu. La figure 6.24 montre que l'on prévoyait une augmentation des $\text{PM}_{2.5}$ primaires dans le corridor Windsor-Québec, dans les régions en amont comme la vallée de l'Ohio et l'Alberta et dans une certaine mesure en Saskatchewan. Cependant, cela n'a pas fourni d'explication complète aux changements des $\text{PM}_{2.5}$ ambiantes prévus. Par exemple, on a prévu une réduction considérable des émissions de NO_x , de SO_x (figures 6.22 et 6.25) et de composés organiques volatils (COV) (figure 6.21) partout en Alberta, où l'on prévoit une augmentation des $\text{PM}_{2.5}$ ambiantes. Seules les émissions de NH_3 devaient, selon les estimations, augmenter de façon modérée en 2015 dans les Prairies et dans le corridor Windsor-Québec (non illustré).

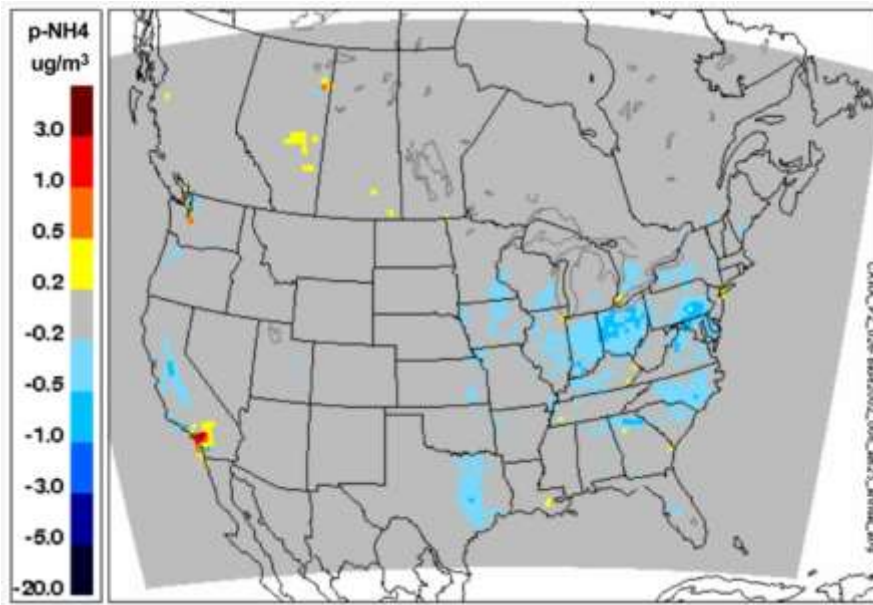


Figure 6.26 Différence entre les concentrations annuelles moyennes d'ammonium des PM_{2.5} sur 24 heures de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

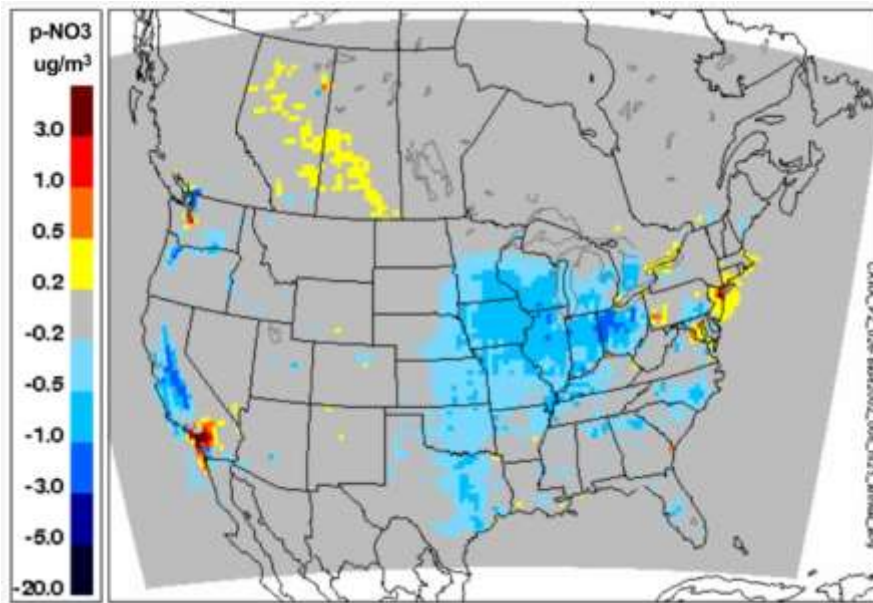


Figure 6.27 Différence entre les concentrations annuelles moyennes de nitrate des PM_{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

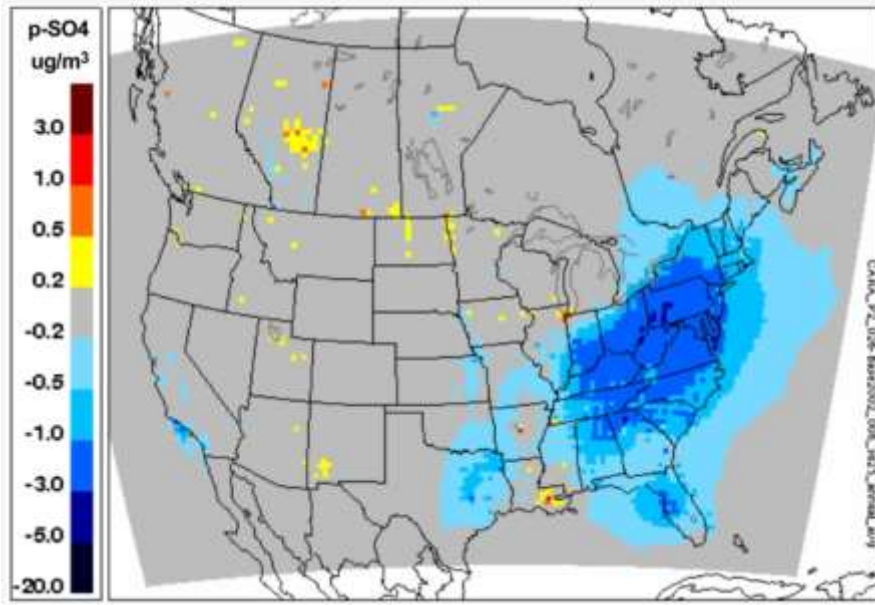


Figure 6.28 Différence entre les concentrations annuelles moyennes de sulfate des $\text{PM}_{2.5}$ sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

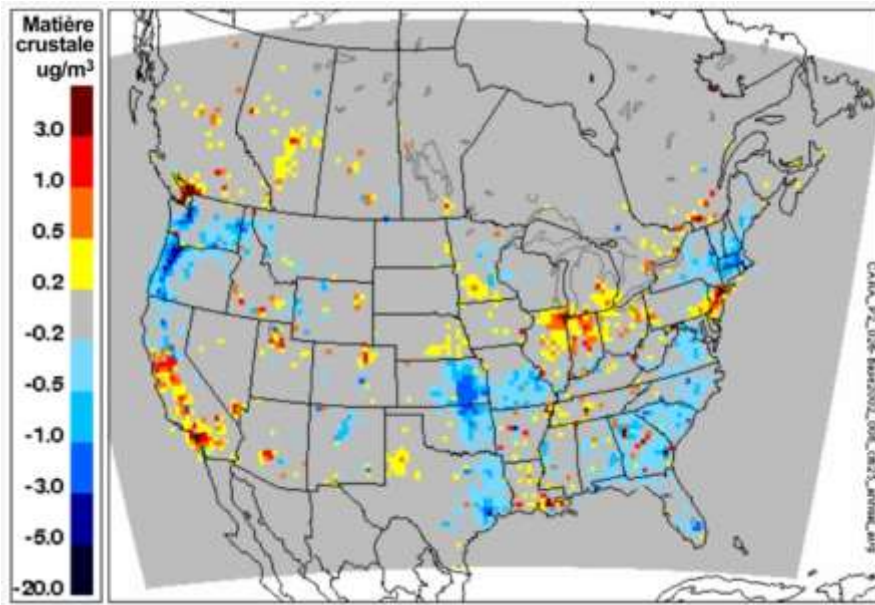


Figure 6.29 Différence entre les concentrations annuelles moyennes de matière crustale des $\text{PM}_{2.5}$ sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

Selon l'analyse de la composition chimique détaillée des matières particulaires (figures 6.26 à 6.29), correspondant au total des changements des $\text{PM}_{2.5}$ ambiantes présentés dans la figure 6.23, on peut déduire que les changements de la masse des $\text{PM}_{2.5}$ au Canada étaient principalement déterminés par les changements du sulfate des $\text{PM}_{2.5}$, du nitrate des $\text{PM}_{2.5}$ et de la matière crustale des $\text{PM}_{2.5}$, et, dans

une moindre mesure, par l'ammonium des $PM_{2.5}$. Les autres composantes chimiques modélisées par le modèle AURAMS (carbone élémentaire, carbone organique primaire et secondaire et sel de mer) ne sont pas illustrés ici, car ils ne présentent que des différences marginales. En général, quand on se penche sur les changements de chaque composante chimique individuellement, il est possible de relier la plupart des augmentations ou des réductions des niveaux ambiants aux augmentations ou aux réductions des émissions du précurseur correspondant. Dans les Prairies, cependant, ces quatre composantes chimiques des matières particulaires ont augmenté, en dépit de la diminution générale des précurseurs dans la même zone, ce qui semble indiquer que les réactions chimiques jouent probablement un rôle important dans le comportement du système.

Les augmentations de la matière crustale des $PM_{2.5}$ (figure 6.29), des espèces plutôt non réactives qui dominaient les changements des $PM_{2.5}$ dans les centres urbains canadiens, peuvent être directement reliées à l'augmentation des émissions des $PM_{2.5}$ primaires, son unique source, dans le scénario (figure 6.24). Presque partout dans le corridor Windsor-Québec, la composante de la matière crustale des $PM_{2.5}$ a suffisamment augmenté pour entraîner des détériorations locales des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$, malgré la tendance générale à la diminution des composantes du sulfate des $PM_{2.5}$, du nitrate des $PM_{2.5}$ et de l'ammonium des $PM_{2.5}$ dans cette zone (figures 6.26 à 6.28). Comme dans le cas de l'ozone (O_3), les niveaux de sulfate des $PM_{2.5}$, de nitrate des $PM_{2.5}$ et d'ammonium des $PM_{2.5}$ ont chuté à l'est du Canada à la suite de la réduction des émissions de SO_x et de NO_x au Canada, et d'émissions encore plus faibles dans les états des États-Unis visés par le Clean Air Interstate Rule, mais des augmentations isolées à l'ouest du Canada n'ont apporté qu'une explication partielle aux augmentations, dans lesquelles le nitrate des $PM_{2.5}$ a dominé, en Alberta et en Saskatchewan.

Une analyse temporelle plus précise était nécessaire pour obtenir un meilleur aperçu des prévisions des tendances des $PM_{2.5}$ ambiantes. Les figures 6.30 à 6.33 présentent les changements estivaux et hivernaux des concentrations moyennes du sulfate des $PM_{2.5}$ et du nitrate des $PM_{2.5}$ entre la simulation du scénario du statu quo et le cas de référence de 2002. Les niveaux de $PM_{2.5}$ devaient, selon les estimations en général, diminuer partout au Canada, notamment dans la majorité de l'Alberta en été, alors qu'on prévoit seulement des changements mineurs des niveaux de nitrate des $PM_{2.5}$, en chute au sud de l'Ontario et en hausse à proximité de Vancouver, d'Edmonton et aux alentours du lac Ontario. Contrairement à la situation en été, les moyennes hivernales (figure 6.32 et figure 6.33) montrent un changement minime des niveaux de sulfate de $PM_{2.5}$ au Canada, à l'exception d'une région du centre de l'Alberta, correspondant à l'augmentation locale des émissions de SO_x à proximité d'Edmonton, de vastes zones d'augmentation des niveaux de nitrate des $PM_{2.5}$ en Alberta et en Saskatchewan, et des augmentations plus faibles dans le corridor Windsor-Québec.

Par temps froid, la formation de particules à base de nitrate (nitrate d'ammonium) est favorisée. En raison de la non-linéarité de la chimie du système sulfate-nitrate-ammonium, pour chaque particule à base de sulfate qui disparaît, jusqu'à deux particules à base de nitrate peuvent se former, entraînant, dans la plupart des cas, une augmentation de la masse totale de $PM_{2.5}$ (Meng *et al.*, 1997). À l'heure actuelle, cependant, nous ne pouvons qu'émettre l'hypothèse selon laquelle les augmentations locales des émissions de NO_x à certaines sources ponctuelles en Alberta et en Saskatchewan (figure 6.22) fournissent les espèces de précurseurs nécessaires pour favoriser la chimie hivernale.

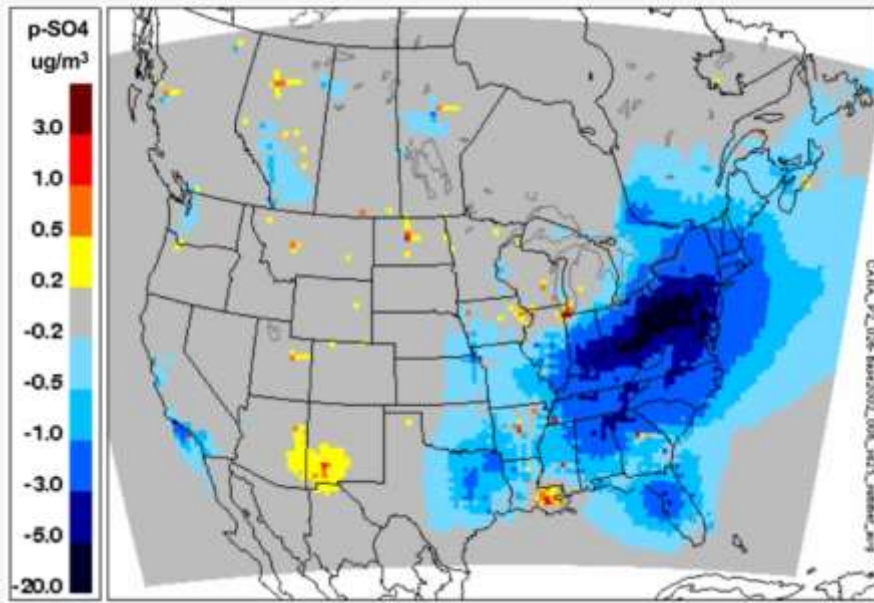


Figure 6.30 Différence entre les concentrations estivales (juin, juillet, août) moyennes de sulfate des PM_{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

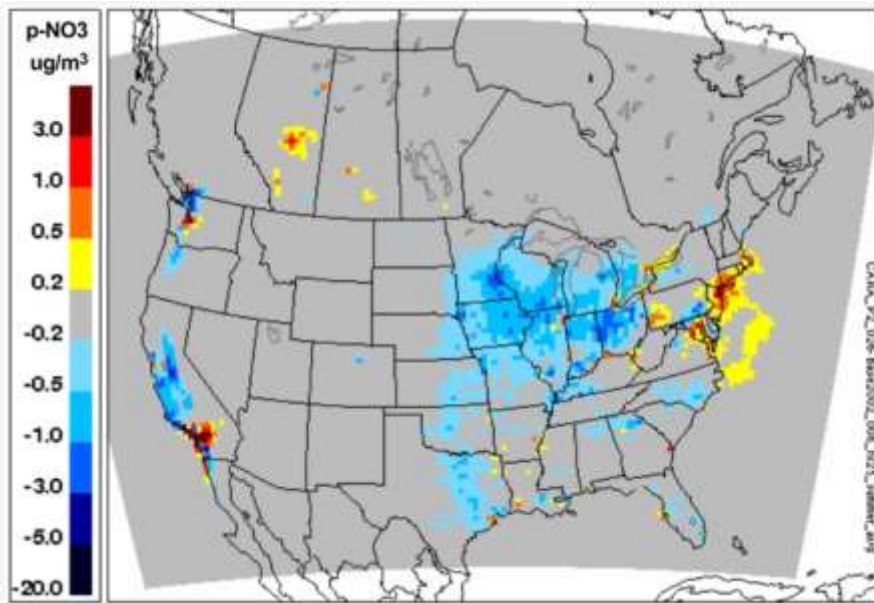


Figure 6.31 Différence entre les concentrations estivales (juin, juillet, août) moyennes de nitrate des PM_{2.5} sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

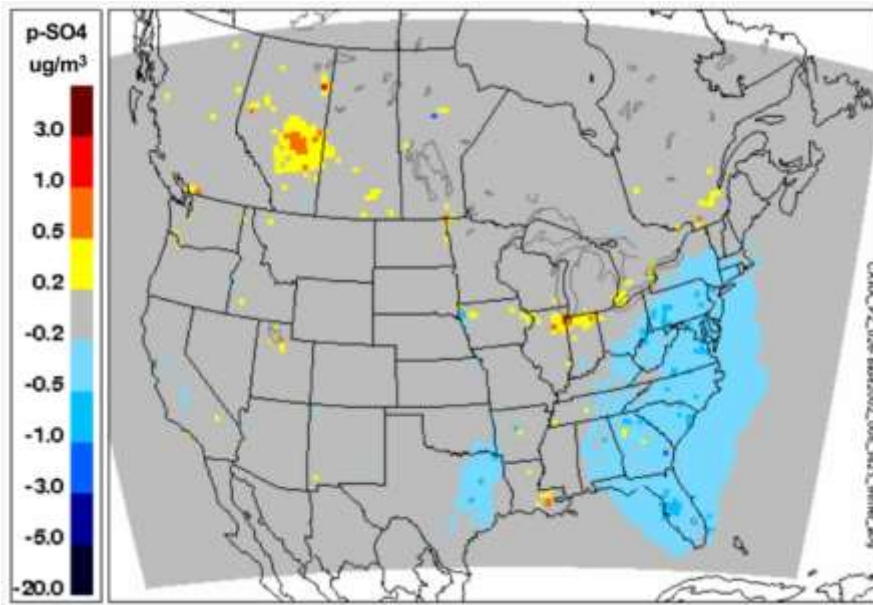


Figure 6.32 Différence entre les concentrations hivernales (janvier, février, mars) moyennes de sulfate des $PM_{2.5}$ sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

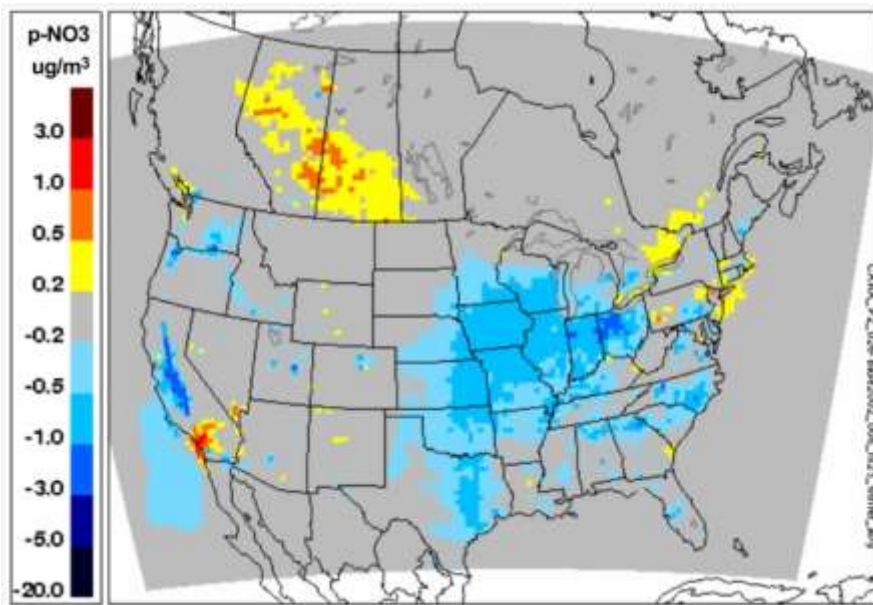


Figure 6.33 Différence entre les concentrations hivernales (janvier, février, mars) moyennes de nitrate des $PM_{2.5}$ sur 24 heures dans la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celles du cas de référence de 2002 [S11]

En mettant en corrélation l'analyse saisonnière et les changements annuels prévus des $PM_{2.5}$ ambiantes (figure 6.23), on peut voir que les augmentations d'Alberta et les réductions limitées du corridor Windsor-Québec dans le diagramme annuel résulteraient d'augmentations dans des conditions hivernales, qui n'étaient pas forcément contrebalancées par les changements estivaux. Depuis que cette

étude a été menée, on a déterminé que la version du modèle AURAMS utilisée pour S11 avait surestimé la quantité de nitrate des $PM_{2.5}$ dans certaines conditions. Des simulations additionnelles sont nécessaires pour évaluer la mesure dans laquelle, le cas échéant, cela a influé sur l'ampleur des niveaux simulés en S11, notamment en hiver. Ces résultats indiquent néanmoins que les régimes d'hiver pourraient jouer un rôle important dans la réaction des $PM_{2.5}$ aux changements des émissions, et pourraient mériter plus d'attention.

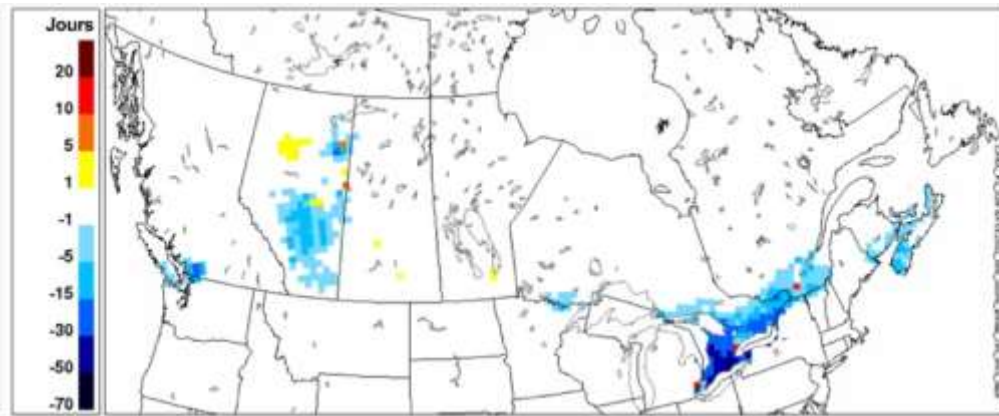


Figure 6.34 Différences entre le nombre de jours de dépassement des valeurs d'ozone (O_3) de la norme pancanadienne du scénario du statu quo de 2015 et celui cas de référence de 2002. [S11]

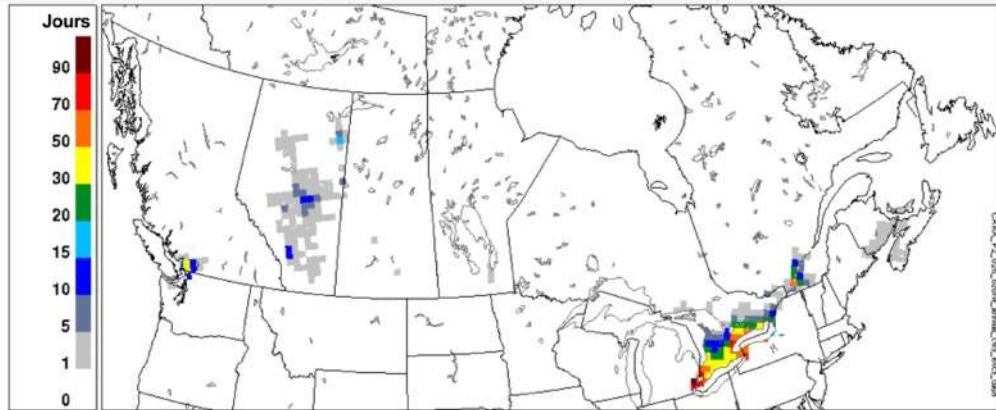


Figure 6.35 Nombre de jours de dépassement des valeurs d'ozone (O_3) de la norme pancanadienne du scénario du statu quo de 2015 [S11]

Les changements dans le nombre de jours de dépassement des valeurs de la norme pancanadienne, fixée à 65 ppb pour l'ozone (O_3), comme il est illustré dans la figure 6.34, correspondent largement aux changements des niveaux ambiants. D'importantes réductions des valeurs quotidiennes maximales d'ozone (O_3) se traduisaient par des réductions similaires du nombre de jours de dépassement de plus de 50 % au sud de l'Alberta (5 à 15 jours de moins) et dans le sud-est du Canada (15 à 30 jours de moins, et réductions le long du lac Érié de plus de 30 jours), alors que les prévisions d'augmentations des valeurs quotidiennes maximales d'ozone (O_3) ont entraîné des prévisions d'augmentations du nombre de jours de dépassement des valeurs de la norme pancanadienne. Comme pour la moyenne

maximale sur 8 heures, l'apparition de dépassements des valeurs d'ozone (O_3) au nord de l'Alberta en 2015 était le résultat du mauvais positionnement de certaines sources d'émissions et devraient se produire plus à l'est. Malgré la réduction générale du nombre de dépassements, selon les prévisions, les alentours de Vancouver, la majorité de l'Alberta, le sud de l'Ontario et du Québec et une partie du Canada atlantique devraient connaître des dépassements des valeurs numériques d'ozone (O_3) de la norme pancanadienne, dans le cadre du scénario du statu quo de 2015 (figure 6.35).

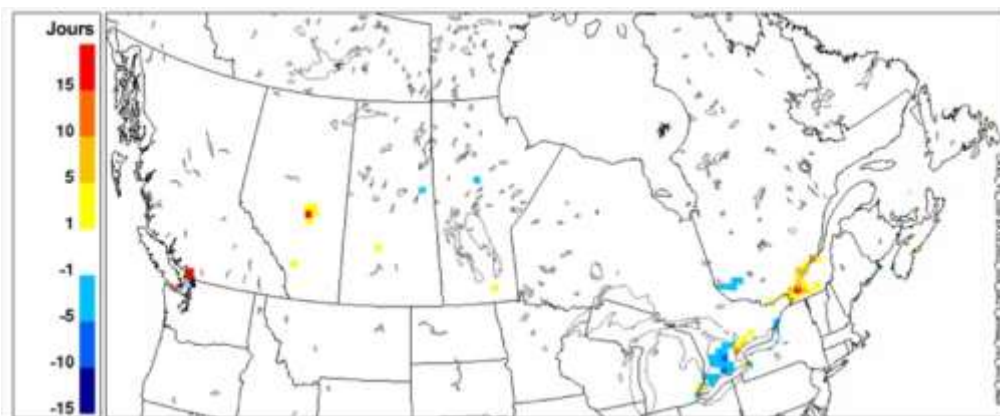


Figure 6.36 Différences entre le nombre de jours de dépassement des valeurs des $PM_{2.5}$ de la norme pancanadienne du scénario du statu quo de 2015 et celui du cas de référence de 2002. [S11]

Dans le cas des $PM_{2.5}$, selon les prévisions, les dépassements de la valeur numérique de la norme pancanadienne de $30 \mu\text{g m}^{-3}$ pour les $PM_{2.5}$ devraient augmenter dans les grandes zones urbanisées partout au Canada, à l'exception du sud-ouest de l'Ontario (figure 6.36). Comme indiqué pour les concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$, on a constaté une dépendance saisonnière à ce comportement, les augmentations du nombre de jours de dépassement se produisant principalement en hiver (non illustré) et la réduction au sud-ouest de l'Ontario reflétant les réductions des concentrations de $PM_{2.5}$ en été (non illustré). Il convient de noter que la simulation du scénario du statu quo de 2015 ne prévoyait pas l'apparition de dépassements à de nouveaux endroits par rapport au cas de référence de 2002, mais indiquait plutôt une augmentation de la fréquence des dépassements à des endroits où l'on constatait déjà des dépassements de la valeur numérique des $PM_{2.5}$ de la norme pancanadienne.

En résumé, la comparaison entre la simulation du scénario du statu quo de 2015 et le cas de référence de 2002 indiquait que les concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ au Canada pourraient évoluer dans des directions différentes. Alors que l'on prévoyait généralement des améliorations des niveaux d'ozone (O_3) à la suite des réductions combinées des émissions de précurseurs au Canada et aux États-Unis, selon les prévisions, les niveaux de $PM_{2.5}$ devaient s'améliorer dans certaines zones mais se détériorer dans d'autres, en particulier dans les vastes zones urbanisées, malgré les importantes réductions de $PM_{2.5}$ primaires et de précurseurs des matières particulaires prévues. L'analyse suggérait aussi que l'augmentation des émissions de $PM_{2.5}$ primaires prévues au Canada pourrait jouer un rôle considérable dans la définition des futurs niveaux de $PM_{2.5}$ et probablement dans la modulation des améliorations pouvant entraîner des réductions des émissions des États-Unis. L'analyse soulignait

l'importance de la prise en considération de l'influence du caractère saisonnier sur la réponse des $PM_{2.5}$ aux changements des émissions, dans la mesure où le comportement hivernal des $PM_{2.5}$ pourrait être à l'origine de la détérioration prévue globalement.

L'évolution des dépôts acides prévue entre 2002 et 2015 a suivi de près l'évolution des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$. Les cartes de la différence entre le total des dépôts de soufre et le total des dépôts d'azote du scénario du statu quo de 2015 et le cas de référence de 2002 (*figures 6.37 et 6.38*) présentaient la même division est-ouest. Selon les prévisions, l'est du Canada devait connaître une réduction générale, à quelques rares exceptions près, de 1 à 5 kg/ha/an (ou 10 % à 50 %) des niveaux de dépôt de soufre et de 1 à 5 kg/ha/an (ou 25 % à 50 %) des dépôts d'azote. À l'ouest du Canada, on prévoyait l'apparition de zones de réduction des dépôts de soufre de 1 à 5 kg/ha/an (ou 25 % à 50 %), avec des poches d'augmentation aux alentours des principales sources ponctuelles, en Alberta et au Manitoba, notamment dans le nord de ces provinces. Les dépôts d'azote dans la plupart des zones d'Alberta et de Saskatchewan, en revanche, devaient augmenter de 1 à 5 kg/ha/an (ou 10 % à 50 %); ce comportement était lié à l'augmentation hivernale de nitrate particulaire prévue dans la même zone.

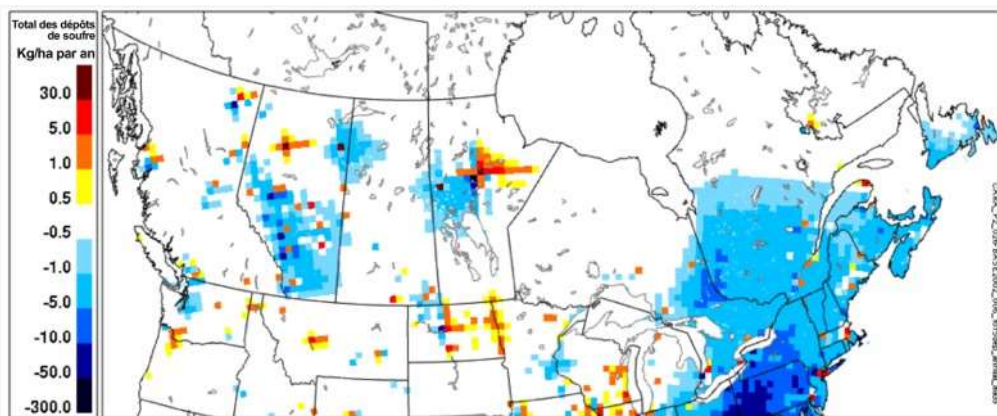


Figure 6.37 Différence entre le dépôt de soufre total annuel de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celui du cas de référence de 2002 [S11]

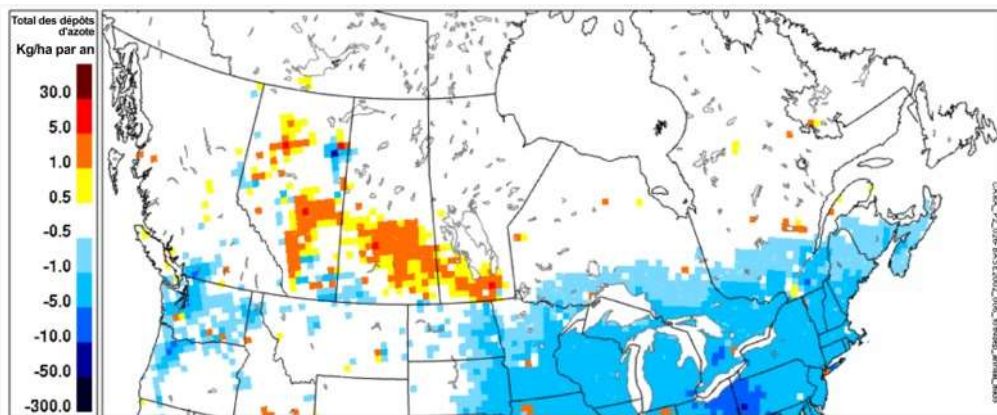


Figure 6.38 Différence entre le dépôt d'azote total annuel de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et celui du cas de référence de 2002 [S11]

Les cartes des dépassements de la charge critique pour les dépôts acides (consultez la méthodologie dans Moran *et al.*, 2008) ont été établies en combinant les données sur les dépôts du modèle AURAMS et la carte de la charge critique de l'écosystème aquatique et terrestre de Wond et Dennis (2008) la plus récente (*figure 6.39*). En raison des niveaux de dépôt plus faibles à l'est, on prévoyait une réduction des dépassements de la charge critique dans la majorité des régions de l'Ontario, du Québec et des provinces de l'Atlantique, concernant le soufre (non illustré) et le soufre et l'azote (*figure 6.40*). Des dépassements additionnels étaient prévus au nord du Manitoba, autour des principales sources ponctuelles associées à l'augmentation des dépôts de soufre dans ces zones. Au nord de l'Alberta, comme pour les résultats précédents, les prévisions des augmentations et des réductions des dépassements de la charge critique ont subi l'influence du mauvais positionnement de quelques sources ponctuelles à l'ouest des sables bitumineux. Au sud de l'Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, où était prévue la plupart des augmentations des dépôts d'azote, une lacune dans les données sur la charge critique a empêché le calcul des dépassements de la charge critique. D'après les calculs effectués sur le périmètre de la zone sans données à proximité d'Edmonton et dans les quelques emplacements isolés faisant l'objet de données de la charge critique aquatique en Saskatchewan et au Manitoba, l'analyse indique que les augmentations des dépôts d'azote pourrait entraîner une augmentation des dépassements de la charge critique de soufre et d'azote pour les écosystèmes dans la partie sud des Prairies. Finalement, les dépassements de la charge critique du soufre et de l'azote devaient aussi, selon les estimations, diminuer à proximité de Vancouver, en grande partie en raison des diminutions des dépôts d'azote prévues. Globalement, les dépassements de la charge critique devaient, selon les prévisions, augmenter dans la majeure partie de l'est du Canada, alors que l'analyse faisait état d'une détérioration dans une grande partie de l'ouest du Canada.

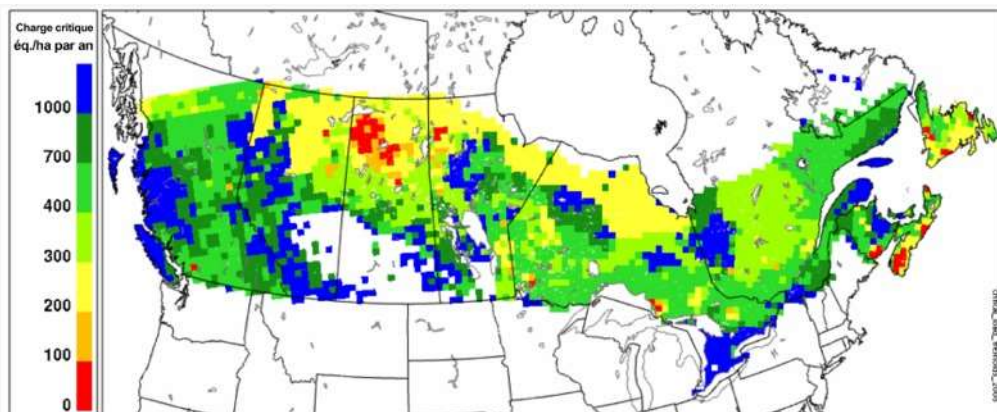


Figure 6.39 Carte des charges critiques aquatiques et terrestres combinées au Canada. Les régions en blanc sur la carte représentent les zones pour lesquelles aucune donnée n'est disponible. (Wong *et al.*, 2008) [S11]

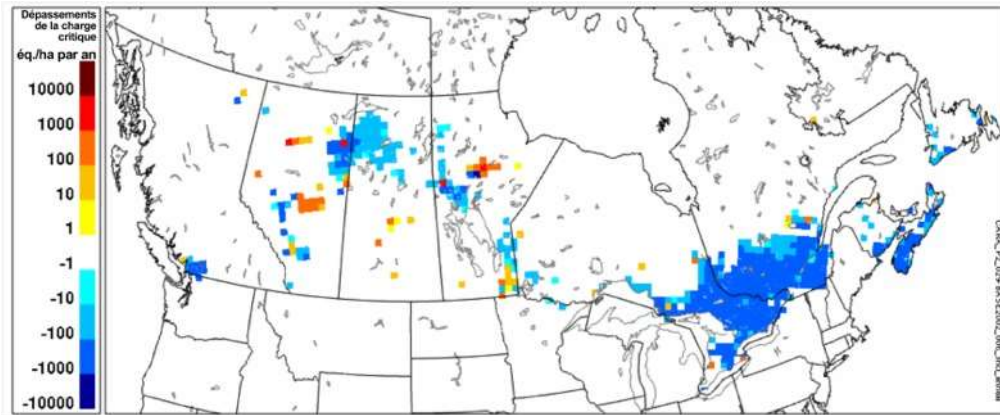


Figure 6.40 Différence entre les dépassements de la charge critique annuelle de soufre et de l'azote de la simulation du scénario du statu quo de 2015 et ceux du cas de référence de 2002, en fonction de la carte de la charge critique de Wong et Dennis (2008) [S11]

6.4.2 Aperçu de la qualité de l'air et des concentrations de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) en Colombie-Britannique

6.4.2.1 Projection du statu quo à haute résolution pour 2015

Les niveaux de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) prévus en vertu du scénario du statu quo de 2015 similaire au S11 ont été analysés dans le cadre d'une étude à haute résolution. Les simulations épisodiques ont été effectuées avec le modèle CMAQ, à une résolution spatiale de 12 km, sur un domaine qui englobe le nord-ouest du Pacifique, et à une meilleure résolution spatiale de 4 km sur un sous-domaine au dessus du bassin de Georgia et de la baie Puget (figure 6.7(b)). Les champs d'émission de 2015 au Canada étaient fondés sur la même projection de l'inventaire canadien de 2000 que dans S11; concernant les champs d'émissions aux États-Unis, une projection de 2015 de l'inventaire américain de 2001 a été utilisée. Dans les deux cas, les émissions ont été traitées à une résolution bien meilleure que celle utilisée dans le cas de S11, et seraient en contradiction avec les champs d'émissions de S11 à l'échelle locale. Les simulations ont été effectuées pendant les périodes du 9 au 31 août 2001 et du 1^{er} au 13 décembre 2002. Le cas de référence s'est appuyé sur l'inventaire canadien de 2000 et l'inventaire américain de 2001. Les détails de la configuration du modèle de cette analyse du scénario, S12, sont présentés dans l'annexe.

Les résultats à haute résolution étaient de manière générale conformes aux résultats de S11, mais ont fourni une délimitation plus précise des zones où les niveaux devaient, selon les prévisions, augmenter ou diminuer. Comparés au cas de référence, les niveaux d'ozone (O_3) en été 2015 à proximité du Grand Vancouver, du comté de Whatcom et de régions de l'île de Vancouver devaient, selon les prévisions, augmenter en raison des effets plus faibles du titrage de l'ozone (O_3), associés à une réduction des émissions de NO_x dans la zone locale du Grand Vancouver et du comté de Whatcom. Les concentrations d'ozone (O_3) devaient au contraire, selon les prévisions, diminuer à l'est de la vallée du bas Fraser, le long du détroit de Georgie, du détroit de Juan de Fuca et dans la baie Puget, car on prévoyait une augmentation des émissions de NO_x dans les régions de la baie Puget et de Seattle d'ici 2015, entraînant dans ce cas une augmentation du titrage.

Dans le cas des $PM_{2.5}$, on prévoyait une augmentation considérable des niveaux tout au long de l'année et partout dans le domaine de l'étude, à l'exception du Grand Vancouver, où les niveaux de $PM_{2.5}$ ont principalement baissé en raison d'une réduction prévue des émissions locales de NO_x et de matières particulaires. Les augmentations des émissions de $PM_{2.5}$ primaires, de NO_x et de SO_2 prévues dans le reste du domaine ont entraîné l'augmentation globale des niveaux de $PM_{2.5}$.

6.4.2.2 Analyse des normes prévues par la loi pour les véhicules à moteur

L'incidence sur les concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ de trois ensembles de normes sur les émissions des véhicules à moteur, dont l'entrée en vigueur était prévue en 2004 et 2007, a fait l'objet d'une étude axée sur la Colombie-Britannique pour l'année prévue 2020 (Jiang et al., 2004). Même si l'année prévue était différente dans ce scénario, par rapport à S11 et S12, l'analyse a fourni des renseignements sur l'incidence des normes sur les véhicules prévues par la loi, généralement pertinentes pour toutes les années prévues après 2007.

Quatre simulations, y compris un cas de référence de 1993, un scénario du statu quo de 2020, un scénario sans mobile de 2020 et un scénario stratégique de 2020 combinant les trois normes sur les émissions des véhicules routiers, ont été effectuées avec la version 4.1 du modèle CMAQ. La modélisation couvrait la période du 31 juillet au 8 août 1993. Le domaine était constitué d'une grille extérieure de 15 km et d'une grille à maille variable intérieure de 5 km, comme il est illustré à la figure 6.41(a). La grille intérieure, englobant une zone du sud-ouest de la Colombie-Britannique au nord-ouest de l'état de Washington, était axée sur la région de la vallée du bas Fraser et de la ville de Vancouver (figure 6.41(b)), et elle était au centre de l'analyse.

Les émissions du cas de référence de 1993 ont été générées en fusionnant des données précises de 1993 (Levelton Engineering Ltd, 1995) et les inventaires des émissions rétropolés de 1995 pour le Canada et les États-Unis. Les émissions du scénario du statu quo de 2020 ont été générées en projetant les champs du cas de référence de 1993 en 2020. Elles n'incluaient aucune des trois normes sur les émissions des véhicules en cours d'évaluation, mais reflétaient toutes les activités et mesures fédérales, provinciales et régionales (en 2004), y compris les règlements existants sur les véhicules routiers. Les émissions du futur scénario sans émissions mobiles de 2020 étaient les mêmes que celles du scénario du statu quo, à l'exception du fait que toutes les sources mobiles des véhicules routiers ont été éliminées. Finalement, le futur scénario de la norme sur les émissions des véhicules 2020 conçu à partir du scénario du statu quo, dans lequel les sources mobiles routières ont été modifiées pour refléter la mise en œuvre des normes sur les véhicules (SENES/AIR, 2002) : les normes sur les véhicules légers du groupe 2; les hydrocarbures non méthaniques des véhicules lourds et les normes sur les émissions de NO_x ; et les normes sur les émissions de matières particulaires et de NO_x sur le carburant diesel routier à faible teneur en soufre. Les détails de la configuration du modèle de cette analyse de scénario, « S13 », sont présentés dans l'annexe.

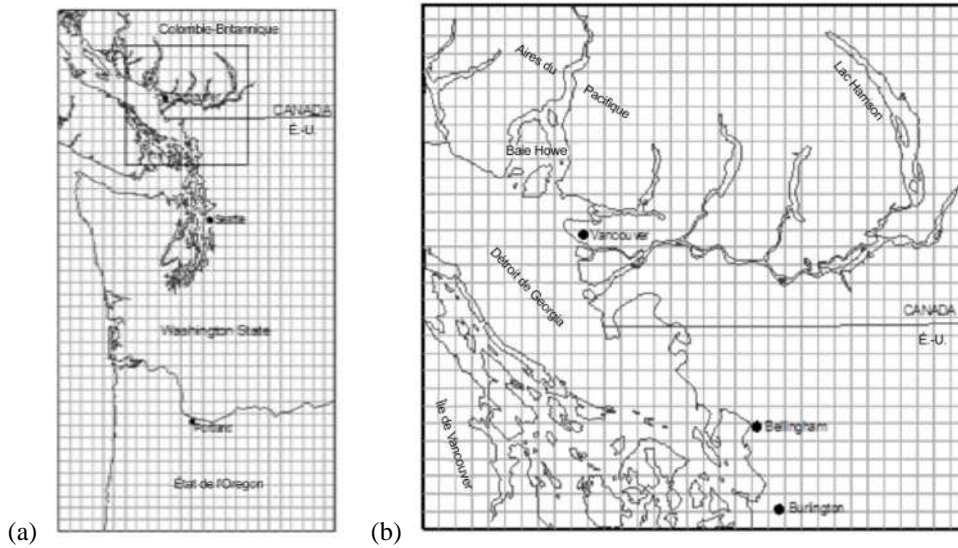


Figure 6.41 Domaines de modélisation du scénario S13 : (a) domaine de 15 km; (b) domaine à maille variable de 5 km [S13]

Le tableau 6.5 résume les émissions totales ainsi que les modifications des émissions entre les diverses simulations. De 1993 à 2020, les émissions de NO_x dans le domaine de modélisation devaient, selon les prévisions, chuter de 49,6 %, les émissions de $\text{PM}_{2.5}$ et de composés organiques volatils (COV) devaient diminuer de 10,4 % et 7,6 % respectivement, tandis que les émissions de SO_x devaient, elles, demeurer inchangées. Grâce à la mise en œuvre des normes sur les émissions des véhicules, selon les estimations, les émissions de NO_x de 2020 devaient être réduites de 43,5 %, les émissions de SO_x de 9,1 % et les $\text{PM}_{2.5}$ devaient baisser de 6,3 %.

Tableau 6.5 Émissions totales et changements des émissions pour le cas de référence de 1993, le scénario du statu quo, la mise en œuvre du scénario de 2020 des normes sur les émissions mobiles et le scénario de 2020 sans émissions mobiles.

Polluant	Tonnes américaines				% de changement			
	BA	FBA	SE	FNM	FBA par rapport à BA	SE par rapport à FBA	SE par rapport à FBA	FNM par rapport à FBA
NO _x	3 709	1 870	1 056	876	-49,6	-43,5	-71,5	-53,1
COV	9 672	8 942	8 916	8 756	-7,6	-0,3	-7,8	-2,1
SO _x	1 034	1 034	940	932	-0,1	-9,1	-9,1	-9,8
NH ₃	471	768	768	728	63,0	0,0	63,0	-5,2
PM _{2,5}	417	373	350	340	-10,4	-6,3	-16,0	-9,0
PM ₁₀	781	901	842	810	15,4	-6,6	7,8	-10,1
Monoxyde de carbone (CO)	14 157	6 437	5 684	2605	-54,5	-11,7	-59,8	-59,5

Version 2.3 de l'inventaire canadien des émissions de 2002 et Projection du statu quo canadien en 2015 (BAU_NOI_2015_smoke_report.xls), exclut les feux de forêt et suppose un facteur de rabais de 0,75 pour les sources ouvertes.

Tableau 6.6 Comparaison des moyennes mobiles maximales quotidiennes sur 24 heures des concentrations de PM_{2,5}, calculées sur la totalité du domaine de modélisation et pendant la période de simulation pour le scénario de référence (BA), le futur scénario de référence (FBA), le futur scénario sans émissions mobiles (FNM) et le futur scénario des émissions (SE).

	BA	FBA	SE	FNM
Moyenne des valeurs maximales quotidiennes de la moyenne mobile sur 24 heures (en µg m ⁻³)	8,5	8,9	8,7	8,6
Différence absolue (en µg m ⁻³)*	-	0,4	-0,2	-0,3
Différence relative (en %)*	-	4,7 %	-2,2 %	-3,4 %

* FBA comparé au BA; SE et FNM comparés au FBA

Le tableau 6.6 illustre la moyenne quotidienne maximale de PM_{2,5} sur 24 heures, pour les quatre scénarios de modélisation dont la moyenne a été calculée sur le domaine de modélisation et pendant la période de simulation. Les concentrations moyennes quotidiennes maximales de PM_{2,5} ont augmenté d'environ 4,7 % entre 1993 et 2020. La mise en œuvre des trois normes sur les émissions devait, selon les prévisions, réduire les concentrations moyennes quotidiennes maximales de PM_{2,5} de 2,2 % par rapport au scénario du statu quo de 2020, et de 3,4 % si toutes les émissions mobiles des véhicules routiers étaient éliminées. Le tableau 7 résume la manière dont les changements des concentrations des PM_{2,5} se traduisent par des changements dans les augmentations de la valeur numérique des PM_{2,5} du standard pancanadien. En comparaison avec le cas de référence de 1993, on a constaté une réduction du nombre de dépassements quotidiens de 50 % dans le scénario de référence du statu quo, ainsi qu'une réduction du nombre moyen d'heures de dépassement par jour (2020). Cependant, le

nombre de cellules de grille en dépassement a augmenté, ainsi que le nombre total d'heures en dépassement pour le scénario du statu quo. Cela illustre le fait que, même si les dépassements quotidiens ont diminué pendant la simulation, les dépassements sont plus étendus dans l'espace.

Quand les normes sur les émissions des véhicules routiers ont été mises en œuvre ou quand les émissions mobiles des véhicules routiers ont été éliminées, on a constaté une réduction de 33 % des dépassements quotidiens, par rapport au scénario du statu quo. Le nombre de cellules de grille en dépassement et le nombre total d'heures pendant lesquelles la valeur numérique de la norme pancanadienne est dépassée ont diminué. Cependant les résultats ont indiqué que le nombre moyen d'heures de dépassement par jour devaient, selon les prévisions, augmenter dans le cadre du scénario des normes sur les émissions mobiles par rapport au scénario du statu quo.

Tableau 6.7 Résumé des dépassements des valeurs du standard pancanadien de $30 \mu\text{g m}^{-3}$ concernant les $\text{PM}_{2.5}$, dans le cadre du scénario de référence (BA), du futur scénario de référence (FBA), du futur scénario sans émissions mobiles (FNM) et du futur scénario des émissions (SE).

	BA	FBA	SE	FNM
Nombre de jours avec un dépassement (en jours)	6	3	2	2
Différence absolue (en jours)*	-	-3	-1	-1
Différence relative (en %)*	-	-50,0 %	-33,3 %	-33,3 %
Pourcentage de jours avec un dépassement (en %)	66,7	33,3	22,2	22,2
Différence absolue (en %)*	-	-33,4 %	-11,1 %	-11,1 %
Différence relative (en %)*	-	-50,0 %	-33,3 %	-33,3 %
Total des cellules de grille avec un dépassement (en nombre de grilles)	27	54	28	21
Pourcentage de cellules de grille avec un dépassement (en %)	2,7	5,5	2,8	2,1
Nombre total de périodes mobiles en dépassement	376	526	338	280
Pourcentage de périodes mobiles en dépassement (en %)	0,2	0,3	0,2	0,1

* FBA comparé au BA; SE et FNM comparés au FBA

En termes d'ozone (O_3), les résultats ont indiqué une légère réduction des concentrations d'ozone (O_3) de 2 % dans le scénario du statu quo de 2020, par rapport au cas de référence de 1993. Concernant les simulations du scénario des émissions mobiles et du futur scénario sans émissions mobiles, des augmentations de l'ozone (O_3) d'environ 6 % étaient prévues en comparaison avec le cas du statu quo de 2020 en raison, selon toute vraisemblance, des réductions de NO_x entraînant la réduction de la quantité de NO disponible pour le titrage de l'ozone (O_3). De ce fait, le nombre de cellules de grille avec un dépassement de la valeur numérique d'ozone (O_3) de la norme pancanadienne et le nombre total d'heures en dépassement devaient, selon les prévisions, augmenter avec chaque scénario de modélisation successif, même si les quatre scénarios de modélisation devaient présenter 3 jours avec au moins un dépassement (non illustré).

En général, les trois normes sur les émissions des véhicules devaient, selon les prévisions, réduire le nombre de dépassements quotidiens de $PM_{2.5}$ et le nombre de zones en dépassement par rapport au cas du statu quo de 2020, mais on prévoyait une légère augmentation des concentrations d'ozone (O_3) en 2020 à la suite des réductions des émissions de NO_x .

6.4.3 Aperçu de la qualité de l'air et des concentrations de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) en Alberta

Une prévision des concentrations d'ozone (O_3) en Alberta a été effectuée à l'aide du modèle CMAQ, avec les émissions prévues pour l'échéancier de 2012 à 2015, en supposant la mise en œuvre complète des lois environnementales actuelles pour 5 secteurs d'activité. Le domaine du modèle pour ce scénario est décrit dans la *figure 6.9*, et les détails de la configuration du modèle, « *S14* », sont présentés dans l'annexe.

Les prévisions des émissions concernant les secteurs de la production d'électricité, des produits chimiques, des raffineries et du ciment étaient fondées sur le travail de *Cheminfo (2007)*. Les prévisions des émissions des sables bitumineux ont été élaborées par *RWDI (2003a)* et mises à jour à l'aide des renseignements fournis dans l'application du projet du lac Kearl d'Imperial Oil (2005)³². Les émissions des usines de valorisation du bitume approuvées et proposées à Fort Saskatchewan étaient issues de *AMEC (2007)*³³. Les prévisions des émissions issues des études d'impact sur l'environnement (EIE) ont tendance à être prudentes et, dans ce cas précis, les prévisions des émissions de composés organiques volatils (COV) étaient 4 fois inférieures aux nationales dans *S11* (les prévisions des émissions d'autres polluants étaient similaires). Les émissions des secteurs restantes ont été maintenues au niveau du cas de référence. Le choix de maintenir les émissions à un niveau constant a été motivé par les difficultés de la répartition spatiale des futures émissions dans le secteur du pétrole et du gaz en amont. *Cheminfo (2007)* a prévu une petite augmentation des émissions de NO_x issues de ce secteur dans l'échéancier de 2010 à 2015 et une diminution appréciable des émissions de composés organiques volatils (COV). L'incidence du maintien de ce secteur au niveau de référence n'a pas été entièrement évaluée. Les émissions mobiles des véhicules routiers ont aussi été maintenues constantes. Selon les prévisions, ces émissions devaient continuer à décliner en raison de la

³² Le cas de l'« évaluation des effets cumulatifs » de cette étude d'impact environnemental, incluant les projets approuvés et annoncés, a été utilisé pour mettre à jour les émissions du cas futur.

³³ Les émissions des usines de valorisation approuvées et proposées de la région du Fort Air Partnership (nord-est d'Edmonton) ont été incluses dans la simulation du cas futur : usine de valorisation BA Energy Heartland, usine de valorisation de Petro-Canada Sturgeon, usine de valorisation de Synenco Northern Lights et l'expansion de la raffinerie Shell de Scotford.

mise en œuvre progressive des améliorations réglementées du contrôle des émissions, mais ce déclin devait être en partie annulé par l'augmentation de la population et les kilomètres parcourus par les véhicules.

Globalement, le futur scénario s'élevait aux augmentations des émissions provinciales prévues de 25 %, 19 % et 18 % concernant le NO_x, le SO₂ et les composés organiques volatils (COV), respectivement. Au niveau sectoriel, on prévoyait une augmentation des émissions du secteur des sables bitumineux de plus de 450 % pour le NO_x et 100 % pour les composés organiques volatils (COV) d'ici 2015, reflétant ainsi l'augmentation de la production prévue. Les émissions de NO_x issues du secteur de l'électricité devaient, selon les prévisions, augmenter d'environ 20 % dans le cas futur, en supposant la fermeture d'usines plus anciennes et la mise en place de nouvelles usines dans d'autres zones. Au final, les émissions du secteur chimique devaient, selon les prévisions, augmenter d'environ 50 % pour le NO_x et 10 % pour les composés organiques volatils (COV). Cette croissance était principalement déterminée par la construction prévue de nouvelles usines de valorisation du bitume (on considère que les raffineries et usines de valorisation à l'extérieur de la région de Fort McMurray font partie du secteur chimique dans les simulations du secteur) dans la région de Redwater et de Fort Saskatchewan, au nord-est d'Edmonton.

Une comparaison entre les hypothèses des émissions prévues dans *S11* et *S14* a indiqué que deux situations très différentes avaient été examinées. À l'échelle nationale, le scénario *S11* a étudié l'effet des réductions des émissions de NO_x, de SO₂ et de composés organiques volatils (COV) de 24 %, 22 % et 14 % respectivement et une augmentation des émissions de PM_{2.5} de 19 %. Concernant l'Alberta en particulier, le scénario *S11* faisait état d'augmentations du NO_x de 6 % et des émissions des PM_{2.5} primaires de 80 %, et de réductions des émissions de SO_x et de composés organiques volatils (COV) de 23 % et de 6 %. Même si les changements d'émissions prévus dans les cinq secteurs modifiés dans le scénario *S14* se situaient dans le même ordre de grandeur entre les études *S11* et *S14* (à l'exception d'une prévision quatre fois supérieure concernant les activités liées aux sables bitumineux dans *S11*), le scénario *S11* incluait des changements considérables des émissions du secteur du pétrole et du gaz en amont (-46 % pour le SO_x et -22 % pour les composés organiques volatils (COV)) et du secteur des transports (-58 % pour le NO_x et -55 % pour les composés organiques volatils (COV)). Par conséquent, les niveaux ambiants prévus des deux études sont peu comparables, mais offrent tous des renseignements sur la manière dont les niveaux d'Alberta pourraient réagir aux divers scénarios.

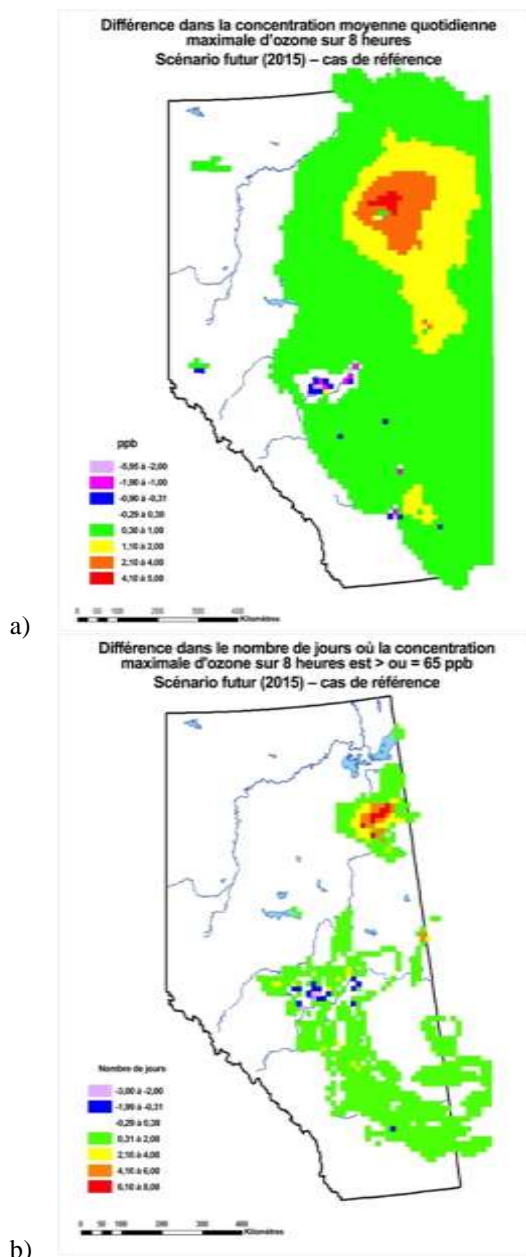


Figure 6.42 Différence en Alberta entre (a) la moyenne quotidienne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures du scénario futur de 2015 et celle du cas de référence de 2002; et (b) le nombre de jours où la concentration moyenne d'ozone (O_3) sur 8 heures est supérieure à 65 ppb du scénario futur de 2015 et celui du cas de référence de 2002. [S14]

La figure 6.42a présente la différence entre la valeur maximale moyenne d'ozone (O_3) sur 8 heures du scénario S14 prévu et celle du cas de référence de 2002. Les émissions prévues ont entraîné une augmentation considérable des concentrations d'ozone (O_3) de 1 à 8 ppb autour des sables bitumineux et une augmentation plus modeste (0 à 2 ppb) au centre et à l'est de l'Alberta. Une légère réduction des concentrations d'ozone (O_3) est prévue aux alentours d'Edmonton, vraisemblablement en raison du titrage issu des émissions accrues de NO_x . De ce fait, la différence entre le nombre de jours de dépassement de la valeur numérique de la norme pancanadienne du scénario prévu et celui du cas de

référence de 2002 (figure 6.42b) a indiqué au moins un jour de dépassement supplémentaire sur une vaste zone du centre de l'Alberta et une zone considérablement élargie aux alentours des sables bitumineux, subissant un ou plusieurs jours de dépassement supplémentaires. La caractéristique la plus solide de la simulation du scénario était l'augmentation prévue des niveaux d'ozone (O_3) autour de Fort McMurray. Même s'il est possible que les émissions des sables bitumineux utilisées dans le cadre du scénario de cette étude aient été prudentes, presque toutes les prévisions concernant cette zone font état d'une augmentation importante des émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) issues de l'extraction et du traitement des sables bitumineux.

6.5 Concentrations de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) prévues au Canada, issues des réductions des émissions au-delà des lois actuelles

6.5.1 Aperçu de la mise en œuvre des réductions des émissions supplémentaires à l'échelle nationale

L'effet des réductions des émissions à l'échelle du Canada bien au-delà de celles imposées par les lois actuelles (comme il est mentionné à la section 6.4) a été étudié avec le modèle AURAMS pour l'année d'émissions 2015. Cette étude a tenu compte des réductions des émissions supplémentaires au Canada uniquement; les émissions aux États-Unis ayant été maintenues au niveau de référence de 2015. Les résultats du scénario ont été analysés par rapport au *scénario du statu quo* de 2015 abordé dans cette section 6.4. Les détails de la configuration du modèle de ce scénario, identique à *SII* à l'exception des champs d'émissions du Canada, sont présentés dans l'annexe sous le nom *S15*.

Les émissions de NO_x , de SO_x , de composés organiques volatils (COV) et de matières particulaires primaires (y compris les $PM_{2.5}$) issus de 15 secteurs industriels ont diminué par rapport à leur niveau de référence du *scénario du statu quo* de 2015. Une liste complète des secteurs étudiés dans ce scénario, ainsi que les détails des réductions des émissions dans chaque secteur sont présentés au **tableau 8**. Globalement, ce scénario représentait une réduction de 41 % des émissions de SO_x de 2015 au Canada et une réduction de 23 %, 16 % et 6 % des émissions de NO_x , de composés organiques volatils (COV) et de $PM_{2.5}$, respectivement, au Canada.

Tableau 6.8 Pourcentage des réductions des niveaux d'émission du scénario S15 de 2015 dans chacun des 16 secteurs, par rapport à leur niveau dans le scénario du statu quo de 2015 (les PM_{2.5} font référence aux émissions de PM_{2.5} primaires).

Secteur	NO _x	SO _x	COV	PM _{2.5}
Pétrole et gaz en amont (sauf sables bitumineux)	45 %	14 %	59 %	0 %
Sables bitumineux	41 %	35 %	50 %	0 %
Raffinage du pétrole	36 %	68 %	44 %	71 %
Pipelines	43 %	43 %	43 %	43 %
Production d'électricité par combustion	61 %	58 %	0 %	73 %
Alumine	0 %	2 %	24 %	59 %
Aluminium	2 %	0 %	1 %	32 %
Fer et acier (dont titane)	65 %	80 %	70 %	70 %
Ciment	49 %	52 %	1 %	85 %
Chaux	8 %	20 %	1 %	86 %
Pâtes et papiers	19 %	40 %	10 %	19 %
Produits du bois	0 %	1 %	24 %	60 %
Produits chimiques (dont engrais)	25 %	0 %	11 %	1 %
Bouletage de minerai de fer	30 %	75 %	0 %	65 %
Fonderies de métaux communs	0 %	64 %	19 %	78 %

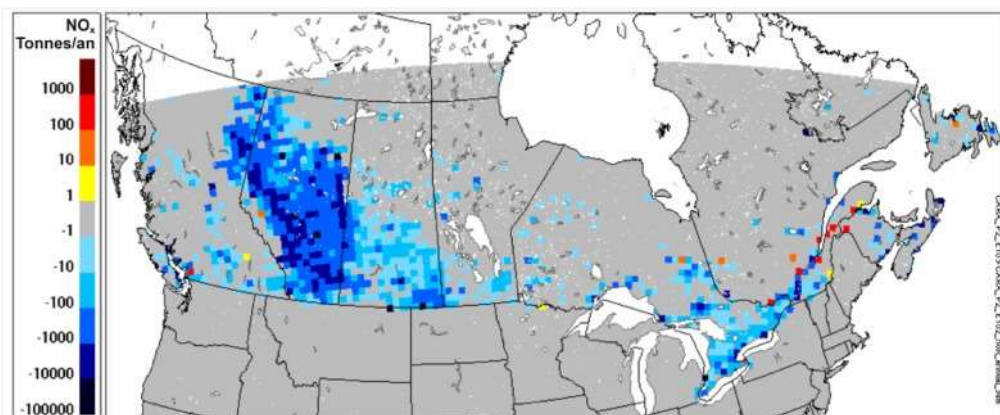


Figure 6.43 Différence entre la répartition spatiale des émissions de NO_x du scénario S15 et celle du scénario du statu quo de 2015 pour un mois donné (en tonnes/mois/cellule). (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]

Selon le niveau absolu des émissions de chacun de ces secteurs (non illustré), les réductions des émissions de $PM_{2.5}$ étaient déterminées par les réductions des industries du bois et de la production d'électricité, les émissions de SO_x par les réductions des industries de la fusion et de la production d'électricité, les émissions de NO_x par les réductions des industries du pétrole et du gaz en amont, des sables bitumineux et de la production d'électricité et les émissions de composés organiques volatils (COV) par les réductions des industries du pétrole et du gaz en amont et des sables bitumineux. La distribution spatiale des réductions des émissions de NO_x issues du scénario est présentée à la figure 6.43. D'un point de vue géographique, les réductions des émissions les plus importantes devaient, selon les prévisions, se produire en Alberta, au nord de la Colombie-Britannique et à la frontière entre la Saskatchewan et les États-Unis. Dans le reste des États-Unis, de légères réductions étaient réparties sur la plupart des zones habitées, des réductions d'une ampleur considérable survenant principalement à proximité des centres urbains. La région à proximité de Vancouver était l'une des exceptions et a montré une légère augmentation des niveaux d'émissions de NO_x . La répartition spatiale des réductions des émissions de composés organiques volatils (COV), et dans une certaine mesure des réductions des émissions de SO_x , a suivi une tendance similaire, l'Alberta faisant état des réductions les plus importantes (non illustré). Les émissions de SO_x en Saskatchewan et dans les Maritimes devaient cependant, selon les prévisions, légèrement augmenter. Les réductions des $PM_{2.5}$, en revanche, étaient plus dispersées à l'échelle du pays, quelques zones urbaines du corridor Windsor-Québec connaissant des réductions des émissions marquées (non illustré).

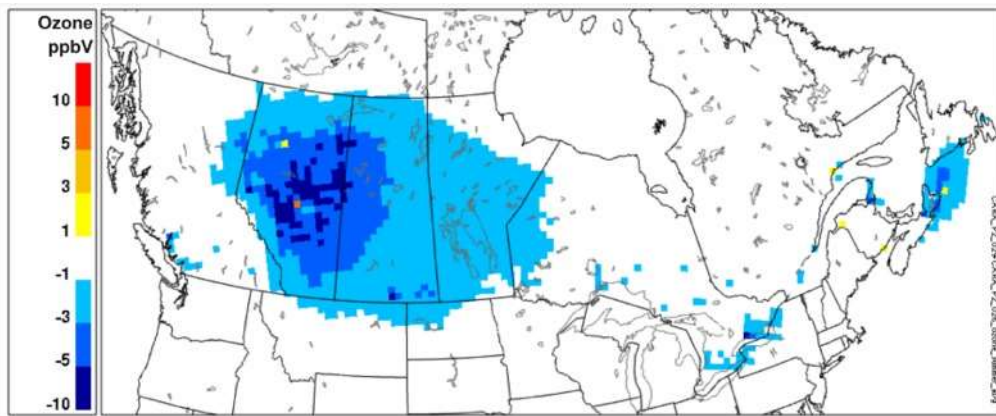


Figure 6.44 Changement de la moyenne maximale d'ozone (O_3) quotidienne estivale et maximale sur 8 heures (en ppb) entre le scénario S15 et le scénario du statu quo (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]

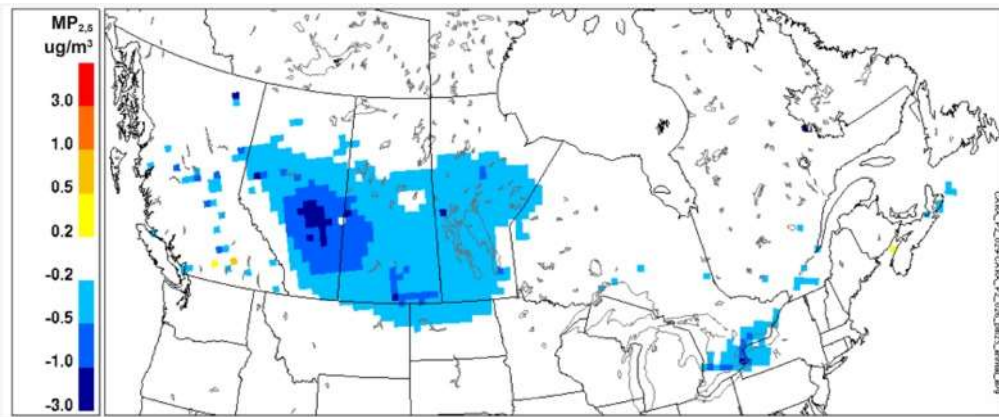


Figure 6.45 Changement des niveaux annuels de $PM_{2.5}$ (en $\mu g\ m^{-3}$) entre le scénario *S15* et le scénario du statu quo (scénario *S15* moins scénario du statu quo de 2015). [*S15*]

Les figures 6.44 et 6.45 présentent les changements des niveaux ambiants d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ en été qui devaient, selon les prévisions, survenir à la suite des réductions des émissions. Le modèle AURAMS a prévu une amélioration assez répandue des niveaux estivaux maximaux quotidiens d'ozone (O_3) sur 8 heures dans les Prairies, variant de 1 à 3 ppb (soit 5 à 10 %), avec des niveaux d'amélioration supérieurs à 5 ppb dans une grande partie de l'Alberta. Dans les zones densément peuplées qui connaissent généralement des niveaux d'ozone (O_3) plus élevés, à proximité de Vancouver, dans le corridor Windsor-Québec et dans les Maritimes, les améliorations prévues étaient marginales et ne dépassaient 3 ppb ou 5 % que dans un seul endroit à l'est de Toronto.

Les niveaux de $PM_{2.5}$ présentaient des caractéristiques similaires, les améliorations les plus marquées étant prévues dans les Prairies (supérieures à $1\ \mu g\ m^{-3}$ ou 10 % au centre de l'Alberta). L'ampleur des améliorations dans le corridor Windsor-Québec était supérieure à celle du cas de l'ozone (O_3) (entre 0,2 et $1\ \mu g\ m^{-3}$ ou 2 à 30 %) mais les Maritimes et la région de Vancouver ne devaient, selon les prévisions, connaître que des améliorations marginales tous les ans (figure 6.45).

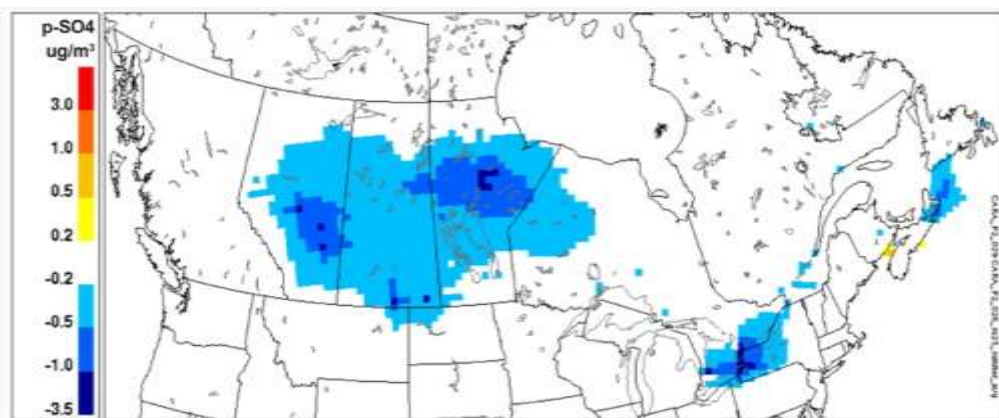


Figure 6.46 Changement du niveau estival moyen du sulfate des particules fines (en $\mu g\ m^{-3}$) entre le scénario et le statu quo (scénario *S15* moins le scénario du statu quo de 2015). [*S15*]

Les changements des niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ correspondaient largement aux réductions des matières particulaires secondaires et de leurs composantes. Tous les ans, les réductions des niveaux de sulfate ont mené à des améliorations des niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ dans toutes les zones du pays (non illustré). Ces améliorations étaient à leur tour associées à des améliorations importantes dans lesquelles le sulfate domine prévue pendant la période estivale (*figure 6.46*). Des améliorations plus modérées étaient prévues en hiver et, dans ce cas, étaient exclusivement déterminées par des réductions du nitrate (non illustré). Dans des zones telles que l'Alberta et le nord du Manitoba, où la quantité de particules formées chimiquement a chuté de 5 à 30 points de pourcentage (non illustré), on a prévu un changement de la composition chimique des particules. Ce changement signifiait que la fraction primaire, directement liée aux émissions primaires, était devenue une fraction égale de la masse des $PM_{2.5}$. Dans le corridor Windsor-Québec, le rapport entre les particules primaires et secondaires est resté en grande partie inchangé, les particules secondaires dominant la composition. Un changement entre la nature primaire et secondaire des particules pourrait nécessiter une approche différente, avec un accent mis sur les émissions de matières particulaires primaires, afin de réduire davantage la pollution atmosphérique dans ces zones.

Des analyses supplémentaires ont été effectuées pour mieux comprendre le rôle que jouent les réductions des émissions de chaque secteur dans la réponse atmosphérique. Trois simulations supplémentaires ont été étudiées, les perturbations suivantes ont été appliquées au champ d'émissions : 1) omission des réductions des secteurs du pétrole et du gaz (y compris le pétrole et le gaz en amont, autres secteurs comme au tableau 8; 2) omission des réductions des émissions dans le secteur de la fusion et de la production d'électricité, autres secteurs comme au tableau 8; 3) omission des réductions des émissions de tous les secteurs à part le pétrole et le gaz, la fusion et la production d'électricité (comme au tableau 8). Lorsque les réductions des émissions ont été omises dans une simulation, les émissions du secteur concerné ont été établies à leur niveau de référence de 2015.

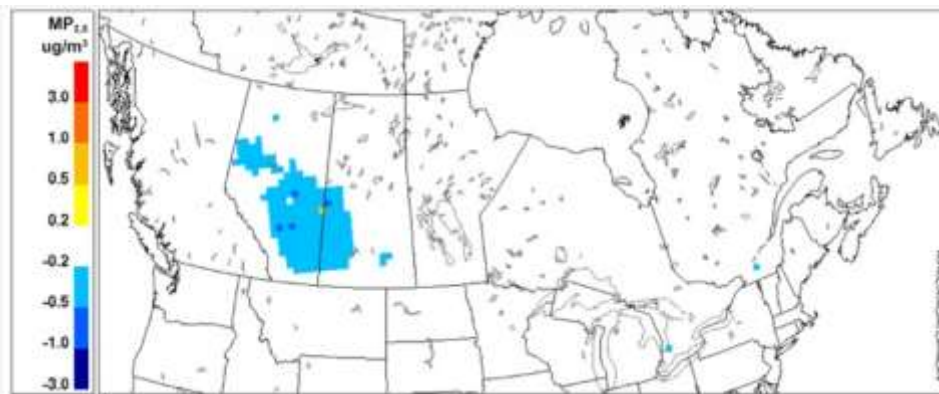


Figure 6.47 Changements des niveaux annuels des $PM_{2.5}$ (en $\mu g m^{-3}$) entre le scénario S15 et le scénario sans réduction des émissions du pétrole et du gaz (scénario S15 moins scénario S15 sans réduction du pétrole et du gaz). [S15]

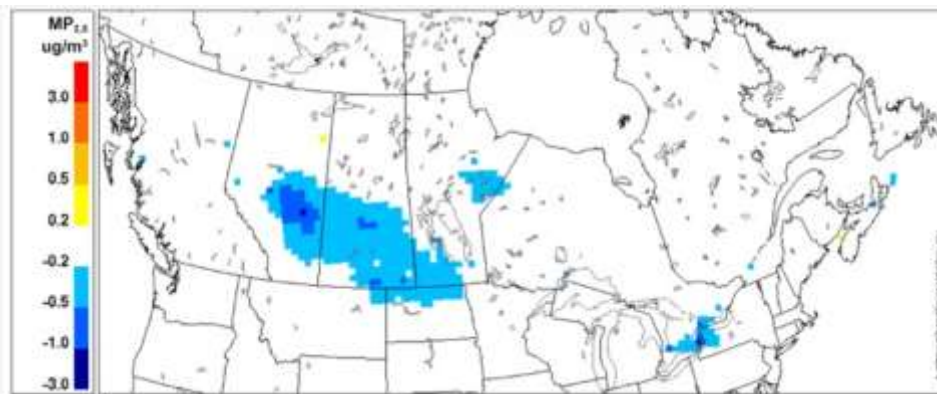


Figure 6.48 Changement des niveaux annuels des $PM_{2.5}$ (en $\mu g m^{-3}$) entre le scénario S15 et le scénario sans réduction des émissions des industries de la fusion et de la production d'électricité (scénario S15 moins scénario S15 sans réduction de la production d'électricité et de la fusion). [S15]



Figure 6.49 Changement des niveaux annuels des $PM_{2.5}$ (en $\mu g m^{-3}$) entre le scénario S15 et le scénario sans réduction des émissions des autres secteurs (scénario S15 moins scénario S15 sans réduction des autres secteurs). [S15]

Les figures 6.47 à 6.49 présentent les résultats de ces analyses supplémentaires. Chaque figure isole la contribution pouvant être liée aux réductions des émissions dans les secteurs examinés. La figure 6.47 indique que les réductions des émissions dans le secteur du pétrole et du gaz étaient à l'origine d'une fraction importante de la réduction des $PM_{2.5}$ ambiantes illustrées à la figure 6.45, mais uniquement en Alberta. Dans d'autres parties du pays, les réductions des émissions dans le secteur du pétrole et du gaz n'ont pas entraîné de changements des niveaux ambiants supérieurs à $0,2 \mu g m^{-3}$, à l'exception de deux endroits isolés le long du corridor Windsor-Québec. L'effet des réductions des émissions dans les secteurs de la production d'électricité et de la fusion sur les niveaux ambiants des $PM_{2.5}$ était bien plus étendu (figure 6.48). Il était associé à des changements dans de vastes zones d'Alberta, de Saskatchewan, du Manitoba et de l'Ontario. Dans les zones où l'effet des réductions des émissions du secteur du pétrole et du gaz était aussi important, l'ampleur de l'effet des réductions des émissions des secteurs de la production d'électricité et de la fusion était plus importante (dans le scénario des réductions des émissions précis étudié ici). L'effet des réductions des émissions dans les secteurs

restants (figure 6.49) était bien plus réduit et spatialement dispersé sur le domaine. Il convient cependant de noter que, à l'est en particulier, il était lié à des changements des niveaux ambiants des $PM_{2.5}$ dans les villes principales, et pouvait potentiellement toucher les zones densément peuplées.

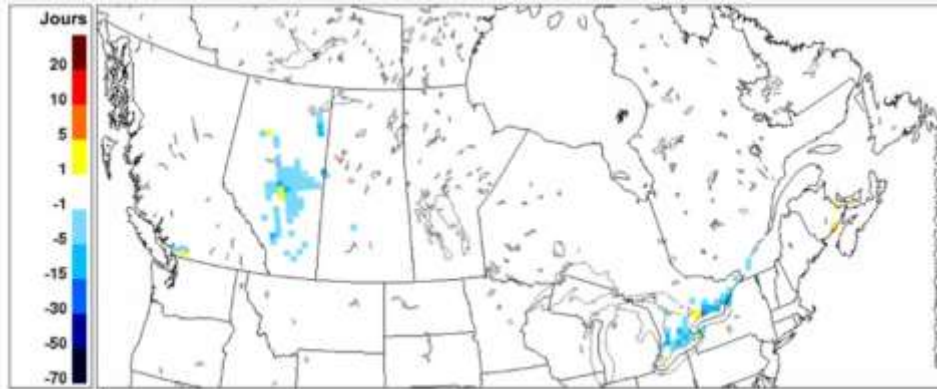


Figure 6.50 Différence du nombre de jours de dépassement des valeurs d'ozone (O_3) de la norme pancanadienne (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]



Figure 6.51 Différence du nombre de jours de dépassement des valeurs de $PM_{2.5}$ de la norme pancanadienne (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]

Du point de vue du standard pancanadien, les réductions des émissions dans le scénario S15 a entraîné une réduction générale de 1 à 10 jours de dépassement de l'ozone (O_3) (figure 6.50). La réduction la plus importante devait, selon les prévisions, se produire dans le corridor Windsor-Québec, puis en Alberta et à proximité de Vancouver. Quelques endroits dispersés devaient, selon les prévisions, connaître 1 à 3 dépassements supplémentaires. À l'exception d'Edmonton et de la rivière de la Paix, ces réductions n'avaient pas d'équivalent dans la moyenne maximale d'ozone (O_3) sur 8 heures (figure 6.44) et devraient donc être liées à un léger déplacement de l'emplacement de certains dépassements, plutôt qu'à de nouveaux dépassements. Les réductions des émissions ont aussi réduit le nombre de dépassements des $PM_{2.5}$ à proximité d'Edmonton et de Montréal et de la région de Toronto-Hamilton (figure 6.51). Comme dans le cas de l'ozone (O_3), quelques augmentations isolées du nombre de dépassements, situées dans les mêmes régions que les réductions, ont indiqué un léger changement des

endroits où se produisent les dépassements. Concernant les $PM_{2,5}$ et l'ozone (O_3), les réductions des émissions présentées ici pouvaient potentiellement réduire le nombre de jours de dépassement des valeurs de la norme pancanadienne.

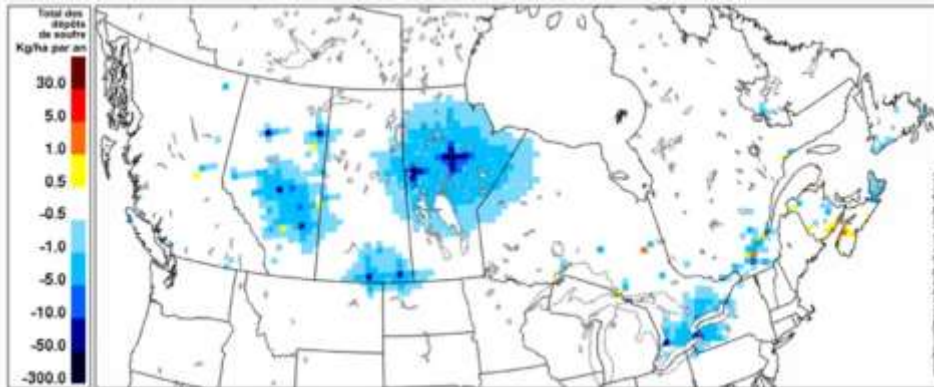


Figure 6.52 Changements du dépôt de soufre total en $kg/ha/an$ (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015). [S15]

Les réductions des émissions de S15 ont aussi entraîné des réductions considérables des dépôts de soufre, de l'ordre de 0,5 à 5 $kg/ha/an$ dans de vastes régions de l'Alberta, du sud de la Saskatchewan et du corridor Windsor-Québec (figure 6.52). Au Manitoba, les réductions prévues dépassaient 50 $kg/ha/an$ au plus fort (plus de 50 %) et la zone touchée par des réductions jusqu'à 5 $kg/ha/an$ couvrait l'ensemble de la moitié nord de la province. Ce déclin représentait une réduction de 10 % à 50 % du total des niveaux des dépôts de soufre presque partout à l'ouest du Canada et à une réduction de 10 % à 30 % dans le corridor Windsor-Québec. À l'est du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse, cependant, le modèle a prévu une augmentation de dépôt de soufre total, qui semblait être associée à une augmentation des sources d'émissions isolées. Les changements des dépôts d'azote prévus présentaient un schéma similaire, avec des réductions à l'ouest du Canada et dans le corridor Windsor-Québec (s'élevant à 5 % à 30 % presque partout à l'ouest du Canada, mais à moins de 5 % à l'est du Canada) et de légères augmentations en Nouvelle-Écosse (carte des dépôts d'azote non présentée).

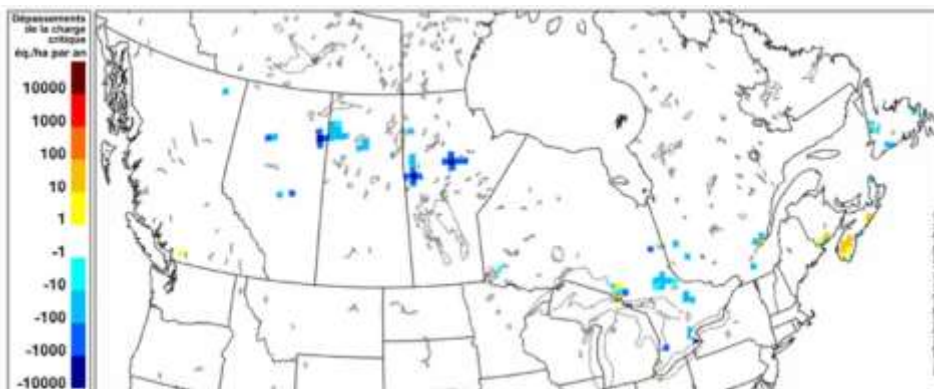


Figure 6.53 Changements du total des dépassements de la charge critique de soufre (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015), fondés sur la carte de la charge critique de Wong et Dennis (2008). [S15]

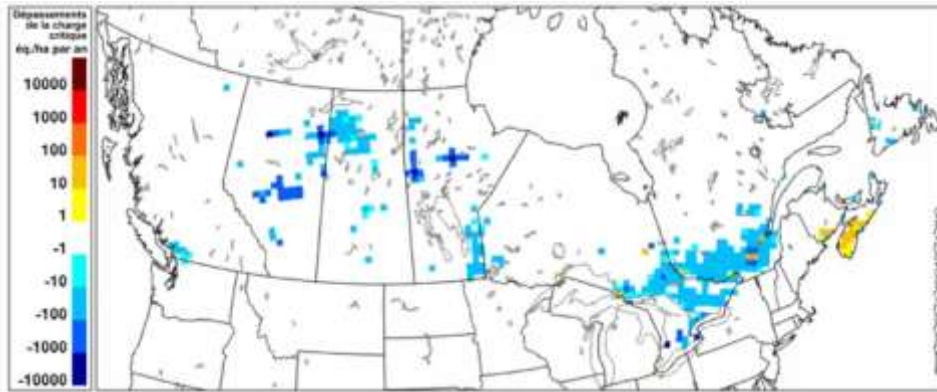


Figure 6.54 Changements du total des dépassements de la charge critique du soufre et de l'azote (scénario S15 moins scénario du statu quo de 2015), fondés sur la carte de la charge critique de Wong et Dennis (2008). [S15]

Les prévisions des changements du nombre de dépassements de la charge critique qui en résultent sont présentées aux figures 6.53 et 6.54. En raison d'un manque de données sur la charge critique au sud de l'Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, les changements des dépassements de la charge critique dans ces régions n'ont pas pu être calculés (reportez-vous à la figure 6.39 pour consulter la couverture des données sur la charge critique). Les réductions des émissions sous-jacentes dans le scénario S15 devaient, selon les prévisions, faire baisser le nombre de dépassements de la charge critique des mesures du soufre et de soufre et de l'azote, sauf en Nouvelle-Écosse et dans quelques emplacements dispersés à proximité de la ville de Québec, d'Algoma et de Vancouver. Dans le cas de ces deux mesures, les réductions des émissions n'étaient pas suffisantes pour éliminer complètement les dépassements des charges critiques au Canada (non illustré), mais pourraient réduire l'ampleur des dépassements et l'étendue des zones géographiques touchées.

6.5.2 Aperçu de la mise en œuvre des réductions des émissions supplémentaires à l'échelle provinciale

Deux scénarios de réduction des émissions au-delà des réductions imposées par les lois ont été étudiés en Colombie-Britannique. Le premier scénario (S16) a étudié l'effet des réductions de deux sources ponctuelles dans la région du Grand Vancouver en 2015. Le deuxième scénario, aussi établi en 2015, a étudié un plan de gestion de la qualité de l'air de la région plus large (S17) qui inclut les réductions des sources ponctuelles dans le premier scénario, ainsi que des réductions des émissions dans les secteurs marins et non routiers. Un domaine de modélisation d'une résolution de 12 km, s'étendant du centre de l'Oregon au centre de la Colombie-Britannique et de l'ouest de l'Idaho à l'océan Pacifique, a été utilisé pour obtenir un sous-domaine à résolution à maille fine de 4 km, centré au-dessus du bassin de Georgia et de la baie Puget (figure 6.7(b)). Les périodes météorologiques pour les études étaient une période estivale typique (du 9 au 31 août 2011) et une période hivernale typique (du 1^{er} au 13 décembre 2002). Les émissions du cas de référence, ainsi que celles de toutes les autres sources non touchées par les réductions étaient des projections de 2015. Les détails de la configuration du modèle pour ces deux scénarios, « S16 » et « S17 », sont présentés dans l'annexe.

Le scénario S16 était conçu pour étudier l'effet des réductions des émissions issues de sources ponctuelles modestes dans la région du Grand Vancouver. Plus précisément, le NO_x a été réduit de 2 100 tonnes dans deux usines et le SO_x et les $\text{PM}_{2,5}$ des raffineries ont été réduits de 850 tonnes et de 50 tonnes, respectivement. Ces réductions s'élevaient respectivement à des diminutions d'environ 2 %, 1 % et 0,1 % de toutes les émissions au sein du domaine de modélisation. Les réductions des émissions avaient des répercussions mineures sur les niveaux d'ozone (O_3). De manière générale, quand les niveaux d'ozone (O_3) se situaient dans les intervalles les plus élevés (> 40 ppb), les réductions de l'ozone (O_3) s'élevaient à 0 à 2 ppb et, quand les niveaux d'ozone (O_3) étaient faibles ou égaux aux niveaux de référence à proximité du Grand Vancouver, des augmentations d'ozone (O_3) modestes jusqu'à 9 ppb étaient prévues. L'effet sur les niveaux ambiants de $\text{PM}_{2,5}$ était aussi très limité, avec des réductions maximales des niveaux horaires de $\text{PM}_{2,5}$ ne dépassant pas $5 \mu\text{g m}^{-3}$ en été et $11 \mu\text{g m}^{-3}$ en hiver. Les petites réductions des émissions modélisées se situaient probablement à la limite de la capacité du modèle et les résultats devraient être examinés avec prudence.

Le scénario S17 était conçu pour étudier les effets d'un plan de gestion de la qualité de l'air potentiel dans la principale région métropolitaine de Vancouver. Trois zones de réduction ont été prises en considération : les réductions des émissions des sources ponctuelles étudiées dans S16; les réductions des émissions du secteur maritime provenant de l'utilisation de carburant à faible teneur en soufre par les navires océaniques, l'utilisation accrue de l'alimentation à quai pour les opérations en séjour, la modernisation de B. C. Ferries grâce au contrôle des émissions et à la modification des techniques de combustion et à la rénovation des navires de port en service; et les réductions dans le secteur non routier, provenant de l'utilisation de catalyseurs d'oxydation diesel dans les moteurs non routiers et de la modification des techniques de combustion. Ces trois séries de réductions ont été appliquées à la partie canadienne de la vallée du bas Fraser, à savoir Grand Vancouver et le district régional de la vallée du Fraser. Les réductions représentaient des réductions, par rapport aux émissions totales au sein du domaine de modélisation, de 8 % des émissions de NO_x , de 6 % des émissions de composés organiques volatils (COV), de 11 % des émissions de SO_2 et de 2 % des émissions de $\text{PM}_{2,5}$.

Le scénario S17 a eu pour résultat une augmentation modérée des niveaux horaires d'ozone (O_3), s'étendant des voies maritimes aux régions du Grand Vancouver, car les émissions de NO_x plus faibles dans ces zones ont réduit le titrage de l'ozone (O_3) déjà formé (transporté ou regroupé dans ces endroits). En conséquence, de petites zones où les niveaux d'ozone (O_3) étaient réduits sont apparues juste en aval des zones connaissant des augmentations. Dans ces cas-là, une quantité inférieure de NO_x permet la formation d'ozone (O_3), autrement produit à partir des émissions de précurseurs issues de ces sources. Les différences horaires nettes entre le scénario et le cas de référence de 2015 allaient de -6 ppb à +16 ppb et variaient considérablement selon l'endroit, le jour et l'heure. L'étendue de l'effet sur le territoire était limitée, illustrant l'importance relative des réductions des émissions marines pour les autres réductions modélisées. Les niveaux ambiants de $\text{PM}_{2,5}$ étaient aussi réduits grâce à la réduction des composantes primaires et secondaires (principalement du nitrate et du sulfate) partout dans le domaine, pendant les périodes de modélisation d'été et d'hiver. La réduction des émissions n'a pas seulement touché les niveaux locaux de $\text{PM}_{2,5}$ près de la région source des émissions, mais aussi les niveaux ambiants dans les zones en aval. Les différences horaires nettes en été variaient entre $0 \mu\text{g m}^{-3}$ et $-18 \mu\text{g m}^{-3}$ à l'intérieur et autour des régions côtières et du centre ville de Vancouver. Les niveaux

horaires de $PM_{2.5}$ en hiver ont diminué de près de $18 \mu\text{g m}^{-3}$ (2 décembre 2002). Une analyse et une modélisation approfondies seraient nécessaires pour évaluer l'effet du scénario de réduction des émissions S17 sur la valeur maximale saisonnière d'ozone (O_3), les niveaux annuels de $PM_{2.5}$ et les dépassements des valeurs de la norme pancanadienne.

6.6 Influences transfrontalières sur les $PM_{2.5}$ l'ozone (O_3) et les précurseurs du smog

6.6.1 Méthodologie de modélisation relative aux études des répercussions transfrontalières

Les récentes études canadiennes des influences transfrontalières sur les niveaux de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) ont été en grande partie effectuées à l'aide de simulations d'annulation. Dans ces études, toutes les émissions anthropiques issues d'une source d'intérêt donnée (secteur d'activité ou zone géographique) sont établies à zéro. Les résultats de la simulation dont les émissions ont été remises à zéro sont ensuite comparés aux résultats d'une simulation non perturbée. La différence entre les deux simulations fournit une estimation des effets des émissions issues de la région source d'intérêt. Même s'il ne s'agit pas d'une méthode quantitative, cette approche fournit une approximation de premier ordre de la quantité des émissions ou de la pollution secondaire provenant d'une région source donnée et de la distance qu'elles parcourent. Dans les études abordées dans cette section, des simulations d'annulation ont été utilisées pour estimer l'influence transfrontalière du Canada sur les États-Unis, et vice versa. Des approches similaires ont aussi été adoptées pour déterminer les estimations du transport interprovincial et frontalier à l'échelle locale.

6.6.2 Influence des émissions canadiennes sur les $PM_{2.5}$ aux États-Unis

L'incidence des émissions canadiennes sur les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ aux États-Unis a été le centre d'intérêt de trois études différentes. Les deux premières études, S18 et S19, ont été effectuées avec le modèle CHRONOS pendant les étés de 2003 et de 2004, à l'aide de l'inventaire canadien des émissions de 1995 et l'inventaire américain des émissions de 1999, alors que la troisième étude (S20) a utilisé le modèle AURAMS pour évaluer les flux transfrontaliers dans les conditions futures (représentées par inventaires des émissions prévues de 2015 du Canada et des États-Unis). Dans l'étude S20, l'année météorologique de référence était 2002. Les détails de la configuration du modèle de ces trois études sont présentés dans l'annexe.

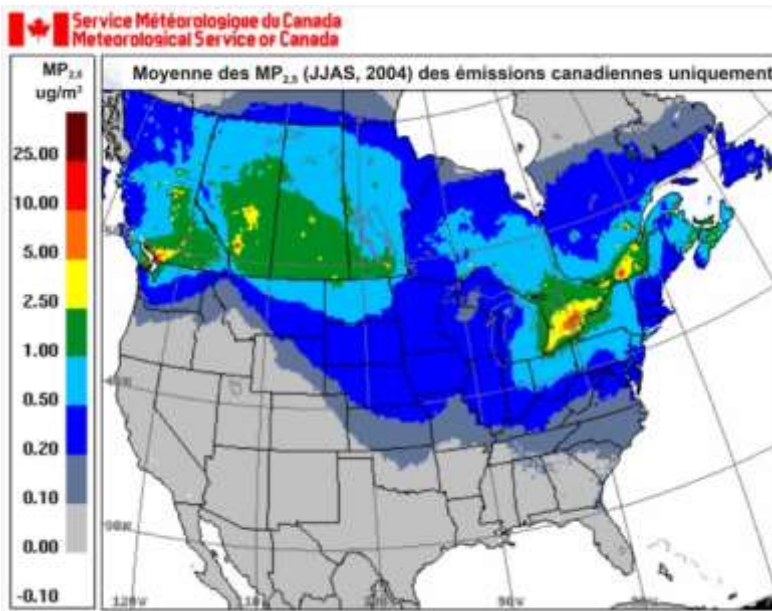


Figure 6.55 Carte composite de l'influence des émissions canadiennes sur les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ aux États-Unis pendant l'été 2003 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$). [S18]

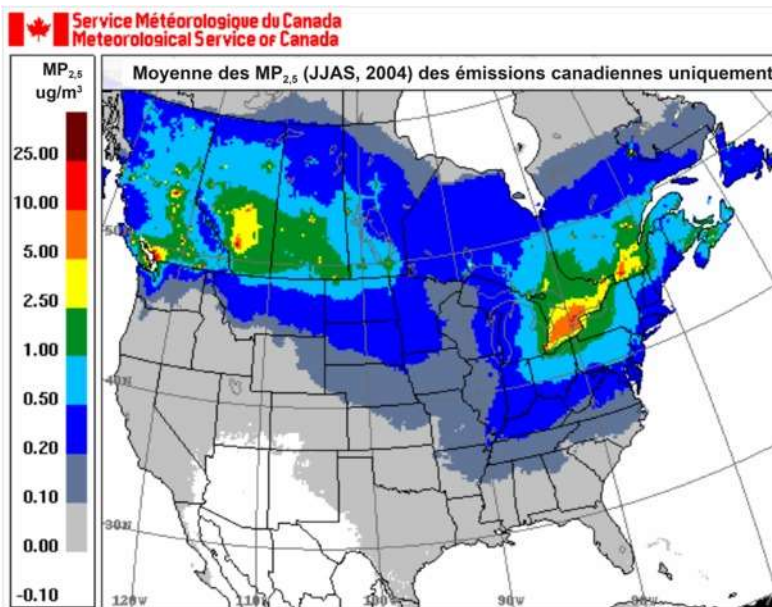


Figure 6.56 Carte composite de l'influence des émissions canadiennes sur les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ aux États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$). [S19]

Les figures 6.55 et 6.56 présentent des cartes de l'influence des émissions canadiennes sur les niveaux ambiants des $\text{PM}_{2.5}$ des États-Unis pendant les étés 2003 (S18) et 2004 (S19), respectivement. Les cartes ont été compilées à partir d'une série de simulations d'annulation provinciales du modèle CHRONOS, indiquant chacune l'influence d'une province donnée sur ses voisins. Les résultats des

simulations individuelles ont ensuite été rassemblés pour obtenir une image composite du secteur d'influence canadien global. La carte composite a été créée en prenant l'influence maximale calculée à partir d'une des simulations individuelles dans un endroit donné. Les cartes ont permis de déterminer les secteurs américains sensibles aux changements des émissions canadiennes, et elles ont fourni une première estimation de leur niveau de sensibilité. En supposant que les réductions des niveaux ambiants moyens de $PM_{2.5}$ de plus de $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$ étaient significatives³⁴, les figures 6.55 et 6.56 ont montré que l'importance du transport transfrontalier de la pollution canadienne aux États-Unis variait à travers le pays. Directement au sud de la Colombie-Britannique, le transport transfrontalier semblait limité spatialement, alors que les émissions canadiennes semblaient influencer directement sur les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ aussi loin au sud que le Nebraska dans les plaines centrales du sud et le Kentucky et la Virginie à l'est.

Il y avait des fluctuations notables dans l'étendue spatiale de l'influence des émissions canadiennes entre les scénarios S18 et S19. Ces différences étaient directement attribuées aux variations météorologiques entre 2003 et 2004, car les deux études étaient effectuées à l'aide du même modèle CHRONOS et des mêmes données d'entrée sur les émissions. En particulier, alors que les flux transfrontaliers en provenance des Prairies canadiennes étaient systématiquement transportés au sud-est des Prairies, l'étendue spatiale des flux aux États-Unis variait jusqu'à 500 km d'un été à l'autre. À l'est, cependant, les flux transfrontaliers en provenance de l'Ontario et du Québec semblaient plus uniformes d'une année sur l'autre.

De manière générale, S18 et S19 ont permis de conclure que les émissions canadiennes influent sur les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ dans la majorité de la plupart de la moitié nord des États-Unis, mais que leur ampleur est relativement limitée, atteignant 10 fois le seuil de $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$ à son maximum, de l'autre côté des lacs Érié et Ontario et dans le secteur de la baie Puget en Colombie-Britannique.

³⁴ Le seuil de $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$ est identique au critère utilisé par l'Environmental Protection Agency des États-Unis pour établir la Clean Air Interstate Rule (CAIR).

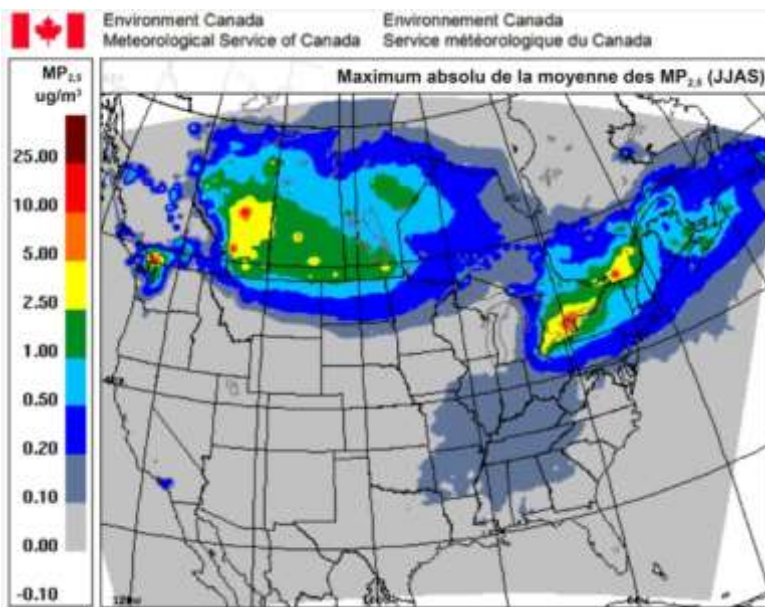


Figure 6.57 Carte composite de l'influence prévue des émissions canadiennes sur les niveaux de $PM_{2.5}$ aux États-Unis en 2015, pendant l'été (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $PM_{2.5}$ en $\mu g m^{-3}$). [S20]

L'étude AURAMS S20 qui analyse l'influence des émissions canadiennes sur les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ dans le futur (2015) a confirmé que les états américains du nord continueront à subir des flux transfrontaliers à l'avenir, et à des niveaux qui devraient, selon les prévisions, être similaires aux niveaux actuels (figure 6.57). Cette étude en particulier n'a tenu compte d'aucun règlement proposé évalué dans le cadre du plan Prendre le virage.

Alors que les figures 6.55, 6.56 et 6.57 présentent des renseignements différents au sujet de l'étendue spatiale de l'influence des émissions canadiennes aux États-Unis, notamment au sud des Prairies, il faut éviter de conclure hâtivement que les différences sont uniquement dues à une réduction des émissions canadiennes entre l'inventaire de 1995 utilisé dans les études CHRONOS S18 et S19 et l'inventaire prévu de 2015 utilisé dans l'étude AURAMS S20. En réalité, au niveau national, les niveaux d'émissions de $PM_{2.5}$ primaires et de composés organiques volatils (COV) sont similaires entre 1995 et 2015 et seules les émissions de SO_x et de NO_x ont baissé d'environ 20 % entre les deux inventaires (PDB : www.ec.gc.ca/inrp-npri). D'autres différences entre les études incluaient des représentations différentes des processus des matières particulaires et les différentes années météorologiques (2002 par rapport à 2003 et 2004), qui avaient des répercussions directes sur l'étendue spatiale, comme discuté précédemment dans le contexte des analyses CHRONOS S18 et S19. Par conséquent, il est difficile de déterminer sans simulations supplémentaires lequel de ces facteurs est la cause principale de ces différences.

Néanmoins, ces trois études s'accordaient sur le fait que les émissions canadiennes avaient une influence aux États-Unis de manière quasi continue de l'autre côté de la frontière, l'influence la plus forte, en termes absolus, au sud de l'Ontario et du Québec. Par ailleurs, l'ampleur des changements au-

dessus du critère d'importance de $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$ provenant de l'annulation des émissions canadiennes devait, selon les estimations, varier de $0,2$ à $2,5 \mu\text{g m}^{-3}$, se traduisant par des variations des $\text{PM}_{2,5}$ américaines de 5 à 30 % sur une base saisonnière.

6.6.3 Influence des émissions américaines sur les $\text{PM}_{2,5}$ au Canada



Figure 6.58 Carte de l'influence des émissions américaines sur les niveaux de $\text{PM}_{2,5}$ au Canada pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $\text{PM}_{2,5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S19]

L'influence des émissions américaines sur les niveaux ambiants de $\text{PM}_{2,5}$ a été analysée dans les trois études S18, S19 et S20 décrits ci-dessus. En raison des similarités entre les résultats de S18 et S19, seules les études S19 et S20 sont abordées dans cette section. La carte des influences des émissions canadiennes au Canada, provenant des simulations d'annulation de CHRONOS S19 pendant l'été 2004 est décrite à la figure 6.58. On a déterminé deux schémas distincts partout au Canada. Dans les quatre provinces de l'ouest, on a estimé que les flux transfrontaliers des États-Unis seraient de la même ampleur que ceux du Canada. Leur incidence était généralement caractérisée par des variations des niveaux ambiants de $\text{PM}_{2,5}$ entre $0,2$ et $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$, avec un pic au-dessus de $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$ à la frontière entre la baie Puget et le bassin de Géorgie en Colombie Britannique, et une étendue spatiale à moins de 500 km de la frontière, généralement. Contrairement à la situation à l'ouest du Canada, les provinces de l'est devaient, selon les estimations, connaître un niveau bien plus haut de sensibilité aux émissions américaines. En Ontario et au Québec, on a estimé que l'ampleur de l'influence variait de 5 à 50 fois le seuil d'importance dans la plupart des zones au sud du 50° parallèle, et dépassaient 50 fois le seuil (entre 10 et $25,0 \mu\text{g m}^{-3}$) à l'extrémité sud du lac Érié. Dans toutes les provinces de l'est, y compris les Maritimes, l'étendue spatiale du secteur d'influence semblait généralement atteindre $1\ 000$ à $1\ 500 \text{ km}$.

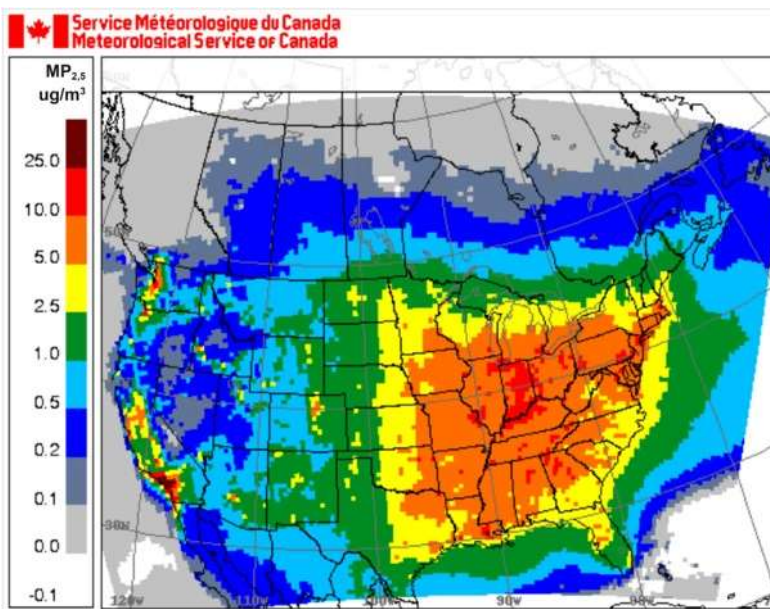


Figure 6.59 Carte de l'influence des émissions américaines prévues de 2015 sur les niveaux de $PM_{2.5}$ au Canada en été (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $PM_{2.5}$ en $\mu g\ m^{-3}$). [S20]

La carte de l'influence des émissions américaines obtenue à partir des simulations d'annulation d'u modèle AURAMS S20 concernant les niveaux d'émissions prévus de 2015 (figure 6.59) présente une empreinte au Canada similaire à celle issue de l'étude CHRONOS S19 pour 2004. L'ampleur des changements devait, selon les estimations, varier de 0,2 à 1,0 $\mu g\ m^{-3}$ dans les provinces de l'ouest (10 à 30 % des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$), et de 0,2 à plus de 5,0 $\mu g\ m^{-3}$ dans les provinces de l'est (30 à 80 % des niveaux ambiants de $PM_{2.5}$, avec des variations de plus de 50 % dans la moitié sud de l'Ontario, carte non présentée). Même si un léger déplacement a eu lieu au sud des frontières en Ontario et au Québec, ce qui indique une légère réduction de l'influence des émissions américaines sur les niveaux canadiens de $PM_{2.5}$, les fortes similarités entre la *figure 6.58* et la *figure 6.59* semblent indiquer que malgré des efforts de réduction des émissions aux États-Unis, comme le Clean Air Interstate Rule, les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ à l'est du Canada resteront fortement influencés par les émissions des États-Unis.

6.6.4 Influence de l'appel SIP NO_x et du règlement Clean Air Interstate Rule (CAIR) des États-Unis

Les changements de l'influence transfrontalière des émissions américaines sur les niveaux d'ozone (O_3) ont été analysés dans deux études récentes : une étude menée avec le modèle CMAQ (S21) précisément axée sur l'effet de l'appel SIP NO_x , et l'étude S11 dans laquelle les niveaux de pollution prévus en 2015 ont été analysés avec le modèle AURAMS et comparés aux niveaux actuels (2002). Les détails de la configuration du modèle sont présentés dans l'annexe.

L'appel SIP NO_x SIP avait pour objectif de réduire le transport régional de l'ozone (O₃) et de ses précurseurs, et exigeait que 22 états de l'est et le district de Columbia mettent en place des mesures de contrôle du NO_x avant le 1^{er} mai 2003. Les State Implementation Plans (SIP) ciblaient le plus souvent des réductions des émissions de NO_x issues des unités de production d'électricité et des chaudières ne produisant pas d'électricité. Pendant la saison de l'ozone (O₃) (mai à septembre), les émissions de NO_x dans ces états ont été réduites de plus de la moitié entre 2002 et 2005. L'effet produit sur les concentrations estivales d'ozone (O₃) a été étudié pendant la période du 1^{er} mai au 30 septembre 2005 en comparant une simulation avec les niveaux d'émissions de 2002 concernant les unités de production d'électricité et les sources routières à celle des niveaux d'émissions de 2005 concernant les unités de production d'électricité et les sources routières. Les émissions de toutes les autres sources sont demeurées à leur niveau de 2002 dans les deux simulations.

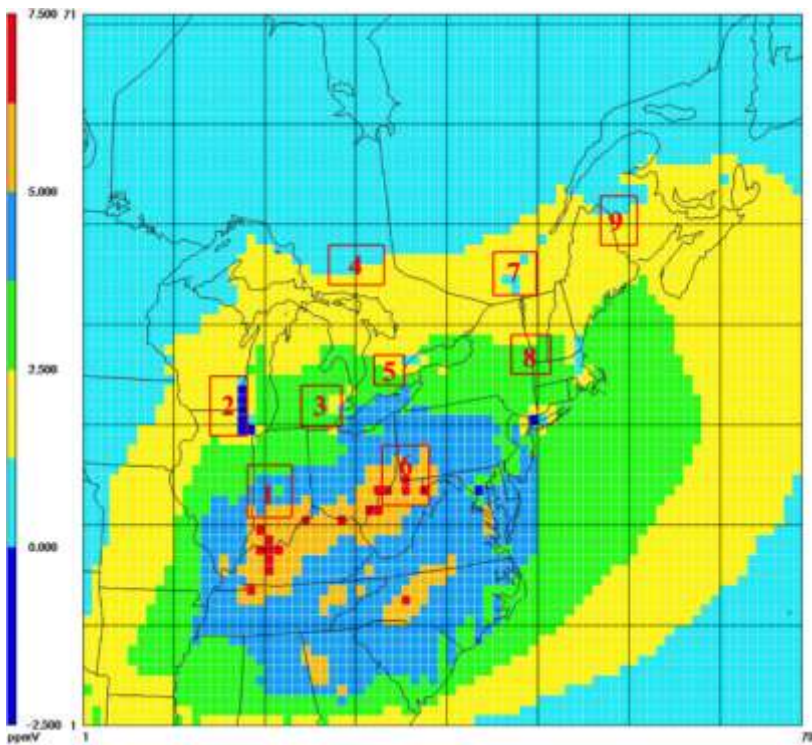


Figure 6.60 Changement moyen des niveaux maximaux quotidiens d'ozone (O₃) sur 8 heures (en ppb) entre le cas de référence de 2002 et le scénario des émissions de 2005 pendant la période de mai à septembre 2005 (cas de référence de 2002 moins scénario de 2005). Les sous-domaines sont représentés par les cases rouges. [S21]

La *figure 6.60* illustre le changement moyen des niveaux maximaux quotidiens de l'ozone (O₃) sur 8 heures à l'est de l'Amérique du Nord pendant toute la durée de l'étude. Le sud de l'Ontario et le Québec, ainsi que la majorité des provinces des Maritimes, devaient, selon les prévisions, connaître des réductions de la valeur maximale quotidienne d'ozone (O₃) sur 8 heures, en moyenne, de 1 à 3,5 ppb. Par ailleurs, au sud-ouest de l'Ontario, près de 90 % des jours modélisés a montré une réduction de la valeur maximale quotidienne d'ozone (O₃) sur 8 heures. Une analyse détaillée des neuf

sous-domaines décrits à la **figure 6.60** a indiqué que les réductions moyennes variaient de près de 1 % au nord de l'Ontario à 5,5 % au sud de l'Ohio et à l'ouest de la Pennsylvanie. Le **tableau 9** présente un tableau récapitulatif.

Le **tableau 9** présente aussi la variabilité de la réponse de la valeur maximale quotidienne d'ozone (O_3) sur 8 heures aux changements des émissions des EGU et des émissions mobiles. Les jours « pollués », lorsque les concentrations d'ozone (O_3) modélisées dépassaient 70 ppb, les réductions d'ozone (O_3) étaient généralement 2 à 3 fois au-dessus de la moyenne des améliorations. Même si les concentrations prévues ces jours « pollués » étaient encore au-dessus de la limite de la NCP établie à 65 ppb, les améliorations étaient importantes. Certains jours également, les niveaux d'ozone (O_3) ont augmenté dans la simulation des émissions de 2005. Il s'agissait en général de jours moins pollués, avec une production régionale d'ozone (O_3) limitée (non illustré). Les réductions étaient probablement dues à un titrage moins important de l'ozone (O_3), résultant de la réduction des émissions de NO_x issues des véhicules routiers dans la simulation des émissions de 2005.

Tableau 6.9 Changement des niveaux maximaux quotidiens d'ozone (O_3) sur 8 heures (en ppb) entre un cas de référence de 2002 et un scénario des émissions de 2005 de mai à septembre 2005 sur les sous-domaines du modèle référencés à la figure 6.60 (cas de référence de 2002 moins scénario de 2005).

Sous-domaine	Changement moyen (en ppb)	Maximum (en ppb)	Minimum (en ppb)	Écart de la norme	Moyenne des jours « pollués » (en ppb)
1	4,2	11,1	-0,9	2,4	8,4
2	1,4	5,9	-0,7	1,3	3,0
3	2,8	9,0	-0,7	2,0	6,4
4	1,2	6,4	0,0	1,4	3,4
5	2,6	8,8	-0,5	2,1	5,4
6	5,5	14,9	-3,2	3,1	10,0
7	1,5	6,8	-1,1	1,5	4,5
8	2,7	10,2	0,0	1,8	5,7
9	1,3	4,3	0,0	1,1	3,9

Des conclusions similaires ont été tirées dans l'étude S11 qui compare les niveaux d'ozone (O_3) prévus pour 2015, quand l'appel SIP NO_x et le règlement Clean Air Interstate Rule seront mis en place, aux niveaux actuels de 2002. Comme il a été débattu dans la section 6.4.1, la plupart des réductions des niveaux d'ozone (O_3) à l'est du Canada étaient dues à des réductions des émissions à l'est des États-Unis. Les changements au sud de l'Ontario, au Québec et dans la plupart des provinces de l'Atlantique varient de 3 à 10 ppb (soit 10 à 30 %), comme l'illustre la figure 6.20. Comme prévu, les changements absolus étaient plus importants dans l'étude S11 que dans la S21, qui a seulement étudié les répercussions de l'appel SIP NO_x et qui était axée sur une année prévue (2005) bien plus proche de

2002. Dans S11, les concentrations obtenues ont permis de réduire de plus de 50 % le nombre de jours où le seuil numérique de l'ozone (O_3) de la norme pancanadienne a été dépassé dans le corridor Windsor-Québec, au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse (non illustré), à l'exception des grandes villes où les réductions étaient plus proches de valeurs de 5 % à 10 % (figure 6.34).

Ces deux études ont indiqué que les flux transfrontaliers en provenance des États-Unis qui influaient sur les niveaux d'ozone (O_3) à l'est du Canada devraient connaître des réductions des niveaux de polluants au fil du temps (dès la mise en œuvre complète de l'appel SIP NO_x). Ces études semblent aussi indiquer que cette tendance devrait se maintenir à l'avenir et que l'effet sur l'ozone (O_3) devrait être mesurable compte tenu de l'ampleur des changements prévus.

6.6.5 Enquête sur les influences transfrontalières en Colombie-Britannique

Les renseignements sur les influences transfrontalières en Colombie-Britannique étaient tirés de trois études : une étude de l'annulation (S22) effectuée avec le modèle CMAQ à haute résolution pour le secteur du bassin de Géorgie et de la baie Puget (figure 6.7b) pendant les simulations d'un mois pendant l'été 2001 et l'hiver 2002 (RWDI, 2003b); et des analyses précises des simulations d'annulation provinciales provenant des études CHRONOS S19 et AURAMS S20. Les détails de la configuration du modèle sont présentés dans l'annexe.

Les résultats de l'étude S22 indiquaient que la plupart de l'ozone (O_3) et des $PM_{2,5}$ dans le bassin de Géorgie était d'origine canadienne en été comme en hiver. Des preuves ont cependant confirmé l'existence d'un transport transfrontalier épisodique dans les conditions météorologiques adéquates. Pendant un épisode, caractérisé par un vent de sud-ouest, on a constaté que l'ozone (O_3) et les précurseurs issus du bassin atmosphérique de la baie Puget contribuaient d'environ 10 ppb aux niveaux ambiants d'ozone (O_3) et augmentaient les concentrations de $PM_{2,5}$ sur l'île de sud de Vancouver de 50 % à 60 %. À l'inverse, au cours des épisodes caractérisés par des flux du nord, on a observé que les $PM_{2,5}$ contribuaient aux concentrations globales dans la baie Puget, à hauteur de 15 à 20 $\mu g m^{-3}$. Les résultats de ces études indiquent que le transport transfrontalier de l'ozone (O_3) et des $PM_{2,5}$ se produit entre les deux bassins atmosphériques tout au long de l'année, selon les régimes météorologiques existants. Un transport de polluants atmosphériques considérable semblait avoir lieu dans les parties canadiennes et américaines de la vallée du bas Fraser, dans une bande de 100 km de large au long de la frontière, et se déplacer occasionnellement vers l'ouest, vers l'île de Vancouver (Environnement Canada, 2004).

Les résultats des études à l'échelle nationale S19 et S20 corroboraient les conclusions de l'étude S22. Comme l'abordent les sections précédentes et les études S19 et S20, des preuves confirment que les flux transfrontaliers entre la Colombie-Britannique et l'état de Washington influent sur les niveaux de $PM_{2,5}$ et que ces flux étaient confinés à la majorité des secteurs de la partie ouest de la frontière entre le Canada et les États-Unis. Par ailleurs, l'influence de chaque secteur sur l'autre semble être du même ordre de grandeur dans les trois scénarios. Elles indiquent aussi qu'il s'agit d'un phénomène qui dure toute l'année (figures 6.56 à 6.59).

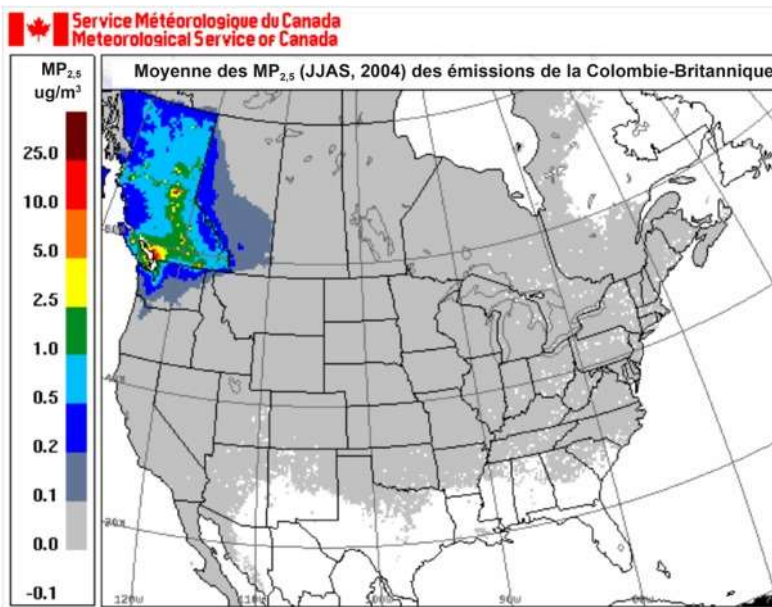


Figure 6.61 Carte de l'influence des émissions de la Colombie-Britannique sur les niveaux ambiants de PM_{2.5} dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de PM_{2.5} en $\mu\text{g m}^{-3}$).[S19]

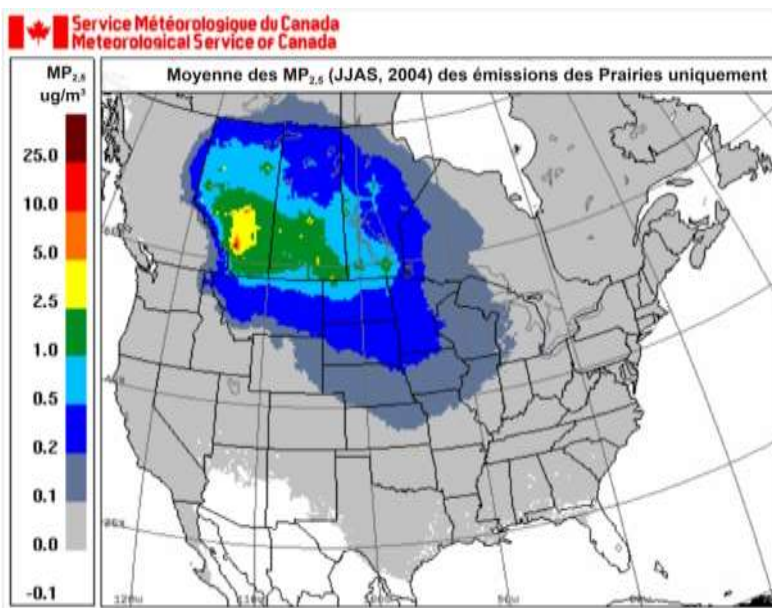


Figure 6.62 Carte de l'influence des émissions des Prairies sur les niveaux ambiants de PM_{2.5} dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de PM_{2.5} en $\mu\text{g m}^{-3}$).[S19]

Par ailleurs, concernant la province de la Colombie-Britannique, peu de preuves indiquaient la contribution du transport interprovincial aux niveaux ambiants de PM_{2.5}. Les figures 6.61 et 6.62 illustrent l'influence des émissions de la Colombie-Britannique et des Prairies (Alberta-Saskatchewan-Manitoba) sur le reste du Canada, comme l'indiquent les simulations d'annulation individuelles de

l'étude CHRONOS S19. En raison de la météorologie dominante, qui a tendance à transporter la pollution vers l'est, et de la barrière géographique naturelle que constituent les Rocheuses, la pollution dans les niveaux atmosphériques les plus bas ne semblaient pas se déplacer davantage dans quelque direction que ce soit à travers la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alberta.

6.6.6 Enquête sur les influences transfrontalières en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba

Les renseignements sur les contributions interprovinciales aux concentrations de $PM_{2.5}$ ont été tirés d'analyses précises des scénarios d'annulation de l'étude CHRONOS S19.

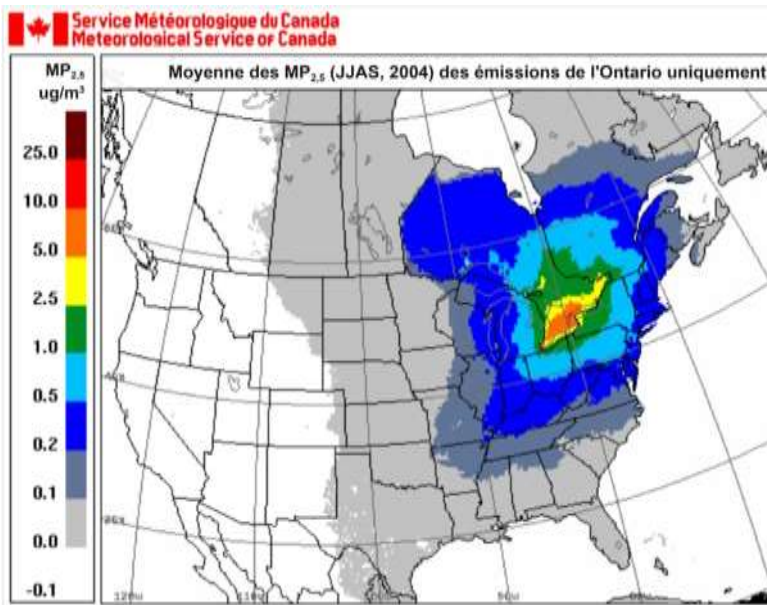


Figure 6.63 Carte de l'influence des émissions de l'Ontario sur les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $PM_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S19]

Comme il a été mentionné dans la section précédente, les résultats des simulations individuelles de S19 indiquaient qu'il existait un faible transport interprovincial à la frontière entre la Colombie-Britannique et l'Alberta (figures 6.61 et 6.62). L'analyse a aussi indiqué que le transport interprovincial de l'Ontario aux Prairies, comme prévu en fonction de la météorologie dominante, était de faible à négligeable (figure 6.63) et que les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba étaient principalement influencés par les émissions provenant de ces trois provinces et des États-Unis, dans une certaine mesure. Des preuves ont, en revanche indiqué, que les émissions des trois provinces des Prairies influençaient sur les niveaux des $PM_{2.5}$ en Ontario, même si l'effet semblait restreint au nord de la province (figures 6.62 et 6.63).

6.6.7 Enquête sur les flux transfrontaliers en Ontario, au Québec et dans les provinces de l'Atlantique

Les influences transfrontalières à l'est du Canada ont été analysées dans quelques études : des analyses précises des scénarios provinciaux d'annulation de l'étude CHRONOS S19; des analyses de l'annulation avec le modèle AURAMS (S23) d'un épisode d'août 2001 au Québec; et des études de l'annulation avec CHRONOS d'épisodes de juin 2001, d'août 2001 et de février 2005 (S24) au Canada atlantique. Les détails de la configuration du modèle sont présentés dans l'annexe.

L'influence des émissions d'Ontario, du Québec et des provinces de l'Atlantique sur niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ dans les autres provinces, comme indiqué par les simulations d'annulation de S19, est illustrée dans les figures 6.63 à 6.65. Les résultats ont montré qu'en raison de la météorologie dominante, les flux transfrontaliers avaient tendance à se produire principalement à l'est d'une province donnée. Dans le cas de l'Ontario, cela signifiait que l'influence de cette province sur les autres était plus importante que l'effet des provinces avoisinantes sur l'Ontario. Malgré des preuves démontrant que les émissions des trois provinces des Prairies influaient sur les niveaux de $PM_{2.5}$ en Ontario, l'effet semblait restreint au nord de l'Ontario (figures 6.62 et 6.63). En revanche, l'analyse semblait indiquer que les émissions de l'Ontario influait de manière significative sur les niveaux de $PM_{2.5}$ dans la plupart des zones du sud du Québec et aussi loin que la frontière avec le Nouveau-Brunswick (figure 6.63). De la même manière, les émissions du Québec devaient, selon les estimations, avoir une incidence considérable sur les niveaux de $PM_{2.5}$ dans les provinces de l'Atlantique (figure 6.64), alors que les émissions du Canada atlantique semblaient avoir peu d'effet sur le reste du pays (figure 6.65).

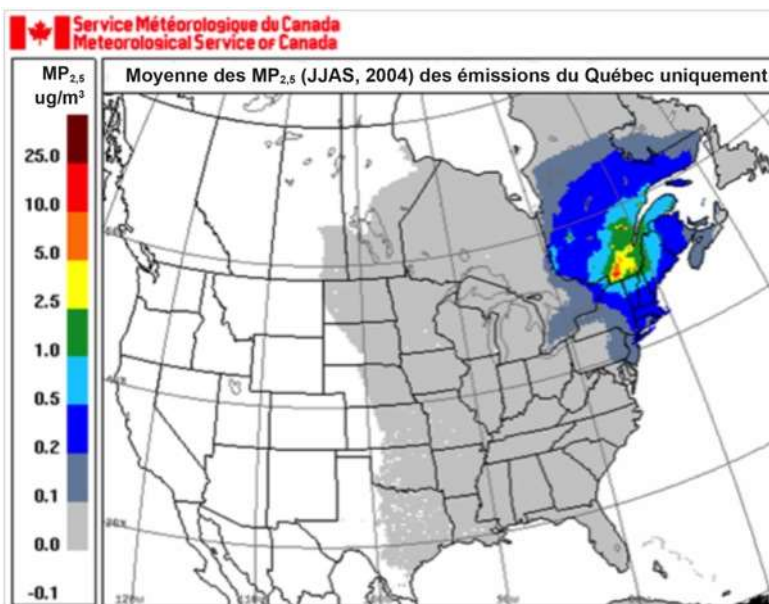


Figure 6.64 Carte de l'influence des émissions du Québec sur les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $PM_{2.5}$ en $\mu\text{g m}^{-3}$). [S19]

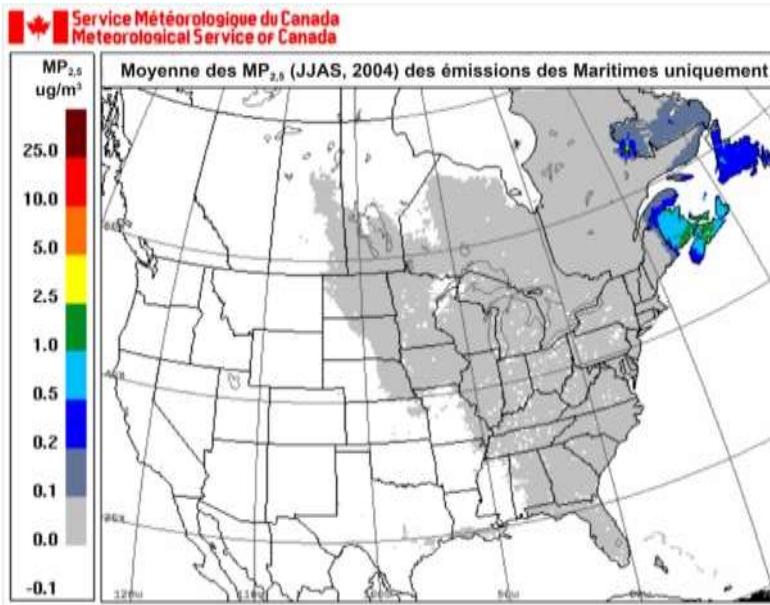


Figure 6.65 Carte de l'influence des émissions des provinces maritimes sur les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ dans le reste du Canada et des États-Unis pendant l'été 2004 (exprimée comme la sensibilité relative des niveaux de $PM_{2.5}$ en $\mu g m^{-3}$). [S19]

Selon les différentes analyses de l'annulation de l'étude S19, il était possible de comparer la force relative des contributions transfrontalières au Québec. Les niveaux de $PM_{2.5}$ dans le segment entre Montréal et Québec variaient de 2,5 à 10,0 $\mu g m^{-3}$ quand les émissions anthropiques issues de la province étaient éliminées (figure 6.64), de 0,5 à 1,0 $\mu g m^{-3}$ quand les émissions d'Ontario étaient éliminées (figure 6.63) et de 1,0 à 5,0 $\mu g m^{-3}$ quand les émissions des États-Unis étaient éliminées (figure 6.58). Ces résultats ont souligné que les émissions locales (provinciales) et les flux transfrontaliers sont importants sur le plan concurrentiel, dans la définition de la qualité de l'air dans la province du Québec. Ils indiquaient également, au moins pour l'été 2004, que les flux transfrontaliers en provenance des États-Unis contribuaient probablement de manière plus importante que ceux de l'Ontario aux niveaux ambiants des $PM_{2.5}$ du Québec.

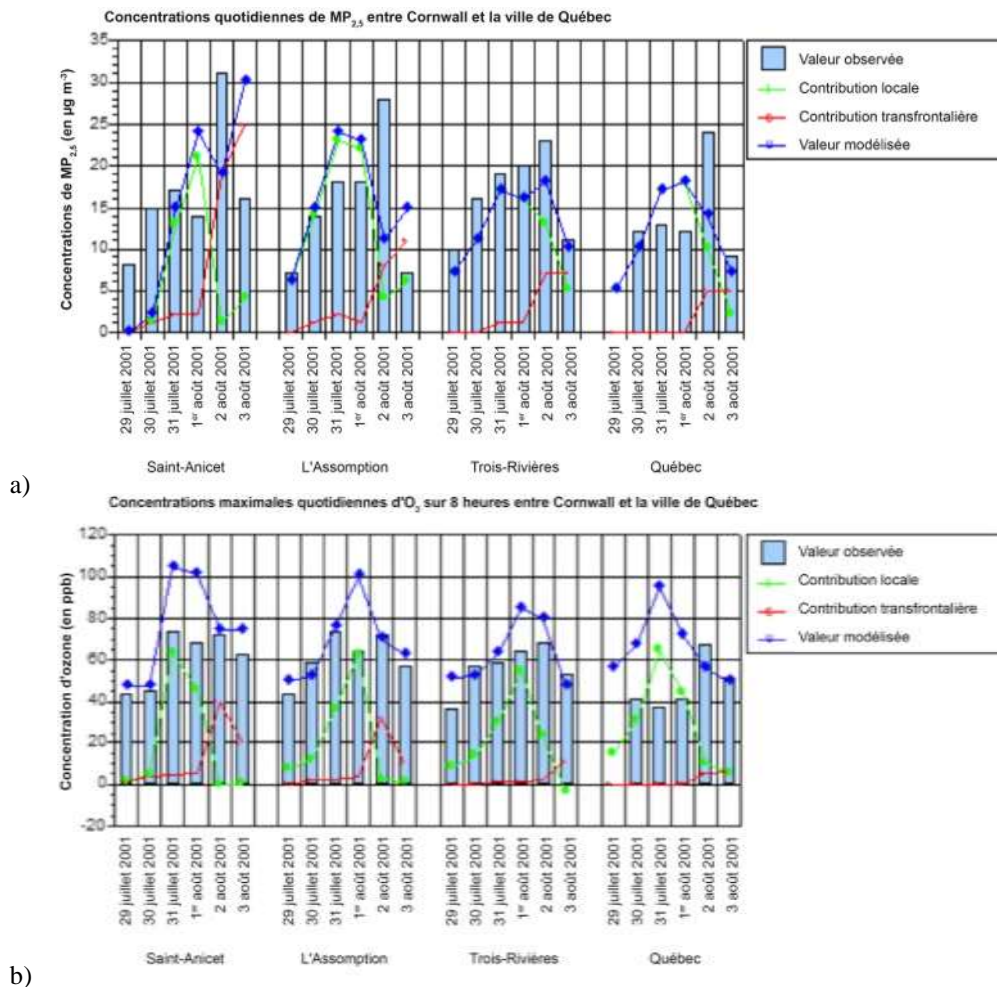


Figure 6.66 Concentration maximale quotidienne de (a) $PM_{2.5}$ et (b) d'ozone (O_3) sur 8 heures, mesurées et modélisées pour quatre emplacements le long de la vallée du Saint-Laurent d'ouest en est. Les estimations calculées des contributions locales et transfrontalières sont aussi illustrées. [S23]

L'étude S23 de l'épisode d'août 2001 au Québec a présenté un exemple précis du rôle du transport à grande distance dans la province du Québec. Un système à haute pression à l'est du continent a permis, le 31 juillet, l'accumulation de polluants à l'origine d'épisodes de smog dans le secteur de Montréal. Ensuite, quand le système a atteint l'océan Atlantique, le flux de sud-ouest derrière la crête a transporté des précurseurs du smog accumulés provenant du Midwest et du sud de l'Ontario dans la zone d'intérêt, provoquant des épisodes de smog à l'échelle régionale le 2 août 2001. Trois simulations de l'épisode ont été effectuées : la première avec toutes les émissions, la deuxième avec les émissions anthropiques du Québec établies à zéro, et la troisième avec les émissions anthropiques à l'extérieur de la province établies à zéro. La figure 6.66 présente les résultats de la répartition, tirés des simulations interpolées à quatre emplacements dans le corridor Cornwall-Québec concernant les $PM_{2.5}$ (a) et l'ozone (O_3) (b). Pour ces deux polluants, la contribution transfrontalière était négligeable le 31 juillet, premier jour de l'épisode, et a brusquement augmenté le 2 août, en raison d'un fort flux de sud-ouest dominant ce jour-là, au point d'expliquer au moins la moitié des concentrations modélisées de l'un des

polluants dans les deux endroits à l'ouest. La contribution transfrontalière a progressivement baissé d'ouest en est, indiquant que la plupart des emplacements de l'est étaient plus éloignés des sources transfrontalières dans cet épisode précis. Les analyses de l'annulation fournissent des résultats différents pour les $PM_{2,5}$ et l'ozone (O_3). Concernant les $PM_{2,5}$, les valeurs de référence modélisées avec toutes les émissions pourraient être reconstituées exactement à partir des contributions locales et transfrontalières obtenues grâce aux simulations d'annulation, alors que ce n'était pas le cas de l'ozone (O_3) car les sources biogéniques contribuent aussi aux concentrations atmosphériques.

L'importance des influences transfrontalières au Canada atlantique a été étudiée avec des études de cas similaires d'un épisode de juin 2001, la suite de l'épisode d'août 2001 faisant l'objet d'une simulation dans S23, et un épisode de février 2005 (S24). Les tableaux 6.10 et 6.11 présentent les contributions relatives des émissions anthropiques américaines et canadiennes aux niveaux de $PM_{2,5}$ et d'ozone sur des sites de surveillance individuels provenant des estimations des simulations d'annulation CHRONOS. On a constaté que le transport transfrontalier des MP, de l'ozone (O_3) et de leurs précurseurs en provenance des États-Unis avaient une influence dominante de l'ordre de 40 % pour l'ozone (O_3) et de plus de 80 % pour les $PM_{2,5}$ pendant les deux épisodes estivaux de qualité de l'air médiocre dans la région de l'Atlantique. Pendant l'épisode hivernal, en revanche, on a constaté que les contributions du Québec et de l'Ontario dominaient (plus de 60 % pour les $PM_{2,5}$), mais que les émissions anthropiques de précurseurs et de matières particulaires fines primaires provenant de la région de l'Atlantique contribuaient aussi à un pourcentage relativement élevé (près de 30 %) aux concentrations locales de $PM_{2,5}$. On a constaté que la contribution transfrontalière des États-Unis était faible dans le cas de la période hivernale. Comme dans l'étude de cas du Québec (S23), l'annulation des sources anthropiques n'a expliqué qu'une partie des concentrations atmosphériques d'ozone (O_3) en été. La contribution estimée des sources biogéniques au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse pendant les deux épisodes estivaux s'élevait approximativement à 50 %.

Une analyse du classement similaire peut être effectuée à partir des simulations d'annulation CHRONOS S19 pour l'été 2004, sur une base saisonnière. Les concentrations de $PM_{2,5}$ au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse variaient entre 0,1 et 0,2 $\mu g m^{-3}$ quand les émissions anthropiques d'Ontario étaient éliminées (figure 6.63); entre 0,1 et 1,0 $\mu g m^{-3}$ quand les émissions anthropiques du Québec étaient éliminées (figure 6.64); de 0,2 à 2,5 $\mu g m^{-3}$ avec quelques pics de sensibilité isolés au-dessus de 5,0 $\mu g m^{-3}$ quand les émissions anthropiques à l'intérieur des provinces étaient éliminées et entre 0,2 et 2,5 $\mu g m^{-3}$ quand les émissions des États-Unis étaient éliminées (figure 6.58). L'étude S19 a souligné le rôle des flux en provenance du Québec et des États-Unis dans l'établissement des niveaux ambiants de $PM_{2,5}$ au Canada atlantique, mais semblait indiquer une contribution plus importante des émissions anthropiques locales que dans les études de cas (S23). Cet écart est probablement lié au fait que seuls des épisodes de pollution intense ont été examinés dans le cadre des études de cas, alors que l'étude S19 a tenu compte d'une saison estivale entière.

Toutes les études abordées ici ont apporté davantage de preuves déterminant que les transports à grande distance d'origine transfrontalière et interprovinciale est une composante déterminante des niveaux de $PM_{2,5}$ et d'ozone (O_3) dans toutes les provinces de l'est du Canada. Par conséquent, les

enjeux liés au smog dans une province ne peuvent pas être traités indépendamment des autres provinces ou des États-Unis.

Tableau 6.10 Contribution moyenne en pourcentage à l'ozone (O₃) modélisé par CHRONOS sur les sites de surveillance du Nouveau-Brunswick et de Nouvelle-Écosse, les jours où les valeurs du standard pancanadien étaient dépassées

Contribution en pourcentage à l'ozone du modèle CHRONOS	Atlantique	Québec et Ontario	Transfrontalière (États-Unis)	Biogénique/ de fond
Juin 2001	7		37	56
Août 2001	4	8	46	42

Tableau 6.11 Contribution moyenne en pourcentage aux PM_{2,5} modélisées par CHRONOS sur les sites de surveillance du Nouveau-Brunswick et de Nouvelle-Écosse, les jours où les valeurs du standard pancanadien étaient dépassées

Contribution en pourcentage au PM _{2,5} modélisées	Atlantique	Québec et Ontario	Transfrontalière (États-Unis)	Biogénique/ de fond
Août 2001	5	4	86	5
Février 2005	29	67	2	2

6.7 Évaluations des incertitudes

Comme dans les sections précédentes, des études ou des renseignements récents permettant une meilleure compréhension des secteurs connus pour leurs incertitudes de modélisation sont abordés dans les paragraphes suivants. L'accent ici est mis sur la sensibilité des résultats de modélisation aux variations météorologiques et aux sources de pollution extérieures (au modèle de modélisation) ou épisodiques. En prélude à ces analyses, un court résumé des incertitudes associées aux capacités du modèle est aussi présenté et se fonde sur les discussions détaillées du chapitre 5.

Une discussion détaillée sur les incertitudes relatives aux inventaires des émissions irait au-delà de la portée du présent chapitre. Les sensibilités du modèle à des niveaux d'émissions différents ont été abordées dans la section 6.3 et les conclusions peuvent être directement utilisées dans le contexte d'une analyse des incertitudes. Si l'on constate que les niveaux ambiants d'ozone (O₃) et de PM_{2,5} sont sensibles à un précurseur émis ou un polluant donné, toute incertitude dans le champ d'émission sera reportée aux résultats de modélisation; à l'inverse, si l'on constate que les niveaux ambiants d'ozone (O₃) et de PM_{2,5} ne sont pas sensibles, les incertitudes du champ d'émission d'un précurseur ou d'un polluant donné seront exacerbées par le manque de sensibilité. Les inventaires d'émissions et les niveaux de confiance des niveaux d'émission de sources différentes sont abordés au chapitre 4.

6.7.1 Influence des incertitudes relatives aux représentations des processus sur les résultats du modèle

Les modèles de la qualité de l'air utilisés dans les études examinées dans ce chapitre figurent parmi les modèles scientifiques de pointe actuels. Il existe cependant de nombreux secteurs de recherche active sur l'élaboration et l'évaluation d'algorithmes représentant les processus à l'origine du rejet, de la formation, du transport et de l'élimination des oxydants atmosphériques et des matières particulaires. Une discussion détaillée sur les points forts et les points faibles de ces modèles est l'objectif du chapitre 5.

Le chapitre 5 met en évidence le fait que les trois modèles utilisés ici présentent encore des écarts significatifs dans leur capacité à faire des prévisions sur l'ozone (O_3) et les $PM_{2.5}$ à l'échelle régionale, et qu'ils ont des niveaux de réussite différents concernant la simulation de la composition des matières particulaires. Les modèles sont généralement plus adaptés à la prévision des polluants primaires (avec des données sur les émissions fiables) qu'à la prévision des polluants secondaires, en raison de la complexité des différents processus atmosphériques. En particulier, le mélange et la dynamique des couches limites, le traitement des nuages et la formation d'aérosols organiques secondaires (AOS) sont quelques-uns des processus ayant des répercussions importantes sur la performance des modèles.

Le chapitre 5 propose aussi deux conclusions particulièrement pertinentes pour les études menées ici :

Même si les niveaux de confiance envers les simulations des modèles de qualité de l'air n'ont considérablement changé par rapport à l'évaluation précédente (Seigneur et Moran, 2004), on constate une amélioration importante des niveaux de confiance envers les simulations sur des périodes plus longues et à plus grande échelle;

alors qu'il semblerait que d'importants écarts de performance existent concernant la prévision des polluants visés, les écarts concernant la prévision des réponses liées aux changements des émissions sont plus faibles.

La connaissance des points forts et des points faibles des modèles utilisés pour les simulations de scénario est un aspect fondamental de l'interprétation des résultats des études. L'utilisation de méthodes d'analyse spécialisées, comme l'examen des différences entre un scénario et un cas de référence, est généralement recommandée pour minimiser l'influence des écarts dans les prévisions du modèle. De plus, des méthodes du poids de la preuve, dans lesquelles les scénarios sont effectués avec de multiples plateformes de modélisation et les résultats sont corroborés par les preuves d'un autre type d'analyse, sont vivement conseillées dans la mesure où la compréhension scientifique des oxydants, et notamment des matières particulaires, est toujours en évolution.

Compte tenu de l'augmentation importante des applications du modèle et du recours accru à ces approches pour informer les décisions politiques, des équipes de modélisation partout dans la collectivité participent à de vastes études d'intercomparaison. De nombreux projets de prévisions d'ensemble de la qualité de l'air ont également été élaborés. Ces initiatives devraient fournir de très précieux renseignements au cours des prochaines années.

6.7.2 Influence des incertitudes relatives aux intrants météorologiques sur les résultats du modèle

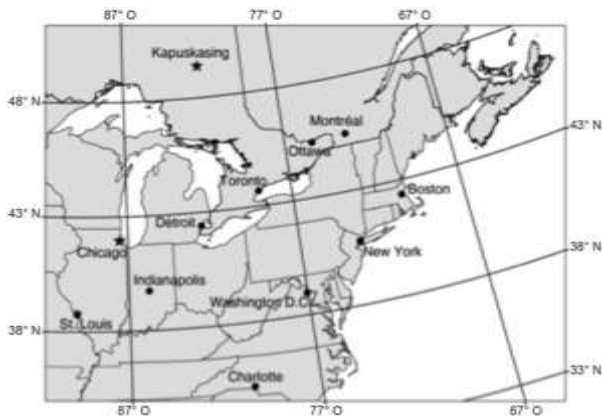


Figure 6.67 Domaine de modélisation S25 et emplacements d'une sélection de villes principales. [S25]

Les incertitudes des intrants météorologiques et leur influence sur les résultats du modèle de la qualité de l'air ont été étudiés à l'aide du modèle CMAQ sur une période de neuf jours, par le Conseil national de recherches du Canada (Smyth et al., 2005, 2006a). L'étude consistait à comparer deux simulations du même épisode, où les champs météorologiques étaient générés par le modèle MM5 des États-Unis (Dudhia et al., 2004), et par le modèle GEM d'Environnement Canada dans l'autre (Côté et al., 1998a, b). Les champs d'émissions dépendants des conditions météorologiques (émissions routières mobiles et biogéniques) ont été traités avec les ensembles de données météorologiques correspondants à l'aide de SMOKE (MCNC, 2000). À l'exception des conditions météorologiques et des émissions modélisées qui en dépendent, tous les autres intrants étaient identiques dans les deux simulations du modèle CMAQ. L'étude était axée sur l'est du Canada et les états du nord-est des États-Unis (figure 6.67) et couvrait la période du 11 au 19 juillet 1999. Les détails de la configuration du modèle de cette analyse de scénario, « S25 », sont présentés dans l'annexe.

La comparaison des deux ensembles de données météorologiques avec les mesures en surface a indiqué que GEM et MM5 avaient fourni des résultats comparables. Lors de la comparaison des deux ensembles de données météorologiques, les pressions modélisées étaient parfaitement compatibles et présentaient des différences moyennes normalisées inférieures à 1 %. Concernant les températures, la différence moyenne normalisée s'élevait à 6 %. La température moyenne de MM5 dépassait la température de GEM d'environ 1,3 °C, quand la moyenne était calculée sur toutes les cellules de grille en surface, dont une partie considérable est occupée par l'océan Atlantique. Quand seules les cellules étaient utilisées dans les calculs, la température moyenne de MM5 dépassait celle de GEM de 2,2 °C. Les vitesses du vent de GEM étaient en moyenne supérieures à celles de MM5 de 0,6 m s⁻¹, avec une différence moyenne normalisée de 15 %, alors que l'humidité relative moyenne de GEM était 11 % supérieure à celle de MM5, avec une différence moyenne normalisée de 16,6 %.

Les émissions routières de composés organiques volatils (COV) et de NO_x fondées sur les conditions météorologiques de MM5 étaient supérieures aux résultats fondées sur GEM de 3,3 % et 0,3 %. La différence moyenne de 2,2°C entre les températures de la terre des modèles a eu un faible effet sur les émissions des sources mobiles des véhicules routiers. Les émissions de CO de GEM étaient 0,1 % supérieures à celles de MM5, et les émissions de NH₃, de matières particulaires et de SO_x n'ont subi aucune influence, car leurs facteurs d'émission ne dépendent pas de la température dans la version du modèle d'émissions des véhicules routiers MOBILE utilisé dans cette étude (des renseignements détaillés sur le modèle MOBILE peuvent être consultés dans Environnement Canada, 2005b). La différence des températures de surface a eu une incidence bien plus importante sur les émissions biogéniques, entraînant une différence relative de 11,8 % entre les émissions de NO biogénique de GEM et de MM5, et de 16,6 % pour les composés organiques volatils (COV) biogéniques (les champs de MM5 étant plus élevés que ceux de GEM). Dans le cas des composés organiques volatils (COV) biogéniques, même si la variation peut être en grande partie attribuée à la différence entre les champs de température, les champs de radiation solaire ont aussi eu une incidence.

Les concentrations moyennes d'ozone (O₃) obtenues en utilisant les conditions météorologiques de GEM et de MM5 étaient très similaires et ont permis d'obtenir des notes de rendement statistiques similaires, par comparaison aux observations du réseau pour cette période. La concentration moyenne d'ozone (O₃) du modèle GEM était inférieure de moins de 1 ppb à celle du modèle MM5, soit une différence moyenne normalisée de -1,7 %. Les effets combinés de l'augmentation de la température dans le modèle MM5, entraînant l'augmentation des émissions d'isoprène et de NO_x sont probablement les principales raisons de la moyenne plus élevée des concentrations d'ozone (O₃) de MM5.

Les niveaux moyens de PM_{2,5} présentaient plus de différences que les champs d'ozone (O₃), même si les deux simulations ont sous-estimé les concentrations moyennes de PM_{2,5} sèches de manière significative par rapport aux données mesurées (de 16,6 µg m⁻³ et 14,3 µg m⁻³, respectivement). Les différences entre les résultats de GEM et ceux de MM5 étaient en partie contrôlées par les différences d'humidité relative, comme analysé et discuté en détail par Jiang *et al.* (2006) et Smyth *et al.* (2006a). En raison de l'humidité relative accrue dans les résultats de GEM, le modèle CMAQ a prévu une augmentation de la masse totale de PM_{2,5}, due à l'augmentation de la concentration de la teneur en eau liée aux particules, qui a facilité la formation de sulfate, de nitrate et d'ions d'ammonium dans les aérosols. L'humidité relative plus élevée a aussi élargi le diamètre des particules, ce qui, dans les résultats de GEM, a eu pour effet de réduire les niveaux de la plupart des composantes chimiques des PM_{2,5}, ainsi inférieurs aux résultats de MM5. Concernant les PM_{2,5} « humides » qui contiennent toutes les composantes d'aérosol, les résultats du modèle GEM étaient supérieurs de 6,1 % à ceux de MM5, alors que pour les PM_{2,5} « sèches » ne contenant que des composantes sèches d'aérosols, les résultats du modèle MM5 étaient supérieurs de 18,8 % à ceux du modèle GEM. Globalement, cependant, les statistiques du rendement concernant la masse des PM_{2,5} n'étaient pas radicalement différentes entre les deux simulations, ce qui semblait indiquer que les différences mineures les intrants météorologiques se traduisent uniquement par des changements mineurs des niveaux ambiants d'ozone (O₃) et de PM_{2,5} dans les types de conditions étudiés ici.

6.7.3 Influence des conditions météorologiques sur les résultats du modèle

Dans tous les scénarios présentés dans le chapitre, les mêmes conditions météorologiques ont été utilisées dans le cas de référence et dans le scénario, isolant ainsi l'incidence des changements des émissions. Il s'agit d'une simplification courante dans la communauté de modélisation, compte tenu des contraintes informatiques actuelles. Les études comme celle présentée dans S25 examinent les diverses manières dont les conditions météorologiques influent sur la réponse du système en termes de pollution atmosphérique. Une zone de recherche active gère actuellement la relation entre les conditions climatiques changeantes et la qualité de l'air à l'échelle régionale, comme indiqué dans le chapitre 8. C'est particulièrement inquiétant pour les scénarios établis à l'avenir, car on prévoit actuellement, par exemple, que les augmentations régionales des concentrations d'ozone (O_3) provoquées par les changements climatiques pourraient être aussi importantes que les augmentations prévues liées à des émissions accrues.

Il existe actuellement un consensus (reportez-vous au chapitre 8 pour consulter un examen détaillé) selon lequel en l'absence d'un accroissement des émissions, les niveaux d'ozone (O_3) de fond devraient diminuer, mais les niveaux d'ozone (O_3) régionaux auraient tendance à augmenter dans la plupart des régions industrialisées, comme le Canada, les États-Unis et l'Europe. De plus, l'inclusion des augmentations prévues des émissions à l'échelle mondiale devrait, selon les prévisions, contrebalancer la réduction du niveau mondial d'ozone (O_3) de fond associée aux changements climatiques et entraîner de manière générale une augmentation de l'ozone (O_3). En termes de $PM_{2.5}$, même si les aérosols en général font l'objet d'études approfondies dans le contexte des changements climatiques, pour déterminer leurs effets directs et indirects sur l'atmosphère, les renseignements sur la manière dont les niveaux de $PM_{2.5}$ de surface seraient touchés sont limités. Les études initiales donnent une réponse mitigée, indiquant des augmentations prévues dans certaines régions et des réductions dans d'autres, d'où le besoin de poursuivre des enquêtes plus ciblées.

Des efforts considérables sont déployés au Canada et partout dans la communauté scientifique mondiale, pour inclure la qualité de l'air et les interactions climatiques aux systèmes de modélisation de la qualité de l'air à l'échelle mondiale, dans le but d'éclairer la conception des politiques sur la qualité de l'air. Tout semble indiquer que les politiques fondées sur les réductions des émissions, sans tenir compte des effets des changements climatiques, pourraient ne pas atteindre les résultats escomptés en sous-estimant les réductions réellement nécessaires.

6.7.4 Influence des sources d'émissions externes et épisodiques

Le choix des modèles à aire limitée pour évaluer les impacts atmosphériques à l'échelle régionale implique que les conditions limites soient fournies aux bords du domaine pour représenter les concentrations de polluants transportées de l'extérieur du domaine étudié. Comme il a été mentionné dans la section précédente, on prévoit une augmentation des émissions mondiales des précurseurs du smog (scénario A2P du GIEC Brasseur et al., 2006 – reportez-vous au chapitre 8 pour consulter des discussions approfondies). Cela influera ensuite sur les concentrations d'ozone (O_3) de fond qui devraient, selon les prévisions, réduire l'efficacité des stratégies de réduction des émissions nationales.

Une tendance similaire pourrait être attendue concernant les $PM_{2.5}$, même si les documents scientifiques sont encore limités à l'heure actuelle. Les simulations des modèles de la qualité de l'air présentées dans ce chapitre ne tenaient compte d'aucun changement futur des concentrations de fond. Des efforts sont déployés pour traiter cette limite en adaptant les conditions limites du modèle afin d'inclure l'influence des émissions mondiales en hausse.

Une autre source d'incertitude des résultats de modélisation présentés dans ce chapitre est liée à l'absence de certaines émissions naturelles, telles que la combustion de la biomasse. En raison d'un manque de renseignements précis sur l'étendue spatiale et temporelle des feux de forêt ou du brûlage dirigé pour une année donnée, les émissions des feux de forêt ne sont généralement pas incluses dans les simulations des scénarios comme ceux abordés dans ce chapitre. Cela est particulièrement vrai lors de l'étude des années faisant l'objet de prévisions. Les émissions des feux de forêt représentent une fraction conséquente des émissions annuelles de $PM_{2.5}$ primaires dans une année donnée; les feux de 2002 au Québec, par exemple, avaient, selon les estimations, rejeté près de 50 % des émissions anthropiques de $PM_{2.5}$ canadiennes en 12 jours environ (*Lavoué et al, 2007*). Les émissions des feux de forêt pourraient être examinées lors de l'évaluation des conditions de la qualité de l'air par rapport aux objectifs ambiants. Cependant, les limites inhérentes à la nature de cette source d'émissions ne permettent pas de l'inclure dans les scénarios de projection. La communauté scientifique s'accorde sur le fait qu'il convient d'exclure de telles sources épisodiques du cas de référence et du scénario, afin d'obtenir des renseignements comparables. Tout effet synergique pouvant se produire dans l'atmosphère à cause de cette charge additionnelle de matières particulaires primaires épisodique est, de facto, négligé.

6.8 Résumé et conclusions

6.8.1 Résumé général

Les aperçus de plusieurs questions scientifiques pertinentes sur le plan politique ont été rassemblés grâce à un examen des scénarios de modélisation récents, axés sur la qualité de l'air au Canada. Les conclusions et l'état des connaissances pouvant être tirés à la suite de cet examen, dans une perspective de modélisation, sont abordés dans les sections suivantes. Ils contribueront, avec les analyses des autres chapitres, à répondre aux questions scientifiques pertinentes sur le plan politique définissant cette évaluation.

La plupart des études a été effectuée à l'aide de modèles applicables à plusieurs polluants, offrant un aperçu complet des effets d'un ensemble donné de changements des émissions des concentrations d'ozone (O_3), de $PM_{2.5}$ et de dépôts acides. Cette approche a mis en évidence que, alors que l'ozone (O_3) et les $PM_{2.5}$ ambiants partagent un certain nombre de précurseurs (NO_x et composés organiques volatils (COV)), et même si les conditions propices à des concentrations élevées d'ozone (O_3) entraînent généralement des concentrations élevées de $PM_{2.5}$, les changements des émissions n'induisent pas nécessairement des changements de l'ozone (O_3) et des $PM_{2.5}$ similaires (sections 6.4 et 6.5). Les différences des voies de pénétration des produits chimiques menant à leur formation respective sont en grande partie à l'origine des différences de comportement.

Un comportement propre à l'ozone (O_3), observé dans la plupart des scénarios examinés, est la réponse en deux phases aux changements des émissions de précurseurs. Les réductions du NO_x entraînent généralement une diminution des concentrations d'ozone (O_3) dans les zones en aval des sources d'émissions; elles peuvent aussi être associées à une augmentation locale très limitée de l'ozone (O_3) à l'endroit de la source elle-même, notamment quand les réductions du NO_x ne sont pas étendues (sections 6.3.2, 6.3.4, 6.4.2, 6.4.3). Auxquels cas, les améliorations régionales des concentrations d'ozone (O_3) dépassent généralement le désavantage local.

Les changements des $PM_{2.5}$ ambiantes en réponse aux changements des émissions sont plus complexes en raison des nombreuses variables qui entrent en jeu, selon le type de polluant en diminution à la saison durant laquelle cela se produit. Les scénarios ont présenté des exemples de cas dans lesquels les réductions des émissions entraînaient des diminutions des $PM_{2.5}$ ambiantes (section 6.3) et des exemples de réductions ayant entraîné des augmentations (section 6.4). Selon certaines analyses, il conviendrait d'accorder une attention accrue à la chimie des matières particulaires en hiver, en raison de son potentiel à former des $PM_{2.5}$ secondaires à base d'azote.

L' O_3 et les $PM_{2.5}$ se comportent de manière similaire dans certaines circonstances : ils augmentent lorsque de nouvelles sources sont ajoutées à des milieux autrement préservés et ils diminuent lorsque des réductions importantes des émissions sont appliquées. Dans ce cas, les proportions des diminutions ne sont pas directement liées aux réductions des émissions des précurseurs. Par ailleurs, les transports à grande distance en provenance des États-Unis influent grandement sur les concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ à l'est du Canada (section 6.6), alors que les flux transfrontaliers ont tendance à être plus équilibrés de l'autre côté des frontières de l'ouest.

On prévoit actuellement une réduction des concentrations d'ozone (O_3) partout au Canada dans les 5 à 10 prochaines années, en raison de réductions combinées des émissions canadiennes et américaines de NO_x et de composés organiques volatils (COV) (en supposant l'existence d'un règlement équivalent au Clean Air Interstate Rule aux États-Unis). En revanche, selon les études des futures projections du statu quo analysées dans ce chapitre, les concentrations de $PM_{2.5}$ devraient connaître des améliorations plus limitées, et même des détériorations dans des endroits tels que les vastes zones urbanisées, malgré les importantes réductions de $PM_{2.5}$ primaires et de précurseurs des matières particulaires prévues aux États-Unis (section 6.4). Des réductions supplémentaires seraient nécessaires pour infléchir cette tendance (section 6.5), notamment si les effets des changements climatiques sur la qualité de l'air sont pris en compte (section 6.7).

6.8.2 Conclusions spécifiques

Des résumés propres aux questions scientifiques et politiques figurant à la section 6.1 sont présentés ci-dessous.

Quelle est la sensibilité des matières particulaires et de l'ozone (O_3) aux changements des précurseurs du smog?

L'un des six principaux secteurs d'activité étudiés (agriculture, activité maritime, pétrole et gaz - y compris les sables bitumineux - raffinerie et produits chimiques, production d'électricité et combustion résidentielle de bois), les émissions de NH_3 issues de l'agriculture et les émissions de $PM_{2,5}$ primaires issues de la combustion résidentielle de bois avaient une influence certaine sur les niveaux ambiants de $PM_{2,5}$.

L' O_3 ne présentait aucune sensibilité aux émissions de NH_3 ou aux émissions de la combustion résidentielle de bois, car l'enjeu est limité aux périodes hivernales et n'a pas, dans le scénario de combustion résidentielle de bois, entraîné de changements des émissions de NO_x ou de composés organiques volatils (COV).

Le secteur marin, qui émet tous les principaux contaminants atmosphériques, semblait avoir le potentiel d'influer considérablement sur les concentrations ambiantes d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$, notamment dans les régions côtières et le long des voies maritimes, mais les limites de l'étude examinée n'ont permis aucune quantification (il convient de noter que des études additionnelles qui examinent le rôle des émissions marines en Amérique du Nord ont désormais été publiées à l'appui des applications conjointes des zones de contrôle des émissions de soufre à l'Organisation internationale maritime³⁵).

La sensibilité de l'ozone (O_3) aux émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) a fait l'objet de bon nombre des scénarios examinés. Les résultats confirment l'importance de secteur du pétrole et du gaz, comme un secteur majeur qui influe sur les concentrations d'ozone (O_3) en Alberta, à l'instar du secteur de la production d'électricité en Alberta et au sud de l'Ontario. La sensibilité de l'ozone (O_3) aux émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) a été décelée par les modèles, y compris les niveaux d'émissions relativement faibles comme ceux représentés par le secteur de la raffinerie et des produits chimiques en Alberta. D'après les renseignements limités disponibles concernant les $PM_{2,5}$, le secteur du gaz et du pétrole a aussi semblé jouer un rôle important dans la détermination des concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$, comme le secteur de la production d'électricité en Alberta et au sud de l'Ontario.

³⁵ Proposition de la zone de contrôle des émissions (www.epa.gov/otaq/regs/nonroad/marine/ci/mepc-59-eca-proposal.pdf) disponible sur le site Web sur le règlement relatif aux navires océaniques (www.epa.gov/otaq/oceanvessels.htm)

Tableau 6.12 Résumé schématique des changements de l'ozone (O₃) et des PM_{2,5}, et estimations qualitatives du niveau de confiance, résultant du changement de précurseurs ou d'un ensemble de précurseurs donnés en fonction des études examinées dans ce chapitre.

Secteur	Changement des émissions de précurseurs	Nombre d'études	Effet sur les PM _{2,5}	Niveau de confiance dans les résultats des PM _{2,5}	Effet sur l'O ₃	Niveau de confiance dans les résultats de l'O ₃	Commentaire
Agriculture	↓ NH ₃	3 O ₃ + PM _{2,5} (6.3.1)	↓	Élevé	Nul	Élevé	L'ampleur moyenne de la réduction des PM _{2,5} qui en résulte est moyenne, mais des éléments semblent indiquer que la sensibilité pendant les épisodes peut être élevée.
Transport maritime	↓ NO _x + ↓ SO _x + ↓ COV + ↓ PM _{2,5}	1 O ₃ + PM _{2,5} (6.3.2)	↓	Faible	↓ en aval ↑ localement	Faible	Des éléments indiquent que l'ampleur de l'incidence sur l'ozone (O ₃) et les PM _{2,5} est fort, mais des études supplémentaires sont nécessaires pour le confirmer.
Pétrole et gaz conventionnels (en amont) S5	↓ NO _x + ↓ COV	1 PM _{2,5} (6.5.1) 2 O ₃ (6.3.3, 6.5.1)	↓	Moyenne	↓	Moyen	Des incidences plus importantes sont concentrées en Alberta, où les activités de ce secteur sont dominantes.
Sables bitumineux S6	↑ NO _x + ↑ COV	2 PM _{2,5} (6.4.1, 6.5.1) 3 O ₃ (6.3.3, 6.4.3, 6.5)	↑	Moyen	↑	Élevé	Augmentation de l'ozone (O ₃) restreinte à la zone qui entoure l'activité du secteur. Concernant les PM _{2,5} , l'incidence est extrapolée à partir d'un ensemble de simulations dans lesquelles les émissions des précurseurs sont toutes augmentées et réduites.
Raffinerie et produits chimiques S7	↓ NO _x + ↓ COV	1 O ₃ (6.3.4)	Pas d'information	n.d.	↓	Faible	Les incidences semblent restreintes aux environs proches des sources d'émissions.
EGU	↓ NO _x + ↓ COV	1 PM _{2,5} (6.5.1) 2 O ₃ (6.3.5, 6.5.1)	↓	Moyen	↓	Moyen	Apparaît comme contributeur dominant aux concentrations d'ozone (O ₃) et de PM _{2,5} dans la plupart des provinces canadiennes.
Combustion résidentielle de bois	↓ PM _{2,5}	1 PM _{2,5} (6.3.6)	↓	Moyen	Pas d'information	n.d.	L'ampleur de la réponse atmosphérique doit être étudiée de manière plus approfondie (niveau de confiance élevé pour la direction de la réponse mais faible pour l'ampleur)

Le **tableau 6.12** résume ces résultats de manière schématique et tente d'assurer un niveau de confiance pour chaque évaluation, en fonction de la solidité des études et du poids de la preuve des nombreuses analyses, si disponibles. Les niveaux de confiance ont été attribués en examinant les questions suivantes pour chaque secteur étudié : 1) les résultats étudiés sont-ils conformes aux résultats théoriques prévus?; 2) les études étaient-elles assez complètes pour généraliser les résultats (en termes de durée, de couverture spatiale et d'analyse)?; 3) certaines limites déterminées par les auteurs des études ont-elles une influence sur leur importance?; et 4) existe-t-il plusieurs études pour le secteur d'intérêt et, le cas échéant, les résultats étaient-ils cohérents? Les secteurs dans lesquels les renseignements sont insuffisants et dans lesquels des études additionnelles sont nécessaires sont aussi mis en évidence.

Quelles sont les incidences attendues à la suite des futures réductions des émissions?

Les réductions des émissions aux États-Unis, représentées par le règlement Clean Air Interstate Rule (CAIR) dans la plupart des scénarios étudiés, devraient, selon les prévisions, avoir des répercussions importantes et bénéfiques sur les concentrations canadiennes d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$, notamment à l'est du Canada. Les augmentations des émissions de $PM_{2.5}$ primaires prévues au Canada pourraient cependant potentiellement contrebalancer les améliorations associées aux concentrations plus faibles du transport transfrontalier, et une détérioration des concentrations de $PM_{2.5}$ est prévue dans les grandes zones urbanisées. Des détériorations sont aussi prévues pour les niveaux d'ozone (O_3) aux alentours de Fort McMurray, si l'augmentation importante prévue des émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) issues de l'extraction et du traitement des sables bitumineux se produit.

Les futures réductions des émissions des précurseurs devraient, selon les prévisions, entraîner des réductions des concentrations d'ozone (O_3), même si les analyses semblaient indiquer que les améliorations seraient plus réduites dans les centres urbains du Canada. Compte tenu de l'ampleur des changements prévus des concentrations de $PM_{2.5}$ et particulièrement d'ozone (O_3) on prévoit que les mesures reflètent ces tendances sur les 5 à 10 prochaines années si les émissions évoluent conformément aux projections actuelles.

Les réductions additionnelles au Canada, au-delà des lois actuelles, devraient, selon les prévisions être bénéfiques pour les concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$, même si aucune des réductions étudiées n'était suffisante pour ramener tout le Canada en dessous du seuil numérique du standard pancanadien concernant l'un de ces polluants. De plus, l'examen indique cependant que, comme les émissions de SO_x et de précurseur du NO_x sont réduites, un passage de la nature primaire à la nature secondaire des particules pourrait se produire et nécessiter une approche différente, qui mettrait davantage l'accent sur les émissions de matières particulaires primaires, pour réduire davantage la pollution atmosphérique. Un certain caractère saisonnier a aussi été observé dans la formation chimique des particules, la chimie hivernale présentant un potentiel à atténuer ou à contrebalancer les améliorations de l'été dues aux réductions des émissions. Ces deux aspects devront être étudiés de manière plus approfondie.

Comment les changements observés et prévus des matières particulaires et de l'ozone influenceront-ils sur la santé de l'écosystème?

Dans tous les scénarios examinés, l'évolution des dépôts acides prévue suit de près le comportement des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$. Le total des dépôts de soufre reflète la réduction du sulfate particulaire, associée à des réductions des émissions de SO_x . Les changements du total des dépôts d'azote sont plus complexes, car ils sont contrôlés par les changements du nitrate particulaire et de l'ammonium particulaire, résultats d'une réponse chimique du système sulfate-nitrate-ammonium aux réductions des émissions de NO_x et de NH_3 . Par conséquent, les scénarios donnent des exemples de cas, notamment pendant la période hivernale, où les réductions des émissions entraînent globalement des augmentations locales de la masse de $PM_{2.5}$ et des dépôts d'azote.

À partir du dépôt total, l'impact sur la santé de l'écosystème peut être déterminé grâce à l'évaluation des dépassements de la charge critique presque partout au Canada (à l'heure actuelle, les données sont insuffisantes pour procéder à l'évaluation au sud de l'Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba). La sensibilité des dépassements de la charge critique variait selon les différents scénarios mais dans tous les cas étudiés, les réductions des émissions n'étaient pas suffisantes pour éliminer les dépassements des charges critiques au Canada. Dans la majorité des cas, les réductions des émissions ont entraîné des réductions de l'ampleur des dépassements et de l'étendue des zones géographiques touchées.

Quels sont les facteurs qui contribuent aux niveaux élevés de smog au Canada? Quelle est la distribution spatiale et temporelle du problème du smog au Canada?

Les analyses étudiées fournissent des éléments d'information permettant de caractériser les niveaux de smog au Canada. Une étude de l'influence des concentrations d'ozone (O_3) apporte des preuves supplémentaires, démontrant une contribution des émissions biogéniques aux concentrations d'ozone (O_3) à hauteur de 30 à 35 ppb à l'est du Canada.

Les scénarios axés sur les flux transfrontaliers de et vers le Canada ont mis en évidence le fait que les transports interprovinciaux de la Colombie-Britannique vers l'Alberta et le reste du Canada est minime, que le transport interprovincial d'Ontario vers les Prairies, comme prévu en fonction de la météorologie dominante, est de faible à négligeable et que les niveaux ambiants de $PM_{2.5}$ en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba étaient principalement influencés par les émissions provenant de ces trois provinces et des États-Unis, dans une certaine mesure. En revanche, le scénario a montré que les émissions en provenance des trois provinces des Prairies influent sur les concentrations de $PM_{2.5}$ en Ontario, même si l'effet semblait restreint au nord de la province.

Toutes les études abordées dans cet examen ont apporté davantage de preuves déterminant que les transports à grande distance d'origine transfrontalière et interprovinciale sont une composante déterminante des niveaux de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) dans toutes les provinces de l'est du Canada. Par conséquent, les enjeux liés au smog dans une province ne peuvent pas être traités indépendamment des autres provinces ou des États-Unis et, à l'heure actuelle, tout semble indiquer que, malgré des efforts en faveur de la réduction des émissions aux États-Unis, par exemple grâce à la mise en œuvre du règlement Clean Air Interstate Rule (maintenant sous la forme du règlement CSAPR à la suite de quelques modifications), les concentrations ambiantes d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ à l'est du Canada restent fortement influencées par les émissions américaines.

6.9 Recommandations pour les recherches à venir

Les nouvelles connaissances rassemblées dans ce chapitre proviennent de l'examen d'un éventail d'études de modélisation canadiennes bien plus large que dans le passé. Les améliorations de la technologie et de l'accessibilité des modèles y sont pour beaucoup dans cette nouvelle capacité et, par conséquent, des nombreuses questions scientifiques qui pouvaient uniquement être déterminées comme des lacunes auparavant trouvent peu à peu des réponses.

En raison de la dépendance accrue aux analyses des scénarios, il sera essentiel de déployer des efforts continus en faveur de l'élaboration et de l'évaluation des modèles de la qualité de l'air pour améliorer l'exactitude et la fiabilité de l'orientation fournie par les études des scénarios. De nombreux aspects du cadre de modélisation, de la compréhension scientifique de la chimie des matières particulaires à la capacité à représenter correctement les processus à une échelle inférieure à la maille, évoluent encore, de même que, par conséquent, l'exactitude des projections des modèles. Les projections des modèles doivent être revisitées régulièrement pour refléter la compréhension la plus à jour et, quand des incertitudes importantes existent et influent sur les projections, l'élaboration accrue de modèles est nécessaire.

De même, des évaluations ciblant la manière dont les modèles sont utilisés dans le contexte de l'analyse des scénarios devraient aussi être menées, en parallèle à l'évaluation du rendement classique, par rapport à un ensemble d'observations donné. Les zones particulièrement intéressantes s'étendent des enquêtes sur l'utilisation des différences entre un scénario et un cas de référence aux études systématiques de la sensibilité dans lesquelles les changements des émissions des polluants individuels sont analysés, ou encore de la détermination de l'ampleur des changements des émissions auxquelles un modèle est sensible ou peut répondre sans trop de distorsion, en raison de la non-linéarité des processus chimiques.

Au cours des deux prochaines années, l'accent devrait aussi être mis sur l'ajout d'une dimension temporelle aux études entreprises. Les scénarios stratégiques sont généralement conçus dans le cadre d'une année météorologique fixe; pourtant tout semble indiquer que les changements climatiques peuvent influencer sur les conclusions de telles analyses et potentiellement sur l'efficacité des projets de réglementation des émissions, aspect nécessitant des études approfondies. La compréhension dès le départ de la variabilité inhérente aux changements des conditions météorologiques année après année fera partie intégrante de la détermination de l'impact des changements climatiques. De plus, les réductions des émissions sont généralement réalisées grâce à des réductions progressives au fil d'un certain nombre d'années, plutôt qu'en une nuit comme c'est le cas dans les simulations actuelles, ce qui nécessite la capacité d'évaluer les changements transitoires et tout effet synergique ou combiné connexe. Les études de modélisation devraient cependant devenir des simulations sur plusieurs années, qui devraient être appuyées par des modèles plus rapides et une technologie informatique.

De plus amples renseignements sont aussi nécessaires à plusieurs échelles spatiales. L'accent mis sur l'échelle régionale constitue à ce jour un compromis entre les ressources informatiques et le besoin de caractériser l'enjeu lié au smog dans un contexte nord-américain. À mesure que nous améliorons notre compréhension de l'influence potentielle de l'ozone (O_3) de fond et des $PM_{2.5}$ à l'échelle mondiale sur les conclusions tirées par les scénarios de modélisation actuels et futurs, des études dans lesquelles les modèles peuvent échanger des renseignements de manière interactive à l'échelle mondiale, régionale et locale sont nécessaires. Par ailleurs, compte tenu du poids des renseignements d'ordre épidémiologique qui commencent à poindre, le besoin de mieux caractériser les échelles d'exposition locales à humaines deviendra critique.

Les sources intermittentes, comme les incendies de forêt, la poussière soulevée par le vent ou même la foudre, très variables d'année en année et dont le départ est difficile à modéliser, ont été exclues des études examinées, comme c'est le cas dans la plupart des analyses dans le reste de la communauté de modélisation. Les approches pour tenir compte de ces sources devraient être soumises, car leur importance augmentera probablement dans les années à venir, au cours desquelles les émissions seront réduites et les incidences des changements climatiques plus prononcées.

De diverses façons, cet examen a mis en évidence de nombreuses premières études de secteurs d'activité précis. Dans la plupart des cas, les estimations initiales de l'impact et des contributions doivent être vérifiées et précisées, et des études plus complètes doivent être réalisées pour enquêter sur le rôle des secteurs individuels au niveau national. L'examen a aussi désigné les résultats initiaux en termes de rôle possible du caractère saisonnier sur les concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ concernant certaines plages de réduction des émissions. Encore une fois, ces résultats uniques doivent être confirmés et doivent faire l'objet d'études approfondies. De plus, des efforts en faveur de la publication de telles études dans les ouvrages évalués par des pairs devraient être déployés.

La méthode choisie pour les études des scénarios examinés ici était l'activation et la désactivation des émissions ou leur réduction à des niveaux considérables. Même si elle fournit des renseignements importants cette approche n'est pas toujours optimale, notamment lorsque la chimie des polluants cibles est particulièrement non linéaire, comme c'est parfois le cas des polluants secondaires. De nouvelles méthodes apparaissent et permettent d'étudier des perturbations plus réduites des données d'entrée sur les émissions, et leur application aux analyses des scénarios devrait être encouragée. De telles méthodes peuvent aussi être utiles dans le cadre de l'évaluation des incertitudes des prévisions des scénarios, des renseignements qui pourraient considérablement améliorer l'utilité des projections des modèles.

Finalement, cette capacité de modélisation plus rapide et plus accessible a accru le besoin de mener des études plus rigoureuses et coordonnées. Concernant la conception des nouvelles études, une attention particulière devrait être accordée à la caractérisation des données sur les émissions, probablement par rapport à repère relatif aux émissions établi, à l'établissement de mesures des analyses standard et à la rationalisation et à la documentation des prévisions des émissions. La portée des examens de modélisation serait considérablement améliorée en intégrant un cadre plus uniforme aux études individuelles.

Références

Aherne, J. 2008a. Critical Load and Exceedance Estimates for Upland forest Soils in Manitoba and Saskatchewan: Comparing Exceedance Outputs of Different Models. Rapport final. Environmental and Resource Studies, Université Trent, Peterborough (Ont.)

Aherne, J. 2008b. Calculating Critical Loads of Acid Deposition for Forest Soils in Alberta: Critical load, exceedance and limitations. Rapport final. Environmental and Resource Studies, Université Trent, Peterborough (Ont.)

- AMEC Earth & Environmental Ltd. 2003. Analysis of 2001-2002 Airborne Ozone and Ozone Precursor Measurements in the Oil Sands. Préparé par AMEC Earth & Environmental Limited pour la Cumulative Effects Management Association (CEMA). Septembre 2003.
- AMEC Earth & Environmental Ltd. 2007. Fort Air Partnership Air Quality Database.
- Brasseur, G.P., Schultz, M., Granier, C., Saunio, M., Diehl, T., Botzet, M., Roeckner, E., Walters, S. 2006. Impact of climate change on the future chemical composition of the global troposphere. *Journal of Climate* 19:3932-3951.
- Byun, D.W., Ching, J.K.S. 1999: Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. EPA/600/R-99/030. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Mars 1999.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2000. Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. Accès au rapport : www.ccme.ca/ourwork/air.fr.html?category_id=99
- Centre de recherche sur les transports. 2005. Calcul des émissions mobiles sur grille fine. Rapport final. Université de Montréal, Canada. Octobre 2005. 145 p.
- Cheminfo Services Inc. 2007. Forecast of Common Air Contaminants in Alberta (2002 to 2020). Préparé par Cheminfo Services pour Environnement Canada. Mai 2007.
- Clearstone Engineering Ltd. 2007. 2002 Inventory of CAC Emissions from the Oil Sands Region of Alberta. Préparé pour le NO_x/SO₂ Management Working Group de la Cumulative Environmental Management Association (CEMA). Mai 2007.
- Clearstone Engineering Ltd. 2005. A National Inventory of Greenhouse Gas (GHG), Criteria Air Contaminant (CAC) and Hydrogen Sulphide (H₂S) Emissions by the Upstream Oil and Gas Industry: Volume 2 – Overview of the CAC and H₂S Inventory. Préparé pour l'Association canadienne des producteurs pétroliers. Janvier 2005.
- Côté, J., Desmarais, J.-G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998a. The operational CMC-MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part I: Design considerations and formulation. *Monthly Weather Review* 126:1373-1395.
- Côté, J., Desmarais, J.-G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998b. The operational CMC-MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model: Part II – Results. *Monthly Weather Review* 126:1397-1418.
- Dudhia, J., Gill, D., Manning, K., Wang, W., Bruyere, C. 2004. PSU/NCAR Mesoscale Modeling System Tutorial Class Notes and User's Guide: MM5 Modeling System Version 3. Mesoscale and Microscale Meteorology Division, National Center for Atmospheric Research (États-Unis). Janvier 2004. Accès : www.mmm.ucar.edu/mm5/mm5-home.html [consulté le 24 novembre 2004].
- Environnement Canada. 2005a. Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada : Sommaire des résultats clés. Toronto (Ont.) : Environnement Canada.
- Environnement Canada. 2005b. The Development of the MOBILE6.2C Model. Rapport technique d'Environnement Canada M6C-06-E. 37 p.
- Environnement Canada. 2004. Caractérisation du bassin atmosphérique du bassin de Georgia/Puget Sound. Environnement Canada. Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : www.ec.gc.ca/Publications/BFA49636-3310-4AAA-BB55-8054B1791178/02BassinAtmospheriqueRapportf.pdf
- Environnement Canada. 2010. Évaluation canadienne 2008 de l'ammoniac atmosphérique d'origine agricole. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. ISBN : 978-1-100-91363-6.

- Farrell, T.C. 2005a. Canada-Wide Standards Achievement in the Atlantic Region: Modeling Results for New Brunswick. Service météorologique du Canada, région de l'Atlantique, rapport scientifique n° 2005-06. Mai 2005.
- Farrell, T.C. 2005b. Canada-Wide Standards Achievement in the Atlantic Region: Modelling Results for Nova Scotia. Service météorologique du Canada, région de l'Atlantique, rapport scientifique n° 2005-07. Mai 2005.
- Farrell, T.C. 2006a. Canada-Wide Standards Achievement in the Atlantic Region: Model Results for Nova Scotia, Part II. Service météorologique du Canada, région de l'Atlantique, rapport scientifique n° 2006-02. Août 2006.
- Farrell, T.C. 2006b. Canada-Wide Standards Achievement in the Atlantic Region: Model Results for New Brunswick, Part II. Service météorologique du Canada, région de l'Atlantique, rapport scientifique n° 2006-03. Août 2006.
- Farrell, T.C. 2007. Canada-Wide Standards Achievement in the Atlantic Region: Supplementary Model Results for Prince Edward Island and Newfoundland and Labrador. Service météorologique du Canada, région de l'Atlantique, rapport scientifique n° 2007-04. Décembre 2007.
- Fox, D. 2002. Influence of biogenic emission uncertainties on ozone predictions in the Oil Sands Region. Air Quality and Health: State of the Science 2002 Science Symposium, Clean Air Strategic Alliance (CASA), 2002.
- Fox, D., Kellerhals, M. 2007. Modelling of ozone levels in Alberta: Base case, sectoral contributions and a future scenario. Edmonton (Alb.) : Environnement Canada.
- [GVRD/FVRD] Greater Vancouver Regional District, Fraser Valley Regional District. 2002. 2000 emission inventory for the Lower Fraser Valley airshed. Burnaby (C.-B.), Canada : Greater Vancouver Regional District, Policy and Planning Department. Octobre 2002.
- [GVRD/FVRD] Greater Vancouver Regional District, Fraser Valley Regional District. 2003. Forecast and backcast of the 2000 emission inventory for the Lower Fraser Valley airshed 1985-2025. Burnaby (C.-B.), Canada : Greater Vancouver Regional District, Policy and Planning Department. Juillet 2003.
- Jeffries, D.S., Ouimet, R. 2005. Chapitre 8 : Les charges critiques sont-elles dépassées? *In*: Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada.
- Jeffries, D.S., Lam, D.C.L., Moran, M.D., Wong, I. 1999. The effects of SO₂ emission controls on critical load exceedances for lakes in southeastern Canada. *Wat. Sci. Technol.* 39:165-171.
- Jiang, W., Giroux, É., Yin, D., Roth, H. 2004. A modelling study on the impact of three sets of future vehicle emission standards on particulate matter loading in the Lower Fraser Valley: Interim report. Rapport technique de l'ITPCE PET-1557-04S. 86 p. [Disponible auprès du Conseil national de recherches du Canada, Institut de technologie des procédés chimiques et de l'environnement, 1200, chemin de Montréal, Ottawa (Ontario), Canada K1A 0R6].

- Jiang, W., Smyth, S., Giroux, É., Roth, H., Yin, D. 2006. Differences between CMAQ fine mode particles and PM_{2.5} concentrations and their impact on model performance evaluation in the Lower Fraser Valley. *Atmospheric Environment* 40:4973-4985.
- Labrèche, F., Bonvalot, Y., Boivin, M.-C. 2000. Enquête téléphonique sur la possession et l'acquisition d'un système de chauffage au bois dans la région de Montréal. Rapport de la Direction de la santé publique de Montréal-Centre. 54 p.
- Lavoué, D., Gong, S., Stocks, B.J. 2007. Modelling emissions from Canadian wildfires: a case study of the 2002 Quebec fires. *International Journal of Wildland Fire* 16:649-663.
- Levelton Engineering Ltd. 1995. Pacific 93 air emissions inventory draft report. Technical Report 495-195. Levelton Engineering Ltd., 150-12791, Clarke Place, Richmond (Colombie-Britannique), Canada V6V 2H9. Juillet 1995.
- Li, S.-M. 2004. A concerted effort to understand the ambient particulate matter in the Lower Fraser Valley: the Pacific 2001 Air Quality Study. *Atmospheric Environment* 38:5719-5731.
- Makar, P., Moran, M., Zheng, Q., Cousineau, S., Sassi, M., Duhamel, A., Besner, M., Crevier, L.-P., di Cenzo, C., Vingarzan, *et al.*, 2009. Chapter 8: Modelling the Effects of Ammonia on Regional Air Quality. In: Environnement Canada. 2010. Évaluation canadienne 2008 de l'ammoniac atmosphérique d'origine agricole. Gatineau (Qc), Canada : Environnement Canada.
- MCNC. 2000. Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) Modelling System. Accès : www.emc.mcnc.org/products/smoke/
- Meng, Z., Dabdub, D., Seinfeld, J.H. 1997. Chemical coupling between atmospheric ozone and particulate matter. *Science* 277(5322):116-119. doi:10.1126/science.277.5322.116.
- Moran, M.D., Zheng, Q., Pavlovic, R., Cousineau, S., Bouchet, V.S., Sassi, M., Makar, P.A., Gong, W., Stroud, C. 2008. Predicted acid deposition critical-load exceedances across Canada from a one-year simulation with a regional particulate-matter model. Proc. 15th Joint AMS/A&WMA Conference on Applications of Air Pollution Meteorology, du 21 au 24 janvier, Nouvelle-Orléans (LA). 20 p. Accès : www.ams.confex.com/ams/pdfpapers/132916.pdf
- McNulty, S.G., Cohen, E.C., Moore Myers, J.A., Sullivan, T.J., Li, H. 2007. Estimates of critical acid loads and exceedances for forest soils across the conterminous United States. *Environmental Pollution* 149:281-292.
- Ouimet, R., Arp, P.A., Watmough, S.A., Aherne, J., Demerchant, I. 2006. Determination and mapping critical loads of acidity and exceedances for upland forest soils in eastern Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 172:57-66.
- Division des données sur la pollution. Accès : www.ec.gc.ca/pdb/cac/Emissions1990-2015/emissions_f.cfm
- RWDI. 2003a. Oil and Gas Industrial Emissions Project. RWDI West Project No. W03-280. Préparé pour Environnement Canada. Mai 2003.
- RWDI. 2003b. Pacific Northwest International Air Quality Modelling Project, Phase 2 Report. Vancouver (C.-B.) : Environnement Canada, région du Pacifique et du Yukon.

- Seigneur, C., Moran, M.D. 2004. Using models to estimate particle concentration. Chap. 8, *in*: McMurry, P., Shepherd, M., Vickery, J. (éd.) *Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment*. Février. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. 42 p.
- [SENES/AIR] SENES Consultants Limited, Air Improvement Resources Inc. 2002. Updated estimate of Canadian on-road vehicle emissions for the years 1995-2020. SENES Consultants Limited, Air Improvement Resources Inc. [révisé en octobre 2002].
- Sistla, G., Hogrefe, C., Hao, W., Ku, J.-Y., Zalewsky, E., Henry, R.F., Civerolo, K. 2004. An operational assessment of the application of the relative reduction factors in the demonstration of attainment of the 8-hr ozone National Ambient Air Quality Standard. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 54:950-959.
- Smyth, S., Yin, D., Roth, H., Jiang, W. 2005. A study of the impact of GEM and MM5 meteorology on CMAQ modelling results in Eastern Canada and the Northeastern United States. Rapport technique de l'ITPCE PET-1561-04S. 77 p. [Disponible auprès du Conseil national de recherches du Canada, Institut de technologie des procédés chimiques et de l'environnement, 1200, chemin de Montréal, Ottawa (Ont.)]
- Smyth, S.C., Yin, D., Roth, H., Jiang, W. 2006a. The Impact of GEM and MM5 Modelled Meteorological Conditions on CMAQ Air Quality Modelling Results in Eastern Canada and the Northeastern United States. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 45:1525-1541.
- Smyth, S.C., Jiang*, W., Yin, D., Roth, H., Giroux, E. 2006b. Evaluation of CMAQ O₃ and PM_{2,5} performance using Pacific 2001 measurement data. *Atmospheric Environment* 40:2735-2749.
- TNS Canadian Facts. 2006. Residential Fuelwood Combustion in Canada. vol. 1. Rapport présenté à Environnement Canada. Avril 2006. 72 p.
- [USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2003. User's Guide to MOBILE6.1 and MOBILE6.2: Mobile Source Emission Factor Model. U.S. EPA Rep. EPA420-R-03-010. 261 p.
- [USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2005. Guidance on the use of models and other analyses in attainment demonstrations for the 8-hour ozone NAAQS. Publication No. EPA-454/R-05-002. Octobre. Research Triangle Park (NC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. 128 p. Accès : www.epa.gov/scram001/guidance/guide/8-hour-O3-guidancefinal-version.pdf
- [USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2009. Clean Air Interstate Rule. Accès : www.epa.gov/interstateairquality/ [consulté le 13 mai 2009].
- Vingarzan, R., Li, S.-M. 2006. The Pacific 2001 Air Quality Study – synthesis of findings and policy implications. *Atmospheric Environment* 40:2637-2649.
- Wong, I., Dennis, I. 2008. Interim Ecosystem critical load map. Programme sur la qualité de l'air, Environnement Canada. Septembre 2008.
- Yin, D., Jiang, W., Roth, H., Giroux, É. 2004. Improvement of biogenic emissions estimation in the Canadian Lower Fraser Valley and its impact on particulate matter modeling results. *Atmospheric Environment* 38:507-522.

Annexe – Tableau des versions du modèle utilisées dans les scénarios de modélisation présentés au chapitre 6

Scénario	Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
Section 6.3						
S1	réduction de 30 % des émissions d'ammoniac agricoles canadiennes et américaines sur un domaine nord-américain AURAMS 1.3.1	Résolution : 42 x 42 km; 30 niveaux verticaux jusqu'à 25 km (premier niveau thermodynamique à 14 m) Domaine : continental	Période : 2002 Durée : Année	Inventaire canadien des PCA de 2002 à l'exception des sources de NH ₃ agricole; Émissions canadiennes de NH ₃ selon l'inventaire de l'INAENA (année de référence 2002); Inventaire national des États-Unis de 2002 Émissions mexicaines de 1999; Traitement : version 2.0 de SMOKE; Calculs des émissions biogéniques en ligne (BEIS 3.9)	Année de référence : 2002 Généré à l'aide de la version 3.2.0 de GEMDM avec une configuration de grille de 24 km	Utilise une version modifiée du modèle AURAMS 1.3.1 avec des conditions limites explicites des espèces d'ozone (O ₃) et de matières particulaires; Publication : Makar <i>et al.</i> , 2009
S2	Réduction de 50 %, 70 % et 80 % des émissions canadiennes d'ammoniac sur un domaine centré sur la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique CMAQ 4.3	Résolution : Maille variable de 4 x 4 km dans 12 x 12 km ; 15 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995$) Domaine : Sud-ouest de la Colombie-Britannique et nord-ouest de l'état de Washington	Période : Du 9 au 21 août 2001 Durée : Épisodique	Inventaire canadien des PCA de 1995, à l'exception des districts régionaux du grand Vancouver (GVRD) et de la vallée du Fraser (FVRD) et des émissions mobiles; Inventaire local de 2001 pour les districts régionaux du grand Vancouver et de la vallée du Fraser (GVRD, FVRD, 2002, 2003); Émissions mobiles propres à 2001 générées par MOBILE; Inventaire national des États-Unis de 1999; Traité avec SMOKE, y compris les émissions biogéniques.	Année de référence : 2001 Généré avec MM5 version 3.6.2	Mécanismes chimiques, y compris les modules RADM2 et AERO ₃ ; Publication : Smyth <i>et al.</i> , 2006.

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
S3	Réduction de 60 % des émissions canadiennes d'ammoniac sur un domaine centré sur la région du bassin de Georgia et de la baie Puget	CMAQ 4.3	Résolution : Maille variable de 4 x 4 km dans 12 x 12 km ; 16 niveaux verticaux jusqu'à 16 km au-dessus du sol (premier niveau à 38 m au-dessus de la surface) Domaine : centre de la Colombie-Britannique au centre de l'Oregon	Périodes : Du 9 au 31 août 2001; du 1 ^{er} au 13 décembre 2002 Durée : Épisodique	Inventaire canadien des PCA de 2000; Inventaire national des États-Unis pour 2002 (avec les données de l'inventaire de 1999 quand les données de 2002 n'étaient pas disponibles); Traité avec SMOKE, y compris les émissions biogéniques.	Année de référence : 2001 et 2002 respectivement; Généré à l'aide de MC2 avec une résolution de grille de 3,3 km (dynamique : version 4.9.1, physique : version 3.7)	Utilisait le mécanisme photochimique SAPRC-99;
S4	Activation et désactivation et doublement des émissions du secteur maritime, sur un domaine centré sur la région du bassin de Georgia et de la baie Puget	CMAQ 4.3	Résolution : Maille variable de 4 x 4 km dans 12 x 12 km ; 16 niveaux verticaux jusqu'à 16 km au-dessus du sol (premier niveau à 38 m au-dessus de la surface) Domaine : centre de la Colombie-Britannique au centre de l'Oregon	Périodes : Du 9 au 31 août 2001; du 1 ^{er} au 13 décembre 2002 Durée : Épisodique	Comme S3	Année de référence : 2001 et 2002 respectivement; Généré à l'aide de MC2 avec une résolution de grille de 3,3 km (dynamique : version 4.9.1, physique : version 3.7)	Utilisait le mécanisme photochimique SAPRC-99;
S5	Activation et désactivation du secteur du pétrole et du gaz, sur un domaine qui couvre l'Alberta	CMAQ 4.5	Résolution : Maille variable de 12 x 12 dans 36 x 36 km ; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995/36$ m) Domaine : Alberta	Période : Du 1 ^{er} juin au 31 août 2002 Durée : Saisonnier	Inventaire canadien des PCA de 2000 (AQMAS version de septembre 2006), à l'exception des sables bitumineux, du secteur du pétrole et du gaz et du Fort Air Partnership ³⁶ ; Émissions des sables bitumineux issues des évaluations environnementales	Année de référence : 2002 Généré avec MM5 3.6	Publication : Fox et Kellerhals, 2007.

³⁶ Le Fort Air Partnership est une association de bassin atmosphérique dans la zone industrielle au nord est d'Edmonton.

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
					<p>, y compris l'application du modèle Horizon de 2002 de Canadian Natural Resources Ltd. et du Jackpine de 2003 de Shell Canada (RWDI, 2003a), ajustée aux totaux de Clearstone (2007) - année de référence : 2000;</p> <p>Pour les secteurs du pétrole et du gaz en amont, le total des émissions et la répartition spatiale sont fondés sur <i>Clearstone</i>, (2005);</p> <p>Inventaires des émissions du Fort Air Partnership fondés sur la base de données relative à la qualité de l'air du FAP (AMEC, 2007);</p> <p>Inventaire national des États-Unis de 2001;</p> <p>Traité avec SMOKE, y compris les émissions biogéniques.</p>		
S6	Activation et désactivation du secteur des sables bitumineux, sur un domaine qui couvre l'Alberta	CMAQ 4.5	<p>Résolution : Maille variable de 12 x 12 dans 36 x 36 km ; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995/36$ m)</p> <p>Domaine : Alberta</p>	<p>Période : Du 1^{er} juin au 31 août 2002</p> <p>Durée : Saisonnier</p>	Comme S5	<p>Année de référence : 2002</p> <p>Généré avec MM5 3.6</p>	Publication : Fox et Kellerhals, 2007.
S7	Activation et désactivation du secteur des produits chimiques et de la raffinerie, sur un domaine qui couvre l'Alberta	CMAQ 4.5	<p>Résolution : Maille variable de 12 x 12 dans 36 x 36 km ; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995/36$ m)</p> <p>Domaine : Alberta</p>	<p>Période : Du 1^{er} juin au 31 août 2002</p> <p>Durée : Saisonnier</p>	Comme S5	<p>Année de référence : 2002</p> <p>Généré avec MM5 3.6</p>	Publication : Fox et Kellerhals, 2007.

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
S8	Activation et désactivation du secteur de l'électricité, sur un domaine qui couvre l'Alberta	CMAQ 4.5	Résolution : Maille variable de 12 x 12 dans 36 x 36 km ; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995/36$ m) Domaine : Alberta	Période : Du 1 ^{er} juin au 31 août 2002 Durée : Saisonnier	Comme S5	Année de référence : 2002 Généré avec MM5 3.6	Publication : Fox et Kellerhals, 2007.
S9	Scénario de remplacement des poêles à bois, sur un domaine couvrant l'est du Canada et les États-Unis	AURAMS 1.3.1	Résolution : 21 x 21 km; 30 niveaux verticaux jusqu'à 25 km (premier niveau thermodynamique à 14 m) Domaine : Nord-est de l'Amérique du Nord	Période : Du 20 au 26 novembre 2006 Durée : Épisodique	Inventaire canadien des PCA de 2000, à l'exception des émissions des véhicules routiers dans la région de Montréal et des émissions de la combustion du bois; Émissions des véhicules routiers dans la région de Montréal : générées avec le logiciel GRILLE (Centre de recherche sur les transports, 2005). Émissions de la combustion de bois dans la province du Québec : estimées à partir des résultats d'enquêtes récentes – TNS Canadian Facts (2006), études d'Environnement Canada de 2006 dans les zones résidentielles de Montréal et de la ville de Québec; et étude de 2000 de la Direction de santé publique de Montréal (Labrèche <i>et al.</i> , 2000). Inventaire national des États-Unis de 2001; Traité avec SMOKE; Calculs des émissions biogéniques en ligne (BEIS 3.9)	Année de référence : 2006 Généré avec GEM	

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
S10	Influence de l'ozone de fond à l'est du Canada/États-Unis	CMAQ 4.6	Résolution : 36 x 36 km; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995$) Domaine : Nord-est de l'Amérique du Nord	Période : Du 1 ^{er} mai au 30 septembre 2005 Durée : Saisonnier	Toutes les émissions anthropiques étaient établies à zéro; Émissions biogéniques traitées avec SMOKE 2.1	Année de référence : 2005 Généré avec WRF 2.2	
Section 6.4							
S11	Projection du statu quo en 2015 sur un domaine nord-américain	AURAMS 1.3.1	Résolution : 42 x 42 km; 30 niveaux verticaux jusqu'à 25 km (premier niveau thermodynamique à 14 m) Domaine : Amérique du Nord	Période : 2015 Durée : Année	Projection du statu quo des principaux contaminants atmosphériques canadiens en 2015 de l'inventaire canadien de 2000 (version de novembre 2007); Projection en 2015 du règlement américain Clean Air Interstate Rule (CAIR) de l'inventaire national de 2001; Inventaire mexicain des émissions de 1999 (pas projeté en raison d'un manque de données); Traité avec SMOKE; Calculs des émissions biogéniques en ligne (BEIS 3.9)	Année de référence : 2002 Généré à l'aide de la version 3.2.0 de GEMDM avec une configuration de grille de 24 km	AURAMS 1.3.1 inclut des conditions limites explicites de l'ozone (O ₃) uniquement; Cas de référence : simulation de 2002 à l'aide de l'inventaire canadien des émissions de PCA de 2002 (version Can2002V2.3), de l'inventaire national américain de 2002 et de l'inventaire mexicain de 1999.
S12	Projection du statu quo en 2015 en Colombie-Britannique, sur un domaine centré sur la région du bassin de Georgia et de la baie Puget	CMAQ 4.3	Résolution : Maille variable de 4 x 4 km dans 12 x 12 km ; 16 niveaux verticaux jusqu'à 16 km au-dessus du sol (premier niveau à 38 m au-dessus de la surface) Domaine : centre de la Colombie-Britannique au centre de l'Oregon	Périodes : Épisodes estival et hivernal de 2015 Durée : Épisodique	Projection du statu quo des principaux contaminants atmosphériques canadiens en 2015 de l'inventaire canadien de 2000 (version de novembre 2007); Projection en 2015 du règlement américain Clean Air Interstate Rule (CAIR) de l'inventaire national de 2001; Traité avec SMOKE, y compris les émissions biogéniques.	Année de référence : 2001 (été) et 2002 (hiver); Généré à l'aide de MC2 avec une résolution de grille de 4,0 km (dynamique : version 4.9.1, physique : version 3.7)	Utilisait le mécanisme photochimique SAPRC-99; Cas de référence : du 9 au 31 août 2001 et du 1 ^{er} au 13 décembre 2002 à l'aide des mêmes émissions que S3.

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
S13	Analyse des normes relatives aux émissions des véhicules dans une projection en 2020, sur un domaine centré sur la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique	CMAQ 4.1 (Byun et Ching, 1999)	Résolution : Maille variable 5 x 5 km dans 15 x 15 km; 15 niveaux verticaux. Domaine : Sud-ouest de la Colombie-Britannique et nord-ouest de l'état de Washington	Période : Du 31 juillet au 8 août 1993 Durée : Épisodique	Projection canadienne en 2020 de l'inventaire propre à 1993 (reportez-vous à la colonne des remarques, y compris les trois normes relatives aux émissions des véhicules en vertu de l'étude (SENES/AIR, 2002); Projection américaine en 2020 de l'inventaire de 1993 (reportez-vous à la colonne des remarques); Émissions biogéniques générées avec NRC/BEIS (Yin <i>et al.</i> , 2004) Traité avec SMOKE 1.4, y compris les émissions biogéniques.	Année de référence : 1993 Généré avec MM5 3.	Utilisait les modules RADM2 et AERO2 modifiés; Cas de référence présent : du 31 juillet au 8 août 1993, à l'aide de l'inventaire des émissions quotidiennes Pacific'93 (Levelton Engineering Ltd, 1995) pour le domaine canadien intérieur avec les inventaires des émissions canadien et américain de 1995 (Models-3 version 3.0) rétrolés à 1993 pour le reste du domaine; les données mobiles propres à 1993 ont été générées avec MOBILE 6.2 et 6.2C pour le Canada et les États-Unis; Cas de référence futur : même période du 31 juillet au 8 août 1993, simulée avec des émissions représentatives de 2020 générées grâce à la projection des inventaires du Canada et des États-Unis de 1993. Les facteurs de projection des sources étendues, ponctuelles et non mobiles ont été calculés à l'aide des données du District régional du Grand Vancouver (GVRD/FVRD, 2003), alors que les facteurs de projection des sources mobiles routières ont été générées avec les données d'un rapport de SENES/AIR (2002). Publication: Jiang <i>et al.</i> , 2004.
S14	Projection du statu quo propre à l'Alberta de 2012 à 2015 sur un domaine couvrant l'Alberta	CMAQ 4.5	Résolution : Maille variable de 12 x 12 dans 36 x 36 km; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995/36$ m)	Période : Du 1 ^{er} juin au 31 août 2002 Durée : Saisonnier	Inventaire canadien de 2000 modifié (reportez-vous à S5) avec des projections de 2012 à 2015 des émissions de la production d'électricité, des produits	Année de référence : 2002 Généré avec MM5 3.6	Cas de référence : 2002 avec le même inventaire des émissions que S5; Publication : Fox et Kellerhals, 2007.

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
			<p>Domaine : Alberta</p>		<p>chimiques, des raffineries et du ciment (Cheminfo, 2007; Yin <i>et al.</i>, 2004; SENES/AIR, 2002; Levelton Engineering Ltd., 1995; GVRD/FVRD, 2003) et les émissions des sables bitumineux (RWDI, 2003a; Imperial Kearn Lake Project application, 2005; AMEC, 2007);</p> <p>Inventaire national des États-Unis de 2001;</p> <p>Traité avec SMOKE 2.1, y compris les émissions biogéniques.</p>		
Section 6.5							
S15	<p>Projection en 2015 et réductions des émissions additionnelles pour un certain nombre de secteurs industriels canadiens sur un domaine nord-américain</p>	AURAMS 1.3.1	<p>Résolution : 42 x 42 km; 30 niveaux verticaux jusqu'à 25 km (premier niveau thermodynamique à 14 m)</p> <p>Domaine : Amérique du Nord</p>	<p>Période : 2015</p> <p>Durée : Année</p>	<p>Projection du statut canadien en 2015 (version de novembre 2007), issue de l'inventaire canadien de 2000 pour les émissions anthropiques, à l'exception des secteurs cités ci-dessous;</p> <p>Réductions des émissions sectorielles précisées pour les secteurs canadiens suivants : pétrole et gaz en amont, sables bitumineux, raffinage du pétrole, pipelines, production d'électricité, aluminium, alumine, fer et acier, ciment, chaux, pâtes et papiers, produits du bois, produits chimiques, bouletage du minerai de fer, fonderies de métaux communs (reportez-vous au <i>tableau 8</i> pour des renseignements détaillés)</p> <p>Inventaire national de 2015 du CAIR (règlement Clean Air Interstate</p>	<p>Année de référence : 2002</p> <p>Généré à l'aide de la version 3.2.0 de GEMDM avec une configuration de grille de 24 km</p>	<p>AURAMS 1.3.1 inclut des conditions limites explicites de l'ozone (O₃) uniquement;</p> <p>Cas de référence : Simulation du statut de 2015 décrit dans S11.</p>

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
					<p>Rule) des États-Unis;</p> <p>Inventaire mexicain des émissions de 1999 (pas projeté en raison d'un manque de données);</p> <p>Traité avec SMOKE;</p> <p>Calculs des émissions biogéniques en ligne (BEIS 3.9)</p>		
S16	Projection en 2015 et réductions des émissions additionnelles pour les sources ponctuelles déterminées à proximité de Vancouver, sur un domaine centré sur la région du bassin de Georgia et de la baie Puget	CMAQ 4.3	<p>Résolution : Maille variable de 4 x 4 km dans 12 x 12 km ; 16 niveaux verticaux jusqu'à 16 km au-dessus du sol (premier niveau à 38 m au-dessus de la surface)</p> <p>Domaine : centre de la Colombie-Britannique au centre de l'Oregon</p>	<p>Périodes : Épisodes estival et hivernal de 2015</p> <p>Durée : Épisodique</p>	<p>Projection du statu quo canadien en 2015 (version d'avril 2007) de l'inventaire canadien de 2000 à l'exception d'un ensemble de sources ponctuelles à proximité de Vancouver;</p> <p>Réduction des émissions de NO_x dans deux usines et des émissions de SO₂ et de PM_{2.5} primaires dans des raffineries à proximité de Vancouver;</p> <p>Projection en 2015 du règlement américain Clean Air Interstate Rule (CAIR) de l'inventaire national de 2001;</p> <p>Traité avec SMOKE, y compris les émissions biogéniques.</p>	<p>Année de référence : 2001 (été) et 2002 (hiver);</p> <p>Généré à l'aide de MC2 avec une résolution de grille de 3,3 km (dynamique : version 4.9.1, physique : version 3.7)</p>	<p>Utilisait le mécanisme photochimique SAPRC-99;</p> <p>Cas de référence : projection en 2015 du 9 au 31 août 2001 et du 1^{er} au 13 décembre 2002, décrite dans S11.</p>
S17	Projection en 2015 et réductions des émissions additionnelles comme il est prescrit dans un plan de gestion de la qualité de l'air du GVRD, sur un domaine centré sur la région du bassin de Georgia et de la baie Puget	CMAQ 4.3	<p>Résolution : Maille variable de 4 x 4 km dans 12 x 12 km ; 16 niveaux verticaux jusqu'à 16 km au-dessus du sol (premier niveau à 38 m au-dessus de la surface)</p> <p>Domaine : centre de la Colombie-Britannique au centre de l'Oregon</p>	<p>Périodes : Épisodes estival et hivernal de 2015</p> <p>Durée : Épisodique</p>	<p>Projection du statu quo canadien en 2015 (version d'avril 2007) de l'inventaire canadien de 2000 à l'exception d'un ensemble de sources ponctuelles à proximité de Vancouver, des émissions marines et des émissions non routières;</p> <p>Réduction des émissions de NO_x dans deux usines et des émissions de SO₂ et de PM_{2.5}</p>	<p>Année de référence : 2001 (été) et 2002 (hiver);</p> <p>Généré à l'aide de MC2 avec une résolution de grille de 3,3 km (dynamique : version 4.9.1, physique : version 3.7)</p>	<p>Utilisait le mécanisme photochimique SAPRC-99;</p> <p>Cas de référence : projection en 2015 du 9 au 31 août 2001 et du 1^{er} au 13 décembre 2002, décrite dans S11.</p>

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
					<p>primaires dans des raffineries à proximité de Vancouver comme dans S16;</p> <p>Réduction précisées dans le secteur maritime, provenant de l'utilisation de carburant à faible teneur en soufre par les navires océaniques, l'utilisation accrue de l'alimentation à quai pour les opérations en séjour, la modernisation de B. C. Ferries grâce au contrôle des émissions; et la modification des techniques de combustion et à la rénovation des navires de port en service;</p> <p>Réductions précisées des émissions non routières, provenant de l'utilisation de catalyseurs d'oxydation diesel dans les moteurs non routiers et de la modification des techniques de combustion.</p> <p>Projection en 2015 du règlement américain Clean Air Interstate Rule (CAIR) de l'inventaire national de 2001;</p> <p>Traité avec SMOKE, y compris les émissions biogéniques.</p>		
Section 6.6							
S18	Activation et désactivation des émissions canadiennes et américaines pendant l'été 2003, sur un domaine nord-américain	CHRONOS	<p>Résolution : 21 x 21 km; 24 niveaux verticaux jusqu'à 6 km (premier niveau thermodynamique à 10 m)</p> <p>Domaine : Amérique du Nord</p>	<p>Période : Été 2003</p> <p>Durée : Saisonnier</p>	<p>Inventaire canadien 1995 provenant de l'inventaire canadien des PCA de 1990;</p> <p>Inventaire national des États-Unis de 1999;</p> <p>Calculs des émissions biogéniques en ligne</p>	<p>Année de référence : 2003</p> <p>Généré à l'aide de la version GEMDM avec une configuration de grille de 24 km</p>	

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
S19	Activation et désactivation des émissions canadiennes et américaines pendant l'été 2004, sur un domaine nord-américain	CHRONOS	Résolution : 21 x 21 km; 24 niveaux verticaux jusqu'à 6 km (premier niveau thermodynamique à 10 m) Domaine : Amérique du Nord	Période : Été 2004 Durée : Saisonnier	Inventaire canadien 1995 provenant de l'inventaire canadien des PCA de 1990; Inventaire national des États-Unis de 1999; Calculs des émissions biogéniques en ligne	Année de référence : 2004 Généré à l'aide de la version GEMDM avec une configuration de grille de 24 km	
S20	Activation et désactivation des émissions canadiennes et américaines en 2015, sur un domaine nord-américain	AURAMS 1.3.1	Résolution : 42 x 42 km; 30 niveaux verticaux jusqu'à 25 km (premier niveau thermodynamique à 14 m) Domaine : Amérique du Nord	Période : 2015 Durée : Année	Projection du statut des principaux contaminants atmosphériques canadiens en 2015 de l'inventaire canadien de 2000 (version de novembre 2007); Inventaire national de 2015 du CAIR (règlement Clean Air Interstate Rule) des États-Unis; Inventaire mexicain des émissions de 1999 (pas projeté en raison d'un manque de données); Traité avec SMOKE; Calculs des émissions biogéniques en ligne (BEIS 3.9)	Année de référence : 2002 Généré à l'aide de la version 3.2.0 de GEMDM avec une configuration de grille de 24 km	AURAMS 1.3.1 inclut des conditions limites explicites de l'ozone (O ₃) uniquement.
S21	Étude de l'appel SIP NO _x en 2005, sur un domaine à l'est de l'Amérique du Nord	CMAQ 4.6	Résolution : 36 x 36 km; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995$) Domaine : Nord-est de l'Amérique du Nord	Période : Du 1 ^{er} mai au 30 septembre 2005 Durée : Saisonnier	Inventaire canadien des PCA de 2002, à l'exception des émissions des véhicules routiers et des sources ponctuelles; Inventaire national américain de 2002, à l'exception des émissions des véhicules routiers et des sources ponctuelles de la production d'électricité; Émissions des véhicules routiers propres à 2005 générées par MOBILE; Émissions de la production	Année de référence : 2005 Généré avec WRF 2.2	Cas de référence : simulation de 2002 à l'aide de l'inventaire canadien des émissions de PCA de 2002 et de l'inventaire national américain de 2002

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
					d'électricité propres à 2005; Traité avec SMOKE 2.1, y compris les émissions biogéniques.		
S22	Activation et désactivation des émissions canadiennes et américaines pendant des épisodes typiques en Colombie-Britannique, sur un domaine centré sur la région du bassin de Georgia et de la baie Puget	CMAQ 4.3	Résolution : Maille variable de 4 x 4 km dans 12 x 12 km ; 16 niveaux verticaux jusqu'à 16 km au-dessus du sol (premier niveau à 38 m au-dessus de la surface) Domaine : centre de la Colombie-Britannique au centre de l'Oregon	Périodes : Du 9 au 31 août 2001; du 1 ^{er} au 13 décembre 2002 Durée : Épisodique	Comme S3.	Année de référence : 2001 et 2002 respectivement; Généré à l'aide de MC2 avec une résolution de grille de 3,3 km (dynamique : version 4.9.1, physique : version 3.7)	Utilisait le mécanisme photochimique SAPRC-99;
S23	Activation et désactivation des émissions canadiennes et américaines pendant des épisodes typiques au Québec, sur un domaine couvrant l'est du Canada et les États-Unis	AURAMS	Résolution : 21 x 21 km; 30 niveaux verticaux jusqu'à 25 km (premier niveau thermodynamique à 14 m) Domaine : Est du Canada et États-Unis	Période : Du 27 juillet au 3 août 2001 Durée : Épisodique	Inventaire canadien 1995 provenant de l'inventaire canadien des PCA de 1990; Inventaire national des États-Unis de 1996; Calculs des émissions biogéniques en ligne	Année de référence : 2001 Généré avec GEM	
S24	Activation et désactivation des émissions canadiennes et américaines pendant des épisodes d'été et d'hiver typiques dans les provinces de l'Atlantique sur un domaine couvrant l'est du Canada et les États-Unis	CHRONOS (2005-2006)	Résolution : 21 x 21 km; 24 niveaux verticaux jusqu'à 6 km (premier niveau thermodynamique à 10 m) Domaine : Est du Canada et États-Unis	Périodes : Du 14 au 22 juin 2001; du 2 au 12 août 2001; du 5 au 10 février 2005 Durée : Épisodique	Cas de juin 2001 : Inventaire canadien 1995 provenant de l'inventaire canadien des PCA de 1990 Inventaire national des États-Unis de 1996; Cas d'août 2001 et de février 2005 : Inventaire canadien des PCA de 2000; Inventaire national des États-Unis de 2001;	Années de référence : 2001 et 2005 Généré avec GEM 1.3.1 avec une configuration de grille de 24 km	Publications : Farrell, 2005a, 2005b, 2006a, 2006b, 2007

Scénario		Version du modèle	Résolution spatiale et couverture du domaine	Période(s) de modélisation	Émissions	Météorologie	Remarques
					Tous les cas : émissions traitées avec SMOKE. Calculs des émissions biogéniques en ligne		
Section 6.7							
S25	Comparaison de GEM et de la météorologie de MM5 concernant les prévisions sur la qualité de l'air, sur un domaine couvrant l'est de l'Amérique du Nord	CMAQ 4.3	Résolution : 36 x 36 km; 14 niveaux verticaux jusqu'à 100 mb (premier niveau au-dessus de la surface à $\sigma=0,995$) Domaine : Nord-est des États-Unis et Canada	Période : Du 11 au 19 juillet 1999 Durée : Épisodique	Inventaire canadien de 1995 provenant de l'inventaire des émissions de PCA de 1990 relatif aux sources mobiles ponctuelles, régions et non routières; Inventaire canadien de 1999 relatif aux sources mobiles ponctuelles, régions et non routières; Émissions mobiles des véhicules routiers propres à 1999 générées par MOBILE 6.2c et 6.2 pour le Canada et les États-Unis; Traité avec SMOKE 2.0; Émissions biogéniques du Canada et des États-Unis générées à l'aide de la version 3.09 du Biogenics Emissions Inventory System (BEIS).	Année de référence : 1999 Généré avec : GEM 3.1.1 avec physics v.4.0 pour un cas (post-traitement des résultats météorologiques effectué à l'aide de GEM-MCIP 2.2) et avec MM5 3.3 dans l'autre cas	Utilisait les modules RADM2 et AERO2 modifiés; Publications : (Smyth <i>et al.</i> , 2005, 2006a)

CHAPITRE 7 : Qualité de l'air à l'échelle régionale et locale : Le quoi, le où, le pourquoi et le comment des variations dans les concentrations

MESSAGES CLÉS ET INCIDENCES

- Le mouvement transfrontalier des polluants se produit dans l'ensemble du Canada. Le transport à grande distance des polluants a des répercussions plus importantes sur la qualité de l'air dans le sud de l'Ontario, au Québec et dans le Canada atlantique que dans les Prairies et en Colombie-Britannique. Les différences régionales dans la nature du transport transfrontalier impliquent que les sous-régions à la frontière entre le Canada et les États-Unis pourraient être définies et évaluées de manière plus approfondie afin de résoudre plus efficacement les enjeux relatifs à la qualité de l'air.
- Malgré l'influence importante du transport à grande distance dans la partie orientale du Canada, les émissions et la formation locales de polluants atmosphériques secondaires (ozone (O_3) et $PM_{2.5}$) ont des répercussions suffisamment importantes pour détériorer la qualité de l'air et dans certaines régions, dans la mesure où les standards pancanadiens sont dépassés ou presque.
- La qualité de l'air en hiver, bien qu'elle constitue toujours un problème, est devenue un problème plus apparent en raison de la reconnaissance accrue de l'importance des $PM_{2.5}$ et du NO_2 . Les événements de pollution en hiver diffèrent des événements en été, dans le sens où les sources d'émissions locales et les polluants primaires (le NO_x , par exemple) jouent un rôle majeur.
- Il existe une variabilité considérable dans les concentrations au-dessus du Canada atlantique. Celle-ci est due au transport à grande distance au-dessus de l'océan et à la météorologie complexe liée au milieu côtier. Ces caractéristiques entraînent la redistribution des polluants transportés et émis localement, ce qui produit des couches de polluants au-dessus de la surface qui ont des répercussions plus fréquentes sur les régions intérieures à altitude plus élevée. Cette météorologie complexe entraîne également des concentrations relativement plus élevées dans les endroits proches des sources (points chauds) et au-dessus des zones intérieures et côtières environnantes.

- L'Ontario et le Québec se heurtent à des problèmes liés aux régions industrielles locales, mais les grandes zones urbaines et la densité de circulation élevée qui en découlent ont des répercussions généralisées sur les expositions de la population. Dans le sud de l'Ontario, les Grands Lacs et l'étroite proximité par rapport aux sources américaines représentent des influences importantes sur la qualité de l'air. Dans le sud du Québec, le transport des polluants à partir des États-Unis n'est pas aussi significatif; par conséquent, la fréquence des événements liés à une qualité médiocre de l'air a tendance à être équivalente entre les saisons, voire légèrement plus importante en hiver.
- L'ozone (O_3) à l'échelle de l'Ontario demeure un enjeu clé qui n'a subi que de petites améliorations dans les pics de concentrations (fréquence des concentrations horaires élevées) au cours de ces quinze dernières années. Bien que les concentrations de NO_x aient diminué, les niveaux d'ozone (O_3) de référence dans les principaux centres de population en Ontario ainsi qu'au Québec et dans de nombreuses autres zones urbaines au Canada ont augmenté, en mettant en lumière certains des défis liés à la gestion future de la qualité de l'air.
- Les émissions de NO_x , les composés organiques volatils (COV) et les $PM_{2.5}$ en Alberta en 2006 sont les plus fortes parmi toutes les provinces canadiennes, mais elles sont souvent dispersées rapidement, si bien que les concentrations ambiantes restent faibles. Toutefois, pendant les périodes froides et calmes en hiver, les zones urbaines et industrielles ressentent certaines des concentrations les plus élevées de polluants primaires au Canada. La pollution atmosphérique photochimique en été est détectable en Alberta, mais elle a tendance à être limitée dans sa durée et elle donne habituellement lieu aux concentrations les plus fortes dans les régions moins peuplées. L'expansion supplémentaire de l'industrie pétrolière peut menacer la qualité atmosphérique future dans certaines régions de l'Alberta, y compris Edmonton.
- La qualité de l'air demeure un enjeu dans la vallée du bas Fraser, tout particulièrement à cause de l'incidence sur la visibilité des particules formées à l'échelle locale qui résultent d'émissions humaines, biosynthétiques et agricoles. Bien qu'à l'heure actuelle, les tendances dans la plupart des concentrations de polluants soient stables ou en baisse dans la majeure partie de la vallée du bas Fraser, les niveaux d'ozone sont restés stables ou sont en hausse sur tous les sites depuis le début des années 1990. Le maintien et l'amélioration de la qualité de l'air dans la vallée du bas Fraser constitueront un défi au cours des prochaines décennies en raison de la croissance de la population et de l'expansion de la navigation maritime et des industries agricoles.
- Pendant la saison froide, dans les collectivités de l'intérieur des terres de la Colombie-Britannique et du Nord, partout dans le pays, la combustion résidentielle du bois contribue largement aux $PM_{2.5}$ élevées. Ce problème est présent également dans certaines régions du Québec, surtout le long de la vallée du fleuve Saint-Laurent, ainsi que dans les provinces de l'Atlantique et dans toutes les régions dont les caractéristiques topographiques (c'est-à-dire, les vallées) rehaussent l'incidence de la combustion du bois et d'autres sources locales.

- Les incendies de forêt contribuent considérablement à la pollution régionale et aux événements périodiques extrêmes relatifs à la qualité de l'air dans les Prairies, en Colombie-Britannique et dans le Nord, y compris le nord de l'Ontario et du Québec.
- Des modèles conceptuels décrivant et relatant les émissions, les processus et les observations atmosphériques, ainsi que leurs implications pour la gestion de la qualité de l'air à l'échelle régionale et locale, sont maintenant documentés pour six régions précises au Canada. Ils sont décrits dans les premières sections du chapitre 7 (le présent chapitre).

7.1 Introduction

Nous continuons à améliorer notre compréhension des processus de base qui influencent les concentrations et le devenir de l'ozone, des $PM_{2,5}$ et de leurs précurseurs lorsqu'ils sont rejetés dans l'atmosphère (chapitre 2). De la même manière, les données canadiennes relatives à la quantité de polluants atmosphériques émise, ainsi que leur répartition dans le temps et l'espace, sont suivies de manière de plus en plus uniforme et fiable (chapitre 4). Étant donné ces profils d'émissions, les écarts dans la météorologie, le terrain, les limites côtières, la population, l'industrie ainsi que la production et la consommation d'énergie donnent lieu à une gamme variée de comportements des polluants observés à l'échelle du Canada. Même si les concentrations sont généralement supérieures là où la densité des émissions, que ce soit à l'échelle locale ou en amont, est supérieure, une compréhension exhaustive des raisons pour lesquelles elles sont élevées à certains endroits et à certains moments requiert une attention ciblée approfondie comprenant l'examen des conditions région par région.

Le but de ce chapitre est de fournir des renseignements sur certaines des caractéristiques uniques ainsi que sur les similitudes dans les facteurs qui contrôlent les concentrations de polluants atmosphériques dans six régions principales du pays :

1. la région de l'Atlantique, avec des villes côtières animées et des lignes de côte longues et complexes menant au nord-est des États-Unis;
2. le sud du Québec et l'est de l'Ontario, avec le terrain relativement complexe des vallées du Saint-Laurent et de l'Outaouais et des Cantons de l'Est, une région qui comprend plusieurs grands centres de population;
3. le sud de la région des Grands Lacs, très peuplé et industrialisé;
4. l'Alberta et les Prairies, une région ouverte relativement plate qui s'étend du Manitoba à l'Alberta;
5. la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique, très peuplée;
6. les vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique et le Yukon.

Le chapitre 3 de la présente évaluation est axé sur les variations temporelles, à l'échelle nationale, des concentrations d'ozone, des $PM_{2,5}$ et de leurs constituants chimiques, ainsi que des précurseurs de ces deux éléments. Ce chapitre examine le comportement des polluants atmosphériques et les facteurs qui les contrôlent plus en détail afin de donner un aperçu des raisons expliquant les variations des concentrations. Cette compréhension est nécessaire afin de prévoir les moments et les endroits

auxquels les niveaux seront élevés (c'est-à-dire, pour publier des prévisions sur la qualité de l'air), de mettre au point des stratégies visant la réduction des concentrations de polluants et, au bout du compte, de réduire les répercussions sur la santé humaine et l'environnement. Un examen plus approfondi des données de mesure disponibles région par région est nécessaire, car malgré le fait que les études scientifiques qui sous-tendent la formation du smog soient identiques partout, ce sont les émissions locales, les caractéristiques physiques ainsi que la météorologie qui modulent la qualité de l'air à l'échelle locale. La prise en considération de ces facteurs locaux est essentielle pour une gestion efficace de la qualité de l'air.

7.2 Vue d'ensemble du comportement des polluants atmosphériques et des enjeux y afférents à l'échelle du Canada – Modèles conceptuels régionaux

Afin de mieux comprendre la qualité de l'air au sein des six régions définies ci-dessus, des études spécialisées ont été menées à bien ces dix dernières années; elles ont produit et examiné toute une série d'ensembles de données de mesure. Ces études allaient d'analyses plus approfondies de données de surveillance et d'études spéciales à court terme à des campagnes intensives multipartites sur le terrain qui impliquaient souvent l'application de modèles de qualité de l'air. Ces efforts détaillés permettent l'élaboration d'inventaires et de modèles d'émissions, la définition des problèmes et des solutions potentiels, et ils contribuent à la formulation de modèles conceptuels (p. ex. Pun et Seigneur, 1999; NARSTO, 2004) pour différentes régions du pays.

Modèle conceptuel régional de bassin atmosphérique

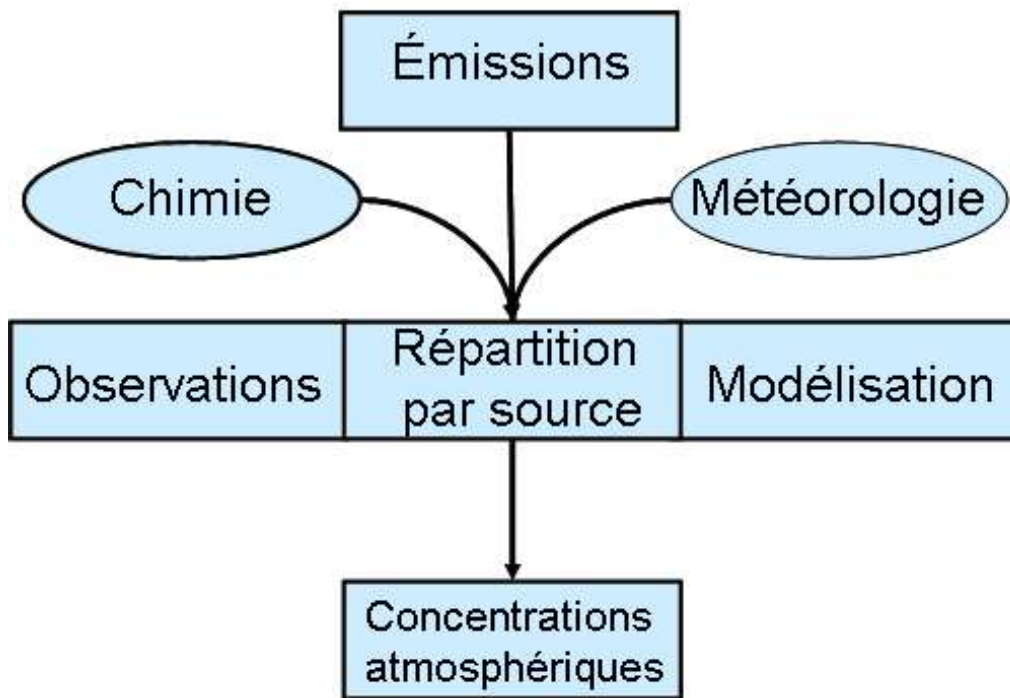


Figure 7.1 Un modèle conceptuel représente les hypothèses initiales sur la manière dont les émissions, la chimie et la météorologie interagissent pour produire les concentrations de polluants observées. Les observations, les analyses de la répartition par source avec ces observations et ces applications des modèles sont les outils utilisés pour élaborer et mettre à l'essai le modèle conceptuel.

Un modèle conceptuel de la qualité de l'air est un modèle mental qualitatif pour une région géographique précise qui est fondé sur une synthèse et une simplification de l'information disponible obtenue grâce à l'analyse des émissions, des mesures et des résultats modélisés (figure 7.1). L'objectif est de condenser les principaux facteurs contribuant à la hausse des concentrations de polluants atmosphériques, y compris les principales sources d'émissions, les caractéristiques du terrain, ainsi que la météo et le climat locaux, en un tableau intégré. Les résultats modélisés relatifs à la qualité de l'air obtenus à partir de scénarios d'émissions et d'études de sensibilité, ainsi qu'à l'issue d'études sur la répartition par source, peuvent sensiblement contribuer à l'élaboration ou au perfectionnement d'un modèle conceptuel (Craig et al., 2008). Les modèles conceptuels, qui sont rarement considérés comme complets, guident les futures études scientifiques et permettent potentiellement l'élaboration de stratégies de gestion de la qualité de l'air à l'échelle locale.

Afin de fournir des renseignements concis concernant la qualité de l'air, les six premières sections du présent chapitre présentent des modèles conceptuels propres aux régions décrivant la façon dont les concentrations observées se rapportent aux émissions locales et en amont ainsi qu'à la météorologie et aux processus chimiques. Bien que le cœur de ces modèles conceptuels provienne de connaissances scientifiques de base, il existe des facteurs importants qui sont uniques d'une région à l'autre. Le corps principal de ce chapitre présente ensuite des données et des analyses plus détaillées qui servent de

fondement aux modèles conceptuels, et il donne également un aperçu de l'état actuel de nos connaissances. À cette fin, il compare, entre les régions ou au sein de celles-ci, les contributions des principaux secteurs sources, les facteurs météorologiques régionaux et locaux qui influencent la qualité de l'air, les modèles dans le temps et l'espace des concentrations d'ozone (O_3), de $PM_{2.5}$ et de NO_2 , y compris les contributions des émissions locales et urbaines ainsi que les caractéristiques du transport à moyenne échelle et à grande distance.

L'information présentée dans ce chapitre n'est pas censée être uniforme pour chaque région. Cela s'explique par le fait qu'au cours des dix dernières années, il y a eu des différences régionales concernant la définition des enjeux relatifs à la qualité de l'air qui avaient reçu le plus d'attention, les différences dans le taux d'expansion de la surveillance et de la réalisation d'études spéciales ou intensives sur le terrain, ainsi que les différences en matière d'approche (c'est-à-dire, la mise en évidence des analyses de modélisation par rapport aux analyses de mesure). Plus précisément, la dernière section principale de ce chapitre explique différents enjeux mis en lumière par des études de cas d'importance locale, régionale et nationale. Elle comprend une discussion relative aux enjeux tels que les variations des polluants à l'échelle urbaine et les gradients de concentration près des autoroutes, un épisode hivernal de $PM_{2.5}$ en Ontario et au Québec, des études détaillées récentes sur les $PM_{2.5}$, y compris la répartition par source, ainsi que de brefs aperçus de deux campagnes intensives sur le terrain pendant l'été : Prairies 2005 et Pacifique 2001. Ce chapitre conclut par une discussion portant sur les lacunes dans les connaissances essentielles qui requerront l'attention à l'avenir afin d'améliorer chacun des modèles conceptuels régionaux.

7.2.1 Région de l'Atlantique

Le Canada atlantique est défini géographiquement comme l'ensemble des provinces de Terre-Neuve-et-Labrador, l'Île-du-Prince-Édouard, la Nouvelle-Écosse, le Nouveau-Brunswick et les zones extracôtières adjacentes. La population de 2,3 millions de personnes est constituée d'un fractionnement à 54 %, 46 % entre ceux qui vivent dans les zones urbaines et rurales. La région s'étend sur une distance de 2 000 kilomètres du nord au sud, varie du point de vue topographique avec des chaînes de montagnes dans le nord et des terres basses dans le sud, et renferme de vastes réseaux de vallées fluviales et des milliers de kilomètres de littoral, dont une bonne partie est fréquentée par des inversions marines et est prisonnière de la glace en hiver. Le climat varie d'arctique continental dans le Grand Nord à maritime dans le sud. Cette diversité de la topographie et des régimes climatiques ajoute de la complexité à la compréhension des enjeux, de la dynamique et des processus liés à la qualité de l'air dans la région. La figure 7.2 montre une carte de la région de l'Atlantique.

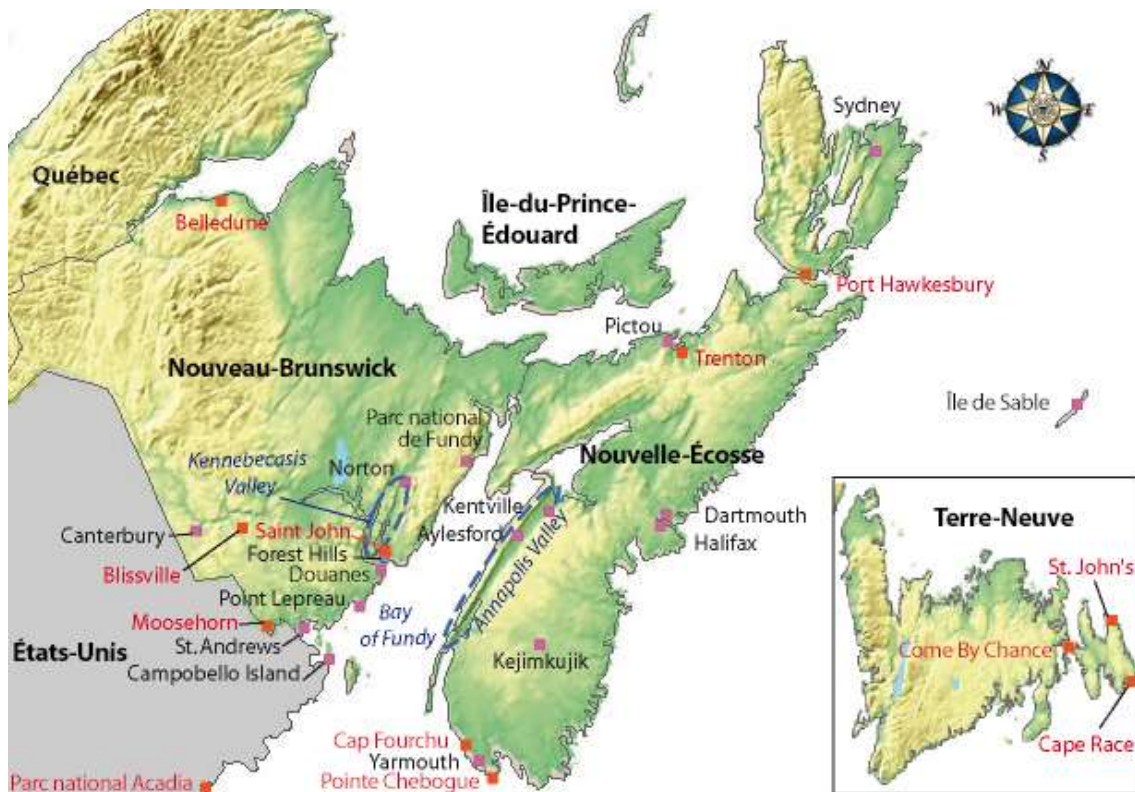


Figure 7.2 Carte du sud de la région de l'Atlantique, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et régions géographiques abordés dans ce chapitre

En raison de son emplacement à l'extrémité est du continent et de vents dominants en direction de l'ouest à travers la portion inférieure de la troposphère, la région de l'Atlantique se trouve en aval des principales zones d'émissions du sud du Canada, de la vallée de l'Ohio et du nord-est des États-Unis. La proximité par rapport à ces régions émettrices, combinée aux émissions locales, contribue à donner lieu à des concentrations élevées de matières particulaires et d'ozone dans certaines régions du Canada atlantique. L'incidence des émissions en amont sur les dépôts acides dans la région a été mise en lumière dans les années 1980 (Beattie et Whelpdale, 1989), avec les premières estimations des contributions transfrontalières pendant un épisode d'émissions d'ozone donné lors de l'évaluation scientifique du NO_x et des composés organiques volatils (COV) menée en 1997 (Environnement Canada, 1997). Les activités anthropiques à une échelle continentale et mondiale touchent la qualité de l'air à l'échelle locale (Shepherd, 2004) et les programmes de recherche sur le terrain qui ont inclus la portion sud de la région ont continué à étudier de plus près les facteurs associés à une qualité de l'air dégradée dans cette zone d'effet en couronne continentale. Les émissions de NO_x et de SO_2 en amont entraînent un gradient régional du sud au nord dans les concentrations de dépôts acides (Environnement Canada, 2004b).

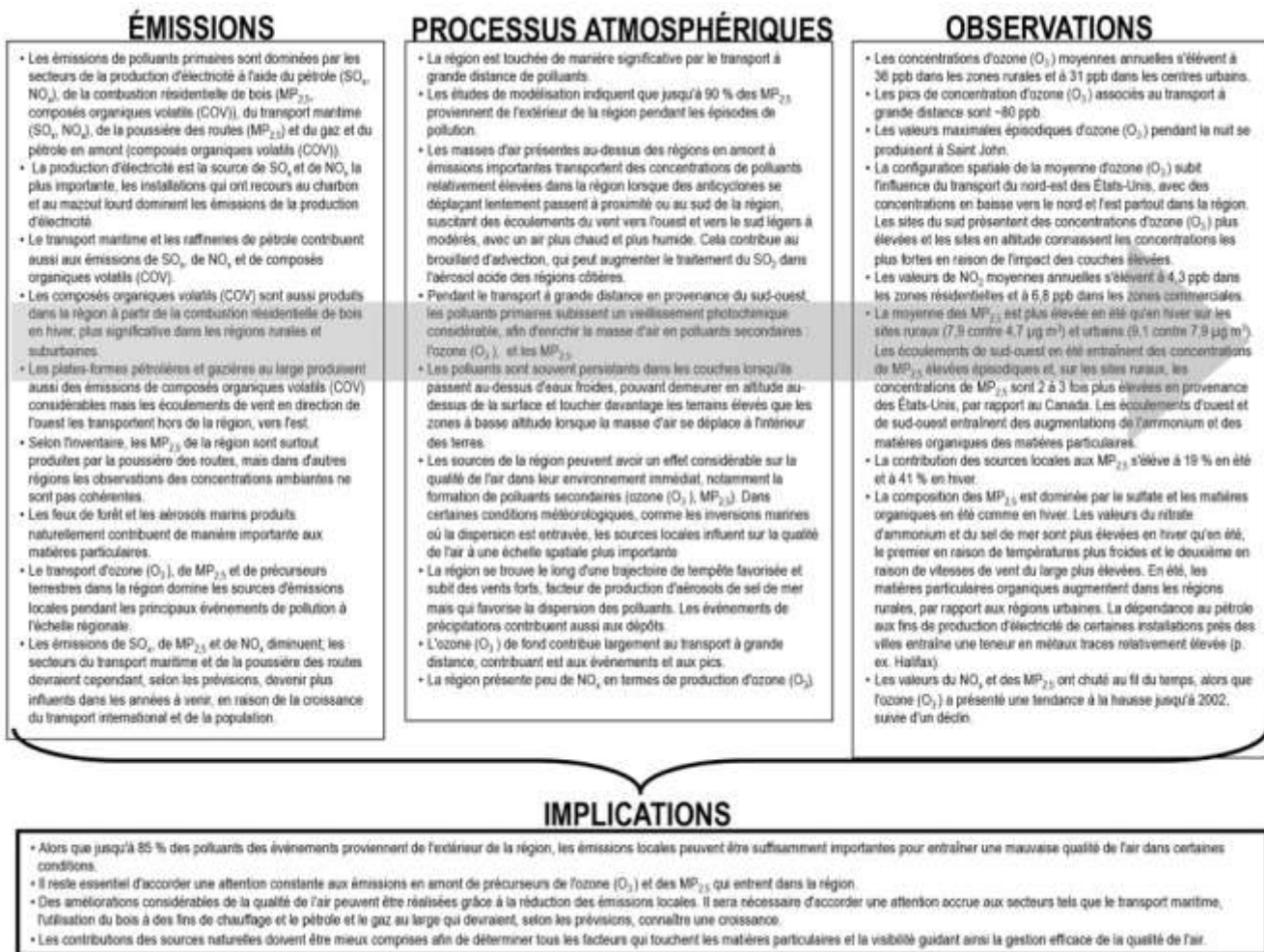


Figure 7.3 Modèle conceptuel du sud du Canada atlantique

La figure 7.3 fournit un sommaire des conditions ou du modèle conceptuel pour la région de l'Atlantique. Tel qu'il est souligné ci-dessus, le smog dans le Canada atlantique est dominé par le transport à grande distance, à tel point que les concentrations de polluants peuvent atteindre un pic pendant la nuit. Sous ce régime, les concentrations des polluants primaires NO_x et SO_2 ont tendance à être faibles par rapport aux polluants secondaires (ozone (O_3) et $PM_{2,5}$) sur la plupart des zones rurales. Les panaches de polluants sont ballottés au-dessus de la région en apportant de « vieilles » masses d'air vers la zone, en entraînant ainsi des épisodes de smog qui durent généralement un à deux jours. Ces épisodes se produisent le plus souvent en été (mais ils peuvent aussi se produire en hiver), lorsque des anticyclones stagnants se déplacent lentement au-dessus des zones d'émissions du nord-est des États-Unis, du sud du Canada et dans la vallée du cours supérieur de la rivière Ohio, en récupérant le smog et ses ingrédients chimiques. Par la suite, ces masses d'air poussent vers l'est en transportant le smog vers le Canada atlantique, surtout lorsque les vents se lèvent en direction du sud lorsque la crête passe. Le transport au-dessus des eaux plus fraîches de l'Atlantique entraîne l'isolement des polluants par rapport à la surface, si bien qu'ils se déplacent au-dessus de la terre, ils demeurent en altitude en

touchant plus fréquemment le terrain en altitude, et avec un mélange vers le bas suffisant, des régions plus vastes de la province. Dans des conditions de transport à grande distance, des émissions locales peuvent aussi se former; par conséquent, la région produit ses propres composés contribuant au smog.

Les émissions dans la région de l'Atlantique sont fondées sur l'utilisation significative de combustibles fossiles pour la production d'énergie et, bien qu'elles diminuent en général, elles peuvent toutefois contribuer aux dépassements des normes nationales établies pour la qualité de l'air ambiant. En raison des faibles émissions d'ammoniac, les épisodes de nitrate particulaire ne sont pas fréquents en hiver, mais ils se produisent habituellement à cause du transport à l'échelle régionale.

Bien que la région soit dominée par une portion plus importante de transport à grande distance que d'autres régions au Canada, dans quelques régions, les émissions sont significatives et la qualité de l'air est compromise en conséquence. À Halifax et Saint John, deux des grandes villes, on observe des émissions locales considérables avec d'importantes quantités de SO₂ rejetées par différentes sources. Ces émissions provoquent certaines des concentrations urbaines de SO₂ les plus élevées du pays, ainsi que la formation de particules acides, surtout lorsqu'elles sont mélangées à du brouillard. La formation locale d'ozone (O₃) dans ces régions joue aussi un rôle, bien qu'il soit modeste. Les émissions issues du transport maritime ont une incidence de plus en plus reconnue sur la qualité de l'air local dans les terminaux portuaires.

Plusieurs études sur le terrain ont été réalisées dans le bassin atmosphérique, et les mesures dans les panaches de polluants qui passent au-dessus de la région indiquent que le sulfate domine la composition des particules. Les études de modélisation concluent que la quantité de particules fines provenant de l'extérieur de la région pendant des épisodes de smog va jusqu'à 90 %. Les panaches provenant d'incendies de forêt d'origine naturelle peuvent aussi avoir des répercussions sur la région. Le transport à l'échelle continentale, voire hémisphérique, a été impliqué dans le smog poussé vers cette région.

Le vaste littoral, en combinaison avec les eaux océaniques fraîches adjacentes, entraîne des inversions de température marines qui limitent la dispersion, provoquant ainsi le comportement complexe des brises de mer et de terre, et contribuant ainsi à la dégradation de la qualité de l'air dans les villes côtières. D'un autre côté, les inversions marines peuvent aussi forcer les panaches de polluants entrants en altitude, ce qui empêche ainsi les panaches de smog entrants d'atteindre la surface. Un aspect positif de l'emplacement de la région est sa proximité par rapport à la trajectoire privilégiée par les dépressions. Cet aspect donne lieu à des précipitations et des vents fréquents; ces deux phénomènes permettent d'améliorer la dispersion et l'élimination des polluants dans l'air.

Depuis les évaluations précédentes relatives à la qualité de l'air au Canada pour ce qui est de l'ozone et des matières particulaires (Santé Canada et Environnement Canada, 1999a, b; Environnement Canada, 1997, 2001, 2004a), la variation dans l'espace et le temps, l'ampleur ainsi que la composition chimique du smog dans cette région ont été mieux quantifiées; pourtant, un manque de connaissances subsiste en ce qui concerne la formation d'aérosols biogéniques et marins et leur influence sur la qualité de l'air

à l'échelle régionale. Le transport de la pollution à grande distance continuera d'être contrôlé en grande partie par les facteurs météorologiques, mais les contributions locales au smog constitueront un facteur significatif, étant donné qu'on observe une croissance constante dans la région.

7.2.2 Sud du Québec et est de l'Ontario



Figure 7.4 Carte de la région du sud du Québec et de l'est de l'Ontario, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et régions géographiques abordés dans ce chapitre

Environ 80 % de la population du Québec vit dans la vallée du fleuve Saint-Laurent, une vaste zone plate qui achemine l'air entre les Grands Lacs et le golfe du Saint-Laurent. De plus, comme le montre la figure 7.4, cette région comprend l'est de l'Ontario et les villes industrielles telles que Cornwall, ainsi que la vallée de l'Outaouais et la région de la capitale nationale. Ces deux grandes vallées fluviales abritent la plupart des industries, la plupart des activités agricoles, ainsi que la plupart de la circulation routière. La topographie et l'utilisation des terres, combinées au vaste éventail de conditions météorologiques qui caractérise le climat tempéré des latitudes moyennes, permettent de nombreux régimes de qualité de l'air au sein de la région. Cependant, les enjeux relatifs à la qualité de l'air surviennent le plus souvent dans la région comprise entre Ottawa, Cornwall et Montréal, et

occasionnellement, ils s'étendent vers l'est en direction de Québec. Les cas de qualité de l'air médiocre sont le résultat d'émissions de polluants relativement élevées dans la région peuplée, combinées au fait que la région est fréquemment située en aval du sud de l'Ontario et du Midwest américain. Les concentrations de polluants atmosphériques régionaux au nord et à l'est des vallées de l'Outaouais et du Saint-Laurent diminuent rapidement à mesure que la distance par rapport aux grandes régions émettrices vers le sud augmente. Toutefois, dans des conditions stables ou stagnantes, qui se produisent la nuit en été et souvent en hiver, les industries locales et la combustion du bois peuvent entraver la qualité de l'air des villes situées dans les plus petites vallées de l'ensemble de la région.

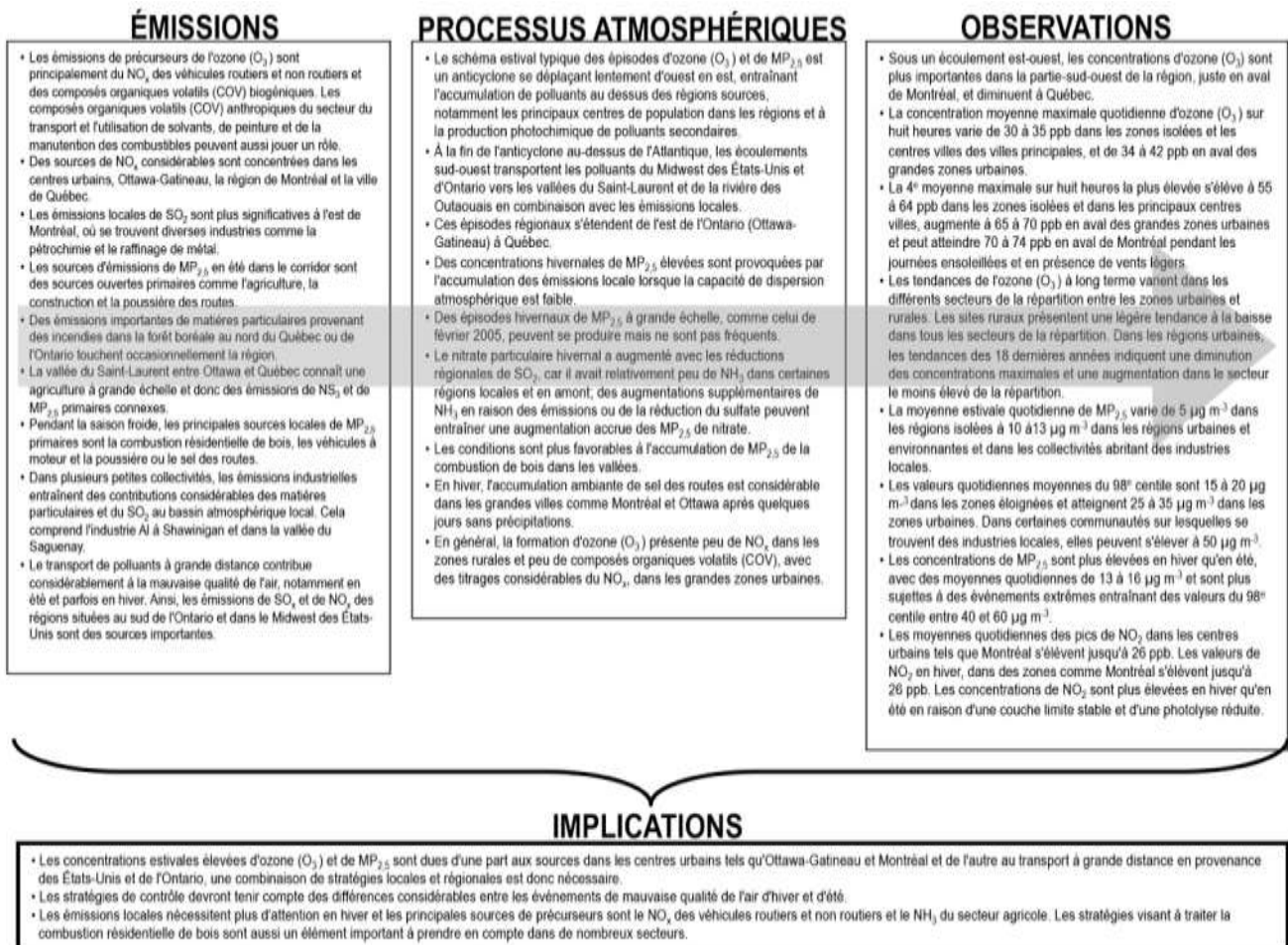


Figure 7.5 Modèle conceptuel du sud du Québec et de l'est de l'Ontario

La figure 7.5 montre un résumé des conditions relatives à la qualité de l'air dans la région. Dans les régions très peuplées de l'extrémité est du corridor Windsor-Québec, l'ozone et les $PM_{2,5}$ ont de nombreuses sources locales et régionales. Chaque année et à toutes les saisons, des conditions météorologiques spécifiques entraînent des niveaux de smog élevés à de nombreuses reprises. Dans certaines collectivités éloignées des principaux centres urbains, les industries locales et la combustion

résidentielle du bois peuvent causer des niveaux élevés de particules et de certains autres polluants primaires. À des élévations plus élevées dans les régions montagneuses de l'ouest du Québec, l'ozone en été peut être aussi élevé que dans les régions peuplées de la vallée du fleuve Saint-Laurent.

La vallée du fleuve Saint-Laurent canalise le vent, qui contient souvent des polluants primaires et secondaires, le long de son axe sud-ouest/nord-est. Sous ce régime, le sud de l'Ontario et les États-Unis ont des répercussions significatives sur les concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$ au-dessus de l'est de l'Ontario et du sud du Québec. Des concentrations secondaires de sulfate et de matière organique relativement importantes, issues du transport à l'échelle régionale, viennent se superposer à ce régime un peu plus local, entraînant ainsi davantage d'homogénéité dans l'espace pendant les épisodes. Ces périodes sont caractérisées par une hausse des concentrations de $PM_{2,5}$ et d'ozone (O_3). Toutefois, les événements estivaux dans le corridor Windsor-Québec sont moins fréquents que dans le sud de l'Ontario, car la région est plus éloignée des zones d'émissions élevées. En été, le fleuve Saint-Laurent contribue à l'accumulation d'air froid, ce qui donne lieu à des hauteurs inférieures de la couche de mélange et à la formation de davantage de polluants à l'échelle locale. Une crête de haute pression bien ancrée au-dessus de cette région pendant une semaine en février 2005 a provoqué les concentrations de $PM_{2,5}$ les plus élevées au Canada ces dix dernières années. Des pics de concentrations ont été relevés à Montréal, mais outre les niveaux élevés dans les villes (p. ex. Ottawa, Cornwall), cet événement a provoqué des concentrations élevées dans les régions rurales en raison des activités locales, mais également à cause de la propagation de la masse d'air urbaine dans la région périphérique de la vallée. Les composants de la combustion résidentielle du bois (les métaux, l'hydrocarbure aromatique polycyclique, etc.), le nitrate d'ammonium secondaire et les émissions des véhicules automobiles contribuent considérablement aux matières particulaires en hiver.

Étant donné que la topographie et l'utilisation des terres, combinées au vaste éventail de conditions météorologiques, influencent le comportement des polluants atmosphériques et engendrent de nombreux régimes de qualité de l'air au-dessus du corridor Windsor-Québec, les programmes de gestion de la qualité de l'air doivent comporter de nombreuses facettes. Cet aspect requerra des mesures locales et une coopération avec d'autres compétences vers l'ouest et le sud. On peut s'attendre à ce que les stratégies visant la réduction des sources locales de SO_2 , de NO_x , ainsi que des principales sources primaires locales de $PM_{2,5}$, soient couronnées de succès dans la réduction des particules fines dans l'air ambiant, surtout en hiver. Toutefois, les avantages pour la qualité de l'air liés aux contrôles locaux des concentrations d'ozone en été et de sulfate lors des événements régionaux de brume ne seront probablement pas notables aussi rapidement, en raison d'une contribution plus importante du transport à l'échelle régionale.

7.2.3 Sud de la région des Grands Lacs

L'Ontario est la province la plus peuplée du Canada; environ 40 % de la population totale du Canada y vivent. La grande majorité de ces 12,5 millions de personnes vivent dans les régions sud et sud-ouest de la province (Statistique Canada, 2006). La population de Toronto est de 2,5 millions de personnes, tandis qu'environ 5,5 millions de personnes vivent dans la région du Grand Toronto, qui s'étend le long

du lac Ontario, de Burlington dans l'ouest à Clarington dans l'est, et au nord jusqu'au lac Simcoe. La région du Grand Toronto ne comprend pas Hamilton, qui a une population supérieure à 600 000 personnes. Avec quelques exceptions notables, notamment Sudbury, la majorité des grandes sources d'émissions ponctuelles de la province se trouvent dans la même région, plus particulièrement dans les régions de Toronto-Hamilton et de Windsor-Sarnia. Les plus grandes sources ponctuelles sont associées au traitement des métaux ferreux et non ferreux, à la production d'électricité, ainsi qu'à l'industrie pétrochimique. La ville de Toronto en elle-même ne comporte aucune des sources ponctuelles principales de la province, mais c'est le lieu d'un grand nombre de sources plus petites, et elle produit une grande quantité d'émissions de véhicules automobiles. Outre les effets causés par ses propres émissions, l'Ontario subit des répercussions significatives des sources situées dans le Midwest américain, qui est relativement proche de la province. La région est donc touchée par des émissions significatives de SO₂, de NO_x, de matières particulaires et de composés organiques volatils, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur de ses frontières.



Figure 7.6 Carte du sud de la région des Grands Lacs, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et régions géographiques abordés dans ce chapitre.

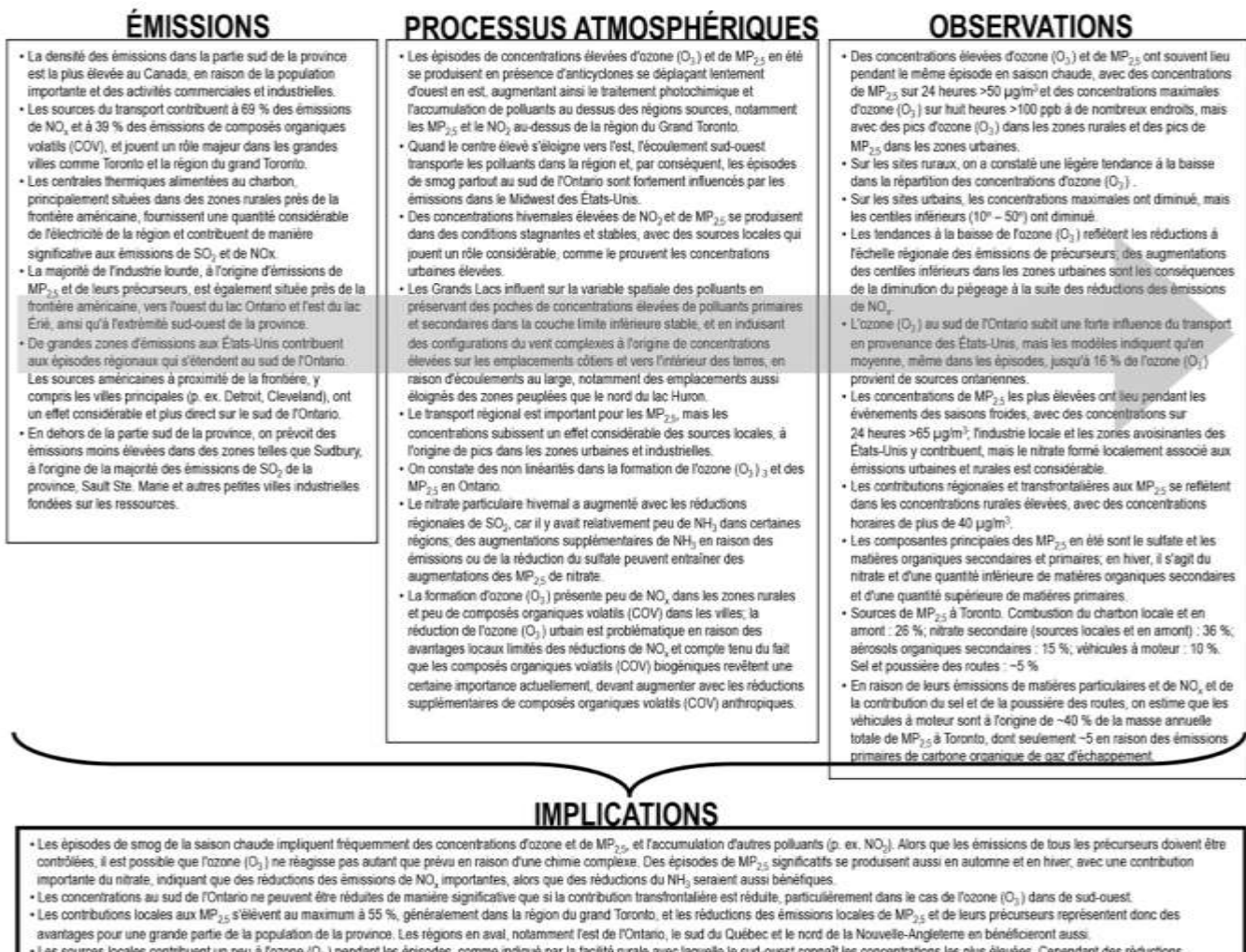


Figure 7.7 Modèle conceptuel de la région du sud des Grands Lacs

La figure 7.6 brosse le tableau du sud de la région des Grands Lacs. Le sud de l'Ontario est plutôt plat, avec une certaine élévation causée par l'escarpement de Niagara, qui va de Niagara jusqu'à la péninsule Bruce, sur le lac Huron. Le plan conceptuel ou le résumé des conditions est présenté à la figure 7.7. Les polluants particulièrement préoccupants sont l'ozone et les matières particulaires fines, qui ont tendance à partager des sources d'émissions de précurseurs ou des régions émettrices communes. Des épisodes de concentrations élevées des deux polluants se produisent habituellement en été, en association avec des vents du sud-ouest, qui amènent des émissions de sources américaines, et qui récupèrent également les émissions des sources de l'intérieur de l'Ontario. Si les vents sont légers, une formation locale au-dessus des zones d'émissions en Ontario peut précéder le transport du smog et de ses précurseurs à partir des États-Unis. Par conséquent, 30 % des PM_{2,5} dans la région de Toronto au cours d'épisodes proviennent d'émissions urbaines locales. Au cours de ces périodes, les polluants émis localement et en amont disposent d'un temps de réaction suffisant, et ils forment ainsi un vaste éventail de polluants photochimiques, y compris des particules organiques et inorganiques

secondaires. L'influence des Grands Lacs se superpose à ce schéma; elle redistribue les polluants au sein de la région, éventuellement en améliorant la photochimie locale et en entraînant une meilleure hétérogénéité dans l'espace. De même, les concentrations élevées de polluants, tout particulièrement l'ozone (O_3) en surface, ont tendance à persister au-dessus des Grands Lacs, et elles peuvent toucher par la suite les régions littorales pendant un écoulement de vent du littoral, par exemple sous l'influence de la brise de lac.

En hiver, les vents en direction du sud-ouest ont également un rôle à jouer dans l'acheminement des polluants vers des régions de l'Ontario, mais les conditions stagnantes ou quasi-stagnantes constituent un facteur essentiel dans la production de concentrations élevées, puisqu'elles permettent l'accumulation de polluants émis à l'échelle locale. En hiver, l'ozone (O_3) n'est pas inquiétant, mais les concentrations élevées de matières particulaires (MP) et de NO_2 représentent une occurrence relativement courante. À la différence de la situation en été, la composition des matières particulaires fines en hiver est dominée par le nitrate plutôt que par le sulfate. Des particules de nitrate d'ammonium se forment immédiatement, et en raison des températures plus froides, elles persistent sous des inversions superficielles ou dans des zones de faible altitude. Les augmentations de nitrate pendant la saison froide, à la fin des années 1990 et au début des années 2000, qui répondaient à la diminution du sulfate, prouvent que les concentrations de nitrate particulaire sont limitées par l'ammoniac. Par conséquent, dans certaines conditions, il y a une certaine non-linéarité dans la réponse de la masse de $PM_{2,5}$ associée aux réductions des émissions de SO_2 .

Les concentrations de polluants atmosphériques et les processus de formation dans la région ont fait l'objet d'une surveillance de routine approfondie, d'études spéciales et de campagnes sur le terrain. Par exemple, plusieurs études spéciales ont été réalisées afin de déterminer la composition et la formation des particules fines (p. ex. l'étude de la qualité de l'air transfrontalier et de la météorologie). Ces études ont impliqué l'utilisation de la spectrométrie de masse des particules, dans le but de fournir des renseignements qui n'étaient pas disponibles auparavant par d'autres moyens.

Une campagne de mesure poussée a été menée dans la zone frontalière de Windsor-Sarnia afin d'améliorer la compréhension des répercussions des sources de polluants dans la région transfrontalière. Les travaux de mesure menés dans la province ont été appuyés et prolongés par une quantité considérable de modélisations mathématiques.

7.2.4 L'Alberta et les Prairies

Les provinces des Prairies, à savoir le Manitoba, la Saskatchewan et l'Alberta, comptent 5,5 millions d'habitants (Statistique Canada, 2006), soit environ 17 % de la population du Canada et près de 20 % des terres du Canada. Elles sont délimitées au sud-ouest par les Rocheuses, au nord-est par la côte de la baie d'Hudson, au sud par la frontière avec les États-Unis, et au nord par la frontière du Nunavut et des Territoires-du-Nord-Ouest (60° N). En dehors des Rocheuses, le terrain dans les Prairies est plat, pour l'essentiel, et il descend doucement en pente du sud-ouest au nord-est.

Les principales caractéristiques géographiques de la région comprennent les plaines Intérieures, qui couvrent la majeure partie de l'Alberta, les deux tiers du sud de la Saskatchewan et la portion sud-ouest du Manitoba, ainsi que le Bouclier canadien, qui couvre la portion nord de la Saskatchewan et la majeure partie du Manitoba. Bien qu'il soit inclus dans la section 7.2.6 dans le cadre de l'intérieur de la Colombie-Britannique, le coin nord-est de la Colombie-Britannique s'insère plus logiquement dans cette région, étant donné son terrain relativement plat et l'importance de l'industrie de l'énergie. Cela met en évidence le défi lié à la division du Canada en un nombre de régions relativement petit et la probabilité selon laquelle les frontières peuvent changer en fonction des critères impliqués dans leur création.

Peu de personnes vivent dans des portions du Bouclier canadien des provinces des Prairies. La partie sud des provinces des Prairies est constituée principalement de zones agricoles et de pâturages naturels, tandis que la partie nord est composée principalement de forêts boréales de pins, d'épinettes et de peupliers clairsemés de nombreux lacs. La majorité de la population de la région des Prairies vit dans la partie sud des plaines Intérieures dans un rayon de 600 km autour de la frontière américaine. Le corridor Edmonton-Calgary, avec une population combinée avoisinant 2,5 millions de personnes, abrite la plus grande quantité d'activités industrielles et aussi les corridors de transport les plus chargés de la région.



Figure 7.8 Carte de la région de l'Alberta et des Prairies, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et caractéristiques géographiques abordés dans ce chapitre.

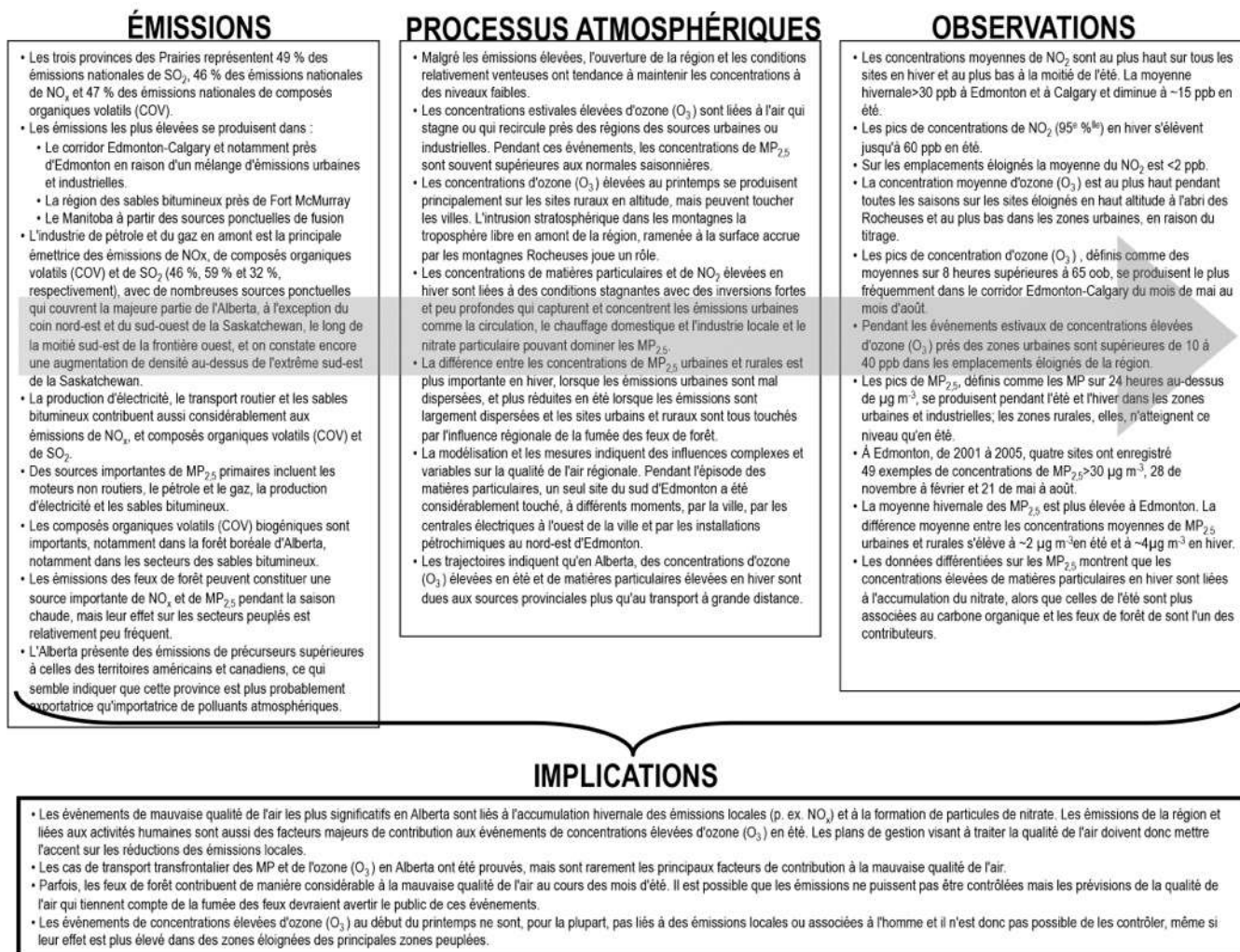


Figure 7.9 Modèle conceptuel de la région de l'Alberta et des Prairies

La figure 7.8 montre la région géographique couverte par la région de l'Alberta et des Prairies, et la figure 7.9 fournit un sommaire des conditions relatives à la qualité de l'air. Malgré la présence des plus fortes émissions de précurseurs du smog au Canada, la qualité de l'air dans la région est relativement bonne par rapport au corridor Windsor-Québec. Cette constatation est due en grande partie au fait que les principaux émetteurs responsables de la pollution sont très espacés, ainsi qu'aux conditions météorologiques dominantes, notamment la vitesse élevée des vents, qui ne sont propices qu'occasionnellement à la formation de polluants et à la formation de smog en été.

L'occurrence des concentrations élevées d'ozone (O₃) en été est généralement liée aux conditions stagnantes, si bien que la contribution d'autres régions (c'est-à-dire le transport à l'échelle régionale) a probablement une importance limitée. Des études de terrain et de modélisation indiquent que des concentrations considérables d'ozone (O₃) se forment aussi le long de panaches distincts en aval des principales villes et zones industrielles de l'Alberta (p. ex. Fort McMurray, Fort Saskatchewan). Par

conséquent, malgré de faibles concentrations moyennes annuelles d'ozone (O_3), des épisodes estivaux occasionnels ont rapproché la région d'Edmonton du niveau des standards pancanadiens lorsque les émissions locales persistent ou circulent de nouveau dans la région.

L'ouest de l'Alberta compte plusieurs sites de surveillance à haute altitude où l'on observe des valeurs maximales d'ozone prononcées en été et des valeurs annuelles élevées en raison d'un niveau de fond relativement élevé. On observe également une présence naturelle d'ozone plus élevée à plusieurs autres sites en Alberta. Un facteur contribuant à ces observations est le flux d'ozone en aval de la haute troposphère, qui est le résultat d'intrusions stratosphériques pouvant se produire loin en amont (vers l'ouest) de la province (voir la zone de texte ci-dessous).

Des concentrations élevées de matières particulaires et de NO_x se produisent en hiver dans des conditions stagnantes avec un mélange vertical médiocre; par conséquent, les sources transfrontalières ne sont pas importantes. Ces concentrations hivernales élevées, qui impliquent aussi des concentrations élevées de monoxyde de carbone (CO) et d'autres polluants primaires, se produisent à Edmonton, à Calgary, ainsi que dans d'autres régions industrialisées, lorsque de fortes conditions d'inversion piègent les émissions locales. Les concentrations de NO_x et de monoxyde de carbone (CO) correspondent souvent à celles rapportées dans la plupart des autres villes canadiennes, ou elles les dépassent. Les niveaux de $PM_{2,5}$ sont également élevés lors de ces inversions, mais les données disponibles semblent indiquer qu'ils ne dépassent pas les niveaux observés dans les villes de l'est. Cependant, ces observations sont fondées en grande partie sur les mesures d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM), qui sont faussées à la baisse en hiver (voir la section 3.2.6 au chapitre 3). Les concentrations de grosses matières particulaires dans les Prairies sont souvent plus élevées par rapport à d'autres régions du Canada en raison des espaces ouverts, des pratiques agricoles et des vitesses des vents plus élevées.

Tel qu'il est indiqué ci-dessus, les enjeux relatifs à la qualité de l'air en Alberta sont essentiellement d'origine nationale; les plans de gestion visant le smog doivent donc se concentrer sur la réduction des émissions locales. La situation au-dessus de la Saskatchewan et du Manitoba est moins claire. Les travaux de modélisation indiquent une influence de l'Alberta sur la formation de l'ozone (O_3) en Saskatchewan. Les analyses de trajectoire montrent aussi que le sud du Manitoba et le sud de la Saskatchewan sont les régions les plus influencées par les émissions provenant du Midwest américain. À ces endroits, le transport à partir du Midwest américain est systématiquement associé à des concentrations plus élevées de $PM_{2,5}$ et d'ozone (O_3). Cependant, même en Saskatchewan et au Manitoba, l'influence de sources locales sur le NO_2 et les $PM_{2,5}$ dans les villes est toujours dominante. Le nord du Manitoba compte également deux grandes fonderies industrielles de métaux communs qui rejettent d'importantes quantités de SO_2 et de matières particulaires, qui engendrent des concentrations élevées pour les populations locales. Certaines indications montrent également des dépôts de sulfate secs et humides non négligeables au-dessus des régions en aval.

Les incendies de forêt contribuent sensiblement aux épisodes de qualité de l'air médiocre pendant les mois d'été, et ce, dans l'ensemble de la région. Bien que les émissions découlant de ces incendies ne puissent pas être contrôlées, un système efficace de prévision de la fumée pourrait avertir les résidents des répercussions potentielles de la fumée.

En raison des grands secteurs pétrochimiques et de l'industrie du pétrole et du gaz en Alberta, les études relatives au smog ne devraient pas négliger les toxiques atmosphériques. Un centre industriel important se trouve à proximité immédiate d'Edmonton; il comprend plusieurs grandes raffineries, des fabricants de produits chimiques, ainsi que des usines de valorisation des sables bitumineux. Cette co-implantation d'un centre urbain en expansion avec un centre industriel en expansion représente l'un des principaux problèmes naissants dans la région. L'autre problème naissant important est la croissance spectaculaire des sables bitumineux, ainsi que son influence potentielle sur la qualité de l'air à l'échelle régionale.

7.2.5 La vallée du bas Fraser



Figure 7.10 Carte de la région de la vallée du bas Fraser, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et caractéristiques géographiques abordés dans ce chapitre.

La vallée du bas Fraser, dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique et le nord-ouest de l'État de Washington, est délimitée par la chaîne Côtière au nord, elle a une altitude allant jusqu'à environ 2 000 mètres, par les North Cascades au sud, et par le détroit de Géorgie à l'ouest. La frontière entre le Canada et les États-Unis divise la vallée en deux parties; à peu près un tiers de la région appartient au comté de Whatcom, dans l'État de Washington. La figure 7.10 présente une carte de la région montrant certains sites de mesure de la qualité de l'air.

La vallée du bas Fraser compte environ 2,5 millions d'habitants et comprend trois compétences : le Grand Vancouver (anciennement connu sous le nom de District régional de Vancouver), le District régional de la vallée du Fraser et le comté de Whatcom. Le Grand Vancouver a délégué l'autorité pour la gestion de l'air et son domaine de compétence englobe la majeure partie de la population. La vallée devient de plus en plus rurale dans sa portée centrale et orientale, où de vastes portions de terre sont utilisées pour l'agriculture. Une région industrielle s'étend le long de la portion ouest du comté de Whatcom et elle s'arrête à la ville de Bellingham.

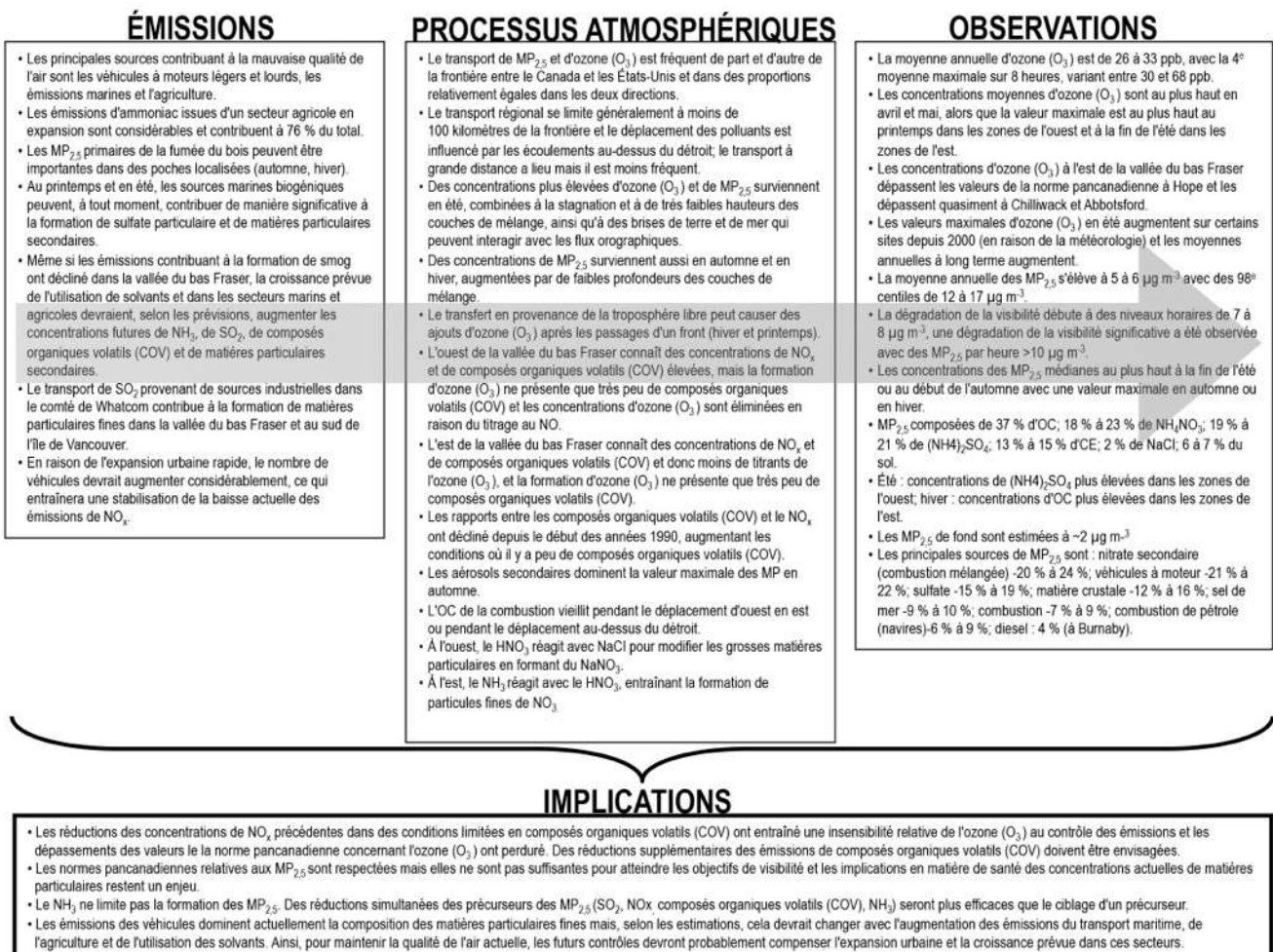


Figure 7.11 Modèle conceptuel de la vallée du bas Fraser

La figure 7.11 résume notre modèle conceptuel actuel pour la vallée du bas Fraser. Le terrain montagneux, les vallées fluviales et le détroit de Géorgie environnant engendrent des régimes météorologiques complexes à l'échelle locale, ce qui peut compliquer le retraçage des concentrations de polluants observées et entraîne également des couches ou une stratification verticale des polluants au-dessus du sol. En outre, l'entonnoir que forme la vallée, qui se rétrécit considérablement vers l'est, confine les polluants à un volume plus petit, ce qui augmente les concentrations. Ces caractéristiques sont des facteurs clés dans l'occurrence des épisodes liés à la qualité de l'air. En été, les conditions stagnantes sont généralement les plus importantes en provoquant une augmentation des épisodes d'ozone et de $PM_{2,5}$, dont la gravité augmente d'ouest en est. Lesdits épisodes impliquent un traitement photochimique considérable, la formation significative de particules secondaires, ainsi que des problèmes de visibilité modérés à graves. Les régimes des vents à l'échelle locale tels que les écoulements de vent en pente ascendante et les brises de mer et de terre finissent par acheminer les polluants au sein de la vallée en tirant les masses d'air polluées dans des vallées d'affluents et vers Hope. L'est de la vallée du bas Fraser est considéré comme un point chaud pour ce qui est de l'ozone en Colombie-Britannique, étant donné que les concentrations avoisinent ou dépassent les standards pancanadiens depuis 2003.

Les tendances régionales dans les niveaux d'ozone maximaux en été sont également à la hausse, en raison de l'augmentation des températures au cours de la période après l'année 2000 et de l'effet des réductions de NO_x à l'échelle locale sur l'ozone (O_3). La hausse des tendances dans le 10^e centile et de l'ozone annuel moyen peut être due en partie à la hausse des concentrations de fond. Les matières particulaires ($PM_{2,5}$), bien qu'elles ne soient pas particulièrement élevées par rapport à d'autres régions, constituent également une source de préoccupation dans la vallée du bas Fraser en raison de répercussions significatives sur la visibilité et la santé humaine. Les concentrations moyennes les plus élevées ont tendance à se produire à la fin de l'été et au début de l'automne. La composition des matières particulaires fines est dominée par le carbone organique, surtout en hiver dans les régions orientales de la vallée du bas Fraser. Le sulfate d'ammonium et le nitrate d'ammonium dominent les particules inorganiques en mode fin, et leurs proportions relatives sont fortement influencées par la disponibilité spatiale de l'ammoniac et les écarts saisonniers de l'acide sulfurique et du sel de mer, respectivement. Les émissions et les concentrations d'ammoniac sont élevées dans les portions orientales de la vallée du bas Fraser (p. ex. Abbotsford), où elles augmentent la formation de nitrate d'ammonium, qui est limitée par la disponibilité des espèces d'azote à l'état oxydé, pas par l'ammoniac.

Plus près de la côte, la formation de gros nitrates, causée par l'interaction d'acide nitrique et de sel de mer, représente un puits important pour les espèces d'azote. Les concentrations de sulfate d'ammonium ont tendance à être supérieures à proximité de Vancouver en raison des concentrations de SO_2 plus disponibles. Les interactions du sel de mer avec les espèces d'azote à l'état oxydé peuvent aussi influencer les niveaux d'ozone, mais on ne connaît pas précisément ce processus dans la vallée du bas Fraser. Les épisodes hivernaux de $PM_{2,5}$ sont moins fréquents et ils sont le résultat d'inversions causées par des masses d'air arctique froid qui se déplacent vers l'ouest à partir de l'intérieur de la province. Pendant lesdites inversions, les concentrations de $PM_{2,5}$ sont généralement supérieures par rapport à celles observées lors des épisodes photochimiques estivaux. Les forts vents en direction de

l'est à certaines périodes soufflent pendant les mois plus froids, et ils peuvent pousser les émissions provenant de la vallée du bas Fraser dans le détroit de Géorgie.

Les sources dominantes contribuant aux $PM_{2.5}$ sont les véhicules automobiles, le nitrate (issu de la combustion générale, mais dominé par le transport et l'agriculture) et le sulfate (issu des navires, des industries et de sources biogéniques marines). La combustion du bois et les sources automobiles sont plus importantes l'hiver, tandis que la combustion de mazout et les influences biogéniques sont plus importantes en été. Le transport régional de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) a lieu de part et d'autre de la frontière entre le Canada et les États-Unis de la vallée du bas Fraser dans des proportions relativement égales. Le transport de SO_2 provenant de sources industrielles dans le comté de Whatcom contribue à la formation de matières particulaires dans la vallée du bas Fraser et au sud de l'île de Vancouver. La portée du transport régional se limite généralement à moins de 100 kilomètres de la frontière; néanmoins, on observe également un transport régional sur de plus grandes distances, de manière moins fréquente.

Bien que les émissions contribuant à la formation du smog aient diminué dans la vallée du bas Fraser, la croissance prévue dans l'évaporation des solvants et les secteurs du transport agricole et maritime devrait augmenter les futures concentrations de NH_3 , de SO_2 , de composés organiques volatils (COV) et de $PM_{2.5}$. De plus, en raison de l'expansion urbaine rapide, le nombre de véhicules devrait augmenter considérablement, ce qui entraînera une stabilisation de la baisse actuelle des émissions de NO_x . À la lumière des prévisions relatives aux futures émissions et des concentrations actuelles d'ozone (O_3), des problèmes de visibilité et de santé, il est clairement nécessaire de continuer à s'attaquer aux émissions atmosphériques dans la vallée du bas Fraser. La nature complexe des modèles et des sources d'émissions indique que les stratégies de gestion de la qualité de l'air doivent être soigneusement rédigées afin de conserver les tendances actuelles en matière de réduction des émissions et de s'occuper des secteurs émergents qui menacent la future qualité de l'air dans la région.

7.2.6 Vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique

L'intérieur de la Colombie-Britannique renferme de nombreuses collectivités, dont bon nombre sont nichées dans des vallées créées par un terrain montagneux accidenté. Le territoire du Yukon et les parties montagneuses du sud-ouest de l'Alberta sont semblables à bien des égards. Bien que ces dernières soient comprises dans la section 7.2.4 en tant que partie de l'Alberta et des Prairies pour des raisons pratiques relatives à la préparation du présent rapport, la qualité de l'air dans cette région montrera probablement des caractéristiques qui sont communes avec celles de l'intérieur de la Colombie-Britannique. À l'échelle de cette région montagneuse (Colombie-Britannique, Yukon et sud-ouest de l'Alberta), les différences dans les sources, la météorologie et la géographie locale engendrent toute une série d'enjeux liés à la qualité de l'air propres à la région, et même si ces enjeux peuvent s'avérer inquiétants dans l'ensemble de la région, l'information détaillée n'est actuellement accessible que par les collectivités plus peuplées. La plupart des émissions sont produites à l'échelle locale, et le mélange des polluants atmosphérique est faible entre les vallées.



Figure 7.12 Carte de la région de l'intérieur de la Colombie-Britannique, illustrant les emplacements des principaux sites, villes et caractéristiques géographiques abordés dans ce chapitre.

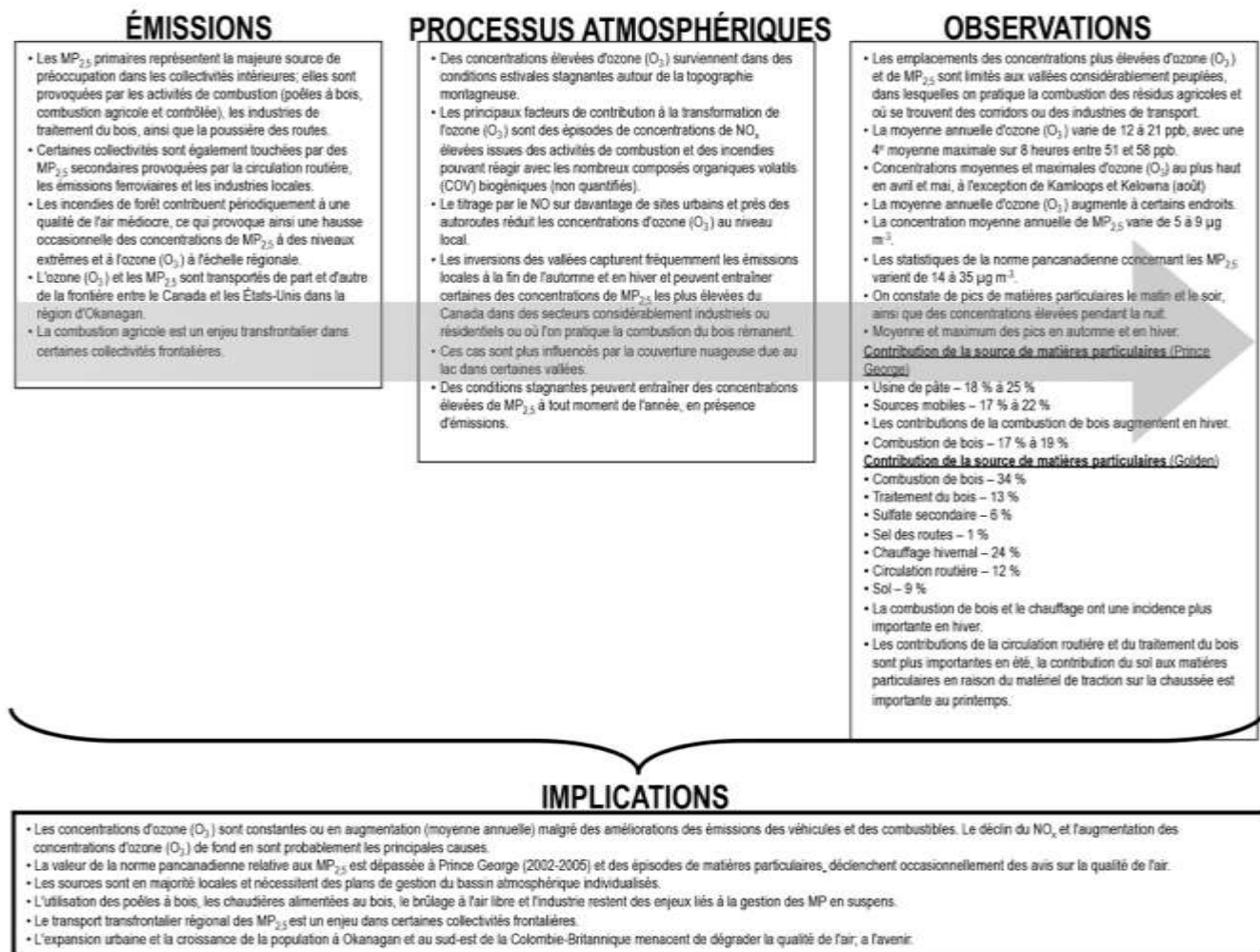


Figure 7.13 Modèle conceptuel de l'intérieur de la Colombie-Britannique

Une carte de cette région complexe est présentée à la figure 7.12 et un aperçu du modèle conceptuel se trouve à la figure 7.13. Les collectivités des vallées font l'objet d'inversions fréquentes, surtout pendant l'hiver, car ces vallées piègent efficacement les polluants. Les matières particulaires primaires représentent la majeure source de préoccupation dans les collectivités intérieures; elles sont provoquées par les activités de combustion (poêles à bois, chaudières, combustion agricole et contrôlée), les industries de traitement du bois, ainsi que la poussière des routes. Certaines collectivités sont également touchées par des $PM_{2,5}$ secondaires provoquées par la circulation routière, les émissions ferroviaires et l'industrie. Des dépassements des standards pancanadiens relatifs aux $PM_{2,5}$ ont eu lieu à Prince George et à Golden au cours des cinq dernières années. Dans certaines des collectivités intérieures plus rurales, les épisodes de $PM_{2,5}$ sont associés aux activités de combustion agricole et à l'air libre. Les incendies de forêt contribuent aussi périodiquement à une qualité de l'air médiocre, ce qui provoque ainsi une hausse occasionnelle des concentrations de $PM_{2,5}$ à des niveaux extrêmes. À Golden et à Prince George, la composition des $PM_{2,5}$ est dominée par le carbone

organique, surtout l'hiver. Pendant cette saison, la combustion de bois, la transformation du bois (séchage) et le chauffage en hiver dominent les sources de $PM_{2.5}$ à Golden, tandis qu'à Prince George, la combustion du bois, les fabriques de pâtes et papiers et la circulation routière apportent une contribution relativement égale. Dans l'ensemble des villes intérieures, les concentrations dans la poussière des routes augmentent considérablement au printemps, ce qui entraîne des concentrations élevées de grosses matières particulaires; les niveaux de polluants ont tendance à être inférieurs en été en raison des hauteurs plus élevées de la couche de mélange et de la moindre prévalence des inversions. La mesure des standards pancanadiens relatifs à l'ozone avoisine 60 ppb dans plusieurs collectivités de l'intérieur de la Colombie-Britannique, y compris l'Okanagan. L'ozone devient un problème naissant dans la région de l'Okanagan en raison de la hausse de la population, qui entraîne une urbanisation et une croissance économique rapides. Les matières particulaires issues des incendies de forêt en été peuvent être transportées sur des centaines de kilomètres, et d'ici l'automne, la combustion agricole augmente. Le transport transfrontalier de matières particulaires entre le Canada et les États-Unis se produit le long des vallées de l'Okanagan et de Creston, et ses effets sont limités à l'échelle régionale.

Le ministre de l'Environnement de la Colombie-Britannique a été très actif dans la prise en charge des enjeux liés à la qualité de l'air dans les collectivités intérieures, et des plans exhaustifs pour la gestion de la qualité de l'air ont été mis en œuvre dans plusieurs secteurs. En conséquence de mesures d'atténuation précises, certaines collectivités de l'intérieur de la Colombie-Britannique ont observé des améliorations dans les concentrations ambiantes de matières particulaires ces dernières années. Malgré ces efforts, les concentrations de matières particulaires fines sont encore élevées de manière épisodique dans de nombreuses collectivités, et il reste encore beaucoup à faire pour améliorer la qualité de l'air à l'échelle locale.

7.3 Émissions de polluants atmosphériques à l'échelle régionale et secteurs préoccupants

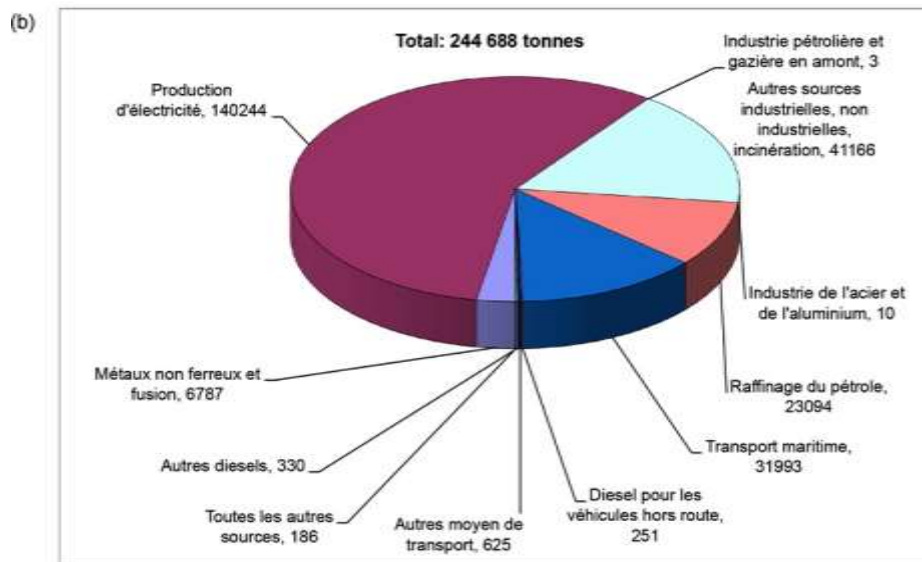
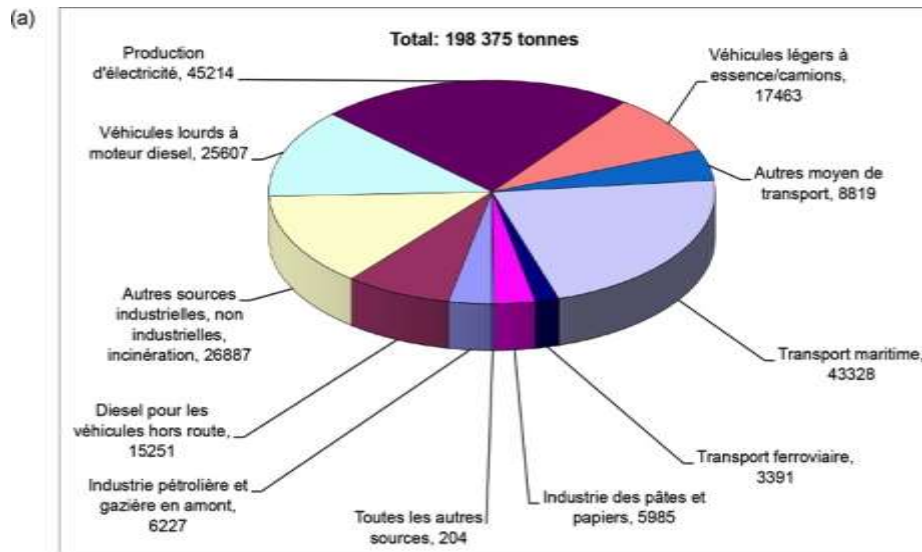
La présente section décrit les principales sources d'émissions contrôlables des principaux contaminants atmosphériques. L'information dans cette section est généralement présentée en fonction des régions décrites ci-dessus. Néanmoins, en raison de l'approche gouvernementale à l'égard de la déclaration des émissions, une partie des documents est organisée par la province, plus particulièrement pour l'Ontario et le Québec.

Les émissions au sein de chaque région peuvent jouer un rôle significatif dans les problèmes de qualité de l'air. Par conséquent, il est essentiel de comprendre l'information relative à ce problème, qui indique quelles activités sont en cause, où elles ont lieu et ce qu'on prévoit pour l'avenir. Le chapitre 4 présentait l'information relative aux émissions, y compris les totaux nationaux, les pourcentages de contribution de la province, de vastes modèles dans l'espace, ainsi que des tendances et des prévisions. On place l'accent ici sur la discussion portant sur les activités ou secteurs principaux dans chaque région qui produisent les émissions, les zones géographiques où ils se produisent, ainsi que les

endroits précis où on pense que les émissions sont suffisamment élevées pour susciter des inquiétudes. À une échelle locale, les émissions produites par un secteur industriel précis ou une plaque tournante du transport peuvent causer ce que l'on appelle un « point chaud ». Même si certains de ces endroits potentiels seront mis en lumière, l'établissement d'une liste et la description de tous les points chauds possibles dans chaque région vont au-delà de la portée de ce chapitre. Étant donné que lesdites régions pourraient présenter une préoccupation pour la santé humaine à l'échelle locale, elles constituent un enjeu qui requerra une attention continue à l'avenir.

Il y a des émissions naturelles significatives de gaz et de particules à l'état de traces qui contribuent au smog, notamment les composés organiques volatils issus de la végétation, la poussière souflée par le vent, le sel marin, le soufre marin et la combustion de biomasse. La prise en considération de l'ozone stratosphérique, qui entre souvent dans la troposphère et touche périodiquement la surface, tout particulièrement dans les régions à haute altitude, est importante également. Ces sources naturelles ne peuvent pas être ignorées dans la compréhension des problèmes de qualité de l'air, surtout à l'échelle continentale et hémisphérique. Toutefois, elles ne sont contrôlables, donc elles peuvent être prises en considération uniquement en matière de modélisation de la qualité de l'air et d'élaboration de stratégies efficaces pour réduire les émissions provenant des activités humaines.

7.14.1 Région de l'Atlantique



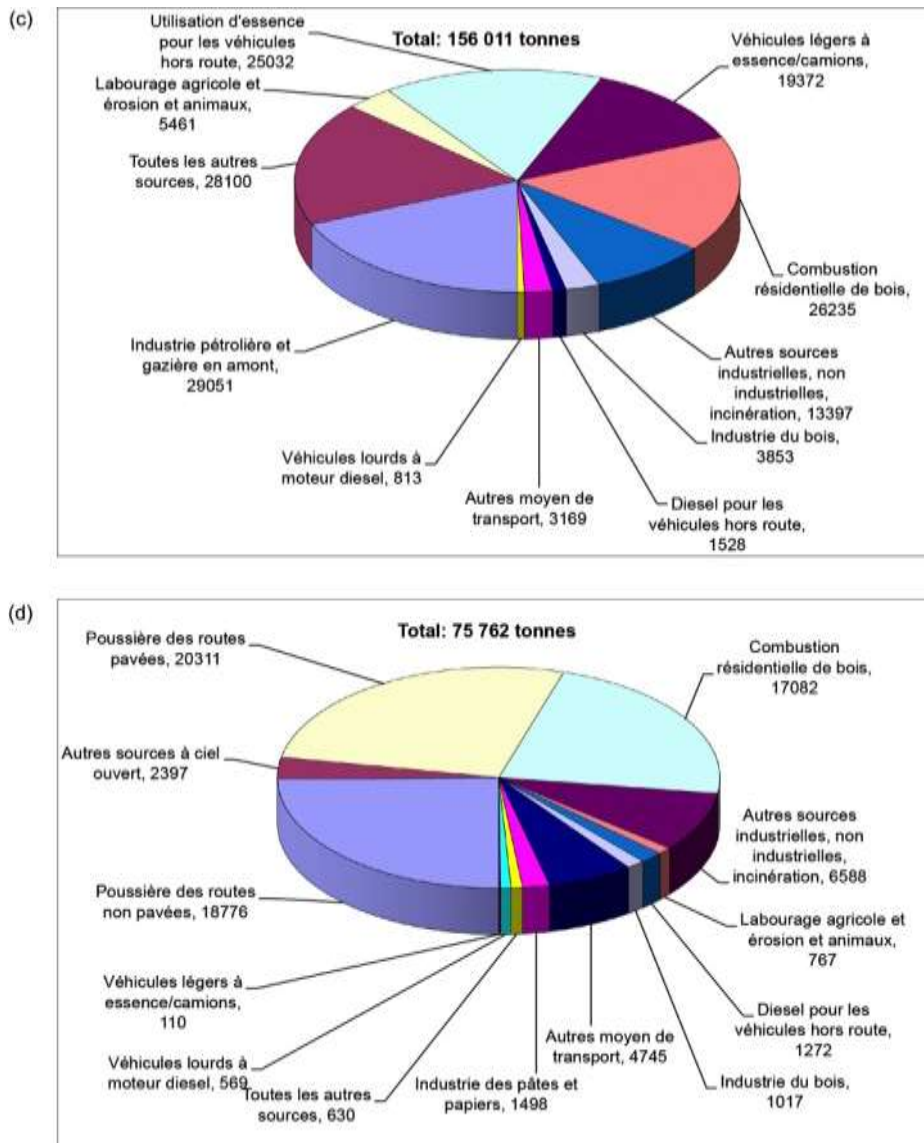


Figure 7.14 a à d Inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques des provinces de l'Atlantique de 2005 par contribution du secteur de : a) NO_x , b) SO_x , c) composés organiques volatils (COV), et d) $\text{PM}_{2.5}$. La production d'électricité domine les émissions de NO_x et de SO_x , alors que la combustion résidentielle de bois domine les émissions de composés organiques volatils (COV) et la poussière des routes asphaltées et non asphaltées contribue majoritairement aux émissions de $\text{PM}_{2.5}$. Environnement Canada, 2007a.

Les émissions anthropiques en amont de la région ont une incidence significative sur la qualité de l'air dans le Canada atlantique (voir la section 7.6.1), mais les émissions au sein de la région ont aussi des répercussions considérables. La figure 7.14a-d montre un résumé des contributions anthropiques régionales aux émissions de NO_x , de SO_x , de composés organiques volatils (COV) et de $\text{PM}_{2.5}$ par secteur. Les activités d'origine anthropique qui contribuent le plus aux émissions de matières particulaires et d'ozone ainsi qu'aux émissions de leurs précurseurs sont la production d'électricité, le transport maritime, la poussière des routes, ainsi que la combustion résidentielle de bois de chauffage.

Dans la région de l'Atlantique, tout particulièrement au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, les centrales thermiques alimentées au charbon et au mazout demeurent la source d'énergie dominante, car les solutions de substitution telles que l'énergie hydroélectrique ont une utilisation limitée. Par conséquent, la production d'électricité est la source la plus significative de SO_x et de NO_x dans la région; elle produit 57 % du total des émissions de SO_x et 23 % des émissions de NO_x .

Le transport maritime est la deuxième source de NO_x la plus importante (22 %) et il contribue largement aux émissions SO_x (13 %). Les émissions provenant du secteur maritime sont concentrées dans les principaux ports d'Halifax et de Saint John, où elles peuvent avoir des répercussions mesurables sur la qualité de l'air à l'échelle locale (Hingston, 2005; Phinney et al., 2006).

La poussière des routes asphaltées et non asphaltées contribuent à 27 % et 25 % aux émissions de $\text{PM}_{2.5}$, respectivement, et la combustion de bois de chauffage résidentiel (principalement de poêles à bois non agréés dans les zones rurales) est la troisième source d'émissions de $\text{PM}_{2.5}$ la plus importante (23 %).

Bien que le secteur pétrolier en amont (qui comprend des plates-formes pétrolières et gazières au large des côtes de Terre-Neuve-et-Labrador et de la Nouvelle-Écosse) apporte une contribution de 19 % aux émissions de composés organiques volatils dans la région de l'Atlantique, ses répercussions sur la région sont minimes, en raison des vents dominants qui transportent des polluants vers l'est ou vers le nord-est en dehors de la région. Par contre, le secteur pétrolier en aval (le raffinage du pétrole) constitue une source importante de SO_x dans la région (contribution de 9 %), attribuable en grande partie aux trois grands centres de Come by Chance (Terre-Neuve-et-Labrador), Dartmouth (Nouvelle-Écosse) et Saint John (Nouveau-Brunswick), qui connaissent des changements minimes dans leurs émissions depuis 1995. La combustion de bois de chauffage domestique contribue à concurrence de 17 % des émissions de composés organiques volatils, tandis que l'utilisation d'essence hors route représente 16 %.

Le secteur agricole dans le Canada atlantique, comme dans toutes les régions, est le premier participant au NH_3 (40 %), mais ces émissions ne comprennent que 3 % du total des émissions de NH_3 au Canada, et elles ne sont donc pas considérées comme un problème régional. Cependant, étant donné que ces émissions sont concentrées dans les petites régions qui sont souvent en aval des régions émettrices de SO_2 (c'est-à-dire Saint John, le nord-est des États-Unis), elles peuvent revêtir une certaine importance pour la formation de sulfate d'ammonium. Les émissions d'ammoniac dans la région ont augmenté de 12 %, tandis que les émissions de $\text{PM}_{2.5}$, de SO_x et de NO_x ont diminué de 15 %, 18 % et 12 %, respectivement depuis lors, au cours des dix années qui ont suivi 1995 (pas de figure à l'appui) (Environnement Canada, 2007a).

Les aérosols naturels, qui comprennent le sel de mer et une partie des aérosols organiques et à base de sulfates, peuvent jouer un rôle significatif dans la région de l'Atlantique en raison de son emplacement côtier (l'océan est une source d'aérosols naturels à base de sulfates et de sel de mer), et de l'abondance de ses zones forestières (une source de matières organiques biogéniques, qui représente la contribution

dominante de 87 % aux émissions de composés organiques volatils) (Levasseur et al., 1997; Quinn et al., 1998; Biesenthal et al., 1998; Leaitch et al., 1999). Le rôle des aérosols naturels dans la région de l'Atlantique n'est pas bien quantifié cependant, et il requiert des études plus approfondies.

7.3.1.1 Domaines de préoccupation à l'échelle locale

Les grands centres de Saint John (Nouveau-Brunswick), d'Halifax (Nouvelle-Écosse) et de Sydney (Nouvelle-Écosse), qui comptent tous trois des centrales électriques, des industries et des navires qui émettent un mélange complexe de polluants, représentent les inquiétudes locales majeures dans la région. Cependant, des centres plus petits en Nouvelle-Écosse, notamment Pictou et Trenton, abritent des sources d'émissions moyennes à grandes, y compris une centrale électrique, l'industrie des pâtes et papiers, ainsi que la fabrication de pneus. Parmi les autres localités, on compte Port Hawkesbury (Nouvelle-Écosse), qui compte une fabrique de pâtes et papiers et une centrale électrique; Belledune (Nouveau-Brunswick), qui compte une centrale électrique et une fonderie, ainsi que la petite ville de Come by Chance (Terre-Neuve-et-Labrador), qui abrite une raffinerie et le trafic maritime qui s'y rapporte. Outre ces rejets de polluants atmosphériques industriels, le terrain autour de ces localités, y compris les collines environnantes et la proximité par rapport à la côte avec les inversions marines, est vraisemblablement un facteur contribuant aux cas de qualité de l'air médiocre. Néanmoins, bon nombre de ces centres de population plus petits opèrent une surveillance limitée ou discontinue de la qualité de l'air, et la portée des problèmes potentiels n'est donc pas bien documentée.

7.3.1.2 Préoccupations futures potentielles

Tel que l'indique le chapitre 4, les émissions totales des principaux contaminants atmosphériques ont diminué au cours des 20 dernières années (à l'exception du NH_3). La contribution à cette diminution s'est traduite par des diminutions dans de nombreuses régions de l'est du Canada. Autre point important pour la région, des diminutions ont aussi été observées dans l'est des États-Unis; de 2005 à 2015, on prévoit d'autres diminutions des émissions américaines de SO_2 , de NO_x et de composés organiques volatils (Hidy, Niemi et Pace, 2004). Toutefois, le développement économique dans le Canada atlantique et d'autres facteurs locaux devraient entraîner des hausses de certaines émissions.

La hausse des prix de l'électricité et du carburant, combinée à la réalité de catastrophes naturelles telles que l'ouragan Juan, qui a privé les foyers d'électricité et a abattu des milliers d'arbres qui ont ensuite été coupés pour en faire du bois à brûler, ont rendu l'utilisation des poêles à bois plus attrayante aux yeux des propriétaires dans le Canada atlantique. Les émissions de ce secteur vont probablement diminuer au cours des dix prochaines années. Des témoignages anecdotiques et une récente étude pilote menée par le ministère de l'Environnement et du Travail de la Nouvelle-Écosse semblent indiquer que la combustion résidentielle du bois revêt de plus en plus d'importance dans les zones urbaines et suburbaines de la région, et qu'elle est la plus problématique dans les zones situées dans les vallées (M. Hingston, Environnement Canada, et F. DiCesare, ministère de l'Environnement et du Travail de la Nouvelle-Écosse, comm. pers., 2006).

Les émissions de dioxyde de soufre découlant des mines, des fonderies et de la combustion de provenance commerciale devraient augmenter de 19 % dans la région de l'Atlantique d'ici 2015, en partie à cause des nouvelles raffineries de pétrole proposées pour la région. Les augmentations des émissions de NO_x découlant du secteur du pétrole et du gaz en amont découleront d'une nouvelle usine de traitement du gaz naturel liquéfié (GNL); elle est actuellement en cours de construction à Saint John, au Nouveau-Brunswick. Alors que l'on propose quelques nouvelles installations pour la région, il y a également des engagements significatifs en ce qui concerne la réduction des émissions de SO₂ et de NO_x à partir des sources existantes d'ici 2010. Ces engagements vont probablement compenser la plupart, voire la totalité, des hausses prévues. Par exemple, le plafond réglementé par la Nouvelle-Écosse pour le SO₂ représentera à lui seul une réduction plus importante que les émissions combinées prévues des deux raffineries proposées, des deux nouvelles installations au large des côtes et des usines de traitement du gaz naturel liquéfié.

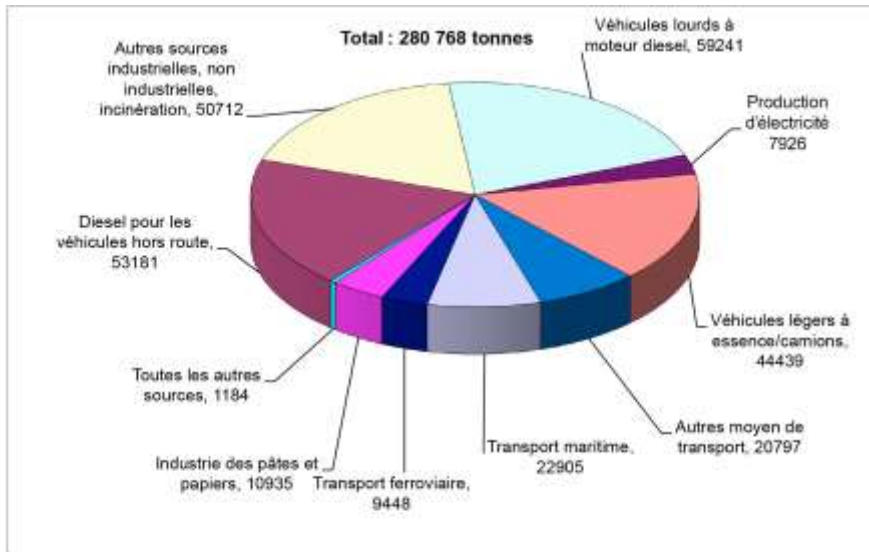
À présent, le port d'Halifax a une capacité plus que double en matière de volumes de conteneurs, et il peut la quadrupler avec des expansions des terminaux (Oulton et al., 2007), ce qui engendrerait une hausse des émissions de NO_x, de CO, de SO₂ et de PM_{2.5}. Cependant, les changements liés aux activités du port ne sont pas imminents et ils seront modérés par les réalités des marchés mondiaux. La croissance du transport maritime global à l'échelle mondiale est prévue, mais les répercussions varient à l'échelle régionale; le port d'Halifax a subi des diminutions récemment, et il y a peu de chances qu'on observe un renversement de tendance, alors que Saint John peut prévoir des augmentations provenant des navires transporteurs de gaz naturel liquéfié si le projet de raffinerie est construit. Les initiatives de l'Organisation maritime internationale devraient entraîner une réduction des émissions des bateaux, ce qui pourrait compenser les changements liés aux émissions provoquées par la croissance du transport maritime.

7.3.2 Québec

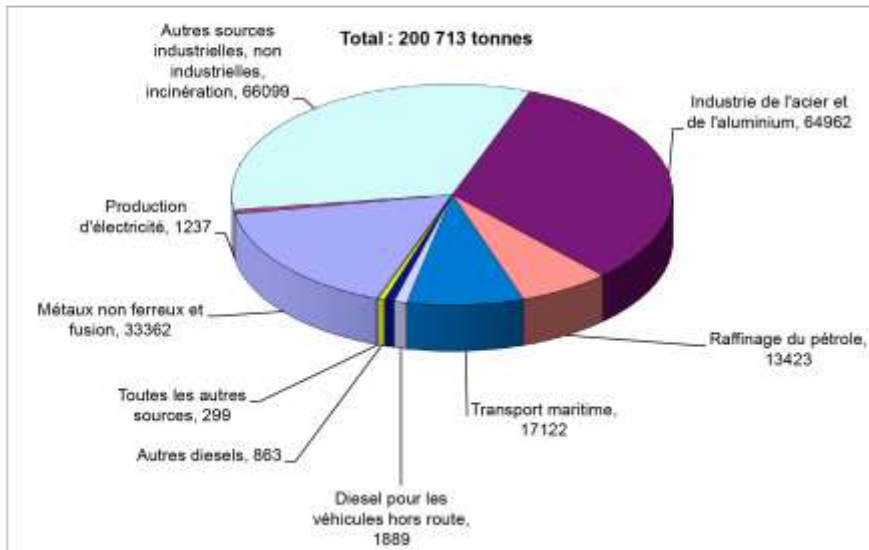
Les émissions de précurseurs du smog ne sont pas réparties de manière égale au-dessus de la province. Les villes comme Montréal représentent une partie importante des émissions en raison de la taille de leur population et du nombre d'industries dans la région. En raison d'une abondance d'énergie hydroélectrique dans la province, les émissions de l'électricité produite à partir de combustibles fossiles sont faibles par rapport à d'autres compétences.

Les régions rurales et boisées représentent la majorité des émissions biogéniques de composés organiques volatils en raison de la végétation environnante (voir la zone de texte), tandis que les régions agricoles émettent de l'ammoniac et des oxydes d'azote. Les villes plus petites comme Québec et Trois-Rivières ajouteront aussi leur contribution aux émissions des industries et du transport dans une moindre mesure, mais elles pourraient être touchées par les industries de combustion de bois de chauffage domestique ou locales. Les régions éloignées peuvent aussi être touchées par ces deux activités, mais celles-ci causeront principalement des problèmes de qualité de l'air dans leur localité hôte et tout autour de celle-ci.

(a)



(b)



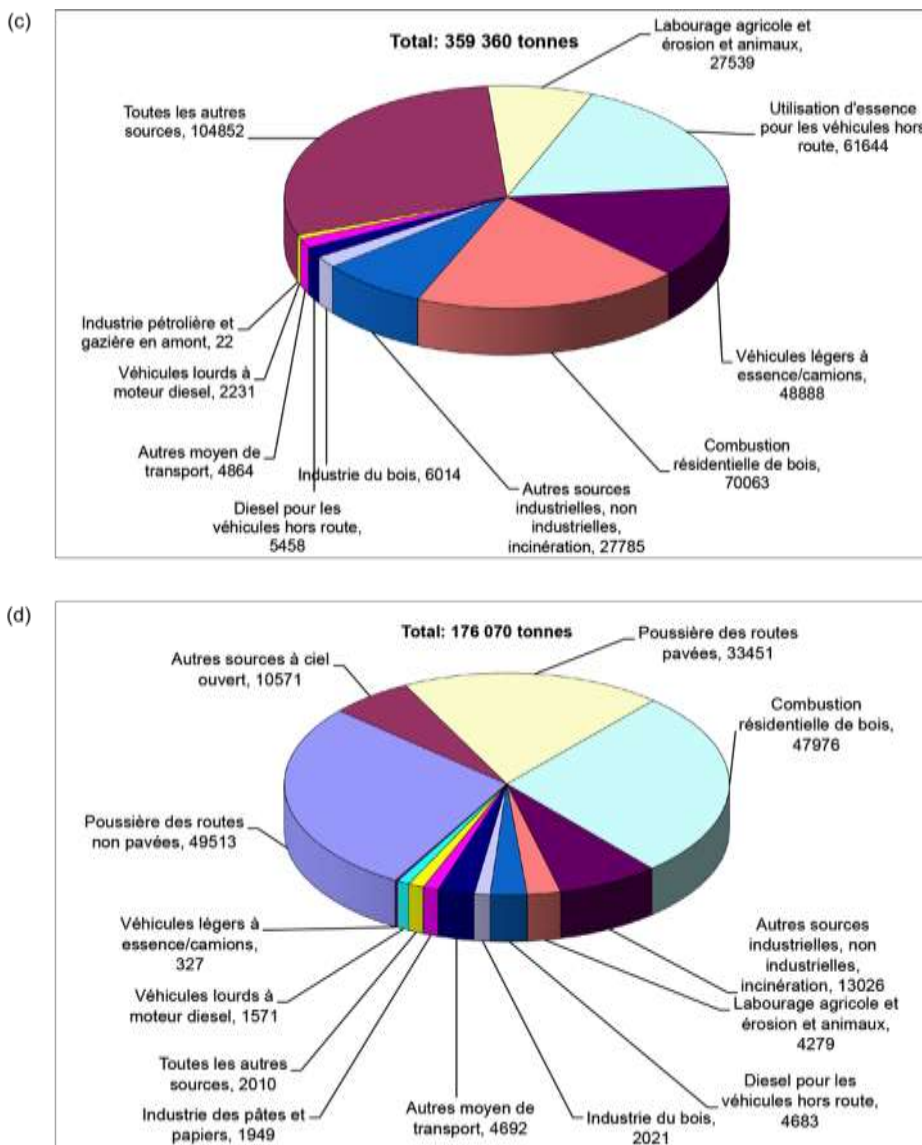


Figure 7.15 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques du Québec par contribution du secteur de : a) NO_x, b) SO_x, c) composés organiques volatils (COV) et d) PM_{2.5}. Les émissions du secteur du transport (pouvant être divisées en émissions routières [37 %] et non routières [19 %]) dominent les émissions de NO_x, alors que l'activité industrielle est la principale source d'émissions de a) NO_x, b) SO_x, c) composés organiques volatils (COV) et d) PM_{2.5}. Les émissions du secteur du transport (pouvant être divisées en émissions routières [37 %] et non routières [19 %]) dominent les émissions de NO_x, alors que l'activité industrielle est la principale source d'émissions de SO_x. Le transport et la combustion résidentielle de bois dominent les émissions de composés organiques volatils (COV), alors que la poussière des routes contribue à près de la moitié des émissions de PM_{2.5} régionales.

Le secteur du transport est responsable de près de 70 % des émissions de NO_x en raison de la prépondérance de la production d'électricité de la province par énergie hydroélectrique (figure 7.15a). La moitié des émissions liées au transport sont produites par des véhicules automobiles, et par conséquent, environ 30 % des émissions de la province sont concentrées au-dessus de la région du

Grand Montréal, soit une zone ayant un rayon de 40 km à partir du centre de l'île de Montréal. La moitié restante provient des véhicules et moteurs hors route, ainsi que du transport maritime, ferroviaire et aérien.

Plus de 85 % des émissions de SO_2 au Québec proviennent de sources industrielles, dont 32 % sont causées par l'industrie de l'aluminium (figure 7.15b). Quatre usines d'aluminium se trouvent près de la ville de Saguenay, les six usines restantes sont dispersées le long du fleuve Saint-Laurent à partir de l'extrême sud-ouest de la province jusqu'à la Basse-Côte-Nord. Dans la région de Montréal, 84 % des émissions industrielles de SO_2 proviennent de l'industrie pétrolière et pétrochimique – essentiellement située à l'extrémité est de l'île (Gagnon et al., 2006). Ces sources de SO_2 ont des répercussions sur la qualité de l'air à proximité des usines, et bien qu'elles n'aient pas été quantifiées, elles contribueront aux niveaux locaux et en aval de particules fines de sulfate.

Tel qu'il est décrit dans la zone de texte « composés organiques volatils (COV) biogéniques » ci-dessous, la majorité des composés organiques volatils au Québec sont émis par la végétation pendant la saison chaude. Pendant cette période de l'année, les émissions biogéniques ont un ordre de grandeur de plus que les émissions anthropiques. Cependant, les émissions naturelles sont réparties au-dessus de toutes les zones boisées, donc elles contribuent à la formation du smog dans une moindre mesure dans les régions urbaines où les émissions anthropiques vont plus vraisemblablement jouer le plus grand rôle. La figure 7.15c montre que les sources principales sont le secteur du transport et l'utilisation de solvants et de peintures (combinés dans la catégorie « toutes les autres sources »). À l'échelle locale, l'industrie pétrochimique peut être importante (par exemple, dans l'est de Montréal).

Les principales sources anthropiques de $\text{PM}_{2.5}$ (figure 7.15d) sont les industries (14 %), la combustion de bois à usage résidentiel (27 %), ainsi que la poussière des routes (47 %). Toutefois, étant donné qu'une portion significative de la poussière des routes demeure proche du sol et que l'on pense qu'elle se dépose près des routes, ses répercussions relatives sur les $\text{PM}_{2.5}$, atmosphériques primaires, montrées par la suite au tableau 7.5, sont sensiblement inférieures par rapport à ce que semblerait indiquer le pourcentage de ses émissions. La mise en concordance complète de cette divergence, surtout pour que les émissions de la poussière des routes soient incluses correctement dans les modèles de qualité de l'air, demeure un enjeu constant qui requiert des recherches plus approfondies. Les modèles des facteurs d'émissions et les connaissances relatives aux processus météorologiques et aux interactions à la surface des routes nécessitent des améliorations. Par conséquent, la combustion résidentielle du bois en hiver est probablement responsable d'un pourcentage important des émissions primaires de $\text{PM}_{2.5}$, supérieur à ce que semble indiquer l'inventaire disponible. Même si les enquêtes indiquent que la combustion du bois est prédominante dans les zones rurales, des taux d'émissions supérieurs sont relevés dans les zones urbaines en raison d'une densité de logements plus élevée. Il est intéressant de souligner que Montréal et Québec produisent les émissions les plus élevées, et que les deux villes sont suivies par des villes de taille moyenne telles que Gatineau, Sherbrooke, Trois-Rivières et Saguenay.

Globalement, les émissions de NO_x diminuent depuis l'année 1990 et elles devraient diminuer dans le secteur du transport de 10 % supplémentaires d'ici 2010 et de 18 % supplémentaires d'ici 2015. Les émissions anthropiques de composés organiques volatils se sont stabilisées depuis 1995, mais elles montrent une petite diminution dans l'ensemble, essentiellement en raison des réductions dans le secteur du transport, qui devrait rejeter 50 % de composés organiques volatiles en moins en 2015 par rapport à 1990. Cette diminution, combinée à une chute des émissions de NO_x, devrait donner lieu à une diminution des niveaux d'ozone à l'échelle régionale.

Le secteur agricole est concentré le long des deux rives de la portion sud-ouest du fleuve Saint-Laurent et dans les Cantons de l'Est; il contribue ainsi aux émissions d'ammoniac.

7.3.2.1 Domaines de préoccupation à l'échelle locale

Les émissions de particules fines près de la surface peuvent facilement s'accumuler pendant les journées d'hiver froides caractérisées par une couche limite stable et un flux d'air léger. Par conséquent, comme dans le Canada atlantique, lorsque les populations locales brûlent du bois en tant que méthode de substitution à d'autres sources de chaleur, on obtient des concentrations élevées de PM_{2.5}. Il y a un problème commun dans certaines zones résidentielles de Montréal, Québec, ainsi que dans les régions du Saguenay et de l'Abitibi. Dans toutes ces zones, les ménages ou les industries rejettent des émissions significatives causées par la combustion de bois, et elles subissent des inversions hivernales, qui piègent les polluants au sein de terres basses comme les vallées fluviales (fleuve Saint-Laurent, fjord du Saguenay, rivière de La Mauricie, etc.).

Certaines fonderies d'aluminium utilisant une technologie plus ancienne dans les régions de Shawinigan, de Beauharnois, de Baie-Comeau et du Saguenay ont des répercussions significatives sur leurs environs, avec une contribution moyenne de 11 à 14 µg m⁻³ de PM_{2.5} primaires ajoutées aux concentrations horaires ambiantes (RWDI, 2004). L'usine du Saguenay a fermé en 2004, Beauharnois devrait fermer en juin 2009, Baie-Comeau subit une modernisation, et l'installation de Shawinigan devrait fermer dans un avenir proche; par conséquent, on prévoit une réduction des concentrations de PM_{2.5} dans ces régions. Néanmoins, des incertitudes subsistent dans l'estimation des émissions de PM_{2.5} primaires issues de l'industrie de l'aluminium, car aucune méthodologie d'échantillonnage n'est disponible pour mesurer les émissions de PM_{2.5} des événements en toiture, qui sont les principales sources d'émissions. D'autres polluants tels que le SO₂ et, dans une moindre mesure, le NO_x et les composés organiques volatils, contribuent à la formation de matières particulaires secondaires et d'ozone. Toutefois, leur contribution aux problèmes locaux n'est pas quantifiable sans modèles capables de simuler la chimie atmosphérique.

7.3.2.2 Domaines de préoccupation futurs

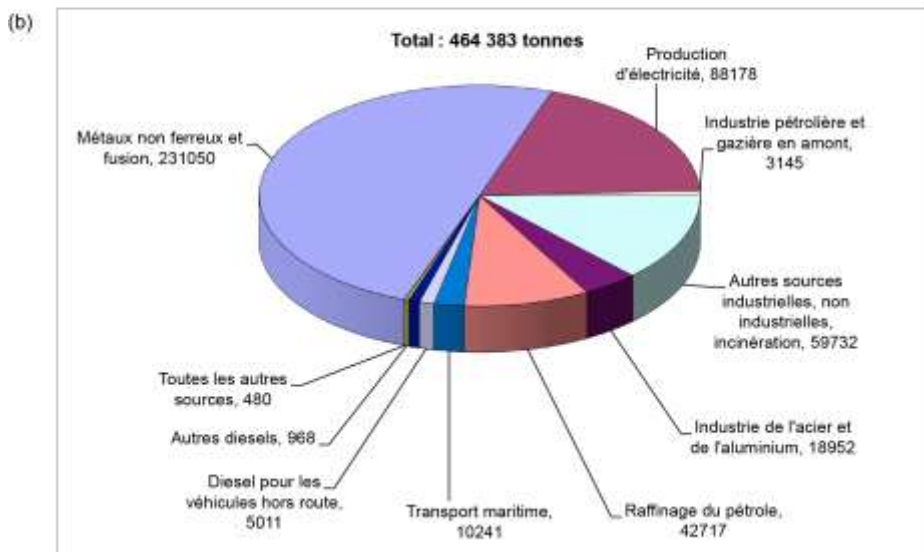
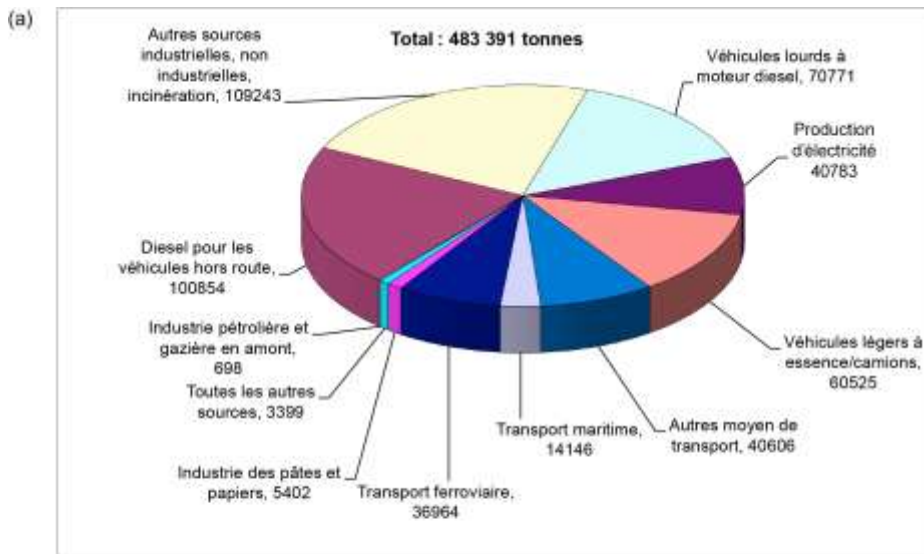
La combustion résidentielle de bois, une source majeure de PM_{2.5}, a augmenté de 25 % ces quinze dernières années, et les dernières prévisions socioéconomiques indiquent qu'il y aura une autre augmentation de 3 % de 2005 à 2010, et une nouvelle fois jusqu'en 2015. Les rejets industriels de

particules fines devraient augmenter de 8 % d'ici 2010, puis augmenter légèrement plus, mais rester sous les niveaux de 1990. Par conséquent, l'occurrence d'une qualité de l'air médiocre causée par des sources locales de particulaires primaires devrait rester stable ou augmenter légèrement.

Il est probable que les émissions de SO₂ de l'industrie de l'aluminium vont augmenter d'environ 40 % d'ici 2015, en raison d'une hausse prévue de la teneur en soufre de la coke et aussi des expansions prévues dans la région du Saguenay, à Alma et à Arvida. Outre des concentrations plus élevées de SO₂, cette augmentation des émissions engendrera la formation de PM_{2,5} secondaires à proximité et en aval de ces régions industrielles.

7.3.3 Ontario

Non seulement l'Ontario abrite une fraction importante de la population canadienne, mais il héberge également une grande partie de l'industrie du pays. Par conséquent, les émissions de l'Ontario sont considérables : elles s'élèvent à 464 kT de SO₂, 480 kT de NO_x, 434 kT de composés organiques volatils (COV) et 12 kT d'ammoniac en 2006. En excluant les sources ouvertes, les émissions de PM_{2,5} en Ontario étaient de 72 kT en 2006 (bien que les émissions de PM_{2,5} soient importantes, leur effet est réduit, comme l'indique la section 7.3.2, car elles ont lieu au niveau du sol). Néanmoins, en comparant ces valeurs à celles qui se trouvent à la figure 4.29, il est apparent que les émissions de l'Ontario sont sensiblement inférieures au total des émissions des États-Unis au sein du bassin atmosphérique (USEPA, 2007). Le message principal est que les émissions combinées du Midwest américain et de l'Ontario sont considérables, et qu'elles se dispersent et s'accumulent dans la région et en aval. Ces émissions ont une incidence significative sur la qualité de l'air à l'échelle régionale.



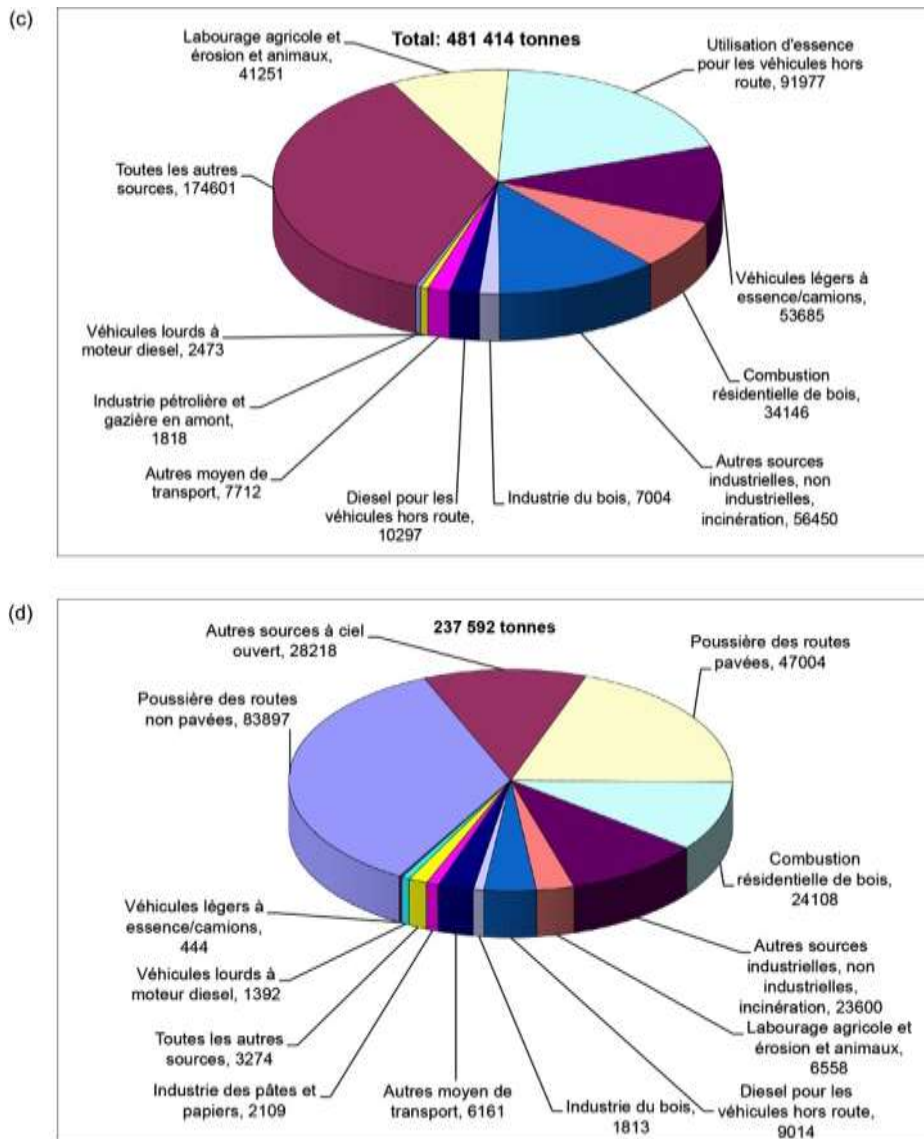


Figure 7.16 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques d'Ontario par secteur. a) NO_x , b) SO_x , c) composés organiques volatils (COV) et d) $\text{PM}_{2.5}$. (Direction des données sur la pollution, 2007). Environnement Canada, 2007a.

Les émissions de précurseurs du smog en Ontario sont résumées dans une répartition par secteur source à la figure 7.16a-d. Les sources de transport dominent les concentrations de NO_x dans la province (67 %), et elles contribuent aussi à 35 % des émissions de composés organiques volatils (COV) d'origine anthropique. Les sources industrielles représentent les principaux participants aux émissions de SO_2 et de $\text{PM}_{2.5}$ primaires en Ontario (Environnement Canada, 2009a).

7.3.3.1 Domaines de préoccupation à l'échelle locale

Tableau 7.1 Comparaison des émissions de Windsor, Sarnia, Hamilton, Toronto et Ottawa, valeurs de 2006 en kilotonnes (INRP, 2007b).

	Masse des particules fines (MP _{2,5}) moyenne	% Non pris en compte	ASO ₄ en %	ANO ₃ en %	MO en %	CE en %	SOL en %	TAE en %	NACL en %
Moyenne	8	12	14	26	31	13	-	-	3
Avril à septembre (période chaude)	6.3	23	21	11	33	12	-	-	1
Octobre à mars (période froide)	8.9	7	12	33	31	13	-	-	4
10 concentrations les plus élevées (période chaude)	9.3	26	19	9	36	10	-	-	1
10 concentrations les plus élevées (froid)	17.3	9	15	47	20	8	-	-	1
Masse totale > 15µg m ⁻³	18.8	9	15	47	20	8	-	-	1

En général, les émissions provinciales sont concentrées dans les régions les plus peuplées, à savoir Windsor, Sarnia, Hamilton, Toronto et Ottawa (tableau 7.1). Bien qu'Ottawa soit également un centre de population significatif, il n'est pas fortement industrialisé. La ville contribue dès lors au NO_x et aux composés organiques volatils, essentiellement issus des émissions de véhicules automobiles, mais moins au SO₂ et aux PM_{2,5} primaires. Hamilton est un grand centre industriel et de population, et cela se reflète dans les émissions. Par conséquent, la qualité de l'air à Hamilton a suscité des inquiétudes pendant de nombreuses années (HAQI, 1997a), bien qu'on ait remarqué une tendance à la baisse des concentrations (HAQI, 1997b). La ville contient plusieurs grandes installations industrielles, et elle a également une population significative de véhicules automobiles. Les industries clés contribuant à la qualité de l'air médiocre dans cette région comprennent la fusion de métaux ferreux, la fabrication de chaux et de gypse, et la production de substances chimiques inorganiques comprenant le carbone noir. Les émissions provenant de ces industries s'élèvent à environ 15 kT de SO₂, 10 kT de NO_x et 1,5 kT de PM_{2,5} par année.

La région transfrontalière qui englobe Detroit et Port Huron du côté américain et Windsor et Sarnia du côté de l'Ontario est fortement peuplée. L'Ontario est responsable d'une quantité significative d'émissions, car dans cette région se trouve une grande industrie pétrochimique de Sarnia et les émissions de SO₂ qui en découlent, ainsi que quatre des plus grandes sources ponctuelles de SO₂ de la province. Cependant, l'effet dominant pour Windsor est souvent celui des émissions de la région métropolitaine de Detroit associées à toute une série d'industries, dont certaines sont également présentes à Windsor (p. ex. les activités automobiles et connexes), qui sont importantes pour les économies des deux pays. Étant donné la quantité importante de commerce international qui traverse cette zone, les préoccupations importantes relatives à la qualité de l'air à l'échelle locale sont associées aux émissions des camions lourds alignés à Windsor pour traverser la frontière.

Tableau 7.2 10 émetteurs de sources ponctuelles de NO_x et de SO_x les plus importants en Ontario.

Nom de l'installation	Ville	Rejets sur place (tonnes)
SO ₂		
Inco – complexe de la fonderie de Copper Cliff	Copper Cliff	177631
Centrale de Nanticoke	Nanticoke	61958
Falconbridge Limited – complexe de la fonderie	Falconbridge	40445
Imperial Oil – raffinerie Sarnia	Sarnia	23770
Centrale de Lambton	Courtright	17227
Shell Canada – centre de fabrication de Sarnia	Corunna	10763
Cabot Canada Ltd	Sarnia	7319
Falconbridge Limited – site métallurgique Kidd	Timmins	6646
Algoma Steel Inc	Sault Ste. Marie	6249
Essroc Canada	Picton	5892
Total des émissions provinciales de SO₂		512,000
NO _x		
Centrale de Nanticoke	Nanticoke	20048
Centrale de Lambton	Courtright	6179
St. Mary's Cement	Bowmanville	4415
Carmeuse North America	Dundas	3069
Dofasco	Hamilton	3057
Essroc Canada	Picton	2962
Algoma Steel Inc	Sault Ste. Marie	2757
Centrale de Thunder Bay	Thunder Bay	2701
Nova Chemicals	Corunna	2556
Lafarge Canada Inc. – Cimenterie de Bath	Bath	2552
Total des émissions provinciales de NO_x		515,000

Il y a des sources ponctuelles majeures dans toute la partie sud de la province, c'est-à-dire au sud d'une ligne dessinée d'est en ouest, approximativement, à travers Barrie. Les dix plus grandes sources de SO₂ et de NO_x sont citées dans le tableau 7.2. Toutefois, les plus grandes sources de SO₂ se trouvent bien en dehors des zones les plus peuplées du sud-ouest de l'Ontario; on les associe aux opérations de fusion du nickel dans la région de Sudbury. En fait, les émissions de SO₂ émanant du complexe de la fonderie de Copper Cliff, à 177 kT par année, représentent un peu plus d'un tiers du total provincial, et les trois plus grandes sources ponctuelles émettent plus de la moitié de ce total. Celles-ci peuvent donner lieu à des répercussions locales de temps en temps, mais des améliorations significatives dans

la région devraient être reconnues. Dans le cadre d'un éventail d'ordonnances et de programmes de réglementation, y compris le programme de lutte contre les pluies acides (Scott, 1989), les émissions de SO₂ liées à la fusion ont été réduites de plus de 90 % depuis le début des années 1970, et elles se trouvent à présent à un seuil de 177 kT par année. Vale Inco a fait part de son intention de réduire davantage les émissions de SO₂, jusqu'à concurrence de 66 kT par année, d'ici 2015.

D'autres sources majeures de SO₂ en dehors des grandes zones urbaines comprennent les activités métallurgiques à Timmins et à Sault Ste. Marie. Les émissions de 7 kT par année sont associées au site métallurgique Kidd à Timmins, tandis qu'Algoma Steel Inc., neuvième des dix sources principales de SO₂ en Ontario, se trouve à Sault Ste. Marie. Des problèmes de qualité de l'air ont été relevés à Sault Ste. Marie par le passé (Potvin Air Management Consulting, 2006). Ces dix dernières années, il y a eu une amélioration constante, mais des écarts se produisent encore, même s'ils ne sont pas fréquents.

Les usines de ciment figurent dans la liste des dix plus grands émetteurs de NO_x qui se trouvent en dehors du sud-ouest de l'Ontario, tout particulièrement celles qui se trouvent à Bowmanville, Picton, Mississauga et Bath.

Il faut également prendre en considération la centrale thermique à Thunder Bay et Algoma Steel à Sault Ste. Marie dans l'évaluation des répercussions des polluants en Ontario. Cependant, les plus grandes sources ponctuelles de NO_x se trouvent dans le sud de l'Ontario, car les centrales thermiques de Nanticoke et Lambton ont apporté des contributions respectives de 22 et 9 kT au total provincial de 480 kT en 2007. Ces deux centrales ont également apporté des contributions respectives de 67 et 31 kT de SO₂ au total provincial de 464 kT de 2007. Il convient de noter que l'Ontario a mis en place des plans visant la fermeture de ces deux centrales d'ici 2014, et il a déjà fermé la centrale de Lakeview, qui se trouvait à Toronto. Outre la centrale de Nanticoke, les émissions annuelles totalisant environ 4 kT de NO_x et 10 kT de SO₂ sont déclarées par d'autres sources dans cette région. Celles-ci comprennent une raffinerie Imperial Oil et Lake Erie Steel.

À la différence du Québec et des provinces de l'Atlantique, on ne pense pas que la combustion résidentielle de bois constitue un problème significatif dans la région urbanisée de l'Ontario. La combustion du bois de chauffage à usage domestique est plus courante dans les collectivités de la partie nord de la province, où des répercussions locales peuvent se faire sentir, surtout dans des conditions de mélange réduit pendant l'hiver.

7.3.3.2 Domaines de préoccupation futurs

À un niveau local et provincial, on ne prévoit pas de nouvelles sources ou régions sources significatives, et les principales sources existantes font toutes l'objet de mesures de lutte contre la pollution et montrent des réductions des émissions. La croissance continue de l'utilisation de véhicules automobiles est donc considérée comme le domaine de préoccupation le plus important pour la future qualité de l'air.

Les influences transfrontalières sur la qualité de l'air en Ontario suscitent de l'inquiétude depuis de nombreuses années, depuis la définition du problème des pluies acides. L'analyse et l'interprétation des données de surveillance, y compris l'utilisation de modèles mathématiques (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2005), confirment l'importance du transport transfrontalier, et il est clair que celui-ci demeurera un facteur des futures contributions aux niveaux de polluants élevés en Ontario. Plus précisément, aussi longtemps que des normes américaines pour la qualité de l'air sont fixées à des valeurs numériques supérieures aux valeurs en vigueur au Canada, il sera possible pour les parcelles d'air qui sont conformes aux États-Unis de traverser la frontière et de provoquer des dépassements avant même d'y ajouter les émissions du Canada.

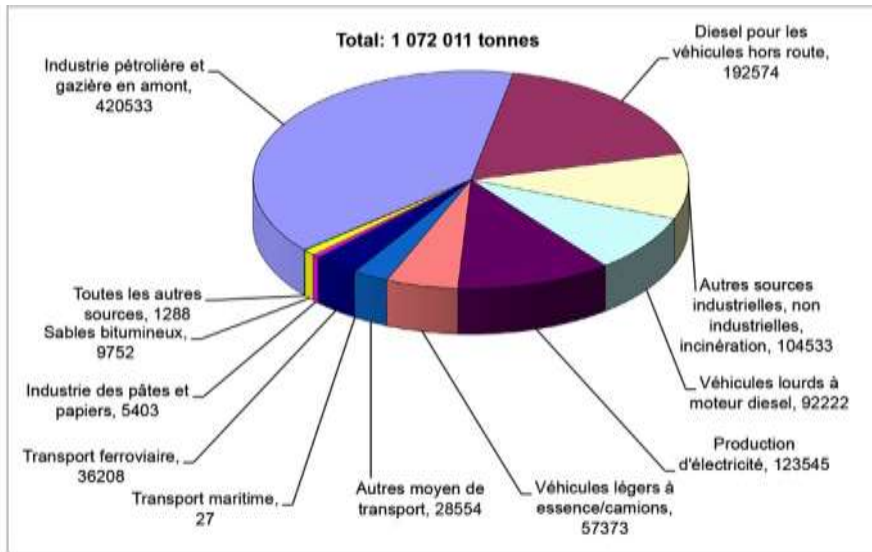
7.3.4 L'Alberta et les Prairies (et le Nord)

Les trois provinces des Prairies représentent 49 % des émissions nationales de SO₂, 47 % des émissions nationales de NO_x et 47 % des émissions nationales de composés organiques volatils en 2006 (voir le chapitre 4). Ces provinces ont des émissions par habitant élevées, en raison de la dépendance de l'Alberta et de la Saskatchewan à l'égard du charbon et du gaz naturel pour la production d'électricité, des émissions importantes provenant de l'industrie pétrolière et gazière – surtout en Alberta – et des importantes émissions de SO₂ issues des fonderies au Manitoba. La contribution significative des trois provinces aux émissions nationales est présentée dans les figures 4.1 à 4.5.

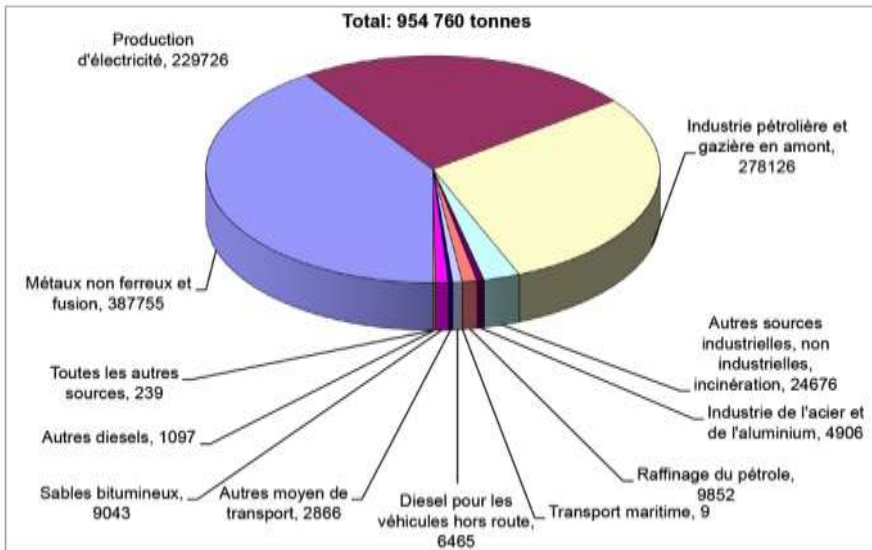
L'Alberta représentait environ 33 % des émissions totales de NO_x au Canada, 24 % des émissions de composés organiques volatils (COV) au Canada, et 22 % des émissions de SO₂ au Canada en 2006. De plus, en comparaison avec les provinces et les États américains adjacents dans le nord-ouest, l'Alberta est le principal émetteur de ces polluants dans l'ensemble de cette grande région, ce qui semble indiquer qu'en moyenne, la province sera un exportateur net de polluants atmosphériques pour les compétences voisines.

Les principaux participants aux émissions en Alberta comprennent l'industrie pétrolière et gazière en amont, l'extraction de bitume des sables bitumineux de l'Athabasca, les raffineries de pétrole et la production de produits pétrochimiques, ainsi que la production d'électricité alimentée au charbon. L'industrie pétrolière et gazière conventionnelle est répartie dans la majorité de la province, sauf pour le coin à l'extrême nord-est; cependant, les régions où il y a des concentrations majeures d'activités comprennent les contreforts des montagnes Rocheuses et la région autour de Cold Lake, où l'on extrait du mazout lourd. L'industrie des sables bitumineux est concentrée dans la région qui entoure Fort McMurray dans le nord-est de l'Alberta, bien qu'on trouve également des dépôts de sables bitumineux dans les régions de la rivière de la Paix et de Cold Lake, et ces dépôts commencent à se développer. Les raffineries et les usines pétrochimiques sont concentrées dans la région située au nord-est d'Edmonton, tandis que la production d'électricité alimentée au charbon est concentrée juste à l'ouest d'Edmonton.

(a)



(b)



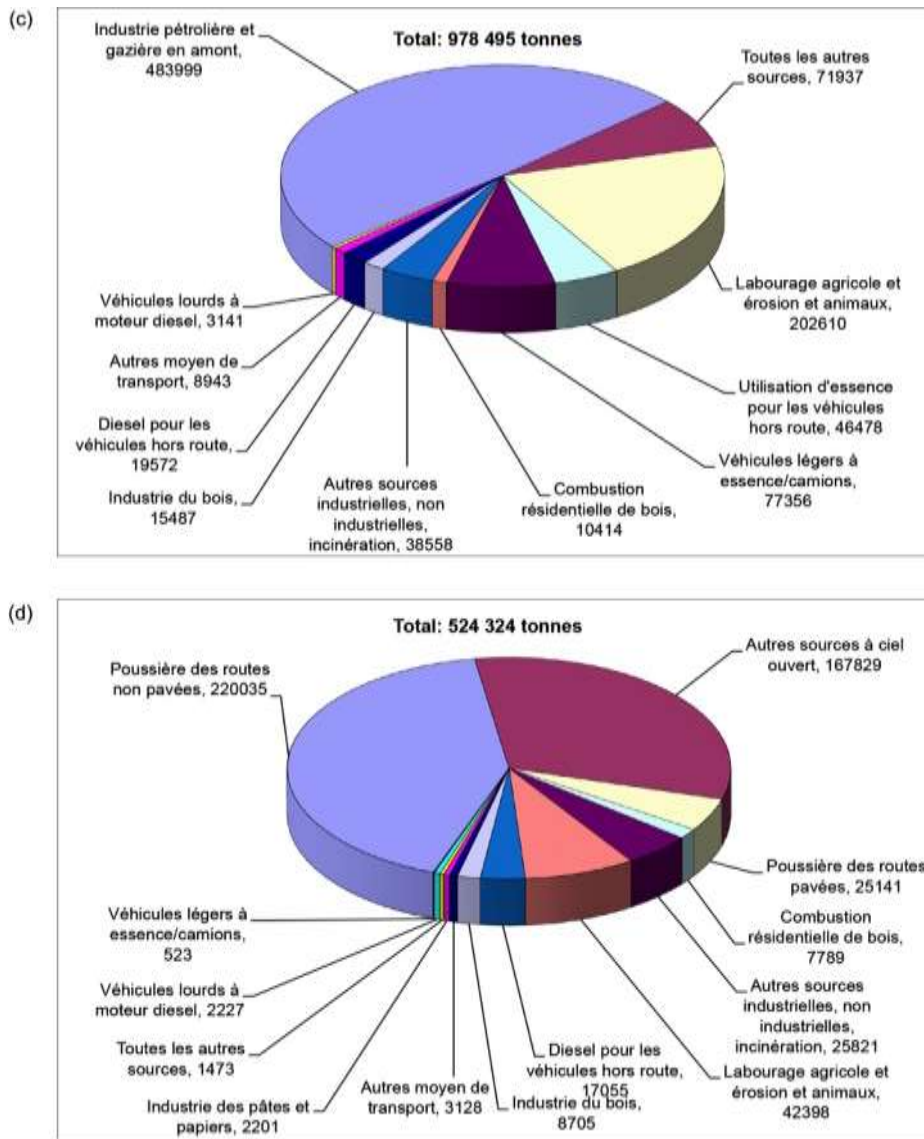


Figure 7.17 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques d'Alberta, de Saskatchewan et du Manitoba par secteur. a) NO_x, b) SO_x, c) composés organiques volatils (COV) et d) PM_{2.5}. Environnement Canada, 2007a.

La contribution sectorielle aux émissions de NO_x, de SO_x, de composés organiques volatils (COV) et de PM_{2.5} primaires des provinces des Prairies est présentée à la figure 7.17a-d. Le secteur du pétrole et du gaz en amont est le contributeur principal aux émissions de NO_x, ce qui représente 39 % des émissions provinciales. D'autres secteurs importants comprennent le transport routier, le secteur de l'électricité, les moteurs hors routes, ainsi que les sables bitumineux. En ce qui concerne les émissions de SO₂, l'industrie des mines et des fonderies, le secteur du pétrole et du gaz en amont et le secteur de l'électricité représentent chacun près d'un tiers des émissions. Pour les émissions de composés organiques volatils, l'industrie pétrolière et gazière est dominante une fois de plus, en totalisant 59 %

d'émissions de composés organiques volatils (COV) d'origine anthropique. Les sables bitumineux contribuent aux émissions de composés organiques volatils (COV) à concurrence de 12 %, tandis que le transport routier apporte une contribution de 10 %.

Les répartitions des émissions dans l'espace dans l'ensemble du pays ont été montrées dans les figures 4.7-4.11. À l'instar d'autres provinces, le modèle spatial au sein de l'Alberta montre que certaines régions distinctes comptent une proportion élevée des émissions. Les divisions de recensement contenant les villes d'Edmonton, de Calgary et de Fort McMurray sont les régions qui comptent le plus d'émissions. La région d'Edmonton fait partie des régions ayant les émissions urbaines totales les plus élevées au Canada, à savoir 8 % des émissions nationales de NO_x et 6 % des émissions nationales de SO_2 . Les facteurs en cause sont sa densité de population élevée et la présence de plusieurs grandes centrales électriques alimentées au charbon à l'ouest d'Edmonton, ainsi que la présence de raffineries de pétrole et d'usines de produits chimiques à l'est et au nord-est de la ville.

7.3.4.1 Domaines de préoccupation à l'échelle locale

7.3.4.1.1 La région des sables bitumineux de l'Athabasca

La région de l'Athabasca, située à environ 500 kilomètres au nord-est d'Edmonton, est l'une des trois régions de l'Alberta qui contient des dépôts de sables bitumineux, et elle est la plus développée. Cette région est entourée par une forêt boréale largement intacte. Les vents dominants viennent de l'ouest et du nord et il y a une topographie minime pour avoir une influence sur les concentrations ambiantes de polluants, hormis la vallée fluviale relativement petite où vit la majorité de la population. L'industrie des sables bitumineux est la base économique principale pour la ville de Fort McMurray, car elle emploie plus de 30 % des 65 000 habitants de la région (municipalité régionale de Wood Buffalo, 2006).

En 2005, le secteur des sables bitumineux a apporté une contribution de 9 % aux émissions de NO_x , de 12 % aux émissions de composés organiques volatils, et de 32 % aux émissions de SO_2 (ces totaux d'émissions ne comprennent pas le parc de la mine, donc les proportions réelles, surtout en ce qui concerne le NO_x , seront supérieures). Au sein du secteur des sables bitumineux, les sources d'émissions comprennent le SO_2 , le NO_x et les composés organiques volatils provenant des usines de valorisation, le NO_x et les $\text{PM}_{2,5}$ provenant du parc de la mine, le NO_x provenant des chaudières au gaz naturel, des chauffages et des turbines, ainsi que les composés organiques volatils provenant des usines de valorisation, des bassins de résidus et du bitume exposé dans les mines.

La majorité de ces émissions sont concentrées dans un rayon d'environ 100 kilomètres de la ville de Fort McMurray. La qualité de l'air est une préoccupation significative pour les personnes qui vivent dans la région (Jardine et Ouellette, 2006). Parmi ces préoccupations, on compte la possibilité de la production d'ozone troposphérique en conséquence des émissions (AMEC, 2003). Les inquiétudes actuelles sont aggravées par les augmentations spectaculaires des émissions prévues entre 2007 et 2015.

7.3.4.1.2 Centre industriel de l'Alberta

Le centre industriel de l'Alberta est une zone de 470 kilomètres carrés conçue pour la croissance industrielle lourde et moyenne à long terme. Le centre industriel comprend quatre municipalités plus petites et il comprend environ dix kilomètres au nord-est de la ville d'Edmonton (partie de la région métropolitaine de recensement d'Edmonton). La région est le plus grand centre de traitement du Canada pour les industries pétrolières, pétrochimiques et chimiques, et elle est extrêmement industrialisée, avec plus de 30 grandes installations industrielles et de nombreuses installations plus petites. Les industries comprennent des raffineries de pétrole et des usines de valorisation du bitume, des fabriques de produits chimiques inorganiques et pharmaceutiques, une grande usine d'engrais azotés, une grande usine de phosphore et la production d'acier. La croissance dans le centre industriel est liée en grande partie à la croissance dans le secteur du pétrolier et du gaz en Alberta et elle est activement encouragée. Il est probable que la croissance industrielle dans cette région se poursuive; à l'heure actuelle, on propose la construction de huit nouvelles usines de valorisation et l'investissement de 46 milliards de dollars au total dans la construction d'installations industrielles prévue ou en cours dans la région.

La proximité d'un grand centre industriel par rapport à une population urbaine importante, la ville d'Edmonton, rend cette région préoccupante. Les émissions de NO_x et de SO_2 existantes ont déjà été définies comme une source d'inquiétude, et le gouvernement provincial a proposé des plafonds régionaux de 25 000 tonnes de NO_x et de 28 000 tonnes de SO_2 par année. Aucun plafond n'a été proposé pour les composés organiques volatils ou les matières particulaires, et on en sait encore très peu au sujet de l'interaction de la pollution provenant des villes d'Edmonton et de Fort Saskatchewan avec les émissions industrielles, ce qui augmente la possibilité de dépassements des standards pancanadiens.

7.3.4.1.3 Émissions agricoles

Les trois provinces des Prairies représentent 57 % des émissions nationales d'ammoniac. La majeure partie de ces émissions provient de l'agriculture – à la fois l'élevage du bétail et l'épandage d'engrais (Environnement Canada, 2009b). Les émissions d'ammoniac en Alberta sont les plus importantes dans le sud-ouest près de Lethbridge, une région qui comprend de nombreux grands parcs d'engraissement pour bovins, et dans le corridor Edmonton-Calgary. En Saskatchewan, les émissions d'ammoniac sont largement réparties au-dessus des terres agricoles dans le tiers méridional de la province. Les concentrations ambiantes d'ammoniac dans les Prairies, et la mesure dans laquelle l'ammoniac découlant de l'agriculture contribue aux concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ dans les Prairies font l'objet d'un débat approfondi dans l'évaluation atmosphérique canadienne de l'ammoniac agricole de 2008 (Environnement Canada, 2009b).

La fumée issue de l'incinération de résidus agricoles (brûlage de chaume) contribue occasionnellement au smog dans les Prairies. Il est difficile de réaliser des énoncés quantitatifs au sujet de l'incidence de l'incinération de déchets agricoles, car les répercussions ont tendance à être localisées et de courte durée, et le moment et l'endroit de l'incinération ne sont généralement pas disponibles. L'incinération de déchets agricoles se produit à la fin de l'été et en automne.

7.3.4.2 Domaines de préoccupation futurs

En raison de sa population et de sa croissance industrielle significatives, les émissions de l'Alberta ont augmenté au cours de ces quelques dernières années. La population de l'Alberta augmente à concurrence de deux fois le taux national, et on prévoit que cette augmentation se poursuivra rapidement à l'avenir. Les tendances actuelles prévoient que l'Alberta comptera près d'un million de nouveaux résidents entre 2006 et 2020. Par contre, les populations au Manitoba et en Saskatchewan devraient augmenter lentement, voire pas du tout.

Au sein de l'Alberta, les villes de Calgary et de Fort McMurray ont affiché une croissance plus rapide que la moyenne provinciale. Plus précisément, la ville de Fort McMurray devrait pratiquement doubler sa taille au cours des dix prochaines années. On peut prévoir que ces hausses de la population augmenteront les milles parcourus sur les routes de l'Alberta, ce qui pourrait entraîner une hausse des émissions issues du secteur du transport, malgré l'amélioration des technologies de contrôle et des carburants.

Les tendances industrielles qui toucheront les tendances en matière d'émissions comprennent la croissance prévue dans la production du bitume et le pétrole brut synthétique provenant des sables bitumineux de l'Alberta. La production des sables bitumineux devrait augmenter d'un million de barils par jour (Mb/jour-1), chiffre actuel, à un chiffre compris entre 2,0 et 3,5 Mb/jour-1 en 2015 (ONE, 2006; ACP, 2007), avec d'autres augmentations au-delà de cette date. La majorité du bitume sera produite dans la région de Fort McMurray, dans le nord-est de l'Alberta, bien qu'une partie soit également produite dans la région de la rivière de la Paix, au nord-ouest de l'Alberta, et près de Cold Lake, dans l'est de l'Alberta. Une vaste expansion de la capacité de valorisation du bitume issu des sables bitumineux pour le pétrole brut synthétique est prévue (et, dans certains cas, déjà approuvée) pour les comtés de Strathcona et de Sturgeon, tout de suite au nord-est d'Edmonton. Les dépôts des sables bitumineux de la région de l'Athabasca s'étendent à partir du nord-ouest de la Saskatchewan, donc il est possible que la Saskatchewan puisse observer également la production de bitume à partir des sables bitumineux.

Incertitudes dans les inventaires des émissions

L'obtention de chiffres précis pour les émissions des principaux contaminants atmosphériques (PCA) ainsi que leur spéciation chimique (p. ex. la spéciation de la composition des $PM_{2,5}$ ou des composés organiques volatils) constitue un volet essentiel de la gestion des risques liés à la qualité de l'air (Craig et al., 2008). Il s'agit d'un processus difficile qui requiert l'utilisation de facteurs d'émission et de données sur les activités, y compris un éventail de substituts et la coopération de l'industrie, et les incertitudes sont difficiles à quantifier et elles varient légèrement entre les polluants et les industries, et au fil du temps. Les mesures réelles en vue de produire des émissions plus exactes et d'évaluer les valeurs déclarées ou estimées sont limitées et requièrent davantage d'efforts pour améliorer les données canadiennes, y compris la surveillance continue des émissions (NARSTO, 2008). Les récentes améliorations dans les émissions d'ammoniac au Canada dans le cadre du programme de l'INENA (Environnement Canada, 2009b) représentent une activité notable et elles devraient servir de

modèle pour les futurs efforts. D'autres activités récentes au Canada comprennent certaines mesures d'émissions fugitives de composés organiques volatils à Edmonton (Chambers et Strosher, 2006), des mises à jour de l'inventaire des composés organiques volatils biogéniques au Canada (voir la zone de texte ci-dessus), ainsi que des mesures à proximité du panache d'un navire de charge à Vancouver (Xu et al., 2008). À titre d'exemple des leçons à tirer, cette zone de texte nous fournit de plus amples renseignements à propos des travaux menés en Alberta.

Une caractéristique de l'industrie du pétrole et du gaz en Alberta et en Saskatchewan est le très grand nombre d'installations telles que les torches, les compresseurs, les réservoirs de stockage, les déshydrateurs et les usines à gaz, qui sont largement dispersées partout dans les deux provinces. Individuellement, bon nombre de ces installations sont de petits émetteurs, mais collectivement, elles viennent s'ajouter aux sources significatives de précurseurs du smog. Les émissions de ces sources ne sont généralement pas aussi bien quantifiées que les émissions des sources ponctuelles plus importantes; par conséquent, elles ajoutent des incertitudes considérables aux inventaires des émissions pour ce secteur. Une étude menée en 2004 (Chambers, 2004) a utilisé une technologie au laser, la technique de laser d'absorption différentielle (LAD), dans le but d'étudier les émissions fugitives de méthane et de composés organiques volatils rejetées par certaines usines à gaz précises. Dans la plupart des cas, les émissions fugitives de composés organiques volatils mesurées par laser d'absorption différentielle étaient supérieures aux émissions calculées à l'aide de techniques d'estimation normalisées.

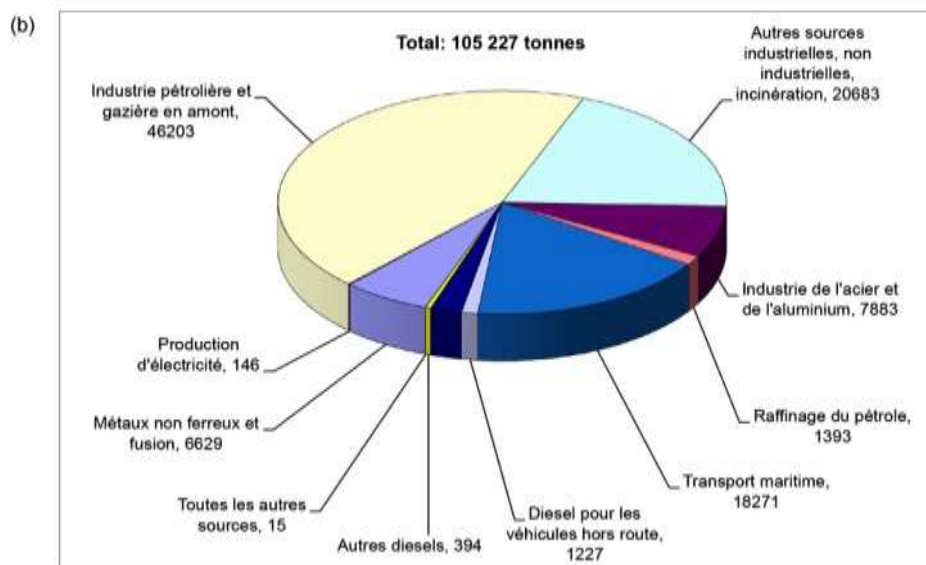
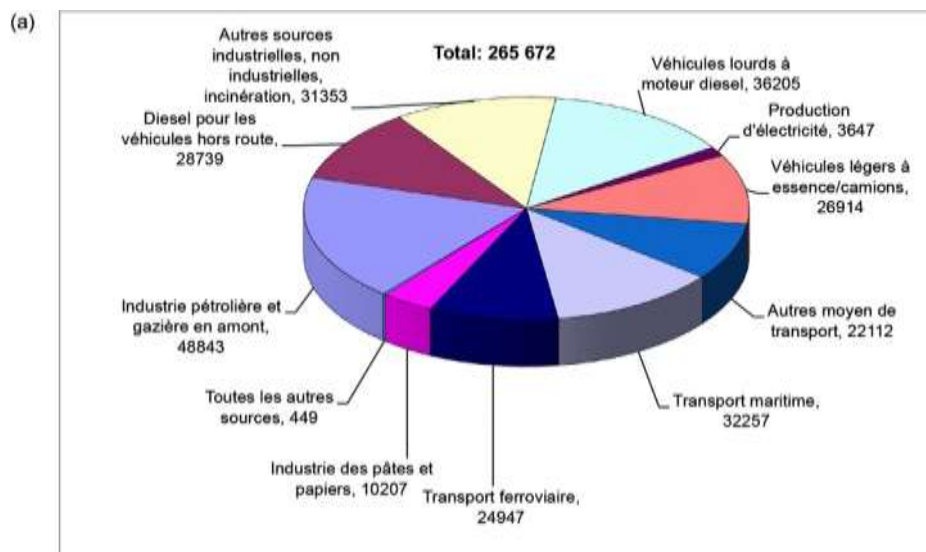
En 2005, on a utilisé le laser d'absorption différentielle pour étudier les émissions fugitives de composés organiques volatils provenant d'une raffinerie près d'Edmonton. Lorsqu'on a extrapolé les émissions fugitives de cette étude à court terme sur une année pour les comparer aux émissions de composés organiques volatils déclarées, les émissions de composés organiques volatils mesurées étaient environ 15 fois supérieures aux émissions déclarées. Bien que l'extrapolation de quelques heures de mesures pour représenter une année tout entière implique de nombreuses suppositions, la conclusion selon laquelle les émissions réelles sont supérieures à celles déclarées est vraisemblablement solide. Les mesures et la modélisation à Houston, au Texas, une région avec une concentration semblable mais plus importante d'usines pétrochimiques, ont révélé que les émissions de composés organiques volatils déclarées sous-estimaient peut-être les vraies émissions d'un facteur de dix ou plus (Ryerson et al., 2003; Jiang et Fast, 2004).

La production de pétrole et de gaz classiques en Alberta et en Saskatchewan a atteint un sommet et elle diminuera à l'avenir (ONE, 2007). Malgré cela, le pétrole et le gaz classiques soutiendront des niveaux d'activité significatifs pendant de nombreuses années à venir, surtout si les prix des produits de base sont élevés. La production de pétrole lourd de qualité inférieure et la production de pétrole et de gaz naturel à partir de réservoirs plus petits ou plus difficiles peuvent s'avérer plus énergivores et rejeter davantage d'émissions, même avec une production globale inférieure.

L'expansion de la production d'électricité alimentée au charbon à l'ouest d'Edmonton est prévue pour l'avenir proche, avec une installation de 450 MW actuellement en construction et une autre autorisée. Cependant, la plus ancienne usine existante (et produisant le plus d'émissions) est censée fermer ses

portes d'ici 2010. On a proposé une production supplémentaire alimentée au charbon comprenant une installation de 1 000 MW au sud de l'Alberta. Le Manitoba, d'un autre côté, devrait élargir sa dépendance par rapport à l'énergie hydroélectrique à faible émissions pendant bien des années. Outre l'élargissement de la production d'énergie, les activités d'exploration minière actuelles, essentiellement au Manitoba et en Saskatchewan, semblent indiquer que d'autres mines seront exploitées à l'avenir, en contribuant à des émissions dans les régions légèrement peuplées du Bouclier canadien. On prévoit que les émissions de SO₂ et de PM_{2,5} des deux grandes fonderies de métaux communs au Manitoba devraient diminuer, soit en raison d'une réduction des opérations, soit en raison de modernisations du matériel.

7.3.5 Colombie-Britannique



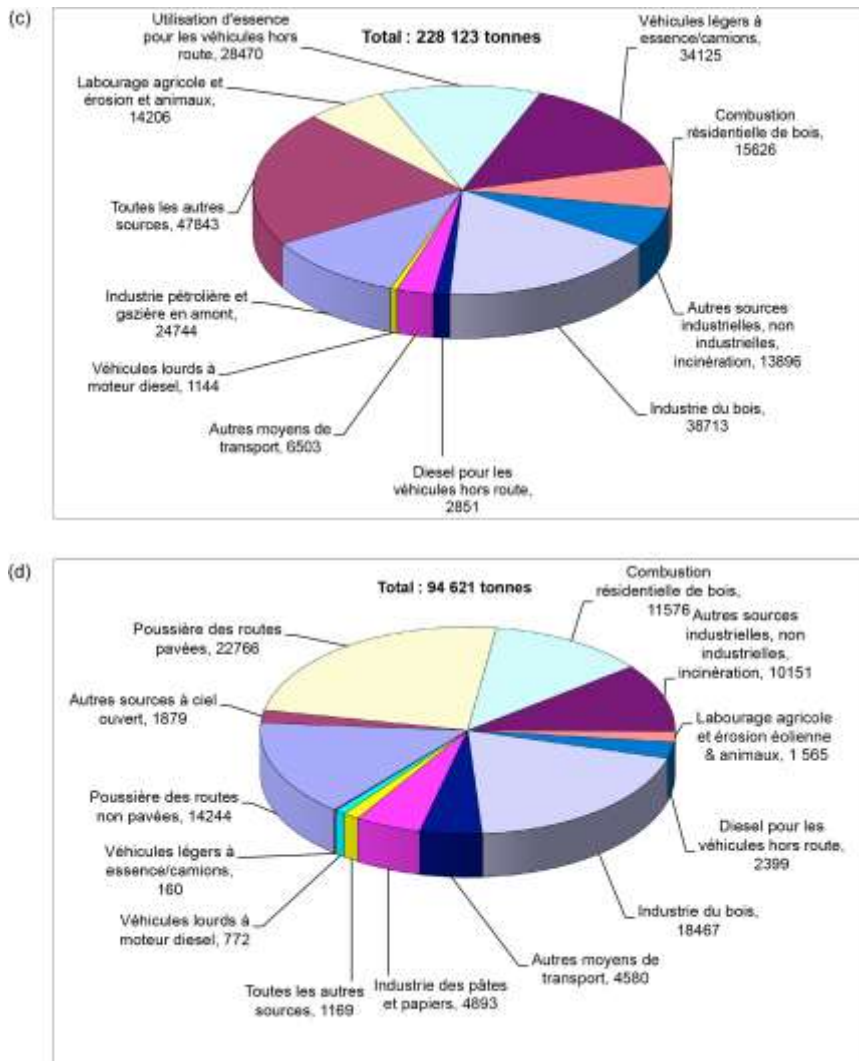


Figure 7.18 a à d Émissions des principaux contaminants atmosphériques anthropiques de Colombie-Britannique par secteur. a) NO_x, b) SO_x, c) composés organiques volatils (COV) et d) PM_{2.5}. Environnement Canada, 2007a.

Les données liées aux émissions provinciales par secteur sont résumées aux figures 7.18a-d. Les émissions de NO_x en Colombie-Britannique sont partagées par plusieurs sources, dont les plus notables sont les suivantes : le pétrole et le gaz en amont (18 %), le diesel pour véhicules lourds (14 %), un mélange d'activités industrielles, non industrielles et d'incinération, le transport maritime (12 % chaque), les véhicules légers à essence (10 %), et le diesel hors route (11 %). Les émissions de SO₂ sont dominées par l'industrie du pétrole et du gaz en amont (44 %); celle-ci est suivie par un mélange d'autres activités industrielles, non industrielles et d'incinération (20 %) et par le transport maritime (17 %). Les principales industries (mines de métaux non ferreux et fonderies, acier et aluminium, et raffinage du pétrole) apportent une contribution collective de 15 % du total des émissions de SO₂ dans la province. Les émissions de composés organiques volatils en Colombie-Britannique sont divisées de manière relativement égale en quatre sources principales : l'industrie du bois (17 %), les véhicules légers à essence (15 %), l'utilisation d'essence hors route (12 %) et le pétrole et le gaz en amont (11

%). Enfin, la poussière des routes asphaltées et non asphaltées domine les $PM_{2.5}$ (39 %), et elle est suivie par l'industrie du bois (20 %) et la combustion résidentielle de bois (12 %).

7.3.6 La vallée du bas Fraser

En raison du caractère urbain et marin de la région et de son abondante végétation, les émissions de polluants contribuant au smog dans la vallée du bas Fraser ont des caractéristiques uniques par rapport au reste de la province. Dans la partie occidentale la plus urbanisée de la vallée du bas Fraser, les émissions de NO_x et de SO_2 sont dominées par les automobiles et les navires, tandis que dans la portion orientale la moins urbanisée, les émissions sont dominées par l'agriculture et les automobiles. Les automobiles légères et lourdes apportent la majeure contribution aux émissions de NO_x (35 %), tandis que les navires, qui naviguent principalement sur les océans, apportent la majeure contribution aux émissions de SO_2 (47 %) (Grand Vancouver, 2007). Les émissions d'ammoniac issues des pratiques agricoles sont significatives (76 %) et elles sont produites par les bâtiments abritant des bovins, des porcs et de la volaille, les engrais azotés et l'épandage du fumier sur les terres. Les émissions industrielles représentent moins de 10 % des polluants contribuant au smog dans la vallée du bas Fraser. Certaines des contributions les plus notables proviennent du secteur des produits pétroliers (11 % de SO_2) et de l'industrie des produits du bois (7,5 % de PM_{10}).

7.3.6.1 Domaines de préoccupation futurs

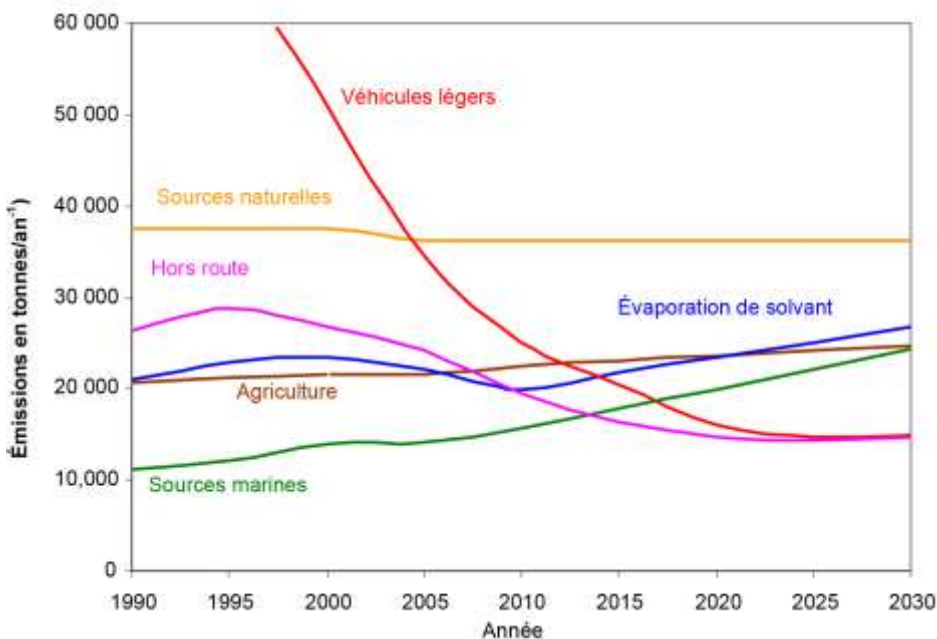


Figure 7.19 Prévision des sources de polluants contribuant au smog dans la vallée du bas Fraser, fondée sur l'inventaire des émissions de 2005 (Grand Vancouver, 2007).

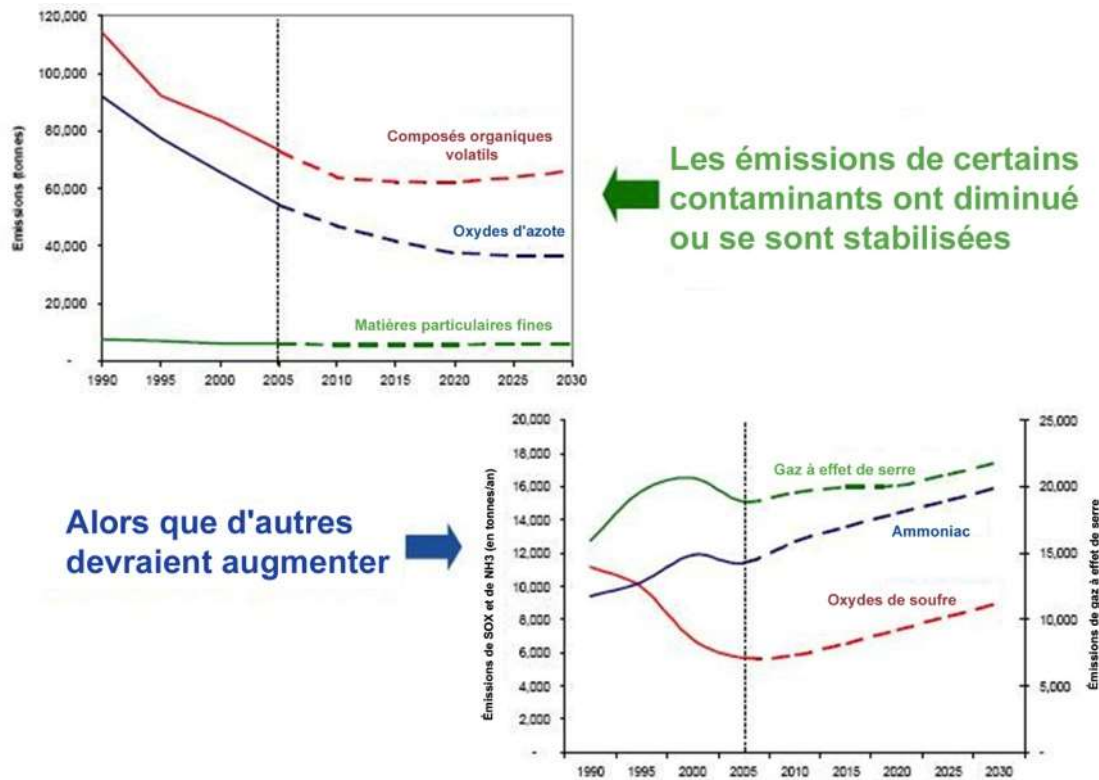


Figure 7.20 Prédiction des émissions de polluants contribuant au smog dans la vallée du bas Fraser, fondée sur l'inventaire des émissions de 2005 (Grand Vancouver, 2007)

On a produit des prévisions des émissions pour les secteurs sources dominants dans la vallée du bas Fraser pour la période allant jusqu'en 2030 (figure 7.19) (Grand Vancouver, 2007; Grand Vancouver 2010). Bien que les émissions aient subi une diminution constante dans la vallée du bas Fraser en réponse à la réglementation fédérale sur les véhicules et au programme Air Care, les émissions des secteurs maritime, agricole et des solvants devraient augmenter au cours des vingt prochaines années. Les tendances prévues pour chaque émission contribuant au smog sont illustrées à la figure 7.20 (Grand Vancouver, 2007). Les diminutions actuelles des émissions de composés organiques volatils se poursuivront jusqu'en 2010 à peu près, puis elles commenceront à remonter après 2020 (principalement en raison de la population et de la croissance de l'économie). D'un autre côté, les émissions de NO_x devraient continuer à diminuer jusqu'aux environs de l'année 2020 avant de se stabiliser. Par contre, l'ammoniac devrait augmenter significativement en raison de la croissance du secteur agricole. Alors que le SO_2 connaît des diminutions importantes depuis 1990, les émissions devraient augmenter en raison de la croissance dans le secteur maritime. Tandis que les émissions de $\text{PM}_{2,5}$ primaires devraient rester constantes, les $\text{PM}_{2,5}$ secondaires (non présentées) devraient augmenter en réponse à la hausse des concentrations d'ammoniac et de SO_2 .

7.3.7 Vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique

Les émissions de matières particulaires principales sont particulièrement préoccupantes dans les collectivités de l'intérieur de la Colombie-Britannique où la météorologie agissant sur la topographie montagneuse piège les polluants et provoque la majorité des épisodes de pollution. Pour les $PM_{2.5}$ primaires, le brûlage dirigé représente la majorité (29 %) des émissions; cette activité est suivie par l'industrie du bois (18 %) et la combustion résidentielle de bois (15 %) (BCENV, 2007). À ce titre, des efforts considérables ont été réalisés en matière de mesures de réduction des émissions telles que la réglementation du brûlage à l'air libre (BCENV, 2004a), les programmes de remplacement des poêles à bois (BCENV, 2007) et le programme intitulé « Chauffage au bois : Soyons responsables! » (BCENV, 2008).

Les émissions issues du traitement industriel du bois sont particulièrement inquiétantes dans les collectivités telles que Williams Lake, Quesnel et Prince George. Bien que de nombreuses collectivités aient fructueusement éliminé les émissions issues des fours wigwams, d'autres comme la vallée Bulkley par exemple, sont toujours touchées par cette source (BVL, 2006). Les collectivités qui abritent des dépôts de rails, notamment Golden, Quesnel et Prince George, sont plus fortement influencées par des émissions de SO_2 et de NO_x (provenant du diesel) et par la poussière des rails (provenant du transport de marchandises). Les émissions de SO_2 élevées provenant de l'industrie sont inquiétantes à Trail et Prince George. Les émissions des chaudières extérieures alimentées au bois constituent une autre préoccupation dans certaines collectivités de la Colombie-Britannique. La poussière des routes détériore la qualité de l'air dans de nombreuses collectivités intérieures pendant le printemps (BCENV, 2004b; 2006a; 2006b).

Dans la région de la rivière de la Paix, dans le secteur nord-est de la Colombie-Britannique, les émissions sont dominées principalement par l'industrie du pétrole et du gaz en amont, qui émet des quantités significatives de SO_2 . Cette région peut également être touchée occasionnellement par des émissions de la région des sables bitumineux de l'Alberta (Pankratz, 2004). Au Yukon, les sources d'émissions comprennent les poêles à bois, les véhicules, les groupes électrogènes diesel, l'incinération des déchets et les activités industrielles. La réglementation relative aux émissions a été rédigée en vertu de la Loi sur l'environnement du Yukon. Néanmoins, elle ne vise ni la fumée issue de la combustion du bois, ni la marche au ralenti, deux facteurs importants qui contribuent à la détérioration de la qualité de l'air dans la région (gouvernement du Yukon, 2007). Les incendies de forêt détériorent la qualité de l'air dans les collectivités de la Colombie-Britannique et du Yukon, ce qui provoque parfois l'augmentation des concentrations ambiantes de $PM_{2.5}$ à des niveaux extrêmes. La gravité des incendies de forêt en été domine la variabilité des concentrations annuelles moyennes de $PM_{2.5}$ à Whitehorse.

7.3.7.1 Domaines de préoccupation futurs

Bien qu'il n'y ait pas de prévisions disponibles relativement aux émissions pour le reste de la Colombie-Britannique ou le Yukon, ces émissions n'en restent pas moins préoccupantes. L'Okanagan est une région préoccupante actuellement en raison de la croissance rapide de sa population et de la

hausse des émissions par les véhicules automobiles qui y est associée, ce qui pourrait augmenter les niveaux d'ozone et dégrader la visibilité. De plus, l'aménagement du port international de Fairview, à Prince Rupert, devrait avoir des répercussions sur la qualité de l'air à l'échelle locale, en raison d'une augmentation des émissions maritimes, ainsi que sur la route entre Prince Rupert et Prince George, étant donné que la circulation de camions lourds augmente. En outre, les émissions ferroviaires devraient gagner en importance dans les collectivités de l'intérieur de la Colombie-Britannique en termes de contributions aux émissions globales de NO_x et de SO₂, car les secteurs du transport des véhicules légers et lourds continuent à réduire les émissions d'échappement. D'autres préoccupations existent en rapport avec le brûlage à l'air libre et dirigé, une pratique courante dans tout l'intérieur de la Colombie-Britannique. Enfin, les régions du nord du Yukon pourraient être touchées par une hausse prévue des émissions des bateaux dans le passage du Nord-Ouest, étant donné que cette région devient plus accessible à la circulation des bateaux en raison des changements climatiques.

7.4 Influences météorologiques sur la qualité de l'air

Une fois que les polluants atmosphériques ont été introduits dans l'atmosphère, leur transport, leur transformation et leurs dépôts sont contrôlés en grande partie par la météorologie. Cette section fournit des renseignements généraux concernant les facteurs météorologiques qui influencent les concentrations de polluants observées. Les sections ultérieures présentent des exemples qui mettent en lumière l'influence de ces facteurs et qui facilitent notre compréhension actuelle.

Bien que les échelles de mouvement hémisphériques et continentales soient des considérations importantes et qu'elles soient abordées au chapitre 9, les variations quotidiennes et horaires des concentrations de polluants dépendent largement de caractéristiques à plus petite échelle allant de l'échelle synoptique ou régionale (c'est-à-dire les zones de basse et haute pression) aux phénomènes locaux ou à mésoéchelle, notamment les brises de mer et de lac, les écoulements de vent en pente ascendante, le drainage induit par le terrain, ainsi que les inversions nocturnes. Les caractéristiques à l'échelle microscopique, notamment les canyons de chaque artère urbaine, sont importantes également, surtout en ce qui a trait aux schémas réels d'exposition de l'homme, mais elles ne sont pas évoquées dans cette section ou ce chapitre (voir le chapitre 8 pour consulter un débat approfondi).

L'importance relative des différentes échelles (hémisphérique à microscopique) dépend fortement de la durée de vie dans l'atmosphère d'un polluant (voir le chapitre 2) et de son origine. Les polluants qui sont extrêmement réactifs (p. ex. le NO, certains composés organiques volatils (COV), les particules ultrafines) ne se déplaceront pas loin; par conséquent, il ne faut prendre en considération que les phénomènes à l'échelle microscopique à locale. Les polluants moins réactifs (p. ex. le CO, le carbone noir, le SO₂, le benzène) peuvent se déplacer plus loin avant de se transformer en d'autres espèces, de se déposer et de se disperser à de faibles niveaux; par conséquent, les échelles de mouvement un peu plus grandes peuvent également jouer un rôle. L'ozone et certains composés chimiques de PM_{2,5} (p. ex. sulfate d'ammonium, carbone élémentaire et organique) ont une durée de vie relativement longue (cinq à dix jours), et ils continuent aussi à se former à l'extérieur des principales régions émettrices

(c'est-à-dire, les villes ou les régions industrielles) en raison de la présence de précurseurs, d'origine naturelle ou anthropique. Par conséquent, outre l'échelle locale, les échelles régionales à continentales sont pertinentes. Par conséquent, il est important d'étudier les voies de transport à grande distance afin de comprendre leurs variations quotidiennes.

Peu importe l'endroit au Canada, les régions où se produisent d'importantes émissions (p. ex. les villes) et qui subissent une stagnation de la masse d'air et une suppression du mouvement vertical, largement dus au régime météorologique synoptique, connaîtront généralement des concentrations de polluants élevées. Les modèles de circulation à l'échelle locales peuvent se superposer aux dites conditions, entraînant ainsi une recirculation des émissions locales. Ces modèles servent à retenir les émissions dans leur région source pendant une période plus longue, ce qui permet une plus grande formation locale de polluants secondaires; cette formation augmente davantage avec un ciel clair et des températures chaudes, ainsi que par des processus aqueux causés par le brouillard et les nuages et qui sont rehaussés par une humidité absolue plus élevée.

Le transport régional ou à grande distance des polluants atmosphériques, qui est dicté par des modèles à échelle synoptique et qui est abordé à la section 7.6 ci-dessous, constitue principalement un enjeu important du centre de l'Ontario à la côte est. Ce transport est causé par la direction des vents dominants et la densité croissante des émissions à l'est du fleuve Mississippi, y compris le sud de l'Ontario. En général, pendant les épisodes de pollution atmosphérique, l'importance relative du transport à grande distance augmente vers l'est, même si avec la bonne météorologie, les émissions locales peuvent apporter une contribution considérable, peu importe l'endroit. À l'ouest du centre de l'Ontario, le transport à grande distance joue un rôle plus modeste dans l'occurrence des niveaux de pollution atmosphérique élevés. Les panaches des incendies de forêt constituent l'une des exceptions principales, et à l'occasion, des hausses détectables des concentrations se produisent en raison du transport transpacifique (voir le chapitre 9).

Les Prairies et le nord sont vastes, avec quelques caractéristiques de terrain qui piègent la pollution, et les grandes régions des émissions sont relativement distinctes et isolées. En raison de la vaste séparation entre les grandes régions sources, le terrain relativement plat et la fréquence des vents violents, les polluants provenant des régions sources, notamment les villes ou les zones industrielles, se déplacent dans des voies relativement définies (c'est-à-dire des panaches étroits ou larges) lorsqu'ils se dispersent et se mélangent avec la masse d'air naturelle. Ce phénomène fait ressortir le contraste par rapport à l'étroite proximité des régions sources émettrices dans l'est du centre du Canada et aux États-Unis. Les mesures et les études de modélisation (voir les sections 7.5.5 et 7.7.13) soutiennent cette vision des panaches distincts, bien qu'elles illustrent également le fait que de nombreux panaches peuvent toucher un endroit donné le même jour. En outre, les émissions de l'industrie du pétrole et du gaz se produisent au-dessus d'un espace si vaste qu'en Alberta, leur influence sera probablement plus générale au lieu de se limiter à des panaches précis. La situation est différente une fois de plus dans les régions montagneuses et côtières de la Colombie-Britannique et du Yukon. L'océan Pacifique est en amont, donc le transport à grande distance dans la région des masses d'air qui contiennent des concentrations de polluants élevées pose rarement problème. On obtient une qualité de l'air médiocre

lorsque les émissions locales ne se dispersent pas rapidement; ces émissions sont souvent accentuées par le terrain (p. ex. les vallées) et elles circulent une nouvelle fois, ce qui augmente également la quantité de polluants secondaires.

7.4.1 Du sud des Grands Lacs à la côte Atlantique : situations synoptiques courantes

On sait que certains régimes météorologiques, qui se produisent périodiquement et diffèrent en termes de fréquences selon les saisons, entraînent les conditions qui entraînent des niveaux de polluants supérieurs dans l'est du Canada et qui favorisent l'accumulation d'émissions locales. Par conséquent, les concentrations élevées d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$ ont une nature épisodique. Le régime météorologique synoptique de premier ordre pour les événements épisodiques de smog en été sur la partie est du Canada comprend :

un anticyclone qui se déplace au-dessus des zones d'émissions du sud du Canada, de la vallée de l'Ohio et de la côte est des États-Unis, ou un déploiement vers l'ouest du centre de haute pression des Bermudes;

la stagnation et la présence d'une inversion de subsidence dans les niveaux inférieurs à moyens de la troposphère;

des températures chaudes pour favoriser les réactions chimiques et les émissions biogéniques;

deux jours ou plus de vents légers (moins de 4 m s⁻¹) et principalement des ciels ensoleillés au-dessus des zones d'émissions, qui permettent l'accumulation des polluants, suivis par :

le creux d'un front froid et une zone de haute pression qui s'approchent au-dessus de zones immédiatement à l'ouest ou au nord-ouest (p. ex. pour le Canada atlantique, cela implique une telle caractéristique au-dessus du Québec), avec un écoulement en direction du sud-ouest qui amène la pollution dans la région.

Les processus météorologiques qui influencent la concentration de polluants lorsqu'ils arrivent au-dessus de l'est du Canada comprennent la quantité et l'endroit de mélanges verticaux au-dessus des zones d'émissions et le long de l'itinéraire du transport du vent, la quantité d'ensoleillement et la durée de la stagnation en amont, ainsi que la nature des précipitations en amont. Les périodes prolongées de précipitations régulières en amont, qui sont accompagnées de conditions nuageuses, réduisent les niveaux d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$ dans l'atmosphère. De plus, pour le Canada Atlantique, l'origine tridimensionnelle des parcelles d'air et leurs trajectoires, l'épaisseur et les échelles caractéristiques des couches horizontales des panaches, ainsi que la vitesse du transport horizontal et l'échelle horizontale du panache des polluants, se sont avérés des aspects importants du régime météorologique (Angevine

et al., 1996a). Une analyse détaillée des facteurs météorologiques d'un transport de la pollution sur plusieurs jours au-dessus de la partie ouest de l'Atlantique Nord au cours de l'été 1993, qui comprend le Canada atlantique, a été abordée par Moody et al. (1996).

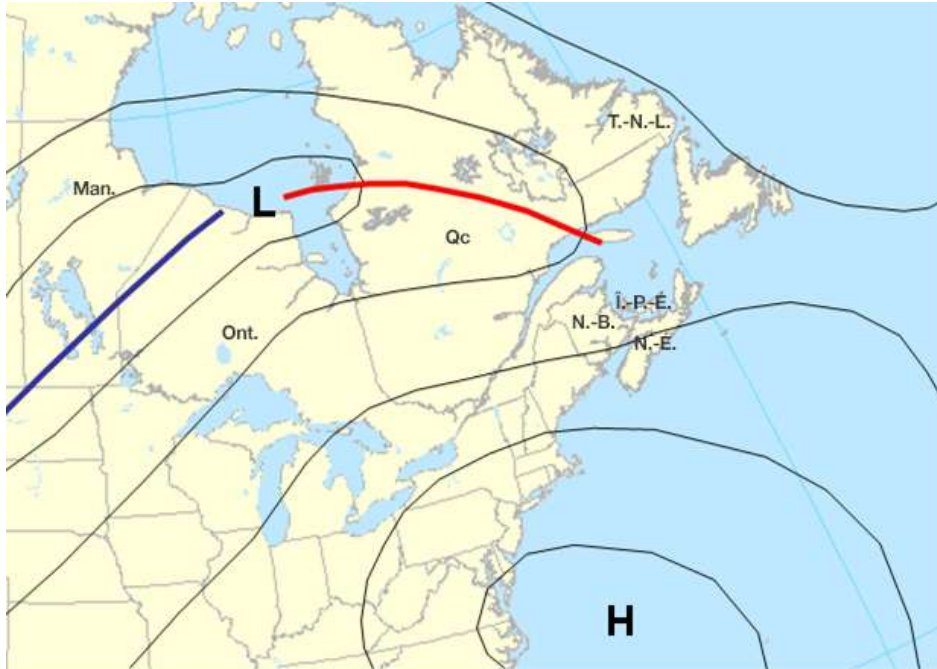


Figure 7.21 Exemple de configuration météorologique synoptique, habituellement associée à des événements de pollutions régionales de l'air touchant l'est du Canada, du sud de l'Ontario au sud de la région de l'Atlantique. Les caractéristiques communes sont l'anticyclone (H) au sud et la dépression (L) vers le nord-ouest et le nord. Cette configuration place l'est du Canada dans le secteur chaud de la dépression, avec un écoulement de vent sud à sud-ouest. Les jours avant cette configuration, l'anticyclone et la dorsale des Bermudes font souvent escale au dessus de l'est des États-Unis et du sud du Canada, entraînant une stagnation, de légers vents et un temps ensoleillé au-dessus des zones d'émissions. Avec le déplacement de la dépression vers le nord de l'Ontario, puis vers le Québec, l'écoulement du vent transporte les polluants vers le nord-est dans le secteur chaud ou « arrière de l'anticyclone ». Selon la trajectoire de la dépression et de l'anticyclone, cela peut entraîner une accumulation et un transport en Ontario, au Québec et au Canada atlantique. Les lignes noires sont des isobares. Les lignes rouge et bleue en gras désignent les fronts froid et chaud, respectivement.

Tel qu'il est décrit ci-dessus, pour le sud de l'Ontario et le Québec (c'est-à-dire, le corridor de Windsor à Québec), les épisodes d'émissions élevées d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ sont associés principalement à des anticyclones. Bien que ces épisodes puissent être liés à l'anticyclone des Bermudes, ce sont souvent des centres de haute pression qui se déplacent lentement à l'extérieur du centre du Canada en direction du Midwest américain ou de la région des Grands Lacs, puis vers l'est, vers la côte Atlantique, qui entraînent les niveaux de smog les plus élevés. La portion « arrière de l'anticyclone » de ladite zone de haute pression à motion lente ou le secteur chaud d'une dépression qui s'approche, présenté de manière schématique à la figure 7.21, comporte en général des vents en direction du sud qui se sont déplacés au-dessus d'importantes zones d'émissions de précurseurs situées dans le Midwest et l'est des États-Unis. Lorsque l'anticyclone se déplace d'ouest en est, des précurseurs sont émis dans le front (côté est) de l'anticyclone et ils circulent vers l'arrière (côté ouest) du système pendant une

période de deux à six jours, selon la vitesse du vent. Cette circulation entraîne l'accumulation de polluants (à la fois primaires et secondaires) dans la masse d'air. Par conséquent, lorsque l'anticyclone se déplace vers l'est, les vents en direction du sud et du sud-ouest transportent cette pollution en Ontario, au Québec et, parfois, dans le Canada atlantique.

Le lien entre l'occurrence et la position des zones de haute pression et les concentrations de polluants est plus complexe que le cas idéalisé décrit ci-dessus. Par conséquent, dans ces situations, les concentrations observées de Windsor au sud du Québec, en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick peuvent varier considérablement en raison de variations subtiles dans les régimes météorologiques plus vastes à l'échelle synoptique et locale. Par exemple, toutes les situations d'« arrière de l'anticyclone » n'entraînent pas des concentrations d'ozone élevées. Il est probable que la vitesse élevée des vents limite le temps de déplacement entre les zones émettrices et réceptrices, et donc le temps de réaction atmosphérique jusqu'au point où les concentrations significatives d'ozone et de $PM_{2,5}$ secondaires ne se forment pas (Reid et al., 1996). Les précipitations locales et en amont, qui peuvent éliminer les polluants de la masse d'air, jouent aussi vraisemblablement un rôle. Néanmoins, les analyses menées à ce jour montrent que les précipitations se produisent occasionnellement pendant les périodes de concentrations de polluants élevées et faibles, ce qui indique que la situation est plus complexe. Les températures quotidiennes maximales sont aussi un facteur important à prendre en considération. Au Québec, lorsque les concentrations étaient inférieures, la température était en moyenne inférieure de 4 °C par rapport aux journées ayant éprouvé des niveaux élevés de $PM_{2,5}$ (Johnson, 2004)

Globalement, les régimes météorologiques synoptiques entraînant des concentrations plus élevées qui ont été décrits ci-dessus sont associés aux vents en direction de l'ouest vers l'est. Plus longtemps cette direction persiste, plus loin au nord pénétreront les émissions et leurs produits (c'est-à-dire les polluants secondaires) qui se sont accumulés au-dessus des zones d'émissions élevées. En raison des vents d'ouest dominants des moyennes latitudes, ces régimes météorologiques ont tendance à se déplacer d'ouest en est, si bien que les conditions favorables aux épisodes de pollution atmosphérique vont de l'Ontario au Québec et dans les provinces de l'Atlantique. Par conséquent, les épisodes sont plus fréquents sur le sud de l'Ontario, un peu moins sur le sud-ouest du Québec, voire encore moins au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. Les figures 3.4, 3.5 et 3.45 du chapitre 3 ont présenté des exemples du lien entre les concentrations de polluants et la direction du transport à grande distance obtenu à l'issue d'analyses des rétrotrajectoires. La section 7.6 ci-dessous présentera d'autres analyses axées sur les trajectoires pour toutes les régions au Canada.

La région réelle en amont qui contribue à la qualité de l'air à l'échelle régionale peut différer entre les régions, comme l'indiquent Brook et al. (1997), qui ont assuré le suivi d'un grand épisode lorsqu'il a évolué et s'est déplacé de l'Ontario jusqu'au Canada atlantique. En Ontario, les émissions provenant d'aussi loin à l'ouest que St. Louis et d'aussi loin au sud que le Texas jouent un rôle le plus souvent, tandis que dans la vallée du fleuve Saint-Laurent, les Cantons de l'Est du Québec et le Canada atlantique, les zones en amont plus importantes sont le sud de l'Ontario et l'est de la vallée de la rivière Ohio. En outre, la côte est des États-Unis (corridor de Boston à Washington) est une zone en amont importante dans le Canada atlantique, mais elle touche rarement l'Ontario et le Québec.

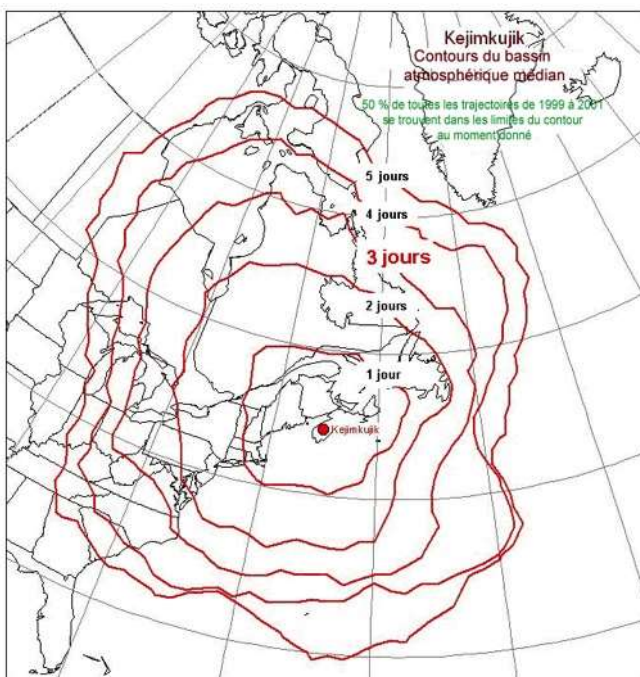


Figure 7.22 Contours du bassin atmosphérique médian pour Kejimikujik (Nouvelle-Écosse) en fonction des trajectoires à l'arrière de 925 hPa, pendant la période de 1999 à 2001 (Ketch *et al.*, 2005). Le bassin atmosphérique médian sur 3 jours englobe la moitié est de l'Ontario, toute la province du Québec, le Canada atlantique et le nord-est des États-Unis, y compris les états l'Ohio, la Virginie-Occidentale et la Virginie, ou des émissions de précurseurs considérables se produisent.

La région d'influence pour la qualité de l'air dans une zone géographique donnée peut être définie comme la distance moyenne en amont indiquée par une rétrotrajectoire de trois jours à 925 hPa. À titre d'exemple, la figure 7.22 montre la région d'influence pour le sud de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick (sites de surveillance de Kejimikujik, en Nouvelle-Écosse, et de St. Andrews, au Nouveau-Brunswick). Pour cette zone, la région englobe la partie est de l'Ontario, tout le Québec, le Canada atlantique et le nord-est des États-Unis, y compris les États de l'Ohio, de la Virginie-Occidentale et de la Virginie ainsi qu'une portion du plateau continental à l'est de ces masses de terre (Waugh *et al.*, 2003). Le lien entre la direction du transport, telle qu'elle est définie par les rétrotrajectoires, et les concentrations d'ozone (O_3), de $PM_{2.5}$ et de NO_2 est abordé dans la section ci-dessous relative au transport à grande distance.



Figure 7.23 La configuration de pression typique, entraînant des concentrations hivernales de $PM_{2.5}$ élevées (pression de surface de 1 000 hPa en décamètres au-dessus du niveau de la mer) indique un centre d'anticyclone au sud-ouest des Grands Lacs inférieurs, avec une dorsale qui s'étend partout en Ontario et au Québec. Cette configuration peut pousser l'air des zones d'émissions élevées vers le sud de l'Ontario, la vallée du fleuve Saint-Laurent et potentiellement vers le Canada atlantique.

Les modèles synoptiques habituels entraînant des événements de smog en hiver n'ont pas été étudiés d'une manière aussi approfondie que les événements en été. Invariablement, les anticyclones jouent un rôle, même si d'après les cas étudiés, il semble que leur emplacement, leur mouvement et leur forme diffèrent par rapport à l'été. La configuration habituelle est représentée à la figure 7.23, qui montre un centre de haute pression en direction du sud-ouest de la partie inférieure du bassin des Grands Lacs avec une crête qui s'étend dans l'ensemble de l'Ontario et du Québec. Ce modèle peut pousser l'air à partir des zones d'émissions élevées vers le sud de l'Ontario, la vallée du fleuve Saint-Laurent, voire le Canada atlantique, mais une autre caractéristique importante de ces événements est la stagnation et de très faibles hauteurs de la couche de mélange vertical sous la crête, ce qui augmente l'accumulation des émissions locales et la formation de particules fines de nitrate. La section 7.7.1 aborde en détail une étude de cas décrivant un événement extrême d'émissions de $PM_{2.5}$ en Ontario et au Québec en février 2005, y compris les conditions météorologiques qui entraînent les concentrations élevées qui ont été observées.

7.4.1.1 Aspects météorologiques locaux dans la région de l'Atlantique

Le terrain dans l'ensemble du Canada atlantique, ainsi que ses caractéristiques côtières complexes et ses contrastes entre la terre et l'océan en matière de températures, donnent lieu à de nombreux facteurs locaux qui influencent les polluants transportés dans la région et ceux émis localement. En outre, son emplacement côtier de latitude moyenne dans la partie nord-est du continent provoque un temps très actif. Par conséquent, la région abrite les vitesses des vents moyennes les plus élevées du Canada (Environnement Canada, 2005). Terre-Neuve-et-Labrador sont les régions les plus venteuses, un facteur favorisant la dispersion de la pollution émise à l'échelle locale, ce qui réduit dès lors les concentrations près du sol et transporte les polluants en dehors de la région.

Les eaux de refroidissement de l'océan Atlantique, la baie de Fundy et le golfe du Saint-Laurent entraînent des inversions marines fréquentes. Plus précisément, elles sont créées facilement au printemps et en été, lorsque des vents chauds soufflent dans l'ensemble de la région en direction du sud ou du sud-ouest. Ces inversions ont plusieurs effets, y compris le découplage de la surface des principaux panaches de polluants, ou dans le cas des brises de mer où ces inversions sont portées à terre, en limitant la dispersion de la pollution produite à l'échelle locale, qui peut être observée aux alentours de Saint John, au Nouveau-Brunswick. Les brises de terre peuvent pousser les polluants hors des villes côtières sur l'eau, qui recirculeront vers la terre avec la brise de lac sous leur forme de départ et comme polluants secondaires la journée suivante (Lyons, Tremblack, Pielke, 1995), ce qui complique le retracement de ces polluants jusqu'à leur origine.

Les profils de températures dans les deux kilomètres les plus bas sur le golfe du Maine, lorsque le vent vient du large, sont semblables, peu importe le temps de transport sur l'eau ou le moment de la journée (Angevine et al., 2006). Une couche stable à la surface se forme dans un rayon de dix kilomètres du littoral pendant la journée et elle persiste au-dessus des eaux fraîches, en supprimant le transfert de quantité de mouvement, la chaleur sensible et latente (Fairall et al., 2006). Cette couche limite stable et superficielle, qui avoisine les 50 mètres en profondeur, est omniprésente au-dessus des eaux du golfe du Maine et elle a une action de découplage de la couche en altitude et de la surface. Celle-ci réduit la dispersion dans la couche en altitude, ce qui lui permet de progresser en tant que panache intact. Les endroits dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et le sud-est du Nouveau-Brunswick adjacents aux eaux du golfe du Maine et à la baie de Fundy sont les plus sensiblement touchés par cet aspect, tout particulièrement dans les régimes des vents en direction sud à sud-ouest.

Plusieurs enquêtes sur le terrain ont étudié les couches de polluants qui sont omniprésentes au-dessus de la région de l'Atlantique. Kleinman et al. (1996) ont trouvé des panaches avec des concentrations élevées d'ozone (O_3) à la fois dans la couche d'inversion marine près de la surface ou dans les couches à de plus hautes altitudes pendant les vols au-dessus du golfe du Maine et du sud de la baie de Fundy. Des observations à l'île de Sable ont révélé une stratification verticale de l'air à partir de données aériennes et de radiosonde (Wang et al., 1996). La stratification verticale des températures est un facteur de contrôle significatif dans la composition chimique de l'air qui atteint soit Chebogue Point, soit l'île de Sable (Merrill et Moody, 1996). Angevine et al. (1996b) ont détecté la présence de jets nocturnes à basse altitude, au-dessus de la Nouvelle-Écosse; ces jets peuvent aussi entraîner les

panaches de polluants à un taux plus rapide. Des vols avec des sondes captives ont été effectués sur la pointe sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Chebogue Point) pendant l'expérience sur le terrain de la Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique (NARSTO) en 1995. Les couches de polluants et les répercussions de la couche d'inversion marine étaient évidentes pendant une période de cinq jours en juillet, au cours de laquelle l'ozone transporté était limité à la couche limite marine de 300 mètres de profondeur, avec des concentrations maximales d'ozone (plus de 110 ppb) à une altitude de 200 mètres, et des concentrations moyennes en surface atteignant 50 ppb (Gong et al., 2000; Waugh, 2003).

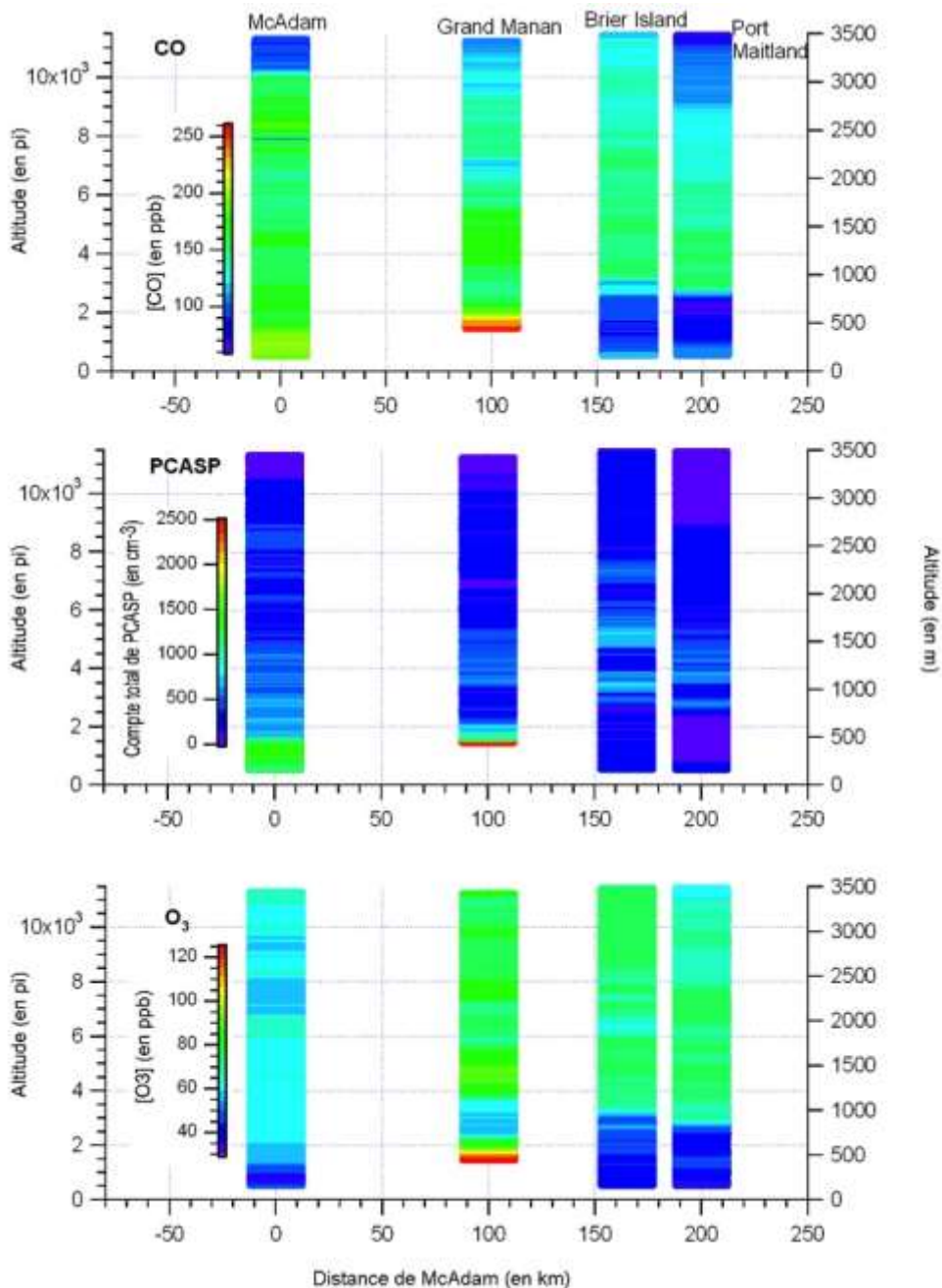


Figure 7.24 Profils verticaux des concentrations de a) CO, b) concentrations numériques totales (PCASP), et c) d'ozone (O₃), indiquant la superposition de couches de polluants pendant le vol 3 des études ICARTT – TIM, de 16 h 18 à 18 h 12 (TU le 22 juillet 2004 (Waugh *et al.*, 2007). Les couleurs désignent les concentrations

(rouge = concentrations élevées, bleues = concentrations faibles) et l'axe x représente l'emplacement des profils obtenus à partir de l'aéronef (McAdam, N.-B., Grand Manan, N.-B., île Brier, N.-É., et Port Maitland, N.-É.) en ce qui concerne McAdam. Chaque parcelle peut être considérée comme une vue interrompue d'une coupe transversale verticale le long du transect de McAdam à Port Maitland, dans toute la baie de Fundy. Le CO, les particules, et l'ozone (O₃)

ont tous tendance à être plus élevés à une altitude de 500 mètres au-dessus de l'île de Grand Manan, mais en général les panaches de CO et d'ozone (O₃) semblent circuler par-dessus la couche limite marine au-dessus de l'île Brier et de Port Maitland.

Dans le cadre de l'étude de l'ICARTT menée en 2004 (Waugh et al., 2007), plusieurs vols aériens ont été lancés au-dessus de la baie de Fundy dans le cadre de l'étude sur le transport dans les Maritimes (TIMS). On a observé une structure verticale des polluants dans les données obtenues tel qu'il est indiqué à la figure 7.24, avec des concentrations élevées de CO et de particules, ainsi que des concentrations d'ozone plus évidentes dans les portions inférieures des profils au-dessus de l'île de Grand Manan, près de l'embouchure de la baie de Fundy et au-dessus de la couche limite de la surface. La journée qui a précédé les vols de l'étude TIMS, les données des ozonesondes de Yarmouth ont montré une brusque hausse des concentrations d'ozone; ces données indiquaient qu'un panache de concentrations d'ozones élevées était présent pendant deux journées d'affilée, ce qui confirmait les résultats des vols.

Un autre aspect unique de la météorologie dans le Canada atlantique est celui des bancs de brouillard, qui se forment au-dessus des eaux fraîches au sud de la région, en interagissant avec les masses d'air qui se déplacent du sud et du sud-ouest. Dans ces situations, une chimie hétérogène peut entraîner la conversion chimique de polluants primaires formant des composés qui augmenteront les niveaux de particules fines ou modifieront leurs caractéristiques chimiques et physiques. Par exemple, Brook et al. (1997) ont découvert que l'acidité des particules fines (« aérosols acides ») est souvent très élevée dans la région de Saint John par rapport aux autres régions étudiées au Canada lorsque le brouillard d'advection augmentait la conversion de SO₂ émis localement en particules d'acide sulfurique. Les recherches menées par Beauchamp et Tordon (1993) aux deux sites côtiers de Cape Forchu (Nouvelle-Écosse), près de Yarmouth, et de Cape Race (Terre-Neuve-et-Labrador) ont souligné l'importance du brouillard d'eau dans le transport et les dépôts des polluants atmosphériques. Par conséquent, le brouillard peut augmenter les concentrations ambiantes de certains polluants et donner lieu à des dépôts plus élevés dans certaines régions, mais il peut aussi réduire les concentrations ambiantes en réduisant l'ensoleillement et, donc, les processus photochimiques.

Le tracé dominant des dépressions synoptiques se trouve au-dessus de la région pendant une bonne partie de l'année (Climate Prediction Centre, 2007), ce qui entraîne une vitesse des vents élevée au-dessus des eaux adjacentes et contribue à une hausse des aérosols naturels (O'Dowd et Smith, 1993). Outre les polluants anthropiques provenant de sources d'émissions, ces conditions peuvent apporter une contribution significative à la masse de matières particulaires par aérosol de sel marin pour les collectivités à proximité des lignes de côtes (Farrell, 2006a; Phinney, 2007). La proximité par rapport à la trajectoire des tempêtes provoque aussi plus fréquemment une couverture nuageuse et des précipitations, ce qui entraîne l'élimination de certains précurseurs du smog et matières particulaires dans l'atmosphère.

7.4.1.2 Aspects météorologiques locaux dans le sud du Québec et dans l'est de l'Ontario

La plupart des émissions dans la région sont concentrées le long des vallées du Saint-Laurent et de l'Outaouais. Cette caractéristique et son interaction avec les régimes météorologiques synoptiques jouent un rôle prépondérant dans le devenir et la formation des polluants locaux. D'autres vallées plus petites au Québec, notamment la vallée du Richelieu, la vallée du St-Maurice ou le fjord du Saguenay, ont aussi une influence sur la qualité de l'air à l'échelle locale en piégeant les polluants ou les vents canalisés le long de la vallée. Les vents légers dans des anticyclones stables fournissent un temps de séjour plus long et un mélange faible, ce qui permet l'accumulation et la transformation des polluants primaires pour produire du smog près des régions sources et dans les vallées fluviales ou les vallées des Laurentides.

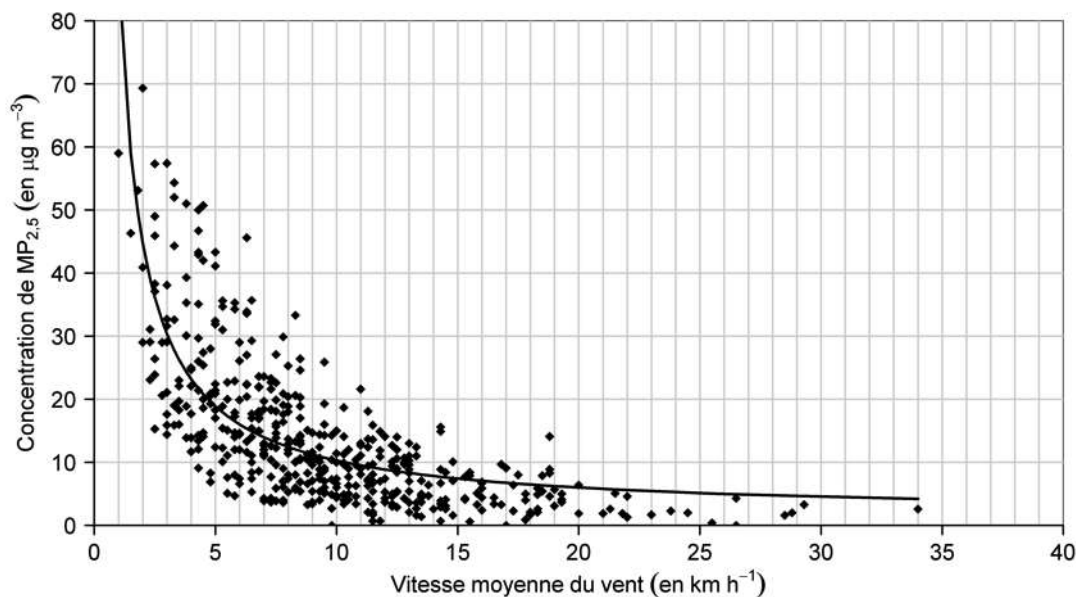


Figure 7.25 Relation typique entre la vitesse du vent en soirée et les concentrations de PM_{2,5} à l'est de Montréal (Rivière-des-Prairies) en hiver, quand les sources de PM_{2,5} primaires locales sont dominantes (adaptation de Carter *et al.*, 2004)

Bien que le piégeage dans les vallées puisse influencer les niveaux de polluants locaux à tout moment de l'année et qu'il puisse être important dans l'ensemble du Canada, son plus grand rôle au Québec est pendant l'hiver. Ce phénomène est dû en partie à la diminution de l'importance du transport à grande distance, aux inversions plus fortes et plus persistantes et, dans certaines régions, à une utilisation accrue de poêles à bois résidentiels. Par conséquent, en hiver, les concentrations élevées sont principalement le résultat de l'accumulation de polluants émis localement accentuée par les vallées. En

général, les conditions météorologiques qui entraînent l'accumulation locale de $PM_{2.5}$ et des concentrations élevées en hiver sont un faible gradient de pression, par exemple un anticyclone, des vents de surface légers (voir la figure 7.25) et une subsistance atmosphérique à grande échelle.

7.4.1.3 Aspects météorologiques locaux dans le sud de la région des Grands Lacs

Par rapport au Québec et à la région de l'Atlantique, le sud de l'Ontario est plus proche des régions d'émissions élevées aux États-Unis. En outre, comme nous l'avons appris ci-dessus, la taille de la population et, donc, l'utilisation des véhicules, la quantité d'activités industrielles et agricoles ainsi que la dépendance partielle par rapport au charbon pour l'électricité, donnent lieu à d'importantes émissions locales dans la région du Grand Toronto et à l'ouest de cette région (sud-ouest de l'Ontario). Les émissions d'ozone et de $PM_{2.5}$ se produisent souvent ensemble, et même si, à un point donné, l'ozone (O_3) est un résultat d'émissions et de substances chimiques à la fois locales et plus distantes, les concentrations de $PM_{2.5}$ sont un résultat d'une combinaison de ces processus en amont et d'émissions primaires à proximité immédiate du lieu de mesure.

Figure 2.5
Répartition géographique du nombre de dépassements d'ozone One-heure à travers l'Ontario (2005)

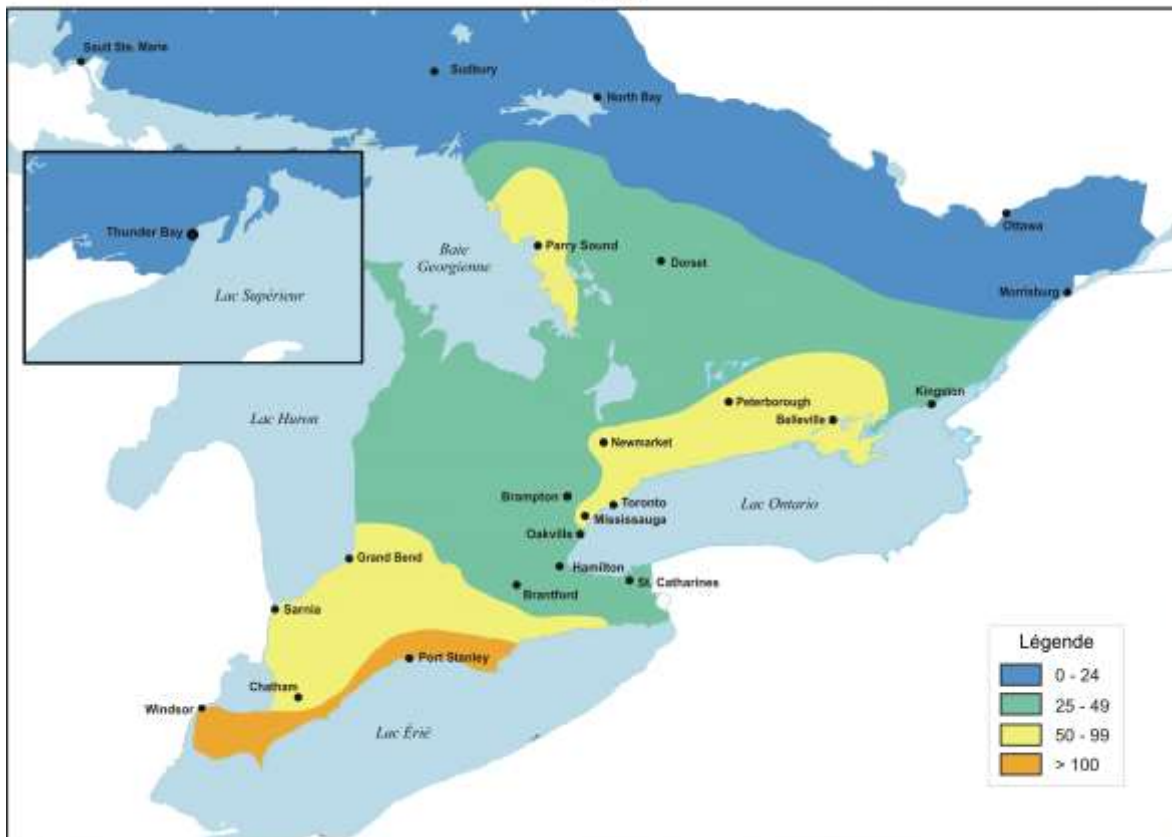


Figure 7.26 Répartition géographique d'un nombre de dépassements de l'ozone (O_3) sur 1 heure, partout en Ontario en 2005 (MEO, 2006)

L'aspect physique ayant le plus d'influence sur la qualité de l'air en Ontario est celui des Grands Lacs. Le transport préférentiel de l'ozone et d'autres polluants au-dessus de grands plans d'eau, par opposition à la surface terrestre, a été compris pendant un certain temps (Lyons et Cole, 1973, 1976; Sillman et al., 1993; Lu et Turco, 1994). Le phénomène est une conséquence du découplage de la surface de l'eau et de la couche mélangée par la formation d'une inversion très superficielle au-dessus des eaux fraîches, tel qu'il est indiqué ci-dessus en rapport avec l'influence de l'océan Atlantique. La rareté relative des sources d'émissions au-dessus de l'eau par rapport à celles au-dessus de la terre signifie également que le balayage de polluants comme l'ozone (O_3) par le NO_x est généralement négligeable, sauf le long des couloirs de navigation. On obtient pour résultat un accroissement des concentrations de polluants, surtout d'ozone (O_3), avec une possibilité de diffusion ultérieure pour les récepteurs sensibles au large par des mécanismes comprenant la brise de lac (Reid et al., 1996). La figure 7.26 brosse un tableau clair des endroits où les concentrations d'ozone (O_3) augmentent le plus, au-dessus et près des lacs. On pense que la concentration et la composition de $PM_{2.5}$ au-dessus du sud de l'Ontario sont aussi influencées par les lacs, mais on dispose de moins d'information à l'heure actuelle.

Hastie et al. (1999) ont produit un rapport lié à une étude plus détaillée sur la manière dont les brises de lac influencent la qualité de l'air; cette étude faisait état de plusieurs cas d'augmentations subites de la concentration d'ozone à des endroits à proximité du rivage du lac Ontario. Un cas particulièrement bien documenté s'est produit lors de l'étude intitulée Southern Ontario Oxidant Study (SONTOS; Reid et al., 1996), en août 1993. Les concentrations d'ozone à Hastings, en Ontario (150 kilomètres au nord-est de Toronto, et à 36 kilomètres du rivage du lac Ontario) ont augmenté de 42 à 80 ppb en environ 20 minutes. Au même moment, la température a chuté de 33 à 31 °C, alors que la température du point de rosée a augmenté de 21 à 23 °C, ce qui a signalé l'arrivée d'air plus humide et frais venant d'au-dessus du lac. La vitesse du vent a augmenté en passant de deux à quatre m/s-1, et sa direction a changé d'ouest à sud-ouest. On a mesuré plusieurs autres espèces de polluants à Hastings, et on a observé des hausses simultanées des concentrations de SO_2 , de PAN (nitrate de peroxyacétyle) et de NO_y . On a aussi observé que les concentrations d'hydrocarbures augmentaient avec l'arrivée de la brise de lac (à l'exception de l'isoprène, qui est omniprésent dans cette région rurale). Les profils de concentrations au-dessus de Hastings, à partir d'un aéronef équipé d'instruments, ont montré peu de variations avec l'altitude, ce qui confirme que l'augmentation soudaine de la concentration d'ozone ne découlait pas du mélange en aval à partir d'une couche polluée en altitude. Il est important de souligner que la portée du traitement de la parcelle d'air, mesurée par plusieurs espèces d'indicateurs et le ratio NO_x/NO_y , semblait indiquer fortement que la parcelle d'air en question avait reçu des émissions de précurseurs à partir de sources terrestres au cours des 24 heures précédentes, et qu'elle avait été transportée au-dessus du lac éventuellement par la brise de terre nocturne. Cela semble indiquer que les émissions plus locales, notamment dans la région du Grand Toronto, peuvent avoir joué un rôle important. Lesdites émissions seraient restées sur le lac dans un régime de vitesse faible du vent, en subissant un traitement photochimique, jusqu'à être émises à Hastings (et d'autres endroits sur la terre) le jour suivant.

7.4.2 Facteurs météorologiques qui touchent la qualité de l'air en Alberta et dans les Prairies

Le smog dans les Prairies est défini en grande partie par deux types d'événements différents : les événements hivernaux, avec des concentrations élevées de PM et de NO_x entraînant une visibilité réduite, et les événements estivaux, qui sont généralement liés à la formation de polluants secondaires et influencés périodiquement par les émissions liées aux incendies de forêt. En général, les concentrations élevées de matières particulaires se produisent avec une plage plus vaste de conditions synoptiques que des concentrations élevées d'ozone (O₃), ce qui indique que les émissions locales et la dispersion médiocre jouent un rôle important pour les matières particulaires.

À l'est des montagnes Rocheuses, les Prairies ont quelques traits caractéristiques de terrain comme de grandes vallées ou des séries continues de collines qui piègent la pollution dans certaines régions; par conséquent, les principaux facteurs météorologiques sont influencés par des déplacements à l'échelle synoptique. À l'instar de la plupart des autres régions du Canada, les conditions météorologiques locales sur les sites urbains et proches des villes dans les Prairies pendant des épisodes de concentrations élevées d'ozone (O₃) comprennent des températures chaudes et des vents ayant une vitesse légère à modérée. Par contre, sur les sites ruraux dans les Prairies, les épisodes de concentrations élevées d'ozone (O₃) se produisent dans un plus vaste éventail de conditions météorologiques (Johnson, 2004; Chaikowsky, 2001).

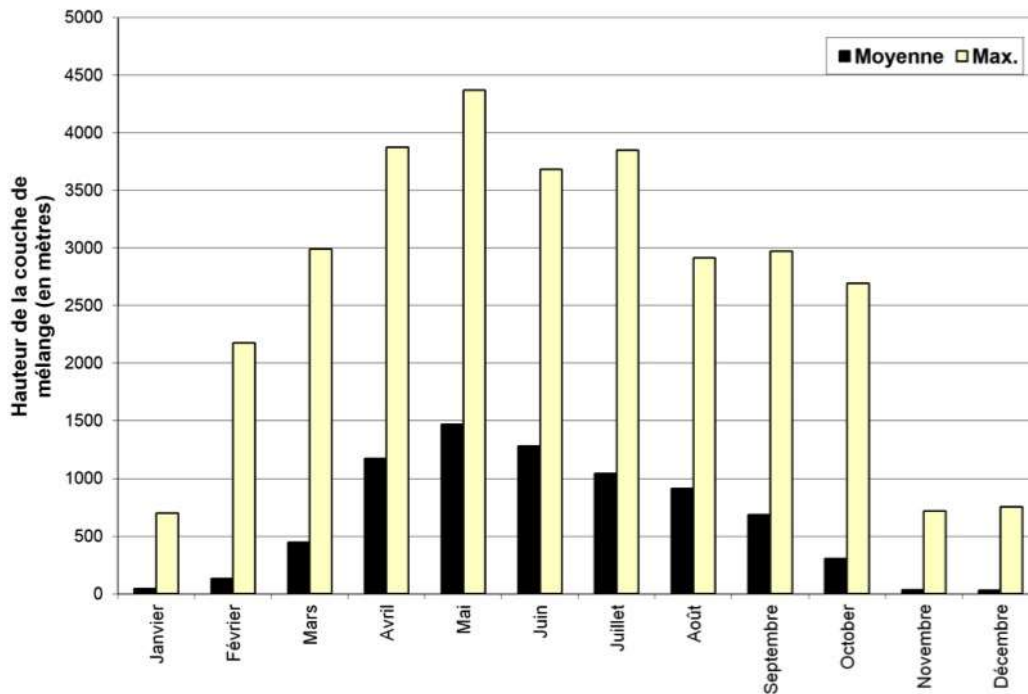


Figure 7.27 Hauteur de la couche de mélange par mois moyenne et maximale, issue des mesures prises à Stony Plain (Alberta)

Les Prairies subissent des variations saisonnières considérables dans les hauteurs de la couche de mélange. Les hauteurs des couches limites sont élevées en été en raison d'une insolation abondante et des longues heures du jour, qui favorisent une forte convection. Inversement, il y a des périodes de mélange vertical très limité en hiver. La figure 7.27 montre les hauteurs de la couche de mélange obtenues à l'issue du lancement de radiosondes à Stony Plain. Les hauteurs moyennes de la couche de mélange atteignent un sommet en mai et leur niveau le plus bas entre novembre et janvier. Étant donné qu'au mois de mai, on observe les vitesses les plus élevées pour les vents et les hauteurs maximales pour la couche de mélange, il s'agit en moyenne du mois le moins favorable pour la formation de la pollution locale. D'un autre côté, l'air troposphérique libre qui contient de fortes concentrations d'ozone et de faibles niveaux de polluants primaires se mélangera probablement à la surface pendant les mois printaniers d'avril à juin. Inversement, les mois d'hiver ont une fréquence élevée d'inversions de température qui peuvent provoquer le piégeage des polluants primaires et causer ainsi des concentrations élevées, surtout à proximité des sources d'émissions. La conséquence de ce phénomène est évidente à la figure 3.30, qui montre qu'Edmonton et Calgary ressentent certaines des concentrations les plus élevées de NO et de NO₂ du pays, surtout l'hiver (figure 3.31).

Les conditions météorologiques associées aux niveaux élevés d'ozone (O₃) en été comprennent des températures au-dessus des normes saisonnières, des vents modérés à légers, et des trajectoires de remise en circulation à la surface (Chaikowsky, 2001). Une étude de 2002 relative aux événements de concentrations élevées d'ozone (O₃) en été en Alberta a révélé que presque tous ces événements étaient associés à des rétrotrajectoires qui passaient 24 heures ou plus au-dessus de régions peuplées de l'Alberta. Cette constatation est conforme aux analyses des trajectoires présentées ci-dessous à la section 7.6, qui ont trouvé des concentrations élevées d'ozone (O₃) l'été en Alberta, associées à la trajectoire de « vents stagnants », ainsi qu'à l'étude de Johnson (2004), qui a révélé des concentrations supérieures d'ozone (O₃) en association avec des trajectoires à motion plus lente.

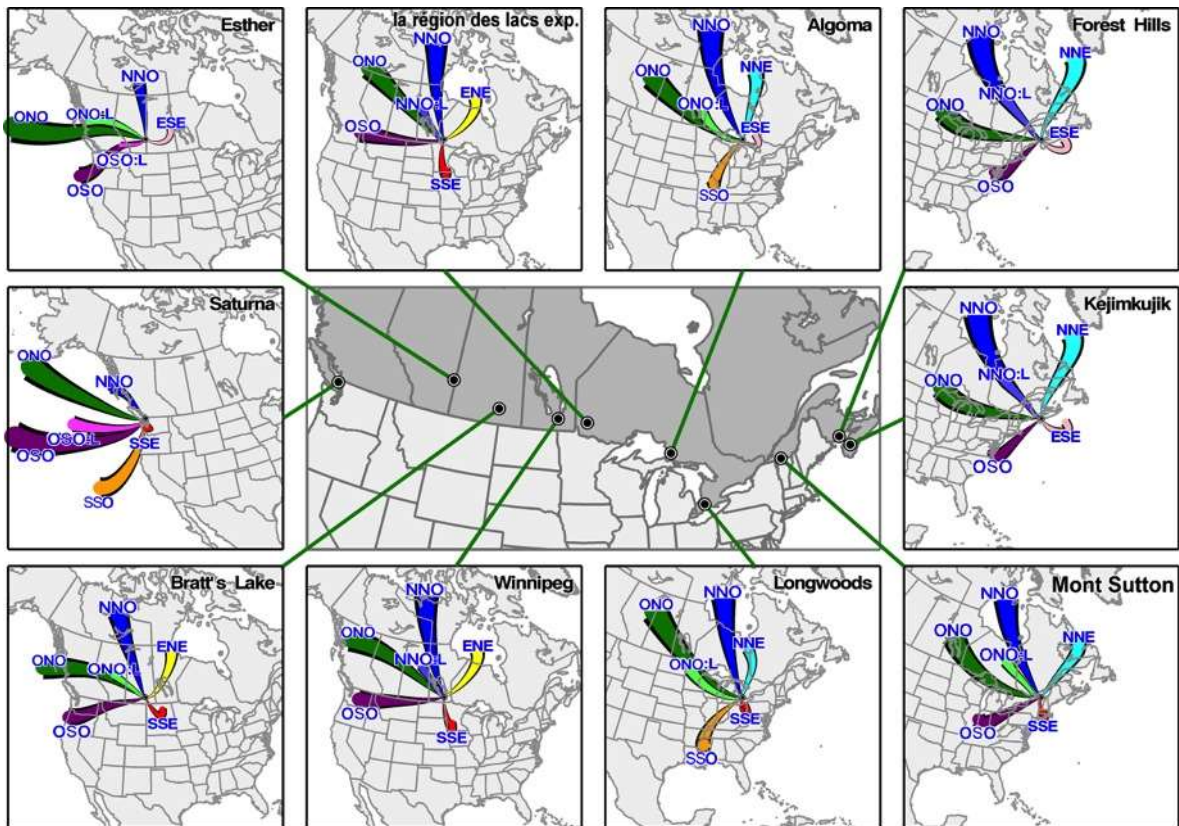


Figure 7.28 Vecteurs de la moyenne des types de trajectoires sur 10 sites d'ozone (O_3). Six types de trajectoires ont été triés avec la technique de classification automatique des k-moyennes similaire à celle de Dorling *et al.* (1992a, b) à l'aide de la distance euclidienne, car la différence permet de mesurer les trajectoires régressives de la parcelle d'air sur 3 jours du Centre météorologique canadien de 1994 à 2005 sur tous les sites. Cette méthode principalement utilisée ici sert à définir les configurations de flux synoptique liées à ces sites. Le paramètre des vecteurs illustrés représente la distance en amont moyenne trois jours auparavant. Les vecteurs plus courts désignent une vitesse de déplacement lente et une stagnation possible le long de la trajectoire, alors que les vecteurs plus longs sont liés à des vitesses du vent élevées. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.

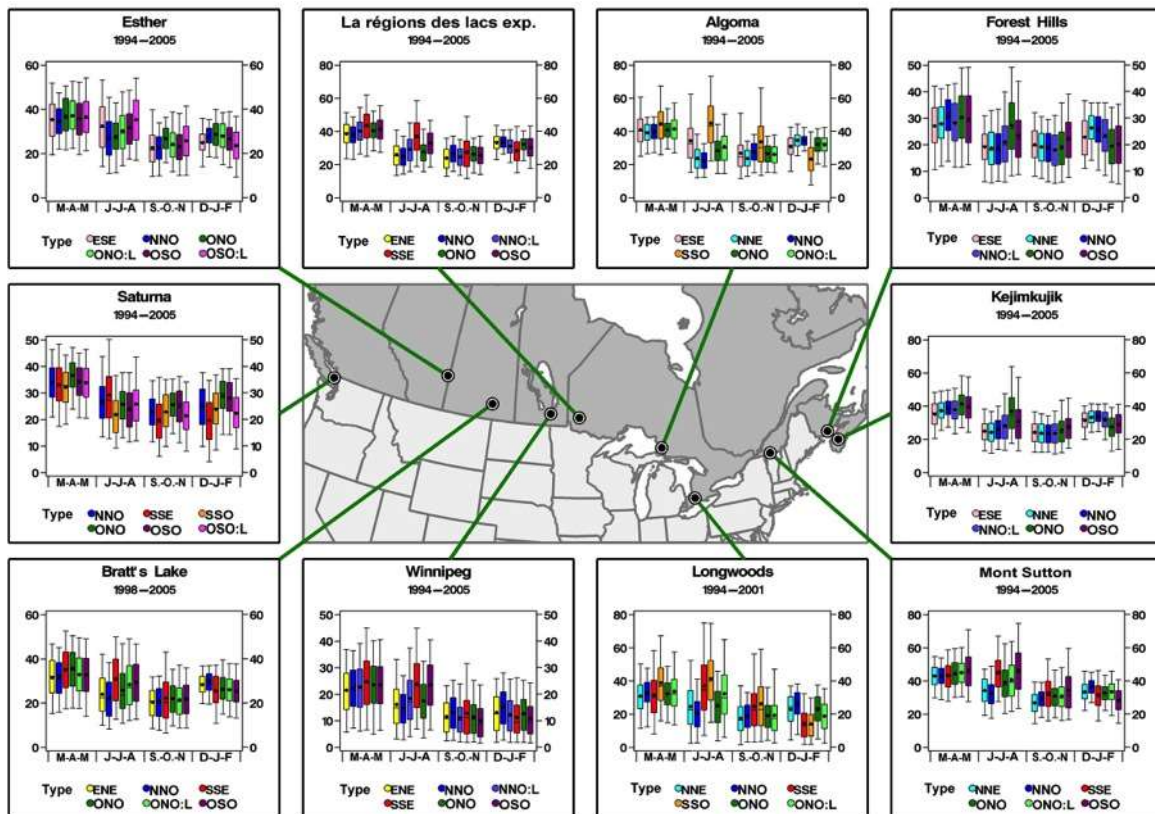


Figure 7.29 Diagramme de quartiles de l'ozone (O₃) saisonnier par types de trajectoires sur 10 sites d'ozone (O₃). La période de l'enregistrement des données sur l'ozone (O₃) sur tout site donné utilisé dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les répartitions saisonnières sont : mars-avril-mai (MAM), juin-juillet-août (JJA), septembre-octobre-novembre (SON) et décembre-janvier- février (DJF). Veuillez noter que des échelles verticales différentes, exprimées en ppb, sont utilisées partout sur les sites pour mettre en évidence les différences propres aux emplacements en matière d'ozone (O₃) par direction du transport. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.

Johnson (2004) a étudié les régimes météorologiques synoptiques associés à des concentrations élevées de matières particulaires et d'ozone (O₃) sur les Prairies, et il a découvert que les taux élevés de matières particulaires ne sont pas systématiquement liés aux niveaux d'ozone ou aux régimes synoptiques qui sont associés à des niveaux d'ozone plus élevés. Cette découverte diffère de l'est du Canada, où les concentrations élevées d'ozone (O₃) et de PM_{2.5} en été ont tendance à être présentes dans des situations semblables. Sur la plupart des Prairies, les concentrations d'ozone les plus élevées se produisent avec des régimes synoptiques qui sont les plus fréquents au printemps et en été. Les niveaux d'ozone les plus élevés l'été en Alberta semblent se produire essentiellement en présence de vents légers à modérés en direction de l'ouest, avec le passage d'un creux ou d'une dépression faible dans l'ensemble des Prairies. Les flux synoptiques sont extrêmement légers au début de ce régime, puis ils se renforcent. Ces vents qui se renforcent peuvent représenter le fait que la plupart des épisodes d'ozone estivaux en Alberta ont une durée de vie relativement courte. Plus à l'est des Prairies, les vents en direction du sud ont tendance à entraîner les concentrations les plus élevées d'ozone (O₃)

tout au long de l'année (figures 7.28 et 7.29). Les régimes synoptiques associés à un écoulement de vent en direction du nord engendrent généralement des concentrations d'ozone inférieures à la moyenne pendant les mois d'été (figures 7.28 et 7.29).

Au printemps et en automne, l'ozone a tendance à être élevée lorsqu'une zone de haute pression se forme au-dessus des Territoires-du-Nord-Ouest et engendre un écoulement de vent en direction du nord-est, de l'est ou du sud-est dans l'ensemble des Prairies (Johnston, 2004). À l'opposé du reste de la région, le niveau d'ozone à Hightower Ridge, un site au sommet d'une crête dans les contreforts des Rocheuses, est le plus élevé pour les régimes synoptiques qui se produisent en hiver et au printemps, ce qui laisse penser que sur ce site, les niveaux d'ozone dépendent plus des conditions hémisphériques de base et moins des régimes météorologiques locaux. Cet événement est davantage soutenu par le fait que les niveaux d'ozone à Hightower Ridge ne sont pas bien corrélés avec les niveaux d'ozone à d'autres sites de l'Alberta.

En général, les forts écoulements à l'échelle synoptique, qui provoquent des vents violents ou constants, ont tendance à être associés à des niveaux d'ozone et de matières particulaires inférieurs, à l'exception de certains régimes météorologiques où les fortes inversions de température isolent les couches en surface et permettent aux matières particulaires de s'accumuler à partir de sources locales. Les régimes qui entraînent des précipitations généralisées ont également de faibles niveaux de matières particulaires et d'ozone. Bien que dans les Prairies, des concentrations élevées de matières particulaires ou d'ozone soient apparues plus fréquemment sous certains régimes synoptiques, il y a aussi de nombreuses périodes durant lesquelles lesdits régimes d'entraînent pas des événements de pollution élevée. Par conséquent, les régimes synoptiques ne sont qu'une pièce d'un casse-tête complexe contrôlant les conditions de la qualité de l'air ambiant.

Les aspects météorologiques locaux qui provoquent des niveaux de polluants élevés sont importants au sein et près (c'est-à-dire les contreforts) des Rocheuses. Tel qu'il a été discuté pour la Colombie-Britannique et le Québec, les vallées montagneuses et les inversions connexes piègent les polluants, ce qui entraîne des concentrations principalement l'hiver. Une autre influence locale importante des Rocheuses est leur taille immense (hauteur et portée nord-sud), qui donne lieu à des augmentations du mélange en aval d'air troposphérique libre au-dessus des contreforts de l'Alberta. Cet air peut être enrichi dans l'ozone (O_3) stratosphérique qui touche les concentrations de gaz à l'état de traces au sol, plus particulièrement aux endroits à haute altitude. Un autre phénomène dans la région est le Chinook. Toutefois, l'incidence du Chinook sur la qualité de l'air n'est pas claire. Il a été suggéré que la corrélation apparente entre le Chinook et une qualité de l'air médiocre pourrait être liée aux faibles hauteurs de la couche de mélange causées par le Chinook et non à la remise en suspension des poussières (Nkemdirim, 1988).

7.4.3 Facteurs météorologiques qui touchent la qualité de l'air dans la vallée du bas Fraser

La qualité de l'air dans la vallée du bas Fraser est influencée de façon négative par des périodes de stagnation qui surviennent souvent pendant l'été et l'hiver. Pendant l'été, la vallée du bas Fraser est fréquemment dominée par des régions de haute pression au-dessus de l'est du Pacifique. Pendant ces périodes, les inversions de température près de la surface provoquent la stagnation de l'air, souvent pendant plusieurs jours. Des épisodes de concentrations élevées d'ozone et de $PM_{2.5}$ peuvent survenir dans ces conditions, et la visibilité est souvent dégradée.

La topographie de la vallée du bas Fraser module le modèle de transport diurne des polluants causé par le cycle des brises de lac et des brises de terre. Les vents légers associés aux conditions d'une brise de lac subissent un effet d'entonnoir et concentrent les polluants primaires et secondaires provenant de régions urbaines émettrices plus peuplées dans l'ouest vers l'étendue est de la vallée qui se rétrécit et les collectivités telles que Chilliwack et Hope. Les dépassements de l'objectif national de qualité de l'air sur l'ozone, fixé à 82 ppb à l'aéroport international côtier de Vancouver, ont été associés aux conditions d'une brise de mer avec des vents côtiers du nord-ouest et du sud-ouest (Ainslie et Steyn, 2007).

Pendant des conditions de brise de lac, les polluants sont entraînés vers l'intérieur de la région pendant la journée, et ce processus peut être renforcé par des écoulements de vent en pente ascendante le long des montagnes, en bordant l'extrémité nord de la vallée de l'ouest vers l'est et le nord. Par conséquent, le soir, des panaches de polluants peuvent se déplacer vers le haut des pentes des montagnes et dans des vallées d'affluents en altitude, où ils s'accumulent. Cette configuration de la circulation engendre également des couches de polluants concentrés en altitude, surtout vers les portions supérieures des vallées (Strawbridge et Snyder, 2004). Pendant la nuit, le drainage et les écoulements des brises de terre ainsi que la formation d'une couche limite nocturne superficielle entraînent une concentration d'aérosols et de polluants primaires près de la surface et dans des couches élevées au-dessus de la couche limite. À de nombreuses stations de surveillance, l'ozone chute à de très faibles concentrations. En fin de nuit et tôt le matin, la brise de terre transporte les aérosols de la partie est de la vallée du bas Fraser et des vallées d'affluents en direction de l'ouest vers le détroit de Géorgie, entraînant ainsi une hausse des aérosols et des polluants primaires (p. ex. le NO_x) au-dessus de l'eau. Le matin, la couche limite nocturne se désagrège, et les couches élevées qui contiennent encore de l'ozone, des matières particulaires primaires et secondaires et certaines espèces de précurseurs (p. ex. le NO_x) sont mélangées vers la surface (McKendry et al., 1997; Pisano et al., 1997).

Il s'est avéré que le transport des polluants était aussi influencé par un processus connu sous le nom d'effet de stagnation produit par un sillage [Wake-Induced Stagnation Effect (WISE); Brook et al., 2004c]. Ce processus est un résultat de la convergence de vents légers provenant du détroit de Géorgie et du détroit de Juan de Fuca, combinée à un effet de « sillage » produit par les caractéristiques géographiques du golfe de Vancouver et des îles San Juan. Lors de l'étude menée en 2001 sur la qualité de l'air dans le Pacifique (Pacific 2001 Air Quality Study), on a associé l'effet de stagnation produit par un sillage à l'advection et à la formation de couches d'aérosols concentrées au-dessus du

golfe et des îles San Juan (Strawbridge et Snyder, 2004). Au sein de ces couches d'aérosols, les polluants ont subi un traitement photochimique et ils ont ensuite été remis en circulation par le cycle des brises de mer et des brises de terre. On a observé que l'advection des vieux aérosols et gaz (ozone, composés d'azote oxydé) de la zone de l'effet de stagnation produit par un sillage avait des répercussions sur la vallée du bas Fraser et sur la région adjacente du comté de Whatcom du nord-ouest de l'État de Washington, un phénomène répété sur plusieurs jours et qui a entraîné la formation de polluants concentrés et de plus en plus vieux.

En hiver, les masses d'air arctique froid se déplacent en direction de l'ouest à partir de l'intérieur de la province, en créant des conditions stagnantes sur la vallée du bas Fraser avec de fortes inversions de température dans les vallées d'effluents. Ces conditions peuvent aggraver les problèmes de qualité de l'air et provoquer des épisodes de matières particulaires élevées. Si on combine des conditions stagnantes à la présence d'une crête de haute pression à l'intérieur des terres et à un système météorologique du Pacifique qui s'approche en provenance de l'ouest, de violentes poussées d'air en direction de l'est peuvent se former, remuer la poussière du canyon du Fraser et faire augmenter les niveaux de PM_{10} dans la vallée du bas Fraser, occasionnellement jusqu'au détroit de Géorgie.

7.4.4 Facteurs météorologiques qui touchent la qualité de l'air dans les vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique

Les collectivités de l'intérieur de la Colombie-Britannique sont soumises à des sources de polluants atmosphériques et à une météorologie qui sont assez différentes par rapport aux conditions qui touchent la vallée du bas Fraser. De nombreuses collectivités se trouvent dans des vallées, parfois montagneuses, et elles subissent donc des écoulements de vallée et des inversions fréquentes en hiver. Ces situations se produisent souvent lorsque l'air froid pénètre dans le fond de vallée ou la base des montagnes, et qu'il est ensuite piégé par l'air chaud au-dessus. Ces conditions stagnantes empêchent le mélange de l'air vers le haut, ce qui permet l'augmentation de la fumée issue de la combustion du bois et d'autres polluants près de la surface. Cette augmentation est la plus importante pendant la nuit, mais elle peut aussi se produire pendant la journée, surtout pendant la saison d'hiver, lorsque les heures du jour sont réduites. À certains endroits, par exemple à Nelson, dans le sud-est de la Colombie-Britannique, l'effet thermique des lacs peut causer une couverture nuageuse pendant plusieurs jours, qui aura pour effet d'empêcher la désagrégation des inversions (BCENV, 2006c). Au Yukon, des épisodes de fumée issue de la combustion du bois se produisent sur l'ensemble du territoire, en grande partie en raison d'une combinaison de phénomènes météorologiques agissant sur la topographie. Ces épisodes sont particulièrement évidents dans le lotissement de Riverdale, à Whitehorse, qui se trouve sur un fond de vallée où les inversions de température piègent la fumée issue de la combustion du bois par temps froid (REE, 2002).

Résultat de la combinaison de la topographie et des activités industrielles intensives

À Prince George, en Colombie-Britannique, la combinaison unique des émissions et de la topographie a un effet profond sur la qualité de l'air à l'échelle locale. Plusieurs sources d'émissions contribuent à des niveaux élevés de matières particulaires dans la ville, y compris les fabriques de pâtes et papiers, les scieries, les activités ferroviaires, une grande autoroute, ainsi que la fumée issue de la combustion du bois, causée par des poêles intérieurs. Les émissions de poussière des routes peuvent être significatives pendant les périodes sèches, surtout après la fonte printanière. La topographie de la ville est variée; elle présente un grand bol intercepté par une vallée fluviale nord-sud entourée par du terrain élevé. Cette topographie en forme de bol limite fortement la dispersion des polluants pendant les inversions de température, qui sont fréquentes en hiver et en automne. L'accumulation de matières particulaires survient dans les heures de la formation d'inversions bloquantes, ce qui indique que le fond de vallée est la principale source de ces émissions. En raison de la combinaison de la topographie et des sources industrielles, Prince George a dépassé les standards pancanadiens relatifs aux $PM_{2,5}$ pour la période de déclaration 2002 à 2005 (gouvernement du Canada, 2007).

7.5 Caractéristiques régionales de la qualité de l'air

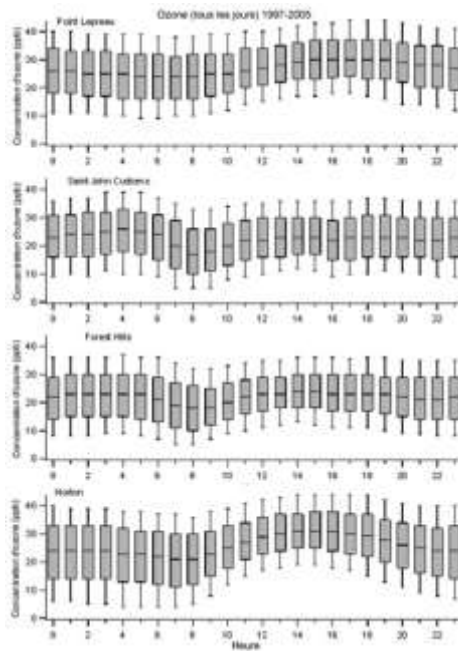
Les analyses au chapitre 3 ont fourni un tableau général des lieux et des moments où les concentrations sont plus élevées, de la nature des niveaux de concentrations dans différentes zones géographiques, ainsi que des tendances des concentrations pendant une période allant jusqu'à 20 ans. Les variations dans les concentrations étaient également liées à des régimes d'écoulement de vent à grande échelle, ce qui montrait, dans différentes régions du pays, la configuration (c'est-à-dire les directions du transport) associée aux concentrations les plus élevées et les plus faibles d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$. Le chapitre 3 a lié certaines tendances annuelles et pluriannuelles dans les concentrations aux changements connus en matière d'émissions, notamment les tendances des émissions de SO_2 et de NO_x de 1990 à 2006. Avec cette base de renseignements primordiaux, cette section examine les questions ou caractéristiques des observations propres aux régions afin de fournir plus de détails. Le but est d'illustrer la manière dont les concentrations varient, à la fois dans l'espace et dans le temps, à une échelle locale, y compris les différences entre les zones urbaines et rurales et les caractéristiques des périodes de concentrations élevées. L'information présentée ne se veut pas une analyse exhaustive de l'ensemble des conditions au sein de chaque région. Au lieu de cela, on espère que cette information, combinée aux sections ultérieures sur le transport à grande distance et les études de cas sélectionnées, démontrera la mesure dans laquelle les émissions locales, le terrain, y compris le paysage urbain, ainsi que la météorologie influencent la qualité de l'air. Elle vise à donner un aperçu des similitudes et des différences entre les régions, de la complexité de la question et du niveau de détail requis pour mettre au point un modèle conceptuel utile de la situation dans chaque région.

7.5.1 Région de l'Atlantique

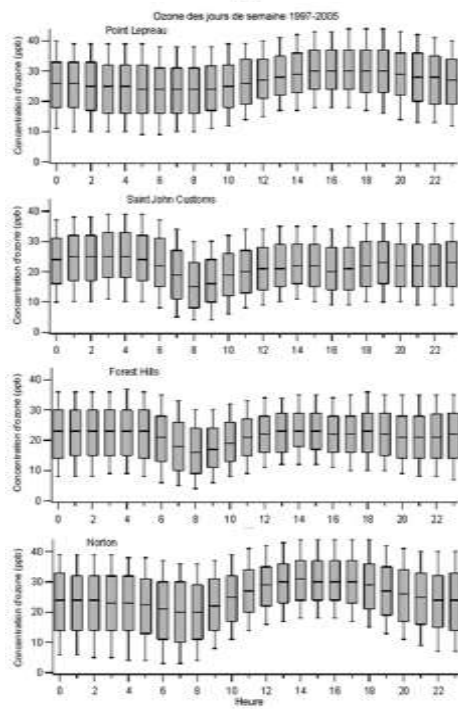
7.5.1.1 Variabilité de l'ozone (O₃) dans le temps et l'espace

Comme l'a souligné le chapitre 3, les niveaux d'ozone (O₃) dans le Canada atlantique sont sensiblement inférieurs à ceux du sud de l'Ontario et de l'extrême sud du Québec. Néanmoins, il existe une variabilité des concentrations notable dans l'espace (figure 3.6), tout particulièrement dans la partie sud, et certaines régions dépassent juste le seuil des standards pancanadiens (figure 3.7). L'ozone (O₃) moyen est le plus élevé à Kejimikujik et dans le parc national de Fundy et à Aylesford Mountain (altitude de 230 mètres), suivi par Point Lepreau et Norton. L'ensemble de ces stations se trouvent généralement autour de la baie de Fundy, mais à des distances variables à l'intérieur des terres et à diverses élévations. D'autres sites dans l'ensemble de cette région, notamment Saint John et Moncton, ont également des niveaux d'ozone (O₃) élevés par rapport à d'autres régions du Canada atlantique. Il est intéressant de noter que Kentville, qui se trouve près d'Aylesford, mais dans le fond de la vallée de l'Annapolis, a des concentrations sensiblement inférieures. La variabilité de l'ozone (O₃) dans l'espace dans cette région est évoquée plus en détail à la section 7.7.6 ci-dessous. Les niveaux d'ozone dans la plupart des autres régions du Canada atlantique sont aussi relativement faibles.

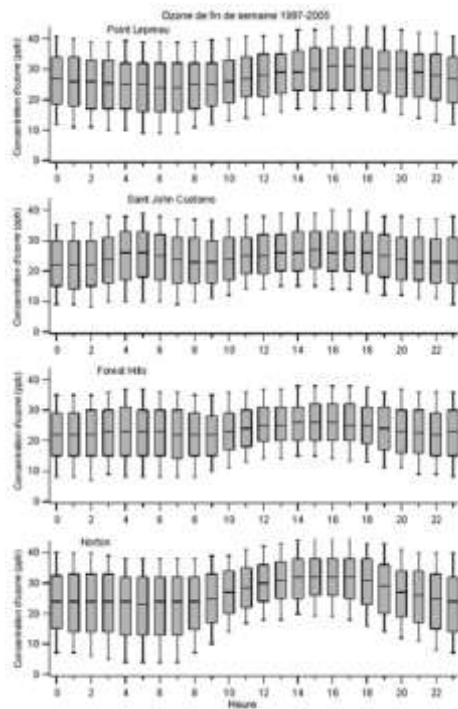
La cause générale de la configuration spatiale observée pour l'ozone (O₃) est l'emplacement géographique par rapport aux centres de population de la côte est des États-Unis (Boston, New York). Cependant, les différences entre les endroits tels que l'île Campobello ou St. Andrews et Yarmouth ou Kejimikujik indiquent que les directions du transport à l'échelle régionale jouent un rôle avec les émissions de la côte est des États-Unis, qui ont tendance à rester à l'est et au sud du nord-est du Maine lorsqu'elles se déplacent sur l'ensemble de l'Atlantique et forment de l'ozone (O₃). En accord avec cette configuration, Yarmouth compte les pics d'ozone (O₃) les plus élevés, qui sont suivis de près par Kejimikujik et Aylesford Mountain; cette dernière localité compte les valeurs moyennes et du 75^e centile de l'ozone (O₃) les plus élevées. Le comportement de l'ozone (O₃) à cet endroit par rapport à Kentville semble indiquer que l'élévation joue un rôle; le site d'Aylesford, qui se trouve à haute altitude, a tendance à recevoir une quantité plus importante de l'ozone (O₃) transporté depuis la côte est, ce qui laisse supposer qu'une quantité plus importante reste au-dessus de la couche marine. Les mesures verticales d'ozone (O₃) abordées ailleurs dans le chapitre soutiennent cette hypothèse. Outre l'élévation, la différence entre ces deux sites est également le résultat d'une plus grande destruction d'ozone (O₃) à Kentville en raison des émissions locales de NO. Ces émissions, et plus particulièrement celles de la région de Saint John, contribuent à certaines concentrations d'ozone (O₃) formées localement. Par exemple, les concentrations légèrement supérieures au parc national de Fundy, à Norton et à Point Lepreau pourraient être dues à la région de Saint John et à sa concentration plus importante de circulation, de centrales électriques et d'industries, y compris les raffineries de pétrole. Un autre facteur essentiel qui influence le régime de l'ozone (O₃) dans cette région est la circulation des brises de mer et de terre, qui peuvent redistribuer l'ozone (O₃) et ses précurseurs de manière horizontale et verticale et stabiliser la couche limite inférieure près de la côte.



a)



b)



c)

Figure 7.30 Cycles diurnes moyens de l'ozone a) tous les jours (lundi à dimanche); b) les jours de la semaine (lundi à vendredi) et c) les fins de semaine (samedi et dimanche), de 1997 à 2005 à Point Lepreau, aux douanes de Saint John, à Forest Hills et à Norton, au Nouveau-Brunswick. Les valeurs médianes pour chaque heure sont illustrées par une ligne horizontale courte, les cases grisées représentent les valeurs entre le 25^e et le 75^e centiles de toutes les valeurs, et les moustaches illustrent les 10^e et 90^e centiles. Le site rural de Norton compte la plus grande plage quotidienne de concentrations d'ozone (10,4 ppb), tandis que le site urbain à Forest Hills et le site côtier (Point Lepreau) subissent la variabilité quotidienne la moins élevée (environ 6 ppb). Les niveaux absolus sont moins élevés sur les sites urbains, en raison du titrage de l'ozone (O₃) par le NO. Les valeurs de l'ozone sur les sites ruraux de Norton et de Point Lepreau présentent un schéma diurne rural caractéristique : elles augmentent tout au long de la matinée jusqu'en début d'après-midi en raison de la photochimie, elles atteignent un pic vers 17 heures, et elles diminuent lorsque la nuit tombe et au petit matin pour atteindre un minimum vers sept heures. En revanche, les douanes de Saint John et Forest Hills indiquent un fort titrage d'ozone (O₃) par le NO le matin (huit heures minimum à cause de la circulation en ville), et la suppression d'un pic dans l'après-midi causée par un titrage continu qui est accru par la couche mélangée superficielle en raison de l'air frais de la mer.

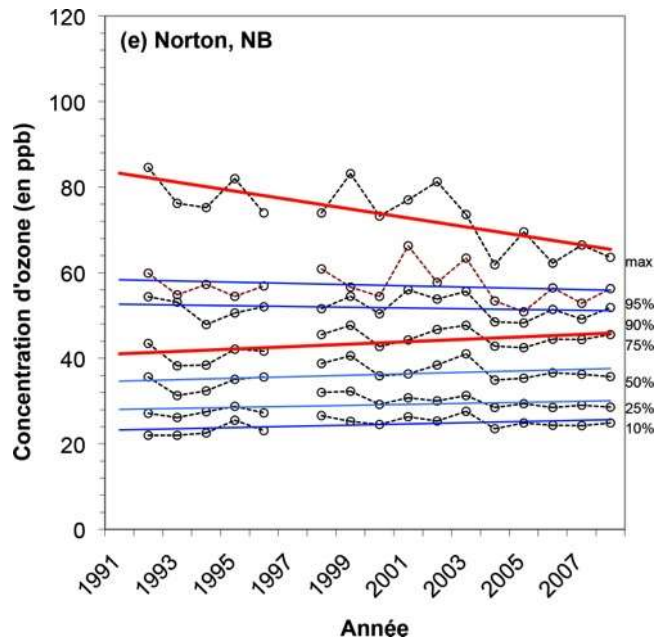
Afin de souligner davantage certaines des caractéristiques locales intéressantes de l'ozone (O₃) autour de Saint John, les variations diurnes de l'ozone (O₃) sur deux sites ruraux (Point Lepreau et Norton) et deux sites urbains (le site commercial des douanes de Saint John et le site résidentiel de Forest Hills) au Nouveau-Brunswick sont comparées à la figure 7.30a-c. Les valeurs horaires moyennes sont comparées entre les sites pour tous les jours, avec une distinction entre les jours de la semaine et les fins de semaine. Le site rural de Norton compte la plus grande plage quotidienne de concentrations d'ozone (10,4 ppb), tandis que le site urbain à Forest Hills et le site côtier (Point Lepreau) subissent la variabilité quotidienne la moins élevée (environ 6 ppb). Les concentrations absolues sont inférieures au site urbain en raison du titrage de l'ozone (O₃) par le NO.

Les valeurs de l'ozone aux sites ruraux de Norton et de Point Lepreau présentent un régime diurne rural caractéristique : elles augmentent tout au long de la matinée jusqu'en début d'après-midi en raison de la photochimie, elles atteignent un sommet vers 17 heures, et elles diminuent lorsque la nuit tombe et au petit matin pour atteindre un minimum vers sept heures. Par contre, les douanes de Saint John et Forest Hills indiquent un fort titrage d'ozone (O_3) par NO le matin (huit heures du matin minimum à cause de la circulation en ville), et la suppression d'un pic dans l'après-midi causée par un titrage continu qui est accru par la couche mélangée superficielle en raison de l'air frais de la mer. Halifax et St. John's (fig. 3.12) montrent un comportement semblable, probablement en raison des deux mêmes facteurs. Ces modèles sont sensiblement différents de ceux des plus grands centres vers l'ouest, notamment Toronto, Windsor et Vancouver (figure 3.12), qui subissent les pics plus classiques en après-midi par rapport à la plus forte production photochimique, surtout en été. Bien que Saint John et ces autres villes de l'Atlantique émettent moins de polluants que les plus grands centres, d'où une production locale et régionale inférieure d'ozone (O_3), il est probable que le facteur le plus significatif contribuant aux concentrations inférieures d'ozone (O_3) soit la couche de mélange superficielle dans ces villes côtières, qui augmente la destruction de l'ozone (O_3).

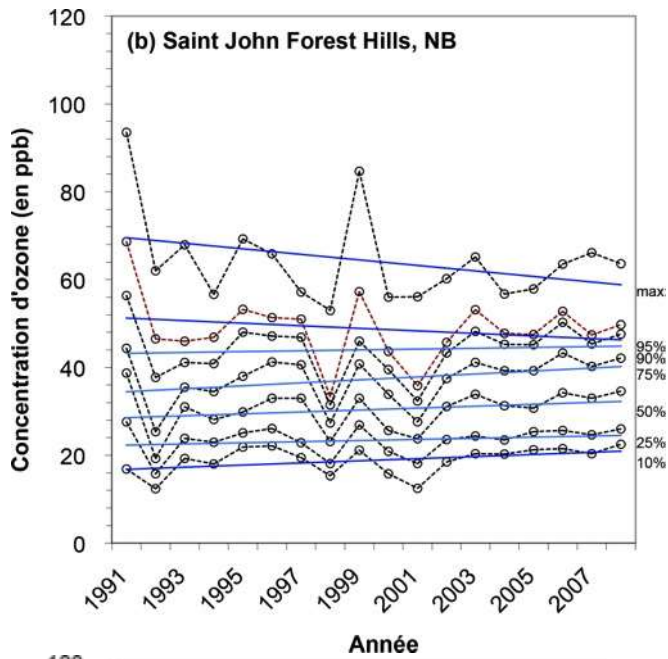
L'ozone (O_3) maximum pendant la nuit aux douanes de Saint John est unique pour la région et on suppose qu'il est causé en grande partie par son cadre maritime. Selon la description ci-dessus, les inversions marines et le NO produit à l'échelle locale ne permettent pas l'accumulation de concentrations d'ozone (O_3) dans ce centre-ville pendant la partie de photochimie active de la journée (tel que montré aux sites de Norton et de Point Lepreau). Cela peut provoquer la concentration maximale d'ozone (O_3) aux douanes de Saint John pendant la nuit – avant le lever du soleil – causée par une accumulation pendant la nuit une fois que les émissions et les concentrations de NO_x diminuent. L'effet peut aussi être facilité par les brises de terre qui se lèvent souvent la nuit et qui transportent des concentrations d'ozone (O_3) plus élevées à partir des régions intérieures, en dehors du centre urbain (la région de Norton, par exemple), dans la ville. On ne connaît pas précisément les raisons pour lesquelles Forest Hills ne suit pas ce modèle aussi fortement. Cela peut s'expliquer par le fait que le drainage plus élevé d'ozone (O_3) à partir des zones intérieures a tendance à suivre la vallée de Kennebecasis ou la vallée fluviale principale, et qu'il touche de préférence le centre-ville. Ces hypothèses pour les concentrations maximales d'ozone (O_3) pendant la nuit dans le centre-ville de Saint John doivent être vérifiées par l'entremise d'activités de surveillance élargies et d'analyses à mésoéchelle. À la section 7.7.7, on examine de plus près les sites de la région de Saint John afin de montrer des preuves de la formation d'ozone (O_3) à partir des émissions locales de précurseurs.

Comme prévu, les émissions locales de NO_x les fins de semaine sont inférieures à celles des jours de la semaine. On obtient donc un minimum inférieur le matin à Saint John et un maximum pendant la nuit qui n'est pas aussi prononcé que celui d'un jour de la semaine, et un maximum quotidien qui se produit en milieu d'après-midi. De plus, l'effet des navetteurs le matin est nettement inférieur au site de Norton les fins de semaine, tandis que Point Lepreau, qui est très en retrait de la circulation, montre peu de différences entre les jours de la semaine et les fins de semaine.

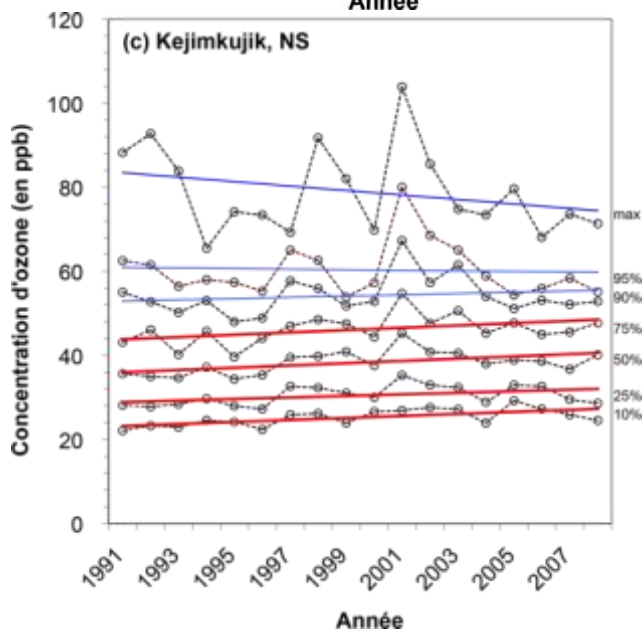
Au chapitre 3, les tendances de l'ozone (O_3) à long terme ont été examinées à l'aide de plusieurs approches différentes. La comparaison des concentrations maximales quotidiennes d'ozone (O_3) sur huit heures pendant la saison chaude entre 1997 et 2000 et 2003 et 2006 après ajustement en fonction des facteurs météorologiques a révélé que ces concentrations avaient connu une augmentation statistiquement significative (figure 3.21). Cette augmentation était valable pour les cinq sites du sud du Nouveau-Brunswick et du sud de la Nouvelle-Écosse pris en considération. On a déterminé que la concentration quotidienne moyenne d'ozone (O_3) au seul site rural de Kejimikujik augmentait considérablement de 0,91 ppb/an (tableau 3.4). Pour donner un aperçu plus approfondi, les figures 7.31a-e montrent les tendances individuelles à long terme de cinq sites de la région de l'Atlantique. Ces parcelles sont semblables à celles du chapitre 3 montrées dans les figures 3.24 et 3.25, dans lesquelles elles séparent les tendances pour différentes aires de répartition de l'ozone (O_3) fractionnées par la Société royale (2008) et Jenkin (2008).



a)



b)



c)

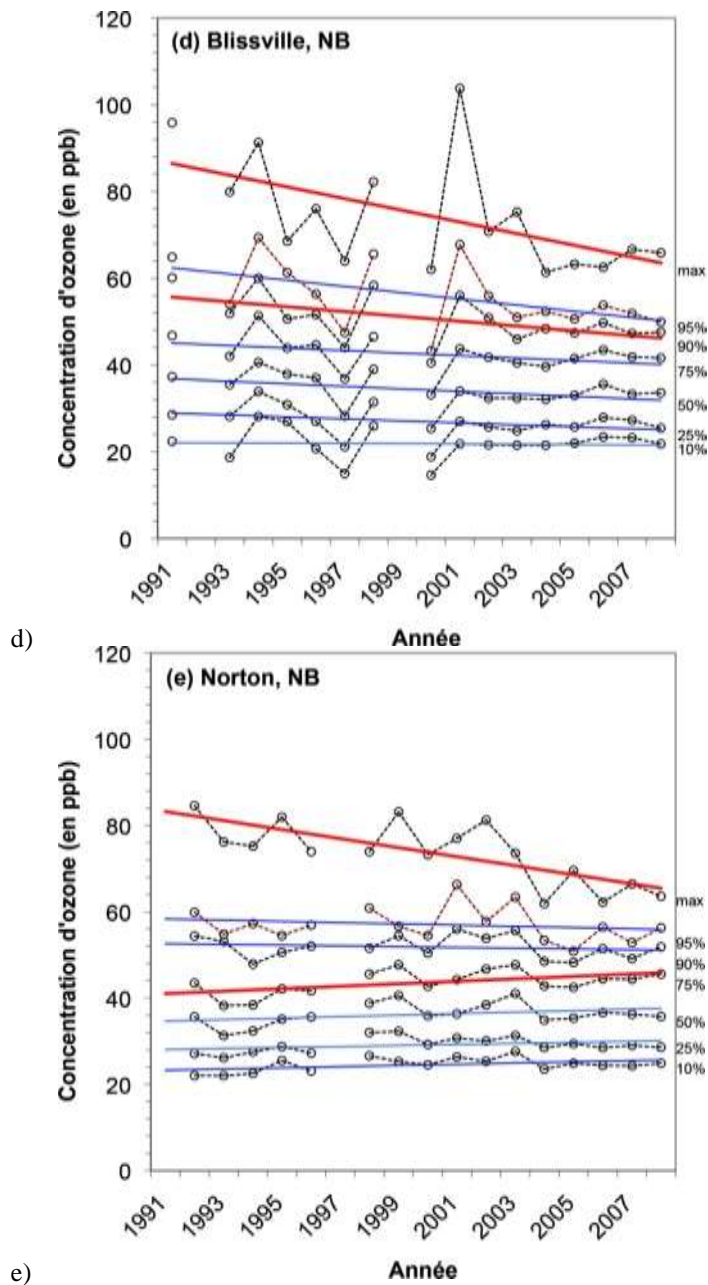


Figure 7.31 Courbes de tendance des 10^e, 25^e, 50^e, 75^e, 90^e, 95^e centiles et des centiles maximum sur cinq sites de la région de l'Atlantique : (a) St. John's (T.-N.-L.), (b) Saint John Forest Hills (N.-B.), (c) Kejimikujik (N.-É.), (d) Blissville et (e) Norton (N.-B.). La ligne bleue illustre une tendance non significative statistiquement et la ligne rouge illustre une tendance statistiquement significative, dans la limite de confiance de 95 % fondée sur le test T.

Les figures 7.31a-e ont tendance à montrer que la variabilité des moyennes d'avril à septembre dans une bonne partie de la répartition de la concentration quotidienne maximale d'ozone (O₃) sur huit heures semble diminuer dans l'ensemble de la région de l'Atlantique depuis 2001. Cet amortissement apparent de la variabilité de l'ozone (O₃), qui perdure depuis plusieurs années, est difficile à expliquer. Il implique une réduction globale du nombre d'épisodes importants, mais aussi la stabilisation des

concentrations de base. En accord avec ce comportement, la concentration maximale d'ozone (O_3) (centiles supérieurs dans les graphiques) diminue depuis 1991, soit avec une tendance significative, soit avec une tendance non significative au niveau statistique sur tous les sites, à l'exception de St. John's, à Terre-Neuve-et-Labrador.

Le site urbain de Forest Hills à Saint John, au Nouveau-Brunswick (figure 7.31b) ne montre aucune tendance statistiquement significative pour l'ozone (O_3), mais au site urbain de St. John's, à Terre-Neuve-et-Labrador, l'ozone diminue depuis 1991, de façon significative dans les quatre centiles inférieurs. On considère que les 10^e, 25^e et 50^e centiles représentent les niveaux de référence. Le site rural de Kejimikujik montre également une tendance à la hausse significative dans les quatre centiles inférieurs, tandis qu'à Norton et à Saint John, il y a eu des hausses légères, mais pas importantes pour la majorité. Ces hausses globales, qui requièrent d'autres études à l'appui, peuvent représenter les hausses détectées par l'analyse résumée à la figure 3.21. L'observation aberrante dans ce comportement est le site rural de Blissville, où la concentration d'ozone (O_3) sur huit heures semble avoir diminué à tous les points de la répartition. Ces tendances à Blissville sont significatives pour la valeur maximale sur huit heures et pour le 90^e centile.

Les tendances à la baisse des centiles supérieurs des concentrations d'ozone (O_3), qui sont aussi évidentes dans les tendances pour Norton et Saint John, bien qu'elles ne soient pas significatives, indiquent des diminutions dans les épisodes de concentrations élevées d'ozone (O_3). Les diminutions des émissions de NO_x produites par les secteurs du raffinage du pétrole et de la production d'électricité à Saint John peuvent expliquer ces diminutions dans les zones supérieures de la répartition de l'ozone (O_3). Plus précisément, ces diminutions peuvent contribuer à une diminution du comportement des épisodes à Norton, qui se trouve directement en aval de Saint John pendant la saison chaude habituelle sous un vent sud à sud-ouest, et elles peuvent aussi constituer un facteur à Blissville, qui peut se trouver en aval des sources locales à certains moments.

7.5.1.2 Variabilité des PM_{2,5} dans le temps et l'espace

Tableau 7.3 Concentrations saisonnières moyennes et pics d'O₃, de M_{2,5} et de NO₂ sur les sites du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) urbains et ruraux dans la région de l'Atlantique, de 2002 à 2006. Les valeurs moyennes saisonnières font référence à la moyenne de toutes les valeurs horaires à chaque saison au cours des cinq dernières années. Les pics des valeurs saisonnières sont calculés comme la moyenne sur ces cinq années de la moyenne saisonnière des valeurs horaires du 98^e centile chaque jour. Les saisons qui ne remplissent pas les critères d'exhaustivité ne sont pas incluses. L'incertitude est exprimée comme l'un des écarts-types des valeurs saisonnières moyennes annuelles; si aucune incertitude n'est indiquée, une seule moyenne saisonnière pour la période de cinq ans remplit les critères d'exhaustivité. Les mesures des MP_{2,5} proviennent de l'instrument BAM sur chaque site, c'est pourquoi les valeurs sont différentes des valeurs saisonnières des MP_{2,5} illustrées dans les figures 3.62 à 3.65.

O ₃ (ppb)	ÉTÉ		HIVER	
	moyenne	pic	moyenne	pic
RÉGIONS RURALES INEXPLOITÉES	36.7 ± 3.6	59.3 ± 5.3	35.5 ± 3.0	48.4 ± 4.6
RÉGIONS COMMERCIALES URBAINES	31.3 ± 4.0	51.3 ± 6.2	31.3 ± 3.1	43.7 ± 4.0
<i>Toute la région de l'Atlantique</i>	34.6 ± 4.2	56.3 ± 6.3	33.3 ± 3.5	46.7 ± 4.6
MP _{2,5} (µg m ⁻³)	ÉTÉ		HIVER	
	moyenne	pic	moyenne	pic
RÉGIONS RURALES INEXPLOITÉES	7.9 ± 1.8	24.4 ± 2.9	4.7	14.3
RÉGIONS RÉSIDENTIELLES URBAINES	9.1 ± 2.2	27.8 ± 8.0	7.9 ± 2.7	20.3 ± 4.8
<i>Toute la région de l'Atlantique</i>	8.8 ± 2.1	27.1 ± 7.2	7.4 ± 2.8	19.3 ± 5.0
NO ₂ (ppb)	ÉTÉ		HIVER	
	moyenne	pic	moyenne	pic
RÉGIONS RÉSIDENTIELLES URBAINES	3.7 ± 1.6	21.7 ± 8.6	4.8 ± 3.7	31.1 ± 13.1
RÉGIONS RÉSIDENTIELLES URBAINES	6.5 ± 5.1	29.2 ± 14.6	7.1 ± 3.1	40.2 ± 16.1
<i>Toute la région de l'Atlantique</i>	5.2 ± 4.1	25.7 ± 12.6	5.8 ± 3.1	36.4 ± 15.4

Les mesures de l'ozone (O₃) rural inexploité proviennent de Happy Valley-Goose Bay, Ferrole Point, Kejimikujik, Aylesford, Yarmouth, Parc national de Fundy, Point Lepreau, Central Blissville, Norton, Dow Settlement, St. Andrews, île de Campobello, St. Leonard et Lower Newcastle. Les sites urbains commerciaux d'ozone (O₃) incluent St. John's, Corner Brook, Grand Falls, Halifax, Sydney, Fredericton, et Saint John.

Le site rural inexploité de MP_{2,5} est Canterbury (Nouveau-Brunswick)

Les sites résidentiels urbains de MP_{2,5} sont Pictou, Sable Island, Saint John Forest Hills, Saint John Champlain Heights et Saint John West Side.

Les sites résidentiels urbains de NO₂ incluent Mount Pearl, Sable Island, Saint John Forest Hills, Saint John Champlain Heights et Moncton.

Les sites urbains commerciaux de NO₂ incluent St. John's, Corner Brook, Halifax, Fredericton, et Saint John.

Le chapitre 3 n'a pas comparé directement les concentrations saisonnières moyennes de PM_{2,5} sur les sites dans la région de l'Atlantique. Par conséquent, on peut discerner certains modèles à partir des figures de ce chapitre; les concentrations moyennes de PM_{2,5} (selon les années qui respectent les critères d'exhaustivité entre 2002 et 2006) mesurées par un appareil de mesure continue BAM (Beta Attenuation Monitoring) sont mises en lumière dans le tableau 7.3. À la différence de l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM), l'appareil de mesure BAM n'est pas influencé par les pertes de masse au cours des saisons froides. Trois des sites « urbains » se trouvent à Saint John, qui est relativement proche du site « rural » de Canterbury, situé à environ 150 kilomètres à l'intérieur des terres vers le nord-ouest. Bien que les concentrations moyennes de PM_{2,5} soient plus élevées en été par rapport à l'hiver dans les groupes urbains et ruraux, la différence est plus grande au site rural ($7,9 \pm 1,8 \mu\text{g m}^{-3}$ contre $4,7 \mu\text{g m}^{-3}$) par rapport aux sites urbains ($9,1 \pm 2,2 \mu\text{g m}^{-3}$ contre $7,9 \pm 2,7 \mu\text{g m}^{-3}$). Les plus fortes concentrations massiques saisonnières de PM_{2,5}, basées sur le 98e centile, sont plus élevées pendant les mois d'été que pendant les mois d'hiver sur les sites ruraux et urbains. Les 98e centiles en été sont de $24,4 \pm 2,9 \mu\text{g m}^{-3}$ au site rural et de $27,8 \pm 8,0 \mu\text{g m}^{-3}$ au site urbain, tandis que les 98e centiles en hiver sont de $14,3 \mu\text{g m}^{-3}$ et de $20,3 \pm 4,8 \mu\text{g m}^{-3}$, respectivement.

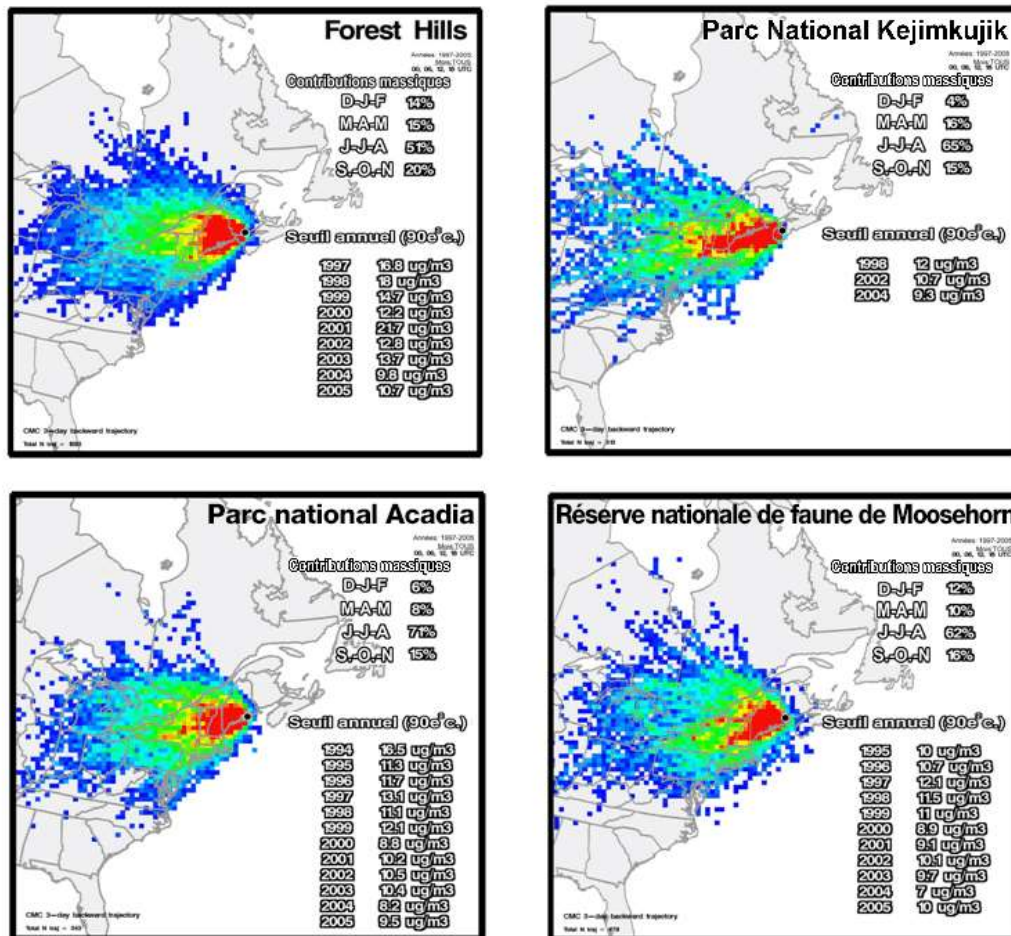


Figure 7.32 Densité de probabilité des trajectoires résultant en valeurs du 90^e percentile des PM_{2.5} sur deux sites de la région de l'Atlantique (Kejimkujik (N.-É.); Forest Hills (N.-B.)) et sur deux sites au nord-est des États-Unis, près de la frontière canadienne (Parc national d'Acadia, Moosehorn National Wildlife Refuge (Maine)). Les contributions massiques au 90^e centile sont illustrées; sur toutes les stations pendant les mois d'été (juin, juillet et août), on constate la contribution la plus importante aux valeurs du 90^e centile (51 %, 65 %, 71 % et 62 % à Forest Hills, Kejimkujik, Acadia et Moosehorn, respectivement). Les densités de probabilité illustrent la trajectoire la plus influente sur toutes les futures stations de l'ouest-sud-ouest.

La figure 7.32 examine de plus près le cycle saisonnier des PM_{2.5} dans le sud de la région de l'Atlantique. Ces cartes montrent les densités de probabilité en amont obtenues à partir des trajectoires associées à toutes les valeurs du 90^e centile de PM_{2.5}. Comme le montre le coin supérieur droit de chaque tableau dans la figure, ces événements de 90^e centile étaient plus fréquents pendant les mois d'été. Les valeurs sont de 51 %, 65 %, 71 % et 62 % pour Forest Hills, Kejimkujik, Acadia, et Moosehorn, respectivement. Ces fréquences en pourcentage représentent plus du double de n'importe laquelle des trois autres saisons, ce qui indique qu'outre le fait que les concentrations moyennes soient plus élevées en été par rapport à l'hiver, cette différence saisonnière est plus spectaculaire en ce qui concerne l'occurrence des épisodes. Les épisodes en été sont dus à une photochimie plus active qui engendre de plus grandes concentrations de sulfate (voir la figure 3.64) et une plus grande fréquence

de régimes synoptiques favorables avec des vents plus légers et des vents dominants en direction du sud-ouest. L'importance de la direction de cet écoulement de vent pour les événements de $PM_{2.5}$ est indiquée par les probabilités supérieures vers l'ouest-sud-ouest présentées à la figure 7.32. Le transport à grande distance sera abordé en détail à la section 7.6.

Les valeurs plus élevées des concentrations urbaines de $PM_{2.5}$ dans le tableau 7.3 et les valeurs globales supérieures du 90^e centile au site de Forest Hills par rapport aux trois sites ruraux à la figure 7.32 (voir le coin inférieur droit de chaque tableau) sont un résultat des sources locales. Si on prend les valeurs rurales dans le tableau 7.3 pour représenter le niveau régional de $PM_{2.5}$, alors la différence entre les valeurs urbaines moyennes et les valeurs rurales moyennes indique la contribution urbaine locale habituelle aux $PM_{2.5}$ (Blanchard, 2004). En été, les sources locales contribuent à concurrence de 19 % du total des $PM_{2.5}$ dans les régions urbaines, tandis qu'en hiver, la contribution augmente à 41 %. La contribution locale plus faible en été reflète la dominance du transport à grande distance dans toute la région. Les sources américaine jouent vraisemblablement un rôle important en raison des vents dominants en direction du sud et du sud-ouest, qui font augmenter les concentrations totales de $PM_{2.5}$ tout en faisant chuter la contribution locale relative au total. En hiver, les écoulements de vent en direction de l'ouest et du nord-ouest qui passent au-dessus de régions ayant une concentration inférieure de sources, combinés à une photochimie produisant moins de particules pendant les mois plus sombres, font diminuer les concentrations globales de $PM_{2.5}$ tout en faisant augmenter la contribution locale relative.

Bien que la majorité des $PM_{2.5}$ des sites urbains et ruraux dans le tableau 7.3 soient relativement proches et qu'ils puissent donner un aperçu raisonnable des différences entre les zones urbaines et rurales dans le sud du Nouveau-Brunswick, l'exhaustivité réelle des données différerait selon les stations et les années. Par conséquent, une comparaison plus directe entre les stations, entre les années et au cas par cas, qui élimine l'influence que la météorologie régionale pourrait avoir sur les différences, peut être établie uniquement entre le site de Forest Hills de Saint John (urbain) et Canterbury (rural) à l'aide des données de 2005. Dans ce cas, les sources locales de Saint John produisent une hausse de 36 % des concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ qui vient s'ajouter aux concentrations mesurées à Canterbury en été, mais seulement une hausse de 2 % en hiver. Outre les différentes périodes de temps, on soupçonne que les raisons justifiant le modèle saisonnier différent entre ces deux stations précises, par rapport à la comparaison entre les zones urbaines et rurales du tableau 7.3, sont doubles. D'abord, les raffineries et les centrales électriques de Saint John rejettent des émissions considérables de SO_2 et de composés organiques volatils; ces émissions peuvent réagir sous l'effet de la photochimie dans l'intensité solaire élevée en été, entraînant ainsi de plus fortes concentrations locales de sulfate et d'aérosols organiques secondaires. Ensuite, la faible contribution locale en hiver est très probablement causée par la combustion résidentielle de bois de chauffage dans la région de Canterbury, qui augmente les concentrations rurales de matières particulaires par rapport à Saint John. Lorsque davantage d'années de données sur les $PM_{2.5}$ dans cette région seront disponibles, des estimations plus solides des contributions locales seront possibles.

Les figures 3.63 à 3.66 font état des comparaisons des observations de la composition des $PM_{2.5}$ dans l'ensemble du pays. Deux de ces sites se trouvent dans la région de l'Atlantique : Halifax, en Nouvelle-

Écosse, et Canterbury, au Nouveau-Brunswick, qui représentent un cadre urbain et rural, respectivement. Bien que la séparation entre ces sites soit trop loin pour permettre une analyse rigoureuse des zones urbaines et rurales à l'instar de celle réalisée pour le total des $PM_{2.5}$ ci-dessus, où les sites comparés se trouvaient tous deux au Nouveau-Brunswick, il existe certaines différences intéressantes entre les sites. L'observation la plus nette est celle des pourcentages et des amplitudes plus élevés du carbone élémentaire (CE) et du sulfate d'ammonium pour tous les jours d'échantillonnage à Halifax. Un taux de carbone élémentaire supérieur dans la ville est habituel, mais l'augmentation du sulfate, étant donné qu'il est habituellement plus homogène à l'échelle régionale en raison de la contribution du transport à grande distance, est un peu inhabituelle. Toutefois, Canterbury, située complètement au sud-ouest d'Halifax, et donc plus près de sources régionales (c'est-à-dire le Midwest et l'est des États-Unis, le sud de l'Ontario) devrait subir de plus fortes concentrations. Par conséquent, le fait que les concentrations de sulfate soient plus élevées à Halifax indique que la quantité de sulfate secondaire produite à l'échelle locale dans la région d'Halifax est probablement plus importante que la simple différence entre les deux sites (c'est-à-dire plus de $1 \mu\text{g m}^{-3}$ en hiver et plus de $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ en été pour le sulfate). Cette preuve de formation locale de sulfate dans un cadre urbain soutient également l'explication ci-dessus pour l'augmentation relativement importante de $PM_{2.5}$ en été à Saint John, au-dessus de Canterbury.

Une autre différence intéressante entre Halifax et Canterbury est que, à la différence du sulfate, les concentrations de masse organique sont légèrement plus élevées en été sur le site rural. Cette différence laisse penser que les particules de sources biogéniques, primaires et secondaires, qui sont plus abondantes pendant les mois d'été, influencent les régions rurales et plus continentales dans une plus grande mesure que les régions côtières plus à l'est. On considère que les précurseurs des aérosols organiques biogéniques sont plus vraisemblablement responsables, car il y a clairement des émissions plus importantes de précurseurs d'origine anthropique à Halifax. Toutefois, davantage d'années de données et d'analyses détaillées sont requises pour déterminer les vraies différences dans la masse organique et leur cause.

L'importance relative plus grande des $PM_{2.5}$ à l'échelle régionale à Canterbury par rapport à Halifax est apparente lorsqu'on examine les dix journées comptant les concentrations de $PM_{2.5}$ les plus élevées à la fois pendant la saison chaude et pendant la saison froide (figures 3.64 et 3.65). Pendant ces journées, qui ne sont pas nécessairement les mêmes sur chaque site, la masse totale est supérieure à Canterbury en raison des plus fortes concentrations de sulfate et de matière organique. Tel que suggéré ci-dessus, il est plus probable qu'à Halifax que les journées des concentrations de $PM_{2.5}$ plus élevées à Canterbury aient été influencées par le transport à grande distance.

7.5.1.3 Variabilité du NO_2

La concentration moyenne de NO_2 en été et en hiver pour tous les sites du Canada atlantique entre 2002 et 2006 avec les données disponibles, à l'exclusion de la dernière étude spéciale réalisée à Kejimikujik et mentionnée à la figure 3.27, est de $5,2 \pm 4,1$ ppb en été et de $5,8 \pm 3,1$ en hiver. Un modèle saisonnier plus fort se dégage lorsque ces sites sont classés dans ceux qui se trouvent dans des cadres extrêmement urbanisés (« cadre urbain commercial ») par rapport à ceux qui se trouvent en bordure du

noyau commercial (« cadre urbain résidentiel »). Le tableau 7.3 montre que les concentrations moyennes de NO_2 sont plus élevées l'hiver que l'été sur les sites urbains commerciaux ($7,1 \pm 3,1$ ppb contre $6,5 \pm 5,1$ ppb) et urbains résidentiels ($4,8 \pm 3,7$ ppb contre $3,7 \pm 1,6$ ppb). Les valeurs moyennes en hiver sont de $4,8 \pm 3,7$ et de $7,1 \pm 3,1$ ppb, respectivement. Comme prévu, les valeurs de NO_2 les plus élevées sont aussi les plus fortes aux deux sites en hiver; les sites urbains résidentiels atteignent $31,1 \pm 13,1$ ppb et les sites urbains commerciaux atteignent $40,2 \pm 16,1$ ppb. L'hétérogénéité des concentrations de NO_2 est plus importante en été, lorsque les sites urbains commerciaux sont témoins de valeurs de NO_2 75 % supérieures à celles des sites urbains résidentiels. Cette différence n'est que d'environ 50 % en hiver. Les valeurs plus élevées en été dans les zones urbaines commerciales sont probablement dues à la conversion plus rapide du NO émis en NO_2 mesuré, causée par une hausse d'ozone (O_3). Les valeurs inférieures de NO_2 en été dans les zones résidentielles sont probablement dues à un mélange vertical global plus important du NO_2 du cadre urbain commercial et à une conversion photochimique plus rapide du NO_2 en d'autres espèces d'azote oxydé entre les zones commerciales et résidentielles.

7.5.2 Configuration dans l'espace de l'ozone (O_3), des $\text{PM}_{2.5}$ et des précurseurs dans l'ensemble du sud du Québec et dans l'est de l'Ontario

La figure 3.7 montre que la vaste zone de concentrations d'ozone (O_3) en Ontario qui dépasse la mesure des standards pancanadiens s'étend jusqu'au sud-ouest du Québec. D'après les emplacements existants des sites de surveillance, la limite séparant les zones ou endroits au-dessus et en dessous de ce seuil est plutôt déchiquetée avec des poches de régions ou de sites en dessous du seuil entourées par d'autres au-dessus de ce seuil. Les valeurs des standards pancanadiens relatifs aux $\text{PM}_{2.5}$ sont cartographiées à la figure 3.48. Bien que le contour de la carte indique qu'une région importante du sud du Québec avoisine les standards pancanadiens, un examen plus approfondi révèle qu'il s'agit d'un artéfact de la mise en place d'un petit nombre de sites comptant des concentrations élevées de $\text{PM}_{2.5}$. Ces sites se trouvent principalement à Montréal et Shawinigan et autour de ces villes. Par exemple, le site de surveillance à Shawinigan est extrêmement influencé par l'industrie d'aluminium locale et il n'est pas représentatif de la région. Par conséquent, les niveaux élevés de $\text{PM}_{2.5}$ sont généralement localisés et ne sont pas étendus comme le sous-entend la figure 3.48.

Tableau 7.4 Fréquence des dépassements de la mesure quotidienne de la norme pancanadienne concernant l'ozone et les MP_{2,5} au Québec. La fréquence de dépassement est la fréquence à laquelle au moins un site de la région est en situation de dépassement, et WS33 est la fréquence à laquelle au moins 33 % des sites de la région sont en situation de dépassement. Les statistiques sur l'ozone sont fondées sur les données recueillies sur 15 sites de surveillance de 1990 à 2002, tandis que celles sur les MP_{2,5} utilisent les données de 6 sites de 1998 à 2002 (source : Johnson, 2004).

	Fréquence de dépassement	Dépassement en %	Fréquence WS33	WS33 en %
Ozone	355	7.5	127	2.7
MP _{2,5}	45	0.9	19	0.4

Pour fournir une meilleure indication de l'occurrence des événements de concentrations élevées dans l'ensemble de la région, la fréquence des jours au-dessus des standards pancanadiens a fait l'objet d'un examen sur une période de plusieurs années. Ces dépassements généralisés ont été définis comme une journée au cours de laquelle 33 % des sites de la région (standard pancanadien 33) dépassaient les standards pancanadiens. Le tableau 7.4 résume les résultats pour l'ozone (O₃) et les PM_{2,5} et montre que pendant la période, les dépassements généralisés étaient plus courants pour l'ozone (O₃). Environ 3 % des journées avaient des concentrations élevées simultanément à 33 % des sites.

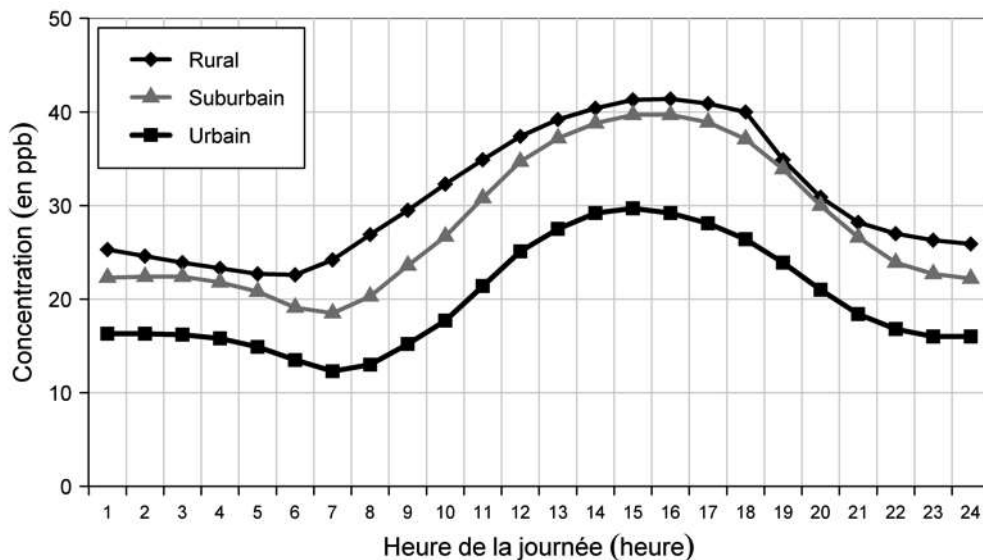


Figure 7.33 Variation diurne estivale (mai à septembre) de l'ozone sur un site rural (Saint-Anicet), un site urbain (rue Ontario, centre ville de Montréal) et un site suburbain (Rivière-des-Prairies) à partir de 2003-2006

Dans la vallée du fleuve Saint-Laurent, les concentrations d'ozone (O₃) en été varient selon l'utilisation des terres et l'emplacement des sources de ses précurseurs. La figure 7.33 montre la variation diurne d'ozone (O₃) en été sur trois sites représentatifs d'un milieu rural (Saint-Anicet, situé à l'extrême sud-

ouest de la province près de Cornwall), d'un milieu urbain (la rue Ontario à Montréal) et d'un milieu suburbain (Rivière-des-Prairies, situé près de la pointe est de l'île de Montréal). Les concentrations moyennes d'ozone (O_3) en été à Saint-Anicet, à Rivière-des-Prairies et sur la rue Ontario sont de 31 ppb, 28 ppb et 20 ppb, respectivement.

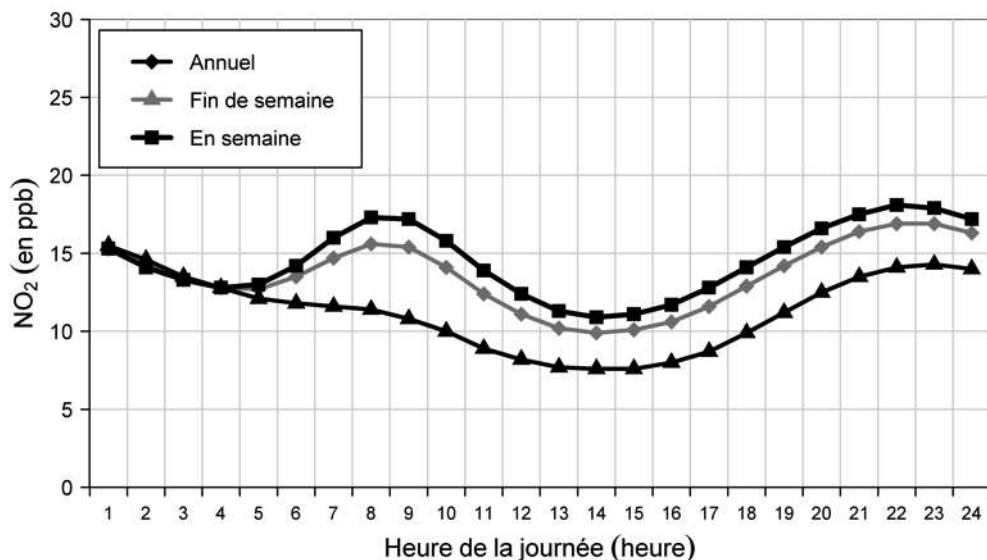
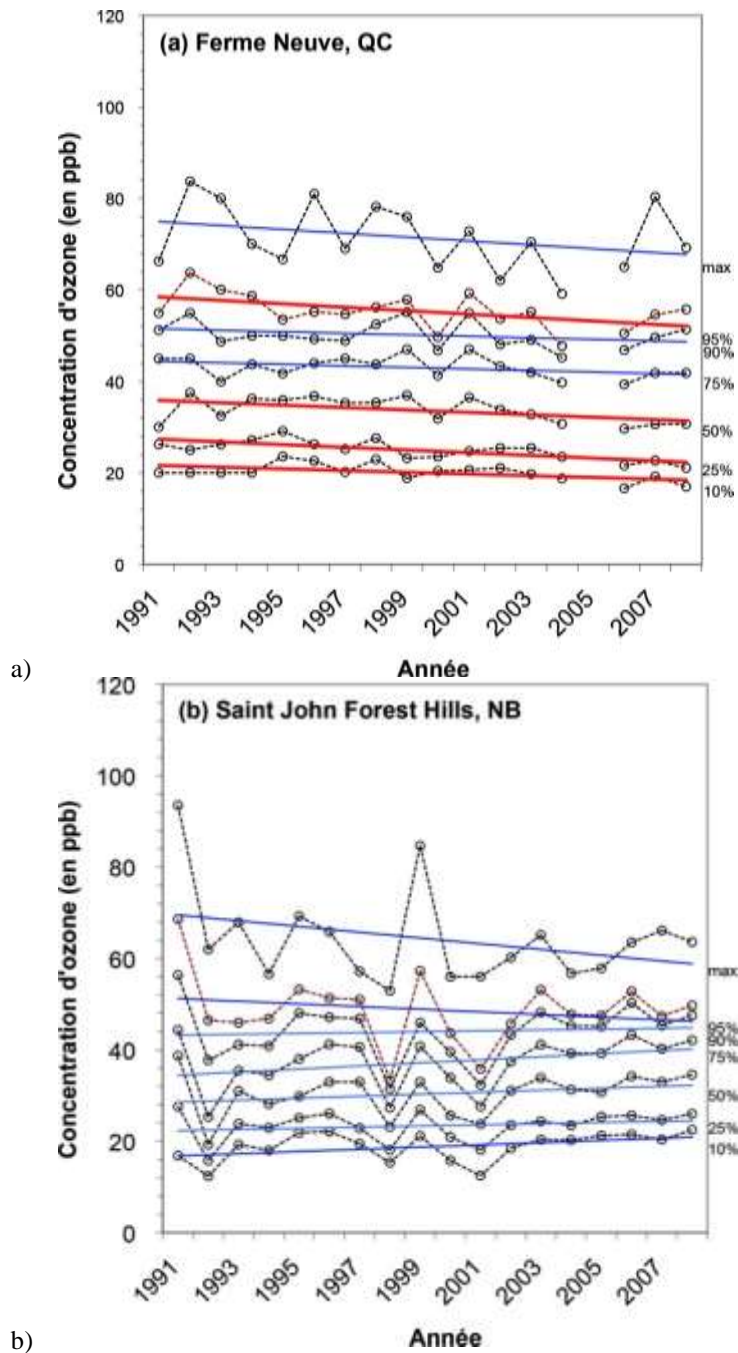
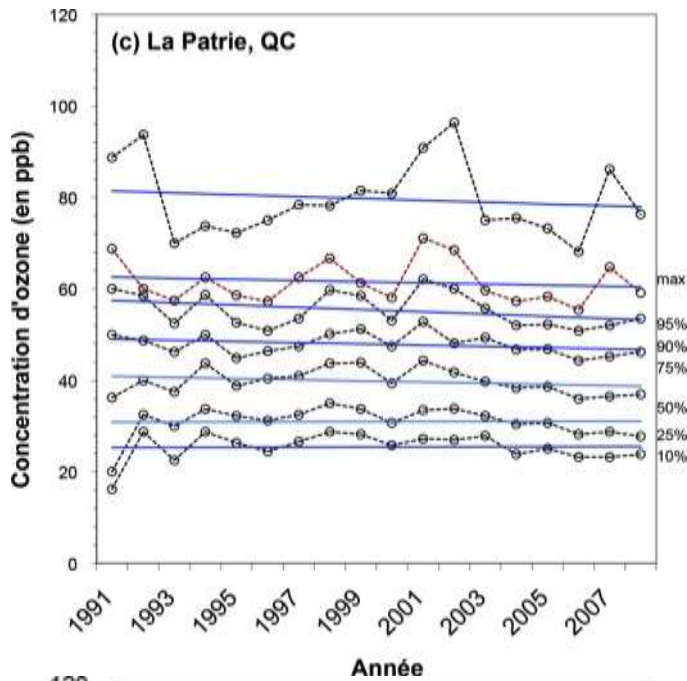


Figure 7.34 Cycle diurne moyen du NO₂ tous les jours (annuel) et en fin de semaine et en fin de semaine par comparaison aux jours de semaine, sur six stations situées dans Montréal (Saint-Anne-de-Bellevue, Aéroport de Montréal, Parc Pilon, Jardin Botanique, St-Jean-Batiste et Verdun) de 2005 à 2006

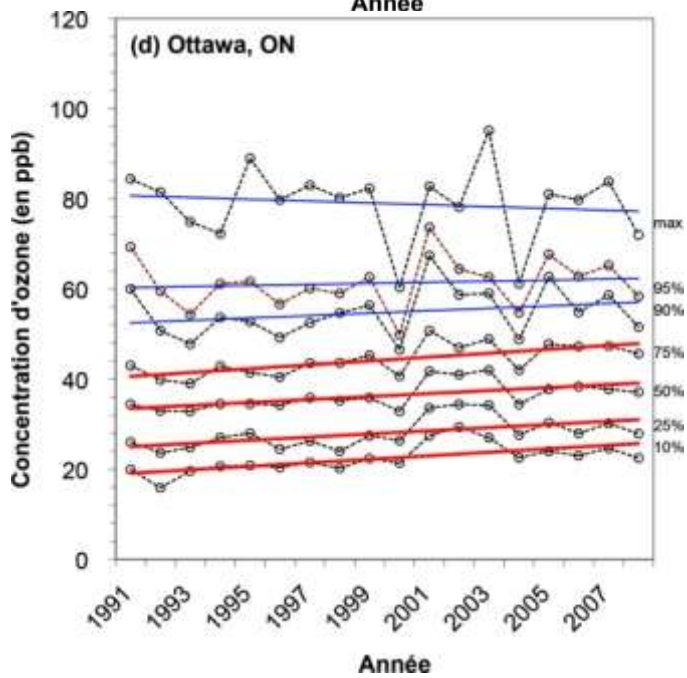
Le milieu rural de l'est de l'Ontario et du sud-ouest du Québec est une région qui comporte de faibles émissions locales d'origine anthropique, les principaux précurseurs émis localement étant des composés organiques volatils biogéniques. Ces composés organiques volatils sont caractérisés par des taux de rejets plus forts à midi et en milieu d'après-midi, lorsque la température et le rayonnement solaire atteignent un maximum. En combinaison avec des concentrations de NO_x de composés organiques volatils et d'ozone (O_3) transportés dans la région à partir de régions en amont, y compris les centres urbains, un maximum d'ozone (O_3) est produit à la fin de l'après-midi (16 h). À l'autre bout de gamme se trouve le milieu urbain du centre-ville, une zone très peuplée caractérisée par des émissions élevées de NO_x et de composés organiques volatils issues de diverses sources telles que l'industrie et les véhicules sur route. La disponibilité du NO est suffisamment élevée pour que les concentrations d'ozone (O_3) à l'équilibre demeurent inférieures par rapport à ses homologues ruraux et urbains. Tel qu'il est décrit dans plusieurs sections précédentes, les émissions élevées de NO récupèrent l'ozone (O_3) en le transformant en NO₂. Dans de nombreux cas, cette substance est ensuite transportée à l'extérieur de la ville pour transformer une nouvelle fois l'oxygène en ozone (O_3) au-dessus des banlieues et de la campagne. Les concentrations faibles dans le milieu urbain sont encore plus évidentes pendant les heures de pointe le matin et en fin d'après-midi. La figure 7.34 montre la variation diurne de NO₂ à Montréal les fins de semaine et les jours de la semaine. Il est évident, si l'on regarde les deux figures, que l'ozone (O_3) et le NO₂ atteignent un pic à des moments différents. De

plus, la figure 7.34 montre clairement que l'apport urbain de NO_2 dans l'atmosphère est modulé par la circulation des navetteurs, avec de plus fortes concentrations en semaine et pendant les heures de pointe.





c)



d)

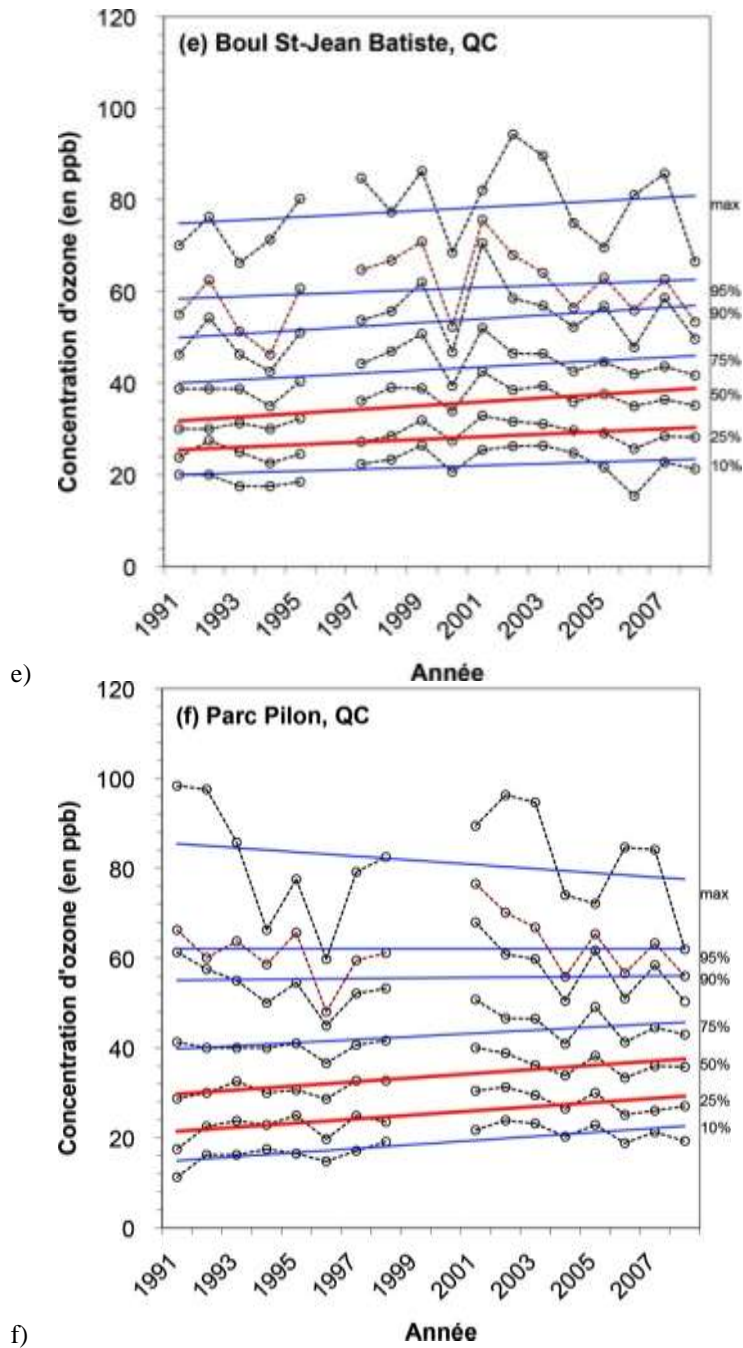


Figure 7.35 a-f Tendances des concentrations quotidiennes maximales sur huit heures d'ozone pendant la saison chaude, sur cinq sites au sud du Québec et un site à l'est de l'Ontario de 1991 à 2008. Site de référence : Ferme-Neuve (situé à 180 km au nord-ouest de Montréal). Sites urbains : Saint-Jean-Baptiste, Parc Pilon (sur l'île de Montréal tous les deux) et Ottawa. Sites ruraux : Saint Zéphirin, La Patrie. Les lignes de tendance rouges sont significatives au niveau de confiance de 95 % en fonction du test T.

Les analyses des tendances au chapitre 3 ont prouvé que les niveaux quotidiens maximaux d'ozone (O_3) sur une heure et huit heures et que les niveaux moyens d'ozone (O_3) pendant la journée avaient diminué de 0,5 % par année en moyenne entre 1997 et 2006. Ces tendances, qui étaient fondées sur des données issues de nombreux sites dans le sud-ouest du Québec et le nord-est de la Nouvelle-Angleterre (États-Unis) se sont avérées nettement significatives (tableau 3.7). La figure 7.35a-f montre des parcelles des tendances pendant les saisons chaudes des années 1991 à 2008 pour six sites dans le sud-ouest du Québec. Comme on l'a fait pour les sites de la région de l'Atlantique, on montre des tendances distinctes pour plusieurs points dans la répartition de l'ozone (O_3). En accord avec le tableau 3.7, les concentrations maximales d'ozone (O_3) sur huit heures pendant la saison chaude dans l'air de référence au-dessus de la région ont diminué de manière significative pendant la période. Par exemple, à Ferme-Neuve (environ 120 kilomètres au nord d'Ottawa), les valeurs moyennes ont diminué d'environ 5 ppb ou 14 % de 1991 à 2008. À ce site et aux autres emplacements ruraux (Saint-Zéphirin, situé dans la vallée du fleuve Saint-Laurent, à mi-chemin entre Québec et Montréal, et La Patrie, situé dans les Cantons de l'Est, près de la frontière avec le New Hampshire), les 10^e, 25^e, 50^e et 75^e centiles ont tous diminué significativement et toutes les autres régions de la répartition ont subi une tendance à la baisse au cours des 18 années.

Les lieux en milieu urbain à la figure 7.35d-f montraient un comportement contradictoire par rapport aux lieux en milieu rural. Pour tous les sites urbains sélectionnés (Saint-Jean-Baptiste, Parc Pilon et Ottawa), les lignes de tendance de la pente du 25^e jusqu'au 75^e centile sont importantes et à la hausse. Pour la concentration moyenne d'ozone (O_3), cette hausse se chiffrait à environ 24 % ou 7 ppb au cours des 18 dernières années. Il s'agit de la même configuration, mais elle est plus importante que la hausse montrée à la figure 3.24 pour la combinaison de 51 sites urbains dans l'ensemble du pays. On observe cette augmentation urbaine sur bon nombre des autres sites urbains évoqués dans ce chapitre. Les diminutions locales de concentrations de NO dans les régions urbaines entraînent une destruction moins locale de l'ozone (O_3) régional transporté au-dessus des villes. Les zones inférieures de la répartition de l'ozone (O_3) révèlent un inconvénient apparent lié aux réductions des émissions de NO_x . Toutefois, il est important de souligner que malgré les réactions chimiques participant à la hausse d'ozone (O_3), il y a une diminution nette du NO_2 , ce qui constitue un avantage significatif pour la qualité générale de l'air.

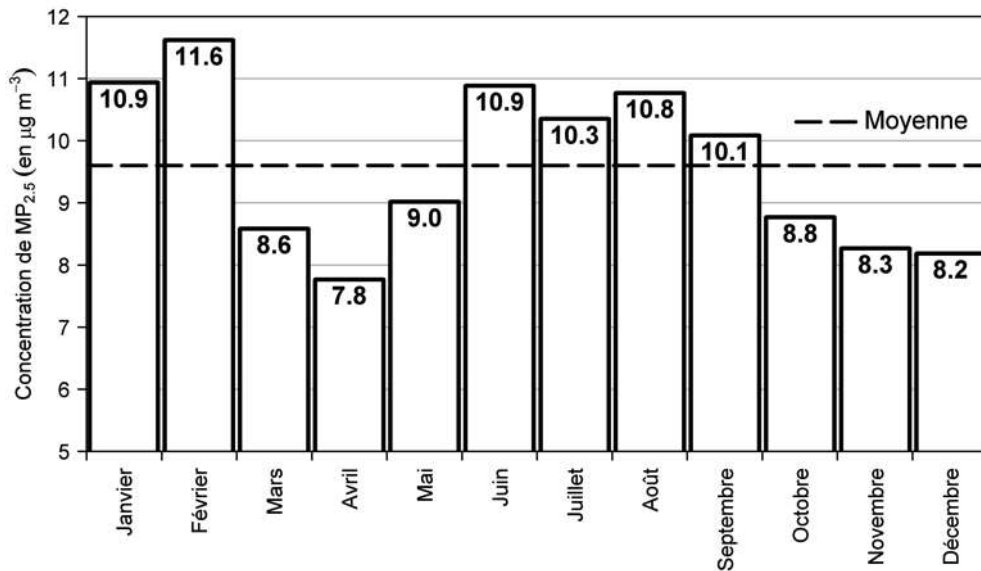


Figure 7.36 Concentrations mensuelles moyennes de $PM_{2.5}$ fondées sur les mesures de TEOM à Montréal (site de Drummond), Québec, Trois-Rivières, Saint-Anicet, L'Assomption et L'Acadie de 1999 à 2002

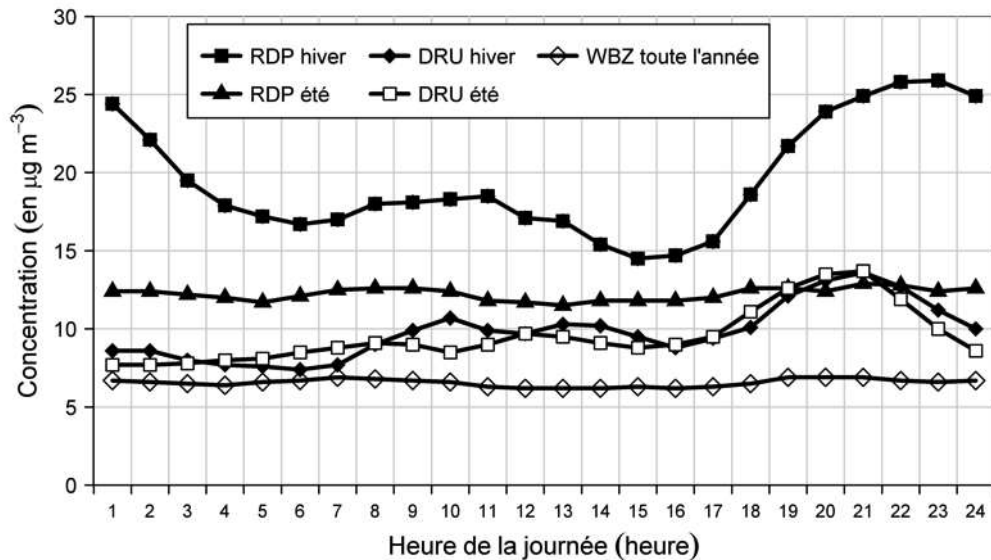


Figure 7.37 Cycles diurnes des $PM_{2.5}$ fondés sur les mesures de TEOM sur un site suburbain (Rivière-des-Prairies, appelé RDP) et un site urbain (Maisonnette, centre ville de Montréal, appelé DRU) pendant trois étés et hivers (2004 à 2006), comparés au cycle diurne annuel moyen sur le site rural de Saint-Anicet (WBZ)

Dans l'ensemble du sud du Québec, les concentrations urbaines de $PM_{2.5}$ suivent un solide modèle saisonnier avec un maximum en hiver et un autre en été. La figure 7.36 illustre le cycle annuel combiné des concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ aux six sites. Ce modèle diffère de la région de l'Atlantique où le maximum en hiver est moins prononcé. La figure 7.37 montre le cycle diurne de $PM_{2.5}$ et, comme avec l'analyse relative à l'ozone (O_3) mentionnée ci-dessus, elle montre un site rural,

un site suburbain, ainsi qu'un site du centre-ville. Aucun cycle diurne dans la concentration de $PM_{2.5}$ n'est évident dans les régions moins peuplées de l'est de l'Ontario et le sud-ouest du Québec, en raison des faibles répercussions locales produites par les émissions industrielles et la combustion de combustibles fossiles. À Saint-Anicet par exemple, classé WBZ à la figure 7.37, et où la moyenne annuelle pour les périodes estivales et hivernales est d'environ $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$, il y a peu de changements dans la concentration en tant que fonction du moment de la journée.

À la différence des endroits ruraux, les sites urbains et suburbains montrés à la figure 7.37 montrent une certaine variation quotidienne de $PM_{2.5}$. Ces endroits subissent des sources locales liées aux industries et aux véhicules routiers de $PM_{2.5}$ primaires et secondaires, y compris les matières particulaires de la poussière des routes. Toutefois, on considère que le pic de $PM_{2.5}$ pendant les heures de pointe le matin, qui était présenté à la figure 3.54, est une caractéristique beaucoup plus typique de l'hiver dans le centre-ville de Montréal (DRU). Élément intéressant, le pic pendant les heures de pointe l'après-midi et le soir se produit aux deux saisons, et il est plus prononcé que le modèle national moyen à la figure 3.54. En général, les courbes en été et en hiver à la figure 7.37 sont semblables, ce qui implique que les sources sont semblables aux deux saisons.

Un aspect saillant à la figure 7.37 est l'incidence de la combustion du bois en hiver à Rivière-des-Prairies (RDP), qui apparaît comme une concentration maximale de $PM_{2.5}$ en fin de soirée. Cet aspect est lié à l'allumage de poêles à bois et de cheminées lorsque les résidents locaux rentrent du travail (entre 18 et 19 h); si on l'associe à de basses hauteurs de la couche de mélange pendant la nuit, on obtient un vaste pic de $PM_{2.5}$. Si on établit une comparaison avec la courbe plate en été à Rivière-des-Prairies, on obtient davantage de preuves selon lesquelles la combustion du bois constitue un problème majeur en hiver dans cette banlieue. Cette question est discutée de façon plus approfondie à la section 7.7.8.

Tableau 7.5 Concentration de masse moyenne et composition chimique fractionnelle en pourcentage à Saint-Anicet et Montréal (rue Ontario), fondées sur la masse reconstruite de $MP_{2,5}$ moyenne sur 24 heures. Toutes les journées faisant l'objet de mesures simultanées sur les deux sites de 2003 à 2007 (N=386) sont présentées dans les colonnes « Toute l'année ». Les quatre dernières colonnes sont fondées sur les mesures simultanées, mais lorsque les $MP_{2,5} \geq 30$. On constate 13 jours à Montréal (6 en hiver) et 8 jours à Saint-Anicet (3 en hiver). La masse totale correspond à la masse reconstruite déterminée à partir des fractions chimiques. La matière organique est estimée à 1,8 x OC à Saint-Anicet et à 1,6 x OC à Montréal. L'estimation relative à l'eau est déterminée à partir de 0,32 x (sulfate + ammonium).

	Taux annuel en $\mu\text{g m}^{-3}$ pour Saint-Anicet (%)		Taux annuel en $\mu\text{g m}^{-3}$ pour l'Ontario (%)		Masse $\geq 30 \mu\text{g m}^{-3}$ pour Saint-Anicet (%)		Masse $\geq 30 \mu\text{g m}^{-3}$ pour l'Ontario (%)	
Masse totale	8.7	-	11.5	-	38.9	-	49.7	-
Sulfate d'ammonium	2.8	33	3.0	26	11.5	30	12.6	25
Nitrate d'ammonium	0.9	11	1.1	10	11.4	29	11.7	24
Matière organique	2.7	32	4.4	38	8.8	23	15.4	31
Carbone élémentaire	0.6	7	1.0	9	1.6	4	2.8	6
Sol	0.5	5	0.8	7	0.6	2	1.6	3
Sel	0.1	1	0.2	1	0.1	1	0.6	0
Estimation relative à l'eau	1.0	11	1.1	9	4.6	12	5.0	10

La composition chimique habituelle des mesures de $PM_{2,5}$ est étudiée dans le centre-ville de Montréal, sur la rue Ontario, et dans le milieu rural de Saint-Anicet depuis 2003. Les figures 3.62 à 3.65 ont montré que le sulfate d'ammonium, le nitrate d'ammonium et la matière organique sont, en moyenne, les trois principaux composés. Le tableau 7.5 s'étend sur ces figures en résumant les concentrations de masse et les pourcentages des contributions à partir de chacun des principaux composés chimiques en fonction des jours où on a prélevé des mesures pour les deux sites. De plus, il montre également le pourcentage de contribution lorsque des $PM_{2,5}$ reconstituées ont dépassé $30 \mu\text{g m}^{-3}$. Manifestement, pour ces cas, la concentration de masse augmente pour tous les composés, même si les augmentations dans les fractions de sol et de sel à Saint-Anicet étaient minimes. Il convient de noter que tant dans les milieux urbains et ruraux, on a observé une augmentation spectaculaire de l'importance relative du nitrate d'ammonium pendant ces épisodes. Par contre, la matière organique et le carbone élémentaire ont sensiblement diminué en importance, tout particulièrement dans le milieu rural. La hausse de la contribution en nitrate d'ammonium fait allusion à l'importance potentielle des épisodes en hiver. La section 7.7.1 examine dans les détails un cas particulièrement intéressant, car il a engendré les plus fortes concentrations de $PM_{2,5}$ de l'est du Canada ces 15 dernières années.

Les différences dans la concentration de sulfate et de nitrate d'ammonium entre les milieux urbains et ruraux sont relativement faibles; elles augmentent de 7 % et 18 %, respectivement. Cela indique dans tout l'est de l'Ontario et le sud-ouest du Québec, ces composés de $PM_{2,5}$, surtout le sulfate

d'ammonium, sont des polluants régionaux plus probables et qu'ils sont influencés par le transport à grande distance. L'espèce carbonée OM et le carbone élémentaire (CE) augmentent de 60 % et de 80 %, respectivement, de Saint-Anicet à Montréal. Ces importantes augmentations dans la ville donnent une estimation du montant de l'apport local (p. ex. $1,7 \mu\text{g m}^{-3}$ d'OM supplémentaire). Les composés liés au sol et les sels de voirie augmentent de 50 à 60 % dans la ville. Collectivement, les différences entre les zones urbaines et rurales indiquent qu'en moyenne, les émissions locales à Montréal contribuent à concurrence d'environ $2,8 \mu\text{g m}^{-3}$ aux concentrations de $\text{PM}_{2,5}$ dans la ville. Cette augmentation de la masse est d'environ 2 g m^{-3} pendant la saison chaude (figure 3.62) et de $3,5 \text{ g m}^{-3}$ pendant la saison froide (figure 3.63). La majorité de ces $\text{PM}_{2,5}$ pendant la saison froide est constituée d'OM avec une contribution beaucoup plus faible de nitrate d'ammonium. Les sources possibles de cet OM additionnel sont l'augmentation des activités de combustion relatives au chauffage (bois et combustibles fossiles) ainsi que la hauteur inférieure de la couche de mélange pour concentrer ces émissions accrues de manière plus efficace au-dessus de la ville. La réduction des températures peut également donner lieu au passage d'une fraction plus importante des matières organiques semi-volatiles à la phase particulaire. Les augmentations des composés des sels de voiries en milieu urbain (ions Na^+ et Cl^-) et des composés liés au sol sont aussi plus importantes pendant la saison froide, car ces composés sont utilisés dans des quantités plus importantes dans la ville où davantage de routes ont besoin de produits de dégivrage et de matériaux d'adhérence.

Tant sur le site de Saint-Anicet que sur celui de la rue Ontario (Montréal), la composition des parcelles au chapitre 3 (3.62 et 3.63) indique que les concentrations moyennes de $\text{PM}_{2,5}$ sont supérieures pendant la saison froide. Cela est contradictoire à la figure 7.37, qui montre des niveaux semblables à chaque saison dans le centre-ville de Montréal, ainsi qu'aux constatations mentionnées pour Saint-Anicet : les $\text{PM}_{2,5}$ sont identiques au cours des deux saisons, à $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$. La cause de l'écart peut s'expliquer en grande partie par les différentes méthodes de mesure. La valeur à $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$ et celles présentées à la figure 7.37 ont été obtenues grâce aux mesures d'un appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM). Tel qu'expliqué au chapitre 3, les appareils de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) déployés sur ces sites, ainsi que sur de nombreux autres sites au Canada, perdent des composés semi-volatils de $\text{PM}_{2,5}$. Il s'agit essentiellement de nitrate d'ammonium et de certains composés du carbone organique. Par exemple, en ignorant la totalité du nitrate d'ammonium et une petite quantité de la matière organique à Saint-Anicet aux figures 3.62 et 3.63, on réduit la concentration totale de $\text{PM}_{2,5}$ à environ $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$, ce qui est alors conforme à l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM). La prise en considération de ces pertes est importante dans l'interprétation des mesures de l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM), comme l'a montré la figure 3.50. Afin d'acquérir une véritable compréhension des $\text{PM}_{2,5}$, il est clairement important d'obtenir de l'information détaillée au sujet de la spéciation chimique et d'éviter la perte d'espèces semi-volatils dans la détermination massique et l'analyse chimique.

7.5.3 Configuration dans l'espace de l'ozone (O₃) , des PM_{2.5} et des précurseurs dans l'ensemble du sud de la région des Grands Lacs

Les niveaux d'ozone sur le sud des Grands Lacs sont supérieurs à ceux de toutes les autres régions au Canada. La figure 3.7 montre que la quatrième concentration quotidienne maximale la plus élevée sur huit heures pendant la période comprise entre 2004 et 2006 était supérieure au standard pancanadien de 65 ppb sur pratiquement toute la région du sud des Grands Lacs. Dix-neuf parmi les vingt endroits que le gouvernement provincial de l'Ontario a l'intention d'utiliser aux fins de déclaration dans le cadre des standards pancanadiens sont situés dans cette région. Seule Thunder Bay, qui est bien écartée des régions à émissions élevées du sud de l'Ontario, ainsi que les États américains adjacents, avaient des concentrations inférieures à 65 ppb. Les valeurs les plus élevées de la mesure des standards pancanadiens, de l'ordre de 80 à 90 ppb, ont été relevées à l'extrême sud-ouest de la province. Les villes de Chatham et Windsor, qui se trouvent à proximité de la frontière avec les États-Unis, ont éprouvé les niveaux les plus élevés.

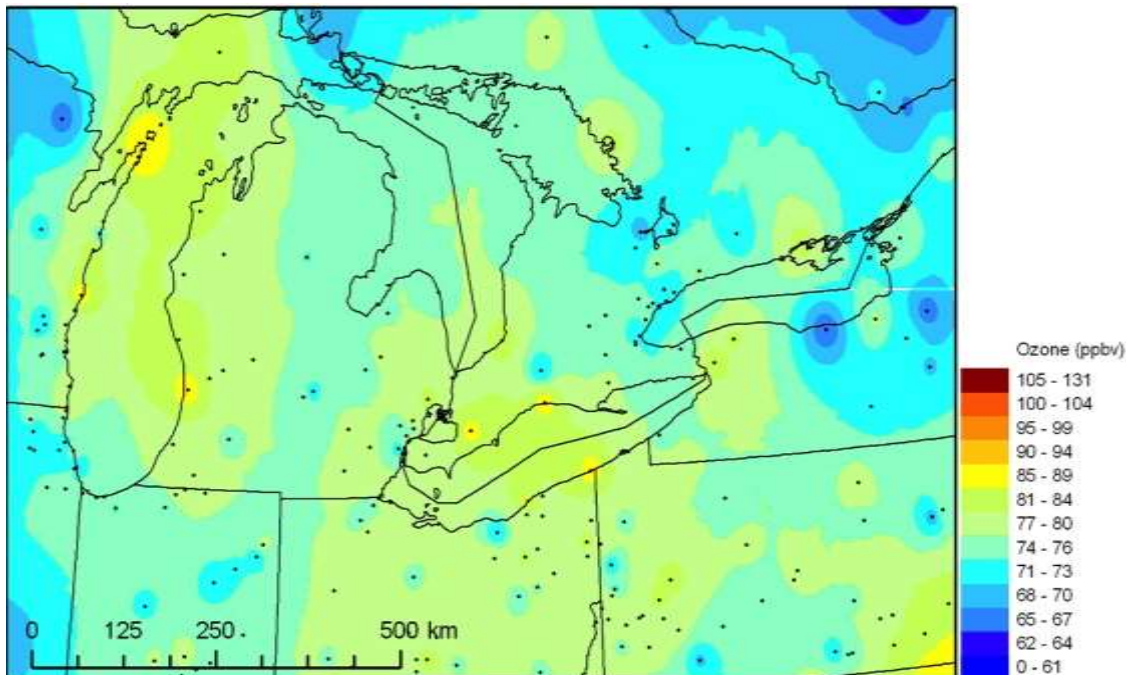


Figure 7.38 Répartition spatiale de l'ozone en Ontario, exprimée en tant que mesure de la norme pancanadienne. Saisons chaudes de 2004 à 2006, quatrième moyenne maximale quotidienne de l'ozone sur huit heures. Les points noirs illustrent les emplacements de tous les sites de surveillance disponibles pour l'interpolation, en fonction d'un schéma de pondération inversement proportionnelle.

Sur une grande partie de la région où les concentrations d'ozone (O₃) sont élevées, la densité des émissions locales est élevée, et de plus, là où les concentrations d'ozone (O₃) sont les plus fortes, les Grands Lacs ajoutent de la complexité à la situation. Afin de mieux comprendre le comportement de l'ozone (O₃) au-dessus de cette partie du pays, la figure 7.38 présente une carte en courbes de niveau rapprochée des valeurs de mesure des standards canadiens, ainsi que des concentrations interpolées

au-dessus des lacs. Il n'est pas surprenant que les modèles montrés sur cette carte et à la figure 7.26 – la carte des dépassements des niveaux d'ozone (O_3) en 2005, d'après la ligne directrice de 82 ppb sur une heure (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2006) – soient semblables. La plupart du temps, l'ozone (O_3) dépassait la ligne directrice sur une heure et il dépassait fortement les standards pancanadiens au-dessus de la partie sud-ouest de la province et le long des rives du lac Érié, du lac Huron, de la baie Georgienne et du lac Ontario. La valeur de la ligne directrice a été dépassée plus de 50 fois dans toutes ces régions, et un nombre de dépassements encore plus important s'est produit dans une bande étroite le long de la rive nord du lac Érié, sous l'influence du transport à l'échelle régionale à partir du sud et du sud-ouest.

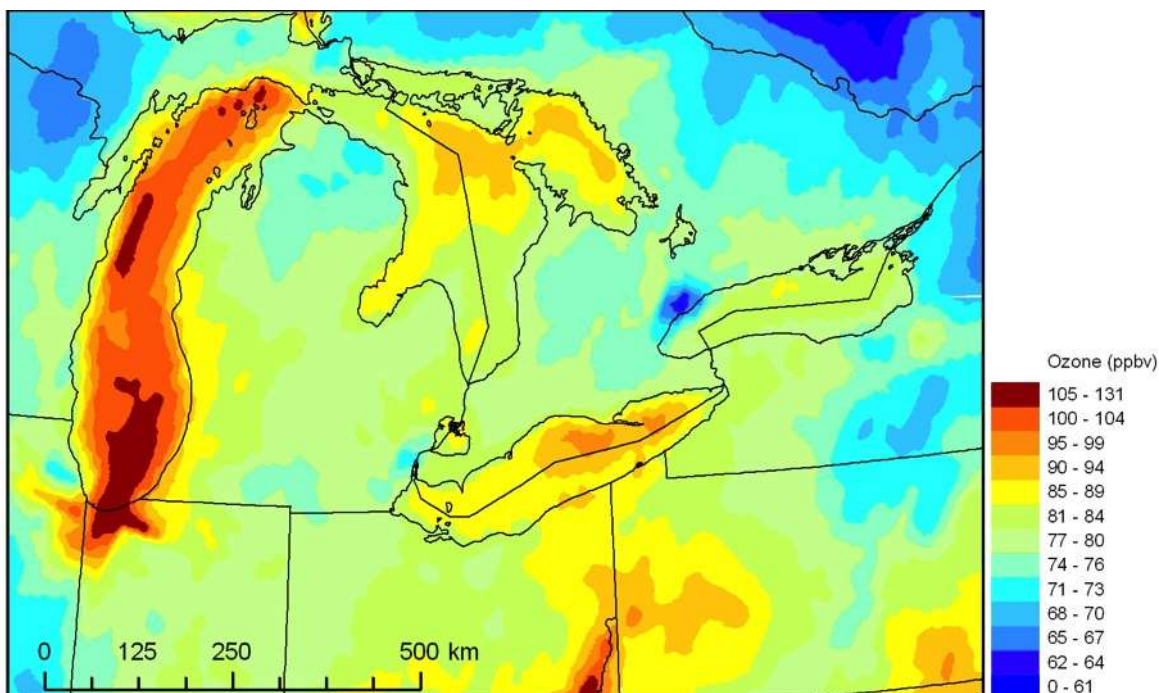


Figure 7.39 Répartition spatiale de l'ozone en Ontario, exprimée en tant que mesure de la norme pancanadienne Saisons chaudes de 2004 à 2006, quatrième moyenne maximale d'ozone sur huit heures issue de l'interpolation optimale des données du site de surveillance typiques, disponibles depuis 2003, et résultat du modèle de prévision de l'ozone (O_3), CHRONOS

En faisant référence aux lieux des sites d'observation présentés aux figures 7.26 et 7.38, on peut observer qu'en raison des lacunes en matière de surveillance, il existe une latitude considérable en ce qui concerne les endroits où l'on trace les lignes de contour. Par exemple, certaines régions ayant des valeurs au-dessus de 80 ppb, qui sont fondées sur un petit nombre de stations où sont relevées des concentrations supérieures, sont décrites comme des régions isolées et discrètes. De la même manière, certaines des régions avec des concentrations inférieures à 74 ppb sont présentées de cette manière. Même si ces modèles pourraient ou non refléter la réalité, le point essentiel est qu'il est difficile d'obtenir une représentation exacte de la configuration de l'ozone (O_3) dans l'espace, en raison du nombre limité de sites de surveillance, même dans une région relativement riche en données telle que le sud de l'Ontario. Les sites sont encore relativement espacés dans les zones rurales, et ils sont inexistantes voire encore plus espacés dans les régions plus éloignées vers le nord, ou là où le terrain

peut être plus complexe, et également au-dessus de grands plans d'eau. Ces sites comprennent les Grands Lacs, ce qui représente un écart significatif dans la description de l'ozone (O_3) pour l'Ontario, étant donné les preuves mentionnées ci-dessus à la section 7.4.1.3 en ce qui concerne la manière dont les lacs influencent le schéma et l'ampleur des concentrations. Pour résoudre ces lacunes, on peut combiner les mesures et les résultats modélisés pour combler les écarts. Une première tentative par rapport à cette approche a été entreprise pour les saisons chaudes (de mai à septembre) de 2004 à 2006, et la figure 7.39 montre la carte de la quatrième concentration quotidienne maximale la plus élevée sur huit heures.

La différence entre la figure 7.38 et la figure 7.39, qui sont fondées sur les trois mêmes années, est qu'on avait obtenu la carte précédente à partir d'une interpolation basée uniquement sur les observations, tandis que pour la carte la plus récente, on a exécuté des modèles combinés qui prévoyaient des concentrations d'ozone (O_3) sur une grille de 21 kilomètres avec les observations. Cette tentative initiale de « fusion des données » relatives à l'ozone (O_3) se fonde sur le travail accompli par Ménard et Robichaud (2005). Cette fusion a été menée à bien à l'aide de prévisions horaires des concentrations d'ozone (O_3) à partir du modèle de prévision de la qualité de l'air, CHRONOS, en réinitialisant la météorologie toutes les 24 heures, ainsi que des observations horaires de l'ozone (O_3) dans l'ensemble du Canada et des États-Unis. Les sites d'observation choisis pour ces travaux étaient ceux disponibles dans le système de déclaration AirNow de l'Environmental Protection Agency des États-Unis en 2003. Une approche d'interpolation optimale fondée sur au moins une combinaison carrée des données du modèle CHRONOS et du système AirNow qui minimisait les variations des erreurs a été utilisée heure par heure pendant les mois compris entre mai et septembre de chacune des trois années. L'utilisation d'un modèle de qualité de l'air pour fournir des renseignements entre les sites d'observation permet l'inclusion de renseignements supplémentaires, notamment les émissions, les régimes d'écoulement de vent, ainsi que la formation de polluants et les processus de perte. Par conséquent, le modèle sert d'outil d'interpolation « axé sur la physique et la chimie » qui permet d'améliorer la résolution spatiale et temporelle de manière réaliste. Cela représente une nouvelle application précieuse de modèles de qualité de l'air qui entraîne éventuellement une meilleure compréhension scientifique du comportement et des répercussions de l'ozone (O_3) et d'autres polluants atmosphériques.

En comparant les figures 7.38 et 7.39, on fait ressortir l'augmentation, évoquée à la section 7.4.1.3, des valeurs d'ozone (O_3) au-dessus des Grands Lacs. Plus précisément, la figure 7.39 semble indiquer qu'il y a des concentrations élevées vers l'extrémité est du lac Érié et au-dessus du lac Michigan, où les valeurs de mesure des standards pancanadiens dépassent 95 ppb et 100 ppb, respectivement. On observe aussi des valeurs élevées au nord-est du lac Huron et de la baie Georgienne, où les concentrations dépassent 90 ppb. On observe des concentrations inférieures mais toujours élevées au-dessus du lac Ontario. Un autre point intéressant est la concentration localisée minimale d'ozone (O_3) au-dessus de la région du Grand Toronto, qui est un résultat du piégeage par les émissions considérables de NO_x .

Les concentrations élevées au-dessus des lacs et qui s'étendent légèrement à l'intérieur des terres sont conformes aux observations près de la rive. Toutefois, à la différence des résultats issus de la carte interpolée (figure 7.38), l'utilisation des prévisions modélisées avec les observations indique que les concentrations d'ozone (O_3) sont même supérieures au-dessus du lac. Bien que l'ampleur réelle de l'ozone (O_3) de surface en altitude au-dessus des lacs fasse l'objet de recherches continues, il existe un potentiel raisonnablement élevé pour que ce phénomène soit vrai. Ce potentiel est dû à l'accroissement de la stabilité atmosphérique au-dessus des lacs, qui sert à garder l'ozone (O_3) et ses précurseurs dans une couche concentrée superficielle près de la surface, ainsi qu'à un ciel plus clair pendant la journée dû à la suppression de la formation de cumulus, aux dépôts secs plus lents et à la destruction de moins d'ozone (O_3) causée par le titrage du NO au-dessus de l'eau.

Les configurations de concentrations « aidées par des modèles » donnent un aperçu de l'origine des concentrations élevées au-dessus des lacs. Par exemple, la concentration élevée d'ozone (O_3) relevée à Parry Sound, qui a été difficile à expliquer, semble « connectée » à un bassin de niveaux élevés d'ozone (O_3) qui s'étend en direction du sud-ouest dans la région de la baie Saginaw du Michigan, où il y a des activités industrielles. Un autre « flux » d'ozone (O_3) se fonde également dans cette région à partir des environs de Sarnia et de Detroit; ces deux régions renferment des émissions considérables de précurseurs de l'ozone (O_3). De la même manière, la figure 7.39 implique un lien potentiel entre l'ozone (O_3) élevé au-dessus du lac Érié et certaines des villes sur ses rives (p. ex. , Cleveland, Érié). De même, il est apparent que les concentrations élevées d'ozone (O_3) au-dessus du lac Michigan sont probablement influencées par les émissions dans les régions de Chicago et de Gary (dans l'Indiana), voire dans d'autres villes côtières.

On considère que Toronto a une certaine influence en termes d'ozone (O_3) élevé à l'est de la ville, au-dessus du lac Ontario, où le maximum local dépasse 85 ppb. Il y a aussi des régions où les concentrations d'ozone (O_3) sont plus élevées au nord de Toronto, lorsqu'on s'approche du lac Simcoe. Toutefois, d'après la figure 7.39, l'incidence de la région de Toronto est étonnamment faible. Il est important de noter que bien que cette carte semble plus uniforme et continue du point de vue physique et qu'elle soit aussi en accord avec les observations rurales de l'Ontario près des lacs, la figure 7.38 montre des zones près des sites qui comportent des divergences considérables. Plus précisément, les valeurs au-dessus de la région de Toronto sont inférieures à celles des observations, tandis que les valeurs près de Pittsburg et de l'extrémité sud du lac Michigan sont élevées à tort. Ces divergences sont dues en partie au manque de données d'observation relatives à ces régions dans l'ensemble de données AirNow de 2003, et parce qu'il n'y a pas de correction distincte des erreurs dans l'approche actuelle. Ces limites sont résolues pour les futures routines de fusion des données appliquées dans l'ensemble du Canada et des États-Unis. Néanmoins, l'aperçu donné à la figure 7.39 démontre la promesse relative à cette approche pour l'étude de la qualité de l'air.

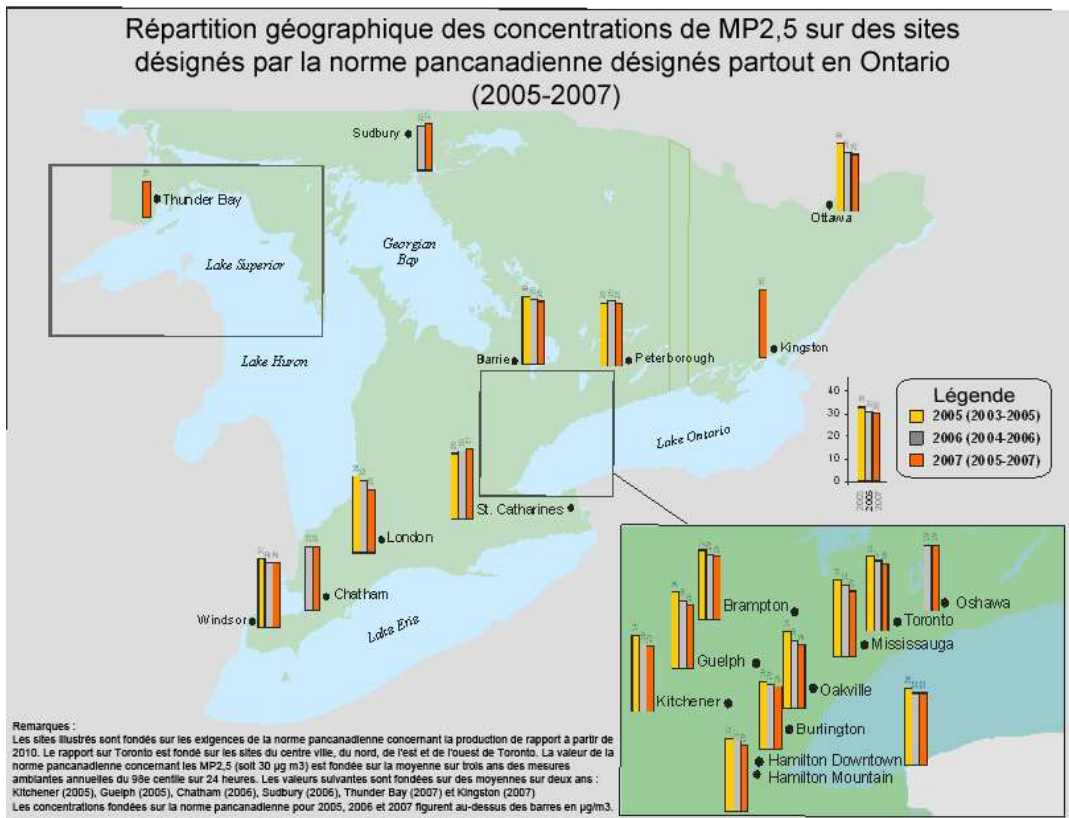
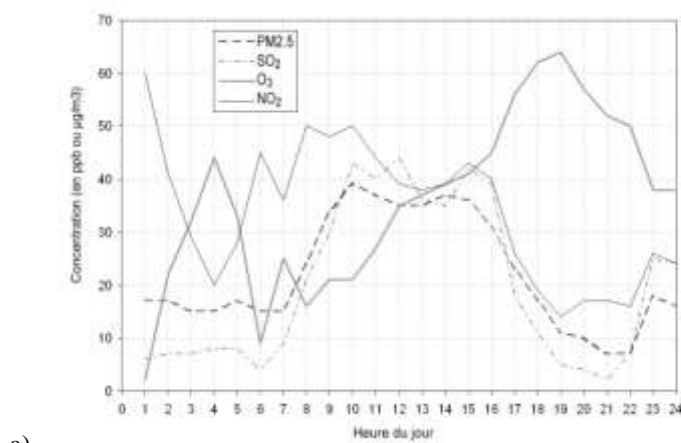


Figure 7.40 Répartition géographique partout en Ontario des concentrations de PM_{2,5} exprimées en termes de mesure du standard pancanadien (dernières années de 2005, 2006 et 2007)

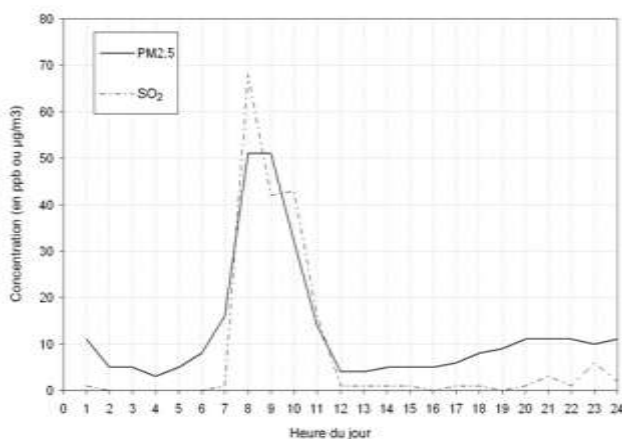
La configuration dans l'espace des concentrations moyennes de PM_{2,5} sur 24 heures exprimées en termes de mesure des standards pancanadiens pour trois périodes distinctes prenant fin en 2005, 2006 et 2007 est présentée à la figure 7.40. Bien que la figure présente vingt sites, pour l'instant seuls dix-huit sites ont été désignés à des fins d'évaluation par rapport aux standards pancanadiens relatifs aux matières particulaires fines (PM_{2,5}) en Ontario. Cinq parmi ces sites (centre-ville d'Hamilton, Mississauga, London, Toronto et Hamilton Mountain) ont dépassé la mesure des standards pancanadiens pour la période allant de 2004 à 2006, avec des valeurs de 31 ou 32 µg m⁻³. Par conséquent, bien qu'on ait observé que plusieurs endroits dépassaient les standards pancanadiens dans le sud-ouest de l'Ontario, ce qui reflète, dans une certaine mesure, le transport à grande distance et transfrontalier, un grand nombre de ces endroits se trouvait dans la région du Grand Toronto et autour de celle-ci, ce qui indique que les émissions locales ont joué un rôle.

Même si Sarnia n'est pas présentée à la figure 7.40, il est important de noter qu'en 2005, elle comptait le plus grand nombre de jours au-dessus de 30 µg m⁻³, avec une concentration maximale de PM_{2,5} sur 24 heures de 54 µg m⁻³ pendant cette année (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2005). En 2006, le maximum à Sarnia a chuté à 39 µg m⁻³, et à l'échelle provinciale, on a relevé une valeur de 49 µg m⁻³ pour les plus fortes PM_{2,5} à Burlington. Tant la station de surveillance de Sarnia que celle de Burlington se trouvent dans une région peuplée et industrielle, avec des activités pétrochimiques intensives dans les aciéries de Sarnia et d'Hamilton et dans la raffinerie d'Oakville, pas loin au sud-

ouest de Burlington. Alors que les valeurs annuelles les plus élevées sur 24 heures sont variables pour ce qui est de leur lieu d'occurrence, pendant de nombreuses années Sarnia a éprouvé les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ les plus élevées en Ontario, suivie de près par London (figure 3.50). Ces deux sites avaient aussi la moyenne la plus élevée du pays, d'après les mesures de l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) sur 24 heures.



a)



b)

Figure 7.41 a) 10 mai 2006 – épisode de concentration élevée de SO_2 et de $PM_{2.5}$ à Hamilton (Ontario). Les gaz sont exprimés en ppb, alors que les $PM_{2.5}$ sont exprimées en $\mu g m^{-3}$. b) 15 juin 2006 – épisode de concentration élevée de SO_2 (en ppb) et de $PM_{2.5}$ (en $\mu g m^{-3}$) à Sault Ste. Marie (Ontario)

Le rôle que peut jouer l'industrie locale dans les pics de $PM_{2.5}$ est illustré aux figures 7.41a et 7.41b pour Hamilton et Sault Ste. Marie, respectivement. On peut constater que le dioxyde de soufre, qui constitue un bon marqueur des émissions industrielles locales étant donné que ses niveaux diminuent considérablement pendant le transport à grande distance, peut augmenter et diminuer brusquement aux mêmes moments que les $PM_{2.5}$. Étant donné ses concentrations élevées de $PM_{2.5}$, il n'est pas surprenant que Sarnia ressente aussi d'importantes concentrations de SO_2 . La ville a reçu les concentrations annuelles de SO_2 moyennes (7,8 ppb) et sur 24 heures (73 ppb) les plus élevées de la

province en 2006, ce qui indique que les sources locales contribuent probablement de façon significative aux $PM_{2.5}$.

Bien que les connaissances soient limitées, on pense que les $PM_{2.5}$ ne sont pas transportées, ne se forment pas et ne sont pas stockées de préférence au-dessus des Grands Lacs de la même manière que l'ozone (O_3). De plus, il n'y a pas de processus semblable de destruction chimique (c'est-à-dire, le titrage du NO) pour les $PM_{2.5}$ dans les zones de fortes émissions de NO. Par conséquent, les structures des concentrations sont déterminées par une combinaison d'influences de sources locales et en amont, ainsi que par des processus de formation secondaires. Pour fournir un aperçu des contributions aux $PM_{2.5}$ à grande distance et locales dans la région montrée par l'encadré à la figure 7.40, les concentrations sur quatre sites, dont un site rural (Simcoe), un site suburbain (Hamilton Mountain), un site urbain touché par la circulation (Toronto-Etobicoke) et un site urbain (nord de Toronto), sont comparées à la figure 7.42 (Brook et al., 2007a). Les valeurs présentées se fondent sur les mêmes périodes d'observation à chaque site (c'est-à-dire, une taille d'échantillon égale tirée des mêmes périodes de six heures) et sur des observations lorsqu'il n'y avait pas de précipitations dans la région. Cette approche fournit un tableau plus clair des différences entre les endroits. Les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ étaient environ quatre à six fois plus élevées dans des conditions de transport vers le sud par rapport à un écoulement en direction du nord, selon l'endroit. Même si certaines différences dans les conditions météorologiques (p. ex. la vitesse du vent) ont peut-être contribué à cette dépendance directionnelle des $PM_{2.5}$, la cause principale était la différence dans les émissions au nord de la région par rapport au sud de la région.

Sans surprise, les $PM_{2.5}$ étaient les plus élevées à Etobicoke, et pendant les périodes d'écoulements de vent en direction du sud accompagnés de fortes concentrations, les $PM_{2.5}$ moyennes étaient 12 % supérieures aux concentrations du nord de Toronto. Par contre, elles étaient 66 % plus élevées dans des conditions d'écoulement en direction du nord, qui sont causées par la portion plus faible de $PM_{2.5}$ dans les concentrations de fond régionales qui pénètrent dans la ville. Par conséquent, lorsque les niveaux de fond sont faibles, la variation des $PM_{2.5}$ au sein de la ville est plus prononcée. Pour estimer la contribution locale aux $PM_{2.5}$ urbaines, l'emplacement des sites ruraux en ce qui concerne le centre urbain présentant un intérêt est important (par exemple, le site rural ne doit pas se trouver en aval de la ville). Comme cela était le cas pour la comparaison entre Canterbury et Halifax présentée précédemment, Simcoe se trouve trop loin au sud-ouest pour établir une comparaison avec les concentrations de Toronto, car les concentrations régionales de $PM_{2.5}$ diminuent progressivement du sud vers le nord. Pour résoudre cette difficulté, Brook et al. (2002) ont utilisé des $PM_{2.5}$ de Simcoe et d'un autre site rural au nord-ouest de Toronto (Egbert) pour estimer la fourchette probable des concentrations régionales pertinentes pour Toronto. Ils ont ensuite comparé les concentrations urbaines à cette fourchette afin de déterminer la quantité des $PM_{2.5}$ à Toronto qui était due aux émissions locales. Ils ont découvert que pour les périodes de fortes concentrations et de transport en direction du sud, 30 à 38 % des $PM_{2.5}$ à Toronto étaient dues aux émissions locales. Pendant des

conditions d'écoulement de vent en direction de l'ouest, la contribution locale était de 30 à 45 %, alors que la ville était responsable d'une portion des concentrations allant jusqu'à 52 % lorsque l'écoulement se dirigeait vers le nord en raison des faibles niveaux de fond.

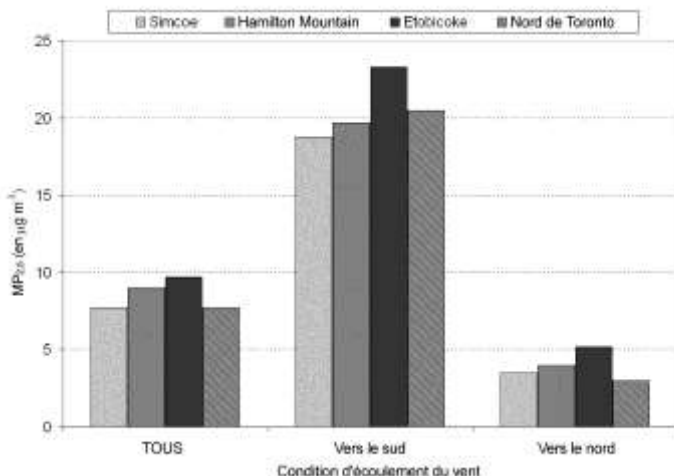


Figure 7.42 Concentrations médianes de PM_{2.5} sur 6 heures pendant les saisons chaudes (mai à septembre) de 1998 à 2001 (jours sans précipitations). « TOUT » illustre toutes les mesures de la période pendant laquelle chacun des quatre sites a fait des déclarations simultanément. Les sites illustrés représentent un transect du sud-ouest vers le nord-est, d'un emplacement rural (Simcoe) vers la périphérie d'Hamilton (Hamilton Mtn.) et deux sites à Toronto. Etobicoke se trouve dans la partie sud-ouest de Toronto et subit les effets de la circulation.

La composition chimique des PM_{2.5} est contrôlée sur trois sites en Ontario – l'ouest de Windsor, Simcoe et le centre-ville de Toronto. Le chapitre 3 montrait la composition moyenne à chacun de ces endroits pendant la saison chaude et la saison froide. Tel qu'il a été discuté précédemment, la masse totale obtenue par les échantillonneurs à filtres, à partir desquels on détermine certains des composés chimiques, est supérieure à la valeur déterminée par l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM). Cette différence est renforcée en comparant la masse à Simcoe, aux figures 7.42 et 3.47, à celles présentées aux figures 3.46, 3.62 et 3.63. En conséquence des pertes de l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique, il est mieux de se concentrer sur les mesures des filtres pour obtenir une comparaison détaillée des différences entre le cadre urbain et rural.

Les données relatives à la composition montrent que dans la partie sud de l'Ontario, la composition moyenne des PM_{2.5} est généralement assez semblable. Le sulfate d'ammonium est dominant pendant la saison chaude, augmente en importance lorsque les PM_{2.5} sont élevées, et sa concentration est similaire dans les zones rurales et urbaines, ce qui indique que les sources principales se trouvent en amont de la région. En hiver, la concentration de nitrate d'ammonium augmente à chaque endroit, en dépassant le sulfate d'ammonium en importance dans les villes et en arrivant à une concentration égale dans le cadre rural (Simcoe). Cette configuration laisse penser qu'il existe une contribution urbaine locale au nitrate d'ammonium pendant l'hiver, mais qu'il peut y avoir une contribution régionale significative au nitrate d'ammonium en hiver. On a relevé plusieurs grands épisodes de nitrate au cours

des dix dernières années. Ils ont été caractérisés par des réductions généralisées de la visibilité avec une tendance de propagation aux événements d'ouest en est, et l'un des régimes synoptiques courants est décrit à la figure 7.23. Par exemple, en février 1998, on a observé la formation d'un événement de taille dans le Minnesota, qui a fait l'objet d'un examen approfondi, y compris des exécutions du modèle AURAMS (ministère de l'Environnement du Canada, 2005); par la suite, il s'est agrandi au-dessus du Midwest américain, du sud de l'Ontario et du sud du Québec. Dans une certaine mesure, les provinces du sud de l'Atlantique ont également été touchées. La section 7.7.1 présente une étude de cas examinant le plus grand événement de $PM_{2.5}$ causé par des facteurs anthropiques observé au cours des dix dernières années, qui a eu lieu début février 2005.

D'autres espèces de $PM_{2.5}$ sont aussi élevées au cours des événements de $PM_{2.5}$ en hiver, mais le nitrate domine ces cas, et il existe des preuves selon lesquelles lesdits événements sont en hausse; ce sujet sera évoqué ci-après. La matière organique est un composé important des $PM_{2.5}$ dans l'ensemble des trois sites de spéciation en Ontario. Sa concentration moyenne augmente sensiblement entre l'hiver et l'été, ce qui sous-entend l'importance de la formation secondaire. Les précurseurs de matières organiques secondaires comprennent les émissions biogéniques et anthropiques de composés organiques volatils, mais il subsiste des incertitudes considérables dans leurs contributions relatives. La matière organique augmente de Simcoe à Windsor et Toronto (c'est-à-dire du milieu rural au milieu urbain); ses concentrations sont à peu près équivalentes aux deux saisons, ce qui donne une indication de l'influence des émissions locales. Il n'est pas surprenant qu'on observe une structure semblable pour la concentration du carbone élémentaire, mais ses changements saisonniers sont difficiles à interpréter. Au site rural de Simcoe, les concentrations de carbone élémentaire aux figures 3.64 et 3.65 sont très semblables (environ $0,4 \mu\text{g m}^{-3}$), tandis qu'aux deux sites urbains, on remarque une hausse sensible entre la saison froide et la saison chaude. Ce comportement est en accord aux résultats précédents pour Toronto présentés par Brook et al. (2007a). Si une différence saisonnière dans la contribution du transport à grande distance à l'égard du carbone élémentaire, qui pourrait provenir des émissions anthropiques en amont (p. ex. d'autres villes) ou d'incendies de forêt en amont (un problème courant en été en Amérique du Nord), était la cause de l'augmentation pendant la saison chaude, alors le site rural devrait être touché également. Étant donné que ce n'est pas le cas et qu'une diminution équivalente de l'influence d'une source différente au site rural est aussi improbable, la comparaison entre les zones urbaines et rurales laisse penser que la cause de l'augmentation du carbone élémentaire en milieu urbain pendant la saison chaude a une origine plus locale. Étant donné que les différences dans les hauteurs de la couche de mélange entre la saison chaude et la saison froide devraient entraîner la configuration opposée à celle que l'on observe, l'explication logique et que les émissions de carbone élémentaire pendant la saison chaude dans la région de Toronto et dans celle de Windsor/Detroit sont plus importantes. Cependant, davantage de recherches sont nécessaires pour confirmer cette conclusion, étant donné qu'aucun des sites de spéciation aux figures 3.64 et 3.65 n'ont ressenti une augmentation du carbone élémentaire pendant la saison chaude.

7.5.4 Configuration dans le temps de l'ozone (O₃) , des PM_{2.5} et des précurseurs sur l'Ontario

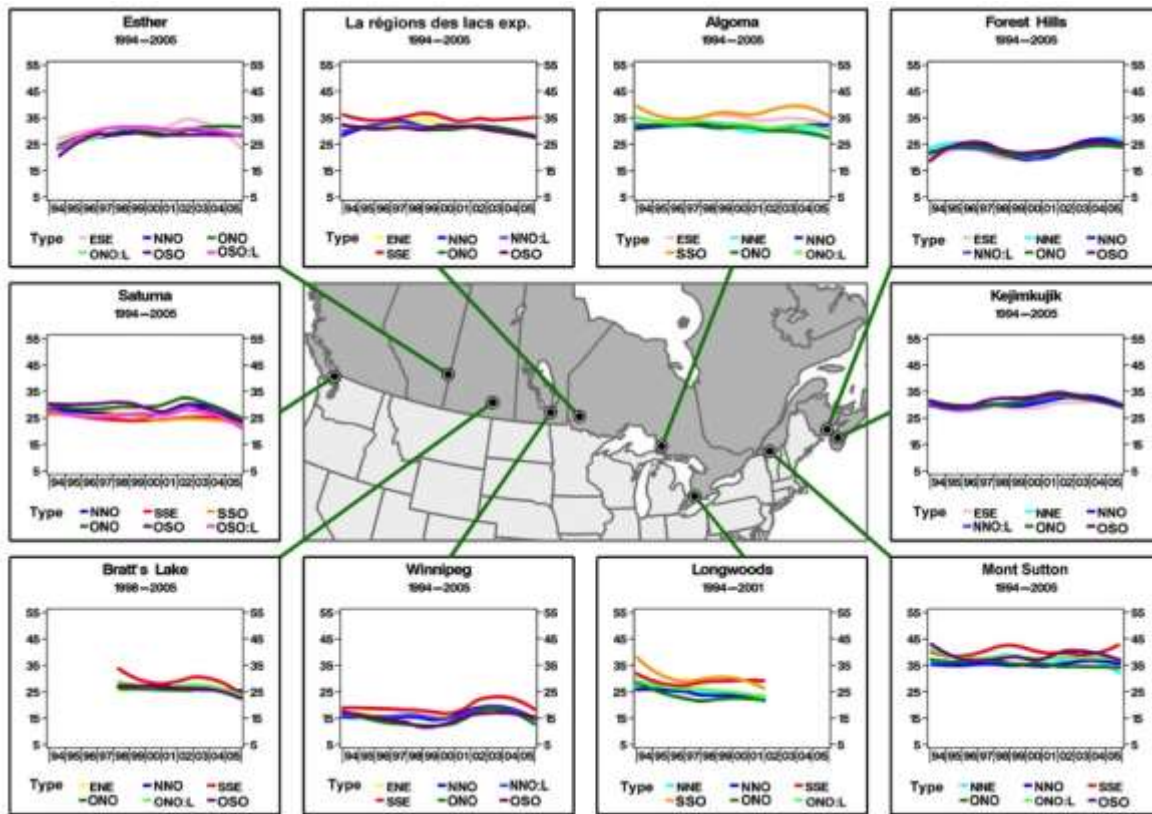
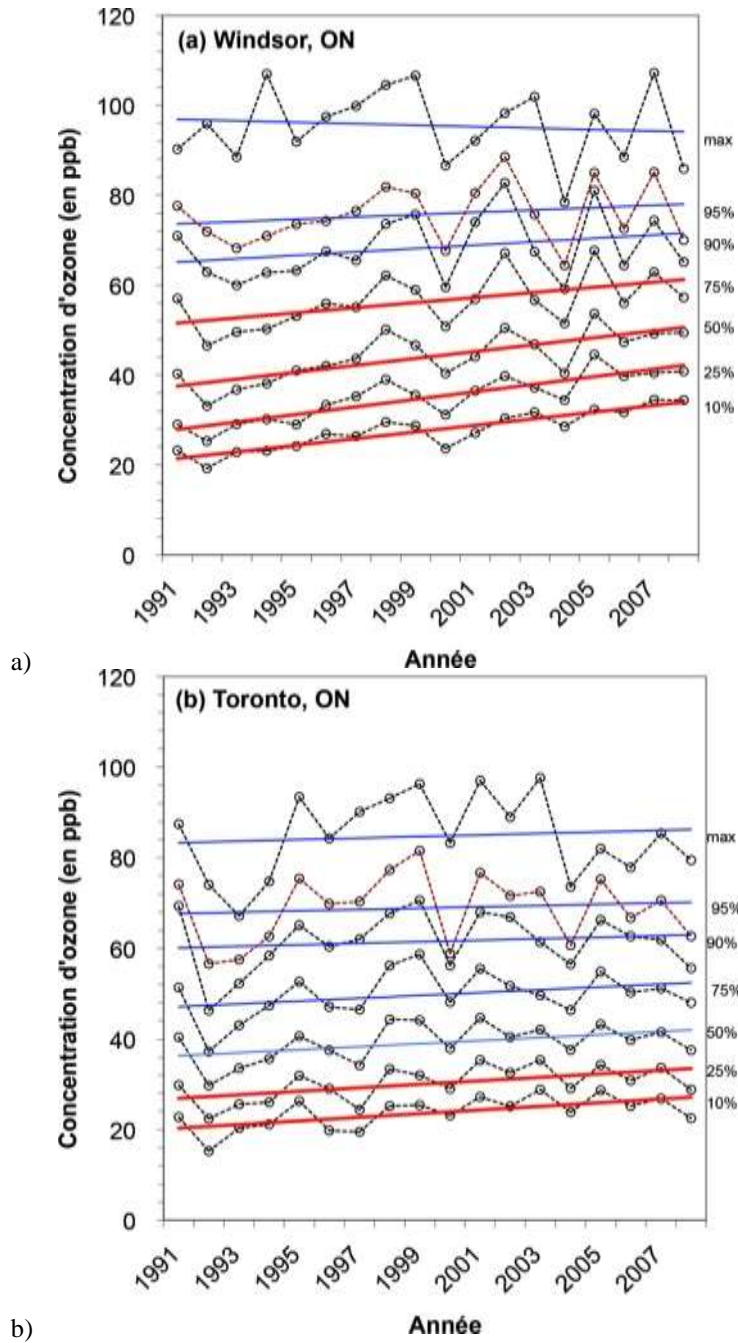
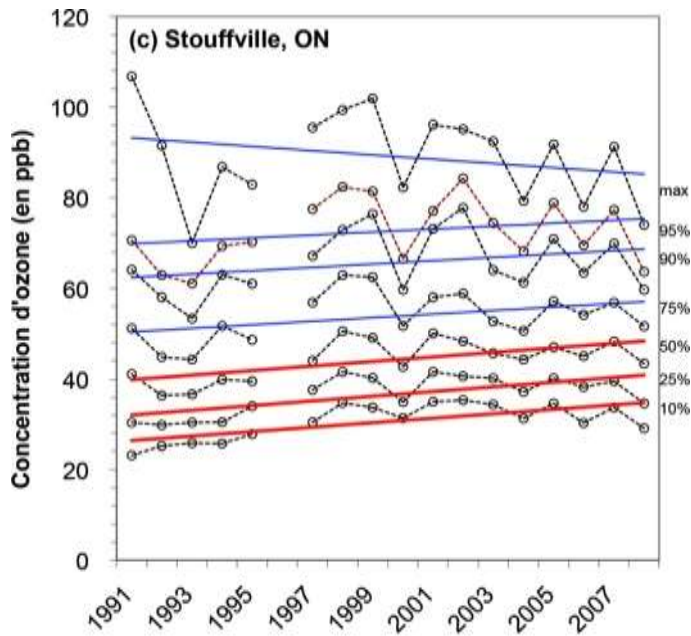


Figure 7.43 Courbes de la tendance d'ozone (O₃) interannuelle par types de trajectoires sur 10 sites. La période de l'enregistrement des données sur l'ozone (O₃) sur tout site donné utilisé dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les courbes associées à chaque type ont été générées avec LOWESS (Cleveland *et al.*,1988), technique de lissage non paramétrique. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.

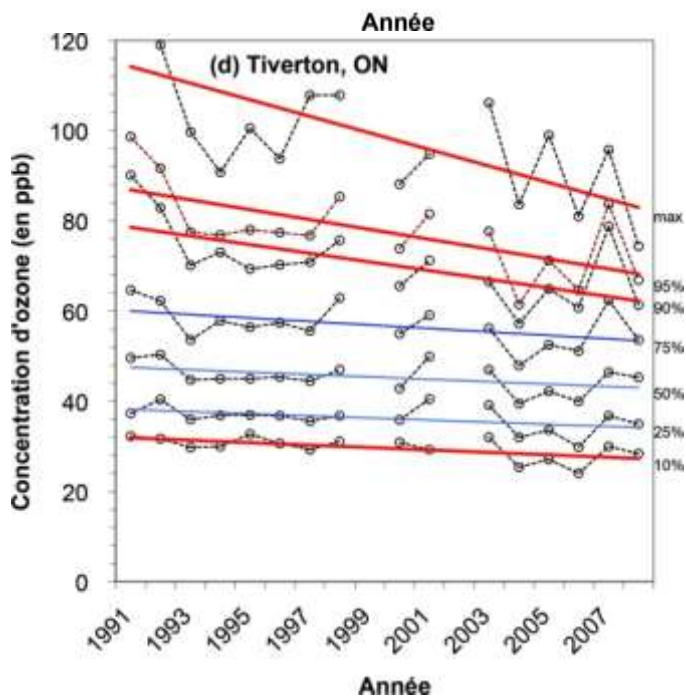
Les tendances à long terme de l'ozone (O₃) au-dessus de l'Ontario ont été abordées au chapitre 3, et elles sont aussi incluses pour différentes voies de transport pour deux sites à la figure 7.43. En général, ces analyses indiquent que les concentrations n'ont pas changé au cours des dix dernières années ou qu'elles ont légèrement diminué dans certains cas. Même les tendances à plus long terme, qui dépassent 25 ans, ont été signalées par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 2007). Le Ministère a combiné des données provinciales relatives à 19 sites urbains et quatre sites ruraux pour montrer que la moyenne annuelle de la concentration maximale d'ozone (O₃) sur une heure a diminué de 3 % au cours des dix dernières années. Cette diminution s'est chiffrée à 3 % au cours de la période. Pour la période comprise entre 1997 et 2006, l'analyse des tendances ajustées météorologiquement qui se trouve au chapitre 3 (figure 3.21 et tableau 3.7) montre aussi que les concentrations maximales d'ozone (O₃) chutent. Par exemple, il s'est avéré que la concentration maximale sur une heure diminuait de 1,4 % par année, collectivement, dans l'ensemble des dix sites ruraux dans le sud de l'Ontario et le Midwest américain. Par contre, au cours de la période de plus de 25 ans, le ministère de

L'Environnement de l'Ontario a déclaré que les concentrations saisonnières moyennes d'ozone (O_3), rassemblées une fois de plus en un ensemble uniforme de sites urbains et ruraux, ont augmenté d'environ 28 % et 47 % de 1980 à 2005 pour l'été et l'hiver, respectivement.





c)



d)

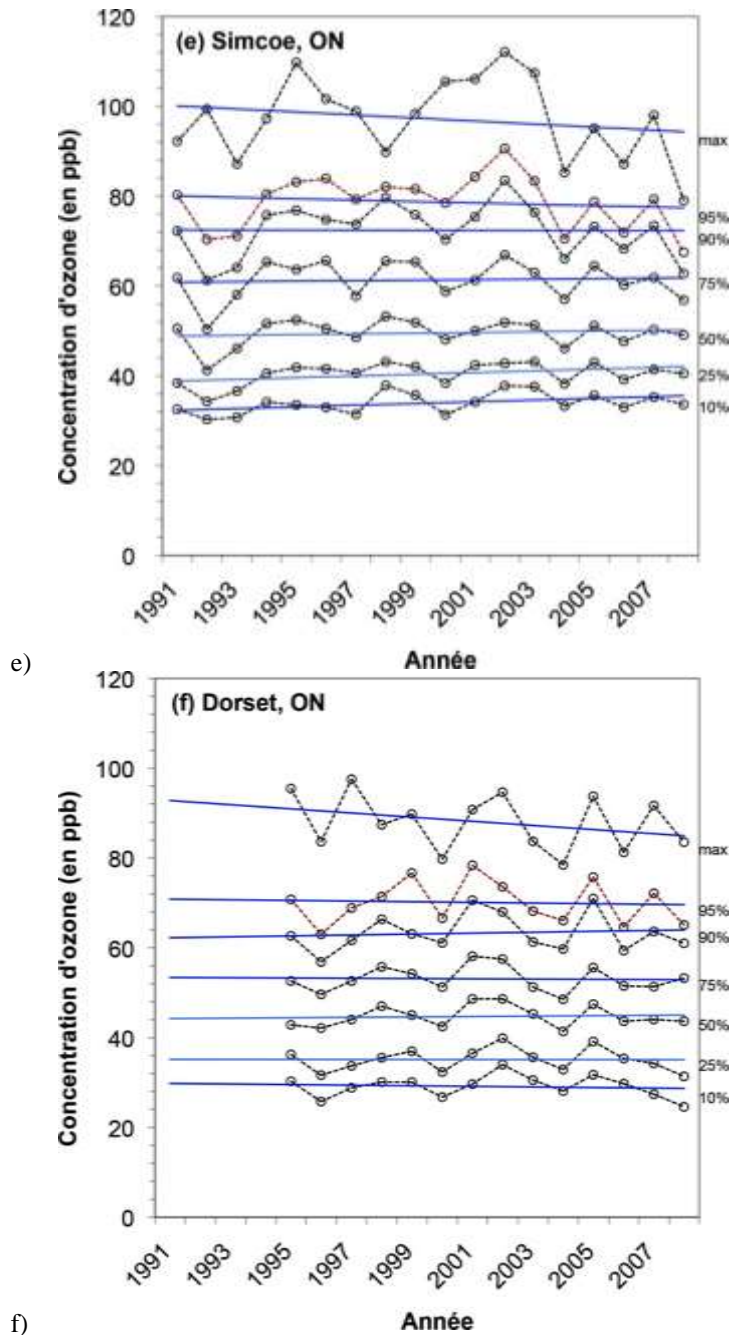


Figure 7.44 Tendances des concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur huit heures à la saison chaude, au sud de l'Ontario du 1991 à 2008. Les lignes de tendance en rouge sont statistiquement significatives avec un taux de confiance de 95 % selon le test T.

La différence dans les tendances en fonction du maximum horaire et de la moyenne saisonnière déclarées par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (2007) reflète la manière dont les différentes parties de la répartition de l'ozone (O_3) répondent aux changements dans les émissions et la météorologie pendant la période. Comme on l'a effectué ci-dessus pour les régions de l'Atlantique, du sud du Québec et de l'est de l'Ontario, les changements à long terme relatifs aux concentrations

d'ozone (O_3) sont examinés plus en détail à la figure 7.44a-f. Ces parcelles se concentrent uniquement sur les tendances de la saison chaude et elles vont de 1991 à 2008 pour six sites en Ontario. Deux des sites sont urbains (Windsor et Toronto), un site est suburbain (Stouffville, au nord-est de Toronto), et les trois sites restants (Tiverton, Simcoe et Dorset) sont ruraux. À la figure 7.44a-f, les tendances sont affichées séparément pour le 10^e, le 25^e, le 50^e, le 75^e, le 90^e et le 95^e centiles ainsi que pour la valeur maximale pour la concentration d'ozone moyenne sur huit heures. Les pentes des lignes de tendance montrées en rouge sont sensiblement différentes de zéro, avec un taux de confiance de 95 % en fonction du test t.

Les tendances à la figure 7.44a-f indiquent que les sites urbains et ruraux montrent un comportement contradictoire, qui était masqué par le regroupement de sites réalisé dans le rapport du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Les trois sites ruraux sont dispersés dans toute la partie sud de la province et ils ont été choisis pour donner une indication des conditions dans l'ensemble de la région. Les concentrations d'ozone quotidiennes maximales sur huit heures semblent avoir légèrement chuté à tous les points dans la distribution des données, mais aucune des pentes n'est significative. L'exception est Tiverton, où les tendances du 10^e, du 90^e et du 95^e centiles ainsi que les tendances maximales sont significatives et à la baisse. Cette tendance relative aux diminutions dans les zones rurales est conforme aux résultats du chapitre 3 abordés ci-dessus. Néanmoins, dans cette analyse plus perfectionnée qui a regroupé les données issues de dix sites et qui les a étudiées pendant une période plus brève, les diminutions se sont avérées extrêmement importantes du point de vue statistique pour la concentration horaire maximale, la concentration maximale sur huit heures et la concentration moyenne en journée pour l'ozone (O_3), et légèrement importante ($P = 0,067$) pour l'ozone (O_3) quotidien moyen (pendant toute l'année).

À Windsor et à Stouffville, la concentration maximale subit une légère tendance à la baisse, mais elle n'est pas significative. Le site de Toronto (Scarborough) est une exception, dans le sens où la tendance relative à la concentration maximale d'ozone (O_3) sur huit heures a augmenté, mais pas de manière significative. Une fonction clé des parcelles urbaines et suburbaines est que sur chacun de ces sites, toutes les autres parties de la distribution des données ont subi une tendance à la hausse. Bien que ces données ne proviennent que de quelques sites, elles ont été sélectionnées pour fournir une indication générale des grands centres urbains dans l'ensemble de la province. Au site de Windsor, il semble que les concentrations du 75^e centile et en dessous aient augmenté de manière significative. Aux sites de Stouffville et de Toronto, la moitié inférieure et le quartile inférieur de leurs répartitions d'ozone (O_3) sur huit heures ont considérablement augmenté, respectivement.

Les différences dans les tendances entre les zones urbaines et rurales (c'est-à-dire des tendances à la baisse pour tous les niveaux centiles pour les sites ruraux, mais à la baisse seulement pour les valeurs maximales des sites urbains) sont en accord avec les observations relatives aux moyennes dans l'ensemble du Canada, tel que le démontre les figures 3.24 et 3.25, et également avec certaines des tendances montrées ci-dessus pour les sites dans les régions de l'Atlantique, du sud du Québec et de l'est de l'Ontario. L'analyse présentée par Jenkin (2008) montre des effets semblables pour des sites au Royaume-Uni, avec des diminutions des valeurs maximales et une hausse des tendances dans les sections du bas de la répartition marquées spécialement pour les sites urbains. Les tendances de la

figure 7.42 sont également en accord avec Geddes et al. (2009), qui ont relevé peu de changements dans les concentrations d'ozone à Toronto et autour de la ville, malgré des changements appréciables dans les émissions à la fois en Ontario et dans les régions en amont. Les tendances relatives aux concentrations ambiantes des principaux précurseurs de l'ozone et à leurs émissions sont abordées aux chapitres 3 et 4, respectivement.

La diminution des concentrations maximales (c'est-à-dire la section du haut de la répartition) est attribuée (p. ex. par Geddes et al., 2009) à la baisse des émissions de précurseurs de l'ozone (O_3) dans l'est de l'Amérique du Nord, en particulier dans les régions en amont au sein de l'Ontario et du Midwest américain, qui touchent fréquemment le sud de l'Ontario. D'un autre côté, les tendances à la hausse dans les centiles inférieurs dans les zones urbaines ont été attribuées (Jenkin, 2008; Société royale, 2008; Geddes et al., 2009) aux diminutions locales des émissions de NO_x , ce qui a entraîné une hausse de l'ozone (O_3) causée par une diminution des pertes par la réaction avec le NO (c'est-à-dire, moins de titrage). Comme dans les autres régions mentionnées dans le chapitre, cet effet est limité aux zones urbaines, car il y a une concentration beaucoup plus élevée de sources d'émissions de NO_x dans les villes, tout particulièrement les véhicules automobiles. Cela signifie que le chargement de NO dans l'atmosphère est plus élevé dans les zones urbaines, si bien que les changements liés au piégeage ou au titrage de l'ozone sont plus facilement observables. Les densités des émissions plus faibles dans les zones rurales signifient que le piégeage est moins important, et donc que la diminution des émissions provinciales de NO_x n'a pas l'inconvénient évident de faire augmenter les concentrations d'ozone (O_3) observées dans les villes. À l'inverse, comme les zones rurales sont sous le vent des réductions de NO_x , il y a plus de chances de réaliser des bénéfices.

Tel qu'il a été déclaré par Reid (2007), plusieurs chercheurs laissent entendre que les augmentations à l'extrémité inférieure de la répartition des concentrations d'ozone peuvent être influencées par une hausse des concentrations naturelles hémisphériques d'ozone (O_3). Jenkin (2008) a présenté la même conclusion, et d'après Vingarzan (2004) et Reid (2007), les concentrations naturelles d'ozone (O_3) augmentent entre 0,2 et 2 % par année. Bien qu'on ne connaisse pas toutes les raisons et les implications relatives à une hausse du niveau naturel, elle est probablement liée en partie à la hausse des émissions de précurseurs hémisphériques. Cependant, la hausse des concentrations naturelles n'est pas évidente dans les lignes de tendance pour les sites ruraux montrés à la figure 7.44d-f. Cela implique également que même si la confusion causée par la quantité réduite de titrage du NO pourrait être justifiée, aucune structure de ce type ne s'est présentée sur les sites urbains non plus.

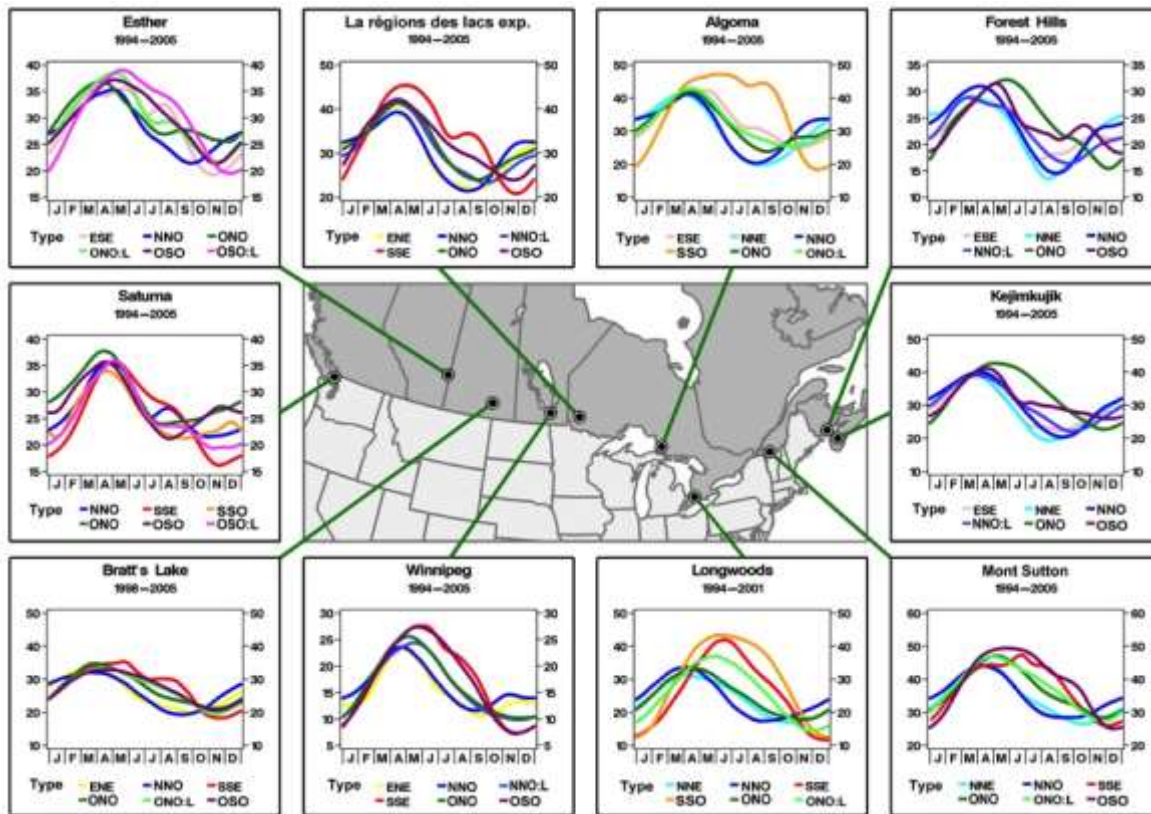


Figure 7.45 Courbes de tendance d'ozone (O_3) saisonnier, par types de trajectoires sur 10 sites d'ozone (O_3). La période de l'enregistrement des données sur l'ozone (O_3) sur tout site donné utilisé dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les tendances de l'ozone (O_3) ont été générées avec LOWESS (Cleveland *et al.*, 1988), technique de lissage non paramétrique associée à ces types. Veuillez noter que des échelles différentes sont utilisées sur les sites. Pour obtenir des détails sur cette figure, reportez-vous à la section 7.6.1.

Les écarts saisonniers dans les valeurs d'ozone (O_3) maximales et moyennes aux endroits sélectionnés dans l'ensemble du pays sont présentés à la figure 3.9, et ces modèles ont été examinés en fonction des voies de transport à la figure 7.28. L'une des principales caractéristiques est que les valeurs d'ozone (O_3) moyennes et les valeurs horaires quotidiennes maximales moyennes sont les plus élevées au printemps à de nombreux endroits. Toutefois, dans les régions où les concentrations d'ozone (O_3) sont plus élevées (p. ex. dans le sud de l'Ontario) et où les émissions de précurseurs sont plus importantes en raison de la densité de population plus élevée, le pic saisonnier dans les valeurs moyennes et les valeurs maximales quotidiennes a davantage tendance à se produire l'été. Par conséquent, en Ontario, la figure 3.9 montre que quelque part entre la région des lacs expérimentaux (RLE, près de Kenora, en Ontario, à l'extrême ouest de la province) et la région de Simcoe/Windsor, le modèle saisonnier pour l'ozone (O_3) passe d'une valeur printanière maximale à une valeur estivale maximale. La figure démontre que la zone de transition entre un pic estival et un pic printanier se trouve à proximité d'Egbert, car les données à ce site montrent que les moyennes mensuelles des valeurs quotidiennes maximales sont relevées l'été. La comparaison entre Longwoods et Algoma à la figure 7.45 indique aussi qu'il existe une zone de transition dans cette région. Trois voies de transport sur six à Longwoods connaissent un pic estival, et à Algoma, seule l'une d'entre elles atteint un pic en été. Légèrement plus

au nord et plus près du bord occidental de la province, dans la région des lacs expérimentaux, il y a toutefois une voie de transport qui présente certaines preuves de valeurs maximales en été, mais pas aussi prononcées qu'à Algoma.

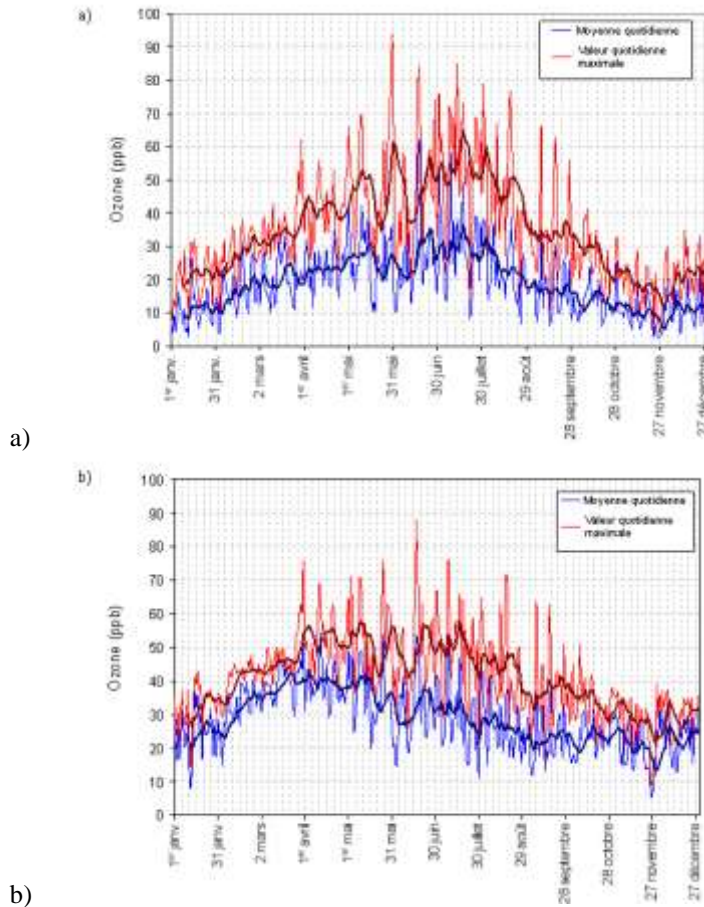


Figure 7.46 The daily average and maximum ozone concentrations at two Ontario sites: (a) Toronto West and; (b) Dorset. The solid line is the 10-point running mean. Note that data for other years, not shown here, exhibit essentially identical patterns.

Pour obtenir un aperçu plus détaillé de la zone de transition entre un pic printanier dominant et un pic estival dominant des concentrations d'ozone (O_3), la concentration quotidienne moyenne et la concentration maximale d'ozone (O_3) en 2006 pour deux sites dans cette région, l'ouest de Toronto et Dorset, sont présentées aux figures 7.46a et 7.46b, respectivement. Les deux mesures subissent des écarts quotidiens considérables, qui sont entraînés par des changements de jour en jour dans la météorologie. Cependant, les modèles généraux sont clairs, surtout tel qu'il est observé dans les moyennes mobiles sur dix jours tracées comme des lignes noires à travers les points de données. Pour Toronto, il existe de larges valeurs maximales pour la valeur maximale quotidienne et la valeur moyenne quotidienne; elles atteignent un pic au cours de la période comprise entre fin juillet et début août. Les concentrations maximales ont dépassé 80 ppb plusieurs fois pendant cette période, même s'il

s'agit d'un site urbain; elles étaient influencées par les émissions des véhicules à l'échelle urbaine, et elles ont donc subi un piégeage de l'ozone (O_3). Les valeurs maximales à Dorset, un site rural situé à environ 150 kilomètres au nord de Toronto, avoisinaient les 80 ppb pour plusieurs journées, et elles ont dépassé cette valeur une fois.

Pour Dorset, la valeur maximale est la répartition annuelle des moyennes quotidiennes relevées au printemps (fin mars/début avril). La valeur maximale quotidienne avait un pic plat plus large à partir du printemps jusqu'en été, à l'instar de la parcelle d'Egbert présentée à la figure 3.9. Par conséquent, ce site semble encore se trouver dans la zone de transition. La parcelle aplanie de concentrations d'ozone (O_3) présente des traits communs entre Toronto et Dorset, tout spécialement le pic du 31 mai, avec une baisse des concentrations d'un côté comme de l'autre de ce pic. Ces caractéristiques répondent clairement aux changements régionaux en matière de météorologie.

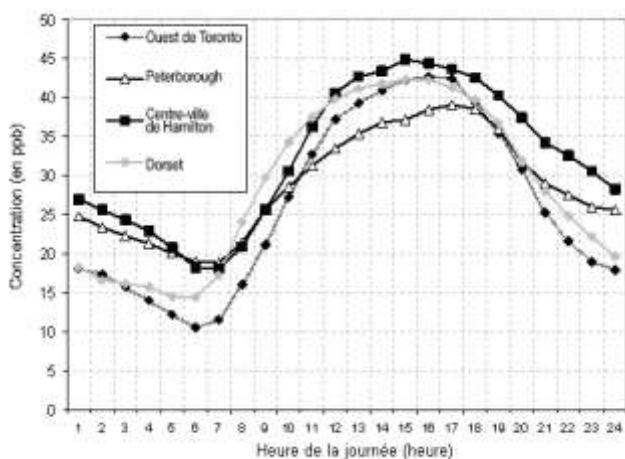


Figure 7.47 Schéma diurne de la concentration d'ozone sur les sites d'Ontario en 2006

Un examen plus approfondi de la configuration diurne de la concentration d'ozone (O_3) dans la région autour de Toronto révèle également des caractéristiques intéressantes, comme on peut le voir à la figure 7.47. Cette figure montre la moyenne de la concentration d'ozone (O_3) pour chaque heure de la journée pour l'été 2006 (juin, juillet et août). Les concentrations horaires moyennes d'ozone (O_3) comportent généralement des écarts-types horaires de l'ordre de 11 à 17 ppb, sur tous les sites. Elles sont dues en grande partie aux variations saisonnières et météorologiques d'un jour à l'autre. Il est clair que cette variabilité dépasse les différences de concentrations entre les sites à la figure 7.47. Toutefois, l'uniformité de ces différences et des détails des modèles diurnes est forte d'année en année, ce qui indique que les interprétations évoquées ci-dessus sont solides et justifiées. Les courbes pour l'ouest de Toronto et Hamilton montrent le comportement classique de l'ozone (O_3) dans les zones urbaines, avec une large baisse le matin et un pic relativement vaste à environ 15 heures. Peterborough, un endroit moins urbanisé, montre un schéma semblable, mais la baisse du matin est un peu moins prononcée, tandis qu'à Dorset la baisse du matin est plus faible une fois encore, de l'ordre de 4 ppb. Ces deux sites atteignent aussi des valeurs maximales l'après-midi.

La baisse de la concentration le matin est le résultat de nombreux processus. Ceux-ci comprennent à la fois les pertes d'ozone (O_3) sous la forme de dépôts à partir de la couche superficielle de surface pendant la nuit et l'effet additionnel, surtout dans les zones urbaines, du piégeage par les nouvelles émissions de NO_x lorsque la circulation augmente le matin. La baisse plus faible à Dorset est probablement causée par la quantité de circulation beaucoup plus faible dans cette région. Le côté ascendant de la baisse plus tard dans la matinée est causé au départ par le fractionnement de l'inversion nocturne, qui entraîne le mélange de concentrations d'ozone (O_3) plus élevées à partir du dessus des couches d'inversion en surface. Ces niveaux d'ozone (O_3) supérieurs sont ensuite rehaussés par une nouvelle formation photochimique d'ozone (O_3). Un point intéressant dans la comparaison à la figure 7.47 est le pic dans l'après-midi à Peterborough, qui se produit plus tard dans l'après-midi par rapport aux autres sites, et qui laisse entendre une double bosse. Cette dernière portion du pic d'ozone (O_3) peut être associée aux précurseurs émis dans la région du Grand Toronto plus tôt dans la journée et transportés par la suite vers Peterborough, soit directement, soit par le lac Ontario et la brise de lac, selon la description de Reid et al. (1996).

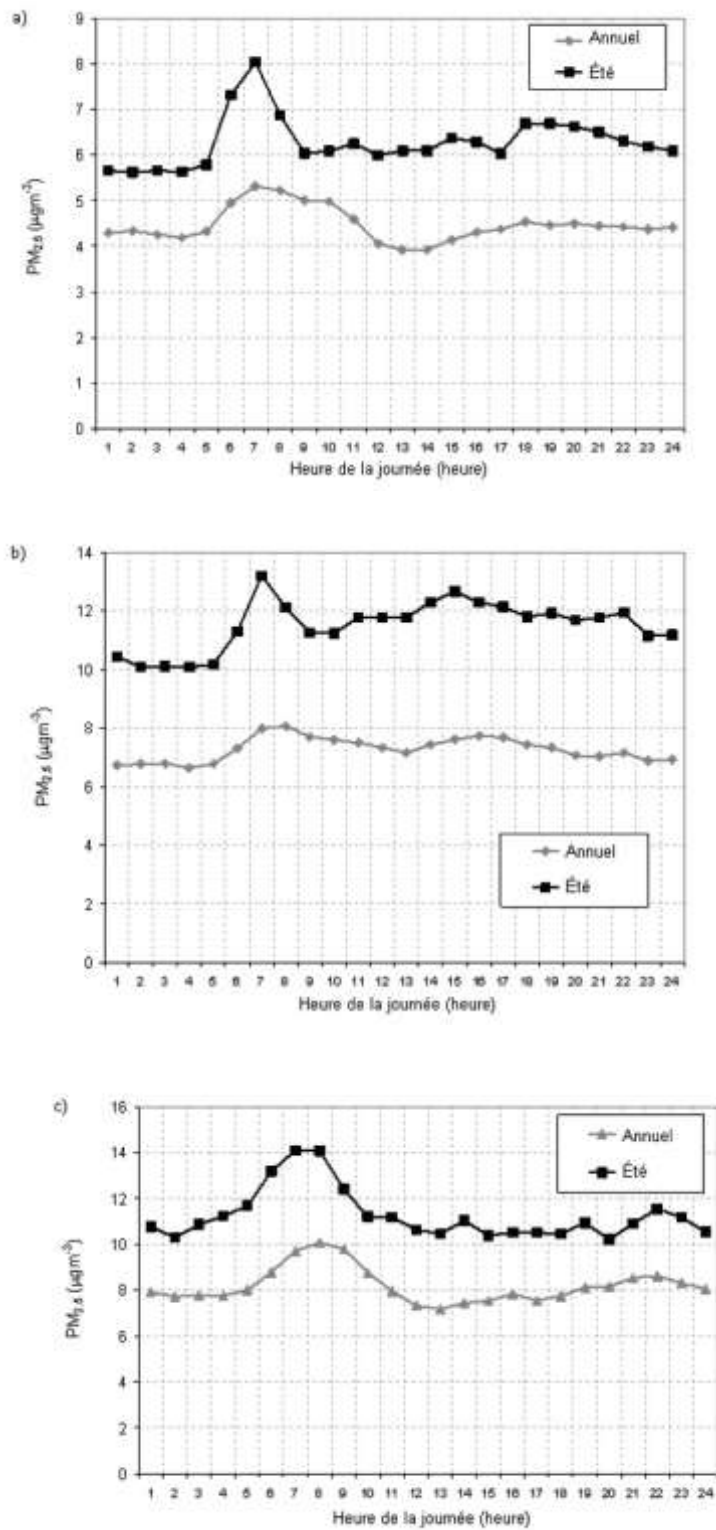


Figure 7.48 a-c : Tendances diurnes des PM_{2.5} (toute l'année et l'été seulement) à Dorset, Port Stanley et à l'ouest de Toronto

La période d'enregistrement des mesures pour les $PM_{2.5}$ en Ontario est plus courte que celle pour l'ozone (O_3), et les tendances semblables à long terme ne sont donc pas disponibles. Toutefois, on peut observer plusieurs configurations temporelles intéressantes dans les données disponibles. Par exemple, la figure 7.48a-c montre des concentrations horaires moyennes de $PM_{2.5}$ pour plusieurs endroits pour l'été (juin, juillet et août) et pour l'année entière. Les données relatives à un site rural (Dorset), à un site régional influencé par le transport de la pollution (Port Stanley) et à un site urbain (ouest de Toronto) sont présentées dans la figure. Les trois sites montrent un pic de concentration de $PM_{2.5}$ dans la matinée pour les parcelles en été. Cette observation est contradictoire par rapport aux résultats précédents susmentionnés pour le site rural d'Egbert (Brook et al., 1999) et pour Saint-Anicet, dans lesquels on n'a constaté aucun pic le matin. Les raisons justifiant cette différence ne sont pas claires et requièrent une étude plus approfondie. L'ampleur du pic est plus importante pour l'ouest de Toronto (environ $4 \mu\text{g m}^{-3}$) que pour Port Stanley ($3 \mu\text{g m}^{-3}$) et Dorset ($2 \mu\text{g m}^{-3}$), en raison des heures de pointe locales. Le mélange vers le bas d'air pollué avec le fractionnement de l'inversion nocturne, combiné aux émissions automobiles de $PM_{2.5}$ pendant la matinée, peuvent contribuer au pic matinal dans les zones rurales. Cependant, en comparaison avec les sites ruraux, on s'attendrait à ce que la contribution des heures de pointe soit plus importante que celle présentée ici pour Toronto, ce qui implique une fois de plus que ces observations requièrent une étude plus approfondie. Comme dans le cas de l'ozone (O_3), malgré le fait que l'écart-type des mesures horaires de $PM_{2.5}$, qui va de 4 à $5 \mu\text{g m}^{-3}$, dépasse les différences dans les concentrations entre les sites, les modèles diurnes sont solides et permettent donc de donner un aperçu de certains des processus importants qui touchent la qualité de l'air.

7.5.4.1 Hausse des concentrations de particules fines de nitrate pendant la saison froide

Tel qu'il est indiqué ci-dessus, les épisodes de smog ne représentent pas seulement un phénomène estival, en raison du potentiel de $PM_{2.5}$ élevées à toutes les saisons. En fait, les concentrations de $PM_{2.5}$ les plus élevées relevées avec des filtres sur 24 heures au Canada au cours de ces dix dernières années ont été constatées en hiver. Cet événement est décrit en détail à la section 7.7.1. Au cours des mois plus chauds, le sulfate d'ammonium a tendance à représenter la contribution principale aux épisodes (figure 3.64), tandis qu'en hiver, la hausse du nitrate d'ammonium est la grande coupable (figure 3.65 et tableau 7.5). Les températures plus froides favorisent la formation et l'accumulation de nitrate d'ammonium lorsqu'elles sont combinées à des vents légers, du soleil et de faibles hauteurs de la couche de mélange. Ces conditions sont généralement associées à des crêtes de haute pression, et on a observé que les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur 24 heures dépassaient $50 \mu\text{g m}^{-3}$ avec une quantité allant jusqu'à 15 à $20 \mu\text{g m}^{-3}$ de nitrate. Pendant les mois plus chauds, le nitrate peut se former pendant la nuit, mais il s'évapore en général pendant la journée, donc il n'y a pas d'accumulation prolongée.

Il y a des raisons de soupçonner qu'il peut y avoir eu des tendances à la hausse du nitrate particulaire en raison des changements dans la concentration de sulfate, et les figures 3.79 et 3.81 indiquent qu'un tel schéma a eu lieu dans la deuxième moitié des années 1990 et au début de cette décennie. Ce schéma découlait de la préférence de réaction du NH_3 avec le SO_2 acide avant de contribuer à la formation

de particules fines de nitrate. Ansari et Pandis (1998) et West, Ansari et Pandis (1999) ont discuté de l'interaction entre le NH_3 et le SO_4^{2-} dans l'est de l'Amérique du Nord, tandis que les conditions dans le sud de l'Ontario et le Québec ont fait l'objet d'un examen dans l'évaluation canadienne portant sur les matières particulaires (Shepherd et al., 2001), ainsi que dans cette évaluation au chapitre 3. Cette interaction peut donner lieu à des situations où le total de la masse de particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) peut réagir de manière non linéaire, voire négativement, aux changements liés au SO_4^{2-} et au NH_3 (c'est-à-dire, des augmentations des $\text{PM}_{2.5}$ lorsque le SO_4^{2-} diminue). On peut estimer le potentiel de l'occurrence de ces situations à l'aide du ratio de gaz (voir le chapitre 3) et tant pour les conditions actuelles (chapitre 3) que pour celles de la fin des années 1980 et du début des années 1990 (Shepherd et al., 2001). On a estimé que la possibilité pour que les diminutions de $\text{PM}_{2.5}$ soient inférieures aux diminutions, voire aux hausses réelles de SO_4^{2-} , était la plus élevée en hiver au-dessus du sud de l'Ontario. Un examen minutieux des données disponibles relativement au nitrate a révélé que ces prévisions étaient correctes. Cet examen était fondé sur les changements dans les concentrations ambiantes observés au milieu des années 1990, lorsqu'on a mis en œuvre des contrôles du SO_2 en vue de limiter les dépôts acides.

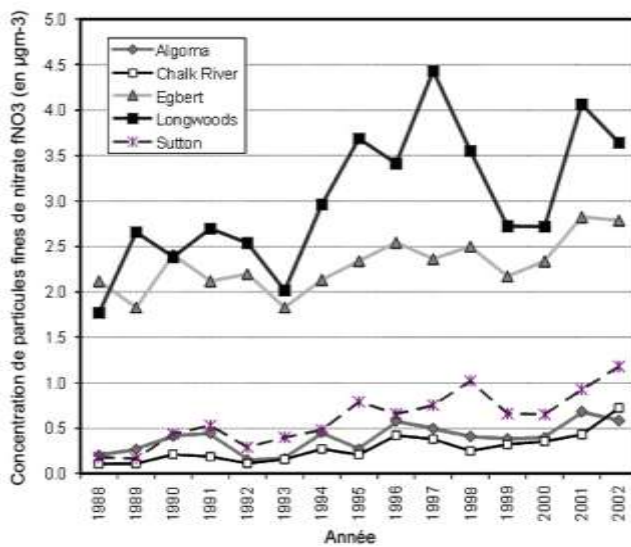


Figure 7.49 Moyenne annuelle estimée des particules fines de nitrate des sites du RCSAP au sud de l'Ontario et au Québec

Tableau 7.6 Changement en pourcentage des concentrations moyennes du RCEPAP pendant la saison froide de HNO₃, NH₄, NO₃, SO₂, SO₄, particules fines de nitrate estimées (fNO₃), nitrate à grosses particules estimé (cNO₃) et nitrate total (tNO₃) entre les périodes de 1988 à 1993 et 1996 à 2001.

CAPMoN	HNO ₃	NH ₄	NO ₃	SO ₂	SO ₄ ⁻²	fNO ₃	cNO ₃	tNO ₃
Longwoods	-22.7%	3.2%	12.5 %	-30.2%	-23.2%	48.7%	-42.0%	25.7%
Egbert	-19.1%	-10.2%	5.0%	-37.0%	-25.0%	17.9%	-20.4%	3.5%
Chalk River	-13.5%	-5.1%	55.7%	-38.7%	-26.1%	143.1%	17.8%	7.5%
Sutton	-21.6%	-8.3%	37.7%	-41.8%	-28.1%	133.5%	-18.4%	6.6%
Algoma	2.6%	0.3%	50.4%	-38.8%	-24.4%	78.7%	18.9%	20.6%
Chapais	-3.4%	-13.0%	148.1%	-49.8%	-33.6%	1791.3%	110.5%	11.0%
ELA	-0.7%	-3.0%	39.9%	-31.9%	-21.4%	61.3%	14.6%	24.0%
Kejimkujik	-21.7%	-21.4%	32.4%	-37.0%	-29.3%	238.7%	32.1%	-21.4%

La figure 3.75 a montré que de 1994 à 1995, les émissions de SO₂ ont subi une réduction de près de trois millions de tonnes dans l'est de l'Amérique du Nord, tandis que les émissions de NO_x ont légèrement augmenté, puis elles ont commencé à diminuer vers 1998. Tel qu'il a été mentionné ci-dessus, les figures 3.79 et 3.81 ont montré que le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCSAP) a observé une hausse du nitrate. Néanmoins, ces résultats portent sur la combinaison des grosses et fines particules de nitrate, car le RCSAP utilise un filtre à surface découverte. Pour la figure 7.49, on a utilisé une procédure d'estimation afin de déterminer la fraction fine du nitrate du RCSAP (fNO₃). Cette démarche, qui part du principe que tout le sulfate se trouve sous la forme de sulfate d'ammonium (c'est-à-dire entièrement neutre) et que l'ammonium particulaire restant se trouve sous la forme de nitrate d'ammonium, fournit des estimations de fNO₃ raisonnablement non biaisées pendant les mois plus froids. Conformément aux prévisions liées au ratio de gaz dans Shepherd et al. (2001), la figure 7.49 montre que le fNO₃ moyen pendant la saison froide à plusieurs sites du RCSAP dans l'est du Canada a augmenté pendant la période au cours de laquelle les émissions de SO₂ ont diminué. De même, comme prévu, l'augmentation était la plus impressionnante dans le sud de l'Ontario. Le tableau 7.6 présente les pourcentages de changements dans les concentrations à partir des données du RCSAP en les comparant aux cinq années précédentes avant et après les réductions des émissions de SO₂. Les augmentations des concentrations de fNO₃ allaient de 18 % à presque 1 800 %, selon l'endroit. On constate que les pourcentages des augmentations plus importantes sont relevés là où le fNO₃ a tendance à être faible, comme dans le nord du Québec (Chapais) et en Nouvelle-Écosse (Kejimkujik). Comme prévu, le soufre, à la fois dans sa phase gazeuse (SO₂) et sous la forme de particules fines (SO₄⁻²), a diminué de manière

relativement uniforme dans l'ensemble de la région. Le soufre total a diminué de 35 % en moyenne, un chiffre en accord avec la taille relative de la réduction des émissions de SO_2 dans l'est de l'Amérique du Nord entre les deux périodes (32 %).

D'autres mesures du RCSAP sont incluses dans le tableau 7.6 pour démontrer que la hausse des particules fines de NO_3 n'était pas entièrement due à une augmentation de l'azote dans l'atmosphère en conséquence de la faible augmentation des émissions de NO_x . Le meilleur exemple à l'appui est le nitrate total (tNO_3), qui est la somme du HNO_3 mesuré et du NO_3 mesuré (combinaison de grosses et de fines particules). La dernière colonne dans le tableau 7.6 montre que sur tous les sites à l'exception de Kejimikujik, le tNO_3 a augmenté entre les deux périodes. Cependant, ces augmentations allaient de 4 à 25 %; elles sont sensiblement inférieures aux augmentations de fNO_3 correspondantes. Il y a eu une diminution du HNO_3 sur tous les sites sauf un, et l'estimation des grosses particules de nitrate (cNO_3), qui peuvent se former lorsque le HNO_3 réagit avec les éléments crustaux présents sur les plus grandes particules, a aussi diminué à plusieurs sites. Les diminutions de HNO_3 et les plus faibles augmentations du tNO_3 par rapport au fNO_3 indiquent qu'un changement dans la distribution de N était l'une des raisons justifiant l'augmentation du fNO_3 . Le « NH_3 libre » fourni par la réduction du SO_4^{2-} a entraîné la transformation d'une plus grande partie de l'azote en phase gazeuse (c'est-à-dire l'acide nitrique, HNO_3) en particules fines. Par conséquent, les données de mesure indiquent que le NO_3 en particules fines pendant l'hiver a augmenté dans l'est du Canada à la fin des années 1990s et au début des années 2000. La théorie évoquée ci-dessus et au chapitre indique que cette augmentation était en grande partie une réponse aux réductions des émissions de SO_2 . Cette expérience récente avec le fNO_3 montre que les futures stratégies visant la réduction des $\text{PM}_{2.5}$ devront méticuleusement tenir compte de la complexité de la chimie atmosphérique et de la possibilité selon laquelle des diminutions de certains composés dans le smog pourraient entraîner des augmentations d'autres composés.

Dans d'autres régions du Canada, les valeurs plus élevées du nitrate d'ammonium pendant les mois plus froids sont aussi habituelles (voir la section suivante), mais dans la vallée du bas Fraser, le caractère saisonnier du nitrate est beaucoup moins prononcé (Brook et Dann, 1999). Les composés organiques peuvent également être responsables des $\text{PM}_{2.5}$ élevées pendant la saison froide (de novembre à avril), mais ils constituent généralement la force motrice des épisodes dans les localités touchées par la fumée issue de la combustion du bois, notamment dans les vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique, et dans des collectivités précises où l'on utilise fréquemment du bois pour le chauffage (p. ex. dans la vallée du fleuve Saint-Laurent).

Un tableau plus clair du comportement des $PM_{2.5}$: Aperçu à haute résolution temporelle des mesures de la composition

Pendant plus de trente ans, les mesures de matières particulaires ont été dominées par des échantillons intégrés. Des particules se trouvant dans la fourchette de dimensions présentant un intérêt ont été recueillies sur un filtre ou une surface d'impact à l'issue de nombreuses heures d'échantillonnage. La durée habituelle, qui est toujours la norme pour la plupart des programmes de surveillance, était de 24 heures. L'intérêt accru pour les $PM_{2.5}$ en raison de préoccupations dans le domaine de la santé a engendré d'importants investissements dans la recherche et le développement dans le monde entier, et tout particulièrement aux États-Unis. Un résultat de ces efforts a été la réalisation de progrès significatifs dans des technologies de mesures capables d'effectuer des échantillonnages et des dimensionnements automatisés ainsi que des caractérisations chimiques des particules (Wexler et Johnson, 2008) avec une résolution horaire ou une meilleure résolution temporelle. L'un des nouveaux instruments les plus importants découlant de ce travail a été le spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique. Environnement Canada était l'un des premiers groupes dans le monde entier à déployer le spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique, lors de l'étude Pacifique 2001 menée sur le terrain. Depuis ce test bêta initial, on a acquis une quantité énorme de nouvelles idées, et le spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique est maintenant un volet normalisé de la plupart des études de terrain au Canada. La résolution temporelle de cinq à quinze minutes de son mode de fonctionnement habituel a révélé des variations complexes et indépendantes dans les principales fractions chimiques des $MP_{1,0}$ et également dans les différentes classes granulométriques au sein des $MP_{1,0}$. Ces mesures permettent de démêler les processus qui contrôlent les variations des $MP_{1,0}$, y compris les influences des régions sources, la formation secondaire et la météorologie. On peut à présent constater beaucoup plus clairement que les phénomènes autrefois relevés par les appareils de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) en tant que variations à court terme de la masse totale, avec une connaissance limitée des facteurs provoquant ce type de comportement, impliquent toute une série de processus. Cela est illustré dans les figures 1 et 2, qui sont des séquences à court terme des mesures dans la vallée du bas Fraser et à Toronto.

Le premier cas (figure 1) a été analysé en détail dans l'étude de Brook et al. (2004c). On a observé que les $PM_{2.5}$ augmentaient au-delà de $10 \mu\text{g m}^{-3}$ à quatre moments différents dans la période présentée. Cette expérience comprenait trois pics séparés le 26 août, qui n'auraient jamais été résolus avec des échantillons intégrés sur 24 heures. En outre, à défaut des composants chimiques obtenus avec le spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique, il serait très difficile, voire impossible, de découvrir le fait que chacun de ces pics était associé à des sources ou des processus différents. Un échantillon standard prélevé le 26 août sur 24 heures, de minuit à minuit, aurait relevé $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$ de nitrate, $1,1 \mu\text{g m}^{-3}$ de sulfate, $3,7 \mu\text{g m}^{-3}$ de carbone organique et $7,8 \mu\text{g m}^{-3}$ de $PM_{2.5}$ totales, sans aucune indication du fait que les concentrations les plus fortes s'étaient produites à des points entièrement différents au cours de la période.

À partir des mesures du spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique à la figure 1, on peut observer que le premier pic, le matin du 26, était lié à une brusque augmentation du nitrate particulaire (pNO_3). Il s'agit de la durée de formation habituelle pour le pNO_3 pendant les mois plus chauds. Des températures froides et une humidité élevée sont requises et les meilleures possibilités pour réunir

lesdites conditions sont la nuit et en début de matinée. Par conséquent, le premier pic est essentiellement associé à la formation locale de particules de nitrate d'ammonium secondaire. Le deuxième pic, en début d'après-midi ce jour-là, avait des concentrations élevées de sulfate particulaire (pSO₄) et de matières organiques (pOC), tandis que le troisième était associé en grande partie aux matières organiques (pOC). En combinaison avec l'information météorologique, ces deux pics étaient liés à la brise de mer. Le premier pic est le mouvement à l'intérieur des terres d'une masse d'air présente au-dessus du détroit de Géorgie. Cette masse d'air contenait du sulfate secondaire et des matières organiques qui s'étaient formés au cours des quelques jours précédents, lorsque les particules et les précurseurs se sont accumulés et ont réagi au large. Le troisième pic était lié à la poussée d'air ou la brise de terre qui a ramené la masse d'air chargée de particules au site d'observation. La caractéristique la plus intéressante est la réduction du pSO₄ par rapport au pOC dans la poussée d'air. La raison de ce comportement est liée aux emplacements des sources de pSO₄ et des sources de pOC. Pour les premières, il y a peu d'émissions de SO₂ à l'intérieur des terres au-dessus de la vallée du bas Fraser, donc la masse d'air n'a pas accumulé de nouvelles concentrations de pSO₄ pendant cette période, mais le pSO₄ qu'elle contenait a continué à se disperser, en ayant ainsi une concentration inférieure dans la poussée d'air inverse. Toutefois, il y a d'amples sources de pOC primaire et secondaire à l'intérieur des terres au-dessus de la vallée du bas Fraser, qui ont continué à s'accumuler dans la masse d'air, puis qui ont touché le site d'observation pendant la poussée d'air inverse.

Le plus grand événement de PM_{2,5} au cours de la période montrée a eu lieu le 27 août. À ce moment-là, les concentrations ont augmenté à près de 20 µg m⁻³, d'abord brusquement puis progressivement, avec quelques hauts et bas, puis une nouvelle fois brusquement en début de matinée. Le pSO₄, le pOC et le pNO₃ se sont comportés chacun différemment. Le début de l'événement était probablement le débit entrant provenant du détroit et il a été renforcé en pSO₄. Par la suite, lorsque l'événement s'est poursuivi, les directions du vent ont changé et ont amené plus de pOC. À ce moment-là, d'autres polluants (non illustrés) sont survenus, y compris du carbone élémentaire et du monoxyde de carbone, ce qui indique que des sources de combustion de pOC relativement nouvelles, probablement à partir des régions plus peuplées de la vallée du bas Fraser (la région de Vancouver) contribuaient à l'événement d'émissions de PM_{2,5}. Cet événement a duré toute la nuit et s'est renforcé par la formation locale de pNO₃ lorsque les températures ont diminué et que l'humidité a augmenté. L'événement a brutalement pris fin, la masse et les trois composants principaux ont diminué ensemble pour donner une masse d'air plus propre derrière la progression d'un faible front froid.

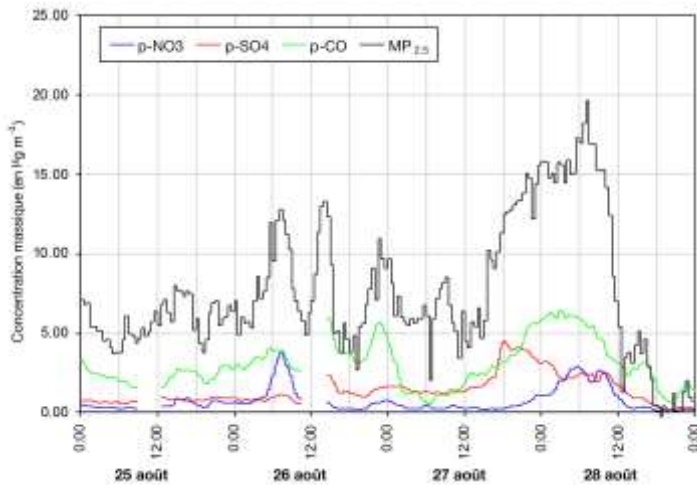


Figure 1 : Mesures prises avec un spectromètre de masse d'aérosols et un appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) pendant quatre jours en août 2001 à Langley, en Colombie-Britannique.

Les figures 2a et 2b montrent une brève étude de cas pour Toronto. Les données relatives aux $PM_{2.5}$ mesurées avec l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) n'étaient pas disponibles à cet endroit, donc seules les mesures du spectromètre de masse d'aérosols sont présentées. Cependant, outre le pSO_4 , le pNO_3 et le pOC , deux marqueurs utiles des « fragments de la masse » sont inclus. Il s'agit des marqueurs m/z 44 et m/z 57, qui ont tendance à être liés à des matières organiques oxygénées et donc plus vieilles, ainsi qu'à de nouvelles matières organiques émises, respectivement.

Le premier jour de l'épisode, du milieu de la journée du 11 mai au milieu de celle du 12 mai, a été associé aux $MP_{1,0}$, composées principalement de matières organiques avec deux petits pics de nitrate distincts. Les hausses associées du m/z 57 semblent indiquer qu'il s'agit de nouvelles émissions probablement d'origine locale, qui s'accumulent au-dessus de la ville pendant cette période en raison d'une stagnation. On soupçonne que la circulation routière soit le principal facteur de contribution. Un examen plus approfondi montre qu'au début de la période d'accumulation de NO_2 , le pOC qui augmentait était caractérisé par des hausses du m/z 44. Ce fragment indique la présence de matières organiques oxygénées, qui peuvent provenir d'émissions primaires, mais il se rapporte aussi aux matières organiques secondaires ou plus vieilles. Pendant la nuit et le matin du 12 mai, le m/z 57 augmente brusquement et s'accompagne d'augmentations du nitrate. Cette forte corrélation indique un processus ou une source atmosphérique commun pour les matières organiques et le nitrate liés au m/z 57 pendant cette période. L'après-midi du 12 mai, un événement régional important a commencé, annoncé par une hausse rapide du sulfate et, peu après, des vieilles matières organiques (m/z 44). Ensuite, tout au long de la période au cours de laquelle les $MP_{1,0}$ étaient les plus élevées, de midi le 12 mai à tard dans la journée du 14 mai, la composition a varié considérablement, surtout la quantité de nitrate.

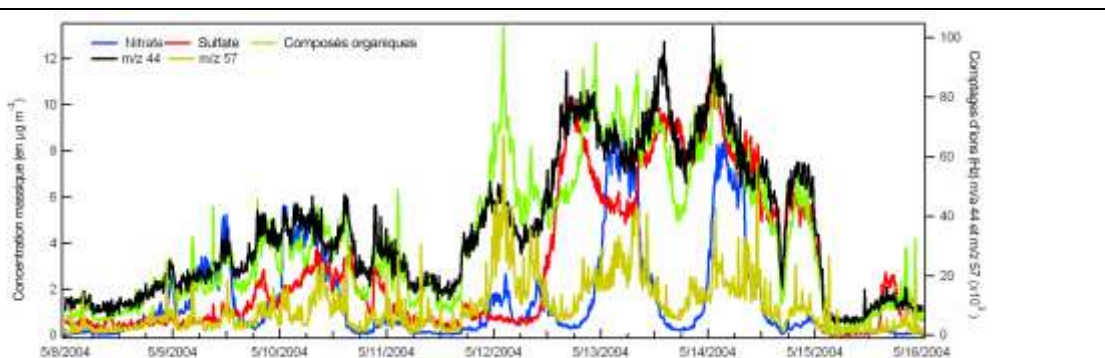


Figure 2a : Série chronologique d'un spectromètre de masse d'aérosols pendant huit jours en mai 2004 à Toronto. On estime les MP1,0 en additionnant le nitrate, le sulfate et les matières organiques.

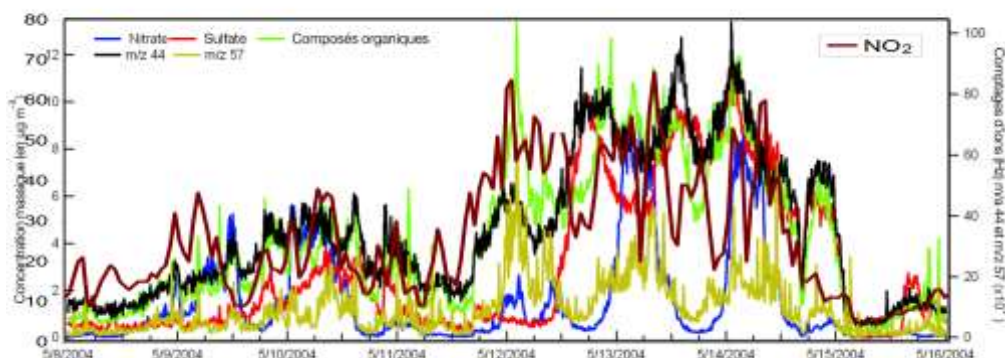


Figure 2b : La moyenne des concentrations horaires de NO₂ (ppb) calculée à Toronto est montrée au-dessus de la parcelle précédente de données du spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique. La période du 11 au 15 mai a accueilli un épisode de NO₂ significatif. Les données du spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique montrent que les MP1,0 associées à cette période ont varié de manière significative en termes de composition chimique.

Il y a eu deux importants événements de formation de nitrate pendant la nuit jusqu'en début d'après-midi. Ces nuits se sont accompagnées de brouillard, ce qui a probablement facilité la formation de nitrate et a également retardé le réchauffement du matin, permettant ainsi la persistance du nitrate dans l'après-midi. Lors du premier pic de nitrate (MP1,0 environ 20 µg m⁻³ et NO₂ environ 50 ppb), le sulfate a diminué et le m/z 57 a augmenté, ce qui indiquait une diminution des hauteurs de la couche de mélange qui a permis l'accumulation des émissions locales et le découplage de la surface à partir de la masse d'air plus régionale qui est restée en altitude au-dessus des inversions. Les concentrations étaient faibles en milieu d'après-midi le 14 mai (MP1,0 environ 13 µg m⁻³) en raison d'une hauteur élevée de la couche de mélange et de la perte de nitrate causée par le réchauffement pendant la journée. Les plus fortes concentrations de la masse de particules se sont produites pendant la nuit le 14

mai et le matin du 15 mai. Les $MP_{1,0}$ étaient d'environ $30 \mu\text{g m}^{-3}$. Les concentrations de NO_2 étaient légèrement inférieures par rapport à la nuit précédente et elles s'accompagnaient également de quantités inférieures de m/z 57. La quantité plus importante de sulfate pendant ce pic, ainsi que le m/z 44, indiquent que les particules et la masse d'air pendant cette période étaient plus homogènes dans leur composition en matière de contributions par des sources locales et de la composante du transport régional. À la fin de l'événement au début de la journée du 15 mai, le NO_2 a diminué radicalement et les niveaux de particules sont aussi un peu plus faibles. Cependant, le type de particule était dominé par les matières organiques associées au m/z 44 et au sulfate, avec ces deux fractions qui semblent varier étroitement.

Le message global des figures 2a et 2b est que cet événement d'émissions de particules et de NO_2 a été caractérisé par l'accumulation d'émissions locales, suivie par l'arrivée de particules transportées. Ces deux « masses d'air », à savoir la masse locale et la masse régionale, ont subi une interaction et un mélange progressifs, en devenant plus homogènes après la deuxième journée et en vieillissant plus tard dans la période. L'analyse d'autres événements à Toronto a montré un modèle semblable d'accumulation des particules (c'est-à-dire une accumulation locale puis régionale), ce qui indique que le cas aux figures 2a et 2b peut représenter un cas relativement habituel d'accumulation urbaine de particules dans la région de Toronto.

¹ L'orifice d'entrée du spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique a une efficacité de transmission qui diminue au-delà d'environ 700 nm. Par conséquent, on considère qu'il mesure les $MP_{1,0}$. En général, un important pourcentage de la masse de $PM_{2,5}$ est inférieure à $1,0 \mu\text{m}$ en mode d'accumulation. Les mesures du spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique montrent très clairement les $PM_{2,5}$ et leur comportement.

7.5.5 Configurations spatiales et temporelles des $PM_{2,5}$ de l'ozone (O_3) et des précurseurs au-dessus de l'Alberta et des Prairies

La compréhension des problèmes liés à la qualité de l'air dans les Prairies représente des enjeux de taille. Ces enjeux sont dus à l'influence des montagnes Rocheuses sur la météorologie, au rôle de masses d'air naturelles relativement non polluées et d'un phénomène naturel dans la qualité de l'air à l'échelle régionale, à l'incidence sporadique mais importante des forêts, à la faible couverture en Saskatchewan et au Manitoba en matière de surveillance, ainsi qu'à la quasi-absence de spéciation chimique totale des $PM_{2,5}$ dans l'ensemble des Prairies. Les données disponibles indiquent que les problèmes liés à la qualité de l'air diffèrent considérablement de la saison froide à la saison chaude. Les événements précédents sont associés à des concentrations extrêmement élevées de $PM_{2,5}$ et de NO_x dans les zones urbaines et industrielles qui entraînent une réduction de la visibilité. Par contre, les événements en saison chaude, qui ne sont pas aussi significatifs que ceux de la saison froide, ont tendance à montrer des conditions plus classiques relativement à la formation photochimique de smog à l'échelle régionale, mais les émissions des incendies de forêt peuvent jouer un rôle important.

Malgré la présence des plus fortes émissions de précurseurs du smog au Canada, les concentrations moyennes d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ sont relativement faibles par rapport au corridor Windsor-Québec. Malgré leurs concentrations moyennes relativement faibles, Edmonton et Calgary ont toutes deux des concentrations proches de la cible des standards pancanadiens de 2010 en ce qui concerne l'ozone (O_3). L'absence de surveillance généralisée en Saskatchewan et au Manitoba limite la compréhension du transport régional des émissions de l'Alberta, la province qui produit le plus d'émissions. Le devenir de ces émissions n'est pas clair, et des questions subsistent concernant la portée de la formation de pollution secondaire et les dépôts en aval.

Les vents relativement forts dans l'ensemble des Prairies semblent assurer la dispersion des $PM_{2.5}$ et de l'ozone (O_3) au-dessus d'une vaste zone, en empêchant donc l'accumulation généralisée des concentrations de polluants atmosphériques. Près des endroits dégageant des émissions élevées, de fortes concentrations se produisent lorsqu'il y a un mélange réduit dans la couche limite inférieure. Tel qu'il est illustré au chapitre 3, cela devient un enjeu notable dans certaines villes des Prairies, tout particulièrement en ce qui concerne les concentrations d'oxyde nitrique (NO) en hiver et les régions qui produisent de fortes émissions de composés organiques volatils (COV). Ces régions comprennent l'est d'Edmonton et Fort Saskatchewan, ainsi qu'une partie du centre industriel de l'Alberta. Ces concentrations élevées sont liées à des hauteurs inférieures de la couche de mélange et à des périodes de vitesse faible des vents causées par des périodes plus fréquentes de conditions froides et stables. Les hauteurs de la couche de mélange en hiver sont inférieures et moins variables qu'en été (figure 7.27), ce qui donne lieu aux modèles saisonniers observés pour les $PM_{2.5}$ et le NO_x (Dawson, Adams et Pandis, 2007). La hausse des émissions dues au chauffage peut également contribuer aux concentrations hivernales plus élevées et, pendant certaines périodes et à certains endroits, le rendement plus médiocre des véhicules (p. ex. les démarrages à froid dans des conditions froides) peut également jouer un rôle.

À toutes les stations de surveillance en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, les concentrations de NO moyennes et maximales ont tendance à atteindre un pic en décembre et en janvier. Les niveaux de NO moyens minimaux se produisent au printemps et en été, habituellement entre mai et juillet. Étant donné que les modèles saisonniers sont semblables sur tous les sites, seul l'est d'Edmonton est illustré à la figure 7.51, à titre d'exemple. Les concentrations de NO_2 suivent un modèle semblable à celui du NO, bien que ses concentrations mensuelles maximales soient observées en janvier et février et que ses concentrations mensuelles minimales soient généralement observées en juillet. Les cycles hebdomadaires du NO_2 et du NO (voir le chapitre 3) sont évidents aux sites urbains tels qu'Edmonton et Calgary, ce qui montre l'influence importante de la circulation routière sur les niveaux de NO_x .

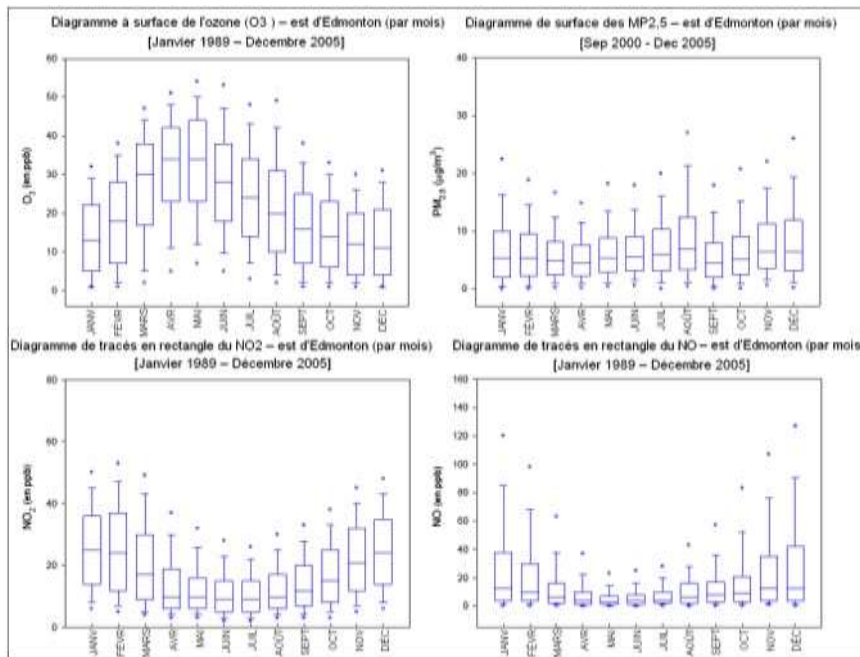


Figure 7.50 Cycle saisonnier de l'ozone (O_3), des $PM_{2.5}$, du NO_2 et du NO sur le site de surveillance à l'est d'Edmonton. Le diagramme en boîte illustre : le 95^e centile (cercle supérieur), 90^e centile (moustache supérieure), 75^e centile (bord supérieur de la case), la valeur médiane (ligne horizontale qui traverse la case), 25^e centile (bord inférieur de la case), le 10^e centile (moustache inférieure) et le 5^e centile (cercle inférieur) de toutes les observations pour chaque catégorie.

Occasionnellement, sur la plupart des sites de l'Alberta, on a observé des concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur 24 heures qui se trouvaient au-dessus des valeurs de mesure des standards pancanadiens ($30 \mu g m^{-3}$). Aux sites urbains et aux sites influencés par des émissions urbaines et industrielles, les concentrations de $PM_{2.5}$ atteignent un pic en hiver et un autre en été (p. ex. la figure 7.50). Sur les sites urbains qui subissaient les plus fortes concentrations, les pics hivernaux et estivaux sont à peu près équivalents en termes d'ampleur. Toutefois, ces données proviennent des mesures de l'appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM), dont on sait qu'elles perdent de la masse en hiver (chapitre 3). La correction de cet écart entraînerait probablement une concentration hivernale de $PM_{2.5}$ supérieure à la concentration estivale de $PM_{2.5}$. Les mesures de la masse avec des filtres sont mentionnées ci-dessus et elles soutiennent cette hypothèse et indiquent que les événements de $PM_{2.5}$ pendant la saison froide ont des concentrations sensiblement plus élevées par rapport à celles de la saison chaude.

Le pic estival de $PM_{2.5}$ est interprété comme l'influence combinée de la fumée provenant des incendies de forêt et de la plus grande prévalence de la poussière emportée par le vent pendant les mois sans neige. On a observé des $PM_{2.5}$ modérément élevées liées à des sources anthropiques en été, tel que mentionné à la section 7.7.13. Peu de mesures de $PM_{2.5}$ éloignées et représentatives à l'échelle régionale sont disponibles dans les Prairies, mais sur ces sites, les observations supérieures à $30 \mu g m^{-3}$

3 se produisent presque exclusivement au cours de la période comprise entre mai et septembre. Une analyse des causes des épisodes (Johnson, 2005) a attribué presque tous les épisodes à l'influence des incendies de forêt.

Tableau 7.7 Reconstruction de la masse d'Edmonton, à l'aide des résultats et des formules de l'échantillonnage de spéciation décrits à la section 3.5.2 (chapitre 3). Les mesures de la concentration, utilisées pour calculer les contributions du sol et du total des autres éléments, ne sont pas disponibles pour cette période.

	Masse moyenne des MP _{2,5}	Particules non comptabilisées en %	ASO ₄ en %	ANO ₃ en %	MO en %	CE en %	SOL en %	TAE en %	NACL en %
Moyenne	8	12	14	26	31	13	-	-	3
Avril à septembre (période chaude)	6.3	23	21	11	33	12	-	-	1
Octobre à mars (période froide)	8.9	7	12	33	31	13	-	-	4
10 concentrations les plus élevées (période chaude)	9.3	26	19	9	36	10	-	-	1
10 concentrations les plus élevées (période froid)	17.3	9	15	47	20	8	-	-	1
Masse totale > 15 µg m ⁻³	18.8	9	15	47	20	8	-	-	1

Des données limitées sur la spéciation des PM_{2,5} sont disponibles pour les Prairies, avec un site en exploitation seulement depuis mai 2007 (voir le tableau 3.16). Le tableau 7.7 donne un aperçu du pourcentage de contribution des principaux composants pour la période allant de septembre 2006 à juin 2007. Pour cette période d'analyse limitée, il est intéressant de noter que les sept événements ayant une masse de PM_{2,5} de plus de 15 µg m⁻³ (mesure prise avec des filtres sur 24 heures) ont été relevés en hiver : un en novembre, trois en décembre et trois en janvier. En moyenne, le principal facteur de contribution à la masse était la matière organique, ce qui reflète l'emplacement urbain du site. Tel qu'il est observé dans l'est du Canada, le sulfate d'ammonium contribuait davantage à la masse totale pendant la saison chaude que pendant la saison froide, et le nitrate d'ammonium suivait le schéma opposé. Pendant les événements de concentrations plus élevées pendant la saison froide, qui avaient une ampleur sensiblement supérieure par rapport aux événements pendant la saison chaude, le nitrate d'ammonium était le composant dominant, responsable de près de 50 % de la masse totale. Les événements pendant la saison chaude étaient caractérisés par une augmentation de la prévalence de la matière organique sur les PM_{2,5}. À la différence de l'est du Canada, le sulfate d'ammonium était moins important pendant ces périodes. L'importance de la matière organique pour ces événements indique que les PM_{2,5} élevées à l'échelle régionale associées aux incendies de forêt, tel qu'exposé ci-dessus, a des répercussions sur Edmonton. La figure 7.93 à la section 7.7.4.3 présente d'autres preuves de cette caractéristique en fonction des résultats de modélisation des récepteurs.

Les concentrations d'ozone moyennes à tous les sites dans la région sont les plus élevées pendant les mois de printemps de mars à juin, ce qui est courant avec la majorité des sites de l'hémisphère Nord situés à moyenne latitude (Monks, 2000). Les sites du nord de l'Alberta tels que Fort Chipewyan ont les valeurs moyennes et du 95^e centile les plus élevées pour l'ozone (O₃) en avril. Aux sites du sud de l'Alberta et du sud de la Saskatchewan, l'ozone (O₃) moyen atteint un pic en mai, tandis que l'ozone

(O₃) au 95^e centile a un vaste maximum d'avril à août (figure 7.50). On soupçonne que les valeurs élevées d'ozone (O₃) au printemps soient liées au transport de la stratosphère ou la troposphère libre (se reporter à la zone de texte intitulée « Influences de l'ozone stratosphérique en Alberta »), tandis que l'ozone (O₃) à la fin de l'été est plus probablement liée à la production photochimique locale (section 7.7.13).

Les sites urbains lourdement touchés par les émissions de NO_x ont tendance à avoir une concentration minimale d'ozone (O₃) au milieu de l'hiver, ce qui coïncide avec les concentrations maximales de NO. Les concentrations minimales d'ozone (O₃) aux sites à haute altitude et les sites éloignés dans le Nord (Fort Chipewyan, Hightower Ridge et Steeper) sont relevées d'août à septembre. Ce modèle a aussi été observé sur des sites du nord de l'Europe (Monks, 2000), et la figure 7.45 montre que tous les sites canadiens faisaient l'objet de valeurs maximales au printemps pour au moins quelques voies de transport, si pas toutes. Généralement, les sites qui ne sont que modestement influencés par les émissions urbaines ou industrielles de NO_x ont tendance à avoir un vaste minimum dans les concentrations moyennes d'ozone (O₃) d'août à janvier.

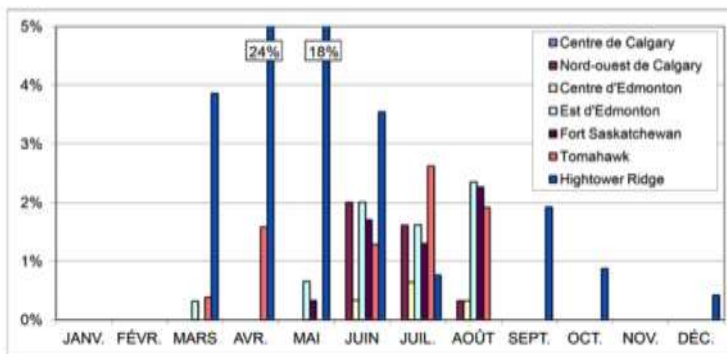


Figure 7.51 Dépassement en pourcentage de la valeur d'ozone (O₃) de la norme pancanadienne en Alberta – comparaison des sites urbains et non urbains. (pourcentage des jours où la concentration d'ozone sur 8 heures est >65 ppb sur certains sites d'Alberta)

On a relevé des concentrations moyennes d'ozone (O₃) sur huit heures qui dépassaient la valeur de mesure des standards pancanadiens à de nombreuses stations de l'Alberta (Chaikowsky, 2001). Ces dépassements étaient les plus fréquents aux sites à haute altitude dans l'ouest de l'Alberta, notamment à Hightower Ridge, où on a observé des moyennes quotidiennes sur huit heures supérieures à 65 ppb pendant la plupart des mois de l'année, mais ils sont les plus fréquents en avril et en mai. Près des zones urbaines d'Edmonton et Calgary, les observations sur huit heures relatives à l'ozone qui dépassent 65 ppb sont les plus fréquentes de juin à août, bien qu'on observe occasionnellement des concentrations moyennes sur huit heures qui sont supérieures à 65 ppb en mars de mai à septembre. Les sites urbains centraux tels que le centre d'Edmonton et le centre de Calgary sont fortement influencés par les émissions locales de NO_x et, ainsi, ils dépassent rarement les standards pancanadiens pour l'ozone (O₃), tandis que sur les sites périphériques tels que Tomahawk, l'est d'Edmonton, Fort Saskatchewan et le nord-ouest de Calgary, on relève plus fréquemment des observations au-dessus de la mesure des standards pancanadiens (voir la figure 7.51). Les émissions

de Calgary peuvent causer des observations plus fréquentes d'ozone (O_3) au-dessus de 65 ppb en aval de la ville, comme le laisse entendre le travail de modélisation (Fox et Kellerhals, 2007), mais il n'y a aucune observation de la concentration ambiante d'ozone (O_3) dans les environs pour vérifier cette théorie. Les concentrations d'ozone (O_3) sur huit heures qui dépassent les standards pancanadiens sont rares aux sites de surveillance dans le sud de la Saskatchewan et le sud du Manitoba.

En Alberta, il est important de prendre en considération la continuité du suivi de la fréquence, des tendances et de la configuration spatiale des événements liés aux concentrations d'ozone (O_3) supérieures à 82 ppb pour une moyenne sur une heure, car la plupart des cas sont associés à la production locale de smog. Par contre, les observations au-dessus de la concentration des standards pancanadiens, soit 65 ppb sur huit heures, se produisent souvent pendant des épisodes de smog locaux, voire peut-être même plus souvent en conséquence de concentrations d'ozone (O_3) élevées au printemps qui peuvent être fortement influencées par des phénomènes naturels, y compris l'ozone (O_3) stratosphérique. Par conséquent, le gouvernement provincial continue à maintenir un objectif horaire. Les observations au-dessus de ce seuil sont moins courantes que les observations au-dessus des points de référence des standards pancanadiens et sont les plus courantes dans la région du centre de l'Alberta, centrée sur Edmonton et qui s'étend à l'est et à l'ouest. On a déjà observé des dépassements occasionnels à Red Deer, Calgary et Hightower Ridge. Les dépassements sont les plus courants en août, en juillet et en juin (Chaikowsky, 2001); ils soutiennent davantage cette mesure comme étant un indicateur efficace d'événements de smog influencés par l'homme.

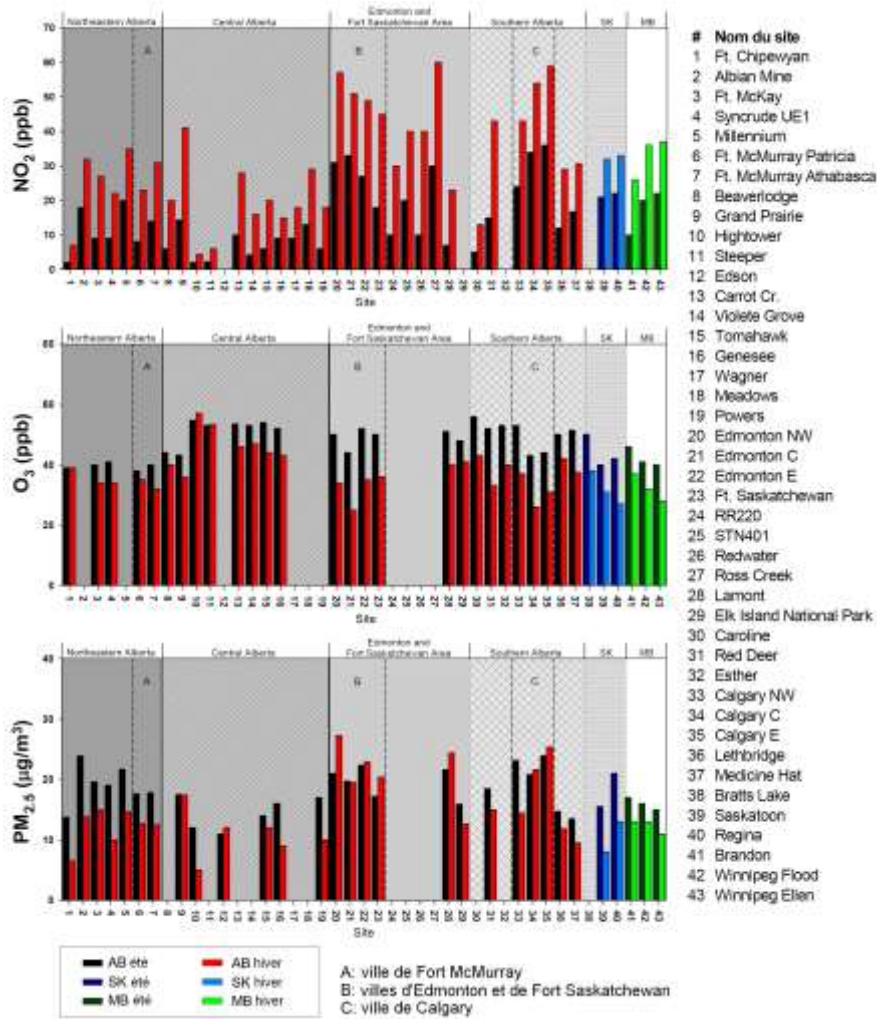


Figure 7.52 Concentrations de NO₂ (haut), d'ozone (O₃) (milieu), et de PM_{2.5} (bas) au 95^e centile en été et en hiver (2000 à 2005) sur des sites partout dans les Prairies

La figure 7.52 montre que le NO₂, l'ozone (O₃) et les PM_{2.5} au 95^e centile pour tous les sites de surveillance des Prairies sont séparés par l'été et l'hiver. Parmi les collectivités plus importantes, les concentrations de NO₂ au 95^e centile sont les plus élevées à Edmonton et dans les zones industrielles environnantes; ces zones sont suivies par Calgary, Winnipeg, Regina et Saskatoon. Certaines collectivités plus petites telles que Red Deer et Grande Prairie ont aussi des concentrations de NO₂ relativement élevées. Les concentrations de NO₂ à tous les sites dans le nord de l'Alberta près des activités industrielles des sables bitumineux et dans les collectivités adjacentes sont comparables à celles dans les villes de taille moyenne. Pendant les mois d'été, les concentrations d'ozone (O₃) au 95^e centile sont relativement semblables dans toute la partie sud de l'Alberta, sauf dans les centres-villes, où elles sont inférieures en raison du titrage du NO. Les concentrations d'ozone (O₃) en été sont inférieures dans le nord de l'Alberta ainsi qu'en Saskatchewan et au Manitoba. Au cours des mois d'hiver, les concentrations d'ozone (O₃) au 95^e centile sont systématiquement inférieures dans les régions touchées par les émissions de NO. Pendant la période estivale, les concentrations de PM_{2.5}

concentrations au 95^e centile sont généralement légèrement supérieures dans les zones urbaines par rapport aux zones rurales, tandis que les zones urbaines en hiver ont des PM_{2.5} extrêmement plus élevées que les zones rurales. Ces constatations coïncident avec une influence des incendies de forêt régionaux en été, et une incidence plus importante des émissions locales pendant l'hiver.

Les événements hivernaux qui provoquent de fortes émissions de PM_{2.5}, de NO et de NO₂ sont plus fréquentes dans les régions d'Edmonton et de Calgary (Qiu et Pankratz, 2007), tel que reflété par les concentrations moyennes de PM_{2.5} plus élevées dans les centres urbains en hiver. Sur les neuf épisodes indépendants de PM_{2.5} en hiver, enregistrés dans les Prairies entre 1999 et 2003, sept d'entre eux ont été relevés dans la région d'Edmonton (Johnson, 2005). Une étude relative à des événements de smog précis en hiver montre que les corrélations entre le NO₂ et les PM_{2.5} sont inférieures entre le NO et les PM_{2.5} (voir la zone de texte « smog en hiver »). Les ratios élevés NO/NO₂ (voir la figure 3.31) en hiver sont probablement liés aux faibles concentrations d'ozone (O₃) et aux basses températures, qui entraînent une conversion plus lente du NO en NO₂ (Jenkin et Clemitshaw, 2000).

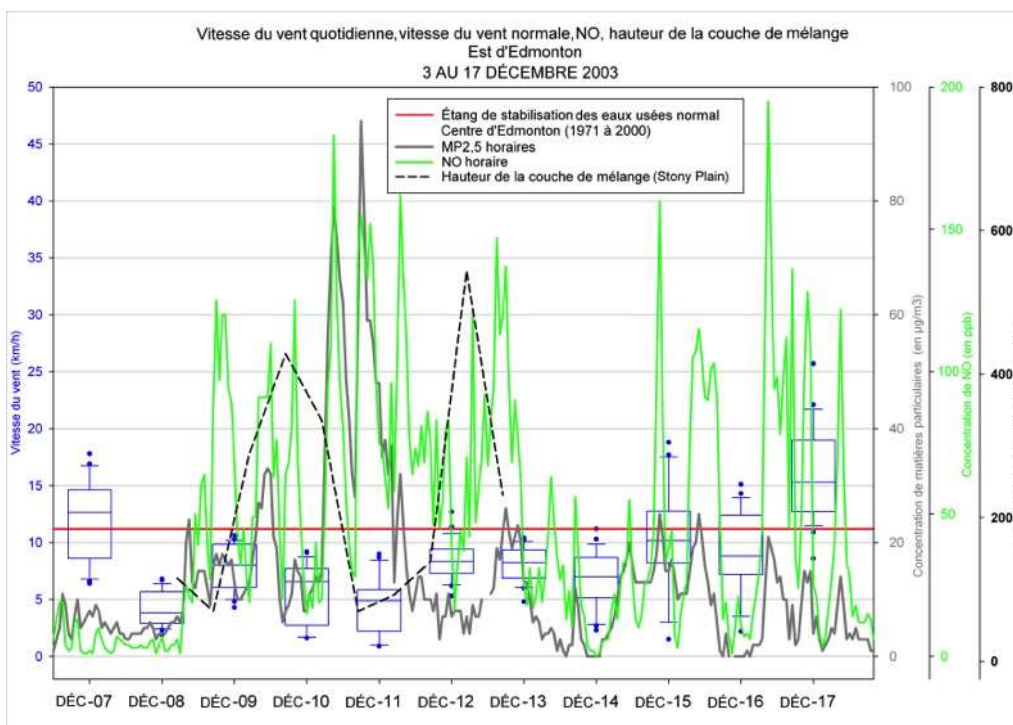


Figure 7.53 Concentration de PM_{2.5} (ligne grise en gras), rapport de mélange du NO (ligne verte), vitesse du vent et hauteur de la couche de mélange pendant un épisode hivernal à Edmonton. Les polluants et la vitesse du vent ont été mesurés à la station de surveillance de l'est d'Edmonton, la hauteur de la couche de mélange estimée a été obtenue à l'issue du lancement de radiosondes à Stony Plain, à 20 km d'Edmonton. La case bleue et les moustaches désignent les vitesses du vent observées chaque jour, alors que la ligne rouge illustre la moyenne à long terme de la vitesse du vent sur le site. Veuillez noter que les vitesses du vent observées étaient bien inférieures à la moyenne pendant les périodes de pic de NO et de PM_{2.5} les 10 et 11 décembre.

La figure 7.53 montre un exemple d'un événement de smog en hiver à Edmonton. Au cours de cet événement, les concentrations de $PM_{2.5}$ sur 24 heures le 10 décembre 2003, mesurées par un appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM), ont atteint un seuil supérieur au niveau des standards pancanadiens à trois sites d'Edmonton et à Fort Saskatchewan. Les concentrations horaires de pointe pour les $PM_{2.5}$ ont atteint $97 \mu\text{g m}^{-3}$. Les concentrations de $PM_{2.5}$ ailleurs en Alberta n'étaient pas extrêmement élevées pendant cette période. Au cours de cet événement, les $PM_{2.5}$ ont commencé à augmenter le 8 décembre avec le début de vents légers du sud-est. Des vents très légers, de faibles hauteurs des couches de mélange et la fluctuation de la direction du vent, qui causaient éventuellement une certaine remise en circulation de la pollution, accompagnaient les concentrations de pointe des $PM_{2.5}$ le 10 décembre. Le pic des matières particulaires était accompagné également d'une humidité relative quasi saturée (92 %) et de températures froides ($-17,1 \text{ }^\circ\text{C}$). L'événement de smog a pris fin le 17 décembre en raison du retour d'un écoulement de vent modéré en direction de l'ouest.

Les événements de smog en été dans les Prairies, qui sont constitués d'une concentration élevée d'ozone (O_3) avec une concentration de $PM_{2.5}$ modérément élevée, ont lieu peu fréquemment en Alberta. Néanmoins, ils ont été définis comme une source de préoccupation, car les concentrations d'ozone (O_3) à Calgary et à Edmonton frôlent les standards pancanadiens, et le cadre de gestion de l'ozone de l'Alberta (ministère de l'Environnement de l'Alberta, 2007) stipule que chaque région doit mettre au point un plan destiné à empêcher les dépassements des standards pancanadiens.

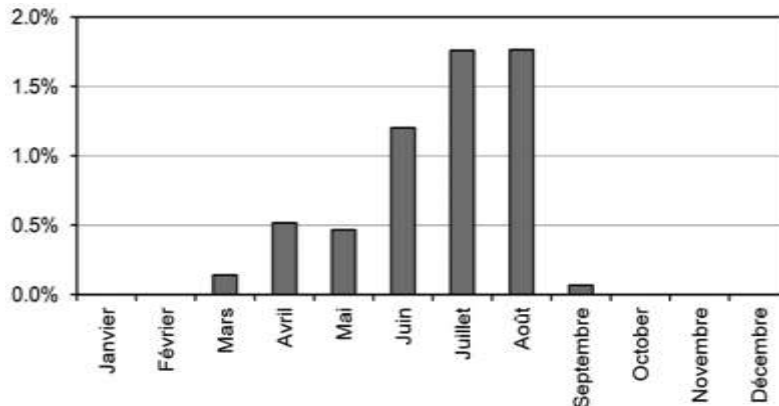


Figure 7.54 Fréquence moyenne des jours où la moyenne d'ozone sur 8 heures dépasse 65 ppb sur cinq sites près d'Edmonton (1996 à 2005). Les cinq sites de la région d'Edmonton sont le nord-ouest d'Edmonton, le centre d'Edmonton, l'est d'Edmonton, Fort Saskatchewan et Tomahawk (80 km ouest-sud-ouest d'Edmonton). Fréquence mensuelle des épisodes d'ozone à Edmonton 1989 à 2003. Un épisode d'ozone est défini comme un jour où un ou plusieurs des sites de la région d'Edmonton (nord-ouest, centre, est et Fort Saskatchewan) déclare des concentrations d'ozone (O_3) sur huit heures supérieures à 65 ppb.

Les épisodes d'ozone qui dépassent le niveau des standards pancanadiens de 65 ppb et l'objectif de l'Alberta de 82 ppb sur une heure sont plus fréquents à Edmonton qu'à Calgary. La région d'Edmonton compte des émissions de NO_x plus importantes qu'à Calgary, et les vents moyens en été à Edmonton sont plus faibles qu'à Calgary. Dans une certaine mesure, la plus faible fréquence des observations relatives à des concentrations élevées d'ozone (O₃) à Calgary peut avoir un lien avec l'emplacement des sites de surveillance de la qualité de l'air. À Calgary, deux parmi les trois sites de surveillance se trouvent à des endroits qui sont fortement influencés par des émissions de NO_x la plupart du temps, tandis que dans la région d'Edmonton, trois parmi les quatre sites de surveillance qui comptent de longues périodes de relevés se trouvent en dehors du noyau urbain. À Edmonton, les épisodes d'ozone (O₃) se produisent le plus fréquemment pendant la période de juin à août (figure 7.54). Certains des épisodes au début de la saison (avril-mai) arrivent dans des conditions qui ne sont pas associées au smog photochimique en général, une description des causes possibles de ces événements est incluse dans la zone de texte « Influence de l'ozone stratosphérique en Alberta ». Les événements habituels liés à l'ozone (O₃) pendant l'été en Alberta touchent un nombre limité de stations, et ils durent souvent un à deux jours seulement. Les événements d'été prennent souvent fin en raison d'un retour à un fort écoulement de vent synoptique ou de la formation d'une profonde convection, deux événements qui diluent les émissions de précurseurs. À l'occasion, on a observé des épisodes d'ozone (O₃) qui dureraient trois ou quatre jours avec des niveaux élevés sur une partie importante du centre de l'Alberta. Des exemples de ces épisodes se sont produits en juin et juillet 2002 (Fox et Kellerhals, 2007).

Influence de l'ozone stratosphérique en Alberta

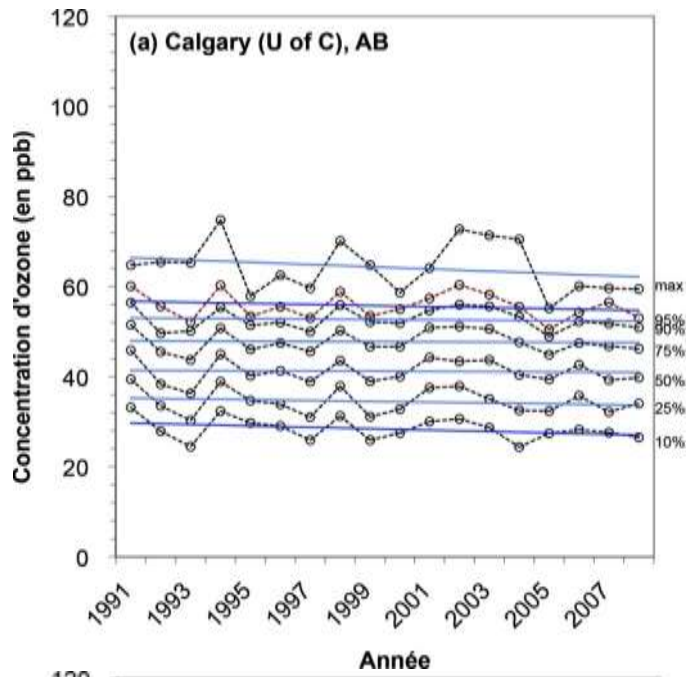
Des études sur les concentrations d'ozone (O₃) de surface réalisées sur deux sites à haute altitude, dans les contreforts des Rocheuses de l'Alberta, ont indiqué que l'échange entre la stratosphère et la troposphère est une source pour les niveaux élevés d'ozone (O₃) dans des cas précis. Il existe des preuves uniformes concernant un seuil d'ozone élevé dans la haute troposphère, avec des observations occasionnelles en accord avec les dernières injections stratosphériques d'ozone. Cette couche de la haute troposphère d'une zone élevée devient un réservoir avec une origine stratosphérique et une source de transport de l'ozone vers le bas au sein de la troposphère. La contribution stratosphérique globale aux concentrations d'ozone (O₃) de surface sur ces deux sites demeure inconnue, et l'importance de l'échange entre la stratosphère et la troposphère pour l'ozone (O₃) de surface aux altitudes plus basses n'a pas été quantifiée. Des mesures d'ozone (O₃) et de l'indicateur stratosphérique ⁷Be, un isotope du béryllium, ont été prises à Hightower Ridge en 1999 (1 441 mètres au-dessus du niveau de la mer) et à Harlech en 2004 (1 569 mètres au-dessus du niveau de la mer).

Les concentrations moyennes de ⁷Be à Hightower Ridge étaient supérieures à celles relevées aux sites à altitude inférieure au Canada (Hessel, 2003), ce qui laisse penser qu'il y a une plus grande proportion globale d'air stratosphérique au site à altitude élevée. Les mesures du NO_x et de la direction du vent excluent une production locale significative d'ozone (O₃) ou le transport d'air pollué à partir de régions émettrices à proximité (Hessel, 2003). Le 20 mai 1999, on a observé une concentration de pointe de ⁷Be (9,81 mBq m⁻³); il s'agit de la concentration la plus élevée observée pendant l'étude. La météorologie de cet événement a fait l'objet d'une étude détaillée à l'aide du modèle météorologique à mésoéchelle MM5 et d'une analyse synoptique. La simulation du MM5 a montré une intrusion stratosphérique au-dessus du centre-ouest de l'Alberta, et des preuves météorologiques soutiennent des

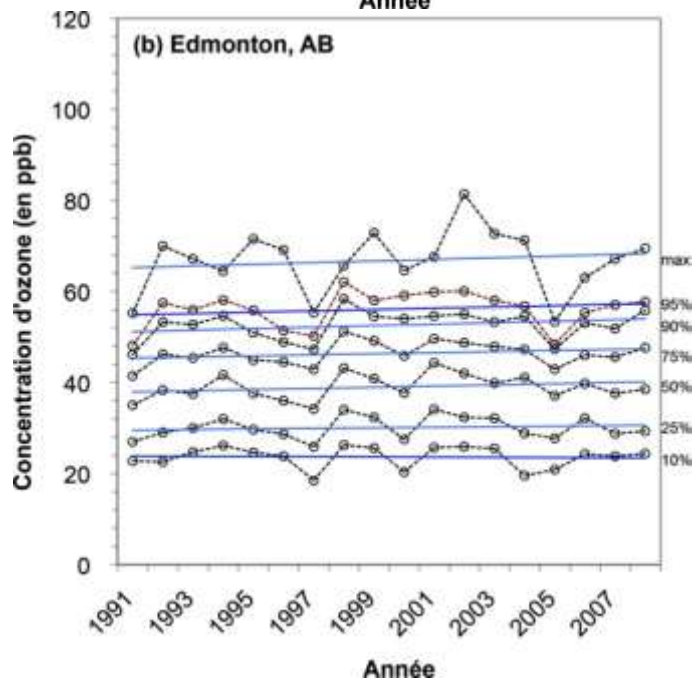
conditions favorables pour l'échange entre la stratosphère et la troposphère. Les mesures de ^7Be à Stony Plain, un site situé à 280 kilomètres à l'est de Hightower Ridge, étaient également élevées les 20 et 21 mai (Arthur, 2003). Dans cet épisode documenté de l'échange entre la stratosphère et la troposphère, les niveaux d'ozone (O_3) à Hightower et à des sites à altitude plus basse vers l'est étaient légèrement élevés au-dessus des normes saisonnières.

On a mesuré l'ozone (O_3) de surface et le ^7Be quotidien à Harlech en 2004. Les concentrations d'ozone (O_3) observées à Harlech pendant la période de l'étude (du 3 mars au 30 juin 2004) allaient de 16 à 66 ppb, avec une moyenne de 43 ppb. Ces observations sont en accord avec d'autres sites à altitude élevée en Alberta (Hessel, 2003; Peake et Fong, 1990). La variation diurne limitée des observations d'ozone (O_3) indique peu de titrage du NO_x , ce qui laisse penser que le site est très légèrement influencé par la pollution locale. Les observations des pics de ^7Be et d'ozone (O_3) ont été relevées le 4 avril; la concentration de ^7Be était de 7,6 mBq m⁻³, et l'ozone (O_3) moyen pour la période d'analyse avec filtres était de 56 ppb (Raven, 2005). Les conditions météorologiques étaient favorables pour l'échange entre la stratosphère et la troposphère, et la modélisation de la dispersion lagrangienne globale montre des cas d'air à haute altitude qui descend dans la troposphère moyenne. Ces analyses indiquent que l'événement observé à Harlech est probablement le résultat d'une source d'air en altitude (peut-être stratosphérique) provenant de la Russie. L'événement de pointe était un parmi quatre cas observés, où le ^7Be mesuré était supérieur aux deux écarts-types au-dessus de la moyenne pour la période d'étude. Aucun cas ne s'est produit lorsque les concentrations de ^7Be étaient supérieures au seuil de 8 mBq m⁻³ utilisé parfois pour déterminer les intrusions stratosphériques éventuelles (Cristofanelli et al., 2006). Néanmoins, au cours de la période de mesure, les niveaux d'ozone (O_3) et de ^7Be étaient fortement corrélés, ce qui indique l'apport probable d'ozone (O_3) depuis la stratosphère ou la haute troposphère.

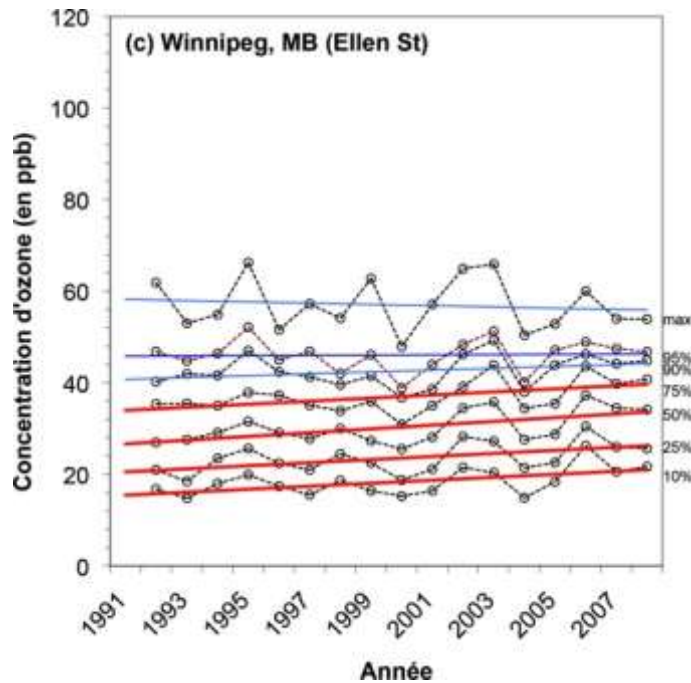
Hocking et al. (2007) ont observé de fréquentes intrusions stratosphériques au-dessus de l'Ontario et du Québec; la plupart de ces intrusions se sont dispersées dans la troposphère moyenne. Les mesures des ozonesondes à long terme en Alberta démontrent que les niveaux élevés d'ozone (O_3) sont présents de façon chronique à des élévations de la troposphère moyenne d'avril à juin. Tant les mesures que les modélisations, y compris les calculs des rétrotrajectoires, indiquent qu'une portion significative de cet ozone (O_3) est d'origine stratosphérique. De nombreuses études ont indiqué que l'échange entre la stratosphère et la troposphère a une valeur maximale prononcée au printemps (Danielsen et Mohnen, 1977; Appenzeller et al., 1996; Elbern et al., 1997), mais les observations à la fois en Amérique du Nord et en Europe (Merrill et al., 1996; Beekmann et al., 1997; Holton et al., 1995), ainsi que des études canadiennes récentes menées sur le terrain à l'aide d'ozonesondes (He et al., 2009), prouvent que les mécanismes d'échange sont tout aussi courants en été. Cependant, l'ozone (O_3) présent dans la troposphère libre va probablement se mélanger à la surface, et donc faire l'objet d'observations en avril et en mai, lorsque les concentrations élevées d'ozone (O_3) coïncident avec des hauteurs plus élevées de la couche de mélange et un mélange plus vigoureux dans la basse troposphère. Les épisodes d'ozone (O_3) au début du printemps sont associés à de faibles niveaux de précurseurs; ceux-ci ont lieu dans des conditions météorologiques qui ne sont généralement pas associées à la formation de smog photochimique, mais vraisemblablement au mélange vers le bas à partir de ce réservoir d'ozone (O_3) dans la troposphère moyenne.



a)



b)



c) **Figure 7.55 Tendances des concentrations d'ozone maximale sur 8 heures en saison chaude (mai à septembre) de 1991 à 2008, dans trois villes des Prairies. Les lignes de tendance en rouge sont significatives statistiquement au niveau de confiance de 95 % en fonction du test T.**

Les analyses des tendances au chapitre 3 ont montré qu'au cours des 15 à 20 dernières années, les preuves selon lesquelles les niveaux d'ozone (O_3) dans les Prairies ont changé ne se sont pas avérées concluantes (voir la figure 3.21 et le tableau 3.7). La figure 7.43 montre qu'il y a peut-être eu une légère augmentation dans les niveaux naturels dans les zones rurales au milieu des années 1990 sur la base d'observations à Esther, en Alberta, et à Bratt's Lake, en Saskatchewan, mais de la fin des années 1990 à la fin des années 2000, les niveaux moyens d'ozone (O_3) ont été relativement constants. Il n'est pas surprenant que le tableau 3.4 indique qu'il n'y aucune tendance significative à l'un de ces sites. Les tendances pour Calgary, Edmonton et Winnipeg fondées sur différentes parties de la répartition d'ozone (O_3) sont présentées à la figure 7.55a-c. Seules les valeurs du 10^e au 75^e centile values à Winnipeg révèlent une tendance à la hausse statistiquement significative. Ces augmentations dans la section du bas de la répartition sont en accord avec la configuration moyenne des sites urbains au Canada qui est présentée à la figure 3.24. Ce site est adjacent au noyau du centre-ville, et étant donné que la ville n'a subi qu'une croissance modeste pendant la période de relevé, il est probable que la diminution des émissions de NO_x et les diminutions ultérieures des concentrations urbaines de NO_x aient donné lieu aux hausses d'ozone (O_3) observées.

Il existe quelques maigres preuves de changements à Edmonton et Calgary, mais les deux villes sont opposées dans les résultats, car Edmonton enregistre de légères augmentations, tandis que Calgary enregistre de légères baisses. Le deuxième site se trouve près de l'Université de Calgary, avec des aménagements résidentiels vers le nord et l'ouest. L'endroit est principalement touché par les émissions causées par le transport et le chauffage des locaux. Le manque de changements significatifs en dépit des diminutions des émissions des véhicules automobiles peut être causé par le fait que

Calgary a connu une croissance rapide pendant la période, donc la circulation et la population ont contrebalancé les améliorations apportées aux contrôles des émissions automobiles et aux carburants. L'emplacement d'Edmonton montré se trouve dans la partie est de la ville, qui se trouve en général du côté en aval, mais sur le bord occidental ou en amont de la zone industrielle de la région. Par conséquent, ce site représente le plus fréquemment les émissions à partir d'un centre urbain et il est fortement influencé par des émissions de NO_x . Les petites augmentations tout au long de la période peuvent refléter les diminutions de NO_x , comme dans la plupart des zones urbaines.

Il convient de noter que les hausses enregistrées à Edmonton semblent être les plus importantes pour les sections du haut de la répartition d'ozone (O_3), ce qui a tendance à refléter les niveaux éprouvés pendant des événements photochimiques entraînés par une formation relativement locale. Bien que les émissions d'origine anthropique puissent jouer un rôle, la hausse plus importante manifeste dans la concentration d'ozone (O_3) sur huit heures est clairement influencée par le pic pendant la période de 81 ppb en 2002. Cette valeur élevée pourrait avoir un lien avec les incendies de forêt dans l'ouest du Canada, qui émettent des précurseurs de l'ozone (O_3). Pendant la période comprise entre 2002 et 2004, il y a eu une augmentation de l'activité des feux (Lavoué et Stocks, 2010); les valeurs maximales sur huit heures aux figures 7.55a et 7.55b pour Calgary et Edmonton, respectivement, semblent refléter cette réalité. Toutefois, il est intéressant de souligner que la valeur maximale relevée à Edmonton en 2002 n'a pas été observée à Calgary. L'emplacement des incendies peut être la raison de cette différence, étant donné qu'ils se sont déclenchés essentiellement dans les régions du nord de l'Alberta et de la Saskatchewan (Lavoué et Stocks, 2010), ce qui aurait influencé davantage Edmonton par rapport à Calgary. En clair, il faudrait continuer à surveiller le comportement de l'ozone (O_3) dans les Prairies afin de s'assurer que les tendances à la hausse sont rapidement déterminées et diagnostiquées. Cependant, le manque d'évaluations rurales systématiques dans les régions qui pourraient être influencées par les émissions croissantes du secteur énergétique en Alberta (voir la section 7.7.13) entraveront la détermination des tendances dans les zones de la région où les changements peuvent être les plus rapides.

Smog hivernal sur les Prairies : Polluants primaires et stagnation

Les événements de concentrations élevées de $PM_{2.5}$ et de concentrations très élevées de NO_x , qui engendreront de la brume et une dégradation de la qualité de l'air, se produisent plus fréquemment en hiver qu'en été (Qiu et Pankratz, 2007). Les événements de smog en hiver surviennent plus fréquemment à Edmonton qu'à Calgary (figure 1). Sur les neuf épisodes indépendants de $PM_{2.5}$ élevées en hiver, enregistrés dans les Prairies entre 1999 et 2003, sept d'entre eux ont été relevés dans la région d'Edmonton (Johnson, 2005)

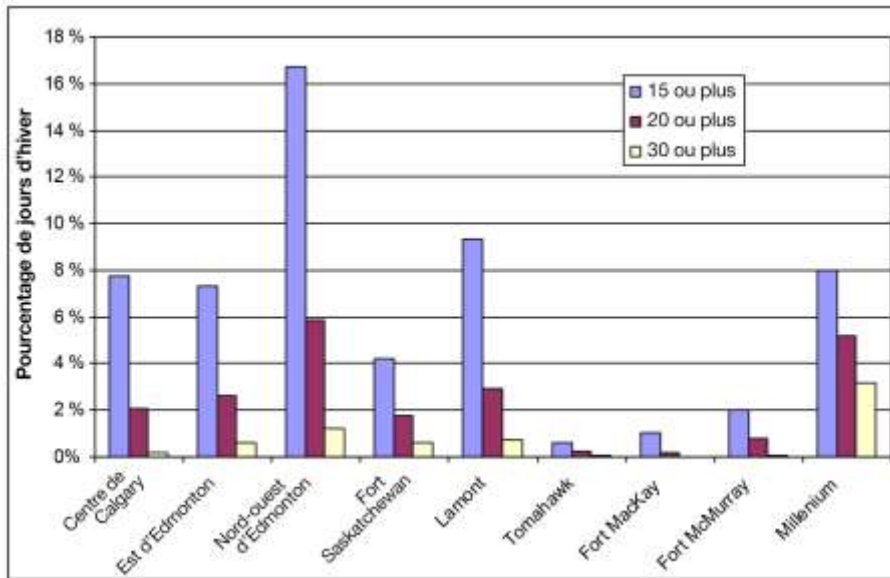


Figure 1 – Pourcentage de journées d'hiver (d'octobre à mars) avec des concentrations de $PM_{2.5}$ sur 24 heures supérieures aux trois seuils ($30 \mu\text{g m}^{-3}$, $20 \mu\text{g m}^{-3}$ et $15 \mu\text{g m}^{-3}$) aux sites choisis en Alberta. $PM_{2.5}$ de 1998 à 2006 (bien que de nombreux sites aient des périodes de relevé plus courtes). Toutes les mesures de $PM_{2.5}$ ont été relevées au moyen d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) non équivalents à la méthode de référence fédérale, et elles sous-représentent probablement la masse en conséquence d'une perte de nitrate (voir le chapitre 3). Tous les sites sont urbains, excepté ceux qui suivent : Millenium (site industriel), Fort MacKay (petite collectivité), Tomahawk (site rural/industriel), Lamont (site industriel).

À la différence du smog photochimique en été, les événements hivernaux sont en grande partie causés par l'accumulation de polluants primaires, surtout les produits de combustion, et les niveaux d'ozone sont faibles. L'enquête relative aux événements de smog précis en hiver révèle des concentrations élevées de NO_x et de $PM_{2.5}$, bien qu'on puisse aussi observer des concentrations élevées de NO_x sans concentrations notables de $PM_{2.5}$ (tableau 1). Tant le NO_x que les $PM_{2.5}$ sont émis par des gaz d'échappement et d'autres sources de combustion, et lorsque le NO_x est élevé, il est raisonnable de prévoir également la présence de $PM_{2.5}$. L'absence de $PM_{2.5}$ élevées est probable, au moins en partie, en conséquence de l'incapacité des appareils de surveillance continue par balance microélectronique utilisés à saisir et à détecter le nitrate d'ammonium et les composés organiques semi-volatils.

Une analyse des événements de $PM_{2,5}$ élevées dans les Prairies menée entre 1999 et 2003 a montré que les événements de smog étaient le résultat de l'accumulation locale de polluants dans des conditions calmes (Johnson, 2005). Cependant, des conditions calmes ne donnent pas toujours des concentrations élevées de $PM_{2,5}$ et de NO_x . Une analyse détaillée d'événements choisis indique que la combinaison d'une faible hauteur de la couche de mélange et de vents calmes est nécessaire pour déclencher l'événement. La température ne semble pas aussi importante pour les épisodes que le mouvement de l'air. Bien qu'aucun régime synoptique ne semble lié aux événements de smog en hiver, les caractéristiques communes sont une crête de haute pression au-dessus ou à l'ouest de la région, un écoulement d'air en altitude en direction du nord ou de l'ouest, ainsi qu'un léger écoulement de surface en direction du sud ou du sud-est (Johnson, 2005). La fin d'un événement semble être associée au fractionnement de la crête et à un changement de direction de l'écoulement de surface vers l'ouest. En général, les événements se fractionnent rapidement, et ils ne durent donc que quelques jours.

Tableau 1 : Un résumé des concentrations les plus élevées de NO_2 et de NO (ppb) sur 24 heures observées en Alberta de 1998 à 2006. Les deux observations moyennes de $MP_{2,5}$ les plus importantes sur 24 heures ($\mu g m^{-3}$) sont aussi incluses au bas de la liste. La masse moyenne de $MP_{2,5}$ pour la saison froide se trouve au centre de Calgary, avec $7,0 \mu g m^{-3}$, au centre d'Edmonton, avec $5,7 \mu g m^{-3}$, au nord-ouest d'Edmonton, avec $9,0 \mu g m^{-3}$. Pour les $MP_{2,5}$, les moyennes sur 24 heures sont calculées à partir des données horaires moyennes des appareils de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM). Remarque : On n'a pas inclus les journées qui comptaient moins de 75 % de données disponibles.

Date	Emplacement	$MP_{2,5}$	NO_2	NO
17 janv. 2005	Centre de Calgary	14,7	61,1	224,6
20 déc. 2002	Nord-ouest d'Edmonton	31,5	68,7	335,7
20 déc. 2002	Centre d'Edmonton	22,1	57,2	236,5
19 déc. 2002	Nord-ouest d'Edmonton	20,2	52	281,8
10 déc. 2002	Nord-ouest d'Edmonton	16,1	48	235
29 janv. 2002	Nord-ouest d'Edmonton	17,8	60	203,3
08 nov. 2001	Centre de Calgary	21,5	62,6	253,2
18 janv. 2000	Nord-ouest d'Edmonton	27,4	43,7	204,1
23 janv. 1998	Centre de Calgary	22	60,1	215,2
17 janv. 1998	Centre de Calgary	22,8	66,4	215,1
14 janv. 1998	Centre de Calgary	21,5	66,5	227,4
25 fév. 2004	Centre d'Edmonton	51,5	47,8	100,5
10 déc. 2003	Nord-ouest d'Edmonton	54,3	49,9	152,7

Bien que les données actuellement disponibles concernant la composition des particules soient limitées (tableau 2), il est clair que le volet principal du smog en hiver est le nitrate d'ammonium (ANO_3). Il est intéressant de souligner ici que la quantité de masse du carbone élémentaire (CE) et du

carbone organique (MO) contribuant à la masse totale mesurée avec des filtres à Edmonton est semblable à Toronto et à Windsor, même si le total des $MP_{2,5}$ est inférieur (figures 3.47 et 3.51). Cependant, sur les dix jours de concentrations les plus élevées de $MP_{2,5}$, la masse du carbone organique (MO) et élémentaire (CE) n'augmente que légèrement au-dessus de la moyenne saisonnière par rapport à la hausse de l' ANO_3 , qui contribue à la masse dans une plus grande proportion. Comme avec les autres sites de l'ouest du Canada, le sulfate d'ammonium (ASO_4) contribue de manière relativement faible à la masse des matières particulaires en hiver (figures 3.62 et 3.63). Cependant, sa concentration augmente significativement pendant les épisodes de pics en hiver, ce qui indique qu'il existe des sources locales d'émissions (figure 3.65).

Tableau 2 : Masse et composition moyennes mesurées avec des filtres (en $\mu\text{g m}^{-3}$) pendant la saison froide à Edmonton, d'octobre 2006 à mars 2007. La moyenne de toutes les journées disponibles est calculée dans la première rangée, et dans la rangée du bas, celle des dix journées ayant les concentrations de $MP_{2,5}$ les plus élevées sont calculées séparément. La colonne « Non pris en compte » fait référence à la masse résiduelle lorsque toutes les espèces chimiques mesurées sont soustraites de la mesure gravimétrique de la masse.

	Poids	Non pris en compte	ANO_3	ASO_4	MO	CE
Moyenne globale	8,95	0,67	2,91	1,04	2,80	1,14
Moyenne à partir des dix journées les plus élevées	17,27	1,62	8,07	2,55	3,46	1,34

On peut prévoir que la future utilisation des instruments de mesure continue des $MP_{2,5}$ qui sont sensibles à la perte semi-volatile (nitrate) indiquera que les niveaux de matières particulaires sont supérieurs pendant la saison froide par rapport aux niveaux déclarés actuellement (voir la figure 3.50 pour obtenir des estimations de l'ampleur du faible biais actuel). Les analyses supplémentaires de la base de données croissante de la spéciation chimique des $MP_{2,5}$ amélioreront la compréhension de ses niveaux réels et de ses sources principales.

7.5.5.1 Qualité de l'air dans la région des sables bitumineux

Les niveaux d'ozone, de $PM_{2,5}$ et de NO_x dans la ville de Fort McMurray sont généralement faibles par rapport à Edmonton ou Calgary, ils sont comparables à d'autres villes de la même taille, et ils présentent les mêmes tendances saisonnières et diurnes. Sous des vents dominants, la ville est vraisemblablement en amont des mines et des usines de valorisation au nord. Néanmoins, il est notable que bien qu'il se soit avéré que les concentrations de NO_2 aient diminué dans de nombreuses régions de la province, le NO_2 augmente au site de mesure à la limite nord de Fort McMurray (ministère de l'Environnement de l'Alberta, 2008), éventuellement à l'issue de la population croissante dans la région, des activités industrielles en hausse, ou de ces deux facteurs. À plusieurs sites de surveillance dans la région, les concentrations de sulfure d'hydrogène (H_2S) ont dépassé les objectifs provinciaux, tant pour la moyenne sur une heure que pour la moyenne sur 24 heures (ministère de l'Environnement de l'Alberta, 2008). Comme l' H_2S est en fin de compte oxydé en sulfate, il pourrait contribuer aux $PM_{2,5}$ à l'échelle régionale. Les concentrations moyennes de benzène et de styrène

observées à Fort McMurray et à Fort McKay dépassent le 75e centile canadien (Wade, Brown et Roberts, 2007).

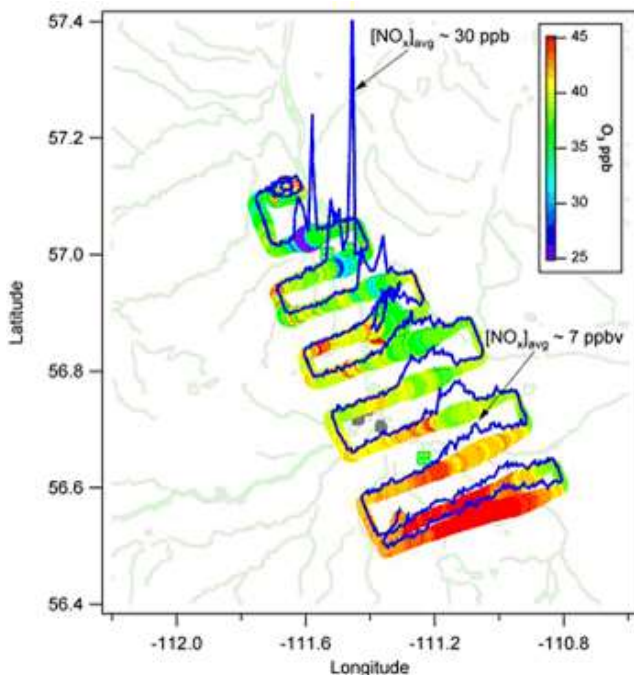


Figure 7.56 Production d'ozone et perte de NOy pendant un vol d'échantillonnage de la trajectoire du panache plume, le 10 août 2001. La ligne bleue représente les concentrations de NO_x observées pendant le vol, avec des concentrations en augmentation le long de l'axe z (non illustré dans un souci de simplicité). Les concentrations d'ozone mesurées pendant le même vol sont illustrées par une surface colorée. Veuillez noter les concentrations plus élevées de NO_x associées à des concentrations d'ozone plus basses. Figure reproduite à partir d'AMEC. 2003. Production d'ozone et perte de NOy pendant un vol d'échantillonnage de la trajectoire du panache le 10 août 2001. Reproduction à partir d'AMEC (2003).

La compréhension de la qualité de l'air dans la région des sables bitumineux est compliquée par la disponibilité des mesures. Par exemple, les sites de surveillance fixes actuels dans la région des sables bitumineux ne mesurent probablement pas les pics de la formation de pollution secondaire. La plupart des sites dans le réseau de surveillance de l'air de la Wood Buffalo Environmental Association montrent des niveaux d'ozone (O₃) influencés par le titrage du NO_x et des niveaux de NO_x relativement élevés souvent avec des ratios NO/NO₂ élevés, ce qui indique la possibilité d'émissions primaires relativement récentes. La direction des vents dominants déplace les masses d'air de l'ouest à l'est, tandis que le réseau de surveillance existant se trouve le long d'un axe nord-sud, dans la vallée de l'Athabasca. Les mesures prises par un aéronef laissent penser qu'un pic de formation d'ozone (O₃) survient à une distance de plus de 70 kilomètres de la source, ou à un âge du panache d'au moins trois heures (figure 7.56, AMEC 2003). Il s'est avéré que les panaches des installations de sables bitumineux favorisaient la formation et la perte d'HNO₃ par rapport à la formation d'ozone (O₃) jusqu'à ce que le panache se dilue suffisamment pour favoriser la formation d'ozone (O₃) .

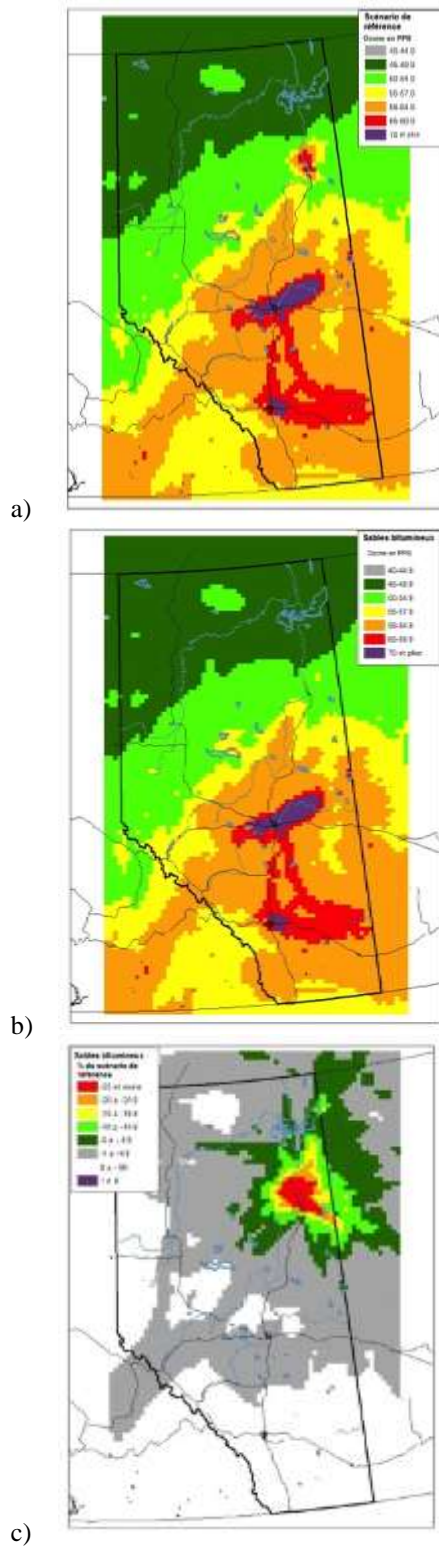


Figure 7.57 a à c : Scénario du secteur des sables bitumineux : (a) quatrième concentration quotidienne maximale d'ozone la plus élevée; (b) exclusion des émissions du secteur des sables bitumineux; (c) différence en % maximale entre (a) et (b).

En raison de données limitées, les études de modélisation (p. ex. Fox et Kellerhals, 2007) ont joué un rôle important dans la compréhension des répercussions des émissions causées par les installations des sables bitumineux sur la concentration d'ozone (O_3) dans la région (figure 7.57). Des comparaisons entre les modèles et les mesures montrent que l'ozone (O_3) est surestimé à Fort McMurray, même si le modèle représente bien l'ozone (O_3) dans d'autres régions de la province. La surestimation pourrait être le résultat de la comparaison avec des mesures non représentatives, de la surestimation des émissions, ou de la mauvaise représentation modélisée de certains aspects de la chimie atmosphérique propre à la région (Fox et Kellerhals, 2007). Les mesures à partir d'un aéronef en aval de la région des sables bitumineux indiquent que dans un panache à maturité, deux molécules d'ozone (O_3) ont été produites pour chaque molécule de NO_x consommée (AMEC, 2003). Ce ratio de la production d'ozone (O_3) correspond à celui des résultats de la modélisation, ce qui indique que la « surestimation » de l'ozone (O_3) par le modèle pourrait être liée à des mesures non représentatives par le réseau (ibid.). Tel qu'il est abordé dans la zone de texte « Incertitudes dans les inventaires des émissions », certaines sources d'émissions dans les sables bitumineux sont mal quantifiées et renforcent donc les incertitudes dans la simulation modélisée. Cela comprend aussi les émissions émanant des bassins de résidus, qui peuvent apporter une importante contribution à la formation d'ozone photochimique, comme on a pu l'observer lorsqu'on a mesuré, en aval d'un grand bassin de résidus des sables bitumineux, le niveau d'ozone le plus élevé formant des composés organiques volatils, exprimé comme l'équivalence du propène (AMEC, 2003). On pense que les émissions du parc de véhicules en service des mines de sables bitumineux représentent également un grand domaine d'incertitude.

7.5.6 Configurations spatiales et temporelles de l'ozone (O_3) des $PM_{2.5}$ et du NO_2 dans la vallée du bas Fraser

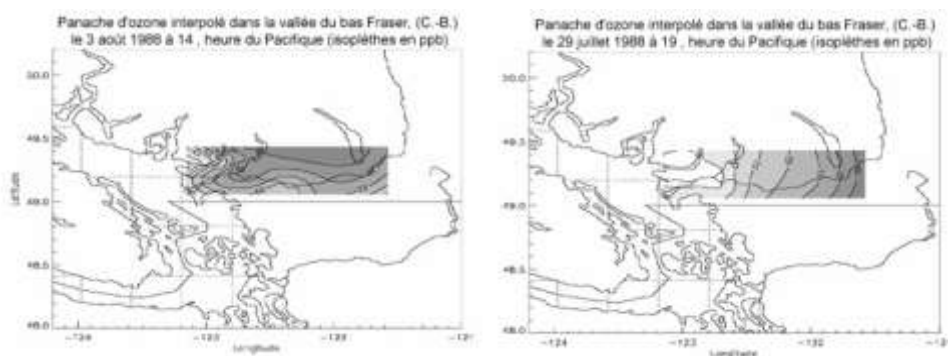


Figure 7.58 Panaches d'ozone interpolés dans la vallée du bas Fraser les 3 août 1988 et 29 juillet 2003. De Steyn et Ainslie (2007)

Dans la vallée du bas Fraser, les épisodes d'ozone (O_3) se déclenchent en général pendant les mois de juillet et août, lorsque l'effet combiné du rayonnement ultraviolet, de la température et de la stagnation régionale est le plus élevé. Pendant les conditions épisodiques, les concentrations horaires d'ozone (O_3) augmentent parfois au-delà de 80 ppb et occasionnellement au-delà de 100 ppb. Les concentrations d'ozone (O_3) les plus élevées se produisent dans la partie est de la vallée du bas Fraser,

en conséquence du flux de la brise de mer, qui concentre les émissions des précurseurs vers son étendue est. Par conséquent, entre 2003 et 2007, les concentrations d'ozone (O_3) à Hope atteignaient ou dépassaient les standards pancanadiens (gouvernement du Canada, 2007). De plus, dans l'est de la vallée du bas Fraser, plusieurs stations se sont approchées de la valeur de mesure des standards pancanadiens au cours des quelques dernières années. Une analyse récente menée par Ainslie et Steyn (2007), fondée sur 20 ans de données, décrit la configuration spatiale de l'ozone (O_3) pendant les épisodes comme ayant un centroïde placé au-dessus de l'étendue est de la vallée du bas Fraser, dans la région de Chilliwack et Hope. Ce centroïde a changé depuis les années 1980; à cette époque, il s'est placé au-dessus de la partie centrale de la vallée du bas Fraser et plus près des montagnes de la rive nord (figure 7.58). Ce changement peut s'être déclenché en raison d'une combinaison de la hausse d'émissions de précurseurs dans la partie centrale de la vallée du bas Fraser et de changements dans les émissions ayant entraîné des ratios composés organiques volatils (COV)/ NO_x . De plus, l'étude a découvert un fort titrage d'ozone (O_3) dans la région source urbaine et autour de celle-ci, ainsi que des valeurs plus élevées en aval. Cela indique que l'accumulation des précurseurs avant le jour de dépassement joue un rôle important dans la configuration spatiale de l'ozone (O_3) pendant les journées de dépassement.

Les concentrations annuelles moyennes de $PM_{2.5}$ dans la vallée du bas Fraser obtenues à partir de mesures d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique sont de 5 à 6 $\mu g m^{-3}$ (RNSPA, 2006). Les niveaux moyens de $PM_{2.5}$ sur 24 heures ont tendance à être bien inférieurs aux standards pancanadiens dans la vallée du bas Fraser (gouvernement du Canada, 2007). Bien qu'elles soient inférieures par rapport à certains centres urbains dans l'est du Canada, les $PM_{2.5}$ constituent un enjeu préoccupant dans la vallée du bas Fraser, car leurs répercussions sur la visibilité sont facilement évidentes, en raison de la facilité avec laquelle elles peuvent diminuer la vue des montagnes. Les épisodes estivaux de $PM_{2.5}$ ont lieu à la fin de l'été, en conséquence de conditions photochimiques optimales pour la formation d'aérosols secondaires associées à des conditions météorologiques stagnantes. Les épisodes de $PM_{2.5}$ de la saison froide ont lieu pendant les mois d'automne ou d'hiver, lorsque les émissions provenant de la combustion du bois et du chauffage des locaux s'ajoutent à la charge de matières particulaires existante. Pendant les épisodes, les valeurs maximales sur 24 heures dépassent généralement 15 $\mu g m^{-3}$ et, occasionnellement, elles dépassent 20 $\mu g m^{-3}$. Bien que cela soit rare, il y a eu des épisodes occasionnels où les concentrations de $PM_{2.5}$ ont atteint des niveaux extrêmes. Le dernier événement de ce type s'est produit au moment de l'incendie à la tourbière Burns au cours de l'été 2005. Le 19 septembre, une nappe de fumée a recouvert la vallée du bas Fraser; à cause de cet incendie, les concentrations ont dépassé 274 $\mu g m^{-3}$ dans le sud de Burnaby et les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur 24 heures ont dépassé 40 $\mu g m^{-3}$ à certains endroits. Les niveaux de $PM_{2.5}$ dépassent occasionnellement l'objectif horaire sur 24 heures du Grand Vancouver, soit 25 $\mu g m^{-3}$, en conséquence d'incendies de forêt et de feux d'artifice localisés (Grand Vancouver, 2006).

Les différences entre le cadre urbain et rural dans la dynamique des polluants contribuant à la formation du smog dans la vallée du bas Fraser sont illustrées en comparant deux sites : Robson, situé au cœur du centre-ville de Vancouver, et Hope, situé à l'étendue la plus à l'est de la vallée du bas Fraser. Robson est exposé à d'importantes émissions de véhicules, de camions et d'autobus, dont la

majeure partie provient de véhicules tournant au ralenti. Hope est un endroit majoritairement rural touché par la pollution transportée à partir d'une combinaison de sources urbaines, agricoles et industrielles du Grand Vancouver et du comté de Whatcom (États-Unis).

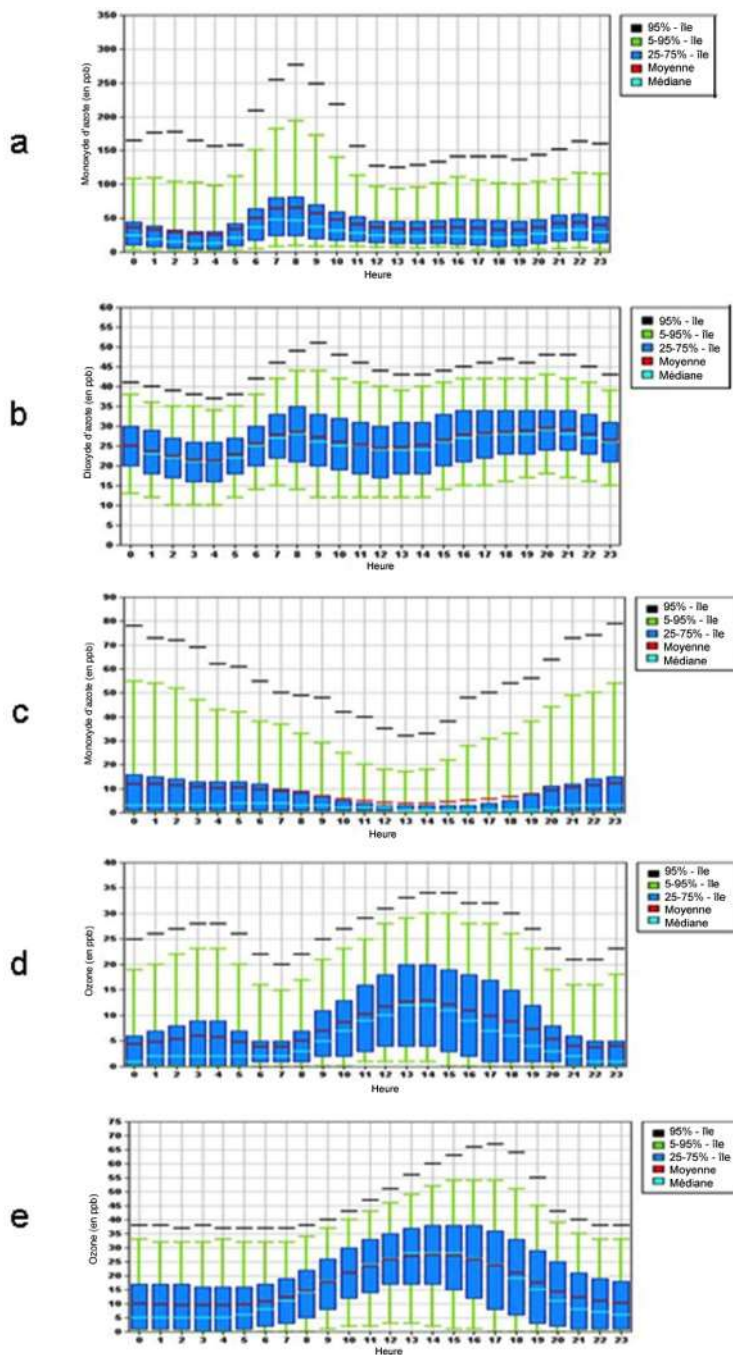


Figure 7.59 a) Schéma diurne des concentrations de NO à Robson, Vancouver (1995 à 2006). b) Schéma diurne des concentrations de NO₂ à Robson, Vancouver (1995 à 2006). c) Schéma diurne des concentrations de NO à Hope (1996 à 2006). d) Schéma diurne des concentrations d'ozone (O₃) à Robson, Vancouver (1995 à 2006). e) Schéma diurne des concentrations d'ozone (O₃) à Hope (1996 à 2006).

Robson détient les niveaux annuels de NO_2 les plus élevés dans la vallée du bas Fraser (24 ppb), qui dépassent l'objectif annuel en matière de qualité de l'air pour le Grand Vancouver, soit 21 ppb pour le NO_2 (Grand Vancouver, 2006). Les variations diurnes à Robson confirment l'influence dominante de la circulation sur la qualité de l'air dans le centre-ville : les concentrations de NO affichent un pic prononcé le matin (concentration moyenne de 70 ppb) qui coïncide avec l'heure de pointe du matin (figure 7.59a). Les niveaux de NO_2 (figure 7.59b) montrent également un pic pendant les heures de pointe le matin, mais aussi un deuxième pic plus généralisé en fin d'après-midi ou début de soirée. À la station rurale de Hope, les concentrations de NO sont sensiblement plus faibles qu'à Robson, avec des valeurs moyennes annuelles inférieures à 10 ppb (figure 7.59c). Les concentrations de NO à Hope sont les plus faibles en milieu de journée et atteignent un pic pendant la nuit en raison de la réduction de la hauteur de la couche limite. Le cycle diurne du NO_2 reflète celui du NO (non illustré). L'absence de schéma lié à la circulation à ce site indique que la plupart du NO_x est transporté à partir des zones urbaines situées à l'ouest.

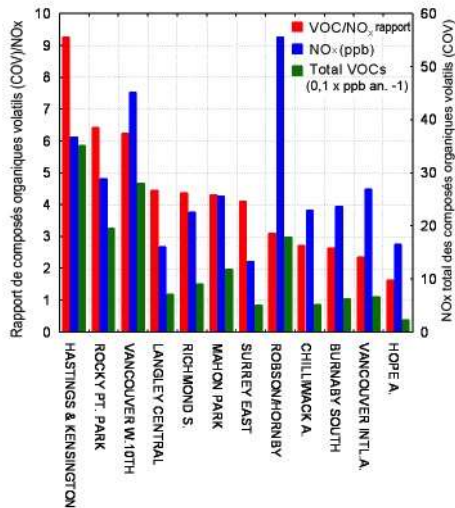


Figure 7.60 Composés organiques volatils (COV) : rapports du NO_x , NO_x et total des composés organiques volatils (COV) sur les stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) dans la vallée du bas Fraser (mai à septembre 1990 à 2006). Stations classées par ordre décroissant des rapports de composés organiques volatils (COV)/ NO_x .

À Robson, les faibles concentrations d'ozone (O_3) pendant la nuit (figure 7.59d) indiquent un titrage significatif par le NO (figure 7.59c); cet effet est considérablement inférieur à Hope (figure 7.59e). Tant Robson que Hope sont limitées en composés organiques volatils, avec des ratios composés organiques volatils (COV)/ NO_x de 3,1 et 1,6, respectivement (figure 7.60). Bien que les concentrations de NO_x soient très élevées à Robson, celles relevées à Hope sont typiques des cadres ruraux touchés en Colombie-Britannique. Chose intéressante, les concentrations totales de composés organiques volatils sont assez faibles à Hope, malgré le fait que la ville se trouve à proximité de pentes montagneuses abruptes couvertes d'arbres. On observe une limitation des composés organiques volatils, indiquée par des ratios composés organiques volatils (COV)/ NO_x en dessous de 8, à différents

degrés, sur tous les sites de la vallée du bas Fraser, à l'exception des sites d'Hastings et de Kensington, qui sont influencés par des émissions fugitives de composés organiques volatils issues de systèmes de stockage du pétrole adjacents.

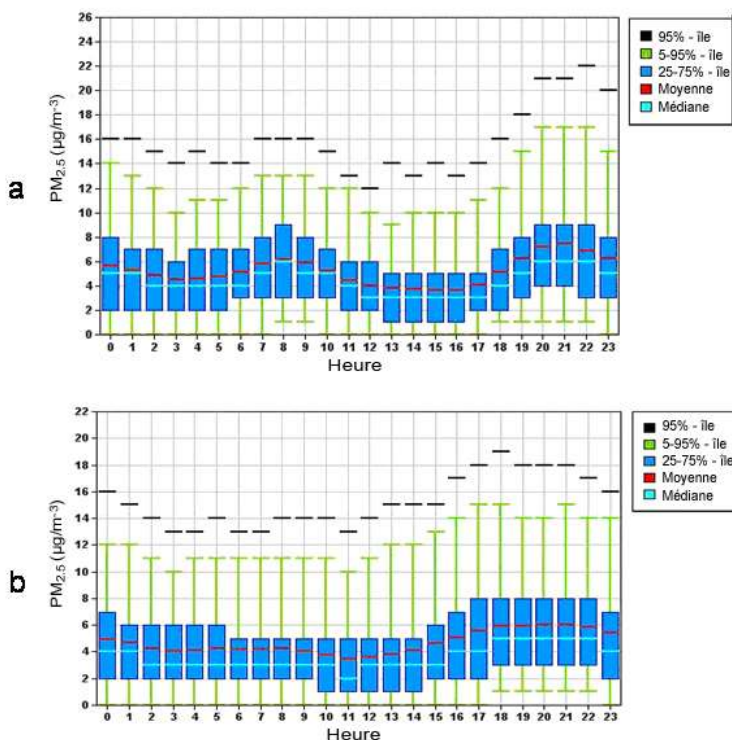


Figure 7.61 a) Schéma diurne des concentrations de $PM_{2.5}$ à l'ouest de Vancouver, 10^e (2006). b) Schéma diurne des concentrations de $PM_{2.5}$ à Hope (2005 à 2006)

Les concentrations de $PM_{2.5}$ ne sont pas mesurées à Robson, mais à la station de Kitsilano à proximité (10^e Ouest) on observe à la fois un pic le matin (heure de pointe) et un pic plus prononcé le soir (figure 7.61a). En outre, le cycle diurne du NO_x et de l'ozone (O_3) au site de Kitsilano montre aussi le même type de schéma dominé par la circulation qu'à Robson, mais sur ce dernier, l'accroissement du titrage de l'ozone entraîne une concentration d'ozone (O_3) généralement inférieure. On n'observe pas de pic de $PM_{2.5}$ le matin aux sites plus ruraux de Hope (figure 7.61b) et Langley (non illustrés). La couche limite superficielle nocturne maintient les concentrations de $PM_{2.5}$ élevées sur tous les sites en concentrant les émissions locales.

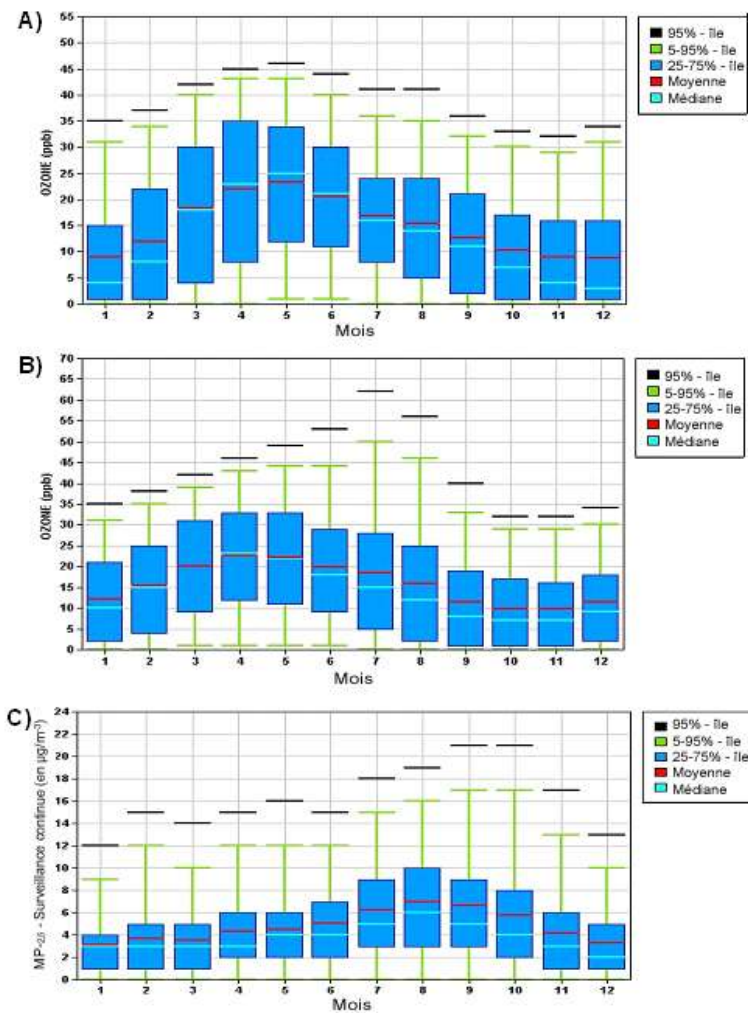


Figure 7.62 a) Schéma saisonnier des concentrations d'ozone (O_3) à l'aéroport de Vancouver (1996 à 2006). b) Schéma saisonnier des concentrations d'ozone (O_3) à Chilliwack (1995 à 2006). c) Schéma saisonnier des $PM_{2.5}$ à Chilliwack (1995 à 2006).

Dans la vallée du bas Fraser, les niveaux de NO sont généralement les plus faibles et ils ont tendance à atteindre un pic pendant les mois d'hiver. Les niveaux moyens d'ozone (O_3) sont les plus élevés pendant les mois d'avril et mai, essentiellement en raison d'une combinaison de la production d'ozone (O_3) de surface en réponse à la hausse du rayonnement ultraviolet, d'apports d'ozone de fond de la troposphère libre et de l'intrusion troposphérique. Les valeurs maximales pour l'ozone ont tendance à se produire dans la portion occidentale de la vallée du bas Fraser (figure 7.62a), en raison de l'influence de l'ozone (O_3) de fond et pendant l'été dans la portion est de la vallée du bas Fraser (figure 7.62b), ce qui reflète une production photochimique locale plus intense. Les concentrations de $PM_{2.5}$ atteignent un pic à la fin de l'été sur la majorité des sites de la vallée du bas Fraser (p. ex. la figure 7.62c), et elles sont associées à la production d'aérosols secondaires. Des exceptions se produisent à l'aéroport de Vancouver et à Pitt Meadows, où les $PM_{2.5}$ atteignent un pic en hiver, sous l'influence de la fumée issue de la combustion du bois dans les régions environnantes (Larson et al., 2007).

7.5.6.2 Tendances relatives à l'ozone (O_3) et aux matières particulaires dans la vallée du bas Fraser

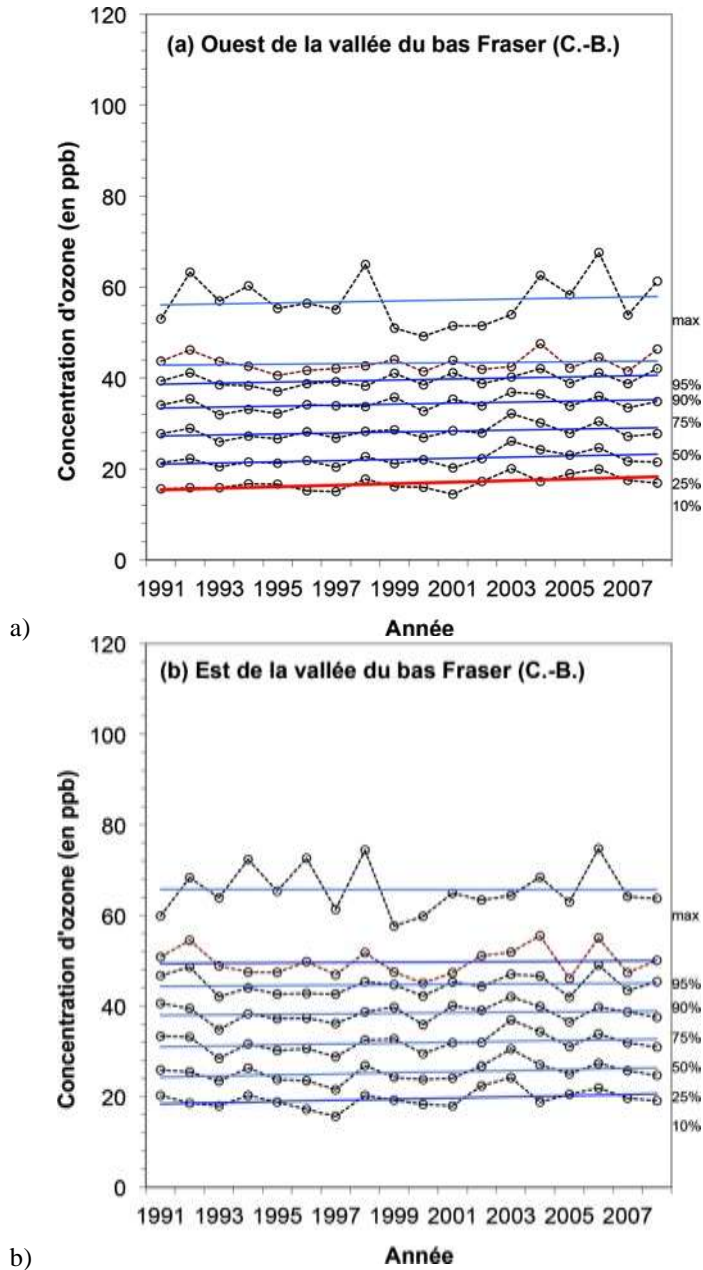


Figure 7.63 Tendances de l'ozone sur les sites à l'ouest (a) et à l'est (b) de la vallée du bas Fraser pour les différents centiles dans la répartition statistique. Les tendances significatives statistiquement à $p < 0,05$ sont illustrées en rouge. La moyenne des données relatives à l'ouest de la vallée du bas Fraser ont été calculées sur les sites suivants : Hastings et Kensington, Rocky Point, Ouest de Vancouver 10^e, Delta, Burnaby Ring Road, sud de Richmond, parc Mahon. La moyenne des données de l'est de la vallée du bas Fraser a été calculée sur les sites : est de Surrey, Abbotsford S. Fraser Hwy, aéroport de Chilliwack.

Les tendances relatives à l'ozone (O₃) pendant la saison chaude ont fait l'objet d'une enquête pour l'ouest et l'est de la vallée du bas Fraser, respectivement, pour la période comprise entre 1991 et 2008, au moyen d'une simple régression linéaire effectuée sur plusieurs sections de la répartition statistique, comme le montre la figure 7.63. La période comprise entre 1991 et 2008 a été choisie afin de saisir le régime d'émissions le plus à jour, y compris la réglementation fédérale sur les véhicules et les carburants ainsi que la mise en œuvre du programme Air Care dans la vallée du bas Fraser. L'ouest et l'est de la vallée du bas Fraser ont fait l'objet d'une enquête distincte pour distinguer les régions émettrices des régions en aval, respectivement. Les tendances étaient positives pour l'ouest de la vallée du bas Fraser, même si elles n'étaient pas statistiquement significatives, à l'exception du 10^e centile. La hausse des tendances aux centiles inférieurs a fait l'objet d'une analyse ci-dessus pour d'autres régions du pays, surtout l'échange de vues qui porte sur le sud de la région des Grands Lacs. On peut considérer que l'augmentation du plus faible centile reflète les augmentations de l'ozone de fond (Société Royale, 2008); néanmoins, elle est déjouée par la réduction des concentrations locales de NO. Il n'y a eu aucune tendance statistiquement significative pour l'est de la vallée du Fraser, bien que les pentes soient essentiellement positives, ce qui indique que l'ozone (O₃) a légèrement augmenté.

Tableau 7.8 Tendances de l'ozone ajustées en fonction du climat et des saisons (en ppb par an⁻¹) et tendances des MP_{2,5} (en µg m⁻³ par an⁻¹) sur les sites de la région du Pacifique et du Yukon. Toutes les tendances sont statistiquement significatives à p < 0,05.

Paramètre	Période	RCEPA Saturna	Port Moody Rocky Point	Langley Central	Aéroport de Chilliwack	Aéroport de Hope	Kelowna College
Concentration moyenne d'O ₃ pour 1 heure	1995-2006	+0.14					
Concentration moyenne d'O ₃ sur 24 h	1995-2004				+0.32		+0.95
Concentration moyenne d'O ₃ sur 24 h	1997-2006	+0.26		+0.52		+0.46	
Concentration moyenne diurne d'O ₃	1997-2006	+0.26		+0.48		+0.55	
Concentration moyenne nocturne d'O ₃	1997-2006	+0.31		+0.62		+0.33	
Concentration maximale quotidienne d'O ₃ sur 1 heure	1995-2004				+0.41		
Concentration maximale quotidienne d'O ₃ sur 1 heure	1997-2006	+0.21		+0.25		+0.33	
Concentration maximale quotidienne d'O ₃ sur 8 heures	1997-2006	+0.23		+0.32		+0.46	
Moyenne quotidienne dich. des MP _{2,5}	1993-2004		-0.42				
Concentration moyenne d'O ₃ sur 1 heure	1995-2006	+0.14					

Le tableau 7.8 présente d'autres renseignements relatifs aux tendances de l'ozone (O_3) pour chaque site de la vallée du bas Fraser. Ces tendances ont été ajustées météorologiquement et désaisonnalisées à l'aide de plusieurs modèles de régression décrits dans Vingarzan et Taylor (2003). Il existe un schéma uniforme de tendances positives en matière d'ozone sur tous les sites pour toutes les périodes moyennes soumises à une étude. Les tendances en matière d'ozone sont plus importantes sur les sites des régions centrales et orientales par rapport à celles observées à l'île Saturna, située dans le détroit de Géorgie, vers l'ouest. Les résultats des tendances illustrés au chapitre 3 étaient fondés sur les données annuelles combinées (ajustées météorologiquement) de quatre sites semi-ruraux dans la vallée du bas Fraser, y compris un site à Washington. En accord avec le tableau 7.8, une tendance à la hausse statistiquement significative d'environ 0,3 ppb/année a été détectée pour la concentration horaire maximale, la concentration maximale sur huit heures et la concentration moyenne en journée pour l'ozone (O_3).

Le tableau 7.8 présente aussi les résultats des tendances liées au $PM_{2,5}$ pour Rocky Point, qui se trouve dans la partie centre-nord de la moitié ouest de la vallée du bas Fraser. La tendance est négative si l'on se fonde sur les douze années des échantillons filtrés sur 24 heures prélevés le sixième jour. Cette tendance est cohérente par rapport aux diminutions des concentrations ambiantes de NO_x , de composés organiques volatils (COV) et de CO dans la vallée du bas Fraser depuis le milieu des années 1990. Des analyses récentes de la rétrodiffusion des particules (un substitut pour les mesures de $PM_{2,5}$) dans la vallée du bas Fraser indiquent également une diminution significative dans les tendances depuis 2002 (So et Vingarzan, 2010).

L'information de la figure 7.63 et du tableau 7.8 laisse penser que, dans leur ensemble, les tendances relatives à l'ozone (O_3) dans la vallée du bas Fraser sont restées constantes au cours des vingt dernières années ou qu'elles ont augmenté aux sites choisis. Ces tendances ont succédé à une période de tendances à la baisse tout au long des années 1980 associées à des diminutions des émissions de composés organiques volatils (COV) et de NO_x . Bien que les émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV), de même que les concentrations ambiantes, aient continué à diminuer au cours des années 1990 et 2000, les niveaux d'ozone n'ont pas suivi la même tendance. Une analyse de la réactivité de l'ozone (O_3) pour la vallée du bas Fraser (Vingarzan et Schwarzhoff, 2010) a conclu que les diminutions des ratios composés organiques volatils (COV)/ NO_x au cours des deux dernières décennies ont modifié les propriétés chimiques vers une hausse de la limitation liée aux composés organiques volatils. La majeure partie de ce changement est survenue au début des années 1990, une période qui coïncide avec les améliorations des véhicules et des carburants ainsi qu'avec le lancement du programme Air Care dans la vallée du bas Fraser. De plus, l'étude a découvert que la limite relative aux composés organiques volatils (COV) est généralisée dans tout le bassin atmosphérique, avec une limitation plus forte des composés organiques volatils (COV) dans la portion est. Sur la base de la compréhension actuelle des contrôles des émissions dans les bassins atmosphériques limités en composés organiques volatils (Finlayson-Pitts et Pitts, 1999) ainsi que sur celle des projections actuelles des émissions de composés organiques volatils (COV) et de NO_x , il est improbable que la vallée du bas Fraser constate des diminutions importantes de l'ozone au cours des dix prochaines années.

7.5.6.3 Visibilité dans la vallée du bas Fraser

La mauvaise visibilité est préoccupante dans la vallée du bas Fraser en raison de la perte de la vue du panorama montagneux, qui touche à la fois la qualité de vie et l'économie. La visibilité est également la manière principale dont le public perçoit l'état de la qualité de l'air dans la vallée du bas Fraser. D'après l'extinction reconstituée pour la période comprise entre 2003 et 2008 (So et Vingarzan, 2010), la portée visuelle dans la vallée du bas Fraser est d'environ 40 kilomètres à 16 % du temps, un seuil visuel accepté publiquement (Pryor, 1996). Bien que les niveaux annuels moyens de $PM_{2.5}$ dans la vallée du bas Fraser soient faibles en comparaison avec d'autres régions du Canada, les effets de la visibilité deviennent notables à des concentrations horaires de $PM_{2.5}$ aussi faibles que 8 à 10 $\mu g\ m^{-3}$, d'après des images numériques fournies par le réseau de surveillance de la visibilité de la vallée du bas Fraser. À des concentrations entre 10 et 20 $\mu g\ m^{-3}$, la visibilité est sensiblement touchée, alors qu'au-dessus de 20 $\mu g\ m^{-3}$, elle est gravement touchée et la vue des étendues montagneuses environnantes est complètement cachée.

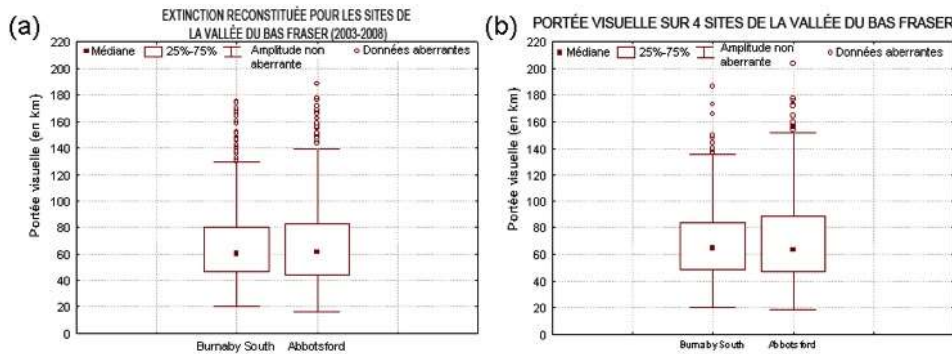


Figure 7.64 Répartition statistique de (a) l'extinction de la lumière reconstituée et (b) la portée visuelle au sud de Burnaby et à l'aéroport d'Abbotsford pendant la période de 2003 à 2008

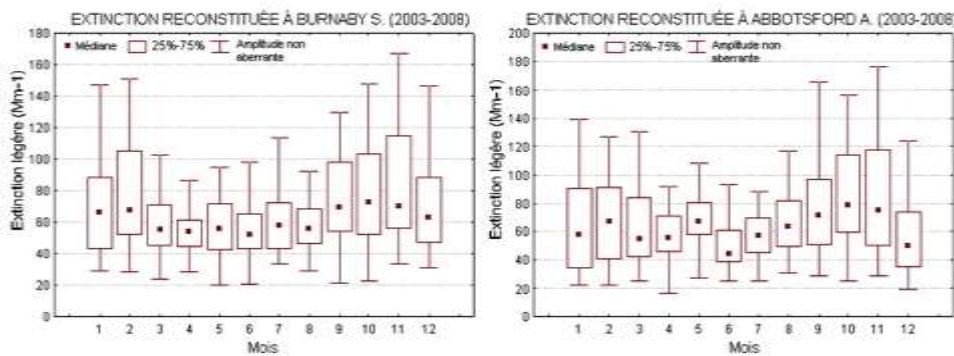


Figure 7.65 Schéma saisonnier de l'extinction de la lumière reconstituée au sud de Burnaby et à l'aéroport d'Abbotsford pendant la période de 2003 à 2008

Les mesures prises au sud de Burnaby et à Abbotsford indiquent que l'extinction reconstituée moyenne est semblable aux deux sites, mais la visibilité à Abbotsford est plus altérée pendant des événements de mauvaise visibilité, tel qu'il est indiqué de justesse aux figures 7.64 et 7.65 (So et Vingarzan, 2010).

La portée visuelle moyenne, obtenue à partir de l'extinction, est de 69 et 70 kilomètres, respectivement, au sud de Burnaby et à Abbotsford (figure 7.64b). À des fins de comparaison, la portée de la visibilité naturelle dans l'ouest du Canada est de 185 à 210 kilomètres (Hoff et al., 1997). Cette portée est rarement atteinte, comme l'indiquent les valeurs aberrantes à la figure 7.64b. À l'échelle saisonnière, la visibilité est la plus mauvaise pendant les mois d'automne, comme l'indique la figure 7.65. L'extinction reconstituée a été corrélée avec les $PM_{2.5}$ et l'ozone pendant les mois d'été et avec les $PM_{2.5}$ pendant tous les autres moments de l'année (So et Vingarzan, 2010).

7.5.7 $PM_{2.5}$ et ozone (O_3) dans les vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique

Les matières particulaires constituent le principal enjeu relatif à la qualité de l'air dans la plupart des collectivités de la Colombie-Britannique, en raison de la prévalence du brûlage à l'air libre, de la combustion du bois et des émissions provenant des industries de traitement du bois. À ce titre, les concentrations annuelles moyennes de $PM_{2.5}$ dans les collectivités intérieures, obtenues à partir de mesures d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique, sont supérieures à celles relevées dans la vallée du bas Fraser, c'est-à-dire qu'elles sont comprises entre 6 et $11 \mu g m^{-3}$ (RNSPA, 2006). Les concentrations de $PM_{2.5}$ dans les collectivités intérieures atteignent un pic pendant l'automne et l'hiver, car les émissions sont les plus intenses à cette période et la prévalence des inversions bloquantes limite l'écoulement et le mélange vertical de l'air. Les collectivités qui ressentent les niveaux épisodiques les plus élevés de $PM_{2.5}$ comprennent Houston, Prince George, Quesnel, Williams Lake et Golden. Cependant, l'endroit le plus touché par les matières particulaires est la ville de Prince George (voir la zone de texte « Résultat de la combinaison de la topographie et des activités industrielles intensives », à la section 7.4.4).

Les concentrations épisodiques de $PM_{2.5}$ sont supérieures à Prince George par rapport à la plupart des collectivités de la Colombie-Britannique, ce qui entraîne un dépassement des standards pancanadiens pour les $PM_{2.5}$ de 2002 à 2005. Depuis 1998, Prince George dépasse également l'objectif provisoire du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique sur 24 heures, soit $25 \mu g m^{-3}$, 4 % du temps en moyenne. Outre les sources anthropiques de matières particulaires, les collectivités intérieures sont occasionnellement touchées par des émissions provenant des feux irréprimés. En août 2003, les feux irréprimés à grande échelle ont touché la qualité de l'air dans plusieurs collectivités de la Colombie-Britannique. On a enregistré des concentrations de $PM_{2.5}$ extrêmement élevées à Kelowna, où la moyenne sur 24 heures a atteint $186 \mu g m^{-3}$ le 21 août 2003.

Bien qu'il n'y ait eu aucun dépassement des standards canadiens relatifs à l'ozone (O_3) dans l'intérieur de la Colombie-Britannique, une analyse récente indique que la mesure des standards pancanadiens avoisine les 60 ppb dans plusieurs collectivités, y compris Kelowna, Kamloops, Williams Lake, Grand Forks et Prince George. À Kelowna, l'ozone (O_3) devient un enjeu de plus en plus important en raison de la croissance significative de la population et de l'expansion qui est prévue au cours des dix

prochaines années. En raison de la tendance croissante de l'ozone à Kelowna (tableau 7.8), la réalisation et le maintien des standards pancanadiens d'ici 2010 et au-delà peuvent nécessiter des efforts continus et soutenus.

7.5.7.1 Variation diurne et saisonnière des polluants contribuant au smog

Dans les collectivités des vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique, le NO montre deux pics quotidiens; le premier, qui est généralement plus important, a lieu le matin, et le deuxième se produit l'après-midi. Les pics diurnes sont plus prononcés l'hiver, en raison de la prédominance des inversions et de la combustion du bois. Au site rural de Creston Piper Farms, le NO persiste jusqu'en milieu de journée en hiver, à cause des taux de conversion en NO₂ plus lents en l'absence d'une quantité suffisante d'ozone (O₃) et d'autres oxydants. Les concentrations d'ozone (O₃) atteignent un pic en milieu d'après-midi et on observe divers degrés de titrage de l'ozone (O₃) la nuit, selon le caractère urbain du site et sa proximité par rapport aux autoroutes. Les concentrations de PM_{2,5} reflètent largement celles du NO, en montrant soit un pic bimodal en début de matinée et le soir, soit un pic unique en matinée. Les pics en matinée se produisent plus tôt en été qu'en hiver, ce qui coïncide avec le moment du fractionnement de la couche limite nocturne. En hiver, les pics en soirée sont habituellement associés aux émissions des poêles à bois et ils sont généralement beaucoup plus prononcés que ceux dans la vallée du bas Fraser.

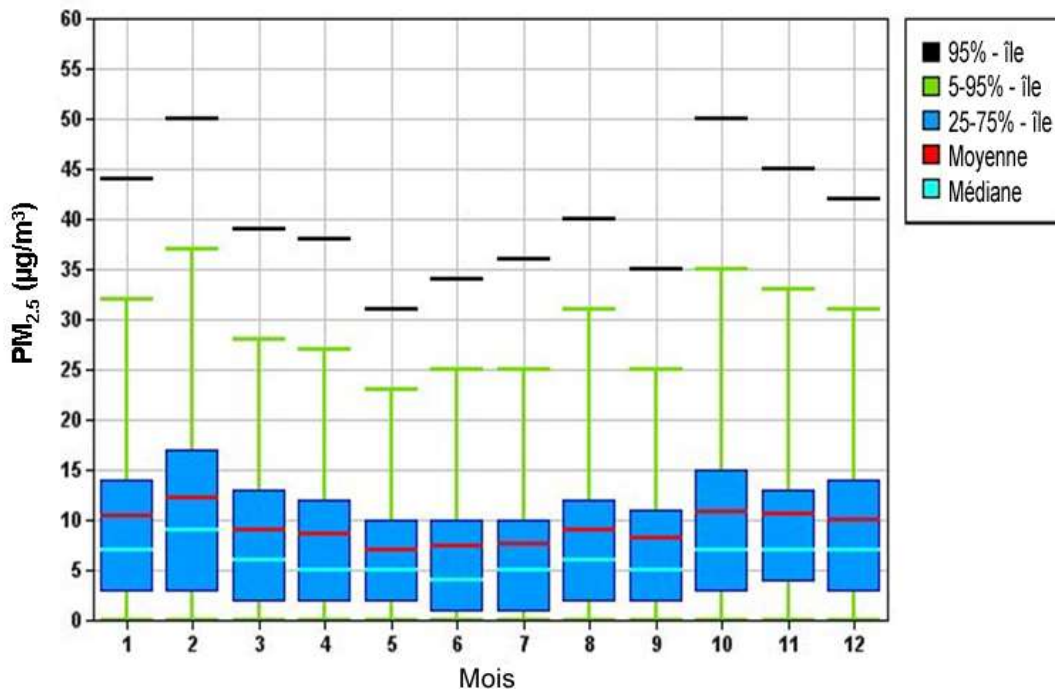


Figure 7.66 Schéma saisonnier des concentrations de PM_{2,5} à Prince George, Plaza 400 (1998 à 2006)

À l'échelle saisonnière, les niveaux de NO sont les plus élevés pendant l'automne et l'hiver. Les concentrations moyennes et maximales d'ozone (O_3) atteignent un pic en avril-mai à toutes les stations, à l'exception de Kamloops et Kelowna, où les maxima se produisent en août. Les concentrations de $PM_{2.5}$ reflètent celles du NO avec des valeurs maximales pendant la période de l'automne et de l'hiver, tel que montré dans la parcelle de Prince George (figure 7.66). Les modèles saisonniers du NO et des $PM_{2.5}$ reflètent une augmentation du brûlage à l'air libre, une diminution des hauteurs de la couche de mélange, ainsi que de fréquentes inversions de vallée.

7.5.8 Qualité de l'air au Yukon

La qualité de l'air au Yukon est généralement plus propre que dans les villes du sud du Canada, car il y a moins d'activités industrielles et des populations plus petites et plus dispersées. Cependant, des épisodes de pollution atmosphérique ambiante élevée se déclenchent occasionnellement dans les zones résidentielles dans l'ensemble du Yukon, en raison de la pollution découlant de la fumée issue de la combustion résidentielle de bois et des incendies de forêt. D'autres causes de la pollution atmosphérique comprennent les gaz d'échappement des véhicules et la poussière des routes. Il existe une seule station de surveillance de la qualité de l'air au Yukon; elle se trouve dans le centre-ville de Whitehorse. Les niveaux de monoxyde de carbone ont diminué significativement depuis le milieu des années 1980, et la grande partie de ladite diminution a eu lieu au début des années 1990 (REE, 2002). Entre 2002 et 2006, la portée de la concentration moyenne quotidienne maximale pour l'ozone (O_3) était comprise entre 32 et 37 ppb et la quatrième valeur maximale quotidienne la plus élevée allait de 47 à 56 ppb, en dessous de la norme des standards pancanadiens de 65 ppb. Les concentrations annuelles moyennes de $PM_{2.5}$ obtenues à partir de mesures d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique étaient relativement faibles, à savoir de 2,4 à 4,7 $\mu g m^{-3}$. Les concentrations de $PM_{2.5}$ à Whitehorse étaient les plus élevées pendant les mois d'été, et à ce site, la variabilité annuelle semble être influencée par le degré d'activité des incendies de forêt. L'été 2004 était la saison des incendies de forêt la plus chargée enregistrée à ce jour au Yukon. Plus de 275 incendies ont brûlé un total record de deux millions d'hectares, soit une superficie équivalant à la taille du pays de Galles, à peu près (UpHere Publishing, 2007). Du mois de juin à la fin du mois d'août, pendant 19 jours au total, on a relevé des concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur 24 heures supérieures à 20 $\mu g m^{-3}$. Des concentrations horaires très élevées ont été enregistrées à Whitehorse, avec un maximum sur une heure de 190 $\mu g m^{-3}$ le 27 juin. Les épisodes de fumée issue de la combustion du bois se produisent pendant l'hiver en raison de mauvaises pratiques de brûlage et de poêles à bois inefficaces, qui provoquent des concentrations horaires pouvant aller jusqu'à 20 à 40 $\mu g m^{-3}$. Malgré des épisodes occasionnels extrêmes, la station de Whitehorse n'a pas dépassé les standards pancanadiens relatifs aux $PM_{2.5}$ entre 2003 et 2005 (gouvernement du Canada, 2007).

7.5.9 Qualité de l'air dans les collectivités du Nord

Le nord du Canada est très peu peuplé, les trois territoires pris ensemble représentent 39 % de la masse terrestre du Canada, et seulement 0,3 % de la population du Canada. Les quelques collectivités sont de petite taille et sont séparées par de grandes zones inhabitées. La faible population correspond aux faibles émissions de polluants contribuant à la formation du smog; collectivement, les trois territoires apportent une contribution de 0,4 % d'émissions de $PM_{2,5}$, de 0,1 % d'émissions de SO_x , de 0,7 % d'émissions de NO_x , et de 0,3 % d'émissions de composés organiques volatils au Canada. Lorsqu'on les rassemble, ces faibles émissions sont insuffisantes pour contribuer à n'importe quelle sorte de problème de smog régional.

De nombreux facteurs de contribution aux émissions actuelles dans la région comprennent la production d'électricité (en général avec des groupes électrogènes diesel), l'industrie minière, le transport, l'industrie pétrolière et gazière, ainsi que le chauffage résidentiel et commercial. On prévoit que les émissions de la région peuvent augmenter à l'avenir en raison de la croissance démographique et de la hausse des activités dans les secteurs des mines ainsi que du pétrole et du gaz. On a aussi envisagé que les émissions provenant de la navigation peuvent augmenter si le passage du Nord-Ouest devient libre de glace en saison.

Les mesures de la qualité de l'air sont disponibles dans plusieurs collectivités des Territoires-du-Nord-Ouest. Le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) exploite une station à Yellowknife, et le gouvernement territorial contrôle la qualité de l'air dans trois collectivités de plus petite taille en réponse à la hausse des activités d'exploitation des ressources. Les résultats de cette surveillance indiquent que la qualité de l'air est généralement bonne. Les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$ vont généralement de 2 à 5 $\mu g m^{-3}$. Pendant les mois d'été, on a relevé pour certaines journées des concentrations de $PM_{2,5}$ sur 24 heures qui étaient supérieures au niveau des standards pancanadiens. Ces événements ont été attribués à la fumée des incendies de forêt. Les concentrations de NO_2 sont relativement faibles et elles sont cohérentes par rapport aux mesures relevées dans les collectivités canadiennes de petite à moyenne taille. Tout comme pour d'autres endroits au Canada, les concentrations de NO_2 atteignent un pic pendant les mois d'hiver en raison de la hausse des émissions et de la réduction de la dispersion. Les niveaux d'ozone dans les Territoires du Nord-Ouest sont semblables aux sites de référence dans le nord de l'Alberta, avec les niveaux les plus élevés au printemps et les niveaux les plus bas au début de l'automne.

Les niveaux de grosses matières particulaires peuvent être élevés dans les collectivités du nord en raison d'une prévalence de routes non asphaltées et de l'utilisation importante de sable et de gravier pour améliorer la traction sur les routes asphaltées en hiver. L'incidence de la poussière des routes peut être particulièrement visible à Yellowknife pendant les mois de printemps, lorsque les routes peuvent être en grande partie libres de glace, mais on considère que les températures sont trop froides pour le nettoyage des rues.

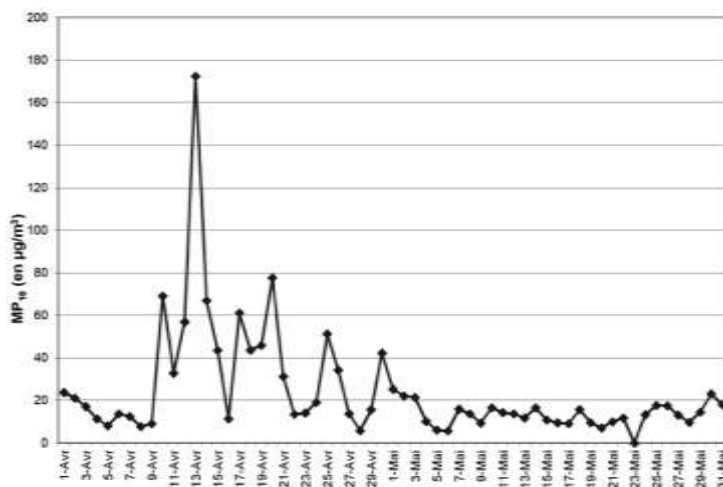


Figure 7.67 Moyenne quotidienne des PM₁₀ à Yellowknife en avril et mai 2007

La figure 7.67 montre un exemple de niveaux élevés de PM₁₀ causés par la poussière des routes. Dans ce cas, pour neuf jours début avril 2007, les concentrations moyennes de PM₁₀ sur 24 heures au site de surveillance de Yellowknife étaient de plus de 40 µg m⁻³. Le 13 avril, les concentrations de PM₁₀ dépassaient 170 µg m⁻³, ce qui représente la pire journée à cet égard. Plusieurs autres journées ont subi des concentrations élevées de PM₁₀ pendant le mois d'avril 2007. En mai, les concentrations quotidiennes moyennes de PM₁₀ sont revenues à des valeurs normales. La météorologie pendant ces mois n'était pas habituelle, excepté le fait que la température en avril était un écart-type au-dessus de la normale à long terme. La période comprise entre mi-avril et début mai, au cours de laquelle on a relevé des niveaux élevés de matières particulaires pendant des journées périodiques, représente la période entre la fonte des neiges et le nettoyage des rues, pendant laquelle peu de précipitations sont tombées.

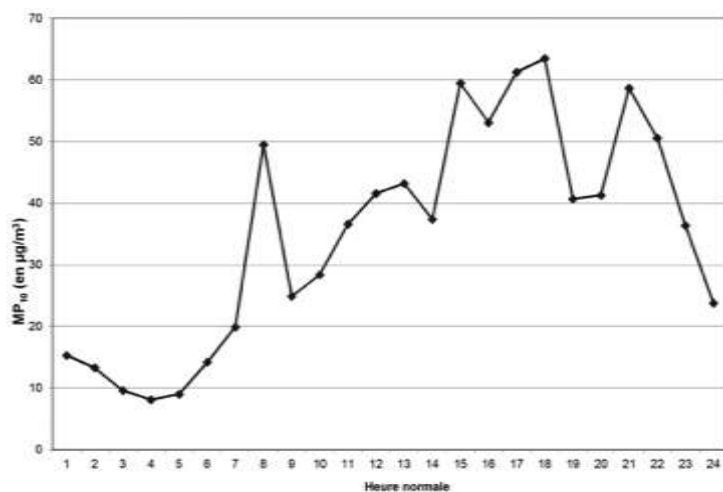


Figure 7.68 Moyenne horaire des PM₁₀ à Yellowknife en avril et mai 2007

Bien qu'il y ait eu une variabilité significative de jour en jour, le schéma horaire typique était une brusque pointe dans les PM_{10} aux alentours de huit heures (heure locale), et la formation d'un deuxième pic pendant le reste de la journée, qui diminue en fin de soirée et pendant la nuit (figure 7.68). Le schéma des matières particulaires est conforme à une source associée à la poussière des routes causée par la circulation automobile.

Le 13 avril, qui selon la figure 7.67, a subi une concentration moyenne élevée sur 24 heures, les données horaires ont révélé qu'il y avait un pic très élevé de PM_{10} le soir, lorsque la concentration dépassait $500 \mu\text{g m}^{-3}$. Cette journée-là, les niveaux de poussière ont généralement augmenté tout au long de la journée pour atteindre les valeurs les plus élevées tard dans la soirée. On a observé les niveaux de PM_{10} les plus élevés au cours d'une période pendant laquelle la vitesse du vent était inférieure à la limite de détection de l'instrument ou de vent presque nul. Une fois de plus, ces niveaux sont en accord avec une source locale de poussière et l'accumulation de concentrations pendant de mauvaises conditions de dispersion.

7.5.9.1 Brume arctique

Ce sont des pilotes qui, dans les années 1950, ont remarqué pour la première fois de la brume arctique, qui peut entraîner une visibilité réduite à quelques kilomètres à peine; son origine anthropique a été déterminée dans les années 1970 (PSEA, 2006). La brume arctique est constituée d'aérosols très fins (diamètre médian massique $0,2 \mu\text{m}$) composés principalement de sulfates et de matière organique, ainsi que de plus faibles quantités de nitrate, de carbone élémentaire, de matière crustale et de métaux lourds (PSEA, 2006). Bien que le total des concentrations découlant de la brume représente une fraction des concentrations relevées aux sites peuplés et industriels plus au sud, la brume n'en demeure pas moins préoccupante, car elle fournit une voie de transport aux contaminants émis à des latitudes inférieures vers l'Arctique. En outre, la brume peut avoir des répercussions climatiques importantes.

La brume provient essentiellement des émissions dans le nord de l'Europe et la Russie, qui sont transportées de préférence vers l'Arctique pendant l'hiver et le printemps (PSEA, 2006). Les émissions du sud du Canada, des États-Unis, ou des zones fortement peuplées de l'Asie sont moins fréquemment transportées vers la troposphère arctique en hiver. Si les émissions augmentaient dans le nord du Canada en raison d'un accroissement des activités industrielles, elles pourraient contribuer à la brume arctique. Pendant l'hiver, la masse d'air arctique extrêmement froide et stable empêche l'élimination des particules par dépôt sec ou humide, et elle permet le piégeage de la brume pendant de longues périodes. Les concentrations de brume atteignent un pic au début du printemps. D'ici mai, le fractionnement de l'inversion et la hausse des précipitations commencent à réduire les concentrations de brume.

Les mesures à long terme des aérosols sulfatés prises à Alert montrent une réduction des aérosols sulfatés qui était en lien avec les réductions des émissions de SO_x , tout particulièrement celles provenant des fonderies et d'autres sources dans le nord de la Russie (PSEA, 2006). Les concentrations de nitrate à Alert semblent augmenter ces dernières années, sous doute en raison d'une réduction très faible des émissions de NO_x dans les régions sources de l'Arctique.

7.6 Transport à grande distance des polluants atmosphériques

L'objectif de la section précédente visait à décrire et à expliquer les observations des l'ozone (O_3), des $PM_{2,5}$ et du NO_2 au sein de chaque région. Le but était de développer l'information au chapitre 3 en mettant davantage l'accent sur les configurations spatiales à l'échelle locale ainsi que certaines des caractéristiques des tendances temporelles, y compris une interprétation plus approfondie de la composition chimique des $PM_{2,5}$. En outre, l'exposé a tenté de mettre en lumière les caractéristiques uniques du smog dans chaque région, en mettant ainsi en évidence les différences géographiques. Il est important d'être sensible à ces différences, dans le but de mettre au point des stratégies destinées à améliorer la qualité de l'air, car dans bien des cas, les approches optimales différeront d'une région à l'autre.

Outre les processus locaux propres aux régions, le déplacement des polluants atmosphériques sur de plus grandes distances joue un rôle important dans la détermination des concentrations observées. Dans l'est du Canada, le transport à grande distance à partir d'autres provinces peut entraîner des concentrations si fortes dans la région que les politiques locales seules ne suffiront pas pour réduire les niveaux en dessous des seuils reconnus comme nocifs pour la santé (p. ex. le respect des standards pancanadiens). Par conséquent, l'objectif de la présente section est de démontrer la manière dont les différents schémas du transport à grande distance ou à l'échelle régionale (à l'échelle continentale et à plus petite échelle) influencent les concentrations atmosphériques, y compris une étude du transport de part et d'autre de la frontière entre le Canada et les États-Unis ou des frontières provinciales. Le transport entre les villes adjacentes ou les régions peuplées ne fait pas l'objet d'une analyse précise dans cette section, bien qu'il convienne de souligner que ce phénomène peut se produire, et il est important de le comprendre dans l'évaluation des sources de polluants constatées dans n'importe quelle région peuplée. Le transport à grande distance, comme il fait référence au transport hémisphérique, n'est pas le point de mire du présent chapitre, mais il est abordé au chapitre 9.

À une échelle continentale, désormais on accepte bien le fait que l'Amérique du Nord exporte une quantité considérable d'ozone (O_3) et de particules fines au large de la côte est, et que celle-ci touche l'Europe (Li et al., 2002; Singh et al., 2006). La télédétection par satellite a montré un maximum dans les concentrations d'ozone s'étendant vers l'est au-dessus du nord de l'Atlantique (p. ex. Fishman et al., 1990), et Fehsenfeld et al. (1996) ont conclu que l'ozone de source anthropique en été provenant de l'Amérique du Nord domine le bilan d'ozone de la couche limite marine près du continent. Plus récemment, l'étude de l'ICARTT (Waugh et al., 2004) a accordé une attention considérable à cette question au cours de l'été 2004. Des études quantitatives menées au cours de l'étude North Atlantic Regional Experiment, dans la région au-dessus du golfe du Maine, au sud de la baie de Fundy, au sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et dans les eaux adjacentes vers l'est, ont calculé que la portion d'ozone d'origine anthropique qui se déplace vers l'est au large du continent, dans une coupe transversale verticale de carrés-unités, était de 50 % en dessous d'un kilomètre, de 35 à 50 % d'un à trois kilomètres, de 25 à 50 % de trois à quatre kilomètres, et de 10 % de quatre à cinq kilomètres (Banic et al., 1996). On a observé des panaches de couches d'une épaisseur allant jusqu'à un kilomètre à

plusieurs centaines de kilomètres en aval de la côte (Berkowitz et al., 1996; Daum et al., 1996), avec des concentrations d'ozone allant jusqu'à 150 ppbv. Les panaches des poussées d'air, qui selon les résultats, étaient généralement inférieurs à un kilomètre et demi (Buhr et al., 1996), étaient caractérisés par des couches de pollution définies, dissociés de la couche limite marine (Neuman et al., 2006). Ces couches verticales et les processus qui créent des couches distinctes et les mélangent à la surface constituent une considération importante pour le transport à l'échelle régionale. Bien que ce phénomène ait fait l'objet d'un examen plus détaillé dans le Canada atlantique, il s'agit d'une caractéristique du transport à grande distance partout, et c'est toujours un défi de le caractériser pleinement, en raison de la quantité limitée de mesures disponibles au-dessus du niveau du sol.

Le transport transpacifique qui touche le Canada, un problème naissant, est soumis à une analyse précise au chapitre 9. Ce problème est particulièrement important, étant donné la croissance rapide en Asie. Le transport à grande distance au sein de l'Amérique du Nord demeure un enjeu international important; les émissions aux États-Unis touchent le Canada, tandis que les émissions canadiennes influencent les concentrations dans certaines régions des États-Unis, toutefois dans une moindre mesure.

7.6.1 Le lien entre les modèles de transport et l'ozone (O₃) et les PM_{2.5}

Les variations temporelles dans les régimes météorologiques synoptiques décrites ci-dessus entraînent des voies de transport précises des polluants atmosphériques, à l'échelle régionale ou à grande distance, qui peuvent avoir des répercussions significatives sur les emplacements en aval. L'ampleur de cet effet dépend de la présence ou de l'absence d'émissions en amont, ainsi que de la vitesse du déplacement de la masse d'air, soit au-dessus des zones émettrices, soit entre ces zones et le site d'observation. On a utilisé toute une série de techniques pour étudier la manière dont les concentrations diffèrent par rapport à l'itinéraire de transport, mais elles ont toutes tendance à utiliser des rétrotrajectoires pour caractériser le transport. Globalement, on peut tirer des conclusions plus sérieuses lorsqu'on examine les concentrations en rapport avec des ensembles ou d'importants groupes de trajectoires, par opposition à des trajectoires individuelles. Le principal objectif des analyses des trajectoires, qui a été appliqué abondamment dans toutes les régions du Canada, est de déterminer quelles zones en amont entraînent des concentrations supérieures et inférieures et la manière dont ces trajets d'écoulement des eaux se rapportent aux régimes météorologiques.

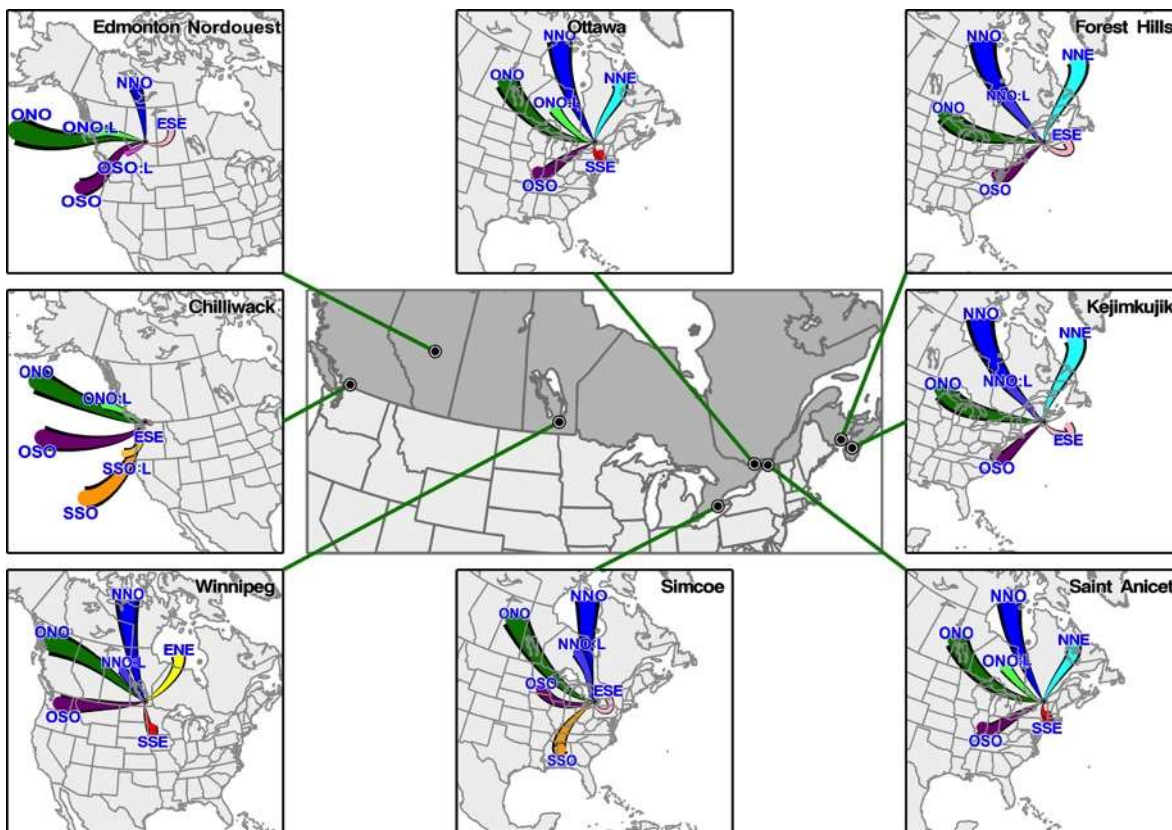


Figure 7.69 Vecteurs de la moyenne des types de trajectoires tirés de la période (de 1994 à 2005) des données des $PM_{2.5}$ sur 8 sites choisis. Veuillez noter que la période utilisée pour obtenir ces types et ceux de la figure 7.34 était considérablement différente. Des schémas de transport très similaires ont été déterminés quand les mêmes sites ont été examinés (p. ex. Kejimikujik et Forest Hills (Saint John)). Veuillez noter aussi que les trajectoires de transport dominantes sur les sites avoisinants (p. ex., Kejimikujik et Forest Hills; Saint Anicet et Roundtop Ridge; nord-ouest d'Edmonton et Ester) sont similaires. Cela met en exergue le fait qu'en raison des données d'entrée et des facteurs météorologiques plus influents, les trajectoires ne résolvent que les phénomènes à l'échelle régionale et plus vaste, en opposition aux caractéristiques à l'échelle locale.

On a utilisé une analyse typologique pour créer des ensembles de trajectoires ou de « types de trajectoires » avec des itinéraires de transport communs (Dorling et Davis, 1992a, b). Les ensembles ou groupes déterminés grâce à cette approche reflètent les régimes météorologiques habituels dans la région autour du site récepteur et en amont. On a entrepris une série d'analyses typologiques normalisées pour plusieurs endroits répartis dans l'ensemble du Canada pour soutenir cette évaluation. Ces analyses ont été réalisées en relation avec les données disponibles sur l'ozone (O_3) à la figure 7.28 et les données disponibles sur les $PM_{2.5}$ à la figure 7.69. Dans les deux cas, on a estimé que six groupes différents étaient suffisants pour différencier les principaux schémas de transport à chacun des sites choisis. Les concentrations saisonnières et annuelles moyennes d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ associées à chaque groupe pour chaque site sont comparées aux figures 7.29, 7.43, 7.45 et 7.70. L'étude de ces figures permet d'avoir une bonne compréhension; certaines d'entre elles seront étudiées dans les sections ci-dessous.

7.6.1.1 Du sud des Grands Lacs à la côte Atlantique

La figure 7.29 montre la répartition des concentrations d'ozone (O_3) par saison et type de transport pour chacun des sites à la figure 7.28. Aux deux sites du Canada atlantique (Kejimkujik et Forest Hills), l'ozone (O_3) est le plus élevé avec l'écoulement qui va de l'ouest vers l'ouest-nord-ouest (en vert). Tant les concentrations moyennes que les concentrations médianes sont les plus élevées, et les plus fortes concentrations de pointe d'ozone (O_3) se produisent avec ce schéma de transport dans tout le nord de la Nouvelle-Angleterre, le sud de l'Ontario et le Haut-Midwest (Michigan). Par conséquent, les émissions de précurseurs anthropiques dans cette région contribuent de façon importante à l'ozone (O_3) au-dessus du sud de la région de l'Atlantique pendant les mois d'été, lorsque le potentiel de production photochimique est le plus élevé. L'écoulement ouest-sud-ouest le long de la côte est des États-Unis (de Washington à Boston) entraîne également des concentrations d'ozone (O_3) relativement importantes en été ainsi que d'importants pics (c'est-à-dire, des épisodes). On associe les concentrations élevées d'ozone (O_3) plus tard dans la saison (août, septembre, voire octobre) à cette voie de transport.

Il est clair à la figure 7.29 que la concentration d'ozone maximale moyenne documentée au chapitre 3 prévaut parmi tous les types de trajectoire dans le Canada atlantique. Néanmoins, il est intéressant de noter que les concentrations d'ozone (O_3) sont plus élevées avec les directions des écoulements de vent ouest-nord-ouest et ouest-sud-ouest, ce qui indique que les émissions anthropiques ont un certain rôle à jouer. Ces hausses peuvent être causées en partie par des pics plus importants qui sont évidents pour ces directions, qui sont généralement entraînés par des régimes météorologiques précis entraînant une plus forte production photochimique d'ozone (O_3) issue des émissions anthropiques. Cela implique également que les pics printaniers (mars, avril et juin) montrés à la figure 7.29 peuvent être associés à des conditions survenant plus tard (en mai). Les régimes saisonniers moyens mis en lumière à la figure 7.45 donnent un meilleur aperçu de cette fonction, ce qui indique que pour l'écoulement ouest-nord-ouest, les niveaux moyens atteignent un pic en mai et en juin. Toutefois, pour l'écoulement ouest-sud-ouest, le pic est clairement en avril à Kejimkujik, et fin avril ou début mai à Forest Hills. Il peut s'agir d'une fonction d'un réchauffement précoce et du début de la période de végétation (c'est-à-dire le rejet de composés organiques volatils biogéniques) dans les régions qui sont plus directement au sud le long de la côte est des États-Unis. Pendant les mois froids, les directions des écoulements ouest-sud-ouest et ouest-nord-ouest ne se distinguent pas des autres; chose intéressante, les concentrations moyennes d'ozone (O_3) sont en fait légèrement plus élevées avec l'écoulement de vent provenant des secteurs avec de très faibles émissions (nord-nord-ouest, nord-nord-est et est-sud-est). Cela reflète vraisemblablement la réaction des concentrations naturelles d'ozone (O_3) à l'échelle régionale avec les émissions de NO_x associées aux régions au sein du quadrant sud-ouest de Kejimkujik.

La boîte d'affichage à la figure 7.45 est utile pour souligner les différences entre les directions du transport et les régimes généraux. Par exemple, d'autres caractéristiques intéressantes sont la similitude relative dans le modèle saisonnier et les concentrations moyennes à Kejimkujik pour chacune des directions du transport, à l'exception des écoulements ouest-nord-ouest et ouest-sud-ouest. Plus précisément, pendant les mois d'hiver et du début du printemps, il existe peu de différences dans les concentrations moyennes d'ozone (O_3) pour toutes les directions du transport, ce qui indique

une influence prédominante des concentrations naturelles d'ozone (O_3) à l'échelle régionale. Les concentrations moyennes d'ozone (O_3) sont en fait légèrement supérieures à l'écoulement de vent provenant des secteurs ayant de très faibles émissions (nord-nord-ouest, nord-nord-est et est-sud-est), ce qui reflète probablement la réaction des concentrations naturelles d'ozone (O_3) à l'échelle régionale avec les émissions de NO_x et les concentrations de NO_x plus élevées à l'échelle régionale qui sont associées aux conditions au-dessus des régions se trouvant dans le quadrant sud-ouest de Kejimikujik et Forest Hills. La divergence intéressante, qui a été abordée dans une certaine mesure ci-dessus, est relevée entre la fin du printemps et le début de l'automne. La comparaison des schémas entre Kejimikujik et Forest Hills révèle qu'en général, il semble y avoir de plus grandes différences dans les concentrations moyennes d'ozone (O_3) entre les directions du transport à Forest Hills (il convient de noter que les échelles sont différentes pour les deux parcelles). La raison de la dispersion plus importante est liée en partie au fait que Forest Hills se trouve dans une zone urbaine et que cette zone subit une destruction plus importante de l'ozone (O_3) à l'échelle locale en raison du titrage du NO, qui semble varier selon la direction du transport. Une autre différence entre ces deux sites de la région de l'Atlantique a trait au comportement saisonnier des directions du transport ouest-sud-ouest et est-sud-est. À Forest Hills, il y a des augmentations de la concentration d'ozone (O_3) pour ces directions en automne, qui ne sont pas apparentes à Kejimikujik. Toutefois, il est important de souligner que les concentrations moyennes et de pointe réelles pour ces directions sont identiques ou supérieures à Kejimikujik. Ainsi, c'est seulement la forme du changement saisonnier qui diffère entre les sites, ce qui indique qu'il y a des influences subtiles à une échelle plus locale qui sont en jeu dans la région. La résolution desdites différences requerrait une analyse plus détaillée de la météorologie et des influences potentielles des sources locales.

Il est intéressant de souligner que les concentrations pluriannuelles moyennes d'ozone (O_3) (c'est-à-dire, une variabilité interannuelle lissée) selon l'itinéraire de transport sont présentées à la figure 7.43. Ces tendances ne feront pas l'objet d'une analyse détaillée ici, car le chapitre 3 présente des analyses plus officielles des tendances. Étant donné l'influence de la météorologie, la détection des vraies tendances liées à l'ozone (O_3) constitue un défi. Au chapitre 3, on a appliqué un modèle pour éliminer cette influence. En clair, les changements dans la fréquence relative des différentes directions du transport d'année en année constituent un facteur qui obscurcit la véritable tendance; par conséquent, l'examen de la tendance dans chaque direction, à l'instar de la figure 7.43, permet d'éliminer cet effet. À titre d'exemple, pour Kejimikujik il y a eu une tendance croissante de l'ozone de 1994 à 2002 dans la plupart des directions du transport, et une tendance à la baisse depuis cette période. Les explications possibles en lien avec ce modèle comprennent les augmentations des concentrations naturelles, qui au cours des années ultérieures, sont compensées par des baisses des émissions de précurseurs en amont. Toutefois, le modèle est plutôt différent à Forest Hills, ce qui indique qu'une étude plus détaillée, y compris un ajustement météorologique plus rigoureux (à l'instar du chapitre 3), est nécessaire. Néanmoins, tel qu'il est discuté au chapitre 3, une caractéristique essentielle de la tendance de Kejimikujik est qu'il y a eu une hausse statistiquement significative (environ 0,2 % par année) au printemps. On a également observé ce comportement à d'autres sites dans la région (p. ex. le parc national d'Acadia), et il concorde avec les résultats de Monks (2000).

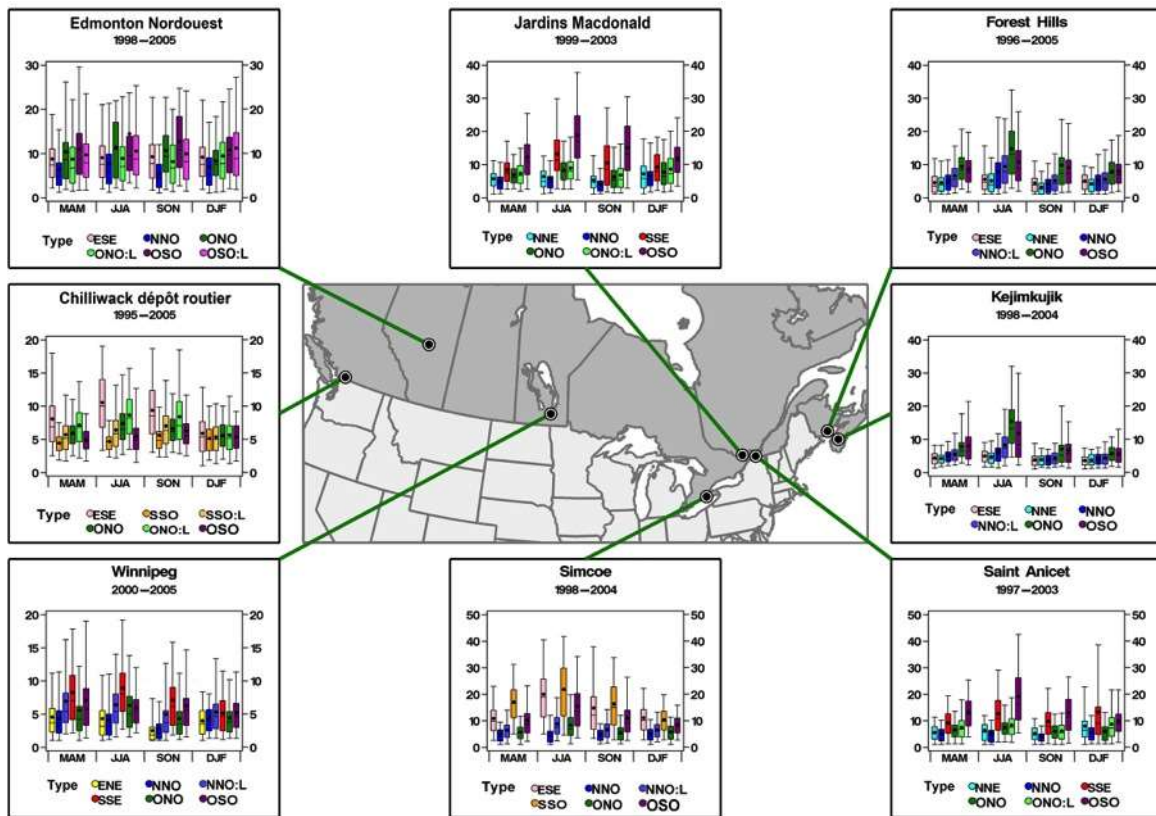


Figure 7.70 Diagramme de quartiles des $PM_{2.5}$ saisonnières par types de trajectoires sur 8 sites de $PM_{2.5}$. La période de l'enregistrement des données sur les $PM_{2.5}$ sur tout site donné dans l'analyse est illustrée sous le nom du site concerné dans chaque tableau. Les répartitions saisonnières sont : mars-avril-mai (MAM), juin-juillet-août (JJA), septembre-octobre-novembre (SON) et décembre-janvier-février (DJF). Veuillez noter que des échelles différentes sont utilisées sur les sites.

En raison de la contribution relativement plus faible des concentrations naturelles régionales et hémisphériques, l'itinéraire de transport a une forte influence sur les $PM_{2.5}$ pendant toutes les saisons au-dessus de la région de l'Atlantique (Kejimikujik et Forest Hills). Un des modèles globaux montré à la figure 7.70 est que les niveaux de $PM_{2.5}$ ont tendance à être supérieurs à Saint John (Forest Hills), à l'exception des itinéraires de transport ouest-nord-ouest et ouest-sud-ouest. Ce n'est pas surprenant, en raison de la contribution apportée par les émissions primaires urbaines aux $PM_{2.5}$. Cependant, la similitude entre ces deux endroits lorsque les $PM_{2.5}$ sont plus élevées (en raison d'écoulements en été à partir des régions peuplées du continent) démontre clairement que les sources en amont et les modèles de transport à grande distance sont des causes plus importantes des concentrations moyennes et de pointe de $PM_{2.5}$ qui sont élevées dans cette région. Toutes les saisons, les itinéraires de transport ouest-nord-ouest et ouest-sud-ouest sont associés à des concentrations plus élevées par rapport à chacune des autres directions, mettant ainsi en évidence l'influence des émissions anthropiques en amont. Cependant, en hiver, les différences entre les itinéraires ont tendance à être les plus faibles, comme les concentrations de $PM_{2.5}$. Une autre caractéristique apparente au site de Forest Hills, qui n'est pas aussi perceptible au site de Kejimikujik, est la hausse des concentrations moyennes et de pointe avec l'écoulement de vent provenant de la direction est-sud-est, par rapport aux autres directions « propres

». Avec les concentrations inférieures d'ozone (O_3) causées par le titrage du NO_x et les concentrations globales plus importantes de $PM_{2.5}$ à Forest Hills, cela montre la mesure dans laquelle, en moyenne, les sources locales dans la région de la baie de Fundy peuvent toucher les concentrations de polluants. Kejimikujik ne subit pas d'augmentation des $PM_{2.5}$ pour cette direction, car les trajectoires prennent essentiellement leur source au-dessus de l'océan, tandis que pour la région de Saint John, ce flux océanique passe au-dessus du sud de la Nouvelle-Écosse et de la baie de Fundy, ainsi qu'au-dessus de la ville en elle-même.

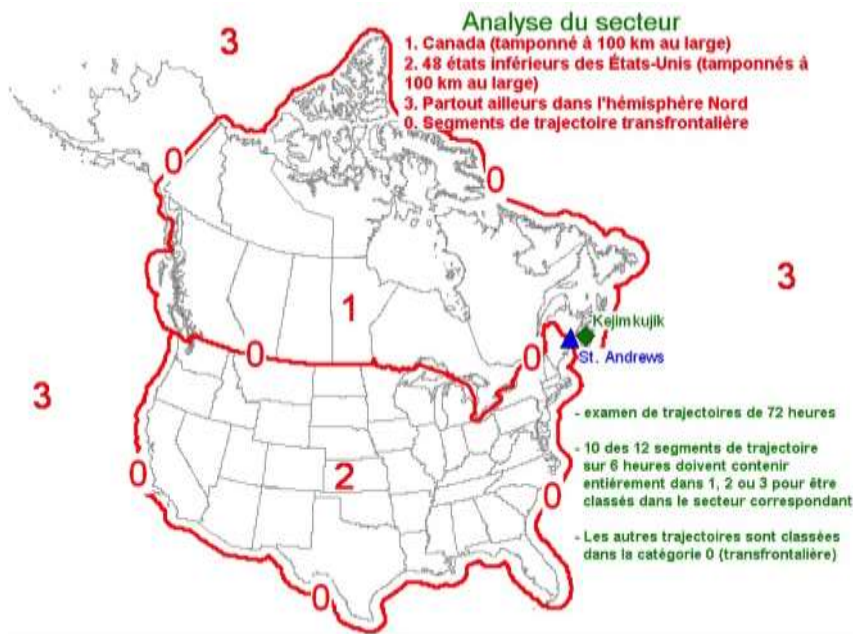


Figure 7.71 Définition de la limite géographique du secteur source (Ketch *et al.*, 2005) à St. Andrews (N.-B.) et Kejimikujik (N.-É.). Les trajectoires (925 hPa sur trois jours) qui arrivent sur chaque site ont été triées selon trois régions ou secteurs en amont : États- Unis, Canada et l'océan. Un quatrième groupe, le « groupe multisectoriel », a été défini pour une trajectoire qui n'avait pas au moins dix segments sur les douze uniquement dans l'une de ces trois régions. (Ketch *et al.*, 2005).

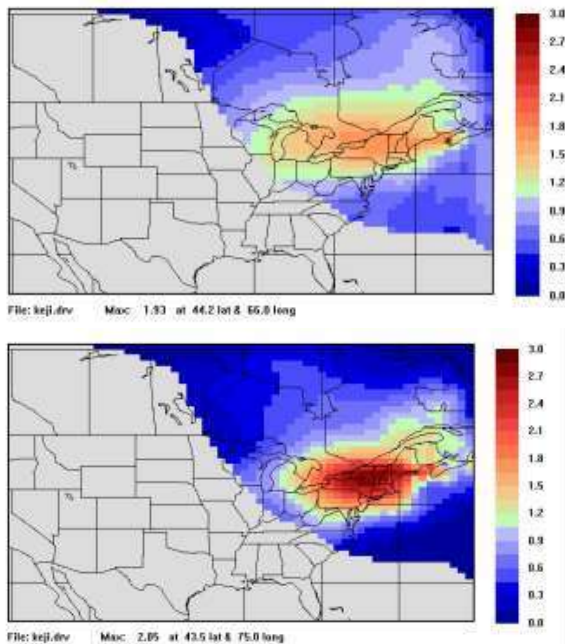


Figure 7.72 Résultats QTBA illustrant la contribution relative aux concentrations d'ozone pendant les périodes de dépassement des mesures de la norme pancanadienne répandues concernant l'ozone (gauche) et les PM_{2.5} (droite) à Kejimkujik (Johnson, 2004). Les deux images illustrent le fait que les trajectoires contribuent aux concentrations plus élevées de ces polluants viennent généralement de l'ouest. Les données sur l'ozone sont fondées sur la période de 1990 à 2002 et celles sur les PM_{2.5} sur la période de 1998 à 2002. La voie de transport des concentrations d'ozone élevées vient plus de l'ouest que la voie des PM_{2.5}. La légende indique la contribution relative des parcelles qui passent au-dessus d'une maille de grille aux concentrations à Kejimkujik, où la couleur verte représente un facteur de 1 et la couleur rouge la plus foncée représente un facteur de 3 au-dessus de la concentration moyenne.

Tableau 7.9 Pourcentage des trajectoires de chaque secteur pour la période des données de 1999 à 2002, à St. Andrews (N.-B.) et Kejimkujik (N.-É.), et concentrations moyennes d'ozone et de MP_{2.5} attribuées à chacun de ces secteurs.

Station	Polluant	Moyennes par secteur			
		Canada	É.-U.	Océan	Canada
St. Andrews, N.-B.	% du temps de trajectoire par secteur	35	6	2	57
	Ozone (ppbv)	23.2	28.0	24.2	24.4
	MP _{2.5} (µg m ⁻³)	2.5	7.5	2.7	4.0
Kejimkujik (N.-É.)	% du temps de trajectoire par secteur	33	5	5	57
	Ozone (ppbv)	30.5	36.6	39.8	32.2
	MP _{2.5} (µg m ⁻³)	3.4	9.5	2.6	4.9

À part l'analyse typologique, les trajectoires peuvent aussi être triées manuellement ou sectorisées en fonction des régions en amont au-dessus desquelles elles passent, notamment le Canada et les États-Unis (Brook et al., 2002). Les trajectoires (925 hPa sur trois jours) qui arrivent à Kejimikujik, en Nouvelle-Écosse, et à St. Andrews, au Nouveau-Brunswick, ont été triées en fonction de trois régions ou secteurs en amont : les États-Unis, le Canada et l'océan, tel que montré à la figure 7.71 (Ketch et al., 2005). Un quatrième groupe, le « groupe multisectoriel », a été défini pour une trajectoire qui n'avait pas au moins dix segments sur les douze uniquement dans l'une de ces trois régions. À l'exception de l'ozone à Kejimikujik, qui était la concentration la plus élevée lorsque le transport provenait du secteur océanique, les concentrations moyennes de polluants montrées dans le tableau 7.9 étaient les plus élevées tant à Kejimikujik qu'à St. Andrews lorsque le transport provenait des États-Unis. Cette constatation était la plus notable pour les $PM_{2.5}$, avec la concentration à St. Andrews qui dépassait d'un facteur de 3 le secteur américain par rapport au secteur canadien, et d'environ 2,5 fois de plus à Kejimikujik. Les différences entre les secteurs pour l'ozone (O_3) n'étaient pas aussi prononcées, car les concentrations naturelles d'ozone (O_3) sont responsables d'une fraction importante de la concentration moyenne à long terme, et celle-ci ne dépend généralement pas de la direction du transport. L'analyse intitulée Quantitative Transport Bias Analysis (QTBA; Keeler et Samson, 1989; Brook et al., 2004b) pour les observations de Kejimikujik indiquent que la contribution relative des régions sources (Ontario) par rapport aux régions américaines est légèrement supérieure pour l'ozone (O_3) que pour les $PM_{2.5}$. Les valeurs supérieures marquées en orange et en rouge à la figure 7.72 indiquent les endroits d'où provient l'air ou ceux de son passage, plus vraisemblablement, pendant des dépassements généralisés des standards pancanadiens. Bien que l'orientation de l'approche qui allait donner le plus vraisemblablement les concentrations relatives d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ les plus élevées soit semblable, en passant de Toronto à travers l'État de New York, en direction de Kejimikujik, d'après la figure 7.72, les itinéraires de transport étaient légèrement plus longs et plus dirigés vers l'ouest pour l'ozone (O_3) par rapport aux dépassements de $PM_{2.5}$.

Si on passe au Québec, les endroits pris en considération pour les types de trajectoires étaient Roundtop Ridge (Mont Sutton) pour l'ozone (O_3) et Saint-Anicet pour les $PM_{2.5}$. Le maximum d'ozone (O_3) au printemps est clairement évident aux figures 7.29 et 7.45 pour ce site rural au sommet de la montagne. Globalement, on peut aussi observer que la concentration d'ozone (O_3) à Roundtop est la plus élevée parmi tous les sites montrés, ce qui, tel qu'il est indiqué également au chapitre 3, est dû à son élévation. Pendant les mois d'été plus actifs du point de vue photochimique, Roundtop et tout le sud-ouest du Québec subissent les plus fortes concentrations d'ozone (O_3) avec le transport en direction du sud. Un écoulement très léger du sud-sud-est, qui prend sa source au-dessus de la région de Boston-New York, a des pics et des niveaux moyens légèrement inférieurs par rapport au moment où l'écoulement se trouve sur le sud de l'Ontario et le Bas-Midwest américain, mais les niveaux minimaux d'ozone (O_3) sont plus élevés lorsque la direction est sud-sud-est. Cela semble indiquer que l'ozone (O_3) est plus systématiquement élevé lorsqu'il vient de cette direction. Pendant l'automne, pour les deux directions de transport vers le sud, l'ozone (O_3) est aussi plus élevé que pour les quatre autres directions. Par contre, au printemps, il y a moins de différences entre les six itinéraires de transport, avec seulement un léger accroissement des niveaux moyens et de pointe avec l'écoulement ouest-sud-ouest.

La figure 7.45 montre qu'en mars, la concentration moyenne d'ozone (O_3) est identique, indépendamment de la direction; les directions vers le nord donnent de plus fortes concentrations au cours des mois précédents, et les vents en direction du sud, de l'ouest et de l'ouest-nord-ouest entraînent de plus fortes concentrations à partir du mois de mars jusqu'en automne. La figure 7.45 montre que les niveaux d'ozone (O_3) moyens ont tendance à être répartis en trois groupes pour ce qui est des itinéraires de transport. Les concentrations sont élevées du sud-sud-est vers l'ouest-sud-ouest, moyennes à partir des voies ouest-nord-ouest, et faibles à partir du nord-nord-ouest et du nord-nord-est. De façon intéressante, en hiver, la concentration d'ozone (O_3) est la plus forte à partir de ces deux dernières directions et la plus faible à partir des deux directions vers le sud. Cela révèle l'importance du niveau naturel régional et hémisphérique en hiver, qui est réduit lorsque l'écoulement vient du sud et qu'il se dirige vers Roundtop. Cela reflète probablement la quantité plus importante de NO_x dans ces régions, qui aura tendance à supprimer les niveaux d'ozone (O_3), voire le potentiel de précipitations plus important pendant les régimes d'écoulement de vent en direction du sud en hiver. Les tendances à long terme de l'ozone (O_3) à Roundtop (figure 7.43) sont examinées en détail au chapitre 3.

Le lien entre l'itinéraire de transport et les $PM_{2.5}$ au sud-ouest du Québec ressemble au lien de l'ozone (O_3) en été et en automne. Cependant, à la différence de l'ozone (O_3), les concentrations de $PM_{2.5}$ demeurent nettement supérieures pour les directions ouest-sud-ouest et sud-est tout au long de l'hiver et du printemps également. Ce comportement est en accord avec les observations pour le sud de la région de l'Atlantique. Les $PM_{2.5}$ ne sont pas influencées par des niveaux naturels, dans la mesure où l'écoulement provenant de zones propres ou éloignées entraîne des concentrations qui peuvent correspondre à l'influence des régions émettrices anthropiques pour l'ouest-sud-ouest et le sud-est, et très rarement la dépasser. Une caractéristique intéressante de la tendance relative aux $PM_{2.5}$ plus élevées avec ces itinéraires de transport est que les moyennes et pics plus élevés sont associés à l'écoulement ouest-sud-ouest sur le sud de l'Ontario et le Midwest américain pour toutes les saisons sauf l'hiver. Pendant ces mois, le transport lent dans l'ensemble de la région rurale de New York à partir de la ville de New York amène des niveaux de $PM_{2.5}$ nettement supérieurs. Bien que le transport à partir de cette direction soit rare, l'ampleur habituelle des concentrations moyennes et de pointe de $PM_{2.5}$ se classe au second rang après les écoulements venant de l'ouest-sud-ouest en été. La conclusion tirée de cette analyse est que le transport en été à partir de l'itinéraire ouest-sud-ouest et le transport en hiver venant du sud-est entraînent le plus souvent des $PM_{2.5}$ élevées au-dessus du sud-ouest du Québec. Cependant, étant donné qu'il s'agit de saisons opposées, le comportement saisonnier de la composition des $PM_{2.5}$ du chapitre 3 laisserait penser que les caractéristiques chimiques de ces deux types de situations de $PM_{2.5}$ élevées sont probablement différents. Étant donné l'information disponible, on ne peut pas écarter la possibilité selon laquelle à Saint-Anicet, un léger écoulement du sud-est en hiver augmente l'influence de certaines activités locales telles que la combustion du bois. Un léger écoulement du sud-est à 925 hPa en hiver à Saint-Anicet indique un anticyclone se dirigeant vers le nord-est, des températures froides et un écoulement d'air stagnant à la surface, favorables à l'accumulation de polluants locaux tels que le nitrate et les $PM_{2.5}$ primaires issues de la combustion. Dans de telles conditions, Saint-Anicet se trouve sous un léger écoulement du nord-est à la surface, qui entraîne les polluants accumulés localement à partir de Montréal et des banlieues.

Pour quantifier les contributions locales et régionales au $PM_{2,5}$ au Québec, on a conçu un outil d'analyse source-récepteur appelé START (Suivi du Transport Atmosphérique Régional et Transfrontalier; Dion, 2003) d'après les rétrotrajectoires et les inventaires rectangulaires des émissions horaires. START estime la charge de polluants dans une masse d'air lorsqu'elle arrive à un point récepteur sélectionné (c'est-à-dire une station de surveillance de la qualité de l'air). Bien que cette méthode soit fondée sur l'hypothèse selon laquelle la voie de transport ne comporte aucune propriété chimique ni mécanisme d'élimination, la charge de polluants qui est estimée est en assez bonne corrélation (jusqu'à 70 %) avec les mesures ambiantes aux stations réceptrices. Pour la période allant de 1999 à 2001, START a estimé que les contributions moyennes aux $PM_{2,5}$ qui touchaient le sud du Québec provenaient à 40-50 % des États-Unis, à 30-35 % de l'Ontario, et à 20 % de l'intérieur de la province.

En Ontario, la dépendance de la concentration d'ozone (O_3) par rapport à la saison et à la voie de transport est démontrée pour Longwoods et Algoma, qui sont des sites ruraux près de London et Sault Ste. Marie, respectivement. Les conditions ont été examinées également à la région des lacs expérimentaux (RLE), située à l'extrême ouest de la province. En accord avec les autres régions et la similitude des régimes synoptiques associés à des niveaux de polluants plus élevés dans tout l'est du Canada, les concentrations d'ozone (O_3) sont les plus fortes dans le sud-ouest de l'Ontario pour le transport des itinéraires sud-sud-est et sud-sud-ouest. Les concentrations en été sont élevées également, avec un léger transport ouest-nord-ouest qui entraîne vraisemblablement de l'ozone (O_3) et des précurseurs du sud du Michigan et de la région de Chicago.

Comme on peut le voir à la figure 7.28, les trajectoires moyennes sud-sud-est sur trois jours qui arrivent à Longwoods sont très courtes et impliquent des vents légers, voire des conditions stagnantes. Par conséquent, la principale influence sur la concentration provient des émissions dans la province ou près de la frontière. Les trajectoires sud-sud-ouest sont beaucoup plus longues, et elles sont en accord avec le transport transfrontalier de polluants de la vallée de l'Ohio, voire jusqu'à la côte du golfe. En été sur le site d'Algoma, les concentrations d'ozone (O_3) les plus élevées sont aussi associées aux trajectoires du sud-sud-ouest, tandis qu'on a relevé de plus fortes concentrations à la région des lacs expérimentaux (RLE) pour les trajectoires provenant du sud-sud-est. Si l'on se reporte à la figure 7.28, il est clair que les voies de transport pour les concentrations maximales d'ozone (O_3) sur les trois sites en Ontario déterminent essentiellement la même région source.

Les concentrations d'ozone au site de Longwoods site sont les plus élevées en été, comme on l'observe généralement pour les régions influencées par des émissions d'origine anthropique. Néanmoins, tant pour Algoma que pour la région des lacs expérimentaux (RLE), ainsi que pour les concentrations d'ozone (O_3) associées au transport vers Longwoods avec un itinéraire principalement en direction du nord, on observe les plus fortes concentrations au printemps (mars, avril, mai). Comme dans d'autres régions, cela est conforme à l'observation selon laquelle les concentrations naturelles d'ozone (O_3) montrent habituellement un maximum au printemps (Carslaw, 2005; McKendry, 2006). Tant pour Algoma que pour la région des lacs expérimentaux (RLE), les concentrations pour les trajectoires sud-

sud-ouest et sud-sud-est, qui ont une contribution anthropique, montrent également une bosse ou un replat en été, ce qui correspond au maximum en été pour l'ozone (O_3) d'origine régionale et anthropique.

Il convient de noter que pour Longwoods et Algoma, et dans une moindre mesure pour la région des lacs expérimentaux (RLE), les secteurs qui montrent les plus fortes concentrations d'ozone (O_3) pendant l'été et qui montrent l'influence anthropique maximale ont des plus faibles concentrations d'ozone (O_3) en hiver. Comme dans le sud du Québec et les régions de l'Atlantique, on présume qu'il s'agit d'une conséquence du piégeage de l'ozone (O_3) par les concentrations de NO_x plus élevées en hiver que l'on observe pour les secteurs influencés par des sources anthropogéniques vers le sud.

Une analyse des trajectoires des concentrations de $PM_{2.5}$ a été exécutée pour deux sites de l'Ontario, Simcoe et le centre-ville d'Ottawa (figures 7.69 et 7.70). Simcoe est un site rural, près de la rive nord du lac Érié. Les concentrations à cet endroit sont sensiblement plus élevées au cours de toutes les saisons avec le transport issu d'une direction sud. Les niveaux moyens et de pointe sont les plus élevés en été et en automne; cependant, il convient de souligner qu'en raison des pertes associées aux mesures d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique (voir le chapitre 3), les concentrations hivernales à la figure 7.70 seront probablement faussées à une valeur inférieure. Cet effet est probablement le plus important dans le sud de l'Ontario en raison des niveaux plus élevés de particules fines de nitrate, mais il joue probablement un rôle sur tous les sites montrés. Au printemps, en été et en automne, la voie de transport sud-sud-ouest plus longue a des concentrations moyennes et de pointe légèrement plus élevées par rapport à la tendance très légère de l'itinéraire est-sud-est. Comme avec l'ozone (O_3) à Longwoods (figures 7.28 et 7.29), il existe des preuves selon lesquelles la région de Detroit-Windsor, le sud du Michigan et la région de Chicago contribuent aux concentrations de $PM_{2.5}$ plus élevées au-dessus du sud-ouest de l'Ontario. Ces résultats montrent clairement l'influence du flux transfrontalier, car pour l'essentiel, il n'y a pas de sources d'émissions en Ontario, au sud de Simcoe. Pour les trajectoires vers le sud, les concentrations de $PM_{2.5}$ atteignent un pic pendant les mois d'été, avec des concentrations allant jusqu'à $15 \mu g m^{-3}$ supérieures aux concentrations associées aux parcelles d'air provenant du secteur propre du nord-nord-ouest (22 contre $5 \mu g m^{-3}$). Cela donne une mesure de la contribution transfrontalière aux concentrations sur le site. Comme dans les régions plus à l'est, les concentrations dans le sud de l'Ontario se sont avérées supérieures lorsque les trajectoires venaient du sud par rapport à quand elles venaient du nord, ce qui reflète l'ampleur des émissions dans le sud, surtout dans les États américains fortement peuplés et industrialisés (p. ex. Brook et al., 2002).

Au site d'Ottawa, un centre urbain, les concentrations de $PM_{2.5}$ sont les plus fortes avec le transport des directions ouest-sud-ouest et sud-sud-est. À l'instar de l'autre site en Ontario, l'écoulement moyen pour le type de trajectoire sud-sud-est est très lent, donc les concentrations auront tendance à refléter une accumulation supplémentaire des émissions locales. Les trajectoires ouest-sud-ouest se déplacent à partir et au-dessus des importantes régions émettrices du Midwest américain déterminées auparavant, et elles comprennent également les régions peuplées et industrialisées du sud de l'Ontario. Par conséquent, cette voie de transport donne lieu, pendant tous les mois de l'année, à des concentrations d'environ $5 \mu g m^{-3}$ de plus par rapport au léger itinéraire sud-sud-est. Les

concentrations pour l'ouest-sud-ouest et le sud-sud-est sont, en moyenne, les plus fortes en été et au début de l'automne, comme on l'a observé pour d'autres mesures influencées par des sources anthropiques. Par contre, les concentrations pour tous les autres itinéraires de transport sont essentiellement constantes tout au long de l'année. Il convient de noter que le site de surveillance d'Ottawa se trouve à la limite nord de la ville, ce qui a tendance à maximiser l'incidence des sources au sein d'Ottawa même (p. ex. les véhicules automobiles) pour les trajectoires ouest-sud-ouest et sud-sud-est. Les concentrations pour ces deux trajectoires ont tendance à diminuer plus lentement pendant les mois d'hiver par rapport aux autres sites montrés à la figure 7.70. Il s'agit peut-être d'un résultat du piégeage des émissions locales dans une couche mélangée plus superficielle lorsque la température diminue en hiver.

7.6.1.2 L'Alberta et les Prairies

À la différence des régions à l'est, le transport transfrontalier n'apportera probablement pas une contribution importante aux $PM_{2,5}$ et à l'ozone (O_3) dans les Prairies. Tandis que l'air venant du sud entraîne en général des matières particulaires plus élevées dans les provinces des Prairies, le transport transfrontalier n'apporte pas la contribution dominante aux niveaux de matières particulaires lorsque la configuration des écoulements d'air a tendance à être fortement orientée vers l'est ou l'ouest, tel qu'il est illustré par les types de trajectoires à Esther, en Alberta, et à Bratt's Lake, en Saskatchewan (figure 7.28). Le sud du Manitoba risque le plus d'être influencé par le transport des États-Unis. (Pankratz, 2004). Les types de trajectoires avec l'écoulement du vent du sud ont aussi été relevés par l'analyse typologique des trajectoires à Winnipeg et dans la région des lacs expérimentaux (RLE), quoique dans les deux cas, ces trajectoires avaient la plus petite distance moyenne parcourue, et on pouvait considérer qu'elles étaient locales par nature (figure 7.28).

Les concentrations d'ozone (O_3) montrées à la figure 7.29 pour les types de trajectoires à Esther sont typiques des sites dans la partie sud de l'Alberta. Les deux schémas de transport qui comptaient la plus petite distance moyenne parcourue au cours de la période de trois jours avaient tendance à avoir les plus fortes concentrations médianes d'ozone (O_3) en été, ce qui reflétait l'importance relative des émissions locales (provinciales) et l'influence de conditions d'écoulement plus stagnantes. Les structures de ces écoulements étaient également celles qui étaient le plus susceptibles d'être présentes globalement et en été (juin, juillet et août), et comme on l'a observé dans l'est pour l'écoulement provenant du quadrant sud-ouest, elles avaient les niveaux d'ozone (O_3) les plus faibles en hiver parmi les différentes voies de transport. Ces niveaux faibles sont potentiellement causés par la destruction accrue d'ozone (O_3) par les émissions régionales de NO en hiver. Une voie de transport avec un écoulement d'air rapide provenant du Pacifique Nord (et sans doute une influence locale minime) avait une concentration d'v plus élevée que la moyenne d'octobre à mai, tandis qu'elle avait la deuxième plus faible concentration médiane d'ozone (O_3) tout au long de l'été. Les trajectoires du nord avaient la plus faible concentration médiane d'ozone (O_3) en été et une concentration d'ozone (O_3) élevée en hiver, ce qui représentait sans doute le transport des concentrations de fond naturelles du nord du Canada. La détermination de l'origine réelle de l'ozone (O_3) le long de l'itinéraire de transport est

compliquée par le fait que les concentrations observées découlent à la fois du transport de l'ozone (O_3) ou de précurseurs le long de l'itinéraire et de la formation locale, qui est influencée par de nombreuses conditions météorologiques associées à une structure d'écoulement particulière.

La comparaison entre les types de trajectoires à Esther (figure 7.28) et Edmonton (figure 7.69) et celles des autres sites des Prairies illustre un modèle légèrement différent dans le centre-sud de l'Alberta par rapport au reste des Prairies. Les sites de Bratt's Lake, en Saskatchewan, de la région des lacs expérimentaux (RLE), en Ontario, et de Winnipeg, au Manitoba, ont chacun un type de structure de trajectoire identique en forme d'étoile, avec une voie sud-sud-est associée aux concentrations d'ozone (O_3) les plus fortes en été et plus faibles en hiver, ce qui indique l'influence de la formation photochimique et du titrage du NO_x . Chacune des voies sud-sud-est de la région des lacs expérimentaux (RLE), de Bratt's Lake et de Winnipeg montre également des valeurs locales maximales en été dans les structures saisonnières de l'ozone (O_3) (figure 7.45), bien qu'elles soient les plus faibles sur le site de Winnipeg.

L'influence de la direction du transport sur les $PM_{2.5}$ est présentée pour le site de surveillance du nord-ouest d'Edmonton aux figures 7.69 et 7.70. Sans surprise étant donné la proximité, l'analyse typologique a révélé essentiellement les mêmes voies de transport principales pour Edmonton (figure 7.69) que pour Esther (figure 7.28). Le schéma de transport associé à un fort écoulement du nord a été systématiquement associé à de faibles concentrations de $PM_{2.5}$, tandis que le transport du sud-ouest et la situation stagnante de l'écoulement ont été associés à des $PM_{2.5}$ au-dessus de la moyenne. Cette configuration appuie une conclusion selon laquelle les concentrations de $PM_{2.5}$ sont élevées sur ce site urbain, essentiellement en raison de polluants locaux, éventuellement avec un certain transport à grande distance. Les incendies de forêt, une source importante mais temporaire de matières particulaires, compliquent l'analyse des rétrotrajectoires pour les régions émettrices de matières particulaires.

Sur deux sites du réseau IMPROVE, Lostwood et Medicine Lake, situés près de la frontière entre les États-Unis et le Canada dans le Montana et le Dakota du Sud, les plus fortes concentrations de $PM_{2.5}$ étaient associées au transport du sud-est (Midwest américain). Les deux sites avaient aussi des concentrations de $PM_{2.5}$ plus élevées que la moyenne, liées au transport de l'Alberta. Les plus faibles concentrations de $PM_{2.5}$ étaient associées au transport rapide à partir de l'ouest ou du nord. Étant donné que ces sites se trouvent en dehors des influences locales, les concentrations de matières particulaires devraient répondre principalement au transport des régions sources. Sirois et Vet (2002) ont mené une analyse des matières particulaires différenciées au parc national des Glaciers, stratifiée en fonction de l'origine de la trajectoire, et ils ont conclu que les sources de SO_2 en Alberta contribuaient aux problèmes de visibilité causés par les aérosols sulfatés sur ce site, tandis que les sources sur la côte ouest du Canada et des États-Unis contribuaient aux problèmes de visibilité causés par les aérosols de carbone élémentaire et organique.

Les régions émettrices de niveaux élevés d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ ont été soumises à une étude (Johnson, 2004) au moyen de l'analyse QTBA (Quantitative Transport Bias Analysis), avec des trajectoires de sept sites des Prairies pendant les journées où l'ozone (O_3) était supérieur à 55 ppb et de

quatre sites des Prairies où les $PM_{2.5}$ étaient supérieures à $20 \mu\text{g m}^{-3}$. Tous les sites montraient un modèle d'ozone supérieur plus fréquemment à partir du sud. Toutefois, il y avait quelques différences intéressantes entre les sites. L'ozone élevé à Calgary avait une région source privilégiée au nord, au-dessus d'Edmonton, et au sud-ouest, au-dessus de Puget Sound. Violet Grove avait une source d'ozone (O_3) élevée au nord-est, qui mettait peut-être en évidence une certaine influence d'Edmonton. Tant Brandon que Winnipeg avaient des régions émettrices d'ozone (O_3) importantes au sud-est, au-dessus du Midwest américain, tandis que Brandon avait une région source secondaire au-dessus du centre de l'Alberta. L'analyse QTBA pour les $PM_{2.5}$ élevées a montré des résultats moins cohérents, peut-être en raison de l'influence des incendies de forêt, une source d'émission avec un emplacement différent d'un épisode à l'autre. L'analyse QTBA relative aux $PM_{2.5}$ à Regina a indiqué une forte région source au sud-sud-est, y compris l'air qui se déplace du Midwest américain et au-dessus des centrales électriques canadiennes alimentées au charbon, près de la frontière avec les États-Unis. Regina avait aussi une région source secondaire au nord-est, près des fonderies du Manitoba.

On a réalisé peu de travaux pour quantifier les répercussions du transport transpacifique des polluants sur les Prairies. Au printemps 1998, un panache de poussière provenant d'une tempête de poussière en Asie a traversé le Pacifique; il a gravement touché les niveaux de $PM_{2.5}$ dans la vallée du bas Fraser (McKendry et al., 2001). On a constaté l'incidence de cet événement jusqu'à l'extrême est, au Minnesota, et on l'a détectée à Esther, en Alberta. À l'occasion, on a remarqué le transport de la fumée issue des incendies de forêt vers l'Alberta en provenant du Yukon, de l'Alaska, voire de la Sibérie. On a décrit des épisodes de transport d'ozone transpacifique (Jaffe et al., 2001), et les résultats modélisés globaux (Fiore et al., 2002) indiquent une contribution de 5 à 7 ppb à partir d'émissions anthropiques en dehors de l'Amérique du Nord aux niveaux d'ozone de pointe dans l'ouest des États-Unis. On pourrait prévoir un niveau de répercussions semblable sur l'Alberta.

7.6.1.3 La vallée du bas Fraser et le sud de l'intérieur de la Colombie-Britannique

Les masses d'air transportées au-dessus de la Colombie-Britannique proviennent généralement de l'océan Pacifique et sont habituellement relativement propres, en manifestant les caractéristiques des concentrations naturelles de l'hémisphère Nord. Comme les événements de polluants transportés à grande échelle sont épisodiques par nature et qu'ils ont tendance à être relativement peu fréquents, la compréhension du transport des polluants sur des distances plus courtes est plus pertinente aux possibilités de gestion de la qualité de l'air en Colombie-Britannique. En raison de la topographie variée de la côte ouest, les rétrotrajectoires à mésoéchelle et à haute résolution (quatre kilomètres), rassemblées à partir de résultats modélisés à mésoéchelle, sont mieux adaptées pour étudier le transport dans cette région. Comme on le montrera ci-après, elles sont plus en mesure de caractériser les aspects d'un écoulement à petite échelle par rapport aux trajectoires à plus faible résolution, qui sont utilisées pour les autres régions.



Figure 7.73 Rétrotrajectoires à mésoéchelle regroupées de l'ozone (O_3) à RCEPA Saturna (décembre 2003 à mars 2005)



Figure 7.74 Rétrotrajectoires à mésoéchelle regroupées de l'ozone (O_3) à l'aéroport de Chilliwack (décembre 2003 à mars 2005)

La figure 7.73 présente des types de rétrotrajectoires à mésoéchelle pour l'île Saturna. La direction du transport associée aux concentrations maximales d'ozone (O_3) en été (moyennes sur six heures proches de 60 ppb) est un écoulement stagnant, à déplacement lent, dans le sens horaire (C3), généralement associé à des conditions anticycloniques. Ce phénomène concorde avec les conditions anticycloniques associées à la stagnation régionale en été et l'effet de stagnation produit par un sillage, qui concentre

les polluants au-dessus du détroit de Géorgie (se reporter à la section 7.4.3). Par contre, les niveaux d'ozone (O_3) élevés en automne, en hiver et au début du printemps (C2) (concentrations moyennes sur six heures dans la fourchette des 40 ppb) ont été associés à un écoulement à déplacement rapide et à plus grande distance en direction du nord-ouest. Ce type d'écoulement voit le jour à des altitudes plus élevées, et on l'a associé, lors d'une étude précédente dans la région, au transport descendant de l'ozone (O_3) associé au front venant d'en haut (Vingarzan et al., 2007). Les concentrations d'ozone (O_3) au printemps à l'île Saturna ont été associées à des directions d'écoulement variables, à savoir des flux en direction du nord-ouest, au début du printemps, qui cèdent la place à des flux en direction du sud (C1) au-dessus de Puget Sound, dans l'État de Washington, et des flux stagnants locaux à l'approche de l'été. On a découvert un régime d'écoulement semblable pour Abbotsford (non illustré). Plus à l'est dans la vallée du bas Fraser, à Chilliwack (figure 7.74), deux directions d'écoulement ont été associées à une concentration d'ozone élevée en été (valeurs maximales moyennes sur six heures comprises entre 60 et 70 ppb) : un débit sortant vers le nord-est (C3) et un écoulement plus léger en direction du sud-ouest, approximativement (C1), qui traversent la région du comté de Whatcom, dans l'État de Washington, jusqu'en Colombie-Britannique.

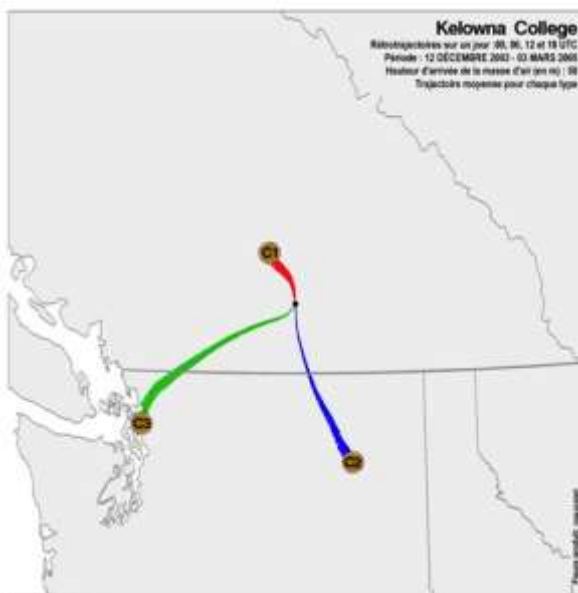


Figure 7.75 Rétrotrajectoires à mésoéchelle regroupées de l'ozone (O_3) à Kelowna College (décembre 2003 à mars 2005)

À Kelowna (figure 7.75), des valeurs maximales moyennes sur 6 heures de l'ordre de 70 ppb en été ont été associées à un écoulement relativement localisé à plus basse altitude venant du nord (C1). Par contre, la concentration maximale d'ozone (O_3) au printemps (de février à avril), de l'ordre de 45 à 50 ppb, a été associée à un écoulement vers le sud-ouest à plus haute altitude et à plus grande distance (C3).

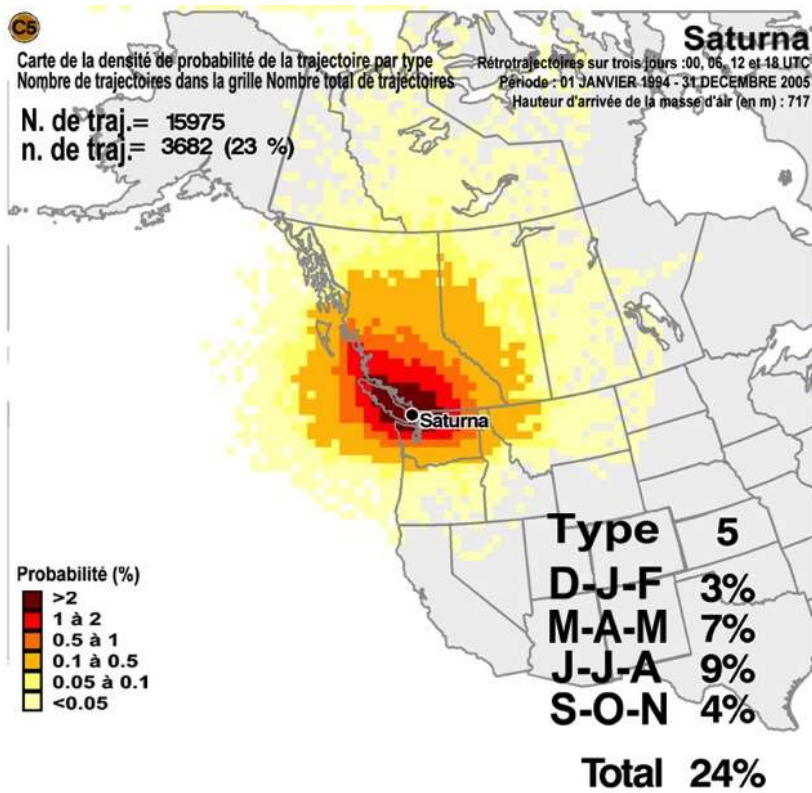


Figure 7.76 Carte de la densité de la probabilité de la trajectoire de la concentration maximale d'ozone (O_3) à RCEPA Saturna, selon trois rétrotrajectoires du Centre météorologique canadien sur trois jours

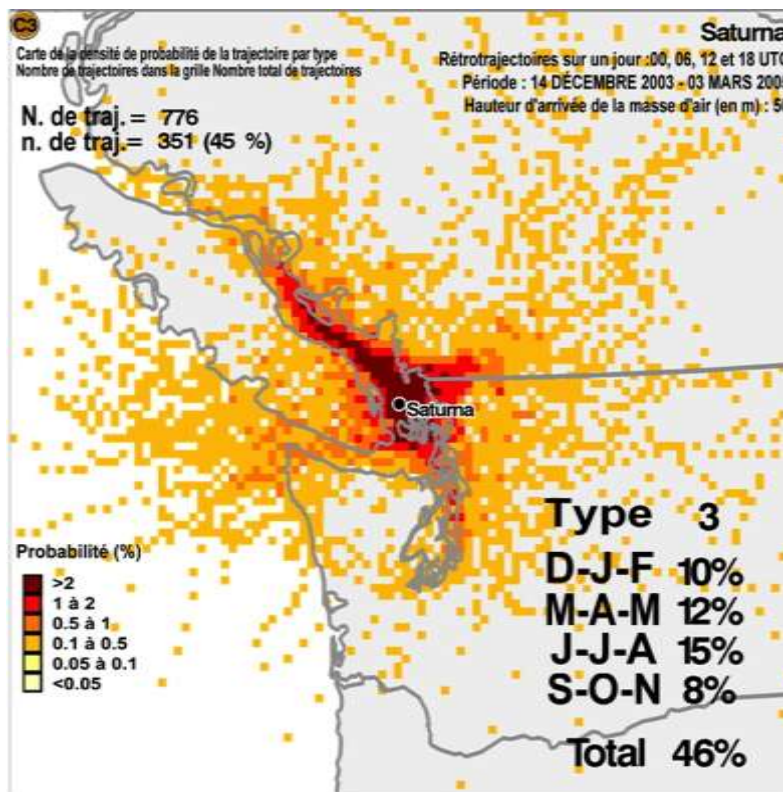


Figure 7.77 Carte de la densité de la probabilité de la trajectoire de la concentration maximale d'ozone (O_3) à RCEPA Saturna, selon une rétrotrajectoire à mésoéchelle d'un jour.

On peut comparer les types de trajectoires à mésoéchelle de Saturna et Chilliwack à des types obtenus à partir des trajectoires à plus faible résolution du Centre météorologique canadien (CMC) en se reportant aux figures 7.28 et 7.69. Cette comparaison est nécessaire, car les trajectoires à mésoéchelle ne sont actuellement disponibles que pendant une courte période; par conséquent, à des fins d'analyse des données relatives à l'ozone (O_3) et aux $PM_{2.5}$ sur de plus longues périodes, il demeure nécessaire de compter sur les trajectoires du Centre météorologique canadien. Pour les deux sites, on peut observer que, même si par défaut, on a obtenu davantage de types à l'aide des trajectoires du Centre météorologique canadien, ils sont tous limités dans leur capacité à caractériser l'écoulement autour des caractéristiques géographiques. Cette constatation est illustrée en comparant la carte de fonctions de densité pour la concentration maximale d'ozone (O_3) en été à Saturna, créée à partir de rétrotrajectoires du Centre météorologique canadien (figure 7.76) qui ont été créées à partir de rétrotrajectoires à mésoéchelle (figure 7.77). Les trajectoires à mésoéchelle sont en mesure de définir les zones de concentrations d'ozone (O_3) élevées et d'écoulement léger, définies géographiquement au-dessus du détroit de Géorgie. Ce niveau de résolution est absent avec les trajectoires du Centre météorologique canadien, ce qui prouve qu'avec de telles trajectoires, il existe d'importantes limites dans la capacité à définir avec assurance des régions sources précises. Néanmoins, tant les trajectoires du Centre météorologique canadien que celles à mésoéchelle peuvent déterminer, dans un sens large, les mêmes

régimes d'écoulement généraux dominants (c'est-à-dire, des conditions d'écoulement plus léger ou stagnantes contre de forts écoulements en direction de l'ouest) qui influencent les concentrations maximales d'ozone (O_3) en été.

Les voies de transport de Chilliwack liées aux observations de $PM_{2.5}$ et obtenues à partir des trajectoires du Centre météorologique canadien sont présentées à la figure 7.69. Au printemps, en été et en automne, les concentrations plus élevées de $PM_{2.5}$ (figure 7.70) sont associées aux deux modèles de transport associés à des flux plus légers et stagnants. La direction est-sud-est moyenne semble déterminer une voie à partir du sud puis à l'ouest, éventuellement liée au débit entrant à partir du sud du détroit de Géorgie sur l'ensemble du comté de Whatcom, dans l'État de Washington. On peut voir que l'autre voie comprenant des concentrations élevées est un écoulement léger provenant de la région de Vancouver. Cet écoulement reflète vraisemblablement le mouvement lent des $PM_{2.5}$ primaires et des précurseurs en haut de la vallée, où il devient concentré avec le rétrécissement du terrain et la formation de particules secondaires. Toutes les saisons, on observe des niveaux de $PM_{2.5}$ inférieurs dans des conditions de transport plus puissant vers l'ouest.

Le Centre météorologique canadien a aussi réalisé des analyses typologiques pour plusieurs sites du réseau IMPROVE aux États-Unis, situés au sud de la frontière avec la Colombie-Britannique, dans l'État de Washington (non illustrés). Les résultats indiquent que les sites des parcs nationaux avaient tendance à avoir les concentrations de $PM_{2.5}$ les plus élevées pendant la période estivale, tandis que les sites plus influencés par le milieu urbain, notamment Puget Sound, avaient des concentrations maximales de $PM_{2.5}$ pendant l'hiver. Ces dernières sont en accord avec la combustion du bois pendant la saison froide. Dans certains cas, la direction de l'écoulement, associée à des concentrations maximales de $PM_{2.5}$, coïncidait avec un écoulement vers l'ouest dans la vallée du bas Fraser (parc national des North Cascades), alors que dans d'autres cas, elle coïncidait avec le transport de Puget Sound (parc national Olympique). Il convient toutefois de souligner que ces sites étaient limités à deux ou trois ans de données, et qu'à ce titre, le niveau d'incertitude est supérieur par rapport aux sites canadiens.

7.6.1.3.1 Transport entre le Canada et les États-Unis

En 2004, le Canada et les États-Unis ont lancé une série de projets pilotes dans le cadre de la Stratégie sur la qualité de l'air transfrontalier pour étudier le transport transfrontalier des polluants atmosphériques dans les régions frontalières choisies. En Colombie-Britannique, trois sites d'étude ont été établis : Christopher Point (Vingarzan et al., 2007), sur la pointe sud de l'île de Vancouver, Osooyos (Meyn et al., 2007a) dans la vallée de l'Okanagan, et Creston (Meyn et al., 2007b) dans la région de Kootenay, en Colombie-Britannique. Ces sites étaient munis de remorques mobiles à la fine pointe de la technologie, qui mesuraient les polluants atmosphériques et la météorologie de manière continue sur une période d'une à deux années.

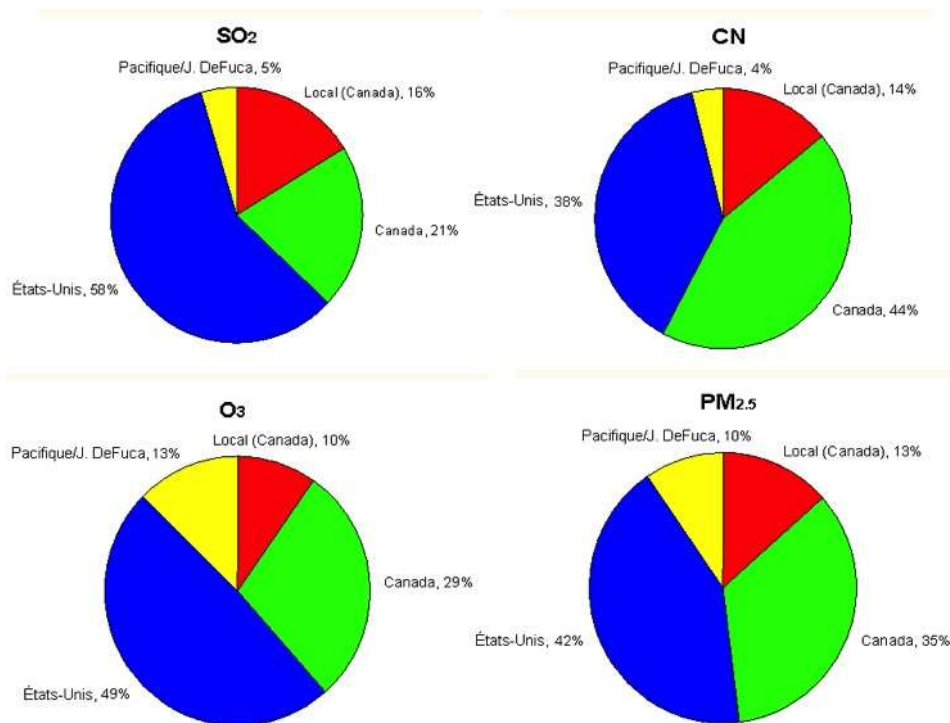


Figure 7.78 Analyse du secteur éolien illustrant les contributions en pourcentage par secteur des polluants mesurés à Christopher Point. Les contributions canadiennes locales et transportées sont illustrées.

À Christopher Point, les concentrations élevées de PM_{2.5}, obtenues à l'aide d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique, ont été associées à des conditions stagnantes tout au long de l'année. Par contre, bien qu'on ait associé l'ozone (O₃) à une stagnation en été, on l'a associé à des vents en direction de l'ouest et à une subsidence post-frontale en hiver, ce qui indique un afflux de concentrations naturelles d'ozone (O₃) à haute altitude. On a observé le mouvement des polluants atmosphériques de part et d'autre de la frontière internationale, et il variait avec les saisons. Les régions sources américaines étaient dominantes au printemps, et les régions sources canadiennes étaient dominantes pendant l'hiver. Tous les ans, les secteurs sources au Canada (la somme des émissions locales et transportées) dominaient les concentrations de carbone noir (CN) (58 %) (figure 7.78), tandis que le secteur source américain dominait les concentrations de SO₂ (58 %) et d'ozone (O₃) (49 %) (Vingarzan et al., 2007). Les contributions des secteurs canadien et américain étaient relativement semblables pour les PM_{2.5}, ainsi que pour le NO, le NO₂ (non illustrées). Il s'est avéré que le site était influencé par de nombreuses sources des deux côtés de la frontière, y compris l'industrie, la circulation automobile et le trafic maritime.

À Osooyos, la combustion du bois, la poussière des routes et les incendies de forêt se sont avérés des sources importantes de polluants atmosphériques. Les concentrations de PM_{2.5} obtenues à l'aide d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique étaient les plus fortes en hiver, et leur transport a été influencé par des vents saisonniers venant du sud. Le transport de l'ozone différait également selon la saison. Pendant le printemps, la direction prédominante du transport était du

Canada vers les États-Unis, mais le contraire était vrai en été. En outre, malgré la présence de grands centres de population au nord d'Osoyoos (Kelowna, Penticton), pendant l'été, les concentrations d'ozone associées aux vents des États-Unis étaient supérieures de plusieurs ppb par rapport à celles associées aux vents venant d'endroits au Canada vers le nord.

À Creston, l'incinération de déchets agricoles a été définie comme la plus grande source de matières particulaires fines dans la région. Meyn et al. (2007b) ont également découvert que le bassin atmosphérique partagé par Creston, en Colombie-Britannique, et les collectivités du nord de l'Idaho, est bien mélangé, ce qui donne lieu au transfert et au partage fréquents des polluants atmosphériques. L'analyse des données et des rapports historiques sur le brûlage indiquait que l'incinération de déchets agricoles dans le nord de l'Idaho est probablement la source dominante de $PM_{2.5}$.

Dans l'ensemble, les résultats des études sur la qualité de l'air transfrontalier indiquent que la pollution atmosphérique se déplace de part et d'autre de la frontière internationale à chacun de ces sites, et que le mouvement de la pollution atmosphérique est étroitement lié aux régimes météorologiques et au moment de l'année. Globalement, l'incidence transfrontalière semble être relativement égale sur ces sites, car le Canada et les États-Unis contribuent tous deux aux polluants qui traversent la frontière internationale.

7.7 Études de cas d'importance locale, régionale et nationale

Les sections ci-dessus ont tenté de transmettre, de manière relativement uniforme, de l'information sur le comportement de l'ozone (O_3), du NO_x , des $PM_{2.5}$ et de leurs composés dans différentes régions du pays. On a mis l'accent sur les idées de l'analyse du transport atmosphérique à l'échelle régionale et des variations des concentrations à l'échelle locale. Cette information est nécessaire pour concevoir des modèles conceptuels des facteurs influençant la qualité de l'air avec des détails suffisants pour transmettre une certaine compréhension propre aux régions. Celle permet en fin de compte d'élaborer des modèles de qualité de l'air, des approches visant la prévision de la qualité de l'air, ainsi que des stratégies destinées à réduire les niveaux de polluants. Afin de faire progresser la compréhension pour atteindre ces objectifs, des recherches continues ont été et sont entreprises au sein des régions sur différents enjeux, des questions d'intérêt local à celles ayant une pertinence nationale. Le but de cette section est de résumer les résultats issus d'un éventail d'études ou d'analyses précises afin de permettre la réalisation du tableau concernant notre compréhension actuelle des enjeux relatifs à la qualité de l'air au Canada.

La première étude de cas présentée examine le plus grand événement de $PM_{2.5}$ observé pendant les dix dernières années. Ce cas est étudié car il a touché une importante zone peuplée, il attire l'attention sur le fait que les concentrations élevées de $PM_{2.5}$ se produisent en hiver, et il donne la possibilité de démontrer certains des liens entre la météorologie et les $PM_{2.5}$ élevées, ainsi que certaines des complexités.

Le deuxième sujet abordé dans cette section est lié aux répercussions des incendies de forêt sur la qualité de l'air. Ces événements sont courants, ils contribuent aux concentrations naturelles de $PM_{2.5}$ et d'ozone (O_3) en été dans l'ensemble du Canada, et à l'occasion, ils peuvent toucher significativement des villes n'importe où dans le pays. En clair, les incendies de forêt revêtent une importance nationale, et leur fréquence et leur ampleur peuvent augmenter dans les futures prévisions climatiques. Les émissions des véhicules automobiles ont également une importance au niveau national. La circulation est omniprésente dans la société canadienne; une proportion non négligeable de la population vivant suffisamment près (dans un rayon de 500 mètres) d'une route principale ou d'une autoroute sera exposée de manière chronique à des concentrations élevées. Étant donné qu'on a réalisé des recherches considérables au Canada concernant l'évaluation des niveaux de certains polluants liés aux routes et l'amélioration des estimations de l'exposition, la section 7.7.3 donne un bref aperçu de certains de ces travaux.

Le sujet final de cette section, qui présente un intérêt ou une portée national et pour lequel on peut présenter des résultats précieux, porte sur les sources de $PM_{2.5}$. La modélisation des récepteurs ou la répartition par source (p. ex. Watson et al., 2008) est une approche courante destinée à obtenir des renseignements quantitatifs au sujet des types et des sources de $PM_{2.5}$, bien qu'elle comporte des limites, notamment en ce qui a trait à sa capacité de discernement des sources de $PM_{2.5}$ secondaires. Au cours des quelques dernières années, la quantité et la qualité des données liées aux $PM_{2.5}$ pour la modélisation des récepteurs se sont améliorées pour de nombreux endroits. Par conséquent, un éventail de résultats donnant un aperçu des sources de $PM_{2.5}$ est maintenant disponible, et il est résumé à la section 7.7.4. Les études de cas restantes font généralement référence à des études précises menées au sein des régions. Elles mettent en évidence certains enjeux locaux présentant un intérêt ou une importance, et elles contribuent également à une meilleure compréhension générale des causes et des processus contribuant aux niveaux et aux variations relatifs aux $PM_{2.5}$, à l'ozone (O_3) et au NO_2 observés au Canada.

7.7.1 Diagnostic du plus grand événement d'émissions de $PM_{2.5}$ au Canada – Une occurrence hivernale

La capacité de surveillance des $PM_{2.5}$ en temps réel et différenciées s'est améliorée au cours des dix dernières années, et notre attention a été attirée sur les événements de smog en hiver, pour lesquels nous disposons d'une description plus claire. En reconnaissance de l'importance desdits cas, un événement généralisé de $PM_{2.5}$ survenu l'hiver, en février 1998 (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1998), était le point de mire d'études de cas modélisées en appui à une évaluation du transport transfrontalier de $PM_{2.5}$ (Sous-comité de la collaboration scientifique, 2004).

Bien que des avis/alertes sur la qualité de l'air aient été publiés en hiver pour les municipalités le long de la vallée du fleuve Saint-Laurent pendant plusieurs années, toute une série d'événements survenus en février 2004 ont suscité une prise de conscience en Ontario. Ces cas ont posé les jalons de la première publication par le gouvernement provincial de l'Ontario d'un avis officiel de qualité de l'air en hiver. Cet avis, qui était dû à un événement qui s'était produit du 1^{er} au 8 février 2005, était unique

en raison de sa portée dans l'espace et de la durée des niveaux élevés de $PM_{2,5}$, tout particulièrement au-dessus de l'est de l'Ontario et du sud-ouest du Québec. En fait, à Montréal, les mesures des $PM_{2,5}$ prises avec filtres sur 24 heures, qui représentent l'approche de surveillance la plus solide et à plus long terme au Canada, étaient les plus fortes concentrations observées dans l'ensemble du pays au cours des 15 dernières années. Bien qu'il y ait eu d'autres événements de $PM_{2,5}$ semblables ou d'une ampleur plus importante en rapport avec les incendies de forêt (voir ci-dessous), il s'agissait de l'événement le plus important entièrement lié aux émissions anthropiques.

Une crête de haute pression, orientée sud-ouest-nord-est, est restée bien ancrée au-dessus du bas de la vallée du Saint-Laurent pendant toute la période, et elle s'est étendue en dehors de cette zone dans différentes directions. Cependant, comme la question sera étudiée ci-dessous, ces autres régions soumises à des anticyclones et des vents très légers (c'est-à-dire l'Ontario et le Haut-Midwest américain) n'étaient pas directement liées à la crête au-dessus de la vallée du Saint-Laurent. Par conséquent, il y a eu deux caractéristiques synoptiques au cours de la période :

Une crête persistante dans la vallée du Saint-Laurent associée à des températures froides et à de fortes inversions accentuées par les vallées.

Un faible anticyclone et des vents faibles pendant un grand nombre de jours à la fin du mois de janvier au-dessus du Minnesota, qui se sont déplacés progressivement à l'est en commençant aux alentours du 4 février, lorsqu'une crête en altitude s'est intensifiée. Derrière cet anticyclone, un écoulement d'air léger et chaud en direction du sud au-dessus du sol couvert de neige a accru de fortes inversions de surface.

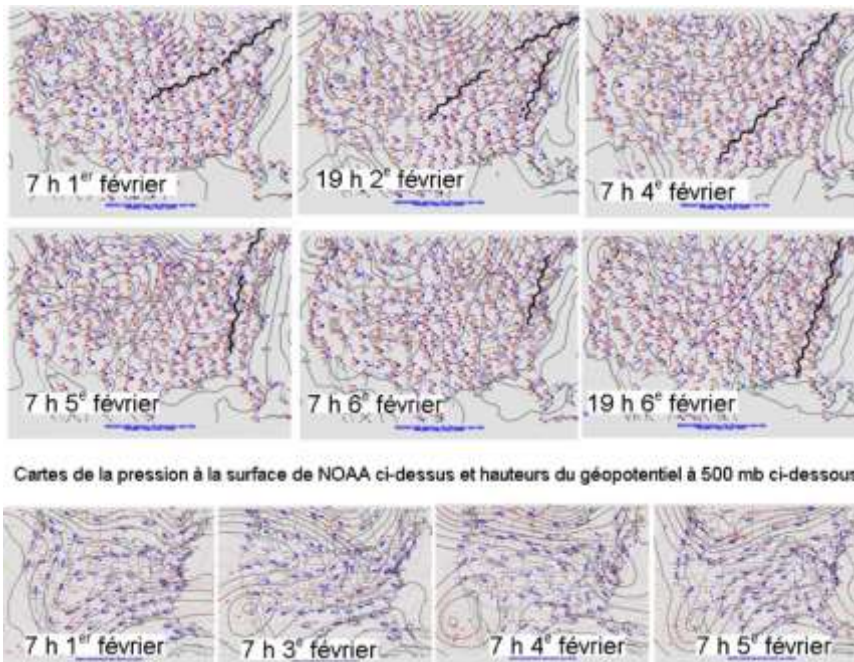
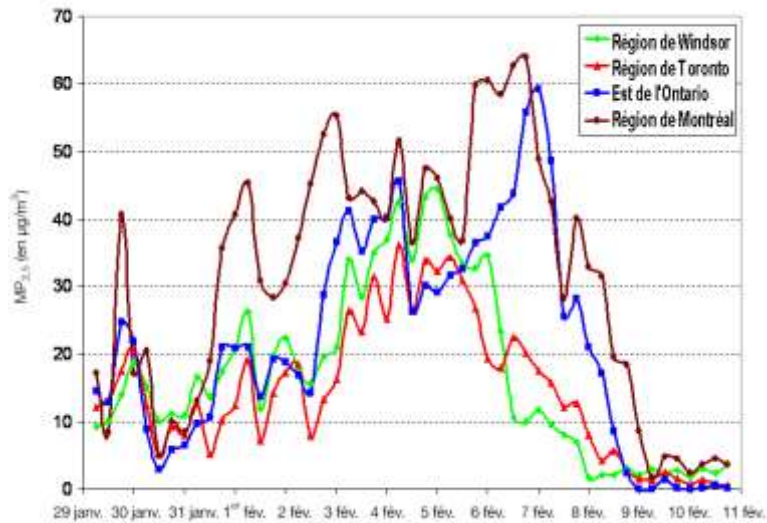
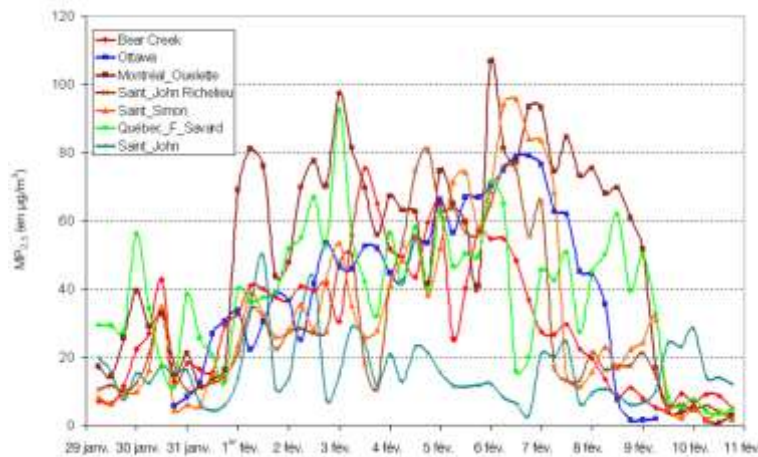


Figure 7.79 Cartes météorologiques associées à l'événement des $PM_{2.5}$ en Ontario et au Québec (février 2005). Les indications de date et d'heure de la carte correspondent au fuseau EST, avec des tableaux synoptiques de surface du 1^{er} au 6 février sur les deux lignes supérieures et des tableaux de 500 mb les 1^{er}, 3, 4 et 5 février sur la ligne du bas. Les tableaux de surface illustrent une dorsale d'anticyclone (ligne ondulée) quasiment stationnaire au-dessus du sud de l'Ontario, des Grands Lacs inférieurs et du sud du Québec pendant la période jusqu'au 6 février.



a)



b)

Figure 7.80 a) Séries chronologiques des concentrations de $PM_{2.5}$ moyennes traitées par appareil de surveillance continue par balance microélectronique (SES) non ajustées pour les moyennes du groupe de sites dans les régions de Windsor, de Toronto, de l'est de l'Ontario et de Montréal pendant la période du 29 janvier au 10 février 2005. Même si les sites de Montréal présentaient les valeurs les plus importantes et étaient élevées avant les autres régions, le graphique illustre le retour rapide à des concentrations basses à l'approche d'un front froid et d'un temps associé le 8 février. b) Concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur six heures mesurées par un appareil de mesure continue BAM (Beta Attenuation Monitoring) sur certains sites de chaque région. Cet instrument est bien plus sensible à la perte d'ammonium de nitrate (notamment en hiver) et les concentrations montrent donc une tendance à être plus importantes que celles de la figure 7.66 a.

Les cartes météorologiques qui couvrent cette période sont présentées dans plusieurs tableaux à la figure 7.79. Le 1^{er} février, un centre de haute pression se trouvait au-dessus des Cantons-de-l'Est du Québec, avec une crête de surface vers le sud-ouest de l'Ontario et la Nouvelle-Écosse. Ce centre s'est accompagné d'un faible écoulement à 500 mb du New Jersey aux deux États du Dakota. La figure 7.80a montre que les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur six heures ont atteint un pic à $20 \mu\text{g m}^{-3}$

ou plus du sud-ouest de l'Ontario au Québec et à Saint John, au Nouveau-Brunswick. Les niveaux ont dépassé $40 \mu\text{g m}^{-3}$ autour de Montréal. On a mesuré ces valeurs avec des appareils de surveillance continue par balance microélectronique, et même si ceux-ci sont munis d'un système d'équilibrage des échantillons (sample equilibration system – SES) pour permettre d'éliminer l'eau afin de pouvoir utiliser l'instrument à une température légèrement inférieure, ils n'ont toutefois pas pu saisir correctement le nitrate et les matières organiques semi-volatiles.

L'accumulation des $\text{PM}_{2.5}$ a commencé plus tôt, autour du 28 janvier, au-dessus du Minnesota, de l'Iowa et du Wisconsin, sous cet anticyclone tentaculaire et cet écoulement léger en altitude (c'est-à-dire, la deuxième caractéristique citée ci-dessus). Ces phénomènes ont provoqué une stagnation considérable le long de la vallée de la rivière Ohio avec un brouillard ou une brume généralisée le matin de Minneapolis à l'est de la Pennsylvanie. Toutefois, les plus fortes concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ déclarées aux États-Unis se trouvaient dans le secteur supérieur des Grands Lacs, surtout le Michigan, où Kenski et Sponseller (2005) ont relevé des niveaux de pointe sur 24 heures de plus de $60 \mu\text{g m}^{-3}$ à plusieurs stations au début du mois de février. À Detroit et Port Huron, des endroits probablement influencés de façon significative par l'industrie à proximité, on a observé des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ sur 24 heures de plus de $90 \mu\text{g m}^{-3}$ et $100 \mu\text{g m}^{-3}$.

Au cours de la période, les deux anticyclones de surface et les concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ ainsi obtenues ont aussi été touchés par un creux de 500 mb qui se déplaçait à partir de l'ouest et par des pressions inférieures au large de la côte de la Nouvelle-Angleterre et au-dessus du nord-ouest de l'Ontario. Avec le creux de 500 mb se déplaçant sur l'ensemble de l'Ontario (figure 7.79), les $\text{PM}_{2.5}$ sont restées à $20 \mu\text{g m}^{-3}$ ou en dessous de cette valeur, tandis que plus à l'est au Québec, où l'anticyclone était dominant, les niveaux ont grimpé jusqu'à plus de $50 \mu\text{g m}^{-3}$. Le 4 février, la crête dans la vallée du Saint-Laurent s'est affaiblie, et avec la chute des pressions au large de la côte est, les $\text{PM}_{2.5}$ ont chuté progressivement à Saint John en raison de l'intensification des vents. Le creux de 500 mb s'est déplacé au-dessus du Québec plus tard dans la journée du 3 février, jusqu'au 5 février, et la figure 7.80a montre que les $\text{PM}_{2.5}$ à Montréal et dans les environs ont diminué en dessous du seuil de $40 \mu\text{g m}^{-3}$ pendant des périodes de six heures ces jours-là. Sur l'est de l'Ontario, les niveaux ont plongé dessous de $30 \mu\text{g m}^{-3}$ pendant plusieurs heures avec le passage du creux.

Derrière le creux, une grande crête de 500 mb s'est formée au-dessus des Grands Lacs, le sud de l'Ontario et le Québec, en permettant ainsi à l'anticyclone de surface, qui avait conservé une certaine identité au-dessus du Québec, de se renforcer. La « nouvelle » position de l'anticyclone a sensiblement modifié les conditions dans l'est du Québec et les Maritimes. Par conséquent, les $\text{PM}_{2.5}$ à Québec (Parc Primevères) n'ont pas atteint une concentration aussi élevée qu'avant le creux, même si, comme on peut l'observer à la figure 7,80b, elles ont toutefois atteint $70 \mu\text{g m}^{-3}$ pendant six heures. Plus à l'est, à Saint John, les concentrations ont progressivement diminué et elles sont restées faibles pendant tout le reste de l'épisode. Toutefois, à l'ouest, l'anticyclone au-dessus des Grands Lacs a commencé à se déplacer vers l'est, et l'écoulement dans son sillage, en direction du sud, a amené de l'air chaud au-dessus de la couverture de neige, tel qu'il est décrit ci-dessus. Par conséquent, les $\text{PM}_{2.5}$ ont augmenté de manière significative, en montant d'abord en flèche au-dessus de $30 \mu\text{g m}^{-3}$ dans les régions de Windsor et Toronto, puis finalement au-dessus de $40 \mu\text{g m}^{-3}$ autour de Windsor. Parmi les sites de

l'Ontario, Sarnia avait la plus forte concentration, à savoir autour de $55 \mu\text{g m}^{-3}$, aussi bien le 4 que le 5 février. Cette concentration concorde avec le niveau très élevé relevé pour Port Huron (Kenski et Sponseller, 2005). Un jour plus tard environ, les concentrations ont augmenté dans le sud du Québec, mais en raison de l'orientation de la crête dans la vallée du Saint-Laurent, les concentrations n'ont pas subi de nouvelle augmentation dans la région de Saint John.

On a relevé les $\text{PM}_{2.5}$ les plus élevées au Canada avec cet épisode le dimanche 6 février au-dessus de la région de Montréal, et cette tendance s'est maintenue jusqu'à très tôt dans la journée du 7 février au-dessus de l'est de l'Ontario. En revanche, le 6 février, les $\text{PM}_{2.5}$ ont diminué rapidement au-dessus du sud de l'Ontario en raison d'un renforcement des vents en direction du sud causé par l'approche d'une dépression et d'un front froid. En fin de compte, cette dépression a entraîné la diminution en flèche observée également à la figure 7.80a pour l'est de l'Ontario et la région de Montréal les 7 et 8 février. Certaines de ces régions ont aussi reçu des précipitations le 7 février, ce qui a donc fait diminuer davantage les $\text{PM}_{2.5}$.

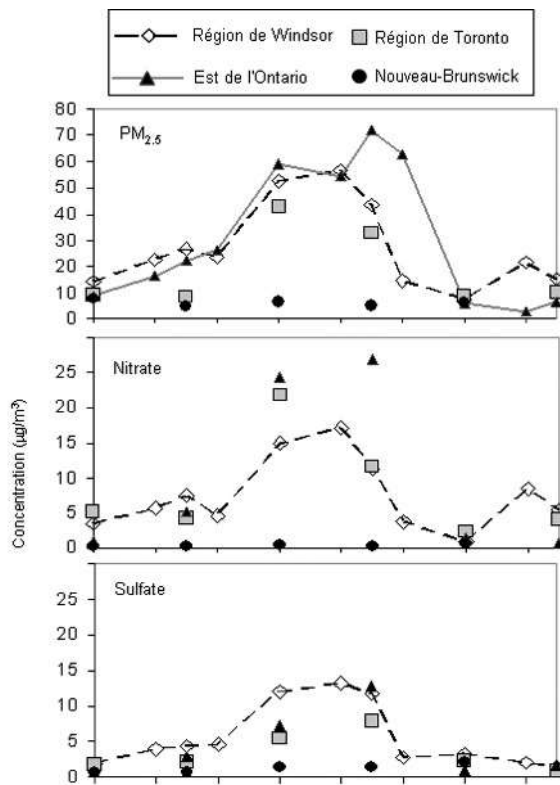


Figure 7.81 Concentrations de la masse des $\text{PM}_{2.5}$ avec des filtres, de nitrate et du sulfate (moyennes sur 24 heures) pour les régions de Windsor, de Toronto, de l'est de l'Ontario et du Nouveau-Brunswick pendant l'épisode hivernal de PM de février 2005. La moyenne des concentrations a été calculée sur les sites disponibles dans les quatre régions choisies. Les mesures de la masse sur 24 heures illustrées dans l'image du haut sont la meilleure estimation des véritables valeurs.

La figure 7.81 présente des mesures à partir d'échantillonneurs à filtre utilisés dans la région au cours de la période. On a réalisé une moyenne des observations disponibles à partir des différents sites dans les quatre régions pour chaque journée. Il y a considérablement moins de sites qui utilisent des échantillonneurs manuels par rapport au nombre de sites traités par appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) utilisés pour la figure 7.80a. Les mesures de la masse sur 24 heures montrées dans le panneau du haut à la figure 7.81 constituent la meilleure estimation des valeurs réelles (c'est-à-dire qu'on sait que les mesures d'appareils TEOM à la figure 7.80a sont faussées à la baisse; voir le chapitre 3). Dans la région de Windsor, les mesures prises avec filtres ont indiqué que les $PM_{2.5}$ étaient supérieures à 50-55 $\mu\text{g m}^{-3}$ pour les 3, 4 et 5 février, et à 44 $\mu\text{g m}^{-3}$ le 6 février. Autour de Toronto, elles dépassaient 42 $\mu\text{g m}^{-3}$ le 3 février et la masse moyenne mesurée avec des filtres le 6 février était de 33 $\mu\text{g m}^{-3}$. Ainsi, il semble que les concentrations mesurées avec des appareils TEOM à la figure 7.80a étaient inférieures d'environ 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ par rapport aux valeurs réelles. Pour la moyenne dans l'est de l'Ontario, qui comprenait un site à Montréal, les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ mesurées avec des filtres sur 24 heures ont atteint un pic de 72 $\mu\text{g m}^{-3}$, et pour quatre jours, on a observé une concentration supérieure à 54 $\mu\text{g m}^{-3}$. Une fois encore, ces concentrations étaient supérieures d'environ 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ par rapport aux lectures des appareils TEOM. La concentration la plus élevée de $PM_{2.5}$ mesurée avec des filtres sur 24 heures à un seul site pendant l'épisode était de 85 $\mu\text{g m}^{-3}$ dans le centre-ville de Montréal le 6 février. Il s'agit de la plus forte concentration de $PM_{2.5}$ sur 24 heures observée au Canada au cours des dix dernières années ou plus à n'importe quelle saison. Celle-ci a été obtenue avec l'application de la méthode idéale avec système de filtrage. On a relevé une moyenne sur trois heures de 105 $\mu\text{g m}^{-3}$ pour Rivière-des-Prairies (à l'est de Montréal) d'après les mesures obtenues à partir d'un appareil de surveillance continue par balance microélectronique (TEOM) avec système de filtrage dynamique (FDMS); il s'est avéré que cette valeur correspondait aux mesures prises avec filtres dans des comparaisons en parallèle. La figure 7.80b montre les mesures de $PM_{2.5}$ à partir de sites utilisant des appareils de mesure BAM (Beta Attenuation Monitors). On sait que ces appareils fournissent des mesures fiables des $PM_{2.5}$ en hiver (perte de nitrate limitée). Le site de Rivière-des-Prairies a aussi détecté une concentration de $PM_{2.5}$ sur six heures d'environ 105 $\mu\text{g m}^{-3}$.

La figure 7.81 présente aussi l'information disponible relative à la composition des $PM_{2.5}$. Conformément aux attentes, le nitrate était le principal composant, avec des moyennes sur de nombreux sites qui atteignaient plus de 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ pendant trois jours dans la région de Windsor. Un examen plus approfondi dans cette région a montré que le niveau sur 24 heures a atteint un pic de 26 $\mu\text{g m}^{-3}$ à Windsor, tandis que sur un site rural à proximité (Essex), le pic était de 19 $\mu\text{g m}^{-3}$. Par conséquent, cet examen indique qu'il y a eu un certain accroissement du nitrate en milieu urbain, ce qui implique une certaine formation locale. Le fait que le pic de sulfate sur 24 heures à ces deux endroits soit identique, soit 14 $\mu\text{g m}^{-3}$, appuie d'autant plus la conclusion selon laquelle il y avait une formation locale de nitrate particulaire qui faisait grimper les niveaux dans les villes de plus grande taille. Le même jour que le pic à Windsor (le 3 février), Toronto a observé 22 $\mu\text{g m}^{-3}$ et Saint-Anicet, à l'extrême sud-ouest du Québec, a relevé une concentration de 24 $\mu\text{g m}^{-3}$. Ces concentrations sont nettement plus élevées par rapport aux concentrations de nitrate disponibles observées aux États-Unis (Kenski et Sponseller, 2005).

Au premier abord, il semble y avoir une concentration généralisée de nitrate sur le sud de l'Ontario et le Québec dans la plage des 20-25 $\mu\text{g m}^{-3}$. Néanmoins, les concentrations massiques de sulfate aux sites de Toronto et de Saint-Anicet n'étaient que de 5 $\mu\text{g m}^{-3}$ et 7 $\mu\text{g m}^{-3}$, respectivement. Étant donné que le sulfate est généralement plus homogène à l'échelle régionale, mais qu'il a affiché une baisse vers l'est (c'est-à-dire de Windsor à Toronto et Saint-Anicet), alors que le nitrate a montré une diminution relative beaucoup plus faible et une augmentation de Toronto à Saint-Anicet, on arrive à la conclusion selon laquelle le nitrate observé a été influencé par la formation locale. En outre, les importantes différences dans le ratio nitrate/sulfate en Ontario par rapport au Québec indiquent un lien relativement faible entre ces deux masses d'air. Par conséquent, dans cet épisode important, il semble y avoir une hétérogénéité du nitrate tant à petite échelle (accroissement en milieu urbain) qu'à l'échelle régionale.

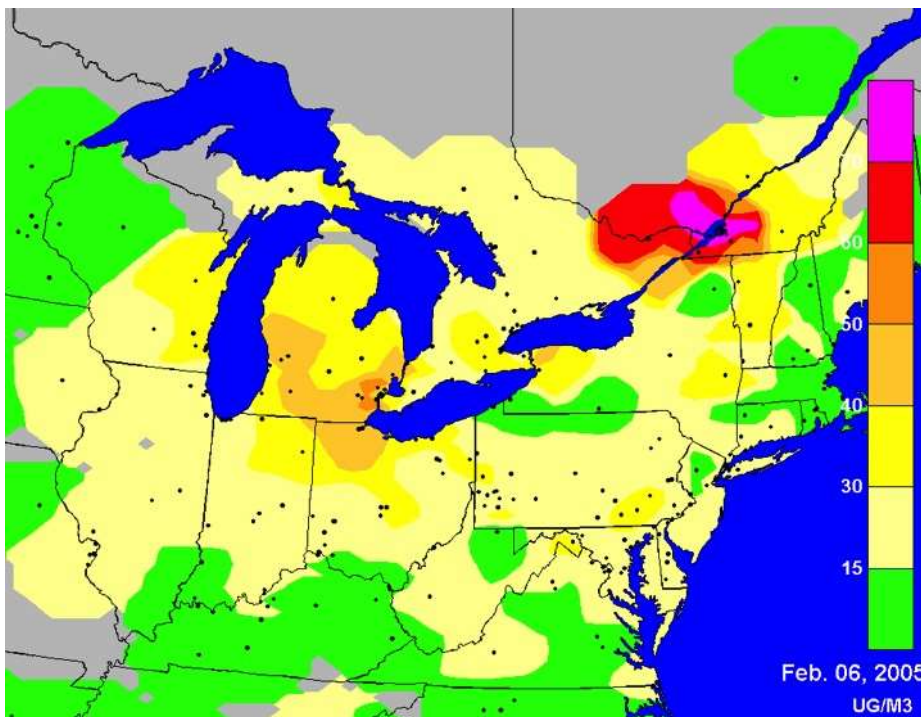


Figure 7.82 Les concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ (moyenne sur 24 heures) le 6 février 2005, le jour où les concentrations étaient les plus élevées au sud du Québec, soit les concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ les plus élevées (échantillons avec filtre sur 24 heures) observées au Canada au cours des 10 dernières années.

Une des vastes structures dans les $\text{PM}_{2.5}$ observées au cours de cet épisode était que les concentrations étaient les plus fortes à Windsor-Sarnia et dans le Michigan, plus faibles dans la région de Toronto, puis plus fortes de nouveau dans l'est de l'Ontario et le sud-ouest du Québec. D'autres mesures disponibles indiquent qu'il y avait un niveau bas considérable dans les concentrations sur la région comprise entre Toronto et la pointe est du lac Ontario. Par exemple, à Pt Petre, qui se trouve au sud de Belleville sur un point s'étendant jusqu'au lac Ontario, la concentration de $\text{PM}_{2.5}$ mesurée avec des filtres sur 24 heures n'était que de 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ le 3 février. De la même manière, les moyennes des lectures des appareils TEOM pour Belleville et Peterborough du 3 au 6 février étaient de 20 $\mu\text{g m}^{-3}$ et

elles ont atteint un pic de $28 \mu\text{g m}^{-3}$ pendant les 24 heures centré sur minuit le 4 février. La carte des concentrations pour le 6 février, à la figure 7.82, montre ce modèle, en accord également avec les cartes de l'étude de Kenski et Sponseller (2005). Par conséquent, cet épisode survenu en février 2005, avec de fortes concentrations simultanées en Ontario et au Québec, était constitué de deux régions distinctes pour l'accumulation et la formation locale de $\text{PM}_{2.5}$. Aucun transport à l'échelle régionale ne reliait ces deux régions, en dépit de concentrations de nitrate semblables. En revanche, différentes zones de haute pression persistantes, avec des forces motrices différentes leur permettant de soutenir des inversions superficielles, étaient en jeu. Les particules dans l'est de l'Ontario et le sud-ouest du Québec provenaient de l'accumulation d'émissions relativement locales sur une semaine ou davantage. Les influences relativement locales étaient importantes également dans le sud de l'Ontario, mais elles étaient liées à une région beaucoup plus vaste de concentrations élevées, potentiellement avec une certaine quantité de transport provenant du Haut-Midwest.

Globalement, cette étude de cas montre que pendant les événements majeurs de $\text{PM}_{2.5}$ en hiver, l'accumulation d'émissions de sources locales est plus importante que le transport à l'échelle régionale. Cette constatation concorde avec l'analyse de certains événements passés, tout particulièrement le cas de février 1998.

7.7.2 Répercussions des incendies de forêt sur la qualité de l'air au Canada

Près de 50 % du Canada sont couverts de forêts, avec environ un tiers de la forêt boréale mondiale et un cinquième de la forêt pluviale tempérée mondiale. Chaque année, plus de deux millions d'hectares de forêt au Canada en moyenne brûlent, en émettant d'importantes quantités de matières particulaires et gazeuses dans l'atmosphère. La majeure partie des émissions des incendies sont des matières particulaires carbonées (grosses et fines), du CO , du NO_x , des composés organiques volatils et des gaz à effet de serre (principalement du CO_2 et du CH_4). D'autres émissions comprennent du SO_2 , du NH_3 , des composés organiques semi-volatils (COSV), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), du mercure gazeux, ainsi qu'une variété d'autres toxiques atmosphériques (Clinton et al., 2006, Andreae et Merlet, 2001). Ces émissions peuvent être injectées à partir des couches de surface de la troposphère jusqu'à la basse troposphère en fonction de l'ampleur des incendies et de la météorologie dominante. Les incendies sont extrêmement variables dans l'espace et le temps, ce qui les rend difficiles à inclure aux inventaires pour la modélisation atmosphérique.

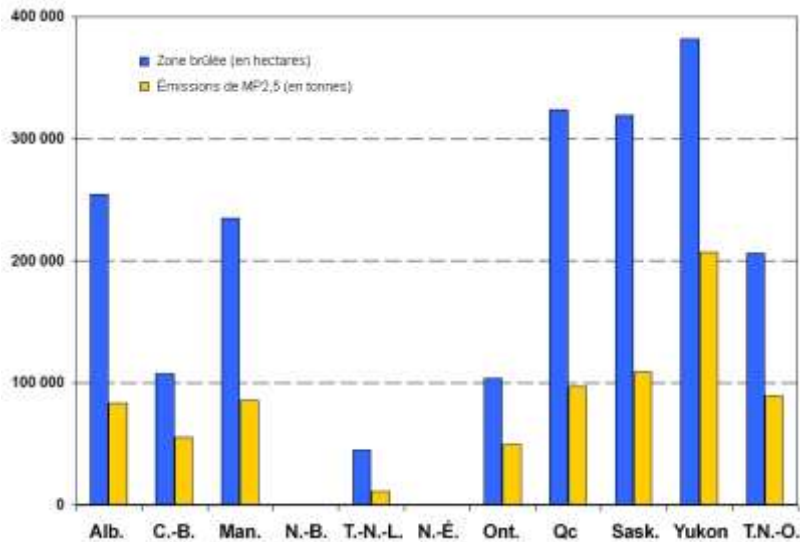


Figure 7.83 Moyenne des émissions des PM_{2.5} des feux de forêt de 2000 à 2004 et zone brûlée par province (Lavoué *et al.*, 2007)

On a calculé de manière rétrospective les émissions des incendies de forêt par année et par province, et les moyennes pour la période de cinq ans comprise entre 2000 et 2004 sont présentées à la figure 7.83, avec les hectares brûlés. Ces données offrent une certaine perspective sur les émissions totales liées aux activités humaines montrées ci-dessus et au chapitre 4, et elles sont utilisées pour des applications relatives à la modélisation de la qualité de l'air et du climat. Par exemple, on estime que les incendies survenus au Québec en 2002, ont rejeté des émissions équivalant à 50 % des émissions annuelles totales de PM_{2.5} d'origine anthropique au Canada en environ douze jours (Lavoué *et al.*, 2007). La majorité des émissions des incendies de forêt au Canada se produisent entre avril et octobre (pic entre juin et août), et la superficie de forêt brûlée varie d'année en année jusqu'à concurrence d'un facteur de dix. Les endroits des pics d'incendies sont extrêmement variables d'année en année. Toutefois, la figure 7.83 montre que le Yukon, le Québec et la Saskatchewan sont en proie à des incendies qui brûlent le plus grand nombre d'hectares en moyenne; ces incendies provoquent dans ces régions les plus fortes émissions annuelles de PM_{2.5}.

On a observé les répercussions des incendies de forêt sur la qualité de l'air à l'échelle locale, continentale et mondiale. À l'échelle mondiale, on a enregistré des augmentations hémisphériques d'ozone et de monoxyde de carbone; par exemple, Pfister *et al.* (2006) ont relevé une augmentation de la charge d'ozone (O₃) troposphérique de 7 à 9 % au-dessus du Canada et de 2 à 3 % au-dessus de l'Europe en raison de graves incendies en Alaska et dans le nord du Canada pendant l'année 2004. En outre, dans le Canada atlantique, on a observé des panaches intacts de particules provenant des incendies en Alaska lors de l'étude sur le terrain de l'ICARTT (Waugh *et al.*, 2007). Les incendies de 2003 en Sibérie sont un autre exemple, ils contribuent aux niveaux élevés d'ozone (O₃), de PM_{2.5} et de CO dans le nord-ouest de l'Amérique du Nord (Jaffe *et al.*, 2004; Bertschi *et al.*, 2005).



Figure 7.84 Vue du centre ville de Calgary vers l'ouest à 19 h 30 le 13 août 2003. Fumée des feux de forêt au sud-est de la Colombie-Britannique. Concentrations des matières particulaires fines = 125 mg m⁻³ (moyenne des trois stations de surveillance de Calgary).

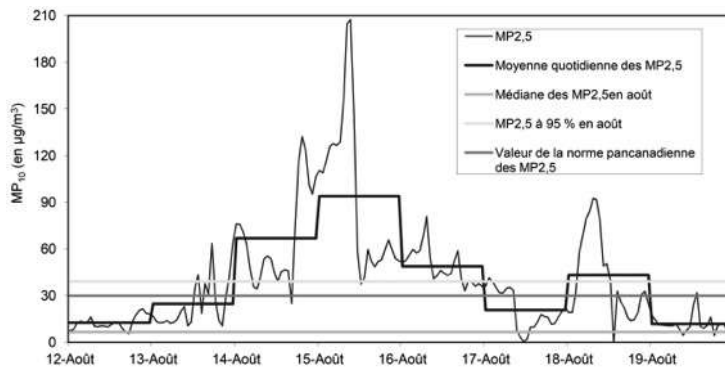


Figure 7.85 PM_{2,5} horaires et quotidiennes à la station de surveillance du nord-ouest de Calgary pendant l'épisode de fumée des feux de forêt d'août 2003. La ligne verte illustre la concentration horaire médiane des PM_{2,5} en août sur ce site, la ligne bleue illustre les PM_{2,5} horaires du 95^e centile sur ce site et la ligne rouge montre la norme pancanadienne pour les MP.

Bien que les répercussions des incendies de forêt sur la qualité de l'air dans les régions peuplées soient épisodiques, elles peuvent être graves lorsqu'elles sévissent, en élevant les polluants atmosphériques au-dessus des niveaux causés normalement par des polluants anthropiques. Dans les provinces des Prairies, on peut attribuer presque tous les dépassements des standards pancanadiens par les PM_{2,5} au printemps et en été à l'influence des incendies de forêt (Johnson, 2005). En août 2003, la ville de Calgary a été fortement influencée par la fumée (figure 7.84) provenant d'un grand nombre d'incendies de forêt dans les montagnes Rocheuses et le sud de la Colombie-Britannique. Les plus fortes répercussions ont eu lieu entre le 13 et le 18 août (figure 7.85), période pendant laquelle les niveaux de PM_{2,5} ont atteint des moyennes horaires supérieures à 200 µg m⁻³, et des moyennes quotidiennes jusqu'à 94 µg m⁻³. Parmi les incendies dans le sud de la Colombie-Britannique à ce moment-là, on retrouve les incendies qui ont finalement menacé Kelowna, en Colombie-Britannique. À Kelowna, on a enregistré des niveaux horaires de PM_{2,5} au-dessus de 100 µg m⁻³ et le trafic aérien a été contraint de

dévier autour des panaches de fumée. Une étude ultérieure sur les répercussions pour la santé (Moore et al., 2006) a constaté une augmentation de 46 à 78 % (au-dessus de la moyenne de dix ans) dans les visites chez le médecin pour des problèmes respiratoires à Kelowna à l'époque des incendies.

Pendant l'été 2002, des incendies dans le nord du Québec ont entraîné des concentrations élevées de $PM_{2.5}$ sur une bonne partie de l'est du Canada et du nord-est des États-Unis. Dans le sud de l'Ontario, on a relevé des concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ sur 24 heures de plus de $70 \mu\text{g m}^{-3}$ aux stations de surveillance de l'air de Peterborough et d'Ottawa (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2005). On a également relevé des concentrations quotidiennes de $PM_{2.5}$ entre 55 et $75 \mu\text{g m}^{-3}$ dans le sud du Québec, et lorsque le panache de fumée s'est déplacé vers l'est, certains sites au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse ont fait état de concentrations quotidiennes comprises entre 40 et $50 \mu\text{g m}^{-3}$. Les $PM_{2.5}$ lors de cet épisode ont atteint des niveaux records sur plusieurs sites dans le sud et l'est de l'Ontario, y compris la région du Grand Toronto, Peterborough et Ottawa. Les niveaux élevés de $PM_{2.5}$ s'étendaient aussi loin au sud que la Caroline du Nord, aux États-Unis. Cet événement compte parmi ceux lors desquels la fumée des incendies de forêt au Canada a traversé des frontières internationales et a touché la qualité de l'air aux États-Unis (voir Wotawa et Trainer, 2000; McKeen et al., 2002; ou Colarco et al., 2004).

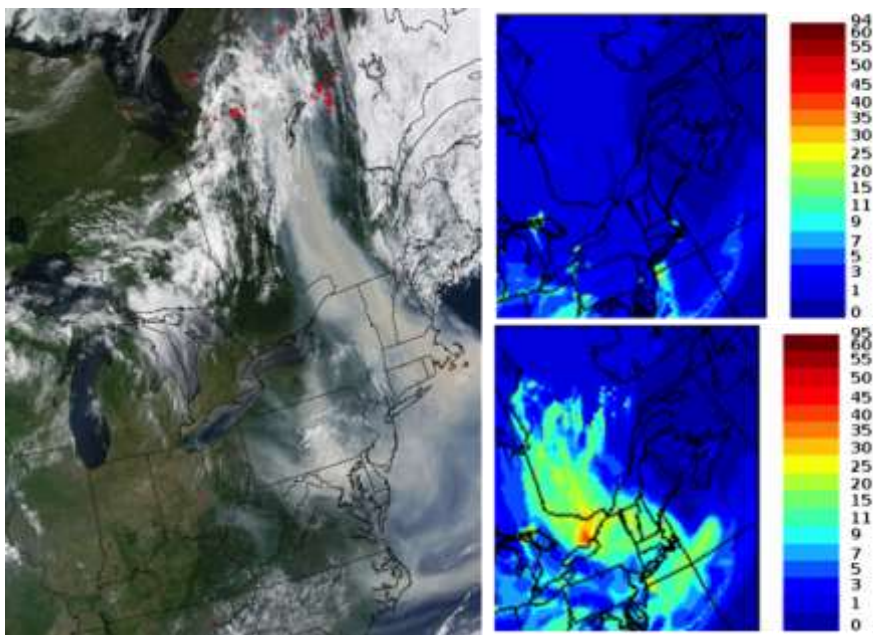


Figure 7.86 Résultats de l'étude de cas du Québec du 6 juillet 2002. Gauche : image Terra MODIS à 15 h 50 (TU); Droite : sortie GEM/CHRONOS des $PM_{2.5}$ à 16 h (TU) avec (bas) et sans (haut) émissions des incendies. Sans l'inclusion des émissions des feux de forêt, le modèle ne peut pas être utilisé pour prévoir les PM élevées observées.

On a réalisé une étude rétrospective des incendies survenus en 2002 au Québec qui reliait les estimations des émissions causées par les feux irréprimés pour l'événement de 2002 (Lavoué et al., 2007) au système opérationnel de prévision de la qualité de l'air d'Environnement Canada, GEM/CHRONOS (Rousseau et Lavoué, 2005). La figure 7.86 synthétise les résultats de cette étude de cas, qui a mis en évidence les limites du modèle actuel de prévision de la qualité de l'air en l'absence d'émissions des feux irréprimés. Presque toutes les régions du Canada ont été touchées, à un moment ou à un autre, par la fumée des incendies de forêt (ou d'autres activités de combustion de la biomasse). Voici d'autres descriptions de cas :

Cheng et al. (1998) décrivent un événement de 1995, durant lequel un incendie de forêt à 300 kilomètres au nord-ouest d'Edmonton a contribué à une concentration élevée d'ozone à Edmonton. Pendant cet épisode, les concentrations d'ozone et de NO_2 se sont élevées entre 50 et 150 % au-dessus des moyennes saisonnières.

Chaikowsky (2001) décrit un événement en mai 1998 où l'ozone sur un site rural à l'ouest d'Edmonton a rapidement grimpé à 185 ppb (la concentration d'ozone de surface la plus élevée mesurée en Alberta) avec une hausse rapide du NO_2 . On a attribué l'événement au mélange vers le bas d'ozone (O_3) et de NO_2 à partir d'un panache élevé d'incendies de forêt défini sur des photos prises par satellite.

En mai 2001, la fumée de l'incendie de Chisholm, au nord d'Edmonton, a touché Edmonton et Red Deer pendant une période d'un jour, en provoquant ainsi des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ de pas moins de $261 \mu\text{g m}^{-3}$. Des chercheurs à l'Université de l'Alberta ont utilisé le modèle d'évaluation de la qualité de l'air pour estimer les répercussions de cet incendie pour la santé pendant une journée (Rittmaster et al., 2006); ils ont découvert un coût pour la santé de l'ordre de 10 000 000 dollars. Ce chiffre était semblable au coût total de la lutte contre l'incendie et supérieur au coût des dégâts causés à l'infrastructure.

En 2005, une portion de Burns Bog, dans la vallée du bas Fraser, a brûlé; l'incendie a recouvert Vancouver d'une fumée épaisse et a entraîné des concentrations élevées records de $\text{PM}_{2.5}$ aux sites de surveillance de la qualité de l'air se trouvant à proximité ($274 \mu\text{g m}^{-3}$ au sud de Burnaby).

En juin 2005 dans l'est du Canada, des feux irréprimés déclenchés par des orages dans la région de Chibougamau ont donné lieu à une mauvaise qualité de l'air dans le sud du Québec et dans les Maritimes.

En 2004, Yellowknife et Whitehorse ont subi des concentrations de $\text{PM}_{2.5}$ extrêmement élevées causées par de graves incendies de forêt au Yukon et en Alaska. Les niveaux de $\text{PM}_{2.5}$ à Whitehorse ont atteint un maximum horaire de $190 \mu\text{g m}^{-3}$ le 27 juin. À Yellowknife, les $\text{PM}_{2.5}$ ont atteint un maximum horaire de $337 \mu\text{g m}^{-3}$ début juillet (ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles des Territoires-du-Nord-Ouest, 2004).

Aux États-Unis, où les feux irréprimés représentent également un problème de taille et où ils risquent souvent de toucher davantage les régions peuplées, Park et al. (2007) ont estimé que la combustion de la biomasse apportait une contribution d'environ 30 % de la masse annuelle moyenne d'aérosols dans l'ouest des États-Unis et de 20 % dans l'est. Au chapitre de la combustion de la biomasse, on a attribué aux incendies environ 80 % dans l'ouest et 50 % dans l'est (feux irréprimés, brûlage dirigé et incinération de déchets agricoles). On a souligné que les feux irréprimés au Canada contribuaient de manière significative aux aérosols dans le nord-ouest et le nord-est des États-Unis. Les méthodes de Park et al. (2007) ont été appliquées à une saison (de mai à septembre 1998) de données relatives aux $PM_{2.5}$ différenciées obtenues à Esther, en Alberta. On a estimé que les incendies de forêt contribuaient en moyenne à 2,1 $\mu\text{g m}^{-3}$ aux concentrations de matières particulaires, soit environ un tiers de la masse totale de $PM_{2.5}$. Esther se trouve à distance des principales zones forestières, donc les contributions des incendies de forêt aux concentrations de matières particulaires sur des sites plus proches de zones forestières peuvent être supérieures.

Outre les incendies de forêt, la fumée issue de l'incinération de résidus agricoles (brûlage de chaume) contribue occasionnellement au smog. Il est difficile de quantifier l'incidence de l'incinération de déchets agricoles, car les répercussions ont tendance à être localisées et de courte durée, et le moment et l'endroit de l'incinération ne sont généralement pas enregistrés. L'incinération de déchets agricoles se produit essentiellement à la fin de l'été et en automne. À cette période de l'année, des inversions peuvent piéger la fumée et entraver la dispersion. À l'occasion, plusieurs incendies vont se combiner pour créer des événements de fumée à plus grande échelle, comme à Winnipeg les 5 et 6 septembre 2007, lorsqu'on a mis le feu à des déchets agricoles à l'issue du levage d'une interdiction de brûlage. Dans ce cas, les émissions généralisées, combinées à un écoulement léger, vont produire une fumée dense sur certaines parties de la ville.

Les projections des changements climatiques indiquent que les changements climatiques vont probablement entraîner une hausse de la fréquence des incendies dans la forêt boréale (Stocks et al., 1998). Dans ce cas, on peut prévoir que le problème des répercussions de la fumée sur la qualité de l'air prendra de l'importance à l'avenir.

7.7.3 Qualité de l'air à proximité de la circulation

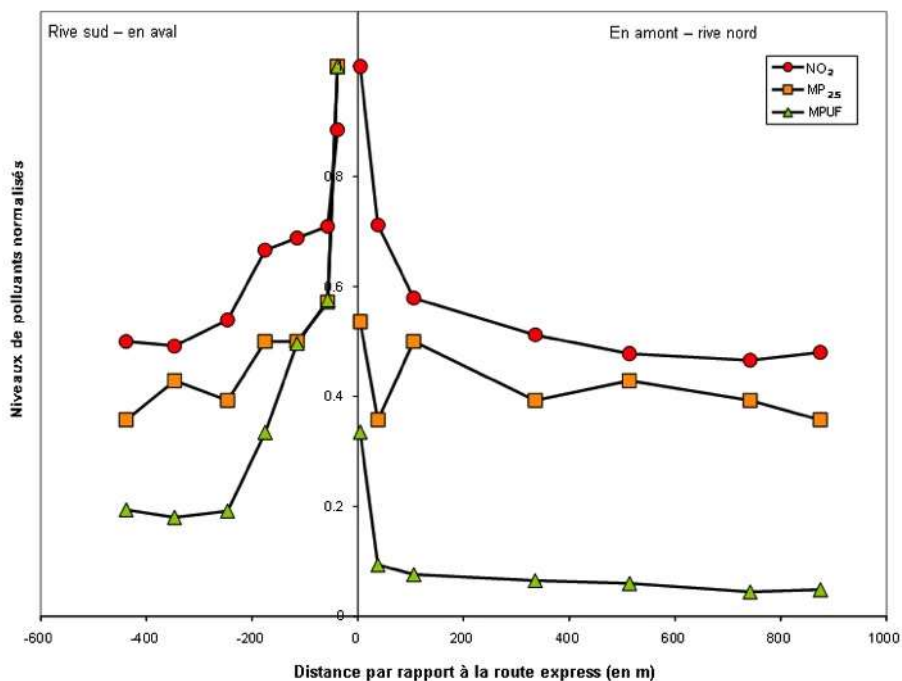


Figure 7.87 Concentration de NO₂ et de matières particulaires comme fonction de la distance à partir d'une autoroute principale (Beckerman *et al.*, 2007)

Un important pourcentage de Canadiens vit dans des villes où l'une des principales sources d'émissions est celle des véhicules automobiles. De plus, de nombreux Canadiens passent une partie de leur journée en contact étroit avec la circulation routière, en se déplaçant dans leurs véhicules (véhicules personnels ou transports publics), en marchant, en se déplaçant à vélo, en vivant ou en travaillant dans ces microenvironnements touchés par des sources. Par conséquent, il est important de mieux comprendre les répercussions de la circulation sur les niveaux de polluants atmosphériques à l'échelle locale, ainsi que les répercussions de ces polluants sur la santé humaine. Gilbert *et al.* (2003) et Beckerman *et al.* (2008) ont examiné le gradient dans les polluants atmosphériques en dehors des principales autoroutes à Montréal et à Toronto, respectivement. Ce travail était axé en bonne partie sur le NO₂, car il est facile à mesurer avec des échantillonneurs passifs, et il a un lien fort avec les gaz d'échappement des véhicules automobiles dans les villes. Par exemple, on a échantillonné deux transects le long de l'autoroute 401 à Toronto en août 2004. La comparaison des concentrations de nombreux polluants en amont et en aval, y compris le NO₂, les composés organiques volatils, les PM_{2.5}, le carbone noir et les particules ultrafines (nombre total de particules inférieur à moins de 0,1 µm de diamètre), a généralement montré qu'il y a une incidence claire de la circulation routière locale sur la qualité de l'air pour 300 mètres en aval. La figure 7.87 montre les concentrations des matières particulaires ultrafines (MPUF), de matières particulaires et de NO₂ comme une fonction de la distance (de Beckerman *et al.*, 2008). Le pic près de l'autoroute et les dépôts avec la distance sont

relativement semblables entre les polluants montrés, et on voit que le NO₂ est un bon indicateur de l'influence des autoroutes. Toutefois, il y a de légères différences dans le taux de diminution et la force de l'influence des autoroutes.

Les comptages de particules ultrafines diminuent le plus rapidement avec la distance, mais ils semblent rester élevés au-dessus des concentrations en amont plus loin en aval. Les PM_{2,5} diminuent un peu moins brusquement, et il semble y avoir une plus faible augmentation en amont-aval, comme pour le NO₂. Pour tous les polluants montrés, les concentrations sont beaucoup plus élevées, elles représentent peut-être même le double des niveaux ailleurs, dans un rayon de 50 mètres de l'autoroute. Bien que les concentrations de tous les polluants issus des véhicules automobiles diminuent en raison de la dispersion et des dépôts, les particules ultrafines sont influencées par l'évaporation, voire par la coagulation. Les particules ultrafines vont aussi plus vraisemblablement se déposer plus rapidement que les particules en mode accumulation (c'est-à-dire de 0,1 à 1,0 µm) et que par rapport aux gaz tels que le CO et le NO₂. Le NO diminue plus rapidement que le NO₂, car bien qu'il soit l'un des principaux gaz émis, il réagit rapidement pour former du NO₂, ce qui ralentit ainsi le taux de diminution du NO₂. Les effets sur la santé des polluants atmosphériques liés à la circulation deviennent largement reconnus (voir le volume « Santé » de la présente évaluation); ainsi, il est toujours nécessaire de disposer de davantage de renseignements sur les niveaux et les schémas d'exposition de l'homme en rapport avec la circulation, ainsi que sur les caractéristiques chimiques et le comportement à l'échelle locale des émissions des véhicules automobiles. En outre, les matières particulaires ultrafines, pour lesquelles on constate qu'elles sont fortement liées à la circulation routière, sont de plus en plus reconnues comme un enjeu relatif à la qualité de l'air nécessitant des études plus approfondies.

7.7.3.1 Caractérisation des variations du NO₂ au sein des villes – Un substitut pour les polluants causés par la circulation

Des campagnes de surveillance de plusieurs sites à court terme, appelées surveillance de la saturation, ont été menées à bien en vue d'obtenir des dénombrements instantanés des modèles de concentrations de NO₂ dans les villes. Cette information fournit un aperçu plus approfondi de la manière dont la circulation touche la qualité de l'air à l'échelle locale, puisque comme montré ci-dessus, les niveaux urbains de NO₂ représentent un substitut raisonnable pour les polluants liés à la circulation. De telles mesures peuvent permettre de combler les lacunes, puisque l'exploitation des sites du réseau de surveillance standard est coûteuse, donc seul un nombre limité d'endroits représentatifs des régions peuvent être entretenus. Des campagnes d'échantillonnage intégré de deux semaines avec 100 sites fonctionnant simultanément ont été entreprises à Toronto à différentes saisons, y compris en septembre 2002 et en mai 2004. On a déployé des échantillonneurs passifs qui capturent le NO₂ à un taux connu, en vue de déterminer les concentrations atmosphériques moyennes.

Bien que le nombre de 100 sites soit important, il reste de nombreuses régions sans mesures, et donc les isoplèthes (c'est-à-dire les contours des concentrations) tirés de ces données ne peuvent toutefois pas saisir les détails de la variation dans les concentrations, en raison de l'importante variabilité de la répartition des sources (c'est-à-dire, la circulation). Par conséquent, pour produire des cartes spatiales

de la concentration de NO₂, on a utilisé une technique connue sous le nom de régression de l'utilisation des terres (Briggs et al., 1997). On a mis au point des modèles de régression linéaire à plusieurs variables, qui ont adapté la surveillance de la saturation des concentrations de NO₂ aux prédicteurs pouvant être cartographiés à l'échelle régionale. Ces variables comprennent la densité de circulation, le cas échéant, le type et la taille de la route, les aires commerciales, les zones industrielles, les espaces verts et les zones résidentielles. On a utilisé des systèmes d'information géographique (SIG) pour obtenir un grand nombre de ces prédicteurs, et par la suite pour estimer le NO₂ avec une très haute résolution spatiale à l'aide du modèle de régression de l'utilisation des terres. Les cartes des concentrations ainsi obtenues semblent plus réalistes que celles produites en dessinant le contour des données des sites de surveillance, voire les données de surveillance de la saturation. Toutefois, la limite de la carte réside dans le fait qu'elle ne dispose pas d'information temporelle et que les concentrations prévues sont fondées sur les conditions pendant les campagnes de saturation utilisées pour mettre au point le modèle de régression de l'utilisation des terres. Idéalement, il faudrait mener à bien un grand nombre de campagnes pour produire un ensemble de données d'entrée représentatif, étant donné qu'un ensemble de données d'une ou deux semaines pourrait être fortement influencé par les conditions météorologiques pendant la période de mesure.

On a élaboré des modèles de régression de l'utilisation des terres fondés sur le NO₂ pour Toronto (Jerrett et al., 2007), Montréal (Gilbert et al., 2005), Hamilton (Sahsuvaroglu et al., 2006), Windsor (Wheeler et al., 2007, 2008) et Vancouver (Henderson et al., 2007). Des recherches sont en cours pour élaborer des modèles pour Winnipeg, London, Ottawa et Edmonton. Les valeurs de R² pour ces modèles, qui indiquent la mesure dans laquelle les prédicteurs peuvent expliquer la variation du NO₂, vont de 0,54 à 0,77, et une évaluation indépendante a montré que les modèles ont des compétences raisonnables. Pour Vancouver, on a également conçu un modèle de NO (Henderson et al., 2007), tandis que pour Windsor, on a pris en considération le plus grand nombre de polluants, y compris le NO₂, le benzène, le toluène et le SO₂ (Wheeler et al., 2008), ainsi que des modèles préliminaires pour les PM_{2,5} et le carbone noir (Wheeler et al., 2007). Outre les prédicteurs relatifs à l'utilisation des terres et aux types de routes, les emplacements des principales sources ponctuelles ont été pris en considération à Windsor, et à chaque saison, on a entrepris une surveillance de la saturation pendant deux semaines sur plus de 50 sites. Comme prévu, les configurations spatiales déterminées lors de ces quatre campagnes étaient assez fortement corrélées (Wheeler et al., 2007) en raison de la stabilité de la répartition géographique des principales sources locales.

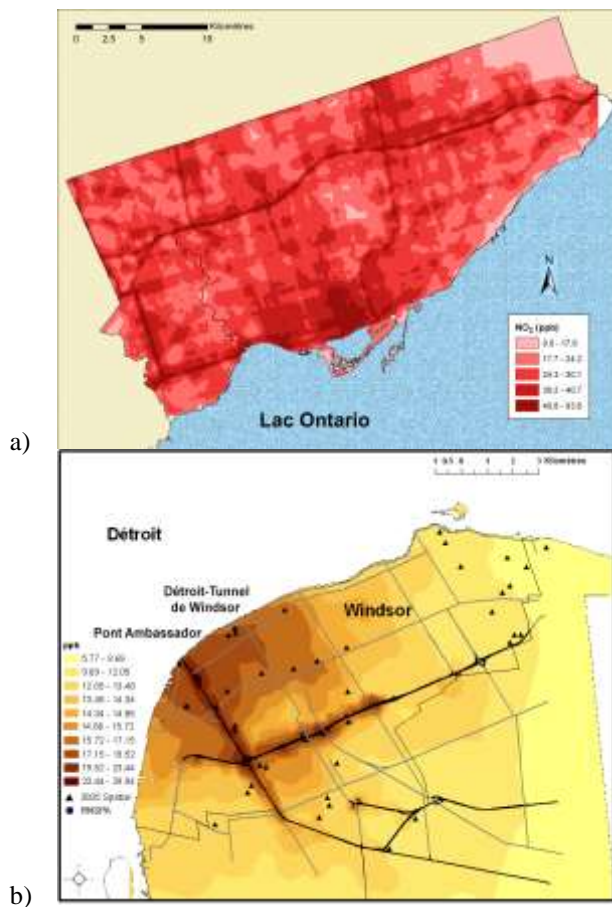


Figure 7.88 Carte des concentrations de NO₂ de a) Toronto (Jerrett *et al.*, 2007), et b) Windsor (Wheeler *et al.*, 2007), générée à l'aide d'un modèle de régression de l'utilisation des terres

Des cartes des concentrations de NO₂ obtenues à partir de modèles de régression de l'utilisation des terres sont présentées à la figure 7.88 pour Toronto et Windsor. Jerrett *et al.* (2007) ont comparé la carte de Toronto à un carte produite par l'interpolation des données liées à la surveillance de la saturation au moyen d'un krigeage. Cela prouvait clairement que le modèle de régression de l'utilisation des terres produit considérablement plus de détails avec les modèles qui semblent réalistes par rapport au réseau routier. Outre la mise à disposition d'une meilleure description des niveaux de polluants à de nombreux endroits dans les villes, on utilise les renseignements relatifs aux modèles de régression de l'utilisation des terres pour soutenir les études des effets sur la santé, qui requièrent des estimations de l'exposition chronique ou à long terme sur la base de l'adresse résidentielle d'une personne. La validité de cette supposition a été soumise à des essais pour plusieurs villes canadiennes by Xu *et al.* (2007).

7.7.4 Détermination des principales sources de PM_{2.5} au moyen de modèles de récepteurs

La répartition par source fondée sur le récepteur peut être une technique précieuse pour acquérir une meilleure compréhension des sources probables de contribution aux polluants atmosphériques à un endroit donné. Bon nombre des analyses décrites ci-dessus, notamment les analyses des trajectoires, ont donné un aperçu qualitatif ou semi-quantitatif concernant les sources ou les régions sources importantes. À ce titre, elles sont généralement conformes à la classification des méthodes axées sur le récepteur (Brook et al., 2004a). En combinaison avec d'autres types d'information, notamment les modèles axés sur la source comme AURAMS (voir le chapitre 5) et les inventaires des émissions (voir le chapitre 4), ces méthodes peuvent être utilisées dans l'élaboration de stratégies de contrôle des émissions. De plus, la comparaison des résultats de l'application de ces techniques permet de faire progresser la compréhension globale, ce qui entraîne de meilleurs modèles conceptuels ainsi que des améliorations dans les modèles et les inventaires. Les modèles de récepteurs sont un type de méthode axée sur le récepteur dont on estime en général qu'elle est plus quantitative; cette méthode utilise généralement des approches statistiques pour répartir ou attribuer une masse particulaire (PM_{2.5}, PM₁₀ ou TSP) ou les composés organiques aux sources ou aux processus atmosphériques responsables des niveaux observés. Depuis les années 1980, il y a eu plusieurs applications de ces modèles aux observations au Canada. Néanmoins, étant donné que la spéciation chimique plus exhaustive des mesures de PM_{2.5} est une activité relativement récente, les applications de modèles de récepteurs ont seulement été entreprises sur un nombre limité de sites pour lesquels on a acquis suffisamment de données sur la spéciation des PM_{2.5}. En raison du rôle potentiellement important joué par ces analyses dans la compréhension de la qualité de l'air, les résultats disponibles actuellement sont résumés ci-après.

7.7.4.1 Toronto

Lee et al. (2003) ont appliqué la factorisation de matrice positive (FMP) à un ensemble de mesures quotidiennes relatives à la composition des PM_{2.5} effectuées au cours de la période comprise entre février 2000 et février 2001. On a relevé quatre catégories de sources principales, à savoir la combustion du charbon liée au transport régional (contribution de 26 % de la masse particulaire totale), le nitrate secondaire lié aux sources de nitrate locales et en amont (contribution de 36 %), les aérosols organiques secondaires issus de divers précurseurs (contribution de 15 %), ainsi que les véhicules automobiles (contribution de 10 %). Quatre catégories de sources mineures ont aussi été relevées : le sel de voirie, qui est important en hiver, et trois groupes de matières particulaires primaires, associés aux fonderies, à la combustion de carburants fossiles, à l'industrie et à la construction. Outre les 10 % notés ci-dessus, les véhicules automobiles représentent une source significative de nitrate secondaire causée par les émissions de NO_x ainsi que par le sel de voirie et la poussière des routes. Par conséquent, on a estimé que les véhicules automobiles sont responsables de 40 % de la masse totale de PM_{2.5} à Toronto.

Brook et al. (2007a) ont étendu l'analyse en utilisant une méthodologie différente de modélisation des récepteurs, connue sous le nom d'UNMIX (Kim et Henry, 2000; Henry, 2002). Même si les résultats étaient semblables et qu'ils confirmaient soigneusement les analyses, ils ont aussi séparé la contribution des véhicules automobiles, en révélant que les véhicules à essence apportaient une contribution plus importante que les véhicules à moteur diesel, à savoir 13 % et 8 %, respectivement. Les résultats d'UNMIX ont aussi donné un aperçu des sources de poussière remise en suspension, en estimant que la poussière des routes était responsable de 2 % des $PM_{2.5}$. Au moyen d'analyses plus détaillées des substances organiques à partir du même site et des profils de sources d'une catégorie précise de traceurs organiques connus sous le nom de biomarqueurs du pétrole, Brook et al. (2007b) ont signalé que 14 % de la fraction totale de carbone organique (CO) de $PM_{2.5}$ était due aux gaz d'échappement primaires des véhicules motorisés. Le fait que le carbone organique est responsable de 35 % des $PM_{2.5}$ indique que seuls 5 % du total de $PM_{2.5}$ proviennent de gaz d'échappement primaires, un chiffre considérablement inférieur par rapport aux 20 à 25% obtenus à partir de la factorisation de matrice positive (FMP) et d'UNMIX. Cette différence n'a pas été entièrement élucidée, mais il est important de souligner que l'on pense que les résultats issus de l'approche relative aux biomarqueurs représentent une limite inférieure de la contribution au carbone organique. Cela s'explique par le fait que la méthode pouvait se baser uniquement sur les émissions directes de carbone organique provenant de pots d'échappement, et pas sur la contribution des gaz organiques émis par les véhicules qui forment des particules secondaires dans l'atmosphère, et par le fait qu'il y a une certaine dégradation atmosphérique des traceurs organiques. De plus, la répartition par source fondée sur ces traceurs organiques ne prend pas en considération la remise en suspension de la poussière des routes et l'usure des pneus et des freins.

7.7.4.2 Colombie-Britannique

Plusieurs applications récentes de la factorisation de matrice positive (FMP) ont été entreprises en utilisant des données relatives aux $PM_{2.5}$ prélevées par des échantillonneurs de spéciation à partir de quatre stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), en Colombie-Britannique. Ces stations sont les suivantes : le sud de Burnaby et Abbotsford (2003-2008) (So et al., 2010), Prince George (2004-2006) (Rubin et al., 2007) et Golden (2004-2006) (Evans et Jeong, 2007). Le sud de Burnaby, un site urbain industriel dans la région du Vancouver, est touché par les émissions de la circulation, de l'industrie mixte et de la navigation (bateaux). Abbotsford, un site semi-rural au centre de la vallée du bas Fraser, est touché par d'importantes émissions d'ammoniac, la circulation routière et la croissance de l'urbanisation. Prince George, un point chaud en matière de pollution au centre de la Colombie-Britannique, est touché par de grandes sources industrielles, l'utilisation de poêles à bois et l'urbanisation, et il est soumis à des épisodes significatifs de mauvaise qualité de l'air en raison de limitations du débit imposées par la topographie de la région. Enfin, Golden, au sud-est de la Colombie-Britannique, est une petite ville touchée par la combustion résidentielle de bois et une industrie active de produits forestiers.

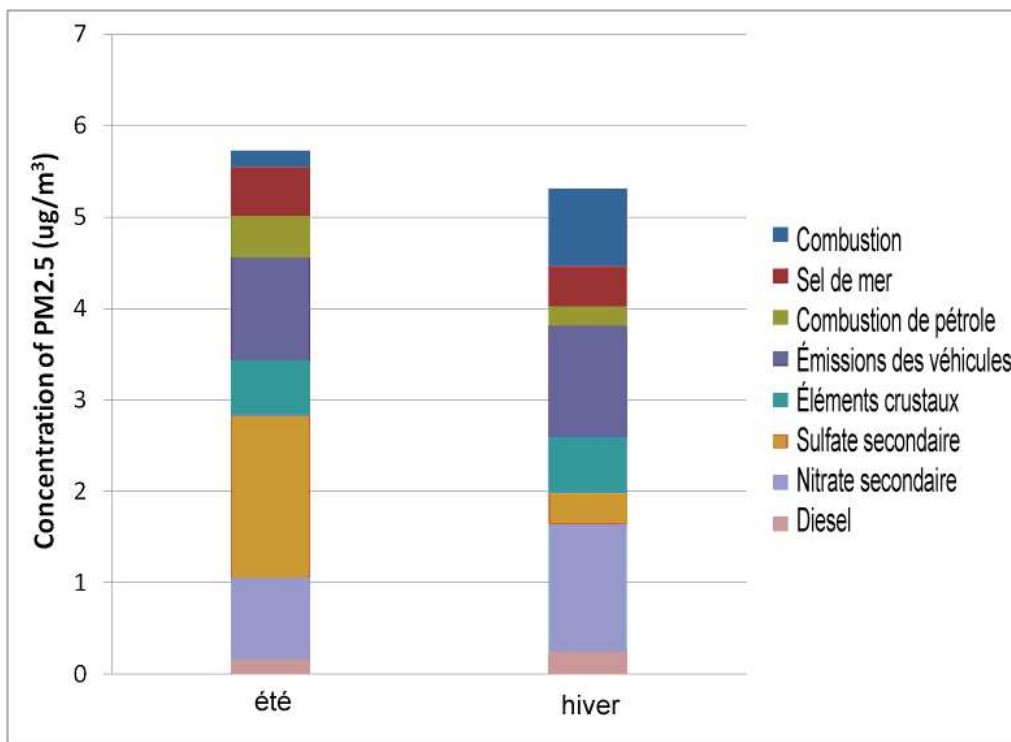


Figure 7.89 Variations saisonnières des contributions des facteurs modélisés de factorisation de matrice positive (FMP) au sud de Burnaby (décembre 2003 – décembre 2008)

La figure 7.89 présente les contributions des facteurs sources de la factorisation de matrice positive (FMP) à la masse de $PM_{2.5}$ tant pour l'été que pour l'hiver pour le sud de Burnaby et Abbotsford (So et al., 2010). Au sud de Burnaby, la composition des $PM_{2.5}$ en été est dominée par les émissions automobiles et de sulfate secondaire (sulfate d'ammonium). En hiver, la fraction des émissions automobiles reste identique, mais les fractions de nitrate secondaire (nitrate d'ammonium) et de la combustion augmentent. Il convient de noter que la fraction de la combustion de mazout (poussée par le traceur Ni/Va) est plus importante en été, pendant la saison des bateaux de croisière. Dans la région du Grand Vancouver, les émissions de SO_2 provenant du trafic maritime, des véhicules diesel et du raffinage du pétrole (cette dernière source provenant en grande partie de l'État de Washington), contribuent toutes au sulfate particulaire. Le sulfate secondaire est plus élevé pendant l'été en raison d'une combinaison de l'augmentation de l'oxydation du SO_2 et des émissions biogéniques. Les émissions marines biogéniques sous la forme de sulfure de diméthyle sont importantes également au printemps et en été; on estime qu'elles contribuent à concurrence de 26 % au total des émissions de soufre dans le bassin atmosphérique pendant les périodes d'efflorescences d'algues (Sharma et al., 2003). La majorité du nitrate dans le noyau urbain provient de l'oxydation du NO_x causée par les émissions automobiles et les sources maritimes et industrielles. Les contributions du nitrate secondaire sont inférieures en été, en raison de la formation préférentielle de sulfate d'ammonium par rapport au nitrate d'ammonium et à l'absorption d'acide nitrique sur des grosses particules de sel de mer.

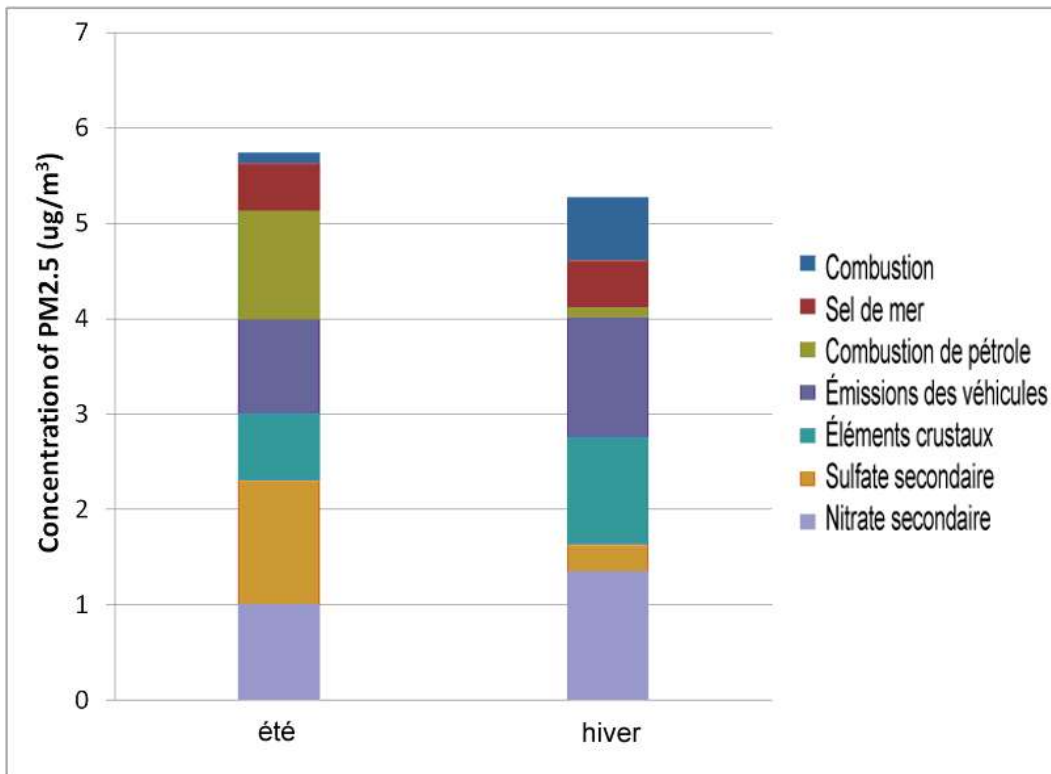


Figure 7.90 Variations saisonnières des contributions des facteurs modélisés de factorisation de matrice positive (FMP) à Abbotsford (décembre 2003 – décembre 2008)

À Abbotsford (figure 7.90), les contributions des sources varient selon les saisons : le sulfate secondaire et la combustion de mazout sont dominants en été, tandis que le nitrate secondaire, les éléments crustaux et les émissions des véhicules sont dominants l'hiver. Les contributions de la combustion de bois étaient importantes également en hiver. Le nitrate secondaire (un facteur source combiné combustion-agriculture) a apporté une contribution significative aux deux saisons.

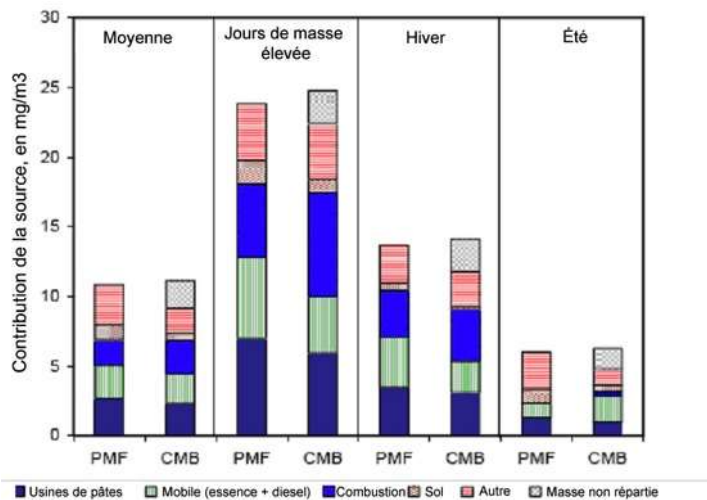


Figure 7.91 Contributions saisonnières des facteurs PMF et CMB à la masse des $PM_{2.5}$ à Prince George, Plaza 400 (2004 à 2006). Données offertes par le ministère de l'Environnement de la C.-B.

La figure 7.91 présente les résultats de la répartition par source de la factorisation de matrice positive (FMP) et du bilan de masse chimique (BMC) pour Prince George (Rubin et al., 2007). Les deux analyses ont indiqué que les émissions des fabriques de pâtes et papiers, les sources mobiles (essence et diesel) et la combustion du bois apportaient les plus fortes contributions aux $PM_{2.5}$, surtout pendant les journées de fortes concentrations. En moyenne, les émissions des usines de pâtes à papier représentaient 18 à 25 % des concentrations de $PM_{2.5}$, les sources mobiles représentaient 17 à 22 %, et la combustion du bois représentait 17 à 19 %. On a également relevé le sel de voirie, le sol, et des types de sources moins importants (p. ex. K/Mn, Cu/Fe). Les contributions des sources prévues étaient semblables entre les deux modèles sources-récepteurs, ce qui a augmenté le niveau de confiance à l'égard des données et des analyses.

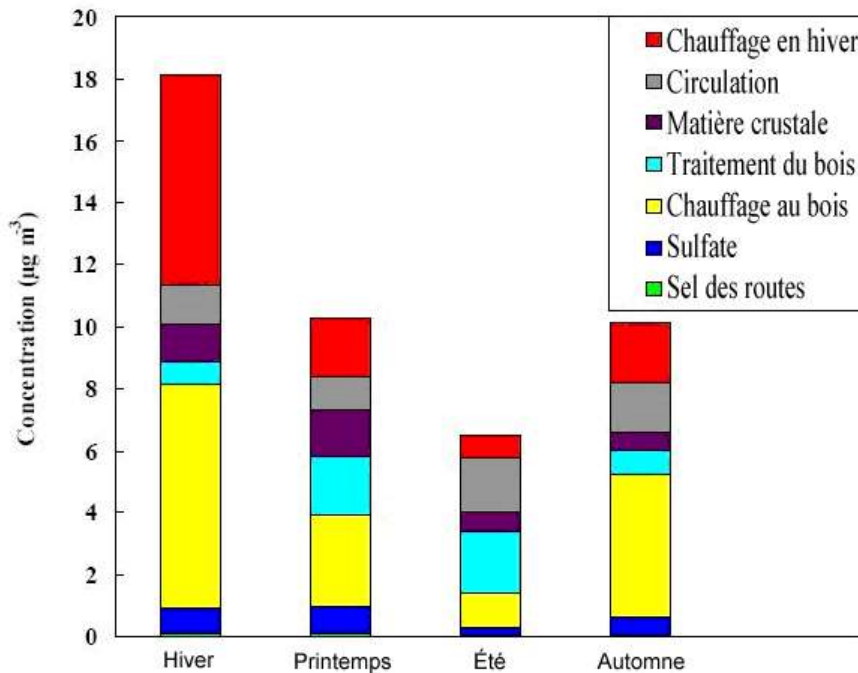


Figure 7.92 Contribution du facteur saisonnier à la masse des $PM_{2.5}$ à Golden (2004- 2006). Données offertes par le ministère de l'Environnement de la C.-B.

À Golden (Evans et Jeong, 2007), une analyse de la factorisation de matrice positive (FMP) a révélé que la combustion du bois et le chauffage en hiver étaient les sources de contribution les plus importantes à la masse de $PM_{2.5}$ (figure 7.92). Chaque année, la combustion de bois représentait environ 34 % du total de la masse de $PM_{2.5}$, tandis que le chauffage en hiver (chaudières au gaz et au bois) représentait 24 %. Le chauffage en hiver a été le plus touché par les fréquentes inversions de température et les masses d'air stagnantes. Les deux sources étaient corrélées avec de nombreux composés organiques volatils, y compris le benzène et le 1,3-butadiène, et elles étaient nettement plus élevées en hiver qu'en été. La source liée à la transformation du bois apportait une contribution de 13 % au total de la masse de $PM_{2.5}$ et elle était la plus forte pendant les mois printaniers et estivaux. La source liée à la circulation routière apportait une contribution de 12 % au total de la masse de $PM_{2.5}$, surtout l'été. La source liée aux matières crustales (on présume qu'il s'agit essentiellement de poussière des routes) représentait 9 % de la masse de $PM_{2.5}$ et elle atteignait un pic à la fonte des glaces après le printemps. La contribution de la source liée au sulfate secondaire était plutôt faible (6 %) sur ce site. La contribution du sel de voirie était également mineure; elle représentait environ 1 % de la masse de $PM_{2.5}$.

7.7.4.3 Rapport de cinq villes

La factorisation de matrice positive (FMP, Paatero 1997, Polissar et al., 2001, Jeong et al., 2008), un type de modélisation des récepteurs bilinéaire à plusieurs variables, peut être appliquée pour définir les sources de matières particulaires et fournir la contribution de chaque source, à défaut de renseignements préalables concernant les sources.

On a appliqué la factorisation de matrice positive (FMP2, Paatero, 1998) à des données récentes de spéciation des PM_{2.5} du RNSPA de Toronto et de Montréal, ainsi qu'à des mesures disponibles obtenues dans trois autres villes du Canada (Windsor, Halifax et Edmonton) (Jeong et al., 2008). Pour chaque site, on a réparti les PM_{2.5} en huit ou neuf « sources » liées aux émissions locales et plus distantes. Neuf sources peuvent être la limite du modèle pour la quantité de données qui étaient disponibles.

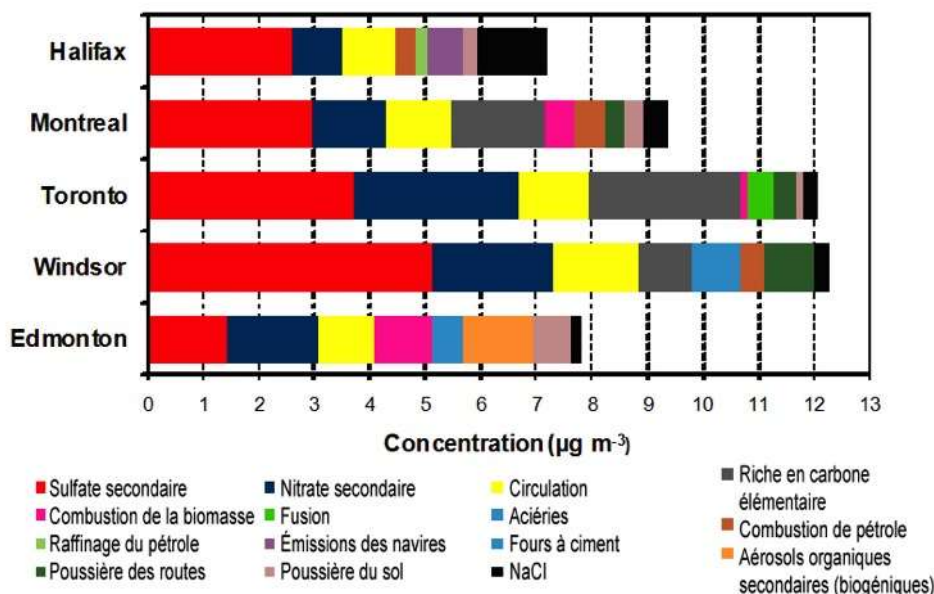


Figure 7.93 Contribution de la source à la masse des PM_{2.5} dans cinq villes canadiennes (2006-2007). AOS désigne les aérosols organiques secondaires (Jeong *et al.*, 2009)

En moyenne, les niveaux les plus élevés de PM_{2.5} ont été observés à Windsor, suivi de Toronto et Montréal, tandis que des concentrations inférieures ont été relevées à Halifax et Edmonton pendant la période de mesure comprise entre 2006 et 2007 (figure 7.93). Sur tous les sites, on a observé des variations saisonnières et d'année en année dans les concentrations et les espèces chimiques de PM_{2.5}. En accord avec les concentrations mentionnées ci-dessus, le site d'Edmonton a enregistré des concentrations nettement plus élevées en hiver (de décembre à février). Montréal a aussi enregistré des niveaux plus élevés en hiver, alors que pour Toronto, c'était en automne, pour Windsor, c'était en été, et pour Halifax, c'était au printemps. On a observé un fort caractère saisonnier pour la plupart des sources de la factorisation de matrice positive avec le sulfate (sauf pour Edmonton, où les niveaux les plus élevés ont été mesurés en hiver) et le carbone élémentaire (CE), qui avaient les niveaux les plus

élevés en été, avec le nitrate et la combustion de la biomasse, qui avaient les niveaux les plus élevés en hiver, et pour le sel de voirie et la poussière des routes, qui avaient les niveaux les plus élevés en hiver et au printemps. Les sources stationnaires et la circulation ont peu varié d'une saison à l'autre.

Voici le sommaire de certains des principaux résultats tirés de cette étude :

- Le sulfate et le nitrate apportaient les contributions les plus significatives à la masse de $PM_{2.5}$ sur les sites urbains, soit environ 59 % à Windsor, environ 56 % à Toronto, environ 46 % à Montréal, environ 49 % à Halifax, et environ 40 % à Edmonton.
- À l'exception d'Edmonton, les facteurs secondaires ont reçu les principales contributions de la part de sources régionales dont une bonne partie se trouvait dans l'Ohio, en Pennsylvanie et à New York, en raison des émissions de SO_2 et de NO_x relativement importantes dans ces régions.
- Dans la région d'Edmonton, l'analyse des données à l'appui, notamment les fortes corrélations des composés organiques volatils avec les principales sources de $PM_{2.5}$, indique que le nitrate et le sulfate secondaires provenaient essentiellement de sources locales industrielles dans des régimes météorologiques synoptiques précis.
- La contribution combinée des sources liées aux automobiles (circulation et poussière des routes) allait de l'ordre de 13 % à 20 % sur les sites urbains.
- Le facteur lié au carbone élémentaire représentait des pourcentages significatifs de la masse totale de $PM_{2.5}$ en été (de juin à août), à savoir 25 % à Toronto, 23 % à Montréal, et 9 % à Windsor).
- Le facteur lié au carbone élémentaire est déterminé en général comme une source d'émission des véhicules diesel, mais dans cette étude, il manquait de corrélation avec les polluants locaux associés aux émissions de la circulation. L'analyse à l'appui indique que ce facteur peut être associé aux processus de combustion du charbon et qu'il est probablement lié aux sources régionales et transfrontalières. Cependant, il y a des émissions directes limitées de carbone élémentaire provenant de la combustion du charbon, et les niveaux naturels de carbone élémentaire à l'échelle régionale sont généralement faibles.
- À Halifax, la contribution du facteur du sel, la deuxième plus importante, était sensiblement supérieure (17 %) par rapport à d'autres sites. On a aussi relevé trois facteurs liés à la combustion du mazout pour le site d'Halifax.
- Dans la région d'Edmonton, la combustion de la biomasse pendant les mois d'hiver était un facteur de contribution important (13 %).

7.7.5 Gros plan sur les couches verticales de particules au-dessus de la Nouvelle-Écosse

532 nm/ Rapport rétrodiffusé de la sonde

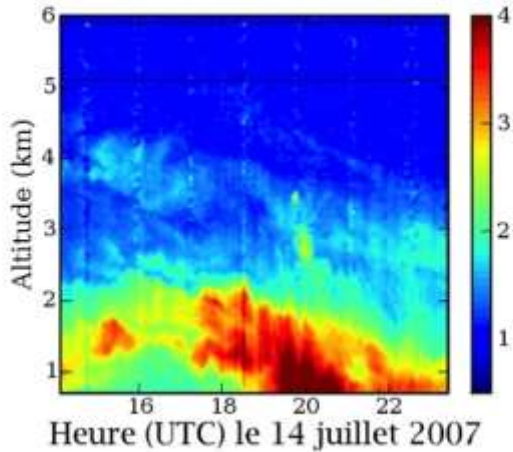


Figure 7.94 Mesure du rapport rétrodiffusé obtenue avec Raman Lidar de Dalhousie le 14 juillet 2007. Les aérosols sont révélés par des rapports supérieurs à 1 (p. ex. bleu clair à rouge sur l'échelle de couleur). Un récepteur à basse altitude distinct est utilisé pour les mesures entre le sol et 1 kilomètre d'altitude. On a d'abord détecté les particules entre un et deux kilomètres en altitude, puis elles sont descendues progressivement vers le niveau du sol. Les concentrations d'ozone (O₃) et de PM_{2.5} de surface élevées ont été mesurées lorsque cette couche atteignait le sol.

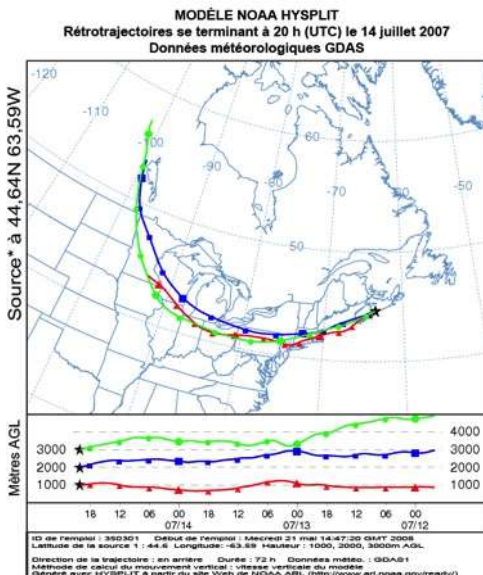


Figure 7.95 Rétrotrajectoire sur 72 heures pour l'air arrivant à 1, 2 et 3 km d'altitude au-dessus d'Halifax à 20 h (TU) le 14 juillet 2007, associée au panache détecté à la figure 7.85

Le laboratoire optique atmosphérique de l'Université de Dalhousie en 2004 exploite une unité LIDAR pendant les mois d'été. Ce système (Duck et al., 2007) dresse le portrait des particules en suspension et des nuages à une résolution spatiale et temporelle élevée à partir du sol vers la basse stratosphère, et il contribue ainsi à l'étude relative au transport des particules à grande distance à des fins de comparaison avec des modèles de transport chimique. Le profil d'exemple donné à la figure 7.94 montre un événement de panache d'aérosols le 14 juillet 2007. On a d'abord détecté les particules entre un et deux kilomètres en altitude, puis elles sont descendues progressivement vers le niveau du sol. On a mesuré des concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ de surface élevées lorsque cette couche atteignait le sol. Les rétrotrajectoires associées à l'événement sont présentées à la figure 7.95 et révèlent que le panache d'aérosols provenait de la côte est des États-Unis, et qu'il représentait donc vraisemblablement un événement de transport de pollution à grande distance. Par conséquent, les mesures de l'unité LIDAR permettent de soutenir l'hypothèse mentionnée ci-dessus, selon laquelle les polluants des régions en amont se déplacent souvent dans des zones du Canada atlantique au-dessus du sol, potentiellement en raison de l'influence de la couche marine. Pour l'événement montré ici, les niveaux élevés de pollution ont été prévus par le modèle de transport des substances chimiques CHRONOS et ils ont été simulés également à l'aide du modèle AURAMS.

532 nm/ Rapport rétrodiffusé de la sonde

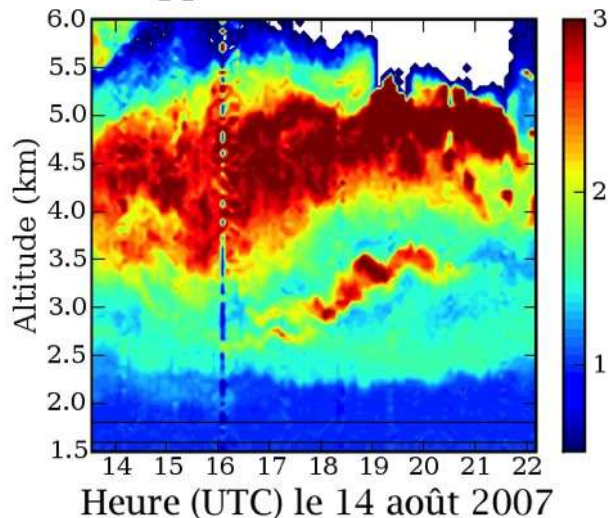


Figure 7.96 Mesure de Raman Lidar de Dalhousie d'un panache de fumée de la biomasse provenant de l'état du Montana le 15 août 2007, où le panache présente une couche qui s'étend de 2,5 à 5,5 km en altitude

L'unité LIDAR a aussi révélé la présence de particules issues de la combustion de la biomasse. En général, on observe des particules provenant de sources à proximité à de plus basses altitudes, ainsi que d'autres particules provenant d'événements de pyroconvection jusqu'à 15,5 kilomètres en altitude. Par conséquent, on a observé l'incidence des incendies de forêt aussi loin au sud que l'Utah et aussi loin au nord que l'Alaska, le Yukon et les Territoires-du-Nord-Ouest au-dessus d'Halifax. La figure 7.96 présente un exemple de mesure, qui montre une couche s'étendant de 2,5 à 5,5 kilomètres en

altitude le 15 août 2007. Les trajectoires indiquent que ces particules, qui n'ont peut-être jamais été détectées sans l'unité LIDAR, provenaient d'incendies de forêt intenses dans l'État du Montana. L'enregistrement des mesures continues révèle de nombreux événements de transport à grande distance de particules issues de la combustion de la biomasse. Au cours de l'été 2007, l'unité LIDAR a détecté des particules provenant d'incendies au Québec et d'aussi loin que la Mongolie au-dessus d'Halifax.

7.7.6 Variabilité spatiotemporelle de l'ozone dans la vallée de l'Annapolis

Afin d'étudier les variations spatiotemporelles de l'ozone (O₃) dans la vallée de l'Annapolis, en Nouvelle-Écosse, ainsi que les facteurs qui contribuent aux concentrations observées, on a surveillé dix-sept emplacements simultanément. On a organisé les emplacements de façon à étudier deux transects perpendiculaires à l'orientation sud-ouest vers nord-est de la vallée, à travers Middleton et Kentville. Les sites situés sur le fond de la vallée, les sites côtiers et les sites élevés sur les montagnes du nord et du sud qui donnent sur la vallée de l'Annapolis ont été inclus. On a pris des mesures intégrées utilisant des échantillonneurs passifs au cours de 18 séances d'échantillonnage comprises entre 14, 21 et 28 jours du 29 août 2006 au 28 septembre 2007.

Tableau 7.10 Concentrations saisonnières moyennes d'ozone (O₃) sur les 17 sites surveillés pendant l'étude de l'ozone (O₃) de la vallée de l'Annapolis (N.-É.).

Saison	Moyenne [en ppbv]	Écart-type [en ppbv]
Septembre à novembre 2006	22.6	4.8
Décembre à février 2007	32.0	4.8
Mars à mai 2007	43.2	6.3
Juin à août 2007	29.2	3.8
Septembre 2007	34.7	4.3

Les concentrations moyennes saisonnières d'ozone (O₃) sont fournies dans le tableau 7.10. Il s'est avéré que la concentration moyenne des sites du fond de vallée (n = 6) pendant la période de surveillance de treize mois était de 30,9 ± 8,7 ppbv, qu'elle était de 36,3 ± 9,6 pour les sites élevés (n = 7) dans les montagnes du nord et du sud, et qu'elle était de 36,4 ± 10,7 ppbv pour les sites côtiers (n = 3) (Gibson, et al., 2009). On a observé une hausse de la concentration d'ozone (O₃) en septembre 2007, qui pourrait être liée aux températures records ressenties dans la région et les sources en amont au cours de cette période, ce qui permet une formation accrue d'ozone (O₃). La concentration minimale observée était de 8 ppbv pour la séance d'échantillonnage qui s'est déroulée du 19 septembre

au 10 octobre 2006, à Middleton, en Nouvelle-Écosse. Cette faible concentration était probablement due à la combinaison de conditions d'inversion, du piégeage en surface par la végétation et du titrage du NO en raison des émissions locales. La concentration maximale observée sur plusieurs jours était de 72 ppbv au site d'Aylesford Mountain du 3 au 17 mai 2007. Il s'agit d'une concentration très élevée pendant une période aussi prolongée, et elle requiert d'autres études. Bien que l'on ne comprenne pas entièrement la cause réelle de cet événement, il était très probablement associé à l'élévation du site et à l'exposition ultérieure à de l'ozone (O_3) en altitude. Les sources possibles de cet ozone (O_3) comprennent des intrusions stratosphériques, la conversion du réservoir hivernal de nitrate de peroxyacétyle en NO_2 en raison des hausses saisonnières de la température et du rayonnement solaire ainsi que des sources éventuelles d'ozone (O_3) et de précurseurs de l'ozone (O_3) en amont.

7.7.7 Formation locale d'ozone à partir des émissions à Saint John

Les centres urbains produisent les précurseurs de l'ozone (O_3), qui sont transportés en aval de la ville, ce qui entraîne des hausses de la concentration d'ozone (O_3). Toutefois, sur de courtes distances, ce processus peut être difficile à détecter. Par conséquent, afin de déterminer la mesure dans laquelle les villes du Canada atlantique peuvent produire de l'ozone (O_3) par des processus photochimiques, les données de la région de Saint John ont été examinées en détail. On a comparé des mesures simultanées prises pendant la journée durant la saison chaude pour quatre sites, dans des conditions de vents du sud-ouest et d'une couverture nuageuse de moins de 50 %. On a considéré que Point Lepreau était un site rural en amont, que le bâtiment des douanes de Saint John était le site urbain, que Forest Hills était un site suburbain en aval, et que Norton était un site rural en aval. La direction du vent sud-ouest veille au déplacement des parcelles d'air selon une trajectoire plus au moins alignée sur les quatre stations, à savoir Point Lepreau, le cœur de Saint John, Forest Hills, puis finalement Norton.

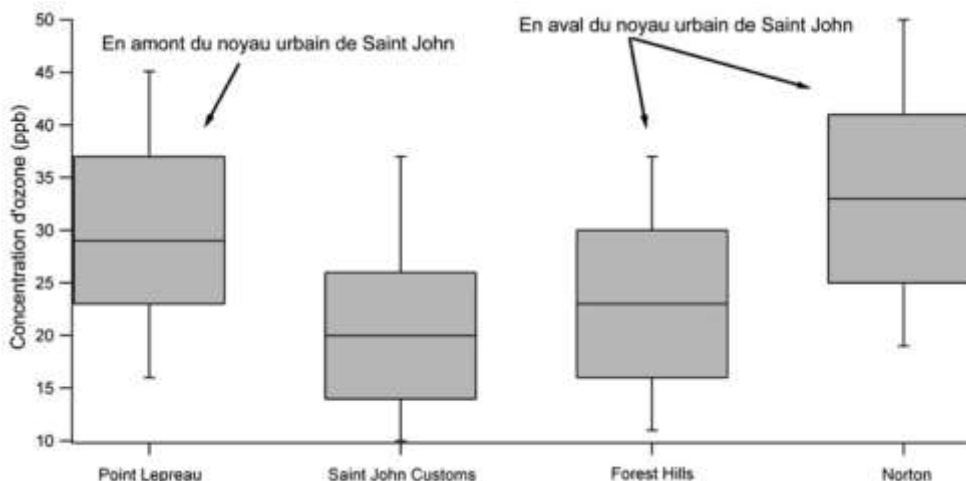


Figure 7.97 Concentration d'ozone médiane avec les vents de sud-ouest et une couverture nuageuse < 50% sur chaque site près de Saint John (N.-B.) pendant les heures du jour sélectionnées, dans un souci de condition optimale pour la photochimie, de mai à septembre entre 1997 et 2005. La case représente les valeurs entre les 25^e et 75^e centiles, les moustaches représentent les 10^e et 90^e centiles. « UW » signifie en amont et « DW » en aval. La présence d'un titrage de l'ozone (O₃) par le NO_x est révélée par les valeurs inférieures de l'ozone (O₃) sur le site des douanes de Saint John, persistant sur le site urbain en aval de Forest Hills. Le site rural en aval de Norton présente les concentrations d'ozone (O₃) les plus élevées pendant les heures choisies, supérieures à celles du site rural en amont de Point Lepreau, ce qui indique la production photochimique des précurseurs rejetés dans le noyau urbain.

La moyenne de la concentration d'ozone (O₃) pour les 29 heures sélectionnées sur chaque site révèle une diminution de l'ozone (O₃) aux douanes de Saint John par rapport à Point Lepreau, qui est suivie d'une reprise à Forest Hills et d'une augmentation supplémentaire à Norton (figure 7.97). Ce modèle indique le titrage du NO dans le noyau urbain, où les sources de NO sont prédominantes pendant les heures du jour, et il laisse penser que le site suburbain en aval de Forest Hills reste « dans l'ombre » du noyau urbain, avec seulement quelques valeurs d'ozone (O₃) légèrement plus élevées. Le site rural en aval de Norton a une valeur médiane d'ozone (O₃) qui est supérieure de 15 % à celle au site rural en amont de Point Lepreau, ce qui indique que la région de Saint John peut aussi constituer une source de production d'ozone (O₃) en aval, en conséquence des émissions de NO_x et de composés organiques volatils provenant de la circulation et de sources industrielles. Ce modèle d'un « trou » d'ozone (O₃) au-dessus d'un centre urbain suivi d'une augmentation d'ozone (O₃) en aval a été mentionné dans Lin et al. (1995) et Farrell (2006b), mais outre l'effet urbain de la circulation routière, le noyau industriel de Saint John peut augmenter davantage le potentiel de production d'ozone en raison des émissions de composés organiques volatils découlant de la raffinerie, de la navigation maritime, des centrales électriques, ainsi que des fabriques de pâtes et papiers. On a trouvé une production d'ozone (O₃) très efficace par rapport à la quantité de NO_x ayant subi une réaction en aval des zones d'activités pétrochimiques et de navigation à Houston, au Texas (Ryerson et al., 2003), et cette analyse indique un processus semblable dans la région de Saint John. À Halifax, en Nouvelle-Écosse, se trouvent

également une raffinerie, une centrale électrique, ainsi que des sources de navigation maritime, et la ville peut aussi montrer des preuves de ce processus; cependant, à l'heure actuelle, les stations de surveillance ne sont pas organisées pour mettre cette hypothèse au banc d'essai.

7.7.8 Fumée issue de la combustion résidentielle de bois en hiver dans l'est de Montréal

Au Québec, la fumée issue de la combustion du bois ne touche pas seulement les petites collectivités, mais également les grandes villes comme Montréal, Laval, Québec et Trois-Rivières. Tel que montré précédemment dans ce chapitre (figures 7.89 à 7.93), la combustion du bois destinée au chauffage des locaux est courante dans plusieurs régions au Canada. En 2008-2009, on soupçonnait que plus de 47 jours de qualité médiocre de l'air en hiver dans la région du Grand Montréal étaient dus à la combustion du bois pour le chauffage résidentiel. Le bois constitue un combustible de chauffage de substitution attrayant pour les personnes qui tentent d'économiser sur les coûts du chauffage électrique ou au gaz; ainsi, tel qu'il est indiqué ci-dessus à la section 7.3.2.2, il est possible que l'utilisation du bois continue à augmenter.

Dans l'est de Montréal, on a entrepris plusieurs études de mesure afin d'en savoir plus au sujet de la composition de la fumée issue de la combustion du bois et des modèles d'exposition (Bonvalot et al., 2000; Carter et al., 2004). Ces études, menées entre 1998 et 2002, ont montré que la combustion du bois était la principale source de matières particulaires et d'autres substances nocives, notamment des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des dioxines et des furanes, dans la région de Montréal. Plus précisément, dans la banlieue de Rivière-des-Prairies, où la combustion résidentielle du bois constitue une importante source de chauffage en hiver par rapport aux sources de chauffage dans le centre-ville, les niveaux ont augmenté de manière significative.

Au site de mesure à Rivière-des-Prairies, les concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et de $PM_{2.5}$ étaient plus élevées le soir que la journée en hiver, mais pas en été, ce qui indique une source de chaleur. Les concentrations avaient également tendance à être supérieures les fins de semaine et pendant les vacances, ce qui reflète probablement des périodes d'activités quotidiennes plus longues des poêles ou des cheminées. Le modèle saisonnier dans les HAP et les $PM_{2.5}$ observé à Rivière-des-Prairies n'était pas évident dans le centre-ville de Montréal, où les sources sont essentiellement liées au transport, ou sur la plupart des autres sites à Montréal. Outre les HAP, d'autres traceurs chimiques sur les $PM_{2.5}$ ont indiqué que la combustion du bois était la cause probable de l'augmentation des $PM_{2.5}$ à Rivière-des-Prairies. Par exemple, il s'est avéré que les $PM_{2.5}$ avait un ratio potassium/fer élevé (un traceur reconnu pour la combustion du bois), et qu'elles étaient supérieures à 200 % en hiver par rapport à l'été et à 80 % à Rivière-des-Prairies par rapport au centre-ville en hiver. On a observé une variation saisonnière et spatiale semblable dans les dioxines et les furanes, des substances émises par le processus de combustion du bois.

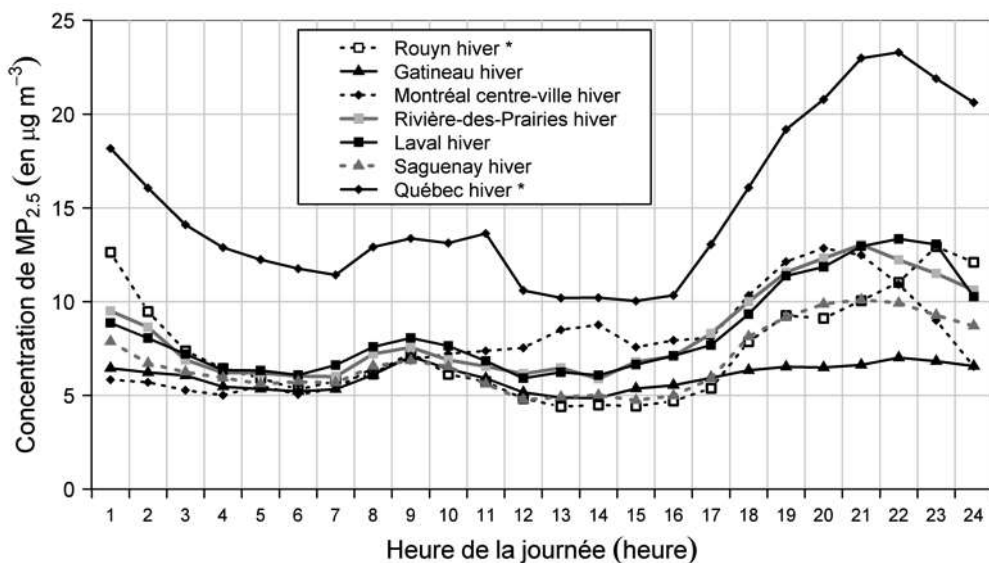


Figure 7.98 Concentrations des PM_{2.5} moyennes heure par heure en 2006, pendant les mois d'hiver (novembre à mars). Le site de circulation, au centre ville de Montréal, est touché par l'heure de pointe de l'après-midi, mais la concentration revient à des valeurs moyennes plus tard dans la soirée. En revanche, les communautés touchées par la combustion de bois sont soumises à une augmentation des concentrations de PM_{2.5} plus tard dans la soirée, puis retournent à des valeurs normales bien après minuit. Le symbole « * » dans la légende indique que les matières particulaires sont mesurées par un instrument BAM dont on sait que les valeurs sont supérieures à celles de TEOM avec un instrument de séchage (sites sans « * »).

À l'issue de ces deux études, les enquêtes menées par le ministère de la Santé de Montréal ont révélé que le chauffage au bois était un problème important sur toute l'île de Montréal, et pas seulement dans la banlieue de Rivière-des-Prairies. De plus, la carte spatiale des émissions de PM_{2.5} utilisée pour les intrants des modèles (non illustrés) indique que la fumée issue de la combustion du bois peut constituer un problème dans de nombreuses grandes et moyennes villes dans le sud du Québec. La figure 7.98 montre le cycle quotidien des PM_{2.5} en hiver sur sept sites de surveillance au Québec l'hiver 2006. La surveillance à Gatineau ne montre pas de variation diurne, car elle n'est pas touchée par des sources locales. Le site influencé par la circulation dans le centre-ville de Montréal montre une augmentation des concentrations de PM_{2.5} qui commence à 17 heures, puis il retourne à des valeurs normales d'ici minuit. Cette augmentation est causée par la diminution de la hauteur de la couche de mélange après le coucher du soleil et l'heure de pointe l'après-midi. Cette variation des autres sites montrent le modèle présumé refléter l'incidence de l'utilisation de poêles à l'échelle locale. Il y a eu une augmentation à partir de 16 heures jusqu'à 17 heures, semblable à l'incidence de la circulation et à la signature de la réduction de la hauteur de la couche de mélange, mais les niveaux ont atteint leur maximum plus tard dans la journée, entre 21 et 23 heures. Ensuite, il y a eu une lente diminution vers des valeurs normales, mais pas avant trois heures du matin, ce qui reflète probablement le fait que les personnes dorment et ne remettent donc pas de bois dans le poêle lorsque le combustible est consommé.

7.7.9 Événement annuel « En ville sans ma voiture »

Chaque année depuis 2003, le 22 septembre, la ville de Montréal organise l'événement « En ville sans ma voiture ». Au cours de cette journée, les automobiles ne sont pas autorisées dans une zone précise du centre-ville afin de sensibiliser la population à l'enjeu lié à la qualité de l'air et à d'autres problèmes liés aux véhicules. En 2005, on a utilisé une station de mesure mobile pour comparer les niveaux d'oxyde nitrique (NO) et de monoxyde de carbone (CO) au sein de la région fermée à la circulation de concert avec une station urbaine de « contrôle » à proximité. Comme prévu, les niveaux de NO au sein du périmètre sans voitures étaient sensiblement inférieurs aux niveaux mesurés à la station de contrôle où la circulation était la même que d'habitude. Cette journée-là, entre 9 h 30 et 15 h 30, le NO était inférieur de 87 %, tandis que le CO avait diminué de 95 %, ce qui montre clairement l'incidence des véhicules automobiles sur la qualité de l'air à l'échelle locale.

7.7.10 Niveaux de particules extrêmes produits par des feux d'artifice

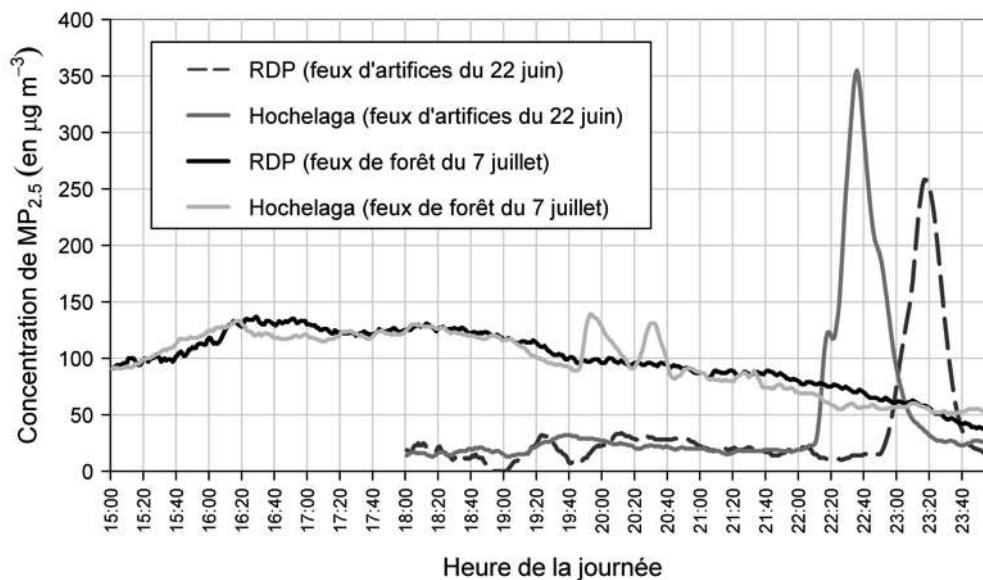


Figure 7.99 Comparaison entre les PM_{2.5} des feux de forêt et des feux d'artifice en 2002, déclarés à Hochelaga (1,8 km au nord du site des feux d'artifice) et à Rivière-des-Prairies (RDP, 14 km au nord du site des feux d'artifice) (Gagnon *et al.* 2003).

Pendant les quelques dernières années, des concours de feux d'artifice internationaux ont été organisés sur l'île Sainte-Hélène, près de Montréal, pendant plusieurs jours en été. Les spectacles durent environ 30 minutes et produisent de très importantes émissions de matières particulaires découlant des fusées qui envoient les feux d'artifice en altitude et de l'explosion des feux d'artifice eux-mêmes. Il s'est avéré qu'ils avaient une incidence brève mais importante sur les PM_{2.5}. Par exemple, Gagnon *et al.* (2003) ont déclaré que les niveaux horaires de PM_{2.5} au site d'Hochelaga à proximité ont atteint 162 µg m⁻³. L'événement du 26 juillet en 2006 a produit l'une des plus fortes concentrations de PM_{2.5} relevées dans

l'historique du réseau de surveillance de la ville, soit $570 \mu\text{g m}^{-3}$ sur une période de quelques minutes. Heureusement, cette fumée se disperse relativement rapidement dans la plupart des conditions météorologiques estivales, mais comme le montre la figure 7.99, les pointes de concentrations peuvent rester relativement élevées pendant plusieurs kilomètres en aval. Dans cette figure, on a observé séquentiellement des $\text{PM}_{2.5}$ liées aux feux d'artifice à deux stations séparées par environ douze kilomètres. Sur cette distance, le pic à court terme a diminué d'environ $100 \mu\text{g m}^{-3}$, mais il était toujours de plus de $350 \mu\text{g m}^{-3}$. En comparaison, on montre aussi les $\text{PM}_{2.5}$ associées au grand incendie de forêt décrit ci-dessus dans la zone de texte. Dans ce cas, les niveaux se sont maintenus au-dessus de $100 \mu\text{g m}^{-3}$ pendant plusieurs heures, et il y avait peu de différences entre les sites, mais il est intéressant de faire remarquer que le pic à court terme lié aux feux d'artifice a dépassé ces concentrations et qu'en raison de la nature des matériaux brûlés, la composition des particules différerait probablement considérablement.

7.7.11 Caractéristiques détaillées des particules submicroniques

À environ 70 kilomètres au nord de Toronto se trouve Egbert, en Ontario, ainsi que le Centre des recherches atmosphériques. Cet emplacement constitue un important site de recherches préliminaires à l'échelle régionale pour un large éventail d'études atmosphériques, et il est fortement utilisé en raison de son accessibilité à Toronto. Plusieurs réseaux de mesure de routine de la qualité de l'air déploient leurs activités au Centre des recherches atmosphériques, y compris le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), le Réseau de mesure des dépôts atmosphériques (RMDA) et le réseau CASTNET (Clean Air Status and Trends Network) des États-Unis. De plus, de nombreuses mesures de recherche sont obtenues sur le site, afin de mettre à l'essai les instruments et de mettre au point des méthodes avancées pour l'interprétation des données et de fournir des lectures préliminaires à l'échelle régionale pour les opposer aux mesures urbaines à proximité. Un instrument de ce type est le spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique (voir la zone de texte), et cet instrument, ainsi que plusieurs autres instruments de mesure d'aérosols ou de particules, ont été utilisés du début au milieu du printemps 2003 (du 27 mars au 8 mai). Cette période représente une importante période de transition en ce qui a trait au début de la « saison du smog », et on prévoyait que les mesures allaient apporter des éclaircissements au sujet de la formation de particules fines en hiver et en été.

Pendant l'étude, qui est expliquée en détail par Rupakheti et al. (2005), on a découvert que la composition et la masse des particules peuvent varier considérablement en l'espace de quelques heures, tel qu'il est illustré dans une zone de texte ci-dessus. À titre d'observation générale, les concentrations plus élevées ont été associées à des vents en direction du sud et à faible vitesse. Les fortes concentrations de particules avaient tendance à être dominées par du nitrate. Par contre, les vents du nord-ouest étaient associés principalement à des aérosols organiques, avec des contributions du sulfate de courte durée. En moyenne, la principale contribution à la composition de particules fines était la matière organique. Les concentrations de sulfate et de nitrate ont montré des profils diurnes nettement différents. Le nitrate a montré un maximum pendant la matinée, avec un minimum l'après-midi qui coïncide avec la meilleure stabilité du nitrate d'ammonium à de plus faibles températures. Les concentrations de sulfate étaient faibles le matin, et elles avaient tendance à augmenter pendant

l'après-midi; on suppose que cela est dû à la formation photochimique de sulfate. Il est possible également que les faibles concentrations de sulfate en matinée aient augmenté la disponibilité de l'ammoniac et, par la même occasion, la formation accrue de concentrations de nitrate d'ammonium.

Deux épisodes riches en contrastes ont été pris en considération plus en détail. Le premier épisode a eu lieu les 10 et 11 avril 2003, et il a été caractérisé par des températures relativement faibles (moyenne de 3,5 °C, plage de -1,3 à 13 °C), et de très faibles concentrations d'ozone (O₃). La plus grande contribution à la composition des particules était le nitrate, alors que le sulfate était généralement très faible. On a noté deux modes dans la répartition granulométrique, du nitrate et certaines matières organiques dans le mode plus petit, et du sulfate et d'autres matières organiques dans un mode plus grand. Les rétrotrajectoires pour cet épisode voyaient le jour dans le nord, passaient au-dessus de Toronto, puis elles se recourbent vers Egbert, ce qui entraîne la conclusion selon laquelle le mode granulométrique plus grand était présent dans la masse d'air avant d'atteindre Toronto, mais que les précurseurs vers le mode plus fin (NO_x et composés organiques volatils (COV)) provenaient de sources de Toronto. Par conséquent, la granulométrie peut ajouter une dimension utile à la détermination de la source de PM_{2,5}.

L'épisode du 15 avril avait des températures beaucoup plus chaudes, comprises entre 18,3 et 28,3 °C (moyenne de 25,6 °C), une faible humidité et de fortes concentrations d'ozone. Par conséquent, les concentrations de nitrate étaient faibles, et à la place, la masse particulaire était dominée par des matières organiques, du sulfate et de l'ammoniac. Les mesures du spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique ont montré une fraction élevée de matières organiques oxygénées, ce qui indique une parcelle d'air traitée ou vieillie. Cette observation concorde avec les rétrotrajectoires, qui provenaient du sud-ouest et qui s'étaient déplacées au-dessus de nombreuses sources urbaines et industrielles, éventuellement en incluant la centrale de Nanticoke, dans le sud-ouest de l'Ontario, et les centrales électriques alimentées au charbon dans le Midwest américain.

7.7.12 Modélisation à l'échelle régionale pour estimer le transport transfrontalier en Ontario

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a publié (2005) les résultats d'une application du modèle CMAQ (Community Multiscale Air-Quality model – modèle de qualité de l'air multi-échelle de la communauté) pour évaluer le transport à l'échelle régionale et les contributions relatives de différentes compétences aux niveaux d'ozone (O₃) et de PM_{2,5} en Ontario. Ledit modèle a été exécuté au départ avec l'activation de toutes les émissions pendant une période de cinq mois (de mai à octobre). Les résultats de ce cas de base ont été évalués par rapport aux données de surveillance dans le but de s'assurer que le rendement du modèle était satisfaisant. Le modèle a ensuite été exécuté pour la même période de cinq mois en fixant toutes les émissions anthropiques en Ontario à zéro. La comparaison des deux exécutions a permis l'évaluation de la contribution aux concentrations de polluants en Ontario des émissions biogéniques de fond et des matières transportées dans la province.

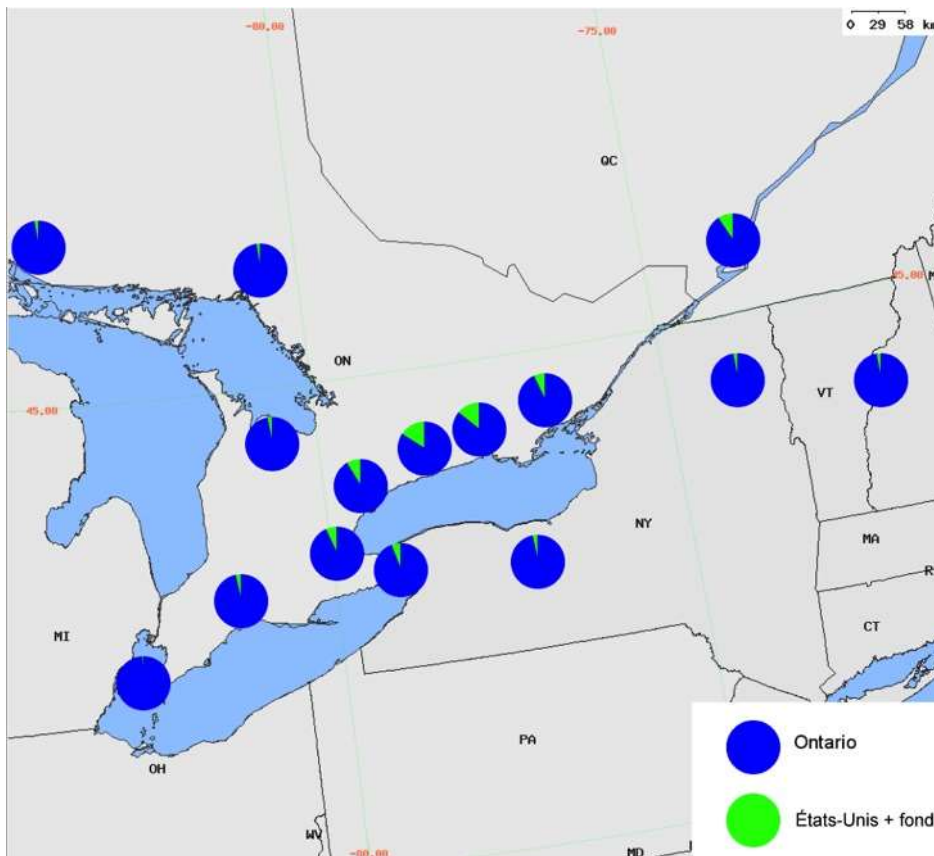


Figure 7.100 Contributions transfrontalières et ontariennes à l'ozone, les jours de concentrations élevées de mai à octobre (MEO, 2005)

À partir de la figure 7.100, on peut voir que la fixation des émissions de l'Ontario sur zéro au cours des journées ayant de fortes concentrations d'ozone (O_3), c'est-à-dire les jours où les concentrations moyennes d'ozone (O_3) sur huit heures dépassaient la valeur de mesure des standards pancanadiens de 65 ppb, aurait réduit les concentrations ambiantes d'ozone (O_3) de 1 % à Windsor, de 9 % dans la région du Grand Toronto, de 16 % à Oshawa, et de 7 % à Kingston. Autrement dit, au cours de ces journées pendant l'été 1988, lorsque les concentrations d'ozone (O_3) modélisées dans la province dépassaient la mesure des standards pancanadiens, les émissions de l'Ontario représentaient une contribution allant jusqu'à 16 % de la concentration d'ozone (O_3), et bien inférieure à celles relevées dans une bonne partie de la province. La plus grande contribution causée par les émissions de l'Ontario était en aval des régions du Grand Toronto et d'Hamilton.

On a trouvé une très grande variabilité d'un jour à l'autre dans les réductions pour chacun des sous-domaines, en raison de la météorologie changeante. Pour Windsor en passant par la région du Grand Toronto, pour certaines journées, on a relevé des inconvénients modélisés, c'est-à-dire qu'en réduisant les émissions de l'Ontario à zéro, en fait les concentrations d'ozone (O_3) augmentaient. On pense que les inconvénients sont un résultat de la réduction du piégeage de l'ozone (O_3) lorsque les émissions locales de NO_x sont réduites. L'importante contribution des émissions des États-Unis et du niveau naturel d'ozone (O_3) représente un défi significatif. Des efforts en vue de réduire l'ozone (O_3) pendant

les journées ayant de fortes concentrations qui seraient déployés seulement par l'Ontario n'auraient que de faibles avantages dans la région du Grand Toronto et des avantages plus grands en aval de cette région. Les réductions des émissions de précurseurs aux États-Unis seraient nécessaires pour avoir des répercussions significatives sur l'ozone (O_3) dans le sud-ouest de l'Ontario au cours de ces journées.

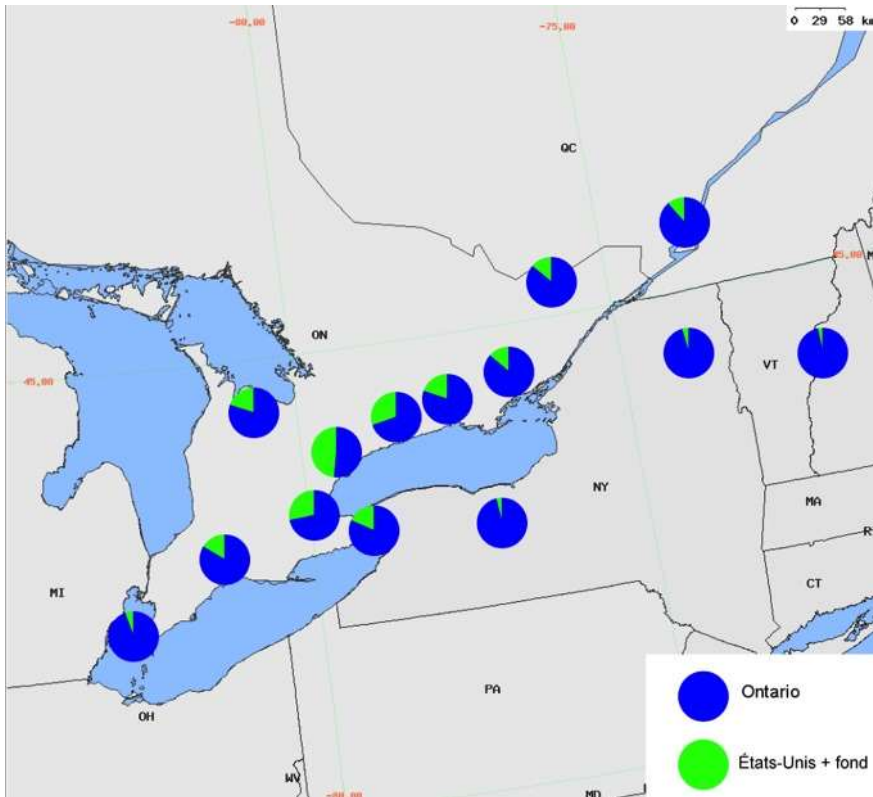


Figure 7.101 Contributions transfrontalières et ontariennes aux $PM_{2.5}$ les jours de concentrations élevées de mai à octobre (MEO, 2005)

La description est semblable pour les matières particulaires, avec des contributions importantes de la part de sources américaines. Néanmoins, les contributions relatives de sources locales en Ontario étaient beaucoup plus élevées que pour l'ozone (O_3). La figure 7.101 montre les $PM_{2.5}$ pour les journées au cours desquelles les niveaux quotidiens moyens de $PM_{2.5}$ ont dépassé la valeur de mesure des standards pancanadiens de $30 \mu\text{g m}^{-3}$. La contribution de l'Ontario est la plus élevée dans la région du Grand Toronto à environ 49 %, et les diminutions dans toutes les directions qui en découlent. Au cours d'un épisode de smog dans la région du Grand Toronto, à peu près la moitié des $PM_{2.5}$ provient d'émissions découlant d'activités humaines en Ontario (ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2005). À Windsor, le tableau est semblable à l'ozone (O_3) : il semble que le fait qu'aucun effort ne soit déployé par les habitants de la région améliore la qualité de l'air de manière significative pendant les épisodes de smog. Dans la région allant d'Hamilton à l'est de Toronto, les répercussions des émissions de précurseurs des $PM_{2.5}$ en Ontario et de $PM_{2.5}$ primaires sont significatives. Cependant, plus en aval de Kingston, la somme des concentrations transfrontalières et naturelles régionales domine les répercussions.

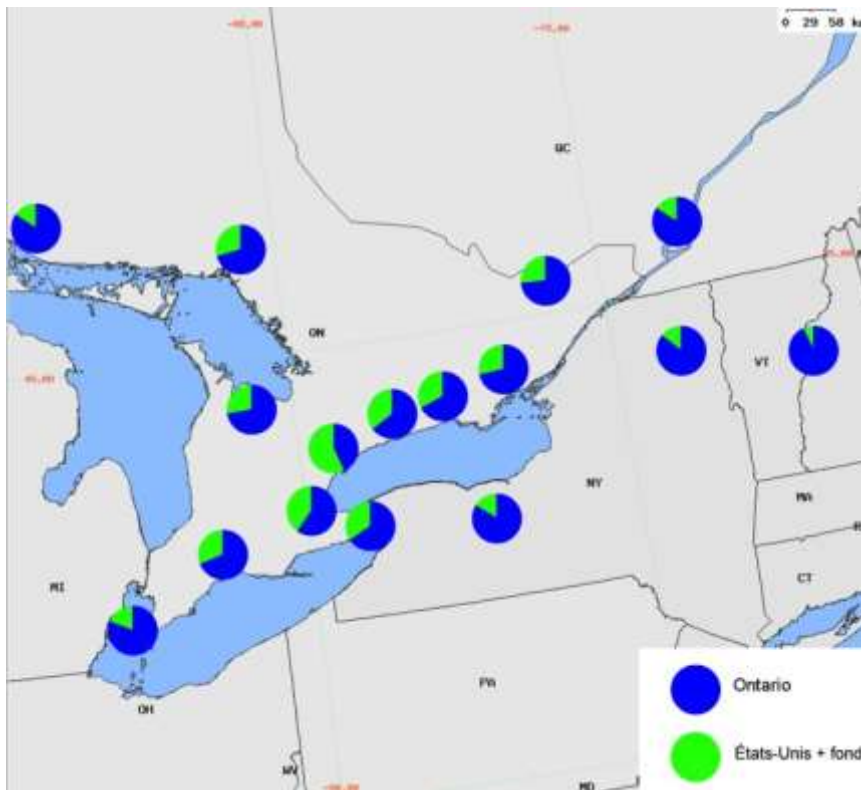


Figure 7.102 Contributions transfrontalières et ontariennes aux $PM_{2.5}$ tous les jours de mai à octobre (MEO, 2005)

Tel qu'il est illustré à la figure 7.102, lorsque la moyenne des résultats de la modélisation des $PM_{2.5}$ relative à la qualité de l'air est calculée sur l'ensemble de toutes les journées tout au long de la période de cinq mois, on considère que les émissions en Ontario ont des répercussions plus importantes que lors des jours « pollués », tel que présenté à la figure 7.101. Même de cette façon, ce n'est que dans la région du Grand Toronto que la contribution de l'Ontario dépasse 50 %. D'autres collectivités entre Windsor et Ottawa ont bénéficié de réductions des concentrations de $PM_{2.5}$ de 20 à 40 % lorsque les émissions anthropiques en Ontario ont été fixées à zéro. Ces résultats concordent avec les contributions déterminées par l'analyse des données de mesure mentionnées ci-dessus (p. ex. tel que déclaré par Lee et al. (2003) et Brook et al. (2002, 2007a).

Le transport à l'échelle régionale se produit également en Ontario, et il entraîne potentiellement des polluants vers les compétences voisines. Les figures 7.100 à 7.102 comprennent des prévisions modélisées de la contribution des sources en Ontario aux concentrations d'ozone (O_3) et de $PM_{2.5}$ à des endroits au Québec, dans l'État de New York et dans la région frontalière entre le Maine et le Vermont. Ces contributions sont relativement faibles, soit environ 16 % au Québec, 20 % dans l'État de New York et 7 % en Nouvelle-Angleterre, lorsqu'on tient compte de toutes les $PM_{2.5}$, et environ 12 % au Québec, 5 % dans l'État de New York et 3 % en Nouvelle-Angleterre, lorsqu'on tient compte des journées ayant des niveaux élevés d'ozone (O_3).

7.7.13 Étude sur le terrain Prairies 2005 et autres applications de modèles

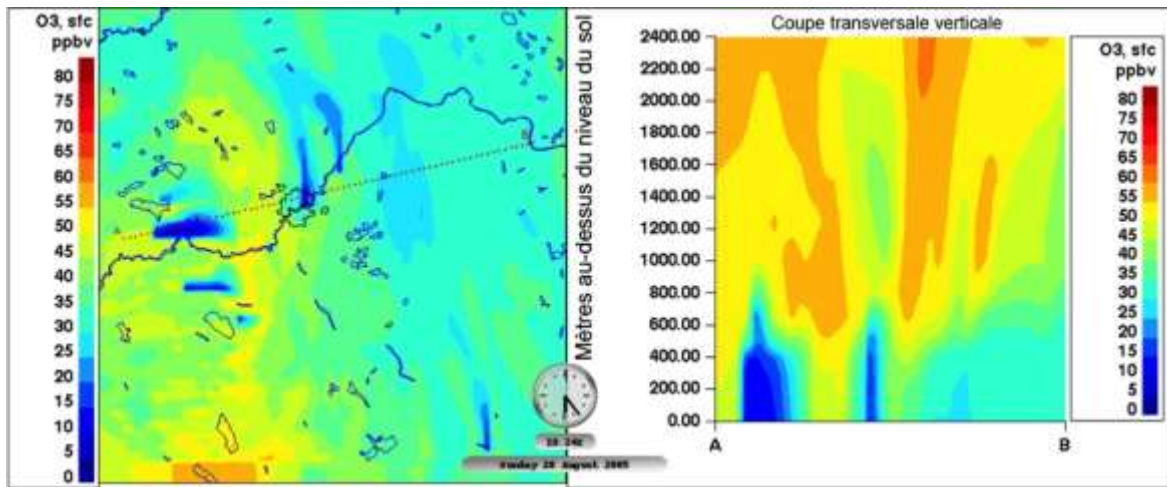


Figure 7.103 (a) Prévision du modèle AURAMS de l'ozone de surface le 28 août, à 12 h 24 heure locale, pendant l'étude des Prairies de 2005; (b) coupe transversale verticale du transect de A à B présentant un appauvrissement de l'ozone à la surface et deux régions de concentrations d'ozone élevées en altitude, provenant du mélange vers le bas à partir de la troposphère moyenne et de l'amélioration chimique à un niveau de 700 mètres

L'étude sur le terrain PrAIRie2005 (Makar et al., 2008) a été dirigée pour explorer la mesure dans laquelle les événements de pollution atmosphérique dans la ville d'Edmonton sont le résultat d'émissions locales ou du transport à grande distance, et pour mettre à l'essai différents aspects du modèle de qualité de l'air AURAMS (voir le chapitre 5). L'étude relative à un événement de PM_{2.5} entre le 25 et le 27 août 2005 a révélé de nombreuses influences. Le début de l'événement pourrait avoir été influencé par le transport à grande distance provenant de la région des sables bitumineux, avec des pics ultérieurs découlant de sources locales telles que les centrales électriques alimentées au charbon à l'ouest d'Edmonton, et les installations pétrochimiques à l'est. Les observations relatives à l'ozone (O₃) et les exécutions ultérieures de modèles à haute résolution ont révélé une complexité considérable. La figure 7.103 montre que le modèle AURAMS a prévu deux zones de concentrations élevées d'ozone (O₃) dans une coupe transversale verticale centrée approximativement sur le côté est d'Edmonton. Le titrage de l'ozone (O₃) au niveau du sol (en bleu) a eu lieu dans les panaches de NO_x provenant des centrales électriques à l'ouest d'Edmonton (côté gauche de la coupe transversale) et de sources à l'est d'Edmonton, au centre de la coupe transversale. L'analyse de la série chronologique de coupes transversales du modèle AURAMS a indiqué que la formation locale d'ozone (O₃) provenant des émissions d'Edmonton peut avoir lieu à environ 700 mètres au-dessus du niveau du sol, outre le mélange vers le bas à partir de la troposphère moyenne en tant que source potentielle d'ozone (O₃) .

Conformément aux attentes, les régions ayant de faibles concentrations d'ozone (O₃) correspondent aux régions ayant des niveaux élevés de NO à la surface. À la figure 7.103, on peut observer que le modèle a aussi prévu, pour ce cas, qu'il y a une région de titrage de l'ozone (O₃) à 1 400 mètres au-dessus du centre de la ville. En conséquence de ce modèle, il pourrait y avoir la possibilité intéressante

selon laquelle la circulation locale à partir de l'île de chaleur d'Edmonton contribue au mélange vers le bas de l'ozone (O_3) de la troposphère moyenne. Autrement dit, une subsidence peut avoir lieu d'un côté comme de l'autre de la ville en réponse aux courants ascendants produits par l'île de chaleur dans le noyau urbain. D'autres analyses des données et études futures seront nécessaires pour confirmer si cette caractéristique de la simulation du modèle est un processus important qui influence la qualité de l'air autour d'Edmonton. Cependant, les mesures précédentes ont révélé que la chimie est relativement active dans cette région. Par exemple, pendant une étude aérienne axée sur le panache urbain en aval d'Edmonton, on a observé un pic de production d'ozone (O_3) au cours d'une journée modérément chaude dans des conditions de vents légers, dans un rayon de 100 kilomètres du centre-ville d'Edmonton (Bates et al., 2003). On a estimé que les niveaux d'ozone dans le panache à maturité représentaient un accroissement de 20 à 30 ppb au-dessus des concentrations naturelles observées cette journée-là.

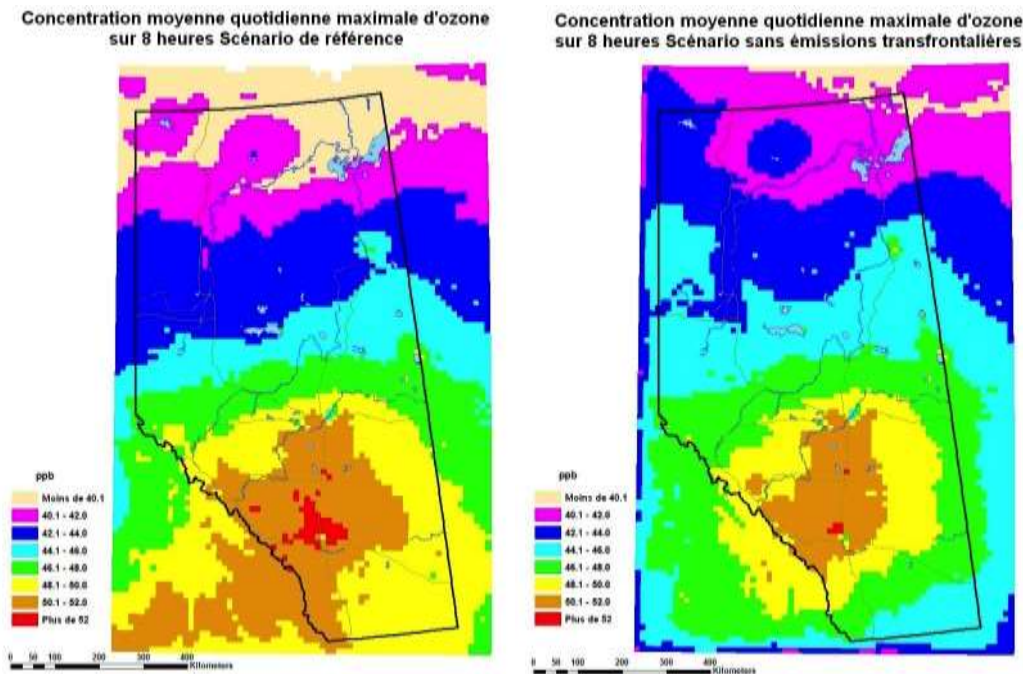


Figure 7.104 Moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures prévue par le modèle pour une simulation sur trois mois (juin, juillet août) pour (a) le cas de référence, (b) les sources de pollution hors d'Alberta établies à zéro (condition limite d'air pur). Veuillez noter que les sources transfrontalières sont plus importantes pour les concentrations d'ozone élevées à Calgary qu'à Edmonton. Moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures prévue par le modèle pour une simulation sur trois mois (juin, juillet août) pour (a) le cas de référence, (b) les sources de pollution hors d'Alberta établies à zéro (condition limite d'air pur). (Fox et Kellerhals, 2007).

D'autres études de modélisation ont également indiqué qu'on peut prévoir la formation d'ozone (O_3) en aval des principales régions émettrices de l'Alberta. Par exemple, Fox et Kellerhals (2007) ont simulé des conditions pendant l'été 2002, et ils ont découvert que le 4^e niveau modélisé maximal d'ozone (O_3) le plus élevé (figure 7.104a) s'était produit autour d'Edmonton, de Calgary et de Fort McMurray. Ces exécutions de modèles ont été utilisées pour étudier la contribution de divers secteurs industriels aux

concentrations d'ozone (O_3) en Alberta. À Edmonton, les principaux participants aux niveaux élevés d'ozone (O_3) étaient le secteur de l'électricité, le secteur du pétrole et du gaz et le transport sur route, tandis qu'à Calgary, les participants dominants aux niveaux d'ozone (O_3) étaient le secteur du pétrole et du gaz, le transport sur route, ainsi que des sources d'émissions de l'extérieur de la province (ailleurs au Canada et aux États-Unis). L'influence du secteur du pétrole et du gaz n'est pas surprenante, en raison de ses émissions relativement importantes de NO_x et de composés organiques volatils montrées aux figures 7.17a et 7.17c. Globalement, le modèle a estimé que les émissions combinées des raffineries et du secteur chimique apportaient une contribution supplémentaire modeste à l'ozone (O_3) en Alberta, concentrée à l'est d'Edmonton et le long du corridor Edmonton-Calgary. Cependant, si les émissions de composés organiques volatils des raffineries sont sous-estimées (Chambers et Strosher, 2006), la contribution des émissions des raffineries à l'ozone (O_3) peut aussi être sous-estimée.

Outre l'étude de l'incidence des sources au sein de l'Alberta, Fox et Kellerhals (2007) ont aussi étudié les répercussions des sources transfrontalières sur l'ozone (O_3) en Alberta. Lorsque toutes les émissions en dehors de l'Alberta ont été fixées à zéro, le modèle a montré une réduction modeste dans la région des niveaux quotidiens moyens maximaux d'ozone (O_3) sur huit heures centrés sur le corridor Edmonton/Calgary (figure 7.104b). De plus, les sources transfrontalières étaient plus importantes pour les niveaux élevés d'ozone (O_3) à Calgary qu'à Edmonton, même si elles n'étaient pas la cause dominante des niveaux élevés d'ozone (O_3) en été à ces deux endroits. Malgré l'influence relativement faible des sources en dehors de l'Alberta, la simulation de modèle a montré un cas (non illustré) dans lequel un panache d'ozone (O_3) qui avait pris naissance dans la région de Puget Sound atteignait l'Alberta.

7.7.14 Étude Pacifique 2001



Figure 7.105 Emplacements de la station de la vallée du bas Fraser pendant l'étude du Pacifique de 2001 (Vingarzan et Li, 2006)

L'étude sur la qualité de l'air Pacifique 2001 a été menée pour caractériser les propriétés physiques et chimiques des matières particulaires dans la vallée du bas Fraser et pour fournir des données détaillées pour l'élaboration de modèles de la qualité de l'air (Vingarzan et Li, 2006). On a utilisé cinq sites principaux au sol pendant la période d'étude comprise entre le 13 et le 31 août, tel qu'il est illustré à la figure 7.105 : le tunnel Cassiar, sur le site urbain de Vancouver; Slokan, un site urbain-suburbain à Vancouver; Langley, un site rural dans le centre-sud de la vallée du bas Fraser; Sumas, un site semi-rural dans l'est de la vallée du bas Fraser; Golden Ears, un site élevé sur les montagnes de la rive nord. On a recueilli un grand nombre de mesures lors de l'étude, et outre la surveillance au sol, elles comprenaient des balayages LIDAR, un profilage vertical, ainsi que des mesures par radiosonde et par avion.

Il s'est avéré que plusieurs régimes chimiques influençaient la qualité de l'air dans la région de la vallée du bas Fraser. Au tunnel Cassiar, les aérosols ambiants étaient fortement dominés par les émissions dégagées par l'essence et le diesel, comme le montrent les niveaux élevés de carbone noir. À Slokan, la composition des aérosols ambiants indiquait un régime contrôlé par les émissions et dominé par des substances organiques, d'origine anthropique et biogénique. Les émissions anthropiques ont été fortement influencées par les émissions automobiles et fugitives des carburants à base de pétrole. On a observé que les panaches des bateaux navigant autour de la zone ou amarrés touchaient régulièrement la ville (Lu et al., 2006). Au site rural de Langley, le régime de $PM_{2.5}$ était contrôlé par la formation d'aérosols secondaires. Ici, la composition moyenne des particules était dominée par des substances inorganiques avec des contributions du sel de mer, du sulfate, des espèces d'azote et de vieilles substances organiques. Les marqueurs élevés pour l'ammoniac et la combustion de la biomasse

reflétaient l'influence des sources agricoles. Au site semi-rural de Sumas, la composition de la masse des particules indiquait un régime mixte émissions-formation dominé par des sources urbaines, agricoles et biogéniques. Au site forestier de Golden Ears, la composition des particules était dominée par des substances organiques biogéniques. La chimie sur ce site a été touchée par des sources anthropiques en raison d'un écoulement de vent en pente ascendante, tandis que les aérosols organiques secondaires (AOS) d'origine biogénique ont été transportés dans la vallée du bas Fraser par un écoulement de vent en pente ascendante.

Des études relatives à la composition des particules menées sur un grand nombre des sites ont indiqué que le carbone organique comprenait environ la moitié de la masse des $MP_{1,0}$, le reste étant composé d'espèces inorganiques. Le sulfate dominait la fraction inorganique du mode particules fines sur tous les sites. Il s'est avéré que les propriétés chimiques du sel de mer étaient importantes dans la formation d'aérosols de nitrate de sodium en mode grosses particules. La fraction de particules fines était dominée par des aérosols de sulfate d'ammonium, avec des pics occasionnels de nitrate d'ammonium. Globalement, le carbone élémentaire comprenait une partie mineure de la fraction de particules fines. L'isoprène et les monoterpènes étaient les hydrocarbures biogéniques dominants détectés, et leur présence sur tous les sites indiquait l'influence généralisée des substances organiques biogéniques dans toute la vallée du bas Fraser.

L'analyse des sources utilisant des méthodes isotopiques indiquait que la vallée du bas Fraser était influencée par une source de sulfate bien dispersée, concordant avec la combustion de l'essence, du diesel et du gaz. Les contributions biogéniques se sont avérées significatives, et on a estimé qu'environ 30 % du sulfate dans les aérosols de $PM_{2,5}$ provenaient de l'oxydation du sulfate de diméthyle. Il s'est avéré que les aérosols organiques avaient des contributions significatives issues de sources terrestres (végétaux) pendant les mois d'été, et de sources maritimes, biogéniques et des carburants fossiles pendant les mois de printemps. La combustion de la biomasse avait généralement une incidence faible mais mesurable sur la composition d'aérosols ambiants dans la vallée du bas Fraser.

On a observé que la formation et la croissance des particules se produisaient par l'entremise de plusieurs mécanismes. On a observé une nucléation pendant les journées plus propres, tandis que lors des journées plus polluées, la condensation et la coagulation dominaient la croissance des particules. On a associé les épisodes d'ozone à une hausse de la taille et de la masse des particules. On a associé les événements de croissance du sulfate à la production chimique à partir de l'advection de SO_2 par des sources industrielles dans le nord-ouest de l'État de Washington. Au sein de la ville, les pics de sulfate ont été associés aux émissions des panaches des bateaux, qui se forment à partir des quantités de SO_2 relativement importantes émises par chaque bateau. On a associé les événements de particules fines de nitrate à l'advection du HNO_3 dans l'est de la vallée du bas Fraser qui réagit avec des sources locales d'ammoniac. On a associé les événements de croissance des particules organiques à des conditions stagnantes et à l'advection d'air au-dessus de la zone urbaine de Vancouver. Il s'est avéré que la portée du traitement des masses d'air augmentait dans une direction ouest vers est, bien que les polluants vieillissent photochimiquement de la zone de l'effet de stagnation produit par un sillage puissent inverser ce gradient. On a observé que les deux espèces biogéniques et anthropiques étaient réactives sur le plan chimique et qu'elles contribuaient à la formation d'aérosols secondaires.

7.7.15 Ammoniac et matières particulaires dans la vallée du bas Fraser

On a déterminé que l'ammoniac était une espèce importante dans la formation de matières particulaires fines et qu'il dégradait la portée visuelle dans la vallée du bas Fraser en Colombie-Britannique. Le secteur agricole est la plus grande source d'ammoniac atmosphérique en suspension dans l'air; il représente environ 76 % des contributions totales d'ammoniac dans la vallée du bas Fraser. L'industrie de la volaille est le secteur agricole qui entraîne les contributions les plus importantes, à savoir 36 % des émissions totales d'ammoniac dans la vallée du bas Fraser (Grand Vancouver, 2007). L'été 2004, une étude sur le terrain coïncidant avec l'abattage de volaille en raison de la grippe aviaire a été effectuée afin d'étudier les effets des réductions des émissions d'ammoniac à grande échelle sur la qualité de l'air ambiant. En même temps, on a mené des études de modélisation avec le modèle CMAQ pour étudier l'effet des réductions des émissions d'ammoniac. Les résultats d'études sur le terrain indiquent qu'en dépit d'une diminution d'environ 67 % dans les concentrations d'ammoniac à Abbotsford en réponse à l'abattage, l'effet sur les niveaux moyens de $PM_{2,5}$, obtenus à partir de mesures d'appareils de surveillance continue par balance microélectronique, était relativement faible (diminution jusqu'à 6 %). De plus, il n'y a eu aucune amélioration statistique de la visibilité pendant cette période d'après les mesures d'extinction à Abbotsford et au sud de Burnaby (So et Vingarzan, 2010). Les études de modélisation avec le modèle CMAQ utilisant une réduction hypothétique des émissions agricoles de 60 % étaient généralement conformes aux résultats sur le terrain, ce qui indique une réduction moyenne des $PM_{2,5}$ d'environ 9 %. Ces résultats indiquent qu'en raison de la surabondance de l'ammoniac dans la vallée du bas Fraser, le contrôle des émissions d'ammoniac seul ne sera probablement que légèrement efficace dans la production de réductions significatives des matières particulaires fines. Au lieu de cela, une approche de réduction multi-polluants qui ciblerait simultanément les principaux précurseurs de matières particulaires fines (NO_x , SO_2 et composés organiques volatils (COV)), en plus de l'ammoniac, serait plus efficace dans la réduction des matières particulaires fines et l'amélioration de la visibilité dans la vallée du bas Fraser.

7.8 Sommaire et nécessités relatives à d'autres recherches

L'information fournie dans ce chapitre a montré que, malgré l'importance du transport à grande distance pour la qualité de l'air au-dessus de la moitié est du Canada et l'occurrence des échanges de polluants transfrontaliers dans tout le pays, les émissions et la formation locales de polluants atmosphériques secondaires contribuent de façon significative aux niveaux de polluants atmosphériques observés dans chaque région.

Dans le Canada atlantique, la compréhension des processus de qualité de l'air nécessite la prise en considération des répercussions du transport à grande distance au-dessus de l'océan et de la météorologie côtière complexe, tandis qu'en Ontario et au Québec, les répercussions des émissions importantes provenant des zones urbaines et de l'industrie ainsi que l'influence des caractéristiques

topographiques (Québec) et des Grands Lacs (Ontario) sur ces émissions sont primordiales. De plus, le sud de l'Ontario est la région la plus proche des zones d'émissions élevées aux États-Unis, et celles-ci peuvent fortement influencer la qualité de l'air.

Les émissions sont importantes en Alberta, mais elles entraînent généralement des concentrations élevées près des sources pendant les périodes froides et calmes en hiver, et quoique les niveaux élevés de pollution atmosphérique photochimique se produisent en été, les niveaux les plus élevés sont généralement relevés dans des régions moins peuplées.

La qualité de l'air reste un problème dans la vallée du bas Fraser, surtout en raison de l'incidence sur la visibilité, et même si les tendances dans la majorité des concentrations de polluants sont stables ou en baisse, l'ozone demeure stable dans l'ensemble depuis le début des années 1990, et il augmente à certains endroits de la vallée.

Certains des niveaux de particules les plus élevés sont relevés dans des collectivités des vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique et du Yukon pendant les périodes plus froides de l'année. La combustion résidentielle de bois a une participation significative à ce problème, comme dans d'autres provinces (p. ex. le Québec), et l'industrie du bois joue également un rôle important en Colombie-Britannique. La croissance rapide, dans certaines régions intérieures de la Colombie-Britannique, notamment la vallée de l'Okanagan, étend les problèmes potentiels de qualité de l'air à d'autres moments de l'année en raison de la hausse des émissions de précurseurs de polluants photochimiques.

Dans le processus de préparation du présent chapitre, on a évalué une vaste gamme de données météorologiques et sur la qualité de l'air ainsi que les résultats d'études spéciales pour chaque région du pays, en puisant dans une base considérable d'expertise locale. Ces évaluations ont donné un aperçu de la qualité de l'air et elles ont permis l'élaboration de modèles conceptuels propres aux régions présentés au début du chapitre. Il est clair qu'on dispose de connaissances considérables et que les recherches au cours des cinq à dix dernières années ont considérablement renforcé notre compréhension par rapport à toute une série de questions et de processus atmosphériques. Plus précisément, l'influence de la météorologie à l'échelle synoptique et de la mésoéchelle à la microéchelle (c'est-à-dire, l'échelle locale) sur le mouvement des $PM_{2,5}$ et de l'ozone (O_3), ainsi que du NO_2 et d'autres précurseurs, est raisonnablement bien comprise.

D'autres progrès sont toujours nécessaires en matière de compréhension. En clair, une quantité considérable de données de surveillance et d'études spéciales menées sur le terrain sont disponibles dans l'ensemble du Canada. Toutefois, il est clair également que dans certaines régions, davantage de mesures sont nécessaires. Il est urgent, notamment, de recueillir davantage de mesures sur la spéciation des $PM_{2,5}$, car il y a relativement peu de sites à l'échelle du pays. Cette lacune a limité nos connaissances relatives aux questions telles que le rôle des particules pendant des événements de smog en hiver en Alberta et les configurations spatiales au sud de la région de l'Atlantique. Aussi en rapport avec les $PM_{2,5}$, on est confronté au problème de surveillance continue et aux divergences entre les instruments utilisés, ainsi qu'aux différences par rapport à l'approche traditionnelle utilisant des filtres.

Comme l'a mentionné le chapitre 3, cette question entrave l'évaluation des configurations temporelles (p. ex. les tendances) et la compréhension du rôle des composés semi-volatils en contribuant aux effets de la masse totale et des $PM_{2,5}$ sur la santé et l'environnement.

Le nombre de sites de surveillance de l'ozone (O_3), bien qu'il soit supérieur à celui pour les autres polluants, impose toutefois des limites dans la compréhension, tout particulièrement lorsque les configurations spatiales sont complexes, y compris les couches verticales, comme au-dessus et près des Grands Lacs et au-dessus du sud de la région de l'Atlantique. Cela met également en évidence le fait que l'information sur l'ozone (O_3) et d'autres polluants au-dessus de la surface, dans la couche limite et dans la troposphère libre, est très limitée. Ladite information est essentielle pour obtenir une compréhension complète des problèmes de qualité de l'air, surtout pour évaluer et améliorer les modèles. Il y a aussi un manque de mesures rurales de l'ozone (O_3) dans les régions éloignées qui sont potentiellement touchées par les activités humaines, notamment en aval d'Edmonton et de Calgary et dans les parties orientales de la vallée du bas Fraser. Les progrès supplémentaires en vue de réduire l'ozone (O_3) sont aussi freinés par le trop petit nombre d'endroits disposant de mesures des composés organiques volatils dans certaines régions du pays, y compris ceux qui disposent d'une meilleure résolution temporelle (résolution horaire). Bien que les concentrations soient généralement faibles en dehors des grandes villes, le nombre de sites de mesure du NO_2 dans les collectivités plus petites et dans les zones rurales est limité. En raison de son importance pour la cote air santé, il faudrait accorder plus d'attention à la surveillance du NO_2 à l'échelle du Canada.

Des études locales plus détaillées des mesures existantes et nouvelles, de concert avec l'application et l'interprétation approfondie des résultats modélisés, seront nécessaires pour éclaircir davantage les interactions entre une météorologie complexe et des processus chimiques formant de l'ozone (O_3) et des matières particulaires secondaires. Les modèles conceptuels actuels peuvent servir de base pour concevoir ces futures études. Les améliorations des renseignements relatifs aux émissions, notamment une spéciation et une résolution spatiale et temporelle accrues pour les matières particulaires et les composés organiques volatils, devront aller de pair avec ces activités. On peut prévoir que ces recherches continueront de fournir de meilleurs renseignements plus quantitatifs sur la formation locale de polluants secondaires, qui permettront d'expliquer certaines des augmentations ou diminutions inférieures aux prévisions de l'ozone (O_3) et d'expliquer les causes des événements élevés d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$. En outre, de tels efforts coordonnés impliquant des applications modèle-mesure à l'échelle locale mettront à l'épreuve les modèles, ce qui entraînera des améliorations et améliorera l'expertise locale sur le comportement des polluants atmosphériques. Au bout du compte, la compétence générale des prévisions de la qualité de l'air s'améliorera, des progrès supplémentaires seront accomplis dans les produits modèle-mesure fusionnés représentant les configurations temporelles et spatiales de l'ozone (O_3) et des $PM_{2,5}$, et on accordera un niveau de confiance plus élevé aux résultats des applications du modèle en appui à la politique.

Outre les améliorations relativement vastes susmentionnées et les applications mesure-modèle pour étudier l'effet combiné de la météorologie et de la chimie, il y a des lacunes précises dans les connaissances propres à chaque région, et à l'échelle nationale, ces lacunes devraient être prises en considération dans les futurs efforts de recherche. Ci-dessous se trouve une liste des principales

lacunes, qui commence par les lacunes courantes (générales) dans toutes les régions et termine par les questions plus propres aux régions. Bien que dans certains cas, les lacunes relevées ci-dessous soient liées à des problèmes précis présentés dans ce chapitre, plusieurs d'entre elles sont plus vastes et reflètent, d'une manière générale, les domaines dans lesquels on sait qu'il manque des connaissances, et donc dans lesquels les futurs efforts de recherche feraient progresser la compréhension et la capacité à guider la politique future. Dans la mesure du possible, ces lacunes sont présentées par ordre de priorité.

Lacunes dans les connaissances

- Les émissions, surtout en ce qui concerne les composés organiques volatils, les composés chimiques particuliers et le NH_3 , ainsi qu'une meilleure affectation géographique des émissions mobiles dans les grandes zones urbaines.
- Les quantités relatives de carbone organique primaire et secondaire, leurs variations temporelles et spatiales (diurnes et saisonnières, urbaines contre rurales). Le potentiel d'échanges de carbone organique réversibles et irréversibles entre les particules et les gaz et les répercussions sur l'incertitude liée aux mesures au sein des programmes de surveillance actuels.
- La compréhension de la formation d'ozone et des processus de pertes dans les bassins atmosphériques avec des niveaux d'ozone élevés. Il est nécessaire de mieux utiliser les données existantes sur les composés organiques volatils tirées du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique afin de comprendre les régimes des composés organiques volatils (COV) et du NO_x propres aux bassins atmosphériques et d'utiliser cette information pour éclairer les stratégies de réduction des émissions. À l'heure actuelle, on l'a fait seulement pour Toronto et Vancouver, où d'autres analyses sont toujours nécessaires.
- Les concentrations multi-polluants, y compris les toxiques atmosphériques, et leurs interactions et changements potentiels dans la toxicité qui se produisent près de régions sources significatives (dans un rayon d'environ 50 à 2 500 mètres), ainsi que la manière dont les concentrations près de la source et les processus (chimiques et météorologiques) touchent les expositions de la population.
- La contribution des émissions biogéniques (gaz et particules organiques) aux $\text{PM}_{2.5}$ issues à la fois de la végétation locale et des régions en amont.
- Les causes et implications de la hausse de la concentration naturelle d'ozone sur les futures tendances et les futures stratégies de gestion de la qualité de l'air.
- Une meilleure caractérisation des processus atmosphériques (horizontaux et verticaux) à l'échelle urbaine et de la manière dont ils peuvent être représentés dans des modèles de qualité de l'air à plus haute résolution capables de simuler l'accumulation et les processus physiques et chimiques associés aux émissions locales et aux modèles d'exposition humaine ultérieurs.

- L'effet des changements climatiques et des tendances des émissions mondiales sur les futurs niveaux d'ozone et de $PM_{2.5}$.
- Les causes des valeurs maximales de l'ozone au printemps, qui dominent une portion considérable de la climatologie de l'ozone dans de nombreuses régions.
- Les traceurs chimiques des $PM_{2.5}$ pour les secteurs d'émissions mobiles tels que l'aviation, le chemin de fer, le biodiesel.

Région de l'Atlantique

- Les concentrations des composants chimiques des matières particulaires doivent être mesurées plus fréquemment à plusieurs endroits afin d'améliorer les connaissances de la chimie régionale et les processus qui touchent la qualité de l'air à l'échelle régionale.
- Une compréhension et une modélisation plus approfondies de la nature complexe de la brise de mer/lac et des inversions en tant que facteurs régulant les concentrations et les expositions liées aux polluants émis localement et transportés.
- La caractérisation des aérosols organiques et inorganiques d'origine marine (biogéniques et anthropiques), y compris le sel de mer, et leur contribution générale aux concentrations de la masse de matières particulaires.
- Le rôle du brouillard marin d'advection dans la transformation des particules (chimie hétérogène) et les dépôts atmosphériques ultérieurs.
- La qualité de l'air touche l'industrie pétrolière et gazière extracôtière et le transport maritime en pleine expansion.
- La portée du regroupement de l'ozone et des précurseurs du smog au-dessus de la baie de Fundy et le potentiel d'une structure verticale complexe chez ces polluants et leurs répercussions à l'intérieur des terres.
- Les caractéristiques de la diminution de l'ozone (O_3) et des $PM_{2.5}$ à partir du sud de la Nouvelle-Écosse et de la baie de Fundy vers le sud du Nouveau-Brunswick et le nord du Maine, ainsi que la façon dont ce modèle se rapporte aux régions des émissions locales et en amont.
- Le rôle du sel de mer dans la formation de chlorure de nitryle et ses répercussions sur la formation d'ozone et de matières particulaires secondaires.

Sud du Québec et est de l'Ontario

- Une meilleure compréhension de la manière dont les concentrations de polluants atmosphériques secondaires (ozone (O_3) et $PM_{2.5}$) changent au-dessus de la région en réponse aux diminutions de SO_x et de NO_x provenant des régions sources en amont et des émissions locales.

- L'ampleur des émissions dans les collectivités de plus petite taille et les régions rurales touchées par les industries locales et la combustion résidentielle de bois.
- Les mesures des concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ dans les collectivités plus petites et les régions rurales à l'extérieur de la vallée du fleuve Saint-Laurent, où les industries locales et la topographie jouent un rôle dans l'accumulation des polluants.
- De l'information spatio-temporelle plus détaillée au sujet des concentrations de NO_2 au-dessus du sud du Québec.
- Des mesures des concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$, d'ozone (O_3) et de leurs précurseurs à l'extrême est du Québec (à l'est de Tadoussac).
- La sensibilité des $PM_{2,5}$ aux augmentations des émissions d'ammoniac issues du secteur agricole local.
- La variation spatiale de la contribution relative des émissions naturelles et anthropiques de composés organiques volatils à la formation d'ozone en été au-dessus du sud du Québec.
- Une meilleure compréhension de la fraction des émissions découlant de la poussière des routes et du sel de voirie qui s'éloigne des routes et qui risque davantage d'avoir des répercussions sur les niveaux de matières particulaires dans toutes les régions urbaines.

Sud des Grands Lacs

- Le lien entre les sources locales, notamment la circulation et l'industrie des véhicules automobiles sur route et hors route, ainsi que les variations à l'échelle urbaine des $PM_{2,5}$ primaires et secondaires et de leurs précurseurs.
- Les contributions que les émissions de NO_x et de composés organiques volatils à partir des régions très peuplées de la province (c'est-à-dire, la région du Grand Toronto) apportent aux niveaux d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$, sur l'eau et sur la terre.
- La contribution relative de Sarnia/Lambton par rapport aux émissions américaines en amont aux niveaux d'ozone (O_3) et de $PM_{2,5}$ au sud de la région des Grands Lacs.
- Les sources des niveaux élevés d'ozone (O_3) observés à Parry Sound et dont la propagation est aussi prévue à travers la baie Georgienne vers le Michigan et le sud du lac Huron.

L'Alberta et les Prairies

- La spéciation des émissions des secteurs de l'Alberta tels que le pétrole et le gaz en amont, les sables bitumineux et les raffineries.
- Les données de référence et les répercussions potentielles sur la qualité de l'air et l'environnement pour les régions de croissance potentielle dans tout le Grand Nord.
- Les répercussions sur la qualité de l'air à l'échelle locale et régionale et sur l'exposition de la population en conséquence de la croissance prévue dans les sables bitumineux et les augmentations potentielles des émissions qui y sont associées.

- L'importance et le rôle des toxiques atmosphériques par rapport à la mauvaise qualité de l'air et aux expositions humaines, surtout en raison de la co-implantation d'un grand centre urbain (Edmonton) ayant un complexe pétrochimique en pleine expansion.
- La contribution relative de différentes sources aux points récepteurs (études détaillées sur la répartition par source).
- Les émissions et les processus de formation ainsi que leurs caractéristiques chimiques et physiques pour les particules primaires et secondaires en hiver, surtout au-dessus des grandes villes.
- L'effet des émissions de l'Alberta sur la Saskatchewan et le Manitoba.
- Les quantités de dépôts humides et secs en aval attribués à l'industrie dans les Prairies, en général, et en raison de l'industrie pétrolière non classique, en particulier.

Vallée du bas Fraser

- Des stratégies de gestion efficaces pour résoudre l'absence de diminution de l'ozone pendant la saison chaude dans la vallée du bas Fraser. La stratégie de réduction des émissions actuelle est inefficace pour ce qui est de faire diminuer l'ozone dans la vallée du bas Fraser, tout particulièrement à l'extrémité est, où des dépassements des standards canadiens se produisent (p. ex. Hope).
- Les concentrations naturelles des principaux contaminants et toxiques atmosphériques dans la couche limite de la côte ouest de la Colombie-Britannique pour déterminer la portion qui peut être contrôlée par des stratégies de réduction locales et nationales.
- Une compréhension des sources de composés organiques volatils et des processus chimiques entraînant la formation d'ozone et de matières particulaires fines dans la vallée du bas Fraser.
- L'effet sur la production d'ozone dans la vallée du bas Fraser par l'interaction du sel de mer avec le N_2O_5 et le risque pour que cette voie de pénétration des produits chimiques régénère du NO_2 impliqué dans la formation d'ozone et forme du chlorure de nitryle avec des répercussions ultérieures sur des matières particulaires secondaires.
- L'importance des toxiques atmosphériques par rapport à la mauvaise qualité de l'air et aux expositions humaines à l'échelle locale (p. ex. près de l'industrie, panaches des bateaux), ainsi que dans toute la vallée.
- Des stratégies de gestion efficace pour résoudre la dégradation de la visibilité dans la vallée du bas Fraser, surtout pendant les mois d'été.
- Une meilleure compréhension du transport transpacifique en rapport avec les polluants contribuant à la formation du smog pour la région afin d'avoir une idée des contributions relatives des sources locales et distantes.

- Une meilleure compréhension des écoulements et du transport de la pollution à mésoéchelle dans la région du bassin de Georgia et de Puget Sound, afin de mieux comprendre les liens entre les sources et les récepteurs et la portée des répercussions sur la qualité de l'air.

Vallées de l'intérieur de la Colombie-Britannique

- Une meilleure compréhension des répercussions générales sur la qualité de l'air des émissions locales importantes, éventuellement en hausse, par rapport à la qualité de l'air à l'échelle locale et régionale, par exemple les émissions de SO₂ découlant du secteur de l'énergie dans le nord-est de la Colombie-Britannique, la poussière provenant des activités d'exploitation minière à ciel ouvert, les événements de fumigation de la cuvette de Prince George, la fumée des chaudières extérieures, et l'industrie ferroviaire. L'information liée aux émissions provenant des secteurs naissants est requise pour une bonne gestion de la qualité de l'air dans ces régions.
- L'évaluation des répercussions sur la qualité de l'air du secteur ferroviaire pour les collectivités de la Colombie-Britannique ayant de grandes cours de triage ferroviaire.
- L'élaboration d'un inventaire des émissions à haute résolution et d'une modélisation photochimique pour la vallée de l'Okanagan, dans le but de guider les stratégies de gestion de la qualité de l'air pour minimiser l'incidence de la croissance significative de la population et de l'agriculture dans cette région.
- La répartition par source des particules fines pendant les périodes de dégradation de la visibilité dans la vallée de l'Okanagan et dans les parcs nationaux et provinciaux.
- Des mesures pour établir des niveaux de référence des polluants atmosphériques à Prince Rupert, avant l'expansion supplémentaire du terminal portuaire.
- Une meilleure compréhension de l'interaction entre les émissions, la chimie atmosphérique et la météorologie complexe dans les vallées et les montagnes.
- La caractérisation supplémentaire des concentrations naturelles d'ozone (O₃) et de matières particulaires afin d'améliorer la compréhension de la portion des polluants qui peut être contrôlée par des mesures de gestion locales.
- L'incidence du transport transpacifique sur les collectivités intérieures.

Références

- [ACPP] Association canadienne des producteurs pétroliers. 2007. Canadian Oil and Gas Industry Outlook, May 2, 2007. [consulté en septembre 2007]. Accès : www.capp.ca/raw.asp?x=1&dt=PDF&dn=120884
- Ainslie, B., Steyn, D.G. 2007. Spatiotemporal Trends in Episodic Ozone Pollution in the Lower Fraser Valley, B.C. in Relation to Meso-scale Atmospheric Circulation Patterns and Emissions. *Journal of Applied Meteorology* 46(10):1631-1644.
- Alberta. Ministère de l'Environnement. 2007. 2002-2004 Particulate matter and ozone assessment summary report. ISBN : 978-0-7785-5457-8.
- Alberta. Ministère de l'Environnement. 2008. State of the Environment. Accès : www3.gov.ab.ca/env/soe/index.html
- AMEC Earth & Environmental Ltd. 2003. Analysis of 2001-2002 airborne ozone and ozone precursor measurements in the oil sands. Préparé par AMEC Earth & Environmental Limited pour la Cumulative Effects Management Association (CEMA). Septembre 2003.
- Andreae, M.O., Merlet, P. 2001. Emissions of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* 15:955-966.
- Angevine, W.M., Trainer, M., McKeen, S.A., Berkowitz, C.M. 1996a. Mesoscale meteorology of the New England coast, Gulf of Maine, and Nova Scotia: Overview. *Journal of Geophysical Research* 101:28893-29901.
- Angevine, W.M., Buhr, M.P., Holloway, J.S., Trainer, M., Parrish, D.D., MacPherson, J.I., Kok, G.L., Schillawski, R.D., Bowlby, D.H. 1996b. Local meteorological features affecting chemical measurements at a North Atlantic coastal site. *Journal of Geophysical Research* 101:28935-28946.
- Angevine, W., Hare, J.C.W., Fairall, C., Wolfe, D., Hill, R., Brewer, W., White, A. 2006. Structure and formation of the highly stable marine boundary layer over the Gulf of Maine. *Journal of Geophysical Research* 111, D23S22, doi:10.1029/2006JD007465.
- Ansari, A.S., Pandis, S.N. 1998. Response of inorganic PM to precursor concentrations. *Environmental Science and Technology* 32:2706-2714.
- Appenzeller, C., Holton, J.R., Rosenlof, K.H. 1996. Seasonal variation of mass transport across the tropopause. *J. Geophys. Res.* 101(D10):15071-15078, doi:10.1029/96JD00821.

Arthur, J.A. 2003. Tropopause Folding Study Using MM5 Simulation Results in West-Central Alberta, Canada. Affiche présentée lors de la 96e conférence annuelle de la Air and Waste Management Association, San Diego (CA), juin 2003.

Atlas canadien d'énergie éolienne. Accès : www.windatlas.ca/fr/index.php [consulté en octobre 2007].

Banic, C.M., Leaitch, W.R., Isaac, G.A., Couture, M.D. 1996. Transport of ozone and sulphur to the North Atlantic atmosphere during the North Atlantic Regional Experiment. *Journal of Geophysical Research* 101:29091-29104.

Bates, D.L., Wiens, B.J., Hume, W.D., Shi, J. 2003. Rural-Urban Plume Evolution Experiment (RUPEE): A Summary of Atmospheric Chemistry Downwind of a Canadian Urban Centre. Présenté lors de la 96e conférence annuelle de la Air and Waste Management Association, San Diego (CA), juin 2003.

Beattie, B.L., Whelpdale, D.M. 1989. Meteorological characteristic of large acidic deposition events at Kejimikujik, Nova Scotia. *Water Air and Soil Pollution* 46:45-59.

Beauchamp, S., Tordon, R. 1993. Marine Fog Chemistry and Acid Deposition at Two Coastal Sites in Atlantic Canada. In: Hall, J., Wadleigh, M. (éd.) *Proceedings of Conference on Environmental Change in Newfoundland and Labrador and similar regions*. Ottawa (Ont.) : Secrétariat du Programme canadien des changements à l'échelle du globe. p. 64-65.

Beckerman, B., Jerrett, M., Brook, J.R., Verma, D., Arain, A., Finkelstein, M.M. 2008. Correlation of nitrogen dioxide to other traffic pollutants near a major expressway. *Atmospheric Environment* 42:275-290.

Beekmann, M., Ancellet, G., Blonsky, S., Demuer, D., Ebel, A., Elbern, H., Hendricks, J., Kowol, J., Mancier, C., Sladkovic, R., et al., 1997. Regional and global tropopause fold occurrence and related ozone flux across the tropopause. *J. Atmos. Chem.* 28:29-44.

Berkowitz, C.B., Daum, P.H., Spicer, W.S., Busness, K.M. 1996. Synoptic patterns associated with the flux of excess ozone to the western North Atlantic. *Journal of Geophysical Research* 101:28923-28933.

Bertschi, I.T., Jaffe, D.A. 2005. *Journal of Geophysical Research* 110:1-14.

Biesenthal, T.A., Bottenheim, J.W., Shepson, P.B., Li, S.-M., Brickell, P.C. 1998. The chemistry of biogenic hydrocarbons at a rural site in eastern Canada. *Journal of Geophysical Research* 103:25487-25498.

Blanchard, C. 2004. Spatial and Temporal Characterization of Particulate Matter. In: McMurray, P., Shepherd, M., Vickery, J. (éd.) *Particulate Matter Science for Policy Makers, A NARTSO Assessment*. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. ISBN 0 521 84287.

Bonvalot, Y., Gagnon, C., Benjamin, M., Germain, A., Dann, T. 2000. Campagne d'échantillonnage sur le chauffage à bois : Hiver 1998-1999 – Rapport d'étude. Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. 80 p.

Briggs, D.J., Collins, S., Elliott, P., Fischer, P., Kingham, S., Lebre, E., Pyl, K., Van Reeuwijk, H., Smallbone, K., Van der Veen, A. 1997, Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach. *International Journal of Geographical Information Science* 11:699-718.

Brook, J.R., Wiebe, A.H., Woodhouse, S.A., Audette, C.V., Dann, T.F., Callaghan, S., Piechowski, M., Dabek-Zlotorzynska, E., Doughty, J.F. 1997. Temporal and spatial relationships in fine particle strong acidity, sulphate, PM₁₀, and PM_{2.5} across multiple Canadian locations. *Atmospheric Environment* 31:4223-4236.

Brook, J.R., Dann, T.F. 1999. Contribution of nitrate and carbonaceous species to PM₁₀ and PM_{2.5} observed in Canadian cities. *Journal of the Air and Waste Management Association* 49:174-185.

Brook, J.R., Lillyman, C.D., Shepherd, M.F., Mamedov, A. 2002. Regional Transport and Urban Contributions to Fine Particle Concentrations in Southeastern Canada. *Journal of the Air and Waste Management Association* 52:855-866.

Brook, J.R., Vega, E., Watson, J.G. 2004a. Receptor Methods. Chap. 7, In: McMurry, P., Shepherd, M., Vickery, J. (éd.) *Particulate Matter Science for Policy Makers, A NARSTO Assessment*. Cambridge University Press. ISBN 0 521 84287 5 [livre relié]. p. 235-281.

Brook, J.R., Johnson, D., Mamedov, A. 2004b. Determination of the Source Areas Contributing to Regionally High Warm Season PM_{2.5} in Eastern North America. *Journal of Air and Waste Management Association* 54:1162-1169.

Brook, J.R., Strawbridge, K., Snyder, B.J., Boudries, H., Worsnop, D., Anlauf, K., Sharma, S., Lu, G., Hayden, K. 2004c. Towards an understanding of the fine particle variations in the LFV: integration of chemical, physical and meteorological observations. *Atmospheric Environment* 38:5775-5788.

Brook, J.R., Poirot, R.L., Dann, T.F., Lee, P.K.H., Lillyman, C.D., Ip, T. 2007a. Assessing Sources of PM_{2.5} in Cities Influenced by Regional Transport. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 70:191-199.

Brook, J.R., Graham, L., Charland, J.P., Cheng, Y., Fan, X., Lu, G., Li, S.M., Lillyman, C., MacDonald, P., Caravaggio, G., et al., 2007b. Investigation of the motor vehicle exhaust contribution to primary fine particle organic carbon in urban air. *Atmospheric Environment* 41:119-135.

Brook, J.R., Vega, E., Watson, J.G. 2004a. Receptor Methods. Chap. 7, in: McMurry, P., Shepherd, M., Vickery, J. (éd.) *Particulate Matter Science for Policy Makers, A NARSTO Assessment*. Cambridge University Press. ISBN 0 521 84287 5 [livre relié]. p. 235-281.

Buhr, M., Sueper, D., Trainder, M., Goldan, P., Kuster, B., Fehsenfeld, F., Kok, G., Shillawski, R., Schanot, A. 1996. Trace gas and aerosol measurement using aircraft data from the North Atlantic Regional Experiment. *Journal of Geophysical Research* 101:29013-29028.

[BVLD] Bulkley Valley Lakes District. 2006. *Community Action Plan for Clean Air – A Five Year Strategy*. Bulkley Valley Lakes District Airshed Management Society. Accès : www.env.gov.bc.ca/air/airquality/index.html

Canada. 2007. Gouvernement du Canada, rapport d'étape quinquennal : standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. Environnement Canada, Gatineau (Québec) K1A 0H3. ISBN 0-662-72913-7. Accès : www.ec.gc.ca/Publications/31B2381E-56BF-44CC-8D65-BF6FDB7125AD/Gouvernement-du-Canada_-rapport-d'etape-quinquennal-standards-pancanadiens-relatifs-aux-particules-et-a-l'ozone.pdf

Canada. Ministère de la Santé, ministère de l'Environnement. 1999a. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant sur l'ozone troposphérique – Rapport d'évaluation scientifique. Un rapport par le Groupe de travail fédéral-provincial sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Canada. Ministère de la Santé, ministère de l'Environnement. 1999b. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires – Rapport d'évaluation scientifique. Un rapport par le Groupe de travail fédéral-provincial sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Carter, A.-M., Germain, A., Rousseau, J., Bisson, M., Gagnon, C. 2004. Campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois – rapport d'étude, 1999 à 2002. Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. 98 p.

Carslaw, D.C. 2005. On the changing seasonal cycles and trends of ozone at Mace Head, Ireland. *Atmospheric Chemistry and Physics* 5:3441-3450.

Canada. Ministère de la Santé, ministère de l'Environnement. 1999. Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires : Rapport d'évaluation scientifique. Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air. Ministère, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada. ISBN 0-662-63486-1. Accès : www.publications.gc.ca/collections/Collection/H46-2-98-220F.pdf

Centre interservices des feux de forêt du Canada. 2007. Accès : www.ciffc.ca/

- Chaikowsky, C.L.A. 2001. Overview of ground-level ozone observations in Alberta, 1986-1998. Ministère de l'Environnement de l'Alberta.
- Chambers, A. 2004. Optical Measurement Technology for Fugitive Emissions from Upstream Oil and Gas Facilities. Alberta Research Council Project CEM – P004.03.
- Chambers, A., Strosher, M. 2006. Refinery Demonstration of Optical Technologies for Measurement of Fugitive Emissions and for Leak Detection. Alberta Research Council Project CEM 9643-2006.
- Chan, E. 2008. Trend Analysis using GLMM. [en préparation].
- Cheng, L., McDonald, K.M., Angle, R.P., Sandhu, H.S. 1998. Forest fire enhanced photochemical air pollution: A case study. *Atmospheric Environment* 32:673-681.
- Christofanelli, P., Bonasoni, P., Tositti, L., Bonafè, U., Calzolari, F., Evangelesti, F., Sandrini, S., Stohl, A. 2006. A 6-year analysis of stratospheric intrusions and their influence on ozone at Mt. Cimone (2165 masl). *Journal Geophysical Research* 111, D03306.
- Cleveland, W.S., Devlin, S.J. 1988. Locally Weighted Regression: An Approach to Regression Analysis by Local Fitting. *Journal of the American Statistical Association* 83:596-610.
- Climate Prediction Centre. 2007. Storm Tracks. Accès : www.cpc.noaa.gov/products/precip/CWlink/stormtracks/strack_NH.shtml [consulté le 6 juillet 2007].
- Clinton, N.E., Gong, P., Scott, K. 2006. Quantification of pollutants emitted from very large wildland fires in Southern California, USA. *Atmospheric Environment* 40:3686-3695.
- Colarco, P.R., Schoeberl, M.R., Doddridge, B.G., Marufu, L.T., Torres, O., Welton, E.J. 2004. Transport of smoke from Canadian forest fires to the surface near Washington, DC: injection height, entrainment and optical properties. *Journal Geophysical Research* 109, D06203, doi:10.1029/2003JD004248.
- Colombie-Britannique. Ministère de l'Environnement. 2004a. Open Burning Smoke Control Regulation. C.P. 9341, Succ. Prov. Govt, Victoria (Colombie-Britannique), Canada V8W 9M1. Accès : www.qp.gov.bc.ca/statreg/reg/E/EnvMgmt/145_93.htm
- Colombie-Britannique. Ministère de l'Environnement. 2004b. Quesnel Airshed Management Plan 2004-2014. Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. Accès : www.env.gov.bc.ca/air/
- Colombie-Britannique. Ministère de l'Environnement. 2006a. Williams Lake Airshed Management Plan 2006-2016. Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. Accès : www.env.gov.bc.ca/air/

- Colombie-Britannique. Ministère de l'Environnement. 2006b. An Emission Inventory for Golden, British Columbia. Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, régions de Kootenay et de l'Okanagan. Environmental Quality Section, 205, Industrial Road G, Cranbrook (Colombie-Britannique) V1C 6H3. Accès : www.gov.bc.ca/kor/epd/air_emissions_golden/air_emiss_golden.pdf
- Colombie-Britannique. Ministère de l'Environnement. 2007. Reducing Wood Stove Smoke: A Burning Issue. C.P. 9341, Succ. Prov. Govt, Victoria (Colombie-Britannique), Canada V8W 9M1. Accès : www.env.gov.bc.ca/air/particulates/rwssabi.html
- Craig, L., Brook, J.R., Chiotti, Q., Croes, B., et al., 2008. Air pollution and public health: A guidance document for risk managers. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 71:588-698.
- Danielsen, E.F., Mohnen, V. 1977. Project duststorm report: ozone transport, in situ measurements and meteorological analysis of tropopause folding. *J. Geophys. Res.* 82:5867-5877.
- Daum, P., Kleinman, L., Newman, L., Luke, W., Weinstein-Lloyd, J., Berkowitz, C., Busness, K. 1996. Chemical and physical properties of plumes of anthropogenic pollutants transported over the North Atlantic during the North Atlantic Regional Experiment. *Journal of Geophysical Research* 101:29029-29042.
- Dawson, J.P., Adams, P.J., Pandis, S.N. 2007. Sensitivity of PM_{2.5} to climate in the Eastern U.S.: a modelling case study. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7:4295-4309.
- Dion, J. 2003. START – An Atmospheric Transport Analysis Tool. Compte-rendu du 37e Congrès de la Société canadienne de météorologie et d'océanographie, Ottawa (Ont.), Canada, juin 2003.
- Direction de la recherche parlementaire. 1998. Les pluies acides. Accès : www.dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection-R/LoPBdP/CIR/7937-f.htm
- Dorling, S.R., Davies, T.D. 1992a. Cluster analysis: A technique for estimating the synoptic meteorological controls on air and precipitation chemistry – Method and applications. *Atmospheric Environment* 26A:2575-2581.
- Dorling, S.R., Davies, T.D., Pierce, C.E. 1992b. Cluster analysis: A technique for estimating the synoptic meteorological controls on air and precipitation chemistry – results from Eskdalemuir, South Scotland. *Atmospheric Environment* 26:2583-2602.
- Duck, T., Firanski, B., Millet, D., Goldstein, A., Allan, J., Holzinger, R., Worsnop, D., White, A., Stohl, A., Dickinson, C., et al., 2007. Transport of forest fire emissions from Alaska and the Yukon Territory to Nova Scotia during summer 2004. *Journal of Geophysical Research* 112, D10S44, doi:10.1029/2006JD007716.

Elbern, H., Kowol, J., Sladkovic, R., Ebel, A. 1997. Deep stratospheric intrusions: A statistical assessment with model guided analysis. *Atmospheric Environment* 31(19):3207-3226.

Environnement Canada. 1997. Canadian 1996 NO_x/VOC Science Assessment – Ground Level Ozone and its Precursors, 1980-1993. Rapport du groupe de travail sur l'analyse des données.

Environnement Canada. 2001. Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. 237 p.

Environnement Canada. 2004. Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules. Rapport du Comité Canada-États-Unis de la qualité de l'air, Sous-comité 2 de la collaboration scientifique. Décembre 2004. 150 p.

Environnement Canada. 2004a. Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules. Toronto (Ont.) : Environnement Canada.

Environnement Canada. 2005. Atlas canadien d'énergie éolienne. [mis à jour en 2006]. Accès : www.windatlas.ca/fr/index.php [consulté le 8 juillet 2007].

Environnement Canada. 2007a. Inventaire national des principaux contaminants atmosphériques au Canada pour l'année 2005. Basé sur les données fédérales et provinciales de mars 2007. Accès : www.ec.gc.ca/pdb/cac [voir aussi : www.ec.gc.ca/pdb/cac/Emissions1990-2015/EmissionsSummaries/2006/2006_ON_f.cfm].

Environnement Canada. 2007b. Stratégie sur la qualité de l'air transfrontalier. Accès : www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/default.asp?lang=Fr&xml=D6F2B21E-331A-455A-8F71-180B948E4589

Environnement Canada. 2008. Agricultural Ammonia Reduction Scenarios for the LFV using the CMAQ modelling system. Document inédit. Section de la qualité de l'air, Service météorologique du Canada, 401, rue Burrard, bureau 201, Vancouver (Colombie-Britannique).

Environnement Canada. 2009a. Inventaire national des rejets de polluants (INRP) – Bases de données téléchargeables. Accès : www.ec.gc.ca/inrp-npri

Environnement Canada. 2009b. Évaluation canadienne 2008 de l'ammoniac atmosphérique d'origine agricole. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Evans, G.P., Jeong, C.-H. 2007. Data Analysis and Source Apportionment of PM_{2.5} in Golden, British Columbia using Positive Matrix Factorization. Southern Ontario Centre for Atmospheric Aerosol Research, Université de Toronto, 200, rue College, Toronto (Ontario) M5S 3E5. Rapport préparé pour Environnement Canada, contrat no K2313-06-0015. SOCAAR Report No. CR-WB-2007-02.

- Fairall, C.W., Bariteau, L., Grachev, A.A., Hill, R.J., Wolfe, D.E., Brewer, W.A., Tucker, S.C., Hare, J.E., Angevine, W.M. 2006. Turbulent bulk transfer coefficients and ozone deposition velocity in the International Consortium for Atmospheric Research into Transport and Transformation. *Journal of Geophysical Research* 111 (D23S20), doi: 10.1029/2006JD007597.
- Farrell, C. 2006a. The Contribution of Naturally Occurring Sea Salt to Fine Particulate Concentrations in the Atlantic Region. Présenté lors du 40e Congrès de la Société canadienne de météorologie et d'océanographie, Toronto (Ont.), le 1er juin 2006. Service météorologique du Canada.
- Farrell, T.C. 2006b. Canada-Wide Standards Achievement in the Atlantic Region: Model Results for New Brunswick, Part II. Service météorologique du Canada, région de l'Atlantique, rapport scientifique no 2006-03. Août 2006.
- Fehsenfeld, F.C., Trainer, M., Parrish, D.D., Volz-Thomas, A., Penkett, S. 1996. North Atlantic Regional Experiment 1993 summer intensive: Forward. *Journal of Geophysical Research* 101:28869-28875.
- Finlayson-Pitts, B.J., Pitts, J.N. 1999. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere, Theory, Experiments and Application*. San Diego (CA) : Academic Press.
- Fiore, A.M., Jacob, D.J., Bey, I., Yantosca, R.M., Field, B.D., Fusco, A.C., Wilkinson, J.G. 2002. Background ozone over the United States in summer: Origin, trend, and contribution to pollution episodes. *Journal of Geophysical Research* 107, 4275.
- Fishman, J., Watson, C., Larsen, J., Logan, J. 1990. Distribution of tropospheric ozone determined from satellite data. *Journal of Geophysical Research* 95:3599-3617.
- Fox, D. 2002. Influence of biogenic emission uncertainties on ozone predictions in the Oil Sands Region. *Air Quality and Health: State of the Science – 2002 Science Symposium*, Clean Air Strategic Alliance (CASA).
- Fox, D., Kellerhals, M. 2007. Modelling of ozone levels in Alberta: Base case, sectoral contributions and a future scenario. Edmonton (Alb.) : Environnement Canada.
- Gagnon, C., Boisvert, A., Vincent, C., Paquette, P., Mallet, R. 2003. *Qualité de l'air à Montréal. Rapport annuel 2002*. Ville de Montréal, Service de l'environnement, de la voirie et des réseaux, Direction de l'environnement, Réseau de surveillance de la qualité de l'air. 6 p.
- Gagnon, C., Bessette, C., Garneau, Y., Mallet, R., Paquette, P. 2006. *Qualité de l'air à Montréal. Rapport annuel 2006*. Ville de Montréal, Service des infrastructures, transport et environnement, Direction de l'environnement et du développement durable, Planification et suivi environnemental, Réseau de surveillance de la qualité de l'air. 8 p.

- Geddes, G.A., Murphy, J.G., Wang, D.K. 2009. Long term changes in nitrogen oxides and volatile organic compounds in Toronto and the challenges facing local ozone control. *Atmos. Envir.* 43:3407-3415.
- Gibson, M.D., Guernsey, J.R., Beauchamp, S., Waugh, D., Heal, M., Brook, J., Maher, R., Gagnon, G., McPherson, J., Bryden, B., Gould, R., Terashima, M. 2009. Quantifying the Spatial and Temporal Variation of Ground-Level Ozone in Rural Annapolis Valley, Nova Scotia, Canada Using Nitrite-Impregnated Passive Samplers. *Journal of the Air and Waste Management Association* 59:310-320.
- Gilbert, N.L., Woodhouse, S., Stieb, D.M., Brook, J.R. 2003. Ambient NO₂ monitoring near a major highway using passive diffusion samplers: a pilot study. *Science of the Total Environment* 312:43-46.
- Gilbert, N., Goldberg, M.S., Beckerman, B., Brook, J.R., Jerrett, M. 2005. Assessing spatial variability of ambient nitrogen dioxide in Montreal, Canada, with a land-use regression model. *Journal of the Air & Waste Management Association* 55:1059-1063.
- Gong, W., Mickle, R.E., Bottenheim, J., Froude, F., Beauchamp, S., Waugh, D. 2000. Marine and Coastal Boundary Layer and Vertical Structure of Ozone Observed at a Coastal Site in Nova Scotia During the 1996 NARSTO-CE Field Campaign. *Atmospheric Environment* 34:4139-4154.
- [HAQI] Hamilton Wentworth Air Quality Initiative. 1997a. Summary Report: Hamilton Wentworth Air Quality Initiative.
- [HAQI] Hamilton Wentworth Air Quality Initiative. 1997b. Environmental Work Group Final Report: Hamilton Wentworth Air Quality Initiative.
- Hastie, D.R., Narayan, J., Schiller, C., Niki, H., Shepson, P.B., Sills, D.M.L., Taylor, P.A., Moroz, W.J., Drummond, J.W., Reid, N., et al., 1999. Observational Evidence for the Impact of the Lake Breeze Circulation on Ozone Concentrations in Southern Ontario. *Atmospheric Environment* 33:323-335.
- He, H., Tarasick, D.W., Carey-Smith, T., Hocking, W.K., Rochon, Y., Moran, M., Argall, S., Strawbridge, K., Jones, D., McConnell, J.C. 2009. Large-scale studies of stratosphere-troposphere exchange using trajectory modelling, satellite and ozonesonde measurements. MST-12 Workshop, London (Ont.), Canada, du 18 au 23 mai 2009.
- Henderson, S.B., Beckerman, B., Jerrett, M., Brauer, M. 2007. Application of land use regression to estimate longterm concentrations of traffic-related nitrogen oxides and fine particulate matter. *Environmental Science and Technology* 41:2422-2428.
- Henry, R.C. 2002. Multivariate receptor models – Current practice and future trends. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 60:43-48.

Hessel, C. 2003. A Climatological Evaluation of Elevated Ozone Levels at a Background Site in the Foothills of Alberta, Canada. Affiche présentée lors de la 96e conférence annuelle de la Air and Waste Management Association, San Diego (CA), juin 2003.

Hidy, G., Niemi, D., Pace, T. 2004. Perspective for Managing PM. In: McMurray, et al. (éd.) Particulate Matter Science for Policy Makers, A NARSTO Assessment. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. p. 127-157.

Hingston, M. 2005. An Assessment of Marine Vessel Emissions and their Contribution to Air Quality in Halifax Harbour for the Year 2002. Rapport de la Direction de la protection de l'environnement, Environnement Canada – région de l'Atlantique. Disponible sur demande auprès de la Direction des activités de protection de l'environnement, Unité des enjeux atmosphériques, Michael.Hingston@ec.gc.ca

Hingston, E.C., DiCesare, F. 2006. Communication personnelle. Ministère de l'Environnement et du Travail de la Nouvelle-Écosse.

Hocking, W.K., Carey-Smith, T., Tarasick, D.W., Argall, P.S., Strong, K., Rochon, Y., Zawadzki, I., Taylor, P.A. 2007. Detection of stratospheric ozone intrusions by windprofiler radars. *Nature* 450:281-284.

Hoff, R.M., Guise-Bagley, L., Moran, M., McDonald, K., Nejedly, A., Campbell, I., Pryor, S., Golestani, Y., Malm, W. 1997. Recent visibility measurements in Canada. Compte rendu de la 90e Réunion annuelle de la Air and Waste Management Association, Toronto (Ont.), Canada, du 8 au 13 juin. [CD-ROM].

Holton, J.R., Haynes, P.H., McIntyre, M.E., Douglass, A.R., Rood, R.B., Pfister, L. 1995. Stratosphere troposphere exchange. *Rev. Geophys.* 33:403-439.

[INENA] Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales. 2008. Environnement Canada. [document en préparation]. Accès :

www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1209128121608&lang=fra

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2007b. Inventaire national des rejets de polluants : émissions de sources ponctuelles majeures. Accès : www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_f.cfm

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants. 2009. Inventaire national des rejets de polluants : émissions de sources ponctuelles majeures. Accès : www.ec.gc.ca/pdb/npri/npri_home_f.cfm

Isakson, J., Persson, T.A., Lindgren, E.S. 2001. Identification and assessment of ship emissions and their effects in the harbour of Göteborg, Sweden. *Atmospheric Environment* 35:3659-3666.

Jaffe, D., McKendry, I., Anderson, T., Price, H. 2001. Six 'new' episodes of trans-Pacific transport of air pollutants. *Atmospheric Environment* 37(3)391-404.

Jaffe, D., Bertschi, I., Jaegle, L., Novelli, P., Reid, J.S., Tanimoto, H., Vingarzan, R., Westphal, D.L. 2004. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions and impact on surface ozone in western North America. *Geophysical Research Letters* 31, L16106. 4 p.

Jardine, C., Ouellette, I.W. 2006. Risk communication plan for the issues surrounding the risk assessment of trace metal and air contaminants in the Athabasca oil sands region. Préparé pour la Cumulative Environmental Management Association. Août 2006.

Jenkin, M.E., Clemitshaw, K.C. 2000. Ozone and other secondary photochemical pollutants: chemical processes governing their formation in the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment* 34:2499-2527.

Jenkin, M.E. 2008. Trends in ozone concentration distributions in the UK since 1990: Local, regional and global influences. *Atmos. Environ.* 42:5434-5445.

Jeong, C.-H., Evans, G.J., Dann, T., Graham, M., Herod, D., Dabek-Zlotorzynska, E., Mathieu, D., Ding, L., Wang, D. 2008. Influence of Biomass Burning on Wintertime Fine Particulate Matter: Source Contribution at a Valley Site in Rural British Columbia. *Atmospheric Environment* 42:3684-3699.

Jeong, C.-H., McGuire, M., Evans, G., Dann, T., Herod, D. 2008. PMF source apportionment for PM_{2.5} at the five national air pollution surveillance (NAPS) sites across Canada. Présenté lors de la 27^e conférence annuelle de la American Association for Aerosol Research, Orlando (FL), octobre 2008.

Jerrett, M., Arain, M.A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Crouse, D., Gilbert, N.L., Brook, J.R., Finkelstein, N. 2007. Modelling the intra-urban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 70:200-212.

Jiang, G., Fast, J.D. 2004. Modelling the effects of VOC and NO_x emission sources on ozone formation in Houston during the TexAQS 2000 field campaign. *Atmospheric Environment* 38:5071-5085.

Johnson, D. 2004. Identification of Synoptic Conditions resulting in Widespread Ozone and PM_{2.5} exceedances. Rapport préliminaire. Environnement Canada – Direction générale de l'intendance environnementale – Direction des priorités en matière d'émissions atmosphériques. 43 p.

Johnson, D. 2005. Analysis and determination of cause of PM_{2.5} CWS exceedance episodes in Canada's Prairie Provinces. Rapport préparé pour Environnement Canada.

- Kenski, D., Sponseller, B. 2005. The Great Midwestern PM_{2.5} Episode of February 2005. Accès : www.inawma.org/files/2005-10-11_The_Great_Midwestern_PM2.pdf
- Ketch, L., Waugh, D., Tordon, R., Beauchamp, S. 2005. Multi-pollutant Episodes Analysis for Kejimikujik, Nova Scotia and St. Andrews, New Brunswick – 1999 to 2002. Service météorologique du Canada – région de l'Atlantique. Rapport préliminaire.
- Kim, B.-M., Henry, R.C. 2000. Extension of self-modelling curve resolution to mixtures of more than three components. Part 3. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems 52:145-154.
- Kleinman, L.I., Daum, P.H., Springston, S.R., Leaitch, W.R., Banic, C.M., Isaac, A.I., Jobson, B.T., Niki, H. 1996. Measurement of O₃ and related compounds over southern Nova Scotia. 2. Photochemical age and vertical transport. Journal of Geophysical Research 101:29061-29074.
- Keeler, G.J., Samson, P.J. 1989. Spatial representativeness of trace element ratios. Environmental Science and Technology 23:1358-1364.
- Lavoué, D., Gong, S., Stocks, B.J. 2007. Modelling emissions from Canadian wildfires: a case study of the 2002 Quebec fires. International Journal of Wildland Fire 16:649-663.
- Lavoué, D., Stocks, B.J. 2010. Emissions of air pollutants by Canadian wildfires from 2000 to 2004. [à l'étape d'évaluation aux fins de publication dans le périodique International Journal of Wildland Fire].
- Lee, P.K.H., Brook, J.R., Dabek-Zlotozynska, E., Mabury, S.A. 2003. Identification of the Major Sources Contributing to PM_{2.5} Observed in Toronto. Environmental Science and Technology 37:4831-4840.
- Leaitch, W.R., Bottenheim, J.W., Biesenthal, T.A., Li, S.-M., Liu, P.S.K., Asalian, K., Dryfhout-Clark, H., Hopper, F. 1999. A case study of gas-to-particle conversion in an eastern Canadian Forest. Journal of Geophysical Research 104:8095-8111.
- Levasseur, M., Sharma, S., Cantin, G., Michaud, S., Gosselin, M., Barrie, L. 1997. Biogenic sulphur emissions from the Gulf of St. Lawrence and assessment of its impact on the Canadian east coast. Journal of Geophysical Research 102:28025-28039.
- Lin, X., Roussel, P.B., Meld, O.T., Selorio, M. 1995. The role of Toronto urban emissions in regional ozone episodes. Atmospheric Environment 29:565-577.
- Li, Q., Jacob, D., Bey, I., Palmer, P., Duncan, B.N., Field, B.D., Martin, R.V., Fiore, A.M., Yantosca, R.M., Parrish, D.D., et al., 2002. Transatlantic transport of pollution and its effects on surface ozone in Europe and North America. Journal of Geophysical Research 107, 4166, doi:10.1029/2001JD001422.

- Lu, R., Turco, R.P. 1994, Air pollutant transport in a coastal environment: Part I: two-dimensional simulations of sea breeze and mountain effects. *Journal of Atmospheric Science* 15:2285-2308.
- Lu, G., Brook, J.R., Rami Alfarra, M., Anlauf, K., Leaitch, W.R., Sharma, S., Wang, D., Worsnop, D.R., Phinney, L. 2006. Identification and characterization of inland ship plumes over Vancouver, BC. *Atmospheric Environment* 40:2767-2782.
- Lyons, W.A., Cole, H.S. 1973. Fumigation and plume trapping on the shores of Lake Michigan during stable onshore flow. *Journal of Applied Meteorology* 12:494-510.
- Lyons, W.A., Cole, H.S. 1976. Photochemical oxidant transport: mesoscale lake breeze and synoptic-scale aspects. *Journal of Applied Meteorology* 15:733-743.
- Lyons, W.A., Tremback, C.J., Pielke, R.A. 1995. Applications of the Regional Atmospheric Modelling System (RAMS) to Provide Input to Photochemical Grid Models for the Lake Michigan Ozone Study (LMOS). *Journal of Applied Meteorology* 34:1762-1786.
- Makar, P.A., Stroud, C., Wiens, B., Cho, S.H., Zhang, J., Sassi, M., Liggio, J., Moran, M., Gong, W., Gong, S., et al., 2008. High Resolution Nested Runs of the AURAMS Model with Comparisons to PrAIRie2005 Field Study Data. In: *Air Pollution Modelling and its Application XIX*. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer, AK/NATO Publishing Unit. [sous presse].
- McKeen, S.A., Wotawa, G., Parrish, D.D., Holloway, J.S., Buhr, M.P., Huebler, G., Fehsenfeld, F.C., Meagher, J.F. 2002. Ozone production from Canadian wildfires during June and July 1995. *Journal of Geophysical Research* 107, 4192.
- McKendry, I.G., Hacker, J.P., Stull, R. 2001. Long-range transport of Asian dust to the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. *Journal of Geophysical Research* 106:18361-18370.
- McKendry, I.G., Steyn, D.G., Lundgren, J., Hoff, R.M., Strapp, W., Anlauf, K., Froude, F., Martin, J.B., Banta, R.M., Olivier, L.D. 1997. Elevated ozone layers and vertical down-mixing over the Lower Fraser Valley, BC. *Atmospheric Environment* 31:2135-2146.
- McKendry, I.G. 2006. Background concentrations of PM_{2.5} and ozone in British Columbia. Rapport au ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique. Accès : www.env.gov.bc.ca/air/airquality/pdfs/background_pm25_ozone.pdf
- Ménard, R., Robichaud, A. 2005. The Chemistry-Forecast System at the Meteorological Service of Canada. Proceedings of ECMWF Seminar on Global earth-system monitoring, du 5 au 9 septembre 2005. Compte-rendu du colloque annuel 2005 du Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme. Accès : www.ecmwf.int/publications/library/do/references/show?id=86891; www.ecmwf.int/publications/library/ecpublications/_pdf/seminar/2005/sem2005_menard.pdf

- Merrill, J.T., Moody, J.L. 1996, Synoptic Meteorology and transport during the North Atlantic Regional Experiment (NARE) intensive : Overview. *Journal of Geophysical Research* 101:28903-28921.
- Merrill, J.T., Moody, J.L., Oltmans, S.J., Levy, H. II. 1996. Meteorological analysis of tropospheric ozone profiles at Bermuda. *J. Geophys. Res.* 101(D22):29201-29211. doi:10.1029/95JD03432.
- Metro Vancouver. 2006. Lower Fraser Valley Air Quality Report 2006. Metro Vancouver, 4330, Kingsway, Burnaby (Colombie-Britannique), Canada V5H 4G8. Accès : www.metrovancouver.org/about/publications/Publications/AmbientAirQualityReport2006.pdf
- Metro Vancouver. 2007. 2005 Lower Fraser Valley Air Emissions Inventory & Forecast and Backcast. Executive Summary. Metro Vancouver Policy Planning Department, 4330, Kingsway, Burnaby (Colombie-Britannique) V5H 4G8. Accès : www.metrovancouver.org/about/publications/Publications/ExecSummary_2005_LFV.pdf
- Metro Vancouver. 2010. 2005 Lower Fraser Valley Air Emissions Inventory & Forecast and Backcast. Detailed Listing of Results and Methodology. Metro Vancouver Policy Planning Department, 4330, Kingsway, Burnaby (Colombie-Britannique) V5H 4G8. Accès : www.metrovancouver.org/about/publications/Publications/2005-LFV-Air_Emissions_Inventory-Forecast-Backcast.pdf
- Meyn, S., Hay, J., Vingarzan, R., Farris, S. 2007a. Analysis of Air Quality at Osoyoos, British Columbia, Border Air Quality Station (November 2004-September 2006): An Analysis of Transboundary Air Pollution Transport. Environnement Canada, Services météorologiques, Vancouver (Colombie-Britannique) V6S 3S5. Accès : www.pyr.ec.gc.ca/georgiabasin/documents/OsoyoosBorderAQ-FinalVersion.pdf
- Meyn, S., Farris, S., Vingarzan, R. 2007b. Analysis of Air Quality at the Creston, British Columbia Border Air Quality Station (Jun 2005-Oct 2006): An Analysis of Trans-boundary Air Pollution Transport. Environnement Canada, Services météorologiques, 401, rue Burrard, bureau 201, Vancouver (Colombie-Britannique) V6S 3S5.
- Monks, P.S. 2000. A review of the observations and origins of the spring ozone maximum. *Atmospheric Environment* 34:3545-3561.
- Moody, J.L., Davenport, J.C., Merrill, J.T., Oltmans, S.J., Parrish, D.D., Holloway, J.S., Levy, H. II, Forbes, G.L., Trainer, M., Buhr, M. 1996. Meteorological mechanisms for transporting O₃ over the western North Atlantic Ocean: A case study for August 24-29, 1993.

Moore, D., Copes, R., Fisk, R., Joy, R., Chan, K., Brauer, M. 2006. Population Health Effects of Air Quality Changes Due to Forest Fires in British Columbia in 2003: Estimates from Physician-visit Billing Data. *Revue canadienne de santé publique* 97(2):105-108.

Municipalité régionale de Wood Buffalo. 2006. The regional municipality of Wood Buffalo census 2006. Planning and Development Department.

[NARSTO] Stratégie nord-américaine de recherche sur l'ozone troposphérique. 2008. Narsto Multipollutant Assessment. [document en préparation]. Accès : www.narsto.org/

Neuman, J.A., Parrish, D.D., Trainer, M., Ryerson, T.B., Holloway, J.S., Nowak, J.B., Swanson, A., Flocke, F., Roberts, J.M., Brown, S.S., et al., 2006. Reactive nitrogen transport and photochemistry in urban plumes over the North Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research* 111, D23S54, doi:10.1029/2005JD007010.

Nkemdirim, L.C. 1988. An assessment of the relationship between functional groups of weather elements and atmospheric pollution in Calgary, Canada. *Atmospheric Environment* 22:2287-2296.

O'Dowd, C.D., Smith, M.H. 1993. Physicochemical Properties of Aerosols Over the Northeast Atlantic: Evidence for Wind-Speed-Related Submicron Sea-Salt Aerosol Production. *Journal of Geophysical Research* 98:1137-1149.

[ONE] Office national de l'énergie. 2006. Les sables bitumineux du Canada – Perspectives et défis jusqu'en 2015 : Mise à jour. Évaluation du marché de l'énergie, no de cat. NE23-116/2006F. Juin 2006.

[ONE] Office national de l'énergie. 2007. Productibilité à court terme de gaz naturel au Canada : 2007-2009. Évaluation du marché de l'énergie, no de cat. NE2-1/2007E. Octobre 2007.

Ontario. Ministère de l'Environnement. 2010. Air Quality in Ontario 2008 Report. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Ontario. Ministère de l'Environnement. 2005. Transboundary Air Pollution in Ontario. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Ontario. Ministère de l'Environnement. 2006. Air Quality in Ontario 2005 Report. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Ontario. Ministère de l'Environnement. 2007. Air Quality in Ontario 2006 Report. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Oulton, I., Blom, G., Oldfield, K., Brenton, L., MacIsaac, P., Cormier, M., Dempsey, K., Malec, G. 2007. Halifax Port Authority Stakeholder Report. Juin 2007. Accès :

www.portofhalifax.ca/english/resources/documents/6087HPABiAnnualReport.pdf [consulté en septembre 2007].

Paatero, P. 1997. Least square formulation of robust, non-negative factor analyzer. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 37:23-35.

Paatero, P. 1998. User's guide for Positive Matrix Factorization Programs, PMF2 and PMF 3.

Pankratz, A. 2004. Climatology of wind trajectories for the prairie provinces. Edmonton (Alb.) : Environnement Canada – région des Prairies et du Nord.

Park, R.J., Jacob, D.J., Logan, J.A. 2007. Fire and biofuel contributions to annual mean aerosol mass concentrations in the United States. *Atmospheric Environment* 41:7389-7400.

Peake, E., Fong, B.D. 1990. Ozone concentrations at a remote mountain site and at two regional locations in southwestern Alberta. *Atmospheric Environment* 24A:475-480.

Pfister, G.G., Emmons, L.K., Hess, P.G., Honrath, R., Lamarque, J.-F., Val Martin, M., Owen, R.C., Avery, M.A., Browell, E.V., Holloway, J.S., et al., 2006. Ozone production from the 2004 North American boreal fires. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres* 111, D24S07.

Phinney, L., Waugh, D., Beauchamp, S., Hingston, M. 2006a. Contribution of Marine Activities to Ambient Air Chemistry in Coastal Regions of Atlantic Canada, Phase I: Halifax Harbour. Service météorologique du Canada – région de l'Atlantique, rapport scientifique no 2006-01.

Phinney, L. 2007. Sea Salt Aerosol Surface Concentrations and Vertical Profiles near the Atlantic Canadian Coast: A Literature Review. Service météorologique du Canada – région de l'Atlantique, rapport scientifique no 2007-03.

Pisano, J.T., McKendry, I.M., Steyn, D.G., Hastie, D.R. 1997. Vertical nitrogen dioxide and ozone concentrations measured from a tethered balloon in the Lower Fraser Valley. *Atmospheric Environment* 31:2071-2078.

Polissar, A.V., Hopke, P.K., Poirot, R.L. 2001. Atmospheric aerosol over Vermont: Chemical composition and sources. *Environment Science and Technology* 35:4604-4621.

Potvin Air Management Consulting. 2006. Informal Consultation on Local Air Issues in Sault Ste. Marie, Ontario-Michigan under the Canada-United States Air Quality Agreement: Technical Support Document on Air Quality 2001-2003. Rapport sommaire préparé par Potvin Air Management Consulting pour Environnement Canada, l'Environmental Protection Agency des États-Unis, le

ministère de l'Environnement de l'Ontario, le Department of Environmental Quality du Michigan et l'Inter-Tribal Council of Michigan. Accès :

www.epa.gov/region5/air/transboundary_air_quality_study-final07-30-07.pdf

Pryor, S.C. 1996. Assessing public perception of visibility for standard setting exercises. *Atmospheric Environment* 30:2705-2716.

[PSEA] Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique. 2006. AMAP Assessment 2006 : Acidifying Pollutants, Arctic Haze and Acidification in the Arctic. Oslo (Norvège) : Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (PSEA). 112 p.

Pun, B.K., Seigneur, C. 1999. Understanding particulate matter formation in the California San Joaquin Valley: conceptual model and data needs. *Atmospheric Environment* 33:4865-4875.

Qiu, W., Pankratz, A. 2007. The AQHI in Alberta: 2001-2005. Internal analysis in support of AQHI evaluation.

Quinn, P.K., Coffman, J., Kapustin, V.N., Bates, T.S., Covert, D.S. 1998. Aerosol optical properties in the marine boundary layer during the first Aerosol Characterization Experiment (ACE 1) and the underlying chemical and physical aerosol properties. *Journal of Geophysical Research* 103:16547-16563.

Raven, H. 2005. ⁷Be as a Tracer of Stratospheric Contribution to Ground Level Ozone at Harlech, Alberta. Présenté lors du 39e Congrès annuel de la Société canadienne de météorologie et d'océanographie, Vancouver (C.-B.), mai 2005.

Reid, N.W., Niki, H., Hastie, D.R., Shepson, P.B., Roussel, P.B., Melo, O.T., Mackay, G.I., Drummond, J., Schiff, H.I., Poissant, L., et al., 1996. The Southern Ontario Oxidant Study (SONTOS): Overview and Case Studies for 1992. *Atmospheric Environment* 30:2125-2132.

Reid, N.W. 2007. A Review of Background Ozone in the Troposphere. Accès : www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_079168.pdf

Rittmaster, R., Adamowicz, W.L., Amiro, B., Pelletier, R.T. 2006. Economic analysis of health effects from forest fires. *Revue canadienne de recherche forestière* 36(4):868-877.

[RNSPA] Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique. 2006. NSPA données [archives]. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Ottawa (Ontario) K1A 0H3. Accès : www.etc-cte.ec.gc.ca/Napsdata/Default.aspx

Rousseau, J., Lavoué, D. 2005. Integration of Real Time PM_{2.5} Emission Rates from Forest Fires with a Dynamic Model in order to Simulate Wildfires in CHRONOS to Improve the Air Quality Forecasts. In: Proceedings of the 39th Canadian Meteorological and Oceanographic Society Congress, Vancouver/Richmond (C.-B.), Canada.

Royal Society. 2008. Ground-level Ozone in the 21st Century: Future Trends, Impacts and Policy Implications. ISBN: 978-0-85403-713-1. Accès : royalsociety.org

Rubin, J., Brown, S.G., Hafner, H.R., Roberts, P.T., Graham, M. 2007. Source Apportionment and Positive Matrix Factorization at an Industrial City in Northern British Columbia. Présenté lors de la 2007 Aerosol Conference, Reno (NV), du 24 au 28 septembre 2007.

Rupakheti, M., Leaitch, W.R., Lohmann, U., Hayden, K., Brickell, P., Lu, G., Li, S-M., Toom-Sauntry, D., Bottenheim, J.W., Brook, J.R., et al., 2005. An intensive study of the size and composition of submicron atmospheric aerosols at a rural site in Ontario, Canada. *Aerosol Science and Technology* 39:722-736.

[RWDI] Rowan Williams Davies & Irwin Inc. 2004. Contribution des alumineries aux concentrations de matières particulaires. Rapport présenté à l'Association de l'aluminium du Canada, Montréal (Qc), Canada.

Ryerson, T.B., Trainer, M., Angevine, W.M., Brock, C.A., Dissly, R.W., Fehsenfeld, F.C., Frost, G.J., Goldan, P.D., Holloway, J.S., Hübler, G., et al., 2003. Effect of petrochemical industrial emissions of reactive alkenes and NO_x on tropospheric ozone formation in Houston, Texas. *Journal of Geophysical Research* 108:ACH8-1 - ACH8-24.

Sahsuaroglu, T., Arain, A., Beckerman, B., Kanaroglou, P., Brook, J.R., Finkelstein, N., Finkelstein, M., Gilbert, N., Newbold, B., Jerrett, M. 2006. A land-use regression model for predicting ambient concentrations of nitrogen dioxide in Hamilton, Canada. *Journal of Air & Waste Management Association* 56:1059-1069.

[SC2] Sous-comité 2 de la collaboration scientifique. 2004. Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules. En56-203/2004F. 143 p. Accès : www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=3BC8288E-E427-4E0E-A624-F67334D31BB0 ou www.epa.gov/airmarkt/usca/index.html [en anglais].

Scott, W. 1989. Acid Rain: What we know, what we did, what we will do. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 18:75-82.

Sharma, S., Vingarzan, R., Barrie, L.A., Norman, A.-L., Sirois, A., Henry, M., DiCenzo, C. 2003. Concentrations of dimethyl sulfide in the Strait of Georgia and its impact on the atmospheric sulphur budget of the Canadian West Coast. *Journal of Geophysical Research* 108:7.1-7.12.

Shepherd, M.F., Brook, J.R., Makar, P.A., Moran, M.D., Vet, R.J., Dann, T.F., Dion, J. 2001 Precursor contributions to ambient fine particulate matter in Canada. Rapport du Service météorologique du Canada, Environnement Canada. 237 p.

Shepherd, M. 2004. Perspective for Managing PM. In: McMurray, et al. (éd.) Particulate Matter Science for Policy Makers, A NARSTO Assessment. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. p. 53-68.

Sillman, S., Samson, P.J., Masters, J.M. 1993. Ozone production in urban plumes transported over water: Photochemical model and case studies in the Northeastern and Midwestern United States. *Journal of Geophysical Research* 98:12687-12699.

Singh, G.B., Brune, W.H., Crawford, J.H., Jacob, D.J., Russel, P.B. 2006. Overview of the summer 2004 Intercontinental Chemical Transport Experiment – North America (INTEX-A). *Journal of Geophysical Research* 111, D24S01, doi:10.1029/2006JD007905.

Sirois, A., Vet, R. 2002. An Exploratory Evaluation of Potential Canadian Emission Contributions to Reduced Visibility and Particulate Matter Concentrations at Glacier National Park, Montana. Rapport interne.

So, R., Vingarzan, R. 2010. Analysis of Visibility in the Lower Fraser Valley of British Columbia. Environnement Canada, Services météorologiques, 401, rue Burrard, bureau 201, Vancouver (Colombie-Britannique) V6S 3S5.

So, R., Vingarzan, R., Meyn, S. 2010. Source Apportionment of PM_{2.5} at Burnaby South and Abbotsford. Environnement Canada, Services météorologiques, 401, rue Burrard, bureau 201, Vancouver (Colombie-Britannique) V6S 3S5.

Statistique Canada. 2006. Accès : www40.statcan.gc.ca/102/cst01/demo02a-fra.htm

Strawbridge, K.B., Snyder, B.J. 2004. Daytime and nighttime aircraft measurements showing evidence of particulate matter transport into the northeastern valleys of the Fraser Valley, B.C. *Atmospheric Environment* 38:5873-5886.

Stocks, B.J., Fosberg, M.A., Lynham, T.J., Mearns, L., Wotton, B.M., Yang, Q., Jin, J.-Z., Lawrence, K., Hartley, G.R., Mason, J.A., et al., 1998. Climate change and forest fire potential in Russian and Canadian boreal forests. *Climatic Change* 38:1-13.

Territoires du Nord-Ouest. Ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles. 2004. Northwest Territories Air Quality Report 2004. Rapport du ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles des Territoires du Nord-Ouest.

UpHere Publishing. 2007. The Firing Squad. Numéro de novembre-décembre 2004. Up Here Publishing Ltd, 4920, 52e Rue, bureau 800, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 3T1. Accès : www.uphere.ca/node/61

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2007. Emission summaries. Accès : www.epa.gov/cair/technical.html#proposedrule

Vet, R., Brook, J., Ro, C., Shaw, M., Narayan, J., Zhang, L., Moran, M., Lusic, M. 2004. Chapitre 3 : Les réactions de l'atmosphère suite aux changements dans les émissions. In: Morrison, H. (éd.) Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada. p. 15-90.

Vingarzan, R., Taylor, B. 2003. Trend analysis of ground level ozone in the Greater Vancouver/Fraser Valley area of British Columbia. *Atmospheric Environment* 37:2159-2171.

Vingarzan, R. 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38:3431-3442.

Vingarzan, R., Li, S.-M. 2006. The Pacific 2001 Air Quality Study – synthesis of findings and policy implications. *Atmospheric Environment* 40:2637-2649.

Vingarzan, R., Fleming, S., Meyn, S., Schwarzhoff, P., Belzer, W. 2007. Qualité atmosphérique et transport transfrontalier à Christopher Point, Colombie-Britannique. Service météorologique du Canada, Environnement Canada, 401, rue Burrard, bureau 201, Vancouver (Colombie-Britannique) V7R 2S5.

Vingarzan, R., Schwarzhoff, P. 2010. Ozone Trends and Reactivity in the Lower Fraser Valley. Service météorologique du Canada, Environnement Canada, 401, rue Burrard, bureau 201, Vancouver (Colombie-Britannique) V7R 2S5.

Wade, K.S., Brown, S.G., Roberts, P.T. 2007. Characterization of ambient air quality in the oil sands area of Northern Alberta. Préparé pour la Cumulative Environmental Management Association.

Wang, T., Carroll, M.A., Albercook, G.M., Owens, K.R., Duderstadt, K.A., Markevitch,

A.N., Parrish, D.D., Holloway, J.S., Fehsenfeld, F.C., Forbes, G., et al., 1996. Ground-based measurements of NO_x and total reactive oxidized nitrogen (NO_y) at Sable Island, Nova Scotia, during the NARE 1993 summer intensive. *Journal of Geophysical Research* 101:28972-29004.

Wang, D., Fuentes, J.D., Travers, D., Dann, T., Connolly, T. 2005. Non-methane hydrocarbons and carbonyls in the Lower Fraser Valley during PACIFIC 2001. *Atmospheric Environment* 39:5261-5272.

Watson, J.G., Chen, A.L.-W., Chow, J.C., Draiswamy, P., Lowenthal, D.H. 2008. Source apportionment: Findings from the U.S. Supersites program. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 58:265-288.

Waugh, D. 2003. Low Altitude Ozone Concentrations over Southwestern Nova Scotia – Meteorological Factors and Model Sensitivity. Thèse de maîtrise en sciences, Université Dalhousie. 114 p.

Waugh, D., Tordon, R., Ketch, L., Beauchamp, S. 2003. Multi-pollutant Trajectory Analysis for Kejimikujik National Park, Nova Scotia and St. Andrews, New Brunswick – 1999 to 2001. Service météorologique du Canada – région de l'Atlantique. [CD-ROM].

Waugh, D., Phinney, L., Beauchamp, S., Leaitch, R., Hayden K. 2007. Initial Results from the 2004 ICARTT/TIMs field study [rapport inédit].

West, J.J., Ansari, A.S., Pandis, S.N. 1999. Marginal $PM_{2.5}$: Nonlinear aerosol mass response to sulphate reductions in the Eastern United States. *Journal of the Air and Waste Management Association* 49:1415-1424.

Wexler, A.S., Johnson, M.V. 2008. What have we learned from highly time-resolved measurements during EPA's supersites program and related studies? *Journal of the Air and Waste Management Association* 58:303-319.

Wheeler, A.J., Xu, X., Smith-Doiron, M., Gilbert, N.L., Brook, J.R. 2007. Intra-urban variability of air pollution – monitoring and modelling of $PM_{2.5}$, $PM_{2.5-10}$ and NO_2 . Présentation d'affiche lors d'ISEE ISEA 2006, Paris (France), septembre.

Wheeler, A.J., Smith-Doiron, M., Xu, X., Gilbert, M.L., Brook, J.R. 2008. Intra-Urban variability of air pollution in Windsor, Ontario – Measurement and modelling for human exposure assessment. *Environmental Research* 106:7-16.

Wotawa, G., Trainer, M. 2000. The influence of Canadian forest fires on pollutant concentrations in the United States. *Science* 288:324-328.

Xu, X., Brook, J.R., Guo, Y. 2007. A statistical assessment of saturation and mobile sampling strategies to estimate long term average concentrations across urban areas. *Journal of the Air and Waste Management Association* 57:1396-1406.

Xu, X., Baoning, Z., Brook, J.R., Lu, G. 2008. Dispersion modelling of ship plume in West Vancouver, British Columbia, Canada. Rencontre annuelle de l'Air and Waste Management Association, Portland (OR). Paper 570.

Yukon. Ministère de l'Environnement. 2002. Yukon State of the Environment Report. Ministère de l'Environnement du Yukon. ISBN 1-55362-157-3. Accès : www.environmentyukon.gov.yk.ca/pdf/2002soe.pdf

Yukon. 2007. Environment Yukon. Accès : www.environmentyukon.gov.yk.ca/

CHAPITRE 8 : Nouvelles orientations de la science du smog

David Flagg, Janya Kelly, David Plummer, Paul Makar, Randall Martin

MESSAGES CLÉS ET INCIDENCES

- Les avancées récentes en matière de modèles de changements climatiques ont entraîné l'utilisation de ces derniers dans les projections de la pollution fondées sur les régimes climatiques futurs.
- Les projections modélisées de la qualité de l'air à partir d'un couplage de modèles de la qualité de l'air et de modèles climatiques montrent les éléments suivants :
 - Si les émissions restaient constantes à leur niveau actuel, les changements climatiques entraîneraient la baisse de la moyenne mondiale d'ozone (O_3) de fond d'une à trois parties par milliard par volume (ppbv). Pourtant, les augmentations prévues des émissions contrebalanceront cette diminution, avec une augmentation nette de l'ozone (O_3) pour la plupart des régions continentales à la surface.
 - La réaction régionale modélisée de l'ozone (O_3) troposphérique par rapport aux changements climatiques varie localement, avec une tendance générale à l'augmentation de l'ozone (O_3) d'un à cinq ppbv par rapport au climat actuel, surtout dans les zones qui sont déjà connues pour la pollution à l'ozone (O_3). Certaines zones montrent des baisses ponctuelles de l'ozone (O_3) en fonction du climat, des émissions et de la météorologie au niveau local.
 - La réaction prévue de la matière particulaire aux changements climatiques est variée, même si des augmentations sont à prévoir dans certaines zones.
- Les fronts de brise de mer ou de brise de lac peuvent avoir des répercussions importantes sur la couche marine et sur la qualité de l'air, entraînant des changements importants dans les concentrations locales de polluants de surface. La présence d'une zone urbaine peut sensiblement compliquer la circulation, contribuant ainsi à des concentrations localement importantes de polluants à l'échelle de temps diurne. Ces concentrations dépendent de la taille de la ville et de la force de la brise de mer ou de la brise de lac.
- Le transport des polluants dans les environnements urbains dépend de la densité, de l'orientation et de la géométrie des bâtiments, ainsi que des conditions ambiantes de vitesse du vent, de direction du vent et de stabilité statique. Les bâtiments très hauts bordant d'étroits canyons routiers ont tendance à inhiber la ventilation diurne des polluants de surface. Il reste un travail considérable à faire en matière d'efforts de modélisation de la dynamique et de l'équilibre énergétique sous le couvert urbain et au-dessus.

- Les mesures satellitaires sont apparues ces dix dernières années comme un moyen d'étudier la pollution de l'air et leur utilisation devrait gagner du terrain. Les mesures satellitaires peuvent être utilisées pour donner des renseignements sur la qualité de l'air à la surface, poser des contraintes sur les estimations des émissions et suivre le transport à grande distance à l'échelle régionale et mondiale.

8.1 Présentation du sujet et organisation du chapitre

Ce chapitre contient trois examens différents de la recherche scientifique récente, rassemblés sous le thème « Nouvelles orientations ». Même si la plupart des chapitres de cette évaluation se penchent sur des documents publiés entre 2003 et 2007, le présent chapitre a été mis à jour pour inclure un examen allant jusqu'à 2009 inclus afin de présenter adéquatement les nouvelles orientations de la recherche. Chaque examen décrit une partie de la science du smog qui n'existait pas dans la décennie passée ou un champ dans lequel les nouvelles découvertes ont largement modifié notre compréhension de la formation et du transport de la pollution de l'air. Ils ne sont pas conçus comme une liste exhaustive de toutes les orientations nouvelles ou précieuses de la recherche, mais plutôt comme des points saillants des domaines de recherche qui n'ont pas été couverts en détail dans les autres chapitres de cette évaluation, dans laquelle des progrès importants ont été faits. Les examens sont axés sur les points suivants :

Les effets des changements climatiques sur la pollution atmosphérique (section 8.2). Les travaux récents sur les modèles de changements climatiques ont mené à leur utilisation dans les projections de la pollution atmosphérique fondées sur les régimes climatiques futurs. Les travaux réalisés jusqu'à maintenant laissent entendre que les répercussions des changements climatiques sur la pollution atmosphérique seront importantes, rivalisant avec les conséquences des hausses attendues des émissions.

La couche limite atmosphérique (CLA) et sa relation avec la pollution atmosphérique (section 8.3). Le déplacement des gaz polluants et de la matière particulaire est particulièrement sensible à l'environnement local et à la météorologie. L'évaluation de la dispersion et du transport à grande échelle depuis les régions émettrices nécessite une étude attentive des processus physiques pertinents, en particulier dans des environnements complexes comme les côtes maritimes et les villes.

Observations par satellite des paramètres de la qualité de l'air depuis l'espace (section 8.4). Il s'agit d'un volet nouveau et passionnant de la science de la qualité de l'air, présentant de nombreuses applications futures.

8.2 Changements climatiques et qualité de l'air

Janya Kelly, David Plummer, Paul Makar

8.2.1 Interactions entre le climat et les propriétés chimiques

8.2.1.1 Liens entre les changements climatiques et la qualité de l'air

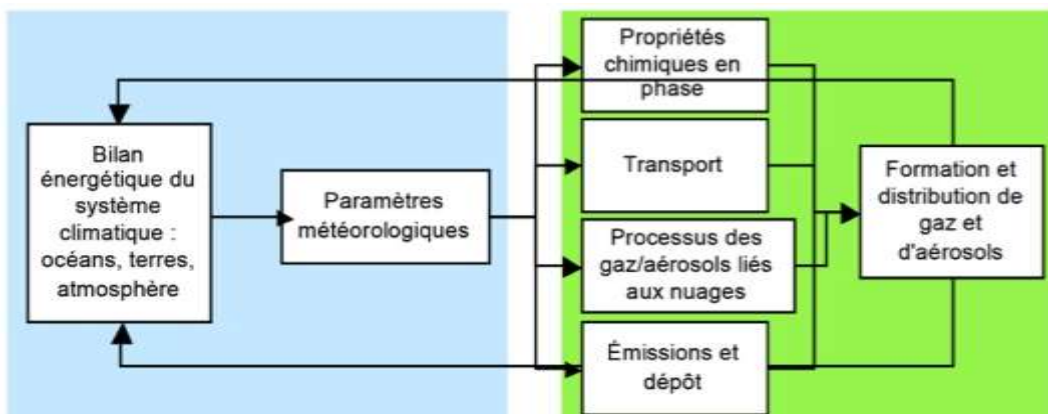


Figure 8.1 Représentation des liens entre changements climatiques et qualité de l'air. Les changements du bilan énergétique du système climatique peuvent avoir des conséquences sur les paramètres météorologiques, qui peuvent se répercuter sur la formation et la distribution d'espèces atmosphériques, modifiant donc la qualité de l'air. L'évolution de la distribution et de la formation des espèces atmosphériques peut engendrer une réaction et modifier le bilan énergétique du système climatique.

Un aperçu simplifié des liens entre changements climatiques et qualité de l'air est présenté à la figure 8.1. Le système climatique dans sa totalité comprend des interactions complexes entre l'atmosphère, les océans, la cryosphère (neige et glace) et la biosphère terrestre (sol et végétation); ces interactions se complexifient si on tient compte des liens entre les changements climatiques et la qualité de l'air. Les changements climatiques se produisent par l'intermédiaire d'évolutions de l'équilibre entre les rayonnements entrants et sortants dans le système climatique dans sa totalité. Des paramètres météorologiques comme la température, la pression, la vitesse et la direction du vent, l'humidité et les précipitations peuvent subir les conséquences directes ou indirectes des rayonnements. Ces variables ont, à leur tour, des répercussions sur la phase gazeuse et la composition chimique des aérosols, le transport, le traitement dans les nuages des gaz et des aérosols, les émissions et les dépôts. Les changements climatiques peuvent donc avoir des répercussions sur la formation et la distribution de l'ozone (O_3) et des matières particulaires (MP), deux indices clés de la qualité de l'air. Les gaz et les aérosols peuvent également avoir des conséquences sur le climat, en interagissant avec les rayonnements entrants (solaires) et sortants (terrestres).

Voici quelques répercussions des changements climatiques sur la qualité de l'air : (1) une hausse des températures entraînant une augmentation des concentrations de vapeur d'eau, ces deux facteurs ayant

un effet sur les taux de réaction chimique; (2) une modification de la distribution des conditions météorologiques, l'évolution locale des régimes climatiques entraînant des changements de la qualité de l'air (p. ex. modification de la direction du vent due aux changements climatiques empêchant les polluants d'être transportés dans une nouvelle direction ou permettant ce transport); (3) des modifications de la dynamique de la circulation générale (p. ex. échange stratosphère-troposphère, distribution de la convection et ventilation de la couche limite, baisse de la fréquence des cyclones des latitudes moyennes), entraînant des changements de la distribution des polluants; (4) une évolution des émissions de gaz précurseurs naturels, qui dépendent de la météo; (5) une diminution de la nébulosité, entraînant une augmentation de la production de smog photochimique (Jacob et Winner, 2009; Hogrefe et al., 2004; Leung et Gustafson, 2005; Dawson et al., 2007; Liao et al., 2006; Stevenson et al., 2006; Steiner et al., 2006; Forkel et Knoche, 2006). Les projections de la qualité de l'air issues d'un couplage de modèles de la qualité de l'air et de modèles climatiques incluront tous ces effets. Si, en matière de changements climatiques, l'accent est souvent mis sur la température, le rôle de tous les paramètres météorologiques est inclus dans les projections modélisées.

La qualité de l'air peut avoir des répercussions sur les changements climatiques par l'intermédiaire d'évolutions dans les concentrations de composants atmosphériques, ce qui peut modifier l'équilibre des rayonnements de l'atmosphère (p. ex. des évolutions de l'ozone (O_3), du méthane et des matières particulaires peuvent entraîner des changements des propriétés radiatives de l'atmosphère) et la formation des nuages. Les matières particulaires peuvent avoir deux sortes de répercussions sur le climat : des répercussions directes par la diffusion et l'absorption du rayonnement solaire, et des répercussions indirectes par des conséquences sur les propriétés radiatives des nuages. En fonction de leur composition, les matières particulaires diffusent le rayonnement solaire (sulfates), ce qui a un effet refroidissant, ou absorbent le rayonnement solaire (carbone noir), ce qui crée un effet de réchauffement par l'intermédiaire des interactions avec l'air ambiant. Les conséquences possibles comprennent une diminution de la couverture nuageuse de l'étage inférieur, une augmentation du nombre de noyaux de condensation des nuages, une plus grande réflectivité, ainsi qu'une hausse ou une baisse du rayonnement atteignant la surface, en fonction de l'équilibre de ces effets.

Jacob et Winner (2009) présentent une discussion plus détaillée sur les liens entre changements climatiques et qualité de l'air, ainsi que sur la sensibilité aux changements climatiques de la météorologie de la pollution atmosphérique.

8.2.2 Étude des changements climatiques et de la qualité de l'air

Les projections les plus complètes du climat à venir sont effectuées à partir de modèles numériques à l'échelle mondiale ou régionale du système climatique, sur la base des principes physiques fondamentaux (SCMO, 2007). Même s'il s'agit des meilleurs outils actuellement à disposition, ces modèles ne sont que des approximations contenant des incertitudes découlant de la résolution de grille, du choix des processus à représenter dans le modèle et de la manière dont ils sont représentés (en particulier les processus en lien avec la formation et le comportement des nuages et des précipitations) (Hogrefe et al., 2004; Murphy et al., 2004; Staniforth et al., 2005). Différents modèles

traitent les processus se produisant dans l'atmosphère de différentes façons, ce qui entraîne un éventail de sensibilités aux répercussions futures des changements climatiques (Hogrefe et al., 2004). Ces incertitudes découlent de la représentation du système climatique dans les modèles et de la variabilité du climat interne dans le système (GIEC, 2007). De multiples répétitions des modèles à partir d'un ensemble varié de conditions de départ (conformes aux observations) réduisent la variabilité interne du climat (GIEC, 2007). Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC, 2007) propose d'utilisation de plusieurs modèles (modélisation globale) afin de réduire les effets des incertitudes dans la représentation du système climatique. En revanche, certains processus seront peut-être encore absents et il pourrait y avoir un biais systématique partagé dans les différentes paramétrisations.

Les changements climatiques prévus peuvent être associés à des indicateurs de la qualité de l'air par l'intermédiaire d'une réduction d'échelle statistique ou dynamique du système de modélisation climatique. On peut déduire d'autres informations sur les sensibilités et les projections futures de la qualité de l'air en utilisant la technique de modélisation globale.

8.2.2.1 Réduction d'échelle statistique

La réduction d'échelle statistique réduit les variables climatiques à grande échelle à l'échelle régionale/locale, à l'aide de relations statistiques dérivées entre les paramètres météorologiques (prédicteurs) et la qualité de l'air (prédicteurs) à partir des données d'observation historique pour l'emplacement donné (Cheng et al., 2007a, b; Demuzere et van Lipzig, 2010a, b; Timbal et al., 2009; Wise 2009). Pour utiliser cette méthode, il faut disposer de données climatiques du modèle de circulation générale (MCG) ou d'enregistrements de données historiques (p. ex. observations d'une station locale). Demuzere et van Lipzig (2010a) présentent un aperçu des nombreuses approches différentes de la réduction d'échelle statistique. Timbal et al. (2009) ont trouvé que le choix de variables climatiques explicatives à grande échelle était beaucoup plus important que le choix d'une technique de réduction d'échelle statistique.

Au nombre des avantages de la réduction d'échelle statistique, on compte un accroissement de l'accessibilité et de la flexibilité, ainsi que la capacité à fournir des données locales (à l'échelle de la station) (Wise, 2009). La réduction d'échelle statistique a également l'avantage de nécessiter un traitement informatique moins lourd et intense par rapport à la réduction d'échelle dynamique; ce point sera abordé dans la section 8.2.2.2 (Demuzere et van Lipzig, 2010). Néanmoins, les réductions d'échelle dynamique et statistique sont soumises aux incertitudes des résultats du modèle de circulation générale (MCG) sur lequel elles reposent (Wise, 2009). De même, la réduction d'échelle statistique peut nécessiter des enregistrements de données historiques qui n'existent pas forcément pour les régions étudiées. Un inconvénient important de cette méthode est l'hypothèse selon laquelle les relations statistiques actuelles du climat entre prédicteurs et prédicteurs resteront valides dans les conditions climatiques à venir (Demuzere et van Lipzig, 2010a, b; Timbal et al., 2009; Wise, 2009). Les changements en matière d'émissions (anthropiques et biogéniques) ne sont pas pris en compte dans la réduction d'échelle statistique, de même que les évolutions des transports et la formation d'espèces chimiques (Demuzere et van Lipzig, 2010a, b; Wise, 2009). Wise (2009) indique que

L'inclusion de l'évolution des émissions et du transport chimique est nécessaire pour fournir des projections de la qualité de l'air car, sans ces valeurs, les résultats ne montrent que la sensibilité du climat. Par exemple, Cheng et al. (2007a, b) ont inclus les répercussions des émissions en établissant un enregistrement des polluants pour la période 1981-2000. Cette étude a conservé les émissions aux niveaux de la fin du siècle (la période de référence mentionnée) ou a mis à l'échelle les émissions de référence ($\pm 20\%$) pour tenir compte des changements à venir.

8.2.2.2 Réduction d'échelle dynamique : études MCG-MTC

Au-delà de la réduction d'échelle statistique, les études climat-chimie intègrent souvent quatre modèles différents : les modèles de circulation générale (MCG, résolution de quelques centaines de kilomètres), les modèles de transport chimique (MTC), les modèles climatiques régionaux (MCR, résolution de quelques centaines de kilomètres pouvant simuler jusqu'à un seul continent) et les modèles de transport chimique régionaux. Les modèles de transport chimique mondiaux découlent habituellement directement de la météorologie d'un modèle de circulation générale donné, sans réduction d'échelle dynamique. Dans une réduction d'échelle dynamique, des données sur le climat à l'échelle mondiale avec une faible résolution sont utilisées pour aboutir à un modèle numérique de meilleure résolution uniquement appliqué sur une zone limitée. Le modèle régional pour une zone limitée reçoit ses conditions initiales et limites du modèle global.

Dans de nombreuses études sur le climat et les propriétés chimiques, les données sur le climat à l'échelle mondiale du modèle de circulation générale (MCG) sont utilisées pour obtenir un modèle de transport chimique, que ce soit dans une configuration en ligne ou hors ligne. Dans une configuration hors ligne, le modèle climatique est exécuté dans un premier temps et les champs météorologiques résultants sont utilisés pour obtenir le modèle de transport chimique régional. Il n'y a pas de rétroaction entre les variables en ce qui concerne le modèle de transport chimique régional et les champs climatiques. Dans la configuration en ligne, un modèle de circulation générale et un modèle de transport chimique mondial sont exécutés simultanément, avec un échange d'information entre les deux; cela comprend parfois une rétroaction radiative (Giorgi et Meleux, 2007). Si les systèmes de modélisation en ligne présentent l'avantage d'une rétroaction entre les deux modèles, ils comprennent souvent des représentations chimiques et des aérosols simplifiées afin de permettre le traitement par ordinateur. En revanche, les modèles de la composition chimique de l'atmosphère constituent le meilleur outil pour faire des projections quantitatives de la composition troposphérique, car ils fournissent les meilleures estimations de la distribution des corps à l'état de traces (p. ex. l'ozone et l'OH), de la capacité oxydative de l'atmosphère et des forçages radiatifs découlant des modifications des concentrations d'ozone et de méthane (Stevenson et al., 2006). Les modèles mondiaux peuvent également capturer les activités de transport importantes, p. ex. le transport intercontinental d'émissions, qui peuvent avoir des conséquences sur l'ozone troposphérique du même ordre que les réductions des émissions (Fiore et al., 2009). Les modèles mondiaux permettent la représentation de l'ensemble du système climat-chimie-aérosols.

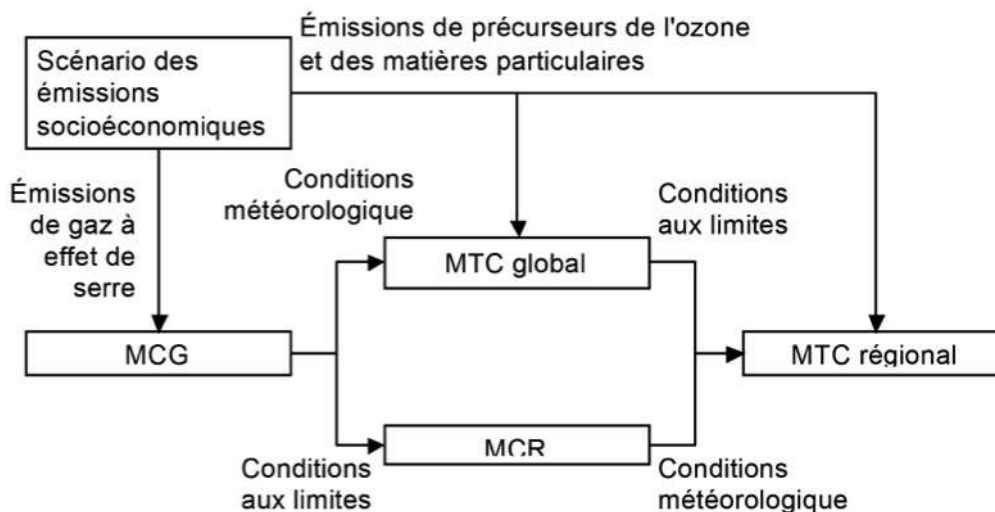


Figure 8.2 Configuration générale hors ligne MCG-MTC pour l'enquête sur les effets des changements climatiques sur la qualité de l'air d'après Jacob et Winner (2009). MCG = modèle de circulation générale, MCR = modèle de climat régional et MTC = modèle de transport chimique

Leung et Gustafson (2005) ont découvert que les modèles climatiques et chimiques mondiaux n'ont pas la résolution spatiale suffisante pour résoudre les processus atmosphériques, chimiques et de surface utilisés pour évaluer la qualité de l'air dans une région. La résolution de ces processus nécessite une réduction d'échelle dynamique d'un modèle de circulation générale à un modèle de transport chimique régional. Les systèmes hors ligne sont choisis dans la majorité des études, car ils contiennent la représentation chimique et des aérosols la plus complexe, nécessaire pour faire face aux problèmes de qualité de l'air (Giorgi et Meleux, 2007). La figure 8.2 montre un organigramme basique décrivant la façon dont un système de modélisation hors ligne MCG-MTC régional est mis sur pied (Jacob et Winner, 2009). Le scénario des émissions socioéconomiques dicte des émissions de gaz à effet de serre qui sont intégrées au modèle de circulation générale afin de projeter les changements climatiques sur une période donnée. Le scénario des émissions socioéconomiques peut également être utilisé pour estimer les émissions anthropiques et biogéniques à venir à l'échelle mondiale et régionale afin de les intégrer au modèle de transport chimique. À l'échelle mondiale, les émissions des précurseurs de l'ozone et des matières particulaires sont intégrées dans un modèle de transport chimique global, avec des données météorologiques de l'exécution du modèle de circulation générale, afin de créer des conditions aux limites pour le modèle de transport chimique régional. À l'échelle régionale, les émissions des précurseurs de l'ozone et des matières particulaires sont directement intégrées au modèle de transport chimique. Le modèle de circulation générale fournit les conditions aux limites pour un modèle climatique régional (MCR), apportant une meilleure résolution à une échelle inférieure d'intérêt. Les données météorologiques correspondantes résultant du modèle climatique régional sont incluses dans le modèle de transport chimique afin de fournir des projections de la qualité de l'air. Les études prennent souvent le parti de ne pas mettre à jour les émissions pour le climat à venir (outre les données incluses dans le modèle de circulation générale), isolant ainsi les répercussions des changements climatiques. D'autres études choisissent de ne pas mettre à jour les conditions aux limites du modèle de transport chimique pour le climat à venir, isolant ainsi les

répercussions des changements climatiques et les émissions régionales. Idéalement, un système de modélisation MCG-MTC régional devrait inclure toutes les caractéristiques indiquées à la figure 8.2. Cela permet de rassembler des renseignements à l'échelle mondiale par l'intermédiaire de conditions aux limites et de données météorologiques, ainsi que d'obtenir une meilleure résolution pour examiner la qualité de l'air à l'échelle régionale. Pour Leung et Gustafson (2005), il convient d'inclure les interactions complexes entre les émissions, les changements atmosphériques et les propriétés chimiques afin d'effectuer une évaluation complète de l'influence des changements climatiques sur la qualité de l'air au niveau régional.

Les échelles spatiale et temporelle sont un autre point important des études de la chimie du climat. Les études utilisent souvent une échelle globale MCG-MTC pour se pencher sur les répercussions de la qualité de l'air à l'échelle régionale. Si cela peut apporter des données importantes, Leung et Gustafson (2005) ont découvert que ces modèles n'ont pas la résolution spatiale suffisante pour résoudre les processus atmosphériques, chimiques et de surface utilisés pour évaluer la qualité de l'air dans une région. Pour Racherla et Adams (2008), une faible résolution sous-estime l'ozone dans les zones urbaines et la surestime dans les zones de référence. Forkel et Knoche (2006) se sont penchés sur l'ozone proche de la surface et ont trouvé des différences importantes entre les résolutions faibles (60 km) et fortes (20 km) pour plusieurs régions en raison du lissage des émissions anthropiques et biogéniques, ainsi que d'une topographie aplatie pour la résolution faible. Les auteurs ont averti que les interprétations régionales des changements simulés de la qualité de l'air dues à l'évolution du climat régional doivent toujours être considérées dans le contexte de la résolution de grille utilisée pour les simulations.

La prise en compte de la variabilité interannuelle est essentielle aux études MCG-MTC. Racherla et Adams (2008) ont considéré qu'il était nécessaire d'utiliser des données de simulation sur au moins cinq ans afin de séparer les effets des changements climatiques futurs et de la variabilité interannuelle sur les épisodes d'ozone dans l'est des États-Unis. Leung et Gustafson (2005) ont utilisé des périodes de 10 ans, car les variations climatiques interannuelles pourraient obscurcir les tendances à long terme. Selon l'application de l'étude, il n'est pas toujours nécessaire de simuler la durée totale de chaque année. La plupart des études se penchent sur la saison type de l'ozone (juin, juillet et août) ou sur une partie de cette saison pendant un certain nombre d'années de simulation, plutôt que de simuler l'année dans sa totalité.

Les études sur le climat ne considèrent pas seulement les valeurs moyennes des variables sur de longues échelles temporelles, mais également les valeurs extrêmes (lorsque les valeurs dépassent un seuil donné). Par exemple, de nombreuses études se penchent sur la valeur moyenne des concentrations d'ozone en été et sur le nombre de jours pendant lesquels ces valeurs dépassent la norme nationale. Dans le cas des études MCG-MTC, l'inclusion de cette quantité d'information dans une étude représente un défi informatique et technique, en particulier parce que la saison type de l'ozone devrait s'allonger, avec un plus grand nombre d'épisodes de pollution au printemps et en automne (Chen et al., 2009). Si on se penche sur une partie de la saison type de l'ozone uniquement ou sur cette saison pendant un petit nombre d'années, cela ne donnera pas forcément la totalité des répercussions des changements climatiques sur la qualité de l'air.

De nombreuses études de modélisation ont montré les répercussions des changements climatiques à l'échelle mondiale (Liao et al., 2004; Mickley et al., 2004a, b; Brasseur et al., 2006; Stevenson et al., 2006; Wu et al., 2007), mais il convient également d'étudier les conséquences à l'échelle régionale, car elles sont plus complexes et varient dans l'espace et dans le temps. La faible résolution associée aux simulations globales climat-chimie ne permet pas une estimation précise des effets des changements climatiques à l'échelle régionale (Forkel et Knoche, 2006). Un grand nombre des processus liés à la formation de l'ozone (O_3) et des matières particulaires dépendent de la distribution régionale des précurseurs, et l'ozone (O_3) et les aérosols ont des durées de vie relativement faibles dans l'atmosphère (de quelques jours à quelques semaines), ce qui entraîne des distributions atmosphériques variables dans l'espace (Liao et al., 2006).

Pour presque toutes les études, les scénarios d'émissions socioéconomiques utilisés pour générer le climat et les émissions sont ceux du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), comme le souligne le 4^e rapport d'évaluation (2007). Comme on le constate dans la figure SPM.5 dans le rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat de 2007, les différences sont beaucoup moins importantes au cours de la première moitié qu'au cours de la deuxième moitié du siècle. En fonction de l'échelle temporelle choisie (2050 ou 2100), le scénario des émissions socioéconomiques choisi pourrait être moins important. Avise et al. (2009) ont examiné les conséquences des changements en matière de climat futur, d'émissions anthropiques des États-Unis, de composition troposphérique de fond et d'utilisation des terres sur l'ozone et les matières particulaires régionales en été aux États-Unis. Cette étude a constaté qu'une évolution des conditions chimiques aux limites a les répercussions les plus importantes sur la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures. C'est ensuite l'évolution des émissions anthropiques qui joue le rôle principal. L'évolution de l'utilisation des terres, associée aux changements climatiques, a entraîné une baisse de la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures en raison d'une baisse des émissions des précurseurs biogéniques de l'ozone. Une autre source d'incertitude est le traitement de la composition chimique de l'isoprène au sein du mécanisme chimique choisi. Il existe des incertitudes fondamentales dans la composition chimique de l'association isoprène- O_3 - NO_x (Racherla et Adams, 2008). Jacob et Winner (2009) donnent un aperçu des propriétés chimiques de l'isoprène et du nitrate d'isoprène, ainsi que des incertitudes associées. Ce qui a eu le plus de répercussions sur les matières particulaires, c'est l'évolution des émissions anthropiques, les conditions chimiques aux limites ayant un effet négligeable. Les changements climatiques à eux seuls ont fait légèrement baisser les matières particulaires. La façon dont sont traitées les conditions aux limites, les émissions (mondiales et régionales) et l'utilisation des terres au sein d'un système de modélisation varie entre les études et est source d'incertitude à l'heure de comparer les résultats.

8.2.2.3 Modélisation globale à plusieurs modèles

Il n'existe pas une seule méthode de modélisation normalisée pour représenter un grand nombre des processus de l'atmosphère, en raison de la grande variété d'approches mathématiques et informatiques existantes pour simuler le transport atmosphérique et les propriétés chimiques, ce qui entraîne l'utilisation de différentes méthodes dans différents modèles. La modélisation globale à plusieurs modèles utilise un groupe de modèles représentant les mêmes conditions initiales et examine la

moyenne et l'éventail des résultats obtenus. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) utilise la modélisation globale à plusieurs modèles pour les projections climatiques régionales dans le 4^e rapport d'évaluation, intégrant environ 20 modèles de circulation générale (Christensen et al., 2007). Étant donné que les systèmes de modélisation de la qualité de l'air sont mis sur pied indépendamment les uns des autres, on émet l'hypothèse que l'éventail des réponses est représentatif de l'incertitude de nos connaissances concernant la physique et la chimie en jeu dans la modélisation de la qualité de l'air. On suppose en outre que la moyenne des réponses modélisées est la meilleure prévision de la variable étudiée (Cuvelier et al., 2007). L'effet net est une variation des projections découlant de conditions initiales semblables. L'utilisation d'un grand nombre de modèles différents permet l'identification des domaines d'incertitude clés et améliore la solidité des résultats. L'équilibre des preuves d'un grand nombre de modèles est utilisé pour projeter les conditions futures (Stevenson et al., 2006).

Déqué et al. (2007) ont fait une étude globale pour l'Europe incluant dix modèles climatiques régionaux (MCR) afin d'évaluer les facteurs qui influencent l'ampleur des variations entre les projections modélisées du climat futur. On a découvert que l'incertitude associée au modèle de circulation générale (utilisé pour obtenir le climat régional local) était plus importante que l'incertitude associée au choix du modèle climatique régional lui-même, au scénario représenté ou au membre de l'ensemble choisi. Afin de réduire l'incertitude liée à l'utilisation de différents modèles, les auteurs ont proposé d'utiliser différents modèles de circulation générale, et au moins autant de modèles de circulation générale que de modèles climatiques régionaux, au sein d'une étude globale. Afin de réduire la variabilité interne au sein d'un modèle unique dans une étude globale, le modèle peut être lancé à partir de conditions aux limites légèrement différentes et la propagation des résultats peut être évaluée (Murphy et al., 2004). La variabilité interne devient plus importante à l'échelle régionale et lors de l'évaluation des extrêmes. Stevenson et al. (2006) ont conclu que l'ozone (O_3) troposphérique global moyen ne subissait pas de façon significative les répercussions des valeurs aberrantes des modèles individuels et que l'utilisation d'une étude globale réduisait l'effet des choix de paramétrisation spécifiques sur les projections résultantes. Stevenson et al. (2006) ont également mis en lumière plusieurs domaines d'incertitude dans les modèles : la convection tropicale profonde, y compris la production de NO_x par la foudre; les émissions d'isoprène par la végétation et le processus chimique de dégradation de l'isoprène; l'échange stratosphère-troposphère; la combustion de la biomasse; et les concentrations de vapeur d'eau.

8.2.3 Répercussions mondiales et régionales

Cette section va résumer les répercussions mondiales et régionales de l'ozone et des matières particulaires (MP) conformément aux éléments trouvés dans la documentation. Ces espèces sont souvent quantifiées de façon semblable aux mesures utilisées pour la réalisation de la qualité de l'air. L'ozone est souvent exprimé sous la forme de la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures et les matières particulaires sont présentées comme la concentration moyenne maximale des $PM_{2,5}$ sur 24 heures. Les jours de dépassement font référence au nombre de jours où les concentrations d'ozone ou de matières particulaires sont au-dessus de la norme nationale. Au Canada,

le standard pancanadien pour l'ozone est une moyenne sur huit heures de 65 ppb (le respect de la norme étant fondé sur la moyenne sur trois ans de la 4^e valeur annuelle la plus importante de cette quantité). La norme pancanadienne pour les PM_{2,5} est une moyenne sur 24 heures de 30g m-3 (le respect de la norme étant fondé sur la moyenne sur trois ans du 98^e centile annuel de cette quantité). Aux États-Unis, la norme nationale sur la qualité de l'air ambiant 2008 (National Ambient Air Quality Standard, NAAQS) de 2008 est de 35g m-3 de PM_{2,5} sur une période de 24 heures, avec une moyenne sur huit heures de 75 ppb pour l'ozone, avec les mêmes critères de respect des normes qu'au Canada. La norme européenne de qualité de l'air pour la moyenne quotidienne maximale sur huit heures de l'ozone (O₃) est de 120 µg m-3 (environ 56 ppb) et de 25 µg m-3 en ce qui concerne la moyenne annuelle de PM_{2,5}. À titre de comparaison, la norme NAAQS annuelle pour les PM_{2,5} est de 15g m-3.

8.2.3.1 Ozone

Le consensus au sein des études sur les changements climatiques est que la moyenne mondiale en matière de concentration d'ozone (O₃) troposphérique de fond diminuera d'environ 10 % ou environ 3 ppb au cours du siècle prochain (2030-2100), en l'absence d'augmentations des émissions (Brasseur et al., 2006; Murazaki et Hess, 2006; Stevenson et al., 2006). Lorsque les augmentations prévues des émissions sont incluses, une augmentation générale de l'ozone (O₃) troposphérique de fond d'environ 10 ppb se produit d'ici 2100 (Brasseur et al., 2006). Les modèles à l'échelle mondiale laissent entendre donc que les effets des changements prévus en matière de climat et d'émissions ont des actions contradictoires : l'évolution du climat réduit l'ozone (O₃) troposphérique alors que celle des émissions a l'effet inverse.

Tableau 8.1 Projections d'ozone futures pour l'Amérique du Nord. Les valeurs indiquées concernent la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur 8 heures dans la zone continentale des États-Unis, sauf mention contraire (tableau modifié à partir de Jacob et Winner, 2009).

Étude	Méthode	Scénario des émissions	Échelle du modèle	Région d'intérêt	Climat actuel	Climat futur	Durée de l'exécution	Période étudiée	Projections concernant l'ozone
Cheng <i>et al.</i> , 2007b	SD ^a	A2, B2, IS92a	Régionale	Centre-sud du Canada	1990	2050 2080	10 ans	D'avril à septembre	2,7 ppb 4,0 ppb
Wise, 2009	SD ^a	A2, B2	Régionale	Sud-ouest des États-Unis	2001	2050 2100	50 ans	Annuel	2 à 7 ppb 8 à 15 ppb
Hogrefe <i>et al.</i> , 2004	DD	A2	Régionale	Est des États-Unis	1990	2020 2050 2080	5 ans	De juin à août	2,7 ppb 4,2 ppb 5,0 ppb
Liao <i>et al.</i> , 2006	DD	A2	Mondiale	Mondiale	2000	2100	5 ans	Juillet	Nord-est : de 4 à 8 ppb ^c
Murazaki and Hess, 2006	DD	A1	Mondiale	É.-U.	1990	2090	10 ans	De juin à août	Est : 2 à 5 ppb / Ouest : négligeable. Fond : 0 à -2 ppb Région continentale : 0 à 6 ppb
Racherla and Adams, 2006, 2008	DD	A2	Mondiale	Mondiale	1990	2050	5 ans	De juin à août	Est : 1 à 5 ppb ^c Région continentale : 5 ppb ^c
Kunkel <i>et al.</i> , 2007	DD	A1FI, B1	Régionale	Nord-est des États-Unis	1990	2090	5 ans	De juin à août	10 à 25 % (A1FI) 0 à 10 % (B1)
Tagaris <i>et al.</i> , 2007, 2008	DD	A1B	Régionale	Région continentale des États-Unis	1990	2050	3 ans	De juin à août	É.-U. : -11 à 28 % / Ouest du Canada : -6 % Est du Canada : -8 % Nord du Mexique : -4 % Midwest des États-Unis : -2,5 % Nord-est des États-Unis : +2,8 %
Lin <i>et al.</i> , 2008	DD	A1FI, B1	Mondiale	É.-U.	1990	2090	5 ans	De juin à août	3 à 12 ppb (A1FI) 3 à 6 ppb (B1)
Nolte <i>et al.</i> , 2008	DD	A1B	Régionale	É.-U.	2000	2050	5 ans	De juin à août	Ouest : -1 à -8 ppb Est : -8 à -15 ppb Texas, Est des États-Unis : 1 à 8 ppb Midwest, Nord-ouest des États-Unis : -1 à -3 ppb
Wu <i>et al.</i> , 2008a,b	DD	A1B	Mondiale	É.-U.	2000	2050	3 ans	De juin à août	Midwest : 2 à 5 ppb / Nord-ouest : 2 à 5 ppb Sud-est : négligeable. Fond, Ouest : 2 à 5 ppb Fond, Est : aucun changement
Avise <i>et al.</i> , 2009	DD	A2	Régionale	É.-U.	2000	2050	10 ans	Juillet	Nord-est : 4 ppb Sud-est des États-Unis : -6 ppb
Chen <i>et al.</i> , 2009	DD	A2	Régionale	É.-U.	1990	2050	10 ans	Annuel	9,6 ppb
Liao <i>et al.</i> , 2009	DD	A1B	Régionale	É.-U.	2001	2050	1 an	De juin à août	Région continentale des États-Unis : 1 ppb / Ouest : négligeable Nord-est : négligeable / Plaines : 1,6 ppb Midwest : 1,2 ppb Sud-est : 2,0 ppb

^a RÉS = réduction d'échelle statistique, RÉD = réduction d'échelle dynamique

^b Scénarios socioéconomiques tirés du Rapport spécial sur les scénarios d'émissions du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Nakicenovic *et al.*, 2000). IS92A est un scénario plus ancien avec des augmentations du CO₂ semblables au scénario A1B.

^c Concentrations moyennes d'ozone troposphérique

Tableau 8.2 Projections d'ozone futures pour l'Europe et le monde. Les valeurs indiquées concernent la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur 8 heures, sauf mention contraire.

Étude	Méthode	Scénario des émissions ^b	Échelle du modèle	Région d'intérêt	Climat actuel	Climat futur	Durée de l'exécution	Période étudiée	Projections concernant l'ozone
Demuzere et van lipzig, 2010b	RÉS ^a	A1B, A2, B1	Régionale	Pays-Bas (contexte rural)	2000	2050 2100 2050 2100	10 ans	Année De juin à août	De 1,4 à 3,3 ppbv* De 3,1 à 5,6 ppbv* De 2,8 à 6,4 ppbv* De 6,8 à 14 ppbv*
Langner <i>et al.</i> , 2005	RÉD ^a	IS92A	Régionale	Europe	2000	2060	10 ans	D'avril à septembre	Sud de l'Europe centrale : de 0 à 12 % ^c Scandinavie : de 0 à -4 % ^c
Brasseur <i>et al.</i> , 2006	RÉD	A2P	Mondiale	Mondiale	2000	2100	9 ans	Juillet Janvier	12,6 ppb 10,5 ppb
Forkel et Knoche, 2006, 2007	RÉD	IS92A	Régionale	Europe	1990	2030	10 ans	De juin à août	Nord de l'Italie : 10 ppb ^c Sud de l'Allemagne : de 5 à 7 ppb ^c Est de la France : de 5 à 7 ppb ^c
Liao <i>et al.</i> , 2006	RÉD	A2	Mondiale	Mondiale	2000	2100	5 ans	Juillet	Europe centrale : de 2 à 6 ppb ^d
Stevenson <i>et al.</i> , 2006	RÉD	A2 ^e	Mondiale ^f	Mondiale	2000	2030	De 5 à 10 ans	Annuelle	± 5 ppb ^g
Meleux <i>et al.</i> , 2007	RÉD	A2, B2	Régionale	Ouest de l'Europe centrale	1975	2085	30 ans	De juin à août	De 10 à 18 ppb (A2) ^c De 2 à 8 ppb (B2) ^c
Lin <i>et al.</i> , 2008	RÉD	A1FI, B1	Mondiale	Chine	1990	2090	5 ans	De juin à août	Est de la Chine : de 3 à 12 ppb (A1FI) Est de la Chine : de 1 à 5 ppb (B1)

^a RÉS = réduction d'échelle statistique, RÉD = réduction d'échelle dynamique

^b Scénarios socioéconomiques tirés du Rapport spécial sur les scénarios d'émissions du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Nakicenovic *et al.*, 2000). IS92A est un scénario plus ancien avec des augmentations du CO₂ semblables au scénario A1B.

^c Concentrations moyennes d'ozone maximales

^c Concentrations moyennes d'ozone troposphérique

^e Voir la référence d'origine pour plus de renseignements sur les autres scénarios d'émissions utilisés.

^f Étude de modélisation globale

^g Rapport de mélange par zone

* ppbv à température et pression normales

Les tableaux 8.1 et 8.2 résument respectivement les projections d'ozone issues de la recherche documentaire pour un certain nombre de régions, de périodes, de scénarios d'émissions et de conditions en Amérique du Nord, ainsi qu'en Europe et dans le monde entier. Une partie de la variété

dans les projections d'ozone peut être attribuée au fait que les changements des émissions anthropiques à venir soient prises en compte ou non, aux répercussions de la résolution du modèle, aux conditions aux limites et à l'ozone de fond, aux mécanismes chimiques et à la variabilité interannuelle (Avisé et al., 2009; Racherla et Adams, 2008; Wu et al., 2008b; Forkel et Knoche, 2007). Le consensus général indique que l'est des États-Unis et certaines parties de l'Europe constateront une augmentation de la concentration moyenne quotidienne maximale de l'ozone sur huit heures. Les régions avec une pollution importante devraient constater des augmentations de cette concentration, alors que les zones rurales devraient connaître des répercussions minimales ou des diminutions (Jacob et Winner, 2009).

Les augmentations et les diminutions de l'ozone (O_3) ont été projetées au niveau régional pour différentes régions. Cette variabilité localisée nécessite l'utilisation d'une résolution accrue des modèles régionaux pour permettre un traitement amélioré des non-homogénéités dans les taux d'émissions, la couverture terrestre et la dispersion (Cohan et al., 2006). Les projections régionales sont également touchées par leurs conditions aux limites (Avisé et al., 2009). Murazaki et Hess (2006) ont découvert que les changements climatiques aboutissent à une baisse de 0 à 2 ppbv de l'ozone (O_3) de fond, mais à une augmentation de 0 à 6 ppbv de l'ozone (O_3) produite aux États-Unis. Pour Wu et al. (2008), l'incertitude associée au rendement et au devenir des nitrates d'isoprène entraîne une absence de consensus dans les rapports sur les études de modélisation dans le sud-est des États-Unis. Les répercussions les plus importantes des changements climatiques se produisent à l'est des États-Unis, dans les régions présentant les niveaux d'émissions de NO_x les plus élevés.

Murazaki et Hess (2006) utilisent les propriétés chimiques bien connues de l'ozone (O_3) pour expliquer la réaction différente de l'ozone (O_3) de fond mondial et l'ozone (O_3) urbain régional par rapport aux changements climatiques. À l'échelle mondiale, l'un des principaux effets météorologiques de l'accroissement de la température est une augmentation de la quantité de vapeur d'eau dans l'atmosphère. Dans les environnements propres (faibles concentrations d'oxyde d'azote), les augmentations de la vapeur d'eau dues aux changements climatiques peuvent entraîner des baisses de la concentration d'ozone (O_3) ($OH + O_3$ et $HO_2 + O_3$ entraînent une destruction nette de l'ozone). À l'inverse, dans les environnements plus pollués, l'ozone est produit par les hydrocarbures et l'OH en présence de NO_x ($NO + NO_2$). Vous trouverez une discussion plus détaillée des conséquences de la vapeur d'eau sur l'ozone dans Jacob et Winner (2009).

À l'échelle mondiale, une grande partie de l'atmosphère (près du sol et au-delà) est suffisamment éloignée des zones urbaines pour que la destruction d'ozone (O_3) par la vapeur d'eau due aux changements climatiques soit l'effet principal d'un scénario futur. À l'échelle régionale (sachant que les modèles d'échelle régionale sont habituellement axés sur les atmosphères continentales avec des sources importantes d'émissions de NO), les augmentations des émissions liées aux projections des émissions futures et les propriétés chimiques du NO décrit ci-dessus entraînent la création d'ozone (O_3).

Les régions connaissant des concentrations d'ozone (O_3) importantes dans le cadre des conditions climatiques actuelles peuvent prévoir une augmentation de 1 à 6 ppbv de la concentration moyenne quotidienne maximale sur huit heures de l'ozone (O_3), une grande partie de cette hausse étant attribuée à l'évolution des émissions biogéniques (qui ont tendance à s'accroître avec l'augmentation des températures jusqu'à ce qu'un certain seuil soit atteint; voir le chapitre 2) (Hogrefe et al., 2004; Civerolo et al., 2007; Forkel et Knoche, 2006; Murazaki et Hess, 2006; Steiner et al., 2006; Bell et al., 2007; Jacob et Winner, 2009). En revanche, les augmentations du niveau maximal d'ozone (O_3) ne sont pas toujours associées dans l'espace à la température maximale et/ou aux augmentations des émissions biogéniques (Forkel et Knoche, 2006; Bell et al., 2007), ce qui implique que les conditions locales comme les émissions d'autres précurseurs de l'ozone (O_3) ont également un effet important sur la production locale d'ozone (O_3). Bell et al. (2007) ont également découvert des variations spatiales dans la réaction de l'ozone (O_3). Les villes connaissant actuellement une moyenne maximale sur huit heures de l'ozone (O_3) élevée présentent les augmentations supplémentaires les plus importantes dans les conditions climatiques à venir. Les augmentations prévues de l'ampleur de l'urbanisation à l'est des États-Unis pourraient entraîner des hausses de la concentration moyenne quotidienne maximale sur huit heures de l'ozone (O_3) (Civerolo et al., 2007). De petites zones présentant une diminution des niveaux d'ozone (O_3) ont été repérées juste en dehors du cœur du centre urbain, alors que l'ozone (O_3) était à la hausse dans la plupart des comtés en dehors de la métropole, en grande partie en raison des effets des élargissements prévus de l'urbanisation sur la circulation du vent et les températures au niveau local (Civerolo et al., 2007).

Plusieurs études présentent des projections de périodes de dépassement de l'ozone pour les conditions futures (non représentées dans le tableau 8.1). Cheng et al. (2007a, b) se sont penchés sur quatre stations météorologiques dans le sud de la partie centrale du Canada en utilisant la réduction d'échelle statistique. En partant du principe que les émissions restent au même niveau que celui de la fin du XX^e siècle, le nombre de jours de dépassement pourrait augmenter de 50 % en 2050 et de 100 % en 2080 à cause des changements climatiques uniquement. Demuzere et van Lipzig (2010a, b) ont appliqué la réduction d'échelle statistique à une zone rurale de référence aux Pays-Bas. Les résultats indiquaient que le nombre de jours de dépassement (ozone maximal quotidien sur huit heures > 120g m⁻³ ou 56 ppb) pourrait augmenter de 4,3 à 12,3 jours par an-1 en 2050 environ et de 7,1 à 21,1 jours par an-1 en 2090 environ pendant la saison d'été.

8.2.3.2 Matières particulaires

Tableau 8.3 Projections de la qualité de l'air future en ce qui concerne les matières particulaires (MP). Les valeurs indiquées sont des concentrations moyennes sur 24 heures, sauf indication contraire.

Étude	Méthode	Scénario des émissions ^b	Échelle du modèle	Région d'intérêt	Climat actuel	Climat futur	Période moyenne	Période étudiée	Projections pour les MP
Wise, 2009	RÉS ^a	A2, B2	Régionale	Sud-ouest des États-Unis	2001	2050 2100	50 ans	Annuelle	De -4 à -80 $\mu\text{g m}^{-3}$ De -2 à -82 $\mu\text{g m}^{-3}$
Liao <i>et al.</i> , 2006	RÉD ^a	A2	Mondiale	Mondiale	2000	2100	5 ans	Annuelle	Europe centrale : 1 $\mu\text{g m}^{-3}$ (sulfatées) De 0,5 à 1 $\mu\text{g m}^{-3}$ (carbonées)
Racherla et Adams, 2006	RÉD	A2	Mondiale	Mondiale	2000	2100	5 ans	Annuelle	Est des États-Unis : 1 $\mu\text{g m}^{-3}$ (sulfatées)
Tagaris <i>et al.</i> , 2007, 2008	RÉD	A1B	Régionale	États-Unis, Canada, Mexique	2000	2050	3 ans	Annuelle	Zone continentale des États-Unis : de -9 à -32 % Ouest du Canada : -5 % Est du Canada : -11 % Nord du Mexique : -17 %
Avise <i>et al.</i> , 2009	RÉD	A2	Régionale	États-Unis	2000	2050	10 ans	Juillet	-1 $\mu\text{g m}^{-3}$

^a RÉS = réduction d'échelle statistique, RÉD = réduction d'échelle dynamique

^b Scénarios socioéconomiques tirés du Rapport spécial sur les scénarios d'émissions du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Nakicenovic *et al.*, 2000).

L'effet direct et indirect des aérosols sur le forçage radiatif est un domaine de recherche actif, alors que les répercussions des changements climatiques futurs sur les matières particulaires sont un nouveau domaine de recherche (documentation récente présentée dans le tableau 8.3). L'inclusion du traitement des aérosols dans un système MCG-MTC régional mobilise des ressources informatiques importantes et est souvent laissée aux études mondiales pour lesquelles la résolution est faible. Même si les $\text{PM}_{2,5}$ sont utilisées comme un indice de la qualité de l'air, la plupart des études font part d'augmentations des composantes d'espèces d'aérosols ou de la charge des aérosols. En général, une augmentation de la matière particulaire sulfatée et carbonée est prévue aux latitudes moyennes. Liao *et al.* (2006) ont constaté une augmentation importante de la charge des aérosols au-dessus des États-Unis en association avec les effets combinés des émissions et des changements climatiques futurs, alors qu'une faible augmentation est associée aux changements climatiques seuls. Les auteurs ont recommandé que la recherche soit à l'avenir axée sur un meilleur traitement des émissions dans les modèles, en particulier en incluant l'évolution des types de terres et de la végétation, ainsi qu'en créant de meilleurs mécanismes de rétroaction sur les aérosols pour le modèle de circulation générale qui pilote. De nombreuses études relient les projections concernant les aérosols avec les précipitations à venir (Jacob et Winner, 2009). Racherla et Adams (2006) ont découvert que les projections de matières

particulaires sont en grande partie liées à l'évolution prévue des précipitations régionales. En outre, les valeurs qui dépendent des précipitations régionales sont associées à un degré important d'incertitude. Un travail important reste à faire pour mieux comprendre les répercussions des conditions climatiques et des émissions futures sur les matières particulaires.

Les circonstances favorables à la formation de particules coïncident avec celles associées à un épisode d'ozone (O_3) et ces circonstances devraient se développer avec les futurs changements climatiques (Environnement Canada, 2001). Les régimes synoptiques et les vents ont des conséquences sur le transport de gaz précurseurs, des vents légers permettant aux concentrations de précurseurs de s'accroître. L'augmentation des températures permet une composition chimique plus réactive et des émissions plus élevées d'hydrocarbures organiques volatils, tout en faisant baisser la répartition des gaz semi-volatils en phase d'aérosols. Les modifications liées au climat des précipitations et du brouillard ont des conséquences sur les processus de dépôts humides et l'évolution de la stabilité verticale agit sur le mélange et la dilution des gaz émis.

8.2.3.3 Politique et pénalité liée aux changements climatiques

Les conditions climatiques à venir peuvent avoir des conséquences sur les conseils stratégiques à cause de l'accroissement de la demande de climatisation liée à la hausse des températures, ce qui accroît la demande en énergie et les émissions associées (Jacob et Winner, 2009), et modifie les concentrations d'ozone de fond (Jacob et Winner, 2009). En revanche, pour Liao et al. (2007), les stratégies actuelles de contrôle des émissions climatiques devraient être applicables dans le cadre des conditions climatiques à venir, ce qui sous-entend que la dépendance de l'ozone par rapport aux émissions a peu de chances de changer dans le cadre des conditions climatiques à venir. Jacob et Winner (2009) mettent en valeur les études qui révèlent une augmentation de la sensibilité de l'ozone aux émissions de NO_x à mesure que la température augmente. Pour donner les meilleurs conseils politiques, il est important de créer des projections régionales pour la zone étudiée, ce qui comprend les conséquences des changements climatiques et de l'évolution des émissions, les conditions aux limites (ozone de fond) et l'utilisation des terres.

Wu et al. (2008a) présentent un autre domaine posant problème aux décideurs : la « pénalité liée aux changements climatiques ». Les auteurs définissent cette pénalité comme les contrôles supplémentaires des émissions nécessaires pour atteindre un objectif donné de qualité de l'air en matière d'ozone, au-delà des contrôles nécessaires en l'absence de changements climatiques. Wu et al. (2008a) ont découvert que pour le Midwest des États-Unis (zone avec la pénalité la plus importante), une réduction de 50 % des émissions de NO_x est nécessaire dans le cadre des futures conditions climatiques afin d'atteindre le même objectif de qualité de l'air en matière d'ozone qu'une réduction de 40 % avec les conditions climatiques actuelles. Des contrôles des émissions plus stricts sont nécessaires pour maintenir un objectif de qualité de l'air donné dans les conditions climatiques futures, car les changements climatiques en eux-mêmes ont tendance à accroître l'ozone troposphérique. Il convient de noter qu'il existe certaines zones où la pénalité liée aux changements climatiques devient un avantage (ouest et sud-est des États-Unis) en raison de baisses prévues de l'ozone à cause des

changements climatiques. La baisse est liée à la contribution importante de l'ozone troposphérique dans ces régions (Wu et al., 2008a).

8.2.4 Changements climatiques et qualité de l'air au Canada : sciences émergentes

Il existe actuellement peu d'études qui se penchent sur les répercussions futures des changements climatiques sur la qualité de l'air au Canada. Tagaris et al. (2008) et Cheng et al. (2007b) représentent uniquement les projections et ne couvrent que le sud du Canada. S'il est vrai que la majorité des Canadiens vivent dans cette région, les répercussions des changements climatiques sur la qualité de l'air à l'avenir sont une question importante pour tous les Canadiens. Il convient donc d'étudier les répercussions prévues des changements climatiques et de l'évolution des émissions sur la qualité de l'air au Canada et de mettre ces données à disposition de tous les Canadiens.

Un projet en cours d'Environnement Canada est axé sur l'association du modèle canadien du climat régional (Plummer et al., 2006) et du modèle régional de pollution de l'air AURAMS (Système régional unifié de modélisation de la qualité de l'air) (voir le chapitre 5 de cette évaluation et les références qu'il contient). Le système examinera les répercussions des changements climatiques et l'évolution des émissions en Amérique du Nord, en mettant particulièrement l'accent sur le Canada. Cela fournira des simulations estivales multiannuelles de la qualité de l'air pour les conditions climatiques actuelles et futures, y compris une évaluation et une analyse des résultats de la modélisation. Le modèle de transport chimique choisi permet l'étude des changements de l'ozone (O_3) troposphérique et des matières particulaires en fonction de leur taille et de leurs propriétés chimiques. L'effet des changements climatiques sur la qualité de l'air a finalement été négatif dans cette étude : la pollution atmosphérique se détériorera en raison des changements climatiques. Les changements n'étaient pas uniformes dans le continent : dans certaines localités, les conditions se sont améliorées, alors que la moyenne a baissé. Les répercussions des changements climatiques seraient les suivantes : augmentations de la mortalité humaine, ainsi que dépôts de soufre, d'azote et d'ozone dans les écosystèmes.

D'après les conclusions, ces effets sont en grande partie contrebalancés, voire souvent renversés, en cas d'utilisation du scénario d'émissions du profil représentatif de l'évolution de concentration 6 (RCP 6) du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat dans le cadre des conditions climatiques à venir. On a constaté une amélioration générale de la qualité de l'air par rapport aux conditions actuelles, avec des baisses de la mortalité humaine, ainsi que du dépôt de soufre et d'ozone dans les écosystèmes. En revanche, le dépôt d'azote devrait être orienté à la hausse ou à la baisse en fonction du lieu, en raison des augmentations des émissions d'ammoniac comprises dans le profil représentatif de l'évolution de concentration 6 (RCP 6). Les répercussions de l'évolution des émissions des précurseurs de la pollution atmosphérique ont manifestement eu une ampleur supérieure aux effets des changements climatiques en eux-mêmes.

L'étude laisse entendre donc les points suivants :

1. Les changements climatiques feront sûrement empirer la pollution atmosphérique et ses effets en Amérique du Nord par rapport aux conditions actuelles.
2. Cet effet peut être contrebalancé et en grande partie renversé par des réductions ciblées des émissions, par exemple celles du profil représentatif de l'évolution de concentration 6 (RCP 6). Les émissions du profil représentatif de l'évolution de concentration 6 (RCP 6) entraîneraient une meilleure qualité de l'air que ce que connaît actuellement une grande partie de l'Amérique du Nord.

L'étude augmente la possibilité d'avantages communs dans les stratégies de réduction des émissions. Ainsi, les programmes de contrôle réduisant les émissions de gaz qui agissent sur le rayonnement et de précurseurs de la pollution atmosphérique présenteraient des avantages à la fois pour la pollution atmosphérique et pour les changements climatiques. La diminution des émissions des précurseurs aurait en outre l'avantage d'une réduction immédiate des répercussions de la pollution atmosphérique sur la santé des hommes et des écosystèmes.

8.2.5 Résumé et recommandations pour les travaux à venir

Les études récentes de modélisation des répercussions futures du climat sur la qualité de l'air ont montré qu'en l'absence d'augmentation des émissions, on s'attend généralement à ce que la concentration de fond d'ozone (O_3) baisse de 5 à 10 %. L'inclusion d'augmentations prévues des émissions entraîne une augmentation générale de la concentration mondiale d'ozone (O_3). Au niveau régional, les réactions sont beaucoup plus hétérogènes, mais une tendance générale à l'augmentation de l'ozone (O_3) de 1 à 5 ppbv en raison des changements climatiques en eux-mêmes est constatée pour les régions étudiées. Actuellement, on prévoit une détérioration des zones polluées, en particulier en ce qui concerne les zones où une croissance urbaine est envisagée. Les concentrations d'ozone (O_3) peuvent augmenter alors que les émissions de NO_x devraient augmenter dans certaines zones. Les concentrations d'ozone (O_3) dépendent en outre en grande partie du rôle des émissions biogéniques (en particulier de l'isoprène), qui devraient augmenter avec la température, ce qui entraînera une hausse de l'ozone (O_3).

Une réaction mitigée aux changements climatiques est attendue pour les matières particulaires, même si on peut prévoir des augmentations dans certaines zones. Si une augmentation des matières particulaires est dangereuse pour la santé humaine et animale et pour la vie végétale, leur baisse peut, en fonction de la composition, accroître les répercussions des changements climatiques directement (par la diffusion et l'absorption du rayonnement solaire) et indirectement (par l'intermédiaire de leur rôle en tant noyaux de condensation des nuages) (Seinfeld et Pandis, 1998).

La projection de la qualité de l'air reste un domaine émergent de la recherche au sein de la communauté scientifique spécialisée dans l'étude de l'atmosphère. Les systèmes de modélisation sont souvent complexes et sensibles à un grand nombre de conditions initiales liées entre elles (émissions,

conditions aux limites, utilisation des terres, résolution et variabilité interannuelle, par exemple). Si un travail important a été fait pour certaines régions, par exemple les États-Unis, d'autres régions manquent de projections. En outre, il n'y a aucun consensus dans la majorité des projections disponibles, en particulier à cause de différences dans la conception du système de modélisation et des facteurs pris en compte pour l'exécution des scénarios (futurs émissions, futures conditions aux limites, etc.).

Pour donner les meilleurs conseils politiques, il faut que les études régionales systématiques soient effectuées à une résolution adaptée, tenant compte à la fois des changements climatiques et de l'évolution des émissions régionales. Idéalement, une approche semblable à celle utilisée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat pour les scénarios climatiques est recommandée pour les études sur les conditions climatiques et la qualité de l'air : un ensemble de plusieurs modèles utilisant les mêmes conditions initiales utilisé afin de produire des données pour une région ciblée, pour des périodes de simulation spécifiques. Cela réduirait l'incertitude associée aux projections de la qualité de l'air et permettrait une estimation de son ampleur. À l'avenir, le travail devrait viser à réduire l'incertitude des systèmes de modélisation (un plus grand nombre d'ensembles et des mécanismes chimiques améliorés, par exemple) et à fournir des renseignements supplémentaires sur les matières particulaires en fonction de leur taille et de leur composition chimique.

8.3 Transport des polluants dans la couche limite atmosphérique

David Flagg, Peter Taylor, Paul Makar, Craig Stroud

Le transport des polluants dans la partie inférieure de l'atmosphère est régi en grande partie par la stabilité locale de l'atmosphère, par les caractéristiques de la surface de la terre ou de la mer et par les vents à grande échelle (échelle synoptique). La couche la plus proche de la surface, qu'on appelle couche limite atmosphérique (CLA), est une partie très dynamique de l'atmosphère, sensible au forçage des circulations locales de mésoéchelle, aux fluctuations diurnes et aux propriétés de surface. Sa nature turbulente représente un défi pour notre compréhension de la formation et de la dispersion du smog. Il faut des études sur le terrain et des modélisations pour mieux comprendre les mécanismes pertinents et les échelles de temps pour le transport des polluants, ainsi que pour valider les paramétrisations empiriques et les théories de la dynamique des fluides appliquées à la couche limite atmosphérique.

Il est difficile de modéliser la couche limite atmosphérique. Cette couche est sensible à l'évolution du type de couverture terrestre, aux changements abrupts de la rugosité de la surface et de la topographie, ainsi qu'aux plus petites échelles horizontales et verticales possibles à résoudre du modèle. Certaines caractéristiques de la couche limite atmosphérique (effondrement en fin d'après-midi, transfert vertical de la chaleur et du mouvement atmosphérique, et développement de la couche limite nocturne) restent

difficiles à simuler correctement. Le choix d'un traitement simplifié (paramétrisation) de la turbulence (p. ex. Viana et al., 2005; Mao et al., 2006; Srinivas et al., 2007; Fast, 2005; Pagowski et al., 2006) peut avoir des conséquences importantes sur les prédictions (p. ex. variation de la profondeur de la couche limite atmosphérique jusqu'à 800 m [Mao et al., 2006]). Les environnements côtiers et urbains représentent une tâche particulièrement compliquée pour les modélisateurs météorologiques. Ils hébergent souvent d'importantes populations humaines et émettent beaucoup de polluants; ils ont donc fait l'objet de recherches importantes au cours des dernières décennies. La section 8.3 est axée sur ces deux environnements, y compris sur les campagnes de mesure récentes, sur les avancées de la modélisation et sur la façon dont ces environnements peuvent contribuer à comprendre le transport de polluants dans la couche limite atmosphérique.

8.3.1 Environnements côtiers

8.3.1.1 Résumé

La réaction atmosphérique aux changements en matière de rugosité, de température et d'altitude le long des côtes des principaux plans d'eau dépend en partie de la vitesse et de la direction du vent de surface à grande échelle (échelle synoptique). Pour les vents faibles à grande échelle, les contrastes de propriété thermique de surface le long des côtes peuvent générer une variabilité horizontale importante dans le mélange vertical diurne des polluants par la turbulence. Des contrastes thermiques assez importants feront souvent apparaître une circulation thermique locale. Au cours des mois les plus chauds, pendant la journée et dans des conditions relativement calmes, cette circulation est constituée d'air chaud tourbillonnant s'élevant au-dessus des terres, remplacé par de l'air plus froid venant de l'eau et se déplaçant vers l'intérieur des terres (une brise de mer ou brise de lac). La convection au-dessus des terres et la subsidence au-dessus de l'eau retourne habituellement l'air vers l'eau. La profondeur de la circulation de la brise de mer ou de lac peut s'étendre sur plusieurs centaines de mètres. La nuit, la circulation s'inverse souvent, car la meilleure capacité de l'eau à stocker de la chaleur diurne par rapport à la terre entraîne l'élévation d'un air relativement plus chaud au-dessus de l'eau et l'abaissement d'un air plus froid sur les terres. On appelle souvent cette circulation la brise de terre. À d'autres saisons, le développement de telles circulations dépendra en grande partie de la force du contraste thermique local sur le littoral. À l'inverse, si le vent à grande échelle est suffisamment fort, un écoulement vers le littoral peut créer une couche limite interne causée par les contrastes locaux en matière de température et de rugosité entre l'eau et la surface terrestre adjacente, qu'on appelle une couche limite interne thermique. Des vents forts produisant un écoulement depuis le littoral limiteront l'interaction de l'air marin avec l'air situé au-dessus des terres.

Avec le passage d'une brise de mer ou d'une brise de lac sur le littoral se produit une transition localement abrupte des propriétés de la masse d'air comme la température et l'humidité (un front de brise de mer ou un front de brise de lac). Le front peut avoir des répercussions localement importantes sur la concentration, l'interaction et le transport des polluants atmosphériques dans la basse atmosphère. Dans les cas d'un écoulement de vent plus fort, à grande échelle et vers le littoral empêchant le développement d'un front de brise de mer ou de lac, la dispersion de polluants à

proximité du littoral peut être soumise à la pente de la couche limite interne thermique. Par conséquent, la dispersion de polluants le long des côtes est soumise à des changements considérables fondés sur la vitesse et la direction du vent ambiant à grande échelle, ainsi que sur les contrastes en matière de température et de rugosité. En outre, le littoral moderne est souvent très peuplé (p. ex. le sud de la région des Grands Lacs) et constitue une source de différents polluants et précurseurs : les vents à grande échelle changent de vitesse et de direction tous les jours, soufflant vers le littoral ou depuis ce dernier à proximité des principales populations urbaines et des sources d'émissions industrielles. Par conséquent, les côtes représentent un environnement avec des défis uniques pour la compréhension du transport de polluants dans la couche limite atmosphérique au Canada.

8.3.1.2 Études observationnelles récentes

L'expérience NSDE78 (Nanticoke Shoreline Diffusion Experiment of 1978) est un exemple précoce de l'important travail d'observation de la dispersion des polluants dans les environnements côtiers au Canada (Portelli, 1982; Kerman et al., 1982; Hoff et al., 1982; Anlauf et al., 1982). L'expérience NSDE78 s'est penchée sur la diffusion de panaches depuis des cheminées de 200 m d'une importante usine alimentée au charbon sur le lac Érié à la fin du printemps 1978. Cette expérience a évalué la structure de la couche limite interne thermique découlant du réchauffement de l'écoulement plus froid vers le littoral depuis le lac. Les résultats ont montré deux types communs de dispersion : la fumigation tournante en cas d'écoulements de la brise de lac et la fumigation fixe en cas d'écoulements constants vers le littoral. Dans les deux cas, la fumigation s'est poursuivie pendant tout l'après-midi, commençant 7 à 20 km dans les terres par rapport à l'usine. L'expérience NSDE78 a constitué une formidable ressource fondamentale pour comprendre la dispersion d'un panache en présence d'une brise de lac et a représenté un travail sur le terrain inestimable pour les études postérieures sur la côte pacifique et dans la région des Grands Lacs.

Par rapport aux couches limites terrestres, la couche limite marine montre une sensibilité limitée aux changements quotidiens de l'énergie solaire, car la surface de l'eau est plus uniforme et montre une variation relativement peu importante en matière d'émission de chaleur (Garratt, 1992). En outre, elle est généralement mal mélangée (Garratt, 1992). Pendant les mois les plus chauds, le passage d'air relativement plus froid lié au front de brise de mer ou de lac ou à un écoulement constant vers le littoral crée une inversion locale de température. Dans le cas d'un écoulement important vers le littoral, des couches présentant des concentrations importantes de polluants pourraient se former sur l'eau en raison de la plus grande stabilité statique. Ces couches pourraient tellement se distinguer les unes des autres qu'elles pourraient être transportées dans des directions différentes, conformément à ce qui a été observé au-dessus de l'océan Atlantique Nord pendant l'étude de l'ICARTT (Angevine et al., 2006a).

La profondeur de la couche limite atmosphérique (CLA) a une influence importante sur les concentrations ambiantes de polluants. Les jours où la couche est bien mélangée (voir la section 2.5 dans le chapitre 2), les panaches thermiques montants et descendants et d'autres mouvements turbulents dispersent les polluants, réduisant ainsi les concentrations locales. Les processus entraînant une réduction de la profondeur de la couche limite atmosphérique limitent donc le mélange vertical. Cette réduction de la « couche de mélange » peut avoir lieu sur la côte et plusieurs kilomètres à

l'intérieur des terres, à cause du front de mer de brise ou de lac ou par l'intermédiaire de la création d'une couche limite interne thermique en cas de fort écoulement vers le littoral (Yuan et al., 2006). L'effet de la réduction de la profondeur de la couche limite atmosphérique est particulièrement important lorsque les régimes de vents à grande échelle associés ont une direction opposée à la circulation du front de brise de mer ou de lac (ce qui peut se produire le long de la côte occidentale du lac Ontario pendant les mois les plus chauds). Dans ce cas, le front de brise de mer ou de lac peut se « stabiliser », l'air stagnant au-dessus des villes côtières, ce qui entraîne des concentrations importantes de polluants. Ces effets ont été observés au-dessus de la région de Houston (Banta et al., 2005). L'étude de 2006 sur la qualité de l'air au Texas (TexAQS 2006) a découvert une plus grande variabilité de la vitesse de dépôt de l'ozone sur les terres (dans les huit kilomètres autour de la côte) que sur l'eau (Grachev et al., 2009). Dans une autre étude dans laquelle des halocarbures ont été utilisés pour suivre le front de brise de mer, des concentrations élevées ont été découvertes, correspondant à des conditions stagnantes et à une brise de terre dominante (Lee et Chiou, 2007).

Les répercussions des brises de mer sur les hauteurs de la couche limite atmosphérique au-dessus des terres ont été observées au cours de l'étude Pacifique 2001 (Strawbridge et Snyder, 2004). La hauteur de la couche limite atmosphérique dans la vallée du bas Fraser a été mesurée au-dessus de deux kilomètres en cas de brise de mer faible ou absente, mais seulement 300 à 900 m au-dessus du sol lorsque les brises de mer étaient fortes et l'écoulement à grande échelle, faible. Brook et al. (2004) ont mis en lumière le fait que la convergence d'écoulements depuis le détroit de Géorgie et le détroit de Juan de Fuca, combinée à un effet de « sillage » créé par les îles de Vancouver, Gulf et San Juan produisent un schéma de remise en circulation dans le traitement photochimique et la distribution des polluants au cours de l'étude Pacifique 2001.

Des effets semblables se produisent dans les Grands Lacs. Hastie et al. (1999) ont remarqué que l'arrivée d'une brise de lac du lac Ontario coïncidait avec une augmentation du rapport de mélange de l'ozone (O_3) de 30 ppbv. Plus récemment, une étude conjointe d'Environnement Canada, du ministère de l'Environnement de l'Ontario et de plusieurs universités canadiennes pendant l'été 2007 (étude de la qualité de l'air transfrontalier et de la météorologie – BAQS-Met) a collecté des mesures chimiques et des observations météorologiques pour examiner les effets des circulations de la brise de lac et du transport à grande échelle sur la qualité de l'air local dans le sud-ouest de l'Ontario (Makar et al., 2008; Sills et al., 2008). L'analyse est en cours, mais la période d'observation intensive a inclus des épisodes d'émissions locales enfumant l'écoulement du front de brise de lac et différentes contributions de sources à longue distance. Arain et al. (2009) montrent la façon dont l'écoulement vers le littoral réduit les concentrations de NO_2 dans la région Toronto-Hamilton, avec d'importantes variations saisonnières.

8.3.1.3 Études de modélisation récentes

La modélisation de la couche limite atmosphérique côtière est souvent axée sur la compréhension de l'évolution et du mouvement du front de brise de mer ou de lac ainsi que de la couche limite interne thermique en raison de sa capacité observée à créer des discontinuités spatiales de la température ambiante, de l'humidité, de la stabilité et de l'écoulement du vent, ce qui a des conséquences sur le

transport des polluants. Les modèles de prévision de ces processus peuvent également être utilisés pour diagnostiquer l'importance relative de différents processus météorologiques par rapport à la formation du front de brise de mer et à ses interactions avec la pollution. Les études cherchant à copier l'atmosphère côtière réelle associeront ou intégreront souvent des modèles de composition chimique de l'air avec un modèle de prévision numérique du temps (PNT) à mésoéchelle. On a découvert que ces modèles couplés étaient fiables à l'heure de reproduire le front de brise de mer ou de lac (Harris et Kotamarthi, 2005; Angevine et al., 2006b).

Des concentrations importantes de matières particulaires dans les zones côtières ont été associées à la vitesse et à la direction du front de brise de mer, ainsi qu'à une couche limite atmosphérique stable le long de la mer Méditerranée (Viana et al., 2005). Le passage d'un deuxième front dans l'après-midi peut réduire les concentrations de MP. La brise de terre nocturne peut, lorsqu'elle est associée à des régions à topographie élevée (côte méditerranéenne, côte australienne), entraîner des accumulations importantes de matières particulaires le long du littoral (Viana et al., 2005; Hess et al., 2004; Cope et al., 2005; Lo et al., 2007). Conformément aux observations, un modèle du front de brise de mer en mouvement vers l'avant a montré que l'air plus froid se déplaçant sur les terres restreint la croissance de la couche limite à des hauteurs inférieures à 150 m et à des distances pouvant atteindre jusqu'à 5 km à l'intérieur des terres, une fois que le front est passé (Yuan et al., 2006).

Les études en Australie le long du littoral laissent qu'une prévision précise des brises de mer est essentielle aux prévisions concernant l'ozone (O_3). Des sous-estimations des concentrations horaires de pointe d'ozone (O_3) et des surestimations de l'ozone (O_3) à l'échelle régionale ont été associées à des erreurs dans les champs de vents prévus et/ou les vents descendants de la topographie côtière, ainsi que dans la hauteur de la couche limite, le mélange vertical associé et l'interaction entre le front de brise de mer et les champs de vent à plus grande échelle (Hess et al., 2004; Cope et al., 2005; Lo et al., 2007). À l'inverse, on a découvert que les composantes du modèle de transport chimique non liées au champ d'écoulement (par exemple les émissions) avaient eu un effet beaucoup moins important sur l'exactitude des prévisions concernant l'ozone (O_3).

Venkatram et al. (2008) se sont penchés sur la libération de traceurs près du sol et à un niveau élevé (environ 64 m AGL) sur le littoral. Leur modèle météorologique ne traitait pas correctement la croissance de la couche limite interne thermique de la côte vers l'intérieur des terres, donnant ainsi un rendement relativement faible de la dispersion des traceurs à partir du site élevé. La météorologie estimée à partir d'un modèle de couche limite interne thermique à deux dimensions et d'un modèle de bilan énergétique de surface à une dimension a fourni de bonnes estimations de la concentration des traceurs.

Kitada et al. (2008) ont utilisé un modèle de transport chimique associé à MM5 (Grell et al., 1994) afin de modéliser le transport des polluants dans la couche limite atmosphérique au-dessus de Jakarta (Indonésie). Les simulations ont fait apparaître une brise de terre nocturne transportant des précurseurs de l'ozone (O_3) dans la mer de Java, une production consécutive d'ozone (O_3) le matin et le transport subséquent en début d'après-midi par l'intermédiaire du front de brise de mer. Le modèle a révélé que la subsidence au-dessus de l'eau due à la circulation augmentait la concentration d'ozone (O_3) de fond

d'environ 10 ppb, pour une profondeur s'étendant jusqu'à 400-500 m au-dessus du sol. Angevine et al. (2009) ont étudié la région de Houston à l'aide du modèle WRF (Skamarock et al., 2007) à une résolution de cinq kilomètres et ont suggéré qu'une résolution plus précise améliorerait l'exactitude dans les zones côtières montagneuses de modélisation ou pour certaines eaux froides où les contrastes thermiques sont particulièrement forts.

8.3.2 Environnements urbains

8.3.2.1 Résumé

Comme cela a été signalé à la section 2.5 du chapitre 2, la couche limite atmosphérique (CLA) est constituée, de haut en bas, des parties suivantes : la couche d'Ekman ou extérieure (90 % supérieurs, en grande partie protégés des influences de la surface, sauf en ce qui concerne la forte convection) et la couche superficielle ou intérieure (10 % inférieurs). Cette dernière est à son tour divisée en une sous-couche inertielle, où le transport vertical de la chaleur et du mouvement atmosphérique est considéré comme constant, et (en dessous) une sous-couche de rugosité, particulièrement susceptible d'évoluer en fonction des conditions de la surface. Dans la couche limite urbaine, la sous-couche de rugosité est elle-même composée d'une couche de cisaillement chapeautant une couche de canyon, divisée par la hauteur moyenne du canyon (voir la figure 2.10). La couche de canyon (ou « canyon routier ») décrit l'espace vite au-dessus du niveau des rues, entre les bâtiments. La modélisation du transport des polluants dans la couche de canyon a une importance particulière pour la société en raison de ses répercussions directes sur les humains. Il n'en reste pas moins que la ventilation (mélange vertical et échange) des polluants des canyons routiers vers la couche de cisaillement et la sous-couche inertielle supérieure a une grande importance pour la compréhension du transport des polluants dans la couche limite atmosphérique. L'advection des polluants dans les parties supérieures de la couche limite urbaine présente un intérêt au niveau régional.

La couche limite urbaine représente un défi formidable pour l'observation et la modélisation : les structures créent une force de traînée au mouvement de l'air par l'intermédiaire de l'environnement urbain, génèrent des turbulences, ont des répercussions sur le transfert du rayonnement de grandes et de petites longueurs d'onde, et peuvent créer une source de chaleur anthropique. Tous ces éléments peuvent contribuer au transport par turbulence de la chaleur et du mouvement atmosphérique. L'îlot thermique urbain (voir la section 2.5 du chapitre 2) peut réduire la stabilité statique au-dessus de la couche limite urbaine. Les variations spatiales de la hauteur, la largeur, la densité et l'orientation des bâtiments peuvent entraîner des irrégularités importantes dans la concentration de polluants sur des distances horizontales et verticales relativement courtes par l'intermédiaire de « ratissages » et d'« éjections » par le couvert urbain. Ces effets laissent entendre qu'une évaluation approfondie de la concentration et de la dispersion des polluants dans n'importe quel environnement urbain nécessite une campagne de terrain étendue et systématique, ainsi qu'une modélisation détaillée (voir la description ci-dessous).

8.3.2.2 Stratégies de modélisation

Toute modélisation de l'atmosphère au-dessus d'une zone urbaine doit jongler avec la complexité des conditions aux limites de la surface. Cela se prête donc mal à des approches de surface étendue par l'utilisation d'une « table de recherche » et de caractéristiques physiques communes (albédo, conductivité thermique, émissivité de la surface, etc.). Les chercheurs intéressés par une modélisation « idéalisée » à des échelles plus réduites, comme un canyon routier, une intersection ou un ensemble de structures uniformes, peuvent contourner cette complexité. Associé aux représentations traditionnelles idéalisées à une et deux dimensions, un éventail de techniques de modélisation à trois dimensions est maintenant à disposition pour simuler la couche limite urbaine. Vous trouverez ci-dessous une description générale des approches les plus fondamentales, avec des références aux travaux récents et en cours.

Pour les grands environnements d'écoulements complexes de fluides comme l'atmosphère des zones urbaines, les chercheurs font souvent appel à des méthodes numériques pour discrétiser et résoudre ces écoulements continus. Cette approche est généralement connue sous le nom de « dynamique des fluides numérique ». En cas d'intérêt plus théorique pour la couche limite urbaine, par exemple pour examiner le comportement d'un canyon routier particulier, les chercheurs peuvent utiliser la simulation numérique directe (Coceal et al., 2006) afin de résoudre explicitement les équations en décrivant un mouvement en trois dimensions dans l'atmosphère et de régler toutes les échelles spatiales et temporelles de turbulence. Cette méthode mobilise énormément de ressources informatiques. Néanmoins, la simulation numérique directe peut s'avérer utile pour fournir un modèle de turbulences à l'échelle inférieure à la maille afin d'évaluer les stratégies mobilisant moins de ressources comme les modèles d'équations de Navier-Stokes moyennées (RANS) ou de simulation des grandes échelles (LES). Les méthodes RANS (Kim et al., 2009; Yang et Li, 2009; Michioka et Sato, 2009; Liu et al., 2009) utilisent une version à moyenne temporelle des équations du mouvement en 3D, divisant les variables entre les composantes constantes et variables dans le temps. L'approche LES (Li et al., 2009; Ishida et al., 2009; Michioka et Sato, 2009; Nakayama et al., 2009) résout explicitement les mouvements turbulents à grande échelle dans l'atmosphère et paramètre ceux qui sont à plus petite échelle. La méthode RANS décrit l'évolution temporelle des turbulences, alors que les estimations du modèle de simulation des grandes échelles (LES) décrivent les turbulences à un moment donné dans le temps, ces dernières nécessitant un traitement informatique plus lourd.

De nombreux chercheurs cherchent à copier de façon plus complète l'atmosphère réelle à plus grande échelle en utilisant un modèle de prévision numérique du temps (PNT). La plupart des surfaces urbaines réelles sont assez hétérogènes à des échelles plus petites que celles que peuvent résoudre les modèles de prévision numérique du temps, ce qui exclut en général les méthodes telles que celle décrite ci-dessus et nécessitant une paramétrisation. L'inclusion d'un environnement urbain dans la condition aux limites inférieure de la prévision numérique du temps peut appliquer une technique parmi d'autres. Une méthode habituelle passe par un modèle relatif à la surface terrestre, qui traite les zones urbaines comme les surfaces végétalisées avec certaines améliorations et paramétrisations. Ce modèle peut représenter l'environnement urbain comme une surface plane (approche dite de la tuile ou de la dalle; Khiem et al., 2009; Angevine et al., 2009), comme un couvert d'une ou plusieurs couches

(Tewari et al., 2009) ou encore comme une combinaison de stratégies (Chen et al., 2009). Il est également possible de combiner un modèle de dynamique des fluides numérique avec un modèle de prévision numérique du temps (Wyszogrodzki et al., 2009; Hogue et al., 2009), la représentation de l'environnement urbain bénéficiant de la météorologie mise à jour. L'approche de prévision numérique du temps combinée est populaire pour la simulation rétrospective et en temps réel de cas de données existantes au-dessus de zones urbaines réelles. Dans l'ensemble, le choix d'une approche particulière (simulation numérique directe, RANS, LES, PNT) pour la modélisation de la couche limite urbaine fait intervenir un compromis délicat entre les ressources informatiques disponibles, la précision souhaitée et l'échelle d'intérêt horizontale.

8.3.2.3 Études observationnelles récentes

Dynamique

Au cours des dix dernières années, les observations de la couche limite urbaine et du transport associé des polluants découlent de campagnes de terrain étendues portant sur la météorologie et la composition chimique de la sous-couche de rugosité, ainsi que sur les stations météorologiques, les tours, les radiosondages et les mesures par télédétection. La plupart des campagnes principales des dix dernières années ont été axées sur des villes de différentes tailles en Europe et en Amérique du Nord. Certains sites ont été sélectionnés pour créer des ensembles indispensables de données de vérification servant à tester les futures simulations et paramétrisations de modèles. D'autres ont été choisis en raison d'un intérêt particulier pour la susceptibilité à la dispersion des polluants ou des toxines, souvent dans l'intérêt de la sécurité, même si ces études fournissent également le plus souvent des données d'essais importantes. Roth (2000) et Arnfield (2003) présentent une analyse documentaire extensive des turbulences dans l'environnement urbain.

Les dernières études importantes sur la couche limite urbaine en Europe sont les suivantes : Basel Urban Boundary Layer Experiment (BUBBLE; Rotach et al., 2005), Expérience sur Sites pour Contraindre les Modèles de Pollution Atmosphérique et de Transport d'Emission (ESCOMPTE; Mestayer et al., 2005), expérience Canopy and Aerosol Particles Interactions in Toulouse Urban Layer (CAPITOU; Masson et al., 2008) et projet Dispersion of Air Pollution and Penetration into the Local Environment (DAPPLE; Robins et al., 2008). Les expériences BUBBLE et ESCOMPTE comprenaient des mesures étendues au sein de canyons routiers et au-dessus de l'environnement urbain à l'aide d'observations sur place ou à distance associées à des libérations de traceurs. Si l'expérience BUBBLE était principalement axée sur la météorologie du noyau urbain d'une petite ville (Bâle, Suisse), l'expérience ESCOMPTE se concentrait sur la composition chimique à l'échelle régionale d'une ville plus grande (Marseille, France). Salmond et al. (2005) ont détecté des structures cohérentes de CO₂ et de flux de chaleur ventilés à partir de sources au niveau des rues à l'aide des données de l'expérience ESCOMPTE. Les auteurs insistent sur l'importance du transport par turbulence au sein du couvert et au-dessus dans les modèles de dispersion des polluants dans la couche limite urbaine. L'expérience CAPITOU se penche sur l'effet de la ville (Toulouse, France) sur l'écoulement de la couche limite urbaine et sur le bilan énergétique tout au long d'un cycle annuel et étudie en outre le mélange, le vieillissement, le transport et l'effet radiatif des aérosols urbains. Calvo

et al. (2008) et Gomes et al. (2008) montrent un accroissement important du réchauffement et de la profondeur de la couche limite urbaine à partir d'une concentration plus importante de carbone noir à partir des données de l'expérience CAPITOUL. L'expérience DAPPLE se penche sur la dynamique et la ventilation d'une intersection de canyon routier dans le centre de Londres (Royaume-Uni) par l'intermédiaire d'un grand nombre de mesures météorologiques et chimiques sur place et de la libération de traceurs. Les premiers résultats font état d'une influence importante des tourbillons fixes des canyons routiers sur l'accumulation de polluants des deux côtés du canyon (au vent et sous le vent) (Robins et al., 2008).

Rotach et al. (2005) montrent des variations du transport vers le haut des vents tourbillonnants en fonction de la hauteur du canyon et des couches de cisaillement de la couche limite urbaine, ce qui a été confirmé par Fisher et al. (2006) et Christen (2005). Cette observation entre en conflit avec une hypothèse de la théorie de la similitude de Monin-Obukhov (MOST) utilisée pour décrire les turbulences de la couche limite atmosphérique (Monin et Obukhov, 1954). La théorie a été créée pour des paysages relativement uniformes (p. ex. un terrain plat avec des « éléments de rugosité » relativement uniformes comme des arbres) et part de l'hypothèse d'un flux constant avec la hauteur dans la couche superficielle (intérieure). Le profil logarithmique du vent avec la hauteur est la deuxième hypothèse de la théorie MOST. Pourtant, les observations de la couche de canyon montrent une forme distinctement différente des profils de vent, plus proche d'une forme exponentielle (Macdonald, 2000), même si des études récentes remettent en question cette représentation (Barlow et Coceal, 2009). Hanna et al. (2007) ont découvert que la vitesse scalaire du vent est environ égale au tiers de celle mesurée en haut du bâtiment lors de l'expérience de terrain du Madison Square Garden (MSG05). Par conséquent, même si le spectre et les statistiques des turbulences au-dessus des villes sont en grande partie semblables à ceux qui règnent au-dessus des couvertures végétales (Roth, 2000; Christen, 2005), la théorie MOST s'applique surtout à partir de la couche inertielle. Un cadre théorique universel des turbulences urbaines reste un des défis à relever par la communauté des chercheurs (Barlow et Coceal, 2009).

Les mouvements turbulents dans la sous-couche de rugosité et dans la sous-couche inertielle de la couche limite urbaine sont en trois dimensions. S'il y a de grandes variations de hauteur des bâtiments, cela peut accroître la profondeur de la sous-couche de rugosité (Cheng et Castro, 2002) et empêcher complètement le développement d'une sous-couche inertielle (Barlow et Coceal, 2009). Les vents à proximité des toits du canyon et la stabilité statique semblent avoir de plus grandes répercussions sur les turbulences de la couche de canyon que les vents à partir de la sous-couche inertielle (Allwine et al., 2004; Klein et Clark, 2007). La direction du vent par rapport à l'orientation de la rue peut avoir des conséquences sur la dynamique au sein du canyon (Allwine et al., 2004; Calhoun et al., 2007). Les vents parallèles ou quasi parallèles à l'orientation de la rue « canalisent » l'air du canyon en aval. Lorsque le vent est plus perpendiculaire, une circulation locale (tourbillon de canyon) se développe avec un mouvement descendant du côté (au vent) du canyon croisant le vent et un mouvement ascendant de l'autre côté (contre le vent). Il ne fait aucun doute que la photochimie et la dispersion des polluants dans un environnement urbain sont soumises à la géométrie locale et aux vents (Klein et al., 2007).

Parmi les campagnes de terrain en Amérique du Nord, les études Joint Urban 2003 (JU2003; Allwine et al., 2004) à Oklahoma City (États-Unis) et Urban 2000 (Allwine et al., 2002) à Salt Lake City (États-Unis) s'intéressaient principalement à la compréhension de la dispersion des agents toxiques depuis une source urbaine, ainsi qu'à l'étude des dynamiques urbaines et du bilan énergétique de surface afin de vérifier les modèles de dynamique des fluides numérique et PNT. Ces données étaient utilisées pour suggérer que les flux de chaleur turbulents en milieu urbain étaient réduits par une stabilité accrue contre le vent (Ramamurthy et al., 2007); un effet semblable devrait se produire pour les concentrations de polluants. Outre la télédétection et des instruments météorologiques sur le terrain, les études JU2003 et Urban 2000 ont utilisé des rejets d'hexafluorure de soufre afin d'observer leur dispersion dans et autour des bâtiments, ainsi que depuis ces derniers au sein du noyau urbain, de même qu'en aval, à plusieurs kilomètres du point de rejet. Cela fournit des ensembles de données de vérification du modèle précieux (Hanna et al., 2003).

Au Canada, le projet EPiCC (Environmental Prediction of Canadian Cities), issu de la collaboration continue de nombreuses universités et d'Environnement Canada, cherche à personnaliser l'association des modèles TEB (Town Energy Balance; Masson, 2000) et ISBA (Interactions Soil-Biosphere-Atmosphere; Noilhan et Planton, 1989) pour les climats canadiens, afin d'améliorer les prévisions de la qualité de l'air et des conditions météorologiques dans les villes canadiennes (Voogt et al., 2009). L'étude comprend une modélisation et des mesures du rayonnement, du bilan énergétique, des concentrations de CO² et des flux sur des sites à Montréal et à Vancouver, y compris des mesures sur des sites ruraux des environs. Les méthodes d'observation comprennent des stations météorologiques Mesonet, des célomètres, des mâts fixes et, à Montréal, un profileur de vent UHF, un RASS et un radar Doppler. Ailleurs, l'assimilation des données du profileur de vent dans les modèles PNT a considérablement amélioré la simulation de la direction du vent (Angevine et al., 2009). Le projet EPiCC utilise également des techniques de télédétection, par exemple un lidar aéroporté, afin de paramétrer la structure verticale et horizontale des environnements urbains et les améliorations du schéma d'utilisation des terres pour la modélisation. À l'aide de données provenant du projet EPiCC, Crawford et al. (2009) ont examiné les flux de dioxyde de carbone au-dessus des quartiers résidentiels à faible densité de Vancouver afin de comprendre les effets des caractéristiques de la zone source, de la végétation urbaine, du sol, de l'utilisation de l'eau et de la circulation. D'autres études récentes au Canada ont également combiné des mesures sur place et par télédétection de l'ozone (O₃), des PM_{2,5}, du CO et des précurseurs de l'ozone (O₃) à Ottawa (Urquiza et al., 2009).

Bilan énergétique

La balance énergétique à la surface urbaine représente également un défi important, pertinent pour le développement de l'îlot thermique et du flux urbain dans la couche limite urbaine. Outre les flux de chaleur sensible, latente et dans le sol, la chaleur absorbée (stockée) par les bâtiments pendant la journée est habituellement « libérée » la nuit, ce qui accroît dans température de l'air dans le noyau urbain et contribue à l'îlot thermique urbain. De plus, les véhicules, les humains, les ventilations, les climatiseurs et d'autres sources anthropiques peuvent contribuer au réchauffement de la couche limite urbaine. Les flux de chaleur anthropiques introduisent une composante unique au bilan énergétique de surface d'une zone urbaine. Il n'existe aucune norme en matière de mesure ou de quantification de la

chaleur anthropique, de sa magnitude ou de sa distribution spatiale, ce qui crée une certaine subjectivité en ce qui concerne son inclusion dans le bilan et les modèles thermiques de surface (Sailor, 2009). La compréhension du bilan énergétique urbain est fondamentale pour la température atmosphérique du canyon et la structure des turbulences.

Des études récentes donnent des estimations de ce flux pour différentes villes à différentes saisons à partir d'approches variées. La différence saisonnière découle en partie de la variation de l'illumination des bâtiments par le soleil (Kanda et al., 2005). Sailor et Lu (2004) ont, à l'aide de données largement disponibles pour les villes américaines, appliqué une approche d'inventaire avec distribution diurne pour estimer les valeurs de flux jusqu'à $70-75 \text{ W m}^{-2}$ en hiver et jusqu'à 30 W m^{-2} en été dans les principales villes des États-Unis comme Chicago, Philadelphie et San Francisco (Fan et Sailor, 2005). Pigeon et al. (2007) et Offerle et al. (2005) présentent une magnitude comparable et des variations saisonnières pour les villes européennes. Les mesures de plusieurs villes indiquent un flux de chaleur montant pendant la nuit (Piringer et Joffre, 2005; Piringer et al., 2007). Ce rejet de chaleur stockée et anthropique, ainsi que le cisaillement généré à proximité des toits du canyon peuvent accroître la profondeur de la couche limite urbaine, contrairement à ce qu'on observe au-dessus des zones rurales adjacentes (Piringer et al., 2007; Liu et al., 2007a; Angevine et al., 2003).

Le rôle de la neige dans le bilan énergétique de surface est particulièrement intéressant pour les villes canadiennes. Le projet EPiCC comprend une étude fournie sur le stockage de la chaleur urbaine et sur la chaleur anthropique à Montréal, y compris la campagne de mesures urbaines sur surfaces enneigées MUSE (Montréal Urban Snow Experiment; Lemonsu et al., 2008). L'observation des rayonnements, de la température, de l'humidité et du flux turbulent pendant quatre semaines au début de l'année 2005 montre que le flux de chaleur résiduelle provenant du rayonnement net, ainsi que les flux de chaleur latente et sensible représentent plus de 50 % du total, ce qui sous-entend une contribution importante du stockage de chaleur et du flux de chaleur anthropique. L'étude MUSE a découvert que la neige jouait un rôle important dans la répartition et le profil quotidien des flux d'énergie de surface. La présence de neige fondue a contribué aux flux de chaleur résiduelle et latente (Lemonsu et al., 2008). Leroyer et al. (2009) ont poussé plus loin les recherches sur l'effet du processus de fonte des neiges. Les résultats ont décelé des déficiences du modèle concernant la simulation du flux de chaleur latente pendant les processus de gel et de dégel.

8.3.2.4 Études de modélisation récentes

Les chercheurs disposent d'un large éventail d'outils à disposition pour modéliser la couche limite urbaine (voir la section 8.3.2.2). Aujourd'hui, des travaux importants sont encore en cours dans les études réelles et idéalisées de la couche limite urbaine. Certaines études cherchent à vérifier les relations fondamentales, les sensibilités, les profils et les caractéristiques, alors que d'autres veulent copier l'environnement réel, en comparant souvent les résultats avec les études de terrain présentées à la section 8.3.2.3. Comme il a été indiqué précédemment, il reste des questions fondamentales en suspens pour la recherche en matière de dynamique de la couche limite urbaine et de bilan énergétique. Tout cela aura des conséquences sur la capacité d'un modèle à modéliser précisément le transport des polluants dans la couche limite urbaine.

Dynamique

Des études récentes modélisant le mouvement et le transport des polluants dans les environnements urbains ont des échelles allant d'un seul canyon routier ou site d'essai à des villes entières et des régions métropolitaines. Habituellement, ces approches ne comprennent pas un traitement approfondi de la composition chimique. Pour une meilleure représentation chimique, les modélisateurs peuvent choisir d'associer un modèle de transport chimique (MTC) avec un modèle de dynamique des fluides numérique ou un autre modèle météorologique. La modélisation peut également suivre une approche plus physique, avec la construction de modèles à l'échelle des surfaces urbaines réelles ou idéalisées et l'application d'un flux d'air contrôlé pour simuler la dynamique, ainsi que l'advection et la diffusion de quantités scalaires. Ces expériences avec « tunnel aérodynamique » sont souvent utilisées pour aider à valider ou à justifier les résultats d'un modèle de dynamique des fluides numérique ou d'un modèle de prévision numérique du temps.

Parmi les études de modèle de dynamique des fluides numérique, Michioka et Sato (2009) indiquent que les modèles RANS et LES de l'environnement urbain représentent correctement le flux moyen, mais que ce dernier fournit des estimations de meilleure qualité des concentrations de polluants, en raison des erreurs du modèle RANS concernant le flux scalaire turbulent. Bezpalcová et al. (2009) ont découvert que la dispersion par l'intermédiaire de la couche limite urbaine idéalisée est contrôlée par la disposition des bâtiments à proximité de la source, qui régit également la forme du panache. La densité des bâtiments ne semble pas modifier de façon significative la dispersion à grande échelle des polluants, ce qui fait écho à un résultat de MacDonald et al. (1997). Au niveau local, la densité plus importante des bâtiments et leur hauteur variable semblent accroître le transport par turbulence et la ventilation verticale, compensés par une suppression de la ventilation horizontale (Nakayama et al., 2009). Li et al. (2009) ont indiqué que la diminution de la stabilité facilite la ventilation du canyon, grâce à un flux accru vers le haut depuis la surface plus chaude du canyon. À partir de la nature idéalisée d'un grand nombre d'études de dynamique des fluides numérique, le modèle CUDM (Canadian Urban Flow and Dispersion Model; Hogue et al., 2009) crée un système opérationnel qui peut être appliqué à une zone urbaine réelle en réaction à un cas de dispersion d'urgence, de la microéchelle à une échelle de 2 km.

De nombreuses études des dynamiques urbaines choisissent de se concentrer sur le rôle d'une caractéristique donnée du canyon urbain, par exemple sur le rapport longueur sur largeur (hauteur des bâtiments contre largeur de la rue). Yang et Shao (2006), ainsi que Huq et al. (2007) ont découvert que le rapport longueur sur largeur était inversement proportionnel au transfert par turbulence et à la ventilation dans la couche limite urbaine : les bâtiments élevés situés à proximité les uns des autres inhibent le transport vertical des polluants et vice versa. Martilli (2002) a obtenu des résultats semblables dans la journée, en raison d'une vitesse réduite du vent au niveau du sol, mais il a constaté des concentrations à la baisse et une force d'inversion des températures pendant la nuit. Solazzo et Britter (2007) sont arrivés à la conclusion suivante : lorsque le rapport longueur sur largeur est suffisamment élevé, deux tourbillons fixes tournant chacun dans un sens (plus ou moins l'un au-dessus

de l'autre) auront tendance à se développer (voir également Liu et al., 2009). Liu et al. (2009) ont constaté des différences en matière de force de la circulation, entraînant des concentrations de polluants localement élevées.

Les observations laissent entendre que le haut du couvert urbain est un endroit où se produisent des turbulences importantes. Dupont et al. (2004) ont découvert qu'une représentation de la force de traînée de la surface urbaine correspond mieux aux observations qu'un modèle SLAB, mais ont remarqué que la turbulence prévue en dessous de la hauteur des bâtiments restait inférieure aux observations. Harman et Finnigan (2007) ont constaté qu'un mélange turbulent supplémentaire du haut du couvert permet d'exercer une forte influence sur le profil moyen dans des conditions stables. Les approches traditionnelles tiennent compte de la force de traînée sur l'atmosphère par l'intermédiaire d'une amélioration de la longueur de rugosité dans les équations théoriques semblables. Des études plus récentes incluent les termes explicites de la force de traînée dans les équations du mouvement (Dupont et al., 2004; Coceal et Belcher, 2005) ou en tant que composants de la dissipation de l'énergie cinétique turbulente (Maruyama, 1999).

Au-delà de la dynamique au sein du couvert urbain, les modélisateurs s'intéressent à la simulation de la dispersion des polluants à l'échelle régionale. Les modèles de PNT à mésoéchelle urbanisés sont un outil utile à cette fin. Lemonsu et Masson (2002) ont montré une stratification neutre à légèrement instable la nuit au-dessus de la ville (Paris, France), avec une stratification plus stable au-dessus des zones rurales adjacentes. Les résultats du modèle ont confirmé les observations d'un accroissement de l'épaisseur bien mélangée de la couche limite atmosphérique au-dessus de la ville (Piringer et al., 2007; Liu et al., 2007a; Angevine et al., 2003), ainsi que des vitesses verticales qui produisent clairement une circulation à mésoéchelle (îlot thermique urbain) s'étendant 50 km autour du centre de la ville en cas de vents ambiants à grande échelle relativement calmes. Les auteurs notent les répercussions potentiellement importantes de cette circulation sur la dispersion des polluants, étant donné qu'une dispersion améliorée peut réduire de façon drastique les concentrations locales de polluants. Un travail considérable est également en cours avec les applications urbaines du modèle WRF (Skamarock et al., 2007; Chen et al., 2009). Tewari et al. (2009) ont appliqué le modèle WRF avec un modèle de couvert à couche unique et l'ensemble de données NUDAPT (National Urban Database and Access Portal Tools; Ching et al., 2009) pour une étude au-dessus de la région de Houston (Texas, États-Unis).

De nombreux travaux récents utilisent l'association d'un modèle de prévision numérique du temps (PNT) avec un modèle de transport chimique et/ou un modèle de dynamique des fluides numérique afin de rechercher les compositions chimiques plus complexes (Trini Castelli et al., 2008; San Jose et al., 2008; Peckham et al., 2009; Chemel et al., 2008). Cette dernière étude présente la complication supplémentaire de la modélisation d'une zone urbaine au sein d'une topographie variable (Grenoble, France), soumise à une stagnation fréquente de l'air en hiver en raison d'inversions persistantes des températures et d'un faible mélange vertical. Cette étude peut représenter un indicateur utile pour les études sur la pollution urbaine dans les Rocheuses canadiennes. À l'aide de données issues de la campagne de terrain PrAIRie2005, Makar et al. (2008) laissent entendre une contribution de ces écoulements dus à la montagne au transport des polluants à proximité d'Edmonton. Les auteurs se

penchent sur la mesure dans laquelle les émissions locales et à longue distance contribuent à la qualité de l'air à Edmonton, ce qui se rapproche des objectifs de Kerschbaumer et al. (2008) pour Berlin (Allemagne), à l'aide du système AURAMS (A Unified Regional Air quality Modelling System; Makar et al., 2004) forcé par le modèle global environnemental multiéchelle (GEM; Cote et al., 1998). Les résultats sur quatre jours en août 2005 montrent une interaction complexe, le transport à grande distance contribuant de façon importante au début et les sources locales à la fin. Les estimations de hauteur de la couche limite (vérifiées avec les mesures LIDAR) semblent particulièrement sensibles à la présence d'un îlot thermique urbain à Edmonton.

Il existe également des applications à long terme pour la modélisation de la couche limite urbaine et le transport des polluants. Civerolo et al. (2007) ont spéculé sur les conséquences météorologiques d'une « urbanisation » accrue (conversion d'« espaces ouverts » en couverture urbaine) dans la région de New York (États-Unis), comme le présente un scénario du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Les résultats prévoient des conditions légèrement plus chaudes et plus sèches, avec une petite augmentation de la profondeur de la couche limite atmosphérique, ainsi que des hausses des concentrations épisodiques moyennes (+ 1-5 ppb) et maximales (> + 6 ppb) de l'ozone (O₃), qui peuvent varier en raison de l'interaction côtière.

Bilan énergétique

La modélisation du bilan énergétique urbain nécessite de faire attention aux défis particuliers que posent le stockage de la chaleur et les flux de chaleur anthropiques, ainsi que les changements des flux de chaleur sensible, latente et dans le sol. Un projet important de comparaison corrélative des modèles actuellement en cours comprend l'application en plusieurs temps de détails de plus en plus complexes de la surface urbaine à de nombreux modèles afin d'évaluer le rendement de leur approche et de leur complexité (Grimmond et al., 2009). Le rendement des paramétrisations individuelles est très variable. Il existe également une large déficience des modèles en matière de flux de chaleur latente, même si les modèles simples ont tendance à avoir de meilleurs résultats. Le rendement des paramétrisations individuelles est très variable. La plupart des modèles montrent des simulations améliorées avec toujours plus de détails concernant l'environnement et la sensibilité particulière à la végétation. Le projet EPiCC a pour objectif d'améliorer la simulation des flux de chaleur latents dans la couche limite urbaine, en particulier grâce à la modélisation du rôle de la couverture neigeuse dans le bilan énergétique (Belair et al., 2009); cela contribue à répondre aux besoins de la communauté de modélisation urbaine et des villes canadiennes.

Une tendance de plus en plus répandue dans la paramétrisation du bilan énergétique urbain est l'inclusion d'un paramètre de réchauffement anthropique (Ohashi et al., 2007; Makar et al., 2006; Dupont et al., 2004; Taha, 1999; Sarkar et al., 1998). Il existe plusieurs méthodes pour représenter ce réchauffement dans un modèle de la couche limite urbaine (Sailor, 2009): des cartes quadrillées de la consommation d'énergie (ou approche d'inventaire; Sailor et Lu, 2004; Fan et Sailor, 2005), en tant que résidu du rayonnement net, de l'advection et du stockage (Pigeon et al., 2007; Offerle et al., 2005) ou par l'intermédiaire d'un modèle énergétique des bâtiments (Kikegawa et al., 2003). Pigeon et al. (2007) ont comparé les approches d'inventaire et résiduelle et ont trouvé des résultats comparables.

Pigeon et al. (2008) modélisent la surface urbaine à l'aide des systèmes de modélisation TEB et ISBA (TEB – Town Energy Budget; ISBA – Interactions Soil-Biosphere-Atmosphere) à l'automne et en hiver, ce qui ressemble à l'approche du projet EPiCC (Voogt et al., 2009). Des comparaisons avec les données des tours de Toulouse (France) ont trouvé une cohérence importante avec le flux de chaleur sensible, ce qui est prometteur en ce qui concerne l'application des modèles TEB-ISBA aux modèles PNT. En utilisant une approche de modélisation bâtiment-énergie, Sailor et al. (2007) ont découvert que 50 à 80 % des émissions de chaleur anthropique à Houston (États-Unis) sont rejetés sous forme de chaleur latente. Makar et al. (2006) ont montré comment l'inclusion d'un flux de chaleur anthropique réduit la stabilité de la couche limite nocturne, augmente la profondeur de la couche limite atmosphérique et accroît la dispersion des polluants en altitude au-dessus des villes.

Les études récentes se concentrent également sur l'amélioration de la modélisation du stockage de chaleur urbaine (Taha, 1999; Brown, 2000; Masson, 2000) et de ses rejets nocturnes (Rotach et al., 2005). Roberts et al. (2006) ont appliqué quatre approches de la modélisation du stockage de la chaleur urbaine à vérifier auprès de l'expérience ESCOMPTE (Mestayer et al., 2005) et d'autres campagnes : la méthode résiduelle de bilan énergétique (RES), la paramétrisation par le modèle OHM (Objective Hysteresis Model; Grimmond et al., 1991), la modélisation numérique avec le modèle TEB (Town Energy Balance; Masson, 2000), ainsi que la modélisation à l'aide du schéma TMS (Thermal mass scheme; Peikorz, 1987). L'absence d'une technique commune pour la mesure ou l'analyse d'erreurs du stockage de la chaleur urbaine empêche une comparaison directe ou un classement de ces méthodes. Néanmoins, Roberts et al. (2006) ont découvert un comportement général commun dans les horaires et l'ampleur de l'oscillation diurne, le flux de chaleur de stockage étant à son maximum (absorption de chaleur) autour de midi, heure locale, et à son minimum (rejet de chaleur) en début de soirée. La géométrie des murs des canyons peut avoir un effet sur le mélange, le réchauffement des murs au vent ayant plus de probabilités d'entraîner des flux de chaleur de mélange et turbulents que le réchauffement des murs sous le vent, qui encourage plutôt le transfert vertical vers l'extérieur du canyon sans mélange (Offerle et al., 2007). Cela a des conséquences importantes pour la comptabilisation correcte du stockage de la chaleur. Taha et Bornstein (1999) et Taha (1999) montrent qu'une meilleure modélisation du stockage de la chaleur entraîne une augmentation de 10 % des émissions d'isoprène et une augmentation de 1 à 2 % des émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV) pour une étude de cas à Atlanta (États-Unis). Ces augmentations des émissions entraînent une amélioration de 10 % de la moyenne de l'ozone (O₃) avec une augmentation de 5 à 10 ppbv en milieu d'après-midi. Coutts et al. (2007) ont modélisé les effets à long terme d'une urbanisation accrue à Melbourne (Australie) et ont décrit l'augmentation du stockage de la chaleur en milieu urbain, ce qui a entraîné une hausse des températures nocturnes.

8.3.3 Interaction entre l'environnement côtier et urbain

8.3.3.1 Résumé

Les environnements urbains situés à proximité du littoral sont soumis à des conditions météorologiques complexes dues aux environnements côtier et urbain. Lorsqu'il y a un littoral, l'écoulement constant vers le littoral peut créer un nombre variable de couches limites internes en fonction de la distance entre la côte et la ville. Si les vents à grande échelle sont légers, une circulation d'îlot thermique urbain et un front de brise de mer ou de lac peuvent se développer. Les deux sont des circulations thermiques de mésoéchelle en trois dimensions et peuvent interagir en fonction des conditions géographiques et météorologiques locales. L'interaction peut entraîner des changements soudains de la profondeur de la couche limite locale, ainsi que des changements des qualités des masses d'air et des concentrations de polluants. Il est particulièrement compliqué de comprendre ce phénomène, car il est soumis aux sensibilités des environnements côtiers et urbains, de même qu'aux incertitudes actuelles liées à la modélisation de la couche limite atmosphérique.

8.3.3.2 Études observationnelles récentes

Il est difficile de procéder à une évaluation exhaustive de l'interaction entre l'îlot thermique urbain et le front de brise de mer, car les circulations sont en trois dimensions et à mésoéchelle, mais de nombreuses études sont en cours. L'étude de la qualité de l'air transfrontalier (BAQS-Met) de 2007 (Makar et al., 2008; Sills et al., 2008) fournit un nouvel ensemble de données pour les chercheurs qui s'intéressent à la dispersion des polluants dans le sud-ouest de l'Ontario, y compris dans des zones urbaines comme Windsor et London. La campagne de terrain a compris des mesures chimiques fixes et mobiles sur place, des stations météorologiques Mesonet, des observations de profileur de vent et de l'imagerie par télédétection. Keeler et al. (2009), ainsi que Harris et Kotamarthi (2005) se sont également penchés sur les environnements urbains dans la région des Grands Lacs, à Chicago (États-Unis). La présence d'une ville côtière entraîne une réduction de la vitesse du passage de front de brise de mer dans la ville en raison de la force de traînée des bâtiments, qui fonctionnent comme une barrière topographique (Bornstein et al., 1993). Les auteurs ont constaté des concentrations de polluants moins importantes immédiatement après le passage du front de brise de mer à New York, l'air ambiant pollué était transporté vers le nord-ouest de la ville. En revanche, Keeler et al. (2009) ont signalé que moins de 25 % des 49 événements étudiés de brise de lac au printemps et en été montraient cette réduction de la vitesse de propagation. Les auteurs indiquent également qu'environ deux tiers des fronts de brise de lac ne suivaient pas la forme de la côte adjacente. Veron et al. (2009) ont présenté un nouvel ensemble de données concernant le front de brise de mer sur plusieurs mois dans la baie Delaware, mettant en lumière les répercussions des vents de surface sur Philadelphie.

Une ville bien en retrait de la côte peut entraîner la croissance de plusieurs couches limites internes en cas d'écoulement constant vers le littoral, car la rugosité change soudainement par rapport à l'intérieur du littoral. Kitada et al. (2008) ont découvert que les concentrations d'ozone (O_3) près de la surface augmentaient de façon monotone après le passage du front de brise de mer, alors que les concentrations les plus importantes dans une ville située 17 km à l'intérieur des terres étaient mesurées

à 300 m au-dessus du sol. En ville, à moindre altitude, la baisse de la stabilité associée à la couche limite interne thermique entraîne une hausse du mélange et une baisse de la concentration d'ozone (O_3). Cette étude est utile pour effectuer une comparaison avec la qualité de l'air à Toronto, une grande ville « côtière » comparable présentant également un développement urbain important situé à une certaine distance du littoral.

8.3.3.3 Études de modélisation récentes

Par l'intermédiaire de la modélisation, les chercheurs peuvent obtenir une illustration plus complète des interactions compliquées entre l'îlot thermique urbain et le front de brise de mer ou de lac. Les villes côtières urbanisées peuvent accélérer le développement du front de brise de mer ou de lac, mais la force de traînée des bâtiments ralentit habituellement le passage du front dans la ville. Le développement d'une circulation d'îlot thermique urbain peut enfumer le noyau urbain et transporter les polluants à bonne distance en dehors de la ville, créant ainsi des concentrations élevées de polluants nocturnes au-dessus des zones « rurales » ou de l'eau. En revanche, pendant la journée, le passage du front de brise de mer ou de lac peut déplacer les polluants depuis l'eau vers l'intérieur des terres, et le niveau inférieur de circulation de l'îlot thermique urbain peut faire revenir cet air rural « pollué » vers le noyau urbain. Par contre, la convergence des circulations de l'îlot thermique urbain et du front de brise de mer peut bloquer ce transport et faire monter les polluants au point d'intersection, qui est très sensible à un grand nombre de conditions.

L'interaction entre l'îlot thermique urbain et le front de brise de mer ou de lac est particulièrement sensible à l'orientation et à l'emplacement des vents à grande échelle, à la force du front de brise de mer ou de lac et à la situation des villes par rapport au littoral. Par exemple, dans le delta de la rivière Pearl en Chine, Lo et al. (2007) ont montré que l'îlot thermique urbain renforce le gradient de température côtier, accentuant ainsi le front de brise de mer et sa distance de pénétration, à l'inverse d'autres études de cas qui indiquent un affaiblissement du front de brise de mer (Yoshikado, 1992; Bornstein et al., 1993; Martilli, 2003). Holt et Pullen (2009) démontrent également la sensibilité de la circulation de la brise de mer aux perturbations de la température à la surface de la mer, prouvant en outre la sensibilité du comportement du traceur au réchauffement anthropique, aux remontées d'eau sur la côte et à la variation de la hauteur des bâtiments. En utilisant un modèle numérique idéalisé en deux dimensions, Martilli (2003) a découvert qu'une ville côtière peut accélérer la formation du front de brise de mer le matin en raison, en partie, d'un réchauffement plus rapide pendant la journée et de turbulences plus importantes. En revanche, la pénétration du front de brise de mer vers l'intérieur des terres est ensuite inhibée en raison de la convergence de la circulation de l'îlot thermique urbain et du front de brise de mer (Martilli, 2003; Khiem et al., 2009). Khiem et al. (2009) ont découvert que l'écoulement restitué de la circulation de l'îlot thermique urbain (qui souffle vers le noyau urbain dans la couche limite urbaine) converge avec le front de brise de mer lorsqu'il traverse Tokyo vers l'intérieur des terres. Cette convergence entraîne un panache turgescents et empêche effectivement une advection des grandes concentrations d'ozone (O_3) plus loin vers l'intérieur de la ville côtière. Martilli (2003) a également examiné les perturbations de l'humidité du sol en milieu rural et a montré une corrélation avec la pénétration du front de brise de mer vers l'intérieur des terres et avec le moment de l'effondrement de la couche limite atmosphérique (CLA) en fin d'après-midi. Thompson et al. (2007)

ont simulé l'interaction entre l'îlot thermique urbain et le front de brise de mer à New York à l'aide d'un modèle PNT à mésoéchelle et ont confirmé un ralentissement de la vitesse de propagation du front de brise de mer. Les essais de sensibilité révèlent que la présence de la zone urbaine élève le bord d'attaque du front de brise de mer avec une influence importante sur la direction et la concentration des panaches de traceurs de modèle.

Un aspect intrigant de l'interaction entre l'îlot thermique urbain et le front de brise de mer est l'effet nocif sur la qualité de l'air à bonne distance des sources urbaines. Même si la circulation de l'îlot thermique urbain peut accroître la dispersion au-dessus du noyau urbain, les concentrations de polluants peuvent s'accroître jusqu'à 100 km à l'intérieur des terres, car l'air pollué et remonté vers le haut diverge, puis s'apaise, transportant la charge de polluants accumulés au-dessus de la ville (Martilli, 2003; Yoshikado, 1992). La brise de terre nocturne peut créer une advection des polluants au-dessus de l'eau, qui sera renvoyée vers l'intérieur des terres par le passage du front de brise de mer le jour suivant (Martilli, 2003). Martilli (2003) a découvert les concentrations les plus importantes de traceurs la nuit au-dessus des zones rurales en dehors de la ville en raison de la profondeur moins importante de la couche limite atmosphérique. Sur plusieurs jours, les concentrations à l'intérieur des terres peuvent s'accumuler à cause d'une interaction complexe entre la force d'advection nocturne, la fumigation de polluants depuis la zone urbaine et le moment de l'arrivée du front de brise de mer. Des processus semblables ont été observés dans le delta du Fraser à Vancouver et ce processus a des répercussions évidentes pour la région des Grands Lacs. Thompson et al. (2007) démontrent comment des mouvements verticaux importants vers le haut sur le bord d'attaque du front de brise de mer lancent les traceurs en altitude, réduisant de façon importante les concentrations de surface. En revanche, dans le sillage du passage du front de brise de mer, le profil résultant empêche généralement les traceurs récemment libérés de s'éloigner de la surface.

8.3.4 Résumé et recommandations pour les travaux à venir

8.3.4.1 Smog dans la couche limite atmosphérique

À partir des études ci-dessus, les conclusions suivantes peuvent être tirées de l'état de la science concernant le transport de polluants dans la couche limite atmosphérique :

La mesure et la modélisation de la profondeur de la couche limite est fondamentale pour comprendre les concentrations de polluants dans la couche limite atmosphérique. Dans une couche limite bien mélangée, une profondeur plus importante accroît la fumigation et réduit la concentration de surface. Des couches limites peu profondes et stables nuisent au mélange vertical d'une surface de polluants. L'exactitude des profils de vitesse du vent et de la direction du vent est également fondamentale pour la dispersion locale des polluants, en particulier au-dessus de surfaces complexes.

Les environnements côtiers peuvent être soumis à des changements soudains de la température, de la direction du vent, de la profondeur de la couche limite, de la stabilité et des concentrations de polluants avec le passage d'un front de brise de mer ou de lac. Les modèles à mésoéchelle capturent

correctement ce processus, même si les contrastes thermiques et de rugosité localement importants peuvent nécessiter une résolution plus forte. Les effets dépendent de l'orientation du littoral par rapport à la direction du vent à grande échelle.

Les environnements urbains ont une influence importante sur le mouvement, la stabilité et le taux d'humidité de la couche limite atmosphérique située au-dessus. L'hétérogénéité de la densité, de la hauteur et de l'orientation des bâtiments entraîne la production de turbulences causées par le cisaillement, et crée des écoulements horizontaux et verticaux complexes au sein de l'environnement humain. Cette complexité se manifeste par l'échange de mouvement turbulent et de flux de masse du niveau de la rue (canyon) vers l'air situé au-dessus. La contribution du flux de chaleur anthropique et du stockage de chaleur complique le bilan énergétique de surface. Les échanges turbulents à proximité du haut du canyon contribuent à la ventilation des polluants depuis les sources du canyon routier. La ventilation dépend en partie des conditions météorologiques de fond et de la géométrie du canyon. Les villes composées d'ensembles de structures élevées entourant des canyons étroits sont soumises à des concentrations de polluants élevées pendant la journée. La modélisation de la qualité de l'air à l'échelle régionale nécessite également une représentation suffisante de la partie supérieure de la couche limite urbaine, ce qui nécessite probablement des études supplémentaires. Même si un cadre universel de la théorie de la turbulence dans la couche limite urbaine reste en suspens, le grand nombre de campagnes de terrain et de travaux de modélisation au cours des dernières années assure des bases solides.

L'interaction des circulations à mésoéchelle depuis l'îlot thermique urbain et l'écoulement côtier, de même que depuis un front de brise de mer ou de lac ou encore des vents constants vers le littoral peut entraîner des changements radicaux des caractéristiques des masses d'air locales sur des périodes courtes. La nature de cette interaction est très sensible à la vitesse et à la direction du vent, à la hauteur des bâtiments (traînée) et à la géographie locale. Les études laissent entendre un processus diurne dans lequel la circulation de l'îlot thermique urbain entraîne une fumigation de polluants au-dessus du noyau d'une ville, les transportant latéralement en altitude. La combinaison de la circulation de l'îlot thermique urbain et de la brise de terre nocturne peut entraîner les précurseurs de l'ozone (O_3) et les matières particulaires vers le littoral d'une ville côtière. Par la suite, le passage d'un front de brise de mer ou de lac et une nouvelle circulation de l'îlot thermique urbain le lendemain peuvent faire revenir les concentrations élevées d'ozone (O_3) et de polluants vers le noyau urbain.

8.3.4.2 Travaux à venir

Des observations attentives et une modélisation du transport des traceurs et de polluants dans la couche limite atmosphérique ont accéléré ces dernières années les connaissances scientifiques. Il reste pourtant un certain nombre de points d'interrogation et de questions en suspens. La compréhension du transport des polluants dans la couche limite atmosphérique nécessite une meilleure compréhension de la météorologie et de l'interaction entre la terre et l'atmosphère, plus particulièrement à proximité des villes. Les études à venir doivent être axées sur une ou plusieurs des recommandations suivantes :

1. Compréhension de la couche limite atmosphérique

Il faut poursuivre les recherches sur l'observation et la modélisation de la profondeur de la couche limite atmosphérique (CLA) au-dessus de tous les types de surfaces. Ces travaux doivent être axés sur les points suivants : (a) l'exactitude des prévisions de la profondeur de la couche limite atmosphérique, (b) la simulation de l'effondrement de la couche limite atmosphérique, (c) la structure de la couche limite et la direction du vent, (d) des rétroactions sur les conditions météorologiques et la qualité de l'air, (e) le rôle des aérosols dans le bilan énergétique de surface et dans les champs d'humidité, et (f) l'effet de l'assimilation des données chimiques sur les prévisions météorologiques (Oke, communication personnelle, 2009; Carmichael et al., 2008).

2. Influence des zones urbaines sur la dynamique

En dépit des contributions importantes apportées récemment à la paramétrisation empirique, on a toujours besoin d'un cadre théorique universel pour caractériser les écoulements urbains (Barlow et Coceal, 2009). Les travaux effectués indiquent qu'il faut approfondir les recherches dans les domaines suivants : (a) amélioration des paramétrisations du flux de chaleur turbulente et de mouvement, ainsi que des échanges entre la couche du canyon et la couche limite urbaine située au-dessus en cas de stabilité variable (Makar et al., 2008; Chemel et al., 2008; Rotach et al., 2005; Dupont et al., 2004), (b) meilleure compréhension de l'effet de la stabilité sur l'écoulement de la couche de canyon (Klein et al., 2007), (c) amélioration de la définition de la sous-couche de rugosité urbaine par rapport à la morphologie urbaine (Barlow et Coceal, 2009), (d) meilleure compréhension de la sensibilité de la traînée du couvert à la morphologie et à la direction du vent (Barlow et Coceal, 2009), (e) évaluation de la météorologie au niveau de détail de la morphologie du couvert (Dupont et al., 2004), et (f) développement des paramètres morphologiques sans dimension pour déterminer les combinaisons clés de paramètres pertinents (Barlow et Coceal, 2009). On peut répondre à certains de ces besoins en mettant en œuvre des réseaux d'observation urbaine (sur place et par télédétection) afin de développer une climatologie de la température et une structure de stabilité au-dessus des villes canadiennes (Oke, communication personnelle, 2009).

Les études ci-dessus doivent prendre en compte les écoulements de vents à des échelles allant du canyon urbain au niveau régional. Elles doivent également examiner la façon dont l'influence urbaine varie dans le temps, dans l'espace et par rapport à la stabilité locale, à la morphologie urbaine et à la géographie. Les futures campagnes de terrain doivent s'efforcer d'évaluer des villes ayant des tailles, des conditions climatiques et des morphologies différentes. En ce qui concerne le transport des polluants à une échelle plus large (régionale), il faut vraiment renouveler les recherches portant sur l'observation et la modélisation de la couche d'Ekman (extérieure) de la couche limite atmosphérique, bien au-dessus du canyon (Oke, communication personnelle, 2009), qui sera largement touchée par les processus d'advection (Rotach et al., 2005). À ces échelles plus larges, les études doivent également continuer à étudier l'interaction entre la circulation de l'îlot

thermique urbain et les vents à l'échelle synoptique (grande échelle) ainsi que d'autres circulations locales à mésoéchelle (par exemple dues aux brises de mer ou de lac, ou aux écoulements liés à l'altitude), qui peuvent compliquer le mélange et le transport des polluants en aval.

3. Influence des zones urbaines sur le bilan énergétique

Des travaux supplémentaires s'imposent pour comprendre et quantifier l'échange de flux turbulents de chaleur dans la couche limite urbaine, avec l'utilisation de paramétrisations multidimensionnelles du bilan énergétique pour les modèles de dispersion en milieu urbain (Fisher et al., 2006), les modèles de couvert à plusieurs couches (Skamarock et al., 2007), les améliorations des estimations du flux de chaleur latent (Grimmond et al., 2009; Voogt et al., 2009), la création de normes pour la mesure, la quantification, l'ampleur ou la distribution spatiale de la chaleur anthropique et son observation approfondie (Sailor, 2009; Arnfield, 2003), ainsi que les répercussions du transfert radiatif de courtes et de grandes longueurs d'onde dans la couche limite urbaine pour des applications potentielles en matière de photochimie (Oke, communication personnelle, 2009).

8.4 Télédétection par satellite du smog

Randall Martin

8.4.1 Télédétection des gaz à l'état de traces et des aérosols

Au cours de la dernière décennie, un ensemble d'instruments de télésondage ont été déployés dans l'espace, utilisant à la fois de la lumière émise naturellement et/ou de la lumière réfléchie (sondage « passif »), ainsi que de la lumière réfléchie et dispersée par une source sur l'astronef lui-même (sondage « actif »). Parmi les applications pertinentes de données de télédétection figurent les contraintes « descendantes » sur les émissions (imposer des contraintes sur les émissions à l'aide de mesures de la concentration, à l'inverse des méthodologies « ascendantes », dans lesquelles les inventaires des émissions sont effectués à partir de rapports ou d'estimations sur les activités des émissions), une amélioration des estimations du forçage radiatif, l'observation du transport à grande distance sur les échelles régionales à continentales, ainsi que la caractérisation des émissions.

La télédétection par satellite de la basse troposphère a vraiment commencé en 1995 avec le lancement de l'instrument GOME-1 (Burrows et al., 1999) à bord du satellite ERS-2. Même si GOME-1 avait principalement été conçu pour fournir à la communauté scientifique des observations mondiales de l'ozone stratosphérique et des espèces connexes, l'objectif secondaire était de faire des recherches sur le potentiel du télésondage nadiral (c.-à-d. que les mesures sont prises directement en dessous du satellite) du rayonnement ultraviolet rétrodiffusé et du rayonnement visible pour l'extraction des gaz à l'état de traces dans la troposphère. Le large spectre des longueurs d'onde observées à une résolution modérée permet la recherche de plusieurs espèces clés dans la chimie troposphérique : O₃, NO₂,

HCHO, BrO, SO₂ et H₂O. Le NO₂ et le HCHO ont des signaux forts dans la basse troposphère et sont particulièrement pertinents en matière de smog. La résolution spatiale d'une scène de surface est variable, mais elle est le plus souvent de 40 × 320 km². L'instrument GOME-1 a relevé des mesures mondiales de juillet 1995 à juin 2003. Les points forts de GOME comprennent un aperçu des émissions des oxydes d'azote (p. ex. Martin et al., 2003) et des composés organiques volatils (p. ex. Palmer et al., 2003a).

Le lancement du satellite Terra par la NASA en décembre 1999 a élargi de façon significative les perspectives scientifiques concernant l'échelle de la pollution troposphérique. L'instrument MOPITT (Drummond et Mand, 1996) à bord de Terra est un radiomètre de corrélation en phase gazeuse qui est exploité en mode nadiral et peut être appliqué à la recherche du CO. Le pixel du MOPITT est égal à 22 x 22 km en mode nadiral, avec une fauchée de 29 pixels de largeur. Une couverture quasi complète de la planète est obtenue en 3 ou 4 jours en l'absence de nuages. Les principales observations de l'instrument MOPITT sont un aperçu du transport à grande distance de la pollution (Heald et al., 2003; Pfister et al., 2005), les répercussions des systèmes frontaux sur le transport de CO (Liu et al., 2006a) et une amélioration des estimations des émissions de CO (Palmer et al., 2003b; Pétron et al., 2004).

Les instruments MISR et MODIS fournissent des données inédites sur l'abondance et les propriétés des aérosols avec une résolution spatiale importante. Un produit fondamental est la profondeur optique de l'aérosol, une mesure de l'extinction de la lumière au-dessus de la colonne atmosphérique. D'autres produits comprennent des données sur la taille des aérosols et l'albédo de diffusion simple. Les données provenant de MODIS et MISR donnent un aperçu de la distribution mondiale des aérosols (King et al., 1999; Kinne et al., 2003), de leur transport à longue distance (Li et al., 2005) et, de plus en plus, des propriétés optiques des aérosols (Kahn et al., 2001). L'instrument MISR comprend neuf caméras fixes pointées à des angles allant de +70°, à -70°, en passant par le mode nadiral. La couverture mondiale (en l'absence de nuages) est obtenue environ une fois par semaine à des latitudes moyennes à faibles et tous les deux jours à proximité des pôles. Une des forces de l'instrument MISR est sa capacité à extraire l'épaisseur optique des aérosols même au-dessus de surfaces claires comme les déserts (Martonchik et al., 2004). L'instrument MODIS utilise un miroir de balayage qui permet une couverture complète de la Terre en deux jours en l'absence de nuages ou de surfaces claires. Un deuxième instrument MODIS est également déployé à bord du satellite Aqua, lancé en 2002.

L'instrument SCIAMACHY (Bovensmann et al., 1999) a été lancé à bord du satellite Envisat en 2002. Cet instrument permet d'extraire des données à des longueurs d'onde allant de l'ultraviolet à l'infrarouge, avec une résolution spatiale habituelle de 30 x 60 km. Cela permet de rechercher toutes les espèces observées par GOME-1, ainsi que le glyoxal, le CO, le CH₄ et le CO₂.

Le lancement d'Aura en 2004 au sein de la constellation de satellites A-train a enclenché une période de couverture inédite de la basse troposphère par les instruments OMI et TES. L'instrument OMI (Levelt et al., 2006) est un spectromètre imageur nadiral qui mesure le rayonnement solaire rétrodiffusé à des longueurs d'onde allant de l'ultraviolet à la lumière visible, avec une résolution spatiale atteignant 13 x 24 km et une couverture journalière du globe. Cette haute résolution permet l'observation de plus de scènes sans nuages que les précédentes mesures du rayonnement rétrodiffusé.

Les observations des instruments OMI et MLS peuvent être combinées pour déduire la distribution de l'ozone troposphérique (Ziemke et al., 2006). L'instrument TES (Beer et al., 2001) est un spectromètre à transformée de Fourier observant les émissions thermiques avec une capacité au nadir et au limbe. La version nadirale est équipée d'une résolution spatiale particulièrement élevée de 5 x 8 km, et est actuellement appliquée pour rechercher l'ozone (O₃) et le CO avec jusqu'à 2 degrés de liberté à la verticale de façon à résoudre la basse et la haute troposphère.

L'instrument PARASOL (Deuzé et al., 2001) offre la capacité unique de mesurer la polarisation, ce qui permet un aperçu supplémentaire des propriétés optiques des aérosols au-delà de leur épaisseur optique. Des produits de composition des aérosols sont en cours d'élaboration.

L'instrument CALIOP (Winker et al., 2003) est un lidar en mode nadir lancé en avril 2006 dans la constellation A-train. CALIOP offre des profils verticaux généraux inédits de l'extinction des aérosols à une résolution verticale de 120 x 360 m, constituant un complément intéressant aux autres instruments des satellites.

Les instruments de télédétection ne mesurent pas directement la composition de l'atmosphère, qui est « extraite » grâce à une technique mathématique connue comme l'inversion des luminances observées quittant la haute atmosphère. Ces extractions nécessitent souvent des renseignements supplémentaires sur les champs géophysiques (p. ex. structure de températures de l'atmosphère, albédo à la surface, etc.) et peuvent entraîner des données sur les propriétés optiques (p. ex. profondeur optique des aérosols), contrairement aux propriétés chimiques et physiques (p. ex. concentration massique). Un aspect intégral du succès de la télédétection moderne a été le développement d'un ensemble d'approches mathématiques et de techniques numériques pour extraire les paramètres physiques en tenant compte du transfert radiatif dans l'atmosphère.

Tableau 8.4 Télédétection par satellite de la qualité de l'air à la surface

Instrument	Plateforme	Période de mesure globale	Résolution habituelle (km)	Couverture de la Terre (jours) ^b	Temps d'observation ^c	Domaine spectral (µm)	NO ₂ ^a	HCHO ^a	SO ₂ ^a	CO ^a	O ₃ ^a	Autre	Prop. opt. des aéro. ^a
GOME	ERS-2	1995-2003	320 x 40	3	10 h 30	0,23 à 0,79	X	X	X		0,5 à 1,5	BrO	
MOPITT	Terra	2000-	22 x 22	3,5	10 h 30	4,7				0,5 à 2			
MISR	Terra	2000-	18 x 18 ^e	7	10 h 30	4 λ ^d 0,45 à 0,87							X
MODIS	Terra Aqua	2000-2002-	10 x 10 ^e	2	10 h :30 1 h 30	36 λ ^d 0,41 à 14,2							X
AIRS	Aqua	2002-	14 x 14	1	1 h 30	3,7 à 16			X	0,5 à 1,5			
SCIAMACHY	Envisat	2002-	60 x 30	6	10 h	0,23 à 2,3	X	X	X	X	0,5 à 1,5	Glyoxal, CH ₄ , CO ₂	
OMI	Aura	2004-	13 x 24	1	1 h 30	0,27 à 0,50	X	X	X		0,5 à 1,5		X
TES	Aura	2004-	5 x 8	s.o.	1 h 30	3,3 à 15,4				0,5 à 1,5	1 à 2		
POLDER	PARASOL	2004-	16 x 18	1	1 h 30	9 λ ^d 0,44 à 1,0							X
CALIOP	CALIPSO	2006-	0,08 x 40	s.o.	1 h 30	0,53; 1,06							>30
GOME-2	MetOp	2006-	80 x 40	1	9 h 30	0,24 à 0,79	X	X	X		0,5 à 1,5		
IASI	MetOp	2006-	12 x 12	0,5	9 h 30	3,6 à 15,5				0,5 à 1,5	1 à 2		
GOES	Variable	Various	12 x 12	s.o.	journée	0,52 à 0,72							X

Légendes du tableau 8.4 :

^aLe nombre de degrés de liberté (éléments d'information indépendants) est donné pour chaque mesure en mode nadir. Une valeur X indique une colonne troposphérique.

^bValeur donnée pour des conditions de ciel dégagé. Les nuages empêchent les extractions.

^cValeur donnée pour l'équateur.

^dNombre de longueurs d'onde discrètes.

^eLes luminances pour les instruments MISR et MODIS sont obtenues entre 205 m et 1,1 km, en fonction du canal. Les résolutions indiquées ici concernent les produits aérosols opérationnels standard.

Références pour le tableau 8.4 : GOME-1 : (Burrows *et al.*, 1999), MOPITT : (Drummond et Mand, 1996), MODIS : (Barnes *et al.*, 1998) MISR : (Diner *et al.*, 1998), AIRS : (Aumann *et al.*, 2003), SCIAMACHY : (Bovensmann *et al.*, 1999), OMI : (Levelt *et al.*, 2006), TES : (Beer *et al.*, 2001), POLDER : (Deuzé *et al.*, 2001), CALIOP : (Winker *et al.*, 2003), GOES : (Knapp *et al.*, 2005) .

Acronymes : GOME : Global Ozone Monitoring Experiment (expérience de surveillance mondiale de l'ozone); MOPITT : Measurements Of Pollution In The Troposphere (mesures de pollution dans la troposphère); MISR : Multi-angle Imaging Spectral Radiometer (radiomètre spectral d'imagerie multiangles); MODIS : MODerate resolution Imaging Spectroradiometer (spectroradiomètre imageur à résolution moyenne); SCIAMACHY : SCanning Imaging Absorption spectroMeter for Atmospheric Cartography (spectromètre d'absorption à balayage et prise d'images pour la cartographie de l'atmosphère); OMI : Ozone Monitoring Instrument (instrument de surveillance de l'ozone); TES : Tropospheric Emission Spectrometer (spectroradiomètre d'étude des émissions de la troposphère); PARASOL : Polarization and Anisotropy of Reflectances for Atmospheric Sciences coupled with Observations from a Lidar (polarisation et anisotropie des réflectances au sommet de l'atmosphère, couplées avec un satellite d'observation emportant un lidar); CALIOP : Cloud Aerosol Lidar and Infrared Pathfinder (lidar nuage-aérosols et orienteur infrarouge); IASI : Infrared Atmospheric Sounding Interferometer (interféromètre de sondage atmosphérique dans l'infrarouge).

Le tableau 8.4 résume les capacités des instruments satellitaires principaux importants pour la télédétection du smog. On trouve des examens complets de ces instruments dans King et al. (1999), Fishman et al., (2008), Martin (2008), et Hoff et Christopher (2009). La plupart de ces satellites volent à faible altitude, sur des orbites « héliosynchrones » d'environ 100 minutes, qui coïncident avec la rotation de la Terre et passent à proximité des pôles, arrivant à l'équateur à heure locale constante, avec une couverture totale du globe en au moins un jour. Tous ces instruments sont équipés d'une observation en visée nadir et renvoient donc les informations sur la totalité de la « colonne » de l'atmosphère située sous l'instrument. La majorité des instruments utilisent des techniques passives, observant soit la lumière solaire diffusée (rayonnement solaire rétrodiffusé), soit le rayonnement émis (émission thermique). Les mesures du rayonnement solaire rétrodiffusé sont les plus communes jusqu'à maintenant, en partie en raison de leur sensibilité à la basse troposphère, particulièrement aux longueurs d'onde visibles et quasi infrarouges, où la diffusion par les molécules d'air est faible. Les mesures des émissions thermiques présentent l'avantage de fournir des observations de jour comme de nuit et elles peuvent donner des renseignements utiles sur l'évolution de la concentration avec l'altitude au sein de la troposphère. La sensibilité des mesures des émissions thermiques est réduite dans la couche limite en raison du manque de différence au niveau des températures entre l'atmosphère et la surface, ce qui a pour conséquence de rendre ces instruments moins sensibles dans la région où les émissions de polluants sont les plus fortes. Dans les ultraviolets, la diffusion importante par les molécules d'air réduit également la sensibilité à la couche limite, car certains photons sont rediffusés vers l'espace sans passer à travers la couche limite. Très récemment, des mesures LIDAR (détection et télémétrie par ondes lumineuses; semblables au radar) actives ont été déployées sur les satellites pour obtenir des profils verticaux avec une résolution relativement forte des paramètres des aérosols. Sur les instruments LIDAR, on utilise un laser à bord du satellite comme source de lumière, et l'observation de la lumière rétrodiffusée résultante est utilisée pour déterminer l'emplacement de l'aérosol et les propriétés de diffusion de la lumière. Les nuages empêchent les extractions par toutes les techniques.

Les données de tous ces instruments sont disponibles publiquement sur un ensemble de sites (NASA, ESA). Étant donné la vitesse des progrès dans ce domaine, les produits scientifiques sont également à disposition directement auprès des groupes de recherche.

8.4.2 Applications des données satellitaires

8.4.2.1 Surveillance de la qualité de l'air à la surface

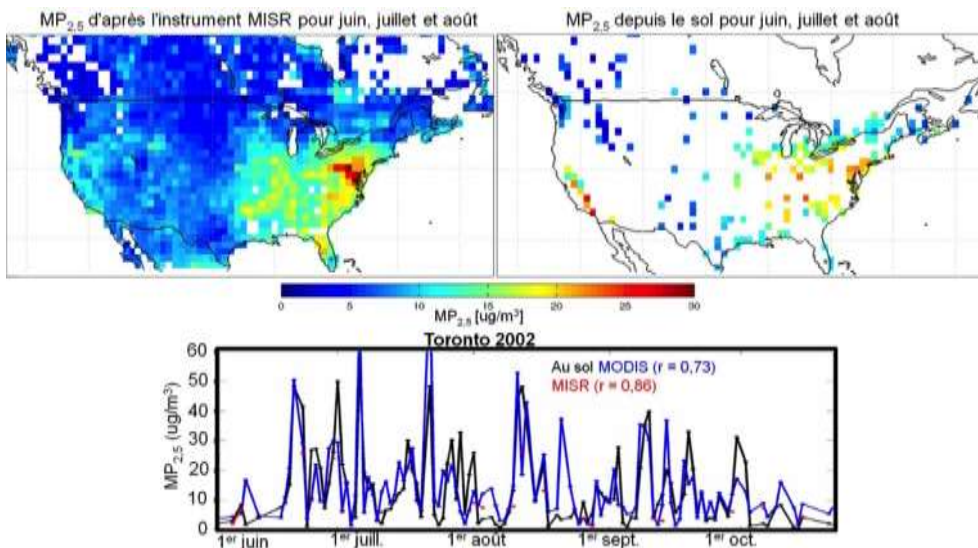


Figure 8.3 Concentrations de $PM_{2.5}$ de surface déduites à partir des observations satellitaires de la profondeur optique des aérosols. Les volets supérieurs montrent les $PM_{2.5}$ entre juin et août depuis l'instrument satellitaire MISR et depuis les points de surveillance de surface. Le volet inférieur représente la relation temporelle de deux observations satellitaires avec une surveillance au sol co-implantée à Toronto. (Adapté de van Donkelaar *et al.*, 2006.)

L'observation de la qualité de l'air à la surface a été axée sur trois domaines principaux : les matières particulaires, le NO_2 et la sensibilité O_3 - NO_x -COV. Les matières particulaires (MP) sont le domaine qui a attiré le plus d'attention. Les découvertes récentes en matière d'extraction par les satellites concernant les matières particulaires sont les suivantes : (a) les relations entre la profondeur optique des aérosols et les PM_{10} et $PM_{2.5}$ pour, respectivement, l'Italie du nord (Chu *et al.*, 2003) et l'Alabama ($r > 0,9$, Wang et Christopher, 2003); (b) les variations considérables de la corrélation entre la profondeur optique des aérosols et les $PM_{2.5}$ en fonction de la région, les variations étant plus importantes dans l'est des États-Unis que dans l'ouest du pays (Al-Saadi *et al.*, 2005) ou en Europe (Koelemeijer *et al.*, 2006); (c) les relations entre la profondeur optique des aérosols et les $PM_{2.5}$ de surface pour le sud-est des États-Unis en utilisant l'instrument MODIS (Wang et Christopher, 2003) et l'instrument MISR (Liu *et al.*, 2005); (d) le couplage de l'épaisseur optique des aérosols issue de l'instrument MISR avec les facteurs de mise à l'échelle locaux issus d'un modèle de transport chimique (GEOS-Chem) afin d'estimer les $PM_{2.5}$ (Wang *et al.*, 2007); (e) les comparaisons entre les mesures des $PM_{2.5}$ obtenues grâce aux instruments MODIS et MISR et les mesures des $PM_{2.5}$ effectuées au Canada et aux États-Unis (figure 8.3), où la variation verticale locale de l'extinction de la lumière des aérosols a été considérée comme étant le facteur le plus important affectant la relation spatiale entre la profondeur optique des aérosols et les $PM_{2.5}$ de surface (van Donkelaar *et al.*, 2006); (f) la première application en temps quasi réel des données satellitaires de la qualité de l'air dans le cadre du partenariat IDEA (Infusing satellite Data into Environmental Applications) entre la NASA, l'Environmental Protection Agency des États-Unis et la NOAA (Al-Saadi *et al.*, 2005). Les données

sur les aérosols et les produits de prévision sont disponibles à l'adresse : www.star.nesdis.noaa.gov/smcd/spb/aq/. Les extractions mondiales récentes de l'extinction des aérosols depuis CALIPSO devraient avoir une valeur considérable pour améliorer la télédétection satellitaire des $PM_{2.5}$.

Les colonnes de NO_2 troposphérique contiennent des signaux forts provenant de la couche mélangée inférieure, en partie en raison de l'augmentation du rapport NO/NO_2 avec l'altitude dans la troposphère. Plusieurs études récentes ont utilisé des mesures du NO_2 à partir des satellites : les observations des colonnes de NO_2 troposphérique par l'instrument GOME ont été utilisées pour discerner une tendance hebdomadaire avec des réductions importantes en fin de semaine (Beirle et al., 2003); les colonnes de NO_2 par l'instrument GOME ont été utilisées pour déduire une corrélation significative entre les mesures de concentration du NO_2 sur le terrain (Ordonez et al., 2006; Petritoli et al., 2004); les facteurs de mise à l'échelle GEOS-Chem, ainsi que les colonnes de NO_2 troposphérique de l'instrument OMI ont été utilisés pour estimer les concentrations de NO_2 à la surface (Lamsal et al., 2007). L'entente générale avec le réseau de terrain AQS (Air Quality System) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis et le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) d'Environnement Canada pour 2005 était comprise entre 21 et 48 % dans la dernière étude, avec des coefficients de corrélation pouvant atteindre 0,8. La base de données obtenue par satellite des concentrations de NO_2 au niveau du sol doit avoir une importance pour les études épidémiologiques et l'élaboration de stratégies de contrôle de la qualité de l'air.

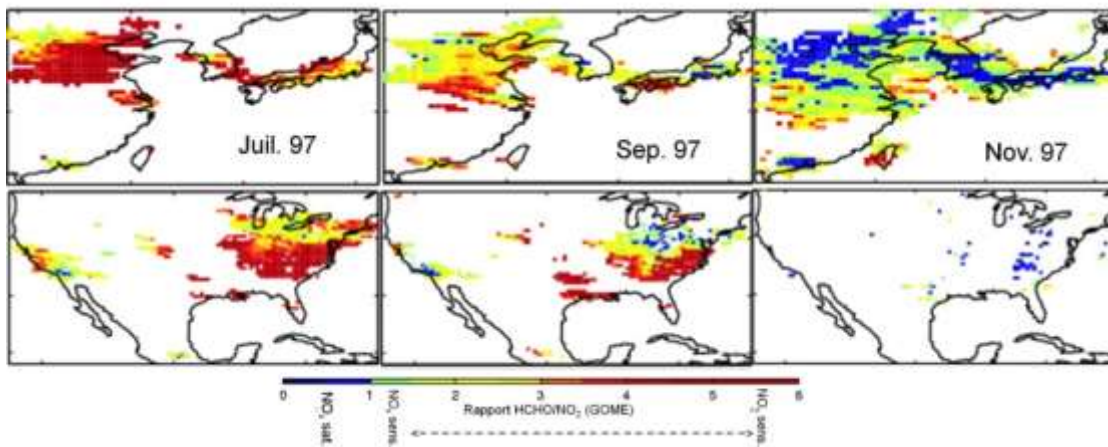


Figure 8.4 Rapport moyen mensuel de colonne HCHO/ NO_2 troposphérique extrait de l'instrument satellitaire GOME pour l'est de l'Asie et l'Amérique du Nord. Dans les zones avec des rapports > 1 , il y a généralement peu de NO_x , alors que dans les zones où le rapport est < 1 , il y a habituellement peut de composés organiques volatils (COV). Les zones blanches représentent les régions les moins polluées (colonnes de NO_2 troposphérique observées inférieures à $2,5 \times 10^{15}$ molécules par cm^{-2}) ou situées sous la limite de détection de colonne de HCHO de 4×10^{15} molécules par cm^{-2} . (D'après Martin *et al.*, 2004.)

La conception de stratégies de contrôle pour l'ozone (O_3) de surface a été entravée par des observations éparses de la sensibilité O_3 - NO_x -COV (Sillman, 1999). Martin et al. (2004) ont démontré la capacité de télédétection par satellite de la sensibilité O_3 - NO_x -COV, où le rapport entre les colonnes

de formaldéhyde (HCHO) et les colonnes de NO_2 troposphérique a été utilisé comme indicateur de la sensibilité relative de l'ozone (O_3) de surface aux émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV). Leur diagnostic utilisant des observations de l'instrument satellitaire GOME était largement cohérent avec la compréhension actuelle de la composition chimique de l'ozone (O_3) de surface sur la base d'observations sur le terrain : les rapports obtenus par satellite indiquent que l'ozone (O_3) de surface est limité par les émissions de NO_x sur la plupart des régions continentales de l'hémisphère nord pendant l'été (p. ex. figure 8.4). Los Angeles et les régions industrielles d'Allemagne, où il y a relativement peu de composés organiques volatils (COV), font partie des exceptions. Une transition saisonnière se produit à l'automne pour passer de conditions où il y a peu de NO_x à des conditions où il y a peu de composés organiques volatils (COV). De telles observations doivent avoir un poids conséquent pour l'évaluation des modèles de qualité de l'air.

De nombreuses extractions des colonnes d'ozone (O_3) troposphérique existent pour les tropiques (Fishman et al., 1990; Hudson et Thompson, 1998; Ziemke et al., 1998; Kim et al., 2001; Newchurch et al., 2002; Valks et al., 2003). Des extractions des colonnes d'ozone (O_3) troposphérique sont récemment devenues disponibles pour des latitudes plus élevées (Fishman et Brackett, 1997; Chandra et al., 2003; Fishman et al., 2003; Liu et al., 2006b; Ziemke et al., 2006). Des renseignements sur le profil vertical deviennent également disponibles (Newchurch et al., 2001; van der A et al., 2002; Müller et al., 2003; Jourdain et al., 2007; Worden et al., 2007). Pourtant, les extractions des concentrations de l'ozone (O_3) troposphérique ont été inhibées par différents problèmes physiques : (a) un contraste thermique faible réduit la sensibilité des instruments de mesure à infrarouge (Bowman et al., 2006); (b) la diffusion atmosphérique réduit la sensibilité des instruments de mesure à ultraviolet aux concentrations près de la surface (Klenk et al., 1982); (c) l'ozone (O_3) dans la couche limite constitue une petite fraction (habituellement $< 2\%$) de la colonne d'ozone (O_3) totale; (d) la colonne de l'ozone (O_3) stratosphérique montre une grande variabilité aux latitudes moyennes et élevées (Jing et al., 2006). En l'état actuel des connaissances scientifiques, la sensibilité des instruments et l'interférence de l'ozone (O_3) stratosphérique compliquent la prise de mesures spatiales exactes pour l'ozone (O_3) troposphérique. Les évolutions récentes en la matière sont néanmoins encourageantes (Worden et al., 2007).

Des applications des extractions satellitaires du SO_2 pour la qualité de l'air sont en train d'apparaître. Les observations initiales du SO_2 ont fait apparaître que les améliorations dans les principales régions industrielles utilisaient l'instrument GOME (p. ex. Eisinger et Burrows, 1998; Krotkov et al., 1998). Des évolutions plus récentes ont accru la confiance dans l'extraction en tenant mieux compte des aspects d'ajustement spectral et de diffusion atmosphérique (Khokhar et al., 2005; Krotkov et al., 2008; Lee et al., 2009).

8.4.2.2 Contraintes sur les estimations des émissions

La modélisation inverse est une approche mathématique permettant de déduire la force de la source des polluants à partir des observations des concentrations atmosphériques. Un modèle de transport chimique modifié peut être utilisé pour calculer les émissions de différents polluants reproduisant ainsi les données d'observation. Ces renseignements « descendants » sont utilisés pour évaluer et améliorer

les inventaires « ascendants » des émissions (ces derniers découlent de la collecte de données sur les émissions à partir de rapports depuis les sources, de mesures de terrain, etc.). Les satellites constituent une source importante d'observation utilisée pour la modélisation inversée des émissions.

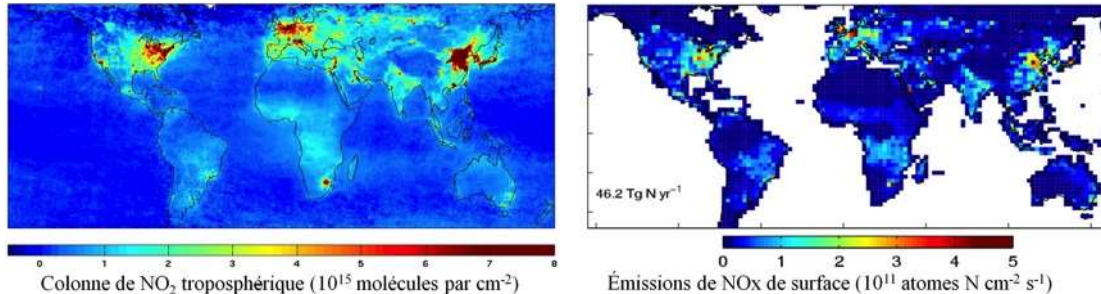


Figure 8.5 (gauche) Colonnes de NO₂ troposphérique pour 2004-2005 définies à partir de l'instrument satellitaire SCIAMACHY. (droite) Émissions de NO_x de surface pour 2004-2005 définies par l'intermédiaire de la modélisation inverse des observations de l'instrument SCIAMACHY à l'aide du modèle GEOS-Chem. Les différences les plus importantes avec les inventaires ascendants se produisent au-dessus de régions évoluant rapidement où l'inventaire ascendant est obsolète. Les mesures aériennes ont été prises dans le cadre de la campagne aérienne de l'ICARTT en soutien au programme d'inventaire SCIAMACHY (Martin et al., 2006).

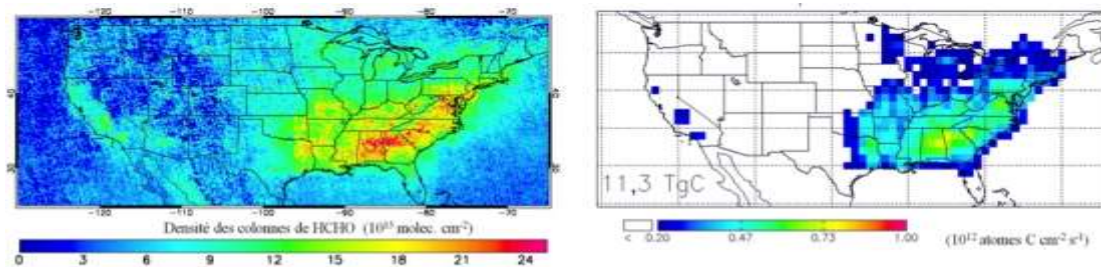


Figure 8.6 (gauche) Colonnes de formaldéhyde (HCHO) au-dessus des États-Unis déterminées à partir de l'instrument satellitaire OMI pour l'été 2006. (droite) Émissions d'isoprène déterminées par l'intermédiaire de la modélisation inversée des observations de l'instrument OMI à l'aide d'un modèle de transport chimique (GEOS-Chem) (Millet et al., 2008). Les mesures aériennes montrent que l'isoprène est la source dominante de variabilité du formaldéhyde en colonne au-dessus de l'Amérique du Nord (Millet et al., 2006)

Les figures 8.5 et 8.6 montrent des exemples de colonnes de NO₂ et de HCHO troposphériques extraites d'un satellite, ainsi que des estimations des émissions à la surface de ces espèces. Les données satellitaires ont été utilisées pour estimer les émissions de NO_x dans différentes études : (a) les extractions par l'instrument GOME de colonnes de NO₂ troposphérique, une durée de vie constante et « typique » du NO_x et le bilan massique ont été utilisés pour extraire un inventaire global des émissions de NO_x (Leue et al., 2001); (b) les durées de vie du NO_x tirées du modèle GEOS-Chem, les rapports NO₂/NO, les contraintes descendantes et un inventaire ascendant ont été utilisés pour créer un inventaire optimisé (Martin et al., 2003), découlant sur des simulations correspondant mieux aux observations aériennes sur le terrain (Martin et al., 2006); (c) l'élaboration d'une méthode de partitionnement global des sources de NO_x tirées des satellites en contributions provenant de la combustion de combustibles fossiles, de la combustion de la biomasse et des émissions provenant du

sol (Jaeglé et al., 2005); (d) la mise sur pied d'une méthode adjointe pour la déduction des émissions (Müller et Stavrakou, 2005); (e) l'application de modèles régionaux pour une inversion aux résolutions supérieures (Kim et al., 2006; Konovalov et al., 2006); (f) une meilleure prise en compte du NO₂ troposphérique libre dans l'inversion (Wang et al., 2007).

Palmer et al. (2003a) ont mis sur pied une méthode permettant de dériver les émissions de composés organiques volatils (COV) à l'aide des extractions de HCHO par l'instrument GOME. Cette méthode était fondée sur la relation entre la colonne de HCHO et la somme des émissions de composés organiques volatils (COV) mises à l'échelle par leur rendement en HCHO à partir de l'oxydation en phase gazeuse. Les espèces dont la durée de vie est longue, comme le méthane, produisent une amélioration de la colonne de HCHO homogène sur le plan spatial, prise en compte pour l'inversion à l'aide de calculs issus d'un modèle de transport chimique. Abbot et al. (2003) ont découvert que la variation saisonnière des colonnes de HCHO mesurées par l'instrument GOME au-dessus de l'Amérique du Nord est généralement cohérente avec le cycle saisonnier des émissions d'isoprène. Fu et al. (2007) ont appliqué les mesures satellitaires par l'instrument GOME des colonnes de HCHO au-dessus de l'est et du sud de l'Asie afin d'améliorer les estimations des émissions régionales de composés organiques volatils (COV) non méthaniques réactifs et ont découvert qu'il faut une augmentation de 25 % des émissions anthropiques de composés organiques volatils (COV) et une multiplication par cinq des émissions de composés organiques volatils (COV) produites par la combustion de la biomasse pour correspondre aux observations satellitaires.

La disponibilité d'observations depuis l'espace du CO quasi mondiales et à long terme, en association avec les modèles généraux de transport chimique, ont permis l'utilisation de différentes méthodes pour contraindre les sources de CO régionales (Arellano et al., 2004; Heald et al., 2004; Pétron et al., 2004; Müller et Stavrakou, 2005; Pfister et al., 2005). Cela a donné un aperçu permettant de comprendre l'utilisation actuelle de combustibles fossiles et de biocarburants, ainsi que les modèles d'activités de combustion de la biomasse. Par exemple, les études de modélisation inversée utilisant les extractions de CO de l'instrument MOPITT indiquent régulièrement que les émissions dues à l'utilisation de combustibles fossiles et de biocarburant en Asie sont beaucoup plus importantes que ce qui avait été estimé. Cette découverte a contribué aux efforts récents de réexamen et de mise à jour de l'inventaire descendant des émissions en Asie (Streets et al., 2006). En outre, ces études de modélisation inversée fournissent des contraintes importantes concernant l'ampleur et la variabilité spatio-temporelle des émissions produites par la combustion de la biomasse.

Dubovik et al. (2007) ont simultanément appliqué des techniques de modélisation inversée aux aérosols polluants et produits naturellement à l'aide de données sur l'épaisseur optique des aérosols fournies par l'instrument MODIS avec le modèle GOCART. Les auteurs ont découvert et quantifié les principales sources d'aérosols pendant une période d'une semaine en août 2000. Les sources ont été identifiées dans le sud-est des États-Unis, dans le bassin de l'Amazonie, en Europe, dans l'ouest et le sud de l'Afrique, dans le bassin indo-gangétique et dans l'est de l'Asie.

La combustion de la biomasse, qui est difficile à représenter dans les modèles, a des répercussions importantes sur les sources de matières particulaires au Canada. L'utilisation de la profondeur optique

des aérosols pour détecter les émissions sources peut être l'une des seules façons de quantifier les émissions distantes dans la région boréale du Canada. Le pouvoir radiatif du feu peut servir d'outil utile d'estimation des émissions à cet égard (Kaufman et al., 1998, 2005; Weaver et al., 2007).

8.4.2.3 Observations par satellite et transport à grande distance

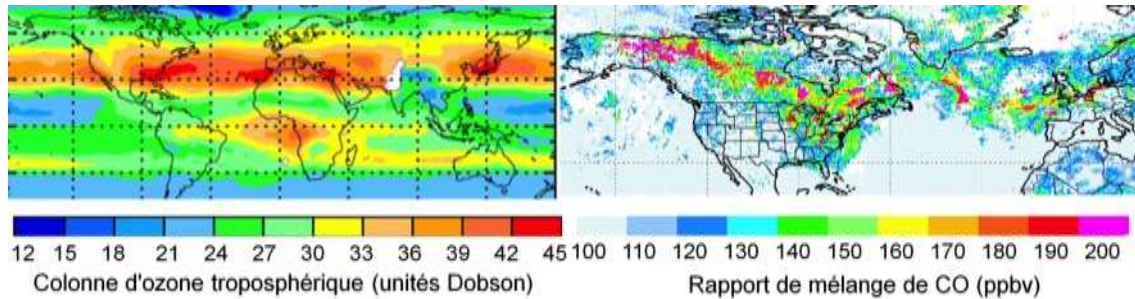


Figure 8.7 Le volet de gauche montre une moyenne saisonnière des colonnes d'ozone (O₃) troposphérique mesurées par l'instrument GOME (unités Dobson) entre juin et août 1997 (Liu et al., 2006b). Le volet de droite représente le rapport de mélange de CO à 700 hPa (ppbv) mesuré par l'instrument MOPITT entre le 15 et le 23 juillet 2004 (Pfister et al., 2006).

Les avancées récentes des capacités des satellites donnent un aperçu général du transport troposphérique des polluants. La figure 8.7 présente des exemples d'images qui constituent une preuve claire du transport intercontinental d'ozone (O₃) et de CO troposphériques. Le volet de gauche de la figure 8.7 montre des améliorations importantes de l'ozone (O₃) dans les régions où il y a le plus d'émissions de précurseurs, c'est-à-dire l'est des États-Unis, l'Europe et l'est de l'Asie, avec une large région améliorée aux latitudes moyennes, associée à l'exportation d'ozone (O₃) et de ses précurseurs depuis les régions continentales adjacentes. Le panneau de droite de la figure 8.7 montre que les panaches de CO provenant des intenses feux irréprimés en Alaska et au Canada peuvent être suivis sur toute l'Amérique du Nord et sur l'océan Atlantique. La modélisation inversée utilisant le modèle de transport chimique MOZART montre que ces feux émettent environ la même quantité de CO que toutes les activités humaines dans la zone continentale des États-Unis pendant la même période, soit environ 30 Tg de CO entre juin et août 2004 (Pfister et al., 2006). La modélisation et les mesures montrent également que les émissions provenant des feux irréprimés de 2004 en Amérique du Nord ont entraîné une augmentation d'au moins 25 % des concentrations troposphériques d'ozone (O₃) dans certaines parties du nord de la zone continentale des États-Unis et du centre de l'Atlantique Nord, et de 10 % dans des zones aussi éloignées que l'Europe (Pfister et al., 2006).

Plusieurs études récentes ont interprété les observations des satellites pour examiner le transport à longue distance des aérosols et de l'ozone depuis l'Asie vers l'Amérique du Nord dans le cadre de la campagne INTEX-B (Singh et al., ACP, 2008). L'analyse des observations de l'instrument MODIS et des observations sur place avec un modèle global a mené à la conclusion suivante : environ un tiers du sulfate dans le sud de la Colombie-Britannique au printemps 2006 provenait de sources asiatiques (van Donkelaar et al., 2008). Zhang et al. (2008) ont interprété la quantité d'ozone (O_3) mesurée sur place et par un spectroradiomètre d'étude des émissions de la troposphère (TES) avec un modèle global et ont découvert que la pollution en Asie augmentait les concentrations d'ozone troposphérique de 5 à 7 ppbv au-dessus de l'ouest de l'Amérique du Nord au printemps 2006 (Zhang et al., 2008). Les possibilités d'études supplémentaires sont encore considérables en utilisant des observations par satellite afin d'examiner le transport de la pollution des États-Unis vers le Canada.

8.4.3 Résumé et recommandations pour les travaux à venir

La base de données satellitaire actuelle a permis des avancées intéressantes en matière d'observation de la qualité de l'air à la surface, des contraintes sur les émissions et du transport à grande distance. Les perspectives à court terme concernant des progrès supplémentaires sont prometteuses. Les principaux défis à court terme comprennent le développement d'algorithmes améliorés pour l'extraction des concentrations quasi troposphériques à partir des observations satellitaires, la limitation des ressources pour l'interprétation des ensembles de données satellitaires et quelques observations sur place à utiliser pour l'évaluation des extractions satellitaires des gaz à l'état de traces ayant une courte durée de vie. Étant donné qu'un grand nombre des exemples fournis sont pour une application en dehors du Canada, il existe des possibilités importantes d'étendre ces analyses à des objectifs plus précis pour le Canada.

Quelques espèces émergentes issues des observations par satellite accroîtraient les capacités existantes. Cela comprend l'ammoniac grâce au TES (Beer et al., 2008) et à l'interféromètre de sondage atmosphérique dans l'infrarouge (IASI; Clarisse et al., 2009), le HNO_3 grâce au IASI (Wespes et al., 2009), le glyoxal (Wittrock et al., 2006), ainsi que des renseignements sur la composition et la taille des aérosols (Liu et al., 2007b; Mishchenko et al., 2007; Chen et al., 2008; Torres et al., 2007). Il serait intéressant de continuer à développer les instruments et les extractions avec une précision d'extraction améliorée dans la basse troposphère (IGOS-IGACO, 2004; Edwards, 2006; National Academy of Science, 2006). Toutes ces observations par satellite doivent être mieux reliées aux mesures au sol et aux activités de modélisation pour leur analyse.

Le petit nombre de nouveaux instruments prévus pour l'observation de la composition chimique de l'atmosphère constitue un défi imminent, de même que le fait qu'un grand nombre des missions en cours sont vieillissantes et ont dépassé la durée pour laquelle elles avaient été conçues. Étant donné les changements rapides de la composition atmosphérique, il faut accorder la priorité à l'élaboration de nouvelles missions dans un futur proche. Quelques missions ayant la capacité d'assurer une télédétection du smog canadien sont en cours d'étude : MCAP (ASC), Sentinel-5 Precursor (ASE),

GEOCAPE (NASA) et ACE (NASA). Le Canada a la possibilité de développer ses capacités de télédétection du smog en soutenant ces missions et en se préparant par l'intermédiaire de l'interprétation des observations par satellite existantes.

Références

- Abbot, D.S., Palmer, P.I., Martin, R.V., Chance, K., Jacob, D.J., Guenther, A. 2003. Seasonal and interannual variability of isoprene emissions as determined by formaldehyde column measurements from space. *Geophys. Res. Lett.* 30, 1886, doi:10.1029/2003GL017336.
- Allwine, K.J., Leach, M.J., Stockham, L.W., Shinn, J.S., Hosker, R.P., Bowers, J.F., Pace, J.C. 2004. Overview of Joint Urban 2003 – An Atmospheric Dispersion Study in Oklahoma City. Texte préliminaire : Symposium on Planning, Nowcasting, and Forecasting in the Urban Zone, tenu à Seattle (WA), du 11 au 15 janvier 2004, par l'American Meteorological Society. J7.1 [CD-ROM].
- Allwine, K.J., Shinn, J.H., Strait, G.E., Clawson, K.L., Brown, M. 2002. Overview of URBAN 2000 – A Multiscale Field Study of Dispersion through an Urban Environment. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 83:521-536.
- Al-Saadi, J., Szykman, J., Pierce, R.B., Kittaka, C., Neil, D., Chu, D.A., Remer, L., Gumley, L., Prins, E., Weinstock, L., et al., 2005. Improving national air quality forecasts with satellite aerosol observations. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 86:1249-1261.
- Angevine, W.M., White, A.B., Senff, C.J., Trainer, M., Banta, R.M., Ayoub, M.A. 2003. Urban-rural contrasts in mixing height and cloudiness over Nashville in 1999. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 108(3):AAC3-1 - AAC3-10.
- Angevine, W.M., Tjernstrom, M., Zagar, M. 2006a. Modelling of the Coastal Boundary Layer and Pollutant Transport in New England. *J. Appl. Met. Clim.* 45:137-154.
- Angevine, W.M., Hare, J.E., Fairall, C.W., Wolfe, D.E., Hill, R.J., Brewer, W.A., White, A.B. 2006b. Structure and formation of the highly stable marine boundary layer over the gulf of maine. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 111, D23S22, doi:10.1029/2006JD007465.
- Angevine, W.M., Žagar, M., Brioude, J., Banta, R., Senff, C., Kim, H., Byun, D. 2009. How Well Can We Model the Houston Area for Air Pollution Studies? Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.
- Anlauf, K.G., Fellin, P., Wiebe, H.A., Melo, O.T. 1982. The Nanticoke shoreline diffusion experiment, June 1978 – IV. A. Oxidation of sulphur dioxide in a power plant plume. B. Ambient concentrations and transport of sulphur dioxide, particulate sulphate and nitrate, and ozone. *Atmospheric Environment* 16:455-466.

Arain, M.A., Blair, R., Finkelstein, N., Brook, J., Jerrett, M. 2009. Meteorological influences on the spatial and temporal variability of NO₂ in Toronto and Hamilton. *Canadian Geographer-Géographe canadien* 53:165-190.

Arellano, A.F. Jr, Kasibhatla, P.S., Giglio, L., van der Werf, G.R., Randerson, J.T. 2004. Top-down estimates of global CO sources using MOPITT measurements. *Geophys. Res. Lett.* 31, L01104, doi:10.1029/2003GL018609.

Arnfield, A.J. 2003: Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *Int. J. of Climatol.* 23:1-26.

Aumann, H.H., et al., 2003. AIRS/AMSU/HSB on the aqua mission: Design, science objectives, data products, and processing systems. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41(2):253-264.

Awise, J., Chen, J., Lamb, B., Wiedinmyer, C., Guenther, A., Salathé, E., Mass, C. 2009. Attribution of projected changes in summertime US ozone and PM_{2.5} concentrations to global changes. *Atmos. Chem. Phys.* 9:1111-1124.

Banta, R.M., Senff, C.J., Nielsen-Gammon, J., Darby, L.S., Ryerson, T.B., Alvarez, R.J., Sandberg, S.R., Williams, E.J., Trainer, M. 2005. A bad air day in Houston. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 86(5):657-669.

Barlow, J., Coceal, O. 2009. A review of urban roughness sublayer turbulence. Exeter (Royaume-Uni) : Met Office, Meteorology Research and Development.

Barnes, W.L., Pagano, T.S., Salomonson, V.V. 1998. Pre-launch characteristics of the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) on EOS AM-1. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 36(4):1088-1100.

Bell, M.L., Goldberg, R., Hogrefe, C., Kinney, P.L., Knowlton, K., Lynn, B., Rosenthal, J., Rosenzweig, C., Patz, J.A. 2007. Climate change, ambient ozone, and health in 50 US cities. *Climatic Change* 82:61-76.

Beer, R., Glavich, T.A., Rider, D.M. 2001. Tropospheric emission spectrometer for the Earth Observing System's Aura satellite. *Appl. Opt.* 40:2356-2367.

Beer, R., Shephard, M.W., Kulawik, S.S., Clough, S.A., Eldering, A., Bowman, K.W., Sander, S.P., Fisher, B.M., Payne, V.H., Luo, M., et al., 2008. First satellite observations of lower tropospheric ammonia and methanol. *Geophys. Res. Lett.* 35, L09801, doi:10.1029/2008GL033642.

Beirle, S., Platt, U., Wenig, M., Wagner, T. 2003. Weekly cycle of NO₂ by GOME measurements: A signature of anthropogenic sources. *Am. Chem. Phys.* 3:2225-2232.

- Bélaïr, S., Abrahamowicz, M., Leroyer, S., Christensen, E., Chung, Y.-C., Lemonsu, A., Mailhot, J., Strachan, I. 2009. Evolution of Snow Packs in the Town Energy Balanced (TEB) Model, Based on Results at EPiCC Rural, Suburban and Urban Sites. Proceedings of the 7th International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.
- Bezpalcová, K., Ohba, M., Jaňour, Z. 2009. Influence of Building Packing Density and Building Height Distribution on Vertical Mass Transport. Proceedings of the 7th International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.
- Bornstein, R., Thunis, P., Schayes, G. 1993. Simulation of Urban Barrier Effects on Polluted Urban Boundary Layers using the Three-Dimensional URBMET/TVM Model with Urban Topography – new results from New York City. Communication sollicitée, in: Zannetti, P., Brebbia, C.A., Gardea, J.E.G. (éd.) Air Pollution '93. Boston (MA) : Computational Mechanics Publications. First International Conference on Air Pollution, du 23 au 25 février 1993, à Monterrey (Mexique). p. 15-34.
- Bovensmann, H., Burrows, J.P., Buchwitz, M., Frerick, J., Rozanov, V.V., Chance, K.V., Goede, A.P.H. 1999. SCIAMACHY: Mission objectives and measurement modes. *J. Atmos. Sci.* 56:127-150.
- Bowman, K.W., Rodgers, C.D., Kulawik, S.S., Worden, J., Sarkissian, E., Osterman, G., Steck, T., Lou, M., Eldering, A., Shephard, M., et al., 2006. Tropospheric Emission Spectrometer: Retrieval method and error analysis. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 44:1297-130.
- Brasseur, G.P., Schultz, M., Granier, C., Saunois, M., Diehl, T., Botzet, M., Roeckner, E., Walters, S. 2006. Impact of climate change on the future chemical composition of the global troposphere. *J. Climate* 19:3932-3951.
- Brook, J.R., Strawbridge, K.B., Snyder, B.J., Boudries, H., Worsnop, D., Sharma, S., Anlauf, K., Lu, G., Hayden, K. 2004. Towards an understanding of the fine particle variations in the LFV: Integration of chemical, physical and meteorological observations. *Atmos. Env.* 38(34):5775-5788.
- Brown, M.J. 2000. Urban Parameterizations for Mesoscale Meteorological Models. In: Boybeyi, Z. (éd.) Mesoscale Atmospheric Dispersion. Southampton (Royaume-Uni) : WIT Press. p. 193-255.
- Burrows, J.P., Weber, M., Buchwitz, M., Rozanov, V., Ladstätter-Weißenmayer, A., Richter, A., DeBeek, R., Hoogen, R., Bramstedt, K., Eichmann, K.-U., et al., 1999. The Global Ozone Monitoring Experiment (GOME): Mission concept and first scientific results. *J. Atmos. Sci.* 56:151-175.
- Calhoun, R., Heap, R., Princevac, M., Newsom, R., Fernando, H., Ligon, D. 2007. Virtual Towers Using Coherent Doppler Lidar during the Joint Urban 2003 Dispersion Experiment. *J. Appl. Met. Clim.* 45:1116-1126.

- Calvo, A.I., Pont, V., Lioussé, C., Dupré, B., Mariscal, A., Zouiten, C., Gardrat, E., Castera, P., Lacaux, C.G., Castro, A., et al., 2008. Chemical composition of urban aerosols in Toulouse, France during CAPITOUL experiment. *Meteorology and Atmospheric Physics* 102:307-323.
- Carmichael, G.R., Sandu, A., Chai, T., Daescu, D., Constantinescu, E.M., Tang, Y. 2008. Predicting Air Quality: Current Status and Future Directions. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air Pollution Modelling and Application XIX*. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 481-495.
- Chandra, S., Ziemke, J.R., Martin, R.V. 2003. Tropospheric ozone at tropical and middle latitudes derived from TOMS/MLS residual: Comparison with a global model. *J. Geophys. Res.* 108, 4291, doi:10.1029/2002JD002912.
- Chemel, C., Chollet, J.-P., Chaxel, E. 2008. On the Suppression of the Urban Heat Island over Mountainous Terrain in Winter. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air Pollution Modelling and Application XIX*. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 46-53.
- Chen, F., Tewari, M., Liu, Y., Dudhia, J., Miao, S.G., Martilli, A., Grossman-Clarke, S., Ching, J.K., Kusaka, H. 2009. Application of an integrated WRF/urban modelling system to urban environmental problems. Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.
- Chen, J., Avise, J., Lamb, B., Salathé, E., Mass, C., Wiedinmyer, C., Lamarque, J.-F., O'Neill, S., McKenzie, D., Larkin, N. 2009. The effects of global changes upon regional ozone pollution in the United States. *Atmos. Chem. Phys.* 9:1125-1141.
- Chen, W.-T., Kahn, R., Li, W.-H., Seinfeld, J. 2008. Sensitivity of multi-angle imaging to optical and microphysical properties of biomass burning particles. *J. Geophys. Res.* 113, D10203, doi:10.1029/2007JD009414.
- Cheng, C.S., Campbell, M., Li, Q., Li, G., Auld, H., Day, N., Pengelly, D., Gingrich, S., Yap, D. 2007a. A synoptic climatological approach to assess climatic impact on air quality in south-central Canada. Part I: Historical analysis. *Water, Air, and Soil Pollution* 182:131-148.
- Cheng, C.S., Campbell, M., Li, Q., Li, G., Auld, H., Day, N., Pengelly, D., Gingrich, S., Yap, D. 2007b. A synoptic climatological approach to assess climatic impact on air quality in south-central Canada. Part II: Future estimates. *Water, Air, and Soil Pollution* 182:117-130.
- Cheng, H., Castro, I.P. 2002. Near Wall Flow Over Urban-like Roughness. *Boundary-Layer Meteorology* 104:229-259.
- Ching, J.K., Chen, F., Taha, H., Tewari, M., Otte, T.L. 2009. MM5, WRF, CMAQ using NUDAPT for advanced urban applications. Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.

Christen, A. 2005. Atmospheric Turbulence and Surface Energy Exchange in Urban Environments. *Stratus*, 11, Institut. Meteorol., Klimatol. Und Fernerkundung, Université de Bâle, Bâle (Suisse). 140 p.

Christensen, J.H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R.K., Kwon, W.-T., Laprise, R., et al., 2007. Regional Climate Projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (éd.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution du Groupe de travail I au Quatrième rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*. Cambridge (Royaume-Uni); New York (NY) : Cambridge University Press. p. 847-940.

Chu, D.A., Kaufman, Y.J., Zibordi, G., Chern, J.D., Mao, J., Li, C., Holben, B. 2003. Global monitoring of air pollution over land from the Earth Observing System-Terra Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS). *Journal of Geophysical Research* 108, 4661, doi:10.1029/2002JD003179.

Civerolo, K., Hogrefe, C., Lynn, B., Rosenthal, J., Ku, J.Y., Solecki, W., Cox, J., Small, C., Rosenzweig, C., Goldberg, R., Knowlton, K., Kinney, P. 2007. Estimating the effects of increased urbanization on surface meteorology and ozone concentrations in the New York City metropolitan region. *Atmos. Env.* 41:1803-1818.

Clarisse, L., Clerbaux, C., Dentener, F., Hurtmans, D., Coheur, P.-F. 2009. Global ammonia distribution derived from infrared satellite observations. *Nature Geosci.* 2(7):479-483.

Coceal, O., Belcher, S.E. 2005: Mean wind through an inhomogeneous urban canopy. *Bound.-Layer Meteor.* 115:47-68.

Coceal, O., Thomas, T.G., Castro, I.P., Belcher, S.E. 2006. Mean flow and turbulence statistics over groups of urban-like cubical obstacles. *Boundary-*

Layer Meteorology 125:537-552.

Cohan, D.S., Hu, Y., Russell, A.G. 2006. Dependence of ozone sensitivity analysis on grid resolution. *Atmos. Env.* 40:126-135.

Cope, M.E., Hess, G.D., Lee, S., Tory, K.J., Burgers, M., Dewundege, P., Johnson, M. 2005. The Australian Air Quality Forecasting System: Exploring First Steps Towards Determining the Limits of Predictability for Short-Term Ozone Forecasting. *Boundary-Layer Meteorology* 116:363-384.

Côté, J., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., Staniforth, A. 1998. The operational CMC-MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model. Part 1: Design considerations and formulation. *Monthly Weather Review* 126:1373-1395.

Coutts, A.M., Beringer, J., Tapper, N.J. 2007. Impact of Increasing Urban Density on Local Climate: Spatial and Temporal Variations in the Surface Energy Balance in Melbourne, Australia. *J. Appl. Met. Clim.* 46:477-493.

Crawford, B., Christen, A., Oke, T.R., Voogt, J.A., Grimmon, S. 2009. Carbon dioxide fluxes in two suburban neighborhoods in Vancouver, Canada. Paper J13.1. Proceedings of the AMS Eight Conference on the Urban Environment, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.

Cuvelier, C., Thunis, P., Vautard, R., Amann, M., Bessagnet, B., Bedogni, M., Berkowicz, R., Brandt, J., Brocheton, F., Builtjes, P., et al., 2007. CityDelta: A model intercomparison study to explore the impact of emission reductions in European cities in 2010. *Atmos. Env.* 41:189-207.

Dawson, J.P., Adams, P.J., Pandis, S.N. 2007. Sensitivity of ozone to summertime climate in the eastern USA: A modelling case study. *Atmos. Env.* 41:1494-1511.

Déqué, M., Rowell, D.P., Lüthi, D., Giorgi, F., Christensen, J.H., Rockel, B., Jacob, D., Kjellström, E., De Castro, M., Van Den Hurk, B. 2007. An intercomparison of regional climate simulations for Europe: Assessing uncertainties in model projections. *Climatic Change* 81:53-70.

Demuzere, M., van Lipzig, N.P.M. 2010a. A new method to estimate air quality levels using a synoptic-regression approach. Part I: Present-day O₃ and PM₁₀ analysis. *Atmospheric Environment* 44:1341-1355.

Demuzere, M., van Lipzig, N.P.M. 2010b. A new method to estimate air quality levels using a synoptic-regression approach. Part II: Future O₃ concentrations. *Atmospheric Environment* 44:1356-1366.

Deuzé, J.L., Bréon, F.M., Devaux, C., Goloub, P., Herman, M., Lafrance, B.,

Maignan, F., Marchand, A., Nadal, F., Perry, G., et al., 2001. Remote sensing of aerosols over land surfaces from POLDER/ADEOS-1 polarized measurements. *J. Geophys. Res.* 106:4913-4926.

Diner, D.J., Beckert, J.C., Reilly, T.H., Bruegge, C.J., Conel, J.E., Kahn, R.A., Martonchik, J.V., Ackerman, T.P., Davies, R., Gerstl, S.A.W., et al., 1998. Multi-angle Imaging SpectroRadiometer (MISR) instrument description and experiment overview. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 36(4):1072-1087.

Drummond, J.R., Mand, G.S. 1996. The Measurements of Pollution in the Troposphere (MOPITT) Instrument: Overall Performance and Calibration Requirements. *J. Atmos. Ocean. Tech.* 13:314-320.

Dubovik, O., Lapyonok, T., Kaufman, Y.J., Chin, M., Ginoux, P., Sinyuk, A. 2007. Retrieving global sources of aerosols from MODIS observations by inverting the GOCART model. *Am. Chem. Phys. Discuss.* 7:3629-3718.

- Dupont, S., Otte, T.L., Ching, J.K.S. 2004. Simulation of Meteorological Fields within and above Urban and Rural Canopies with a Mesoscale Model (MM5). *Boundary-Layer Meteorology* 113:111-158.
- Edwards, D.P. 2006. Air quality remote sensing from space. *EOS Trans. AGU* 87:327.
- Eisinger, M., Burrows, J.P. 1998. Tropospheric sulfur dioxide observed by the ERS-2 GOME instrument. *Geophys. Res. Lett.* 25:4177-4180.
- Environnement Canada. 2001. Contribution des précurseurs aux particules fines présentes dans l'air ambiant au Canada. Gouvernement du Canada. p. 26-27.
- Fan, H., Sailor, D.J. 2005. Modelling the Impacts of Anthropogenic Heating on the Urban Climate of Philadelphia: A Comparison of Implementations in two PBL schemes. *Atmos. Env.* 39:73-84.
- Fast, J. 2005. Evaluation of the Boundary Layer Characteristics and Pollutants in Mexico City Predicted by WRF. WRF/MM5 Users' Workshop, Boulder (CO), du 27 au 30 juin 2005.
- Fiore, A.M., Dentener, F.J., Wild, O., Cuvelier, C., Schultz, M.G., Hess, P., Textor, C., Schulz, M., Doherty, R.M., Horowitz, L.W., et al., 2009. Multimodel estimates of intercontinental source-receptor relationships for ozone pollution. *J. Geophys. Res.* 114, D04301, doi:10.1029/2008JD010816.
- Fisher, B., Kukkonen, J., Piringer, M., Rotach, M.W., Schatzmann, M. 2006. Meteorology Applied to Urban Air Pollution Problems: Concepts from COST 715. *Atmos. Chem. Phys.* 6:555-564.
- Fishman, J., Bowman, K.W., Burrows, J.P., Richter, A., Chance, K.V., Edwards, D.P., Martin, R.B., Morris, G.A., Peirce, R.B., Ziemke, J.R., et al., 2008. Remote sensing of tropospheric pollution from space. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 89(6):805-821.
- Fishman, J., Wozniak, A.E., Creilson, J.K. 2003. Global distribution of tropospheric ozone from satellite measurements using the empirically corrected tropospheric ozone residual technique: Identification of the regional aspects of air pollution. *Atmos. Chem. Phys.* 3:893-907.
- Fishman, J., Brackett, V.G. 1997. The climatological distribution of tropospheric ozone derived from satellite measurements using version 7 Total Ozone Mapping Spectrometer and Stratospheric Aerosol and Gas Experiment data sets. *J. Geophys. Res.* 102:19275-19278.
- Fishman, J., Watson, C.E., Larsen, J.C., Logan, J.A. 1990. Distribution of tropospheric ozone determined from satellite data. *J. Geophys. Res.* 95:3599-3617.
- Forkel, R., Knoche, R. 2006. Regional climate change and its impact on photooxidant concentrations in southern Germany: Simulations with a coupled regional climate-chemistry model. *J. Geophys. Res.* D: Atmospheres 111, D12302. 13 p.

Forkel, R., Knoche, R. 2007. Nested regional climate-chemistry simulations for central Europe. *Compt. Rendus Geosci.* 339:734-746.

Fu, T.-M., Jacob, D.J., Palmer, P.I., Chance, K., Wang, Y.X., Barletta, B., Blake, D.R., Stanton, J.C., Pilling, M.J. 2007. Space-based formaldehyde measurements as constraints on volatile organic compound emissions in East and South Asia. *J. Geophys. Res.* 112, D06312, doi: 10.1029/2006JD007853.

Garratt, J.R. 1992. *The Atmospheric Boundary Layer*. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. 316 p.

[GIEC] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2007. Summary for Policymakers. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (éd.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution du Groupe de travail I au Quatrième rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. p. 12-17.

Giorgi, F., Meleux, F. 2007. Modelling the regional effects of climate change on air quality. *Comptes Rendus Geosciences* 339:721-733.

Gomes, L., Mallet, M., Roger, J.C., Dubuisson, P. 2008. Effects of the physical and optical properties of urban aerosols measured during the CAPITOUL summer campaign on the local direct radiative forcing. *Meteorology and Atmospheric Physics* 102:289-306.

Grachev, A.A., Bariteau, L., Fairall, C.W., Hare, J., Helmig, D., Hueber, J., Lang, E.K. 2009. Turbulent Transfer and Mixing of Trace Gases in the Houston Urban Area and the Surrounding Coastal Zone of Gulf of Mexico during TexAQS 2006. *Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society*.

Grell, G., Dudhia, J., Stauffer, D. 1994. A Description of the Fifth Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5). NCAR Tech. Note, TN-398 + STR. 117 p.

Grimmond, C.S.B., Cleugh, H.A., Oke, T.R. 1991. An objective urban heat storage model and its comparison with other schemes. *Atmospheric Environment* 25B:311-326.

Grimmond, C.S.B., Blackett, M., Best, M., Baik, J.J., Belcher, S., Bohnenstengel, S., Calmet, I., Chen, F., Dandou, A., Fortuniak, K., et al., 2009. The International Urban Energy Balance Comparison Project: Initial Results from Phase 2. *Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009*.

Hanna, S., White, J., Zhou, Y. 2007. Observed winds, turbulence, and dispersion in built-up downtown areas of Oklahoma City and Manhattan. *Boundary-Layer Meteorology* 125:441-468.

- Hanna, S.R., Britter, R., Franzese, P. 2003. A Baseline Urban Dispersion Model Evaluated with Salt Lake City and Los Angeles Tracer Data. *Atmos. Env.* 37:5069-5082.
- Harman, I., Finnigan, J.J. 2007. A Simple Unified Theory for Flow in the Canopy and Roughness Sublayer. *Boundary-Layer Meteorology* 123:339-363.
- Harris, L., Kotamarthi, V.R. 2005. The Characteristics of the Chicago Lake Breeze and its Effects on Trace Particle Transport: Results from an Episodic Event Simulation. *J. Appl. Meteor.* 44:1637-1654.
- Hastie, D.R., Narayan, J., Schiller, C., Niki, H., Shepson, P.B., Sills, D.M.L., Taylor, P.A., Moroz, Wm.J., Drummond, J.W., Reid, N., Taylor, R., Roussel, P.B., Melo, O.T. 1999. Observational evidence for the impact of the lake breeze circulation on ozone concentrations in southern Ontario. *Atmos. Env.* 33(2):323-335.
- Heald, C.L., Jacob, D.J., Jones, D.B.A., Palmer, P.I., Logan, J.A., Streets, D.G., Sachse, G.W., Gille, J.C., Hoffman, R.N., Nehrkorn, T. 2004. Comparative inverse analysis of satellite (MOPITT) and aircraft (TRACE-P) observations to estimate Asian sources of carbon monoxide. *J. Geophys. Res.* 109, D23306, doi:10.1029/2004JD005185.
- Heald, C.L., Jacob, D.J., Palmer, P.I., Evans, M.J., Sachse, G.W., Singh, H., Blake, D.R. 2003. Biomass burning emission inventory with daily resolution: application to aircraft observations of Asian outflow. *J. Geophys. Res.* 108, 8811, doi:10.1029/2002JD003082.
- Hess, G.D., Tory, K.J., Cope, M.E., Lee, S., Puri, K., Mannis, P.C., Young, M. 2004. The Australian Air Quality Forecasting System. Part II: Case Study of a Sydney 7-day Photochemical Smog Event. *J. Appl. Meteor.* 43:663-679.
- Hoff, R.M., Trivett, N.B.A., Millan, M.M., Fellin, P., Anlauf, K.G., Wiebe, H.A., Bell, R. 1982. The Nanticoke shoreline diffusion experiment, June 1978 – III. Ground-based air quality measurements. *Atmospheric Environment* 16:439-454.
- Hoff, R.M., Christopher, S.A. 2009. Remote sensing of particulate pollution from space: have we reached the promised land? *J. Air. & Waste Manage. Assoc.* 59(6):645-675.
- Hogrefe, C., Lynn, B., Civerolo, K., Ku, J.-Y., Rosenthal, J., Rosenzweig, C., Goldberg, R., Gaffin, S., Knowlton, K., Kinney, P.L. 2004. Simulating changes in regional air pollution over the eastern United States due to changes in global and regional climate and emissions. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 109, D22301. 13 p.
- Hogue, R., Benbouda, N., Mailhot, J., Belair, S., Lemonsu, A., Yee, Y., Lien, F., Wilson, J.D. 2009. The Development of a Prototype of a Canadian Urban Flow and Dispersion Modelling System. Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.

- Holt, T.R., Pullen, J. 2009. An Examination of Urban Heat Island and Sea Breeze Interactions Using High Resolution Coastal-Urban Mesoscale Ensembles. Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.
- Hudson, R.D., Thompson, A.M. 1998. Tropical tropospheric ozone from total ozone mapping spectrometer by a modified residual method. *J. Geophys. Res.* 103:22129-22145.
- Huq, P., Carrillo, A., White, L.A., Redondo, J., Dharmavaram, S., Hanna, S. 2007. The Shear Layer above and in Urban Canopies. *J. Appl. Met. Clim.* 46:368-376.
- IGOS-IGACO. 2004. An Integrated Global Atmospheric Chemistry Observation Theme for the IGOS Partnership. ESA SP-1282.
- Ishida, Y., Endo, Y., Mochida, A., Shirasawa, T., Yoshie, R., Tanaka, H. 2009. Large Eddy Simulation of Flow and Pressure Fields around Buildings in High Dense Cities – Effects of nonuniformity of building heights on drag force and momentum transport. Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.
- Jacob, D.J., Winner, D.A. 2009. Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment* 43:51-63.
- Jaeglé, L., Steinberger, L., Martin, R.V., Chance, K. 2005. Global partitioning of NO_x sources using satellite observations: Relative roles of fossil fuel combustion, biomass burning and soil emissions. *Faraday Discussions* 130:407-423, doi:10.1039/b502128f.
- Jing, P., Cunnold, D.M., Choi, Y., Wang, Y. 2006. Summertime tropospheric ozone columns from Aura OMI/MLS measurements versus regional model results over the United States. *Geophys. Res. Lett.* 33, L17817, doi:10.1029/2006GL026473.
- Jourdain, L., Worden, H.M., Worden, J.R., Bowman, K., Li, Q., Eldering, A., Kulawik, S.S., Osterman, G., Boersma, K.F., Fisher, B., et al. 2007. Tropospheric vertical distribution of tropical Atlantic ozone observed by TES during the Northern African biomass burning season. *Geophys. Res. Lett.* 34, L04810, doi:10.1029/2006GL028284.
- Kahn, R., Banerjee, P., McDonald, D. 2001. The sensitivity of multiangle imaging to natural mixtures of aerosols over ocean. *J. Geophys. Res.* 106:18219-18238.
- Kanda, M., Moriwaki, R., Kimoto, Y. 2005. Temperature Profiles within and above an Urban Canopy. *Boundary-Layer Meteorology* 115:499-506.

- Kaufman, Y.J., Justice, C.O., Flynn, L.P., Kendall, J.D., Prins, E.M., Giglio, L., Ward, D.E., Menzel, W.P., Setzer, A.W. 1998. Potential global fire monitoring from EOS-MODIS. *J. Geophys. Res.* 103:32215-32238.
- Kaufman, Y.J., Ichoku, C., Prins, E.M. 2005. A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 43(11):2636-2649, doi:10.1109/tgrs.2005.857328.
- Keeler, J.M., Kristovich, D.A.R. 2009. An Observational Study of the Movement of Lake Breeze Fronts in the Vicinity of Chicago, IL. Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.
- Kerman, B.R., Mickle, R.E., Portelli, R.V., Trivett, N.B., Misra, P.K. 1982. The Nanticoke shoreline diffusion experiment, June 1978 – II. Internal boundary layer structure. *Atmospheric Environment* 16:423-437.
- Kerschbaumer, A., Stern, R., Lutz, M. 2008. Origin and Influence of PM10 Concentrations in Urban and in Rural Environments. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air Pollution Modelling and Application XIX*. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 72-80.
- Khiem, M., Ooka, R., Huang, H., Hayami, H., Yoshikado, H. 2009. Analysis of Relationship between changes of Meteorological Conditions and the Variation of O₃ Levels in Summer over the Central Kanto Area.
- Kikegawa, Y., Genchi, Y., Yoshikado, H., Kondo, H. 2003. Development of a Numerical Simulation System toward Comprehensive Assessments of Urban Warming Countermeasures Including their Impacts upon the Urban Buildings' Energy-Demands. *Applied Energy* 76:449-466.
- Kitada, T., Sofyan, A., Kurata, G. 2008. Numerical Simulation of Air Pollution Transport Under Sea/Land Breeze Situation in Jakarta, Indonesia in Dry Season. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air Pollution Modelling and Application XIX*. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 243-251.
- Kim, J.H., Newchurch, M.J., Han, K. 2001. Distribution of tropical tropospheric ozone determined by the scan-angle method applied to TOMS measurements. *J. Atmos. Sci.* 58:2699-2708.
- Kim, M.-W., Baik, J.-J., Park, S.H. 2009. Modelling Aerosol Dispersion in a Street Canyon Using a Coupled CFD-Aerosol Model. Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.
- Kim, S.-W., Heckel, A., McKeen, S.A., Frost, G.J., Hsie, E.-Y., Trainer, M.K., Richter, A., Burrows, J.P., Peckham, S.E., Grel, G.A. 2006. Satellite observed U.S. power plant NO_x emission reductions and their impact on air quality. *Geophys. Res. Lett.* 33, L22812, doi:10.1029/2006GL027749.

King, M.D., Kaufman, Y.J., Tanré, D., Nakajima, T. 1999. Remote sensing of tropospheric aerosols from space: Past, present, and future. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 80:2229-2259.

Kinne, S., Lohmann, U., Feichter, J., Schulz, M., Timmreck, C., Ghan, S., Easter, R.,

Chin, M., Ginoux, P., Takemura, T., et al., 2003. Monthly Averages of Aerosol Properties: A Global comparison among models, satellite data and AERONET ground data. *J. Geophys. Res.* 108(D20), 4634.

Khokhar, M.F., Frankenberg, C., Beirle, S., Köhl, S., Van Roozendaal, M., Richter, A., Platt, U., Wagner, T. 2005. Satellite observations of atmospheric SO₂ from volcanic eruptions during the time period of 1996 to 2002. *Adv. Space Res.* 36:879-887.

Klein, P., Clark, J.V. 2007. Flow Variability in a North American Downtown Street Canyon. *J. Appl. Met. Clim.* 46:851-877.

Klein, P., Clark, J.V. 2007. Flow variability in a North American downstreet Canyon. *J. Appl. Meteor. Climatol.* 46:851-877.

Klein, P., Leidl, B., Schatzmann, M. 2007. Driving physical mechanisms of flow and dispersion in urban canopies. *Int. J. Climatol.* 27:1887-1907.

Klenk, K.F., Bhartia, P.K., Fleig, A.J., Kaveeshwar, V.G., McPeters, R.D., Smith, P.M. 1982. Total ozone determination from the backscattered ultraviolet (BUV) experiment. *J. Appl. Meteorol.* 21:1672-1684.

Koelemeijer, R.B.A., Homan, C.D., Matthijsen, J. 2006. Comparison of spatial and temporal variations of aerosol optical thickness and particulate matter over Europe. *Atmos. Environ.* 40:5304-5315.

Konovalov, I.B., Beekmann, M., Richter, A., Burrows, J.P. 2006. Inverse modelling of the spatial distribution of NO_x emissions on a continental scale using satellite data. *Am. Chem. Phys.* 6:1747-1770.

Knapp, K.R., Frouin, R., Kondragunta, S., Prados, A. 2005. Toward aerosol optical depth retrievals over land from GOES visible radiances: determining surface reflectance. *Int. J. Rem. Sens.* 26(18):4097-4116. doi:10.1080/01431160500099329.

Krotkov, N.A., McClure, B., Dickerson, R.R., Carn, S.A., Li, C., Bhartia, P.K., Yang, K., Krueger, A.J., Li, Z., Levelt, P.F., et al., 2008. Validation of SO₂ retrievals from Ozone Monitoring Instrument (OMI) over NE China. *J. Geophys. Res.* 113, D16S40, doi:10.1029/2007JD008818.

Krotkov, N.A., Bhartia, P.K., Herman, J.R., Fioletov, V., Kerr, J. 1998. Satellite estimation of spectral surface UV irradiance in the presence of tropospheric aerosols – 1. cloud-free case. *J. Geophys. Res.* 103:8779-8793.

Kunkel, K.E., Huang, H.-C., Liang, X.-Z., Lin, J.-T., Wuebbles, D., Tao, Z., Williams, A.,

Caughey, M., Zhu, J., Hayhoe, K. 2007. Sensitivity of future ozone concentrations in the northeast USA to regional climate change. *Mitig. Adapt. Strat. Glob. Change.* doi:10.1007/s11027-007-9137-y.

Lamsal, L.N., Martin, R.V., Steinbacher, M., Celarier, E.A., Bucsela, E., Dunlea, E.J., Pinto, J. 2007. Ground-level nitrogen dioxide concentrations inferred from the satellite-borne Ozone Monitoring Instrument. *J. Geophys. Res.* 112(D2), doi:10.1029/2005JD006865.

Langner, J., Bergstrom, R., Foltescu, V. 2005. Impact of climate change on surface ozone and deposition of sulphur and nitrogen in Europe. *Atmos. Environ.* 39:

1,129–1,141.

Lee, B.-S., Chiou, C.-B. 2007. The Use of CFC-12, CFC-11 and CH₃CCl₃ to Trace Terrestrial Airborne Pollutant Transport by Land-Sea Breezes. *Atmos. Env.* 41:3360-3372.

Lemonsu, A., Masson, V. 2002. Simulation of a summer urban Breeze over Paris. *Boundary-Layer Meteorol.* 104:463-490.

Lemonsu, A., Bélair, S., Mailhot, J., Benjamin, M., Chagnon, F., Morneau, G., Harvey, B., Voogt, J., Jean, M. 2008. Overview and First Results of the Montreal Urban Snow Experiment 2005. *J. Appl. Met. Clim.* 47:59-75.

Leroyer, S., Mailhot, J., Bélair, S., Lemonsu, A., Strachan, I.B. 2009. The Urban Surface Energy Budget During the Early Spring Period of the Montréal Urban Snow Experiment (2006). *Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.*

Leue, C., Wenig, M., Wagner, T., Klimm, O., Platt, U., Jahne, B. 2001. Quantitative analysis of NO_x emissions from GOME satellite image sequences. *J. Geophys. Res.* 106:5493-5505.

Leung, L.R., Gustafson, W.I. Jr. 2005. Potential regional climate change and implications to U.S. air quality. *Geophys. Res. Lett.* 32, L16711. 4 p.

Levelt, P.F., van den Oord, G.H.J., Dobber, M.R., Mslkki, A., Visser, H., Vries, J., Stammes, P., Lundell, J.O.V., Saari, H. 2006. The Ozone Monitoring Instrument. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* doi:10.1109/TGRS.2006.872333.

- Li, Q.B., Jacob, D.J., Park, R., Wang, Y.X., Heald, C.L., Hudman, R., Yantosca, R.M., Martin, R.V., Evans, M.J. 2005. Outflow pathways for North American pollution in summer: A global 3-D model analysis of MODIS and MOPITT observations. *J. Geophys. Res.* 110, D10301, doi:10.1029/2004JD005039.
- Li, X.-X., Koh, T.-Y., Britter, R., Liu, C.-H., Norford, L.K., Entekhabi, D., Leung, D.Y.C. 2009. Large-Eddy Simulation of Flow Field and Pollutant Dispersion in Urban Street Canyons Under Unstable Stratifications. *Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.*
- Liao, H., Seinfeld, J.H., Adams, P.J., Mickley, L.J. 2004. Global radiative forcing of coupled tropospheric ozone and aerosols in a unified general circulation model. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 109, D16207. 33 p.
- Liao, H., Chen, W.-T., Seinfeld, J.H. 2006. Role of climate change in global predictions of future tropospheric ozone and aerosols. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 111, D12304. 18 p.
- Liao, H., Henze, D.K., Seinfeld, J.H., Wu, S., Mickley, L.J. 2007. Biogenic secondary organic aerosol over the United States: Comparison of climatological simulations with observations. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 112, D06201. 19 p.
- Liao, K.-J., Tagaris, E., Manomaiphiboon, K., Wang, C., Woo, J.-H., Amar, P., He, S., Russell, A.G. 2009. Quantification of the impact of climate uncertainty on regional air quality. *Atmos Chem. Phys.* 9:865-878.
- Lin, J.-T., Patten, K.O., Liang, X.-Z., Wuebbles, D.J. 2008. Effects of future climate and biogenic emissions changes on surface ozone over the United States and China. *J. Appl. Meteor.* 47(7):1888-1909. doi:10.1175/2007JAMC1681.1.
- Liu, C.-H., Cheng, W.C., Leung, D.Y.C. 2009. Estimates of Air and Pollutant Exchange for Street Canyons in Combine Wind-Buoyancy Drive Flow using the RANS renormalization Group k- ϵ Turbulence model. *Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society.*
- Liu, Y., Chen, F., Warner, T., Basara, J. 2007a. Verification of a Mesoscale Data-Assimilation and Forecasting System for the Oklahoma City Area during the Joint Urban 2003 Field Project. *J. Appl. Met. Clim.* 45:912-929.
- Liu, Y., Kahn, R., Koutrakis, P. 2007b. Estimating PM_{2.5} component concentrations and size distributions using satellite retrieved fractional aerosol optical depth: Part I – method development. *Journal of Air & Waste Management Association* 57(11):1351-1359.
- Liu, J., Drummond, J.R., Jones, D.B.A., Cao, Z., Bremer, H., Kar, J., Zou, J., Nichitiu, F., Gille, J.C. 2006a. Large horizontal gradients in atmospheric CO at the synoptic scale as seen by spaceborne

Measurements of Pollution in the Troposphere. *J. Geophys. Res.* 111, D02306, doi:10.1029/2005JD006076.

Liu, X., Chance, K., Sioris, C.E., Kurosu, T.P., Spurr, R.J.D., Martin, R.V., Fu, T.-M., Logan, J.A., Jacob, D.J., Palmer, P.I., et al.

2006b. First directly-retrieved global distribution of tropospheric column ozone: comparison with the GEOS-CHEM model. *J. Geophys. Res.* 111, D02308, doi:10.1029/2005JD006564.

Liu, Y., Sarnat, J.A., Kilaru, V., Jacob, D.J., Koutrakis, P. 2005. Estimating ground-level PM_{2.5} in the eastern United States using satellite remote sensing. *Environ. Sci. Technol.* 39:3269-3278.

Lo, J.C.F., Lau, A.K.H., Chen, F., Fung, J., Leung, K.K.M. 2007. Urban Modification in a Mesoscale Model and the Effects on the Local Circulation in the Pearl River Delta Region. *J. Appl. Met. Clim.* 46:457-476.

MacDonald, R.W. 2000. Modelling the mean velocity profile in the urban canopy layer. *Boundary-Layer Meteorology* 97:25-45.

MacDonald, R.W., Griffiths, R.F., Cheah, S.C. 1997. Field Experiments of Dispersion through Regular Arrays of Cubic Structures. *Atmos. Env.* 31:783-795.

MacDonald, R.W., Griffiths, R.F., Cheah, S.C. 1997. Field experiments of dispersion through regular arrays of cubic structures. *Atmos. Env.* 31:783-795.

Makar, P.A., Bouchet, V.S., Gong, W., Moran, M.D., Gong, S., Dastoor, A.P., Hayden, K., Boudries, H., Brook, J., Strawbridge, K., et al., 2004. AURAMS/Pacific 2001 Measurement Intensive comparison. Proceedings of the 27th NATO/CCMS ITM on Air Pollution Modelling and its Application, Banff (Alb.), Canada, du 25 au 29 octobre.

Makar, P.A., Stroud, C., Wiens, B., Cho, S., Zhang, J., Sassi, M., Liggio, J., Moran, M., Gong, W., Gong, S., et al., 2008. High Resolution Nested Runs of the AURAMS Model with Comparisons to PrAIRie2005 Field Study Data. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) *Air Pollution Modeling and Application XIX*. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 163-172.

Makar, P.A., Gravel, S., Chrikov, V., Strawbridge, K.B., Froude, F., Arnold, J., Brook, J. 2006. Heat Flux, Urban Properties, and Regional Weather. *Atmos. Env.* 40:2750-2766.

Mao, Q., Gautney, L.L., Cook, T.M., Jacobs, M.E., Smith, S.N., Kelsoe, J.J. 2006. Numerical Experiments on MM5-CMAQ sensitivity to various PBL schemes. *Atmos. Env.* 40:3092-3110.

Martilli, A. 2002. Numerical Study of Urban Impact on Boundary Layer Structure: Sensitivity to Wind Speed, Urban Morphology, and Rural Soil Moisture. *J. Appl. Meteor.* 41:1247-1266.

- Martilli, A. 2003. A Two-Dimensional Numerical Study of the Impact of a City on Atmospheric Circulation and Pollutant Dispersion in a Coastal Environment. *Boundary-Layer Meteorology* 108:91-119.
- Martin, R.V. 2008. Satellite remote sensing of surface air quality. *Atmos. Environ.* 42:7823-7843.
- Martin, R.V., Fiore, A.M., van Donkelaar, A. 2004. Space-based diagnosis of surface ozone sensitivity to anthropogenic emissions. *Geophys. Res. Lett.* 31, L06120, doi:10.1029/2004GL019416.
- Martin, R.V., Jacob, D.J., Chance, K., Kurosu, T.P., Palmer, P.I., Evans, M.J. 2003. Global inventory of nitrogen oxide emissions constrained by space-based observations of NO₂ columns. *J. Geophys. Res.* 108, 4537, doi:10.1029/2003JD003453.
- Martin, R.V., Sioris, C.E., Chance, K., Ryerson, T.B., Bertram, T.H., Wooldridge, P.J., Cohen, R.C., Neuman, J.A., Swanson, A., Flocke, F.M. 2006. Evaluation of space-based constraints on nitrogen oxide emissions with regional aircraft measurements over and downwind of eastern North America. *J. Geophys. Res.* D15308, doi:10.1029/2005JD006680.
- Martonchik, J.V., Diner, D.J., Kahn, R.A., Gaitley, B.J., Holben, B.N. 2004. Comparison of MISR and AERONET aerosol optical depths over desert sites. *Geophys. Res. Lett.* 31, L16102, doi:10.1029/2004GL019807.
- Maruyama, T. 1999: Surface and inlet boundary conditions for the simulation of turbulent boundary layer over complex rough surface. *J. Wind. Eng. Ind. Aerodyn.* 81:311-322.
- Masson, V., Gomes, L., Pigeon, G., Lioussé, C., Pont, V., Lagourade, J.-P., Voogt, J., Salmond, J., Oke, T.R., Hidalgo, J., et al., 2008. The Canopy and Aerosol Particles Interactions in Toulouse Urban Layer (CAPITOU) experiment. *Meteorology and Atmospheric Physics* 102:135-157.
- Masson, V. 2000. A Physically-Based Scheme for the Urban Energy Budget in Atmospheric Models. *Boundary-Layer Meteorology* 94:357-397.
- Meleux, F., Solmon, F., Giorgi, F. 2007. Increase in European summer ozone amounts due to climate change. *Atmos. Environ.* 41:7577-7587.
- Mestayer, P.G., Durand, P., Augustin, P., Bastin, S., Bonnefond, J.-M., Bénech, B., Campistron, B., Coppalle, A., Delbarre, H., Dousset, B., et al., 2005. The Urban Boundary-Layer Field Campaign in Marseille (UBL/CLU-ESCOMPTE): Set-Up and First Results. *Boundary-Layer Meteorology* 114:315-365.
- Michioka, T., Sato, A. 2009. Numerical simulations of gas dispersion in a residential area. *Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.*

- Mickley, L.J., Jacob, D.J., Field, B.D., Rind, D. 2004a. Climate response to the increase in tropospheric ozone since preindustrial times: A comparison between ozone and equivalent CO₂ forcings. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 109, D05106. 13 p.
- Mickley, L.J., Jacob, D.J., Field, B.D., Rind, D. 2004b. Effects of future climate change on regional air pollution episodes in the United States. *Geophys. Res. Lett.* 31, L24103. 4 p.
- Millet, D.B., Jacob, D.J., Fu, T.-M., Kurosu, T.P., Chance, K., Heald, C.L., Guenther, A. 2008. Spatial distribution of isoprene emissions from North America derived from formaldehyde column measurements by the OMI satellite sensor. *J. Geophys. Res.* 113, D02307, doi:10.1029/2007JD008950.
- Millet, D.B., Jacob, D.J., Turquety, S., Hudman, R.C., Wu, S., Fried, A., Walega, J., Heikes, B.G., Blake, D.R., Singh, H.B., et al., 2006. Formaldehyde distribution over North America: Implications for satellite retrievals of formaldehyde columns and isoprene emission. *J. Geophys. Res.* 111, D24S02, doi:10.1029/2005JD006853.
- Mishchenko, M.I., Cairns, B., Kopp, G., Schueler, C.F., Fafaul, B.A., Hansen, J.E., Hooker, R.J., Itchkawich, T., Maring, H.B., Travis, L.D. 2007. Accurate monitoring of terrestrial aerosols and total solar irradiance: introducing the Glory Mission. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 88:677-691.
- Monin, A., Obukhov, A. 1954. Basic laws of turbulent mixing in the atmosphere near the ground. *Tr. Akad. Nauk SSSR Geofiz. Inst.* 24(151):163-187.
- Müller, J.-F., Stavrakou, T. 2005. Inversion of CO and NO_x emissions using the adjoint of the IMAGES model. *Am. Chem. Phys.* 5:1157-1186.
- Müller, M.D., Kaifel, A.K., Weber, M., Tellmann, S., Burrows, J.P., Loyola, D. 2003. Ozone profile retrieval from Global Ozone Monitoring Experiment (GOME) data using a neural network approach (Neural Network Ozone Retrieval System (NNORSY)). *J. Geophys. Res.* 108, 4497, doi:10.1029/2002JD002784.
- Murazaki, K., Hess, P. 2006. How does climate change contribute to surface ozone change over the United States? *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 111, D05301. 16 p.
- Murphy, J.M., Sexton, D.M.H., Barnett, D.N., Jones, G.S., Webb, M.J., Collins, M., Stainforth, D.A. 2004. Quantification of modelling uncertainties in a large ensemble of climate change simulations. *Nature* 430:768-772.
- Nakayama, H., Takemi, T., Nagai, H. 2009. LES Analysis of Plume Dispersion through Urban-Like Building Arrays. *Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japan), du 29 juin au 3 juillet 2009.*

Nakicenovic, N., et al., 2000. Special Report on Emissions Scenarios: A Special Report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. 599 p. Accès : www.grida.no/climate/ipcc/emission/index.htm Voir aussi [GIEC] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2000. Emissions Scenarios. Nakicenovic, N., Swart, R. (éd.) Cambridge (Royaume-Uni) : Cambridge University Press. 570 p.

National Academy of Science. 2006. Earth Science and Applications from Space: National Imperatives for the Next Decade and Beyond. Washington (DC) : National Academy Press.

Newchurch, M.J., Sun, D., Kim, J.H., Liu, X. 2002. Tropical tropospheric ozone derived using Clear-Cloudy Pairs (CCP) of TOMS measurements. *Atmos. Chem. Phys.* 3:683-695.

Newchurch, M.J., Liu, X., Kim, J.H. 2001. Lower-Tropospheric Ozone (LTO) derived from TOMS near mountainous regions. *J. Geophys. Res.* 106:20403-20412.

Noilhan, J.M., Planton, S. 1989. A simple parameterization of land surface processes for meteorological models. *Monthly Weather Review* 117:536-549.

Nolte, C.G., Gilliland, A.B., Hogrefe, C., Mickley, L.J. 2008. Linking global to regional models to assess future climate impacts on surface ozone levels in the United States. *J. Geophys. Res.* 113, D14307.

Offerle, B., Eliasson, I., Grimmond, C.S.B., Holmer, B. 2007. Surface heating in Relation to Air Temperature, Wind and Turbulence in an Urban Street Canyon. *Boundary-Layer Meteorology* 122:273-292.

Offerle, B., Grimmond, C.S.B., Fortuniak, K. 2005. Heat storage and anthropogenic heat flux in relation to the energy balance of a central European city centre. *International Journal of Climatology* 25:1405-1419.

Ohashi, Y., Genchi, Y., Kondo, H., Kikegawa, Y., Yoshikado, H., Hirano, Y. 2007. Influence of Air-Conditioning Waste Heat on Air Temperature in Tokyo during Summer: Numerical Experiments using an Urban Canopy Model Coupled with a Building Energy Model. *J. Appl. Met. Clim.* 46:66-81.

Ordonez, C., Richter, A., Steinbacher, M., Zellweger, C., Nuß, H., Burrows, J.P., Prevot, A.S.H. 2006. Comparison of 7 years of satellite-borne and ground-based tropospheric NO₂ measurements around Milan, Italy. *J. Geophys. Res.* 111, D05310, doi:10.1029/2005JD006305.

Pagowski, M., Hacker, J., Rostkier-Edelstein, D. 2006. Behavior of WRF BL Schemes and Land Surface Models in 1-D Simulations during BAMEX. 7th WRF Users' Workshop, Boulder (CO), du 19 au 22 juin 2006.

Palmer, P.I., Jacob, D.J., Fiore, A.M., Martin, R.V., Chance, K., Kurosu, T.P. 2003a. Mapping isoprene emissions over North America using formaldehyde column observations from space. *J. Geophys. Res.* 108, 4180, doi:10.1029/2002JD002153.

Palmer, P.I., Jacob, D.J., Jones, D.B., Heald, C.L., Yantosca, R.M., Logan, J.A., Sachse, G.W., Streets, D. 2003b. Inverting for emissions of carbon monoxide from Asia using aircraft observations over the western Pacific. *J. Geophys. Res.* 108, 8828, doi:10.1029/2003JD003397.

Peckham, S., Grell, G.A., McKeen, S.A. 2009. Description and application of a state-of-the-art online multi-scale air quality and weather prediction model (WRF/Chem). Proceedings of the American Meteorological Society 89th Annual Meeting, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.

Peikorz, G. 1987. Die Energiebilanz einer städtischen Struktur. Thèse de maîtrise, Département de météorologie, Université Rheinische Friedrich-Wilhelms, Bonn (Allemagne).

Petricoli, A., Bonasoni, P., Giovanelli, G., Ravegnani, F., Kostadinov, I., Bortoli, D., Weiss, A., Schaub, D., Richter, A., Fortezza, F. 2004. First comparison between ground-based and satellite-borne measurements of tropospheric nitrogen dioxide in the Po basin. *J. Geophys. Res.* 109, D15307, doi:10.1029/2004JD004547.

Pétron, G., Granier, C., Khattotov, B., Yudin, V., Lamarque, J.-F., Emmons, L., Gille, J., Edwards, D.P. 2004. Monthly CO surface sources inventory based on the 2000-2001 MOPITT satellite data. *Geophys. Res. Lett.* 31, L21107, doi:10.1029/2004GL020560.

Pfister, G.G., Emmons, K., Hess, P.G., Honrath, R., Lamarque, J.-F., Martin, M.V., Owen, R.C., Avery, M.A., Browell, E.V., Holloway, J.S., et al. 2006. Ozone production from the 2004 North American boreal fires. *J. Geophys. Res.* 111, D24S07, doi:10.1029/2006JD007695.

Pfister, G., Hess, P.G., Emmons, L.K., Lamarque, J.-F., Wiedinmyer, C., Edwards, D.P., Pétron, G., Gille, J.C., Sachse, G.W. 2005. Quantifying CO emissions from the 2004 Alaskan wildfires using MOPITT CO data. *Geophys. Res. Lett.* 32, L11809, doi:10.1029/2005GL022995.

Pigeon, G., Legain, D., Durand, P., Masson, V. 2007. Anthropogenic Heat Release in an old European Agglomeration (Toulouse, France). *International Journal of Climatology* 27:1969-1981.

Pigeon, G., Moscicki, M.A., Voogt, J.A., Masson, V. 2008. Simulation of Fall and Winter Surface Energy Balance over a Dense Urban Area using the TEB Scheme. *Meteorology and Atmospheric Physics* 102:159-171.

Piringer, M., Joffre, S. (éd.) 2005. The Urban Surface Energy Budget and Mixing Height in European Cities: Data, Models and Challenges for Urban Meteorology and Air Quality. Rapport final du groupe de travail 2 COST-715 Action. Sofia (Bulgarie) : Demetra Limited Publishers. 239 p.

Piringer, M., Joffre, S., Baklanov, A., Christen, A., Deserti, M., De Ridder, K., Emeis, S., Mestayer, P., Tombrou, M., Middleton, D., et al., 2007. The Surface Energy Balance and the Mixing Height in Urban Areas – Activities and Recommendations of COST-Action 715. *Boundary-Layer Meteorology* 124:3-24.

Portelli, R.V. 1982. The Nanticoke shoreline diffusion experiment, June 1978 – I. Experimental design and program overview. *Atmospheric Environment* 16:413-421.

Racherla, P.N., Adams, P.J. 2006. Sensitivity of global tropospheric ozone and fine particulate matter concentrations to climate change. *J. Geophys. Res.* 111, D24103.

Racherla, P.N., Adams, P.J. 2008. The response of surface ozone to climate change over the Eastern United States. *Atmos. Chem. Phys.* 8:871-885.

Ramamurthy, P., Pardyjak, E.R., Klewicki, J.C. 2007. Observations of the Effects of Atmospheric Stability on Turbulence Statistics Deep within an Urban Street Canyon. *J. Appl. Met. Clim.* 46:2074-2085.

Roberts, S.M., Oke, T.R., Grimmond, C.S.B., Voegt, J.A. 2006. Comparison of four methods to estimate urban heat storage. *J. Applied Meteorology and Climatology* 45:1766-1781.

Robins, A., Smethurst, H., Mohan, R. 2008. DAPPLE (Dispersion of Air Pollution and its Penetration into the Local Environment) Experiments and Modelling. HPA Chemical Hazards and Poisons Report 13:24-28.

Rotach, M.W., Vogt, R., Bernhofer, C., Batchvarova, E., Christen, A., Clappier, A., Feddersen, B., Gryning, S.-E., Mayer, H., Mitev, V., et al., 2005. BUBBLE – An Urban Boundary Layer Project. *Theoretical Applied Climatology* 81:231-261.

Roth, M. 2000. Review of atmospheric turbulence over cities. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 126:941-990.

Sailor, D.J. 2009. Anthropogenic Heat and Moisture Emissions in the Urban Environment. Proceedings of the 7th International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.

Sailor, D.J., Brooks, A., Hart, M., Heiple, S. 2007. A Bottom-Up Approach for Estimating Latent and Sensible Heat Emissions from Anthropogenic Sources. Proceedings of the 7th Symposium on the Urban Environment, San Diego (CA), du 10 au 13 septembre 2007.

Sailor, D.J., Lu, L. 2004. A Top-Down Methodology for Developing Diurnal and Seasonal Anthropogenic Heating Profiles for Urban Areas. *Atmos. Env.* 38:2737-2748.

- Salmond, J.A., Oke, T.R., Grimmond, C.S.B., Roberts, S., Offerle, B. 2005. Venting of Heat and Carbon Dioxide from Urban Canyons at Night. *J. Appl. Meteor.* 44:1180-1194.
- San Jose, R., Pérez, J.L., Morant, J.L., González, R.M. 2008. Advances on Real-Time Air Quality Forecasting Systems for Industrial Plants and Urban Areas using the MM5-CMAQ-EMIMO. In: Lirkov, I., Margenov, S., Waśniewski, J. (éd.) *Large-Scale Scientific Computing*. Berlin (Allemagne) : Springer. p. 450-457.
- Sarkar, A., Saraswat, R.S., Chandrasekar, A. 1998. Numerical Study of the Effects of Urban Heat Island on the Characteristic Features of the Sea Breeze Circulation. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences (Earth and Planetary Sciences)* 107:127-137.
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.P. 1998. *Atmos. Chem. Phys.: From Air Pollution to Climate Change*. New York (NY) : Wiley-Interscience Publication. p. 1139-1184.
- Sillman, S. 1999. The relation between ozone, NO_x, and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. *Atmos. Environ.* 33:1821-1845.
- Sills, D., Brook, J., Taylor, P. 2008. Lake Breezes in Southwestern Ontario and Their Influence During BAQS-Met 2007. Communication sollicitée, Réunion d'automne de l'American Geophysical Union, tenue du 15 au 19 décembre, à San Francisco (CA).
- Singh, H.B., Brune, W.H., Crawford, J.H., Jacob, D.J. 2008. Chemistry and transport of pollution over the Gulf of Mexico and the Pacific: Spring 2006 INTEX-B campaign overview and first results. *Atmos. Chem. Phys.* 9:2301-2318.
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Wang, W., Powers, J.G. 2007. A Description of the Advanced Research WRF Version 2. NCAR Technical Note NCAR/TN-468 + STR. National Center for Atmospheric Research, Boulder (CO).
- Société canadienne de météorologie et d'océanographie. 2007. Statement on Climate Change. *Canadian Meteorological and Oceanographic Society Bulletin* 35:99-106.
- Solazzo, E., Britter, R.E. 2007. Transfer Processes in a Simulated Urban Street Canyon. *Boundary-Layer Meteorology* 124:43-60.
- Srinivas, C.V., Venkatesan, R., Singh, A.B. 2007. Sensitivity of Mesoscale Simulations of Land-Sea Breeze to Boundary Layer Turbulence Parameterization. *Atmos. Env.* 41:2534-2548.
- Staniforth, D.A., Alna, T., Christenson, C., Collins, M., Faull, N., Frame, D.J., Kettleborough, J.A., Knight, S., Martin, A., Murphy, J.M., et al., 2005. Uncertainty in predictions of the climate response to rising levels of greenhouse gases. *Nature* 433:403-406.

Steiner, A.L., Tonse, S., Cohen, R.C., Goldstein, A.H., Harley, R.A. 2006. Influence of future climate and emissions on regional air quality in California. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 111, D18303. 22 p.

Stevenson, D.S., Dentener, F.J., Schultz, M.G., Ellingsen, K., van Noije, T.P.C., Wild, O., Zeng, G., Amann, M., Atherton, C.S., Bell, N., et al., 2006. Multimodel ensemble simulations of present-day and near-future tropospheric ozone. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 111, D08301. 23 p.

Streets, D.G., Zhang, Q., Wang, L., He, K., Hao, J., Wu, Y., Tang, Y., Carmichael, G.R. 2006. Revisiting China's CO emissions after the Transport and Chemical Evolution over the Pacific (TRACE-P) mission: Synthesis of inventories, atmospheric modelling, and observations. *J. Geophys. Res.* 111, D14306, doi:10.1029/2006JD007118.

Taha, H. 1999. Modifying a Mesoscale Meteorological Model to Better Incorporate Urban Heat Storage: A Bulk-Parameterization Approach. *J. Appl. Meteor.* 38:466-473.

Tagaris, E., Manomaiphiboon, K., Liao, K.-J., Leung, L.R., Woo, J.-H., He, S., Amar, P., Russell, A.G. 2007. Impacts of global climate change and emissions on regional ozone and fine particulate matter concentrations over the United States. *J. Geophys. Res.* 112, D14312.

Tagaris, E., Liao, K.J., Manomaiphiboon, K., Woo, J.-H., He, S., Amar, P., Russell, A.G. The Role of Climate and Emission Changes in Future Air Quality over Northern Mexico and Southern Canada, 2008. *Atmospheric Chemistry and Physics* 8:3973-3983.

Taha, H., Bornstein, R. 1999. Urbanization of Meteorological Models and Implications on Simulated Heat Islands and Air Quality. Communication sollicitée, in: De Dear, R., Johnson, J., Potter, J. (éd.) *Proceedings of the 15th International Congress of Biometeorology & International Conference on Urban Climatology*, du 8 au 12 novembre 1999, Sydney (Australie).

Tewari, M., Chen, F., Manning, K.W., Grimmon, S., Loridan, T., Ching, J.K., Miao, S.G. 2009. Numerical experiments using WRF/Urban Canopy Model over Houston region. *Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ)*, du 10 au 15 janvier 2009.

Thompson, W.T., Holt, T., Pullen, J. 2007. Investigation of a Sea Breeze Front in an Urban Environment. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 133:579-594.

Timbal, B., Fernandez, E., Li, Z. 2009. Generalization of a statistical downscaling model to provide local climate change projections for Australia. *Environmental Modelling & Software* 24:341-358.

Torres, O., Tanskanen, A., Veihelmann, B., Ahn, C., Braak, R., Bhartia, P.K., Veefkind, J.P., Levelt, P.F. 2007. Aerosols and surface UV products from Ozone Monitoring Instrument observations: An overview. *J. Geophys. Res.* 112, D24S47, doi:10.1029/2007JD008809.

- Trini Castelli, S., Reisin, T.G., Tinarelli, G. 2008. Development and Application of MicroRMS Modelling System to Simulate the Flow, Turbulence and Dispersion in the Presence of Buildings. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) Air Pollution Modelling and Application XIX. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 81-89.
- Urquizo, N., Spitzer, D., Pugsley, W., Robinson, M. 2009. Mapping small scale air pollution distribution using satellite observation in a large Canadian city. Environmental Sustainability. Ville d'Ottawa.
- Valks, P.J.M., Koelemeijer, R.B.A., van Weele, M., van Velthoven, P., Fortuin, J.P.F., Kelder, H. 2003. Variability in tropical tropospheric ozone: analysis with GOME observations and a global model. J. Geophys. Res. 108, 4328, doi:10.1029/2002JD002894.
- van der A, R.J., van Oss, R.F., Pitters, A.J.M., Fortuin, J.P.F., Meijer, Y.J., Kelder, H.M. 2002. Ozone profile retrieval from recalibrated Global Ozone Monitoring Experiment data. J. Geophys. Res. 107, doi:10.1029/2001JD000696.
- van Donkelaar, A., Martin, R.V., Leaitch, W.R., MacDonald, A.M., Walker, T.W., Streets, D.G., Zhang, Q., Dunlea, E.J., Jimenez, J.L., Dibb, J.E., et al., 2008. Analysis of aircraft and satellite measurements from the Intercontinental Chemical Transport Experiment (INTEX-B) to quantify long-range transport of East Asian sulphur to Canada. Atmos. Chem. Phys. 8:2999-3014.
- van Donkelaar, A., Martin, R.V., Park, R.J. 2006. Estimating ground-level PM_{2.5} with aerosol optical depth determined from satellite remote sensing. J. Geophys. Res. 111, D21201, doi:10.1029/2005JD006996.
- Venkatram, A., Qian, W., Zhan, T., Princevac, M. 2008. Comparison of Methods to Generate Meteorological Inputs for Modelling Dispersion in Coastal Areas. In: Borrego, C., Miranda, A.I. (éd.) Air Pollution Modelling and Application XIX. Dordrecht (Pays-Bas) : Springer. p. 313-321.
- Veron, D.E., Barton, N.P., Satinsky, A., Geiger, E. 2009. Observational Analysis and Simulation of the Delaware Sea/Bay Breeze. Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.
- Viana, M., Pérez, C., Querol, X., Alastuey, A., Nickovic, S., Baldasano, J.M. 2005. Spatial and Temporal Variability of PM levels and Composition in a Complex Summer Atmospheric Scenario in Barcelona (NE Spain). Atmos. Env. 39:5343-5361.
- Voogt, J.A., Oke, T.R., Bergeron, O., Goodwin, N.R., Leroyer, S., Crawford, B.R., Christensen, E., Nanni, B.E., Tooke, R., van der Kamp, D., et al., 2009. The Environmental Prediction in Canadian Cities (EPiCC) network. Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.

Wang, J., Christopher, S.A. 2003. Intercomparison between satellite-derived aerosol optical thickness and PM_{2.5} mass: Implications for air quality studies. *Geophys. Res. Lett.* 30, 2095, doi:10.1029/2003GL018174.

Wang, Y., McElroy, M.B., Martin, R.V., Streets, D.G., Zhang, Q., Fu, T.-M. 2007. Seasonal variability of NO_x emissions over east China constrained by satellite observations: Implications for combustion and microbial sources. *J. Geophys. Res.* 112, D06301, doi:10.1029/2006JD007538.

Weaver, C., da Silva, A., Chin, M., Ginoux, P., Dubovik, O., Flittner, D., Zia, A., Remer, L., Holben, B., Gregg, W. 2007. Direct insertion of MODIS radiances in a global aerosol transport model. *J. Atmos. Sci.* 64:808-826.

Wespes, C., Hurtmans, D., Clerbaux, C., Santee, M.L., Martin, R.V., Coheur, P.F. 2009. Global distributions of nitric acid from IASI/MetOP measurements. *Atmos. Chem. Phys.* 9:7949-7962.

Winker, D.M., Pelon, J., McCormick, M.P. 2003. The CALIPSO mission: Spaceborne lidar for observation of aerosols and clouds. *Proc. SPIE* 4893:1-11.

Wise, E.K. 2009. Climate-based sensitivity of air quality to climate change scenarios for the southwestern United States. *International Journal of Climatology* 29:87-97.

Wittrock, F., Richter, A., Oetjen, H., Burrows, J.P., Kanakidou, M., Myriokefalitakis, S., Volkamer, R., Beirle, S., Platt, U., Wagner, T. 2006. Simultaneous global observations of glyoxal and formaldehyde from space. *Geophys. Res. Lett.* 33, L16804, doi:10.1029/2006GL026310.

Worden, J., Liu, X., Bowman, K., Chance, K., Beer, R., Eldering, A., Gunson, M., Worden, H. 2007. Improved tropospheric ozone profile retrievals using OMI and TES radiances. *Geophys. Res. Lett.* 34, L01809, doi:10.1029/2006GL027806.

Wu, S., Mickley, L.J., Jacob, D.J., Logan, J.A., Yanyosca, R.M., Rind, D. 2007. Why are there large differences between models in global budgets tropospheric ozone? *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 112, D05302. 18 p.

Wu, S., Mickley, L.J., Leibensperger, E.M., Jacob, D.J., Rind, D., Streets, D.G. 2008a. Effects of 2000-2050 global change on ozone air quality in the United States. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 113, D06302. 12 p.

Wu, S., Mickley, L.J., Jacob, D.J., Rind, D., Streets, D.G. 2008b. Effects of 2000-2050 changes in climate and emissions on global tropospheric ozone and the policy-relevant background surface ozone in the United States. *J. Geophys. Res. D: Atmospheres* 113, D18312. 12 p.

Wyszogrodzki, A.A., Chen, F., Miao, S.G., Michalakes, J. 2009. Two-way coupling approach between WRF NWP and EULAG LES models for urban area transport and dispersion modelling. Proceedings of the 89th Annual Meeting of the American Meteorological Society, Phoenix (AZ), du 10 au 15 janvier 2009.

Yang, L., Li, Y. 2009. Ventilation Potential by Thermal Buoyancy in an Urban City: Numerical Simulation and Field Experiment Study. Proceedings of the Seventh International Conference on Urban Climate, Yokohama (Japon), du 29 juin au 3 juillet 2009.

Yang, Y., Shao, Y. 2006. A Scheme for Scalar Exchange in the Urban Boundary Layer. *Boundary-Layer Meteorology* 120:111-132.

Yoshikado, H. 1992. Numerical Study of the Daytime Urban Effect and its Interaction with the Sea Breeze. *J. Appl. Meteor.* 31:1146-1164.

Yuan, J., Venkatram, A., Isakov, V. 2006. Dispersion from Ground-Level Sources in a Shoreline Urban Area. *Atmos. Env.* 40:1361-1372.

Zhang, L., Jacob, D.J., Boersma, K.F., Jaffe, D.A., Olson, J.R., Bowman, K.W., Worden, J.R., Thompson, A.M., Avery, M.A., Cohen, R.C., et al., 2008. Transpacific transport of ozone pollution and the effect of recent Asian emission increases on air quality in North America: an integrated analysis using satellite, aircraft, ozonesonde, and surface observations. *Atmos. Chem. Phys.* 8(20):6117-6136.

Ziemke, J.R., Chandra, S., Bhartia, P.K. 1998. Two new methods for deriving tropospheric column ozone from TOMS measurements; Assimilated UARS MLS/HALOE and convective-cloud differential techniques. *J. Geophys. Res.* 103:22115-22127.

Ziemke, J.R., Chandra, S., Duncan, B.N., Froidevaux, L., Bhartia, P.K., Levelt, P.F., Waters, J.W. 2006. Tropospheric ozone determined from Aura OMI and MLS: Evaluation of measurements and comparison with the Global Modelling Initiative's Chemical Transport Model. *J. Geophys. Res.* 111, D19303, doi:10.1029/2006JD007089.

CHAPITRE 9 : Pollution atmosphérique provenant du transport intercontinental et de sources naturelles

Auteur principal : S.L. Gong
Coauteurs : A.M. Macdonald et W.R. Leitch

MESSAGES CLÉS ET IMPLICATIONS

- Le transport transpacifique modifie la qualité de l'air du Canada en augmentant le niveau annuel moyen d'ozone (O_3) de 2-5 ppbv et le niveau moyen de sulfate de $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$, tandis que des événements ponctuels peuvent avoir des répercussions encore plus importantes. L'influence du transport transpacifique est supérieure au printemps, mais elle n'est pas distribuée de façon égale dans l'ensemble du pays, l'ampleur de l'impact dans l'ouest étant d'environ un ordre de grandeur supérieur à ce qui est observé dans l'est du Canada.
- On observe une augmentation considérable des PM_{10} en raison de la poussière provenant de l'Extrême Orient. L'augmentation des $PM_{2,5}$ anthropiques est principalement liée au sulfate. Toute augmentation des $PM_{2,5}$ organiques est inférieure aux limites détectables.
- Des sources naturelles ont une incidence sur la qualité de l'air au Canada, puisque de 20 à 30 % du total annuel de PM est émis par des sources naturelles. Les sources d'émissions naturelles comprennent les aérosols de poussière (contribuant à hauteur de $1-2 \mu\text{g m}^{-3}$ à la concentration ambiante de PM au printemps au Canada), la combustion de biomasse (jusqu'à $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$ des PM en été) et le sel de mer (représentant jusqu'à 20 % des concentrations ambiantes de PM dans les zones côtières).
- Les contributions du transport transpacifique et des sources naturelles sont épisodiques et varient grandement d'une saison et d'une année à l'autre.

9.1 Introduction

La quantification des niveaux de smog au-dessus du continent nord américain est compliquée par le transport de particules et de gaz provenant d'autres continents. Le transport de particules et de gaz en provenance d'Asie, d'Europe et d'Afrique à travers l'océan Pacifique augmente les concentrations de fond au-dessus de l'Amérique du Nord (Fischer et al., 2009; Gong et al., 2006; Jacob et al., 1999; Jaffe et al., 1999). D'un autre côté, l'Amérique du Nord contribue aux niveaux de pollution mondiale par l'entremise de la circulation atmosphérique dominante qui transporte les particules et les gaz du continent vers l'océan Atlantique (Parrish et al., 1993). Bien qu'une certaine fraction de la pollution exportée de l'Amérique du Nord à travers l'océan Atlantique puisse circuler dans l'hémisphère Nord et revenir en Amérique du Nord, cette fraction est petite comparativement aux sources plus directes,

telles que le transport transpacifique en provenance de l'Asie. La forte croissance économique de l'Asie a augmenté le niveau de pollution atteignant l'Amérique du Nord ainsi que le degré de difficulté de la quantification précise de son impact en temps opportun. En outre, les polluants comme les composés de soufre et d'azote, les polluants organiques persistants, le plomb et le mercure en provenance d'Eurasie peuvent être transportés dans la région arctique de l'Amérique du Nord par des voies transarctiques en hiver et au début du printemps (Bottenheim et al., 2004). Cette situation a porté les concentrations ambiantes de ces composés dans l'Arctique à des niveaux comparables à ceux des régions polluées de l'Amérique du Nord. Cependant, les répercussions d'un tel transport transarctique sur les latitudes inférieures à moyennes de l'Amérique du Nord sont tout de même plutôt faibles. Par conséquent, ce chapitre met l'accent sur le transport transpacifique des polluants provenant de l'Asie.

L'occurrence du transport transpacifique de gaz à l'état de traces et de particules en provenance de l'Eurasie vers le nord-est du Pacifique a été bien établie au cours des deux dernières décennies. La première preuve d'un tel transport a été signalée par Andreae et al., (1988) qui ont fourni des mesures atmosphériques détaillées sur le transport à grande distance (TGD) d'émissions eurasiennes vers la troposphère éloignée du nord est du Pacifique durant le mois de mai 1985. De nombreuses campagnes subséquentes de mesures terrestres et atmosphériques ont confirmé que dans certaines circonstances, des gaz polluants incluant l'ozone (O_3), le monoxyde de carbone (CO), le radon, les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV) et les particules d'origine eurasienne (Cahill, 2003; Clarke et al., 2004; Huebert et al., 2003; Seinfeld et al., 2004) peuvent être transportés dans la région nord est du Pacifique en moins de 5 à 6 jours (Jaffe et al., 2003; Jaffe et al., 1999; Kotchenruther et al., 2001; Kritz et al., 1990; McKendry et al., 2001; Parrish et al., 1992; Price et al., 2004; Price et al., 2003). Ces polluants peuvent donc avoir une incidence sur les niveaux de smog en Amérique du Nord (Jacob et al., 1999; Jaffe et al., 2004). Parmi les polluants qui sont transportés à travers le Pacifique, ceux qui sont le plus facilement reconnaissables, que ce soit par surveillance en surface ou observation par satellite, sont la poussière du sol et la combustion de la biomasse provenant de sources naturelles. Ces polluants ont contribué à des augmentations notables des concentrations de particules (PM) ambiantes durant des événements ponctuels de transport atteignant l'Amérique du Nord (Zhao et al., 2007). Par conséquent, la contribution des sources naturelles aux PM ambiantes est également évaluée dans le contexte du transport intercontinental.

9.2 Structure du chapitre

Ce chapitre traitera des caractéristiques du transport intercontinental (section 9.3) ainsi que des preuves d'observation étayant le transport de polluants à travers le Pacifique et vers l'Amérique du Nord, sous la forme de données de surveillance et de données recueillies sur le terrain au cours d'une campagne intensive qui s'est déroulée jusqu'à la fin de 2007 (section 9.4). On y examinera aussi les résultats des études de modélisation qui ont évalué l'augmentation des niveaux de smog attribuable au transport intercontinental et aux sources naturelles de polluants (sections 9.5 et 9.6). Ce chapitre se terminera par une analyse des incertitudes (section 9.7) ainsi que par un sommaire des connaissances actuelles et des recommandations pour la recherche à venir (sections 9.8 et 9.9).

9.3 Caractéristiques du transport intercontinental

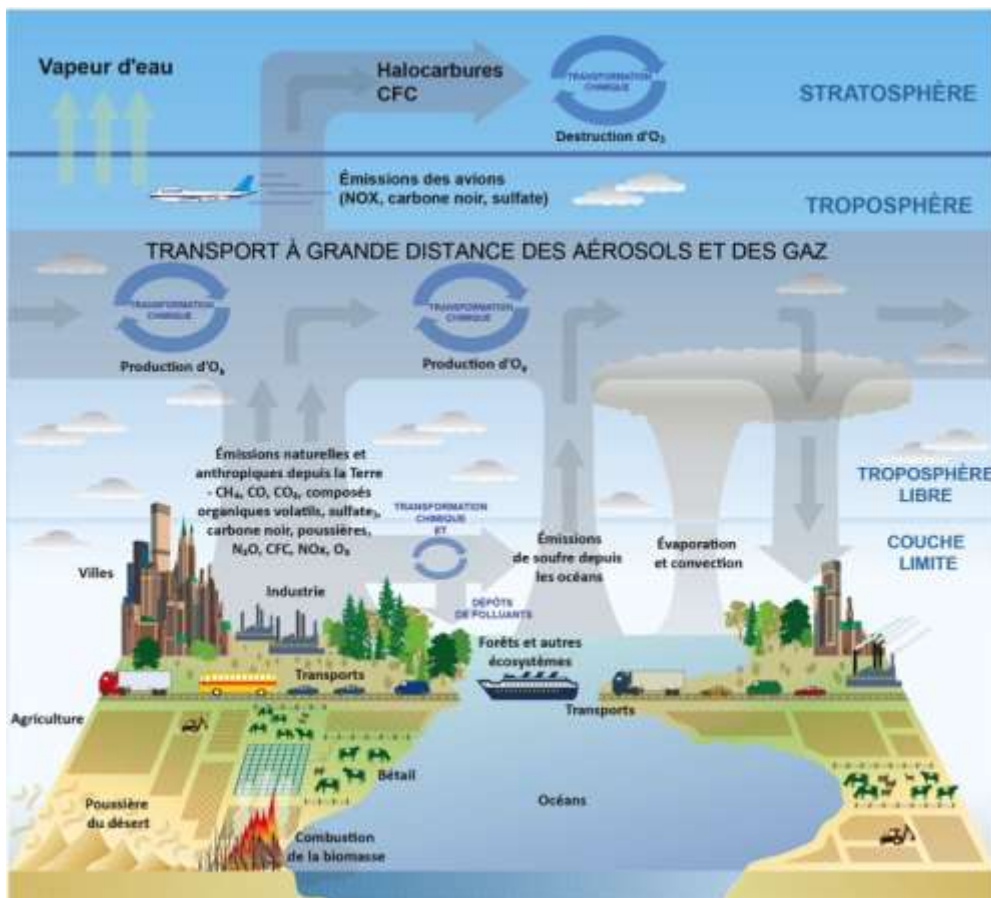


Figure 9.1 Processus chimiques et de transport associés à la composition atmosphérique. Les processus relient l'atmosphère à d'autres composantes du système terrestre, notamment les océans, les terres, ainsi que les plantes et les animaux terrestres et marins. Crédit : Plan stratégique du Climate Change Science Program, 2005 (illustré par P. Rekacewicz).

La figure 9.1 illustre les principaux composants et processus du transport transcontinental (p. ex., transpacifique) de gaz et de PM. De nombreux composants du smog, comme l'O₃ provenant des NO_x, les COV et le sulfate provenant du dioxyde de soufre (SO₂), sont formés à partir de gaz précurseurs en route entre l'Asie et l'Amérique du Nord. Les COV persistants représentent également une source d'aérosols de carbone organique. Une analyse des données historiques sur les aérosols de poussière et des résultats de la modélisation a montré que les plus grandes concentrations de particules et de gaz provenant de l'Extrême Orient se trouvent dans la couche limite (c. à d. de 0 à 2 km au-dessus de la surface). En raison de la direction des vents et de leur vitesse supérieure, les plus importants flux sortants sont observés dans la troposphère libre inférieure (2-5 km au-dessus de la surface) au cours du printemps (Zhao et al., 2006). Les particules et les gaz atteignent une hauteur supérieure à 2 km en raison de l'ascendance ponctuelle de la pollution au dessus de la Chine centrale et orientale, à l'avant des fronts froids se déplaçant vers l'est. La combinaison de l'ascendance frontale suivie du transport d'air provenant de l'ouest dans la partie inférieure de la troposphère libre est le principal processus

responsable de l'exportation de pollution anthropique, de poussières et de pollution liée à la combustion de biomasse en provenance de l'Asie (Bey et al., 2001). Le transport transpacifique de la pollution asiatique a lieu principalement dans la troposphère libre, et la subsidence fait descendre l'air près de l'Amérique du Nord (Jacob et al., 1999; Yienger et al., 2000). Par ailleurs, l'exportation de polluants provenant de l'Amérique du Nord au-dessus de l'océan Atlantique a lieu dans la troposphère inférieure tout au long de l'année. La distance plus courte entre l'Amérique du Nord et l'Europe ainsi que le flux dominant de l'ouest s'étendant jusqu'à la surface favorise le transport transatlantique dans la couche limite. Le transport transatlantique dans la troposphère moyenne et supérieure est principalement important durant l'été (Li et al., 2002b).

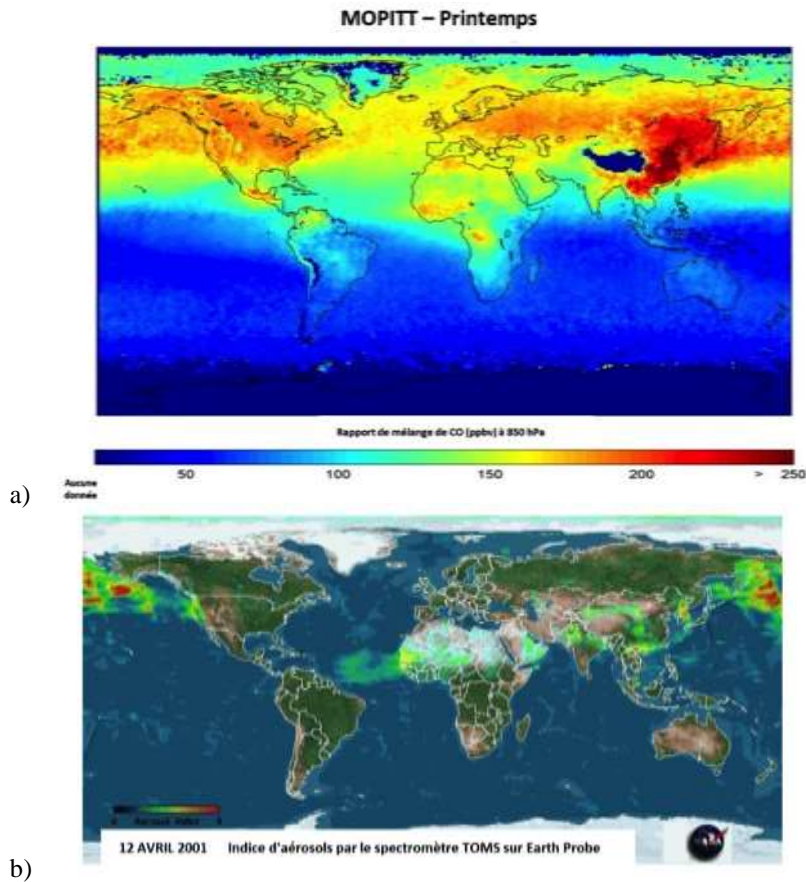


Figure 9.2 Observation satellite du (a) transport transpacifique de CO asiatique et (b) des tempêtes de sable et de poussière

D'excellentes photos du transport intercontinental de CO et d'aérosols de poussière ont été prises par l'instrument de mesure de la pollution dans la troposphère (MOPITT) du satellite EOS Terra de la NASA (fig. 9.2a) et par le spectromètre imageur d'ozone total (TOMS) du satellite Earth Probe (fig. 9.2b). L'indice du TOMS pour les aérosols de la figure 9.2b représente la charge de la colonne atmosphérique en aérosols absorbants tels que la poussière et le carbone noir provenant de la combustion de biomasse (Herman et al., 1997). La figure 9.2b présente un épisode bien documenté de

tempête de poussière survenu en avril 2001 (Arimoto et al., 2006) qui a été observé dans des stations de surveillance en surface de l'Amérique du Nord (Cahill, 2003) puis simulé et comparé à des mesures prises à bord d'un aéronef (Gong et al., 2003b).

Le transport intercontinental est également modulé par des fluctuations climatiques (Liang et al., 2005). Au moyen d'une étude de modélisation numérique sur le transport de poussière en provenance d'Asie et vers l'Amérique du Nord au cours des 44 dernières années, Gong et al. (2006) ont repéré des changements de voies intercontinentales pour les aérosols de poussière reliés au phénomène El Niño-oscillation australe. La phase chaude d'El Niño est caractérisée par une hausse de la température de quelques degrés Celsius à la surface de l'océan, depuis les côtes du Pérou et de l'Équateur jusqu'au centre de l'océan Pacifique équatorial. Une des conséquences d'un tel réchauffement est la perturbation à long terme des systèmes météorologiques au dessus des terres environnantes, caractérisée notamment par de fortes pluies dans des régions habituellement sèches et par des sécheresses dans des régions normalement humides. Inversement à El Niño, la phase froide, appelée La Niña, est caractérisée par un certain refroidissement des eaux de surface dans l'océan Pacifique équatorial. Une analyse de la variabilité du flux zonal de transport de masse sur une période de 44 ans (c.-à-d. les concentrations multipliées par la vitesse des vents d'ouest/d'est) a été réalisée pour huit années types d'El Niño et huit années types de La Niña. Les figures 9.3 (a) et (b) présentent le flux moyen de transport de poussière (lignes pleines) intégré de 3 à 10 km au-dessus de la surface pour les années El Niño et La Niña, respectivement. Sur le même graphique, les anomalies par rapport aux valeurs moyennes des 44 années sont indiquées sous forme de lignes en tirets.

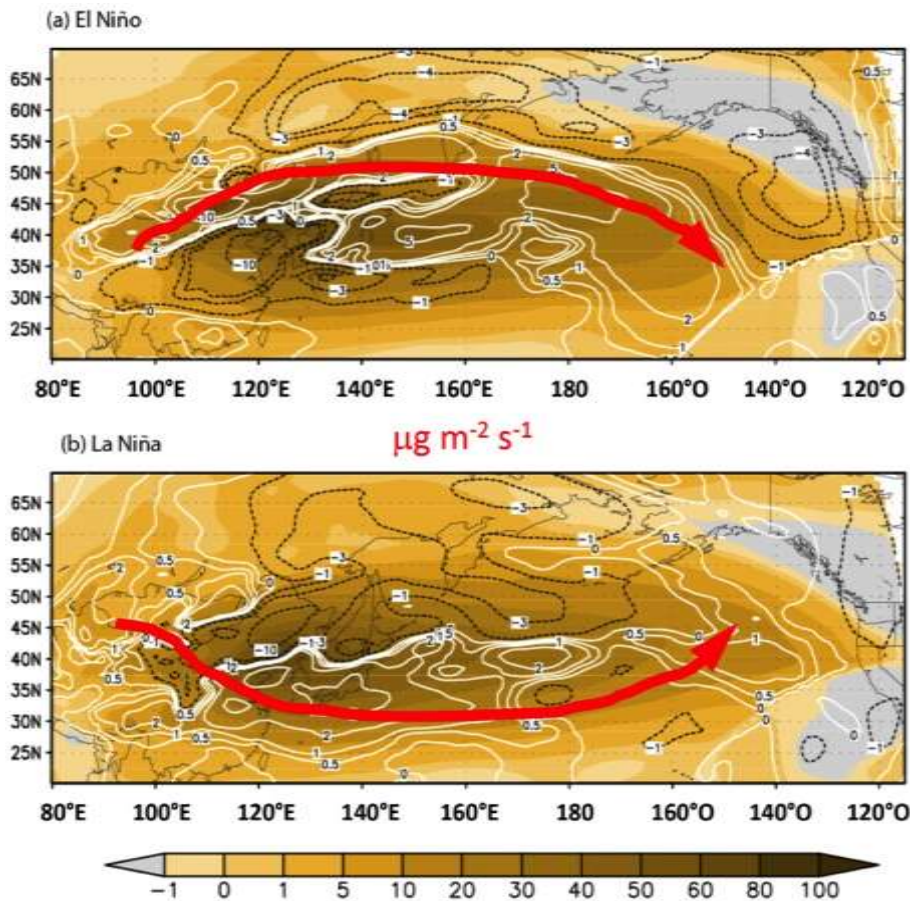


Figure 9.3 Flux de transport par zones ($\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) de poussières asiatiques au printemps de (a) 8 années El Niño (1966, 1973, 1983, 1987, 1987, 1992, 1998 et 2003) et de (b) 8 années La Niña (1965, 1971, 1974, 1976, 1986, 1989, 1999 et 2000). Les lignes de contour concernent les anomalies par rapport à la moyenne sur 44 ans d'aérosols dans les poussières asiatiques au printemps (Zhao *et al.*, 2006). Les flèches rouges représentent les voies dominantes de transport intercontinental.

Tel qu'expliqué ci-dessus, la plus grande partie du transport de poussières d'Asie à travers l'océan Pacifique a lieu dans la troposphère moyenne (2-5 km au-dessus de la surface) (Zhao *et al.*, 2006). Cependant, on observe une grande différence sur le plan du transport zonal durant les années El Niño et La Niña quant au centre de la voie de transport (figure 9.3). Durant les années El Niño, le transport transpacifique est centré à environ 45°N de latitude, tandis que durant les années La Niña, le transport est centré à environ 35°N de latitude. Au printemps, le flux de transport zonal de poussières asiatiques au 125^e méridien Est pour les mêmes années El Niño et La Niña indique une variation du principal point de sortie en Asie de 45°N à 40°N, respectivement. Dans la partie orientale de l'océan Pacifique (140°O), où le flux sortant atteint la côte de l'Amérique du Nord, le pic de transport se déplace vers le sud, soit de 45° N à 40° N, durant les années El Niño. La hauteur principale du transport diffère aussi durant les années El Niño (5 000 m) et La Niña (6 500 m).

9.4 Preuves d'observation

Il a été documenté que le continent asiatique est une source de polluants pouvant avoir une incidence sur les concentrations de fond mesurées en Amérique du Nord (Jaffe et al., 1999). On a observé que des panaches de poussières asiatiques suivis par satellite entraînaient des dépassements des normes sur la qualité de l'air sur la côte ouest de l'Amérique du Nord (Husar et al., 2001). Des expériences menées à grande échelle sur le terrain, telles que les campagnes ACE-Asie (Aerosol Characterization Experiment) (Huebert et al., 2003) et TRACE-P (NASA global TRANsport & Chemical Evolution au dessus du Pacifique), ont clairement montré les flux sortants de divers gaz et aérosols à des concentrations élevées (Seinfeld et al., 2004). Récemment, l'étude INTEX B (Intercontinental Chemical Transport Experiment) menée dans le nord-est du Pacifique a examiné l'évolution et le transport du panache asiatique vers l'Amérique du Nord en ayant pour objectif d'évaluer ses répercussions sur la qualité de l'air à l'échelle régionale.

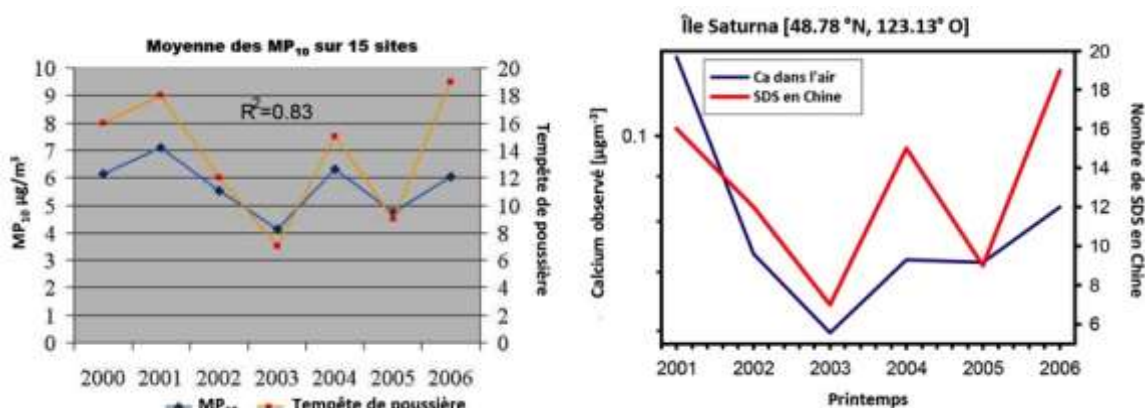


Figure 9.4 (a) Séries temporelles des concentrations moyennes de PM_{10} au printemps sur 15 sites à l'ouest des États-Unis et chiffres totaux de traitement du SDS en Chine entre le printemps 2000 et le printemps 2006. Les 15 sites sont les suivants : Bliss State Park (Californie), Bridger Wilderness (Wyoming), Columbia River (Washington), Crater Lake (Oregon), Craters of the Moon (Idaho), Lassen (Californie), Mt. Rainier (Washington), Pinnacles (Californie), Redwood NP (Californie), Sawtooth NF (Idaho), Snoqualmie Pass (Washington), Sula Peak (Montana), Three Sisters (Oregon), Yellowstone (Wyoming), et Yosemite (Californie). (b) Comme dans la figure 9.4(a) mais pour les concentrations moyennes de Ca au printemps contenues dans les aérosols collectés sur l'île Saturna, au Canada, entre 2001 et 2006.

Le transport transpacifique de polluants est épisodique et survient la plupart du temps au printemps (Yienger et al., 2000). La figure 9.4a présente les séries chronologiques de la concentration annuelle moyenne de PM_{10} au printemps à 15 sites de l'étude américaine IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) ainsi que le nombre total de tempêtes de sable et de poussière en Chine chaque année (Zhao et al., 2007). Le nombre de tempêtes de sable et de poussière est un indice quantitatif caractérisant de façon systématique l'occurrence de tempêtes de sable et de poussière en Asie au moyen d'observations réalisées en surface à divers sites et le système météorologique correspondant (Yang et al., 2007). La corrélation entre les concentrations américaines moyennes de PM_{10} au printemps et le nombre de tempêtes de sable et de poussière en Chine permet d'obtenir une valeur R^2 de 0,83 (sur 7 ans). Cette relation a aussi été observée entre les mesures du calcium en

surface à la station canadienne du Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) de l'île Saturna (figure 9.4b) et le nombre annuel de tempêtes de sable et de poussière en Chine, avec cette fois une valeur R2 de 0,34 (6 ans). Les résultats laissent entendre que le nombre de tempêtes de sable et de poussière en Chine a une incidence significative sur la variabilité printanière des concentrations de fond de PM dans la plus grande partie de l'ouest de l'Amérique du Nord. De plus, les épisodes de PM peuvent causer une augmentation encore plus grande des concentrations locales dans l'ouest du Canada et aux États Unis. Le plus important événement documenté de la sorte est survenu en avril 1998 et a entraîné une augmentation des concentrations horaires de PM_{2,5} à 44 µg m⁻³ et de PM₁₀ à 120 µg m⁻³ à Chilliwack, en Colombie Britannique (BCEnvironment, 2002).

VanCuren et Cahill (2002) ont présenté des données étayant l'incidence continue du panache asiatique tout au long de l'année. En analysant les données de surveillance pour la période 1989-1998 du réseau IMPROVE, ils ont observé un transport presque continu de poussières asiatiques à travers le Pacifique au-dessus de la couche limite marine, leur contribution aux niveaux de PM_{2,5} dans l'est du Pacifique et l'ouest de l'Amérique du Nord se situant entre 0,2 et 1,0 µg m⁻³. Ils ont aussi montré que les sites en haute altitude de la côte ouest étaient davantage touchés par les poussières asiatiques que les sites en basse altitude. L'analyse réalisée par Jaffe et al. (2005) à l'aide des données provenant du lac Crater vierge, en Oregon, a établi que la composante de fond des PM_{2,5}, que l'on appelle aussi CMA (de l'anglais « Combined Marine/Asian Aerosol », ou aérosols marins/asiatiques combinés), était d'environ 2,0 µg m⁻³. La composante CMA était associée à un cycle saisonnier où les concentrations supérieures étaient observées durant l'été et les concentrations inférieures étaient observées durant l'hiver. Bien qu'aucune tendance n'ait été observée pour la composante CMA depuis 1988 (Jaffe et al., 2005), des études menées au moyen du modèle Community Multiscale Air Quality (CMAQ) indiquent que l'Asie contribue à hauteur de 0,6 à 1,6 µg m⁻³ à la moyenne mensuelle de PM_{2,5} dans la partie occidentale de l'Amérique du Nord (Keating et al., 2005).

Des mesures des particules et des gaz à l'état de traces ont été réalisées durant toute l'année dans des sites de haute altitude situés au mont Bachelor, en Oregon (Weiss-Penzias et al., 2006) et à Whistler, en Colombie-Britannique (Harner et al., 2006; Macdonald et al., 2006; McKendry et al., 2007). L'importation de mercure gazeux total et de CO a été observée au mont Bachelor durant des événements de transport en provenance d'Asie. Au cours du printemps 2004, des événements précis de transport ont été établis d'après les rapports entre les variations du mercure gazeux total et les variations du CO (Weiss Penzias et al., 2006). Le rapport entre les augmentations du mercure gazeux total et du CO durant ces événements était similaire à celui observé dans les panaches directement en aval de l'Asie.

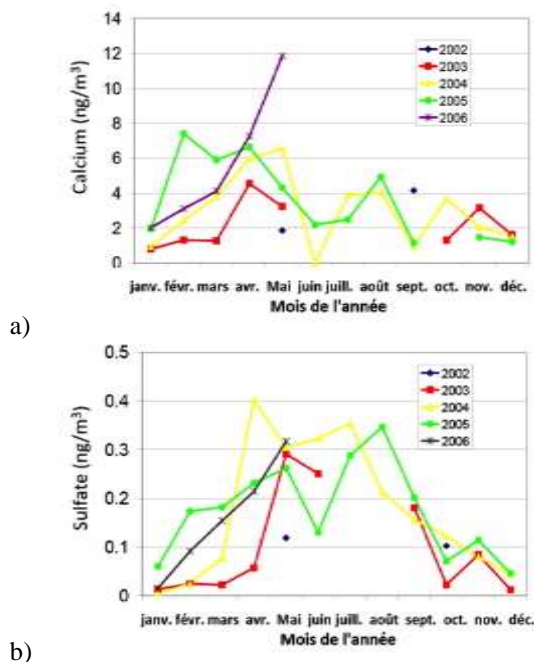


Figure 9.5 Moyennes mensuelles (a) de calcium et (b) sulfate inférieur à 2,5 µm, collectées à Whistler entre 2002 et 2006

Les propriétés physiques et chimiques des particules étudiées au site de Whistler ont permis d'obtenir de l'information sur la variabilité saisonnière et interannuelle sur le plan de la composition des aérosols fins. Les épisodes de poussière, établis par la présence d'aérosols en mode grossier et de calcium, surviennent la plupart du temps au printemps. Il semble que même de la poussière du Sahara soit observée à Whistler (McKendry et al., 2007). Les concentrations moyennes de calcium au printemps à Whistler (figure 9.5a) de 2003 à 2006 indiquent une augmentation au cours de la période de mesure de 4 ans, et ces concentrations sont en étroite corrélation avec celles (non indiquées) de l'île Saturna ($R^2 = 0,99$). Le calcium mesuré dans les échantillons prélevés à Whistler était d'un ordre de grandeur inférieur par rapport à ce qui était mesuré à l'île Saturna; il s'agit d'une différence à laquelle on pouvait s'attendre puisque les échantillons de Whistler ont été prélevés avec un filtre de 2,5 microns (μm), permettant ainsi uniquement la collecte d'une fraction des aérosols en mode grossier, tandis que les échantillons provenant de l'île Saturna ont été prélevés au moyen de filtres ouverts ne faisant aucune distinction en fonction de la taille des particules.

L'intervalle des concentrations de sulfate dans les particules fines prélevées à Whistler pendant la période 2002-2006 est semblable à celui montré dans l'étude IMPROVE pour la période 1989-1998 par les données mesurées au lac Crater et au mont Lassen, selon l'analyse de VanCuren (2003). Le sulfate présent dans la fraction de particules fines provenant du sommet de Whistler (figure 9.5 b) affiche une variation annuelle où les valeurs maximales sont mesurées durant l'été. Les moyennes géométriques pondérées par période d'échantillonnage montrent des valeurs estivales allant jusqu'à $0,4 \mu\text{g m}^{-3}$. Bien que le schéma saisonnier global se répète année après année, on observe certaines différences notables. Par exemple, au cours des années 2005 et 2006, la concentration de sulfate mesurée pendant les mois hivernaux était élevée comparativement aux années précédentes, entraînant

une distribution sur une plus grande partie de l'année et une augmentation moins bien définie durant la saison du transport.

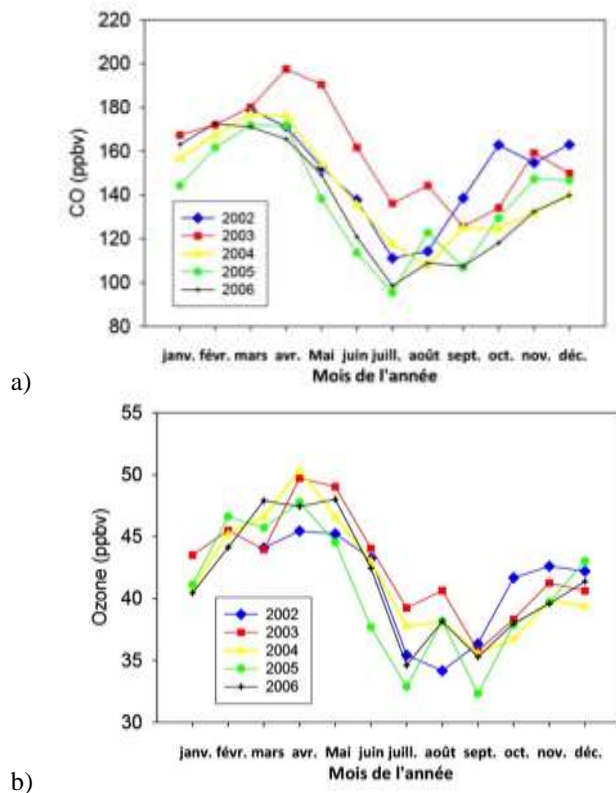


Figure 9.6 Moyennes mensuelles (a) de monoxyde de carbone et (b) d'ozone pendant la nuit sur le site à altitude élevée de Whistler entre mars 2002 et novembre 2006

Cette variabilité interannuelle est également observée pour les espèces chimiques en phase gazeuse. Les valeurs mensuelles moyennes pour le CO et l'O₃ durant la période 2002-2006 sont présentées à la figure 9.6. Le maximum printanier du cycle annuel pour les deux espèces chimiques a aussi été observé à d'autres sites de l'hémisphère Nord, et on croit que c'est le résultat à la fois du transport et des processus chimiques. Les concentrations supérieures du CO mesurées en 2003 sont attribuées à la combustion de biomasse en Sibérie et au transport subséquent à travers le Pacifique. Jaffe et al. (2004) ont fait le lien entre la superficie totale brûlée et les variations de concentrations du CO et de l'O₃ observées sur la côte ouest de l'Amérique du Nord. De fait, l'augmentation de la concentration du CO aux sites de l'Alaska était de 23-37 ppbv. Un tel événement lié à des feux de forêt de grande envergure en Sibérie est survenu en juin 2003 et a fait passer la concentration d'ozone troposphérique mesurée sur 8 heures à Enumclaw, dans l'État de Washington, à 94 ppb, ce qui dépasse les normes des États-Unis en matière de qualité de l'air. La proportion de l'O₃ lié aux émissions provenant des feux en Sibérie a été estimée à 15 ppb. L'ozone lié à ces feux de forêt s'ajoutait à la composante de fond (environ 35 ppb) et à l'ozone créé localement (environ 50 ppb).

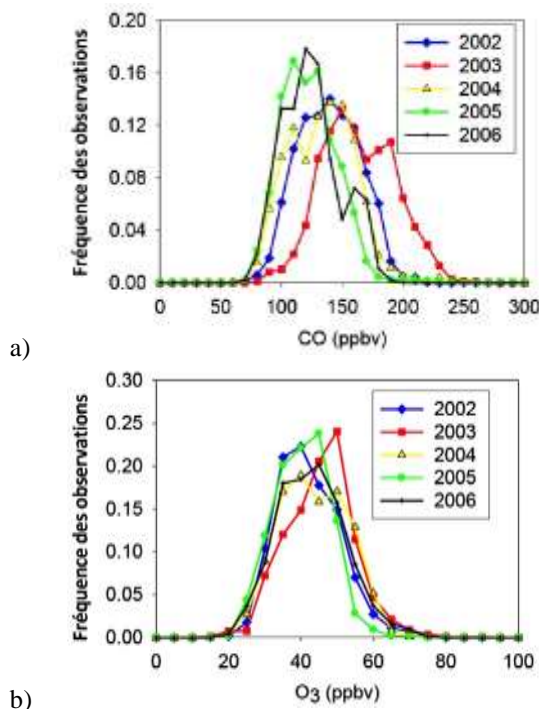


Figure 9.7 Distributions de fréquence (a) du CO et (b) de l'ozone (O₃) en nocturne à Whistler (C.-B.) pendant l'été (de mai à août) entre 2002 et 2005

La distribution de la fréquence du CO et de l'O₃ à Whistler de mai à août sur une période de 5 ans (figure 9.7) illustre mieux cette variabilité interannuelle. En 2003, l'ensemble de la distribution est passée à des valeurs supérieures pour le CO et l'O₃. Ainsi, non seulement le transport direct en provenance de la Sibérie a eu une incidence sur les moyennes mensuelles, mais le niveau global de fond du CO et de l'O₃ était élevé. La concentration moyenne de CO pour l'été 2003 était de 158 ppbv, soit environ 26 % plus élevée que la moyenne des quatre autres étés. La concentration moyenne d'O₃ était plus élevée au cours de l'été 2003 d'environ 4 ppbv comparativement aux autres années. Durant les événements de transport transpacifique, la concentration moyenne d'O₃ était de 47 ppbv comparativement à la moyenne de 37 ppbv pour la concentration de fond dans l'air propre provenant du Pacifique Sud durant l'été 2003.

Les mesures prises à Whistler représentent un mélange de la troposphère libre et de la couche limite. L'analyse des profils de température avec l'augmentation de l'altitude ainsi que les changements diurnes liés à la vapeur d'eau au site du sommet indiquent que le site subira généralement l'influence de la couche limite durant le printemps et l'été entre environ 9 h et 20 h (heure locale). Les moyennes mensuelles d'O₃ et de CO présentées à la figure 9.7 proviennent des données nocturnes seulement, bien que la différence entre ces valeurs et toutes les données provenant de Whistler soit inférieure à 3 %. En effet, les échantillons de PM sur filtre sont recueillis pendant 24 ou 48 heures, et il est donc impossible d'enlever l'influence de la couche limite. Les données liées au profil vertical provenant de l'expérience Intex-B menée au printemps de 2006 indiquent que durant les événements de transport,

les concentrations de sulfate dans la troposphère libre sont plusieurs fois supérieures à celles de la couche limite. Ainsi, les échantillons prélevés sur 24 heures peuvent représenter une estimation prudente de la concentration de sulfate dans les couches de transport.

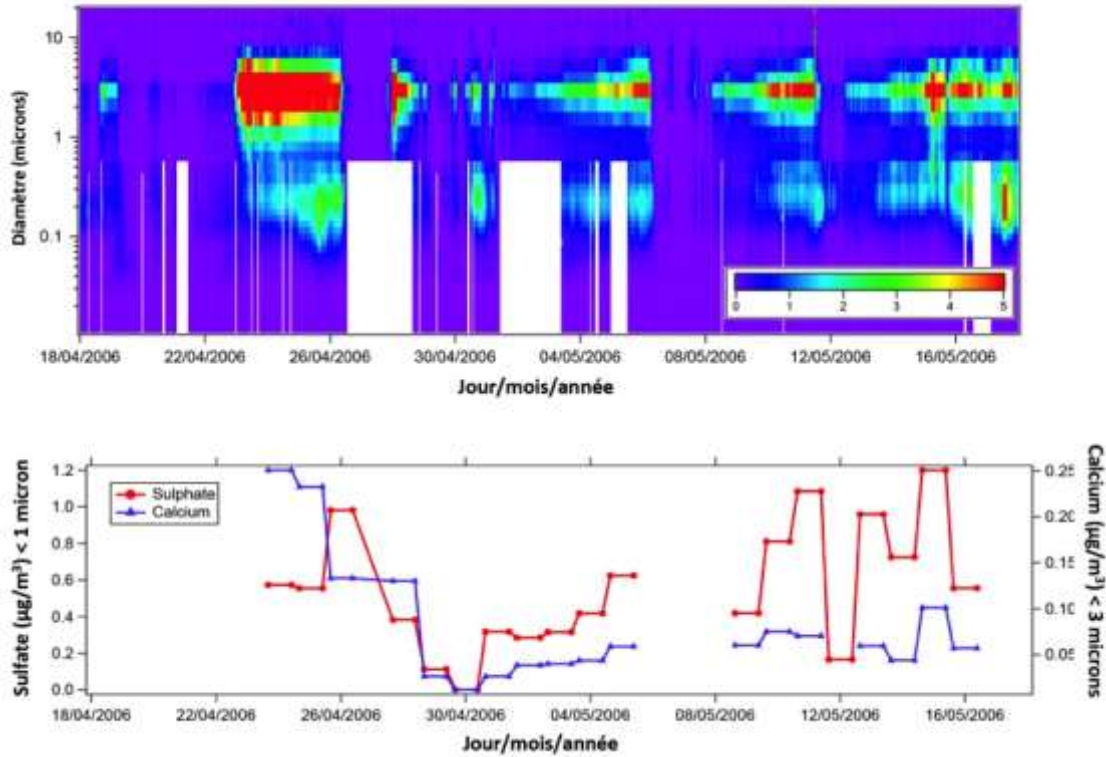


Figure 9.8 Séries temporelles de mesures de particules sur le site à altitude élevée de Whistler (C.-B.) pendant la période Intex-B du printemps 2006. (a) Distributions des volumes de particules ($dV/d\log D$), les événements de transport principaux sont identifiés par une augmentation du volume des grosses particules. (b) Sulfate à fraction fine et calcium à grosse fraction provenant d'échantillons d'impacteur.

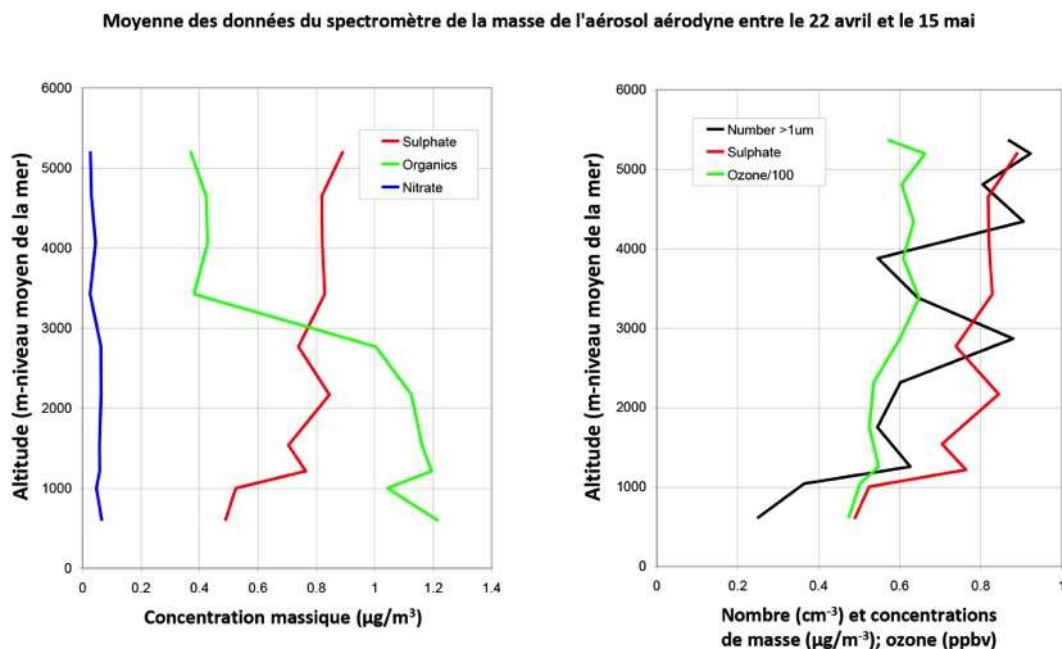


Figure 9.9 Profils moyens des concentrations de masse (en $\mu\text{g m}^{-3}$) de nitrate, de sulfate et de matières organiques totales mesurées par le spectromètre de la masse de l'aérosol aérodynamique. En outre, le profil moyen des profils de concentration du nombre de particules grossières (en cm^{-3}) tiré de 19 vols entre le 22 avril et le 15 mai 2006 est utilisé dans les moyennes.

Au cours de l'expérience Intex-B, le transport de particules et de gaz vers la côte ouest du Canada a été caractérisé au site de Whistler en haute altitude et par des profils verticaux réalisés par avion. Le printemps 2006 a été une période relativement active pour les tempêtes de poussière asiatiques (Zhou et al., 2007) et ces événements de transport ont été régulièrement observés tout au long de cette année. Les séries chronologiques de la distribution du volume des aérosols fins et grossiers ainsi que de la concentration de masse du sulfate et du calcium pour la période de l'expérience Intex B sont présentées aux figures 9.8a et 9.8b. Les événements de transport de poussière sont démontrés par l'augmentation des aérosols en mode grossier, en particulier durant les périodes autour du 23, du 25 avril, du 28 avril, du 5 mai, du 10 mai et du 15 mai. Ces événements coïncident avec l'augmentation du calcium, une indication de l'incidence accrue de la poussière du sol. La variation de la concentration de sulfate correspond partiellement à l'augmentation du volume de particules grossières; de fait, le sulfate coïncide davantage avec le volume des particules fines (p. ex., 25 avril). Les échantillons dont les particules étaient triées en fonction de la taille, recueillis durant l'expérience Intex B, montrent que la plus grande partie du sulfate se trouvait dans les particules de taille inférieure à 1 μm .

Les profils moyens du sulfate, du nitrate et des matières organiques totales mesurés dans les particules fines recueillies à Whistler entre le 22 avril 2006 et le 15 mai 2006 inclusivement (19 vols) sont présentés à la figure 9.9a. La figure 9.9b indique la concentration numérique des particules grossières et les profils d' O_3 (à l'échelle de 0,01) pour la même période. Pour l' O_3 , deux vols sont retirés du calcul de la moyenne en raison de l'influence directe soupçonnée de la stratosphère. À cet endroit, la principale source de matières organiques et de particules de nitrate est la couche limite, tandis que les

profils du sulfate, de l'O₃ et des particules grossières indiquent que leur source dominante se trouve en altitude, puisque les concentrations augmentent avec l'altitude. En utilisant le changement de matière organique entre en dessous et au-dessus de 3 km comme mise à l'échelle pour l'incidence de la couche limite, la contribution du transport à la concentration de sulfate dans l'atmosphère libre est estimée à 0,5-0,6 g m⁻³. La comparaison de la moyenne d'O₃ en dessous et au-dessus de 2,5 km montre qu'il y a une augmentation de 52 à 62 ppbv de la concentration d'O₃ dans l'atmosphère libre.

9.5 Modélisation de la contribution des polluants anthropiques au transport intercontinental

Il est difficile de déterminer la contribution des autres continents au niveau de smog du Canada au moyen d'observations. Les simulations de modèles offrent une option permettant de quantifier de telles contributions. Le groupe de travail de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU) sur le transport hémisphérique des polluants atmosphériques (HTAP, de l'anglais « Hemispheric Transport of Air Pollutants ») a utilisé un ensemble de modèles pour évaluer les transports intercontinentaux et leurs répercussions sur la qualité de l'air à l'échelle locale (HTAP, 2007). Cette même approche a aussi été adaptée dans le plus récent rapport de la NAS (NAS, 2009).

Dans cette section, les résultats provenant de deux systèmes globaux indépendants de modélisation 3D du transport des composés chimiques (GEM-AQ/EC et GEOS CHEM) sont utilisés pour simuler et isoler la contribution de différentes sources provenant de diverses régions. Le système GEM-AQ/EC est une version améliorée du système GEM/AQ qui a été mis au point conjointement par un groupe d'instituts canadiens (Kaminski et al., 2007). Le système GEM-AQ met à profit le système opérationnel de prévisions météorologiques du Canada, soit le modèle global environnemental multiéchelle (GEM) (Côté et al., 1998) élaboré par le Service météorologique du Canada (SMC), en y ajoutant un module d'analyse chimique en phase gazeuse, le modèle ADOM (Acid Deposition and Oxidant Model), (Venkatram et al., 1988) et un module d'analyse des aérosols, le CAM (Canadian Aerosol Module) (Gong et al., 2003a). Les nouvelles fonctions du système GEM-AQ/EC comprennent l'estimation des émissions liées à la combustion de biomasse et les inventaires à haute résolution des émissions (42 km) d'autres espèces chimiques mis au point par Environnement Canada. Le système GEM-AQ/EC a été utilisé avec une résolution spatiale de $2^\circ \times 2^\circ$ et des niveaux verticaux allant jusqu'à 0,1 hPa; il est possible qu'une telle spécification ne permette pas de simuler adéquatement les pics d'ozone ou le titrage de l'ozone, mais c'est tout à fait suffisant pour étudier le transport des polluants sur de grandes distances. En tant que l'un des modèles utilisés par le groupe de travail sur le transport hémisphérique des polluants atmosphériques, le système GEM-AQ/EC permet d'obtenir des résultats comparables à ceux d'autres modèles de transport globaux pour ce qui est de fournir des concentrations raisonnables d'ozone et de PM.

9.5.1 Matières particulaires

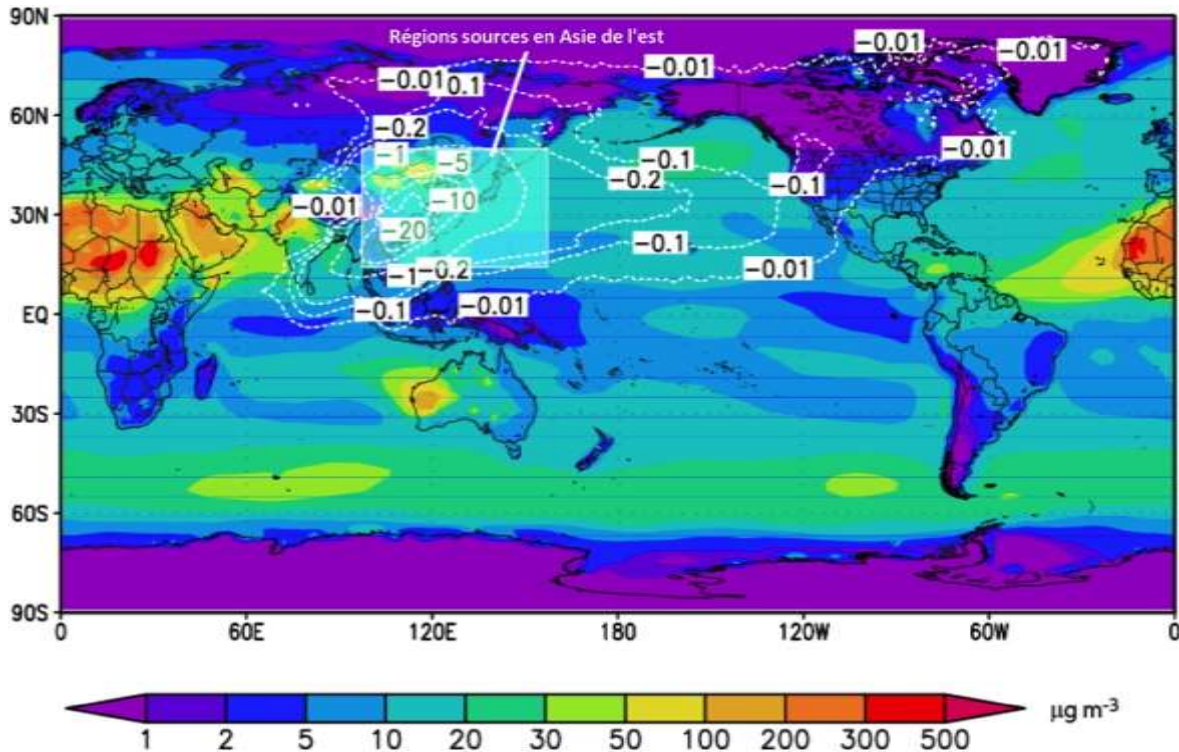
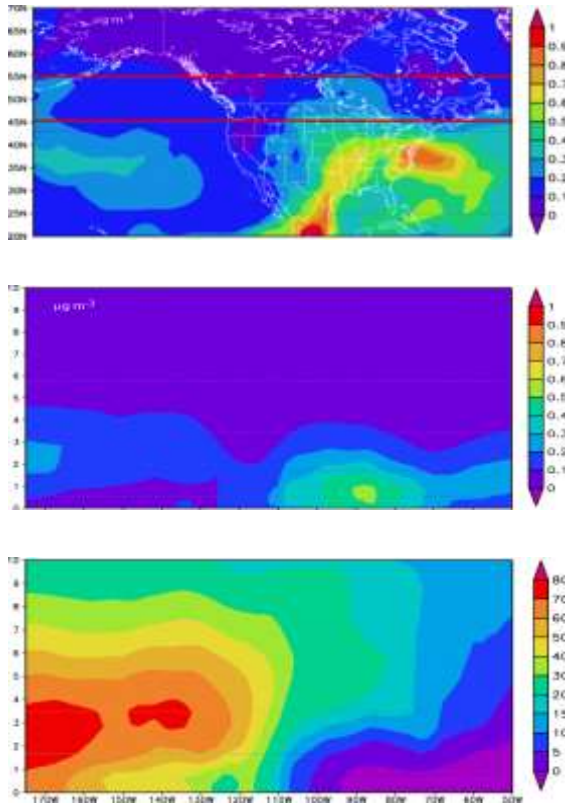


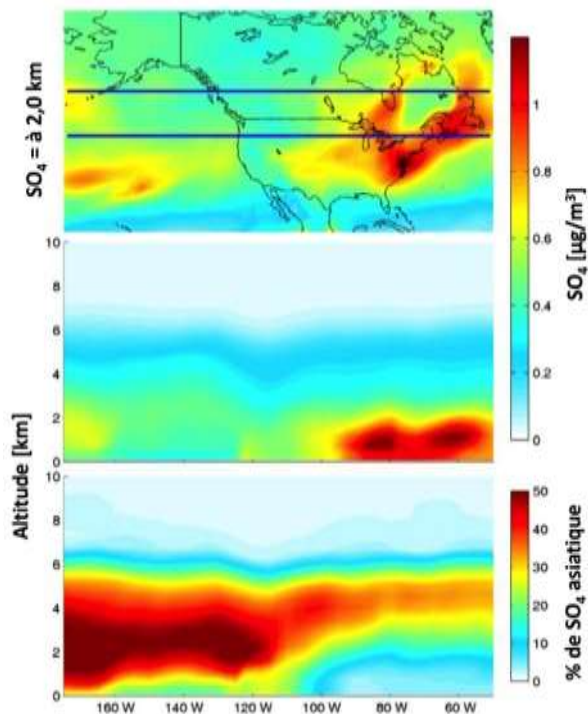
Figure 9.10 Moyenne annuelle des concentrations de matières particulaires (MP) de surface (couleurs) et réduction de ces concentrations (lignes de contour pointillées) en raison de l'élimination des sources anthropiques d'Asie de l'est (sulfate, carbone noir, carbone organique). Dans cette figure, les matières particulaires comprennent le sulfate, le carbone noir, le carbone organique et le sel de mer.

Les aérosols de poussière transportés à travers le Pacifique et atteignant l'Amérique du Nord ont été exclusivement identifiés par observations en surface, par satellites et par des campagnes menées sur le terrain (voir la section 9.3). Cependant, il est plus difficile d'identifier les autres espèces de PM transportées d'un continent à l'autre puisqu'elles peuvent provenir de sources locales ou éloignées. Les simulations de modèle donnent à penser que les aérosols anthropiques provenant d'Asie peuvent aussi être transportés aux États Unis (Park et al., 2004). On a estimé qu'environ $0,13 \mu\text{g m}^{-3}$ de sulfate pouvait être attribué aux émissions anthropiques asiatiques avec une contribution négligeable de la part des aérosols carbonés ($< 0,01 \mu\text{g m}^{-3}$). Le modèle GEM AQ/EC estime que $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ des PM annuelles présentes dans la couche d'air de surface sur la côte ouest du Canada est due aux émissions de sulfate, de carbone noir et de carbone organique anthropiques provenant d'Extrême-Orient (figure 9.10). La contribution du transport au-dessus du Pacifique aux concentrations de PM sur la côte est du Canada est estimée comme étant environ dix fois moindre comparativement à celle de la côte ouest. Les estimations de la contribution asiatique dans l'Ouest canadien tirées des résultats du modèle GEM AQ/EC sont comparables aux estimations pour le sulfate établies par Park et al. (2004) pour les États Unis. Cependant, Park et al. (2004) ont prédit que les émissions asiatiques auraient une influence presque égale sur l'ouest et l'est des États Unis. Chin et al. (2007) ont indiqué que même si la pollution asiatique pouvait avoir une contribution considérable sur la concentration de fond du sulfate,

son influence est environ six fois moindre dans l'ouest des États-Unis et 60 fois moindre dans l'est des États Unis comparativement aux sources régionales de l'Amérique du Nord. De plus, on estime que seulement 2 à 6 % de la masse moyenne annuelle des aérosols fins en surface aux États Unis provient du transport intercontinental de polluants en aérosol, incluant le SO₄, le carbone noir et le carbone organique (Koch et al., 2007).



a) GEM-AQ/EC



b) GEOS-CHEM

Figure 9.11 Simulations concernant le sulfate (volets supérieurs) pour avril et mai 2006 à partir de deux modèles, (a) GEM-AQ/EC et (b) GEOS-CHEM, classés verticalement de 0 à 2 km (notez les différences entre les échelles de couleur). Les volets du milieu montrent le profil vertical moyen entre les lignes rouges (bleues) et les volets inférieurs montrent le pourcentage de sulfate d'origine asiatique dans les deux modèles. Cela suggère que, pour une grande partie du Canada, les émissions de soufre d'Asie de l'est n'ont que peu d'influence à la surface. Il convient de noter l'exception sur la côte ouest, où les émissions asiatiques représentent 20 à 30 % du sulfate en surface. À des altitudes plus élevées, le sulfate asiatique semble important dans tout le pays.

En termes de perspectives régionales et de profils verticaux en Amérique du Nord, la figure 9.11 montre la moyenne simulée du sulfate en avril et mai 2006 établie par le GEM AQ/EC et le GEOS CHEM (VanDonkelaar et al., 2007). Le graphique supérieur illustre les concentrations de sulfate à 2 km au-dessus de la surface. Le graphique du milieu montre le profil vertical moyen entre les lignes rouges (bleues), et le graphique inférieur montre le pourcentage de sulfate d'origine asiatique dans le profil vertical. Il y a certaines différences entre les résultats des deux modèles en termes d'ordre de grandeur absolu des concentrations de sulfate et de profils verticaux de la contribution asiatique au-dessus de l'Amérique du Nord. Cependant, il est possible de tirer certaines conclusions générales à partir de ces données. On observe ainsi que pour la majeure partie du Canada, les émissions asiatiques de soufre ont peu d'influence sur les concentrations de sulfate en surface. Il y a une exception notable : il s'agit de la côte ouest, où les émissions asiatiques représentent 20 à 30 % du sulfate en surface. À des altitudes supérieures, le sulfate asiatique semble être significatif dans l'ensemble du pays. Cependant, comparativement au système GEOS-CHEM, le système GEM-AQ/EC prévoit que l'influence asiatique sur l'est de l'Amérique du Nord sera beaucoup moins importante. Une récente

étude de la NASA menée à l'aide de capacités améliorées de détection par satellite a estimé que durant la période de 2002 à 2005, la quantité de particules de pollution arrivant en Amérique du Nord en provenance d'Asie équivalait à environ 15 % des émissions locales provenant des États-Unis et du Canada (Yu et al., 2008).

Dans un rapport provisoire du groupe de travail de la CEE-ONU sur le transport hémisphérique des polluants atmosphériques basé sur l'analyse d'un ensemble de 21 modèles (HTAP, 2007), on a conclu que l'impact du transport intercontinental sur la qualité de l'air en surface est principalement épisodique, c'est-à-dire particulièrement associé aux événements importants entraînant des émissions, tels que les feux et les tempêtes de poussière. Le transport intercontinental de particules fines a des répercussions plus importantes sur la charge totale de la colonne atmosphérique (qui à son tour a une incidence considérable sur les changements climatiques) que sur les concentrations en surface.

9.5.2 Ozone

La contribution de l'O₃ provenant de l'Asie sur les concentrations ambiantes en Amérique du Nord a fait l'objet d'études intensives (Jacob et al., 1999; Wild et Akimoto, 2001). Au moyen d'une étude de modélisation, Li et al. (2002a) ont estimé que l'augmentation de l'ozone troposphérique en Amérique du Nord due aux émissions anthropiques asiatiques se situait dans l'intervalle de 2-5 ppbv durant la période de juin à août 1997. Une étude plus récente (Zhang et al., 2008) a déterminé que l'augmentation était de 5-7 ppbv d'ozone au-dessus de l'ouest de l'Amérique du Nord, ce qui reflète l'augmentation des émissions observée en 2000-2006. Des études de sensibilité (Wild et Akimoto, 2001) sur les scénarios en matière de variation des émissions pour les précurseurs de l'O₃ indiquent qu'une hausse de 10 % des émissions asiatiques augmenterait l'ozone troposphérique aux États-Unis de 0,1 à 0,2 ppbv et de 0,2 à 0,4 ppbv à 650 hPa (3,6 km) et 200 hPa (11,8 km), respectivement. Les contributions les plus importantes ont été observées au printemps et à l'automne.

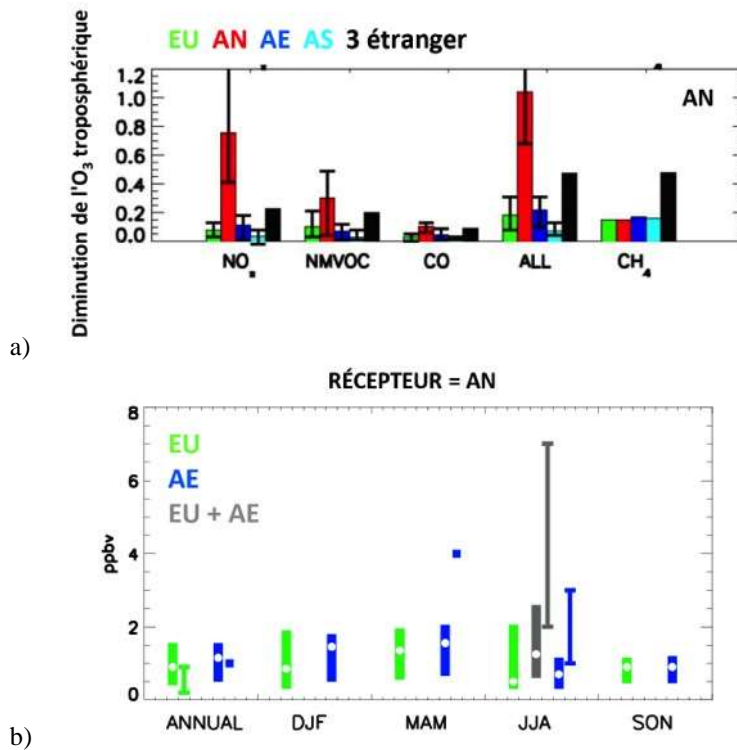


Figure 9.12 (a) Ensemble modélisé de la réaction de l'ozone (O₃) de surface (ppb) au-dessus de l'Amérique du Nord (AN, en rouge) aux réductions de 20 % des émissions anthropiques des précurseurs de l'ozone (O₃) individuellement (NO_x, composés organiques volatils (COV) non méthaniques et CO), associés (TOUS) et au CH₄ provenant de trois régions étrangères (EU pour l'Europe, AE pour Asie de l'est et AS pour Asie du sud). (b) Contribution moyenne annuelle et saisonnière à l'ozone (O₃) de surface total depuis des régions source étrangères sur l'Amérique du Nord (Europe uniquement, EU en vert; Asie de l'est uniquement, AE en bleu; combinaison Europe et Asie de l'est, EU + AE en gris) conformément aux estimations des modélisations de résultats individuels par le HTAP et aux études dans la documentation publiée (finies barres verticales pour les amplitudes sur plusieurs études et régions; carrés indiquant là où une seule valeur est déclarée). Les cercles blancs représentent la valeur médiane multimodèles. (Fiore et al., 2009)

À partir du rapport d'évaluation préliminaire du groupe de travail sur le transport hémisphérique des polluants atmosphériques (HTAP, 2007), la contribution de l'augmentation de l'ozone troposphérique en Amérique du Nord découlant du transport hémisphérique est résumée à la figure 9.12 (Fiore et al., 2009). La réponse modélisée de l'ozone troposphérique à une réduction théorique de 20 % des émissions de précurseurs individuels d'O₃ à partir de l'Extrême-Orient (EA), de l'Asie méridionale et de l'Europe (EU) est présentée à la figure 9.12a. La réduction de l'ozone troposphérique se situe dans la plage 0,05 à 0,2 ppb et elle dépend de chaque précurseur. La réduction totale de l'ozone troposphérique résultant de la réduction combinée des émissions de toutes les espèces de précurseurs dans les trois régions est d'environ 0,4 ppb, l'Extrême Orient représentant à lui seul 0,2 ppb de cette diminution.

En mettant à l'échelle linéaire la réponse simulée de l'ozone troposphérique en Amérique du Nord à une réduction combinée de 20 % des sources étrangères d'émissions anthropiques de NO_x, de CO et de composés organiques volatils non méthaniques (COVNM) jusqu'à une réduction des émissions de

100 %, soit 5 fois les valeurs de la figure 9.12a, la contribution moyenne annuelle et saisonnière à l’ozone troposphérique total en Amérique du Nord a été estimée à environ 2 ppbv, avec un pic au printemps et un creux à l’été (fig. 9.12b). Des études antérieures ont signalé des valeurs estivales supérieures (2 à 8 ppbv), indiquées par les barres grises à la figure 9.12b.

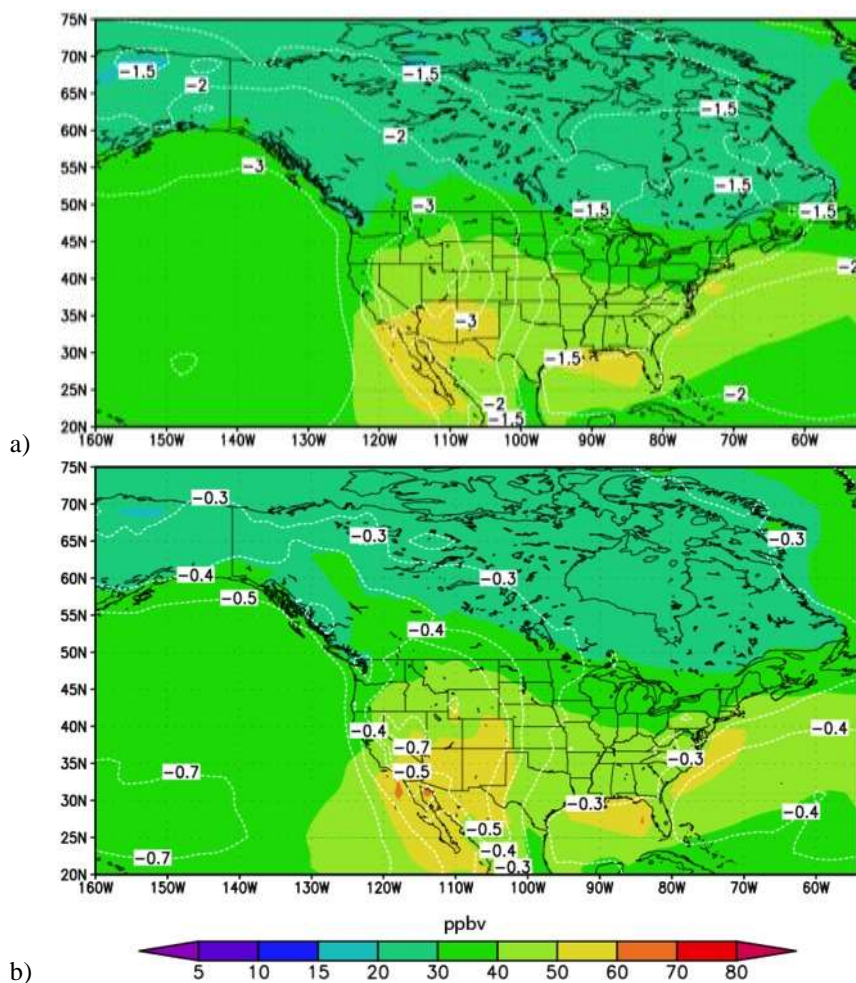


Figure 9.13 Concentrations d’ozone (O₃) et réductions dues à des réductions (a) de 100 % et (b) de 20 % du NO_x et des composés organique volatils (COV) en Asie (moyenne annuelle), montrant la réaction non linéaire des concentrations ambiantes aux réductions des émissions. Les zones colorées représentent les concentrations d’ozone troposphérique et les lignes pointillées représentent les réductions (ppbv).

La figure 9.13 illustre les résultats du système GEM-AQ/EC obtenus dans le cadre des efforts du groupe de travail sur le transport hémisphérique des polluants atmosphériques visant à modéliser les changements touchant l’ozone troposphérique en Amérique du Nord pour l’année 2001 reliés à la réduction des émissions en Extrême Orient de NO_x et de COV de (1) 100 % (figure 9.13a) et de (2) 20 % (figure 9.13b), et ce, à partir de deux simulations distinctes. La réduction de l’ozone troposphérique due à une diminution de 100 % est de 2-3 ppbv dans l’ouest de l’Amérique du Nord et de 1,5 ppbv dans l’est du Canada et des États-Unis. La réduction maximale en Amérique du Nord est observée dans le nord-ouest des États Unis, où plus de 3 ppbv d’ozone troposphérique annuel pourrait être

attribué aux émissions provenant de l'Extrême-Orient. Bien que l'augmentation de l'O₃ en raison des émissions asiatiques puisse être aussi élevée que 10 ppbv de façon épisodique, une réduction de 20 % de ses précurseurs peut seulement entraîner une réduction de 0,3-0,5 ppbv d'O₃ dans l'ouest du Canada et de moins de 0,3 ppbv dans l'est du Canada. La plus forte réduction (0,5-0,7 ppbv) est observée dans le nord-ouest des États-Unis.

9.6 Modélisation de la contribution associée aux composantes naturelles des PM

En plus du transport intercontinental, certaines sources naturelles jouent un rôle important en ce qui concerne les concentrations totales de PM au Canada. Il faut noter que certaines composantes naturelles proviennent aussi du transport intercontinental. Puisque ces deux contributions ne sont principalement pas de notre ressort en termes de stratégies de réduction des émissions au Canada, cette section mettra l'accent sur les renseignements quantitatifs liés aux constituants des PM au Canada. Les composantes naturelles comprises dans l'étude de modélisation menée au moyen du système GEM AQ/EC sont le sel de mer, la poussière du sol, ainsi que le carbone noir et le carbone organique provenant de la combustion de biomasse (excluant les volcans et les composés organiques biogéniques secondaires).

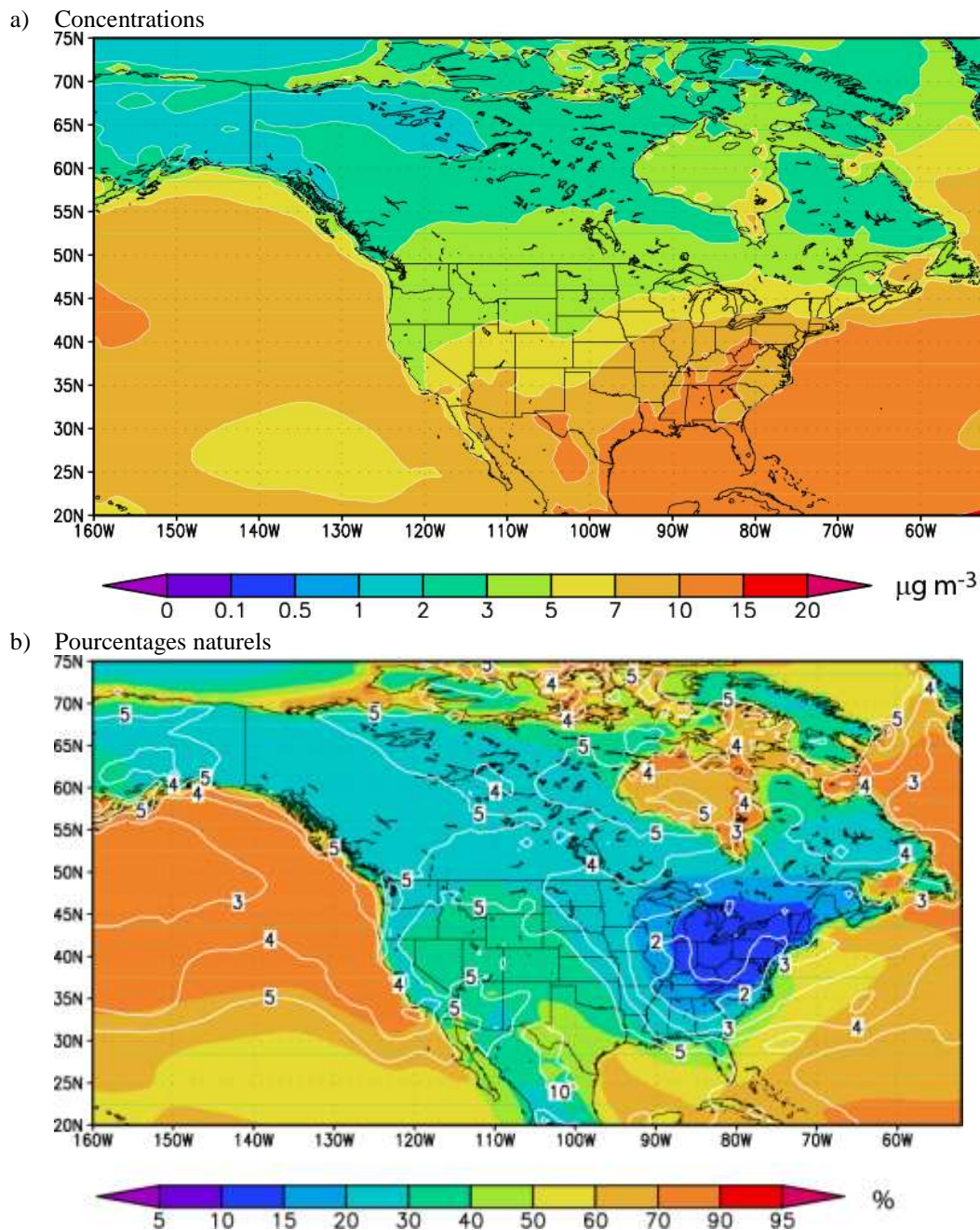


Figure 9.14 (a) Concentration annuelle moyenne ($\mu\text{g m}^{-3}$) de matières particulaires tirée des simulations entre 1998 et 2004 en Amérique du Nord. (b) Pourcentage de matières particulaires provenant de contributions naturelles en Amérique du Nord. Les zones colorées représentent les pourcentages et les lignes de contour sont les écarts-types.

La figure 9.14a présente les concentrations totales moyennes de PM en Amérique du Nord simulées par modèle pour la période 1998-2004. La distribution spatiale simulée et les ordres de grandeur sont généralement cohérents avec les observations liées aux PM₁₀ faites par le réseau IMPROVE (Malm et al., 2004).

Pendant les sept années de la simulation (figure 9.14b), le pourcentage des contributions d'origine naturelle aux niveaux ambiants de PM était en moyenne de presque 20 à 30 % pour une grande partie du Canada. Cependant, autour de la région des Grands Lacs et dans une grande partie de la région du nord et de l'est des États Unis, où les émissions anthropiques sont élevées, la contribution d'origine naturelle est d'environ 10 à 15 %. En revanche, la fraction naturelle augmente à 30-40 % dans l'ouest des États Unis, où la poussière et les aérosols liés à la combustion de biomasse dominent. Cette figure montre aussi que les résultats recueillis sur sept ans permettent d'observer une variabilité interannuelle sur le plan de la contribution d'origine naturelle aux concentrations de PM. L'écart-type du pourcentage des contributions se situe dans l'intervalle de 3 à 5 % pour tous les aérosols naturels, mais il est plus élevé pour la poussière de sol et le carbone noir/carbone organique provenant de la combustion de biomasse boréale.

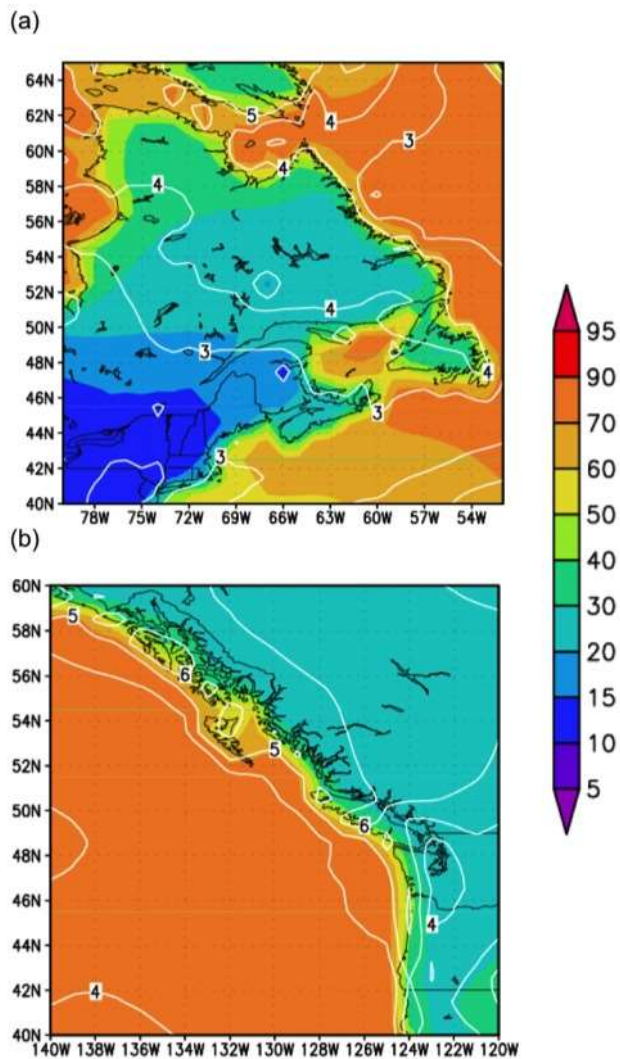


Figure 9.15 Pourcentage de matières particulaires provenant de contributions naturelles dans les zones côtières (a) de l'est et (b) de l'ouest du Canada. Les zones colorées représentent les pourcentages et les lignes de contour sont les écarts-types.

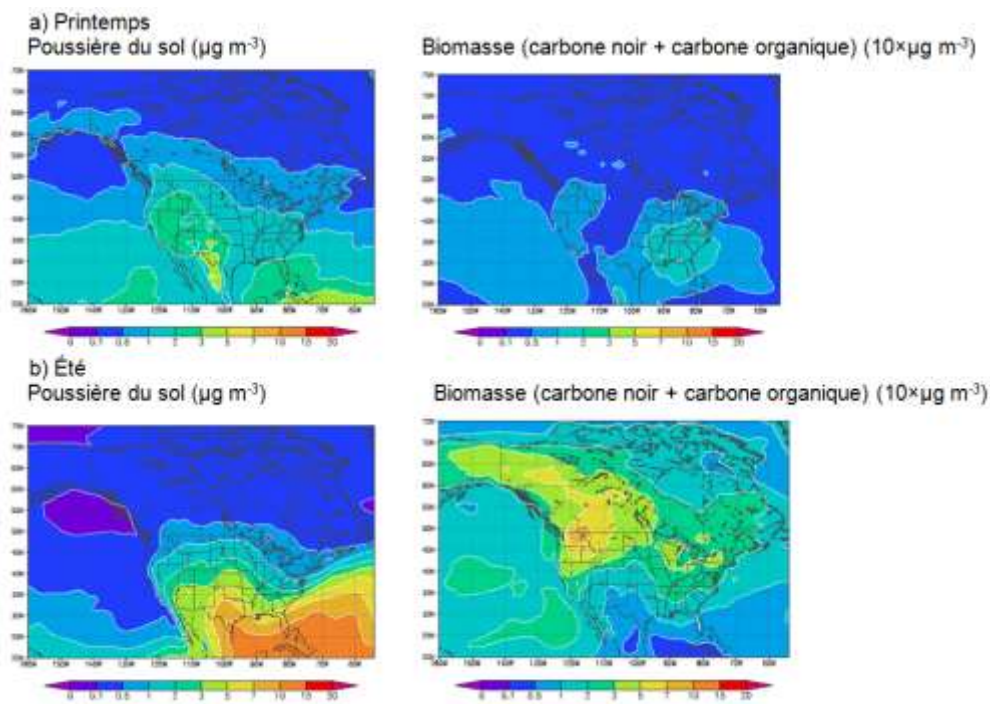


Figure 9.16 Poussière ambiante et concentrations d'aérosols carbonés provenant de sources naturelles (a) au printemps et (b) en été.

Au Canada, les contributions d'origine naturelle sur la côte est représentent plus de 20 % du total de PM, principalement en raison du sel de mer, avec un écart-type d'environ 3 % (figure 9.15a). Le pourcentage de composantes naturelles augmente à environ 40 % sur la côte ouest (figure 9.15b), avec des contributions considérables de la part du sel de mer durant toute l'année, mais aussi de la poussière au printemps et de la combustion de biomasse en été. Cette observation est clairement démontrée dans la variation saisonnière des contributions naturelles (figure 9.16). Au printemps, le Canada reçoit non seulement les aérosols de poussière de l'Asie mais aussi des États Unis (Park et al., 2007), avec une contribution approximative de 1-2 $\mu\text{g m}^{-3}$ aux niveaux ambiants printaniers. Durant l'été, les concentrations ambiantes naturelles de PM du Canada sont grandement touchées par la combustion de biomasse, en particulier dans les régions de l'ouest et du nord-ouest, et dans une bien moindre mesure par les aérosols de l'Afrique. Les aérosols carbonés estivaux peuvent représenter 0,7-1,0 $\mu\text{g m}^{-3}$ des concentrations de PM dans l'ouest du Canada.

9.7 Incertitudes

Il y a trois principaux domaines d'incertitude dans cette évaluation de la contribution du transport intercontinental et des sources naturelles à la pollution atmosphérique : les variations interannuelles des régimes de transport, les variations touchant les émissions et la variabilité du climat.

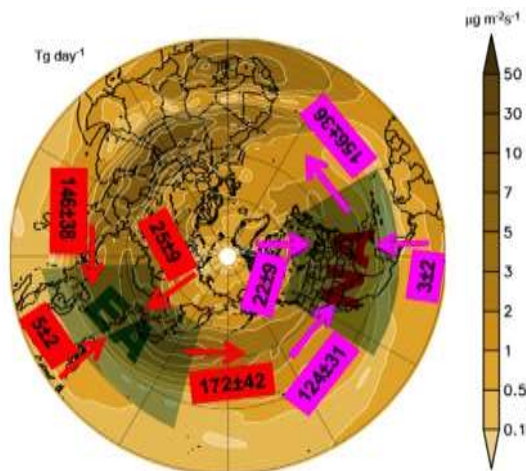


Figure 9.17 Flux moyens d'importation et d'exportation depuis l'Asie de l'est et l'Amérique du Nord pour l'ensemble des matières particulaires et écarts-types issus de simulations sur 10 ans. Le contour de fond illustre les flux moyens de transport au printemps ($\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$) intégrés verticalement de 3 à 10 km alors que les chiffres accompagnés de flèches montrent la moyenne des flux transportés sur 10 ans (Tg jour^{-1}) et les déviations traversant chaque frontière des deux régions définies par le HTAP (Asie de l'est et Amérique du Nord) de la surface à la frontière supérieure du modèle.

Tel que démontré dans ce chapitre, les voies du transport transpacifique changent considérablement d'une année à l'autre, et le pourcentage de polluants atmosphériques atteignant l'Amérique du Nord en provenance de l'Asie variera donc considérablement même si les émissions demeurent inchangées. De plus, cet effet est amplifié entre les années El Niño et La Niña. La plupart des résultats de la modélisation de cette évaluation et du rapport provisoire sur le transport hémisphérique des polluants atmosphériques ont été obtenus à partir d'une simulation portant sur une seule année. Dans le cadre d'une simulation portant sur 10 années réalisée au moyen du GEM AQ/EC avec des émissions anthropiques globales fixées, les flux d'importation et d'exportation moyens du total de PM anthropiques pour l'Amérique du Nord et l'Extrême Orient ont été calculés et sont présentés à la figure 9.17 avec les écarts-types. Il est évident que l'écart des flux d'importation et d'exportation peut atteindre 25 % par rapport aux moyennes en raison des variations interannuelles des régimes de circulation. Un tel impact sur l'ozone et ses précurseurs n'est pas encore clairement défini. Pour une simulation portant sur une seule année, les résultats de la relation source-récepteur peuvent être sujets à une incertitude de 25 %.

Dans ce chapitre, l'estimation des contributions transpacifiques est en grande partie fondée sur les résultats des modèles à grande échelle. En plus des incertitudes sur le plan des voies de transport, l'incertitude sur le plan des émissions de précurseurs d'ozone et de PM en Asie demeure élevée pour les deux raisons suivantes : (1) le manque d'information en termes de données exactes sur les émissions de l'Asie et (2) l'évolution rapide de l'économie qui fait des émissions asiatiques une cible en mouvement. Par conséquent, les répercussions à venir demeureront incertaines.

Les erreurs de modélisation représentent d'autres incertitudes pour la quantification du transport intercontinental. Ces incertitudes comprennent la modélisation des transports, les paramètres du processus et la modélisation de la météorologie qui ont une incidence sur les processus d'élimination comme les nuages et les précipitations.

Enfin, les incertitudes liées aux changements climatiques jouent aussi un rôle dans l'incertitude de l'estimation, car les changements climatiques auront des répercussions sur la chimie de l'atmosphère, le transport et les processus d'élimination.

9.8 Sommaire et conclusions

Des données probantes issues d'observations et de simulations de modèles permettent d'établir un lien entre l'augmentation des concentrations ambiantes d'ozone et de PM au Canada et le transport intercontinental. La contribution du transport intercontinental aux concentrations annuelles d'ozone troposphérique au Canada se situe entre 2 et 3 ppbv dans l'ouest et à 1,5 ppbv dans l'est. Cependant, les contributions ponctuelles peuvent atteindre 7 ppbv dans l'ouest de l'Amérique du Nord. Pour les PM fines, des observations directes et constantes ont permis de déterminer l'influence en Amérique du Nord de la poussière asiatique au printemps; cette poussière pourrait contribuer jusqu'à hauteur de 4 $\mu\text{g m}^{-3}$ aux niveaux moyens printaniers de PM dans les régions de la côte ouest. La contribution du sulfate et des aérosols carbonés anthropiques asiatiques aux PM est beaucoup moins importante, soit environ 0,1 $\mu\text{g m}^{-3}$ sur une base annuelle.

On observe aussi que les contributions d'origine naturelle aux concentrations ambiantes de PM dans la plupart des régions du Canada se situent entre 20 et 30 %, alors que la plus faible contribution est observée dans la région des Grands Lacs (10-15 %) et qu'elle est d'environ 20 % sur la côte est et d'environ 30 % sur la côte ouest. En raison des fluctuations liées à la météorologie qui ont une incidence sur les émissions naturelles et le transport d'aérosols naturels, de grandes variations interannuelles ont été observées.

9.9 Recommandations de travaux de recherches pour l'avenir

Bien que les observations et les simulations de modèles aient été en mesure d'expliquer certaines des tendances à court terme observées et les niveaux de transport de pollution transpacifique au Canada, d'autres recherches sont requises pour évaluer de façon satisfaisante l'importance du transport et les tendances à long terme. Plus particulièrement, il faudra déployer davantage d'efforts pour améliorer nos capacités d'observation visant à isoler les espèces chimiques produites localement ou transportées d'un continent à l'autre avec une couverture spatiale et temporelle accrue, et pour améliorer notre capacité de modélisation afin de simuler avec exactitude les processus chimiques et physiques. Les recherches à venir devront aussi comprendre des évaluations de modèles à l'aide des observations sur

l'O₃ en surface et dans la troposphère libre le long de la côte ouest selon des échelles de temps d'une journée et d'un mois, ainsi que des données mensuelles sur les PM en surface pour l'ensemble de l'Amérique du Nord afin d'enregistrer les importantes variations saisonnières. Il sera également nécessaire de mener des recherches en vue de mieux comprendre la relation entre l'ozone, le soufre, la poussière et les matières organiques durant le transport intercontinental. De telles recherches amélioreraient grandement notre compréhension afin d'appliquer les résultats globaux à un système de modélisation régionale pour évaluer plus en détail l'incidence intercontinentale.

Il est aussi nécessaire d'améliorer les inventaires d'émissions de la région source (Asie) afin d'avoir des données plus exactes sur les flux sortants. Étant donné qu'il y a une variabilité interannuelle sur le plan du transport transpacifique, des simulations portant sur plusieurs années sont requises afin de caractériser la variation spatiale et temporelle des répercussions.

Références

- Andreae, M. O., Berresheim, H., Andreae, T. W., Kritz, M. A., Bates, T. S. and Merrill, J. T., 1998. Vertical distribution of dimethylsulfide, sulfur dioxide, aerosol ions, and radon over the Northeast Pacific Ocean *J. of Atmos. Chem.*, 6, 149-173.
- Arimoto, R., Kim, Y. J., Kim, Y. P., Quinn, P. K., Bates, T. S., Anderson, T. L., Gong, S. L., I. Uno, M. C., Huebert, B. J., Clarke, A. D., Shinzuka, Y., Weber, R. J., Anderson, J. R., Guazzotti, S. A., Sullivan, R. C., Sodeman, D. A., Prather, K. A. and Sokolik, I., 2006. Characterization of Asian Dust during ACE-Asia, *Global and Planetary Change*, 52, 23-56, doi:10.1016/j.gloplacha.2006.02.013.
- BCEnvironment, 2002. BC Environment Archive of Air Quality Data, PO Box 9341, Stn Prov Govt, Victoria, British Columbia, Canada. V8W 9M1.
- Bey, I., Jacob, D. J., Logan, J. A. and Yantosca, R. M., 2001. Asian chemical outflow to the Pacific: origins, pathways and budgets, *Journal of Geophysical Research*, 106, 23,097-23,114.
- Bottenheim, J. W., Dastoor, A., Gong, S. L., Higuchi, K. and Li, Y.-F., 2004. Long range Transport of Air Pollution to the Arctic. In: A. Stohl (Editor), *Intercontinental Transport of Air Pollution. The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 13-39.
- Cahill, C. F., 2003. Asian aerosol transport to Alaska during ACE-Asia, *J. Geophys. Res.*, 108, 8664, doi:10.1029/2002JD003271.
- Chin, M., Diehl, T., Ginoux, P. and Malm, W., 2007. Intercontinental transport of pollution and dust aerosols: implications for regional air quality, *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 5501-5517.

Clarke, A. D., Shinozuka, Y., Kapustin, V. N., Howell, S., Huebert, B., Doherty, S., Anderson, T., Covert, D., Anderson, J., Hua, X., II, M. K. G., McNaughton, C., Carmichael, G. and Weber, R., 2004. Size distributions and mixtures of dust and black carbon aerosol in Asian outflow: Physiochemistry and optical properties. , . J. Geophys. Res., 109, D15S09, doi:10.1029/2003JD004378.

Climate Change Science Program Strategic Plan (CCSP Strategic Plan), 2006. Our Changing Planet - The U.S. Climate Change Science Program for Fiscal Year 2006, November 2005. Report available online at: www.usgcrp.gov/usgcrp/Library/ocp2006/ocp2006.pdf

Côté, J., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M. and Staniforth, A., 1998. The operational CMC-MRB Global Environmental Multiscale (GEM) model: Part I - Design considerations and formulation, Mon. Wea. Rev., 126, 1373-1395.

Fiore, A. M., Dentener, F. J., Wild, O., Cuvelier, C., Schultz, M. G., Hess, P., Textor, C., Schulz, M., Doherty, R. M., Horowitz, L. W., MacKenzie, I. A., Sanderson, M. G., Shindell, D. T., Stevenson, D. S., Szopa, S., Dingenen, R. V., Zeng, G., Atherton, C., Bergmann, D., Bey, I., Carmichael, G., Collins, W. J., Duncan, B. N., Faluvegi, G., Folberth, G., Gauss, M., Gong, S., Hauglustaine, D., Holloway, T., Isaksen, I. S. A., Jacob, D. J., Jonson, J. E., Kaminski, J. W., Keating, T. J., Lupu, A., Marmer, E., Montanaro, V., Park, R. J., Pitari, G., Pringle, K. J., Pyle, J. A., Schroeder, S., Vivanco, M. G., Wind, P., Wojcik, G., Wu, S. and Zuber, A., 2009. Multi-model estimates of intercontinental source-receptor relationships for ozone pollution, J. Geophys. Res., 114, D04301, doi:10.1029/2008JD010816.

Fischer, E. V., N. C. Hsu, D. A. Jaffe, M.-J. Jeong, and S. L. Gong, 2009. A decade of dust: Asian dust and springtime aerosol load in the U.S. Pacific northwest, Geophysical Research Letters, 36, L03821, doi:10.1029/2008GL036467.

Gong, S. L., Barrie, L. A., Blanchet, J.-P., Salzen, K. v., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L. M., Girard, E., Lin, H., Leaitch, R., Leighton, H., Chylek, P. and Huang, P., 2003a. Canadian Aerosol Module: A size-segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models 1. Module development, J. Geophys. Res., 108, 4007, doi:10.1029/2001JD002002.

Gong, S. L., Zhang, X. Y., Zhao, T. L., McKendry, I. G., Jaffe, D. A. and Lu, N. M., 2003b. Characterization Of Soil Dust Distributions In China And Its Transport During ACE-ASIA 2. Model Simulation and Validation, Journal of Geophysical Research, 108, 4262, doi:10.1029/2002JD002633.

Gong, S. L., Zhang, X. Y., Zhao, T. L., Zhang, X. B., Barrie, L. A., McKendry, I. G. and Zhao, C. S., 2006. A Simulated Climatology of Asian Dust Aerosol and its Trans-Pacific Transport 2. Interannual Variability and Climate Connections, Journal of Climate, 19, 104-122.

Harner, T., Farrar, N. J., Shoeib, M., Jones, K. C. and Gobas, F. A. P. C., 2006. GLobal pilot study for persistent organic pollutants (POPS) using PUF disk passive air samplers, Environ. Pollut., 144, 445-452.

Herman, J., Bhartia, P., Torres, O., Hsu, C., Seftor, C. and Celarier, E., 1997. Global distribution of UV-absorbing aerosols from Nimbus 7/TOMS data, *Journal of Geophysical Research*, 102, 16911-16922.

HTAP, 2007. HEMISPHERIC TRANSPORT OF AIR POLLUTION 2007, UNITED NATIONS, New York and Geneva.

Huebert, B. J., Bates, T., Russell, P. B., Shi, G., Kim, Y. J., Kawamura, K., Carmichael, G. and Nakajima, T., 2003.: An overview of ACE-Asia: Strategies for quantifying the relationships between Asian aerosols and their climatic impacts, *J. Geophys Res.*, 108, 8633, doi:10.29/2003JD003550.

Husar, R. B., Tratt, D. M., Schichtel, B. A., Falke, S. R., Li, F., Jaffe, D., Gassó, S., Gill, T., Laulainen, N. S., Lu, F., Reheis, M. C., Chun, Y., Westphal, D., Holben, B. N., Gueymard, C., McKendry, I., Kuring, N., Feldman, G. C., McClain, C., Frouin, R. J., Merrill, J., DuBois, D., Vignola, F., Murayama, T., Nickovic, S., Wilson, W. E., Sassen, K., Sugimoto, N. and Malm, W. C., 2001. Asian dust events of April 1998, *Journal of Geophysical Research*, 106, 18317-18330.

Jacob, D. J., Logan, J. A. and Murti, P. P., 1999. Effect of rising Asian emissions on surface ozone in the United States, *Geophysical Research Letters*, 26, 2175-2178.

Jaffe, D., Bertschi, I., Jaeglé, L., Novelli, P., Reid, J. S., Tanimoto, H., Vingarzan, R. and Westphal, D. L., 2004. Long-range transport of Siberian biomass burning emissions and impact on surface ozone in western North America, *Geophysical Research Letters*, 31, L16106, doi:10.129/2004GL020093.

Jaffe, D., McKendry, I., Anderson, T. and Price, H., 2003. Six 'new' episodes of trans-Pacific transport of air pollutants, *Atmospheric Environment*, 37 391-404.

Jaffe, D., Tamura, S. and Harris, J., 2005. Seasonal cycle, composition and sources of background fine particles along the west coast of the U.S., *Atmospheric Environment*, 39, 297- 306.

Jaffe, D. A., Anderson, T., Covert, D., Kotchenruther, R., Trost, B., Danielson, J., Simpson, W., Berntsen, T., Karlsdottir, S., Blake, D., Harris, J., Carmichael, G. and Uno, I., 1999. Transport of Asian air pollution to North America, *Geophysical Research Letters*., 26, 711-714.

Kaminski, J. W., Neary, L., Struzewska, J., McConnell, J. C., Lupu, A., Jarosz, J., Toyota, K., Gong, S. L., Côté, J., Liu, X., Chance, K. and Richter, A., 2007. GEM-AQ, an on-line global multiscale chemical weather system: model description and evaluation of gas phase chemistry processes, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7, 14895-14937.

Keating, T., West, J. and Jaffe, D., 2005.: Air Quality Impacts of Intercontinental Transport, EM (Environmental Management), October, 28-30.

- Koch, D., Bond, T. C., Streets, D., Unger, N. and van der Werf, G. R., 2007. Global impacts of aerosols from particular source regions and sectors - art. no. D02205, *Journal of Geophysical Research- Atmospheres*, 112, 2205-2205.
- Kotchenruther, R. A., Jaffe, D. A., Beine, H. J., Anderson, T., Bottenheim, J. W., Harris, J. M., D., B. and Schmitt, R., 2001. Observations of Ozone and Related Species in the Northeast Pacific During the PHOBEA Campaigns: 2. Airborne observations, *Journal of Geophysical Research*, 106, 7463- 7483.
- Kritz, M. A., LeRoulley, J. C. and Danielsen, E. F., 1990. The China Clipper - Fast advective transport of radon-rich air from the Asian boundary layer to the upper troposphere near California, *Tellus, B*, 42, 46-61.
- Li, Q., Jacob, D. J., Bey, I., Palmer, P. I., Duncan, B. N., Field, B. D., Martin, R. V., Fiore, A. M., Yantosca, R. M., Parrish, D. D., Simmonds, P. G. and Oltmans, S. J., 2002a. Transatlantic transport of pollution and its effects on surface ozone in Europe and North America, *Journal of Geophysical Research*, 107, 4166, doi:10.1029/2001JD001422.
- Li, Q. B., Jacob, D. J., Bey, I., Palmer, P. I., Duncan, B. N., Field, B. D., Martin, R. V., Fiore, A. M., Yantosca, R. M., Parrish, D. D., Simmonds, P. G. and Oltmans, S. J., 2002b. Transatlantic transport of pollution and its effects on surface ozone in Europe and North America, *J. Geophys. Res.*, 107(D13) doi:10.1029/2001JD001422.
- Liang, Q., Jaeglé, L. and Wallace, J. M., 2005. Meteorological indices for Asian outflow and transpacific transport on daily to interannual timescales, *Journal of Geophysical Research*, 110, D18308, doi:10.1029/2005JD005788.
- Macdonald, A. M., Anlauf, K.G., Leaitch, W.R., and Liu, P., 2007. Multi-year chemistry of particles and selected trace gases at the Whistler high elevation site, *EOS Trans. AGU*, 87(52), Fall Meet. Suppl., Abstract A53B-0179.
- Malm, W. C., Schichtel, B. A., Pitchford, M. L., Ashbaugh, L. L. and Eldred, R. A., 2004. Spatial and monthly trends in speciated fine particle concentration in the United States, *Journal of Geophysical Research*, 109, D03306, doi:10.1029/2003JD003739.
- McKendry, I. G., Hacker, J. P., Stull, R., Sakiyama, S., Mignacca, D. and Reid, K., 2001. Long-range transport of Asian dust to the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada, *Journal of Geophysical Research*, 106, 18361-18370.
- McKendry, I. G., Strawbridge, K. B., O'Neill, N. T., Macdonald, A. M., Liu, P. S. K., Leaitch, W. R., Anlauf, K. G., Jaegle, L., Fairlie, T. D. and Westphal, D. L., 2007. Trans-Pacific transport of Saharan dust to western North America: A case study, *Journal of Geophysical Research*, 112, D01103, doi:10.1029/2006JD007129.

National Academy of Sciences (NAS), 2009. Global Sources of Local Pollution: An Assessment of Long-Range Transport of Key Air Pollutants to and from the United States, National Academy of Science.

Park, R. J., Jacob, D. J., Field, B. D., Yantosca, R. M. and Chin, M., 2004. Natural and transboundary pollution influences on sulfate-nitrate-ammonium aerosols in the United States: implications for policy, *Journal of Geophysical Research*, 109, D15204, 10.1029/2003JD004473.

Park, S. H., Gong, S. L., Zhao, T. L., Vet, R. J., Bouchet, V. S., Gong, W., Makar, P. A., Moran, M. D., Stroud, C. and Zhang, J., 2007. Simulation of entrainment and transport of dust particles within North America in April 2001 (“Red Dust Episode”), *Journal of Geophysical Research*, 112, D20209, doi:10.1029/2007JD008443.

Parrish, D. D., Hahn, C. J., Williams, E. J., Norton, R. B., Fehsenfeld, F. C., Singh, H. B., Shetter, J. D., Gandrud, B. W. and Ridley, B. A., 1992. Indications of Photochemical Histories of Pacific Air Masses From Measurements of Atmospheric Trace Species at Point Arena, California *Journal of Geophysical Research*, 97, 15,883–15,901.

Parrish, D. D., Holloway, J. S., Trainer, M., Fehsenfeld, P. C. M. F. C. and Forbes, G. L., 1993. Export of North American Ozone Pollution to the North Atlantic Ocean *Science*, 259, 1436 - 1439.

Price, H. U., Jaffe, D. A., Cooper, O. R. and Doskey, P. V., 2004. Photochemistry, ozone production, and dilution during long-range transport episodes from Eurasia to the northwest United States, *Journal of Geophysical Research*, 109, D23S13, doi:10.1029/2003JD004400.

Price, H. U., Jaffe, D. A., Doskey, P. V., McKendry, I. and Anderson, T. L., 2003. Vertical profiles of O₃, aerosols, CO and NMHCs in the Northeast Pacific during the TRACE-P and ACE-ASIA experiments - art. no. 8799, *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 108, 8799.

Seinfeld, J. H., Carmichael, G. R., Arimoto, R., Conant, W. C., Brechtel, F. J., Bates, T. S., Cahill, T. A., Clarke, A. D., Doherty, S. J., Flatau, P. J., Huebert, B. J., Kim, J., Markowicz, K. M., Quinn, P. K., Russell, L. M., Russell, P. B., Shimizu, A., Shinozuka, Y., Song, C. H., Tang, Y., Uno, I., Vogelmann, A. M., Weber, R. J., Woo, J.-H. and Zhang, X. Y., 2004. ACE-ASIA: Regional Climatic and Atmospheric Chemical Effects of Asian Dust and Pollution, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 85, 367-380.

VanCuren, R. A., 2003. Asian aerosols in North America: Extracting the chemical composition and mass concentration of the Asian continental aerosol plume from long-term aerosol records in the western United States, *Journal of Geophysical Research*, 108 4623, doi:10.1029/2003JD003459.

VanCuren, R. A. and Cahill, T. A., 2002. Asian aerosols in North America: Frequency and concentration of fine dust, *Journal of Geophysical Research*, 107, 4804, doi:10.1029/2002JD002204.

VanDonkelaar, A., Martin, R.V., Leaitch, W.R., MacDonald, A., Walker, T.W., Krotkov, N.A., Zhang, Q., Dunlea, E., Jimenez, J.L. and Dibb, J.E., 2007.. Long-Range Transport of Asian Sulfate and Its Effects on the Canadian Sulfate Burden, AGU Fall Meeting, Abstract #A53H-01.

Venkatram, A., Karamchandani, P. K. and Misra, P. K., 1988. Testing a comprehensive acid deposition model, *Atmospheric Environment*, 22, 737-747.

Weiss-Penzias, P., Jaffe, D. A., Swartzendruber, P., Dennison, J. B., Chand, D., Hafner, W. and Prestbo, E., 2006. Observations of Asian air pollution in the free troposphere at Mount Bachelor Observatory during spring of 2004, *Journal of Geophysical Research*, 111, D10304, doi:10.1029/2005JD006522.

Wild, O. and Akimoto, H., 2001. Intercontinental transport of ozone and its precursors in a three-dimensional global CTM, *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 106, 27729-27744.

Yang, Y. Q., Hou, Q., Zhou, C. H., Liu, H. L., Wang, Y. Q. and Niu, T., 2007. A Study on Sand/dust Storms over Northeast Asia and Associated Large-Scale Circulations in Spring 2006, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7, 9259-9281.

Yienger, J. J., Galanter, M., Holloway, T. A., Phandnis, M. J., Guttikunda, S. K., Carmichael, G. R., Moxim, W. J. and Levy II, H., 2000. The episodic nature of air pollution transport from Asia to North America, *Journal of Geophysical Research*, 105, 26,93-26,946.

Yu, H., Remer, L.A., Chin, M., Bian, H., Kleidman, R.G. and Diehl, T., 2008. A satellite-based assessment of transpacific transport of pollution aerosol, *Journal of Geophysical Research*, 113, D14, doi: 10.1029/2007JD009349.

Zhang, L., Jacob, D. J., Boersma, K. F., Jaffe, D. A., Olson, J. R., Bowman, K. W., Worden, J. R., Thompson, A. M., Avery, M. A., Cohen, R. C., Dibb, J. E., Flock, F. M., Fuelberg, H. E., Huey, L. G., McMillan, W. W., Singh, H. B. and Weinheimer, A. J., 2008. Transpacific transport of ozone pollution and the effect of recent Asian emission increases on air quality in North America: an integrated analysis using satellite, aircraft, ozonesonde, and surface observations, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 6117-6136.

Zhao, T. L., Gong, S. L., Zhang, X. Y., Blanchet, J.-P., McKendry, I. G. and Zhou, Z. J., 2006. A Simulated Climatology of Asian Dust Aerosol and its Trans-Pacific Transport 1. Mean climate and validation, *Journal of Climate*, 19, 88-103.

Zhao, T. L., Gong, S. L., Zhang, X. Y. and Jaffe, D. A., 2007. Asian dust storm influence on North American ambient PM levels: observational evidence and controlling factors, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7, 9663-9686.

Zhou, C. H., Gong, S. L., Zhang, X. Y., Wang, Y. Q., Niu, T., Liu, H. L., Zhao, T. L., Yang, Y. Q. and Hou, Q., 2007. Development and Evaluation of an Operational SDS Forecasting System for East Asia: CUACE/Dust *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7, 7987-8015.

CHAPITRE 10 : Effets du smog sur la végétation et sur les matériaux

Auteures principales : Beverley Hale, et Barbara Dowsley

Contributeurs : Tom Dann et Markus Kellerhals

MESSAGES CLÉS ET IMPLICATIONS

- L'ozone peut exercer des effets nocifs sur les végétaux et donner lieu à des changements écosystémiques (p. ex., un rééquilibrage des espèces). La réaction des végétaux à l'ozone est fonction de l'espèce ainsi que du génotype à l'intérieur de l'espèce, et d'autres facteurs de stress écosystémiques la modulent lorsqu'ils interviennent. De récentes études ont montré que l'exposition pluriannuelle de plantes vivaces à l'O₃ donne lieu à des changements de biomasse qui passent inaperçus dans le cadre d'études de courte durée.
- La 4^e valeur maximale des concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur 8 heures (qui servent à établir le standard pancanadien (SP) relatif à l'ozone) et les indices d'exposition cumulative à l'O₃ (AOT40, SUM60, W126, etc.) offrent une bonne corrélation. Cela signifie que les mesures destinées à abaisser la concentration moyenne d'O₃ sur 8 heures réduiraient aussi l'exposition des végétaux à l'O₃.
- La documentation récente n'apporte pas assez de nouveaux renseignements pour qu'on puisse déterminer une norme secondaire de protection de la végétation relative à l'O₃ dans l'air.
- Afin d'évaluer correctement, à l'échelle régionale, l'efficacité des SP en vigueur sur le plan de la protection de la végétation, les nouvelles recherches devront faire de la place au développement d'outils météorologiques à utiliser partout au Canada dans les régions reconnues pour leurs concentrations élevées d'O₃, sous la forme des SP actuels et d'indices cumulatifs ((AOT40, SUM60, W126, etc.)), auxquels seront comparer les seuils d'effets sur des végétaux déterminés dans le cadre d'études, en cours et à venir, idéalement sur des espèces et des écosystèmes pertinents à la situation canadienne.
- La documentation récente n'a pas ajouté à notre compréhension des effets des particules sur la végétation, mais a permis de confirmer que la réponse aux particules est fonction de leur nature chimique et qu'elle est largement attribuable à des changements de la chimie du sol plutôt qu'au dépôt direct. Les effets des particules sur les matériaux dépendent également de la nature chimique des particules. La documentation récente n'apporte aucun nouveau renseignement permettant de modifier la norme sur la qualité de l'air relative aux particules en vue de la protection de la végétation.
- La documentation récente n'apporte pas assez de nouveaux renseignements pour permettre de modifier la météorologie d'une norme relative à l'O₃ en vue de la protection des matériaux, ni de modifier la norme relative aux particules en vue de la protection des matériaux.

10.1 Introduction

10.1.1 Effets de l'ozone sur la végétation et sur les matériaux

L'ozone est un oxydant que les végétaux absorbent presque exclusivement par les stomates situés sur l'épiderme inférieur de la feuille. La diffusion de l'ozone dépend du gradient de concentration existant entre l'air ambiant et l'air de la chambre sous stomatique ainsi que du diamètre de l'ostiole. Il ne devrait pas se produire d'absorption importante de l'ozone par la surface foliaire puisque la cuticule fait obstacle à la diffusion. Cependant, l'exception à cela est l'absorption à la surface des cellules de garde des stomates, dépourvues de cuticule.

L'O₃ se décompose en un certain nombre de composés chimiques réactifs (l'ion superoxyde, l'ion hydroxyle et le peroxyde par exemple), susceptibles de réagir avec des biomolécules. Précisément à cause de sa réactivité, on ne pense pas que l'O₃ puisse beaucoup pénétrer dans les cellules; cependant, les cellules du mésophylle lacuneux, qui forment l'assise de la feuille et la paroi de la chambre sous stomatique, contiennent ordinairement des chloroplastes contigus à la paroi cellulaire, ce qui optimise l'absorption du dioxyde de carbone (CO₂). Cela signifie que des chloroplastes sont situés à proximité du site d'absorption de l'O₃ par ces cellules, donc que l'action sur les chloroplastes est facilitée. L'O₃ peut diffuser dans la feuille jusqu'au mésophylle lacuneux (qui tire son nom de l'organisation lâche des cellules qui le composent et de l'abondance des espaces aërières qui permettent de diffuser le CO₂ pénétrant dans les stomates) jusqu'aux cellules du mésophylle palissadique, étroitement groupées et qui sont les plus actives pour la photosynthèse. Les jeunes feuilles qui n'ont pas fini leur développement ont un mésophylle lacuneux incomplètement développé, c. à d. que les cellules qui le composent, forment une masse dense; ainsi, le plus souvent, les stomates sur ces feuilles ne sont pas très actifs car la feuille n'est pas en mesure d'utiliser le CO₂ de façon très efficace. En outre, les jeunes feuilles contiennent un pool d'antioxydants moins actif pour détoxifier l'ozone. Par conséquent, les jeunes végétaux ou les jeunes feuilles des végétaux actifs ne sont pas très sensibles à l'O₃. Les feuilles plus vieilles placées au centre du couvert végétal n'ont pas, elles non plus, une très grande activité stomatique à cause du manque de lumière nécessaire à la photosynthèse. Ces feuilles placées plus bas peuvent ne pas être exposées à l'O₃ en concentration très élevée du fait que cette concentration diminue avec l'éloignement du sommet du couvert végétal, à cause de l'absorption de l'O₃ par les plantes ou de sa réaction avec les surfaces végétales. En général, les feuilles situées au sommet du couvert végétal sont exposées à l'ozone en concentration supérieure à celle à laquelle sont exposées les feuilles situées plus bas. La plupart des valeurs signalées de l'exposition et de la réaction subséquente sont en fait obtenues au sommet du couvert végétal plutôt que dans le milieu ambiant (c. à d. à l'intérieur du couvert), où la concentration serait plus faible.

On pense que l'O₃ absorbé par les végétaux, ou ses formes réactives de l'oxygène (FRO), est à l'origine des dommages les plus directs aux membranes, spécifiquement aux acides gras qui composent la bicouche, donnant lieu ordinairement à une nécrose apparente (mort cellulaire). Les végétaux peuvent aussi être endommagés indirectement par la consommation énergétique requise pour détoxifier l'O₃ ou ses FRO. Les voies de détoxification font partie du métabolisme des végétaux qui

leur permet de traiter, dans l'ensemble, les FRO produites par la photosynthèse, par exemple. Ces mécanismes de détoxification comprennent l'oxydation du glutathion, qui doit ensuite être régénéré sous sa forme réduite (consommation d'énergie) pour pouvoir « capter » de nouveau une molécule FRO. Enfin, la perte de productivité et la sénescence hâtive sont les effets sur les végétaux de ces dommages indirects, la sénescence étant un mécanisme qui est lié en soi à la production de FRO non détoxifiées. Les effets de l'O₃ sur la photosynthèse peuvent être directs comme indirects. L'absorption directe d'O₃ ou de FRO par les cellules de garde peut perturber leur fonctionnement et nuire à l'absorption du CO₂. On pense que l'absorption d'O₃ ou de FRO par les chloroplastes endommage les membranes des organites, réduisant ainsi la fixation du CO₂ (effet direct) et menant à la fermeture des stomates (en réponse à la hausse subséquente de la pression partielle à l'intérieur de la chambre sous stomatique), et ralentissant indirectement la photosynthèse. Au niveau de tout l'organisme, certains stades de développement peuvent être essentiels au succès de divers mécanismes. Par exemple, le rendement de certaines légumineuses peut se révéler être très sensible à la photosynthèse au stade du grossissement des gousses; bref, le stade ontogénétique, ou stade de développement physiologique de la plante, au moment de l'exposition à l'O₃ peut avoir une importance critique sur le plan des effets de cette exposition.

La réponse des végétaux à l'O₃ est fonction à la fois de la durée et de la concentration d'exposition. La réponse à une exposition aiguë (courte durée et concentration élevée) peut comprendre la fermeture des stomates, ce qui empêche l'absorption de l'O₃, et une nécrose étendue des tissus. L'O₃ nuit aussi au contrôle des stomates sur la déperdition d'eau, ce qui peut nuire à l'équilibre hydrique des végétaux. La réponse à l'exposition chronique (longue durée et concentration moins élevée) est le plus souvent une perte de croissance ou de rendement attribuable à la détérioration de la production primaire ou encore à des besoins énergétiques accrus. Les relations mathématiques entre des traitements par fumigation de végétaux avec l'O₃ et leur réponse sont parfois appelées « fonctions dose réponse » parfois « fonctions exposition réponse », le sens que prennent ces expressions n'étant pas encore arrêté. Il n'existe pas de consensus dans le milieu scientifique sur la différence entre les deux termes, ni même s'il en existe une. Ils sont donc employés indifféremment dans la littérature scientifique. La « dose » devrait faire référence à la quantité réelle (ou estimée être telle) d'O₃ absorbé par les végétaux, alors que l'« exposition » devrait faire référence à la quantité d'O₃ dans l'air servant à la fumigation.

Une bonne partie de la littérature scientifique fait une place importante à l'expression mathématique de l'exposition à l'O₃ ou de la dose d'O₃, ce qu'on appelle parfois la métrologie de l'exposition ou de la dose. Dans le contexte des normes sur la qualité de l'air, on tient compte ici de la métrologie de l'exposition dans la mesure où il est question des normes secondaires de protection des végétaux. Les chercheurs ont exploré différentes formules métrologiques pour décrire l'exposition afin d'établir un lien entre l'exposition des végétaux et leur réponse. Voici des instruments métrologiques souvent employés dans la documentation :

SUM00 : somme de toutes les concentrations horaires au cours d'une année, sans application de seuil;

SUM60 : somme des concentrations horaires au dessus du seuil de 60 ppb au cours d'une année ou d'une partie déterminée de l'année;

W126 : somme des concentrations horaires entre 8 h et 20 h, du mois de mai au mois de septembre (ou la période de 3 mois consécutifs obtenant les sommes de concentration les plus élevées) au cours d'une même année, où chaque concentration est pondérée par ajustement à une courbe sigmoïde attribuant plus d'importance aux concentrations les plus élevées;

A0T40 : somme des concentrations horaires supérieures à 40 ppb au cours des heures d'éclairement ou, par convention, entre 8 h et 20 h, d'une même année ou d'une partie déterminée de l'année;

AFstY : flux cumulatif par les stomates au dessus d'un seuil Y.

Il est établi que la dégradation du caoutchouc et d'autres élastopolymères est le principal effet de l'ozone sur les matériaux. L'exposition à l'O₃ peut aussi causer la décoloration ou la détérioration de pigments et de colorants ainsi que la détérioration des enduits comme les peintures et les vernis notamment. La corrosion des métaux peut être légèrement accentuée en présence de dioxyde de soufre. La pierre ainsi que d'autres matériaux de construction réagissent avec l'ozone seulement lorsqu'il est en combinaison avec d'autres polluants et que d'autres facteurs environnementaux interviennent.

10.1.2 Effets des particules sur la végétation et sur les matériaux

Le recouvrement des feuilles, l'obturation physique des stomates, les interactions biochimiques et les effets indirects associés à des changements de propriétés physiques et chimiques des sols sont les mécanismes d'action par lesquels les particules endommagent la végétation. Il importe de signaler qu'il est question dans l'Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada (Environnement Canada, 2005) des changements de propriétés des sols attribuables au dépôt de particules; il n'en sera donc pas question ici.

Le principal effet des particules sur les matériaux concerne l'apparence que prennent les matériaux tachés et décolorés. Selon la nature chimique des particules, il peut se produire une accélération de la dégradation chimique et physique de certains matériaux. La corrosion et l'érosion peuvent être accélérées par suite de l'exposition aux particules.

10.1.3 Structure du chapitre

Ce chapitre présente des orientations scientifiques concernant l'examen des normes sur la qualité de l'air ambiant au Canada relatives aux effets de l'ozone (O₃) troposphérique et des particules – les principaux constituants du smog – sur la végétation et sur les matériaux. Ce chapitre procède notamment à l'examen des renseignements scientifiques sur les effets de l'O₃ et des particules sur la

végétation et sur les matériaux, parus après ceux qui ont servi aux précédentes évaluations. Cela correspond aux ouvrages scientifiques parus entre 2003 et décembre 2007. On a porté une attention particulière à l'examen de la documentation scientifique dans la perspective de combler les lacunes scientifiques ou de repousser les limites qui avaient été signalées dans le rapport d'étape de 2003 concernant les standards pancanadiens (SP) relatifs aux particules et à l'ozone (CCME, 2003a, b), dans le document relatif aux critères de la qualité de l'air de l'Environmental Protection Agency des États Unis (USEPA) (USEPA Air Quality Criteria Document – USEPA, 2006), dans le document de travail de l'Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) de l'USEPA (USEPA, 2007) ainsi que dans le document intitulé USEPA Air Quality Criteria for Particulate Matter (USEPA, 2004). Les grandes constatations de ces évaluations antérieures sont présentées à la section 10.3.

La section 10.2 donne une estimation chiffrée des degrés actuels d'exposition de la végétation à l'O₃ au Canada, obtenue à partir de mesures et de données de modélisation. La section 10.3 donne un aperçu des évaluations précédentes et des principales constatations qui s'en sont dégagées. La section 10.4 donne un résumé de la documentation récente traitant des effets de l'O₃ sur la végétation et sur les matériaux. La section 10.4.1 porte sur des études qui examinent les effets sur les végétaux pris un à un, les réponses écosystémiques, l'effet synergique de l'O₃ avec d'autres facteurs de stress et en mélange, enfin sur l'expression des doses d'ozone. La section 10.4.2 se penche sur la documentation récente portant sur les effets de l'O₃ sur les matériaux. La section 10.5 donne un résumé de la documentation récente sur les effets des particules sur la végétation et sur les matériaux. Les incertitudes qui sont apparues à la suite de l'examen détaillé de la documentation scientifique récente sont formulées à la section 10.6. La section 10.7 présente un résumé des principales constatations issues de l'examen de la documentation récente et énonce des conclusions au regard des objectifs de la présente évaluation. La section 10.8 se penche brièvement sur la question émergente des effets directs des particules et de l'O₃ sur la faune. Même s'il y a encore peu de résultats de recherche, ces effets pourraient contribuer beaucoup à l'évaluation des risques écosystémiques d'ordre plus général. Des recommandations concernant la recherche future sont formulées et des références sont données dans les sections 10.9 et 10.10, respectivement.

10.2 Caractérisation de l'exposition de la végétation à l'ozone

10.2.1 Mesure de l'exposition de la végétation à l'ozone

La mesure des concentrations d'O₃ dans l'air ambiant a servi à l'estimation de l'exposition de la végétation à l'O₃ au moyen de divers instruments métrologiques. Voici les définitions des trois indices considérés ici :

SUM06 12 h : somme sur 3 mois de toutes les concentrations horaires d'O₃, supérieures ou égales au seuil de 60 ppb, observées au cours de la période quotidienne de 12 h comprise entre 8 h et 20 h. Cette période de 3 mois correspond aux trois mois consécutifs, entre mai et septembre, dont la somme des concentrations est la plus élevée. La somme est ajustée de manière à tenir compte des observations manquantes et divisée par 1 000 pour donner un résultat exprimé en ppm h. Le SUM06 est analogue au SUM60, sauf que les résultats sont exprimés en ppm h (1 ppm h = 1 000 ppb h) plutôt qu'en ppb h.

W126 12 h : somme sur 3 mois de toutes les concentrations horaires d'O₃ observées au cours de la période quotidienne de 12 h comprise entre 8 h et 20 h, pondérée par ajustement à une courbe sigmoïde. Cette période de 3 mois correspond aux trois mois consécutifs, entre mai et septembre, dont la somme des concentrations est la plus élevée. Les valeurs horaires sont divisées par 1 000 pour donner un résultat exprimé en ppm h.

L'indice W126 est défini comme suit dans Lefohn et al. (1988) :

où = conc. horaire d'O₃ en ppb à l'heure *i*, et

AOT40 : somme sur 3 mois de toutes les concentrations horaires d'O₃, supérieures ou égales au seuil de 40 ppb, observées au cours de la période quotidienne de 12 h comprise entre 8 h et 20 h, et ajustées en soustrayant 40 ppb. Cette période de 3 mois correspond aux trois mois consécutifs, entre mai et septembre, dont la somme des concentrations est la plus élevée. La somme est ajustée de manière à tenir compte des observations manquantes et divisée par 1 000 pour donner un résultat exprimé en ppm h.

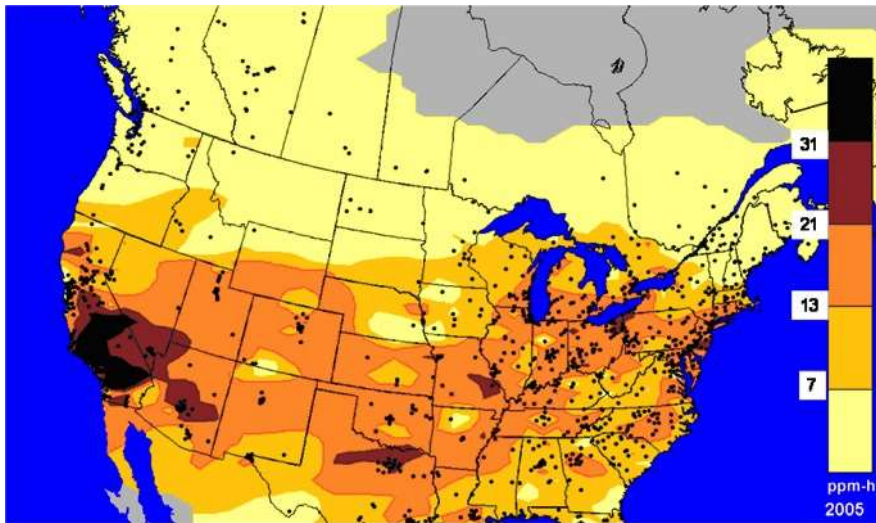


Figure 10.1 Distribution spatiale des degrés d'exposition de la végétation à l'O₃ (2005) en Amérique du Nord, d'après l'indice d'exposition W126 (ppm-h). Les points correspondent à la position des stations de surveillance dont les données ont été utilisées pour l'analyse.

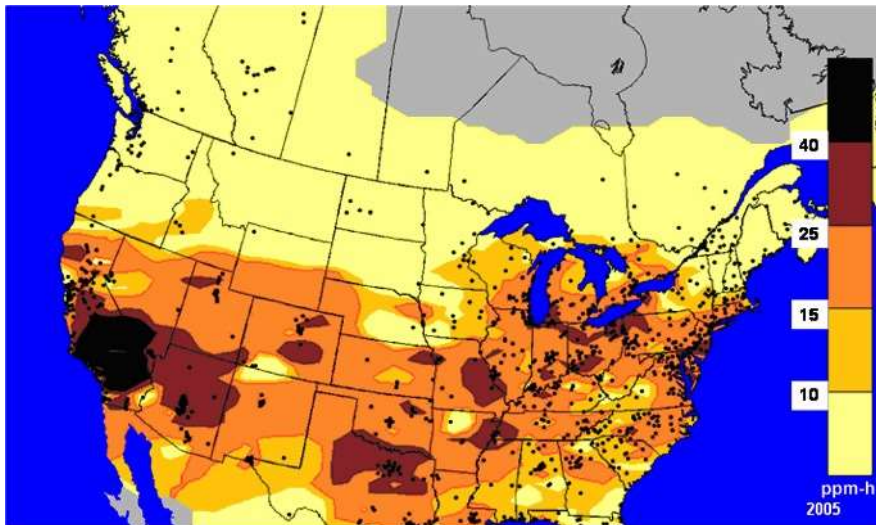


Figure 10.2 Distribution spatiale des degrés d'exposition de la végétation à l'O₃ (2005) en Amérique du Nord, d'après l'indice d'exposition SUM06. Les points correspondent à la position des stations de surveillance dont les données ont été utilisées pour l'analyse.

Tableau 10.1 Indices d'exposition de la végétation calculés à des stations canadiennes en milieu rural en 2005. La colonne de droite donne la 4^e valeur la plus élevée des concentrations quotidiennes d'ozone (ppb) sur 8 h mesurée à chaque station. Les stations ont été choisies de manière à donner un aperçu des résultats dans l'ensemble du Canada.

N° RNSPA	Station de mesure	SUM06 (ppm-h)	W126 (ppm-h)	AOT40 (ppm-h)	4 ^e valeur la plus élevée des concentrations quotidiennes d'ozone (ppb) sur 8 h
30501	KEJIMKUJIK, N.-É.	1.66	2.3	2.24	64
30701	AYLESFORD, N.-É.	1.86	2.0	1.90	65
40501	POINT LEPREAU, N.-B.	1.14	1.8	1.72	58
41001	CAMPOBELLO ISLAND, N.-B.	0.55	1.5	1.69	58
52201	SAINT-SIMON, QC	2.90	2.8	3.01	61
52301	SAINT-FAUSTIN-LAC-CARRÉ, QC	4.52	3.8	3.64	77
52401	LA PÊCHE, QC	6.04	4.8	4.48	80
53801	TINGWICK, QC	3.20	3.4	3.52	63
54102	SUTTON, QC	3.75	4.3	4.36	72
55301	SAINT-JEAN-SUR-RICHELIEU, QC	4.84	4.5	4.69	68
55501	FRELIGHSBURG, QC	7.53	6.4	6.57	71
62501	TIVERTON, ON	9.12	6.6	6.00	82
62601	SIMCOE, ON	25.46	18.4	14.99	84
63301	DORSET, ON	14.40	11.6	9.86	80
64001	RÉGION DES LACS EXPERIMENTAUX, ON	1.92	2.9	3.52	64
64101	ALGOMA, ON	4.83	4.1	4.49	70
64401	EGBERT, ON	15.01	12.1	10.31	79
66001	FRASERDALE, ON	0.25	1.1	1.18	54
80901	BRATT'S LAKE, SK	0.06	1.5	1.82	53
91101	ELK ISLAND, AB	1.11	2.6	3.58	59
91901	CAROLINE, AB	2.87	4.1	5.13	61
101401	HOPE, C.-B.	2.53	2.4	2.34	62
102001	SATURNA, C.-B.	0.53	1.1	0.89	60

Les données sur la concentration d'O₃ dans l'air ambiant recueillies aux stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), combinées aux données recueillies aux stations américaines de surveillance qui sont consultables dans le référentiel de données partagées du Air Quality System (AQS) de l'EPA, ont servi à établir la distribution spatiale des valeurs des indices W126 et SUM06 pour 2005 (se reporter aux figures 10.1 et 10.2). Les cartes ont été dessinées en appliquant un plan d'interpolation par calcul inverse pondéré en fonction de la distance. Le tableau 10.1 donne une section transversale des valeurs des indices d'exposition de la végétation à différentes stations en milieu rural au Canada ainsi que la 4^e valeur maximale des concentrations quotidiennes

maximales d'ozone sur 8 heures mesurée à chacune de ces stations. Au Canada, les cas de plus forte exposition à l'O₃ sont observés dans le sud de l'Ontario, selon les deux méthodes de calcul des indices (le W126 atteignant 18,4 ppm-h, le SUM06 atteignant 25,46 ppm-h). Abstraction faite du sud de l'Ontario, des valeurs de l'indice W126 de moins de 7 ppm h et des valeurs de l'indice SUM06 de moins de 10 ppm h sont observées d'un bout à l'autre du pays. Le portrait ainsi tracé est semblable à celui obtenu avec l'indice AOT40 (non illustré).

Même si chacun des instruments métrologiques calcule l'exposition de la végétation à l'O₃ de façon légèrement différente, les diverses techniques conduisent à des résultats offrant une bonne corrélation entre eux.

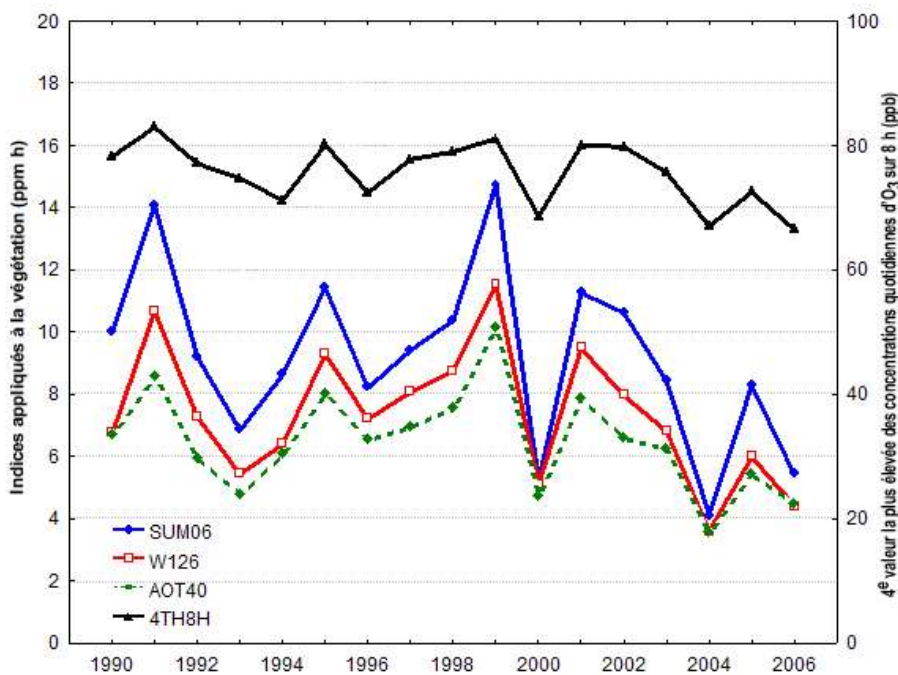


Figure 10.3 Relation interannuelle entre les indices (en couleur) SUM06 (haut), W126 (centre) et AOT40 (bas) ainsi que la valeur annuelle de la 4^e valeur la plus élevée des concentrations quotidiennes d'O₃ sur 8 h, établis pour toutes les stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RÉSEAU NSPA), 1990-2006.

Vegetation Indices = Indices appliqués à la végétation (ppm-h)

4th Highest Daily Maximum 8h Ozone (ppb) = 4^e valeur la plus élevée des concentrations quotidiennes d'O₃ sur 8 h (ppb)

L'expression du SP relatif à l'O₃ est la moyenne sur 4 ans de la 4e valeur maximale des concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur 8 heures. La figure 10.3 expose la relation entre les valeurs annuelles de la 4e valeur maximale des concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur 8 heures et celles obtenues par les instruments métrologiques de l'exposition de la végétation à l'O₃ (SUM06, W126 et AOT40). Les données provenant de toutes les stations (en milieu rural et autres) entre 1990 et 2006 ont été appliquées à cette analyse. Un lissage Lowess a été pratiqué pour ajuster la courbe aux

données; les coefficients de corrélation (r) appliqués aux instruments métrologiques ont été établis à 0,880, 0,882 et 0,887 pour les indices SUM06, AOT40 et W126, respectivement. Ces résultats révèlent l'existence d'une bonne corrélation entre la concentration de l' O_3 correspondant à la 4^e valeur maximale des concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur 8 heures et l'exposition de la végétation à l' O_3 telle qu'établie au moyen des trois instruments métrologiques. Cette relation mène à constater que les mesures destinées à abaisser la concentration moyenne d' O_3 sur 8 heures contribueraient également à réduire l'exposition de la végétation à l' O_3 mesurée au moyen des indices d'exposition saisonnière. Toutefois, comme on peut le voir à la figure 10.3, cette relation n'est pas linéaire et, les indices étant fondés sur des seuils différents d'effets, l'abaissement de la 4^e valeur maximale des concentrations quotidiennes maximales apporterait des bénéfices différents au regard de chacun des indices.

10.2.2 Application de la modélisation régionale de la qualité de l'air à l'estimation de l'exposition de la végétation à l'ozone en Alberta

Les résultats d'une modélisation régionale de la qualité de l'air ont été appliqués à l'examen des effets potentiels de l'exposition de la végétation à l' O_3 en Alberta. Les concentrations d'ozone ont été modélisées sur une période estivale d'une durée de trois mois au moyen du Community Multiscale Air Quality Modeling System (CMAQ), un modèle de pointe, en fonction d'un scénario d'émissions de référence (2002) et d'un scénario prédictif (2012-2015). Le chapitre 6 (section 6.3.3) fournit des détails sur les intrants (des émissions) et sur la paramétrisation du modèle en fonction de ces scénarios. Avec le scénario de référence, les concentrations calculées d' O_3 correspondent raisonnablement bien aux observations disponibles. Avec l'autre scénario, les résultats de la simulation ne correspondent qu'à un seul parmi de nombreux scénarios possibles, et ils dépendent des émissions prévues et reposent sur des hypothèses prudentes. L'exposition de la végétation à l' O_3 a été calculée au moyen des instruments métrologiques SUM60 et AOT40.

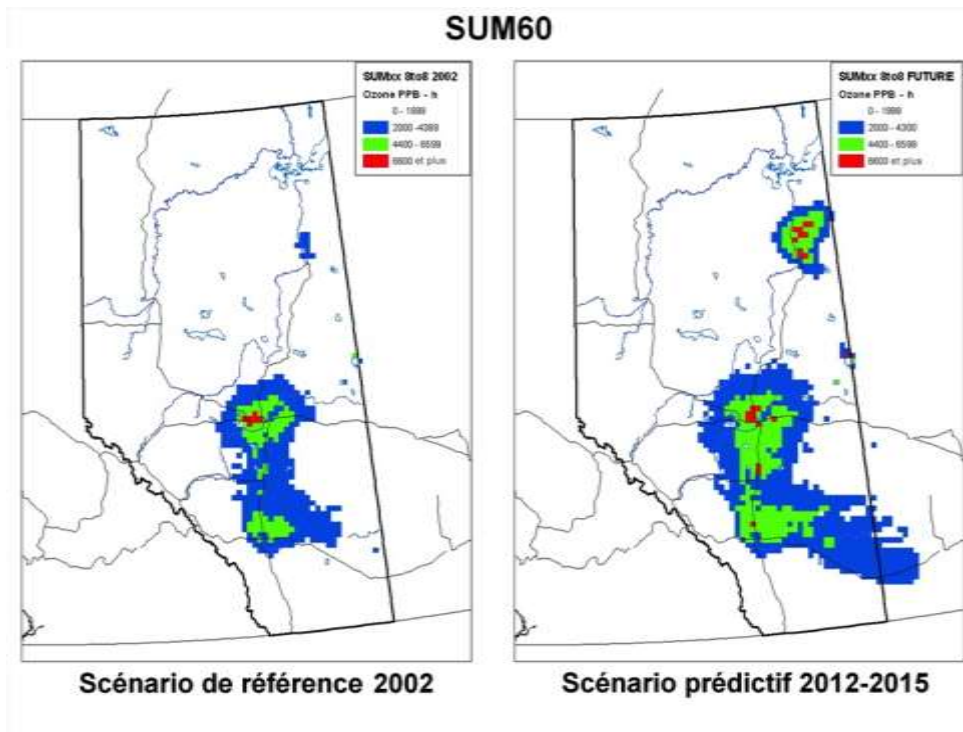


Figure 10.4 Calcul par modélisation des valeurs de l'indice SUM60 en Alberta pour le scénario de référence 2002 (à gauche) et pour un scénario prédictif (à droite)

Hours = h

and above = et plus

Base Case 2002 = Scénario de référence 2002

2012-2015 Future case = Scénario prédictif 2012-2015

Les valeurs prises par l'indice SUM60 pour l'Alberta, affichées à la figure 10.4, ont été établies en calculant la somme des concentrations horaires modélisées d'O₃ qui étaient d'au moins 60 ppb, pendant la période d'éclairement (8 h à 20 h), au cours des mois de juin, juillet et août. Avec le scénario de référence, des valeurs prises par l'indice SUM60 comprises entre 2 000 et 4 400 ppb-h sont observées dans le secteur entourant la zone des sables bitumineux à Fort McMurray et dans le couloir Edmonton-Calgary. Dans des secteurs de moindre étendue autour de ces deux municipalités, les résultats dépassent 4 400 ppb-h, et un petit secteur à l'ouest d'Edmonton atteint des concentrations en excès de 6 600 ppb-h. Avec le scénario prédictif, les projections conduisent à une hausse du nombre de régions présentant des valeurs SUM60 élevées, particulièrement dans le voisinage de Fort McMurray, où ces valeurs excèdent 6 600 ppb-h, ainsi que dans le sud est de l'Alberta.

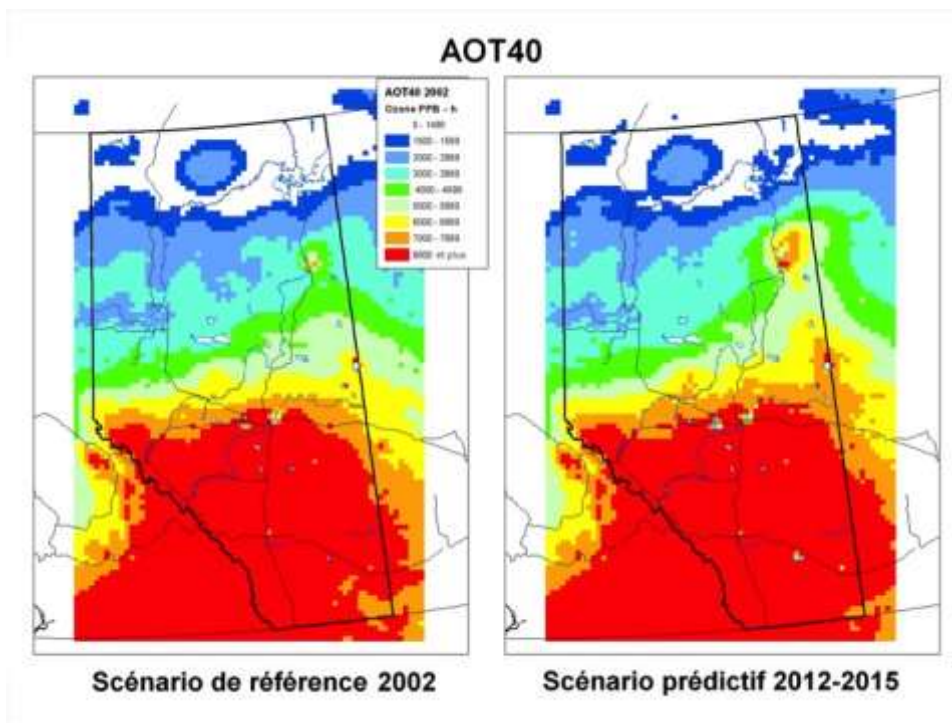


Figure 10.5 Calcul par modélisation des valeurs de l'indice AOT40 en Alberta pour le scénario de référence 2002 (à gauche) et pour un scénario prédictif (à droite)

Base Case 2002 = Scénario de référence 2002
2012-2015 Future case = Scénario prédictif 2012-2015

Les valeurs de l'indice AOT40 en Alberta, affichées à la figure 10.5, ont été établies en calculant la somme des écarts positifs entre les concentrations horaires d'O₃ et un seuil, soit 40 ppb, pendant la période d'éclairement (lorsque le rayonnement solaire > 50 Wm⁻²), au cours des mois de juin, juillet et août. La répartition spatiale des valeurs prises par l'indice AOT40 est fortement apparentée dans les deux scénarios, les concentrations étant plus élevées dans le sud de l'Alberta et diminuant progressivement vers le nord. Dans le scénario prédictif, en comparaison du scénario de référence, les valeurs de l'indice AOT40 sont élevées dans les régions entourant Fort McMurray et Cold Lake (se reporter au chapitre 7 pour la carte détaillée de la région).

L'indice AOT40 présente un profil spatial s'apparentant à celui des concentrations moyennes prévues d'O₃ (se reporter à la figure 6.11, chapitre 6), qui sont plus élevées dans le sud et dans l'ouest de la province et qui correspondent à des gradients connus de concentration d'O₃ en fonction de la latitude et de l'altitude. La similitude entre les profils de l'AOT40 et de concentration moyenne d'O₃ durant le jour nous incite à penser que la métrologie de cet indice est plus sensible que celle du SUM60 aux grandes tendances géographiques de distribution de l'O₃ et qu'elle est moins sensible aux épisodes de production locale d'O₃. Puisque la métrologie de l'indice SUM60 est davantage influencée par les émissions d'origine anthropique que celle de l'indice AOT40, on peut penser qu'elle est plus utile que la seconde pour gérer la partie anthropique de l'exposition de la végétation à l'O₃ en Alberta.

10.3 Sommaire des évaluations antérieures

10.3.1 Effets de l'ozone sur la végétation

Le Groupe de travail fédéral provincial sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air a entrepris, en 1999, une évaluation scientifique des effets de l'O₃ sur la végétation (GTOLDQA, 1999a). Le rapport d'évaluation scientifique de 1999 (RES) recommandait que l'exposition à l'O₃ soit exprimée sous forme d'indice cumulatif sur 8 h (SUM60) pour protéger la végétation en se fondant sur la concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO). L'indice SUM60 était basé sur des mesures horaires de l'O₃ obtenues entre 8 h et 19 h 59 pendant une période déterminée (c. à d. des jours ou des mois). Toutes les fois que la concentration dépassait 60 ppb à une heure donnée, cette concentration était ajoutée au total courant afin de parvenir à un total final en ppb h. L'analyse documentaire a permis d'établir qu'une plage de CMENO pouvait être déterminée pour les grandes cultures et pour les espèces d'arbres de manière à protéger la végétation des effets chroniques de l'O₃ sur le plan du rendement et de la productivité. En outre, il a été possible de déterminer une CMENO à court terme pour les effets aigus (lésions foliaires) causés aux espèces d'importance agricole.

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2003a) s'est engagé dans la mise à jour du RES de 1999 afin d'évaluer la documentation plus récente et de déterminer si les nouveaux acquis pouvaient influencer sur les conclusions qui avaient été tirées dans le RES de 1999. La Mise à jour en appui aux standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone de 2003 (mise à jour de 2003 des SP) présentait un sommaire du considérable volume de recherche effectuée en Europe entre 1999 et 2003. L'essentiel de cette recherche portait sur la relation entre l'AOT40, un indice cumulatif (ppb h) reposant sur le total cumulatif des différences positives entre les mesures horaires de la concentration d'O₃ et le seuil de 40 ppb h, dans un intervalle donné, et la réponse de la végétation.

Dans la mise à jour de 2003, on reconnaissait que la documentation récente, parue entre 1999 et 2003, ouvrait la porte à des ajustements à apporter à la recommandation formulée dans le RES de 1999 faisant de l'indice SUM60 une norme secondaire relative à la protection de la végétation lorsque possible, mais la façon de faire n'apparaissait pas clairement. L'Europe avait abattu une somme considérable de travail axé sur l'indice AOT40, mais la mise à jour de 2003 parvenait à la conclusion qu'il ne représenterait pas un progrès important, en comparaison de l'indice SUM60, sur le plan de l'évaluation de la relation entre l'exposition à l'O₃ et la réponse des végétaux. Alors que prévalait, au moment de la rédaction de la mise à jour de 2003, la documentation portant sur l'incorporation du flux d'O₃ transféré aux végétaux, c'est à dire la dose efficace, dans une norme secondaire, de niveau 2, de la qualité de l'air, on savait que même si cette approche était privilégiée, il fallait accumuler beaucoup plus de données pour évaluer les méthodes d'intégration de cette approche à une norme de qualité de l'air relative à la protection de la végétation.

Le document sur les critères de qualité de l'air appliqués à l'ozone et aux oxydants photochimiques connexes de l'USEPA, intitulé Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxydants (AQCD de l'USEPA) (USEPA, 2006) portait notamment sur une quantité importante de nouveaux

travaux de recherche effectués entre 1996 et 2003, largement en provenance d'Europe, qui examinaient la relation entre la dose efficace et la réponse végétale. Cette documentation a été examinée dans le cadre des AQCD de l'USEPA, mais la conclusion était à l'effet qu'on manquait d'information pour définir un modèle basé sur le flux qui intégrerait toutes les subtilités susceptibles de se produire dans le temps et l'espace, et d'une espèce à l'autre. En particulier, cette documentation attirait l'attention sur le découplage possible des concentrations de pointe de l'O₃ et de la conductance stomatique maximale, attribuable à la fermeture des stomates en période de stress hydrique. De plus, la nouvelle documentation établissait que l'O₃ pouvait pénétrer dans les végétaux au cours de la soirée et de la nuit, et non seulement pendant les heures d'éclairage comme les instruments métrologiques antérieurs le supposaient.

Dans les AQCD de l'USEPA, on faisait prudemment remarquer que l'absorption stomatique d'O₃ ne se traduit pas entièrement par une baisse de rendement, à cause de la détoxification interne se produisant chez certaines espèces végétales. L'USEPA signalait qu'en date de 2003, il y avait assez peu de données pour établir une relation entre le flux d'O₃ et la réponse végétale en termes de croissance, en comparaison de l'abondance d'ouvrages qui avaient servi aux États Unis pour établir les relations entre l'exposition et la réponse.

Dans les AQCD de l'USEPA, on se disait d'avis que davantage de données sur la relation entre la conductance stomatique, la concentration d'O₃ et les mécanismes de protection et de réparation tissulaire des végétaux permettraient d'améliorer la précision et la prévisibilité des valeurs critiques basées sur le flux d'O₃, appliquées à l'établissement de normes. Dans les AQCD de l'USEPA, il est donc suggéré que la meilleure approche pour établir une norme secondaire relative à la protection de la végétation aux États Unis demeure le choix d'un indice cumulatif de l'exposition qui applique une pondération différentielle aux concentrations supérieures d'O₃, mais qui comprend aussi des valeurs tirées de la plage moyenne des valeurs. Cette pondération différentielle repose en partie sur la prémisse voulant que les mécanismes de protection et de réparation des végétaux atteignent éventuellement leurs limites lorsque les végétaux sont exposés à des concentrations supérieures. L'indice W126, une fonction sigmoïde appliquant une pondération de toutes les concentrations horaires au cours de la saison de croissance, a été celui choisi dans le document de travail de l'USEPA intitulé Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) (USEPA, 2007) à titre de forme privilégiée à donner à une norme secondaire de qualité de l'air relative à l'O₃ pour la protection de la végétation.

10.3.2 Effets de l'ozone sur les matériaux

Le RES de 1999 concernant l'ozone (GTOLDQA, 1999a) parvenait à la conclusion que l'O₃ exerçait des effets marqués sur les matériaux élastomériques (caoutchouc naturel, caoutchouc normal et polymères synthétiques de type polyisoprène, polybutadiène, acrylonile-butadiène et styrène-butadiène) à cause de sa capacité à briser les longues chaînes de molécules organiques insaturées qui constituent la structure de ces types de matériaux. Les matériaux constitués de molécules organiques saturées (soit les silicones et le butylcaoutchouc) résistent mieux à l'endommagement par l'O₃.

On signale des effets de l'O₃ sur les textiles, les colorants et les enduits. Même si elle est mal quantifiée, on estime généralement que la contribution de l'O₃ à la détérioration des textiles est non significative. Les fibres cellulosiques de textiles comme le coton et la soie sont susceptibles d'être endommagées par l'exposition à l'O₃; cependant, le rayonnement solaire, la chaleur, les cycles de mouillage et de séchage ainsi que les microorganismes causent encore plus de dommages. La plus faible concentration à laquelle des effets ont été observés sur des vêtements mouillés en coton a été établie à 0,02 ppm d'O₃.

L'exposition à l'O₃ peut aussi affadir ou dégrader les colorants textiles et les pigments pour artistes sur les toiles et sur d'autres biens culturels. C'est à 0,4 ppm d'exposition pendant 95 jours qu'a été observée la plus faible concentration ayant des effets (aussi la plus faible concentration testée dans cette étude). Des effets sur les pigments sur du papier pour aquarelle ont également été obtenus après une exposition de 7 jours à la concentration de 0,4 ppm d'O₃.

Les enduits comme les peintures, les vernis ou les laques peuvent aussi être altérés par l'exposition à l'O₃. Le liant entre l'enduit et le substrat ainsi que le pigment lui-même peuvent être endommagés, ce qui ouvre la voie à l'érosion avec le temps. Diverses études ont été passées en revue, et la plus faible concentration à laquelle un effet sur les enduits a été observé est de 0,05 ppm.

Le RES de 1999 parvenait à la conclusion que de légers effets étaient observés sur les matériaux de construction inorganiques, comme les métaux, où la corrosion n'était observée qu'en présence de dioxyde de soufre. On y signalait également que les effets de l'O₃ sur les métaux et la pierre sont modulés par des facteurs environnementaux et par d'autres composés chimiques atmosphériques.

Dans la mise à jour de 2003 des SP relatifs aux effets de l'ozone sur les matériaux (CCME, 2003b), on avait mis l'accent sur l'examen des documents publiés, susceptibles de contribuer aux fondements scientifiques de l'établissement d'une norme de qualité de l'air relative à l'O₃. Les documents parus entre 1999 et 2003 traitaient des mécanismes par lesquels s'exerçaient les effets, mais contribuaient peu à notre compréhension des relations dose réponse. Le Programme international concerté relatif aux effets de la pollution atmosphérique sur les matériaux (PIC – Matériaux) de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE ONU) a produit des données plus récentes qui n'ont pas confirmé les effets synergiques de l'O₃ signalés dans des études antérieures.

La mise à jour de 2003 parvenait à la conclusion qu'au cours des récentes années, il s'était complété très peu de recherche fondamentale sur les effets de l'O₃ sur les matériaux qui pouvait aider à élucider la relation dose réponse. On manquait de nouveaux renseignements sur ce type d'effets pour proposer quelque changement que ce soit aux SP relatifs à l'ozone.

Les auteurs de l'AQCD de l'USEPA (USEPA, 2006) parvenaient à la même conclusion, à l'effet que très peu de nouveaux renseignements sur l'effet de l'O₃ sur les matériaux avaient été publiés. Par conséquent, un sommaire de l'analyse figurant dans le document de 1996 sur les critères de qualité de l'air (USEPA, 1996) pour l'O₃ avait été fourni.

10.3.3 Particules

Végétation

En 1997, le Groupe de travail fédéral-provincial sur les objectifs et les lignes directrices de la qualité de l'air a complété une évaluation scientifique des effets des particules qui a fait l'objet d'une révision en 1999 (GTOLDQA, 1999b). L'addenda au RES pour les particules comportait le paragraphe suivant sur les effets sur la végétation :

« Les principaux effets des matières particulaires sur la végétation sont une réduction de la croissance et de la productivité due à une interférence avec la photosynthèse et des effets phytotoxiques dus à la composition des particules. Les mécanismes d'action sont l'étouffement de la feuille; le blocage physique des stomates; les interactions biochimiques et/ou les effets indirects par le sol. Les particules entrent en contact avec les surfaces de la végétation de trois façons : sédimentation, impaction et dépôt. L'efficacité relative de ces méthodes dépendra de la surface de la plante ou du sol, du microclimat et des conditions ambiantes (température et humidité). Étant donné la quantité limitée d'informations disponibles, particulièrement le manque d'informations quantitatives sur la relation dose-effet, il n'est pas possible d'établir un niveau de référence pour la végétation et les matières particulaires. »

En 2004, l'USEPA a entrepris un examen visant à faire le point sur l'état des connaissances sur les particules et leurs effets sur la végétation (USEPA, 2004). Cet examen souligne la complexité de la question des particules, qui ne constituent pas un polluant unique, mais plutôt un mélange hétérogène de particules d'origine, de taille et de composition chimique différentes. La concentration de particules dans l'air ambiant, le paramètre dont la valeur est rapportée, peut réunir celles d'une vaste gamme de constituants chimiques qui déterminent la réponse phytotoxique des végétaux.

Les auteurs de l'examen de l'USEPA parviennent à la conclusion que les constituants chimiques revêtant la plus grande importance sur le plan de l'environnement sont les nitrates et les sulfates particulaires dont les effets indirects surviennent principalement par suite de leur dépôt au sol. Lorsqu'ils pénètrent dans le sol, ils peuvent modifier les mécanismes écologiques de circulation de l'énergie et le cycle des nutriments, nuire à l'absorption de nutriments, modifier la structure écosystémique et entamer la biodiversité à l'intérieur des écosystèmes.

Le dépôt de métaux lourds sous forme particulaire peut aussi modifier la chimie du sol et conduire à l'exposition de végétaux. Selon que le dépôt est sec ou humide, l'exposition aux métaux varie considérablement. Il existe peu de métaux (p. ex., le Cu, le Ni et le Zn) dont la phytotoxicité directe est documentée sur le terrain. L'exposition aux grosses particules d'origine naturelle et aux métaux comme le Fe et le Mg se produit davantage lorsque ces particules se présentent sous forme sèche, alors que les particules fines formées sous l'action de mécanismes atmosphériques sont davantage sujettes à contenir des éléments tels que le Ca, le Cr, le Pb, le N et le V. Les écosystèmes situés immédiatement sous le vent de grandes sources d'émissions comme les centrales électriques et les complexes industriels ou urbains peuvent recevoir de lourds apports polluants locaux.

Voici les grandes constatations et les grandes conclusions contenues dans le document de l'USEPA sur les effets associés aux particules sur la végétation et les écosystèmes* :

- « Un nombre élevé de situations écosystémiques (comme la saturation en azote, l'acidification du sol et de l'eau et l'eutrophisation des milieux côtiers) susceptibles de causer des effets nocifs sur le plan du bien être et de la santé humaine a été associé à l'exposition chronique ou à long terme à de fortes doses de composés contenant de l'azote réactif, du soufre ou encore des ions hydrogène associés.
- Un certain pourcentage des apports totaux aux écosystèmes de ces composés chimiques correspond au dépôt de particules atmosphériques; cependant, ce pourcentage varie beaucoup dans le temps et l'espace et il a été généralement mal quantifié.
- Il est regrettable que notre capacité d'établir les liens entre la concentration dans l'air ambiant des particules et la réponse écosystémique soit limitée par les importantes lacunes en matière de données et les incertitudes suivantes :
 - a. L'inexistence d'une base de données antérieures à long terme sur les taux annuels de dépôt des particules par espèce chimique dans des écosystèmes sensibles nous empêche pour l'instant d'établir des relations entre le dépôt des particules (exposition) et la réponse des écosystèmes.
 - b. Faute de données de surveillance, la modélisation du taux de dépôt peut être très incertaine du fait qu'il existe une multitude de facteurs agissant sur la quantité de particules atmosphériques qui se déposent sur des récepteurs sensibles. Parmi ces facteurs, on compte le mode de dépôt (sec, humide, occulte), la vitesse du vent, la rugosité et l'adhésivité du sol, l'altitude, les caractéristiques des particules (comme la granulométrie, la forme, la composition chimique), et l'humidité relative.
 - c. Tous les écosystèmes se distinguent les uns des autres puisque chacun s'est formé dans un contexte déterminé par le relief, la roche en place, les sols, le climat, les conditions météorologiques, le régime hydrologique, l'histoire naturelle et l'aménagement du territoire, la cooccurrence des associations d'espèces en un même endroit (organismes édaphiques, végétaux, etc.) et le stade de succession. Du fait de cette grande diversité de facteurs et du manque de données de référence sur chacune de ces caractéristiques dans la plupart des écosystèmes, il est présentement impossible d'évaluer par extrapolation, de façon quelque peu fiable, un effet d'un écosystème à un autre ou encore de prévoir une « charge critique » appropriée. Ainsi, une charge en nitrate ou un taux de dépôt de particules donnés dans un écosystème peuvent donner lieu à des réponses radicalement différentes de celles observées dans un autre écosystème.
 - d. De grandes incertitudes demeurent en ce qui regarde la durée de séjour de l'azote réactif dans une composante ou un réservoir donné de l'écosystème et ainsi, en ce qui regarde son effet sur l'écosystème à mesure de son passage à chaque étape de sa cascade d'effets.

- L'obtention de données de surveillance sur la qualité de l'air et sur les dépôts en fonction des espèces chimiques des particules ouvrira de très nombreuses et prometteuses pistes de recherche dans les domaines d'incertitude susmentionnés. »

**Traduit de l'anglais*

Contrairement à la position des États Unis présentée plus haut (en c.), le Canada a recours depuis plus de vingt ans à l'approche par charge critique appliquée aux écosystèmes pour fixer des cibles en matière de dépôts acides dans le cadre de stratégies de réduction des émissions. Depuis le milieu à la fin des années 1980, les pays d'Europe ont de la même façon cherché à établir des charges critiques en vue de fournir des orientations pour les programmes continentaux de réduction des émissions. Au Canada, les premières charges critiques ont été établies au cours des années 1980; elles ne concernaient, à l'époque, que l'acidification associée au soufre des écosystèmes aquatiques dans l'est du Canada. Au fil des ans, l'approche par charges critiques a été affinée de manière à ce que l'on tienne compte des composés de soufre ainsi que des composés d'azote dans les dépôts acides, et des effets sur les écosystèmes lacustres ainsi que sur les sols des plateaux en milieu forestier. L'évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada (Environnement Canada, 2005) présente le plus récent sommaire scientifique sur l'importance des dépôts acides au Canada et les effets correspondants sur les écosystèmes. On y trouve aussi les premières charges critiques combinées pour les milieux aquatiques et terrestres d'Amérique du Nord. Depuis la présentation de cette évaluation, les chercheurs ont cherché à préciser davantage ces charges critiques dans l'est du Canada et à élargir le champ de leur évaluation à l'ouest du Canada (Carou et al., 2008). Bien qu'une telle approche n'ait pas été recommandée dans le document d'évaluation de l'USEPA, l'intérêt pour le développement et l'application possible de l'approche par charges critiques aux États Unis se maintient et la recherche se poursuit (Fisher et al., 2007).

10.3.4 Effets des particules sur les matériaux

L'addenda au RES pour les particules (GTOLDQA, 1999b) comportait seulement le paragraphe suivant sur les effets sur les matériaux :

« Le dépôt de matières particulaires sur les matériaux peut réduire leur attrait esthétique, ainsi qu'augmenter leur dégradation physique et chimique. Les principaux effets des matières particulaires sur les matériaux touchent les taux de corrosion et d'érosion, la souillure et la décoloration. Les particules peuvent agir comme catalyseurs pour la conversion du SO₂ et des NO_x en acide sulfurique et en acide nitrique, qui accélèrent la dégradation chimique des surfaces des matériaux sensibles sur lesquels les particules se sont déposées. La plus grande partie des informations disponibles concerne les effets de l'exposition aux particules combinées au SO₂. Étant donné la quantité limitée d'informations disponibles et particulièrement le manque d'informations quantitatives sur la relation dose-effet, il n'est pas possible d'établir un niveau de référence pour les matériaux. »

Le document de l'USEPA sur les critères de qualité de l'air appliqués aux particules parvient à la conclusion qu'il manque de données dans la documentation scientifique pour établir un seuil à compter duquel sont perçus les effets des particules sur les matériaux, peu importe que ce soit physiquement ou par observation directe (USEPA, 2004). L'USEPA est parvenue à la conclusion que l'établissement d'une fonction dose-réponse ou que la définition d'un seuil pour l'établissement de critères de qualité de l'air relatifs aux particules à partir des effets sur les matériaux n'étaient pas réalisables au moment de la rédaction du document.

10.4 Documentation récente sur les effets de l'ozone

10.4.1 Végétation

10.4.1.1 Effets sur les végétaux évalués individuellement

La mise à jour de 2003 des SP relatifs aux particules et à l'ozone (CCME, 2003a) présentait le sommaire d'un certain nombre d'incertitudes ou de lacunes dans les données qui limitaient la portée des conclusions tirées de la documentation sur l'effet de l'O₃ sur les plantes; c'étaient notamment :

- le peu de données récemment parues sur les cultures importantes au Canada qui sont sujettes à être produites dans les régions du Canada où sont observées des concentrations élevées d'O₃ (on pense par exemple au soya, au maïs, au blé, au lin et au foin);
- de rares données sur les effets souterrains de l'exposition à l'O₃, particulièrement sur les végétaux ligneux après de multiples années d'exposition;
- le peu de liens entre l'occurrence de lésions apparentes sur les végétaux par exposition à l'O₃, son importance quant à la valeur de certaines communautés végétales et le fait qu'il n'en soit pas tenu compte à titre de critère d'évaluation pour la plupart des indices d'exposition (comme l'indice SUM60 ou le W126).

À cause du nombre très élevé de nouveaux articles sur les effets de l'O₃ sur des espèces végétales précises parus depuis 2003, les articles traitant des insuffisances ou des lacunes dans les données sont passés en revue de façon détaillée dans la présente section, les points essentiels des autres articles étant présentés en tableau. En outre, les articles portant sur des essences forestières (potentiellement pertinentes en contexte canadien) ainsi que tout autre article ajoutant aux connaissances sur la relation dose réponse offrant un lien avec des variables économiques comme le rendement et l'état des essences forestières ont aussi été examinés attentivement dans la présente section.

Toutes les études dont il est question dans la présente section figurent aux tableaux 10.2 et 10.3. Le tableau 10.4 énumère des documents récemment parus confirmant ce qui était déjà connu sur la réponse à l'exposition à l'O₃ des végétaux évalués individuellement. Pour cela, il n'en est pas question dans ce qui suit.

Tableau 10.2 Études récentes qui ont contribué à notre compréhension des effets de l'O₃ sur des espèces végétales déterminées

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
Bassin <i>et al.</i> 2004b	Centaurée jacée	Lésions apparentes	Réponse variable des populations à l'ozone, donc l'emploi à titre de bioindicateur dépend de l'origine de la population; la relation dose-réponse n'a pas été calculée, mais pourrait l'être facilement
Braun <i>et al.</i> 2007	Hêtre commun	Ralentissement de la croissance des pousses	Retard de 7,4 % de la croissance des pousses / 10 ppm-h AOT40
Braun <i>et al.</i> 2007	Épicéa commun	Ralentissement de la croissance des pousses	Retard de - 0,3 à + 1,0 % de la croissance des pousses / 10 ppm-h AOT40
Cano <i>et al.</i> 2007.	Aulnes (sureau yèble, pubescent et noir)	Lésions apparentes, chlorophylle; fonction	Le sureau yèble est plus sensible que le sureau pubescent et que le sureau noir; chez les trois espèces, certaines plantes subissaient des lésions à un AOT40 de moins de 10 000 ppm-h
Chappelka <i>et al.</i> 2003	Rudbeckie laciniée et <i>Verbesina eucelioides</i>	Lésions apparentes	Première observation de lésions chez cette espèce sur le terrain (Great Smoky Mountain Park)
Chappelka <i>et al.</i> 2007	Asclépiade très grande	Lésions apparentes	Sur 5 ans, l'incidence de lésions sur les mêmes populations a varié entre 44 % et 90 %, sans cohérence avec la conc. ambiante d'O ₃ ; les influences associées à des microsites sont des modulateurs très importants
Christ <i>et al.</i> 2006.	Soya	Rendement agricole	Le rendement agricole est conservé à un degré modéré d'exposition à l'ozone (1,2 x conc. ambiante) aux dépens de la croissance foliaire, avec la méthode FACE, alors que les enceintes ouvertes prédiraient une perte de rendement
Davis and Orendovici, 2006.	Hêtre commun	Accrois. de la tige et nombreux paramètres à l'échelle de toute la feuille et à l'échelle cellulaire	Malgré de nombreux critères d'évaluation sensibles à l'ozone, le retard de l'accroissement de la tige à 2x la conc. ambiante d'ozone n'était pas statistiquement distinct du résultat à 1x
Davis and Orendovici, 2006.	Épicéa commun	Accrois. de la tige et nombreux paramètres à l'échelle de toute la feuille et à l'échelle cellulaire	Malgré de nombreux critères d'évaluation sensibles à l'ozone, le retard de l'accroissement de la tige à 2x la conc. ambiante d'ozone n'était pas statistiquement distinct du résultat à 1x
Grebenc and Kraigher, 2007.	Hêtre commun et épicéa commun	Colonisation mycorhizienne	Supérieure dans les racines des végétaux exposés à l'ozone
Hayes <i>et al.</i> 2007.	Nombreuses espèces semi-naturelles	Sensibilité	Fonctions linéaires dérivées exposition-réponse chez de nombreuses espèces; ces relations n'ont pas été présentées, mais ont servi à la détermination d'un indice de sensibilité relative
Jones <i>et al.</i> 2007.	Nombreuses espèces	Sensibilité	Développement d'une équation de prédiction de la sensibilité à l'ozone, basée sur les valeurs de l'indicateur d'Ellenberg pour la salinité et l'éclairement
Kohut 2007.	Nombreuses espèces sensibles à l'ozone	Lésions apparentes	Cadre d'estimation des risques de lésions apparentes chez les végétaux sensibles à l'ozone dans les régions protégées, à partir d'espèces dont la sensibilité à l'ozone est connue, et à la conc. d'ozone et à l'humidité du sol ambiantes : ~ 25 % des 244 parcs sont exposés à un risque « élevé »
Morgan <i>et al.</i> 2003.	Soya (méta-analyse d'études existantes)	Rendement de la valeur marchande	Réduction de 24 % du rendement de la valeur marchande à 70 ppb; pertes de rendement observées même à une conc. moyenne d'exposition chronique < 60 ppb d'ozone
Novak <i>et al.</i> 2007.	Peuplier de Lombardie, <i>Populus tremula</i> , <i>Viburnum lantana</i>	Taille des cerne annuels	Retard ~ 50 % du gain en largeur du cerne annuel chez <i>P. nigra</i> après 2 ans d'exposition à AOT40 ~ 20 ppm-h

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
Oksanen 2003.	Bouleau (clones)	Diamètre basal, hauteur de la tige et paramètres des échanges gazeux	Retard de croissance du diamètre basal chez les clones sensibles et tolérants après 5 ans d'exposition à des conc. élevées d'ozone, en comparaison de celles dans l'air ambiant
Pleijel <i>et al.</i> 2007.	Blé	Poids de 1 000 grains, indice de moisson, poids de l'épi + paramètres qualitatifs	À comparer aux témoins, baisse de l'indice de moisson et du poids de 1 000 grains à un AOT40 ~ 9 – 9,7 micromoles mole ⁻¹ h
Schlöter <i>et al.</i> 2005.	Hêtre commun (dans des lysimètres)	Dével. des plantes, paramètres biochimiques, physiologie de la rhizosphère	Pas d'effet statistiquement significatif sur la performance des végétaux, notamment pour la décomposition de la litière, même si la biodiversité microbienne de la rhizosphère est réduite
Smith <i>et al.</i> 2003.	Grand nombre d'espèces trouvées naturellement dans des forêts protégées	Lésions apparentes sur le feuillage	En conditions de sécheresse, l'ozone ne cause pas de lésion foliaire chez les espèces indicatrices; c'est uniquement lorsque l'humidité du sol dépasse la normale que l'ozone en conc. ambiante est associé à l'apparition de lésions foliaires
Soja <i>et al.</i> 2004.	<i>Vitis vinifera</i>	Rendement et concentration de glucides dans les fruits	L'exposition au cours des deux années précédentes était le meilleur prédicteur du rendement, et la modélisation fondée sur l'absorption (CU06) était plus efficace que l'AOT40
Yamaji <i>et al.</i> 2003.	Bouleau	Masses des racines et des pousses, paramètres physiologiques	Rapport pousse/racines inférieur chez les végétaux traités à l'ozone par fumigation à cause de l'AUGMENTATION de masse des racines plus grande que celle des pousses, en réponse à un AOT40 de 27 ppm-h pendant 2 ans

Tableau 10.3 Études récentes sur les effets de l'O₃ sur des espèces données et où figurent des relations dose-réponse

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
Bender <i>et al.</i> , 2006a	Mauve négligée	Feuilles, en matière sèche	$y = -0,1189 (\text{moy. } 8 \text{ h})^2 + 7,391 (\text{moy. } 8 \text{ h}) - 5,31$ ($R^2 = 0,79426$); $y = -4,662 (\text{AOT40 (ppm-h)}) + 106,38$ ($R^2 = 0,4645$)
Bender <i>et al.</i> , 2006a	Matricaire odorante	Feuilles, en matière sèche	$y = -0,149 (\text{moy. } 8 \text{ h})^2 + 10,711 (\text{moy. } 8 \text{ h}) - 68,52$ ($R^2 = 0,6992$); $y = -2,075 (\text{AOT40 (ppm-h)}) + 109,89$ ($R^2 = 0,1482$)
Bender <i>et al.</i> , 2006a	Oseille à feuilles de gouet	Feuilles, en matière sèche	$y = -0,0332 (\text{moy. } 8 \text{ h})^2 + 1,152 (\text{moy. } 8 \text{ h}) + 95,62$ ($R^2 = 0,7320$); $y = -4,7546 (\text{AOT40 (ppm-h)}) + 101,84$ ($R^2 = 0,6113$)
Bender <i>et al.</i> , 2006a	Matricaire camomille	Feuilles, en matière sèche	$y = -0,0970 (\text{moy. } 8 \text{ h})^2 + 5,6905 (\text{moy. } 8 \text{ h}) + 24,60$ ($R^2 = 0,8182$); $y = -5,083 (\text{AOT40 (ppm-h)}) + 105,51$ ($R^2 = 0,6744$)
Bender <i>et al.</i> , 2006a	Coquelicot douteux	Feuilles, en matière sèche	$y = -0,01522 (\text{moy. } 8 \text{ h})^2 + 0,4784 (\text{moy. } 8 \text{ h}) + 96,76$ ($R^2 = 0,8120$); $y = -4,070 (\text{AOT40 (ppm-h)}) + 98,08$ ($R^2 = 0,7987$)
Bennett <i>et al.</i> , 2006	Cerisier tardif	% arbres endommagés (dans le paysage)	% arbres endommagés (dans le paysage) = 24,6 + 0,43(SUM06) $R^2 = 0,44$
Davis et Orendovici, 2006	Asclépiade commune	Lésions foliaires, sur le terrain	$\log (\text{lésion}/1\text{-lésion}) = -4,63 - 5,48(\text{indice de sécheresse}) - 0,015(W126) + 0,215(N100) + 0,0244(DI \times W126) + 0,035(DI \times N100) + B$, où $B = 3,44$
Davis et Orendovici, 2006	Ailante glanduleux	Lésions foliaires, sur le terrain	$\log (\text{lésion}/1\text{-lésion}) = -4,63 - 5,48(\text{indice de sécheresse}) - 0,015(W126) + 0,215(N100) + 0,0244(DI \times W126) + 0,035(DI \times N100) + B$, où $B = 3,01$

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
Davis et Orendovici, 2006	Vigne vierge commune	Lésions foliaires, sur le terrain	$\log(\text{lésion}/1\text{-lésion}) = -4,63 - 5,48(\text{indice de sécheresse}) - 0,015(W126) + 0,215(N100) + 0,0244(DI \times W126) + 0,035(DI \times N100) + B$, où $B = 2,03$
Davis et Orendovici, 2006	Sumac brillant	Lésions foliaires, sur le terrain	$\log(\text{lésion}/1\text{-lésion}) = -4,63 - 5,48(\text{indice de sécheresse}) - 0,015(W126) + 0,215(N100) + 0,0244(DI \times W126) + 0,035(DI \times N100) + B$, où $B = 1,44$
Davis et Orendovici, 2006	Cerisier tardif	Lésions foliaires, sur le terrain	Rapport non significatif
Davis et Orendovici, 2006	Sassafras officinal	Lésions foliaires, sur le terrain	Rapport non significatif
Davis et Orendovici, 2006	Vigne des rivages	Lésions foliaires, sur le terrain	$\log(\text{lésion}/1\text{-lésion}) = -4,63 - 5,48(\text{indice de sécheresse}) - 0,015(W126) + 0,215(N100) + 0,0244(DI \times W126) + 0,035(DI \times N100) + B$, où $B = 3,6$
Ferretti <i>et al.</i> , 2007a	Hêtre commun	Défoliation à la cime dans des parcelles d'étude sur le terrain	% défoliation à la cime = $-9,17(P \text{ foliaire, mg g}^{-1}) - 0,019(\text{aspect, degrés}) - 0,40(N \text{ sol organique, g kg}^{-1}) + 0,00009(AOT40, \text{ppb h}) + 0,76(K \text{ foliaire, mg g}^{-1})$
Fumagalli <i>et al.</i> , 2003	Trèfle (clones sensibles et résistants)	Masse sèche, proportion sensibles/résistants, mesures pendant l'année en cours et l'année suivante	Proportion (après croissance annuelle, station 1) = $-7 \times 10^{-5}(AOT40) + 1,037$ ($R^2 = 0,62$); proportion (après croissance annuelle, station 2) = $-1 \times 10^{-4}(AOT40) + 1,38$ ($R^2 = 0,91$)
Karlsson <i>et al.</i> , 2003	Trèfle souterrain	Lésions apparentes	% lésions apparentes = $0,0326(AOT30) + 7,5$, où AOT30 correspond à la période de 10 jours avant la mesure, en excluant un décalage de 3 jours
Karlsson <i>et al.</i> , 2006	Épicéa commun	Surface terrière	Accroissement annuel, relatif de la surface terrière = $-3,9 + 1,161(ST \text{ peuplement, m}^2 \text{ ha}^{-1}) + 0,0047(\text{somme_temp., degrés-jours}) - 0,0459(PHT^a < 1, \text{jours}) - 0,00012(AOT40, \text{nmole mole}^{-1}) + 5,82(DPV^b, \text{kPa}) - 0,0031(\text{somme_préc., somme mm}) - 0,00009(\text{somme_rayonnement, MJ m}^{-2})$
Nali <i>et al.</i> , 2006	Trèfle blanc (lignées résistantes et tolérantes)	Masse sèche de la lignée sensible, à comparer à la lignée tolérante	Biomasse épigée (sensibles/tolérants) = $0,928 - 2,83e^{-5}(AOT40 \text{ cumulatif})$, mesuré sur 8 ans
Wipfler <i>et al.</i> , 2005	Épicéa commun	Croissance radiale	Augmentation du diamètre = $0,112 + 0,041(\text{diamètre initial}) - 0,0001(SUM00, \text{ppb-h})$ pour l'épicéa commun; non significatif pour <i>Fagus</i>
Wipfler, <i>et al.</i> , 2005	Hêtre commun	Croissance radiale	Non significatif pour le hêtre commun

a PHT : potentiel hydrique de la tige

b DPV : déficit en pression de vapeur

Tableau 10.4 Études récentes sur les effets de l'O₃ sur des espèces données, qui confirment des résultats antérieurs

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
Anderson, 2003	Revue : aucune donnée primaire	Effets de l'ozone dans le sol	Critères physiologiques, pouvant inclure des effets sur les symbiotes, et l'interaction entre les effets sur les plantes hôtes et les symbiotes est complexe
Braun <i>et al.</i> , 2004	Épicéa commun, hêtre commun (en pots à l'extérieur)	Teneur en glucides	Peut être un indicateur de l'exposition à l'ozone
Burkey <i>et al.</i> , 2005	Haricot mange-tout	Poids final de la gousse	Réduit par l'ozone, plage de sensibilités génotypiques
Bussotti <i>et al.</i> , 2006	Nombreuses espèces indigènes d'Europe	Lésions causées par l'ozone à l'intérieur de parcelles de surveillance	Pas associé à l'ozone de façon certaine, grande variation attribuable au génotype et à des facteurs édaphiques
Calatayud <i>et al.</i> 2007	Tabac Bel-W3	Lésions apparentes	Les indices associés à l'ozone expliquaient ~ la moitié de la variation des lésions foliaires, selon une moyenne de 24 h ou de 12 h, ou indices cumulatifs AOT20 ou AOT40
Coulston <i>et al.</i> , 2003	Liquidambar	Lésions apparentes	Proportion importante des populations exposées est considérée à « risque élevé » à cause des effets de l'ozone
Coulston <i>et al.</i> , 2003	Cerisier tardif	Lésions apparentes	Proportion importante des populations exposées est considérée à « risque élevé » à cause des effets de l'ozone
Coulston <i>et al.</i> , 2003	Pin à encens	Lésions apparentes	Proportion importante des populations exposées est considérée à « risque élevé » à cause des effets de l'ozone
Crous <i>et al.</i> , 2006	Trèfle blanc (2 lignées)	Critères d'évaluation physiologiques (y compris relations dose-réponse) indicatifs de la photosynthèse	Effets physiologiques attribués au flux d'ozone, ce qui suggère que cette forme est supérieure à l'emploi d'une dose cumulative externe
Elagoz et Manning, 2005	Haricot nain	Croissance et rendement agricole	Les végétaux traités à l'EDU offraient un meilleur rendement que les autres, croissance à l'extérieur, à l'air ambiant, démonstration de l'exclusion d'ozone sans enceinte
Fagnano <i>et al.</i> , 2004	Trèfle blanc (2 lignées)	Croissance et utilisation de l'eau	Évaluation de réacteurs CSTR à fonctionnement continu afin d'estimer les effets de l'ozone sur les végétaux : la consommation d'eau et la température plus élevées ont influé sur le rapport résistants/sensibles, mais les rapports obtenus avec l'air ambiant et avec les enceintes montrent tous deux un effet marqué de l'ozone
Gombert <i>et al.</i> , 2006	Lichen	Distribution et teneur en N	Identification de lichens sensibles à l'ozone par leur absence dans des régions où sa concentration est élevée
Gombert <i>et al.</i> , 2006	Tabac Bel-W3	Distribution et teneur en N	Le tabac Bel-W3 est un bon bioindicateur
Hayes <i>et al.</i> , 2006	33 espèces de haute prairie	Biomasse aérienne	Les effets sur la croissance au cours de l'année suivante présentaient une relation plus étroite avec l'exposition à l'ozone que ceux observés au cours de la première année
Keutgen <i>et al.</i> , 2005	Fraisier cultivé	Biomasse aérienne et souterraine; teneur en glucides dans les tissus	Une variété plus sensible que l'autre; racines moins développées et moins de glucides que dans les pousses
Lorenzini <i>et al.</i> , 2003	Tabac Bel-W3	Lésions apparentes et biodiversité des	Le tabac Bel-W3 est sensible à l'ozone

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
		lichens épiphytes	
Lorenzini <i>et al.</i> , 2003	Lichen	Lésions apparentes et biodiversité des lichens épiphytes	Pas de corrélation avec la biodiversité des lichens
Manning <i>et al.</i> , 2003	Revue : aucune donnée primaire	Effets	La mesure abiotique des concentrations d'ozone ne rend pas compte des facteurs environnementaux/édaphiques locaux qui agissent sur le flux jusqu'aux feuilles, donc sur l'effet
Piikki <i>et al.</i> , 2004	Pomme de terre (variétés Bintje et Kardal)	Nombre et durée des feuilles, rendement en tubercules	Le fait d'exclure l'ozone des enceintes ouvertes a accru la production de tubercules de ~ 30 %, mais ce n'était pas statistiquement décelable; la variété hâtive Bintje est plus sensible que la tardive
Ranford et Reiling, 2007	Houx commun	Durée des feuilles	L'exposition à l'ozone a des effets rémanents sur les feuilles produites après la fumigation
Souza <i>et al.</i> , 2006	Asclépiade très grande	Lésions foliaires	L'asclépiade est sensible; il n'y a pas eu d'acquisition de la tolérance en 7 ans
Timonen <i>et al.</i> , 2004	Nombreuses espèces indigènes d'Europe	Sensibilité	Beaucoup d'espèces sont sensibles et la sensibilité n'est pas prévisible à partir de facteurs génétiques communs aux espèces
Tiwari <i>et al.</i> , 2005	Cultivars de blé	Croissance et rendement agricole	Les variétés ont une sensibilité différente à l'ozone, plantes témoins hors enceinte avec EDU; pas de témoin positif
Uddling <i>et al.</i> , 2006	Bouleau	N foliaire	Azote non résorbé des feuilles jusqu'à l'arbre avant l'abscission, d'où possibilité d'une baisse des nutriments disponibles à la saison de croissance suivante
Wang <i>et al.</i> , 2007	Riz	Croissance et rendement agricole	Le riz n'est pas du tout sensible; plantes témoins hors enceinte avec EDU; pas de témoin positif
Wang <i>et al.</i> , 2007	Blé	Croissance et rendement agricole	Les espèces montrent une sensibilité différente à l'ozone, plantes témoins hors enceinte avec EDU; pas de témoin positif
Woo et Hinckley, 2005	Peuplier hybride	Croissance et paramètres d'échanges gazeux	Variations de la sensibilité entre clones; la chute prématurée de feuilles n'est pas forcément en corrélation avec le ralentissement de la croissance; pas de relation entre la fermeture des stomates suite à l'exposition à l'ozone et le ralentissement de la croissance

Le tableau 10.2 trace un sommaire des études récemment parues qui ont contribué à notre compréhension des effets de l'O₃ sur des espèces végétales prises une à une. Christ et al. (2006) ont trouvé que le rendement agronomique (poids de la gousse) de cultures de soya produites au champ, en réponse à une concentration élevée d'O₃, était préservé aux dépens du développement foliaire. La concentration d'O₃ appliquée était comprise entre celle de l'air ambiant et 1,2 fois cette concentration, et les plantes (provenant d'une variété reconnue pour sa sensibilité) ont été exposées en appliquant la méthode d'enrichissement à l'air libre (méthode FACE). Les expositions à l'O₃ ont été caractérisées de la façon suivante : maximum quotidien (quelques pics de concentration supérieurs à 80 ppb), indice AOT40 saisonnier (environ 20 ppm-h avec le traitement à la concentration élevée) et indice SUM06 saisonnier (environ 32 ppm-h avec le traitement à la concentration élevée). Même si cette étude ne définissait pas de relation dose réponse, il est possible de faire de ces concentrations des DSENO (dose sans effet nocif observé) pour le rendement (mais pas pour la croissance végétative) du soya, une grande culture importante au Canada. Il est à noter que ces DSENO ont été obtenues au moyen de

la méthode FACE, dont on estime qu'elle donne des prévisions plus réalistes de la réponse des cultures de plein champ que les enceintes ouvertes. En peu de mots, la méthode FACE n'emploie pas de cloisons autour des végétaux, au contraire des enceintes ouvertes; de la sorte, on estime que le microclimat entourant les végétaux en culture exposés à l'O₃, avec la méthode FACE, ne modifie pas la réponse des plantes, donc que cette technique est supérieure pour la prédiction de la réponse sur le terrain.

Une méta analyse des études publiées sur le soya portait à penser que l'exposition chronique à 70 ppb d'O₃ est à l'origine d'une baisse de rendement de l'ordre de 24 %, et que l'exposition chronique à < 60 ppb d'O₃ donne lieu à une certaine perte de rendement (Morgan et al., 2003). On a utilisé des enceintes ouvertes pour comparer deux variétés de blé. Une valeur de l'AOT40 saisonnier, comprise entre 9 et 9,7 ppm-h-1, a suffi pour abaisser le poids sec des épis et le poids de 1 000 grains d'environ 20 %. L'indice de moisson a également été abaissé et, au bilan, la variété plus ancienne, à rendement inférieur, était moins sensible que la variété moderne (Pleijel et al., 2007). En conclusion, en de nombreux endroits au Canada, le rendement du soya est probablement abaissé par l'exposition chronique à l'O₃.

Les effets observés sur le rendement du raisin commercial présentent une meilleure corrélation avec l'exposition à l'O₃ au cours des deux années précédentes; on peut donc penser qu'il s'exerce un certain effet de rémanence dans les cultures de vivaces (Soja et al., 2004). En outre, cette étude parvient à un meilleur ajustement des données sur le rendement en fonction de la dose exprimée en taux d'absorption (CU06 : absorption cumulative lorsque la concentration dépasse 6 ppb) que par l'indice AOT40.

Le potentiel d'effets édaphiques de l'O₃ sur l'état des végétaux tient avant tout au fléchissement de la production de glucides causé par le ralentissement de la photosynthèse, qui réduit la quantité de carbone dirigé vers les organes de stockage, notamment les racines (Anderson, 2003). L'effet sur les racines pourrait être en partie atténué par la demande de carbone attribuable aux champignons mycorhiziens. La croissance de ce colonisateur peut en retour être stimulée par l'exposition à l'O₃, par suite de la perte de carbone du végétal dans la rhizosphère. Cet article s'attarde aussi au potentiel d'effets édaphiques de l'O₃ associés à un changement dans l'addition de carbone dans le sol ainsi qu'à un changement de la composition élémentaire de la litière végétale déposée à la surface du sol. Cela demeure hypothétique, quoique ce soit basé sur des effets observés de l'O₃ sur des végétaux.

Une étude portant sur des hêtres cultivés dans des lysimètres et soumis à un traitement à l'O₃ par fumigation (concentration ambiante et 2 x ambiante, jusqu'à 150 ppb) pendant une saison de croissance n'a pas fait apparaître d'effet significatif sur la physiologie des plantes ou sur la sénescence (vieillesse) des feuilles; toutefois, la diversité microbienne dans le sol de la rhizosphère a été réduite (Schloter et al., 2005). Aucun effet sur la décomposition de la litière n'a été signalé, ce qui laisse à penser que, malgré la perte de diversité attribuable à l'O₃, le potentiel fonctionnel de la communauté microbienne édaphique était demeuré intact.

Yamaji et al. (2003) ont exposé des clones de peupliers hybrides à l'O₃ pendant deux saisons, obtenant un indice AOT40 total de 27 ppm-h. Le rapport en masse sèche entre les pousses et les racines pour l'ensemble des clones a subi une légère baisse attribuable, en moyenne, à un gain du poids sec des racines supérieur à celui des pousses, en réponse à l'O₃. Ce résultat tranche résolument avec le « lieu commun » voulant qu'en réponse à l'O₃, le poids sec des racines soit davantage réduit que celui des pousses. Toutefois, ces peupliers hybrides ont été cultivés en pots; il se peut donc que le fonctionnement des racines comme puits ait agi en limitant le transfert aux pousses. Les auteurs de cette étude ont réparti les clones en trois groupes, soit celui où le rapport pousses/racines avait baissé, celui où il s'était accru et celui où il était demeuré inchangé. Chez les clones où aucun changement n'était observé, la concentration des composés phénoliques constitutifs (agents de détoxification des produits de dissolution associés à l'O₃) était élevée et le flux stomatique d'O₃ vers le feuillage était moindre.

Des peuplements forestiers mixtes de *Picea abies* et de *Fagus sylvatica* ont été exposés à l'O₃ à 1 x et à 2 x la concentration ambiante au moyen de la méthode FACE; de nombreux paramètres cellulaires et foliaires ainsi que l'accroissement de la tige ont été mesurés sur une période de deux ans (Matussek et al., 2007). Malgré de nombreux changements au niveau foliaire ou sub foliaire, aucun effet décelable sur l'accroissement de la tige n'a été signalé; ce résultat a été attribué à une combinaison de facteurs, notamment la variabilité des données, qui a abaissé la précision des résultats et l'adaptation des végétaux à l'exposition chronique à l'O₃. Aucun rapport entre la dose et la réponse n'a été établi dans le cadre de cette étude, mais on pourrait considérer que l'indice SUM00 (300 et 440 ppm-h) ainsi que l'indice AOT40 (61 et 124 ppm-h) pour chacune des deux années de l'étude correspondent à des DSENO.

Des spécimens de *Populus nigra*, de *Viburnum lantana* et de *Fraxinus excelsior* ont été exposés pendant deux saisons à l'O₃ dans l'air ambiant ou à de l'air filtré dans des enceintes ouvertes. En réponse à des doses cumulatives AOT40 de 20 25 ppm h (an 1) et de 15 20 ppm h (an 2), la croissance moyenne du cerne a été réduite de 52 % (air ambiant) et de 46 % (enceintes à air non filtré) chez *P. nigra*, mais pas chez les deux autres espèces (Novak et al., 2007).

Un indice AOT40 cumulatif de 5 ans de 87 ppm h a été associé à un gain inférieur du diamètre basal (d'environ 25 %) chez *Betula pendula*, tant chez les clones sensibles que tolérants, à comparer aux végétaux qui avaient poussé avec un indice AOT40 cumulatif de 5 ans d'environ 3 ppm h (Oksanen, 2003). Cette étude pluriannuelle a bien montré le besoin de procéder à des observations à long terme, les différences entre les régimes d'exposition à l'O₃ n'ayant pas été mesurables avant trois ans.

Smith et al. (2003) ont montré que, chez une large diversité d'espèces végétales de zones protégées des États Unis, on ne peut établir de lien entre les lésions foliaires apparentes et la concentration d'O₃ lorsque la teneur en eau du sol est faible. Toutefois, lorsqu'elle dépasse la normale, il devient possible d'établir un lien entre la concentration d'O₃ dans l'air ambiant et l'apparition de lésions, ce qui démontre l'importance de l'approche par flux pour l'estimation de la dose. L'asclépiade, le cerisier

tardif, le sassafras et le tulipier de Virginie, des espèces que l'on trouve dans certaines régions canadiennes où la concentration d'O₃ dans l'air ambiant est élevée, comptent parmi les espèces étudiées.

Wipfler et al. (2005) ont exposé des peuplements mixtes d'épicéa commun et d'hêtre à l'O₃, au moyen de la méthode FACE, pendant une saison dans l'intention de déterminer l'effet de l'O₃ sur l'augmentation en diamètre à hauteur de poitrine (DHP) en comparant le diamètre des arbres qui avaient été exposés à celui consigné au commencement de la fumigation. L'ozone n'a pas eu d'effet sur l'augmentation saisonnière du DHP du hêtre et un effet très léger sur celui de l'épicéa commun. Dans le même type de dispositif d'exposition, Grebenc et Kraigher (2007) ont mesuré la colonisation mycorrhizienne des racines dans des peuplements mixtes d'hêtres et d'épicéas soumis ou non à un traitement à l'O₃ par fumigation. Cette colonisation mycorrhizienne des racines est bénéfique aux végétaux car les mycorrhizes sont des associations symbiotiques entre le mycélium d'un champignon et les racines d'une plante supérieure qui aident à l'absorption des nutriments. La colonisation était plus importante chez les végétaux fumigués, et certains champignons mycorrhiziens n'étaient observés que dans les parcelles fumiguées. Les auteurs ont formulé l'hypothèse à l'effet que l'abondance de ces champignons pouvait constituer un bioindicateur de l'exposition à l'O₃, particulièrement des effets édaphiques de cette exposition.

En conclusion, il existe beaucoup d'information à l'effet que des expositions réalistes à l'O₃ de végétaux vivaces sur de multiples années donnent lieu à des changements au niveau de la biomasse qui ne seraient pas décelés dans des études de plus courte durée. Ces études de durée étendue font ordinairement apparaître les effets de l'O₃ sur l'état des mécanismes édaphiques, dont la dégradation résulte de la rétroaction induite par des changements dans l'état des organes aériens.

Il y a déjà longtemps que s'exerce une biosurveillance des effets de l'O₃ sur les végétaux, et l'utilité d'un certain nombre de « nouvelles » espèces a été documentée depuis la mise à jour de 2003 (CCME, 2003a). Les progrès obtenus sur ce plan sont mentionnés dans la présente analyse puisque les bioindicateurs peuvent permettre de valider sur le terrain les effets, prévus à partir de mesures de la qualité de l'air, de l'O₃ sur les végétaux. *Centaurea jacea* (centaurée jacée; Bassin et al., 2004b) et *Sambucus* sp. (Cano et al., 2007) sont données comme des plantes sensibles; outre celles-ci, le nombre d'études employant des clones du trèfle différant par leur tolérance à l'O₃ a augmenté depuis l'examen des SP de 2003. Les clones de trèfle sensibles à l'ozone ont été largement utilisés en Europe. Cette plante offre l'avantage d'être vivace, donc de constituer un substitut raisonnable en vue de l'étude des effets de rémanence de l'O₃. Chappelka et al. (2003) ont constaté que *Rudbeckia laciniata* et que *Verbesina eucelioides* sont des espèces sensibles, susceptibles d'être employées comme indicateurs végétaux. Cependant, Chappelka et al. (2007) rapportent des cotes d'évaluation des lésions sur de mêmes populations d'asclépiade très grande pendant cinq années consécutives. La fréquence des lésions variait entre 44 % et 90 % selon l'année, mais surtout elle ne présentait pas de forte corrélation avec la concentration d'O₃ dans l'air ambiant, ni avec des caractéristiques topographiques dont on sait qu'elles influent sur la réponse des végétaux, comme la pente et l'aspect du terrain et l'altitude. Les auteurs parviennent à la conclusion que des conditions très spécifiques aux stations (précipitations,

température) ont dû agir sur les signes manifestes des lésions chez cette espèce, et que toute nouvelle utilisation de populations à titre d'indicateurs ne devrait se faire qu'avec l'implantation d'une station météorologique à chaque station d'observation.

Il serait utile, pour en faire des instruments de dépistage des effets sur des végétaux évalués individuellement, de prédire quels végétaux seront sensibles à l'O₃ à partir de caractéristiques connues plutôt qu'à partir d'études primaires par exposition des végétaux à l'O₃. Hayes et al. (2007) ont procédé à une méta analyse pour déterminer la relation linéaire exposition réponse entre l'exposition à l'O₃ et la biomasse relative d'un grand nombre d'espèces. L'étude ne décrit pas les relations exposition réponse en soi, mais elle utilise la pente des courbes pour calculer un indice de sensibilité relative (dont la valeur est < 1 et > 1) pour chacune des espèces, qui pourrait servir à estimer un niveau de référence à partir duquel x % de la population serait à l'abri d'une réduction de y % de sa croissance. Dans cette étude, l'indice de sensibilité relative a été appliqué à l'examen de l'hypothèse à l'effet que la sensibilité était effectivement associée à des stratégies particulières sur le plan de l'écologie végétale, qu'on pense ici au triangle C. S. R. de Grime (concurrence, tolérance au stress, rudéral), ou aux indicateurs d'Ellenberg, des classements numériques de la stratégie écologique d'une espèce végétale donnée. Contrairement aux premières hypothèses à l'effet que les plantes fleurissant le plus tôt sont plus sensibles à l'ozone, les chercheurs ont trouvé que certaines espèces fleurissant au milieu de la saison ou tard dans la saison sont également sensibles. Les fabacées et les thérophytes (l'une des formes de vie de Raunkjer) comprennent – et c'était un fait connu – les espèces les plus sensibles. La conclusion qu'ils tirent est à l'effet que la pratique européenne antérieure de fixer des critères pour l'ozone qui cernent davantage l'exposition printanière afin de protéger la végétation n'était pas appuyée par les résultats de leur enquête sur la sensibilité des végétaux. Même si de tels indicateurs de la sensibilité ne permettent pas de saisir toute la complexité de la réponse à l'O₃ de végétaux qui concurrencent d'autres espèces, les classements généraux selon la sensibilité des communautés existantes de végétaux offrent la possibilité de mieux évaluer les risques pourvu que ces communautés soient représentatives quant aux effets réels de l'ozone sur les écosystèmes du Canada. Afin de bien assurer leur protection, il est recommandé de procéder à d'autres études sur les relations entre l'exposition (plusieurs paramètres météorologiques) d'espèces importantes ou – peut être – d'écosystèmes au Canada, et les effets (plusieurs indicateurs). Cette recherche doit reposer sur des expériences réalistes, c. à d. sur des études de longue durée (> 3 ans), avec exposition à l'air libre, corrélatives et à l'échelle du paysage, qui valideraient les expériences en milieu contrôlé.

En partant du principe que les lésions apparentes sur les végétaux poussant dans les limites des parcs nationaux constituent un effet indésirable en regard du bien être humain et des écosystèmes, un cadre d'évaluation des risques de lésions apparentes sur des végétaux situés à l'intérieur de régions protégées a été appliqué dans plus de 200 parcs aux États Unis (Kohut, 2007). Si, dans l'évaluation, un parc était réputé abriter des espèces sensibles à l'O₃, atteindre des concentrations élevées d'O₃ et une teneur élevée en humidité du sol durant les périodes de concentration élevée d'O₃ dans l'air ambiant, on évaluait à « élevé » le risque de lésions apparentes. Des 244 parcs soumis à cette évaluation, 65 d'entre eux étaient associés à un risque élevé d'apparition de lésions attribuables à l'O₃. Il serait peut être possible d'appliquer un cadre similaire d'évaluation au Canada; cependant il faudrait allonger la liste des espèces connues sensibles qui a été présentée dans ces pages, puisque bon nombre de celles ci

ne sont pas présentes (ou ne sont pas généralement présentes) au Canada. On pourrait appliquer un tel cadre d'évaluation au Canada en procédant par modélisation comme l'ont montré Jones et al. (2007) qui ont utilisé des valeurs d'indicateurs d'Ellenberg (Ellenberg et al., 1991) pour l'éclaircissement et la salinité pour prédire la sensibilité relative à l'O₃ ($SR = 1,805 - 0,118 \text{ lumière} - 0,135 \sqrt{\text{salinité}}$). Il est clair que les réponses à la lumière et à la salinité ne sont sans doute pas un bon substitut à la réponse à l'O₃, mais les indicateurs d'Ellenberg représentent des gradients de sensibilité, de telle sorte que les espèces tolérantes à des conditions difficiles pourraient être classées à peu près de la même façon. Parce que ce modèle a sous-estimé la sensibilité réelle de végétaux et surtout parce qu'il porte sur des espèces prises individuellement, il a été appliqué au développement de deux autres indices de sensibilité à l'O₃. Le premier sert à la prévision du changement net de biomasse au sein d'une communauté (ORI%cw) à partir d'une liste d'espèces présentes; cet indice peut être pondéré par l'abondance relative de chacune des espèces (« pondération en fonction de la couverture »). Le second est l'indice de réponse de la communauté végétale à l'ozone (IRCO), qui tient compte du fait que des changements de biomasse ne décrivent pas entièrement les effets écosystémiques, du fait que les communautés végétales peuvent compter des espèces réagissant en sens contraire à l'exposition à l'O₃, les changements individuels conduisant à un changement global de très faible amplitude. Ces deux indices se sont révélés être plus précis dans les prévisions de la réponse d'espèces végétales à l'O₃, mais il manque présentement de données sur la réponse des communautés à partir de diverses combinaisons d'espèces pour pouvoir confirmer l'utilité de ces indices additionnels.

En conclusion, la rationalisation écologique de la sensibilité spécifique à des fins de prévision de la sensibilité ou de détermination d'indicateurs de biosurveillance demeure un thème prioritaire de recherche, parallèlement aux études sur les effets. Il reste cependant à démontrer que de tels classements ou de telles classifications constitueraient des indicateurs fiables d'une réponse plus globale de communautés quand d'autres variables environnementales interviennent à des degrés différents, par exemple l'humidité du sol.

Le tableau 10.3 donne un sommaire des fonctions dose réponse incluses dans la documentation récente. Ces fonctions ont été appliquées aux calculs concernant un certain nombre d'espèces sauvages et en fonction de nombreux critères d'évaluation de la réponse. Les objectifs visés étaient de comparer la qualité de l'ajustement des courbes de réduction de la masse en matière sèche à la concentration moyenne d'O₃ sur 8 heures (mieux) ou à la somme AOT40 (moins bien) des concentrations d'O₃ (Bender et al., 2006a). Les études ont aussi conduit à la conclusion que les critères d'évaluation associés à la multiplication ne sont pas forcément bien représentés par les critères d'évaluation de l'état végétatif. Par exemple, peu importe l'espèce considérée, la multiplication était diminuée même si la croissance végétative était améliorée.

Bennett et al. (2006) se sont penchés sur la fréquence des lésions apparentes sur les végétaux non cultivés et sa relation avec la valeur de ces végétaux par perte de rendement; ces chercheurs n'ont trouvé aucune relation au champ entre les lésions foliaires et la croissance du cerisier tardif. Les auteurs sont parvenus aux mêmes conclusions que des chercheurs précédents, soit qu'il fallait une

exposition de > 10 ans pour qu'apparaissent des effets sur la croissance. Ils ont toutefois soulevé l'hypothèse d'une relation dose réponse entre l'exposition à l'O₃ décrite par l'indice SUM06 et le pourcentage d'arbres paysagers susceptibles de présenter des lésions.

Chez des sujets de *Fagus sylvatica* établis, la croissance des pousses a été réduite de 7 % à chaque tranche de 10 ppm h (AOT40) d'exposition à l'O₃ (plage de 15 – 23 ppm h), alors que chez *Picea abies*, dans la même forêt, la croissance des pousses à l'intérieur de cette plage de concentration était pratiquement nulle (Braun et al., 2007). Davis et Orendovici (2006) ont calculé des fonctions de réponse (lésions) à l'exposition pour un certain nombre d'espèces sauvages, tant ligneuses qu'herbacées. Ces fonctions procurent le meilleur ajustement lorsque l'exposition chronique (W126) et l'exposition cumulative à des doses aiguës (N100) sont toutes deux employées comme instruments de prévision. En outre, ces fonctions comportent un « indice de sécheresse » permettant de tenir compte du fait observé qu'il se produit moins de lésions lors des années sèches. Toutefois cet article ne montre pas comment calculer cet indice et ne fait qu'indiquer qu'il est fonction de l'humidité du sol. Edwards et al. (2004) expliquent de façon plus détaillée le calcul de l'exposition à l'O₃, à l'inclusion de l'indice de sécheresse, une échelle sans unité allant de -4 (extrême sécheresse) à +4 (extrême humidité). Les relations entre l'exposition et la réponse chez la vigne sauvage, le cerisier tardif, la vigne vierge et l'asclépiade commune seraient particulièrement pertinentes à de nombreuses régions canadiennes et pourraient former une assise à la prévision du potentiel d'effets locaux de l'O₃ sur d'autres espèces à partir de l'observation de ces bioindicateurs. Les fonctions exposition réponse associées à la défoliation de la cime des hêtres, à des stations européennes de surveillance à long terme, ont été déterminées en tenant compte d'autres facteurs de l'état des végétaux et du sol dont on sait qu'ils causent la défoliation de la cime ou y contribuent ainsi que de la réponse à l'exposition à l'O₃ (Ferretti et al., 2007a). La fonction exposition-réponse la plus efficace intégrait la teneur foliaire en phosphore (P) et en potassium (K) ainsi que l'aspect de la station, l'azote organique du sol et l'indice AOT40.

Fumagalli et al. (2003) ont mis au point des fonctions exposition réponse associées à la repousse chez deux clones du trèfle au cours de l'année suivant l'exposition initiale à l'O₃ dans l'air ambiant. À aucune des deux stations sises en Italie, le rapport entre les plantes sensibles et les plantes résistantes, en termes de masse sèche des pousses, n'était associé de manière significative à la concentration d'O₃ pendant la première année, mais les chercheurs ont constaté que la repousse de l'année suivante était en forte corrélation inverse avec l'exposition cumulative à l'O₃ (AOT40). Au moyen d'une relation exposition réponse, des chercheurs ont montré l'existence d'un lien entre la perte de biomasse aérienne d'un clone sensible du trèfle (comparativement à un clone tolérant) et l'indice cumulatif AOT40 sur 9 ans de durée de l'étude, faisant ainsi apparaître l'effet cumulatif de l'O₃ sur des espèces vivaces (Nali et al., 2006). Bien qu'il soit peu probable que le trèfle cultivé dans les champs de foin provienne d'un clone sensible, cette étude cerne la perte maximale probable de rendement du trèfle cultivé par suite d'une exposition à l'O₃. En excluant un décalage de 3 jours, et par une régression exposition réponse, des lésions subies par le trèfle (*T. subterraneum*) présentaient une meilleure relation avec l'indice AOT30 pour la période de 10 jours précédant l'observation qu'avec l'indice AOT40 dans de mêmes conditions (Karlsson et al., 2003).

Une fonction exposition réponse associée à la surface terrière relative (STR, croissance annuelle) d'épicéas communs a été calculée sur 9 ans d'observation (Karlsson et al., 2006). L'inclusion d'autres facteurs comme les précipitations, la température de l'air, l'humidité du sol, le rayonnement et le déficit de pression de vapeur avec l'indice AOT40 permettait d'expliquer plus de 90 % de la variation de l'accroissement annuel de la surface terrière. À l'intérieur de la plage des valeurs de l'indice AOT40 de cette étude, le changement au niveau de l'accroissement annuel de la surface terrière attribuable à l'O₃ seul s'est chiffré à - 0,8 %, en comparaison d'un changement total de la STR de + 4,6 % sur toute la durée de l'étude.

En conclusion, toutes les fonctions exposition réponse dont il a été question ci devant sont issues d'études sur le terrain; bon nombre d'entre elles portaient sur plusieurs années et sur des communautés végétales naturelles réagissant à la concentration d'O₃ dans l'air ambiant. Bon nombre de ces études ont permis de déceler des changements dans la réponse des végétaux à l'exposition à l'O₃, sous l'action de facteurs climatiques ou édaphiques, dont l'influence sur la réponse des végétaux à l'O₃ est connue, et qui sont, à ce titre, davantage sujets à constituer les instruments plus précis de calcul et de validation des seuils de toxicité. Même si les relations dose réponse sont les mêmes que celles qui seraient obtenues à partir d'expériences en milieu conditionné, le fait d'avoir été établies dans des études tenues en milieu moins conditionné, sinon pas, leur confère un surcroît de validité dans la détermination de seuils de toxicité appliqués à la protection des communautés végétales,

10.4.1.2 Réponses écosystémiques

La mise à jour de 2003 des SP relatifs aux particules et à l'ozone (CCME, 2003a) faisait le point sur un certain nombre d'incertitudes ou de lacunes dans les données qui limitaient la portée des conclusions tirées de la documentation sur l'effet de l'O₃ sur des végétaux considérés un à un (se reporter à la section précédente), et qui s'appliquent aussi à l'examen des effets de l'O₃ sur les écosystèmes. Il y a peu de données pour tracer des projections des effets sur des semis évalués individuellement aux effets s'exerçant à l'échelle de forêts. Le document de travail de l'OAQPS de l'USEPA (USEPA, 2007) signalait également le peu de données disponibles pour l'évaluation de l'effet de l'ozone sur les fonctions des écosystèmes.

Tableau 10.5 Études récentes qui ont contribué à la compréhension des effets de l'O₃ sur les écosystèmes

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
Ashmore, 2005	Article de synthèse	État de l'écosystème	Besoin de caractériser l'exposition sous forme de flux absorbé; besoin de tenir compte de l'ozone, du climat, des nutriments et de la disponibilité de l'eau, avec les effets sur des végétaux individuels, les interactions entre espèces et les effets sur l'écosystème
Bassin <i>et al.</i> , 2007	Méta-analyse et évaluation	État des prairies	Les communautés des prairies peuvent être divisées en catégories de sensibilité à l'ozone; les connaissances actuelles sur les effets de l'ozone sont applicables aux prairies intensivement aménagées et à productivité élevée – celles à productivité moins élevée sont moins sensibles
Felzer <i>et al.</i> , 2004	Feuillus, pins et cultures des États contigus des États-Unis	Bilan du C	Depuis les années 1950, la séquestration du C s'est abaissée de 18-38 Tg an ⁻¹ , et la réduction de la production primaire nette attribuée à l'ozone est de 2,6 – 6,8 % par an
Fuhrer et Booker, 2003	Agro-écosystèmes	Productivité	Besoin de caractériser l'exposition sous forme de flux absorbé; besoin de tenir compte d'événements de toxicité initiaux; besoin de passer de l'échelle cellulaire à celle de la plante; besoin de tenir compte de la qualité des cultures, de la séquestration du C, des cycles de nutriments et des effets sur les écosystèmes
Karnosky <i>et al.</i> , 2007	Forêts	Productivité	Difficile de déterminer sur le terrain les effets démontrés au stade jeune chez des végétaux exposés à l'ozone dans des conditions contrôlées, à cause d'interactions avec différents facteurs; on laisse entendre que les « effets » devraient probablement s'intensifier
Laurence et Andersen, 2003	Article de synthèse	État de l'écosystème naturel	Les effets de l'ozone sur les écosystèmes naturels doivent porter sur les réseaux trophiques édaphiques, le bilan hydrique à l'échelle du paysage, la faune sauvage et les valeurs récréatives et les cycles de nutriments
Percy et Karnosky, 2007	Régions naturelles	État	Toute politique de protection des régions naturelles requiert des indices basés sur l'exposition pour empêcher les changements concernant les critères d'évaluation, et doit s'appuyer sur des relations exposition-réponse obtenues dans l'air ambiant
Shrestha et Grantz, 2005	Tomate et souchet comestible	Croissance des deux espèces lorsque cultivées ensemble	Le souchet comestible est plus sensible à la concurrence, mais la tomate est plus sensible à l'ozone; donc, s'il y avait hausse modérée de la concentration d'ozone, le souchet comestible pourrait constituer davantage un problème de mauvaises herbes
Thwaites <i>et al.</i> , 2006	Communautés de prairies calcaires	Composition spécifique	La composition spécifique a été modifiée au cours des trois ans d'exposition à l'ozone, cependant l'ozone explique seulement 4,6 % de la variation

Tableau 10.6 Études récentes sur les effets de l'O₃ sur des écosystèmes qui confirment des résultats antérieurs

Référence	Espèces	Critère d'évaluation	Conclusion
Bytnerowicz <i>et al.</i> , 2003	Forêts d'Épicéa commun des Carpathes	État des forêts	L'Épicéa commun est la seule espèce à montrer un « déclin », et ce pourrait être attribuable à une infestation de scolytes

C'est pourquoi les études parues depuis 2003 qui apportent de l'information en ces domaines ont été examinées avec soin, les autres études étant présentées sous forme de résumé dans un tableau. Toutes les études dont il est question ici font l'objet d'un résumé et sont présentées au tableau 10.5. Les

articles confirmant des faits connus concernant les réponses écosystémiques à l'O₃, mais qui n'apportent pas de nouvelle information d'importance, font l'objet de résumés présentés au tableau 10.6. Aucune fonction dose réponse n'a été citée dans aucune des études.

Ashmore (2005) a décrit en résumé le besoin de tenir compte des effets sur les écosystèmes; l'auteur avance également le besoin de tenir compte de l'ozone dans le contexte du changement climatique et pense notamment à la disponibilité de l'eau et des nutriments. Encore plus important, l'effet net doit être considéré non seulement au niveau des plantes elles mêmes, mais doit aussi englober les interactions entre les espèces et le fonctionnement des écosystèmes. Cet auteur est d'avis que le profil mondial de distribution de l'ozone et que les concentrations auxquelles se fait l'exposition doivent être intégrés aux effets prévus du changement climatique puisqu'il existe cette possibilité que la hausse de la concentration d'O₃ ait un effet dommageable sur les ressources alimentaires mondiales. Dans une démarche similaire, Fuhrer et Booker (2003) ont décrit en résumé le besoin d'appliquer une approche écosystémique à l'examen des effets de l'O₃ sur la production agricole, notamment dans les régions de la planète où la population est en hausse, et le besoin d'un approvisionnement alimentaire doit être assuré. Ils ont accordé priorité aux lacunes suivantes dans les données : la caractérisation de l'exposition en termes de flux d'O₃ absorbé, l'attention portée aux cas de toxicité initiale, le passage à l'échelle de la cellule à la plante entière, l'inclusion de la qualité des cultures, la séquestration du carbone, les cycles nutritifs et les effets sur les écosystèmes comme critères d'évaluation.

Karnosky et al. (2007) ont examiné les effets documentés de l'O₃ sur les forêts au cours des 50 dernières années. Ils sont parvenus à la conclusion que, même s'il est difficile d'observer sur le terrain les effets observés en milieu conditionné sur les pousses, ces effets s'intensifieront probablement dans les futurs scénarios de changement climatique et de hausse démographique. De la même manière, Laurence et Andersen (2003) ont tiré la conclusion qu'afin de protéger les écosystèmes naturels des effets de l'O₃, il faut intégrer aux critères d'évaluation les effets sur le réseau trophique édaphique, la contribution de ces écosystèmes aux régimes hydrologiques à l'échelle du paysage, le paysage et les valeurs récréatives ainsi que les cycles des éléments chimiques, notamment les macroéléments et les microéléments. En outre, tous ces aspects doivent être interprétés dans le contexte des scénarios de changement climatique et d'autres sources de stress susceptibles de fragmenter le paysage, à l'inclusion des espèces envahissantes.

Percy et Karnosky (2007) ont formulé la recommandation à l'effet que la protection des régions naturelles contre les effets de l'O₃ doit faire appel à des indices fondés sur l'exposition permettant de protéger des valeurs pertinentes sur le plan écologique, économique ou social, des indices fondés aussi sur des relations exposition réponse déterminées à partir d'études réalisées dans l'air ambiant. Cette recommandation peut paraître évidente, mais les auteurs croient en l'urgence d'agir parce que les régions naturelles au Canada et aux États Unis attirent des centaines de millions de visiteurs chaque année. La grille de sélection concernant les critères d'évaluation se lit comme suit :

1. Le critère d'évaluation est il une étape finale d'un mécanisme écosystémique essentiel?
2. Le critère d'évaluation peut il être mesuré avec exactitude et, élément important, avec précision au fil du temps?

3. Le critère d'évaluation trouve-t-il un fondement dans la documentation scientifique traitant de la relation exposition-réponse, obtenu dans le contexte de travaux réalisés dans l'air ambiant?
4. Si la valeur du critère d'évaluation est modifiée, y a-t-il de la rétroaction axée sur la productivité forestière ou sur une autre valeur écosystémique d'importance écologique, économique ou sociale?
5. Si une rétroaction, positive comme négative, est établie, l'évaluation du changement est-elle formulée de manière compréhensible et utilisable par les organismes de réglementation de la qualité de l'air?
6. Si ces organismes peuvent l'utiliser, peut-elle l'être à court terme pour justifier des décisions de gestion de la qualité de l'air (prévention), ou à long terme pour contribuer scientifiquement à un mécanisme d'établissement de critères (protection)?

Bassin et al. (2007) ont établi ce principe axé sur l'écosystème au moyen d'une méta-analyse des effets de l'O₃ sur les prairies. Ils ont formulé l'hypothèse à l'effet que les communautés où la plupart des espèces tolèrent le stress sont plus résistantes aux effets de l'O₃ que les communautés peuplées d'espèces rudérales ou compétitrices, ces dernières ayant un développement plus rapide que les espèces tolérantes au stress. La majeure partie des données expérimentales provenant de communautés nouvellement semées et dominées par des espèces rudérales ou compétitrices, il se peut que les études surestiment le potentiel d'effets de l'O₃ sur les communautés de prairies parvenues à maturité.

Thwaites et al. (2006) ont montré que la composition spécifique des végétaux d'une prairie calcique s'est modifiée après sa transplantation sans transformation dans des enceintes ouvertes et un traitement par fumigation à l'O₃ pendant trois étés de suite. Dans le traitement le plus élevé, le pourcentage de couverture assuré par *Festuca rubra* s'est abaissé au fil du temps; *Campanula rotundifolia* a disparu entièrement dans toutes les parcelles traitées à l'O₃. La fréquence de *Galium verum* et de *Plantago lanceolata* s'est accrue avec l'exposition à l'O₃. Bien qu'il ait été un facteur non négligeable du changement dans la composition de la communauté, l'ozone est à l'origine d'un peu moins de 5 % du changement total. Le reste est attribué à la transplantation dans des enceintes ouvertes. L'inexistence d'une réponse importante à l'O₃ a été en partie attribuée au fait que les communautés végétales à l'étude ne comportaient pas de fabacées (bien connues pour leur sensibilité à l'O₃), et l'étude s'est ainsi trouvée à définir la tolérance d'une communauté végétale.

Le contexte dans lequel les effets de l'O₃ sur la productivité primaire nette (PPN) et sur la séquestration du carbone se révèlent a été établi pour les feuillus, les pins et les grandes cultures au moyen du modèle d'écosystèmes terrestres (Terrestrial Ecosystem Model), (Felzer et al., 2004). Ce modèle est alimenté à partir de données de Reich (1987) obtenues par une méta-analyse couvrant de nombreuses études réalisées par différents chercheurs. L'étude a montré que, depuis les années 1950, la PPN s'est abaissée de 2,6 – 6,8 % par an à cause de l'O₃ et que la séquestration du carbone (qui inclut l'effet de l'O₃ sur la végétation) s'est abaissée de 18 – 38 Tg/an. En importance, les effets de l'O₃ sur la PPN étaient comparables à ceux de la fertilisation par le CO₂ et de la variabilité climatique, mais moins marqués que ceux des changements associés à l'utilisation du territoire et à la gestion agricole. Les changements relatifs à la séquestration du carbone attribuables à l'O₃ étaient semblables au changement négatif prévu attribuable à l'utilisation du territoire, et annuleraient l'effet

de la fertilisation par l'azote et le CO₂ et attribuable à la variabilité climatique. Les résultats de cette étude par modélisation comprenaient effectivement la réduction de la conductance stomatique associée à un traitement à l'O₃ par fumigation ainsi que la réduction résultante de la quantité d'O₃ à pénétrer dans les plantes, ce qui aurait eu pour effet de compenser ou d'intensifier (ou les deux, avec pour résultat « aucun changement » net) une partie des changements prévus sur le plan de la PPN. En outre, les auteurs de l'étude reconnaissent que dans ce modèle, la place faite aux pratiques agricoles pourrait être optimisée, et que cette lacune pourrait avoir un effet marqué sur les prévisions. Par exemple, l'irrigation et la fertilisation par l'azote influent sur les cultures, donc sur l'absorption de l'O₃ et sur l'effet de l'O₃ sur la PPN.

En conclusion, les écosystèmes pris dans leur ensemble doivent être protégés en vertu de SP relatifs à l'O₃ et, à cette fin, il faut appliquer une « approche écosystémique » à la détermination de leur sensibilité à l'O₃. Les critères d'évaluation qu'il faut envisager en vue de cette protection comprennent notamment la composition spécifique de communautés végétales identifiables ainsi que le rôle des communautés végétales dans le cycle total du carbone.

10.4.1.3 L'ozone en combinaison avec d'autres facteurs de stress et en mélange

Dans la mise à jour de 2003 (CCME, 2003a), on signale qu'avant cette date, la plus grande partie des études sur les co-contaminants traitaient de l'O₃ et du CO₂, et que la dose d'exposition, telle qu'elle était présentée, ne se prêtait pas aux analyses quantitatives. En conséquence, les documents parus depuis 2003 qui mesurent les effets de mélanges de CO₂ et d'O₃ exprimés en termes chiffrés de doses et d'expositions ont fait l'objet d'un examen détaillé et les autres sont traités dans un tableau. La mise à jour de 2003 passait complètement sous silence d'autres facteurs environnementaux, biotiques et abiotiques, susceptibles d'influer sur la réponse végétale à l'O₃, un fait souligné dans les conclusions sur l'examen de la documentation jusqu'en 2004 du document de travail de l'OAQPS (USEPA, 2007). Bref, ces études sont examinées en détail dans la présente section puisqu'il semble qu'il s'agit là d'un champ d'étude largement inexploré.

Tableau 10.7 Études récentes qui ont contribué à la compréhension des effets sur la végétation de l'O₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress ou en mélange

Référence	Espèce	Mélange avec l'O ₃	Critère d'évaluation	Conclusion
Bender <i>et al.</i> , 2006b	Pâturin des prés et quatre autres espèces compétitrices	Autres espèces	Biomasse et qualité nutritive	La fumigation printanière à l'ozone pendant trois années consécutives a nui à la qualité nutritive du pâturin des prés récolté chaque automne, mais la concurrence n'a pas modifié la réponse à l'ozone
Holton et Lindroth, 2003	Peuplier faux-tremble	CO ₂	Infestation et parasitage de chenilles à tente	L'enrichissement en CO ₂ et en O ₃ a réduit l'efficacité des chenilles, selon le génotype des peupliers faux-trembles
Jones et Paine, 2006	Forêts de chêne, de pin et de fougères, monts San Bernardino (Calif.)	N	Caractérisation des communautés d'herbivores, de leur richesse et de leur diversité	Les organismes broyant les feuilles sont plus abondants dans les communautés végétales croissant en conditions de forte pollution par l'O ₃ /N, même si les indices de richesse et de diversité spécifiques étaient similaires en

Référence	Espèce	Mélange avec l'O ₃	Critère d'évaluation	Conclusion
			spécifique	conditions de forte ou de faible pollution
Karnosky <i>et al.</i> , 2003	Peuplier faux-tremble, bouleau à papier, érable à sucre	CO ₂	Critères d'évaluation de la feuille à l'écosystème	La hausse de production attribuable à l'augmentation de CO ₂ peut être en partie annulée par l'effet nocif de l'O ₃
Karnosky <i>et al.</i> , 2005	Peuplier faux-tremble, bouleau à papier, érable à sucre	CO ₂	Circulation du C dans l'écosystème	Le CO ₂ a largement compensé les effets de l'O ₃ , sauf dans le cas du bouleau à papier où les effets les plus nocifs ont été obtenus alors que le CO ₂ était élevé; les effets de l'O ₃ sur l'érable à sucre n'ont pas été observés avant l'exposition de la 3 ^e année
King <i>et al.</i> , 2005	Peuplier faux-tremble, bouleau à papier, érable à sucre	CO ₂	Productivité primaire nette	L'O ₃ a eu des effets nocifs sur la PPN, alors que le CO ₂ a eu des effets positifs en général; même une exposition modérée à l'ozone abaisse la réponse des espèces au CO ₂
Kozovits <i>et al.</i> , 2005	Hêtre commun et épicéa commun	CO ₂ , compétition intra/interspécifique	Échanges gazeux foliaires, biomasse, volume de la cime	La réponse, sur le plan de la croissance, à l'O ₃ ou au CO ₂ (l'épicéa a tiré profit d'une conc. élevée de CO ₂ , l'hêtre était sensible à l'O ₃) était plus marquée s'il y avait une concurrence interspécifique, à comparer à la concurrence intraspécifique
Kubiske <i>et al.</i> , 2006a	Peuplier faux-tremble, bouleau à papier, érable à sucre	CO ₂	Importance des espèces	La conc. élevée d'O ₃ a accéléré la conversion des peuplements au bouleau à papier, alors que la conc. élevée de CO ₂ l'a retardée. La conc. élevée d'O ₃ augmente légèrement le taux de conversion des peuplements de peuplier à l'érable à sucre, mais l'érable est placé en désavantage concurrentiel face au peuplier lorsque la conc. de CO ₂ est élevée
Kubiske <i>et al.</i> , 2006b.	Modèle de tremble	CO ₂ , variations climatiques interannuelles	Croissance	Les années à EPP plus élevé ont été associées à un plus grand effet positif du CO ₂ et à un plus grand effet nocif de l'O ₃ sur la production de biomasse du tremble
Kull <i>et al.</i> , 2005	Bouleau	CO ₂	Structure de la cime (indice de surface foliaire)	L'extrapolation de données expérimentales obtenues sur le terrain (voir Kull <i>et al.</i> , 2003, à « Confirmation ») à l'échelle du couvert au moyen d'un modèle montre l'influence du rayonnement sur les résultats
Liu <i>et al.</i> , 2004	Hêtre commun et épicéa commun	CO ₂ , concurrence inter/intraspécifique	Glucides, biomasse	Aucun effet décelable sur la biomasse (grande variabilité), mais effets positifs du CO ₂ sur la teneur en glucides neutralisés par l'O ₃ ; les effets du CO ₂ sur le hêtre sont disparus en co-culture avec l'épicéa, le meilleur compétiteur
Long <i>et al.</i> , 2006	Méta-analyse de cultures	CO ₂	Rendement	Vérification de la théorie voulant que les effets du CO ₂ et de l'O ₃ se neutralisent, en comparant des déterminations, obtenues avec la méthode FACE et avec des enceintes ouvertes, des gains/pertes en rendement : perte de 20 % pour le soya avec la méthode FACE, contre 8 % de perte avec des enceintes ouvertes; des essais sur des productions vivrières portant sur l'exposition à l'O ₃ simultanément avec le CO ₂ au moyen de la méthode FACE sont nécessaires
Luedemann <i>et al.</i> , 2005	Hêtre commun et épicéa commun	<i>Phytophthora citricola</i>	Infection et concurrence dans le sol	L'épicéa est moins sensible à l'ozone que le hêtre, lequel est moins sensible à <i>Phytophthora</i> après une fumigation à l'ozone que l'épicéa – bref l'effet de l'O ₃ sur les communautés végétales est complexe
McLaughlin <i>et al.</i> , 2007b	Forêt du sud des Appalaches	Climat	Utilisation de l'eau, teneur en humidité du sol, débit des	Des augmentations de la conductance à l'échelle du couvert d'arbres entiers, l'appauvrissement du sol en eau dans la

Référence	Espèce	Mélange avec l'O ₃	Critère d'évaluation	Conclusion
			cours d'eau	rhizosphère et la réduction du débit dans les cours d'eau à la fin de la saison dans les bassins hydrographiques en zone forestière ont été observés en réponse à la hausse de concentration de l'ozone dans l'air ambiant
McLaughlin <i>et al.</i> , 2007a	Forêt du sud des Appalaches	Climat	Accroissement du diamètre de la tige et écoulement de sève	L'ozone peut intensifier l'utilisation de l'eau par les arbres; donc la hausse future de la concentration d'ozone et la baisse concurrente de l'approvisionnement en eau (à cause du réchauffement planétaire) pourraient limiter, par effet de synergie, la productivité des essences forestières
Muzika <i>et al.</i> , 2004	Épicéa commun et hêtre commun	SO ₂ et NO ₂	Accroissement de la surface terrière	Les conc. moyennes de SO ₂ et de NO ₂ sont inversement proportionnelles à l'IST des arbres; la conc. la plus élevée d'O ₃ est aussi en corrélation inverse avec l'IST; une variable combinant les trois polluants a aussi été calculée et mise en corrélation
Plessl <i>et al.</i> , 2007	Pomme de terre (variété Indira)	CO ₂	Infection et biomasse	La susceptibilité à <i>Phytophthora</i> est accrue par l'ozone et réduite par le CO ₂ , peu importe les effets de ces gaz sur la croissance
Rämö <i>et al.</i> , 2006	Pré de fauche	CO ₂	Biomasse	L'ozone nuit à la biomasse chez quatre espèces sur sept, et la situation n'est pas rétablie par une conc. élevée de CO ₂ ; même si aucun groupe fonctionnel n'a été perdu, les baisses les plus importantes ont été observées chez les espèces le moins fréquemment observées; ce serait le signe d'une suppression des compétiteurs les moins efficaces induite par l'O ₃
Rämö <i>et al.</i> , 2007	Espèces caractéristiques des prés de fauche	CO ₂	Commencement de la croissance, floraison, biomasse	L'ozone a réduit la floraison et la couverture en commencement de saison chez certaines espèces, et la fumigation au CO ₂ n'a pas permis de récupération; cela laisse entrevoir des effets nocifs sur le plan de la reproduction à l'échelle des communautés
Ren <i>et al.</i> , 2007	Prairie	CO ₂ et autres changements climatiques	Séquestration du C et productivité primaire nette (PPN)	Au cours des 40 dernières années, légère hausse de la PPN et de la séquestration du C dans le sol et dans la végétation de prairies en Chine; il a été prédit que l'O ₃ abaissait la hausse maximale de PPN et de la séquestration du C qui aurait été observée si la conc. d'O ₃ ne s'était pas accrue au cours de cette période
Shrestha et Grantz, 2005	Tomate et <i>Cyperus rotundus</i>	Compétition interspécifique	Croissance de deux espèces cultivées ensemble	<i>Cyperus rotundus</i> est plus sensible à la compétition, mais la tomate est plus sensible à l'ozone; donc, s'il y avait hausse modérée de la concentration d'ozone, <i>Cyperus rotundus</i> pourrait constituer davantage un problème de mauvaises herbes
Tonneijck <i>et al.</i> , 2004	Espèces caractéristiques des prairies	Compétition interspécifique	Biomasse, sénescence, lésions foliaires apparentes	Dans une expérience d'une durée de trois ans, la compétition interspécifique entre végétaux des prés humides n'a pas modifié les effets de l'ozone au commencement de la saison sur la croissance végétale
Van Oijen <i>et al.</i> , 2004	Blé de printemps	CO ₂	Croissance	Exercice de modélisation où les effets du CO ₂ et de l'O ₃ sur la croissance du blé ont été intégrés à un modèle bien paramétrisé de croissance du blé en l'absence de l'O ₃
Zeleznik <i>et al.</i> , 2007	Hêtre	Éclairement	Paramètres pour les racines et ectomycorhize	L'O ₃ n'a pas nui à l'établissement des mycorhizes, contrairement au régime d'éclairement; en comparaison des témoins, l'O ₃ a généralement réduit la croissance des racines, ce qui laisse deviner la possibilité d'une modification des cycles de nutriments dans le sol

Tableau 10.8 Études récentes sur les effets de l'O₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress ou en mélange, où figurent des relations dose-réponse

Référence	Espèce	Mélange avec O ₃	Critère d'évaluation	Conclusion
Khan et Soja, 2003.	Blé d'hiver	Stress hydrique	Rendement en grains	Rendement en grains (g/plante^{-1}) = $1,147 - 1,095/x^2 - 0,03656y^{0.5}$, où x = capacité de rétention d'eau du sol (%) et y = AOT40 ($\text{micromole}^{-1} \text{k}^{-1}$ (fonctions exposition réponse pour d'autres paramètres de rendement dans le document))

Tableau 10.9 Études récentes sur les effets de l'O₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress ou en mélange, qui confirment des résultats antérieurs

Référence	Espèce	Mélange avec O ₃	Critère d'évaluation	Conclusion
Ambasht et Agrawal, 2003-2004	Blé	UV-B	Rendement	La combinaison des UV-B et de l'O ₃ ont des effets additifs sur le rendement des plantes
Awmack <i>et al.</i> , 2007	Trèfle	CO ₂	Biomasse	Aucune réponse à l'ozone, avec ou sans CO ₂
Booker <i>et al.</i> , 2005	Soya	CO ₂	Biomasse et photosynthèse	L'ozone inhibe la production de biomasse ainsi que la photosynthèse; le CO ₂ stimule les deux; la réponse des végétaux en pots est semblable à celle des végétaux en pleine terre
Darbah <i>et al.</i> , 2007	Bouleau à papier	CO ₂	Floraison et reproduction	La conc. élevée de CO ₂ a, en général, un effet nocif sur la reproduction, et la conc. élevée d'O ₃ a, en général, un effet nocif. La combinaison des deux a probablement un effet mixte.
Darbah <i>et al.</i> , 2008	Bouleau à papier	CO ₂	Floraison et reproduction	La conc. élevée de CO ₂ a, en général, un effet nocif sur la reproduction, et la conc. élevée d'O ₃ a, en général, un effet nocif. La combinaison des deux a probablement un effet mixte.
Dittmar <i>et al.</i> , 2003	Hêtre	Autres facteurs de stress environnementaux	Croissance radiale	À moindre altitude, la croissance du hêtre est accrue, mais c'est le contraire à plus haute altitude, où une concentration élevée d'ozone est observée (entre autres changements environnementaux)
Heagle <i>et al.</i> , 2003	Pomme de terre	CO ₂	Rendement	La hausse de production associée à une augmentation de CO ₂ est en partie contrée par l'effet nocif de l'O ₃
Kull <i>et al.</i> , 2003	Bouleau blanc d'Europe	CO ₂	Structure de la cime	L'O ₃ abaisse l'indice de surface foliaire (ISF, $\text{m}^2 \text{m}^{-2}$); le CO ₂ élève l'ISF – donc, si la conc. des deux augmente à l'avenir, leurs effets s'amélioreront
Loya <i>et al.</i> , 2003	Bouleau et peuplier faux-tremble	CO ₂	C du sol	La hausse de conc. du CO ₂ et de l'O ₃ de 50 % réduit le transfert de C dans le sol de moitié en comparaison du résultat obtenu avec la seule hausse de CO ₂
Maggio <i>et al.</i> , 2007	Tomate	Sel	Biomasse	La salinité peut influencer sur l'ouverture stomatique, donc sur la dose efficace d'ozone – cependant, l'étude est compliquée par les effets de la salinité seulement; la conclusion est que les critères associés à l'ozone doivent être spécifiques à l'environnement, dans cet exemple, s'il y a cooccurrence de l'ozone et de la salinité
Matussek <i>et al.</i> , 2006	Forêts	Sécheresse	Productivité	Compromis entre les bénéfices de la sécheresse sur les végétaux croissant en atmosphère riche en ozone (réduction de l'influx d'ozone) et les effets

Référence	Espèce	Mélange avec O ₃	Critère d'évaluation	Conclusion
				nocifs (réduction de l'influx de CO ₂ , donc de la croissance)
Percy et Ferretti, 2004	Forêts	Autres polluants et facteurs de stress	État	En vue de la protection des forêts, l'examen des effets de l'ozone, du CO ₂ et de l'acidification doit être intégré à un modèle se prêtant à l'évaluation de l'état des forêts sur lequel fonder des critères environnementaux; les conclusions sont en bonne partie confirmées, mais parfois pas, par les résultats de travaux qui ont paru subséquemment et qui sont décrits dans cet article
Persson <i>et al.</i> , 2003	Pomme de terre (variété Bintje)	CO ₂	Rendement	La croissance des plants était plus sensible à ces polluants que le rendement en tubercules, qui était peu sensible à l'un ou à l'autre; toutefois, une grande variation non attribuable limitait la détection des effets
Rämö <i>et al.</i> , 2006	Écotypes à centauree jaccée	CO ₂	Lésions apparentes, production en masse sèche	Tous les écotypes étaient sensibles à l'ozone; la réponse au CO ₂ variait selon les écotypes, et la conc. élevée de CO ₂ intensifiait la sensibilité à l'ozone de l'écotype le plus tolérant, peut-être à cause d'une conductance stomatique accrue? À cause de sa variabilité, la centauree jaccée n'est pas un bioindicateur qui convienne dans le cas de l'ozone
Riikonen <i>et al.</i> , 2004	Bouleau blanc d'Europe	CO ₂	Croissance et allocation du C	L'effet total net de l'O ₃ (négatif) et du CO ₂ (positif) sur la croissance et sur l'allocation du carbone dépend des clones
Sanz <i>et al.</i> , 2005	Trèfle souterrain	N	Croissance et qualité nutritive	L'ozone a abaissé le rendement et la valeur nutritive des tissus aériens; ce phénomène était aussi amplifié s'il y avait enrichissement de l'azote, à cause de la production accrue de fibres au détergent acide
Schaub <i>et al.</i> , 2003	Cerisier tardif, érable rouge, frêne d'Amérique	Stress hydrique	Lésions apparentes	La grande disponibilité d'eau dans le sol stimule l'absorption de l'ozone, aggrave les lésions foliaires et exacerbe les effets nocifs de l'ozone sur les échanges gazeux des semis d'arbres feuillus
Shimizu et Feng, 2007	Bouleau des Alléghanys	Stress hydrique	Biomasse, échanges gazeux, biochimie foliaire	Aucune interaction entre l'ozone et le stress hydrique, quant au retard de la croissance végétale en réponse à chacun; les effets sur la production de matière sèche sont additifs
Smidt et Herman, 2004	Forêts d'Autriche	Autres polluants	État des forêts	La baisse des émissions industrielles a converti la « pollution atmosphérique » d'une forme acide à une forme oxydative, et l'ozone (particulièrement en altitude) et le dépôt de Pb sont probablement les plus importants déterminants de l'état des forêts en Autriche
Thomas <i>et al.</i> , 2005	Épicéa commun	Azote dans le sol	Biomasse et glucides	L'azote stimule la croissance, au contraire de l'O ₃ , et la seule interaction entre les deux a été l'atténuation par l'azote de l'effet de l'O ₃ (nocif) sur la teneur en amidon des racines
Thomas <i>et al.</i> , 2006	Hêtre commun	Azote dans le sol	Biomasse, glucides et composition du feuillage en macronutriments	L'azote stimule la croissance (sauf à la charge la plus élevée), au contraire de l'O ₃ ; les effets combinés sont largement additifs, sauf à la concentration la plus élevée de N, où les effets sont synergiques

Le tableau 10.7 présente des résumés des études récemment parues aidant à la compréhension des effets de l'O₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress et en mélange. Lorsque des fonctions exposition réponse ou dose réponse étaient fournies dans des articles récents, elles ont été présentées

en résumé au tableau 10.8. Les articles récents confirmant des faits connus sur l'O₃ en combinaison avec d'autres facteurs de stress et en mélange, mais n'apportant pas beaucoup de nouvelle information sont présentés en résumé au tableau 10.9.

La présence d'ozone et la concurrence interspécifique peuvent interagir lorsque les espèces composant la communauté végétale ne montrent pas la même sensibilité à l'O₃. Nous avons effleuré cette question dans la section 10.4.1.2, qui portait sur les réponses écosystémiques. Bender et al. (2006b) ont exposé à l'O₃ des spécimens de *Poa pratensis* cultivée avec quatre autres espèces compétitrices afin d'évaluer la production de biomasse et la valeur nutritive. Les traitements de fumigation à l'O₃ ont été pratiqués au printemps pendant trois années consécutives. En plus des lésions foliaires observées en réponse à l'exposition à l'O₃, il s'est produit une perte de qualité alimentaire de *Poa* à la récolte à l'automne, mais la concurrence des autres espèces n'a pas modifié cet effet. La capacité de la tomate de concurrencer l'amande de terre (mauvaise herbe) a été testée après un traitement par fumigation à l'O₃. L'amande de terre (ou souchet comestible) est plus sensible à la concurrence que la tomate qui elle, est plus sensible à l'O₃ (Shrestha et Grantz, 2005). Ces auteurs suggèrent qu'en vertu d'un scénario de hausse modérée de la teneur en O₃, l'amande de terre pourrait devenir plus nuisible qu'elle ne l'est comme mauvaise herbe. Kozovits et al. (2005) ont montré que le hêtre est plus sensible à l'O₃ que l'épicéa commun, qui a davantage tiré parti de la concentration élevée de CO₂ que le hêtre. Lorsque ces espèces étaient cultivées ensemble, ces effets étaient amplifiés, ce qui démontre très clairement que l'utilisation de résultats expérimentaux pour prédire des effets à l'échelle du paysage devrait s'appuyer sur des données obtenues par observation de communautés mixtes et qu'un tel passage à échelle à partir de données obtenues sur une seule espèce pourrait conduire à la sous-estimation des effets sur les espèces les plus sensibles à l'intérieur des communautés végétales. Kull et al. (2005) ont prédit la structure de la cime de hêtres à l'échelle du couvert à partir de parcelles expérimentales utilisées à court terme, après traitement à des concentrations élevées de CO₂ et d'O₃. Même s'il s'agit là d'une étude portant sur une seule espèce, les auteurs font valoir que les changements de structure de la cime exprimés en indice de surface foliaire altérée (ISFA) varient selon l'espèce et qu'ils pourraient avoir de profondes répercussions en termes de la concurrence entre les espèces puisque ces changements sont le principal facteur de contrôle de la pénétration de la lumière jusqu'aux étages inférieurs de la communauté forestière.

Luedemann et al. (2005) ont étudié la vulnérabilité de l'épicéa commun et de l'hêtre européen au phytophthora (un pathogène des végétaux) en fonction d'une exposition antérieure à l'O₃. Cette étude portait sur la façon dont ces deux facteurs de stress agissaient sur le rapport concurrentiel entre ces deux espèces. L'acclimatation à l'O₃ amplifiait la vulnérabilité de l'épicéa au phytophthora, mais abaissait celle du hêtre; cette constatation a été portée au regard de la plus grande sensibilité du hêtre à l'O₃, exprimée en termes de ralentissement du gain en biomasse. Donc, s'ils étaient cultivés ensemble, l'épicéa aurait un avantage concurrentiel sur le hêtre en conditions de concentration élevée d'O₃, un avantage qui pourrait être atténué par l'infection au phytophthora. La vulnérabilité d'autres espèces au phytophthora après un traitement par fumigation à l'O₃ et au CO₂ a aussi fait l'objet de recherche. Les feuilles de plants de pommes de terre (var. Indira) se sont révélées être légèrement plus vulnérables à

l'inoculation de *Phytophthora* à la suite d'une exposition à l' O_3 , et moins vulnérables à la suite d'une exposition au CO_2 ; les auteurs ont associé cette différence à l'altération biochimique du feuillage (Plessl et al., 2007).

Liu et al. (2004) ont confirmé la vigueur de l'épicéa commun en concurrence avec l'hêtre en établissant que les effets positifs du CO_2 sur la teneur en glucides dans les deux espèces (atténués par l'exposition à l' O_3) étaient supprimés chez l'hêtre, au contraire de l'épicéa, lorsque ces deux espèces étaient cultivées ensemble. La sensibilité à de très faibles concentrations d' O_3 manifestée par les espèces composant une prairie de fauche était variable, quatre des sept espèces montrant une perte de biomasse après une exposition de deux ans à la dose de 40 ppb d' O_3 (Rämö et al., 2006). Cette perte de biomasse n'a pas été allégée par un traitement au CO_2 à concentration élevée, par fumigation, sans doute parce que l'azote freinait la stimulation de la croissance; cela donne à penser que l'attente de l'effet de contrepois à l' O_3 que devrait exercer une concentration élevée de CO_2 ne se concrétisera pas dans tous les écosystèmes. Au moyen du même groupe d'espèces placées en mésocosme, Rämö et al. (2007) ont pu établir que l' O_3 réduit la floraison ainsi que la couverture tôt en saison chez quelques espèces – et qu'un traitement au CO_2 par fumigation ne permet pas de corriger la situation; il y aurait donc des effets nocifs pour la reproduction à l'échelle des communautés. Tonneijck et al. (2004) ont cultivé des espèces de prairies humides, seules ou en combinaison, pendant trois années consécutives en appliquant des traitements à l'ozone (AOT40) s'élevant jusqu'à 18 ppm h, en dépassement du niveau critique proposé d' O_3 pour l'obtention d'effets nocifs sur la végétation semi-naturelle. Exception faite de la première année, toutefois, les effets de l' O_3 ne se sont généralement pas fait sentir tout au long de l'expérience et il ne ressort pas clairement que la concurrence interspécifique entre les espèces végétales provenant de prairies humides ait agi sur la phytotoxicité exprimée tôt en saison de l' O_3 en termes de production de biomasse.

En conclusion, la plupart des communautés végétales sont constituées d'espèces (à l'inclusion des organismes nuisibles et pathogènes) ayant des profils de croissance différents. Des différences de sensibilité à l' O_3 entre ces espèces peuvent modifier les relations interspécifiques, peut être de façons qui changent la structure fondamentale de ces communautés végétales. Les études portant sur la sensibilité à l' O_3 des végétaux placés en situation de concurrence contribuent de façon importante à combler le manque de données sur ce plan.

La teneur élevée en O_3 et le stress hydrique sont étudiés ensemble parce que celui-ci offre le potentiel de réduire l'influx d' O_3 , donc d'atténuer la réponse des végétaux. Khan et Soja (2003) ont calculé des fonctions exposition réponse concernant des paramètres de rendement en grain du blé d'hiver, selon la concentration d' O_3 au regard de divers degrés de stress hygrométrique du sol (tableau 10.8). (La conductance stomatique ayant aussi été mesurée, les auteurs ont pu formuler la réponse en termes de dose réelle appliquée aux végétaux; ces résultats sont aussi présentés dans l'article.) Leur conclusion n'est pas innovante, c.-à-d. que le stress hydrique atténue l'impact de l'ozone sur les végétaux en réduisant le flux d' O_3 qui pénètre dans les feuilles, mais le fait de présenter des fonctions d'exposition réponse et de dose réponse concernant le rendement de valeur marchande mérite d'être souligné. McLaughlin et al. (2007a; 2007b) ont étudié l'interaction entre l'utilisation de l'eau et l'exposition à l' O_3 in situ, dans les forêts du sud des Appalaches où avait été déployé du matériel de mesure

quotidienne de l'accroissement de la tige d'arbres, de la transpiration, de l'écoulement et de l'humidité du sol. Ils sont parvenus à la conclusion que dans l'ensemble, l'exposition à l'O₃ accroît le transit de l'eau entre le sol et l'atmosphère par les arbres; en retour, l'écoulement d'eau dans le secteur forestier se trouve à être réduit et la croissance des arbres est inférieure à ce qu'elle serait en l'absence d'O₃.

Les concentrations élevées d'O₃ et de CO₂ sont souvent employées simultanément dans les études parce que, dans le cadre des scénarios de changement climatique, la concentration élevée de CO₂ s'accompagne d'une hausse de la température qui accentue la production d'O₃. Ces études ne conduisent ordinairement pas à l'énoncé de fonctions exposition réponse car, la plupart du temps, elles sont effectuées en employant des dispositifs d'exposition (penser à la méthode FACE) qui ne sont pas disponibles en nombre suffisant dans la plupart des stations de recherche. Bon nombre des études portant sur le CO₂ et l'O₃ sont des études à court terme qui mènent à la conclusion que les effets de ces deux gaz s'annulent en bonne partie; cependant, il existe une série d'articles décrivant les résultats d'une étude d'une durée de sept ans et portant sur les arbres, qui utilisait des dispositifs d'exposition utilisés avec la méthode FACE. Cette durée rend les résultats de l'étude particulièrement intéressants.

Percy et Karnosky (2007) ont examiné les standards de qualité de l'air présentement en vigueur en Amérique du Nord au regard de nouvelles données expérimentales et ils ont formulé des recommandations en vue de travaux scientifiques pertinents aux politiques. Ils insistent pour dire que les expériences à l'air libre sont nécessaires à une bonne compréhension sur la façon dont l'O₃ et les facteurs environnementaux interagissent pour déterminer la réponse végétale.

Karnosky et al. (2003, 2005) ont étudié sur plus de sept ans la réponse du peuplier faux tremble, du bouleau à papier et de l'érable à sucre à l'exposition à des concentrations élevées de CO₂ et d'O₃, au moyen de la méthode FACE. Ils ont montré que, contrairement à de nombreuses autres observations, l'effet nocif de l'O₃ sur le bouleau à papier était le plus important lorsque la concentration de CO₂ était élevée. En outre, l'effet de l'O₃ sur l'érable à sucre ne se décelait pas avant trois ans d'exposition. Les chercheurs ont été en mesure de montrer qu'il se produit des changements au niveau de la croissance aérienne et de la physiologie des jeunes arbres. Et comme l'étude s'est poursuivie pendant sept ans, ils ont pu aussi révéler une modification du cycle du carbone sous le sol, peut être attribuable à des changements, dus à l'action de l'ozone, dans la chimie du feuillage qui influent sur l'activité des microorganismes du sol. Pendant sept ans, des communautés de peuplier faux tremble, de bouleau et d'érable ont été exposées au CO₂ et à l'O₃ au moyen de la méthode FACE; en comparaison des témoins, la biomasse totale des groupes exposés au CO₂ en concentration élevée s'est accrue de 25, 45 et 60 % dans les communautés de peuplier faux tremble, de peuplier faux tremble bouleau et de peuplier faux tremble érable, respectivement (King et al., 2005). L'ozone en concentration élevée était à l'origine d'une réduction de la biomasse totale, comparativement aux témoins dans les communautés respectives, de 23, 13 et 14 %. La fumigation combinée a donné lieu à une réponse, exprimée en biomasse totale, de -7,8, +8,4 et +24,3 %, comparativement aux témoins, dans les communautés de peuplier faux tremble, de peuplier faux tremble bouleau et de peuplier faux tremble érable, respectivement. Ces résultats montrent que l'exposition à l'O₃, même à des concentrations modérées, réduit de beaucoup le potentiel de la PPN à répondre à une concentration élevée de CO₂ dans certaines forêts. Dans le cadre des expériences réalisées conformément à la méthode FACE, des études portant

sur les successions à l'intérieur de mêmes communautés végétales ont fait ressortir que certains clones de peuplier faux tremble croissaient mieux après un traitement à l'O₃ par fumigation (Kubiske et al., 2006a). Au sein de la communauté mixte de peuplier faux tremble bouleau, le peuplier faux tremble perdait en importance et le bouleau gagnait en importance dans les parcelles témoins. Dans les parcelles traitées, le changement d'importance se faisait dans le même sens, mais était plus accentué avec le traitement à forte concentration d'O₃ et était moins accentué avec le traitement à forte concentration de CO₂. Donc, l'O₃ à forte concentration accélère la conversion des peuplements vers le bouleau à papier, alors qu'à forte concentration, le CO₂ la retarde. Dans les parcelles témoins, l'importance relative du peuplier faux tremble s'est abaissée et celle de l'érable s'est accrue légèrement. Mais l'ozone en concentration élevée a légèrement accéléré la conversion des peuplements de peuplier faux tremble en peuplements d'érable à sucre et, sur le plan compétitif, l'érable a été désavantagé face au peuplier faux tremble par la concentration élevée de CO₂.

Bon nombre des études où les traitements au CO₂ et à l'O₃ sont combinés mesurent des paramètres d'évaluation qui ne sont pas ceux ordinairement retenus dans un cadre réglementaire d'établissement de normes, en plus de mesurer la croissance et la productivité, des paramètres davantage utilisés dans un cadre réglementaire. Même si on sait qu'ils influencent le fonctionnement écosystémique, les changements critiques apportés à ces processus qui se traduiront par des changements décelables d'une mesure de productivité ou d'une autre (par exemple la croissance forestière ou le rendement agricole) ne sont pas clairement établis. Un exemple de cela serait l'étude d'Holton et Lindroth (2003). Ces chercheurs ont mesuré la perte d'« efficacité » des chenilles à tente sur le peuplier faux tremble à des concentrations élevées de CO₂ et d'O₃. L'« efficacité » était stimulée par la concentration dans l'air ambiant de CO₂ et la concentration élevée d'O₃, et abaissée lorsque les concentrations de CO₂ et d'O₃ étaient élevées. Ces résultats dépendaient du génotype des peupliers faux tremble. Zeleznik et al. (2007) ont mesuré les effets de l'O₃ sur le développement des racines et sur leur colonisation mycorhizienne chez des bouleaux exposés, ou non, au soleil. L'importance de l'éclairage agissait sur le symbiote mycorhizien, mais le traitement à l'O₃ par fumigation n'a pas eu cet effet, et au bilan, le traitement à l'O₃ a réduit la vigueur de l'appareil racinaire (c. à d. le nombre d'extrémités radiculaires, la longueur radiculaire, la densité par volume donné de sol, la concentration de Zn et le rapport Ca/Al). À grande échelle, il y aurait des conséquences à cela pour le cycle des nutriments dans les forêts où serait pratiqué un traitement à l'O₃ par fumigation, cependant le lien subséquent avec une mesure de la productivité n'a pas été clairement établi. Les études intégrées, par exemple AspenFACE, tentent de remédier à ce problème en mesurant de nombreux critères d'évaluation à l'intérieur de mêmes communautés végétales. Il est question de ces études ailleurs dans le présent document, à la section sur les expériences de nature multifactorielle, du fait que les études AspenFACE portaient sur des concentrations élevées de CO₂ autant que d'O₃.

Par opposition aux efforts pour dégager l'effet, sur les essences forestières, de l'exposition combinée au CO₂ et à l'O₃, on en sait beaucoup moins sur l'effet de cette combinaison sur les cultures vivrières, même si ces gaz ont fait l'objet de beaucoup d'études chacun de leur côté. Long et al. (2006) ont procédé à une méta analyse de la réponse de cultures au CO₂ et à l'O₃ mesurée à partir de la méthode FACE par opposition au recours à des enceintes déployées sur le terrain; ils sont parvenus à la conclusion que pour le soya, il serait plus réaliste de projeter une perte de rendement de 5 % en

réponse aux concentrations projetées de ces deux gaz, plutôt que la hausse de rendement de 23 % qui est présentement appliquée à la modélisation. La correction proposée découle en bonne partie de la comparaison des données FACE et de celles obtenues avec les enceintes sur le terrain sur la perte de rendement du soja en réponse à l'O₃ : 20 % de perte à comparer à 8 %, respectivement. Les auteurs trouvent essentiel, dans la perspective de la sécurité alimentaire mondiale, d'étudier les effets de combinaisons de CO₂ et d'O₃ sur le rendement des cultures vivrières au moyen de la méthode FACE. Van Oijen et al. (2004) décrivent des équations « simples » appliquées à la prévision des effets combinés de concentrations élevées d'O₃ et de CO₂ sur la croissance du blé en paramétrisant autrement un modèle bien caractérisé de manière à inclure les effets de ces gaz sur tous les mécanismes végétaux. Leur modèle prédit une hausse de 25 % de la biomasse à de faibles concentrations d'O₃ (< 0,025 mL l) lorsque la concentration de CO₂ dans l'air ambiant est doublée, contre une baisse de 45 % de la biomasse à des concentrations plus élevées d'O₃ (~ 0,09 mL l) à des concentrations normales de CO₂ dans l'air ambiant. Lorsque la concentration des deux gaz prend des valeurs élevées, le changement net de la biomasse se chiffre à - 14 %, ce qui indique que les concentrations élevées de CO₂ compensent les effets de l'O₃. La définition donnée au mot « simple » n'est pas courante, cependant cette étude démontre effectivement que le potentiel existe de modifier des modèles répandus de prévision de la croissance d'importantes cultures au moyen de données tirées de diverses études portant sur l'O₃ et le CO₂, alors qu'aucune de ces études ne peut en soi permettre de formuler des prévisions à l'échelle du paysage. Ren et al. (2007) ont appliqué le modèle d'écosystème terrestre dynamique (Dynamic Land Ecosystem Model – DLEM) au calcul des changements de productivité primaire nette (PPN) et de séquestration du carbone (C) dans des prairies de Chine au cours des 40 années précédentes, attribuables au changement climatique, notamment à la hausse de la concentration d'O₃. Ils sont parvenus à la conclusion qu'au cours des 40 dernières années, toutes causes confondues, les prairies ont été un mauvais puits de carbone, les hausses prédites de PPN se chiffrant à 14 Tg C an⁻¹ et à 0,11 Pg C emmagasiné au cours de la même période; ce résultat est obtenu à la condition de ne pas faire augmenter la concentration d'O₃ au cours de ces 40 années. En tenant compte de l'effet de l'O₃, ces chiffres passent à 0,30 Tg C an⁻¹ et à 0,07 Pg C emmagasiné. Sur le plan régional, les augmentations et les diminutions de la PPN ont été calculées en fonction du climat local. La conclusion qui s'impose est que la productivité primaire des prairies est considérablement menacée par la hausse de la concentration d'O₃, la perte de capacité d'agir comme un puits de carbone étant susceptible de contribuer au changement climatique.

En conclusion, soulignons que ces résultats montrent que l'O₃ est un facteur climatique important et que les hausses de concentration d'O₃ dans l'air ambiant résultant du réchauffement planétaire ou de l'activité anthropique alimenteront les changements du cycle mondial du carbone et du bilan hydrique qui sont prévus dans la foulée du changement climatique.

Jones et Paine (2006) ont mesuré la diversité et la richesse des herbivores ainsi que leur organisation en communautés, en fonction d'un gradient bien défini de pollution par l'azote et par l'ozone dans les monts San Bernardino (en Californie, aux États-Unis). Ils n'ont pas observé de changement sur le plan de la richesse ou de la diversité spécifiques, mais ils ont décelé une hausse du nombre d'herbivores broyeurs de feuilles aux stations où la pollution était le plus élevée, à comparer à une plus forte prédominance d'insectes suceurs aux endroits moins pollués. Tout en admettant que d'autres facteurs

peuvent changer parallèlement au gradient de pollution et qu'ils seraient susceptibles d'expliquer en partie les observations effectuées par ces chercheurs, les auteurs étayent leurs conclusions en se reportant à des études antérieures où il est établi que l'activité des insectes broyeurs est plus intense sur la végétation traitée à l'O₃ par fumigation, sans doute à cause de l'altération de la biochimie foliaire. Alors que cette étude se fondait sur des écarts marqués de forte à faible pollution par l'azote et par l'ozone, les endroits « très » et « peu » pollués étaient essentiellement les mêmes, de sorte qu'il était difficile d'attribuer un effet à un polluant plutôt qu'à l'autre.

En combinaison avec le SO₂ et/ou le NO₂, l'ozone pourrait avoir des effets négatifs ou positifs, selon la concentration des deux autres polluants. Muzika et al. (2004) ont mis en évidence une corrélation inverse entre les concentrations moyennes de SO₂ et de NO₂, et l'accroissement de la surface terrière (AST) d'épinettes et de bouleaux qui poussaient suivant un gradient de pollution dans les Carpates. Ils ont aussi dégagé une corrélation inverse entre l'AST et la concentration la plus élevée d'O₃ : lorsque les trois polluants étaient combinés en un seul indice d'exposition, la corrélation inverse avec l'AST devenait 60 % supérieure, bien que, des trois polluants, l'ozone n'était pas le plus important pour expliquer la baisse de l'AST.

10.4.1.4 Expression de la dose d'ozone

Dans la mise à jour de 2003 (CCME, 2003a) et dans les AQCD de l'USEPA (2006), il était largement question des différents instruments métrologiques appliqués à l'exposition de la végétation à l'O₃. Ces analyses étaient axées sur le développement d'une norme de la qualité de l'air appropriée à la protection de la végétation.

La présente analyse documentaire, qui porte sur les années 2003 à 2007, a mis l'accent sur les lacunes notées dans la mise à jour de 2003 (CCME, 2003a) et dans les AQCD de l'USEPA (2006) ainsi que dans le document de travail de l'OAQPS (USEPA, 2007), en ce qui regarde la mise au point d'une norme de la qualité de l'air relative à la protection de la végétation. En particulier, si ces documents reconnaissaient les bases biologiques sur lesquelles fonder une approche basée sur le flux pour l'établissement de normes de la qualité de l'air en Amérique du Nord et de seuils critiques en Europe, il manquait de données pour confirmer la légitimité de cette approche.

Ashmore et al. (2004) ont avancé l'idée que la notion de seuils critiques basés sur le flux pour la protection de la végétation en Europe a été préférée parce qu'elle procure une base mécaniste plus solide pour l'évaluation des risques relatifs à l'O₃. Ces chercheurs signalent par ailleurs que l'application de seuils critiques basés sur le flux requiert davantage de données, lesquelles n'étaient pas immédiatement disponibles. Les auteurs ont défendu l'idée de la tenue d'études pour mieux décrire le lien entre le flux stomatique et les taux variables de détoxification de l'O₃. Karlsson et al. (2004a) ont en outre proposé qu'en Europe, la protection associée à des seuils critiques soit modifiée de manière à inclure un modèle simple de conductance stomatique comprenant le déficit de pression de vapeur, le rayonnement solaire et la température de l'air.

Autre point militant en faveur de l'approche par le flux, Matyssek et al. (2007) ont déterminé que le concept de type d'exposition dit AOT_x (où x est le seuil de dosage, p. ex., le seuil d'exposition de 40 ppb est l'AOT₄₀) est bien adapté à l'évaluation du risque possible encouru par les végétaux en période d'abondance d'eau et de nutriments seulement. Par conséquent, le risque pour la végétation en Europe pourrait être mal évalué. En temps de sécheresse, comme on en voit sous le climat méditerranéen, il serait possible de surévaluer le risque pour la végétation à cause du faible taux d'humidité et de la faible teneur en eau du sol, qui limitent l'absorption de l'O₃. Lorsque le faible taux d'humidité et la faible teneur en eau du sol ne constituent pas des facteurs limitatifs, l'évaluation du risque pour la végétation pourrait convenir.

Tableau 10.10 Études récentes qui ont contribué à la compréhension de l'expression de la dose d'O₃

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
Wieser <i>et al.</i> , 2003	Épicéa commun, pin cembro, mélèze d'Europe	Absorption d'ozone	Des mesures de la sève circulante ont été appliquées à l'estimation de l'absorption d'O ₃ à l'échelle de l'arbre entier et à celle du peuplement
Grunhage et Jager, 2003	Blé de printemps (Europe)	Dépôt d'ozone	Introduction d'un nouveau modèle appliqué à la détermination des relations entre le flux d'O ₃ et les effets, en fonction du dépôt de fond, du taux de dépôt et de la réponse végétale
Nussbaum <i>et al.</i> , 2003	Blé (Suisse)	Flux stomatiques d'ozone	Introduction du nouveau modèle de dépôt de l'ozone (ODEM) appliqué à la détermination des relations entre le flux d'O ₃ et les effets, en prenant en considération la concentration d'O ₃ à 3 – 5 m, la vitesse du vent, les précipitations et la teneur en humidité du sol
Gerosa <i>et al.</i> , 2003	Blé (nord de l'Italie)	Flux stomatiques d'ozone	Mesures directes des flux de dépôt d'O ₃ sur un champ de blé; en moyenne, le flux stomatique correspond à 50 – 60 % du flux total, mais il a changé au cours du cycle biologique du blé
Simpson <i>et al.</i> , 2003	Forêt à conifères de zone tempérée, céréales de zone tempérée (Europe)	Flux stomatiques d'ozone	Développement du modèle de dépôt de l'O ₃ , du Programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP), et analyse de facteurs environnementaux agissant sur la sensibilité du modèle
Nikolov et Zeller, 2003	Indéterminé	Modèle d'échanges gazeux	Introduction du FORFLUX, un nouveau modèle biophysique de détermination des échanges simultanés d'O ₃ , de CO ₂ et de vapeur d'eau entre des écosystèmes terrestres et l'atmosphère
Massman, 2004	Vigne – vignoble (États-Unis)	Lésions	Modèle simple d'estimation de la dose efficace par la combinaison du taux d'absorption stomatique d'O ₃ dans la cime et de la protection des végétaux contre l'absorption d'O ₃
Uddling <i>et al.</i> , 2004	<i>Betula pendula</i> Roth (Europe)	Réduction de la biomasse	La réduction de la biomasse chez de jeunes bouleaux présente une plus forte corrélation avec l'absorption stomatique d'O ₃ qu'avec l'exposition externe
Karlsson <i>et al.</i> , 2004a	Trèfle souterrain (Europe)	Lésions apparentes	La protection à des seuils critiques en Europe devrait être modifiée de façon à inclure un modèle simple de conductance stomatique qui comprendrait les déficits en pression de vapeur, le rayonnement solaire et la température de l'air
Karlsson <i>et al.</i> , 2004b	Épicéa commun (Europe)	Réduction de la biomasse	Il existe une corrélation significative entre l'absorption cumulative d'O ₃ et le retard en biomasse de gaules; 1 % de retard en biomasse totale par 10 mmole m ⁻² d'O ₃ absorbé cumulativement, en fonction de la surface des aiguilles
Karlsson <i>et al.</i> , 2004c	Divers jeunes conifères et feuillus d'Europe	Réduction de la biomasse	Il existe une corrélation significative entre l'absorption cumulative d'O ₃ et le retard en biomasse de jeunes arbres; un seuil de flux horaire de 1,6 nmole m ⁻² s ⁻¹ est proposé; l'indice de « flux cumulatif par les stomates au-dessus d'un seuil Y »
Matyssek <i>et al.</i> , 2004	Conifères et feuillus de différents âges en	Indéterminé	Il est recommandé d'intégrer aux futurs standards de qualité de l'air les flux et la capacité de protection; la mesure de l'écoulement de la sève est un outil commode d'estimation de

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
	Europe		l'absorption d'O ₃ à l'échelle de l'arbre et à celle du couvert
Elvira <i>et al.</i> , 2004	Chêne kermès (Espagne)	Taux de croissance relatif, photosynthèse, conductance stomatique	Différences observées entre les écotypes sur le plan de l'ajustement de la conductance stomatique à l'exposition à l'O ₃
Wieser et Emberson, 2004	Épicéa commun (Europe)	Conductance stomatique	Étude des facteurs importants de régulation de la conductance stomatique chez l'épicéa commun
Bassin <i>et al.</i> , 2004a	Prairies, blé (Europe)	Indéterminé	Essai sur le terrain du modèle de dépôt de l'ozone pour l'Europe; la conclusion est que la qualité des résultats est fonction d'un vaste ensemble de données d'entrée biologiques, climatiques et édaphiques
Grulke <i>et al.</i> , 2004	Pin ponderosa (Californie, États-Unis)	Conductance stomatique	Manque de fermeture stomatique la nuit chez des pins ponderosa adultes et de la taille de gaules; la conductance stomatique nocturne correspond à 10 - 20 % des maximums diurnes
Mikkelsen <i>et al.</i> , 2004	Forêt de conifères dominée par l'épicéa commun (Europe)	Indéterminé	Mesures sur le terrain de concentrations d'O ₃ et de flux en vue de quantifier les flux diurnes, saisonniers et annuels pour l'estimation de l'élimination stomatique et non stomatique
Tuovinen <i>et al.</i> , 2004	Forêt de conifères, tourbière, milieux humides, champ de blé et prairie (Europe)	Indéterminé	Évaluation de l'efficacité du modèle de transport photochimique de l'EMEP et améliorations proposées
Altimir <i>et al.</i> , 2004	Pin sylvestre (Finlande)	Conductance stomatique	Évaluation du dépôt d'O ₃ sur des pousses de pin; la contribution d'origine non stomatique à la conductance totale était d'environ 50 % du total; le modèle modifié de l'EMEP intégrait l'humidité relative
Cieslik, 2004	Divers types de végétation (Europe)	Conductance stomatique	La contribution d'origine non stomatique au dépôt d'O ₃ représente la part dominante du dépôt; l'approvisionnement en eau est une variable essentielle agissant sur l'absorption stomatique de l'O ₃ sous le climat méditerranéen
Gerosa <i>et al.</i> , 2004	Orge (nord de l'Italie)	Flux d'ozone stomatiques	Il est difficile d'obtenir des mesures directes du flux d'O ₃ ; une méthode de calcul de l'exposition à l'O ₃ à partir de concentrations d'O ₃ et d'observations météorologiques est proposée
Finkelstein <i>et al.</i> , 2004	Rudbeckie laciniée (Caroline du Nord, États-Unis)	Modèle de dépôt	Le modèle de Meyers et Paw U de prévision du dépôt d'O ₃ à l'intérieur du couvert végétal a été appliqué et des mesures de vérification sur le terrain ont été obtenues
Utiyama <i>et al.</i> , 2004	Pin rouge (Japon)	Profil vertical d'ozone	Les forêts n'agissent pas toujours comme des puits d'O ₃ ; elles peuvent aussi en produire en période d'ensoleillement et en présence de NO _x
Panek, 2004	Pin ponderosa (Californie, États-Unis)	Absorption de CO ₂	Des mesures saisonnières d'absorption de pointe d'O ₃ et de CO ₂ ne correspondaient pas aux périodes de concentration de pointe de l'ozone, ce qui tend à confirmer l'inadéquation des instruments métrologiques fondés sur l'exposition
Nunn <i>et al.</i> , 2005	Hêtre (Allemagne)	Lésions foliaires	Des différences au niveau de la réponse entre des hêtres jeunes et adultes seraient au moins en partie attribuables à une moindre capacité de détoxification des jeunes arbres
Emberson <i>et al.</i> , 2007	Pin sylvestre, hêtre, chêne vert (Europe)	Flux d'ozone stomatiques	L'application de l'indice de « flux cumulatif par les stomates au-dessus d'un seuil Y » fait apparaître des différences significatives entre les espèces qui sont principalement attribuables à des différences entre le commencement et la durée de la saison de croissance de ces espèces, de l'effet du déficit en humidité du sol sur la conductance stomatique et du stress hydrique édaphique
Percy <i>et al.</i> , 2007b	Peuplier faux-tremble (États-Unis)	Diamètre des arbres transformé en surface transversale	La 4 ^e valeur la plus élevée des concentrations quotidiennes d'ozone, les degrés-jours de croissance et la vitesse moyenne du vent au cours de la saison de croissance présentent une bonne

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
			corrélation avec la croissance sur 5 ans
Blumenrother <i>et al.</i> , 2007	Hêtre (Allemagne)	Sucrose et amidon dans les feuilles d'arbres adultes	Le flux d'O ₃ influe sur la concentration de sucrose et d'amidon dans le feuillage des hêtres adultes, la synthèse de sucres s'abaissant à l'inverse de l'exposition
Low <i>et al.</i> , 2007	Hêtre (Allemagne)	Photosynthèse, respiration et conductance stomatique	Aucun rapport net entre l'absorption cumulative d'O ₃ et les échanges gazeux des végétaux (photosynthèse et respiration)
Ferretti <i>et al.</i> , 2007a	Hêtre (Italie)	Défoliation et lésions apparentes	L'indice AOT40 présente une corrélation significative avec la défoliation des hêtres, mais pas de lésions foliaires apparentes dans la végétation indigène
Ferretti <i>et al.</i> , 2007b	Cultures et forêts (Italie)	Indéterminé	Une approche basée sur le flux est privilégiée, mais un certain nombre de facteurs limitent son application en termes de surveillance au jour le jour
Simpson <i>et al.</i> , 2007	Blé, hêtre (Europe)	Indéterminé	Le modèle de transport chimique de l'EMEP a été appliqué à la cartographie de l'exposition cumulative au-delà d'un seuil de X ppb et du flux stomatique cumulatif au-delà d'un seuil de X ppb
Alonso <i>et al.</i> , 2007.	Trèfle (plusieurs espèces) (Espagne)	Conductance stomatique	Les différences de sensibilité à l'O ₃ entre les espèces ne présentaient pas de corrélation avec les différences dans les maximums de conductance stomatique
Ashmore <i>et al.</i> , 2007	Prairie (Europe)	Flux stomatique et dépôt d'ozone	L'utilisation du modèle DO ₃ SE de dépôt de l'ozone fait apparaître une variation et une modification spatiales et temporelles en fonction de la gestion et de la teneur en eau du sol
Bassin <i>et al.</i> , 2007	Prairies de région tempérée (Europe)	Divers	Les observations initiales montreraient qu'il serait possible de classer les communautés des prairies en fonction de leur sensibilité à l'ozone, à partir de principes physiologiques ou écologiques; cependant, il manque de données
Buker <i>et al.</i> , 2007	Blé, vigne, hêtre, bouleau (Europe)	Flux d'ozone stomatiques	Comparaison de mesures de la conductance stomatique à des prédictions obtenues au moyen d'un modèle de 1987, sur une base horaire et une base quotidienne
Elvira <i>et al.</i> , 2007	Pin d'Alep (Espagne)	Conductance stomatique	Le modèle de conductance stomatique de l'EMEP a été modifié pour tenir compte du maximum de conductance stomatique, de la température de l'air, du déficit de pression de vapeur et des changements phénologiques
Karlsson <i>et al.</i> , 2007	Arbres jeunes de diverses espèces (Europe)	Réduction de la biomasse	L'indice AF _{st} Y1.6 (flux stomatique cumulatif d'ozone) était supérieur à l'indice AOTX pour la prévision de la réduction de biomasse chez de jeunes arbres dont on savait qu'ils sont sensibles à l'ozone
Keller <i>et al.</i> , 2007	Blé et prairies (Suisse)	Rendement	L'indice AF _{st} Y était supérieur à l'indice AOT40 pour l'évaluation des pertes de rendement au cours d'une année sèche, au moyen du modèle ODEM
Matyssek <i>et al.</i> , 2007	Essences forestières (Europe)	Divers	Promotion de l'approche basée sur les flux, appliquée à l'évaluation des risques associés à l'O ₃ ; cependant, la dose efficace d'O ₃ est préférée, car elle permet de tenir compte des mécanismes inhérents de protection et de tolérance
Tuovinen <i>et al.</i> , 2007	Blé, hêtre (Europe)	Divers	Vérification de la robustesse des indices AOTX et AF _{st} Y
Pleijel <i>et al.</i> , 2007	Blé, pomme de terre (Europe)	Rendement relatif	Étalonnage d'un modèle basé sur le flux au moyen de données primaires et de valeurs publiées (AF _{st} 6 pour le blé d'hiver); les modèles basés sur le flux sont maintenant assez bien étalonnés pour être utilisés en Europe
Nunn <i>et al.</i> , 2007	Épicéa commun, hêtre, mélèze (Autriche)	Absorption d'ozone	Validation de modèles d'absorption d'O ₃ basés sur le flux à partir de mesures de l'écoulement de la sève
Grulke <i>et al.</i> , 2007a	Haricot mange-tout, pousses de chêne noir	Flux d'ozone stomatiques	Comparaison de valeurs calculées et de valeurs mesurées des flux d'ozone stomatiques – les valeurs calculées tendaient à surestimer

Référence	Espèce	Critère d'évaluation	Conclusion
	et de chêne de Douglas		les mesures directes
Grulke <i>et al.</i> , 2007b	Rudbeckie laciniée (Caroline du Nord, États-Unis)	Comportement stomatique	L'absorption d'ozone était plus importante chez les végétaux sensibles, à cause de différences physiologiques (réponse des stomates à l'éclairement et au déficit de pression de vapeur) plutôt que de différences morphologiques
Goumenaki <i>et al.</i> , 2007	Laitue Paris Island (Grèce)	Rendement	L'indice AF _{st} Y4 (flux stomatique cumulatif d'ozone) était supérieur à l'indice AOTX pour prédire la réduction du rendement sous un climat méditerranéen
Gerosa <i>et al.</i> , 2007	Oignon (Italie)	Flux d'ozone stomatiques	Comparaison de deux modèles de calcul du déficit de pression de vapeur servant d'intrant d'algorithmes pour la détermination des flux stomatiques d'ozone
Harmens <i>et al.</i> , 2007	Blé d'hiver (Europe)	Flux d'ozone stomatiques	Le changement climatique conduira sans doute à une réduction des flux stomatiques d'ozone malgré la hausse de concentration de l'ozone troposphérique
Schaub <i>et al.</i> , 2007	Hêtre (Europe)	Flux d'ozone stomatiques	Comparaison des indices AOT40 et AFstY à des parcelles standard de recherche en Europe, cependant l'exhaustivité et la disponibilité des données sont source de préoccupation

Le tableau 10.10 présente un sommaire des articles récents qui ont contribué à établir des relations entre l'exposition à l'O₃ et la réponse végétale (expression de la dose), et les grandes constatations des études. Dans les années sur lesquelles porte la présente analyse documentaire, une vaste majorité des articles examinés était axée sur le perfectionnement de l'approche par flux en vue de l'établissement de seuils critiques en Europe.

Simpson *et al.* (2003) ont entrepris de développer davantage le modèle de dépôt de l'O₃ du Programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP), et ils ont testé des facteurs environnementaux qui agissent sur la sensibilité du modèle. Celui-ci simule les émissions, le transport, la transformation et l'élimination des polluants. Différents chercheurs ont poursuivi l'étalonnage du modèle en fonction d'une variété de végétaux et de types de couverture végétale, et ils ont présenté l'évaluation de sa performance (Tuovinen *et al.*, 2004; Altimir *et al.* 2004; Simpson *et al.*, 2007; Elvira *et al.*, 2007). Simpson *et al.* (2007) ont modifié le modèle de façon à permettre le calcul des flux d'O₃ jusqu'aux communautés végétales.

Nussbaum *et al.* (2003) ont appliqué le nouveau modèle de dépôt de l'ozone (ODEM) à la détermination des relations entre le flux d'O₃ et les effets sur le blé d'hiver, en prenant en considération la concentration d'O₃ à 3 – 5 m, la vitesse du vent, les précipitations et la teneur en humidité du sol. Bassin *et al.* (2004a) ont remarqué lors de la vérification du modèle sur le terrain que la bonne qualité des résultats dépendait de l'existence d'un ensemble extensif de données d'entrée à caractère biologique, climatique et édaphique, qu'il est coûteux de se procurer et qui présuppose l'emploi d'une importante main d'oeuvre pour la cueillette et l'analyse.

À partir de leurs travaux de recherche sur l'absorption foliaire cumulative d'O₃ et sur la réduction de la biomasse de jeunes arbres, Karlsson *et al.* (2004c) ont formulé l'indice de « flux stomatique accumulé au dessus d'un seuil Y » (AFstY), qui intègre des facteurs tels que le type d'espèces, la

phénologie et les conditions du milieu, comme solution de remplacement, basée sur le flux, à l'approche d'évaluation du risque, fondée sur l'indice AOT40, qui était antérieurement prônée en Europe. La valeur de 1,6 nmol m²s⁻¹ a été proposée comme valeur seuil horaire pour de jeunes sujets de différentes essences forestières résineuses et feuillues. Plusieurs auteurs ont examiné l'indice AFstY en fonction d'une gamme d'espèces, et ils sont généralement parvenus à la conclusion qu'il est plus efficace que l'indice AOTx (Emberson et al., 2007; Karlsson et al., 2007; Keller et al., 2007; Tuovinen et al., 2007; Pleijel et al., 2007; Goumenaki et al., 2007; Schaub et al., 2007).

Plusieurs études européennes sur les effets de l'O₃ sur les espèces d'arbres suggèrent de mesurer la circulation de la sève pour estimer l'absorption d'O₃ à l'échelle des arbres entiers et à celle des peuplements (Wieser et al. 2003; Matyssek et al., 2004) et elles avancent que les modèles d'absorption de l'O₃ basés sur le flux peuvent être validés à partir de mesures de la circulation de la sève (Nunn et al., 2007).

Kubiske et al. (2006b) ont suivi les variations climatiques d'une année à l'autre pendant la même période de 7 ans, dans la même communauté de peupliers faux trembles, et ils ont pu établir que la majeure partie des variations de la réponse végétale d'une année à l'autre aux concentrations élevées d'O₃ ou de CO₂ pouvait s'expliquer par une variation de l'éclairement photonique photosynthétique (EPP) : plus cet éclairement était important, plus la réponse (négative et positive, respectivement) à des concentrations élevées d'O₃ ou de CO₂ était grande. Ces deux gaz exerçant leurs effets via l'absorption stomatique, cette étude confirmait l'utilité d'un critère de qualité de l'air relatif à l'O₃ fondé sur le flux plutôt que sur la concentration dans l'air ambiant.

Tableau 10.11 Études récentes donnant un sommaire des enjeux relatifs à l'expression de la dose

Référence	Principales constatations
Ashmore <i>et al.</i> , 2004	L'approche par le flux l'emporte pour l'établissement de niveaux critiques de protection de la végétation en Europe, mais il manque de renseignements sur la détoxification selon différents scénarios de flux stomatique variable
Grunhage <i>et al.</i> , 2004	Examen des différences entre l'approche européenne par niveaux critiques et l'approche américano-canadienne par indices d'exposition
Musselman <i>et al.</i> , 2006	Analyse et examen critique généraux de l'application des indices basés sur l'exposition ou fondés sur le flux d'ozone à la prédiction des effets sur la végétation
Paoletti et De Marco 2007	Il n'existe pas encore de modèle basé sur le flux qui soit adéquat; jusqu'à ce moment-là, les instruments métrologiques basés sur l'exposition à l'O ₃ demeurent les seuls outils pratiques d'établissement de relations entre la réponse des végétaux et la qualité de l'air ambiant; tous les instruments métrologiques basés sur l'exposition à l'O ₃ sont fortement corrélés et c'est pourquoi il est recommandé d'employer les instruments métrologiques les plus significatifs sur le plan biologique
Percy et Ferretti, 2004	Malgré une surveillance étendue des forêts, il demeure impossible de déterminer les relations de cause à effet; il faut réexaminer les stratégies de surveillance
Percy et Karnosky, 2007	Les normes de qualité de l'air en vigueur en Amérique du Nord sont examinées dans la perspective de nouvelles données expérimentales, et des recommandations sont formulées concernant les expériences scientifiques axées sur les politiques

Au cours des dernières années, très peu d'études ont été réalisées en Amérique du Nord qui ont contribué à la compréhension de l'absorption de l' O_3 et à l'expression de la dose d' O_3 (tableau 10.11). Panek (2004) signale que les mesures saisonnières de l'absorption de pointe d' O_3 et de CO_2 par le pin ponderosa en Californie ne correspondent pas aux périodes de concentration la plus élevée d' O_3 ; cela vient confirmer que les instruments métrologiques fondés sur l'exposition ne seraient pas appropriés. Grulke et al. (2004) ont confirmé la fermeture incomplète, la nuit, des stomates des pins ponderosa de la taille des perches et adultes; ils ont trouvé que la conductance stomatique nocturne s'élevait à 10 ou 20 % du maximum diurne.

Massman (2004) a fourni un modèle d'endommagement des plants de vigne en Californie; son objectif était de mieux définir la relation entre les lésions et les instruments métrologiques fondés sur le flux. Deux études ont été complétées sur la rudbeckie (*Rudbeckia laciniata*, var. *digitata*) en Caroline du Nord (Finkelstein et al., 2004; Grulke et al., 2007b). Finkelstein et al. (2004) ont appliqué un modèle mis au point par Meyers et Paw U (Meyers et Paw U, 1986, 1987) à la prédiction du dépôt d' O_3 à l'intérieur d'un couvert végétal, et ils ont effectué des mesures de vérification sur le terrain. Grulke et al. (2007b) ont déterminé qu'à cause de différences physiologiques (c. à d. la réponse des stomates à la lumière et au déficit de pression de vapeur) plutôt que morphologiques, l'absorption d' O_3 est plus grande chez les végétaux sensibles. En Californie, Grulke et al. (2007a) ont comparé en serre le flux stomatique mesuré et théorique d' O_3 sur des semis de *Phaseolus vulgaris* (haricot commun), de *Quercus kelloggii* (chêne noir de Californie) et de *Quercus douglasii* (chêne bleu); ils ont constaté que le flux théorique surestimait généralement le flux stomatique mesuré d' O_3 .

Percy et al. (2007b) ont montré qu'aux États Unis et au Canada, il existe une bonne corrélation entre le seuil de la qualité de l'air atteint, relatif à l' O_3 (4^e valeur maximale des concentrations quotidiennes maximales d'ozone sur 8 heures), les degrés jours de croissance ainsi que la vitesse moyenne du vent au cours de la saison de croissance, et la croissance sur 5 ans du peuplier faux tremble (*Populus tremuloides*) aux États Unis. Les auteurs avancent l'hypothèse que cet instrument métrologique du seuil de la qualité de l'air atteint, relatif à l'ozone est plus efficace que l'indice SUM06, l'indice AOT40 ou la concentration moyenne maximale d'une heure d' O_3 .

Ferretti et al. (2007a) signalent qu'en Italie, l'instrument métrologique qu'est l'indice AOT40 est significativement associé à la défoliation chez le hêtre, mais pas les lésions foliaires apparentes de la végétation indigène d'Italie.

Au Japon, Utiyama et al. (2004) ont procédé à la mesure directe du profil de concentration de l' O_3 dans un peuplement de pins rouges et ont remarqué que la concentration immédiatement au dessus du couvert végétal et au niveau du tronc pouvait résulter de la création d' O_3 au cours des périodes d'ensoleillement, en présence de NO_x ; par conséquent, il faut interpréter le flux d' O_3 avec prudence. Cette étude pointe vers la formation d' O_3 à partir de composés organiques volatils (COV) dégagés par les essences forestières elles-mêmes plutôt que par des précurseurs de l'ozone issus de la pollution industrielle ou de la pollution par les véhicules automobiles.

Harmens et al. (2007) ont supposé que les variables associées au changement climatique, comme les concentrations élevées de CO₂, le réchauffement et des changements des précipitations, influenceront sur le flux stomatique d'O₃ dans les feuilles. Ces variables du changement climatique agiront en particulier sur la conductance stomatique, sur la concentration atmosphérique d'O₃, sur la fréquence et l'importance des épisodes de pollution ainsi que sur la durée des saisons de croissance. En Europe, il est prévu que le flux stomatique d'O₃ à atteindre le blé d'hiver devrait être réduit dans le futur.

Quelques études effectuées récemment ont porté sur la validation des résultats de la modélisation de la conductance stomatique et du flux ou de l'absorption cumulative d'O₃ (Gerosa et al., 2003; Mikkelsen et al., 2004; Finkelstein et al., 2004; Grulke et al., 2007a; Buker et al., 2007). Gerosa et al. (2004) font remarquer qu'il est difficile d'obtenir des mesures directes du flux d'O₃; c'est pourquoi ils proposent une méthode de calcul de l'exposition à l'O₃ à partir de concentrations d'O₃ et d'observations météorologiques.

Pleijel et al. (2007) parviennent à la conclusion que les modèles fondés sur le flux sont assez bien étalonnés maintenant pour qu'il soit possible de les utiliser en Europe, et inversement, Paoletti et De Marco (2007) se disent d'avis qu'il n'existe pas encore de modèle adéquat basé sur le flux. Dans la même ligne de pensée, Karlsson et al. (2007) reconnaissent que le concept de flux ne saurait s'appliquer à toutes les essences forestières d'Europe parce qu'on ne comprend pas encore très bien les relations entre l'exposition interne et la réponse, et qu'il subsiste des problèmes de paramétrisation du modèle de conductance stomatique.

Matyssek et al. (2007) ont affirmé que, si un instrument métrologique basé sur le flux est à privilégier, les modèles de flux stomatique d'O₃ doivent être alimentés au moyen d'une grande quantité de données qui sont rarement recueillies de façon routinière en même temps que les données sur l'exposition à l'O₃. Ces chercheurs sont d'avis qu'éventuellement on devra simplifier un instrument métrologique, car il n'est pas pratique de paramétriser le modèle en fonction de chaque espèce ou de chaque génotype et dans tous les environnements. Ils proposent donc de concentrer les efforts sur les espèces les plus pertinentes, sur le plan écologique ou économique, dans les conditions existantes des peuplements (dans le cas d'essences forestières) plutôt que sur des types de végétation. Ils soulignent aussi l'importance de tenir compte de la capacité de protection des espèces en vue d'examiner « l'absorption réelle d'O₃ » par la végétation.

Le tableau 10.11 fait le résumé de la récente documentation portant sur la question de l'expression de la dose d'O₃ et de la réponse végétale, prise dans son ensemble. Grunhage et al. (2004) ont examiné les différences entre l'approche européenne, celle des « seuils critiques », et l'approche canado-américaine d'établissement de normes de qualité de l'air. Bien que l'approche fondée sur le flux soit acceptée par les chercheurs nord américains, il ne s'est pas fait, et il s'en faut, autant de recherche sur la question du flux d'O₃ et sur la réponse végétale, qu'en Europe.

Percy et Ferretti (2004) signalent que nous ne sommes pas en mesure de déterminer les relations de cause à effet entre des facteurs environnementaux tels que l'exposition à l'O₃ et l'état des forêts, malgré tout le travail de surveillance du milieu qui a été effectué dans les forêts d'Europe et

d'Amérique du Nord. Ils pensent qu'il serait utile de réexaminer nos stratégies de surveillance pour faire en sorte que les questions pertinentes sur le plan scientifique soient étudiées dans le cadre de programmes de surveillance.

Musselman et al. (2006) ont procédé à l'examen exhaustif d'instruments de mesure de l'exposition à l'O₃ et de l'approche fondée sur le flux pour l'évaluation de la réponse végétale. Ils attirent l'attention sur la complexité des mécanismes biologiques intervenant dans la réponse végétale à l'O₃ et sur le potentiel qu'ils soient modifiés par des facteurs physiques comme les conditions du milieu, l'humidité du sol et le bilan des nutriments. Ces chercheurs avancent l'hypothèse à l'effet que les modèles actuels d'absorption de l'O₃ ne déterminent et ne quantifient pas adéquatement les mécanismes de protection et leurs relations avec l'absorption de l'O₃; dans ces conditions, les modèles fondés uniquement sur le flux d'O₃ conduiront à une surestimation des effets sur la végétation. Ils se disent d'avis que, tant que les modèles ne seront pas basés sur la « dose efficace », les instruments de mesure de l'O₃ fondés sur l'exposition constitueront la méthode appropriée pour associer des normes de qualité de l'air à la réponse végétale.

De la même manière, Percy et al. (2007a) sont parvenus à la conclusion qu'à l'heure actuelle, en Amérique du Nord, la seule façon pratique d'établir un lien entre la réponse de la végétation et les normes de qualité de l'air est d'appliquer un instrument métrologique basé sur l'exposition. Leur étude intégrait des mesures de la vitesse du vent et le nombre de degrés jours de croissance à un instrument métrologique basé sur l'exposition. Les chercheurs ont remarqué que cela améliorerait la relation statistique dans le cas de la croissance du peuplier faux tremble sur une période de cinq ans.

En outre, Paoletti et De Marco (2007) recommandent que d'ici à ce que des modèles appropriés, basés sur le flux soient disponibles, les instruments métrologiques basés sur l'exposition sont les seules formes de mesure pratiques qui permettent d'établir un lien entre la réponse des végétaux et la qualité de l'air ambiant. Ils parviennent à la conclusion que tous les instruments métrologiques basés sur l'exposition sont en forte corrélation; ils recommandent donc d'employer l'instrument le plus significatif sur le plan biologique.

En conclusion, soulignons qu'au cours des cinq dernières années, les scientifiques européens ont réalisé des progrès importants avec l'approche fondée sur le flux, ce qui a contribué à notre compréhension de la relation existant entre l'exposition à l'O₃ et la réponse de la végétation. Néanmoins, la complexité de la réponse biologique aux facteurs physiques et notre mauvaise compréhension des incidences des mécanismes de protection des végétaux font que la recherche devra se poursuivre avant que nous ne soyons en mesure d'appliquer le concept du flux à l'amélioration des normes de qualité de l'air.

D'ici là, il est approprié d'appliquer des instruments métrologiques basés sur l'exposition à l'établissement de normes de qualité de l'air et, en général, dans la documentation, on approuve l'emploi de l'approche actuelle fondée sur la 4^e valeur maximale des concentrations quotidiennes maximales pour calculer le standard pancanadien relatif à l'ozone.

10.4.2 Matériaux

Un dépouillement de la littérature scientifique récente n'a permis de trouver qu'un nombre restreint de nouvelles études sur les effets de l'O₃ sur les matériaux. Ces quelques études portent presque entièrement sur l'utilisation de l'O₃ à titre de biocide ou pour la biodégradation des tannins et l'enlèvement de la couleur dans les opérations commerciales de teinture des textiles. Aoki et Tanabe (2007) ont exposé à l'O₃ divers matériaux de construction (polystyrène, colle caoutchouc, bardeaux de thuya, panneaux de cyprès hinoki, panneaux de sapin argenté, d-limonène [contenu dans certains bois ou dans certains produits de nettoyage] et carreaux de plastique cirés ou non). Les chercheurs ont constaté que l'exposition à l'O₃ du d-limonène, des panneaux de thuya ou des panneaux de cyprès produisait des particules submicroniques. Ils ont aussi découvert que l'exposition à l'O₃ des carreaux de plastique produisait des particules submicroniques et des composés organiques secondaires. Ces faits constatés pourraient avoir des incidences en termes de l'exposition humaine aux polluants de l'air intérieur.

Le Programme international concerté relatif aux effets de la pollution atmosphérique sur les matériaux (PIC – Matériaux) de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE ONU) demeure apparemment le seul à s'intéresser aux effets de la qualité de l'air sur les matériaux, par exemple l'acier, le bronze, les métaux et le calcaire. Entre 1997 et 2003, Kucera et al. (2007) ont mené un programme d'évaluation de multiples polluants où ils se penchaient sur les effets d'une variété de polluants atmosphériques sur l'acier au carbone, le zinc, le cuivre, le bronze et le calcaire à différentes stations d'essais internationales. Des mesures de l'acidité des précipitations (p. ex., des ions H⁺ et Cl⁻) comptent parmi d'autres variables mesurées. Des fonctions dose réponse décrivant les dommages par corrosion ont été développées, mais, même si sa concentration était mesurée à toutes les stations, l'O₃ n'a été inclus dans ces fonctions que dans le cas de la corrosion du cuivre, avec le SO₂, les précipitations annuelles et l'humidité relative.

Il demeure cependant qu'au bilan, peu de données ont été réunies sur les effets de l'O₃ sur les matériaux; les résultats et les conclusions figurant dans la mise à jour de 2003 sont maintenus, d'autant qu'il n'existe pas de nouveaux renseignements suggérant une modification du standard pancanadien relatif à l'ozone en vue de la protection de matériaux.

10.5 Articles récents sur les effets des particules

10.5.1 Végétation

Grantz et al. (2003) ont procédé à une revue très complète des effets des particules sur l'environnement. Le grand défi en ce qui regarde leur effet sur la végétation tient à ce que l'effet dépend de la nature des particules; ainsi les particules alcalines (p. ex., la poussière de ciment) auront sans doute des effets très différents de ceux des particules acides (p. ex., les aérosols sulfatés [SO₄]-) ou métalliques. De plus, la granulométrie influe sur le temps de séjour sur la végétation (donc sur la

durée d'exposition). Peu d'études ont classé les particules en fonction de leur masse. Exception faite de secteurs d'impact très localisés, il existe peu d'indices à l'effet de dommages directs étendus sur la végétation, et on estime que les effets indirects par dépôt sur le sol échappent largement à cette revue. Plutôt que des effets sur l'environnement, de nombreuses études parues entre 2003 et 2007 traitent abondamment de l'utilisation des végétaux comme biomarqueurs du dépôt des particules dans les écosystèmes.

Grantz et al. (2003) ont commencé à examiner le potentiel d'endommagement de la végétation par les particules en procédant à une recension des articles sur le dépôt lui-même (on pense notamment à la granulométrie, au mode de dépôt et à son importance en fonction des diverses espèces de particules). Ils ont ensuite décrit les effets directs des particules (sur les écosystèmes et aussi sur les plantes elles-mêmes, par les lésions superficielles qui leur sont causées) et les effets indirects (sur les fonctions au niveau de la rhizosphère comme les cycles de nutriments, le pH et l'accumulation de métaux) ainsi que l'effet sur le trouble atmosphérique, qui influe sur le potentiel de photosynthèse. Enfin, ils ont décrit l'approche fondée sur la charge critique pour la détermination de seuils appliqués à des objectifs réglementaires. Depuis 2003, il s'est écrit très peu d'articles ajoutant du nouveau à ces sujets. Nous en traitons néanmoins ci après, en reprenant le cadre de travail de Grantz et al. (2003). Il ne sera toutefois pas question ici des effets des sulfates et des nitrates en aérosol (dont il avait été largement question dans l'article de Grantz et al., 2003), car ce sujet est abondamment couvert dans l'Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada (Environment Canada, 2005). Il ne sera pas question, non plus, des particules émises par les fonderies de cuivre et de zinc, car il en a été question dans le cadre de l'évaluation de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (Environnement Canada et Santé Canada, 2001).

Tableau 10.12 Études récentes sur les effets des particules sur la végétation qui confirment des résultats antérieurs

Référence	Espèce	Type de particules	Critère d'évaluation	Conclusion
Mandre et Korsjukov, 2007	Pin sylvestre	Poudre de ciment alcaline	Composition tissulaire	Le doublement du pH du sol a conduit à plus de lignine et moins d'hémicellulose et de cellulose apparentée
Sardans et Penuelas, 2006	Chêne vert et mousses	Origine urbaine	Facteurs d'enrichissement pour la concentration tissulaire	Enrichissement de nombreux éléments dans les tissus de végétaux croissant en milieu urbain, à comparer aux régions naturelles, à cause du dépôt d'éléments et de leur absorption par le feuillage
Trimbacher et Weiss, 2004	Épicéa commun	Diverses sources d'émission	Cire épicuticulaire	L'endommagement de la cire résulte des particules elles-mêmes ainsi que de l'abrasion éolienne; pas de corrélation entre les dommages et la concentration de métaux dans les particules de poussière, même si la concentration élevée de métaux est en relation avec la poussière déposée
van Heerden <i>et al.</i> , 2007	<i>Zygophyllum prismatocarpum</i>	Poudre de calcaire	Paramètres de photosynthèse	La mesure de nombreux paramètres montre que le dépôt de poussière abaisse la capacité photosynthétique des végétaux; il y a récupération après la pluie ou après la cessation des activités d'extraction
Wang <i>et al.</i> , 2006	Nombreuses	Origine urbaine	Vitesse de dépôt et composition	Le dépôt foliaire dépend de l'aérodynamisme des plantes et de la microrugosité des surfaces foliaires; ce sont surtout des PM ₁₀ et des PM _{2,5} qui s'accumulent sur le feuillage

Les articles scientifiques récemment parus n'ont pas ajouté à notre compréhension des effets des particules sur la végétation. Le tableau 10.12 offre un résumé des articles confirmant les connaissances sur ce plan.

Nous ne nous attarderons pas aux caractéristiques du dépôt de particules (comme la granulométrie des particules, le mécanisme de dépôt et l'importance du dépôt selon les diverses espèces chimiques); cependant, Wang *et al.* (2006) ont déterminé la granulométrie des particules adhérant à différentes espèces végétales; ils ont établi que la presque totalité des particules était constituée de particules de l'ordre des PM₁₀ et que de ce total, environ 60 % étaient des PM_{2,5}. La densité des particules accumulées à la surface des feuilles augmentait avec la microrugosité de cette surface foliaire.

Grantz *et al.* (2003) ont décrit les effets directs des particules en termes de dommages à la cire épicuticulaire des feuilles par abrasion, ce qu'une étude autrichienne, de Trimbacher et Weiss (2004), a confirmé chez l'épicéa commun. Malgré la grande diversité des particules posées sur le feuillage, aucune corrélation entre l'endommagement de la surface des aiguilles et la concentration des contaminants n'est apparue; cependant, la concentration de plusieurs éléments à l'état de traces dans les tissus foliaires présentait une corrélation avec la concentration de particules déposées à la surface des aiguilles. Parmi les effets directs, on pourrait compter une baisse de la photosynthèse par perte de luminosité, comme le signalent Van Heerden *et al.* (2007); cet effet est inversé par la pluie. Par ailleurs, comme l'indiquent Sardans et Peñuelas (2006), les tissus peuvent, par absorption foliaire,

accumuler des éléments à l'état de traces en concentration élevée. Cette étude ne soulève pas la notion de toxicité, mais ce pourrait être une possibilité si les concentrations d'éléments chimiques étaient assez élevées.

Grantz et al. (2003) mentionnent les effets indirects suivants : modification de la qualité du sol par suite du dépôt de particules comme les poussières alcalines émises par les fours à ciment ou les carrières, qui élèvent le pH du sol et agissent sur le cycle des nutriments et sur leur disponibilité. Mandre et Korsjuko (2007) ont examiné des pins sylvestres croissant dans des sols ayant atteint un pH de 12,3 – 12,6 par suite du dépôt de poussière de ciment. Ils ont observé des changements de qualité du bois (davantage de lignine, moins d'hémicellulose) et, même si les concentrations de K, de Mg et de Ca étaient élevées dans le sol aux endroits où le pH était élevé, les changements de concentration dans les tissus de ces végétaux étaient plus subtils (uniquement la concentration de K était plus élevée sur le site contaminé), sans doute parce que ces éléments sont des éléments essentiels et que les organismes régulent leur concentration.

10.4.2 Matériaux

Le dépouillement de la récente documentation n'a permis de trouver pratiquement aucune étude comprenant les effets des particules sur les matériaux. L'exception est l'article de Kucera et al. (2007), dont il a été question plus tôt, montrant que les PM10 constituent une importante variable explicative dans les fonctions dose réponse en ce qui concerne la détérioration de l'acier au carbone, du bronze et du calcaire. Dans cette étude, le SO_4^{2-} , le NO_3^- , le Cl^- , le NH_4^+ , le Na^+ , le Ca^{2+} , le Mg^{2+} et le K^+ servaient à définir les particules. Elle omettait les éléments métalliques, qui ne sont pas des cations importants dans le sol et qui, probablement, forment des dépôts importants uniquement dans l'empreinte atmosphérique bien définie des fonderies, des installations d'extraction de minerais métalliques ou d'autres opérations métallurgiques.

Dans une évaluation, l'USEPA (2004) parvient à la conclusion qu'il est impossible de déterminer à quel seuil physique ou visuel de concentration deviennent apparents les effets des particules sur les matériaux, donc qu'il est impossible d'établir des critères de qualité de l'air sur cette base.

10.6 Incertitudes

10.6.1 L'ozone

10.6.1.1 La végétation

Les études qui examinent les effets de l'O₃ sur les espèces de grande importance agricole au Canada, notamment le soya, le maïs, le blé, le lin et le foin sont encore rares. Parallèlement, il manque d'études sur les espèces dominantes du paysage naturel canadien et d'importance économique pour l'industrie forestière, comme l'épinette noire, le pin gris, le peuplier baumier et l'érable à sucre.

De plus, nous manquons de renseignements sur les relations dose réponse de l'O₃ concernant les espèces répandues au Canada. Il faut se procurer davantage de renseignements en ce qui regarde l'intégration, aux instruments métrologiques basés sur l'exposition, des facteurs influant sur la dose d'O₃ transmise aux végétaux. Cela contribuerait à la détermination de normes de qualité de l'air appropriées à la protection des végétaux.

La majeure partie de la recherche récente sur le flux d'O₃ dans les végétaux ainsi que la mise au point et la vérification de modèles ont surtout été effectuées dans un contexte européen, exception faite de quelques études californiennes en serre. Des chercheurs nord américains ont bien confirmé l'ouverture des stomates la nuit et le découplage entre les concentrations d'O₃ et la conductance stomatique maximale chez quelques espèces, mais peu de progrès ont été obtenus sur le plan de la quantification ou de la détermination d'une relation de la dose efficace à la réponse de la végétation. L'intégration des mécanismes de détoxification ou de réparation aux modèles de conductance stomatique doit être étudiée davantage avant qu'on parvienne à mettre au point des modèles décrivant la relation de la dose efficace à la réponse.

On ne trouve pas dans la documentation d'information importante sur les réponses de certains types d'écosystèmes spécifiques au Canada, comme les milieux humides, les prairies et les forêts. Font exception de récentes études sur le peuplier faux tremble, qui est l'essence d'arbre la plus répandue en Amérique du Nord et le feuillu le plus abondant dans la forêt boréale canadienne.

Il demeure des incertitudes entourant la sensibilité relative à l'O₃ d'espèces de grande importance écologique, on pense notamment aux espèces rares, menacées ou en voie de disparition et entourant les effets possibles de l'O₃ sur la végétation des secteurs protégés.

10.6.1.2 Matériaux

Il y a peu d'information nouvelle publiée sur l'O₃ et sur ses effets sur les matériaux parce que ceux-ci tolèrent assez bien l'exposition à l'O₃. La végétation et la population humaine y sont toutefois plus sensibles et sont des récepteurs importants. La poursuite de la mise au point de modèles dose réponse applicables aux matériaux contribuerait à la détermination des incidences économiques potentielles associées aux effets de l'O₃.

10.6.2 Particules

10.6.2.1 Végétation

Les effets des particules sur la végétation dépendent de la nature chimique des particules, et cela complique singulièrement l'établissement de seuils de concentration pour l'ensemble des particules. Il manque de renseignements scientifiques sur la détermination des espèces chimiques des particules et sur la réponse de la végétation. L'effet le plus marqué sur les végétaux passe par la modification de la chimie du sol suite au dépôt de particules. Bien que les effets des particules d'origine métallique sur la chimie du sol soient assez bien connus, ce n'est pas le cas d'autres cations et d'autres anions.

10.6.2.2 Matériaux

Les effets des particules sur les matériaux dépendent aussi de leur nature chimique; c'est pourquoi il faut davantage de renseignements sur les espèces chimiques constituant les particules trouvées dans l'environnement. On trouve peu d'articles où sont étudiées les relations dose-réponse en fonction des effets des diverses espèces chimiques constituant les particules. En outre, on connaît mal les seuils auxquels sont observés des effets visuels ou physiques.

10.7 Sommaire et conclusions

Les grandes constatations tirées de l'examen de la récente documentation sont présentées ci après. De plus, nous offrons des conclusions relatives à la portée possible des constatations sur l'établissement de normes de qualité de l'air relatives à la protection de la végétation ou des matériaux.

10.7.1 L'ozone

10.7.1.1 Végétation

De nombreuses études portant sur la réponse des végétaux à l'O₃ ont été complétées depuis les évaluations antérieures. La majorité vient confirmer des faits généralement connus : que l'O₃ nuit à la santé des végétaux, que la réponse varie selon les espèces (et selon le génotype à l'intérieur des

espèces) et qu'elle peut être modulée par des facteurs environnementaux extérieurs. Les conclusions les plus intéressantes ont pu se dégager dans la foulée d'études sur de nombreuses années appliquées à des espèces ligneuses, particulièrement les études utilisant un dispositif ou un autre préconisé par la méthode FACE, méthode dont on estime qu'elle produit des données le plus susceptibles de correspondre à ce qui se passerait sur le terrain. Et bon nombre des études récentes ont montré que l'exposition de végétaux vivaces sur de nombreuses années et dans des conditions réalistes mène à des changements de biomasse qui ne seraient pas décelés dans le cadre d'études de plus courte durée.

Voici les faits saillants des récentes études sur des espèces individuelles pertinentes à la situation canadienne et sur des écosystèmes.

Espèces d'importance agricole

Un certain nombre d'études récentes ont fait apparaître quelques observations importantes d'effets spécifiques sur des plantes d'importance agricole :

- des DSENO sur le rendement du soya (AOT40 \approx 20 ppm-h ou SUM06 \approx 32 ppm h), une importante culture de plein champ au Canada, ont été établies au moyen de la méthode FACE;
- une méta analyse d'études parues sur le soya indique que l'exposition chronique à 70 ppb d'ozone mène à une réduction du rendement de l'ordre de 24 % et que même une exposition chronique < 60 ppb provoque une certaine perte de rendement;
- la valeur saisonnière de l'indice AOT40, entre 9 et 9,7 ppm h, suffit pour abaisser le rendement du blé de 20 %, et la variété plus ancienne, à rendement moins élevé, est moins sensible que la variété moderne;
- si l'effet sur le soya de la concentration haussée de CO₂ et d'O₃ était projeté à partir de données obtenues au moyen de la méthode FACE, il serait plus réaliste de retenir une projection d'une baisse de 5 % du rendement en réponse à l'effet des deux gaz plutôt que de se fier à une projection d'une hausse du rendement de 23 %, qui est la valeur présentement appliquée à des travaux de modélisation. La correction suggérée découle en grande partie de la comparaison de données obtenues au moyen de la méthode FACE et de données obtenues en enceinte, concernant la baisse de rendement du soya en réponse à l'exposition à l'O₃ : 20 % de perte contre 8 %, respectivement. Les auteurs parviennent à la conclusion que, dans la perspective de la sécurité alimentaire mondiale, il est essentiel d'étudier les effets de mélanges de CO₂ et d'O₃ sur le rendement des cultures vivrières au moyen de la méthode FACE;
- une autre étude a établi la possibilité de modifier des modèles de croissance bien établis des grandes cultures au moyen de données émanant de diverses études sur l'ozone et le CO₂ (alors qu'en soi, aucune d'entre elles ne permet de formuler des prédictions à l'échelle du paysage) pour parvenir à cette fin.

Essences forestières

Des articles récents ont montré que souvent, chez les essences forestières, les effets de l'O₃ ne deviennent apparents qu'au moyen d'études à long terme, se déroulant sur plusieurs années. Ainsi, un indice AOT40 cumulatif sur 5 ans de 87 ppm h a été associé à une réduction du diamètre basal d'environ 25 % chez *Betula pendula*, comparativement aux végétaux qui avaient poussé avec un indice AOT40 cumulatif sur 5 ans d'environ 3 ppm h, les différences n'ayant été mesurables qu'après trois ans d'exposition.

La réponse du peuplier faux tremble, du bouleau à papier et de l'érable à sucre à l'exposition sur plus de 7 ans à des concentrations élevées de CO₂ et d'O₃, au moyen de la méthode FACE, a montré que, contrairement à de nombreuses autres observations, l'effet négatif de l'O₃ sur le bouleau à papier était le plus important lorsque la concentration de CO₂ était élevée. En outre, l'effet de l'O₃ sur l'érable à sucre ne se décelait pas avant trois ans d'exposition. Les chercheurs ont été en mesure de montrer qu'il se produit des changements au niveau de la croissance aérienne et de la physiologie des jeunes arbres et, comme l'étude s'est poursuivie pendant sept ans, ils ont aussi pu déceler une modification du flux de carbone sous le sol.

Réponses écosystémiques ou écologiques

Plusieurs études récemment parues apportent un éclairage plus complet sur la réponse écosystémique ou écologique des végétaux et des communautés végétales à l'exposition à l'O₃. Par exemple, on a su appliquer un cadre d'évaluation à la détermination du risque de lésions apparentes à des végétaux, causées par l'exposition à l'O₃, dans des parcs nationaux des États Unis. Ce cadre pourrait être applicable au Canada en élargissant la liste des espèces dont la sensibilité est établie à des espèces trouvées au Canada.

Des scientifiques européens ont cherché à vérifier l'hypothèse selon laquelle la sensibilité à l'O₃ est associée à des stratégies d'écologie végétale précises, soit selon le triangle C-S-R de Grime, soit selon les coefficients d'Ellenberg. Il existe des indices à l'effet que les « espèces tolérantes au stress » (le « S » du C-S-R) tolèrent mieux l'exposition à l'O₃ que les autres. Mais contrairement à une hypothèse voulant que les végétaux à floraison plus hâtive sont plus sensibles à l'O₃, certaines espèces à floraison intermédiaire ou tardive ont montré un certain degré de sensibilité à l'O₃. Ce qui conduit à la conclusion que ce relevé des degrés de sensibilité des espèces infirme la validité d'une proposition européenne antérieure d'ajuster les critères relatifs à l'O₃ de manière à mettre l'accent sur l'importance de l'exposition printanière pour la protection de la végétation.

L'efficacité des prairies sur les 40 dernières années comme puits de carbone a été modélisée. La conclusion qui s'impose est que la productivité primaire pourrait être entravée de façon marquée par la hausse de la concentration d'O₃, la perte d'efficacité du puits de carbone étant susceptible d'alimenter le changement climatique. Cela revient à dire que l'ozone exerce une influence climatique importante et que toute hausse de sa concentration dans l'air ambiant par suite du réchauffement planétaire ou de

l'activité anthropique contribuera aux changements du cycle planétaire du carbone et à la modification des bilans hydriques attendus dans la foulée du changement climatique. Il faudrait garder cela en tête au moment de préparer et d'appliquer un standard pancanadien relatif à l'ozone.

10.7.1.2 Norme secondaire relative à l'ozone

Dans la mise à jour de 2003 (CCME, 2003a), on reconnaissait que la documentation parue entre 1999 et 2003 ouvrait la porte à des ajustements à apporter à la recommandation formulée dans le RES de 1999 faisant de l'indice SUM60 une norme secondaire relative à la protection de la végétation, mais la façon de faire n'apparaissait pas clairement.

Au cours des dernières années, l'Europe a abattu une somme considérable de travail relatif à la quantification et à l'amélioration de l'approche fondée sur le flux pour l'évaluation des risques pour la végétation associés à l'O₃. Il demeure toutefois que l'application de cette approche doit être améliorée sur le plan des relations entre l'exposition interne et la réponse, et il subsiste des problèmes de paramétrisation des modèles de conductance stomatique. De plus, les mécanismes internes de réparation et les mécanismes de détoxification n'ont habituellement pas été intégrés à l'expression des doses. Les modèles de flux stomatique d'O₃ doivent être alimentés au moyen d'une grande quantité de données qui sont rarement recueillies de façon routinière en même temps que les données sur l'exposition à l'O₃.

L'indice W126, une fonction sigmoïde appliquant une pondération de toutes les concentrations horaires (entre 8 h et 20 h) au cours de la saison de croissance, est celui choisi dans le document de travail intitulé Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) de l'USEPA (USEPA, 2007) en tant que norme secondaire de qualité de l'air relative à l'O₃ pour la protection de la végétation. On observe aussi dans ce document que cet instrument de mesure de l'exposition procure le meilleur ajustement statistique avec la réponse des végétaux en Amérique du Nord. Toutefois, des travaux de recherche récents ont établi que l'absorption stomatique quotidienne maximale ne correspond pas nécessairement aux concentrations maximales quotidiennes d'O₃, donc que la réponse des végétaux pouvait être surestimée. Par ailleurs, l'indice W126 ne tient pas compte de l'absorption potentielle d'O₃ au cours de la nuit, ce qui pourrait donner lieu à une sous estimation de la réponse des végétaux.

Comme le soulignent Musselman et al. (2006), il demeure pour l'instant que les instruments métrologiques fondés sur l'exposition sont la seule façon pratique d'établir un lien entre la réponse des végétaux et la qualité de l'air en Amérique du Nord. Dans la documentation récente, rien n'indique clairement quel est le meilleur instrument métrologique à appliquer à une norme secondaire même si de nouveaux perfectionnements visant à intégrer des variables métrologiques exerçant une action sur l'absorption stomatique contribuent à préciser la relation entre l'exposition à l'O₃ et la réponse des végétaux (se reporter à Percy et al., 2007a).

La question soulevée par cette évaluation, comme par les précédentes, est de savoir si s'il existe de récents renseignements scientifiques suggérant que le standard pancanadien relatif à l'ozone est inadéquat pour la protection des végétaux. Il est de plus en plus difficile d'apporter réponse à cette

question puisqu'avec chaque nouvelle évaluation scientifique, on trouve de moins en moins d'études portant sur les effets sur les végétaux décrivant la réponse végétale en fonction de données de référence sur la qualité de l'air. La plupart des études parues ces cinq dernières années ont recours à l'une de ces descriptions globales de l'exposition (c. à d. le flux) puisqu'il est maintenant admis qu'elles sont susceptibles de mieux expliquer la relation entre les données sur la qualité de l'air et la réponse végétale. Il est devenu très urgent de colliger, dans les régions connues pour leur forte concentration d'O₃, des données sur l'exposition sous forme d'indices cumulatifs (AOT40, SUM60, W126, etc.) auxquels comparer les seuils d'endommagement de la végétation cités dans les études actuelles et futures.

10.7.1.3 Matériaux

Peu de travaux de recherche ont eu cours concernant les effets de l'O₃ sur les matériaux depuis la mise à jour de 2003 (CCME, 2003b). Par conséquent, les résultats et les conclusions figurant dans la mise à jour et dans l'AQCD de l'USEPA (USEPA, 2006) sont maintenus : essentiellement, aucune information nouvelle n'incite à modifier le standard pancanadien relatif à l'ozone en vue de protéger les matériaux.

10.7.2 Particules

10.7.2.1 Végétation

L'évaluation de la nouvelle documentation n'a mis à jour aucune découverte majeure concernant l'effet des particules sur la végétation. À noter que l'évaluation n'a pas tenu compte des changements apportés aux sols par les particules puisqu'il en a été question dans l'Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada (Environnement Canada, 2005). Des études antérieures avaient cependant mené à la conclusion que les effets des particules sur la végétation sont intimement liés à la nature chimique de celles-ci, dont les constituants peuvent exercer un effet sur la chimie des sols. Le nombre de facteurs intervenants et les incertitudes les entourant ainsi que le manque généralisé de données sur la relation dose réponse rendent plus complexe la définition d'un niveau critique pour la végétation associée à l'exposition aux particules.

10.7.2.2 Matériaux

L'évaluation de la nouvelle documentation n'a mis à jour aucune découverte majeure. Par conséquent, il est recommandé de maintenir les conclusions figurant dans la mise à jour de 2003 et dans l'AQCD de l'USEPA de 2004 : « il manque de données dans la documentation scientifique pour établir un seuil à compter duquel les effets des particules sur les matériaux sont perceptibles, que ce soit physiquement ou par observation directe... l'établissement d'une fonction dose-réponse ou la définition d'un seuil pour l'établissement de critères de qualité de l'air relatifs aux particules à partir d'effets sur les matériaux ne sont pas réalisables pour le moment. » [Traduction] (USEPA, 2004)

10.8 Effets de l’ozone et des particules sur la faune sauvage – un problème en devenir

Pour tenir compte de l’ensemble des effets sur les écosystèmes de l’O₃ et des particules, il faudrait aussi tenir compte de leurs effets sur la faune sauvage. Il s’est fait peu de travaux d’évaluation des effets de l’O₃ et des particules sur les animaux, domestiques et sauvages. La recherche a généralement porté sur les effets indirects de l’O₃ et des particules par le biais d’effets sur la végétation, les conditions du sol et les modifications des habitats, plutôt que sur les effets directs sur la santé des animaux de l’exposition aux particules et à l’O₃ ou de leur inhalation.

Les études sur l’exposition animale, le plus souvent en employant des rats comme sujets d’expérience, ont été préparées dans l’optique de l’extrapolation des résultats à l’humain, de manière à évaluer les effets possibles de l’exposition à l’O₃ et aux particules sur les personnes plutôt que sur la faune sauvage. Les humains et les rats ne réagissent pas de la même façon à cette exposition, tant en termes de dose administrée (la quantité de particules déposées dans les poumons) que de réponse clinique (p. ex., l’inflammation pulmonaire) à une dose donnée (USEPA, 2004). Les études pratiquant l’exposition à l’ozone de sujets appartenant à des espèces comme la souris, le rat, le cobaye et le rhésus ont montré l’existence possible d’une sensibilité à l’O₃ tout à la fois importante et variable selon les espèces (USEPA, 2006). Il est raisonnable de penser que la variation d’une espèce à une autre de la sensibilité à l’O₃ et aux particules par exposition directe s’applique également aux espèces à l’état sauvage : différentes espèces reçoivent différentes doses efficaces d’O₃ et de particules à cause, par exemple, de différences anatomiques à hauteur des voies pulmonaires et d’une fréquence respiratoire différente, et la capacité différente d’élimination des polluants qui ont atteint les poumons influe sur les effets sur la santé des sujets. Il n’existe présentement pas de recherche permettant d’extrapoler directement à des espèces à l’état sauvage les résultats de l’exposition chez l’humain ou le rat afin d’obtenir une idée des effets de l’O₃ et des particules sur ces espèces ou encore de voir quelles espèces à l’état sauvage sont le plus sensibles à l’exposition.

Les effets indirects de l’O₃ sur les écosystèmes sont principalement associés à son influence sur la végétation. Ainsi qu’il en a été amplement question dans le présent chapitre, il est établi que l’exposition des arbres et d’autres végétaux à l’O₃ est un important facteur de stress des écosystèmes; les effets de l’O₃ sur l’état biotique, sur les mécanismes écologiques ainsi que sur la dimension physique et/ou chimique des écosystèmes naturels sont documentés. Ces effets sur la végétation peuvent modifier la biodiversité à l’intérieur des écosystèmes et, en retour, cette conséquence peut nuire aux espèces sauvages qui dépendent de ces végétaux dans leur habitat.

Les effets indirects des particules sur les écosystèmes terrestres sont notamment des changements de concentration des nutriments dans le sol et la présence de composés acidifiants qui, à leur tour, peuvent conduire à une transformation non voulue d’écosystèmes naturels à cause d’effets nocifs sur des attributs écologiques essentiels, tels qu’un déplacement d’espèces, une perte de diversité et de richesse ainsi que des effets sur des espèces menacées ou en voie de disparition. Par exemple, à mesure que sont perdues des espèces végétales sensibles, des espèces animales sauvages dépendant de

ces végétaux sont affectées. Aux États Unis, les effets des particules sur la végétation délogent les herbacées indigènes prévalentes au profit d'herbacées invasives dont l'arrivée nuit aux populations d'espèces menacées comme le damier de la Baie (*Euphydryas editha bayensis*) et la tortue du désert (*Gopherus agassizii*) (Fenn et al., 2003; Brooks, 2003).

Les particules endommagent aussi les écosystèmes aquatiques. Il a été question de ces effets en détail dans l'Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada (Environnement Canada, 2005). Les dépôts de particules acides peuvent donner lieu à l'acidification d'eaux souterraines, de cours d'eau et de lacs, ce qui entraîne une baisse du pH et des modifications à la chimie de ces eaux qui deviennent toxiques pour le poisson ainsi que pour d'autres animaux aquatiques. Le dépôt de particules contenant du nitrate peut aussi influencer sur la charge en nutriments des écosystèmes aquatiques. Il n'existe pas présentement de problème d'eutrophisation au Canada, mais le dépôt en quantité excessive d'azote dans les cours d'eau peut mener à un appauvrissement très marqué en oxygène et à la formation de fleurs d'eau susceptibles de causer la mortalité massive de poisson.

10.9 Recommandations en vue des recherches futures

L'évaluation des études parues entre 2003 et 2007 a mis en lumière une hausse importante dans la disponibilité de données expérimentales sur la réponse en fonction d'une exposition cumulative à l' O_3 . Il s'agit d'un progrès notable en comparaison des évaluations antérieures, alors que les études décrivaient le plus souvent l'exposition à l' O_3 en nombre d'heures à une concentration donnée ou parlaient d'exposition à un certain multiple de la concentration mesurée dans l'air ambiant, assortie d'un traitement statistique limité. Puisqu'il était difficile de ramener ces diverses expressions de l'exposition à un seul indice, ces études constituaient plutôt des estimations ponctuelles et isolées. Les fonctions exposition réponse (continues) n'abondent pas encore dans la documentation récente; cependant, elles sont de la plus grande utilité pour les organismes de réglementation. Il est donc recommandé d'explorer la possibilité de procéder à une méta analyse des données existantes, extraites de nombreuses études afin de générer des fonctions exposition réponse dont la variable indépendante serait une dose cumulative et qui auraient pour variable dépendante une valeur normalisée décrivant la réponse de la végétation (la perte relative de rendement par exemple). La définition de méta analyse est donnée ci après. Sur ce site Web, l'auteur formule des mises en garde dont il faut tenir compte, les principales se ramenant à ceci : qualité, quantité et biais potentiels associés aux articles parus.

« La méta analyse est la combinaison de données provenant de plusieurs études en vue de l'obtention d'une seule estimation. Sur le plan statistique, la méta analyse est une application simple de méthodes multifactorielles. Au départ, il y a plusieurs études, par exemple des essais cliniques ou des études épidémiologiques, portant sur un même sujet et peut être effectuées dans différents pays. Chacun des essais se traduit par l'estimation d'un effet. Nous posons comme hypothèse que ce sont des estimations d'une même valeur appliquée à l'ensemble d'une population. Il faut vérifier les hypothèses à la base de l'analyse et, si elles sont respectées, on peut combiner les estimations tirées des diverses études de façon à formuler une estimation commune. Il s'agit d'une analyse

multifactorielle où le traitement ou encore le facteur de risque est la variable indépendante, et où l'étude est une autre variable indépendante, catégorielle. »
(www-users.york.ac.uk/~mb55/intro/meta.htm)

**Traduit de l'anglais*

Il est aussi recommandé de procéder à de nouvelles études sur les relations dose réponse de l'O₃ chez des espèces présentes au Canada, de préférence en appliquant la méthode FACE (méthode d'enrichissement à l'air libre) pour l'exposition des sujets. En outre, il apparaît clairement qu'il faut quantifier et valider sur le terrain les modèles des flux d'O₃ et, en particulier, quantifier les mécanismes de protection des végétaux contre les dommages tissulaires causés par l'O₃, concernant les espèces et les milieux nord américains.

Dans la perspective d'effets primaires sur la croissance et la productivité forestières ainsi qu'au regard du potentiel des forêts de s'adapter à une hausse de la concentration atmosphérique de CO₂, ou encore de la contrer, Paoletti et al. (2007) ont dressé la liste suivante des priorités concernant de futurs travaux sur l'O₃ et les écosystèmes forestiers : la compréhension des mécanismes de perturbation des voies métaboliques (ascorbate et éthylène); la quantification des mécanismes de détoxification dans les modèles de flux; la quantification des flux stomatiques et non stomatiques d'O₃ chez de nombreuses espèces végétales; la description du flux stomatique d'O₃ en effets biologiques; le recours à des expériences à long terme employant des méthodes de dégagement d'O₃ à l'air libre; et la modification des normes relatives à l'O₃ pour les rendre davantage axées sur la biologie, statistiquement valides et assez pratiques pour que les organismes de réglementation puissent largement les utiliser.

La recherche sur la définition et l'application d'indices prédictifs de la sensibilité des végétaux à l'O₃ montre que ces indices pourraient permettre de prédire des fonctions dose réponse dans le cas d'espèces végétales qui n'ont pas fait l'objet d'un examen direct. Il est donc recommandé de poursuivre la recherche pour définir et appliquer de tels indices.

Percy et al. (2007a) mentionnent une approche raisonnable à l'intégration de variables météorologiques ou édaphiques aux instruments météorologiques basés sur l'exposition qui correspondent aux facteurs susceptibles d'influer sur la dose d'O₃ à atteindre la végétation. Il est recommandé de mener des études visant à définir des approches, qui sont biologiquement fondées et raisonnables, pour la mise au point d'instruments météorologiques applicables à la détermination de normes de qualité de l'air relatives à la protection de la végétation.

Il faudrait procéder à de futurs travaux de recherche afin de produire des données sur l'exposition, sous forme d'indices cumulatifs (c. à d. AOT40, SUM60, W126 notamment), dans des secteurs connus pour leurs concentrations élevées d'O₃ partout au Canada, auxquelles seraient comparés les seuils d'endommagement de la végétation mentionnés dans les études récentes ainsi que ceux qui seront déterminés dans les futures études.

Il existe une grande lacune en matière de recherche sur les effets des particules et de l'O₃ à l'échelle des écosystèmes, particulièrement en ce qui a trait aux effets directs de l'exposition sur les espèces

animales sauvages. Il est recommandé d'effectuer des recherches en ce domaine, car ce serait utile à l'évaluation des risques écosystémiques plus vastes qui sont associés à l'exposition aux particules et à l'O₃ d'espèces sensibles ou en voie de disparition.

Références

- Alonso, R., Bermejo, V., Sanz, J., Valls, B., Elvira, S., Gimeno, B.S., 2007. Stomatal conductance of semi-natural Mediterranean grasslands: implications for the development of ozone critical levels. *Environmental Pollution* 146, 692-698.
- Altimir, N., Tuovien, J.-P., Vesala, T., Kulmala, M., Hari, P., 2004. Measurements of ozone removal by Scots pine shoots: calibration of a stomatal uptake model including the non-stomatal component. *Atmospheric Environment* 38, 2387-2398.
- Ambasht, N.K., Agrawal, M., 2003/4. Effects of enhanced UV-B radiation and tropospheric ozone on physiological and biochemical characteristics of field grown wheat. *Biologia Plantarum* 47, 625-628.
- Anderson, C.P., 2003. Source-sink balance and carbon allocation below ground in plants exposed to ozone. *New Phytologist* 157, 213-228.
- Aoki, T., Tanabe, S. 2007. Generation of sub-micron particles and secondary pollutants from building materials by ozone reaction. *Atmospheric Environment* 41: 3139-3150.
- Ashmore, P., Emberson, L., Karlsson, P., E., Pleijel, H., 2004. New Directions: A new generation of ozone critical levels for protection of vegetation in Europe. *Atmospheric Environment* 38, 2213-2214.
- Ashmore, M.R., 2005. Assessing the future global impacts of ozone on vegetation. *Plant, Cell and Environment* 28, 949-964.
- Ashmore, M.R., Buker, P., Emberson, L.D., Terry, A.C., Toet, S., 2007. Modelling stomatal ozone flux and deposition to grassland communities across Europe. *Environmental Pollution* 146, 659-670.
- Awmack, C.S., Mondor, E.B., and Lindroth, R.L., 2007. Forest understory clover populations in enriched CO₂ and O₃ atmospheres: Interspecific, intraspecific, and indirect effects. *Environmental and Experimental Botany* 59, 340-346.
- Bassin, S., Calanca, P., Weidinger, T., Gerosa, G., Fuhrer, J., 2004a. Modeling seasonal ozone fluxes to grassland and wheat: model improvement, testing and application. *Atmospheric Environment* 38, 2349-2359.

- Bassin, S., Kolliker, R., Cretton, C., Bertossa, M., Widmer, F., Bunger, P., Fuhrer, J., 2004b. Intra-specific variability of ozone sensitivity in *Centaurea jacea* L., a potential bioindicator, for evaluated ozone concentrations. *Environmental Pollution* 131, 1-12.
- Bassin, S., Volk, M., Fuhrer, J., 2007. Factors affecting the ozone of temperate European grasslands: An overview. *Environmental Pollution* 146, 678-691.
- Bender, J., Bergmann, E., and Weigel, H.J., 2006a. Responses of biomass production and reproductive development to ozone exposure differ between European wild plant species. *Water, Air, and Soil* 176, 253-267.
- Bender, J., Muntifer, R.B., Lin, J.C., Weigel, H.J., 2006b. Growth and nutritive quality of *Poa pratensis* as influenced by ozone and competition. *Environmental Pollution* 142, 109-115.
- Bennett, J.P., Jespen, E.A., Roth, J.A., 2006. Field response of *Prunus serotina* and *Asclepias syriaca* to ozone around southern Lake Michigan. *Environmental Pollution* 142, 354-366.
- Blumenrother, M.C., Low, M., Matyssek, R., Obwald, W., 2007. Flux-based response of sucrose and starch in leaves of adult beech trees (*Fagus sylvatica* L.) under chronic free-air O₃ fumigation. *Plant Biology* 9, 207-214.
- Booker, F.L., Miller, J.E., Fiscus, E.L., Pursley, W.A., Stefanski, L.A., 2005. Competitive responses of container- versus ground-grown soybean to elevated carbon dioxide and ozone. *Crop Science* 45, 883-895.
- Braun, S., Zugmaier, U., Thomas, V., Fluckiger, W., 2004. Carbohydrate concentrations in different plant parts of young beech and spruce along a gradient of ozone pollution. *Atmospheric Environment* 38, 2399-2407.
- Braun, S., Schindler, C., Rihm, B., Fluckiger, W., 2007. Shoot growth of mature *Fagus sylvatica* and *Picea abies* in relation to ozone. *Environmental Pollution* 146, 624-628.
- Brooks, M.L. 2003. Effects of increased soil nitrogen on the dominance of alien annual plants in the Mojave Desert. *Journal of Applied Ecology*. 40:344-353.
- Buker, P., Emberson, L.D., Ashmore, M.R., Cambridge, H.M., Jacobs, C.M.J., Massman, W.J., Muller, J., Nikolov, N., Novak, K., Oksanen, E., Schaub, M., de la Torre, D. 2007. Comparison of different stomatal conductance algorithms for ozone flux modelling. *Environmental Pollution* 146, 726-735
- Burkey, K.O., Miller, J.E., Fiscus, E.L., 2005. Assessment of ambient ozone effects on vegetation using snap bean as a bioindicator species. *Journal of Environmental Quality* 34, 1081-1086.

Bytnerowicz, A., Badae, O., Barbu, I., Fleischer, P., Fraczek, W., Gancz., V., Godzik, B., Grodzinska, K., Grodzki, W., Karnosky, D., Koren, M., McManus, M., Musselman, R.C., Novotny, J., Popescu, F., Postelnicu, D., Prus-Glowacki, W., Skawinski, P., Skiba, S., Szaro, R., Tamas, S., Vasile, C., 2003. New international long-term ecological research on air pollution effects on the Carpathian Mountain forests, Central Europe. *Environmental International* 29, 367-376.

Bussotti, F., Cozzi, A., Ferretti, M., 2006. Field surveys of ozone symptoms on spontaneous vegetation. Limitations and potentialities of the European programme. *Environmental Monitoring and Assessment* 115, 335-348.

Calatayud, V., Sanz, M.J., Calvo, E., Cervero, J., Ansel, W., Klumpp., 2007. Ozone biomonitoring with Bel-W3 tobacco plants in the city of Valencia (Spain). *Water, Air and Soil Pollution*.

Cano, V., Calatayud, J., Sanz, M.J., 2007. Ozone effects on three *Sambucus* species. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 83-91.

Carou, S., Dennis, I., Aherne, J., Ouimet, R., Arp, P.A., Watmough, S.A., DeMerchant, I., Shaw, M., Vet, R., Bouchet, V., and M. Moral, 2008. A National Picture of Acid Deposition Critical Loads for Forest Soils in Canada, Report Prepared by Environment Canada for the Canadian Council of Ministers of the Environment.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2003a. Effects of Ozone on Vegetation: Update in Support of the Canada-Wide Standards for Particulate Matter and Ozone.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2003b. Effects of Ozone on Materials: Update in Support of the Canada-Wide Standards for Particulate Matter and Ozone.

Chappelka, A.H., Neufeld, H.S., Davison, A.W., Somers, G.L., Renfro, J.R., 2003. Ozone injury on cutleaf coneflower (*Rudbeckia laciniata*) and crown-beard (*Verbesina occidentalis*) in Great Smoky Mountains National Park. *Environmental Pollution* 125, 53-59.

Chappelka, A.H., Somers, G.L., Renfro, J.R., 2007. Temporal patterns of foliar ozone symptoms on tall milkweed (*Asclepias exatata* L.) in Great Smoky Mountains National Park. *Environmental Pollution* 149, 358-365.

Christ, M.A., Ainsworth, E.A., Nelson, R., Schurr, U., Walter, A., 2006. Anticipated yield loss in field-grown soybean under elevated ozone can be avoided at the expense of leaf growth during early reproductive growth stages in favourable environmental conditions. *Journal of Experimental Botany*, 57, 2267-2275.

Cieslik, S.A., 2004. Ozone uptake by various surface types; a comparison between dose and exposure. *Atmospheric Environment* 38, 2409-2420.

Coulston, J.W., Smith, G.C., Smith, W.D., 2003. Regional assessment of ozone sensitive tree species using bioindicator plants. *Environmental Monitoring and Assessment* 83c, 113-127.

Crous, K.Y., Vandermeiren, K., Ceulemans, R., 2006. Physiological responses to cumulative ozone uptake in two white clover (*Trifolium repens* L. cv. Regal) clones with different ozone sensitivity. *Environmental and Experimental Botany* 58, 169-179.

Darbah, J.N.T., Kubiske, M.E., Nelson, N., Oksanen, E., Vaapavuori, E. and Karnosky, D.F., 2007. Impacts of Elevated Atmospheric CO₂ and O₃ on Paper Birch (*Betula papyrifera*): Reproductive Fitness. *The Scientific World Journal*. 7(S1), 240-246.

Darbah, J.N.T., Kubiske, M.E., Nelson, N., Oksanen, E., Vaapavuori, E. and Karnosky, D.F., 2008. Effects of Decadal Exposure to Interacting Elevated CO₂ and/or O₃ on Paper Birch (*Betula papyrifera*) Reproduction, *Environmental Pollution*, 155, 446-452

Davis, D.D., Orendovici, T., 2006. Incidence of ozone symptoms on vegetation within a National Wildlife Refuge in New Jersey, USA. *Environmental Pollution* 143, 555-564.

Dittmar, C., Zech, W., Elling, W., 2003. Growth variations of common beech (*Fragus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *Forest Ecology and Management* 173, 63-78.

Edwards, P., Huber, C., Wood, F., 2004. Ozone exposures and implications for vegetation in rural areas of the central Appalachian mountains, U.S.A. *Environmental Monitoring and Assessment* 98, 157-174.

Elagoz, V., Manning, W.J., 2005. Field affecting the effects of EDU on growth and yield of field-grown bush beans (*Phaseolus vulgaris* L.) with varying degrees of sensitivity to ozone. *Environmental Pollution* 136, 385-395.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Du'll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D., 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18, 1-248.

Elvira, S., Bermejo, V., Manrique, E., Gimeno, B.S., 2004. On the response of two populations of *Quercus coccifera* to ozone and its relationship with ozone uptake. *Atmospheric Environment* 38, 2305 – 2311.

Elvira, S., Alonso, R., Gimeno, B.S. 2007. Simulation of stomatal conductance for Aleppo pine to estimate its ozone uptake. *Environmental Pollution* 146, 617-623.

Emberson, L.D., Buker, P., Ashmore, M.R. 2007. Assessing the risk caused by ground level ozone to European forest trees: A case study in pine, beech and oak across different climate regions. *Environmental Pollution* 147, 454-466.

Environnement Canada, Santé Canada. 2001. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation – Rejets des fonderies de cuivre de première et de deuxième fusion et des raffineries de cuivre – Rejets des fonderies de zinc de première et de deuxième fusion et des raffineries de zinc. EN 40-215/62F.

Environnement Canada. 2005. Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. ISBN 0-662-78441-3. Accès : <http://publications.gc.ca/collections/Collection/En4-46-2004F.pdf>

Fagnano, M., Merola, G., Forlani, A., Postiglione, L., Fuhrer, J., 2004. Monitoring yield loss from ozone pollution in a Mediterranean environment: a comparison of methods. *Water, Air, and Soil Pollution* 155, 383-398.

Felzer, B., Kicklighter, D., Melillo, J., Wang, C., Zhuang, Q., Prinn, R., 2004. Effects of ozone on net primary production and carbon sequestration in the conterminous United State using a biogeochemistry model. *Tellus* 56B, 230-248.

Fenn, M. E.; Baron, J. S.; Allen, E. B.; Rueth, H. M.; Nydick, K. R.; Geiser, L.; Bowman, W. D.; Sickman, J. O.; Meixner, T.; Johnson, D. W.; Neitlich, P. 2003. Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *BioScience* 53: 404-420.

Ferretti, M., Calderisi, M., Bussotti, F., 2007a. Ozone exposure, defoliation of beech (*Fagus sylvatica* L.) and visible foliar symptoms on native plants in selected plots of South-Western Europe. *Environmental Pollution* 145, 644-651.

Ferretti, M., Fagnano, M., Amoriello, T., Badiani, M., Ballarin-Denti, A., Buffoni, A., Bussotti, F., Castagna, A., Cieslik, S., Costantini, A., De Marco, A., Gerosa, G., Lorenzini, G., Manes, F., Merola, G., Nali, C., Paoletti, E., Petriccione, B., Racalbutto, S., Rana, G., Ranieri, A., Tagliaferri, A., Vialetto, G., Vitale, M. 2007b. Measuring, modeling and testing ozone exposure, flux and effects on vegetation in southern European conditions – What does not work? A review from Italy. *Environmental Pollution* 146, 648-658.

Finkelstein, P.L., Davison, A.W., Neufeld, H.S., Meyers, T.P., Chappelka, A.H., 2004. Sub-canopy deposition of ozone in a stand of cutleaf coneflower. *Environmental Pollution* 131, 295-303.

Fisher, L.S., Mays, P.A., and Wylie, C.L., 2007. An Overview of Nitrogen Critical Loads for Policy Makers, Stakeholders, and Industries in the United States. *Water, Air & Soil Pollution*. 179(1-4): 3-18.

Fuhrer, J., Booker, F., 2003. Ecological issues related to ozone: agricultural issues. *Environmental International* 29, 141-154.

- Fumagalli, I., Mignanego, L., Mills, G., 2003. Ozone biomonitoring with clover: yield loss and carryover effect under high ambient ozone levels in northern Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 119-128.
- Gerosa, G., Cieslik, S., Ballarin-Denti, A., 2003. Micrometeorological determination of time-integrated stomatal ozone fluxes over wheat: a case study in Northern Italy. *Atmospheric Environment* 37, 777-788.
- Gerosa, G., Marzuoli, R., Cieslik, S., Ballarin-Denti, A., 2004. Stomatal ozone fluxes over a barley field in Italy. "Effective exposure" as a possible link between exposure- and flux-based approaches. *Atmospheric Environment* 38, 2421-2432.
- Gerosa, G., Derghi, F., Cieslik, S., 2007. Comparison of different algorithms for stomatal ozone flux determination from micrometeorological measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 179, 309-321.
- Gombert, S., Asta, J., Seaward, M.R.D., 2006. Lichens and tobacco plants as complementary biomonitors of air pollution in the Grenoble area (Isère, southeast France). *Ecological Indicators* 6, 429-443.
- Goumenaki, E., Fernandez, I.G., Papanikolaou, A., Papadopoulou, D., Askianakis, C., Kouvarakis, G., Barnes, J., 2007. Derivation of ozone flux-yield relationships for lettuce: A key horticultural crop. *Environmental Pollution* 146, 699-706.
- Grantz, D.A., Garner, J.H.B., Johnson, D.W., 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environmental Pollution* 129, 213-235.
- Grenbenc, T., Kraigher, H., 2007. Types of Ectomycorrhiza of mature beech and spruce at ozone-fumigated and control forest plots. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 47-59.
- Grulke, N.E., Alonso, R., Nguyen, T., Cascio, C., Dobrowolski, W., 2004. Stomatal open at night in pole-sized and mature ponderosa pine: implications for O₃ exposure metrics. *Tree Physiology* 24, 1001-1010.
- Grulke, N.E., Paoletti, E., Heath, R.L., 2007a. Comparison of calculated and measured foliar O₃ flux in crop and forest species. *Environmental Pollution* 146, 640-647.
- Grulke, N.E., Neufeld, H.S., Davison, A.W., Roberts, M., Chappelka, A.H., 2007b. Stomatal behaviour of ozone-sensitive and -insensitive coneflowers (*Rudbeckia laciniata* var. *digitata*) in Great Smoky Mountains National Park. *New Phytologist* 173, 100-109.
- Grunhage, L., and Jager, H.-J., 2003. From critical levels to critical loads for ozone: a discussion of a new experimental and modelling approach for establishing flux-response relationships for agricultural crops and native plant species. *Environmental Pollution* 125, 99-110.

Grunhage, L. S.V. Krupa, A.H. Legge, Jager, H.-J., 2004. Ambient flux-based critical values for ozone for protecting vegetation: differing spatial scales and uncertainties in risk assessment. *Atmospheric Environment* 38, 2433-2437.

Harmens, H., Mills, G., Emberson, L.D, Ashmore, M.R. 2007. Implications of climate change for the stomatal flux of ozone: A case study for winter wheat. *Environmental Pollution* 146, 763-770.

Hayes, F., Mills, G., Williams, P., Harmens, H., Buker., 2006. Impacts of summer ozone exposure on the growth and overwintering of UK upland vegetation. *Atmospheric Environment* 40, 4088-4097.

Hayes, F., Jones, M.L.M., Mills, G., Ashmore, M., 2007. Meta-analysis of the relative sensitivity of semi-natural vegetation species to ozone. *Environmental Pollution* 146, 754-762.

Heagle, A.S., Miller, J.E., Pursley, W.A., 2003. Growth and yield response of potato to mixtures of carbon dioxide and ozone. *Journal of Environmental Quality* 32, 1603-1610.

Holton, M.K., Lindroth, R.L., 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and plant genotype. *Oecologia* 137, 233-244.

Jones, M.L.M., Hayes, F., Mills, G., Sparks, T.H., Fuhrer, J., 2007. Predicting community sensitivity to ozone, using Ellenberg Indicator values. *Environmental Pollution* 146, 744-753.

Jones, M.E., Paine, T.D., 2006. Detecting changes in insect herbivore communities along a pollution gradient. *Environmental Pollution* 143, 377-387.

Karlsson, G.P., Karlsson, P.E., Danielsson, H., Pleijel, H., 2003. Clover as a tool for bioindication of phytotoxic ozone – 5 years of experience from southern Sweden – consequences for the short-term critical levels. *The Science of the Total Environment* 301, 205-215.

Karlsson, G.P., Karlsson, P.E., Soja, G., Vandermeiren, K., Pleijel, H., 2004a. Test of the short-term critical levels for acute ozone injury on plants – improvements by ozone uptake modelling and the use of an effect threshold. *Atmospheric Environment* 38, 2237-2245.

Karlsson, P.E., Medin, E.L., Ottosson, S., Sellden, G., Wallin, G., Pleijel, H., Skarby, L., 2004b. A cumulative ozone uptake-response relationship for the growth of Norway spruce saplings. *Environmental Pollution* 128, 405-417.

Karlsson, P.E., Uddling, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B.S. Le Thiec, D., Oksanen, E., Vandermeiren, K., Wilkinson, M., Emberson, L., 2004c. New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone. *Atmospheric Environment* 38, 2283-2294.

- Karlsson, P.K., Orlander, G., Lanvall, O., Uddling, J., Hjorth, U., Wiklander, K., Areskoug, B., Grennfelt, P., 2006. Negative impact of ozone on the stem basal area increment of mature Norway spruce in south Sweden. *Forest Ecology and Management* 232, 146-151.
- Karlsson, P.E., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Emberson, L., Gimeno, B.S., Le Thiec, D., Novak, K., Okasanen, E., Schaub, M., Uddling, J., Wilkinson, M. 2007. Risk assessments for forest trees: The performance of the ozone flux versus the AOT concepts. *Environmental Pollution* 146, 608-616.
- Karnosky, D.F., Zak, D.R., Pregitzer, K.S., Awmack, C.S., Bockheim, J.G., Dickson, R.E., Hendrey, G.R., Host, G.E., King, J.S., Kopper, B.J., Kruger, E.L., Kubiske, M.E., Lindroth, R.L., Mattson, W.J., McDonald, E.P., Noormets, A., Oksanen, E., Parsons, W.F.J., Percy, K.E., Podila, G.K., Riemenschneider, D.E., Sharma, P., Thakur, R.C., Sober, A., Sober, J., Jones, W.S., Anttonen, S., Vapaavuori, E., Mankovska, B., Heilman, W.E. and Isebrands, J.G., 2003. Tropospheric O₃ moderates responses of temperate hardwood forests to elevated CO₂: A synthesis of molecular to ecosystem results from the Aspen FACE project. *Functional Ecology* 17,289-304.
- Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Weinstein, D., Nosal, M., Percy, K.E., 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment* 28, 965-981.
- Karnosky, D.F., Skelly, J.M., Percy, K.E., Chappelka, A.H., 2007. Perspectives regarding 50 years of research on effects of tropospheric ozone air pollution on US forests. *Environmental Pollution* 147, 489-506.
- Keutgen, A.J., Noga, G., Pawelzik, E., 2005. Cultivar-specific impairment of strawberry growth, photosynthesis, carbohydrate and nitrogen accumulation by ozone. *Environmental and Experimental Botany* 53, 271-280.
- Keller, F., Bassin, S., Ammann, C., Fuhrer, J. 2007. High-resolution modelling of AOT40 and stomatal uptake in wheat and grassland: A comparison between 2000 and the hot summer of 2003 in Switzerland. *Environmental Pollution* 146, 671-677.
- Khan, S., Soja, G., 2003. Yield responses of wheat to ozone exposure as modified by drought-induced difference in ozone uptake. *Water, Air, and Soil Pollution* 147, 299-315.
- King, J.S., Kubiske, M.E., Pregitzer, K.S., Hendrey, G.R., McDonald, E.P., Giardina, C.P., Quinn, V.S. and Karnosky, D.F., 2005. Tropospheric O₃ compromises net primary production in young stands of trembling aspen, paper birch and sugar maple in response to elevated atmospheric CO₂. *New Phytologist* 168,623-636.
- Kohut, R., 2007. Assessing the risk of foliar injury from ozone on vegetation in parks in the U.S. National Park Service's Vital Signs Network. *Environmental Pollution* 149, 348-357.

- Kozovits, A.R., Matyssek, R., Blaschke, H., Gottlein, A., Grams, T.E.E., 2005. Competition increasingly dominates the responsiveness of juvenile beech and spruce to elevated CO₂ and/or O₃ concentrations throughout two subsequent growing seasons. *Global Change biology* 11, 1387-1401.
- Kubiske, M.E., Quinn, V.S., Marquardt, P.E. and Karnosky, D.F., 2006a. Effects of Elevated Atmospheric CO₂ and/or O₃ on Intra- and Interspecific Competitive Ability of Aspen. *Plant Biology* 9, 342-355.
- Kubiske, M.E., Quinn, V.S., Heilman, W.E., McDonald, E.P., Marquardt, P.E., Teclaw, R.M., Friend, A.L., Karnosky, D.F., 2006b. Interannual climatic variation mediated elevated CO₂ and O₃ effects on forest growth. *Global Change Biology* 12, 1054-1068.
- Kucera, V., Tidblad, J., Kreislova, K., Knotkova, D., Faller, M., Reiss, D., Sneathlage, R., Yates, T., Henriksen, J., Schreiner, M., Melcher, M., Ferm, M., Lefevre, R-A., Kobus, J. 2007. UN/ECE ICP materials dose-response functions for the multi-pollutant situation. *Water Air and Soil Pollution* 7, 249-258.
- Kull, O., Tulva, I., Vapaavuori, E., 2003. Influence of elevated CO₂ and O₃ on *Betula pendula* Roth crown structure. *Annals of Botany* 91, 559-569.
- Kull, O., Tulva, I., Vapaavuori, E., 2005. Consequences of elevated CO₂ and O₃ on birch canopy structure: Implementation of a canopy growth model. *Forest Ecology and Management* 212, 1-13.
- Laurence, L.A., Andersen, C.P., 2003. Ozone and natural systems: understanding exposure, response and risk. *Environmental International* 29, 155-160.
- Lefohn, A.S., J.A. Laurence and R.J. Kohut. 1988. A comparison of indices that describe the relationship between exposure to ozone and reduction in the yield of agricultural crops. *Atmospheric Environment* 22: 1229-1240.
- Liu, X., Kozovits, A.R., Grams, T.E.E., Blaschke, H., Rennenberg, H., Matyssek, R., 2004. Competition modifies effects of enhanced ozone/carbon dioxide concentrations on carbohydrate and biomass accumulation in juvenile norway spruce and european beech. *Tree Physiology* 24, 1045-1055.
- Long, S.P., Ainsworth, E.A., Leakey, A.B., Nosberger, J., Ort, D.R., 2006. Food for thought: lower-than-expected crop yield stimulation with rising CO₂ concentrations. *Science* 312, 1918-1921.
- Lorenzini, G., Landi, U., Loppi, S., Nali, C., 2003. Lichen distribution and bioindicator tobacco plants give discordant response: a case study from Italy. *Environmental Monitoring and Assessment* 82, 243-264.

- Low, M., Haberle, K.-H., Warren, C., Matyssek, R., 2007. O₃ Flux- related responsiveness of photosynthesis, respiration and stomatal conductance of adult *Fagus sylvatica* to experimentally enhanced free-air O₃ exposure. *Plant Biology* 9, 197-206.
- Loya, W.M., Pregitzer, K.S., Karberg, N.J., King, J.S., Giardina, C.P., 2003. Reduction of soil carbon formation by tropospheric ozone under increased carbon dioxide levels. *Nature* 425, 705-707.
- Luedemann, G., Matyssek, R., Fleischmann, F., Grams, T.E.E., 2005. Acclimation to ozone affects host/pathogen interaction and competitiveness for nitrogen in juvenile *Fagus sylvatica* and *Picea abies* trees infected with *Phytophthora citricola*. *Plant Biology* 7, 640-649.
- Maggio, A., De Pascale, S., Fagnano, M., Barbieri, G., 2007. Can salt stress-induced physiology responses protect tomato crops from ozone damages in Mediterranean environments? *European Journal of Agronomy* 26, 454-461.
- Manning, W.J., Flager, R.B., Frenkel, M.A., 2003. Assessing plant response to ambient ozone: growth of ozone-sensitive loblolly pine seedlings treated with ethylenediurea or sodium erythorbate. *Environmental Pollution* 126, 73-81.
- Mandre, M., Korsjukov, R., 2007. The quality of stemwood of *Pinus sylvestris* in an alkalisied environment. *Water, Air and Soil Pollution* 182, 163-172.
- Massman, W.J., 2004. Toward an ozone standard to protect vegetation based on effective dose: a review of deposition resistances and a possible metric. *Atmospheric Environment* 38, 2323-2337.
- Matyssek, R., Wieser, G., Nunn, A.J., Kozovits, A.R., Reiter, I.M., Heerdt, C., Winkler, J.B., Baumgarten, M., Haberle, K.-H., Grams, T.E.E., Werner, H., Fabian, P., Havranek, W.M., 2004. Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age and site conditions. *Atmospheric Environment* 38, 2271 – 2281.
- Matyssek, R., Le Thiec, D., Low, M., Dizengremel, P., Nunn, A.J., Haberle, K.-H., 2006. Interactions between drought and O₃ stress in forest trees. *Plant Biology* 8, 11-17.
- Matyssek, R., Bytnerowicz, A., Karlsson, P.-E., Paoletti, E., Sanz, M., Schaub, M., Wieser, G. 2007. Promoting the O₃ flux concept for European forest trees. *Environmental Pollution* 146, 587-607.
- McLaughlin, S.B., Nosal, M., Wullschleger, S.D., Sun, G., 2007a. Interactive effects of ozone and climate on tree growth and water use in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist* 174, 109-124.
- McLaughlin, S.B., Wullschleger, S.D., Sun, G., Nosal, M., 2007b. Interactive effects of ozone and climate on water use, soil moisture content and streamflow in a southern Appalachian forest in the USA. *New Phytologist* 174, 125-136.

Meyers, T.P., Paw U, K.T., 1986. Testing of a higher-order closure model for modeling airflow within and above plant canopies. *Boundary-Layer Meteorology*, 37, 297-311.

Meyers, T.P., Paw U, K.T., 1987. Modeling the plant canopy micrometeorology with higher-order closure principles. *Agricultural and Forest Meteorology*, 41, 143-163.

Mikkelsen, T.N., Ro-Poulsen, H., Hovmand, M.F., Jensen, N.O., Pilegaard, K., Egelov, A.H., 2004. Five-year measurements of ozone fluxes to a Danish Norway spruce canopy. *Atmospheric Environment* 38, 2361-2371.

Morgan, P.B., Ainsworth, E.A., Long, S.P., 2003. How does elevated ozone impact soybean? A meta-analysis of photosynthesis, growth and yield. *Plant Cell and Environment* 26, 1317-1328.

Musselman, R.C., Lefohn, A.S., Massman, W.J., Heath, R.L., 2006. A critical review and analysis of the use of exposure-and flux-based ozone indices for predicting vegetation effects. *Atmospheric Environment* 40, 1869-1888.

Muzika, R.M., Guyette, R.P., Zielonka, T., Liebhold, A.M., 2004. The influence of O₃, NO₂, and SO₂ on growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* in the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution* 132, 65-71.

Nali, C., Francini, A., Lorenzini, G., 2006. Biological monitoring of ozone: the twenty-year Italian experience. *Journal of Environmental Monitoring* 8, 25-32.

Nikolov, N. and Zeller, K.F., 2003. Modeling coupled interactions of carbon, water, and ozone exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere. I. Model description. *Environmental Pollution* 124, 231-246.

Novak, K., Cherunini, P., Saurer, M., Fuhrere, J., Skelly, J.M., Krauchi, N., Schaub, M., 2007. Ozone air pollution effects on tree-ring growth $\delta^{13}C$, visible foliar injury and leaf gas exchange in three ozone-sensitive woody plant species. *Tree Physiology* 27, 941-949.

Nunn, A.J., Kozovits, A.R. Reiter, I.M., Heerdt, C., Leuchner, M., Lutz, C., Liu, X., Low, M., Winkler, J.B., Grams, T.E.E., Haberle, H-H., Werner, H., Fabian, P., Rennenber, H., Matyssek, R., 2005. Comparison of ozone uptake and sensitivity between a phytotron study with young beech and a field experiment with adult beech (*Fagus sylvatica*). *Environmental Pollution* 137, 494-506.

Nunn, A.J., Wieser, G., Metzger, U., Low, M., Wipfler, P., Haberle, K-H., Matyssek, R. 2007. Exemplifying whole-plant ozone uptake in adult forest trees of contrasting species and site conditions. *Environmental Pollution* 146, 629-639.

Nussbaum, S., Remund, J., Rihm, B., Mieglitz, K., Gurtz, J., Fuhrer, J., 2003. High-resolution spatial analysis of stomatal ozone uptake in arable crops and pastures. *Environmental International* 29, 385-392.

Oksanen, K., 2003. Response of selected birch (*Betula pendula* Roth) clones to ozone change over time. *Plant, Cell and Environment* 26, 875-886.

Panek, J. A. 2004. Ozone uptake, water loss and carbon exchange dynamics in annually drought-stressed *Pinus ponderosa* forests: measured trends and parameters for uptake modeling. *Tree Physiology* 24, 277-290.

Paoletti, E., De Marco, A., 2007. Why should we calculate complex indices of ozone exposure? Results from Mediterranean background sites. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 19-30.

Paoletti, E., Bytnerowicz, A., Anderson, C., Augustaitis, A., Ferretti, M., Grulke, N., Gunthardt-Goerg, M.S., Innes, J., Johnson, D., Karnosky, D.F., Luangjame, J., Matyssek, R., McNulty, S., Muller-Starck, G., Musselman, R. and Percy, K., 2007. Impacts of Air Pollution and Climate Change on Forest Ecosystems - Emerging Research Needs. *The Scientific World Journal* 7(S1), 1-8.

Percy, K.E., Ferretti, M., 2004. Air pollution and forest health: toward new monitoring concepts. *Environmental Pollution* 130, 113-126.

Percy, K.E., Karnosky, D.F., 2007. Air quality in natural areas, interface between the public, science and regulation. *Environmental Pollution* 149, 256-267.

Percy, K.E., Nosal, M., Heilman, W., Dann, T., Sober, J., Legge, A.H., Karnosky, D.F., 2007. New exposure-based metric approach for evaluating O₃ risk to North American aspen forests. *Environmental Pollution* 147, 554-566.

Persson, K., Danielsson, H., Sellden, G., Pleijel, H., 2003. The effects of tropospheric ozone and elevated carbon dioxide on potato (*Solanum tuberosum* L. cv. Bintje) growth and yield. *The Science of the Total Environment* 310, 191-201.

Piikki, K., Sellden, G., Pleijel, H., 2004. The impact of tropospheric O₃ on leaf number duration and tuber yield of the potato (*Solanum tuberosum* L.) cultivars Bintje and Kardal. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 483-492.

Pleijel, H., Berglen Eriksen, A., Danielsson, H., Bondesson, N., Sellden, G., 2006. Differential ozone sensitivity in an old and a modern Swedish wheat cultivar – grain yield and quality, leaf chlorophyll and stomatal conductance. *Environmental and Experimental Botany* 56, 63-71.

- Pleijel, H., Danielsson, H. Emberson, L., Ashmore M.R., Mills, G. 2007. Ozone risk assessment for agricultural crops in Europe: Further development of stomatal flux and flux-response relationships for European wheat and potato. *Atmospheric Environment* 41, 3022-3040.
- Plessl, M., Elstner, E.F., Rennenberg, H., Habermeyer, J., Heiser, I., 2007. Influence of elevated CO₂ and ozone concentrations on late blight resistance and growth of potato plants. *Environmental and Experimental Botany* 60, 447-457.
- Rämö, K., Slotte, H., Kanerva, T., Ojanpera, K., Manninen, S., 2006. Growth and visible injuries for four *Centaurea jacea* L. ecotypes exposed to elevated ozone and carbon dioxide. *Environmental and Experimental Botany* 58, 287-298.
- Rämö, K., Kanerva, T., Ojanpera, K., Manninen, S., 2007. Growth onset, senescence, and reproductive development of meadow species in mesocosms exposed to elevated O₃ and CO₂. *Environmental and Experimental Botany* 145, 850-860.
- Ranford, J., Reiling, K., 2007. Ozone induced leaf loss and decreased leaf production of European Holly (*Ilex aquifolium* L.) over multiple seasons. *Environmental Pollution* 145, 355-364.
- Reich P.B. 1987. Quantifying plant response to ozone: a unifying theory. *Tree Physiology* 3:63-91.
- Ren, W., Tian, H., Chen, G., Liu, M., Zhang, C., Chappelka, A.H., Pan, S., 2007. Influence of ozone pollution and climate variability on net primary productivity and carbon storage in China's grassland ecosystems from 1961 to 2000. *Environmental Pollution* 149, 327-335.
- Riikonen, J., Lindsberg, M.-M., Holopainen, T., Oksanen, E., Lappi, J., Peltonen, P., Vapaavuori, E., 2004. Silver birch and climate change: variable growth and carbon allocation responses to elevated concentrations of carbon dioxide and ozone. *Tree Physiology* 24, 1227-1237.
- Sanz, J., Muntifering, R.B., Bermejo, V., Gimeno, B.S., Elvira, S., 2005. Ozone and increased nitrogen supply effects on the yield and nutritive quality of *Trifolium subterraneum*. *Atmospheric Environment* 39, 5899-5907.
- Sardans, J., Penuelas, J., 2006. Introduction of the factor of partitioning in the lithogenic enrichment factors of the trace element bioaccumulation in plant tissues. *Environmental Monitoring and Assessment* 115, 473-498.
- Schaub, M., Skelly, J.M., Steiner, K.C., Davis, D.D., Pennypacker, S.P., Zhang, J., Ferdinand, J.A., Savage, J.E., Stevenson, R.E., 2003. Physiological and foliar injury responses of *Prunus serotina* and *Fraxinus americana*, and *Acer rubrum* seedlings to varying soil moisture and ozone. *Environmental Pollution* 124, 307-320.

Schaub, M., Emberson, L, Buker, P., Karuchi, N. 2007. Preliminary results of modeled ozone uptake for *Fagus sylvatica* L. trees at selected EU/UN-ECE intensive monitoring plots. *Environmental Pollution* 145, 636-643.

Schlöter, M., Winkler, J.B., Aneja, M., Koch, N., Fleischmann, F., Pritsch, K., Heller, W., Stich, S., Grams, T.E.E., Gottlen, A., Matyssek, R., Munch, J.C., 2005. Short term effects of ozone on the plant-rhizosphere-bulk soil system of young beech trees. *Plant Biology* 7, 728-736.

Shimizu, H., Feng, Y.W., 2007. Ozone and/or water stress could have influenced the *Betula ermanii* Cham. Forest decline observed at Oku-Nikko, Japan. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, 109-119.

Shrestha, A., Grantz, D.A., 2005. Ozone impacts on competition between tomato and yellow nutsedge above- and below-ground effects. *Crop Science* 45, 1587-1595.

Simpson, D., Tuovinen, J.-P., Emberson, L., Ashmore, M.R., 2003. Characteristics of an ozone deposition module II: sensitivity analysis. *Water, Air and Soil Pollution* 143, 123-137.

Simpson, D., Ashmore, M.R., Emberson, L. Tuovinen, J.-P. 2007. A comparison of two different approaches for mapping potential ozone damage to vegetation. A model study. *Environmental Pollution* 146, 715-725.

Smidt, S., Herman, F., 2004. Evaluation of air pollution-related risks for Austrian mountain forests. *Environmental Pollution* 130, 99-112.

Smith, G., Coulston, J., Jepsen, E., Prichard, T., 2003. A national ozone biomonitoring program – results from field surveys of ozone sensitive plants in northeastern plants in northeastern forests (1994-2000). *Environmental Monitoring and Assessment* 87, 271-291.

Soja, G., Reichenauer, T.G., Eid, M., Soja, A.-M., Schaber, R., Gangl, H., 2004. Long-term ozone exposure and ozone uptake of grapevines in open-top chambers. *Atmospheric Environment* 38, 2313-2321.

Souza, L., Neufeld, H.S., Chappelka, A.H., Burkey, K.O., Davison, A.W., 2006. Seasonal development of ozone-induced foliar injury on tall milkweed (*Asclepias exaltata*) in Great Smokey Mountains National Park. *Environmental Pollution* 141, 175-183.

Thomas, V.F.D., Braun, S., Fluckiger, W., 2005. Effects of simultaneous ozone exposure and nitrogen loads on carbohydrate concentrations, biomass, and growth of young spruce trees (*Picea abies*). *Environmental Pollution* 137, 507-516.

Thomas, V.F.D., Braun, S., Fluckiger, W., 2006. Effects of simultaneous ozone exposure

and nitrogen loads on carbohydrate concentrations, biomass, grow. *Environmental Pollution* 143, 341-354.

Thwaites, R.H., Ashmore, M.R., Morton, A.J., Pakeman, R.J., 2006. The effects of tropospheric ozone on the species dynamics of calcareous grassland. *Environmental Pollution* 144, 500-509.

Timonen, U., Huttunen, S., Manninen, S., 2004. Ozone sensitivity of wild field layer plant species of northern Europe: A Review. *Plan Ecology* 172, 27-39.

Tiwari, S., Agrawal, M., Manning, W.J., 2005. Assessing the impact of ambient ozone on growth and productivity of two cultivars of wheat in India using three rates of application of ethylenediurea (EDU). *Environmental Pollution* 138, 153-160.

Tonneijck, A.E.G., Franzaring, J., Brouwer, G., Metselaar, K., Dueck, Th.A., 2004. Does interspecific competition alter effects of early season ozone exposure on plants from wet grasslands? Results of a three-year experiment in open-top chambers. *Environmental Pollution* 131, 205-213.

Trimbacher, C., Weiss, P., 2004. Norway Spruce: a novel method using surface characteristics and heavy metal concentrations of needles for a large-scale monitoring survey in Austria. *Water, Air, and Soil Pollution* 152, 363-386.

Tuovinen, J.-P., Ashmore, M.R., Emberson, L.D., Simpson, D., 2004. Testing and improving the EMEP ozone deposition module. *Atmospheric Environment* 38, 2372-2385.

Tuovinen, J.-P., Simpson, D., Emberson, L., Ashmore, M., Gerosa, G. 2007. Robustness of modelled ozone exposure and doses. *Environmental Pollution* 146, 578-586.

Uddling, J., Karlsson, P.E., Glorvigen, A., Sellden, G., 2006. Ozone impairs autumnal resorption of nitrogen from birch (*Betula pendula*) leaves, causing an increase on whole-tree nitrogen loss through litter fall. *Tree Physiology* 26, 113-120.

Uddling, J., Gunthardt-Goerg, M.S., Matyssek, R., Oksanen, E., Pleijel, H., Sellden, G., Karlsson, P.E., 2004. Biomass reduction of juvenile birch is more strongly related to stomatal uptake of ozone than to indices based on external exposure. *Atmospheric Environment* 38, 4709-4719.

USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2007. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Ozone: Policy Assessment of Scientific and Technical Information. Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) Staff Paper

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2006. Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2004. Air Quality Criteria for Particulate Matter.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 1996. Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants.

Utiyama, M., Fukuyama, T., Maruo, Y.Y., Ichino, T., Izumi, K., Hara, H., Takano, K., Suzuki, H., Aoki, M., 2004. Formation and deposition of ozone in a red pine forest. *Water, Air and Soil Pollution* 151, 53-70.

Van Heerden, P.D.R., Kruger, G.H.J., Kilbourn Louw, M., 2007. Dynamic responses of photosystem II in the Namib Desert shrub, *Zygophyllum prismatocarpum*, during and after foliar deposition of limestone dust. *Environmental Pollution* 146, 34-35.

Van Oijen, M., Dreccer, M.F., Firsching, K.-H., Schnieders, B.J., 2004. Simple equations for dynamic models of the growth effects of CO₂ and O₃ on light-use efficiency and growth of crops. *Ecological Modelling* 179, 39-60.

Wang, L., Liu, L/-y., Gao, S.-y., Hasi, E., Wang, Z., 2006. Physicochemical characteristics of ambient particles settling upon leaf surfaces of urban plants in Beijing. *Journal of Environmental Sciences* 18, 921-926.

Wang, X., Zheng, Q., Yao, F., Chen, Z., Feng, A., Manning, W.J., 2007. Assessing the impact of ambient ozone on growth and yield of a rice (*Oryza sativa* L.) and a wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivar grown in the Yangtze Delta, China, using three rates of application of ethylenediurea (EDU). *Environmental Pollution* 148, 390-395.

WGAQOG, 1999a. National Ambient Air Quality Objectives for Ground-Level Ozone. Science Assessment Document.

WGAQOG, 1999b. Addendum to Science Assessment Document for Particulate Matter.

Wieser, G., Matyssek, R., Kostner, B., Oberhuber, W., 2003. Quantifying ozone uptake at the canopy level of spruce, pine and larch trees at the alpine timberline: an approach based on sap flow measurement. *Environmental Pollution* 126, 5-8.

Wieser, G., Emberson, L.D., 2004. Evaluation of the stomatal conductance formulation in EMEP ozone deposition model for *Picea abies*. *Atmospheric Environment* 38, 2339-2348.

Wipfler, P., Seifert, T., Heerdt, C., Werner, H., Pretzsch, H., 2005. Growth of adult Norway Spruce (*Picea abies* [L.] karst.) and European Beech (*Fagus sylvatica* L.) under free-air ozone fumigation. *Plant Biology* 7, 611-618.

Woo, S.Y., Hinckley, T.M., 2005. The effects of ozone on growth and stomal response in the F2 generation of hybrid poplar (*Populus trichocarpa* x *Populus deltoids*). *Biologia Plantarum* 43, 395-404.

Yamaji, K., Julkunen-Tiitto, R., Rousi, M., Freiwald, V., Oksanen, E., 2003. Ozone exposure over two growing seasons alters root-to-shoot ratio and chemical composition of birch (*Betula pendula* Roth). *Global Change Biology* 9, 1363-1377.

Zeleznik, P., Hrenko, M., Then, C., Koch, N., Grebenc, T., Levanic, T., Kraigher, H., 2007. CASIROZ: Root parameters and types of ectomycorrhiza of young beech plants exposed to different ozone and light regimes. *Plant Biology* 9, 298-308.

CHAPITRE 11 : Impact du smog sur la visibilité dans les zones aménagées du Canada

Auteure principale : Karen McDonald

MESSAGES CLÉS ET IMPLICATIONS

- L'expansion du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) en vue d'inclure la spéciation des matières particulaires (PM) dans 11 sites urbains et ruraux touchés depuis 2003 a amélioré notre capacité à comprendre comment les particules fines et leurs composantes chimiques peuvent avoir une incidence sur la visibilité au Canada. Les données provenant de lieux principalement urbains n'indiquent pas dans quelle mesure la visibilité dans les parcs et les réserves intégrales du Canada est protégée.
- Des algorithmes tirés du programme IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) des États-Unis peuvent être appliqués aux observations du RNSPA à partir de sites urbains et ruraux touchés afin d'estimer l'extinction de la lumière et la portée visuelle.
- Suivant un schéma semblable à celui de la masse des PM, la visibilité est meilleure sur les côtes (p. ex., moyenne pour Vancouver = 20 dv) et elle est pire dans les points centraux plus urbanisés du Canada (p. ex., moyenne pour Windsor = 27 dv).
- Les prédictions du modèle indiquent qu'il y aura une amélioration globale de la visibilité dans l'ensemble de l'est du Canada et une diminution de la visibilité dans certaines régions de l'ouest du Canada d'ici 2015, soit quand le niveau de contrôle des émissions de SO₂ et de NO_x imposé par la loi sera atteint. On prévoit que la visibilité s'améliorera davantage dans l'ouest du Canada avec les réductions d'émissions accrues proposées en application du Programme de réglementation de la qualité de l'air du Canada.
- Le standard pancanadien pour les PM_{2,5} ne peut contribuer à préserver la qualité visuelle de l'air.

11.1 Contexte et problème

La visibilité est une mesure secondaire des répercussions des matières particulaires (PM) atmosphériques, et c'est l'un des indicateurs les plus évidents d'une mauvaise qualité de l'air pour le public. Un changement observé en termes de visibilité est reconnu comme un changement sur le plan de la pollution atmosphérique, en particulier dans les parcs et réserves intégrales nationaux, mais également dans les environnements urbains. De plus, ces particules qui diminuent notre capacité à voir à travers l'atmosphère sont les mêmes que celles pouvant avoir un effet sur la santé respiratoire au sein de la population humaine.

L'élaboration de standards pancanadiens (SP) pour les $PM_{2.5}$ (CCME, 2000) a nécessité un examen national des mesures et des données scientifiques sur les PM. Cet examen a été entrepris en 2003 et a comporté une évaluation transfrontalière des données scientifiques sur les PM (EC, 2004). Un examen des progrès réalisés en vue de mettre en œuvre des SP pour les $PM_{2.5}$ a été publié en 2007 (CCME, 2007). Durant cette période, les États-Unis ont achevé en 2006 la mise à jour de la norme nationale américaine de qualité de l'air ambiant (NAAQS) pour les $PM_{2.5}$ (USEPA, 2006) après avoir suivi un processus d'examen formel, et ils ont pris des mesures depuis 1999 en vue de mettre en œuvre la *Regional Haze Rule* (USEPA, 1999). Il est important d'évaluer dans le contexte canadien l'information mise à jour sur la visibilité provenant de ces examens.

Ce chapitre passe en revue la documentation scientifique sur la visibilité publiée depuis l'évaluation scientifique de 2003 menée dans le cadre des SP (EC, 2004) et jusqu'en 2007. Toutes les avancées appropriées visant à étudier la relation entre les $PM_{2.5}$ et la visibilité ont été appliquées dans des régions sélectionnées du Canada pour lesquelles des données sont disponibles (sections 11.4 et 11.5). Les efforts accrus en termes de surveillance pour la spéciation des PM permettront d'identifier les espèces chimiques de PM qui contribuent à la dégradation de la visibilité. Dans un processus en cours, l'EPA des États-Unis a entrepris d'autres analyses des normes relatives aux PM, et les lecteurs sont invités à consulter les plus récents documents (après 2007) directement auprès de cet organisme.

Bien que les mesures de la spéciation des PM au Canada n'aient pas été explicitement conçues en vue de caractériser la visibilité, elles peuvent être utilisées à cette fin en effectuant une analyse ciblée des données. Au cours des dernières années, le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) et le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations et de l'air (RCEPA) ont effectué des mesures sur les PM, mais seul un nombre limité de sites présentent des données suffisantes pour appuyer l'algorithme de caractérisation de la visibilité du programme IMPROVE des États-Unis. Les stations du RNSPA sont situées dans zones urbaines et rurales touchées. Au moment de rédiger le présent chapitre, aucune donnée du RCEPA n'était disponible aux fins d'examen; quand elles seront disponibles, de telles données pourront donner un aperçu d'une échelle régionale pour la visibilité.

11.2 Relation entre les PM ambiantes et la visibilité

La capacité de voir à travers l'atmosphère dépend essentiellement des concentrations, ainsi que des propriétés des gaz et particules qui se trouvent entre l'observateur et le point de vue en termes de diffusion et d'absorption de la lumière. Les gaz présents dans l'atmosphère diffusent la lumière, ce qui crée le ciel bleu; les particules qui ont environ le même diamètre que la longueur d'onde de la lumière visible (0,4-0,7 μm) sont les plus efficaces pour diffuser la lumière. Certains gaz et certaines particules sont capables d'absorber directement la lumière. L'angle du soleil par rapport à l'horizon, des phénomènes météorologiques comme le brouillard, les précipitations et l'humidité, la pollution lumineuse ainsi que la capacité de perception de l'observateur, par exemple, jouent aussi un rôle dans la détermination de la visibilité globale.

Les théories sous-jacentes à l'extinction de la lumière ont bien été traitées au cours de précédents examens (Malm, 2000); cependant, nous présentons un bref résumé de ces théories à des fins d'exhaustivité. La réduction de la visibilité par des processus physiques contributifs est décrite par la loi de Beer-Lambert. L'extinction de la lumière le long de la distance entre l'observateur et le point de vue est caractérisée par un coefficient d'extinction (b_{ext}) faisant le lien entre le changement d'intensité de la lumière (dI) et la distance parcourue (dx) par cette lumière en unités de distance inversées.

$$dI / I = b_{\text{ext}} dx$$

Ce coefficient d'extinction peut être subdivisé en composantes de diffusion (scat ou s) et d'absorption (abs ou a) par des gaz (g) ou des particules (p) de telle sorte que chaque processus est décrit par son propre coefficient.

$$b_{\text{ext}} = b_{\text{scat}} + b_{\text{abs}} = b_{\text{sg}} + b_{\text{sp}} + b_{\text{ag}} + b_{\text{ap}}$$

Dans une atmosphère très claire contenant de faibles concentrations de polluants gazeux et particulaires, la diffusion gazeuse (diffusion de Rayleigh) domine et l'extinction totale de la lumière peut être estimée par la diffusion due aux gaz seuls : $b_{\text{ext}} \sim b_{\text{scat}} \sim b_{\text{sg}}$. Cette valeur se situe entre 8 et 12 Mm^{-1} (mégamètres inversés). Au fur et à mesure que la concentration de particules augmente, par exemple avec l'augmentation de l'utilisation des combustibles fossiles et/ou l'émission de gaz précurseurs comme le dioxyde de soufre (SO_2) et l'ammoniac (NH_3), la diffusion par des particules augmentera aussi de sorte que $b_{\text{sp}} > b_{\text{sg}}$ et $b_{\text{ext}} \sim b_{\text{sp}} + b_{\text{sg}}$. Dans une atmosphère soumise à de fortes émissions d'oxyde d'azote (NO_2) [p. ex., dans un centre urbain ou en raison du panache d'une installation industrielle utilisant un combustible fossile], le « nuage brun » peut être observé en raison de l'absorption des courtes longueurs d'onde de la lumière visible par le $\text{NO}_2(\text{g})$; ainsi, $b_{\text{ext}} \sim b_{\text{scat}} + b_{\text{ag}}$. Les particules capables d'absorber directement la lumière sont généralement composées de carbone noir provenant de la combustion des combustibles et des feux de forêt. En retour, b_{ap} dépendra de la concentration de carbone noir dans les PM. Dans les endroits vierges et non touchés par l'utilisation de combustibles fossiles, $b_{\text{abs}} \ll b_{\text{scat}}$ et b_{ag} peut être considéré comme étant négligeable. Cependant, dans la plupart des centres urbains, les quatre coefficients doivent être pris en considération dans la mesure, la gestion et l'évaluation de la réduction de la visibilité due aux PM.

La portée visuelle est la mesure de la visibilité atmosphérique utilisée par les météorologues pour déterminer les préoccupations en matière de visibilité en vue d'assurer la sécurité des aéronefs. La portée visuelle est reliée à l'extinction visuelle représentée par la formule de visibilité de Koschmeider, laquelle fait le lien entre la capacité de voir un objet à une certaine distance et son contraste par rapport à l'arrière-plan.

$$\text{Portée visuelle (km)} = 3\,910 / b_{\text{ext}}(\text{Mm}^{-1})$$

Étant donné que la perception humaine des changements en termes de visibilité varie en fonction des changements relatifs, plutôt qu'absolus, touchant l'extinction de la lumière, l'unité des deciview (dv) a été élaborée afin de tenir compte de cette relation (Pitchford et Malm, 1994).

$$dv = 10 \ln (b_{\text{ext}}(\text{Mm}^{-1}) / 10)$$

Une variation d'un deciview équivaut à une variation de 10 % sur le plan de l'extinction de la lumière, et une telle quantité a été décrite comme une « variation tout juste perceptible », bien que cela n'ait pas été validé au cours d'études sur la perception humaine (Watson, 2002). Il est important de noter que les deciviews ne varient pas directement avec un changement de concentration de PM. Par exemple, une différence donnée en deciviews sera associée à une plus petite variation de la concentration massique des PM dans une atmosphère propre que dans une atmosphère polluée.

11.3 Examen de la documentation scientifique sur les recherches menées sur la visibilité après 2003

Ce bref examen de la documentation scientifique résume les évaluations formelles portant précisément sur la visibilité et menées au cours de la période de 2003 à 2007. L'objectif de cette section est d'introduire les récentes sources d'information et de présenter le contexte canadien.

Examen des documents sur les critères de l'EPA des États-Unis de 2004 concernant l'évaluation de la norme nationale américaine de qualité de l'air ambiant (NAAQS)

L'évaluation de la NAAQS sur les PM de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis réalisée en 2006 était fondée sur le document *Air Quality Criteria for Particulate Matter* de 2004 (USEPA, 2004), dans lequel la section 4.3 du volume 1 traite des effets des particules en suspension dans l'air sur la visibilité. Le document sur les critères réitère l'importance de certaines références mentionnées dans le document sur les critères pour les PM aux États-Unis de 2001 (USEPA, 2001), et il présente de nombreux documents publiés avant 2000 mais non inclus dans le document de 2001. Un examen du document sur les critères pour les PM aux États-Unis de 2001 ainsi que des nouveaux renseignements jusqu'à 2002 est disponible dans d'autres publications (McDonald, 2002; EC, 2004). Vous trouverez ci-dessous un examen des nouveaux renseignements (de 2002 à 2004) passés en revue dans le document de 2004 sur les critères.

Le programme IMPROVE fournit aux États-Unis les données et les analyses requises pour évaluer à l'échelle nationale la visibilité dans les parcs et les réserves intégrales. Le programme IMPROVE (2002) explique la méthode consistant à utiliser les mesures des spéciations de PM pour reconstituer l'extinction et, par conséquent, la portée visuelle. Cette méthode est utilisée pour les évaluations nationales sur la visibilité aux États-Unis, et elle a servi de fondement à l'évaluation portant sur le

transport transfrontalier de particules (EC, 2004). Pour cette approche, il est essentiel de sélectionner l'efficacité de diffusion appropriée (capacité de chaque espèce chimique à diffuser la lumière). À cet égard, nombre des publications plus récentes présentent des estimations mises à jour de l'efficacité de diffusion pour les particules sèches (Chow *et al.*, 2002) et humides (Malm *et al.*, 2000a, b). Une attention toute particulière a été accordée aux propriétés d'absorption de l'eau des espèces organiques (Hemming et Seinfeld, 2001; Cocker *et al.*, 2001), et la conclusion indique que les aérosols organiques ambiants, tout au plus, absorbent peu l'humidité (faiblement hygroscopiques) et sont souvent hydrophobes.

Pour ce qui est de la variabilité régionale, McMurray (2000) a conclu que la variation géographique était faible dans le rapport entre le coefficient de diffusion des particules sèches et la concentration de masse des PM sèches et fines, mais il a ajouté que les mesures de l'humidité relative ambiante étaient essentielles pour estimer avec exactitude la relation entre les particules fines et l'extinction de la lumière.

La surveillance de la visibilité aux États-Unis continue d'être assurée par le réseau IMPROVE, ce qui permet d'obtenir des données de qualité à long terme pour la spéciation des PM dans les régions rurales et de classe I. D'autres organismes ont commencé à mesurer la visibilité, notamment le Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM), le département de la Qualité de l'environnement de l'Arizona, l'État de la Virginie et la Midwest Regional Planning Organization, qui utilisent l'imagerie photographique numérique dans les lieux urbains.

Watson (2002) a présenté un examen critique sur la dégradation nationale de la visibilité qui a été inclus dans le cadre de l'évaluation portant sur le transport transfrontalier de particules (EC, 2004) et qui soulignait les besoins en matière d'application de la *Regional Haze Rule* en vue de pouvoir atteindre l'objectif consistant à rétablir les conditions de visibilité naturelles dans 156 parcs et réserves intégrales nationaux d'ici 65 ans. D'autres travaux ont été réalisés au moyen d'analyses statistiques afin de trouver des tendances dans les données (Schichtel *et al.*, 2001; Hess *et al.*, 2001). Les résultats indiquent que l'aspect brumeux a diminué aux États-Unis entre 1980 et 1995, la plus grande amélioration ayant été observée dans le sud-est des États-Unis. Il reste toutefois des endroits préoccupants, tels que les régions de classe I de Shenandoah et de Great Smoky Mountain, où les concentrations estivales de sulfate sont en hausse (Iyer *et al.*, 2000). Dans le sud de la Californie, les conditions de visibilité se sont améliorées entre 1970 et 1990 (Kleeman *et al.*, 2001) tandis que la région de Denver, au Colorado, continue de dépasser les normes établies en matière de visibilité pour 50 à 80 jours par année (Lloyd, 2002).

Le document sur les critères pour les PM de l'EPA des États-Unis de 2004 (USEPA, 2004) cite les mêmes travaux fondamentaux sur l'évaluation économique de la dégradation de la visibilité que ceux cités dans le rapport de 2001 (USEPA, 2001). Une nouvelle étude pertinente présente dans la documentation scientifique met l'accent sur la brume sèche régionale présente dans l'est (Smith *et al.*, 2005). Cette étude est basée sur la volonté de payer, et les résultats indiquent que la distribution des réponses est grandement asymétrique et dépend du contexte dans lequel les questions sont posées. Ainsi, une politique en faveur de la réduction de la brume ayant un coût par personne équivalant à la

volonté de payer moyenne serait rejetée par 70-80 % de la population si on lui en donnait le choix. Pour cette enquête, les répondants étaient davantage enclins à payer au cours des pires journées, contrairement aux jours où le niveau de brume sèche régionale se situe près de la moyenne.

Examen de la *Regional Haze Rule* des États-Unis (1999) et mises à jour du réseau IMPROVE

La *Regional Haze Rule* (RHR) a été adoptée en 1999 pour protéger et améliorer la visibilité dans les parcs et réserves intégrales nationaux de classe I des États-Unis. La RHR utilise les données du réseau IMPROVE pour évaluer les changements touchant la visibilité au fil du temps; l'unité utilisée est le deciview (dv). La RHR exige le calcul de la moyenne annuelle des meilleures journées (20 premiers centiles) et des pires journées (20 derniers centiles) dans chaque zone protégée. Au cours des 60 prochaines années, les États américains sont tenus de gérer les émissions de façon à améliorer la visibilité au cours des journées où la brume sèche est la plus importante en vue d'atteindre les conditions naturelles, et ce, sans entraîner une dégradation de la visibilité au cours des jours où la brume sèche est la moins importante. Étant donné les considérations de la RHR, l'utilisation des données et de l'algorithme du programme IMPROVE a récemment fait l'objet d'un examen critique (Lowenthal et Kumar, 2003; Ryan, et al., 2005), ce qui a entraîné l'examen (Hand et Malm, 2007) et l'introduction d'un nouvel algorithme devant être appliqué aux données du réseau IMPROVE (Pitchford et al., 2007).

Le réseau IMPROVE mesure la concentration de masse sur 24 heures pour les PM₁₀ et les PM_{2.5} ainsi que pour les constituants chimiques de la fraction PM_{2.5}. Puisque ces données sont utilisées pour évaluer la visibilité dans le cadre de la RHR de 1999, l'utilisation d'un algorithme est requise pour estimer l'extinction de la lumière à partir des données sur les aérosols et l'humidité relative. Certains des coefficients de diffusion pour des constituants chimiques particuliers ont changé à la suite de la recherche menée au cours des cinq dernières années, tel que discuté dans les documents de l'EPA des États-Unis sur les critères. La formule originale était utilisée dans l'évaluation scientifique de la visibilité réalisée dans le cadre des SP (McDonald, 2002), mais il est nécessaire de mettre à jour l'algorithme utilisé au Canada pour assurer la cohérence avec ce qui se fait aux États-Unis et parce que les fondements de la théorie sous-jacente aux changements s'appliquent aussi au Canada.

L'algorithme est basé sur le concept voulant que le coefficient d'extinction (b_{ext}) puisse être estimé en additionnant les contributions des principaux composants chimiques de la masse des PM_{2.5}. La formule originale comprenait des facteurs pour le sulfate, le nitrate, la masse organique, le carbone élémentaire, le sol à grains fins et la matière à texture grossière, ainsi qu'un facteur constant pour la diffusion de Rayleigh de 10 Mm⁻¹. L'algorithme révisé incorpore un terme additionnel pour le sel de mer qui sera important dans les zones côtières. Un nouveau terme est aussi ajouté pour l'absorption de NO₂(g) atmosphérique, laquelle peut être importante dans les zones urbaines. La diffusion de Rayleigh est telle qu'elle varie avec les conditions régionales d'environ 12 Mm⁻¹ au niveau de la mer à 8 Mm⁻¹ ou moins en haute altitude. Le sulfate, le nitrate et le carbone organique sont modifiés pour refléter la différence sur le plan de l'efficacité de diffusion entre les petites et les grandes fractions de particules, ce qui est plus important à de faibles charges particulaires (< 20 µg m⁻³).

Il a été démontré que ce nouvel algorithme diminuait les biais liés à l'extinction de la lumière comparativement aux mesures directes de la visibilité, comme avec un néphélémètre (instrument de terrain qui prélève des échantillons d'air et fournit une mesure de l'extinction). En outre, le nouvel algorithme a mieux estimé les conditions extrêmes requises pour appliquer la RHR, sauf au cours des journées les plus brumeuses où l'algorithme original a permis d'obtenir de meilleurs résultats. Il a été déterminé que la plus grande réduction du biais était associée à la séparation de l'efficacité d'extinction pour le sulfate, le nitrate et le carbone organique. Cependant, il faut noter que cette distinction entre les petites et les grosses particules est valable uniquement dans les régions présentant une concentration de $PM_{2.5}$ inférieure à $20 \mu\text{g m}^{-3}$, ce qui signifie que cela pourrait avoir une influence sur l'extinction estimée pour de nombreuses régions du Canada. Par l'entremise du Conseil consultatif de la qualité de l'air de la Commission mixte internationale, Environnement Canada participe à un programme de comparaison du réseau IMPROVE à Egbert, en Ontario. L'objectif de ces travaux est de faciliter la comparabilité des données entre les deux pays. Au moment de rédiger le présent chapitre, aucune donnée n'était disponible aux fins d'examen.

Examen des nouveaux renseignements dans la documentation scientifique (2003-2007)

Depuis 2003, la majorité des documents scientifiques traitant de questions liées à la visibilité portent sur des études spéciales axées sur la mise en œuvre de la Regional Haze Rule dans les zones de classe I aux États-Unis, où de multiples sources contribuent à diminuer la qualité visuelle de l'air. Avec l'acceptation nationale de l'algorithme IMPROVE, certains travaux ont été réalisés en vue de valider des algorithmes et de comprendre l'attribution des sources. Les données du programme IMPROVE sur la surveillance régulière permettent de répondre en grande partie à ces besoins. Par exemple, Copeland (2005) a réalisé une analyse statistique sur les données nationales du programme IMPROVE pour démontrer que toutes les zones de classe I contiguës des États-Unis sont significativement dégradées par les aérosols de sulfate sur le plan de la visibilité naturelle de fond. Des études spéciales ont été menées au besoin pour améliorer les données sur la qualité de l'air, la météorologie et les émissions ainsi que pour déterminer les sources, leur fréquence, leur durée et leur contribution à la dégradation de la visibilité. Ainsi, certains articles récents portent sur deux études de cas particulières.

L'étude BRAVO (Big Bend Regional Aerosol and Visibility Observation) a été conçue pour étudier les causes de la brume sèche au parc national Big Bend situé au Texas, près de la frontière entre les États-Unis et le Mexique. Dans le cadre de cette étude, des données ont été recueillies de juillet à octobre 1999 afin de mesurer la masse des aérosols fins et de leurs constituants, ainsi que les propriétés atmosphériques optiques, les polluants gazeux atmosphériques et la météorologie au parc national Big Bend. De nouveaux articles continuent d'être publiés sur cet important programme.

Une récente comparaison des méthodes de surveillance de la visibilité (Hand et al., 2004) a démontré que la visibilité en surface était un bon indicateur de l'épaisseur optique des aérosols, ce qui laisse entendre que des données de télédétection peuvent être utilisées pour étendre la couverture spatiale de la surveillance terrestre de la visibilité. En raison de l'intensité de la surveillance et des activités de

traçage associées à l'étude BRAVO, il a été possible d'évaluer le modèle et de réaliser des analyses. Schichtel et al. (2005a) ont établi des caractéristiques de dispersion dans le modèle eulérien du système de modélisation régionale pour les aérosols et les dépôts (REMSAD) et le modèle de Monte Carlo (lagrangien) du Center for Air Pollution and Trend Analysis (CAPITA). Barna et al. (2006) ont quantifié les préoccupations liées à l'utilisation de conditions spatialement invariantes aux limites dans l'application du modèle REMSAD, recommandant une approche à limites variables. Schichtel et al. (2005b, 2006) ont récemment été en mesure de faire concorder et d'améliorer les estimations d'attribution de sources pour les PM au parc national Big Bend. Des concentrations élevées de particules de soufre ont été associées à un transport de masse d'air à faible altitude et à basse vitesse à partir de l'est des États-Unis, de l'est du Texas et du nord-est du Mexique, tandis que de faibles concentrations de particules de soufre ont coïncidé avec un transport de masse d'air à faible altitude mais à haute vitesse à partir du golfe du Mexique et le long de la frontière entre le Mexique et le Texas. Les centrales thermiques Carbón, situées à 225 km au sud-est du parc Big Bend, au Mexique, ont contribué à hauteur de 19 % au sulfate observé dans le parc; ainsi, ces centrales représentent la source unique qui contribue le plus à la charge de PM et, par conséquent, à la dégradation de la visibilité dans la région.

L'étude YACS (Yosemite Aerosol Characterization Study) était une campagne de mesure intensive sur le terrain composée de plusieurs groupes de recherche des États-Unis ayant œuvré du 15 juillet au 4 septembre 2002, au parc national Yosemite, en Californie. Cette étude a mis particulièrement l'accent sur la mesure, l'analyse et le comportement des aérosols organiques (Carrico et al., 2005; Malm et al., 2005a; Engling et al., 2005) afin d'améliorer notre connaissance de la façon dont ces particules dégradent la visibilité (Malm et al., 2005b). Les résultats indiquent que les aérosols ambiants de masse organique peuvent seulement être faiblement hygroscopiques, et ce, même dans des conditions d'humidité relative élevée. La période de surveillance a donné l'occasion d'étudier les aérosols de fumée (McMeeking et al., 2005a, 2005b, 2006). Les observations donnent à penser que les émissions provenant de feux de friches peuvent avoir des répercussions régionales fortes et soutenues sur les concentrations d'aérosols, la qualité de l'air et la visibilité.

11.4 Reconstitution des niveaux de matières particulaires et visibilité au Canada

Étant donné la rareté des mesures directes de la visibilité au Canada, une évaluation nationale de la visibilité nécessite que les profils temporels et spatiaux de l'extinction visuelle de la lumière soient dérivés à partir de la modélisation atmosphérique ou de la reconstitution de l'extinction de la lumière, et ce, en combinant les mesures des espèces d'aérosols et les caractéristiques de diffusion de la lumière, d'absorption de la lumière et de croissance hygroscopique de ces espèces d'aérosols. La reconstitution des concentrations d'aérosols et de l'extinction de la lumière a été réalisée d'après la méthode mise à jour décrite par Pitchford et al. (2005). L'algorithme révisé est le suivant :

$$\text{bext} \approx 2,2 \text{ fS(HR)} [\text{ASO4}]_S + 4,8 \text{ fL(HR)} [\text{ASO4}]_L$$

$$+ 2,4 \text{ fS(HR) [ANO}_3\text{]S} + 5,1 \text{ fL(HR) [ANO}_3\text{]L}$$

$$+ 2,8 \text{ fS(HR) [MO]S} + 6,1 \text{ fL(HR) [MO]L}$$

$$+ 10 \text{ [CE]} + \text{[sol à grains fins]} + 0,6 \text{ [MG]} + 1,7 \text{ fSS(HR) [sel de mer]}$$

$$+ 0,33 \text{ [NO}_2 \text{ (ppb)]} + \text{diffusion de Rayleigh (propre à un site)}$$

Comparativement à l’algorithme antérieur, cet algorithme révisé tient compte de plus de conditions propres au site, incluant l’incidence du sel de mer, du NO₂(g) et de la diffusion régionale de Rayleigh. Les termes utilisés pour la matière à texture grossière (PM₁₀-PM_{2,5}) [MG], le carbone élémentaire [CE] et le sol à texture fine n’ont pas été modifiés dans l’algorithme révisé. Les concentrations de sulfate d’ammonium [ASO₄] total (T), de nitrate d’ammonium [ANO₃] et de matière organique [MO] sont divisées en distributions de petite (S) et grande (L) tailles, avec les différentes relations par rapport à l’humidité relative quotidienne moyenne représentées par fS(HR) et fL(HR), respectivement. Ces trois espèces sont réparties conformément aux équations suivantes :

$$[\text{ASO}_4]\text{L} = [\text{ASO}_4]\text{T} / 20 \mu\text{g m}^{-3} \times [\text{ASO}_4]\text{T} \quad \text{si } [\text{ASO}_4]\text{T} < 20 \mu\text{g m}^{-3}$$

$$[\text{ASO}_4]\text{L} = [\text{ASO}_4]\text{T} \quad \text{si } [\text{ASO}_4]\text{T} \geq 20 \mu\text{g m}^{-3}$$

$$[\text{ASO}_4]\text{S} = [\text{ASO}_4]\text{T} - [\text{ASO}_4]\text{L}$$

Dans l’équation, la concentration de masse organique utilisée dans ce nouvel algorithme est 1,8 fois supérieure à la concentration de masse mesurée du carbone organique, alors que dans l’algorithme antérieur du programme IMPROVE elle était équivalente à 1,4 fois la concentration de masse du carbone. Étant donné que les stations canadiennes du RNSPA sont situées dans un mélange d’environnements urbains et agricoles ne comptant aucune région vierge, une valeur de 1,6 sera utilisée dans l’ensemble des calculs, tel que suggéré pour les aérosols urbains (Turpin et Lim, 2001). Le sel de mer est calculé comme $1,8 \times [\text{chlorure}]$, ou $1,8 \times [\text{chlore}]$ si les mesures du chlorure sont inférieures aux seuils de détection ou si elles sont manquantes ou invalides. L’algorithme utilise trois termes pour l’ajustement de la croissance hygroscopique, c’est-à-dire fS(HR), fL(HR) et fSS(HR), tels que décrits par Pitchford et al. (2007).

Tableau 11.1 Valeurs de diffusion de Rayleigh propres aux sites pour les stations canadiennes de surveillance de la spéciation des particules du RNSPA.

N° du RNSPA	Nom du site	Estimation de Rayleigh (Mm ⁻¹)
100119	Vancouver, C.-B.	12
101004	Abbotsford, C.-B.	12
103202	Golden, C.-B.	10
90132	Edmonton, Alb.	11
60211	Windsor, Ont.	12
62601	Simcoe, Ont.	11
61902	Wallaceburg, Ont.	12
60427	Toronto, Ont.	12
54401	Saint-Anicet, Qc	12
50104	Montréal, Qc	12
40801	Canterbury, N.-B.	12

La diffusion de Rayleigh est la diffusion de la lumière par les molécules de gaz présentes dans l'air. Une valeur constante de 10 Mm⁻¹ était utilisée dans l'algorithme antérieur du programme IMPROVE; cependant, la diffusion de Rayleigh varie en fonction de la densité de l'air, donc de la température et de la pression. Le réseau IMPROVE utilise maintenant une estimation propre au site pour la diffusion de Rayleigh, fondée sur la pression atmosphérique standard correspondant à l'altitude du site de surveillance, ainsi que sur une température moyenne annuelle estimée provenant de la station climatique la plus proche. Ces estimations sont arrondies à l'entier relatif le plus près, et elles varient de 12 Mm⁻¹ pour les lieux situés près du niveau de la mer, à 8 Mm⁻¹ pour les lieux les plus élevés. Aux fins de cette évaluation, une valeur de diffusion de Rayleigh a été estimée pour chaque station de surveillance du Canada. Les stations ont été évaluées sur le plan de l'altitude du site et des températures moyennes, telles qu'enregistrées à chaque station, afin d'établir une valeur de diffusion de Rayleigh pour l'algorithme. En vue d'assurer la cohérence avec le programme IMPROVE, seules les valeurs entières ont été employées pour la diffusion de Rayleigh. Le tableau 11.1 présente une liste des valeurs de diffusion de Rayleigh estimées qui sont utilisées dans les calculs pour les stations de surveillance de la spéciation du RNSPA.

Pour assurer la cohérence avec le programme IMPROVE et pour tenir compte des importantes avancées scientifiques comprises dans l'algorithme, la forme révisée de l'équation et des fonctions connexes d'humidité relative sera utilisée aux fins des calculs suivants. Certains compromis sont nécessaires pour pouvoir utiliser les données provenant des stations du RNSPA. Ainsi, la plupart des calculs seront basés seulement sur les données des PM_{2,5}, et l'algorithme inclura uniquement le terme 0,6*[MG] si les données pour la matière à texture grossière sont disponibles pour le site. De même, les sites ayant des mesures pour le NO₂(g) devront inclure ce terme dans l'équation. Le

carbone élémentaire est directement disponible dans les stations de surveillance de la spéciation des PM du RNSPA. Les données liées aux particules de sol sont déterminées à partir de l’algorithme du programme IMPROVE pour les sites présentant des mesures pour les éléments métalliques.

11.4. Disponibilité des données aux fins de l’évaluation

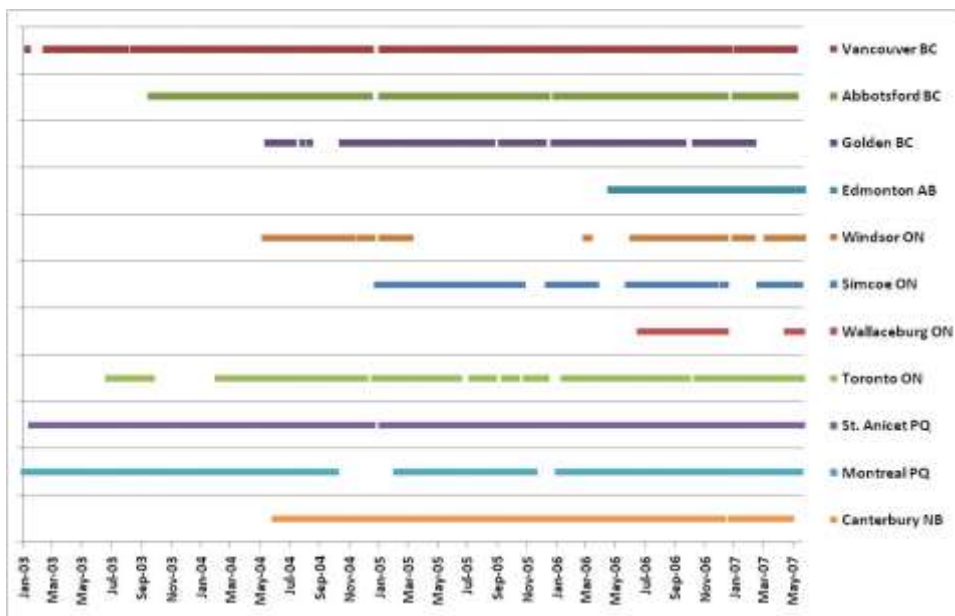


Figure 11.1 Résumé des stations de surveillance du RNSPA et de la disponibilité des données utilisées dans l’évaluation de la visibilité entre 2003 et 2007

Le programme d’échantillonnage du RNSPA visant à déterminer la spéciation des PM a débuté en 2003, et les données permettant d’appuyer cette analyse sont disponibles pour 11 stations réparties au Canada. Étant donné que le RNSPA est exploité selon un calendrier d’échantillonnage de 6 jours, l’évaluation est basée sur environ 15 % du nombre total de jours de la période. La figure 11.1 présente les stations utilisées, classées d’ouest en est, ainsi que la plage de dates où des données sont disponibles dans le cadre du programme de spéciation échelonné de janvier 2003 à juin 2007. Les lacunes dans les données sont également indiquées. Aucune donnée provenant de la surveillance applicable exercée par le RCEPA (Réseau canadien d’échantillonnage des précipitations et de l’air) n’était disponible au moment de la rédaction.

Dans les 11 stations du RNSPA, toutes les espèces chimiques dominantes sont mesurées, mais la sélection des autres espèces disponibles et la période d’enregistrement varient. Le nombre indiqué entre parenthèses représente le nombre total de points de données disponibles pour chaque site : Vancouver (445) et Abbotsford (358) en Colombie-Britannique, Windsor (151) et Toronto (353) en Ontario ainsi que Montréal au Québec (417) comprennent tous des données pour le sulfate, le nitrate, le carbone organique et le carbone élémentaire, ainsi que pour le sel de mer, les particules de sol, la matière à texture grossière et le NO₂(g). Il faut noter que dans tous ces sites, aucune donnée pour le

NO₂(g) n'était disponible pour la période ultérieure à janvier 2007, et la valeur zéro a été assignée après cette date. Le site de Golden en Colombie-Britannique (229) comprend des données pour toutes les PM, mais seulement une demi-année de mesures pour le NO₂(g) prises en 2005. Pour le site d'Edmonton en Alberta (119), aucune donnée n'est disponible pour les particules de sol ni pour la matière à texture grossière. Les sites de Simcoe (176) et Wallaceburg (53) en Ontario n'ont aucune donnée pour le NO₂(g). Les sites de Saint-Anicet au Québec (441) et de Canterbury au Nouveau-Brunswick (294) n'ont aucune donnée pour le NO₂(g) ni pour la matière à texture grossière. Comme ces composants manquants peuvent participer de façon relativement faible à l'extinction de la lumière, ils sont inclus lorsque c'est possible et ils sont désignés comme étant manquants, le cas échéant.

11.4.2 Distributions spatiales des concentrations d'aérosols reconstituées

Les concentrations des composantes d'aérosols utilisées dans l'algorithme IMPROVE présenté ci-dessus sont reconstituées à partir des concentrations mesurées à chaque site de surveillance avec les données disponibles sur la spéciation des PM. En raison des variations touchant la sélection des espèces mesurées et des méthodes de surveillance, la masse reconstituée est séparée en « masse SNC », qui comprend seulement le sulfate d'ammonium, le nitrate d'ammonium, la matière organique et le carbone élémentaire, et en « masse totale », qui comprend les particules de sol et le sel de mer, le cas échéant. La matière à texture grossière n'est pas incluse dans cette comparaison de la masse, puisqu'elle ne figure pas dans la masse mesurée de PM_{2.5}.

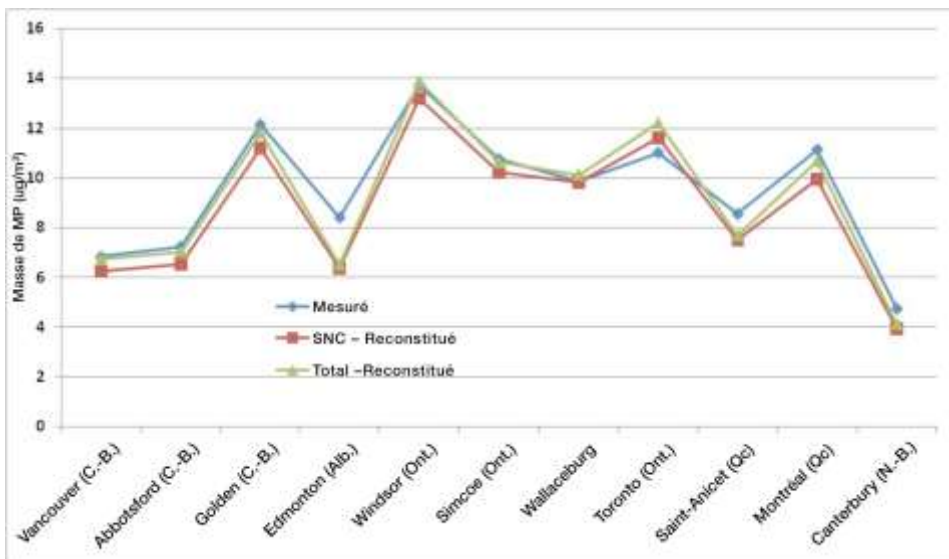


Figure 11.2 Comparaison des moyennes des particules fines mesurées et reconstituées sur les sites d'échantillonnage de spéciation du RNSPA. Notez que la masse « Reconstituée SNC » comprend seulement du sulfate d'ammonium, du nitrate d'ammonium et des espèces carbonées. La masse « Reconstituée totale » inclut les sols et le sel de mer, le cas échéant.

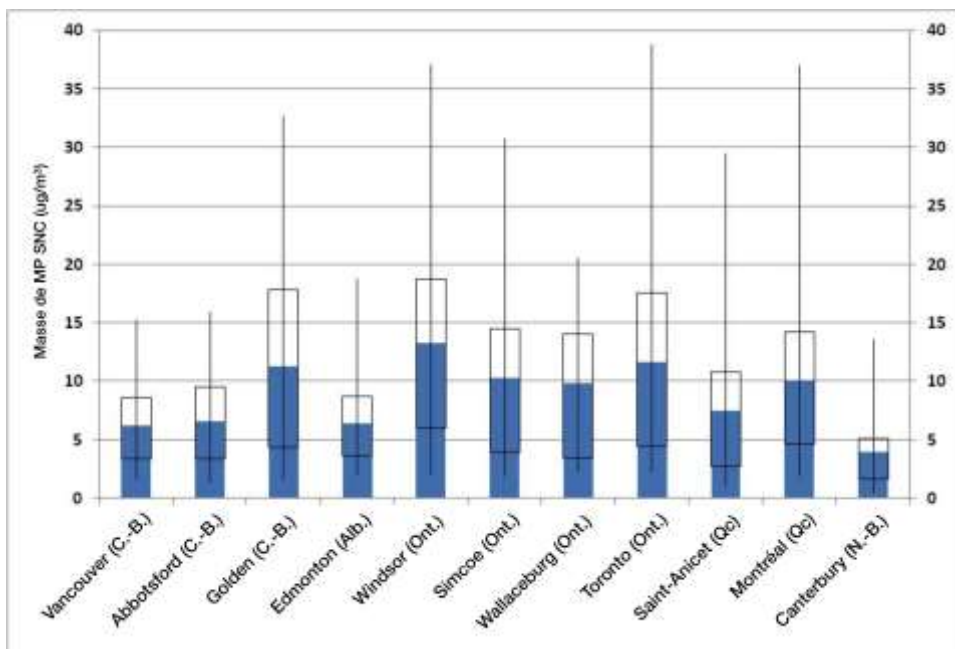


Figure 11.3 Représentation statistique de la masse fine reconstituée ($\mu\text{g m}^{-3}$) avec le sulfate d'ammonium, le nitrate d'ammonium et les espèces carbonées seulement aux stations de spéciation du RNSPA. Le haut des barres bleues représente les valeurs moyennes. Les rectangles aux contours noirs représentent la fourchette entre le 20^e et le 80^e centile. Les lignes verticales représentent la fourchette entre le 2^e et le 98^e centile.

La figure 11.2 indique que la masse SNC reconstituée des PM fines est inférieure aux valeurs mesurées à chaque site, sauf dans le cas de Toronto (Ontario), où la valeur était supérieure à la valeur mesurée. Les raisons d'une telle situation ne sont pas claires, mais il se pourrait qu'elle soit due à une perte de nitrate d'ammonium ou de composés organiques volatils durant les mesures de la masse. Le schéma global indique que les sites situés dans le corridor à forte densité de population et très industrialisé Windsor–Montréal présentent des concentrations supérieures de particules comparativement aux sites situés dans les Maritimes ou dans l'ouest. Fait à noter, le site de Golden en Colombie-Britannique démontre une concentration relativement élevée de particules en raison principalement d'événements périodiques émettant de fortes concentrations de carbone, notamment des incendies naturels, des brûlages dirigés ou l'utilisation de bois de chauffage. Dans le corridor Windsor-Montréal, il est évident que les sites moins urbanisés (Simcoe, Wallaceburg et Saint-Anicet) sont associés à des concentrations globales inférieures à celles de Windsor, Toronto et Montréal. L'inclusion d'autres espèces de PM dans la masse reconstituée crée une différence entre les stations. Il faut également noter que pour le site d'Edmonton, en Alberta, il est probable que l'inclusion des particules de sol à texture fine pourrait améliorer la comparabilité entre les valeurs mesurées et les valeurs reconstituées. Cela pourrait aussi être le cas pour le site de Saint-Anicet, au Québec. Cependant, bien qu'ils contribuent à la masse totale, les particules de sol et le sel de mer contribuent en moyenne peu à l'extinction de la lumière, comme le montre leur faible efficacité de diffusion dans l'équation du programme IMPROVE.

La figure 11.3 présente une comparaison statistique pour la moyenne, la plage du 20^e au 80^e centile et la plage du 2^e au 98^e centile pour la masse reconstituée des particules fines (SNC seulement) à chaque station de spéciation du RNSPA. Tandis que la moyenne est un indicateur des concentrations types, ce sont les extrêmes qui sont les plus évidents pour les observateurs humains. Les plages ont été sélectionnées conformément aux exigences du cadre réglementaire, puisque le standard pancanadien emploie la valeur du 98^e centile et que la Regional Haze Rule des États-Unis met l'accent sur le maintien des meilleures journées (20 premiers centiles) et l'amélioration des pires journées (20 derniers centiles).

Au Canada, comme dans le cas de la masse des particules fines mesurée, la masse reconstituée est associée à des concentrations supérieures dans les régions centrales du pays tandis que chaque côte est associée à des concentrations inférieures. De plus, les régions centrales présentent un étalement des données plus grand dans les centiles extrêmes comparativement aux régions de l'ouest ou de l'est. Cette situation peut être due à la variabilité des sources locales ou à l'influence de la pollution atmosphérique transfrontalière. Fait intéressant, le site de Golden situé dans une région non urbaine de la Colombie-Britannique est associé à un schéma similaire à celui d'endroits fortement urbanisés (Windsor, Toronto, et Montréal). Cette collectivité est touchée par des événements ponctuels entraînant de fortes émissions de carbone dues à la fumée de bois, et ce, de la même façon que les sites situés dans l'est sont touchés par des événements ponctuels entraînant de fortes émissions de sulfate.

Tableau 11.2 Statistiques canadiennes sur la masse totale reconstituée des particules fines pour la période 2003-2007, le cas échéant. Il est à noter que ces valeurs sont déterminées en appliquant la procédure de reconstitution IMPROVE aux mesures de la masse et des concentrations chimiques prises aux stations du RNSPA.

MRPF ($\mu\text{g m}^{-3}$)	2 ^e centile	20 ^e centile	Médiane	80 ^e centile	98 ^e centile	Moy.	É.-T.	Corrél.
Vancouver, C.-B.	1.88	3.71	5.99	9.28	16.18	6.74	4.02	0.88
Abbotsford, C.-B.	1.63	3.71	6.22	10.03	17.05	7.04	3.88	0.85
Golden, C.-B.	2.05	4.80	8.83	18.86	34.58	11.83	8.94	0.93
Edmonton, Alb.	2.06	3.62	5.56	8.84	18.90	6.53	3.83	0.75
Windsor, Ont.	2.92	6.54	11.27	19.13	40.54	13.90	9.93	0.84
Simcoe, Ont.	2.11	4.27	9.14	14.90	31.84	10.64	7.18	0.96
Wallaceburg, Ont.	2.40	3.55	8.24	14.47	20.86	10.14	8.71	0.86
Toronto, Ont.	2.40	5.00	9.39	18.67	38.98	12.22	9.32	0.93
Saint-Anicet, Qc	1.14	2.86	5.66	11.09	30.49	7.69	7.36	0.96
Montréal, Qc	2.42	5.20	8.46	15.14	38.72	10.69	8.43	0.94
Canterbury, N.-B.	0.72	1.81	3.13	5.33	13.86	4.12	3.46	0.77

À des fins d'exhaustivité, les valeurs numériques pour la masse totale reconstituée des particules fines (MRPC), incluant le sel de mer et les particules de sol, sont présentées au tableau 11.2. Les corrélations (r^2) entre les masses mesurées et reconstituées de PM sont également présentées, et se

situent dans la plage de 0,75 à 0,96. Les sites associés aux plus faibles corrélations présentent aussi le moins de points de données aux fins d'analyse, tel qu'indiqué à la section 11.4.1 ci-dessus. Les corrélations devraient donc s'améliorer en fonction de la période d'enregistrement des données. Par conséquent, étant donné la comparabilité de la masse reconstituée et des observations, la formule IMPROVE mise à jour sera utilisée pour reconstituer la visibilité connexe dans un effort visant à être le plus cohérent possible à l'échelle du pays.

11.4.2.1 Distributions spatiales de l'extinction calculée de la lumière

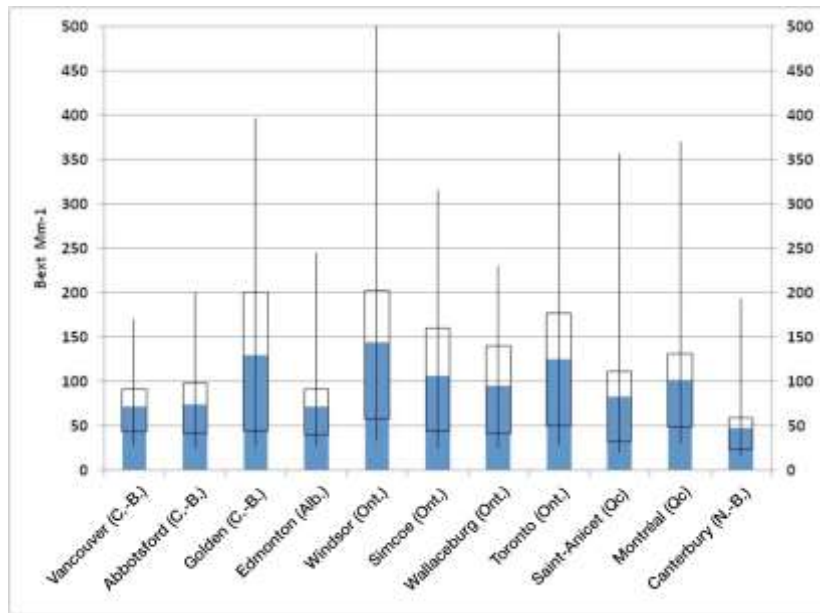


Figure 11.4 Fourchettes statistiques reconstituées du coefficient d'extinction (Mm⁻¹) pour les espèces de PM et le NO₂(g) le cas échéant sur les sites de spéciation du RNSPA. Le haut des barres bleues représente les valeurs moyennes. Les rectangles aux contours noirs représentent la fourchette entre le 20^e et le 80^e centile. Les lignes verticales représentent la fourchette entre le 2^e et le 98^e centile.

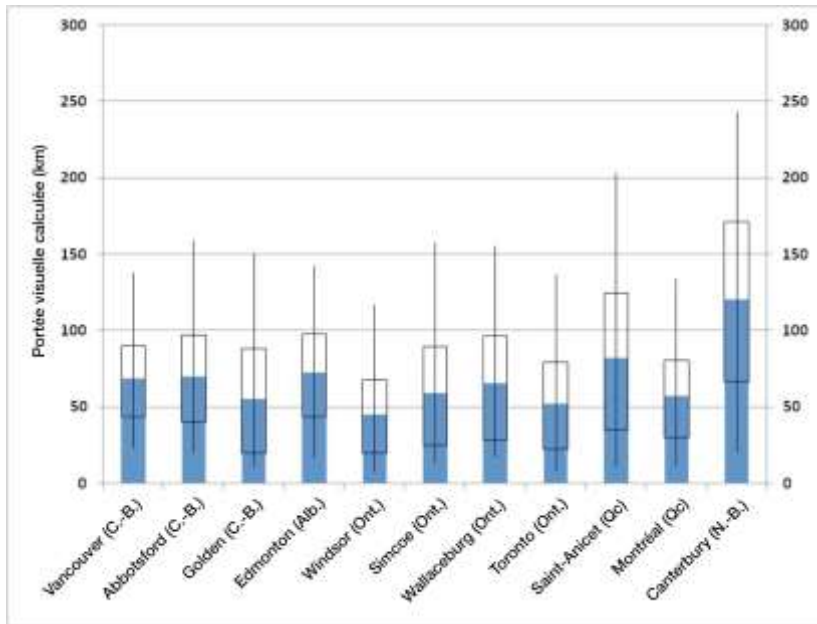


Figure 11.5 Fourchettes statistiques reconstituées de la portée visuelle (km) pour les espèces de PM et le NO₂(g) le cas échéant sur les sites de spéciation du RNSPA. Le haut des barres bleues représente les valeurs moyennes. Les rectangles aux contours noirs représentent la fourchette entre le 20^e et le 80^e centile. Les lignes verticales représentent la fourchette entre le 2^e et le 98^e centile.

Tableau 11.3 Visibilité totale reconstituée pour le Canada convertie en portée visuelle (km) d'après les données du RNSPA sur la spéciation pour la période 2003-2007, le cas échéant. Veuillez noter que ces statistiques comprennent la diffusion et l'absorption des particules fines et la diffusion de Rayleigh, en plus de l'absorption gazeuse ou de la diffusion liée à la matière à texture grossière, le cas échéant.

Portée visuelle totale (km)	Centile (2 %)	Centile (20 %)	Médiane	Centile (80 %)	Centile (98 %)	Moyenne	Écart-type
Vancouver, C.-B.	23	43	64	90	138	68	30
Abbotsford, C.-B.	20	40	61	97	159	70	36
Golden, C.-B.	10	20	46	88	150	55	39
Edmonton, Alb.	16	43	71	98	142	73	32
Windsor, Ont.	8	19	37	68	186	45	30
Simcoe, Ont.	12	25	47	89	158	59	40
Wallaceburg, Ont.	17	28	53	96	155	66	46
Toronto, Ont.	8	22	44	79	136	52	33
Saint-Anicet, Qc	11	35	73	124	203	82	51
Montréal, Qc	11	30	51	80	134	57	32
Canterbury, N.-B.	20	66	120	171	243	120	58

L'équation utilisée dans le programme IMPROVE pour estimer la diffusion des particules à partir de la reconstitution chimique des mesures d'aérosols est basée sur la multiplication des composants chimiques de masse fine par l'efficacité de diffusion pour les particules sèches et une fonction de correction pour l'humidité relative. Les unités de la valeur bext calculée sont les mégamètres inversés (Mm^{-1}). La figure 11.4 présente l'extinction de la lumière correspondant à la masse des particules fines reconstituée, incluant tous les constituants disponibles à chaque site. La figure 11.5 présente une unité plus reconnaissable, où la valeur bext est transformée en portée visuelle en kilomètres (km). Par conséquent, la valeur bext suivra le même schéma général que la reconstitution de la masse, tandis que la portée visuelle suivra un schéma inverse. Ainsi, les régions centrales du Canada sont associées à des valeurs d'extinction supérieures et à des portées visuelles inférieures comparativement à l'une ou l'autre des régions côtières. Les valeurs numériques de la portée visuelle sont présentées au tableau 11.3.

La variabilité aux niveaux d'extinction supérieurs est plus évidente à la figure 11.4, où l'on observe que les sites de Windsor et de Toronto, en Ontario, sont associés à des jours extrêmes de brume sèche, représentés par l'extrémité supérieure des moustaches. Pour reconnaître les sites associés aux jours les plus clairs, la figure 11.5 fournit une meilleure représentation puisqu'elle montre la portée visuelle de telle sorte que l'extrémité supérieure des moustaches indique les jours les plus clairs. Ainsi, Golden, en Colombie-Britannique, est associé à des conditions semblables à celles du reste de l'ouest du Canada en matière de clarté; toutefois, si l'on observe la figure 11.3, cette collectivité présente à une charge de particules relativement élevée. Golden est assujettie de façon périodique à une atmosphère de bonne et de mauvaise qualité.

La contribution des composantes additionnelles des PM (particules de sol, sel marin et matière à texture grossière) et du $NO_2(g)$ sur le plan de l'extinction de la lumière est généralement faible, et peu de sites au Canada possèdent actuellement toutes ces mesures. Ces espèces additionnelles représentent un aspect peu contrôlable de la charge particulaire, et donc de l'extinction; il est bien de savoir qu'elles existent, mais on peut les exclure des discussions sur la gestion de la visibilité, et ce, jusqu'à ce qu'elles soient mesurées de façon uniforme dans les sites du Canada.

11.4.3 Caractéristiques de la diffusion calculée des particules fines

Tableau 11.4 Contributions moyennes des composantes chimiques à l'extinction pour les stations du RNSPA de l'ensemble du Canada pour la période 2003-2007. Il est à noter que les colonnes B_{ext} comprennent les valeurs de diffusion de Rayleigh propres aux sites.

Extinction Mm^{-1}	B(ASO ₄)	B(ANO ₃)	B(OC)	B(EC)	$B_{\text{ext}}(\text{SNC})$
Vancouver, C.-B.	7.79	8.23	24.14	9.97	62.14
Abbotsford, C.-B.	6.66	11.14	27.04	9.34	66.17
Golden, C.-B.	7.22	9.68	25.59	9.66	122.40
Edmonton, Alb.	4.29	3.43	86.75	17.93	66.94
Windsor, Ont.	8.29	15.73	22.11	9.81	134.85
Simcoe, Ont.	41.53	18.14	25.63	6.74	103.04
Wallaceburg, Ont.	33.41	16.28	23.31	8.13	93.12
Toronto, Ont.	42.59	34.49	33.44	12.33	114.66
Saint-Anicet, Qc	31.91	27.50	32.80	10.45	82.02
Montréal, Qc	37.25	31.00	33.12	11.39	91.20
Canterbury, N.-B.	23.98	16.38	23.99	5.67	46.54
Extinction (Mm^{-1})	B(Sol)	B(sel de mer)	B(NO ₂)	B(CM)	$B_{\text{ext}}(\text{Total})$
Vancouver, C.-B.	0.38	0.75	5.25	2.62	71.13
Abbotsford, C.-B.	0.37	0.88	2.79	3.11	73.32
Golden, C.-B.	0.38	0.82	4.02	2.86	129.46
Edmonton, Alb.	0.53	0.41	2.41	3.70	71.67
Windsor, Ont.	na	1.00	3.73	na	143.76
Simcoe, Ont.	0.35	0.31	na	2.52	106.21
Wallaceburg, Ont.	0.26	0.34	na	1.21	94.94
Toronto, Ont.	0.52	1.12	4.70	2.56	124.79
Saint-Anicet, Qc	0.50	0.66	5.74	3.24	82.73
Montréal, Qc	0.51	0.89	5.22	2.90	101.77
Canterbury, N.-B.	0.09	0.63	na	na	47.00

Comme c'est le cas aux États-Unis, on observe une différence entre l'est et l'ouest du Canada sur le plan des caractéristiques des PM; par conséquent, on notera aussi des différences quant à la contribution des espèces à la dégradation de la visibilité. Les figures 11.6a, 11.6b et 11.6c présentent des graphiques montrant la contribution moyenne des espèces de particules au coefficient d'extinction sous forme de pourcentage de l'extinction totale dans les sites de l'ouest du Canada, de l'Ontario et de

l'est du Canada, respectivement. Le tableau 11.4 présente les valeurs numériques séparées en composantes SNC et en extinction totale. Le tableau 11.1 présente quant à lui les valeurs de la diffusion de Rayleigh propres aux sites.

Dans la région de Vancouver, en Colombie-Britannique, les espèces de carbone sont associées en moyenne à environ 60 % de l'extinction liée aux particules, tandis que le sulfate d'ammonium et le nitrate d'ammonium sont associés à moins du tiers de l'extinction. Vancouver présente la plus forte contribution de $\text{NO}_2(\text{g})$ au pays, soit 9 %. Dans les montagnes de la Colombie-Britannique, presque 90 % de l'extinction observée à Golden est associée aux espèces de carbone, alors que moins de 10 % de l'extinction est due au sulfate d'ammonium et au nitrate d'ammonium. Combinée au degré élevé d'extinction de la lumière, cette donnée indique que le feu (feux de friches, brûlages dirigés ou combustion résidentielle du bois) joue un rôle important dans la visibilité à Golden. À Edmonton, en Alberta, la distribution est plus équilibrée alors qu'environ 50 % de l'extinction est due aux espèces de carbone et que le sulfate d'ammonium et le nitrate d'ammonium sont responsables de 40 % de l'extinction. À cet endroit, la contribution du $\text{NO}_2(\text{g})$ est relativement élevée, et il est probable que la contribution des particules de sol et de la matière à texture grossière soit manquante puisque ces espèces ne sont pas mesurées à ce site. D'autre part, l'extinction mesurée dans les sites de l'Ontario est dominée par le sulfate d'ammonium et le nitrate d'ammonium (60 %) avec une proportion légèrement inférieure dans les centres urbains. L'extinction observée dans les sites du Québec est plus équilibrée entre les espèces acidifiantes et carbonées. Au site de Montréal, la contribution de la matière à texture grossière est relativement importante. Sur la côte est, la plus grande partie de l'extinction observée à Canterbury, au Nouveau-Brunswick, est due au carbone et au sulfate d'ammonium, mais pas au nitrate d'ammonium. Cependant, on peut noter que la diffusion de Rayleigh à 12 Mm^{-1} représente en moyenne environ 25 % de l'extinction totale à cet endroit relativement propre.

Afin d'établir une comparaison avec ce qui est observé aux États-Unis, l'unité des deciviews a été utilisée. La figure 11.7 représente une carte illustrant la visibilité moyenne en deciviews pour la période 2000-2004; cette carte provient du rapport IV du programme IMPROVE (2006) aux fins de comparaison avec les valeurs moyennes du RNSPA présentées au tableau 11.5. Des niveaux élevés en deciviews sont associés à de faibles portées visuelles; par conséquent, puisque les stations du RNSPA sont situées dans des régions urbaines et agricoles plus développées, on s'attend à ce que leurs valeurs soient quelque peu supérieures aux valeurs mesurées dans les endroits plus préservés de classe I du réseau IMPROVE. Les sites de Vancouver et d'Abbotsford, en Colombie-Britannique, pourraient être ceux qui se comparent le mieux du point de vue géographique aux sites du réseau IMPROVE situés dans le nord-ouest des États-Unis, lesquels sont associés à une plage de 16,2-18,5 dv. Il est très difficile d'assigner une région IMPROVE aux sites de Golden ou d'Edmonton en raison de la distance avec la frontière, mais il est possible que les Rocheuses du nord et les Grandes Plaines du nord soient relativement comparables, à 13,9-16,2 dv. Les sites de l'Ontario peuvent être comparés aux sites régionaux de la vallée de la rivière Ohio (18,5-20,9 dv) et les sites du Québec peuvent être comparés aux sites du nord-est des États-Unis du réseau IMPROVE (16,2-18,5 dv). Sur la côte est, le site de Canterbury pourrait correspondre au niveau 13,9-16,2 dv observé à l'extrémité du nord-est des États-Unis.

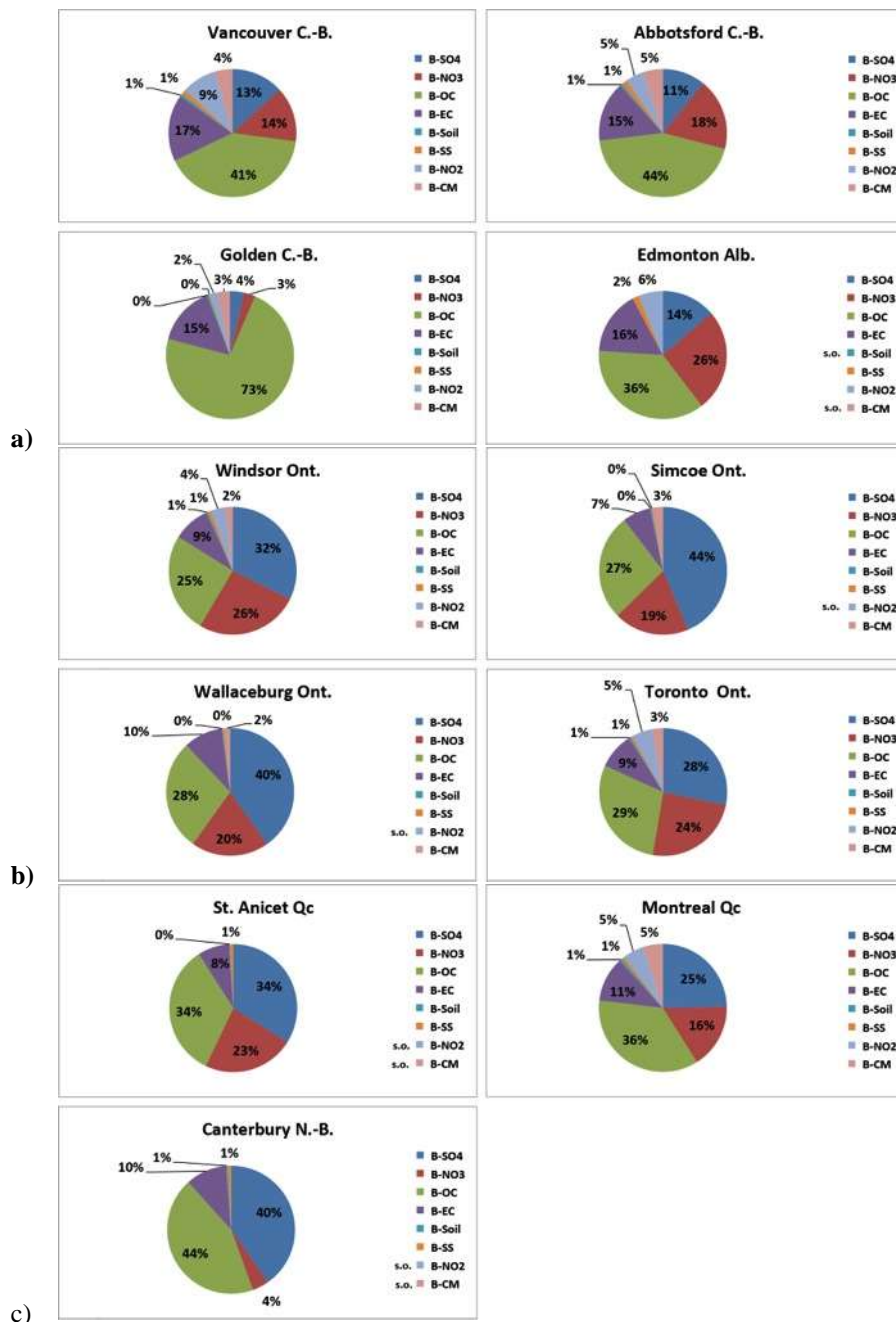


Figure 11.6 a) Proportion des contributions moyennes à l'extinction des particules sur les sites du RNSPA à l'ouest du Canada b) Proportions des contributions moyennes à l'extinction des particules sur les sites du RNSPA en Ontario c) Proportions des contributions moyennes à l'extinction des particules sur les sites du RNSPA à l'est du Canada.

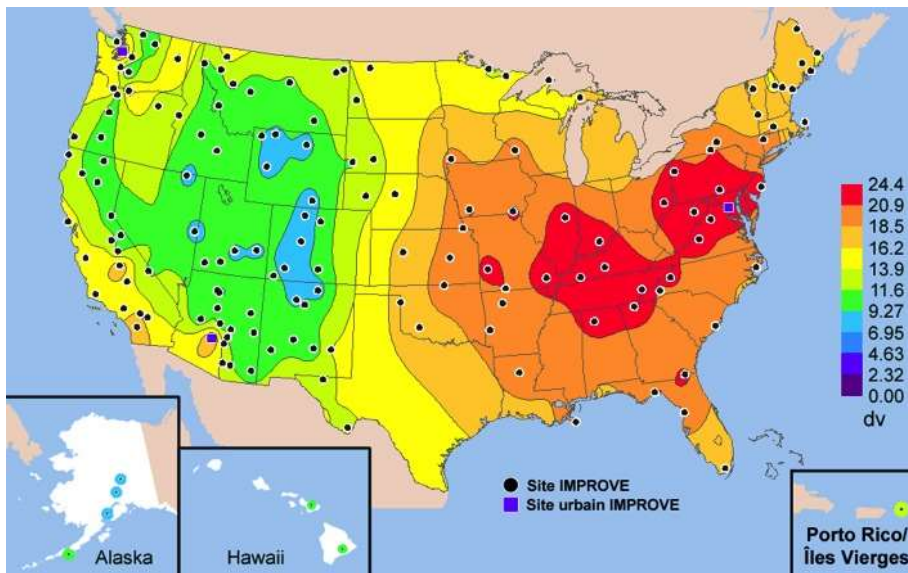


Figure 11.7 Visibilité moyenne sur cinq ans (2000-2004) en deciview (dv), calculée en utilisant seulement les données du programme IMPROVE (2006).

Tableau 11.5 Visibilité moyenne en deciview dans les stations canadiennes du RNSPA (2003-2007).

	$B_{ext}(Total)$	Deciview (dv)	Plage IMPROVE aux fins de comparaison (dv)
Vancouver, C.-B.	71.1	19.6	16.2-18.5
Abbotsford, C.-B.	73.3	19.9	16.2-18.5
Golden, C.-B.	129.5	25.6	13.9-16.2
Edmonton, Alb.	71.7	19.7	13.9-16.2
Windsor, Ont.	143.8	26.7	18.5-20.9
Simcoe, Ont.	106.2	23.6	18.5-20.9
Wallaceburg, Ont.	94.9	22.5	18.5-20.9
Toronto, Ont.	124.8	25.2	18.5-20.9
Saint-Anicet, Qc	82.7	21.1	16.2-18.5
Montréal, Qc	101.8	23.2	16.2-18.5
Canterbury, N.-B.	47.0	15.5	13.9-16.2

11.5 Visibilité prévue à partir des applications de modélisation de la qualité de l'air

En plus de l'utilisation des données des sites de surveillance, les données de sortie des simulations du modèle de qualité de l'air ont été utilisées pour estimer la visibilité au Canada à l'aide du système AURAMS de modélisation de la qualité de l'air à l'échelle régionale (voir le chapitre 5 pour obtenir une description détaillée du modèle AURAMS, et voir le chapitre 6 pour consulter une analyse des

scénarios de modèles présentés dans cette section). Depuis l'automne 2006, le calcul de la visibilité à partir des concentrations modélisées des PM a été inclus en tant que donnée de sortie pour toutes les simulations annuelles du modèle AURAMS. Cette procédure nous offre une nouvelle occasion d'explorer les répercussions particulières des émissions actuelles et futures sur la visibilité. En utilisant les concentrations ambiantes de polluants prévues par le modèle, les degrés de visibilité ont été calculés à partir d'une version légèrement modifiée et plus simple de la relation mathématique présentée à la section 11.4 et adaptée aux données de sortie du modèle AURAMS.

Les données de sortie sur la visibilité calculées à partir des concentrations de PM obtenues par le modèle AURAMS sont évaluées par rapport aux données recueillies par le réseau IMPROVE des États-Unis afin d'évaluer le rendement du modèle et les résultats du coefficient d'extinction (b_{ext}) pour le 16 juillet 2002 (figure 11.8) et pour le mois de juillet 2002 (figure 11.9). Les données sur la mesure de la visibilité provenant des sites urbains du Speciation Trends Network (STN) des États-Unis ont été comparées aux données de sortie sur la visibilité du modèle AURAMS (non présentées). La capacité prédictive du modèle était inférieure pour les mesures urbaines provenant des sites du STN ($r^2 = 0,58$) comparativement aux sites ruraux du réseau IMPROVE ($r^2=0,71$), probablement en raison des différences sur le plan des protocoles de surveillance et de signalement de données entre les réseaux. Le modèle tend aussi à sous-estimer la portée visuelle comparativement aux données de mesure, et cet écart est plus prononcé dans les régions urbaines en raison de l'échelle régionale du modèle AURAMS. Cependant, on observe une bonne correspondance globale entre les données mesurées et modélisées.

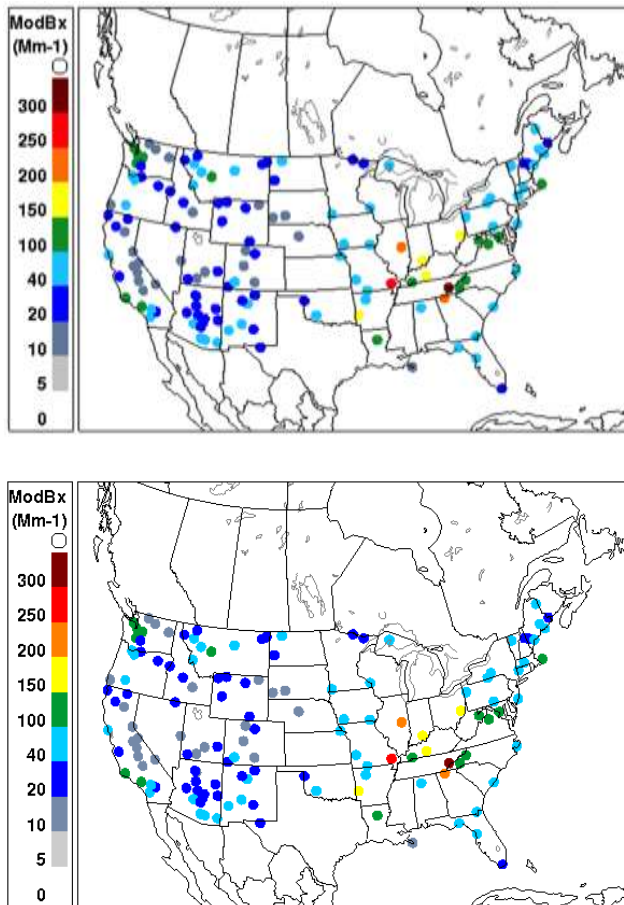


Figure 11.8 Comparaison des calculs de visibilité modélisés par le modèle AURAMS (haut) et des données de mesure collectées par le réseau IMPROVE (bas) pour le 16 juillet 2002, produits à partir du même algorithme de reconstitutions de l'extinction.

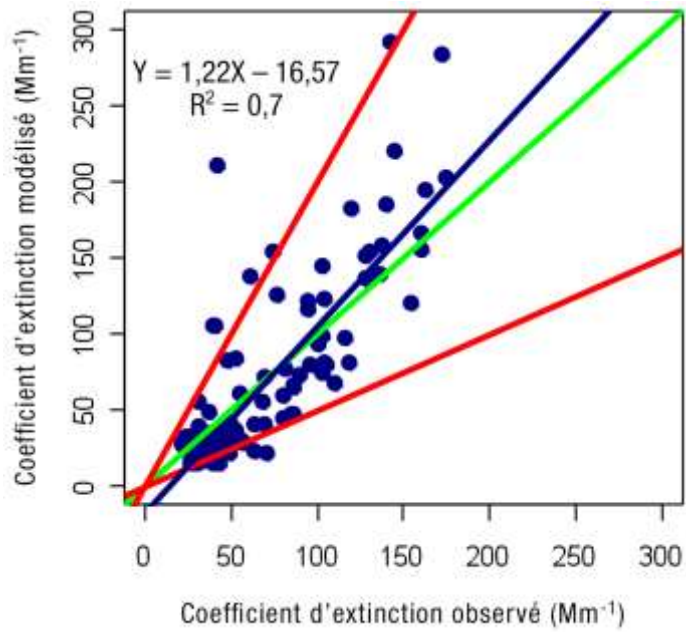


Figure 11.9 Comparaison des calculs du modèle AURAMS pour la visibilité prévue (axe des y) par rapport aux données de mesure des sites du réseau IMPROVE (axe des x) pour juillet 2002.

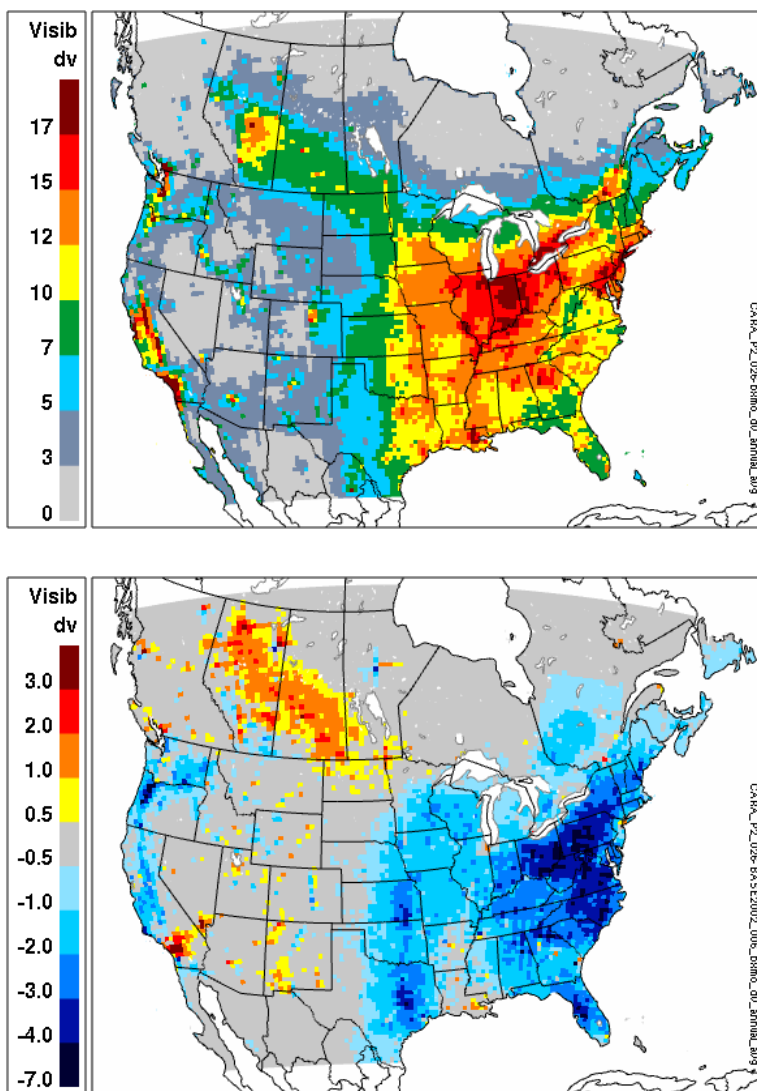


Figure 11.10 Niveaux moyens annuels de visibilité prévus dans le scénario de modélisation MSQ pour 2015 (haut) et différence de la visibilité moyenne annuelle entre le scénario MSQ pour 2015 et le scénario de référence de 2002 (bas)

Les données de sortie du modèle AURAMS sur la qualité de l'air régional ont été utilisées afin de prévoir la visibilité pour l'année 2015. Ainsi, les estimations du modèle pour la visibilité issues du scénario de maintien du statu quo (MSQ) pour 2015 sont comparées à un scénario de référence pour 2002 (voir le chapitre 6 pour obtenir la description complète du scénario) afin d'estimer les changements potentiels sur le plan de la visibilité pour 2015 (figure 11.10). Le scénario MSQ pour 2015 incorpore les projections d'émission qui sont basées sur les projections officielles canadiennes et américaines et tient compte de la croissance et de la mise en œuvre des règlements qui ont été promulgués et qui seront en place d'ici 2015, incluant la Clean Air Interstate Rule (CAIR) des États-Unis, mais excluant le Programme de réglementation de la qualité de l'air (PRQA) proposé au Canada. Les résultats montrent une amélioration globale de la visibilité pour l'est du Canada, mais une diminution de la visibilité pour certaines régions de l'ouest du Canada, y compris certaines parties du

Manitoba, de la Saskatchewan, du nord de l'Alberta et de la Colombie-Britannique. Cette tendance sur le plan de la visibilité est le résultat des changements d'émissions qui sont prévus dans le cadre du scénario MSQ pour 2015, notamment d'importantes réductions des émissions de SO_2 et de NO_x en raison de la mise en œuvre de la CAIR des États-Unis et de réductions moyennes significatives des émissions canadiennes de SO_2 et de NO_x . Les réductions de la visibilité dans certaines régions de l'ouest du Canada semblent être associées à l'occurrence dans le modèle de niveaux supérieurs de $\text{PM}_{2.5}$ durant l'hiver (voir le chapitre 6 pour obtenir une analyse complète à ce sujet).

L'incidence sur la visibilité du PRQA proposé par la Canada, qui entraînera une réduction des émissions de NO_x , de SO_2 , de COV et de $\text{PM}_{2.5}$ primaires provenant des sources industrielles (voir le chapitre 6), a également été modélisée à l'aide du système AURAMS. La figure 11.11 ci-dessous présente la différence sur le plan de la visibilité annuelle moyenne entre le scénario de projection des émissions du PRQA pour 2015 et le scénario MSQ pour 2015. Les résultats du modèle permettent de prévoir une amélioration de la visibilité sur le centre et l'ouest du Canada selon le scénario du PRQA pour 2015 par rapport au scénario MSQ pour 2015, ce qui est grandement associé à une réduction des émissions dans les secteurs de la production d'électricité et de la fonte des métaux communs. Comparativement au scénario de référence de 2002, la réduction des émissions provenant du secteur industriel en application du scénario du PRQA pour 2015 a le potentiel de compenser la réduction prévue de la visibilité dans l'ouest du Canada qui est prévue par le scénario MSQ pour 2015.

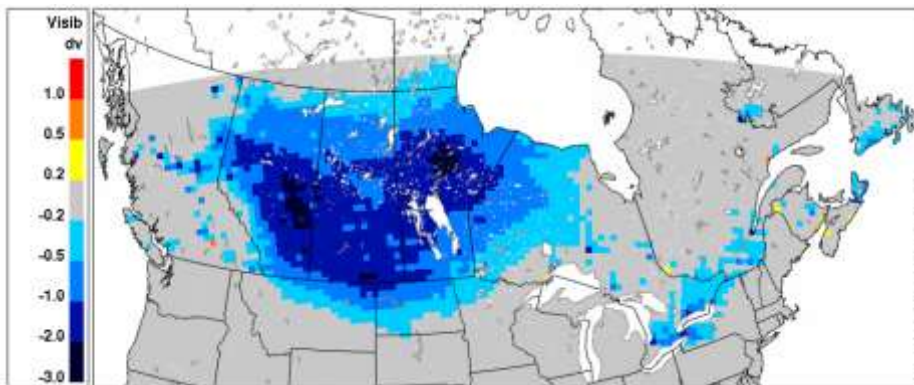


Figure 11.11 Différence prévue sur le plan de la visibilité annuelle moyenne entre le scénario du PRQA pour 2015 et le scénario MSQ pour 2015 relatifs aux émissions.

La visibilité est un sujet qui revêt un intérêt public particulier dans la vallée du Bas-Fraser, en Colombie-Britannique. En effet, un certain nombre de simulations de scénarios de modèles à haute résolution ont permis d'étudier les répercussions de différentes projections d'émissions sur la visibilité dans cette région (RWDI, 2005, 2006). Le système de modélisation CMAQ (voir le chapitre 5 pour obtenir une description) a été utilisé pour simuler des scénarios de référence pour l'été (9-31 août 2001) et l'hiver (1-13 décembre 2002), et ces scénarios ont ensuite été comparés aux résultats d'une série de simulations de scénarios de modélisation des émissions. Les résultats des simulations des scénarios de référence ont aussi été comparés aux données de mesure sur la visibilité recueillies au moyen de caméras de surveillance installées le long des lignes de visée vers d'importants points de vue et points d'intérêt durant les périodes de référence estivale et hivernale. Une analyse des cas de

référence indique que la visibilité estivale se situe dans les plages de 5 à 45 dv avec des pics ponctuels reflétant les concentrations de $PM_{2.5}$. En hiver, la visibilité semble plus stable avec des valeurs allant jusqu'à 40 dv, les valeurs types se situant toutefois entre 20 et 30 dv. La visibilité prévue pour 2015 était variable comparativement au cas de référence, allant de -6 dv à +4 dv durant l'été et de -8 dv à +4 dv durant l'hiver, selon le jour et la ligne de visée. D'autres simulations de scénarios de modèles ont souligné l'importance de l'incidence du secteur agricole sur la visibilité dans cette région ainsi que l'influence relativement grande sur la visibilité régionale des émissions canadiennes comparativement aux émissions américaines.

11.6 Conclusions et recommandations de travaux de recherche pour l'avenir

Les mesures du RNSPA sur la spéciation des PM ont été entreprises en 2003, et le nombre de stations est depuis en croissance constante. Le RNSPA a permis d'augmenter grandement notre capacité à comprendre comment les masses des particules fines et leurs composantes chimiques se comportent dans différentes zones aménagées du Canada. Agissant en tant que substituts aux mesures de la visibilité directe, les stations de surveillances du réseau produisent des données de qualité aux fins de la reconstitution des masses des particules fines. Établies à l'aide de l'algorithme IMPROVE, les masses des particules fines reconstituées présentent un schéma semblable à celui des $PM_{2.5}$ mesurées aux stations du RNSPA. Ainsi, les coefficients d'extinction calculés et les valeurs de la portée visuelle démontreront des schémas appropriés pour les zones aménagées faisant l'objet de mesures.

Les scientifiques du programme IMPROVE ont paramétré, évalué et révisé l'algorithme IMPROVE à l'aide de mesures sur le terrain, de protocoles de surveillance particuliers et de comparaisons entre les mesures de la visibilité directe et les analyses des PM. Au Canada, seul le bassin de Géorgie en Colombie-Britannique utilise les mesures de la visibilité directe pour faire la comparaison avec les données sur les PM; par conséquent, il n'y a actuellement aucun mécanisme possible permettant d'évaluer la formule dans le contexte canadien et selon les protocoles de surveillance du RNSPA. Des mesures de la visibilité directe prises à d'autres stations du RNSPA amélioreraient cette comparabilité pour les zones aménagées du Canada. L'inclusion de sites du RCEPA permettra de fournir certaines comparaisons rurales représentatives sur le plan régional. L'étude comparative transfrontalière de technologies et de méthodes permettrait aussi d'appuyer l'échange de connaissances.

Au sein du RNSPA, les mesures prises à chaque site comprennent toutes les espèces dominantes, mais les espèces mineures ne sont pas constantes dans l'ensemble des sites. Les mesures du RNSPA pour la spéciation des PM n'ont pas été mises en œuvre avec l'intention de mesurer ni de comprendre les changements sur le plan de la visibilité. De fait, il est impossible d'utiliser les données provenant de ces zones aménagées pour évaluer dans quelle mesure les parcs et les réserves intégrales du Canada sont protégés. La variété des écosystèmes et l'ensemble des points de vue panoramiques spectaculaires associés aux sites de Parcs Canada et représentant un héritage naturel et culturel important pour le Canada ne sont pas couverts comme le sont les 156 sites de classe I du réseau IMPROVE aux

États-Unis. L'inclusion de mesures optiques ou de surveillance in situ (avec des systèmes de prise de vue automatisés) pourrait fournir de l'information et améliorer la sensibilisation à l'égard de la visibilité dans ces endroits spéciaux. En outre, la mise en valeur de la visibilité dans les centres urbains et les réserves intégrales pourrait être évaluée pour une plus grande partie du pays.

L'élaboration de modules de visibilité dans des modèles régionaux représente un grand pas en avant en vue de fournir un portrait national sur le plan de la visibilité. La modélisation est une façon particulièrement utile d'estimer la visibilité dans des zones ne possédant actuellement pas de capacité de surveillance, et c'est un moyen d'évaluer les répercussions de possibles scénarios d'émissions sur la visibilité. La capacité de modéliser la visibilité pour divers scénarios d'émissions permet de tenir compte plus facilement de la visibilité et d'autres paramètres liés à la qualité de l'air dans le cadre des processus décisionnels visant à élaborer des politiques. Cependant, des améliorations sont toujours requises afin de régler certains des biais dans les valeurs modélisées sur la visibilité. La télédétection par satellite pourrait fournir certaines données permettant d'étendre de telles études à des régions éloignées du Canada.



Figure 11.12 Photographies de Toronto prises lors de journées présentant un niveau de particules de $6 \mu\text{g m}^{-3}$ (photographie du haut) et de $33 \mu\text{g m}^{-3}$ (photographie du bas), respectivement [appareil de mesure TEOM].

Enfin, le standard pancanadien pour les $\text{PM}_{2.5}$ ne permet pas d'assurer la protection de la visibilité dans les environnements vierges. Cette situation va à l'encontre du concept visant à « protéger les zones non polluées », tel que décrit dans le standard pancanadien, et elle est démontrée par la détérioration projetée de la visibilité, en particulier dans l'Ouest canadien. La figure 11.12 illustre au moyen de photographies l'impact associé à l'atteinte du standard national ($30 \mu\text{g m}^{-3}$) sur le point de vue de Toronto. De toute évidence, le SP ne peut préserver la qualité visuelle de l'air, en particulier dans les environnements vierges. Le Canada n'a pas explicitement mis sur pied un réseau en vue de caractériser la visibilité, mais nous avons maintenant en main des données (et d'autres sont à venir) qui permettront de déterminer les caractéristiques régionales et urbaines de la visibilité. Les programmes de mesure actuels ne fournissent pas automatiquement ces renseignements; ainsi, il sera nécessaire d'établir un mécanisme d'analyse continue des données permettant de fournir de tels renseignements sur la visibilité.

Références

- Barna, M.G., Knipping, E.M. 2006. Insights from the BRAVO study on nesting global models to specify boundary conditions in regional air quality modeling simulations. *Atmospheric Environment* 40:574-582.
- Carrico, C.M., Kreidenweis, S.M., Malm, W.C., Day, D.E., Lee, T., Carrillo, J., McMeeking, G.R., Collett, J.L. 2005. Hygroscopic growth behavior of a carbon-dominated aerosol in Yosemite National Park. *Atmospheric Environment* 39:1393-1404.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2000. Standards pancanadiens relatifs aux particules (PM) et à l'ozone. Approuvé les 5-6 juin 2000, à Québec. Accès : http://www.ccme.ca/ourwork/air.fr.html?category_id=99
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2003. Effects of Ozone on Vegetation: Update in Support of the Canada-Wide Standards for Particulate Matter and Ozone.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Gouvernement du Canada, Rapport d'étape quinquennal : Standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. Janvier 2007. Accès : <http://publications.gc.ca/collections/Collection/En4-74-2006F.pdf>
- Chow, J.C., Watson, J.G., Lowenthal, D.H., Richards, L.W. 2002. Comparability between PM_{2.5} and particle light scattering measurements. *Environmental Monitoring and Assessment* 79:29-45.
- Cocker, D.R. III, Whitlock, N.E., Flagen, R.C., Seinfeld, J.H. 2001. Hygroscopic properties of Pasadena, California aerosol. *Aerosol Science and Technology* 35:637-647.
- Copeland, S.A. 2005. A Statistical Analysis of Visibility-Impairing Particles in Federal Class I Areas. *Journal of the Air & Waste Management Association* 55:1621-1635.
- [EC] Environnement Canada. 2004. Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules : Rapport du Comité Canada-États-Unis de la qualité de l'air, Sous-comité 2 de la collaboration scientifique. Décembre 2004. ISBN 0-662-38678-7. Accès : <http://publications.gc.ca/collections/Collection/En56-203-2004F.pdf>
- Engling, G., Herckes, P., Kreidenweis, S.M., Malm, W.C., Collett, J.L. Jr. 2005. Composition of the fine organic aerosol in Yosemite National Park during the 2002 Yosemite Aerosol Characterization Study. *Atmospheric Environment* 40:2959-2972.
- Hand, J.L., Kreidenweis, S.M., Slusser, J., Scott, G. 2004. Comparisons of aerosol optical properties derived from Sun photometry to estimates inferred from surface measurements in Big Bend National Park, Texas. *Atmospheric Environment* 38:6813-6821.

- Hand, J.L., Malm, W.C. 2007. Review of the IMPROVE equation for estimating ambient light extinction coefficients. *Journal of Geophysical Research* 112, D16203, doi:10.1029/2007JD008484. Aussi accessible à partir de l'adresse suivante : http://vista.cira.colostate.edu/improve/Publications/GrayLit/gray_literature.htm
- Hemming, B.L., Seinfeld, J.H. 2001. On the hygroscopic behavior of atmospheric organic aerosols. *Industrial & Engineering Chemical Research* 40:4162-4171.
- Hess, A., Iyer, H., Malm, W. 2001. Linear trend analysis: a comparison of methods. *Atmospheric Environment* 35:5211-5222.
- IMPROVE. 2002. Interagency Monitoring of Protected Visual Environments, National Park Service, Fort Collins (CO). Accès : <http://vista.cira.colostate.edu/IMPROVE>
- Debell, L.J., Gebhart, K.A., Malm, W.C., Pitchford, M.L., Schichtel, B.A., White, W.H. 2006. Spatial and Seasonal Patterns and Temporal Variability of Haze and its Constituents in the United States: Report IV. Novembre 2006. IMPROVE. Accès : <http://vista.cira.colostate.edu/improve/Publications/Reports/2006/2006.htm>
- Iyer, H., Patterson, P., Malm, W.C. 2000. Trends in the extremes of sulfur concentration distributions. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50:802-808.
- Kleeman, M., Eldering, A., Hall, J., Cass, G. 2001. Effect of emissions control programs on visibility in southern California. *Environmental Science & Technology* 35:4668-4674.
- Lloyd, J. 2002. After years of smog, a shroud lifts. *The Christian Science Monitor* June 4:1(s. 1).
- Lowenthal, D.H., Kumar, N. 2003. PM_{2.5} mass and light extinction reconstruction in IMPROVE. *Journal of the Air & Waste Management Association* 53:1109-1120.
- Malm, W.C. 2000. Introduction to Visibility. Fort Collins (CO) : Cooperative Institute for Research in the Atmosphere (CIRA). 70 p.
- Malm, W.C., Day, D.E., Kreidenweis, S.M. 2000a. Light scattering characteristics of aerosols as a function of relative humidity: part I—a comparison of measured scattering and aerosol concentrations using the theoretical models. *Journal of the Air and Waste Management Association* 50:686-700.
- Malm, W.C., Day, D.E., Kreidenweis, S.M. 2000b. Light scattering characteristics of aerosols as a function of relative humidity: part II—a comparison of measured scattering and aerosol concentrations using the statistical models. *Journal of the Air and Waste Management Association* 50:701-709.
- Malm, W.C., Day, D.E., Kreidenweis, S.M., Collett, J.L., Carrico, C., McMeeking, G., Lee, T. 2005a. Hygroscopic properties of an organic-laden aerosol. *Atmospheric Environment* 39:4969-4982.

Malm, W.C., Day, D.E., Carrico, C.M., Kreidenweis, S.M., Collett, J.L. Jr, McMeeking, G., Lee, T., Carrillo, J., Schichtel, B.A. 2005b. Intercomparison and closure calculations using measurements of aerosol species and optical properties during the Yosemite Aerosol Characterization Study. *Journal of Geophysical Research* 110, D14302, doi:10.1029/2004JD005494.

McDonald, K. 2002. Review and Characterization of Visibility Impacts Related to Particulate Matter in Canada. En40-773/2002E-IN. ISBN 0-662-33118-4.

McMeeking, G.R., Kreidenweis, S.M., Carrico, C.M., Lee, T., Collett, J.L. Jr, Day, D.E., Malm, W.C. 2005a. Observations of smoke influenced aerosol during the Yosemite Aerosol Characterization Study: 1. Size distributions and chemical composition. *Journal of Geophysical Research* 110, D09206, doi:10.1029/2004JD005389.

McMeeking, G.R., Kreidenweis, S.M., Carrico, C.M., Lee, T., Collett, J.L. Jr, Day, D.E., Malm, W.C. 2005b. Observations of smoke influenced aerosol during the Yosemite Aerosol Characterization Study: 2. Aerosol scattering and absorbing properties. *Journal of Geophysical Research* 110, D18209, doi:10.1029/2004JD005624.

McMeeking, G.R., Kreidenweis, S.M., Lunden, M., Carrillo, J., Carrico, C.M., Lee, T., Herckes, P., Engling, G., Day, D.E., Hand, J., *et al.* 2006. Smoke-impacted regional haze in California during the summer of 2002. *Agricultural & Forest Meteorology* 137:25-42.

McMurray, P.H. 2000. A review of atmospheric aerosol measurements. *Atmospheric Environment* 34:1959-1999.

Pitchford, M., Malm, W. 1994. Development and applications of a standard visual index. *Atmospheric Environment* 28:1049-1054.

Pitchford, J., Malm, W., Schichtel, B., Kumar, N., Lownethal, D., Hand, J. 2007. Revised algorithm for estimating light extinction from IMPROVE particle speciation data. *Journal of the Air & Waste Management Association* 57:1326-1336. Aussi accessible à partir de l'adresse suivante : http://vista.cira.colostate.edu/improve/Publications/GrayLit/gray_literature.htm

Ryan, P.A., Lowenthal, D., Kumar, N. 2005. Improved light extinction reconstruction in Interagency Monitoring of Protected Visual Environments. *Journal of the Air & Waste Management Association* 55:1751-1759.

RWDI. 2005. The Pacific Northwest Air Quality Scenarios Modelling PNW CMAQ Scenarios Report. Project Number W04-227. Préparé par RWDI Air Inc. pour Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon. 20 mai 2005.

- RWDI. 2006. The Pacific Northwest Air Quality Scenarios Modelling PNW CMAQ Scenarios 2 Report. Project Number W06-5097A. Préparé par RWDI Air Inc. pour Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon. 13 juin 2006.
- Schichtel, B., Husar, R., Falke, S., Wilson, W. 2001. Haze trends over the United States, 1980-1995. *Atmospheric Environment* 35:5205-5210.
- Schichtel, B.A., Barna, M.G., Gebhart, K.A., Malm, W.C. 2005a. Evaluation of a Eulerian and Lagrangian air quality model using perfluorocarbon tracers released in Texas for the BRAVO haze study. *Atmospheric Environment* 39:7044-7062.
- Schichtel, B.A., Gebhart, K.A., Malm, W.C., Barna, M.G., Pitchford, M.L., Knipping, E.M., Tombach, I.H. 2005b. Reconciliation and Interpretation of Big Bend National Park Particulate Sulfur Source Apportionment: Results from the Big Bend Regional Aerosol and Visibility Observational Study--Part I. *Journal of the Air & Waste Management Association* 55:1709-1725.
- Schichtel, B.A., Gebhart, K.A., Barna, M.G., Malm, W.C. 2006. Association of airmass transport patterns and particulate sulfur concentrations at Big Bend National Park, Texas. *Atmospheric Environment* 40:992-1006.
- Smith, A.E., Kemp, M.A., Savage, T.H., Taylor, C.L. 2005. Methods and results from a new survey of values of eastern regional haze improvements. *Journal of the Air & Waste Management Association* 55:1767-1779.
- Turpin, B.J., Lim, H.-J. 2001. Species contributions to PM_{2.5} mass concentrations: revisiting common assumptions for estimating organic mass. *Aerosol Science & Technology* 35:602-610.
- [USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 1999. *Federal Register*, 40 CFR Part 51, Regional Haze Regulations, Final Rule, 1^{er} juillet 1999. Accès : <http://www.epa.gov/air/visibility/actions.html#1999rule>
- [USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2001. Air Quality Criteria for Particulate Matter. Environmental Protection Agency des États-Unis. Report Number: EPA 600/P-99/002aB.
- [USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2004. Air Quality Criteria for Particulate Matter, Volume I, EPA/600/P-99/002aF, octobre 2004. Accès : http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/s_pm_cr_cd.html
- Staff Paper : http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/s_pm_cr_sp.html
- Technical Documents : http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/s_pm_cr_td.html

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2006. *Federal Register*, 40 CFR Part 50, National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter: Proposed Rule, 17 janvier 2006.
Accès : http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/pm/s_pm_cr_fr.html

Watson, J.G. 2002. Visibility: Science and Regulation. *Journal of the Air & Waste Management Association* 52:628-713.

CHAPITRE 12 : Quantification des effets sociaux et économiques du smog

Timothy Folkins

Rédigé avec le concours de (en ordre alphabétique) : Yves Bourassa, Michael Donohue, Jean-Sébastien Landry, Robyn Rittmaster et Dave Stieb

MESSAGES CLÉS ET IMPLICATIONS

- Les méthodes d'évaluation économique permettent de quantifier différents effets d'un phénomène sur l'environnement et sur la santé humaine au moyen d'une échelle commune tenant compte des préférences des Canadiens, ce qui est utile pour l'élaboration de programmes caractérisés par un juste équilibre entre les différentes préoccupations sociales, économiques et environnementales.
- Sur le plan socioéconomique, les effets négatifs du smog sont divers. Par le passé, c'est surtout l'impact du smog sur la santé des Canadiens qui a retenu l'attention. Les différentes incidences peuvent être quantifiées à la lumière de facteurs tels que le coût des traitements médicaux, la perte de productivité des travailleurs et la volonté des personnes de payer en échange d'une réduction des risques auxquels elles sont exposées, comme le risque accru de décès prématuré, entre autres effets sur la santé réduisant la qualité de vie des Canadiens.
- Le smog peut également entraîner une diminution du bien être des Canadiens dans des sphères autres que celle de la santé. Mentionnons par exemple le ralentissement de la croissance des cultures et des arbres, la réduction de la visibilité, la hausse des coûts de nettoyage et des dommages matériels, et les incidences sur les services écosystémiques.
- Jusqu'à présent, les techniques d'évaluation économique ont servi à quantifier une partie seulement de l'impact total du smog. Or, les méthodes d'évaluation sont sans cesse perfectionnées et l'on assiste à leur normalisation. De plus amples recherches portant sur les aspects scientifiques qui sous-tendent les facteurs physiques des effets du smog et sur la façon dont les Canadiens évaluent ces effets nous permettront de mieux orienter nos efforts en vue de l'élaboration de mesures efficaces et efficientes de réduction du smog.

12.1 Introduction

12.1.1 Rôle de l'évaluation de l'impact socioéconomique du smog dans le cadre des stratégies de réduction du smog

Les polluants qui causent du smog ont une incidence négative sur nos vies, mais il serait sans doute irréaliste de vouloir éradiquer le smog. En effet, il y a vraisemblablement d'importants inconvénients associés à la suppression de tous les effets négatifs du smog. Par exemple, la réduction des émissions qui sont source de smog se fait généralement aux dépens de la production et des revenus, ce qui vient annuler certains des avantages associés à une meilleure qualité de l'environnement. Donc, du point de vue des mesures à adopter, il importe de se demander non pas comment freiner la pollution ni quel est le niveau de pollution en deçà duquel les dommages seront nuls, mais plutôt quel est le juste équilibre entre les priorités environnementales, sociales et économiques, dans l'intérêt des Canadiens. Or, l'économie et les méthodes d'évaluation sont particulièrement utiles pour répondre à cette question.

Certains croient que l'économie se résume à l'étude des questions commerciales et monétaires. Cela dit, l'économie a fondamentalement pour but l'étude des processus de prise de décision, et des façons de répondre à des besoins et désirs apparemment illimités d'une société vivant dans un monde où les ressources, elles, sont limitées. Dans le contexte des mesures de réduction du smog, les décisions impliquent souvent un équilibre entre ce qui est considéré comme l'ensemble naturel de conditions environnementales et les coûts associés à la limitation des activités qui sont source de pollution atmosphérique. L'existence même de l'être humain a nécessairement une incidence sur l'environnement dans une certaine mesure. Or, l'économie de l'environnement suppose que les personnes doivent adopter un comportement menant à l'équilibre. Cet équilibre tient compte des trois piliers du développement durable que sont l'environnement, la société et l'économie, qui forment la base à partir de laquelle la qualité de vie s'améliore à long terme et qui permettent de veiller à ce que les générations du présent puissent répondre à leurs besoins sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins (Commission mondiale sur l'environnement et le développement [Commission Brundtland], 1987).

En ce qui concerne l'équilibre nécessaire au développement durable, il convient d'utiliser une échelle permettant de mesurer les coûts et les avantages d'une décision. En effet, pour déterminer si les ressources, limitées, seront exploitées de façon optimale à la suite d'une décision, il faut nécessairement avoir un moyen de mesurer les effets de cette décision. Bien que l'économie ne s'intéresse pas à l'argent en soi, l'argent lui sert de base de mesure, en tant que variable subrogative du bien être et de la valeur. Étant donné que tout ce qui a de la valeur n'est pas acheté et vendu sur les marchés, l'économie fait appel à des techniques d'évaluation spéciales pour attribuer une valeur monétaire à des choses qui n'ont pas de valeur marchande, et ce, de façon à obtenir des résultats qui soient significatifs et qui permettent les comparaisons.

Ainsi, pourvu qu'elles fassent appel à des méthodes normalisées reposant sur des travaux scientifiques valables pour mesurer les effets sur une échelle commune, les techniques d'évaluation économique peuvent jouer un rôle clé dans l'élaboration de mesures de réduction du smog. L'évaluation économique fournit des éléments quant à la marche à suivre et permet de se pencher plus en profondeur sur les avantages que présente le contrôle des émissions génératrices de smog, et de comparer ces avantages aux coûts. En comparant ainsi les avantages et les coûts, il est possible d'élaborer des mesures efficaces sur le plan économique, c'est à dire qui produisent le plus grand avantage net possible. Cela dit, l'avantage net n'est pas le seul élément dont il faut tenir compte au moment de la prise de décision. Le caractère juste et équitable des mesures doit également être pris en considération dans l'élaboration des mesures. Or, il est essentiel de repérer et de quantifier les avantages et les coûts en vue d'atteindre les objectifs d'efficacité sur le plan économique, d'une part, et de faire ressortir les éventuelles lacunes sur le plan de l'équité, d'autre part.

12.1.2 Structure du chapitre

Le présent chapitre est ainsi structuré : aperçu de l'évaluation économique – définition, utilité et techniques couramment utilisées pour estimer la valeur économique (section 12.2); analyse concernant l'évaluation des effets environnementaux du smog, dont les effets sur l'agriculture, la foresterie et la visibilité (section 12.3); évaluation des effets du smog sur la santé (section 12.4); conclusions et recommandations (section 12.5).

12.2 Aperçu de l'évaluation économique

La valeur économique d'un article, service ou résultat souhaité (ci après « bien » dans le présent chapitre) est associée à l'avantage, ou utilité, qui en découle. La valeur est mesurée en fonction des termes de l'échange, c'est à dire que la valeur d'un bien correspond à ce qu'une personne est prête à payer pour en faire l'acquisition. Il est commode de mesurer cette valeur en dollars, étant donné que l'argent est une unité d'échange universelle.

Bien qu'elle soit mesurée en dollars, la valeur économique n'est pas synonyme de prix. Les personnes qui achètent un bien le font parce qu'elles pensent qu'elles en tireront une valeur supérieure, ou à tout le moins égale, à son prix. En général, il est tenu pour acquis, en économie, que la valeur associée à l'achat d'un bien diminue au fur et à mesure que les achats de ce même bien se succèdent. Par exemple, une personne tirera une valeur supérieure de l'achat d'un premier téléviseur que de l'achat d'un deuxième, et une valeur supérieure de l'achat d'un deuxième téléviseur que de l'achat d'un troisième, et ainsi de suite. Sous réserve des contraintes de revenu, une personne continuera d'acheter un bien tant que la valeur ajoutée attendue de ce bien ne sera pas inférieure au prix de ce bien.

Le surplus du consommateur correspond à la différence entre la valeur du bien pour le consommateur et le prix (généralement moins élevé) auquel le bien a été acheté sur le marché. De façon similaire, le surplus du producteur correspond à la différence entre le prix auquel le producteur serait prêt à vendre

le bien et le prix (généralement plus élevé) de ce bien sur le marché. La somme des surplus des consommateurs et des producteurs correspond au bien être social net (c. à-d. les avantages sociaux totaux moins les coûts sociaux totaux associés à la consommation et à la production dans une société). Dans un marché qui fonctionne bien, la valeur sociale nette est maximisée. Lorsque les échanges d'un bien sur le marché entraînent une détérioration de l'environnement et que l'incidence négative que subissent des parties tierces ne se reflète pas dans le prix du bien sur le marché, alors on dit qu'il existe une « externalité », un effet externe (défaillance du marché). Si l'externalité était prise en compte dans le prix du bien (c. à d. si l'on majorait le prix de façon à dédommager les personnes qui sont lésées par la détérioration de l'environnement), alors la production du bien polluant diminuerait et la valeur sociale nette s'en trouverait augmentée.

Dans un marché qui fonctionne bien, le prix n'est pas seulement un indicateur de la valeur d'un bien, mais également un frein à la surconsommation excessive. Cela dit, il y a rarement un marché associé à la détérioration de l'environnement, et donc un signal de prix qui y correspond. Autrement dit, sans intervention de l'État, les entreprises et les personnes prendront part à des activités ayant pour effet de détériorer l'environnement (p. ex. sous la forme de pollution atmosphérique), et ce, bien au-delà du point considéré comme optimal. Lorsque cela se produit parce que les personnes utilisent une ressource partagée dont la propriété n'est pas définie, comme l'air, il y a surexploitation inefficace de la ressource, et l'on parle alors couramment de la « tragédie des biens communs », un concept popularisé par Garrett Hardin (1968).

L'évaluation économique a pour but l'estimation, en dollars, de la valeur nette des avantages tirés ou de la perte résultant d'un choix donné, et ce, souvent en l'absence d'un marché. Les valeurs obtenues peuvent servir de bases d'évaluation et de comparaison des avantages et des inconvénients qui résultent de la réalisation de possibilités. Prenons l'exemple d'un gouvernement qui envisage l'adoption d'une mesure de réduction de la pollution qui se traduirait par une diminution du smog, et donc une amélioration de la santé des Canadiens et de la productivité globale des écosystèmes, mais qui aurait aussi pour résultat de faire doubler le prix de l'électricité, et donc de réduire le revenu disponible et d'augmenter les coûts de production. Compte tenu de ces avantages et de ces inconvénients, comment un décideur s'y prendra-t-il pour déterminer s'il faut ou non adopter la mesure? Même s'il établissait que cette mesure est bénéfique, comment s'y prendra-t-il pour la comparer à d'autres mesures offrant des résultats potentiellement similaires? Les techniques d'évaluation économique permettraient de traduire en dollars les résultats susmentionnés et donc de comparer et d'évaluer plus facilement les coûts et les avantages associés à différentes mesures.

Le concept de valeur économique totale (VET) est crucial pour la compréhension des changements de bien être attribuables à un projet ou à une mesure visant à réduire le smog. Essentiellement, ce concept reconnaît que les personnes peuvent obtenir de la valeur de maintes façons différentes, et cette règle s'applique tant aux biens échangés sur le marché (biens marchands) qu'aux autres biens (biens non marchands). Par exemple, une personne qui fait l'acquisition d'une voiture sport bien connue en tire une valeur supérieure à celle associée à la capacité d'aller du point a) au point b) à la vitesse attendue. Bien qu'une automobile ait généralement pour principale fonction de servir de moyen de transport, il ne s'agit pas de sa seule source de valeur, car si c'était le cas, le consommateur arrêterait son choix sur

une solution moins coûteuse. Pourquoi alors certaines personnes sont-elles prêtes à payer davantage pour faire l'acquisition d'une voiture sport? Les raisons sont multiples, mais la réponse réside surtout dans le fait qu'une automobile n'a pas pour seul avantage d'offrir un moyen de transport. Le simple fait qu'une automobile puisse aller aussi vite que 300 km/h procure de la valeur à son propriétaire, même si celui-ci respecte la loi et ne pousse jamais son véhicule jusqu'à sa vitesse maximale. Le propriétaire de cette automobile accordera peut-être aussi de la valeur au fait que son automobile porte une marque de prestige, laquelle envoie comme signal qu'il est aisé et qu'il réussit bien.

Bon nombre des différentes sources de valeur qu'englobe la valeur économique totale se reflètent généralement dans le prix d'un bien échangé sur le marché. Ce n'est pas le cas des biens non marchands, dont l'évaluation est donc plus complexe. Par exemple, si les voitures sport n'étaient pas des biens marchands, nous serions peut-être tentés de conclure que ces voitures sont en fait des moyens de transport et que leur valeur est donc égale à celle des voitures économiques. Or, au moment de faire l'évaluation économique d'un bien non marchand, il convient de tenir compte de toutes les sources de valeur. Ainsi, quelle est la valeur d'un arbre pour un randonneur pédestre, comparativement à un ornithologue amateur, à un bûcheron, à un parent? Le randonneur accordera peut-être une valeur à l'aspect esthétique de l'arbre, tandis que l'ornithologue accordera de la valeur à l'attrait qu'il exerce sur les oiseaux, en tant qu'habitat. Le bûcheron y verra du bois potentiel, et le parent, un éventuel moyen de divertissement pour un enfant. En tenant compte de seulement une ou deux de ces différentes formes que peut prendre la valeur, nous obtiendrions un résultat vraisemblablement sous-optimal. Il convient toutefois de souligner qu'il ne convient pas toujours d'additionner toutes les valeurs. En effet, il convient d'évaluer séparément la valeur de l'arbre selon qu'il est vu comme une ressource forestière ou un habitat pour les oiseaux.

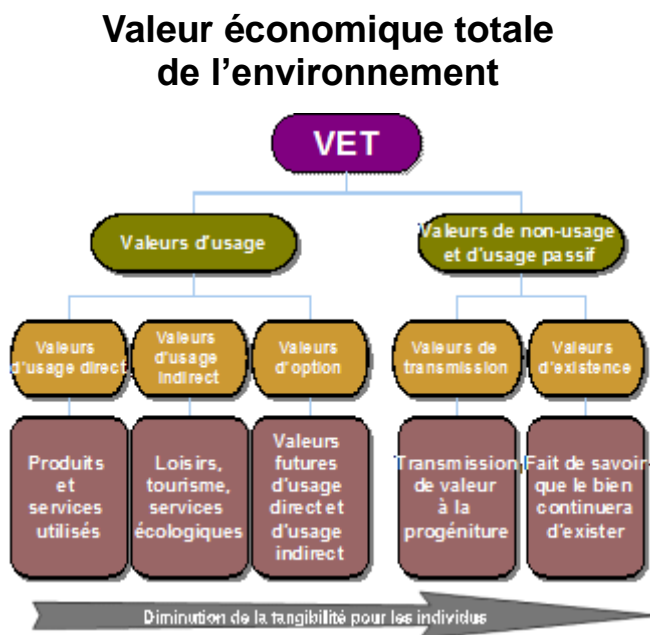


Figure 12.1 Les différentes valeurs qui composent la valeur économique totale (VET) de l'environnement.

La figure 12.1 illustre la répartition possible de la valeur économique totale. La valeur économique totale d'une ressource comprend les valeurs d'usage et les valeurs de non usage (ou valeurs d'usage passif). Les valeurs d'usage englobent les valeurs d'usage direct, d'usage indirect et d'option. L'usage direct correspond à la consommation d'une ressource (p. ex. exploitation forestière ou minière); l'usage indirect correspond à une utilisation sans consommation de la ressource à proprement parler (p. ex. certaines activités touristiques et certains services écosystémiques). La valeur d'option correspond à la valeur d'une ressource pour une personne qui ne l'utilise pas encore, mais souhaite pouvoir le faire ultérieurement, et ce, directement ou indirectement. Le concept de valeur d'option peut être utile pour la prise de décision dans un contexte où certaines conditions sont irréversibles. Les valeurs de non usage peuvent être divisées en deux catégories : la valeur de transmission et la valeur d'existence. La valeur de transmission découle de la volonté qu'ont les générations actuelles de permettre aux générations futures de jouir de l'environnement. La valeur d'existence représente la valeur que les personnes tirent du simple fait de savoir que l'environnement existe, peu importe l'usage qui pourrait en être fait par l'homme dans le présent ou dans le futur. D'autres approches sont communément utilisées pour catégoriser les différentes valeurs accordées à l'environnement, et chacune présente des avantages et des inconvénients. Ces outils de visualisation ont pour but d'aider les analystes à repérer toutes les sources de valeur.

Il y a jurisprudence au Canada pour ce qui concerne les concepts économiques de la valeur et de la valeur économique totale, comme en témoigne l'arrêt prononcé par la Cour Suprême le 11 juin 2004. Dans sa décision, la Cour Suprême reconnaît que la valeur des biens environnementaux peut être supérieure à leur valeur marchande. La Cour Suprême souligne en outre que différentes méthodes d'évaluation économique pourraient servir au calcul de valeurs non marchandes aux fins de l'estimation des dommages intérêts. Le Guide d'analyse coûts-avantages pour le Canada, qui est destiné aux ministères et organismes fédéraux qui effectuent des analyses coûts avantages à l'appui des décisions qu'ils prennent en matière de réglementation (Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, 2007). Aux États Unis, les organismes fédéraux utilisent depuis trois décennies des méthodes d'évaluation de la valeur non marchande lorsqu'ils sont appelés à fournir des avis économiques. De plus, la Environmental Protection Agency a l'obligation de réaliser des analyses coûts avantages des règlements en matière d'environnement, et les tribunaux ont reconnu la raison d'être de l'évaluation environnementale, y compris pour ce qui concerne la valeur d'existence (Loomis, 2005).

12.2.1 Volonté de payer

La volonté de payer est une mesure fondamentale de la théorie économique de la valeur. Elle est définie comme étant la somme maximale qu'une personne est prête à payer pour faire l'acquisition d'un bien donné. Essentiellement, elle mesure la valeur de caractéristiques particulières qui composent la valeur économique totale d'un bien. En gros, il est supposé que si une chose a de la valeur pour quelqu'un, alors cette personne sera prête à faire des sacrifices ou un compromis pour l'obtenir. Ce principe vaut tant pour les ressources environnementales, comme l'air, que pour les biens marchands. Il importe de reconnaître que la volonté de payer, en tant que mesure de la valeur, est anthropique : son utilisation repose sur l'hypothèse que les ressources environnementales n'ont de

valeur que du point de vue de l'être humain. Si un résultat n'est pas considéré comme ayant un effet sur l'être humain d'une façon ou d'une autre, alors sa valeur est nulle à la lumière de cette mesure. Cela dit, l'effet ne doit pas nécessairement être tangible. En effet, il peut s'agir de l'émotion provoquée par un magnifique coucher de soleil, par exemple.

Le terme « volonté de payer » désigne l'approche adoptée pour définir la valeur d'un trait particulier d'un bien, et non une méthode d'évaluation en soi. Les méthodes utilisées pour établir la valeur, laquelle est souvent représentée par la volonté de payer, sont analysées plus en profondeur dans la section suivante, où elles sont appelées « techniques d'évaluation ».

12.2.2 Techniques d'évaluation

Diverses techniques peuvent être utilisées pour évaluer les effets de la pollution sur les résultats environnementaux, que ceux-ci soient liés à la santé ou non (p. ex. quantité de blé produite dans une région donnée). Comme nous l'avons mentionné précédemment, prix et valeur ne sont généralement pas équivalents; toutefois, le prix peut être un bon indicateur des changements marginaux de valeur. Par conséquent, lorsque le smog entraîne une détérioration d'un bien vendu sur le marché, il est possible de faire une estimation des dommages marginaux à la lumière des changements observés sur le marché, par exemple, les changements dans les prix et dans les quantités. Parmi les approches courantes, mentionnons la mesure des changements sur le plan de la productivité et du revenu net dans une industrie, ainsi que l'estimation du coût de la maladie et des coûts de remplacement. Chacune de ces techniques repose sur des observations qui sont faites sur le marché et qui sont directement liées à des biens environnementaux marchands.

Lorsque la pollution a un effet sur des résultats environnementaux non marchands, l'évaluation économique est plus complexe. En l'absence d'un marché, il n'y a pas à portée de main de prix qui pourraient servir d'indicateurs des changements de valeur marginaux. À défaut d'une telle information, d'autres méthodes doivent être utilisées pour établir la valeur. À cet effet, les économistes ont surtout recours aux notions de préférences révélées et de préférences déclarées.

12.2.2.1 Préférences révélées

L'approche des préférences révélées s'inspire des choix que font les personnes sur le marché pour déterminer la valeur qu'accordent les consommateurs à d'autres caractéristiques, non marchandes celles-là. Par exemple, la somme supplémentaire qu'un acheteur est prêt à payer pour acheter une maison qui est identique à une autre à l'exception près qu'elle jouit d'une meilleure vue peut servir d'indicateur de la valeur que les acheteurs accordent à la visibilité. Cette approche présente certaines lacunes, mais elle a pour principal avantage de tenir compte de comportements réels plutôt que d'activités ou scénarios hypothétiques.

Parmi les techniques utilisées pour évaluer les préférences révélées figurent la méthode des coûts de déplacement, la méthode des salaires hédonistes et la méthode des comportements de prévention. Par exemple, la méthode des salaires hédonistes consiste à déterminer la rémunération supplémentaire devant être offerte aux travailleurs dont l'emploi est risqué. Chacune de ces méthodes repose sur une théorie différente et présente des avantages et des inconvénients. Ainsi, selon le bien environnemental évalué, l'une se prêtera mieux que les autres à l'évaluation. Cela dit, toutes ces approches tiennent compte des renseignements sur le marché ou des comportements observés en vue de l'attribution d'une valeur à un résultat connexe, non marchand.

Pour de nombreux économistes, la notion de préférences révélées est supérieure à celle des préférences déclarées étant donné qu'elle est fondée sur des comportements réels. En fait, l'approche des préférences révélées présente des lacunes, et les mérites relatifs de chacune des deux méthodes varient selon l'usage auquel elles sont destinées. Premièrement, il peut être difficile d'isoler une caractéristique particulière, comme la visibilité, d'autres caractéristiques associées à un comportement donné. Deuxièmement, il est très difficile de se fonder sur les préférences révélées pour estimer les valeurs de non usage qui sont accordées à certains biens environnementaux.

12.2.2.2 Préférences déclarées

Les lacunes que présente l'approche des préférences révélées pour l'estimation de la valeur de non usage sont l'une des principales raisons pour lesquelles l'approche des préférences déclarées est devenue une technique courante d'estimation de la valeur des résultats environnementaux non marchands. À sa plus simple expression, l'approche des préférences déclarées consiste tout simplement à demander aux personnes la valeur qu'elles accordent à un changement apporté à un bien environnemental donné, au moyen d'une enquête. Il existe pour ce faire deux méthodes de base, soit celle de l'évaluation des contingences et celle des choix contingents, qui figurent parmi les techniques d'enquêtes les plus connues et qui sont couramment utilisées selon les ouvrages traitant d'évaluation environnementale. Les répondants aux enquêtes d'évaluation des contingences doivent se prononcer sur la valeur qu'ils accordent à un bien environnemental, tandis que les répondants aux enquêtes portant sur les choix contingents doivent choisir le scénario qu'ils préfèrent parmi ceux qui lui sont présentés.

L'approche des préférences déclarées est discutable selon certains, mais elle gagne du terrain en tant qu'outil valable d'estimation des effets non marchands (OCDE, 2006). L'on doit ce mouvement favorable, entre autres, au groupe de travail spécial qui a été formé en 1993 par la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États Unis (Arrow et al., 1993) à la suite du déversement de pétrole causé par l'Exxon Valdez en Alaska, en 1989. En effet, le groupe a conclu que les études reposant sur l'approche des préférences déclarées pouvaient permettre de produire des estimations suffisamment fiables dans le cadre d'un processus judiciaire d'évaluation des dommages causés aux ressources naturelles.

Globalement, les travaux récents portant sur l'approche des préférences déclarées font très clairement ressortir que les études reposant sur des méthodes éprouvées produisent des résultats à la fois valides et fiables. Cela dit, de multiples méthodes sont utilisées dans les études, et toutes ne sont pas valables, d'où la nécessité pour les chercheurs de s'appuyer sur des lignes directrices communes veillant à l'adoption des pratiques exemplaires. Par ailleurs, le recours à des méthodes normalisées permettra de combiner plus facilement l'information tirée de différentes études pour ainsi définir un cadre plus complet des valeurs devant être prises en compte dans le transfert des avantages (voir la section 12.2.2.3) et favorisera la formation d'un bassin élargi d'études qui pourront être consultées à l'avenir. En dépit de certaines améliorations, il reste qu'il est moins certain que les réponses obtenues suivant l'approche des préférences déclarées reflètent fidèlement les comportements réels, comparativement à l'approche des préférences révélées.

12.2.2.3 Transfert des avantages

La méthode du transfert des avantages consiste à transférer des estimations de valeur tirées d'études d'évaluation primaires portant sur des biens non marchands donnés pour estimer la valeur d'autres biens non marchands s'inscrivant dans un contexte différent, mais somme toute similaire. La méthode du transfert des avantages a été définie dans le but de tirer parti de résultats existants, étant donné les coûts élevés généralement associés aux études d'évaluation primaires (obtention des données et des connaissances spécialisées et investissement en temps).

La méthode du transfert des avantages repose sur l'établissement d'une analogie entre un cas étudié, ou les conditions dans lesquelles les données ont été obtenues, et un cas envisagé, pour lequel les données existantes sont utilisées aux fins d'une nouvelle évaluation. Le transfert non rajusté de la volonté de payer repose sur l'hypothèse d'une analogie parfaite entre l'étude et la nouvelle évaluation. Lorsque le transfert des avantages n'est pas rajusté, la volonté de payer moyenne par personne ou par ménage est multipliée par la taille de la population visée par la mesure envisagée, ce qui donne une mesure globale des avantages. En cas de divergences entre le cas étudié et le cas envisagé, par exemple, sur le plan socioéconomique ou en ce qui a trait à la possibilité de récupération des utilisations perdues, alors le transfert non rajusté des avantages fournira une estimation biaisée de la valeur réelle des avantages que présente de la mesure envisagée.

Il est possible d'obtenir des estimations plus fiables des avantages au moyen de techniques raffinées de transfert des avantages, mais il reste que la fiabilité des estimations dépendra toujours de l'exactitude et de la validité des estimations originales. De fait, le recours à la méthode du transfert des avantages passe en premier lieu par un examen des études primaires existantes. Cet exercice a pour but de déterminer la qualité des méthodes d'évaluation utilisées au départ, d'analyser l'information concernant les conditions de départ et les changements attendus en ce qui a trait au bien non marchand, et d'analyser les caractéristiques des études. L'Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI), une base de données ayant été mise sur pied dans le cadre d'une initiative internationale visant à faciliter le recours à la méthode du transfert des avantages, a permis de réduire les coûts associés à l'examen des études d'évaluation primaires.

12.2.3 Des émissions à l'évaluation économique

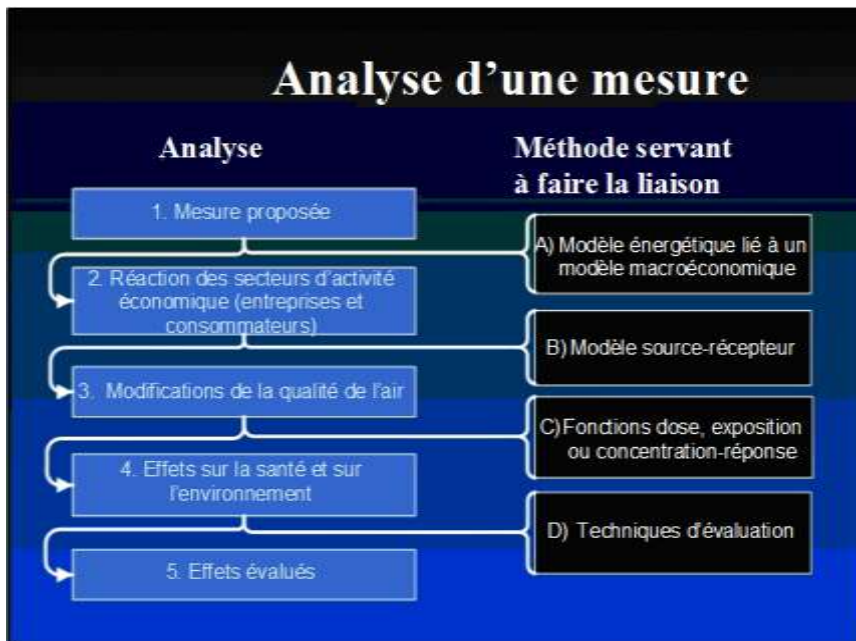


Figure 12.2 Étapes de la méthode fondée sur l'évaluation des dommages aux fins de l'analyse d'une mesure

Comme l'illustre la figure 12.2, la plupart des études d'évaluation environnementale portant sur les effets du smog suivent rigoureusement les étapes analytiques de la méthode générique fondée sur l'évaluation des dommages. Cette approche, qui a servi à maintes reprises pour différents types d'évaluations des mesures de réduction de la pollution, est généralement considérée comme étant l'approche par excellence pour l'attribution d'avantages, pourvu que l'on puisse obtenir les études et données utiles et que le rapport coût-efficacité soit raisonnable (Freeman et al., 1994). Bien que la méthode fondée sur l'évaluation des dommages soit celle qui est la plus couramment utilisée et celle qui se prête le mieux à l'évaluation des changements marginaux observés entre différents scénarios de qualité de l'air, il convient de souligner qu'il ne s'agit pas de la seule avenue possible. Par exemple, la méthode des dépenses consacrées à la défense de l'environnement tient compte des coûts associés à l'atténuation des effets de la pollution plutôt qu'aux dommages directs causés par la pollution.

Aux fins de l'analyse d'une mesure, la méthode fondée sur l'évaluation des dommages doit reposer sur au moins deux scénarios. Le premier scénario, communément appelé le « scénario du statu quo », reproduit les conditions associées aux mesures actuelles ou à des mesures dont les résultats sont entièrement prévus et sert de base de comparaison. Ce scénario est ensuite comparé à au moins un scénario dans lequel l'État prend une nouvelle mesure pour influencer les activités de façon à réduire la pollution contribuant à la formation de smog.

Aux fins de l'estimation de l'effet d'une mesure sur les émissions, il convient de modéliser les comportements des entreprises et des consommateurs. Il s'agit d'un exercice complexe reposant généralement sur des modèles d'évolution de l'économie et de l'utilisation de l'énergie. La deuxième étape de l'analyse consiste à déterminer l'état de la qualité de l'air à la suite des émissions, et ce, au moyen d'un modèle de la qualité de l'air.

Aux fins de l'estimation de l'effet de la qualité de l'air sur certains résultats environnementaux, il convient d'établir et de définir une relation claire entre ces deux aspects, et ce, au moyen de méthodes scientifiques. Par exemple, les effets sur la santé sont généralement examinés et estimés à la lumière d'études épidémiologiques ayant des fondements statistiques. On dit de ces relations qu'elles forment des fonctions dose réponse, exposition réponse ou concentration-réponse. Dans le cas des effets sur la santé, les fonctions concentration-réponse sont fondées sur des évaluations du risque et mettent en opposition les hausses de concentration d'un polluant atmosphérique et la probabilité d'un résultat donné sur la santé, comme une crise d'asthme. Il est possible d'établir des estimations des effets prévus en combinant ces fonctions aux niveaux de qualité de l'air et aux populations exposées. Une approche similaire est également utilisée dans le cas des effets non liés à la santé, comme l'effet de l'ozone sur les végétaux.

La méthode fondée sur l'évaluation des dommages a pour dernière étape l'évaluation des effets réels au moyen des méthodes décrites précédemment. Les effets sur la santé influent directement sur le bien être des êtres humains, mais il ne s'agit pas des seuls effets qu'il faille examiner pour déterminer l'incidence des changements environnementaux sur ce bien être. Après examen des effets correspondant au scénario du statu quo et au scénario envisagé, il convient de faire une comparaison des résultats obtenus afin de déterminer quel serait l'avantage net de la mesure envisagée. Si cette information servira à une analyse coûts avantages, alors les avantages devront être totalisés en fonction d'une mesure uniforme pour toutes les sphères et périodes examinées, de la même façon que si l'on totalisait les coûts.

12.2.4 Une échelle commune – Prise en compte du temps, du risque et de l'incertitude

Comme nous l'avons mentionné, la valeur économique est mesurée en termes monétaires de façon à permettre la totalisation et la comparaison de différents résultats. Pour obtenir une échelle parfaitement uniforme, il importe de tenir compte du temps et du degré d'incertitude pouvant avoir un effet sur les résultats.

12.2.4.1 Prise en compte du temps

Conformément à la théorie sur l'investissement, le fait de recevoir un avantage immédiatement est considéré comme étant plus intéressant que le fait de recevoir le même avantage l'an prochain. De façon similaire, le fait de recevoir un avantage l'an prochain est considéré comme plus intéressant que le fait de recevoir cet avantage dans dix ans. Afin de pouvoir comparer les différents avantages

répartis dans le temps, nous devons donc connaître combien de plus vaut un avantage reçu aujourd'hui par rapport au même avantage reçu dans dix ans. Le concept de la valeur actuelle sert à mesurer la valeur qu'aurait aujourd'hui un avantage ou un ensemble d'avantages qui se matérialisera plus tard. Ce même concept peut être appliqué aux coûts de façon à obtenir la valeur actuelle nette (différence entre la valeur actuelle des avantages et la valeur actuelle des coûts).

L'actualisation est la procédure par laquelle on peut exprimer en termes actuels des valeurs futures. Dans sa plus simple expression, l'actualisation consiste à réduire d'un certain pourcentage (généralement un taux annuel) la valeur d'un avantage ou d'un coût pour chacune des périodes futures au cours de laquelle cet avantage ou ce coût sera observé. Ce pourcentage de réduction correspond au taux d'actualisation.

Le taux d'actualisation peut faire partie des principales variables utilisées pour déterminer la viabilité économique d'une mesure. Il est particulièrement utile pour l'évaluation de projets qui nécessitent un important investissement initial et dont les avantages se matérialiseront dans le futur. Par exemple, compte tenu d'un taux d'actualisation de 10 % pour les besoins de l'analyse coûts avantages, il n'est pas économique d'investir immédiatement plus de 150 000 \$ (environ) dans une mesure de réduction du smog qui permettra d'éviter des dommages d'une valeur d'un million de dollars qui se produiront dans 20 ans.

Le concept de valeur actuelle nette est fort utile et convient très bien dans les cas où un investisseur doit trouver la meilleure façon d'utiliser des ressources limitées. Cependant, l'opportunité de cette approche dans le cadre de l'évaluation des mesures publiques est discutable. Certains, y compris des économistes, sont d'avis que les générations présentes ont l'obligation morale de protéger les intérêts des générations futures et qu'il est inopportun d'accorder une valeur considérablement réduite aux besoins des générations futures. Ces arguments sont souvent repris pour justifier le recours à des taux d'actualisation très faibles, voire négatifs. Citons comme exemple des auteurs comme Nicolas Stern qui, dans l'évaluation intitulée *Economics of Climate Change* publiée en 2006, a recours à un taux d'actualisation de 0,1 %. Bien que, sur le plan éthique, l'actualisation se heurte à des critiques convaincantes, le coût d'opportunité du capital justifie le recours à un taux d'actualisation positif, qui reflète plus fidèlement les préférences sociétales. De fait, le recours à un taux d'actualisation non positif a pour conséquence que chacune des générations qui se succèdent doit s'appauvrir pour préserver les générations futures (Koopmans, 1965). Or, cela ne cadre pas avec une mesure que l'on pourrait qualifier de réaliste, c'est pourquoi il est recommandé que les analystes se servent uniquement de taux d'actualisation positifs aux fins de l'évaluation des effets des mesures visant à atténuer le smog. Dans le cadre des analyses sociales et environnementales à long terme, il est toutefois courant que les analystes aient recours à des taux d'actualisation nettement moins élevés que ceux utilisés dans le cadre d'analyses financières à court terme.

12.2.4.2 Prise en compte du risque et de l'incertitude

Il est souvent nécessaire de corriger ou d'assortir de réserves les valeurs qui présentent un certain risque ou un certain degré d'incertitude afin de tenir compte d'un éventail de résultats possibles. Les notions de risque et d'incertitude émanent d'une conception probabiliste de l'avenir et peuvent s'appliquer tant à des situations bénéfiques qu'à des situations néfastes. Le risque correspond à la combinaison de deux éléments, soit la probabilité qu'une situation donnée se produise et les conséquences d'une telle éventualité. L'incertitude témoigne de la qualité de la connaissance que nous avons du risque (Jones et al., 2004).

Il existe différentes façons de représenter le risque et l'incertitude dans le cadre d'un exercice d'évaluation. L'incertitude peut être caractérisée au moyen d'une analyse de sensibilité suivant laquelle l'analyste attribue différentes valeurs à des variables clés pour déterminer dans quelle mesure le résultat obtenu en sera modifié. Les analyses de sensibilité sont fréquemment utilisées pour rendre compte de l'incertitude concernant le taux d'actualisation qui devrait être utilisé. Suivant la méthode d'analyse axée sur les intervalles, les valeurs extrêmes de tous les paramètres pertinents forment les limites supérieures et inférieures des valeurs possibles.

La valeur calculée à la lumière de différents résultats possibles peut être qualifiée de résultat escompté. Tous les résultats possibles sont regroupés pour calculer une moyenne pondérée fondée sur la probabilité d'occurrence de ces résultats. Le calcul des résultats escomptés est souvent une bonne façon de représenter une valeur centrale, mais, prise isolément, la valeur ainsi obtenue peut être trompeuse, car il se pourrait bien que sa probabilité de réalisation soit nulle.

La simulation de Monte Carlo est une autre méthode couramment utilisée pour évaluer les effets de paramètres comportant un élément d'incertitude. Cette méthode produit des valeurs associées aux paramètres incertains d'un modèle par des tirages aléatoires itératifs dans différentes distributions de probabilités. La résolution de la fonction d'objectifs correspondant à chacune des itérations permet d'obtenir un ensemble de points de données établissant l'intervalle dans lequel se situent les résultats possibles et la probabilité associée à ces résultats.

12.3 Évaluation des effets environnementaux du smog sur le bien être des Canadiens

Le smog a divers effets sur les Canadiens. La diminution du bien être découlant des effets induits du smog sur la santé est une question importante qui sera abordée plus loin dans le chapitre, mais il ne faudrait pas minimiser les effets considérables du smog sur l'environnement. Le smog freine la croissance des cultures et des arbres, nous empêche de jouir pleinement de la vue de paysages et salit nos habitations et nos lieux de travail. L'évaluation de ces effets pose des difficultés uniques et nécessite le recours à toutes les méthodes et à tous les concepts présentés dans la section précédente.

12.3.1 Effets de l'ozone sur les cultures

Comme il en est question dans le chapitre traitant des effets du smog sur la végétation (chapitre 10), il a été établi dans de nombreux ouvrages que certaines cultures sont très sensibles à une forte élévation des taux d'ozone troposphérique (O_3). Différents programmes de recherche scientifique, comme celui du National Crop Loss Assessment Network (NCLAN) de la Environmental Protection Agency des États-Unis (Heck et al., 1984), ont observé des relations négatives entre l'élévation des niveaux d' O_3 et les rendements des cultures. Ces résultats ont servi de fondement aux fonctions exposition réponse associées à l' O_3 . Celles-ci ont été estimées et dérivées au moyen de régressions dans lesquelles la variable dépendante est associée au rendement et l'une des variables indépendantes est une mesure de l'exposition à l' O_3 .

12.3.1.1 Évaluation des effets de l'ozone sur les cultures

Dans son ensemble, le secteur agricole et agroalimentaire contribue de façon importante à l'économie canadienne. En 2004, ce secteur a contribué pour 8,1 % au PIB total et occupait 13 % des travailleurs (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2006). Les cultures représentent une proportion importante de cette contribution.

Aux fins de l'évaluation des dommages causés par l' O_3 aux cultures canadiennes, il faut d'abord se pencher sur les relations que contiennent les fonctions exposition-réponse. Cela dit, leur application passe d'abord par l'obtention de plusieurs renseignements. Afin d'estimer la réduction effective de la production agricole, il faut connaître la superficie plantée (nombre d'hectares) pour chacune des cultures ainsi que le nombre de tonnes de cultures que produit chaque hectare ensemencé (rendement). En dernier lieu, il convient d'avoir recours à une méthode de conversion en dollars de la mesure des changements marginaux observés dans les dommages causés aux cultures.

En combinant les renseignements mentionnés ci-dessus et en se fondant sur les prix pour estimer les dommages marginaux, il est possible d'avoir une idée des avantages possibles d'une réduction des dommages attribuables à l' O_3 . Cela dit, pour obtenir des estimations plus précises, nous devons tenir compte du fait que l' O_3 nuit principalement la productivité des cultures, laquelle peut ou non se traduire par une hausse des niveaux de production à long terme. La production agricole réelle est fonction de différents facteurs outre la qualité de l'air, par exemple les facteurs liés aux sols, aux engrais, aux produits agrochimiques, et au climat. La diminution des niveaux d' O_3 équivaut pour les agriculteurs à une dotation accrue en un facteur de production donné pour les agriculteurs. En réponse à cette dotation accrue, les agriculteurs varieront vraisemblablement la quantité utilisée d'autres facteurs de production et la proportion que représentent ces autres facteurs de production par rapport aux autres pour maximiser leurs rendements prévus, compte tenu des conditions du marché.

Essentiellement, cette dotation accrue en air pur entraîne un déplacement des courbes d'approvisionnement des cultures. Selon la relation entre le prix et l'offre d'une culture donnée sur le marché, on observera peut-être aussi une variation de prix. Dans le cas des cultures vendues sur les marchés mondiaux, les prix sont généralement établis en fonction de taux en vigueur à l'échelle mondiale et ne varieront vraisemblablement pas en réponse à de petites variations de la production

intérieure. Toutefois, une hausse de l'offre d'une culture vendue sur un marché intérieur se traduira peut être par une diminution de prix sur ce marché. Les revenus des producteurs pourraient augmenter ou diminuer à la suite d'une hausse de la production assortie de prix moindres, mais il ne fait aucun doute que les consommateurs en sortiraient gagnants. Globalement, l'effet sur le bien être net des Canadiens serait positif.

Environnement Canada a élaboré un modèle d'estimation de la valeur des effets de l'ozone sur les cultures canadiennes (VOECCE) aux fins de l'estimation de la mesure dans laquelle les mesures visant à réduire l'O₃ diminuent effectivement les dommages causés aux cultures au Canada (Environnement Canada, 2007). Le modèle s'appuie sur différentes mesures des niveaux d'O₃ appliquées aux fonctions exposition-réponse existantes et sur des données historiques associées aux 82 régions agricoles de recensement du Canada pour produire une estimation des changements en ce qui a trait au rendement des principales cultures. L'information ainsi obtenue est ensuite utilisée pour estimer la valeur des dommages par rapport au scénario du statu quo. En vue d'améliorer les méthodes utilisées dans le cadre du VOECCE, Environnement Canada envisage des solutions qui permettraient de faire le lien entre les changements de productivité et un modèle agricole plus complet pour le Canada, ce qui permettrait de mieux comprendre les effets directs d'une offre accrue de certaines cultures sur les surplus du consommateur et du producteur, ainsi que les effets intersectoriels indirects.

12.3.1.2 Quelques exemples d'évaluation

De nombreuses études se sont penchées sur les effets économiques d'une réduction de la production agricole découlant de la pollution atmosphérique causée par l'O₃ (Spash, 1997). Cela dit, la plupart de ces études avaient pour but de mesurer des effets régionaux, et très peu ont fait des estimations des effets à l'échelle du Canada.

Dans une étude sur l'Ontario, Pearson et Donnan (1989) établissent qu'une hausse de 40 parties par million du niveau d'O₃ entraînerait des dommages pour de grandes cultures comme le blé, le maïs, le soja et les légumes, et que ces dommages totaliseraient 44,5 millions de dollars par année en moyenne. Dans une autre étude (Ontario Ministry of the Environment, 2005), il est estimé que le smog découlant de l'activité humaine entraîne pour certaines cultures des dommages de 201 millions de dollars par année en Ontario. Une analyse récente reposant sur le modèle VOECCE (Environnement Canada, 2007) révèle qu'une réduction des niveaux d'O₃ à la suite de l'adoption d'un cadre de réglementation proposé des émissions atmosphériques permettrait de réduire d'environ 123 millions de dollars les dommages causés aux cultures agricoles clés. Par exemple, les dommages causés seraient réduits dans le cas des cultures de soja des régions agricoles du sud et de l'ouest de l'Ontario (environ 20 millions de dollars) et des cultures de blé de printemps dans les provinces des Prairies (environ 60 millions de dollars).

Différents modèles d'envergure nationale ont également été élaborés à l'étranger, par exemple aux États Unis (Kopp et al., 1985, Adams et al., 1986, et Adams and Crocker, 1989). Ces études d'envergure nationale concluent de manière générale qu'une diminution de 25 % de la présence ambiante d'O₃ se traduirait par des avantages d'au moins 1 ou 2 milliards de dollars américains

chaque année (Adams et Crocker, 1989). Selon une étude similaire (Murphy et al., 1999), on pouvait attribuer au smog des dommages se situant entre 2,8 et 5,8 milliards de dollars américains causés à huit grandes cultures aux États Unis en 1990. De ce montant, entre 2 et 3 milliards de dollars seraient attribuables aux seules émissions des véhicules motorisés. Holland et ses collaborateurs (2002) ont établi à 4,3 milliards de livres les dommages causés par le smog aux cultures européennes. La France était le pays pour lequel les dommages estimés étaient les plus importants (1,1 milliard de livres); elle était suivie de l'Allemagne, de l'Ukraine, de l'Italie et de la Pologne.

Il n'existe à notre connaissance aucune étude portant sur les effets du smog sur les surplus du consommateur et du producteur. Voilà une question qui devrait peut être être approfondie. Les recherches pourraient également cibler l'élaboration de modèles informatiques d'équilibre général, qui permettrait de mieux évaluer les conséquences, à l'échelle provinciale et nationale, de changements dans les récoltes découlant de l'exposition à l'O₃ au Canada.

12.3.2 Effets de l'ozone sur les forêts

Les effets matériels de l'O₃ sur les arbres ont d'abord une origine chimique, en ce sens que l'ozone a une incidence négative sur le processus de photosynthèse, ce qui contribue au ralentissement de la croissance du volume des arbres et de la biomasse (Karnosky et al., 2005). La corrélation entre diminution de la biomasse et exposition à l'O₃ a été démontrée au moyen d'expériences sur le terrain (Kubiske et al., 2006) et d'expériences en laboratoire. Lors d'expériences récentes portant sur des peupliers faux trembles plantés dans des chambres à ciel ouvert, des chercheurs ont observé une diminution de 10 à 15 % de la biomasse lorsque le niveau d'O₃ était multiplié par un facteur de 1,5 (Karnosky et al., 2005). Le chapitre 10 fournit une analyse approfondie des effets de l'O₃ sur les forêts.

L'extrapolation des résultats obtenus dans des conditions de laboratoire à un écosystème forestier présente des obstacles pour les scientifiques et les décideurs, étant donné que les écosystèmes naturels sont dynamiques et sont le théâtre d'interactions diverses. Non seulement toutes les espèces d'arbres n'ont pas la même tolérance à l'O₃, mais il est également probable que les arbres d'une même espèce diffèrent entre eux à cet égard, en fonction de leur génotype. Par conséquent, si un arbre donné montre des signes d'affaiblissement au cours d'une expérience, il sera difficile de se servir de cette information pour faire une prévision de l'effet qui serait observé sur une forêt entière ou sur une espèce d'arbres en particulier dans cette forêt. En outre, une élévation des niveaux d'O₃ pourrait avoir pour conséquence que les espèces qui y sont plus tolérantes prennent le pas sur les espèces moins tolérantes, au fur et à mesure qu'elles tireront parti de la niche écologique découlant de la concurrence moindre pour l'obtention de l'humidité et des nutriments. Par ailleurs, les arbres vivent plus longtemps que les cultures agricoles et sont donc exposés à d'importantes variations des niveaux d'O₃, de sorte que l'effet de l'ozone variera en fonction de l'âge de l'arbre (Herbinger et al., 2005). En raison de tous ces facteurs, il est difficile de prévoir le changement de la biomasse totale dans une forêt, comme il est

difficile de se prononcer sur la présence à long terme de différentes espèces. De plus, il est d'autant plus difficile de faire l'évaluation des effets de l'O₃ étant donné que toutes les espèces n'ont pas la même valeur (entre autres, pour l'industrie forestière).

12.3.2.1 Évaluation des effets de l'ozone sur les forêts

Tableau 12.1 Exemples d'éléments de la valeur économique totale, ou VET, des arbres d'un écosystème forestier

Fonction et usage	Description	Exemples d'outils d'évaluation	Type de valeur
Valeur du bois d'œuvre	Valeur du bois d'œuvre abattu à des fins commerciales, comme la fabrication de papier et la construction résidentielle	Prix du bois d'œuvre sur le marché	Usage direct
Valeurs autres que celle du bois d'œuvre	Ensemble des fonctions des forêts outre celles de nature commerciale		
a) Produits forestiers autres que le bois d'œuvre	Utilisation, principalement pour le marché local, des espèces sauvages : bois de chauffage, aliments (p. ex. noix et viande sauvage), produits pharmaceutiques	Prix sur le marché ou approximation de ces prix	Usage direct
b) Stockage de carbone	Fonctions de séquestration du carbone	Prix du carbone	Usage indirect
c) Loisirs	Randonnée pédestre, observation de la nature et autres activités de plein air	Méthode du coût du trajet, évaluation des contingences	Usage indirect
d) Fonctions écologiques	Protection des bassins hydrographiques, réduction de l'érosion et de la sédimentation, protection de la biodiversité	Évaluation des contingences	Usage indirect

Il n'est pas tâche facile de déterminer le changement marginal de valeur économique totale qui découle de dommages causés par l'O₃ à un arbre ou à une forêt lorsque ces dommages sont induits par l'O₃. La majeure partie de la valeur d'un arbre sur pied est n'est pas liée à un marché quelconque. Comme le montre le Tableau 12.1, dans le contexte de l'évaluation de la valeur économique totale, seule une partie de la valeur d'un arbre est associée au bois sur pied récolté pour l'industrie forestière. Malheureusement, il est difficile de quantifier les effets de l'O₃ sur des valeurs qui ne sont pas liées à un marché (p. ex. fonctions récréatives et écologiques).

En ce qui concerne la valeur du bois d'œuvre tiré des arbres, les dommages causés par l'O₃ peuvent être évalués par rapport au fait que la production de biomasse diminuera et donc que la quantité de bois récoltable diminuera également. L'avantage que présente le contrôle des niveaux d'O₃ réside dans le fait qu'un plus grand nombre de produits forestiers peuvent être fabriqués lorsque les volumes de récolte augmentent et qu'il y a des retombées économiques associées à l'accroissement de ces volumes. En outre, la hausse des récoltes se traduira par une augmentation des recettes publiques tirées des droits de coupe et produira d'autres effets en aval dans l'industrie forestière.

Les droits de coupe sont des sommes versées à la Couronne pour le bois d'œuvre récolté, habituellement en fonction d'un taux par mètre cube de bois d'œuvre récolté (Conseil canadien des ministres des forêts, 2008). En 2006, les recettes totales des gouvernements fédéral et provinciaux se sont établies à plus de 1,0 milliard de dollars (Conseil canadien des ministres des forêts, 2007). Si l'on prend pour hypothèse qu'un accroissement de la biomasse entraînerait une hausse des récoltes, et sous réserve du maintien des taux de droit actuels, alors les recettes tirées des droits de coupe augmenteraient.

Un changement dans les quantités récoltées aurait aussi une incidence sur la production en aval et sur l'activité économique qui en résulte. Selon les estimations, l'industrie forestière a contribué pour environ 30 milliards de dollars au PIB (2,9 %) en 2005. De plus, on lui attribuait cette année là 339 900 emplois directs. Les revenus tirés des produits du bois à valeur ajoutée (p. ex. portes, fenêtres et autres matériaux de construction préfabriqués) ont totalisé 4,9 milliards de dollars en 2006 (Conseil canadien des ministres des forêts, 2007). Ces sommes sont importantes, si bien que tout changement dans les quantités de biomasse et de récolte pourrait avoir une incidence sur l'industrie forestière et sur d'autres secteurs qui sont tributaires de l'activité forestière.

Lorsque l'analyse est dynamique et plus complexe, les économistes tiennent compte de facteurs supplémentaires. Par exemple, dans la réalité, les entreprises forestières ne peuvent récolter tout le bois supplémentaire découlant d'un accroissement de la biomasse attribuable à une réduction des niveaux d'O₃. D'ailleurs, il ne serait pas nécessairement souhaitable pour elles de le faire. En effet, les entreprises forestières ne peuvent récolter plus qu'une certaine quantité de bois sur les terres de la Couronne qu'elles exploitent, conformément à l'autorisation annuelle de coupe. En théorie, l'autorisation annuelle de coupe est rajustée lorsque la quantité de bois d'œuvre récoltable change. Suivant l'hypothèse que l'autorisation annuelle de coupe est pleinement utilisée, une hausse de la biomasse entraînera une hausse de la récolte. Toutefois, on peut s'attendre à ce qu'il y ait un délai entre la hausse de la production de biomasse et le rajustement de l'autorisation annuelle de coupe.

D'autres éléments devront peut être également être pris en considération. Comme dans le cas des cultures, une hausse de la production de biomasse pourrait entraîner, ou non, un changement dans les prix. Une éventuelle baisse de prix pourrait se traduire soit par une diminution des revenus globaux, soit par une augmentation de ces revenus, selon l'ampleur de la baisse ces prix par rapport à la hausse de la production. Par ailleurs, une grande proportion de produits forestiers canadiens est exportée et vendue sur les marchés étrangers, si bien qu'une petite augmentation de la production n'aura vraisemblablement pas beaucoup d'incidence positive sur les consommateurs canadiens si celle-ci est mesurée par la baisse des prix et la hausse du surplus du consommateur.

12.3.3.2 Quelques exemples d'évaluation

Selon une étude récente menée en Suède, le rendement économique tiré de la vente de bois d'œuvre et de bois de trituration est réduit de 2,6 % en raison des niveaux actuels d'O₃ (Karlsson et al., 2005).

Une analyse similaire réalisée en Union européenne en 1998 révèle qu'une réduction du niveau d'O₃ se traduirait par une hausse annuelle de 140 à 190 millions d'euros de la valeur annuelle de récolte du bois d'œuvre (European Commission, 1998).

Environnement Canada travaille depuis un certain temps à l'estimation des effets biophysiques d'une exposition à l'O₃ sur les forêts. Une première analyse devrait être terminée sous peu. Il serait également utile d'élaborer un modèle informatique d'équilibre général ou d'autres modèles économiques permettant de traduire les effets biophysiques liés au bois d'œuvre en termes économiques. En outre, d'autres travaux s'imposent en vue de l'évaluation des avantages autres que ceux liés au bois d'œuvre, notamment les avantages liés aux services écosystémiques, de façon à mieux faire ressortir l'ensemble des effets économiques de l'O₃ sur les forêts.

12.3.3 Effets des particules sur la visibilité

On entend par visibilité la clarté avec laquelle il est possible de voir des objets à travers l'atmosphère. La réduction de la visibilité figure parmi les effets les plus manifestes du smog, étant donné que la brume qui y est associée est aisément observable. Un grand nombre de Canadiens sont d'avis que le smog constitue un problème de taille, surtout dans les grandes villes. De plus, les analyses économiques révèlent que les avantages des mesures de lutte contre la pollution présentent des avantages importants sur le plan de la visibilité.

Parmi les facteurs ayant une incidence sur la visibilité dans un lieu donné figurent l'humidité, la position du soleil et la pollution lumineuse. Les particules (PM) que l'on trouve dans l'atmosphère peuvent également avoir une incidence sur la visibilité, laquelle est fortement liée à la taille et à la composition des PM. Les particules fines dispersent de façon particulièrement efficace la lumière, tandis que les particules plus grosses, sombres et s'apparentant à la suie, absorbent davantage la lumière. Le chapitre 11 de la présente évaluation traite plus en profondeur de l'impact des PM sur la visibilité. Le lecteur est invité à consulter ce chapitre pour obtenir de plus amples renseignements à ce sujet.

12.3.3.1 Évaluation économique de la visibilité

L'évaluation économique des changements observés au chapitre de la visibilité présente des difficultés, étant donné qu'il existe différentes façons de définir et de mesurer la visibilité. La valeur de la visibilité repose sur la perception qu'en ont les personnes, non seulement en ce qui concerne la distance et la clarté de la vision, mais également quant à la question de savoir ce qui peut être vu, et quand. La visibilité n'est pas un bien directement échangé sur le marché, contrairement aux produits agricoles et aux produits forestiers. L'évaluation des effets de la visibilité doit donc être fondée sur les

préférences révélées par le comportement réel ou les préférences déclarées dans le cadre d'enquêtes. Bien que la valeur associée à la visibilité soit moins concrète que celle associée à des biens échangés sur le marché, il ne fait nul doute qu'une partie du prix de biens comme les condominiums ou les chambres d'hôtel est déterminée par la valeur de caractéristiques telles que le dégagement de la vue ou la beauté du paysage.

L'évaluation de la visibilité est d'autant plus complexe que de nombreux individus font dans leur esprit un lien entre clarté atmosphérique et qualité globale de l'air. Généralement, les gens se disent que si l'air est clair, alors il est pur. Par conséquent, l'utilité associée à une visibilité réduite sera moindre pour les personnes qui accordent de la valeur à l'air pur, car celles-ci concluront que l'air est moins pur et moins sain. Il faudrait se pencher de plus près sur les liens qui existent entre la visibilité et les activités humaines pour mieux comprendre le rôle que joue la visibilité dans le bien-être des Canadiens.

Les études existantes au sujet de la valeur de la visibilité classent celle-ci en deux catégories : la valeur résidentielle et la valeur récréative. La valeur résidentielle correspond à la valeur que tirent les personnes de la vue dont ils jouissent quotidiennement à la maison et au travail. La valeur récréative correspond à la valeur que tirent les personnes de la vue d'un lieu pendant leurs vacances ou pendant une sortie.

12.3.2.2 Quelques exemples d'évaluation

Parmi les études sur la visibilité qui ont eu le plus grand retentissement figure une évaluation des contingences concernant la visibilité résidentielle à Chicago et à Atlanta (McClelland et al., 1991), ou « étude des deux villes ». Bien que les méthodes utilisées par les auteurs aient fait l'objet de critiques (U.S. Environmental Protection Agency, 1999), cette étude a jeté les bases qui ont servi dans le cadre de nombreux travaux menés au sujet de la visibilité par la suite.

La Environmental Protection Agency (1999) a fait une estimation de la valeur de la visibilité au moyen d'un modèle logarithmique. Comme c'est le cas dans la plupart des autres études multirégionales, l'agence a calculé de façon distincte la valeur résidentielle et la valeur récréative. Selon l'agence, la valeur résidentielle et la valeur récréative sont toutes deux importantes, mais la visibilité résidentielle a une incidence plus grande sur le bien-être global, comparativement à la visibilité constatée dans les lieux panoramiques. Dans son étude menée en 1999, qui avait pour principal objectif d'évaluer les effets économiques de la Clean Air Act de 1990, l'agence établit que l'amélioration de la visibilité a une valeur se situant entre 40 et 137 \$US/ménage, selon le lieu.

Toutefois, une étude portant sur la brume sèche dans la région de l'est (Smith et al., 2005) donne à penser que la volonté de payer est étroitement liée au contexte dans lequel les questions sont posées. L'étude a montré qu'entre 70 et 80 % des répondants s'opposeraient à une mesure de réduction de la brume sèche dont le coût par habitant serait égal à la mesure moyenne de la volonté de payer, et qu'ils

seraient plus ouverts à l'idée de payer pour une mesure de réduction du nombre de jours au cours desquels la qualité de l'air est mauvaise que pour une mesure de réduction du nombre de jours au cours desquels le niveau de brume sèche se situe près de la moyenne régionale.

Quelques études similaires ont été réalisées au Canada en vue de l'évaluation de la visibilité résidentielle. Haider et ses collaborateurs (2002) ont eu recours à une enquête reposant sur la méthode des choix contingents pour faire une estimation de la valeur économique d'une amélioration de la visibilité estivale dans les basses-terres continentales de la Colombie Britannique. Bien que portant sur cette région uniquement, l'étude a été élaborée de façon à ce que les avantages soient aisément transposables à d'autres parties du Canada. Les estimations finales du gain de bien être présentées dans cette étude se situent entre 29,38 \$, dans le cas d'une amélioration de 5 % de la portée visuelle, et 48,55 \$, dans le cas d'une amélioration de 20 %. Bien qu'ils ne soient pas en tous points différents des résultats présentés dans des études antérieures menées aux États Unis, ces chiffres sont inférieurs à la plupart des données américaines. Selon les auteurs, cette différence pourrait s'expliquer par la qualité généralement supérieure de l'air dans les basses-terres continentales de la Colombie Britannique, comparativement à bon nombre de villes américaines.

Pour contourner en partie la difficulté que pose toute évaluation de la visibilité reposant sur différents points de référence, il est utile d'avoir recours aux deciviews, notamment pour mesurer la visibilité dans le cadre d'évaluations portant sur différentes régions. Cette unité de mesure est analogue à celle du décibel qui est utilisée pour mesurer le son. La mesure en deciviews est établie à zéro dans le cas où les conditions sont parfaites et elle augmente au fur et à mesure que la visibilité se détériore. Tout changement exprimé en deciviews correspond à un changement de qualité de l'air perceptible pour une personne ordinaire. Une fois converti, le gain calculé par Haider et ses collaborateurs (2002) est de 14,40 \$ par ménage par deciview. Une analyse récente des National Ambient Air Quality Standards (NAAQS – Normes nationales de qualité de l'air ambiant) effectuée par la Environmental Protection Agency des États Unis a mené à un résultat similaire de 14 \$US par ménage par deciview, une estimation de la valeur de la visibilité résidentielle dérivée des résultats de McClelland et ses collaborateurs (1991).

Bien qu'on en sache peu sur l'impact de la visibilité sur les valeurs récréatives au Canada, les données obtenues jusqu'ici portent à croire que cet effet pourrait être important. Dans une étude ciblant la région du district régional de Vancouver et de la vallée du Fraser, les auteurs ont demandé à des touristes de dire si la visibilité avait joué dans leur décision de recommander la région à d'autres visiteurs potentiels ou de revenir dans la région (McNeill et Roberge, 2000). Selon les résultats, on peut s'attendre dans l'avenir à une diminution des revenus touristiques (diminution qui n'est pas synonyme de perte de bien être bien que les deux notions soient liées entre elles), étant donné qu'une partie des visiteurs qui se sont trouvés dans une situation où la visibilité était mauvaise ne reviendront pas dans la région ou ne recommanderont pas la région à d'autres visiteurs potentiels. Pour chaque situation extrême sur le plan de la visibilité, les pertes de revenus sont estimées à 7,45 millions de dollars pour la région de Vancouver et à 1,32 million de dollars pour la vallée du Fraser. Ces estimations ne correspondent pas aux pertes de revenus annuelles moyennes attribuables à la réduction de la visibilité, lesquelles pourraient être beaucoup plus grandes.

Il reste encore beaucoup de travail à faire pour parvenir à une estimation de la valeur qu'accordent les Canadiens à la visibilité résidentielle. Une bonne partie de cette valeur découle dans une large mesure de l'environnement immédiat dans lequel vivent les Canadiens. La qualité panoramique de cet environnement et la visibilité du moment dans cet environnement auront toutes deux une incidence sur la valeur accordée à un changement sur le plan de la visibilité. Certes, on pourrait utiliser les mêmes approximations de la valeur de la visibilité d'un endroit à l'autre, mais cela introduirait un important élément d'incertitude. D'autres travaux reposant sur la méthode des préférences déclarées devront être réalisés en vue d'obtenir une évaluation plus juste des effets d'une visibilité réduite à l'échelle nationale. De plus amples recherches devraient en outre être menées pour mesurer l'effet de la visibilité sur les valeurs récréatives au Canada, et l'incidence que cela pourrait avoir sur l'industrie du tourisme.

12.3.4 Autres effets du smog sur l'environnement

Le smog a d'autres effets nuisant au bien être des Canadiens. L'élévation des niveaux d'O₃ et de PM causée par la pollution a vraisemblablement une incidence sur la santé de la faune. De plus, tout comme l'O₃ a un effet sur les cultures agricoles et sur les arbres, il a vraisemblablement une incidence négative sur d'autres types de végétaux. Voilà qui a vraisemblablement un effet néfaste sur les services écosystémiques et qui pourrait ajouter aux défis à relever dans le cas des zones et espèces pour lesquelles le risque de perte d'habitat ou de surexploitation est déjà présent.

Malheureusement, il existe actuellement peu de données scientifiques sur lesquelles fonder l'évaluation économique de ce type d'effets. Les fonctions exposition réponse associées à des espèces données n'ayant pas de valeur commerciale sont presque inexistantes. Cela dit, même si ces fonctions existaient, il serait difficile de dire de quelle façon la variation du niveau de la qualité de l'air agirait avec différents autres facteurs pour produire un résultat global, et ce, en raison des interactions complexes propres aux écosystèmes.

De plus, les effets négatifs du smog sur la vie quotidienne des Canadiens sont faibles, si bien qu'ils passent souvent inaperçus ou ne sont généralement pas associés smog. Par exemple, une élévation du niveau de PM se traduit souvent par une hausse des coûts de nettoyage. Les PM issues des activités humaines se déposent sur toutes les surfaces (bâtiments, véhicules, etc.) pour former une couche de ce qui peut être comparé à de la poussière, au terme d'un processus dit « de salissure ». Ce processus a deux effets négatifs : il accroît la fréquence à laquelle les surfaces souillées doivent être nettoyées et réduit l'aspect esthétique de ces surfaces souillées. Plusieurs auteurs (Cummings et al., 1981, Manuel et al., 1982, Watson et Jaksch, 1982, Gilbert, 1985, et McClelland et al., 1991) ont tenté de mesurer le premier effet, mais peu se sont penchés sur le second.

Des études ont montré que l'élévation des niveaux de PM et d'O₃ peut causer plusieurs dommages outre la salissure des surfaces exposées. Ces dommages peuvent prendre différentes formes (p. ex. érosion des surfaces, formation de cloques sur les surfaces peintes et décoloration des surfaces peintes; corrosion et ternissement des charpentes métalliques et des composants électroniques; décoloration

des tissus et affaiblissement de leur résistance à la traction; effritement des matériaux de maçonnerie et des monuments). L'ampleur des dommages dépend des conditions liées à l'environnement naturel, comme l'humidité, la température, les fluctuations du vent, les concentrations d'oxygène dans l'atmosphère, la lumière du soleil et l'activité des microorganismes. Les polluants atmosphériques aggravent ou accélèrent les processus qui causent les dommages. Ces dommages sont souvent examinés à la lumière des changements observés dans la fréquence des réparations attribuables à la pollution atmosphérique. Certes, le remplacement d'infrastructures attribuable à des facteurs tels que la désuétude a généralement lieu plus souvent qu'il ne serait nécessaire pour réparer dommages causés par la pollution atmosphérique, mais ce constat ne tient pas compte de la perte d'utilité associée à l'aspect esthétique (p. ex. une infrastructure toujours fonctionnelle peut être source de pollution visuelle) et des dommages entraînant une diminution marginale du rendement de l'infrastructure, par opposition aux dommages entraînant un arrêt de fonctionnement complet. Très peu d'études se sont penchées sur l'évaluation de ces effets, si bien que bon nombre de travaux devront être menés pour aider à leur compréhension.

12.4 Évaluation des effets du smog sur la santé

Parmi les effets du smog, ceux sur la santé, bien qu'ils constituent un sous ensemble des effets totaux, sont habituellement considérés comme les plus importants, et ce sont ceux qui retiennent généralement le plus d'attention. Les estimations empiriques des avantages pour la santé d'une mesure par rapport à ses avantages totaux, comme en témoignent différentes études d'évaluation comparative de la pollution atmosphérique, donnent à penser que les avantages pour la santé représentent plus de 80 % de l'ensemble des avantages, souvent beaucoup plus (OCDE, 2007). Bien que ce résultat ne soit pas étranger au peu de connaissances scientifiques existant au sujet des effets non liés à la santé, il en ressort que la plupart des mesures de réduction du smog ont jusqu'ici pris appui sur des motifs d'amélioration de la santé humaine.

12.4.1 Méthodes d'évaluation de la santé

En raison de l'importance relative de l'évaluation de la santé et de ses possibilités d'application à d'autres champs d'intérêt, bon nombre de recherches et de techniques ont vu le jour dans ce domaine. L'évaluation des résultats liés à la santé et l'évaluation des résultats non liés à la santé reposent essentiellement sur les mêmes concepts fondamentaux et sont soumises à des principes similaires, mais certains termes et méthodes sont propres à l'évaluation de la santé. Celle-ci constitue un sujet très vaste et il serait difficile d'en faire une analyse exhaustive dans les limites du présent chapitre. Ainsi, nous ne brossons ici qu'un tableau général de certaines des méthodes les plus couramment utilisées, des faits récents et des concepts importants.

En raison de l'importance généralement accordée aux questions de santé, l'idée d'« attribuer une valeur » aux avantages pour la santé n'a pas fait l'unanimité jusqu'ici. Cela dit, la controverse vient surtout d'une mauvaise compréhension quant à la nature de ce qui est évalué. L'évaluation de la santé

n'a pas tellement pour objet de mesurer la valeur de la santé d'un individu, mais plutôt de comparer de faibles niveaux de risque à d'autres facteurs ayant une incidence sur la qualité de vie. L'évaluation de la santé s'est taillée une place en tant qu'élément crucial de l'élaboration de mesures et programmes de réduction du smog. Pour les raisons que nous avons abordées précédemment, les évaluations sont nécessaires à la comparaison objective de différents résultats. Cela vaut autant sinon plus pour les effets sur la santé.

L'évaluation économique de la santé permet d'exprimer en dollars les résultats du décès prématuré (perte de la vie) et de la morbidité (détérioration de la santé) ayant une cause chronique (à long terme) ou aiguë (à court terme). Les valeurs associées à la santé sont généralement estimées au moyen de l'une de deux approches générales. La méthode du coût de la maladie repose sur des estimations des coûts médicaux et de la perte de productivité résultant d'un mauvais état de santé et s'intéresse surtout aux coûts financiers. L'autre approche est plutôt axée sur l'ensemble des coûts pour la société, y compris la valeur sociale de la douleur et de la souffrance, et vise l'estimation de la volonté nette qu'a la société de payer pour une réduction des risques de problèmes de santé.

12.4.1.1 Coût de la maladie

Parmi les mesures du coût de la maladie figurent les économies réalisées lorsqu'un traitement médical ou une perte de revenu est évité (respectivement le coût direct et le coût indirect du traitement médical). Ces mesures ne tiennent pas compte des avantages d'une diminution de la douleur et de la souffrance lorsqu'il y a amélioration de l'état de santé. Ainsi, à lui seul, le coût de la maladie n'est pas un bon indicateur de la valeur totale d'un effet néfaste sur la santé, car il ne mesure pas pleinement la valeur associée au fait d'éviter un tel effet. Cela dit, les mesures du coût de la maladie ont pour aspect pratique d'appartenir à un concept facile à comprendre. De plus, il est généralement facile de les obtenir étant donné qu'elles reposent sur des dépenses effectuées sur le marché ainsi que sur des statistiques médicales.

12.4.1.2 Volonté de payer pour une réduction du risque pour la santé

Les avantages d'une réduction de la douleur et de la souffrance causés par les effets sur la santé liés au smog ne sont pas échangés sur le marché et, par conséquent, ne peuvent être associés directement à un prix. Cela dit, on peut estimer leur valeur au moyen d'études reposant sur les préférences révélées et les préférences déclarées.

De nombreuses études d'évaluation ont eu pour but de mesurer la volonté qu'ont les individus de payer pour éviter les risques pour la santé, y compris les risques associés à la douleur et à la souffrance. Ces études se penchent généralement sur les écarts salariaux observés entre les professions selon que celles-ci sont associées à un risque faible ou élevé de résultats néfastes pour la santé (et utilisent la méthode des salaires hédonistes dont nous avons parlé plus tôt). Selon l'approche retenue dans le cadre de l'étude, les coûts médicaux associés au traitement d'un état chronique ou aigu découlant d'une exposition à la pollution atmosphérique sont parfois exclus de la mesure de la volonté

de payer. Par exemple, on ne s'attend pas à ce que les coûts directs de la maladie soient pris en compte dans les préférences révélées et les préférences déclarées des habitants d'un pays offrant un régime de soins de santé universels, comme le Canada.

Quoi qu'il en soit, il importe d'éviter la double comptabilisation des avantages. Parfois, la volonté qu'a une personne de payer pour éviter un problème de santé inclut la somme que cette personne perdra, selon elle, si elle manque du travail, ou la somme qu'elle aura à payer pour obtenir des médicaments. Dans un tel cas, la volonté de payer tient compte de facteurs autres que la douleur et la souffrance. Si l'on ajoutait le résultat ainsi obtenu à l'estimation du coût de la maladie, cela reviendrait à comptabiliser deux fois certaines valeurs.

De plus, lorsque l'altruisme joue un rôle de taille, la somme de la volonté de chacune des personnes d'un groupe de payer pour éviter un effet néfaste sur leur propre santé sera inférieure à la volonté du groupe dans son ensemble de payer pour éviter un effet négatif subi par chacune des personnes du groupe. Le cas des parents et de leurs enfants offre un bon exemple de ce genre de situation. S'il est difficile d'obtenir des enfants qu'ils expriment leur volonté de payer pour éviter de vivre avec les symptômes de l'asthme, les parents de ces enfants peuvent exprimer leur volonté de payer pour éviter de voir leurs enfants subir douleur et souffrance. Des données révèlent que les parents seraient prêts à payer davantage pour éviter à leurs enfants une dégradation de leur état de santé que pour s'éviter à eux mêmes ce genre de situation (Dickie et Messman, 2004). Cet exemple soulève également un point important eu égard aux coûts indirects de la maladie. En effet, dans ce genre de situation, non seulement les personnes malades auront une productivité moindre, mais leurs tuteurs devront s'absenter de leur travail pour en prendre soin. Voilà qui se traduira par une baisse de la productivité (acquisition réduite de capital humain) tant des personnes malades que de leurs tuteurs.

12.4.2 Évaluation du risque de mortalité

Comme il a été mentionné précédemment, l'exposition au smog accroît les risques de décès prématuré. Différentes méthodes peuvent être utilisées pour mesurer l'effet de ces risques sur la qualité de vie des Canadiens. Règle générale, ces méthodes reposent sur des estimations de la somme qu'une personne moyenne serait prête à payer en échange d'une très faible réduction du risque de mortalité qu'elle court chaque année. En faisant la somme de la volonté qu'ont les personnes d'une grande population de payer en échange d'une légère modification des risques, il est possible d'obtenir une estimation de la valeur sociale nette d'une réduction des risques de mortalité à l'échelle nationale. Cette mesure tient compte de la valeur de la vie statistique et de la valeur de l'année de vie statistique. Les sections suivantes traitent plus en profondeur de ces valeurs, notamment en ce qui a trait à la façon de les calculer et à leur utilité, entre autres sujets connexes.

Il importe de souligner que de nombreuses estimations de la valeur de la vie statistique et de la valeur de l'année de vie statistique sont obtenues au moyen de la méthode des salaires hédonistes. On peut s'interroger sur la pertinence de la transposition dans un contexte environnemental d'estimations reposant largement sur les accidents de travail que subissent généralement des adultes d'âge moyen en

bonne santé. Une personne à qui il reste 35 ans à vivre (statistiquement) et qui court un risque immédiat n'accordera probablement pas la même valeur au temps qu'une personne plus âgée à qui il reste moins de temps à vivre (statistiquement) et qui est exposée à un risque plus diffus.

12.4.2.1 Valeur de la vie statistique

À l'échelle de l'individu, la pollution atmosphérique accroît le risque de décès prématuré. À l'échelle de la société dans son ensemble, elle accroît le nombre réel de décès constatés. Le concept de valeur de la vie statistique est utilisé par les économistes pour estimer les avantages sociaux d'une faible diminution des risques de décès prématuré à l'échelle de l'individu, pour ensuite extrapoler les résultats à une vaste population. La valeur de la vie statistique n'est pas un indicateur des effets du décès d'un individu sur cet individu, mais plutôt de la modification du risque de décès prématuré. Les changements de risque calculés à l'échelle de l'individu peuvent ensuite servir à attribuer une valeur à chacun des décès qui surviennent dans une population.

Pour donner un exemple simplifié de calcul de la valeur de la vie statistique, supposons qu'une réduction donnée de la pollution se traduit pour chaque individu exposé à une réduction de 1/1 000 du risque de décès. Autrement dit, on peut s'attendre à un décès prématuré de moins par tranche de 1 000 individus. Si chaque personne de ce groupe est prête à payer 1 000 \$ en moyenne en échange de cette réduction de risque, alors la valeur implicite d'un décès prématuré évité statistiquement sera de 1 000 \$ x 1 000, ou 1 million de dollars, dans le groupe.

De nombreux facteurs peuvent avoir une incidence sur la volonté qu'ont les personnes de payer en échange d'une réduction de risque. Des données révèlent que des variables telles que le revenu (Viscusi et Aldy, 2003), l'âge et le niveau de risque (Hammit et Graham, 1999) peuvent toutes avoir une incidence sur la volonté qu'ont les personnes de payer en échange d'une réduction des risques de décès prématuré. Il peut être très difficile d'expliquer ces différents effets et d'en rendre pleinement compte. De plus, certaines études tiennent compte de certains de ces facteurs, tandis que d'autres tiennent compte d'autres facteurs. Par conséquent, il est parfois difficile de faire une comparaison entre les résultats d'études différentes. Il est question de transfert d'avantages lorsque la volonté de payer associée à la valeur de la vie statistique est extrapolée à l'ensemble d'une population se trouvant dans un contexte différent de l'original. Comme il a déjà été mentionné, le transfert d'avantages est assorti d'un risque de biais lorsque des différences entre le cas étudié et le scénario envisagé (dans lequel les avantages sont transposés) ne sont pas prises en compte, entre autres sur le plan socioéconomique ou démographique ou en ce qui concerne le niveau de risque.

Bien que certains travaux donnent à penser que l'âge pourrait jouer un rôle important au chapitre de la valeur de la vie statistique, la méta analyse de différentes études n'est pas très concluante (OCDE, 2006). Il semble logique de dire que plus il lui reste d'années à vivre selon toutes vraisemblances, plus une personne devrait accorder une grande valeur à ces années. Le raisonnement théorique selon lequel la volonté de payer est fonction de l'espérance de vie repose sur le modèle de la consommation tout au long de la vie. Suivant ce modèle, la volonté de payer en échange d'une réduction du risque de décès est égale à la valeur actuelle de l'utilité espérée de la consommation qui sera faite au cours des années

qui restent à vivre. Si le modèle de la consommation tout au long de la vie est correct, on pourrait penser que la volonté d'une personne de payer pour éviter un risque accru de décès prématuré est inversement proportionnelle à son âge. Cela dit, seules quelques études ont fait ressortir ce lien. Or, on peut arguer que ce modèle ne tient pas compte de l'incidence de la rareté. En effet, si l'on prend en compte la rareté, il ressort une relation inverse entre la valeur d'une année de vie et le nombre d'années de vie restantes. Ainsi, compte tenu de la rareté, plus une personne est âgée, plus le nombre d'années qui lui restent à vivre est petit, et plus la valeur de chacune des années de vie restantes est grande. Bref, la comparaison des valeurs de la vie statistique en fonction de l'âge peut donner des résultats plutôt ambigus.

En ce qui concerne le niveau de risque, l'hypothèse habituelle qui est adoptée lorsque la valeur de la vie statistique est utilisée pour évaluer une mesure envisagée est la suivante : la volonté de payer varie directement en fonction de la réduction de risque pouvant être obtenue grâce à la mesure envisagée. Par exemple, si la volonté de payer pour une réduction de 1/1 000 du risque de décès est évaluée à 1 000 \$, alors une réduction de 2/1 000 de ce risque devrait être évaluée à 2 000 \$. Cela dit, ce n'est pas nécessairement le cas. En effet, la volonté de payer en échange d'une réduction du risque de décès suit peut être une courbe d'évaluation marginale décroissante. En d'autres termes, bien que toute réduction de risque serait associée à une valeur positive, la valeur d'une réduction serait toujours moindre que celle de la réduction précédente. Cela voudrait dire qu'en échange d'une variation identique du risque absolu, une population à risque élevé serait prête à payer davantage qu'une population à risque moindre. D'autres études révèlent que la nature du risque pourrait également avoir une incidence.

Sur le plan du revenu, il y a de bonnes raisons de croire que plus le revenu augmente, plus la volonté de payer en échange d'une réduction du risque de décès s'accroît. Viscusi et Aldy (2003) ont observé qu'une hausse de 1 % du revenu, toutes choses étant égales par ailleurs, se traduirait par un accroissement de 0,5 % à 0,6 % de la volonté de payer en échange d'une réduction du risque de décès. Dans le cas des études qui, pour mesurer la volonté de payer en échange d'une réduction du risque de décès, font appel à des échantillons pour lesquels le revenu par habitant est inférieur ou supérieur à celui de l'ensemble de la population étudiée, il pourrait être justifié de rajuster les données pour tenir compte de cette différence. Par exemple, pour transposer à aujourd'hui les résultats d'une étude réalisée il y a 10 ans, il faudrait probablement faire un rajustement pour tenir compte de l'évolution des revenus réels au cours de la période, le cas échéant.

12.4.2.2 Valeur de l'année de vie statistique

Il a été supposé que, bien que la valeur de la vie statistique soit une mesure utile dans le cas des décès découlant de conditions aiguës, la valeur de l'année de vie statistique est probablement plus pertinente aux fins de l'étude des décès résultats d'effets chroniques sur la santé (OCDE, 2006).

Ainsi, la méthode utilisée pour évaluer une année de vie statistique établit la valeur du nombre d'années de vie perdues dans l'éventualité du décès prématuré d'une personne. Dans sa plus simple expression, cette méthode permet d'obtenir des estimations de la valeur de l'année de vie statistique

d'après la valeur de la vie statistique. L'hypothèse sous jacente est que la valeur de la vie statistique correspond à la somme d'une suite de valeurs annuelles constantes associées au nombre espéré d'années de vie qui restent à un individu. Suivant cette interprétation, l'estimation de la valeur de l'année de vie statistique découle de trois facteurs : l'estimation sous jacente de la valeur de la vie statistique, le taux d'actualisation et le nombre d'années qui restent à vivre. Il a été souligné que de nombreuses études rémunération risque portent sur des individus à qui il reste en moyenne 35 années à vivre (Moore et Viscusi, 1988). Compte tenu d'une espérance de vie de 35 ans, d'une valeur de la vie statistique établie à 5 millions de dollars et d'un taux d'actualisation nul, on obtient suivant cette approche une valeur de 143 000 \$ environ pour chaque année de vie. Lorsque le taux d'actualisation passe à 5 %, la valeur de l'année de vie statistique est plutôt de 305 000 \$ environ. Suivant cette méthode, l'estimation de la valeur de la vie statistique est considérée comme un résultat déjà actualisé. Ainsi, plus le taux d'actualisation sous jacent à la valeur de la vie statistique sera élevé, plus la valeur de l'année de vie statistique ensuite calculée sera élevée. L'approche que nous venons de décrire est celle qui intervient le plus souvent dans l'estimation de la valeur de l'année de vie statistique, mais il faut se rappeler que d'autres méthodes existent (voir National Research Council, 2008).

12.4.2.3 Quelques exemples d'évaluation

Dans le document intitulé *Guidelines for Preparing Economic Analyses*, l'Environmental Protection Agency des États Unis (2000) recommande aux analystes d'avoir recours à une estimation centrale de 4,8 millions de dollars pour la valeur de la vie statistique (en dollars américains de 1990). Cette valeur a été établie à la lumière d'une méta analyse de 26 estimations recueillies aux fins de la première analyse rétrospective de la Clean Air Act menée par l'agence (U.S. Environmental Protection Agency, 1997). Chacune des 26 estimations provient d'une étude distincte. Parmi les estimations obtenues, 21 étaient tirées d'études reposant sur la méthode des salaires hédonistes et 5, d'études reposant sur la méthode des préférences déclarées. La valeur établie par ces études se situait entre 0,9 million et 20,9 millions de dollars américains (en dollars de 2002), et les études ont été publiées entre 1976 et 1991. Les résultats des études ont ensuite été ajustés à une distribution aux fins de l'établissement d'une estimation centrale.

Au Canada, Santé Canada a élaboré un outil pour évaluer les avantages d'une meilleure qualité de l'air (OEAQA) afin de faciliter l'analyse des effets sur la santé de la pollution atmosphérique. Ce modèle fait appel à des fonctions concentration-réponse pour prédire l'effet d'un changement dans la qualité de l'air ambiant sur le taux de décès et sur les risques de morbidité par habitant. Les changements de risque ainsi observés sont ensuite multipliés par le nombre d'individus exposés (population) pour déterminer l'accroissement net ou la diminution nette des effets néfastes sur la santé. Les changements estimés des effets néfastes sur la santé sont des valeurs socioéconomiques attribuées, et ils peuvent être totalisés pour obtenir une seule estimation.

Au Canada, le gouvernement fédéral recommande le recours à une valeur de la vie statistique d'environ 6 millions de dollars. Cette recommandation prend appui sur différentes revues de littérature tenant compte des résultats d'études menées au Canada et à l'étranger. Parmi les études, certaines reposaient sur les préférences révélées et d'autres, sur les préférences déclarées. Ces revues de

littérature ont servi de point de départ pour le calcul des valeurs recommandées par le Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada aux fins des analyses coûts avantages. Santé Canada en a également fait usage pour l'évaluation, au moyen de l'OEAQA, des avantages de la qualité de l'air. Récemment, l'étude de Chestnut et De Civita (2009) est venue enrichir les revues de littératures existantes. Incluant à leur analyse certaines recherches figurant parmi les plus récentes, les auteurs recommandent une valeur de la vie statistique de 6,5 millions de dollars. Pour les besoins de l'analyse de sensibilité, ils proposent des valeurs minimales et maximales de 3,5 millions et de 9,5 millions de dollars, respectivement. Ces valeurs, selon les auteurs, correspondent à la plus petite et à la plus grande valeur mentionnées dans les études dont les résultats demeurent plutôt robustes. Il importe de souligner que le gouvernement fédéral n'a pas pour pratique actuelle de réduire la valeur de la vie statistique au fur et à mesure que l'âge augmente. À la lumière d'analyses précédentes menées par Santé Canada, il est d'usage courant de rajuster la valeur de la vie statistique légèrement à la baisse au fur et à mesure que l'âge augmente. Cela dit, étant donné que les études récentes ne sont pas concluantes à ce chapitre, Santé Canada a cessé de recommander le rajustement de la valeur de la vie statistique en fonction de l'âge.

12.4.3 Évaluation du risque de morbidité

La plupart des évaluations scientifiques portant sur les risques de morbidité découlant de l'exposition au smog reposent sur des données liées aux effets cardiovasculaires ou respiratoires. Nombre des questions que soulève le recours à la notion de volonté de payer en échange d'une réduction des risques de mortalité sont également importantes dans le cadre de l'évaluation des effets de la morbidité; cela dit, d'autres questions méritent que l'on s'y attarde et c'est ce que nous ferons dans la présente section.

Premièrement, il est essentiel de faire la distinction entre état aigu et état chronique au moment d'analyser les effets de la morbidité. En général, il sera plus facile pour une personne de vivre avec une maladie aiguë, car cette maladie correspond à un changement temporaire de mode de vie. À l'opposé, la morbidité chronique est associée à des changements permanents, lesquels perturbent davantage le mode de vie à long terme d'une personne en général. Par conséquent, il est considéré comme plus complexe d'évaluer la morbidité chronique, comparativement à la morbidité aiguë. Par ailleurs, il importe de porter une attention particulière au risque de double comptage des effets chroniques et aigus aux fins de l'évaluation d'une mesure donnée.

Deuxièmement, des données portent à croire que l'état de santé de base peut jouer un rôle de premier plan dans la volonté qu'ont les individus de payer pour éviter les effets de la morbidité. Les études montrent depuis de nombreuses années que les personnes dont l'état de santé est détérioré sont généralement prêtes à payer davantage pour éviter de nouveaux effets de la morbidité ou pour réduire les effets qu'elles subissent déjà à cet égard (Loehman et al., 1979, Rowe et Chestnut, 1984). Voilà qui revêt de l'importance pour l'évaluation des effets de la morbidité attribuables au smog, étant donné que ce sont généralement les personnes qui ont déjà un mauvais état de santé qui risquent le plus de subir d'autres effets néfastes de la morbidité.

12.4.3.1 Quelques exemples d'évaluation

L'OEAQA a recours à des estimations de la valeur de la morbidité aiguë qui sont fondées sur des mesures de la volonté de payer (dans certains cas, ces mesures sont tirées de données sur les coûts de la maladie). Ces estimations ont été établies d'après une analyse prenant en compte des données d'études portant sur la qualité de vie et les effets économiques des épisodes aigus de maladie du cœur et de maladie respiratoire (Stieb et al., 2002).

Tableau 12.2 Estimations de la valeur (en dollars de 1997) et rapport entre la valeur totale et le coût de la maladie, selon le résultat observé et selon l'élément de coût

Résultat	Coût du traitement (\$)	Perte de productivité (\$)	Douleur, souffrance, dépenses de prévention (\$)		Total (\$)		Ratio valeur totale/(coût du traitement + perte de productivité)
			À l'hôpital	En dehors de l'hôpital	Estimation ponctuelle	IC 95 %	
Admission à l'hôpital, problème respiratoire	2,800	300	670	410	4,200	(3,400, 5,000)	1.3
Admission à l'hôpital, problème cardiaque	3,800	270	760	340	5,200	(4,000, 6,400)	1.3
Visite à l'urgence, problème respiratoire	930	160	430	520	2,000	(1,700, 2,500)	1.9
Visite à l'urgence, problème cardiaque	3,200	210	680	330	4,400	(3,300, 5,600)	1.3
Activité limitée (un jour)		25		23	48	(13, 82)	1.9
Symptômes de l'asthme (un jour)		12		16	28	(11, 71)	2.3
Symptômes d'une atteinte respiratoire aiguë (un jour)		12		1	13	(0, 28)	1.1

^a Arrondi à deux chiffres significatifs.

Source : Stieb et al., 2002

Dans l'une de ces études, les auteurs, dans le cadre de recherches épidémiologiques sur la pollution atmosphérique, ont recueilli des données prospectives au sujet de personnes s'étant rendues aux urgences en raison de problèmes cardiaques ou respiratoires (Stieb et al., 2000). Entre autres données recueillies figuraient des renseignements sur la durée de l'épisode de maladie ayant été à l'origine de leur visite, sur l'issue de leur visite (question de savoir s'ils ont été admis ou non à l'hôpital) ainsi que sur différents résultats observés entre les tout premiers symptômes et l'entrevue de suivi. Parmi ces résultats figuraient le nombre de jours au cours desquels les activités avaient été limitées; le nombre de jours pendant lesquels le patient, un parent ou un autre aidant avait dû s'absenter du travail; le degré d'utilisation des soins de santé; les dépenses liées à la maladie. Des données ont également été tirées des dossiers médicaux de patient choisis au hasard. De plus, des estimations des coûts de la maladie

ont été établies, notamment en ce qui concerne les coûts entièrement attribués associés à l'utilisation des hôpitaux et des salles d'urgence, ainsi que les coûts associés aux visites de médecins, aux médicaments et au matériel, en plus des menues dépenses (Anis et al., 2000). Comparativement à d'autres travaux réalisés dans le domaine, l'étude a pour avantage d'avoir été conçue dans le but précis de quantifier prospectivement les effets généraux de la maladie sur la qualité de vie, d'une part, et le coût des épisodes de maladie cardiaque ou respiratoire, d'autre part, de sorte que les éléments d'information requis ont été recueillis de façon constante et coordonnée. Les résultats sont présentés dans le tableau 12.2.

Le coût du traitement représentait la majeure partie de la valeur globale dans le cas des admissions à un hôpital pour cause de maladie cardiaque ou respiratoire, et dans le cas des visites à l'urgence effectuées en raison de problèmes cardiaques. Dans le cas des visites à l'urgence en raison de problèmes respiratoires, le coût du traitement représentait environ 45 % de la valeur totale. Les coûts attribuables à la perte de productivité représentaient une petite proportion de la valeur globale, quoique la proportion était supérieure dans le cas des résultats auxquels aucun coût de traitement n'était associé. Tant dans le cas des admissions à l'hôpital que dans celui des visites à l'urgence, la valeur globale était supérieure dans le cas des problèmes cardiaques que dans celui des problèmes respiratoires, ce qui est principalement attribuable aux coûts du traitement, qui sont plus élevés en présence de problèmes cardiaques.

12.4.4 Autres mesures

Les études publiées dans le domaine de la santé font appel à plusieurs mesures dans le but de combiner les effets de la morbidité et de la mortalité en un seul résultat, parallèlement aux évaluations monétaires : l'année de vie ajustée en fonction de l'état de santé. Cette mesure offre une solution de rechange à la volonté de payer et tient compte des préférences entre perte de quantité et perte de qualité de vie. Les mesures de l'année de vie ajustée selon l'état de santé sont déterminées par des indices de l'état de santé élaborés en 1970 (Fanshel et Bush, 1970). Ces indices reposent sur une évaluation subjective de différents états de santé auxquels est associée une perte d'utilité perçue. Ces indices sont parfois établis à la lumière de réponses obtenues lors d'enquêtes menées auprès de patients auxquels on a demandé de classer différents états de santé ou d'attribuer un score à ces états de santé. Par conséquent, les indices de l'état de santé sont en fait établis de façon semblable aux estimations reposant sur les préférences déclarées quant à la volonté de payer. Parmi les méthodes d'enquête couramment utilisées aux fins du calcul des indices de l'état de santé figurent celles de l'échelle visuelle analogue, du compromis fondé sur le temps, du compromis fondé sur le nombre de personnes et du pari standard (Robberstad, 2005). D'autres indices sont établis à la lumière d'opinions d'expert.

L'année de vie pondérée par la qualité est la forme la plus courante que prend l'année de vie ajustée selon l'état de santé. Cet indicateur, élaboré par Zeckhauser et Shepard (1976), est une mesure de l'état de santé tenant compte à la fois de la durée de vie et de la qualité de vie. L'année de vie pondérée par la qualité correspond essentiellement à une année de vie qui est pondérée en fonction

d'un indice de l'état de santé se situant entre 0 et 1. Une année de vie d'un individu en pleine santé est associée à un indice de 1, alors qu'une année de vie au cours de laquelle survient le décès est associée à un indice de 0. La somme des années de vie pondérées par la qualité peut ensuite être faite pour une période donnée et pour des populations données, et elle peut même être soumise à des taux d'actualisation (Sassi, 2006). Les avantages d'une mesure sont ensuite mesurés d'après les années de vies pondérées qui seront gagnées si cette mesure est adoptée plutôt qu'une autre ou plutôt que le statu quo.

L'année de vie ajustée selon l'état de santé prend depuis peu une autre forme : l'année de vie corrigée du facteur incapacité. Défini à l'origine par l'Organisation mondiale de la santé (Murray, 1994), cet indicateur est maintenant couramment utilisé dans le domaine de la santé publique et de l'évaluation des effets sur la santé. L'année de vie corrigée du facteur incapacité, à l'opposé de l'année de vie pondérée par la qualité, mesure le fardeau de la maladie. Ainsi, un accroissement du nombre d'années de vie pondérées par la qualité est souhaitable, tandis qu'un accroissement du nombre d'années de vie corrigées du facteur incapacité est associé à une diminution du bien être. Par conséquent, les actions ayant des effets positifs sur la santé sont mesurées soit d'après la réduction du nombre d'années de vie corrigées du facteur incapacité, soit d'après l'augmentation du nombre d'années de vie pondéré par la qualité. L'année de vie corrigée du facteur incapacité est calculée en fonction de deux mesures distinctes : le nombre d'années de vie perdues et le nombre d'années de vie vécues avec une incapacité. Le nombre d'années perdues correspond essentiellement au nombre de décès multiplié par l'espérance de vie de base à l'âge auquel survient le décès. Le nombre d'années vécues avec une incapacité ayant une cause donnée au cours d'une période donnée correspond au nombre de cas nouveaux observés au cours de la période multiplié par la durée moyenne de la maladie et un indice de la qualité de vie qui prend la valeur de 0 si l'individu est en parfaite santé et de 1 s'il meurt (World Health Organization, 2007).

Le nombre d'années de vie ajusté selon l'état de santé est une mesure utile aux fins de la comparaison de différents résultats et de l'évaluation du rapport coût efficacité dans le domaine de la santé, mais à elle seule, cette mesure a une portée limitée dans le cadre de l'évaluation globale de mesures de réduction du smog (Miller et al., 2006). Étant donné que le nombre d'années de vie ajusté selon l'état de santé n'est pas une mesure exprimée en dollars, il ne peut être directement intégré à la valeur des avantages non liés à la santé, dont la mesure est fondée sur la volonté de payer ou sur le coût de la maladie. Par ailleurs, le nombre d'années de vie ajusté selon l'état de santé ne peut être directement comparé à un ensemble de coûts, comme ce qui est souvent le cas dans le cadre d'une analyse coûts avantages. Une valeur seuil, par exemple 50 000 \$US, est généralement utilisée aux fins de l'analyse coût efficacité des actes médicaux réalisés en échange du gain d'une année de vie pondérée par la qualité (Eichler et al., 2004). Cependant, il serait difficile de justifier, sur le plan méthodologique, le recours à des valeurs non équivalentes à la volonté de payer dans le cadre de l'évaluation d'une mesure envisagée, pour la principale raison que le nombre d'années de vie ajusté selon l'état de santé est calculé d'après des indices de l'état de santé, lesquels sont définis en fonction d'autres résultats en matière de santé, à l'opposé de la volonté de payer, qui mesure la valeur d'un résultat donné par rapport à d'autres choix de consommation. En d'autres termes, le nombre d'années de vie ajusté selon l'état de santé et la volonté de payer reposent sur des mesures différentes et ne peuvent donc être comparés.

12.5 Conclusion

L'économie offre un ensemble fort utile d'outils d'aide à la prise de décision dans le cas des mesures de réduction du smog. Le développement durable, qui figure parmi les principaux objectifs de toutes les mesures gouvernementales, nécessite un équilibre entre les préoccupations environnementales, sociales et économiques, et ce, au profit des générations actuelles et futures. Pour parvenir à cet équilibre, il convient d'utiliser une échelle qui permette de pondérer les coûts et les avantages associés à une décision, et donc qui permette de déterminer s'il y a utilisation optimale des ressources, lesquelles sont limitées. L'évaluation économique fait appel à des méthodes normalisées reposant sur des travaux scientifiques solides pour déterminer des effets exprimés sur une même échelle (dollars). Elle facilite l'analyse approfondie de l'ampleur des effets causés par le smog, lesquels effets sont convertis en dollars aux fins de comparaison avec les coûts des mesures de contrôle des émissions causant le smog.

Les effets du smog tirent leur valeur de différentes sources. Suivant le concept de valeur économique totale, l'incidence sur les humains de tout résultat environnemental se mesure à la fois par les valeurs d'usage et par les valeurs de non usage. Ce concept a pris de l'importance dans les discussions portant sur des enjeux économiques et politiques. Nombreux sont ceux qui attribuent une valeur réelle et une valeur personnelle à des biens dont ils ne tireront pas eux mêmes parti. Pour tenir compte de tous les avantages que présente une mesure pour la société, les décideurs doivent prendre en compte, dans leurs analyses coûts avantages, des changements de valeur économique totale à la fois des résultats liés à l'environnement et des résultats liés à la santé.

Les termes « prix » et « valeur » d'un bien marchand ne sont pas synonymes; toutefois, le prix est souvent un indicateur des changements marginaux de valeur. Le smog a également une incidence sur des biens non marchands pour lesquels aucun prix ne peut servir d'indicateur de la valeur. Voilà pourquoi des techniques spéciales ont été mises au point pour estimer la volonté de payer des personnes en échange de réductions de cette incidence. Les estimations ainsi obtenues agissent comme variables subrogatives du prix. Ces techniques peuvent être regroupées en deux grandes catégories, soit la méthode des préférences révélées et la méthode des préférences déclarées. Il arrive souvent que les résultats d'études réalisées dans un contexte particulier soient repris pour l'analyse de situations pour lesquelles les circonstances diffèrent légèrement. Les économistes parlent alors de « transfert des avantages ». Bien qu'il soit utile, le transfert des avantages doit tenir compte des différences possibles entre les contextes dans lesquels s'inscrivent l'étude originale et le scénario envisagé.

Le smog a une grande incidence sur certains résultats auxquels les Canadiens accordent de la valeur, et cette incidence est observée sous diverses formes liées ou non à la santé. Cela dit, seule une partie des effets du smog ont été quantifiés au moyen de techniques d'évaluation économique, et bon nombre des travaux réalisés à ce jour sont fondés sur des données propres à l'Europe ou aux États Unis.

Le smog a des effets non négligeables en dehors de ceux liés à la santé. De fait, le smog peut nuire aux activités agricoles et forestières au Canada en réduisant la productivité des cultures et des forêts. Le smog peut également réduire la visibilité, et donc réduire la satisfaction que tirent les Canadiens du fait de pouvoir voir les lieux qui les entourent, et celle que tirent les touristes de l'admiration des paysages canadiens qu'ils sont venus voir. Le smog salit les bâtiments, les véhicules et les vêtements et accélère le processus de dégradation des matériaux. Le smog peut également avoir une incidence négative sur les écosystèmes, et ce, de diverses façons, et il accroît vraisemblablement le fardeau qui pèse sur des zones ou des espèces déjà soumises à des pressions.

La valeur des réductions des effets néfastes sur la santé est le principal motif invoqué pour justifier le resserrement des restrictions frappant les émissions sources de smog, et elle représente, tous cas confondus, plus de 80 % des avantages associés au resserrement des restrictions à cet égard. Les avantages de la réduction du smog sont mesurés en fonction de la réduction des coûts de la maladie et de la réduction de la douleur et de la souffrance, laquelle est mesurée par la volonté de payer. La réduction des coûts de la maladie est observée sous la forme d'une réduction des coûts de traitement (coûts directs) et d'une diminution de la perte de productivité des travailleurs et des fournisseurs de soins (coûts indirects). Une grande portion de la valeur d'une réduction des effets du smog découle de la réduction du risque de décès prématuré, certes, mais il ne faut pas négliger le rôle que joue la réduction du risque de morbidité causée par les maladies cardiorespiratoires.

Les effets du smog sur la santé et sur l'environnement sont de mieux en mieux connus et, par conséquent, les techniques d'évaluation de ces effets se raffinent. On peut penser que les méthodes existantes ne permettent d'étudier qu'une partie de la valeur réelle que tirent les Canadiens des mesures de réduction du smog. D'autres travaux devront être réalisés et de nouvelles méthodes devront être appliquées au contexte canadien, ce qui facilitera l'adoption de mesures de réduction du smog qui donneront les meilleurs résultats possible dans l'intérêt des Canadiens.

12.5.1 Recommandations de travaux de recherche et d'initiatives pour l'avenir

Il ne fait nul doute que l'incidence du smog au Canada devrait faire l'objet d'un plus grand nombre d'études d'évaluation primaires. De fait, la majeure partie des études d'évaluation portant sur les effets du smog ont été réalisées en Europe ou aux États Unis. La plupart des travaux d'évaluation portant sur les effets du smog au Canada ont jusqu'ici repris ou transposé les résultats de ces études aux fins de l'évaluation de mesures envisagées. Bien que cette façon de faire fournisse des renseignements utiles, elle n'est pas idéale et laisse beaucoup de questions en suspens dans des domaines revêtant une grande importance dans le contexte canadien. La transposition de résultats d'études réalisées dans d'autres pays peut également entraîner des évaluations biaisées dans des domaines où les préférences des Canadiens sont uniques. Pour remédier à ce problème, il pourrait être utile de créer un réseau de recherche et d'accroître les fonds consacrés à la recherche. Aux États Unis, la Environmental Protection Agency offre dans cet esprit le programme de subventions à la recherche Science to

Achieve Results, qui pourrait servir de modèle au Canada. L'offre d'un soutien à la recherche primaire réalisée au Canada dans le domaine de l'évaluation des effets du smog faciliterait également la création d'un bassin canadien d'experts dans le domaine de l'évaluation.

Au cours des cinq dernières années, nous avons assisté au Canada à des progrès pour ce qui est de l'application des résultats de recherche à l'élaboration de méthodes nouvelles et améliorées d'établissement des avantages des mesures de réduction du smog. Mentionnons entre autres l'Outil d'évaluation des avantages d'une meilleure qualité de l'air, qui sert à mesurer la valeur des effets du smog sur la santé, ainsi que le Modèle d'estimation de la valeur des effets de l'ozone sur les cultures canadiennes, utilisé pour estimer les pertes de revenu découlant d'une exposition des cultures à l'ozone. Cela dit, ces deux outils et les autres modèles devront être améliorés, particulièrement en ce qui a trait à l'évaluation des effets non liés à la santé, et ce, à la lumière des techniques d'analyse les plus récentes. Le recours aux systèmes d'information géographique (SIG) aux fins de l'analyse améliorée et de l'intégration plus harmonieuse des différents ensembles de données (liés à la qualité de l'air, aux écosystèmes, à la démographie et à l'économie) en est un excellent exemple. En plus du perfectionnement des outils existants, les Canadiens ont besoin de nouveaux outils qui les aideront à établir la valeur d'autres effets du smog. D'importantes lacunes subsistent quant aux connaissances que nous avons de la mesure dans laquelle le smog a une incidence sur le bien être des Canadiens par la voie d'effets sur les services écosystémiques. De plus, les effets combinés qu'ont différents agents de stress tels que le smog, le changement climatique, la pollution acide et la destruction d'habitats sur le bien être des Canadiens sont encore très méconnus.

De plus, l'approche classique fondée sur l'évaluation des dommages, qui figure parmi les méthodes les plus couramment utilisées pour l'analyse des avantages de mesures envisagées, doit être élargie au delà du processus linéaire, de façon à ce qu'elle devienne un modèle plus intégré tenant compte des effets rétroactifs. Le processus linéaire, qui établit un lien entre les émissions industrielles et certains effets négatifs sur la qualité de l'air pour ensuite établir un lien entre la mauvaise qualité de l'air et les dommages subis par les humains et par l'environnement, ne tient pas compte des effets rétroactifs. Ces effets peuvent prendre la forme d'une chaîne de réaction positive amplifiant les dommages. Par exemple, des services naturels endommagés par la pollution causée par le smog pourraient devoir être remplacés par des services artificiels nécessitant plus d'énergie et de ressources, ce qui entraîne ainsi une hausse de la pollution. Or, il est impossible de faire ressortir ces effets au moyen de l'approche couramment utilisée. Pour élaborer un cadre de travail qui permettrait de le faire, une approche intégrée de l'évaluation s'impose, de même qu'une coordination beaucoup plus grande entre les différents champs de compétences qui entrent dans la chaîne d'analyse de l'approche fondée sur l'évaluation des dommages.

Par ailleurs, il serait utile d'améliorer les indicateurs de durabilité environnementale à la lumière de données tirées d'évaluations des effets du smog et d'autres types de dommages. Les actuels Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement (ICDE) tiennent compte, dans le cas de la qualité de l'air, d'indicateurs de l'exposition à l'ozone et aux particules, lesquels correspondent aux moyennes pondérées en fonction de la population des concentrations relevées pendant la saison chaude par des stations de surveillance situées un peu partout au Canada (Indicateurs canadiens de

durabilité de l'environnement, 2007). Les ICDE sont utiles étant donné qu'ils sont pondérés en fonction de la population pour laquelle les effets sur la santé humaine sont étudiés, sauf qu'ils ne tiennent pas compte des effets sur les écosystèmes. En outre, les caractéristiques uniques mesurées par les ICDE ne peuvent être mises en commun en vue d'une évaluation plus quantitative.

Voici une liste d'autres travaux qu'il serait utile de mener dans le cadre des recherches futures :

Étude des valeurs fondées sur les préférences déclarées dans de multiples lieux au Canada, en vue de repérer les caractéristiques communes et celles qui sont propres à certains lieux ou populations.

Estimation de l'évolution des surplus du producteur et du consommateur en réponse à la pollution causée par le smog.

Recherches supplémentaires concernant différents éléments liés aux effets sur la santé de la pollution causée par le smog, p. ex. : variation de la valeur de la vie statistique en fonction du groupe d'âge, entre autres variables possibles, et volonté de payer des parents en échange d'une réduction des risques que courent leurs enfants sur le plan de la santé.

Étude des solutions de rechange possibles à la méthode classique fondée sur l'évaluation des dommages, particulièrement dans les cas où les données existantes sont insuffisantes pour permettre la quantification rigoureuse de toutes les étapes de l'évaluation des dommages.

La mise en application de bon nombre de ces recommandations présente des difficultés et nécessiterait une quantité importante de ressources supplémentaires, notamment des experts dans des domaines autres que l'économie. Cela dit, les données nouvelles qui en découleraient pourraient révolutionner la façon dont le Canada, en tant que pays, mesure ses progrès et fixe ses objectifs. Cela permettrait non seulement une élaboration plus éclairée des mesures de réduction du smog, mais également une meilleure compréhension de la façon dont les différentes mesures interagissent entre elles pour contribuer au développement durable du Canada.

References

Agriculture and Agri-Food Canada, 2006. The Agriculture and Agri-Food Sector. In: Report on long term challenges and opportunities for future competitiveness and prosperity of the agriculture and agri-food industry, Chapter 1: Primary Agriculture.

Adams, R.M. and Crocker, T.D., 1989. The agricultural economics of environmental change: Some lessons from air pollution. *Journal of Environmental Management* 28, 295–307.

Adams, R.M., Hamilton, S.A. and McCarl, B.A., 1986. The benefits of pollution control: The case of ozone and U.S. agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 68, 886–889.

Anis, A.H., Guh, D., Stieb, D., Leon, H., Beveridge, R.C., Burnett, R.T. and Dales, R.E., 2000. The costs of cardiorespiratory disease episodes in a study of emergency department use. *Canadian Journal of Public Health* 91,103–106.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R. and Schuman, H., 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. *Federal Register* 58, 4016–4064.

Bateman, I., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D.W., Sugden, R. and Swanson, J., 2002. *Economic valuation with stated preference techniques: A manual*, Edward Elgar Publishing Ltd., Cheltenham, U.K.

Canadian Council of Forest Ministers, 2007 [cited on September 10, 2007]. National Forestry Database Program [online]. Available from www.nfdp.ccfm.org/.

Canadian Council of Forest Ministers, 2008 [cited in April 2008]. Revenues and economic profile terminology [online]. Last updated: June 25, 2004. Available from www.nfdp.ccfm.org/compendium/profile/terminology_e.php.

Canadian Environmental Sustainability Indicators, 2007 [cited on September 10, 2007]. Highlights [online]. Available from www.environmentandresources.ca.

Champ, P.A., Boyle, K.J. and Brown, T.C. (Eds.), 2003. *A primer on non-market valuation*, Kluwer, Dordrecht.

Chestnut, L.G. and De Civita, P., 2009. *Economic Valuation of Mortality Risk Reduction: Review and Recommendations for Policy and Regulatory Analysis*. Research Paper, Policy Research Initiative, Ottawa.

Cummings, R., Burness, H. and Norton, R. 1981. Methods development for environmental control benefits assessment. In: *Measuring household soiling damages from suspended air particulates: A methodological inquiry*, Volume V. Report prepared for the U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Dickie, M. and Messman, V.L., 2004. Parental altruism and the value of avoiding acute illness: Are kids worth more than parents? *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 1146–1174.

Eichler, H.G., Kong, S.X., Gerth, W.C., Mavros, P. and Jönsson, B., 2004. Use of cost-effectiveness analysis in health-care resource allocation decision-making: How are cost-effectiveness thresholds expected to emerge? *Value in Health* 7, 518–528.

Environment Canada, 2007 [cited on September 20, 2007]. Benefits and costs of the regulatory framework for air emissions [online]. Available from www.ec.gc.ca/default.asp?lang=En&n=714D9AAE-1&news=C33CCDD9-3186-4A43-875A-A1D88135164F.

European Commission, DG XI, 1998. Economic evaluation of air quality targets for tropospheric ozone, Part C, Economic benefit assessment, Final report. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg, Austria; AEA Technology, Culham, U.K.; Norwegian Meteorological Institute (DNMI), Oslo, Norway; National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.

Fanshel S. and Bush J.W., 1970. A health-status index and its application to health-services outcomes. *Operations Research* 18, 1021–1066.

Freeman, A., Rowe, R.D. and Thayer, M., 1994. Economic issues in the application of externalities to electricity resource selection. In: *Technical review of externalities*, EPRI TR-104813, Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA.

Gilbert, C., 1985. Household adjustment and the measurement of benefits from environmental quality improvements. Doctoral Dissertation, Department of Economics, University of North Carolina, Chapel Hill.

Haider, W., Moore, J., Knowler, D. and Anderson, D., 2002. Estimating visibility aesthetics damages for AQVM. Unpublished report prepared for Environmental Economics Branch, Environment Canada, Ottawa.

Hammit, J. and Graham J., 1999. Willingness to pay for health protection: Inadequate sensitivity to probability. *Journal of Risk and Uncertainty* 18, 33–62.

Hardin, G., 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243–1248.

Heck, W.W., Cure, J.O., Rawlings, L.J., Zaragoza, A.S., Heagle, H.E., Heggstad, R.J., Kohut, L.W. and Kress, P.J., 1984. Assessing impacts of ozone on agricultural crops, I, Overview. *Journal of Air Pollution Control Association* 34, 729–735.

Herbinger, K., Then, Ch., Low, M., Haberer, K., Alexous, M., Koch, N., Remele, K., Heerdt, C., Grill, D., Rennenberg, H., Haberer, K.-H., Matyssek, R., Tausz, M. and Wieser, G., 2005. Tree age dependence and within-canopy variation of leaf gas exchange and antioxidative defence in *Fagus sylvatica* under experimental free-air ozone exposure, Issue 3, *Forests under changing climate, enhanced UV and air pollution*. *Environmental Pollution* 137, 476–482.

Holland, M., Mills, G., Hayes, F., Buse, A., Emberson, L., Cambridge, H., Cinderby, S., Terry, A. and Ashmore, M., 2002. Economic assessment of crop yield losses from ozone exposure. Centre for

Ecology and Hydrology: Natural Environment Research Council; U.K. Department for Environment, Food and Rural Affairs; Centre for Ecology and Hydrology: Natural Environment Research Council.

Jones, R., Boer, R., Magezi, S. and Mearns, L., 2004. Assessing Current Climate Risk. Technical paper for Adaptation Policy Framework, United Nations Development Program. Available from www.undp.org/cc/apf_outline.htm.

Karlsson, E., Pleijel, H., Belhaj, M., Danielsson, H., Dahlin, B., Andersson, M., Hansson, M., Munthe J. and Grennfelt, P., 2005. Economic Assessment of the Negative Impacts of Ozone on Crop Yields and Forest Production. A Case Study of the Estate Östads Säteri in Southwestern Sweden. *A Journal of the Human Environment* 34, 32–40.

Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Weinstein, D., Nosal, M. and Percy, K.E., 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment* 28, 965–981.

Koopmans, T.C., 1965. On the concept of optimal economic growth. *Pontificae Academiae Scientiarum, Scripta Varia* 28, 225–300.

Kopp, R.J., Vaughan, W.J., Hazilla, M. and Carson, R., 1985. Implications of environmental policy for U.S. agriculture: The case of ambient ozone standards. *Journal of Environmental Management* 20, 321–331.

Kubiske, E.M., Quinn, V.S., Heilman, W.E., McDonald, E.P., Marquardt, P.E., Teclaw, R.M., Friend, A.L. and Karnosky, D.F., 2006. Interannual climatic variation mediates elevated CO₂ and O₃ effects on forest growth. *Global Change Biology* 12, 1054–1068.

Loehman, E.T., Berg, S.V., Arroyo, A.A., Hedinger, R.A., Schwartz, J.M., Shaw, M.E., Fahien, R.W., De, V.H., Fishe, R.P., Rio, D.E., Rossley, W.F. and Green, A.E.S., 1979. Distribution analysis of regional benefits and cost of air quality control. *Journal of Environmental Economics and Management* 6, 222–243.

Loomis, J., 2005. Economic Values Without Prices: The Importance of Nonmarket Values and Valuation for Informing Public Policy Debates. *Choices* 20, 179-182.

Manuel Jr., E., Horst Jr., R.L., Brennan, K., Lanen, W., Duff, M.C. and Tapiero, J.K., 1982. Benefits analysis of alternative secondary National Ambient Air Quality Standards for sulfur dioxide and total suspended particulates, Volume II. Prepared by the U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, North Carolina.

McClelland, G., Schulze, W., Waldman, D., Irwin, J., Schenk, D., Stewart, T., Deck, L. and Thayer, M., 1991. Valuing eastern visibility: A field test of the contingent valuation (draft). Prepared for the U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

McNeill, R. and Roberge, A., 2000. The impact of visual air quality on tourism revenues in Greater Vancouver and the Lower Fraser Valley. Prepared for Environment Canada, Georgia Basin Ecosystem Initiative, Vancouver, B.C.

Miller, W., Robinson, L.A. and Lawrence, L.S., Eds., 2006. Valuing Health for Regulatory Cost-Effectiveness Analysis. National Academy Press, Washington, D.C.

Moore, M.J. and Viscusi, W.K., 1988. The quantity-adjusted value of life. *Economic Inquiry* 26, 369–388.

Murphy, J.J., Delucchi, M. A., McCubbin, D.R. and Kim, H. J., 1999. The cost of crop damage caused by ozone air pollution from motor vehicles. *Journal of Environmental Management* 55, 273–289.

Murray C., 1994. Quantifying the burden of disease: The technical basis for disability-adjusted life years. *Bulletin of the World Health Organization* 72, 429–445.

National Research Council (Committee on Estimating Mortality Risk Reduction Benefits from Decreasing Tropospheric Ozone Exposure), 2008. Estimating Mortality Risk Reduction and Economic Benefits from Controlling Ozone Air Pollution. National Academy Press, Washington, D.C.

OECD, 2006. Cost-benefit analysis and the environment: Recent developments. Prepared by Pearce, D., Atkinson, G. and Mourato, S. for the Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

OECD, 2007. Costs of environmental policy inaction: Technical report. Prepared by Johnstone, N. and Hascic, I. for the Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.

Ontario Ministry of the Environment, 2005 [cited on November 28, 2006]. Transboundary air pollution in Ontario [online]. Available from www.ene.gov.on.ca/envision/techdocs/5158e.pdf.

Pearson, R.G. and Donnan, J.A., 1989. Impact of ozone exposure on vegetation in Ontario. Report Number ARB-179-89-Phyto, Air Resources Branch, Ontario Ministry of Environment, Toronto, Ontario.

Robberstad, B., 2005. QALYs vs DALYs vs LYs gained: What are the differences, and what difference do they make for health care priority setting? *Norsk Epidemiologi* 15, 183–191.

Rowe, R.D. and L.G. Chestnut, 1984. Valuing Changes in Morbidity: WTP versus CPI Measures. Energy and Resource Consultants Inc.

- Sassi, F., 2006. Calculating QALYs, comparing QALY and DALY calculations. *Health Policy and Planning* 21, 402–408. Oxford University Press in association with The London School of Hygiene and Tropical Medicine. [Advance access originally published on line on 28 July 2006. Available at www.heapol.oxfordjournals.org/cgi/content/abstract/21/5/402.]
- Smith, A.E., Kemp, M.A., Savage, T.H., and Taylor, C.L., 2005. Methods and results from a new survey of values of eastern regional haze improvements, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 55, 1767-1779.
- Spash, C. L., 1997. Assessing the economic benefits to agriculture from air pollution control. *Journal of Economic Surveys* 11, 47–70.
- Stern, N. 2006. *The economics of climate change: The Stern review*. Cabinet Office, HM Treasury, London, U.K. Available from Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Stieb, D., Civita, P.D., Johnson, F.R., Manary, M.P., Anis, A.H., Beveridge R.C. and Judek, S., 2002. Economic evaluation of the benefits of reducing acute cardiorespiratory morbidity associated with air pollution. *Environmental Health: A Global Access Science Source* 1, 7. Available from www.ehjournal.net/content/1/1/7.
- Stieb, D.M., Beveridge, R.C., Smith-Doiron, M., Burnett, R.T., Judek, S., Dales, R.E. and Anis, A.H., 2000. Beyond administrative data: Characterizing cardiorespiratory disease episodes among patients visiting the emergency department. *Canadian Journal of Public Health* 91, 107–112.
- Treasury Board of Canada Secretariat, 2007 [cited on December 16, 2009]. *Canadian Cost-Benefit Analysis Guide: Regulatory Proposals* [online]. Available from www.tbs-sct.gc.ca/ri-qr/documents/gld/analys/analystb-eng.asp.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1997. *The benefits and costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990*. Office of Administration and Resources Management and Office of Policy, Planning and Evaluation.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1999. *The benefits and costs of the Clean Air Act, 1990 to 2010*. EPA, Office of Air and Radiation, Pennsylvania.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2000. *Guidelines for preparing economic analyses*. EPA 240-R-00-003, Office of the Administrator.
- Viscusi, W.K. and Aldy, J., 2003. The value of statistical life: A critical review of market estimates throughout the world. *Journal of Risk and Uncertainty* 27, 5–76.
- Watson, W. and Jaksch, J., 1982. Air pollution: Household soiling and consumer welfare losses. *Journal of Environmental Economics and Management* 9, 248–262.

World Commission on Environment and Development (Brundtland Commission), 1987. Our common future, Oxford University Press, Oxford, U.K.

World Health Organization, 2007 [cited on June 6, 2007]. Health statistics and health information systems. Available from www.who.int/healthinfo/boddaly/en/index.html.

Zeckhauser, R. and Shepard, D.S., 1976. Where now for saving lives? *Law and Contemporary Problems* 40, 5–45.

www.ec.gc.ca

Pour des renseignements supplémentaires :

Environnement Canada
Informathèque
10, rue Wellington, 23^e étage
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
ou 819-997-2800
Télécopieur : 819-994-1412
ATS : 819-994-0736
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

www.hc-sc.gc.ca

Pour des renseignements supplémentaires :

Santé Canada
IA 0900C2, Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Téléphone : 1-866-225-0709 (au Canada seulement)
ou 613-957-2991
Télécopieur : 613-941-5366
ATS : 1-800-267-1245
Courrier électronique : Info@hc-sc.gc.ca