

Examen et évaluation
**de l'Accord entre le
Canada et les États-Unis
sur la qualité de l'air**

2023



N° de cat. : En4-651/2024F-PDF
ISBN : 978-0-660-70605-4
EC23244

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
Édifice Place Vincent Massey
351 boul. Saint-Joseph
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Ligne sans frais : 1-800-668-6767
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

Photo page couverture : © Getty Images

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par
le ministre de l'Environnement et du Changement climatique, 2024

Also available in English

Examen et évaluation de l'Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air

Préparé par :

Environnement et Changement climatique Canada

Environmental Protection Agency des États-Unis

Avis de non-responsabilité des États-Unis

Le présent document mentionne ou examine des textes législatifs ou réglementaires uniquement à titre d'information. Il ne substitue pas à ces lois ou règlements, et les lecteurs doivent consulter les lois ou règlements pour savoir ce qu'ils exigent. Ni le présent document ni aucune de ses parties ne constitue en soi une règle ou un règlement. Il ne peut donc pas modifier ou imposer des exigences juridiquement contraignantes à l'EPA, aux États, aux tribus, au public ou à la communauté réglementée.

Avertissement général

Toute l'information contenue dans le présent document est à jour en date du 19 juillet 2023. Les niveaux de dépassement des normes canadiennes de qualité de l'air ambiant (NCQAA) et des National Ambient Air Quality Standards (NAAQS; normes nationales de qualité de l'air ambiant) peuvent avoir été mis à jour depuis la publication du présent rapport.

Résumé

L'Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air (AQA), signé en 1991, a été conçu à l'origine pour contrôler les contributions transfrontalières aux pluies acides causées par les émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x). En 2000, l'Accord a été modifié pour traiter le problème de l'ozone troposphérique transfrontalier, avec l'ajout d'engagements à l'égard des composés organiques volatils (COV) et de mesures supplémentaires sur les émissions de NO_x.

En 2007, les deux pays avaient rempli leurs engagements respectifs au titre de l'Accord. Bien que l'AQA soit un exemple remarquable de ce qui peut être réalisé grâce à la coopération bilatérale, les engagements datent maintenant de plus de 20 ans. C'est pourquoi, conformément à l'article X, qui prévoit un examen et une évaluation complets de l'Accord et de sa mise en œuvre tous les cinq ans, à moins que les Parties n'en conviennent autrement, le Canada et les États-Unis ont entrepris conjointement les travaux présentés ici.

Les objectifs de cet examen et de cette évaluation sont les suivants :

- examiner ce que l'AQA a accompli à ce jour, y compris s'il atteint ses objectifs actuels et si les réductions d'émissions imposées par l'Accord ont permis d'atteindre les objectifs en matière de réduction du flux transfrontalier de pollution atmosphérique, de réduction des dépôts acides, de réduction des concentrations d'ozone troposphérique et d'amélioration de la qualité de l'air au Canada et aux États-Unis;
- évaluer si les objectifs de réduction des émissions et les mesures prévues à l'annexe 1 (pluies acides) et à l'annexe 3 (ozone), ainsi que les engagements prévus à l'annexe 2 (coopération scientifique), restent adaptés aux besoins politiques et scientifiques des deux pays;
- examiner si de nouvelles actions telles que des engagements ou des mesures seraient appropriées (p. ex. pour les polluants inclus dans l'Accord et ceux qui ne sont pas visés actuellement, tels que les PM_{2,5}).

Dans le cadre de cet examen et de cette évaluation, les Parties envisagent toute action appropriée, y compris la modification de l'AQA ou la modification des politiques, programmes et mesures existants.

Pluies acides

L'annexe sur les pluies acides (annexe 1) de l'AQA fixe des objectifs pour le Canada et les États-Unis afin de réduire les émissions de SO₂ et de NO_x qui causent les pluies acides. Les deux pays ont respecté leurs engagements en matière de réduction des émissions de SO₂ et de NO_x au titre de l'Accord depuis 2007.

En 2020, les émissions totales de SO₂ du Canada s'élevaient à environ 651 000 tonnes métriques, soit une réduction de 78 % par rapport au total de 3 millions de tonnes métriques en 1990. De 1990 à 2020, les émissions totales de NO_x du Canada ont également diminué de 36 % (826 000 tonnes métriques). Ces réductions ont été obtenues grâce à des programmes tels que le Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada de 1985 et la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000.

Aux États-Unis, de 1990 à 2020, les émissions de SO₂ ont diminué de 92 %, passant de 23,1 millions à 1,9 million de tonnes métriques, et les émissions de NO_x ont diminué de 69 %, passant de 25,5 millions à 7,8 millions de tonnes métriques. L'Acid Rain Program (programme de lutte contre les pluies acides) des États-Unis a permis de réduire considérablement les émissions de SO₂ et de NO_x des centrales électriques, réduisant ainsi les pluies acides. Les mesures réglementaires prises aux États-Unis, telles que la *Cross-State Air*

Pollution Rule (CSAPR) et ses mises à jour ultérieures, ont également permis de diminuer considérablement les émissions annuelles de SO₂ et les émissions annuelles et estivales de NO_x provenant du secteur de l'électricité.

Le succès continu et remarquable obtenu dans les deux pays en matière de réduction des polluants contribuant aux dépôts acides (SO₂ et NO_x) a mené à des signes récents de rétablissement. Certaines régions des deux pays, notamment l'est du Canada, ne se sont pas encore remises des charges polluantes historiques et reçoivent des dépôts acides qui peuvent dépasser les charges critiques actuelles. La modélisation laisse croire à un effet transfrontalier sur les dépôts totaux, en particulier dans les régions moins peuplées du nord du Montana et du nord de la province de l'Ontario, où les dépôts sont plus faibles que dans le nord-est des États-Unis. En outre, les dépôts d'azote réduit (y compris l'ammoniac [NH₃] et l'ammonium [NH₄⁺]) n'ont pas diminué au cours des dernières décennies et ont même augmenté dans certaines régions.

Ozone

En 2000, l'annexe sur l'ozone de l'AQA (annexe 3) a défini les engagements pris par le Canada et les États-Unis pour réduire les émissions de NO_x et de COV qui contribuent à la pollution transfrontalière par l'ozone. Ces engagements s'appliquent à une région définie dans les deux pays, la zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP), qui comprend le centre et le sud de l'Ontario, le sud du Québec, 18 États des États-Unis et le District de Columbia. Au moment de la signature de l'annexe, cette ZGEP était la zone jugée la plus critique pour la réduction de l'ozone transfrontalier. Ces engagements visaient à aider les deux pays à atteindre leurs objectifs respectifs en matière de qualité de l'air et à protéger la santé humaine et l'environnement.

Le Canada et les États-Unis ont respecté les engagements qu'ils avaient pris dans le cadre de l'annexe sur l'ozone en vue de réduire les émissions de NO_x et de COV provenant de sources fixes et mobiles ainsi que de solvants, de peintures et de produits de consommation. De 1990 à 2020, les émissions nationales de NO_x et de COV du Canada ont diminué respectivement de 36 % et de 49 %. Aux États-Unis, durant la même période, les émissions atmosphériques nationales de NO_x et de COV ont diminué respectivement de 70 % et de 48 %.

Les concentrations ambiantes d'ozone ont également diminué dans la région frontalière entre le Canada et les États-Unis depuis l'établissement de l'annexe sur l'ozone. La quatrième valeur annuelle la plus élevée des maximums quotidiens des concentrations d'ozone moyennes sur 8 heures (MQCOM8) a diminué de plus de 10 parties par milliard (ppb) à de nombreuses stations de surveillance en Ontario, au Québec et dans les Maritimes, et de 20 ppb à certaines stations des États des Grands Lacs et de la vallée de l'Ohio, où les concentrations d'ozone sont les plus élevées.

L'ozone continue également d'avoir des répercussions importantes sur la santé publique et la production agricole aux États-Unis et au Canada, malgré les progrès réalisés grâce aux engagements pris dans le cadre de l'annexe 3. Le transport en provenance des États-Unis continue de contribuer à une grande partie de l'ozone anthropique au Canada, où l'on observe le plus grand effet dans le corridor Windsor-Québec, ainsi que dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, dans la région du Grand Vancouver et de Victoria, dans le sud de l'Alberta, dans la région du Grand Toronto et de Hamilton et dans la région de Montréal. Les stations de surveillance de l'air dans le sud de l'Ontario et le sud du Québec continuent de mesurer des concentrations d'ozone qui approchent ou dépassent les NCQAA, et les projections de modélisation donnent à penser que ces normes continueront d'être dépassées en 2035. Selon la modélisation, le flux transfrontalier d'ozone et de ses précurseurs des États-Unis vers le Canada contribue à une portion importante des effets sur la santé dans le centre du pays et au Canada atlantique et constitue la principale source des effets sur la santé en Ontario, au Québec, en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve-et-Labrador et à l'Île-du-Prince-Édouard.

On estime que le flux transfrontalier des États-Unis vers le Canada contribue également à réduire le rendement des cultures, en particulier le long du corridor Windsor-Québec.

Particules fines

Bien que l'Accord n'inclue pas les PM_{2,5}, les émissions de certains précurseurs des PM_{2,5} secondaires sont abordées dans des mesures de réduction des NO_x, des SO₂ et des COV. Toutefois, les émissions directes de PM_{2,5} et de NH₃ (un précurseur des PM_{2,5}) ne sont pas prises en compte dans l'Accord. De 1990 à 2020, les émissions de PM_{2,5} primaires du Canada ont diminué de 15 % après avoir atteint un plateau d'environ 1,5 million de tonnes métriques par an. Les émissions nationales de PM_{2,5} primaires des États-Unis ont diminué de 38 % de 1990 à 2020, après avoir diminué progressivement jusqu'en 2015, puis atteint un plateau au cours des dernières années. Les programmes régionaux et multiétatiques qui ont permis de réduire les concentrations d'ozone ont également entraîné une diminution des émissions de plusieurs précurseurs chimiques des PM_{2,5} secondaires (NO_x, SO₂ et COV). Toutefois, les émissions de NH₃ ont augmenté de 24 % au Canada et de 25 % aux États-Unis de 1990 à 2020.

Les effets néfastes sur la santé de l'exposition aux PM_{2,5} sont bien consignés, et les deux pays continuent de prendre des mesures pour réduire leurs émissions respectives. Au cours des dernières années, les concentrations de PM_{2,5} sont les plus élevées à proximité des zones urbaines, en particulier dans la vallée de l'Ohio, sur la côte atlantique et dans le corridor Windsor-Québec, où les concentrations observées à plusieurs stations au Canada approchent ou dépassent les seuils des NCQAA. Bien que la modélisation prévienne que les concentrations de PM_{2,5} diminueront d'ici 2035, elles devraient également continuer à dépasser les seuils des NCQAA dans certaines des plus grandes villes du Canada. L'analyse présentée dans ce rapport révèle une augmentation du transport des PM_{2,5} des États-Unis vers le Canada. Une modélisation et une analyse récentes indiquent également que les PM_{2,5} transfrontalières augmentent la morbidité et la mortalité au Canada et ont un impact plus important sur la santé que l'ozone transfrontalier. Les résultats de la modélisation confirment que la plupart des effets transfrontaliers des PM_{2,5} se situent à plusieurs centaines de kilomètres de la frontière et sont principalement ressentis dans les régions du Michigan, de l'Ontario et du Québec, et que les effets les plus importants sont observés dans la région de Détroit-Windsor.

Coopération scientifique et technique

Les Parties ont renforcé leurs relations par le biais de la collaboration et des échanges scientifiques dans le cadre de l'AQA. Depuis 1994, elles se notifient mutuellement des sources particulières de pollution atmosphérique situées à moins de 160 km (100 miles) de la frontière entre le Canada et les États-Unis. Les gouvernements des deux pays échangent des données par le biais d'une série de programmes et d'outils tels que [AirNow](#) et le National Atmospheric Deposition Program (NADP; programme national sur les dépôts atmosphériques), et entretiennent un dialogue informel continu sur toute une série de sujets liés aux réseaux de surveillance et aux méthodes de mesure. Le Canada et les États-Unis collaborent et mettent en commun des inventaires, des résumés et des analyses d'émissions dans le cadre de plusieurs accords et rapports tels que le rapport d'étape de l'AQA, le Conseil de l'Arctique et la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance. Outre le respect de leurs engagements respectifs en matière de pollution, les Parties ont mené à bien de nombreux projets pilotes ainsi que des activités conjointes de modélisation et d'analyse dans le cadre de l'annexe sur l'ozone. Ces efforts ont permis d'améliorer la mise en commun de l'information et la connaissance du transport transfrontalier, au bénéfice de chaque pays.

Pour l'avenir, les coprésidents du Sous-comité du CQA sur la collaboration scientifique ont organisé une série d'ateliers d'échange scientifique afin de mettre en commun de l'information, de continuer à établir des liens et

d'alimenter le dialogue politique sur les questions transfrontalières actuelles et émergentes. Les Parties ont accompli beaucoup de choses dans le cadre de l'AQA, continuent de collaborer dans le cadre de divers projets et cherchent des moyens de continuer à travailler ensemble à la poursuite d'objectifs communs pour améliorer les conditions de la qualité de l'air.

Conclusion générale et recommandation

L'AQA entre le Canada et les États-Unis est un modèle de coopération bilatérale réussie qui a permis d'améliorer considérablement l'environnement au cours de ses trois décennies d'existence. Les conclusions générales de l'examen et de l'évaluation de l'AQA indiquent que d'importants résultats ont été obtenus dans le cadre de l'AQA actuel et que les deux pays ont pleinement respecté leurs obligations. Toutefois, la pollution atmosphérique transfrontalière continue d'avoir un impact sur les deux pays en ce qui concerne la santé et de l'environnement. Pour continuer à atteindre l'objectif de l'AQA « de contrôler la pollution atmosphérique entre les deux pays », il est recommandé de mettre l'Accord à jour, notamment en explorant de nouvelles stratégies pour tenir compte des questions émergentes qui ne sont pas actuellement couvertes par l'AQA.

Table des matières

Avis de non-responsabilité des États-Unis	i
Avertissement général.....	i
Résumé.....	ii
Pluies acides	ii
Ozone	iii
Particules fines	iv
Coopération scientifique et technique.....	iv
Conclusion générale et recommandation	v
Table des matières	vi
Liste des abréviations et des acronymes.....	viii
Liste des tableaux	x
Liste des figures	x
1 Introduction.....	1
1.1 Contexte historique.....	1
1.2 Contexte environnemental.....	1
1.3 Objectifs de l'examen et de l'évaluation	4
1.4 Approche de l'examen et de l'évaluation.....	4
2 Pluies acides	5
2.1 Effet des stratégies de réduction des émissions sur les polluants acidifiants	7
2.1.1 Canada	7
2.1.2 États-Unis.....	10
2.2 Niveaux et tendances actuels des dépôts acides	12
2.3 Effets des flux transfrontaliers	15
2.4 Acidification et eutrophisation des eaux.....	18
2.4.1 Canada	18
2.4.2 États-Unis.....	22
2.5 Rétablissement	23
2.6 Résumé	24
3 Ozone troposphérique.....	25
3.1 Normes et lignes directrices relatives à la qualité de l'air.....	27
3.2 Effets des stratégies de réduction des émissions sur les précurseurs de l'ozone troposphérique	28
3.2.1 Canada	28
3.2.2 États-Unis.....	30

3.3	Concentrations ambiantes d’ozone.....	31
3.4	Évolution prévue de l’ozone.....	33
3.5	Effet du flux transfrontalier.....	36
3.6	Conséquences sur la santé.....	44
3.7	Conséquences sur l’environnement.....	48
3.8	Le méthane comme précurseur de l’ozone.....	49
3.9	Résumé.....	49
4	Particules fines.....	51
4.1	Normes et lignes directrices relatives à la qualité de l’air.....	52
4.2	Tendances des émissions de PM _{2,5} primaires et de précurseurs des PM _{2,5}	52
4.2.1	Canada.....	53
4.2.2	États-Unis.....	54
4.3	Concentrations ambiantes de PM _{2,5}	56
4.4	Changements projetés dans les concentrations de PM _{2,5}	58
4.5	Effet du flux transfrontalier.....	62
4.6	Conséquences sur la santé.....	67
4.7	Conséquences sur l’environnement.....	70
4.7.1	Mesures canadiennes visant à protéger la visibilité en vertu de l’AQA.....	71
4.7.2	Mesures américaines visant à protéger la visibilité en vertu de l’AQA.....	72
4.8	Résumé.....	73
5	Collaboration scientifique et technique.....	74
5.1	Mise en commun des données.....	76
5.2	Projets de collaboration.....	77
5.3	Résumé.....	80
6	Conclusions.....	80
6.1	Réflexion sur plus de 30 ans de l’AQA.....	80
6.2	Principales conclusions de l’évaluation.....	81
7	Recommandation.....	82
	Références.....	83
	Annexe A : Modélisation.....	96
	Modélisation de la qualité de l’air par ECCC.....	96
	Intrants d’émissions.....	96
	Incertitude du modèle.....	98
	Séquences de réduction de 20 %.....	99
	Modélisation de la qualité de l’air par l’EPA des États-Unis.....	100

Ozone.....	100
PM _{2,5}	102
Annexe B : Analyse météorologique du flux transfrontalier	104

Liste des abréviations et des acronymes

µeq/l	Micro-équivalents par litre
µg/m ³	Microgrammes par mètre cube
µmol _c L ⁻¹	Équivalent de charge en micromole par litre
ADAGIO	Atmospheric Deposition Analysis Generated from optimal Interpolation from Observations (analyse des dépôts atmosphériques générée à partir d'une interpolation optimale des observations)
APCA	Anthropogenic Precursor Culpability Assessment (évaluation de la culpabilité des précurseurs Anthropiques)
AQA	Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air
AQS	Air Quality System (États-Unis)
CAIR	<i>Clean Air Interstate Rule</i> (États-Unis)
CAMx	Comprehensive Air Quality Modeling with Extensions (modélisation complète de la qualité de l'air avec extensions)
CBR	Combustion de bois à des fins résidentielles
CEE-ONU	Commission économique des Nations Unies pour l'Europe
CMAQ	Community Multiscale Air Quality Modeling System (système communautaire de modélisation multi-échelle de la qualité de l'air)
CNA	Capacité de neutralisation de l'acide
COD	Carbone organique dissous
COV	Composés organiques volatils
CQA	Comité Canada-États-Unis sur la qualité de l'air
CSAPR	<i>Cross-State Air Pollution Rule</i> (États-Unis)
DCM	Dépassements cumulés moyens
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
éq ha ⁻¹ an ⁻¹	Équivalent par hectare par an
EQUATES	Projet Air Quality Time Series de l'EPA
GEM-MACH	Global Environmental Multiscale Model – Modeling Air Quality and Chemistry (modèle global environnemental multi-échelle – modélisation de la qualité de l'air et de la chimie)
IEPA	Inventaire des émissions de polluants atmosphériques (Canada)
kg ha ⁻¹ an ⁻¹	Kilogramme par hectare par an
kg-N/ha	Kilogramme d'azote par hectare
kg-S/ha	Kilogramme de soufre par hectare
Mm ⁻¹	Mégamètres inversés
MOOSE	Michigan-Ontario Ozone Source Experiment (expérience de surveillance des sources d'ozone du Michigan et de l'Ontario)
MQCOM8	Maximum quotidien des concentrations d'ozone moyennes sur 8 heures
MSQ	Maintien du statu quo

MWe	Mégawatts électriques
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards (États-Unis)
NADP	National Atmospheric Deposition Program (États-Unis)
NASA	National Aeronautics and Space Administration (U.S.)
NCQAA	Normes canadiennes de qualité de l'air ambiant
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO ₃ ⁻	Nitrate
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration (États-Unis)
NO _x	Oxydes d'azote
nssSO ₄ ⁻²	Sulfates ne provenant pas du sel de mer
Ozone PA	Ozone Policy Assessment (évaluation de la politique) (États-Unis)
PA16	Évaluation de la politique nominale pour l'année de référence 2016 (États-Unis)
PGA	Secteur pétrolier et gazier d'amont
pH	Potentiel d'hydrogène
PM	Particules fines
PM ₁₀	Particules inhalables dont le diamètre est généralement inférieur ou égal à 10 micromètres
PM _{2,5}	Particules fines; particules inhalables dont le diamètre est généralement inférieur ou égal à 2,5 micromètres
ppb	Parties par milliard, par volume
RCSAP	Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations
RCU	<i>Final Revised Cross State Air Pollution Rule Update</i> (États-Unis)
RCU16	Modélisations selon la RCU de l'année 2016 (États-Unis)
RCU23	Projections selon la RCU pour l'année 2023 (États-Unis)
RCU28	Projections selon la RCU pour l'année 2028 (États-Unis)
RHR	Regional Haze Rule (États-Unis)
RHR16	Modélisation selon la RHR pour 2016 (États-Unis)
RHR28	Modélisation selon la RHR pour 2028 (États-Unis)
SCE	Surveillance continue des émissions
SGQA	Système de gestion de la qualité de l'air (Canada)
SIP	State Implementation Plan (États-Unis)
SO ₂	Dioxyde de soufre
SO ₄ ²⁻	Sulfate
SSWC	Steady-State Water Chemistry model (modèle de la chimie de l'eau à l'équilibre)
TDep	Dépôts totaux
TEMPO	Tropospheric Emissions: Monitoring of Pollution (Émissions troposphériques : surveillance de la pollution)
ZGEP	Zone de gestion des émissions de polluants (annexe sur l'ozone de l'AQA)

Liste des tableaux

Tableau 2-1. Pluies acides (annexe 1) : Objectifs spécifiques pour l’anhydride sulfureux et les oxydes d’azote6	
Tableau 3-1. Annexe sur l’ozone (annexe 3) : objectifs spécifiques pour les précurseurs de l’ozone troposphérique..... 26	26
Tableau 3-2. Normes nationales de qualité de l’air ambiant pour l’ozone 28	28
Tableau 4-1. Normes nationales de qualité de l’air ambiant pour les PM _{2,5} 52	52
Tableau 5-1. Résumé de l’annexe 2 – Activités scientifiques et techniques et de recherche en économie 75	75
Tableau A-1. Description des simulations utilisées dans l’analyse américaine de l’ozone.....100	100
Tableau A-2. Description des simulations utilisées dans l’analyse américaine de l’ozone. 102	102

Liste des figures

Figure 2-1. Tendances des émissions canadiennes de SO ₂ de 1990 à 2020.....8	8
Figure 2-2. Tendances des émissions canadiennes de NO _x de 1990 à 2020.....9	9
Figure 2-3. Tendances des émissions de SO ₂ aux États-Unis de 1990 à 2020..... 11	11
Figure 2-4. Tendances des émissions de NO _x aux États-Unis de 1990 à 2020. 12	12
Figure 2-5. Dépôts humides annuels de nssSO ₄ ²⁻ pour a) 1990 et b) 2019..... 13	13
Figure 2-6. Dépôts humides annuels de NO ₃ ⁻ pour a) 1990 et b) 2019. 13	13
Figure 2-7. Moyenne triennale des dépôts totaux de soufre aux États-Unis pour a) 2000-2002 et b) 2018-2020. 14	14
Figure 2-8. Moyenne triennale des dépôts totaux d’azote aux États-Unis pour (a) 2000-2002 et (b) 2018-2020. 15	15
Figure 2-9. Influence des émissions canadiennes et américaines sur les dépôts annuels de soufre dans la région transfrontalière, estimée à partir des simulations de l’Ozone Policy Assessment de 2020 de l’EPA. 16	16
Figure 2-10. Influence des émissions canadiennes et américaines sur les dépôts annuels d’azote dans la région transfrontalière, estimée à partir des simulations de l’Ozone Policy Assessment de 2020 de l’EPA. 17	17
Figure 2-11. Cartes des dépassements cumulés moyens (DCM) des sols naturels et semi-minéraux selon les modèles de dépôt de soufre et d’azote du Global Environmental Multiscale Model – Modeling Air Quality and Chemistry (GEM-MACH)..... 19	19
Figure 2-12. Dépassement des lacs cartographiés en fonction des dépôts modélisés par GEM-MACH 21	21
Figure 2-13. Dépassements dans les lacs et les cours d’eau des charges critiques estimées pour les dépôts d’azote total et de soufre total..... 23	23
Figure 3-1. Carte de la ZGEP de l’annexe sur l’ozone 25	25
Figure 3-2. Tendances des émissions de COV au Canada pour la période de 1990 à 2020..... 29	29
Figure 3-3. Tendances des émissions de COV aux États-Unis pour la période de 1990 à 2020..... 31	31
Figure 3-4. Concentrations d’ozone (moyenne triennale de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour a) 2000-2002 et b) 2018-2020. 32	32
Figure 3-5. Concentrations d’ozone (moyenne quinquennale de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour a) 1996-2000 et b) 2016-2020. 33	33
Figure 3-6. Moyenne saisonnière des MQCOM8 des scénarios de modélisation d’ECCC pour la période de mai à septembre pour a) l’année de référence 2015 et pour les projections futures b) de 2025 et c) de 2035. 35	35
Figure 3-7. Moyenne saisonnière des MQCOM8 des scénarios de modélisation de l’EPA de mai à septembre pour l’année de référence a) PA16 et b) RCU16, et pour les projections c) de la RCU23 et d) de la RCU28..... 36	36

Figure 3-8. Influence des émissions canadiennes et américaines sur les maximums quotidiens des concentrations d’ozone du modèle d’ECCC.	38
Figure 3-9. Effet des émissions canadiennes et américaines (axe des ordonnées de gauche) et concentration d’ozone (axe des ordonnées de droite) pour la moyenne estivale de 2015 des maximums quotidiens des concentrations d’ozone sur 8 heures dans a) les villes canadiennes et b) les villes américaines, d’après la modélisation d’ECCC.....	39
Figure 3-10. Attribution de l’ozone selon la PA16 à partir a) des émissions américaines et b) des émissions canadiennes; selon la RCU23 à partir c) des émissions américaines et d) des émissions canadiennes; selon la RCU28 à partir e) des émissions américaines et f) des émissions canadiennes. Tous les résultats sont des moyennes des MQCOM8 de mai à septembre.	42
Figure 3-11. Ratio d’ozone entre les États-Unis et le Canada à partir des scénarios de modélisation de la PA16 (a), de la RCU23 (b), et de la RCU28 (c) des États-Unis.	43
Figure 3-12. Contributions moyennes (ppb) modélisées par ECCC des sources (toutes, américaines, canadiennes) aux maximums quotidiens des concentrations d’ozone moyennes sur 8 heures (MQCOM8), pondérés en fonction de la population, de mai à septembre, touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne.	45
Figure 3-13. Contributions moyennes (ppb) modélisées par l’EPA des sources (toutes, américaines, canadiennes) aux maximums quotidiens des concentrations d’ozone moyennes sur 8 heures (MQCOM8), pondérés en fonction de la population, de mai à septembre, touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne.	46
Figure 3-14. Rapport entre les contributions de sources américaines et celles de sources canadiennes aux conséquences totales sur la santé liées à l’ozone au Canada (estimées en tant que valeur économique annuelle), par division de recensement.	47
Figure 4-1. Tendances des émissions de PM _{2,5} au Canada, 1990-2020.....	53
Figure 4-2. Tendances des émissions de NH ₃ au Canada, 1990-2020.....	54
Figure 4-3. Tendances des émissions de PM _{2,5} aux États-Unis, 1990-2020	55
Figure 4-4. Tendances des émissions de NH ₃ aux États-Unis, 1990-2020.....	56
Figure 4-5. Concentrations des PM _{2,5} (98 ^e centile des concentrations moyennes quotidiennes) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour les périodes : a) 2001-2005 et b) 2016-2020.	57
Figure 4-6. Concentrations de PM _{2,5} (moyenne annuelle des concentrations moyennes quotidiennes) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour les périodes : a) 2001-2005 et b) 2016-2020.....	58
Figure 4-7. Concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} d’après les scénarios de modélisation d’ECCC pour l’année de référence a) 2015, et pour les années de projection b) 2025 et c) 2035.	60
Figure 4-8. Concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} d’après les scénarios de modélisation de l’EPA pour l’année de référence 2016 : a) PA16 et b) RHR16, et pour l’année de projection 2028 : c) RHR28.	61
Figure 4-9. Effet des émissions américaines et canadiennes sur les concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} d’après la modélisation de mise à zéro d’ECCC.....	64
Figure 4-10. Effet des émissions canadiennes et américaines (axe des Y de gauche), concentrations de PM _{2,5} (axe des Y de droite) et concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} en 2015 dans : a) les villes canadiennes; et b) les villes américaines, d’après la modélisation d’ECCC.	65
Figure 4-11. Effet des émissions américaines et canadiennes sur les concentrations moyennes annuelles de PM _{2,5} d’après la modélisation de mise à zéro de l’EPA.	66
Figure 4-12. Rapport entre les contributions américaines et les contributions canadiennes aux concentrations de PM _{2,5} d’après les scénarios de modélisation selon la PA16 (à gauche) et selon la RHR28 (à droite).	66

Figure 4-13. Contributions moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), pondérées en fonction de la population, modélisées par ECCC, en fonction des sources (toutes, américaines, canadiennes), touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne...	68
Figure 4-14. Contributions moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), pondérées en fonction de la population, modélisées par l'EPA, en fonction des sources (toutes, canadiennes, américaines), touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne...	69
Figure 4-15. Rapport entre les contributions de sources américaines et celles de sources canadiennes aux conséquences globales sur la santé liées aux $PM_{2,5}$ au Canada (estimées en tant que valeur économique annuelle), par division de recensement.	70
Figure 4-16. Relation entre la concentration quotidienne de $PM_{2,5}$ et la portée visuelle reconstruite à partir des données de spéciation des particules provenant de stations situées partout au Canada, pour les années 2003-2015.	72
Figure 4-17. Composition chimique et en sources de la brume sèche régionale dans le parc UL Bend au Montana.	73
Figure A-1. Émissions canadiennes de NO_x en 2015, 2025, 2030 et 2035.....	97
Figure A-2. Émissions canadiennes de COV en 2015, 2025, 2030 et 2035.	97
Figure A-3. Émissions canadiennes de $PM_{2,5}$ en 2015, 2025, 2030 et 2035.....	98
Figure A-4. Moyenne annuelle des concentrations maximales quotidiennes d'ozone issue de la modélisation d'ECCC.....	99
Figure A-5. Carte de la population du Canada et des États-Unis montrant un contour noir de la zone proposée pour l'analyse de l'Accord.	101
Figure B-1. Les pressions moyennes mensuelles en surface et les champs de vent issus de la MERRA-2 sont présentés pour les mois de mai, de juillet et de septembre 2016.....	104
Figure B-2. Les pressions moyennes mensuelles en surface et les champs de vent issus de la MERRA-2 sont présentés pour les mois de janvier, de mars et de novembre 2016.....	105

1 Introduction

1.1 Contexte historique

Dans les années 1970, les forêts et les lacs d'Amérique du Nord ont commencé à montrer des signes de dommages causés par les pluies acides attribuables aux émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x). Reconnaissant que le flux transfrontalier de ces polluants contribuait de façon importante aux pluies acides, le Canada et les États-Unis (également appelés « les Parties ») ont signé, le 13 mars 1991, l'Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air (AQA; ci-après appelé « Accord » ou « AQA »), un accord sous forme de traité qui engage les deux pays à réduire les émissions de polluants et les impacts de la pollution atmosphérique transfrontalière. Le but de l'Accord est d'établir « un instrument pratique et efficace pour chercher à résoudre les sujets de préoccupations communs en ce qui a trait à la pollution atmosphérique transfrontalière », avec l'objectif général de « contrôler la pollution atmosphérique transfrontalière entre les deux pays » (Canada-United States Air Quality Agreement, 1991).

Le corps principal de l'Accord aborde des questions telles que les objectifs généraux, les rôles et les responsabilités des Parties, les méthodes d'échange d'information, ainsi que l'évaluation et la consultation. Il établit le cadre des obligations des deux pays en matière de lutte contre la pollution atmosphérique transfrontalière.

L'AQA initial comprenait deux annexes :

- (1) *Objectifs spécifiques pour l'anhydride sulfureux et les oxydes d'azote* (annexe 1) : Cet annexe énonce les engagements du Canada et des États-Unis à réduire les émissions nationales des précurseurs des pluies acides, soit de SO₂ et de NO_x.
- (2) *Activités scientifiques et techniques et études économiques* (annexe 2) : Cet annexe contient les lignes directrices pour la collaboration dans les activités scientifiques et techniques et les études économiques, les activités de surveillance et l'échange de renseignements relatifs à la qualité de l'air, aux dépôts acides et à d'autres domaines d'intérêt mutuel.

En 2000, l'AQA a été modifié pour inclure les *Objectifs spécifiques pour les précurseurs de l'ozone troposphérique* (annexe 3) (Canada-US Air Quality Agreement: Ozone Annex, 2000), afin de résoudre le problème de l'ozone troposphérique transfrontalier, un élément clé du smog. Le smog est un terme qui décrit un brouillard ou une brume combinée à de la fumée et à d'autres polluants atmosphériques. La mauvaise qualité de l'air due au smog est souvent associée à une visibilité réduite et à une augmentation de l'incidence des maladies respiratoires telles que l'asthme. Le smog est composé d'un mélange de polluants atmosphériques, mais ses deux principaux composants sont l'ozone troposphérique et les particules fines (PM).

En 2000, le Canada et les États-Unis ont également mis à jour l'annexe 2 pour y inclure d'autres lignes directrices sur la coopération et l'échange d'information concernant l'échange de droits d'émissions, les activités de sensibilisation et le partage des données sur l'ozone troposphérique et ses précurseurs.

1.2 Contexte environnemental

La pollution atmosphérique transfrontalière fait référence aux émissions de polluants atmosphériques qui sont rejetées dans un pays et ensuite transportées ou déplacées par les vents et les systèmes météorologiques dans un autre pays. Les flux transfrontaliers comprennent les polluants directement émis dans l'air (c.-à-d. polluants primaires) et ceux qui se transforment en différentes substances par une réaction chimique dans l'air (c.-à-d. polluants secondaires). De nombreux pays sont à la fois sources et récepteurs de la pollution atmosphérique transfrontalière (Kauffmann et Saffirio, 2020). L'AQA a été créée pour lutter contre la pollution atmosphérique transfrontalière dans les deux pays. En raison des vents dominants et des grandes sources

d'émissions, les émissions américaines de polluants atmosphériques peuvent affecter la qualité de l'air dans certaines régions du Canada, comme le montrent les scénarios de modélisation canadiens. Le transport transfrontalier de polluants se produit tout le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis, mais il a un impact plus important sur la qualité de l'air dans le sud de l'Ontario, au Québec et au Canada atlantique (AMC, 2021a). Cependant, les récents épisodes de feux de forêt dans les deux pays ont mis en évidence le potentiel de la fumée de ces feux à exercer des effets néfastes sur toute la longueur de la frontière (Albores *et al.*, 2023; NOAA, 2023).

La pollution atmosphérique est le principal facteur environnemental contribuant à la charge mondiale de morbidité, entraînant selon les estimations de 6 à 7 millions de décès prématurés par an et d'importantes pertes économiques (5,1 billions de dollars américains ou 6,6 % du produit mondial) (UNEP, 2019). En 2020, le Health Effects Institute a indiqué que la pollution atmosphérique était le quatrième facteur de risque de décès prématuré en importance dans le monde lors de l'année précédente. L'Institute for Health Metrics Evaluation a calculé qu'en 2019, la pollution atmosphérique dans le monde a contribué à environ 6,67 millions de décès prématurés et à 213 millions d'années de vie corrigées de l'incapacité perdues. Selon cette analyse, les particules fines (PM_{2,5}) sont responsables de 4,14 millions de décès prématurés, la pollution atmosphérique dans les maisons, de 2,31 millions de décès prématurés, et l'ozone, d'environ 365 000 décès prématurés (Health Effects Institute, 2020).

Bien que la qualité globale de l'air au Canada et aux États-Unis soit relativement bonne par rapport à celle d'autres pays développés, plusieurs études récentes indiquent que la pollution atmosphérique augmente le risque de mortalité, même à de faibles concentrations ambiantes (Brunekreef *et al.*, 2021; Crouse *et al.*, 2015; Pappin *et al.*, 2019; Pinault *et al.*, 2017). Des chercheurs ont examiné les effets de faibles concentrations ambiantes de PM_{2,5} chez 68,5 millions d'Américains âgés et ont constaté une augmentation du risque de mortalité estimée de 6 à 8 % pour 10 µg/m³ (moyenne annuelle) de PM_{2,5} dans un sous-groupe faiblement exposé (Dominici *et al.*, 2022). Santé Canada estime que la pollution atmosphérique d'origine humaine et naturelle en Amérique du Nord contribue à 15 300 décès prématurés par an au Canada, ainsi qu'à 2,7 millions de jours de symptômes d'asthme et 35 millions de jours de symptômes respiratoires aigus par an, ce qui entraîne un coût économique total d'environ 120 milliards de dollars canadiens (Health Canada, 2021). Dans le cadre de l'étude intitulée Global Burden of Disease Study (étude sur le fardeau de la maladie à l'échelle mondiale), on estime que la pollution atmosphérique contribue à 602 000 décès prématurés aux États-Unis. Un total de 10 % de ces décès estimés sont dus à des maladies pulmonaires obstructives chroniques, 4 % à des cancers du poumon et 3 % à des infections des voies respiratoires inférieures (Global Burden of Disease Collaborative Network, 2021).

Les émissions atmosphériques ont également des conséquences sur l'environnement par le biais des dépôts. Les dépôts acides (dépôts humides ou secs de composés acides) éliminent les nutriments essentiels des sols par lixiviation et mobilisent l'aluminium toxique. Cette perte de nutriments a un impact négatif sur la santé et la croissance des arbres et réduit la capacité des sols à neutraliser les charges futures de dépôts acides. Ainsi, les dépôts acides peuvent contribuer à la baisse des taux de croissance et à l'augmentation des taux de mortalité des arbres, ainsi qu'à une réduction de la biodiversité (voir par exemple Clark *et al.*, 2019). Des descriptions détaillées des impacts des dépôts acides sur les écosystèmes aquatiques et terrestres en Amérique du Nord sont disponibles dans les documents d'évaluation des États-Unis (Burns *et al.*, 2011) et du Canada (Environment Canada, 2005).

Depuis l'établissement de l'AQA, le Canada et les États-Unis ont tous deux réalisé d'importantes réductions des émissions de SO₂ et de NO_x, les deux principaux polluants à l'origine des dépôts acides. Depuis 2000, les Parties ont également progressé dans la réduction des émissions de NO_x et de composés organiques volatils (COV)

pour lutter contre l’ozone troposphérique dans la région frontalière entre le Canada et les États-Unis¹. En 2007, les deux pays ont atteint les objectifs de réduction des émissions fixés dans les annexes relatives aux pluies acides et à l’ozone, et ces émissions ont continué à diminuer au cours des années suivantes. Ces réductions d’émissions ont entraîné une diminution des niveaux de pluies acides et d’ozone troposphérique ambiant, ainsi qu’une diminution des niveaux de PM ambiants (ECCC et US EPA, 2023).

Au cours des trois dernières décennies, le contexte environnemental mondial, y compris celui propre à l’Amérique du Nord, a considérablement évolué. Par exemple, les effets des changements climatiques sont de plus en plus apparents dans le monde entier, notre compréhension des changements climatiques et leurs effets a évolué et les changements climatiques eux-mêmes se sont accélérés. Ces derniers sont liés à des changements de la qualité de l’air, dont des changements dans les concentrations d’ozone et de PM, à cause de températures plus élevées, de systèmes météorologiques de haute pression à déplacement lent de plus en plus fréquents, et d’événements extrêmes plus fréquents liés à la hausse des températures, comme les feux de forêt (Health Canada, 2022b). Au Canada et aux États-Unis, les impacts des changements climatiques se font déjà sentir dans de nombreuses collectivités par le biais d’événements climatiques et météorologiques extrêmes plus fréquents et plus intenses. On s’attend à ce que ces événements provoquent des perturbations et des dommages aux infrastructures et aux biens, et qu’ils entravent le taux de croissance économique. En outre, les incidences sur la santé et le bien-être du public, en particulier des populations vulnérables, restent préoccupantes (USGCRP, 2018). Les sources d’émissions ont également connu des changements importants. Par exemple, il est prouvé que la croissance rapide des activités d’extraction de pétrole et de gaz dans la formation Bakken entraîne une augmentation du transport transfrontalier de polluants atmosphériques dans les deux sens entre le Dakota du Nord, le Montana, l’Alberta et la Saskatchewan (Prenni *et al.*, 2016).

Les États-Unis et le Canada prennent des mesures pour relever les nouveaux défis environnementaux grâce à des initiatives stratégiques visant à réduire la pollution atmosphérique et à atténuer les changements climatiques. En 2022, les États-Unis ont annoncé leur plus gros investissement dans la lutte contre les changements climatiques : l’*Inflation Reduction Act*. Les investissements dans le cadre de cette loi, ainsi que d’autres conformément au *Bipartisan Infrastructure Law* de 2021 et au *CHIPS and Science Act* de 2022, accélèrent la transition vers une économie fondée sur les énergies propres, remédient aux injustices environnementales, réduisent les coûts des énergies renouvelables, stimulent l’innovation et devraient permettre de réduire les émissions de carbone d’environ 40 % d’ici 2030. Les États-Unis déploient également de nouveaux efforts réglementaires pour lutter contre une gamme de polluants atmosphériques, tels que de nouvelles exigences conçues pour lutter contre le transport de l’ozone par le biais de la *Good Neighbor Rule* (US EPA, 2023b). En 2022, le gouvernement du Canada a publié le [Plan de réduction des émissions pour 2030](#), qui fournit une feuille de route pour atteindre les engagements climatiques du pays, tels que la réduction des émissions nationales de gaz à effet de serre de 40 à 45 % par rapport au niveau de 2005 d’ici 2030 conformément à l’Accord de Paris, et l’atteinte de la carboneutralité d’ici 2050. Le gouvernement du Canada élabore actuellement le *Règlement sur l’électricité propre*, qui permettra de progresser vers un réseau électrique carboneutre d’ici 2035. De plus, il a proposé des modifications à la réglementation² qui exigent des fabricants et des importateurs qu’ils atteignent des objectifs annuels précis en matière de véhicules zéro émission. Le Canada a également modifié la *Loi canadienne sur la protection de l’environnement (1999)*

¹ Voir le Tableau 2-1 et le Tableau 3-1. pour plus de détails sur les engagements pris dans le cadre des annexes 1 et 3 et les zones couvertes par la « région frontalière ».

² Le projet de [Règlement modifiant le Règlement sur les émissions de gaz à effet de serre des automobiles à passagers et des camions légers](#) impose aux fabricants et aux importateurs de veiller à ce que leur parc de véhicules légers neufs mis en vente au Canada atteigne des objectifs annuels précis en matière de véhicules zéro émission.

(Canada, 2023) afin de reconnaître que chaque Canadien a droit à un environnement sain, ce qui inclut la prise en compte du principe de justice environnementale. Bon nombre de ces politiques historiques ne sont pas prises en compte dans les projections incluses dans le présent rapport, mais elles auront, directement ou indirectement, un impact sur les émissions dans l'ensemble des économies des deux pays.

1.3 Objectifs de l'examen et de l'évaluation

L'article X de l'AQA prévoit que le Canada et les États-Unis procèdent à un examen et à une évaluation complets de l'Accord et de sa mise en œuvre tous les cinq ans, à moins qu'il n'en soit convenu autrement. Le dernier examen et la dernière évaluation ont été réalisés en 2012 et ont fait l'objet d'une section dans le rapport d'étape bisannuel de 2012 sur l'AQA (Environment Canada et US EPA, 2012). L'examen de 2012 a recommandé d'envisager la rationalisation du processus de déclaration dans le cadre de l'AQA; l'élargissement du champ d'application de l'accord aux PM transfrontalières; la résolution des problèmes de qualité de l'air transfrontalier dans la zone frontalière ouest, si les données scientifiques démontrent l'existence de problèmes préoccupants dans cette région. La menace permanente que représentent les problèmes de qualité de l'air pour la santé humaine, l'environnement et l'économie, en particulier dans le contexte du réchauffement climatique en cours qui risque d'intensifier les problèmes de qualité de l'air, a motivé davantage la nécessité d'un examen et d'une évaluation en 2012.

En novembre 2020, le Comité Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (CQA), qui supervise la mise en œuvre de l'AQA, a accepté d'entreprendre un exercice visant à définir la portée et le contenu d'un éventuel examen et d'une évaluation de l'AQA. Cet exercice s'est concentré sur l'examen des annexes annuelles couvrant les pluies acides et l'ozone troposphérique et sur l'évaluation des incidences transfrontalières des PM_{2,5}, qui ne font pas actuellement partie de l'AQA. Après avoir défini la portée d'un examen et d'une évaluation de l'AQA au printemps 2021, le Sous-comité du CQA sur la surveillance et la production de rapports, en consultation avec le Sous-comité du CQA sur la collaboration scientifique, a mis la dernière main aux plans pour entreprendre un nouvel examen de l'AQA, de son efficacité et de ses lacunes potentielles.

Les objectifs de cet examen et de cette évaluation sont les suivants :

- examiner ce que l'AQA a accompli à ce jour, y compris s'il atteint ses objectifs actuels et si les réductions d'émissions imposées par l'Accord ont permis d'atteindre les objectifs en matière de réduction du flux transfrontalier de pollution atmosphérique, de réduction des dépôts acides, de réduction des concentrations d'ozone troposphérique et d'amélioration de la qualité de l'air au Canada et aux États-Unis;
- évaluer si les objectifs de réduction des émissions et les mesures prévues à l'annexe 1 et à l'annexe 3, ainsi que les engagements prévus à l'annexe 2, restent adaptés aux besoins politiques et scientifiques des deux pays;
- examiner si de nouvelles actions telles que des engagements ou des mesures seraient appropriées (p. ex. pour les polluants inclus dans l'Accord et ceux qui ne sont pas visés actuellement, tels que les PM_{2,5}).

1.4 Approche de l'examen et de l'évaluation

Afin d'évaluer l'efficacité des mesures prises conformément à l'annexe 1 et à l'annexe 3 et d'orienter les travaux futurs dans le cadre de l'AQA, les données sur les émissions, la surveillance et la modélisation ont été évaluées. Les données sur les émissions provenant de l'Inventaire des émissions de polluants atmosphériques (IEPA) et du National Emissions Inventory (inventaire national des émissions) des États-Unis ont été utilisées pour évaluer les changements historiques depuis l'entrée en vigueur de l'AQA. Il est à noter que l'année la plus récente pour laquelle des données sont disponibles pour ce rapport, l'année 2020, a été marquée par la

pandémie de COVID-19, qui a coïncidé avec des changements dans les émissions de nombreux polluants. Les dépôts humides et secs ont été mesurés par le Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (RCSAP), l'Alberta Precipitation Quality Monitoring Program (programme de surveillance de la qualité des précipitations de l'Alberta) et le National Atmospheric Deposition Program (NADP; programme national sur les dépôts atmosphériques) des États-Unis. Les émissions d'ozone et les $PM_{2,5}$ ont été mesurés par le Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique et les réseaux de surveillance de l'air des États-Unis qui font partie de l'Air Quality System (AQS; système de qualité de l'air). Les données de surveillance ont été utilisées pour évaluer les tendances historiques et les concentrations et dépôts actuels. On a effectué une modélisation de la qualité de l'air et des dépôts pour estimer les concentrations et les dépôts futurs et pour attribuer l'influence relative des émissions canadiennes et américaines à un endroit donné. Quatre ensembles de données de modélisation ont été pris en compte, dont une nouvelle modélisation réalisée par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et une modélisation provenant d'études antérieures de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis³, comme décrit à l'annexe A. Au lieu d'effectuer une nouvelle modélisation conjointe pour le présent rapport, les deux pays ont convenu d'utiliser la modélisation existante, et d'effectuer de nouvelles modélisations distinctes si nécessaire. Les modélisations de l'EPA et d'ECCC ne sont pas directement comparables, car elles prennent en compte des inventaires d'émissions et des périodes différents. Toutefois, les modélisations peuvent être examinées ensemble de manière qualitative afin d'améliorer la confiance à l'égard des résultats. Les modélisations n'incluent pas les émissions attribuables aux feux de forêt, car l'actuel AQA se concentre sur l'impact transfrontalier des sources d'émissions qui peuvent être directement ciblées par des mesures prises par chaque pays. Les résultats de la modélisation de la qualité de l'air d'ECCC ont également été utilisés avec des modèles de santé et d'agriculture pour estimer les impacts de la pollution transfrontalière.

Les résultats de ces évaluations sont présentés pour les engagements pris conformément à l'annexe 1 concernant les pluies acides (section 2), les engagements pris conformément à l'annexe 3 concernant l'ozone (section 3), ainsi que les $PM_{2,5}$ (section 4). Un examen de l'annexe 2 sur la coopération scientifique et technique (section 5) a également été effectué. Conformément à l'article X de l'Accord, dans le cadre de cet examen et de cette évaluation, les Parties envisagent toute action appropriée, y compris la modification de l'AQA ou des politiques, programmes et mesures existants. Les principales conclusions (section 6) et les recommandations pour la poursuite de la collaboration (section 7) sont également présentées.

2 Pluies acides

Que sont les pluies acides? Les dépôts acides sont l'élimination de composés acides présents dans l'atmosphère par le processus de dépôt humide (précipitations et brouillard) et de dépôt sec (transfert de gaz et de particules à la surface de la Terre). Les dépôts humides sont plus connus sous le nom de pluies acides. Les émissions de SO_2 et de NO_x provenant des centrales électriques, des transports, des industries et d'autres sources réagissent dans l'atmosphère avec les oxydants pour former divers composés acides, notamment l'acide sulfurique et l'acide nitrique. Ces composés acides peuvent réagir avec l'ammoniac (NH_3) pour former des espèces inorganiques secondaires, telles que le sulfate de particules (SO_4^{2-}) et le nitrate de particules (NO_3^-), qui sont également des composants importants des $PM_{2,5}$ (section 4). Une fois déposés (sous forme de gaz ou de particules) sur les surfaces, les composés acides nuisent aux écosystèmes aquatiques et terrestres (en particulier les forêts) et endommagent les surfaces des bâtiments et d'autres structures anthropiques.

³ Les récentes mesures réglementaires et législatives américaines notables, telles que les nouvelles Heavy-Duty Highway Standards, le *Bipartisan Infrastructure Law* et l'*Inflation Reduction Act*, ne sont pas prises en compte dans la modélisation américaine présentée dans ce rapport.

Les pluies acides dans l'AQA : L'annexe 1 sur les pluies acides de l'AQA (voir le Tableau 2-1) a permis d'établir les engagements du Canada et des États-Unis pour réduire les émissions de SO₂ et de NO_x, les principaux précurseurs des pluies acides, provenant de sources fixes et mobiles. Les pays ont tous deux respecté leurs engagements au titre de l'annexe sur les pluies acides, comme indiqué à la section 2.1. [Les rapports d'étape biennaux](#) contiennent des renseignements précis sur le moment où les engagements ont été respectés au cours des trois dernières décennies. De 1990 à 2020, les émissions totales de SO₂ et de NO_x au Canada ont diminué respectivement de 78 % et de 36 %. Pour la même période, les réductions totales des émissions de SO₂ et de NO_x aux États-Unis ont diminué respectivement de 92 % et de 68 %. Les réductions des émissions de SO₂ et NO_x au Canada et aux États-Unis depuis 1990 ont entraîné une diminution importante des dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ dans la moitié est des deux pays. La mise en œuvre de diverses mesures réglementaires et non réglementaires pendant plus de vingt ans au Canada a permis de réduire considérablement les émissions de SO₂ et de NO_x ainsi que les concentrations ambiantes. Des mesures similaires, en particulier des programmes réglementaires dans le secteur de l'électricité, ont permis de grandement réduire les émissions de SO₂ et de NO_x et les concentrations ambiantes aux États-Unis.

Tableau 2-1. Pluies acides (annexe 1) : Objectifs spécifiques pour l'anhydride sulfureux et les oxydes d'azote⁴

Objectifs	Canada	États-Unis
SO ₂	<ul style="list-style-type: none"> • Au plus tard en 1994, réduire les émissions annuelles de SO₂ dans les sept provinces les plus à l'est à 2,3 millions de tonnes métriques⁵. • De 1995 à 1999, plafonner les émissions annuelles dans les sept provinces les plus à l'est à 2,3 millions de tonnes métriques de SO₂. • Au plus tard en 2000, plafonner de façon permanente les émissions nationales à 3,2 millions de tonnes métriques de SO₂. 	<ul style="list-style-type: none"> • Au plus tard en 2000, réduire les émissions annuelles de SO₂ d'environ 10 millions de tonnes courtes⁶ par rapport aux niveaux de 1980, en tenant compte des crédits (« quotas ») obtenus pour les réductions réalisées de 1995 à 1999. • Au plus tard en 2010, plafonner de façon permanente les émissions nationales à 8,95 millions de tonnes courtes de SO₂ par an pour les services publics d'électricité. • À partir de 1995, plafonner à l'échelle nationale les émissions de SO₂ à 5,6 millions de tonnes courtes pour les sources industrielles.
NO _x	<ul style="list-style-type: none"> • Au plus tard en 2000, réduire les émissions nationales annuelles de NO_x provenant de sources fixes de 100 000 tonnes métriques par rapport au niveau prévu pour l'an 2000, soit 970 000 tonnes métriques. • Au plus tard en 1995, définir de nouvelles exigences en matière de réduction des émissions annuelles des sources fixes au niveau national, à atteindre au plus tard en 2000 ou en 2005. 	<ul style="list-style-type: none"> • Au plus tard en 2000, réduire les émissions annuelles totales de NO_x de 2 millions de tonnes courtes. • Mettre en œuvre un programme de contrôle des sources fixes pour les chaudières des centrales électriques. • Mettre en œuvre un programme de contrôle des émissions de NO_x pour les sources mobiles.

⁴ Le texte complet de l'AQA et des annexes 1 et 2 se trouve à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/enjeux/transfrontalier/accord-canada-etats-unis-qualite-air.html>.

⁵ Une tonne métrique équivaut à environ 1,1 tonne courte.

⁶ Une tonne courte équivaut à environ 0,91 tonne métrique.

	<ul style="list-style-type: none"> • Mettre en œuvre un programme plus rigoureux de contrôle des émissions de NO_x pour les sources mobiles. 	
Surveillance de la conformité	<ul style="list-style-type: none"> • Au plus tard en 1995, estimer les émissions de SO₂ et de NO_x des unités de production d'électricité nouvelles et existantes de plus de 25 MWe (mégawatts électriques) au moyen de méthodes telles que la surveillance continue des émissions (SCE) et d'une étude de la faisabilité de l'utilisation et de la mise en œuvre de la SCE, le cas échéant. • S'efforcer d'utiliser des méthodes d'estimation des émissions d'une efficacité comparable pour les émissions de SO₂ et de NO_x provenant de toutes les chaudières industrielles et installations de traitement d'importance, y compris les fonderies. 	<ul style="list-style-type: none"> • Au plus tard en 1995, exiger que les unités de production d'électricité nouvelles et existantes de plus de 25 MWe utilisent des systèmes de SCE. • S'efforcer d'utiliser des méthodes d'estimation des émissions de SO₂ et de NO_x d'une efficacité comparable pour toutes les chaudières industrielles et les installations de traitement d'importance, y compris les fonderies.
Prévention de la détérioration de la qualité de l'air et protection de la visibilité	<ul style="list-style-type: none"> • Au plus tard en 1995, élaborer et mettre en œuvre des moyens (comparables à ceux des États-Unis) pour atteindre des niveaux de prévention de la détérioration significative de la qualité de l'air et de protection de la visibilité en ce qui concerne les sources susceptibles de provoquer une importante pollution atmosphérique transfrontalière. 	<ul style="list-style-type: none"> • Maintenir les moyens de prévenir une détérioration importante de la qualité de l'air et de protéger la visibilité en ce qui concerne les sources susceptibles de provoquer une pollution atmosphérique transfrontalière importante.

2.1 Effet des stratégies de réduction des émissions sur les polluants acidifiants

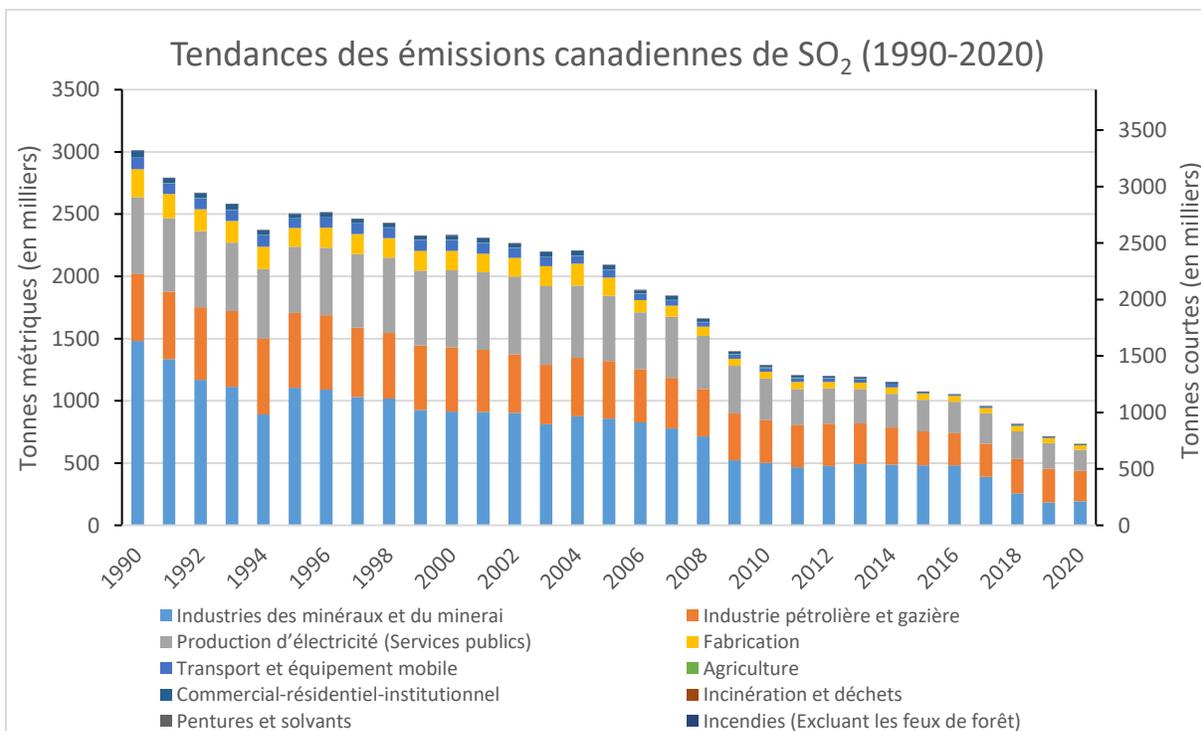
2.1.1 Canada

Dans le cadre de l'annexe sur les pluies acides (annexe 1), le Canada a accepté de plafonner ses émissions nationales de SO₂ à 3,2 millions de tonnes métriques par an au plus tard en l'an 2000. Il a également accepté de réduire les émissions annuelles de NO_x provenant des centrales électriques, des principales sources de combustion et des fonderies de métaux de 100 000 tonnes métriques par rapport au niveau prévu de 970 000 tonnes métriques au plus tard en l'an 2000. Le pays a respecté ces engagements grâce aux efforts entrepris par le gouvernement fédéral et les provinces de l'est dans le cadre du Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada de 1985 et de la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000, qui a été adoptée en 1998. Le Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada engageait le pays à plafonner les émissions totales de SO₂ dans les sept provinces, du Manitoba vers l'est, à 2,3 millions de tonnes métriques au plus tard en 1994. Le Canada a atteint ce plafond en 1993. Dans le cadre de l'AQA, le plafond a été prolongé pour couvrir la période de 1994 à 1999.

La Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l’an 2000 a mis en place un cadre pour traiter les problèmes liés aux pluies acides, dans le but de veiller à ce que les dépôts de polluants acidifiants ne détériorent pas davantage l’environnement dans l’est du Canada et que de nouveaux problèmes liés aux pluies acides ne surviennent pas ailleurs au Canada. Dans le cadre de cette stratégie, les provinces de l’Ontario, du Québec, du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse se sont engagées à réduire au plus tard en 2010 (2015 pour l’Ontario) leurs émissions de SO₂ de 50 % par rapport aux objectifs fixés en 1985 dans le cadre du Programme de lutte contre les pluies acides de l’est du Canada. Les quatre provinces ont atteint les objectifs plus stricts en matière d’émissions de SO₂ fixés dans le cadre de la stratégie. Le Canada continue d’élaborer des mesures visant à réduire les émissions qui contribuent aux pluies acides et au smog. En 2016, le Canada a publié le *Règlement multisectoriel sur les polluants atmosphériques*, qui comprend des limites sur les émissions de SO₂ des installations de fabricants de ciment. Ce règlement a établi les premières normes nationales obligatoires d’émissions de polluants atmosphériques pour les grandes installations industrielles et constitue un élément clé du Système de gestion de la qualité de l’air (SGQA) du Canada.

En 2020, les émissions totales de SO₂ du Canada s’élevaient à approximativement 651 000 tonnes métriques, soit environ 80 % de moins que le plafond national de 3,2 millions de tonnes métriques. Dans l’ensemble, les émissions de SO₂ ont diminué de 78 % (2,4 millions de tonnes métriques) de 1990 à 2020 (Figure 2-1). La réduction des émissions des industries des minéraux et du minerai, et en particulier du secteur de l’industrie de la fonte et de l’affinage des métaux non ferreux, a été le principal moteur de cette tendance à la baisse, en particulier au début des années 1990, et de nouveau de 2008 à 2020. La diminution des émissions de SO₂ depuis 2008 peut être attribuée à la préparation et à la mise en œuvre de plans de prévention de la pollution par les installations, à l’installation de nouvelles technologies ou de nouveaux procédés dans les installations, à aux installations qui atteignent les exigences de base relatives aux émissions industrielles par le biais

Figure 2-1. Tendances des émissions canadiennes de SO₂ de 1990 à 2020.



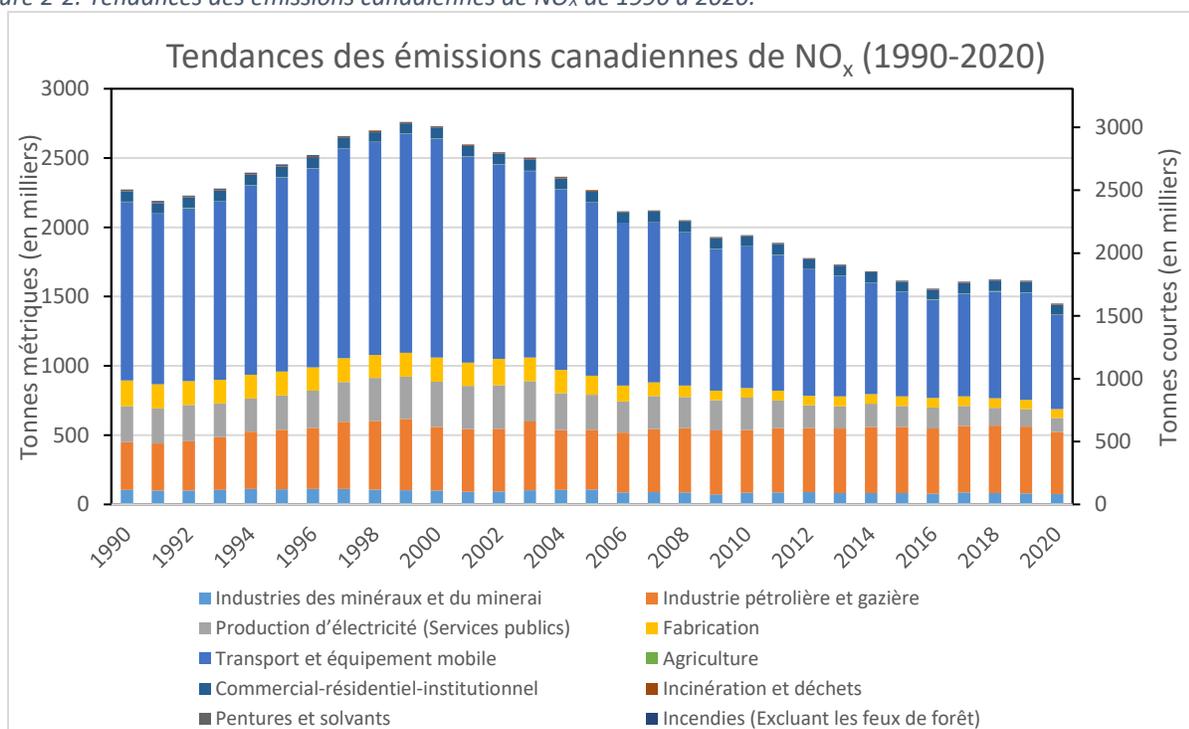
Source de données : Inventaires des émissions de polluants atmosphériques du Canada de 1990 à 2020 (ECCC, 2022).

d'ententes sur la performance environnementale (ECCC, 2017; idem, 2018). Les émissions attribuables à la production d'électricité (services publics) ont considérablement diminué de 2005 à 2020, principalement en raison de la fermeture ou de l'amélioration de centrales électriques fonctionnant au mazout lourd. Les améliorations ont consisté à installer des équipements de contrôle de la pollution ou à passer à du mazout lourd à faible teneur en soufre. En outre, la production d'électricité à partir de charbon a permis d'obtenir une baisse importante des émissions de SO₂ de 19 % (37 000 tonnes métriques) de 2019 à 2020, attribuée à une diminution de la consommation de charbon.

Le Canada a également respecté l'engagement qu'il avait pris en 2000 de réduire les émissions de NO_x provenant des centrales électriques, des principales sources de combustion et des fonderies de métaux de 100 000 tonnes métriques par rapport au niveau prévu de 970 000 tonnes métriques (c.-à-d. que le plafond a été fixé à 870 000 tonnes métriques). Les mesures récentes prises dans le *Règlement multisectoriel sur les polluants atmosphériques* de 2016 limitent davantage les émissions de NO_x provenant des chaudières industrielles, des appareils de chauffage, des moteurs fixes alimentés par des combustibles gazeux et des installations de fabrication de ciment.

De 1990 à 2020, les émissions totales de NO_x au Canada ont diminué de 36 % (826 000 tonnes métriques) (Figure 2-2) (ECCC, 2022). Les changements les plus importants dans les émissions de NO_x comprennent une diminution de 47 % (607 000 tonnes métriques) dans la catégorie « Transport et équipements mobiles », une diminution de 61 % (156 000 tonnes métriques) dans la catégorie « Production d'électricité » et une augmentation de 30 % (103 000 tonnes métriques) de la catégorie « Industrie pétrolière et gazière ». Une analyse plus complète des émissions de SO₂ et de NO_x au Canada est présentée dans le rapport de l'IEPA du Canada pour 2022 (ECCC, 2022).

Figure 2-2. Tendances des émissions canadiennes de NO_x de 1990 à 2020.



Source de données : Inventaires des émissions de polluants atmosphériques du Canada de 1990 à 2020 (ECCC, 2022).

2.1.2 États-Unis

Les États-Unis ont respecté leurs engagements en matière de réduction des émissions de SO₂ et de NO_x conformément à l'annexe sur les pluies acides (annexe 1). L'Acid Rain Program (programme de lutte contre les pluies acides) a permis de diminuer considérablement les émissions de SO₂ et de NO_x des centrales électriques, réduisant ainsi les pluies acides et la formation secondaire de PM_{2,5}. D'autres réductions de la pollution issue des centrales électriques ont été obtenues grâce aux efforts déployés par l'EPA et les États pour réduire la pollution atmosphérique interétatique, ce qui a également aidé les États situés sous le vent à respecter les normes de qualité de l'air basées sur la santé en ce qui a trait aux particules fines et à l'ozone. La *Clean Air Interstate Rule* (CAIR) a permis d'importantes réductions des émissions annuelles de SO₂ et de NO_x des centrales électriques, ainsi que des réductions supplémentaires de NO_x pendant l'été, au-delà de celles requises par le NO_x State Implementation Plan (SIP) de 1998. En 2015, la CAIR a été remplacée par la *Cross-State Air Pollution Rule* (CSAPR). En outre, les Mercury and Air Toxics Standards; normes sur les émissions de mercure et d'autres polluants atmosphériques), qui sont entrées en vigueur en avril 2015, ont permis de réduire considérablement les émissions de SO₂, ce qui constitue un avantage supplémentaire par rapport aux réductions des émissions de polluants atmosphériques provenant du secteur de l'électricité. Ces réductions ont eu lieu alors que la demande d'électricité augmentait et sont le résultat d'une amélioration continue de l'efficacité, de l'installation de dispositifs antipollution de pointe et du passage à des combustibles moins polluants. Ces programmes réglementaires, associés aux forces économiques, ont contribué à une diminution des émissions de SO₂ et de NO_x de 93 % et de 70 %, respectivement, de 1990 à 2020. Outre les programmes de contrôle susmentionnés, l'amélioration de l'efficacité de la production d'énergie et l'utilisation de combustibles moins polluants ont permis de réduire les émissions.

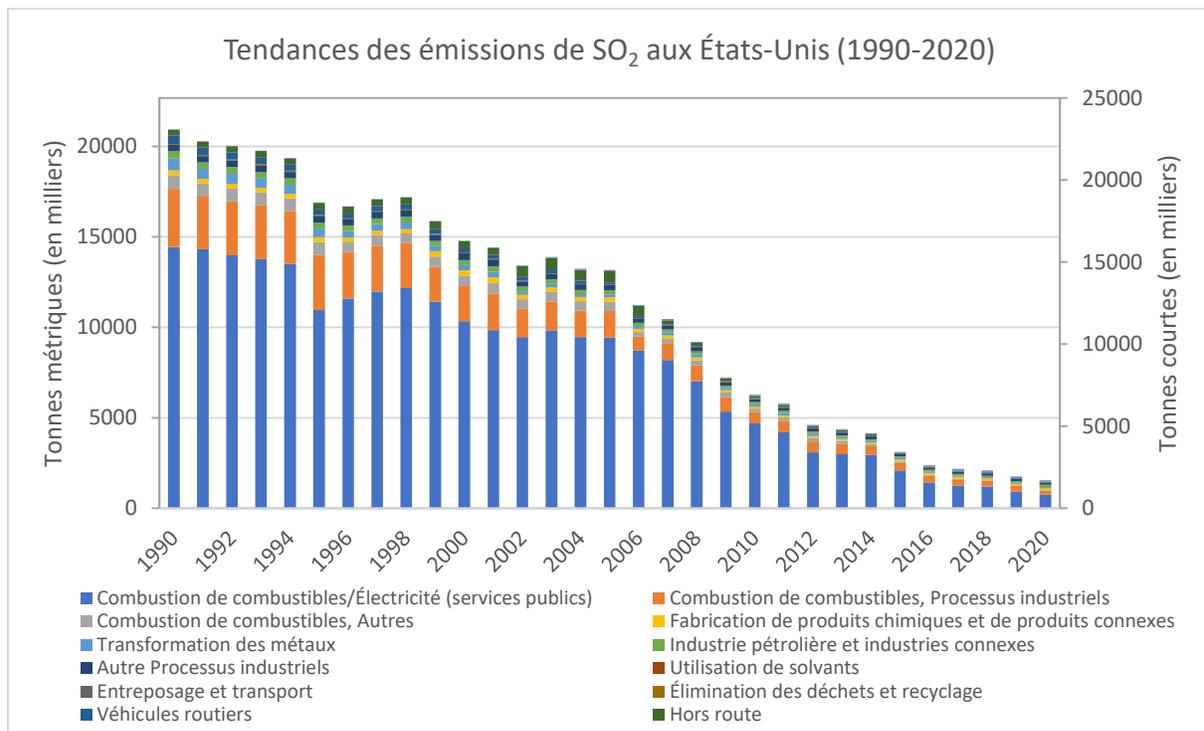
Le *Clean Air Act* exige que lors de la conception et de la construction de nouvelles installations industrielles, un bon contrôle de la pollution fasse partie de la conception. Dans les régions où les National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) ne sont pas respectées, les grandes usines et installations nouvelles ou modifiées doivent respecter le taux d'émission le plus bas possible et obtenir des réductions d'émissions compensatoires d'autres sources pour éviter d'aggraver la pollution. Dans les régions où les NAAQS sont respectées, les grandes usines et installations nouvelles et modifiées doivent appliquer la meilleure technologie de contrôle disponible, en tenant compte du coût et d'autres facteurs, et éviter de causer une dégradation importante de la qualité de l'air ou une réduction de la visibilité dans les parcs nationaux. Par exemple, les unités alimentées au gaz naturel réduisent les émissions de NO_x grâce à une recirculation des gaz de combustion et à des brûleurs à faible teneur en NO_x, ce qui permet de réduire les NO_x de 60 à 90 %.

Dans le secteur des transports, qui comprend les véhicules routiers et hors route, l'EPA a exigé au fil des ans des réductions importantes des émissions des nouveaux véhicules à moteur et des moteurs hors route par le biais de normes qui exigent une combinaison de technologies de moteurs plus propres et de carburants plus propres. Depuis le milieu des années 1970 et le début des années 1980, lorsque l'EPA a établi les toutes premières normes d'émission pour les nouveaux véhicules à moteur, chaque décennie a vu l'adoption de nouvelles normes plus strictes et l'utilisation de carburants plus propres pour le parc automobile. Pour ne citer que quelques réalisations, au cours des années 1980, l'EPA a mis en place des programmes d'inspection et d'entretien pour les véhicules à moteur et a finalisé à la réglementation visant à supprimer le plomb de l'essence. Dans les années 1990, l'EPA a imposé des limites à la teneur en soufre du carburant diesel et a mis la dernière main à de nouvelles normes d'émission pour les moteurs diesel utilisés dans l'équipement de construction et l'équipement agricole. Au début des années 2000, l'EPA a mis en vigueur une réglementation pour les petits moteurs portatifs hors route tels que les débroussailleuses et les tronçonneuses, ainsi qu'une réglementation visant à réduire les substances toxiques dans l'air provenant de sources mobiles. L'exemple le plus récent est celui de l'EPA qui, en décembre 2021, a établi des [normes pour les véhicules légers](#) (US

EPA, 2021b) qui réduiront les émissions, tout en renforçant la sécurité énergétique et en encourageant l'innovation dans le secteur manufacturier. L'EPA a également établi de nouvelles [normes pour les véhicules lourds et leurs moteurs](#) (US EPA, 2022b) en décembre 2022. Cette règle fixe des normes d'émission plus strictes afin de réduire davantage la pollution atmosphérique provenant des véhicules lourds et de leurs moteurs à partir de l'année de modèle 2027. Le programme final comprend de nouvelles normes d'émissions plus strictes qui couvrent une gamme plus large de conditions de fonctionnement des moteurs de véhicules lourds par rapport aux normes actuelles, et il exige que ces normes d'émissions plus strictes soient respectées pendant une période plus longue lorsque ces moteurs fonctionnent sur la route.

La Figure 2-3 montre l'évolution des émissions de SO₂ aux États-Unis. La réduction la plus importante des émissions de SO₂ de 1990 à 2020 est due à la combustion stationnaire de combustibles (95 %). En 2020, la combustion de combustibles par les services publics d'électricité a contribué à 49 % des émissions totales de SO₂ (1,7 million de tonnes courtes). Le secteur des transports a connu une diminution de 97 % des émissions totales de SO₂ (42 000 de tonnes courtes).

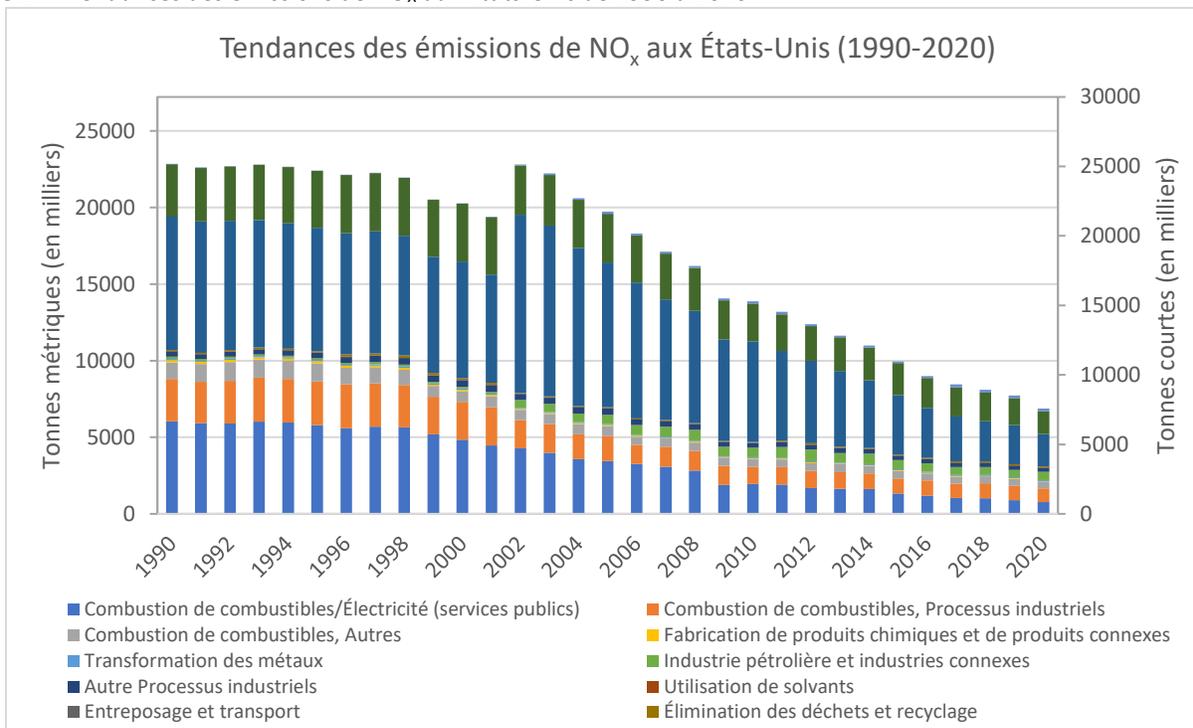
Figure 2-3. Tendances des émissions de SO₂ aux États-Unis de 1990 à 2020.



Source de données : 2020 U.S. National Emissions Inventory (US EPA, 2023a).

La Figure 2-4 illustre les tendances des émissions de NO_x aux États-Unis. Les émissions totales de NO_x provenant de la combustion de combustibles par les services publics d'électricité ont diminué de 87 % de 1990 à 2020. Le secteur du pétrole et des industries connexes a connu une augmentation des émissions de NO_x jusqu'à un sommet en 2012, mais elles ont diminué de 28 % depuis. Les émissions de NO_x attribuables au transport ont diminué de 70 % de 1990 à 2020. Les méthodes utilisées pour calculer toutes les catégories d'émissions ont été mises à jour à partir de 2002. Une version différente du Motor Vehicle Emissions Simulator (modèle des émissions des véhicules à moteur) de l'EPA a été utilisée à partir de 2001 pour les véhicules routiers, les facteurs d'émission et les données d'activité, ce qui explique l'augmentation des émissions de 2001 à 2002.

Figure 2-4. Tendances des émissions de NO_x aux États-Unis de 1990 à 2020.



Source de données : 2020 U.S. National Emissions Inventory (US EPA, 2023a).

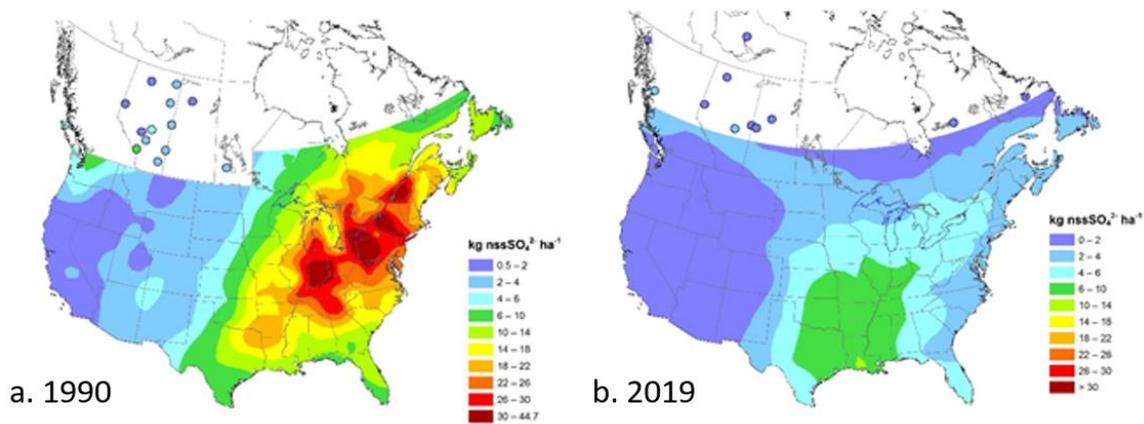
2.2 Niveaux et tendances actuels des dépôts acides

Les dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ sont mesurés par les réseaux de surveillance de la chimie des précipitations au Canada et aux États-Unis. Les données de mesure, présentées en kilogrammes par hectare et par an (kg ha⁻¹ an⁻¹), sont à la base des cartes binationales des dépôts humides.

La Figure 2-5 présente les configurations spatiales des dépôts humides annuels de SO₄²⁻ de sulfate non salin (nssSO₄²⁻), en 1990 et en 2019, ainsi que des valeurs ponctuelles dans des sites se trouvant dans des régions moins densément mesurées. Le sulfate non salin est le SO₄²⁻ mesuré dont la contribution du SO₄²⁻ salin a été supprimée (WMO, 2004) pour les sites se trouvant à moins de 100 km d'un océan. L'interpolation pour 2019 a été étendue au sud-ouest du Canada en raison de l'augmentation de la densité des sites dans cette région par rapport à 1990. La région des Grands Lacs inférieurs a reçu les dépôts humides de SO₄²⁻ les plus élevés au début de la période de 30 ans, alors que récemment le maximum a été enregistré dans la vallée du Mississippi. En 1990, les dépôts de SO₄²⁻ dépassaient 26 kg nssSO₄²⁻ ha⁻¹ dans une grande partie de l'est de l'Amérique du Nord. En 2019, seule une petite zone du sud de la Louisiane a dépassé les 10 kg nssSO₄²⁻ ha⁻¹. Il convient de noter que si les diminutions des dépôts de SO₄²⁻ ont été les plus prononcées dans l'est, toutes les régions du domaine ont connu une diminution des impacts.

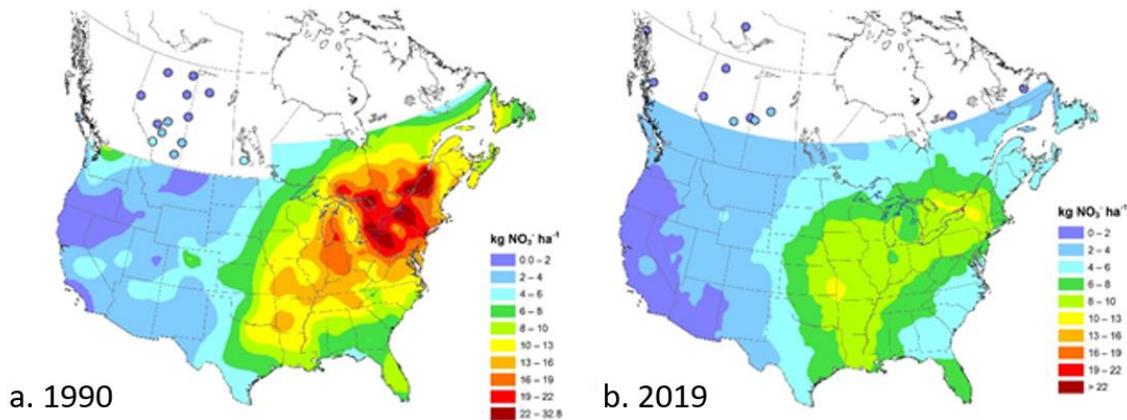
La Figure 2-6 illustre les tendances des dépôts humides de NO₃⁻ en 1990 et en 2019, ainsi que des valeurs ponctuelles dans des sites se trouvant dans des régions moins densément mesurées. Comme pour le SO₄²⁻, la région des Grands Lacs inférieurs a toujours reçu les dépôts humides de NO₃⁻ les plus élevés au début de la période de 30 ans. Les dépôts de NO₃⁻ ont dépassé 19 kg de NO₃⁻ ha⁻¹ dans de nombreuses régions du nord-est des États-Unis et du sud de l'Ontario et du Québec en 1990. En 2019, les dépôts de NO₃⁻ étaient inférieurs à 13 kg de NO₃⁻ ha⁻¹ dans toute l'Amérique du Nord. Les fortes baisses des dépôts humides de NO₃⁻ après 2000

Figure 2-5. Dépôts humides annuels de nssSO_4^{2-} pour a) 1990 et b) 2019.



Sources des données : [RCSAP](#), [Alberta Precipitation Quality Monitoring Program](#) et [NADP](#).

Figure 2-6. Dépôts humides annuels de NO_3^- pour a) 1990 et b) 2019.



Sources des données : [RCSAP](#), [Alberta Precipitation Quality Monitoring Program](#) et [NADP](#).

sont dues à d'importantes réductions des émissions de NO_x dans les deux pays. Comme pour le SO_4^{2-} , la plupart des régions du continent ont bénéficié d'avantages en ce qui concerne les dépôts de NO_3^- .

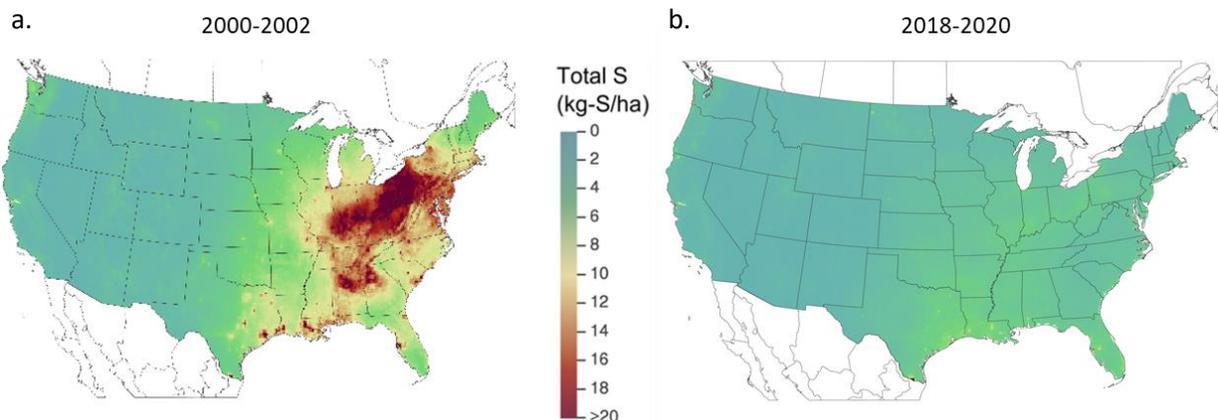
Ces résultats sont cohérents avec d'autres études récentes, qui ont montré que les réductions des émissions de SO_2 et de NO_x au Canada et aux États-Unis de 1990 à 2019 ont entraîné une diminution des dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3^- dans la moitié est des deux pays. Les dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3^- aux stations de surveillance de l'est du Canada et des États-Unis ont diminué respectivement de 69 % et de 46 % de 1989 à 2016. La baisse des dépôts humides de NO_3^- s'est produite principalement après 2000 (Feng *et al.*, 2021), ce qui correspond aux baisses substantielles des émissions de NO_x à partir de cette année. Des tendances à la baisse similaires des dépôts humides de SO_4^{2-} et de NO_3^- ont été observées dans les États du centre du littoral de l'Atlantique, du Midwest et du nord-est selon les échantillons de précipitations prélevés de 1981 et à 2019 (Baldigo *et al.*, 2021; Burns *et al.*, 2021; Isil *et al.*, 2022; Likens *et al.*, 2021; McHale *et al.*, 2021).

Les dépôts totaux se composent des dépôts humides et des dépôts secs. La mesure des dépôts secs est généralement coûteuse et plus sujette aux incertitudes que celle des dépôts humides (Walker, Bell *et al.*, 2019). Afin d'estimer les dépôts secs et, par la suite, les dépôts totaux, les mesures des concentrations ambiantes sont associées aux vitesses modélisées des dépôts secs dans les techniques de fusion

de modèles de mesure (Fu *et al.*, 2022), y compris la méthode des dépôts totaux (TDep) (Schwede et Lear, 2014) pour les États-Unis et la méthode Atmospheric Deposition Analysis Generated from optimal Interpolation from Observations (ADAGIO; analyse des dépôts atmosphériques générée à partir d'une interpolation optimale des observations) (Robichaud *et al.*, 2020) pour le Canada.

En 2018-2020, les dépôts secs représentaient 33 % des dépôts totaux de soufre en moyenne dans l'ensemble des États-Unis, ce qui représente une diminution par rapport aux 40 % enregistrés de 2000 à 2002. Il existe des régions où les dépôts secs de soufre sont particulièrement élevés (plus de 60 %) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis (nord-ouest et nord-est de l'État de Washington, nord-est du Montana et nord-ouest du Dakota du Nord). D'après les données de 15 sites du RCSAP recueillies de 2000 à 2018 (Cheng *et al.*, 2022), les dépôts secs contribuent de 11 à 55 %, et les dépôts humides, de 45 à 89 % des dépôts totaux de soufre au Canada. En utilisant les données sur les dépôts annuels de Cheng *et al.* (2022), la réduction des dépôts de soufre total dans les sites de l'est du Canada de 2000-2002 à 2016-2018 était de 70 %. Il existe peu de données sur le bilan des dépôts totaux d'azote au Canada, car le RCSAP ne mesure pas systématiquement le NO_2 , les autres formes oxydées d'azote ou le NH_3 dans l'air ambiant pour l'estimation subséquente des flux des dépôts secs. Des cartes des dépôts totaux (humides et secs) aux États-Unis présentent les dépôts de soufre (Figure 2-7) et les dépôts d'azote (Figure 2-8). Il est à noter que des cartes similaires de dépôts totaux ne sont pas encore disponibles pour le Canada en raison de l'élaboration et de l'évaluation en cours d'un produit de fusion modèle-mesure des dépôts. La réduction des dépôts totaux de soufre (humides et secs) dans l'est des États-Unis a été d'une ampleur similaire à celle des dépôts humides, avec une réduction moyenne globale de 81 % de 2000-2002 à 2018-2020 (Figure 2-7). Toutes les régions de l'est des États-Unis ont connu une amélioration importante des dépôts humides de SO_4^{2-} , avec une réduction globale de 70 % de 2000-2002 à 2018-2020. Durant cette période, le nord-est et le centre du littoral de l'Atlantique ont enregistré les réductions les plus importantes de dépôts humides de SO_4^{2-} , soit 77 % et 74 %, respectivement. Les réductions des dépôts d'azote total enregistrées depuis le début des années 1990 ont été moins prononcées que celles du soufre. Les études canadiennes et américaines les plus récentes indiquent que la diminution des dépôts totaux depuis 2010 a été plus lente que celle de la décennie précédente, en particulier pour l'azote (Benish *et al.*, 2022; Cheng *et al.*, 2022).

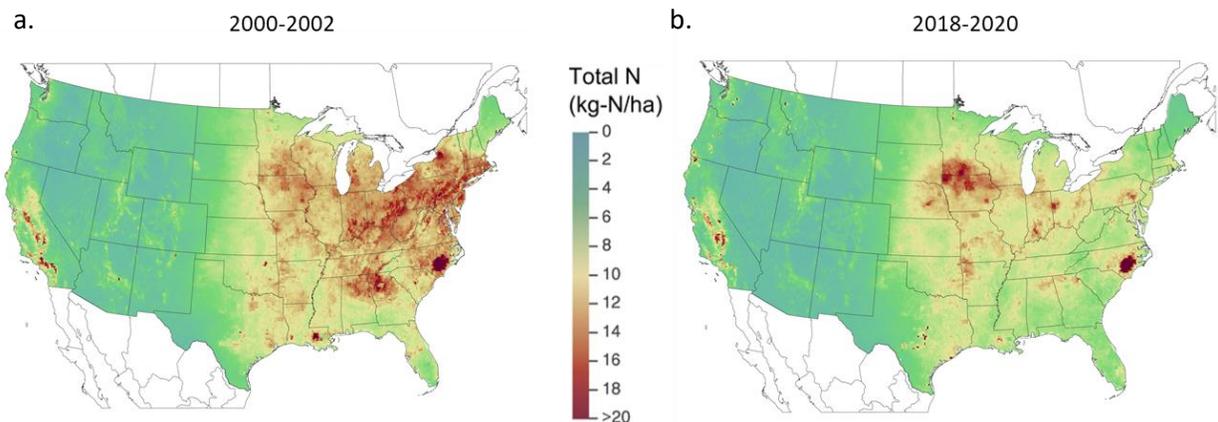
Figure 2-7. Moyenne triennale des dépôts totaux de soufre aux États-Unis pour a) 2000-2002 et b) 2018-2020⁷.



Source des données : Cartes générées à l'aide de la méthode des dépôts totaux (TDep) (Schwede et Lear, 2014).

⁷ Les estimations des dépôts secs et totaux sont fournies par la méthode de fusion du modèle de mesure TDep à partir de 2000 en raison de la disponibilité des données modélisées. Dans les cas où les données de mesure ne sont pas disponibles, les données modélisées sont utilisées.

Figure 2-8. Moyenne triennale des dépôts totaux d'azote aux États-Unis pour (a) 2000-2002 et (b) 2018-2020⁸.



Source des données : Cartes générées à l'aide de la méthode des dépôts totaux (TDep) (Schwede et Lear, 2014).

L'importance croissante de l'azote réduit (NH_3 et ammonium [NH_4^+]) dans les dépôts d'azote total a été signalée dans les deux pays. Au Canada, les dépôts humides d'azote inorganique (NO_3^- plus NH_4^+) ont diminué en moyenne de 25 % dans les sites de l'est du Canada de 2000-2002 à 2016-2018. Toutefois, cette baisse était entièrement due à des changements dans le NO_3^- , car aucune tendance n'a été observée dans les dépôts humides de NH_4^+ dans la plupart des sites de 2000 à 2018 (Cheng *et al.*, 2022). Aux États-Unis, les dépôts humides d'azote inorganique ont diminué en moyenne de 19 % dans le centre du littoral de l'Atlantique et de 32 % dans le nord-est, mais ont augmenté de 17 % et de 9 % dans les régions du centre-nord et du centre-sud de 2000-2002 à 2018-2020. L'augmentation des dépôts humides d'azote inorganique dans ces deux régions est attribuée à des augmentations respectives de 44 % et de 34 % des dépôts humides d'azote réduit (NH_4^+) de 2000 à 2020. Si l'on considère les dépôts totaux (humides et secs), les diminutions de l'azote oxydé (NO_x) ont généralement été plus importantes que les augmentations des dépôts d'azote réduits. Les dépôts totaux d'azote oxydé ont diminué de 57 % dans l'est, tandis que les dépôts totaux d'azote réduit ont augmenté en moyenne de 38 % dans l'est de 2000-2002 à 2018-2020 (NADP, 2023). Dans l'ensemble, les tendances à long terme des dépôts atmosphériques de NH_4^+ et de NH_3 au Canada et aux États-Unis ont fluctué sans tendance statistiquement significative (Burns *et al.*, 2021; Cheng *et al.*, 2022; Feng *et al.*, 2021; Likens *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2018) ou ont augmenté (Benish *et al.*, 2022; McHale *et al.*, 2021). La contribution croissante de l'azote réduit à l'acidification, à l'eutrophisation et aux incidences sur la qualité de l'air est un sujet qui intéresse de plus en plus les scientifiques (Walker, Beachley *et al.*, 2019) et les décideurs (Kanter *et al.*, 2020).

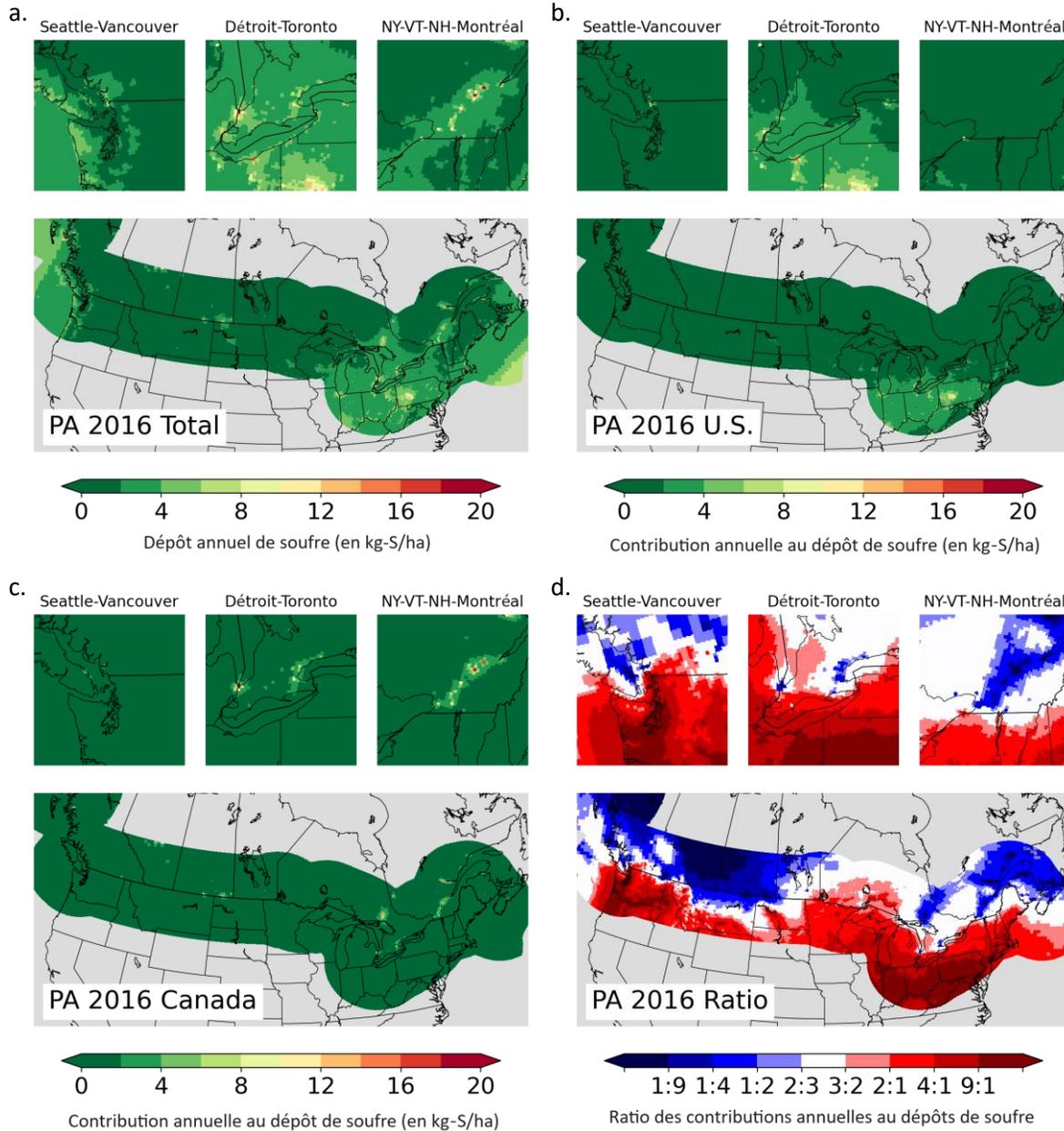
2.3 Effets des flux transfrontaliers

L'[Ozone Policy Assessment](#)⁹ (Ozone PA) de 2020 des États-Unis (US EPA, 2020d) comprenait des simulations permettant d'estimer les dépôts d'azote et de soufre. Ces simulations ont utilisé la mise à zéro pour l'attribution, ce qui se prête à une analyse similaire de la contribution des dépôts. Cependant, les simulations n'ont pas été évaluées par rapport aux observations des dépôts et n'ont pas été fusionnées avec les observations comme les produits de dépôts totaux dans les cartes présentées ci-dessus (US EPA, 2020d). Qualitativement, la Figure 2-9 et la Figure 2-10 montre que les contributions de chaque pays sont les plus

⁸ Voir la note de bas de page n° 7.

⁹ L'Ozone Policy Assessment de 2020 des États-Unis présente une analyse de la base scientifique des options politiques pour les considérations et les jugements requis de la direction de l'EPA et de l'administrateur pour déterminer s'il est approprié de conserver ou de réviser les NAAQS.

Figure 2-9. Influence des émissions canadiennes et américaines sur les dépôts annuels de soufre dans la région transfrontalière, estimée à partir des simulations de l'Ozone Policy Assessment de 2020 de l'EPA. Les images montrent a) le dépôt total, b) le dépôt total provenant des sources d'émissions américaines uniquement, c) le dépôt total provenant des sources canadiennes uniquement et d) le ratio du dépôt total provenant des sources d'émissions américaines par rapport aux sources d'émissions canadiennes. Les dépôts modélisés sont indiqués pour la région située en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis.

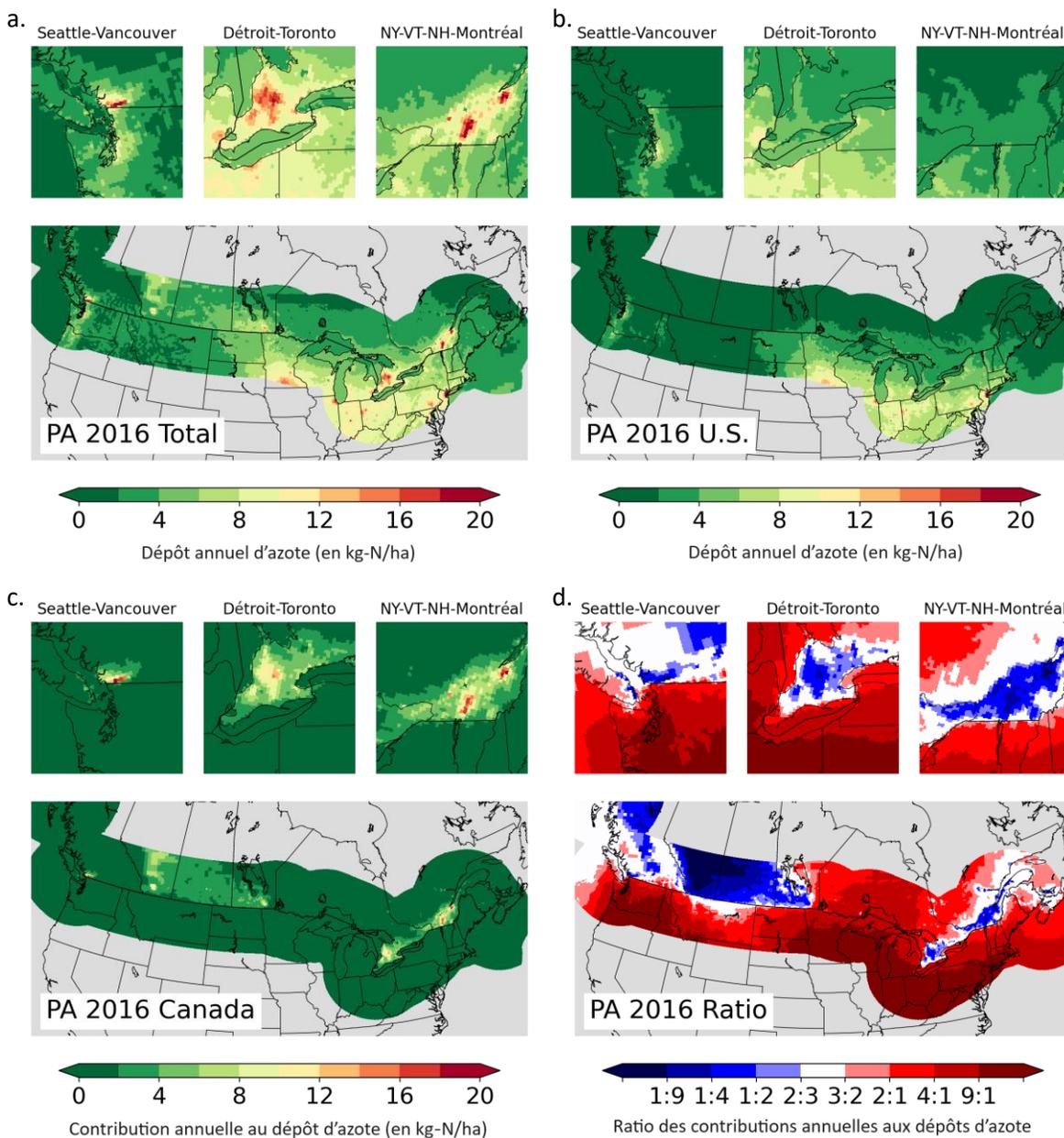


importantes près de leurs propres centres de population. Dans les régions moins peuplées du nord du Montana et du nord de l'Ontario, les contributions sont plus importantes en raison des impacts transfrontaliers. Par rapport aux régions du nord-est, ces zones ont des dépôts totaux relativement faibles, à la fois dans les résultats bruts du modèle et, pour le Montana, dans les cartes fusionnées ci-dessus.

Il convient de noter que des ensembles de données différents ont été utilisés dans la modélisation réalisée dans le cadre de l'Ozone PA pour les États-Unis et le Canada. Il y a des transitions marquées dans les

classifications de l'utilisation des terres entre les prairies et les terres agricoles, en particulier dans le sud de l'Alberta et le nord du Montana. Ce changement radical de classification pourrait avoir un impact sur les niveaux modélisés de dépôt d'azote en particulier, compte tenu des niveaux relativement élevés d'azote associés aux terres cultivées. Une vérification plus poussée des classifications de l'utilisation des terres et de leur représentation dans les résultats modélisés pourrait être effectuée par les deux pays dans le cadre de futurs travaux.

Figure 2-10. Influence des émissions canadiennes et américaines sur les dépôts annuels d'azote dans la région transfrontalière, estimée à partir des simulations de l'Ozone Policy Assessment de 2020 de l'EPA. Les images montrent a) le dépôt total, b) le dépôt total provenant des sources d'émissions américaines uniquement, c) le dépôt total provenant des sources canadiennes uniquement et d) le ratio du dépôt total provenant des sources d'émissions américaines par rapport aux sources d'émissions canadiennes. Les dépôts modélisés sont indiqués pour la région située en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis.



2.4 Acidification et eutrophisation des eaux

Les dépôts totaux d'azote et de soufre dans les plans d'eau peuvent provoquer ou contribuer à l'acidification et à l'eutrophisation des eaux, ce qui peut nuire à la santé de l'écosystème aquatique. La quantité d'un polluant dont on estime qu'elle provoque un effet biologique ou un changement dans un système écologique est appelée « charge critique ». Les charges critiques pour les systèmes aquatiques sont généralement calculées à l'aide de modèles qui tiennent compte des impacts historiques de la pollution et des conditions géologiques, qui influencent tous deux le lessivage de l'azote total et du soufre hors du système aquatique. Les écosystèmes qui réagissent moins à la pollution acide ont des charges critiques élevées, tandis que les écosystèmes sensibles ont des charges critiques faibles. On dit d'un écosystème qu'il dépasse sa charge critique lorsque les dépôts acides franchissent le seuil des charges critiques. Aux États-Unis et au Canada, les réductions soutenues des émissions et les taux de dépôt décrits dans les sections 2.1 et 2.2 ont permis de réduire considérablement les dépassements des charges critiques. Toutefois, certains défis persistent dans les deux pays, où les charges actuelles de soufre et d'azote pour la période de 2019 à 2021 dépassent encore les niveaux requis pour la régénération de certains lacs et cours d'eau. Aux États-Unis, les charges critiques sont utilisées uniquement à des fins d'analyse, tandis qu'au Canada, elles servent à orienter l'élaboration des politiques en matière d'émissions.

Bien que les dépôts provenant de sources d'émissions atmosphériques contribuent de manière importante à l'azote total et au soufre total, ils ne constituent généralement pas la principale source d'azote total et de soufre total pour les plans d'eau situés à l'intérieur ou à proximité de zones agricoles. Par exemple, on estime que les engrais synthétiques constituent la plus grande source d'azote total d'origine humaine (US EPA, 2020b). Les sources géologiques dans le sol du bassin versant, généralement sous la forme de SO_4^{2-} , libèrent du soufre total dans l'eau et peuvent être des contributeurs importants, en particulier dans les régions qui ont connu des dépôts de soufre total historiquement élevés (US EPA, 2020b).

2.4.1 Canada

Les charges critiques d'acidité ont été établies pour les lacs du Canada à l'aide du modèle de la chimie de l'eau à l'équilibre (modèle SSWC, pour Steady-State Water Chemistry model) (Henriksen et Posch, 2001) et en fixant un seuil basé sur la capacité de neutralisation de l'acide (CNA). Le seuil de CNA a généralement été fixé à une valeur liée à la concentration de carbone organique dissous (COD) dans l'eau d'un lac¹⁰ ou, en l'absence de données sur le COD, à la valeur couramment utilisée de $40 \mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ (Henriksen *et al.*, 2002). La charge critique pour une région a été fixée à un niveau permettant de protéger 95 % des lacs de cette région contre les effets néfastes des dépôts acides. Les charges critiques d'acidité pour les sols minéraux naturels et semi-naturels (c.-à-d. à l'exclusion des sols organiques et agricoles) ont été récemment cartographiées à l'aide du bilan massique simple (Posch *et al.*, 2015), qui prend en compte les entrées des dépôts et de l'altération des cations basiques ainsi que les sorties telles que le lessivage et la récolte. Un rapport cation basique-aluminium critique propre au site représentant une restriction de 5 % de la croissance des racines ou de la biomasse a été fixé pour protéger les arbres et la végétation sensible.

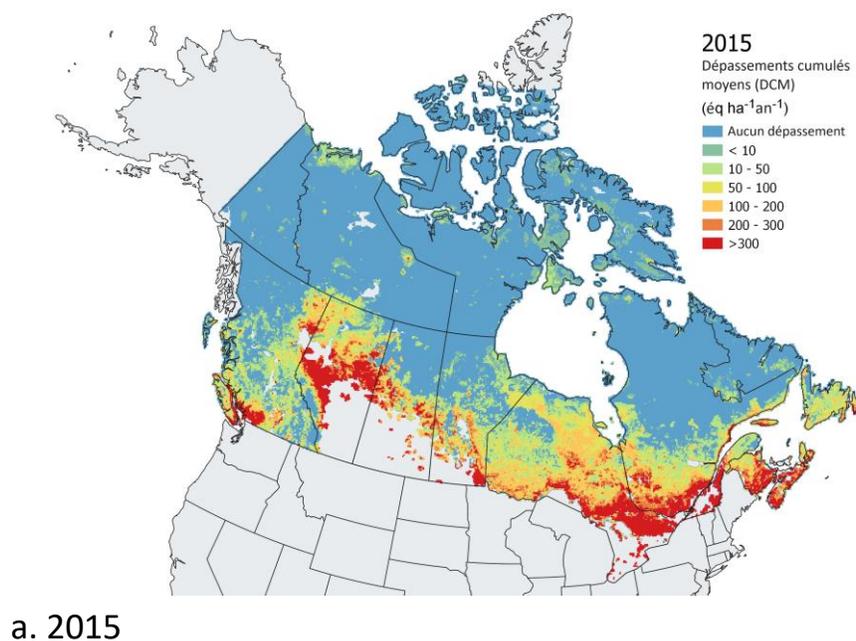
Les charges critiques d'acidité aquatiques et terrestres qui en résultent peuvent être utilisées pour estimer les dépassements afin de cerner les zones préoccupantes. Par exemple, dans une étude récente (Cheng *et al.*, 2022), les charges critiques terrestres ont été estimées autour de 14 stations, et les charges critiques aquatiques, autour de 5 sites au Canada, qui représentent une gamme de conditions de sol et d'eau de surface. Au début des années 2000, les dépôts acides dépassaient les charges critiques sur environ un tiers des sites, mais depuis 2012, ils ont diminué en dessous de ces seuils.

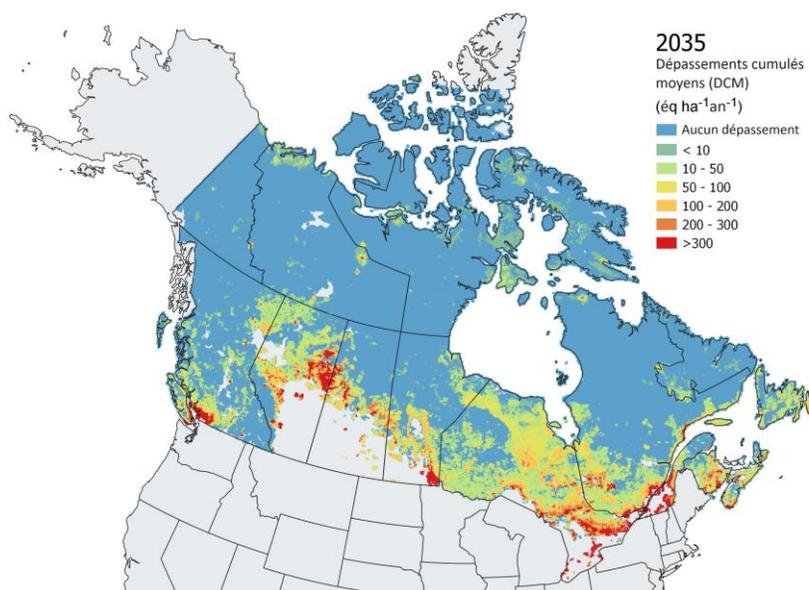
¹⁰ Le seuil est mesuré en équivalent de charge en micromole litre ($\mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$).

Les estimations modélisées des dépôts d'azote et de soufre permettent d'améliorer la couverture spatiale et la couverture chimique (p. ex. les dépôts d'espèces non mesurées) et d'examiner l'impact des projections d'émissions futures sur les dépôts acides et les dépassements des charges critiques qui en résultent. Les scénarios du modèle décrits à l'annexe A présentent les dépôts estimés d'azote total et de soufre total. La Figure 2-11 compare les dépassements des charges critiques terrestres de soufre et d'azote pour l'année de référence (2015) aux dépassements projetés pour le scénario de 2035 du maintien du statu quo (MSQ). Les dépassements de la charge critique des lacs (Figure 2-12) ont été estimés en utilisant uniquement les dépôts de soufre, puisque le modèle SSWC ne tient pas compte des puits d'azote dans un bassin versant ou un lac, et ils doivent être considérés comme le « meilleur scénario » pour les eaux de surface.

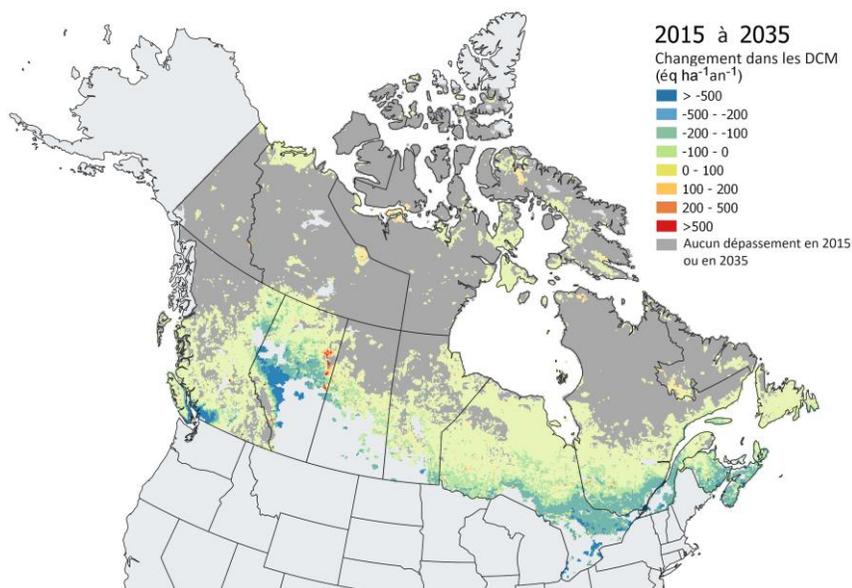
Comme le montrent la Figure 2-11 et la Figure 2-12, de vastes zones du nord de l'Alberta et de la Saskatchewan sont particulièrement sensibles aux dépôts acides et dépassent leurs charges critiques tant pour l'année de référence, 2015, que pour le scénario futur de 2035. L'est du Canada et le sud-ouest de la Colombie-Britannique présentent également des dépassements des charges critiques pour les sols et les eaux de surface, bien que les dépassements pour les sols minéraux soient nettement moins importants dans le cas des émissions projetées. Ces deux régions sont fortement touchées par les contributions des dépôts d'azote total et de soufre total dues au transport transfrontalier, comme le montrent la Figure 2-9 et la Figure 2-10. Dans le scénario de 2035 de MSQ, il est généralement prévu que les dépassements des charges critiques pour les sols diminuent en ampleur et en superficie, sauf dans quelques régions proches de sources ponctuelles; une réduction plus faible des dépassements pour le soufre dans le centre et l'est du Canada est observée dans les cartes des lacs.

Figure 2-11. Cartes des dépassements cumulés moyens (DCM) des sols naturels et semi-minéraux selon les modèles de dépôt de soufre et d'azote du Global Environmental Multiscale Model – Modeling Air Quality and Chemistry (GEM-MACH) pour a) l'année de référence de 2015 et b) le scénario de 2035 de MSQ, ainsi que c) les réductions (valeurs négatives) ou les augmentations (valeurs positives) des DCM de 2015 à 2035. Les charges critiques d'acidité ont été estimées à l'aide du modèle simple de bilan massique (UNECE, 2004).





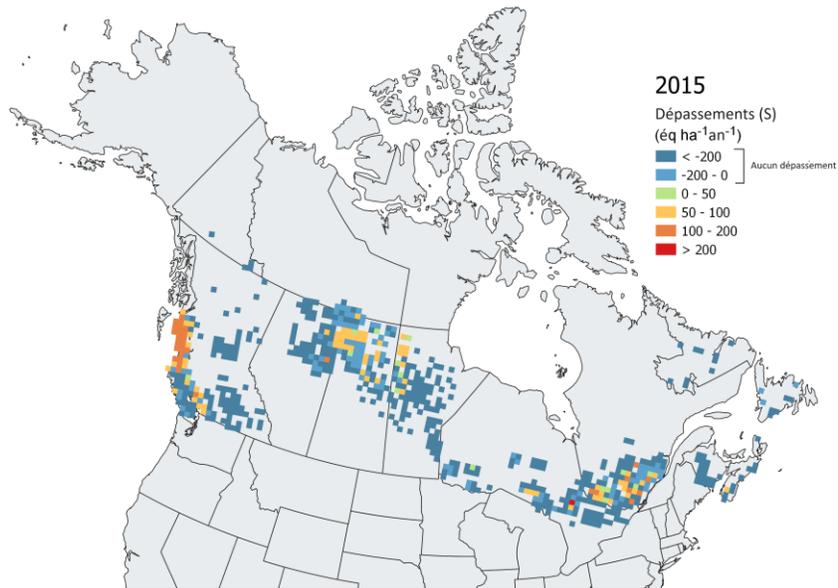
b. 2035



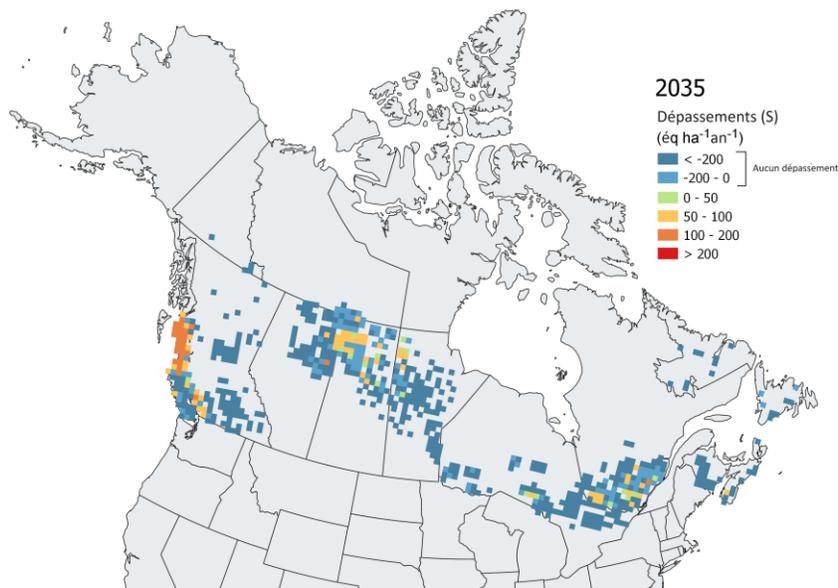
c. Carte des différences 2035 – 2015

Sources des données : Données sur les sols provenant du projet OpenLandMap et du Système d'information sur les sols du Canada. Les estimations du ruissellement proviennent de Reinds et al., 2015. Les données sur les forêts proviennent de l'Inventaire forestier national, et l'information supplémentaire, de Pardo et al., 2005 et de Paré et al., 2013. Les données sur la couverture terrestre sont tirées du North American Land Cover Change Monitoring System (2010).

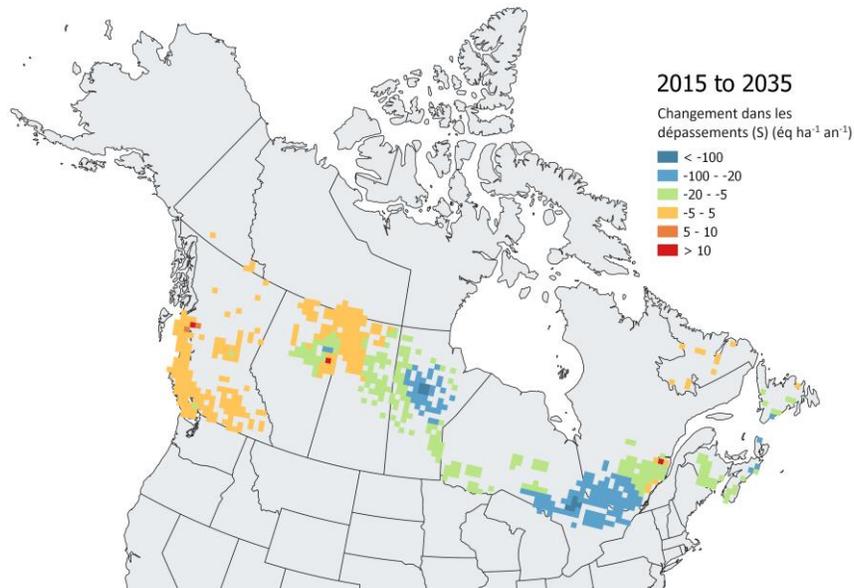
Figure 2-12. Dépassement des lacs cartographiés en fonction des dépôts modélisés par GEM-MACH pour a) l'année de référence de 2015 et b) le scénario de 2035 de MSQ, avec les changements au niveau du dépassement indiqué à c). Les charges critiques d'acidité des lacs ont été estimées avec le modèle SSWC en utilisant uniquement les dépôts de soufre. Les valeurs supérieures à 0 sont considérées comme dépassant leurs charges critiques. Les charges critiques ont été additionnées au 5^e percentile, afin d'assurer la protection de 95 % des écosystèmes dans chaque grille de Les 42 km (Jeffries et al., 2010).



a. 2015



b. 2035



c. Carte des différences 2035 – 2015

Sources des données : Données sur les sols provenant du [projet OpenLandMap](#) et du [Système d'information sur les sols du Canada](#). Les estimations du ruissellement proviennent de Reinds et al., 2015. Les données sur les forêts proviennent de l'[Inventaire forestier national](#), et l'information supplémentaire, de Pardo et al., 2005 et de Paré et al., 2013. Les données sur la couverture terrestre sont tirées du North American Land Cover Change Monitoring System (2010).

2.4.2 États-Unis

La Figure 2-13 montre que les réductions d'émissions réalisées par les États-Unis de 2000 à 2021 ont contribué à une amélioration générale des eaux de surface et à une protection accrue des écosystèmes aquatiques dans les cinq régions faisant l'objet d'une surveillance à long terme le long des Appalaches. Ces réductions d'émissions devraient continuer à contribuer aux améliorations dans les années à venir.

Pour étayer l'analyse présentée à la Figure 2-13, les États-Unis ont prélevé des échantillons d'eau de surface dans 7 869 lacs et cours d'eau situés le long des régions sensibles à l'acidité des Appalaches et de certaines régions adjacentes de la plaine côtière du Nord, dans le cadre de plusieurs programmes de surveillance de la qualité de l'eau. L'information sur les charges critiques a été obtenue à partir de la National Critical Load Database (version 3.2.1), un référentiel de données sur les charges critiques pour les États-Unis (CLAD, 2022; Lynch *et al.*, 2022). Les charges critiques aquatiques ont été déterminées à l'aide d'une série de méthodes allant du modèle SSWC (Henriksen et Posch, 2001) à un modèle de régression régional (McDonnell *et al.*, 2012; Sullivan *et al.*, 2012). Les dépassements des charges critiques ont été déterminés à l'aide des estimations des dépôts d'azote total et de soufre total pour les périodes de 2000-2002 et de 2019-2021 (US EPA, 2021a).

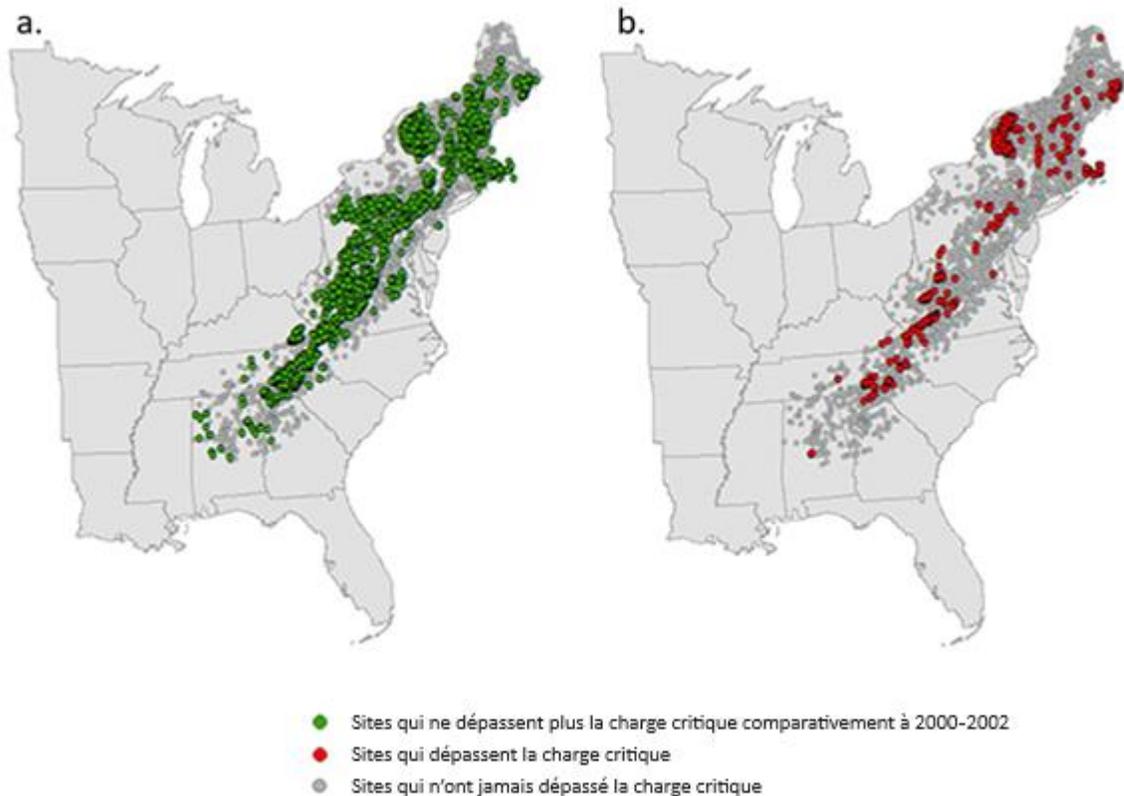
L'analyse présentée à la Figure 2-13 se concentre sur les ressources biologiques aquatiques dans les régions sensibles à l'acidité de l'est des États-Unis, c'est-à-dire les eaux des lacs et des cours d'eau ayant une CNA¹¹ – un indicateur clé du rétablissement des écosystèmes aquatiques face à l'acidification – d'une valeur supérieure à 50 µeq/l. Une CNA de 50 est souvent utilisée comme objectif dans les charges critiques dans les plans d'eau douce¹². La charge critique aquatique représente la quantité de soufre et d'azote combinés qui pourrait être

¹¹ Mesuré en micro-équivalents par litre (µeq/l).

¹² Des études portant sur des plans d'eau touchés par l'acidité ont fait état d'un nombre réduit d'espèces de poissons pour une CNA inférieure à 20 µeq/l. La National Lakes Assessment de l'EPA a utilisé un seuil de CNA d'environ 50 µeq/l, au-delà duquel l'acidification est moins préoccupante; une valeur de 20 µeq/l a été caractérisée comme une limite inférieure pour la protection contre les effets négatifs chroniques liés à l'acidification sur les populations de poissons (US EPA, 2009; idem, 2011; idem, 2020b).

déposée annuellement dans un lac ou un cours d'eau et son bassin versant tout en assurant un écosystème aquatique modérément sain. Les dépassements des charges critiques ont affiché une tendance à la baisse de 2000-2002 à 2019-2021. Le pourcentage de lacs et de cours d'eau dépassant les charges critiques est passé de 38 % à 5,8 %.

Figure 2-13. Dépassements dans les lacs et les cours d'eau des charges critiques estimées pour les dépôts d'azote total et de soufre total, pour a) les sites qui dépassaient la charge critique en 2000-2002 mais pas en 2019-2021 et b) les sites qui dépassaient encore la charge critique en 2019-2021.



Sources des données : National Surface Water Survey, Environmental Monitoring and Assessment Program, Wadeable Stream Assessment, National Lake Assessment, Temporally Integrated Monitoring of Ecosystems, LTM et d'autres programmes de surveillance de la qualité de l'eau.

2.5 Rétablissement

Des études récentes sur les tendances à long terme de la chimie de l'eau et du sol fournissent des indicateurs du rétablissement des écosystèmes dans les deux pays. Les signes des répercussions des dépôts acides sur les sols comprennent la libération d'aluminium libre, qui est toxique pour les plantes et les animaux, et l'augmentation du potentiel d'hydrogène (pH). Les sols forestiers de l'est du Canada et du nord-est des États-Unis présentaient des signes de diminution de l'aluminium libre et d'augmentation du pH dans la plupart des sites échantillonnés (Lawrence *et al.*, 2015), ce qui laisse croire que les sols forestiers sont en train de se rétablir des effets des dépôts acides. En réponse à la réduction des dépôts acides, les concentrations de SO_4^{2-} ont considérablement diminué et le pH a généralement augmenté dans les eaux de surface du Canada atlantique, de l'Ontario, du Québec et du nord-est des États-Unis, de l'État de New York et de la Virginie (voir par exemple Baldigo *et al.*, 2021; Houle *et al.*, 2022; Marty *et al.*, 2021; Nelson *et al.*, 2021; Redden *et al.*, 2021; Scanlon *et al.*, 2021; Watmough et Eimers, 2020; Webster *et al.*, 2021). Cependant, le rétablissement est incomplet. Par exemple, des lacs très sensibles à l'acidité situés en Nouvelle-Écosse n'ont pas montré de signes

de rétablissement avant 2007 (Clair *et al.*, 2011), n'ont commencé à se rétablir que récemment (Redden *et al.*, 2021), et les valeurs de pH et de calcium sont toujours inférieures aux seuils recommandés pour protéger la vie aquatique (Houle *et al.*, 2022). Dans d'autres localités, la CNA, un indicateur de rétablissement, a continué à diminuer (voir par exemple Scanlon *et al.*, 2021), ou l'aluminium a continué à augmenter (Redden *et al.*, 2021). Les effets cumulatifs des dépôts acides dans les sols des bassins versants influent sur le rétablissement des lacs (voir par exemple Eng et Scanlon, 2021; Hazlett *et al.*, 2020; Scanlon *et al.*, 2021), et des décennies peuvent être nécessaires pour atteindre les seuils de pH et de CNA cibles (Whitfield *et al.*, 2007). Des efforts soutenus visant à maintenir ou à réduire davantage les niveaux de dépôts acides dans l'ensemble des États-Unis et du Canada donneraient à ces zones sensibles le temps de se rétablir.

2.6 Résumé

L'annexe sur les pluies acides (annexe 1) de l'AQA fixe des objectifs pour le Canada et les États-Unis en vue de réduire les émissions de SO₂ et de NO_x qui causent les pluies acides. Les deux pays ont respecté leurs engagements de réduction des émissions de SO₂ et de NO_x conformément à l'Accord depuis 2007.

En 2020, les émissions totales de SO₂ du Canada s'élevaient à environ 651 000 tonnes métriques, soit une réduction de 78 % par rapport aux émissions totales de SO₂ du Canada en 1990, qui s'élevaient à 3 millions de tonnes métriques. De 1990 à 2020, les émissions totales de NO_x du Canada ont également diminué de 36 % (826 000 tonnes métriques). Ces réductions d'émissions ont été obtenues grâce à des programmes tels que le Programme de lutte contre les pluies acides de l'est du Canada de 1985 et la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes après l'an 2000.

Aux États-Unis, de 1990 à 2020, les émissions de SO₂ ont diminué de 92 %, passant de 23,1 millions à 1,9 million de tonnes métriques, et les émissions de NO_x ont diminué de 69 %, passant de 25,5 millions à 7,8 millions de tonnes métriques. Aux États-Unis, l'Acid Rain Program a permis de diminuer considérablement les émissions de SO₂ et de NO_x des centrales électriques, ce qui a permis de réduire les pluies acides. Les mesures réglementaires prises aux États-Unis, telles que la CSAPR et ses mises à jour ultérieures, ont également permis de réduire considérablement les émissions annuelles de SO₂ et les émissions annuelles et estivales de NO_x provenant du secteur de l'électricité. D'autres réductions, qui ne sont pas encore prises en compte dans les modélisations citées, sont attendues à la suite de mesures réglementaires récentes, telles que le Good Neighbor Plan (US EPA, 2023b), et de la mise en œuvre prochaine des dispositions contenues dans l'*Inflation Reduction Act*.

Les dépôts humides de SO₄²⁻ et de NO₃⁻ ont diminué d'environ 70 % et 50 %, respectivement, en réponse aux réductions des émissions de SO₂ et de NO_x au Canada et aux États-Unis. Les études à long terme sur la qualité de l'eau montrent que les conditions s'améliorent par rapport à l'acidification historique des bassins hydrographiques dans certaines régions, tandis qu'un rétablissement tardif a été observé dans d'autres.

Bien que des progrès importants aient été réalisés, de nouvelles réductions des apports totaux d'azote et de soufre dans les plans d'eau américains et canadiens, y compris celles provenant de sources atmosphériques, pourraient réduire davantage l'acidification des eaux et accélérer le rétablissement des écosystèmes aquatiques et terrestres. La modélisation de mise à zéro laisse croire à un effet transfrontalier sur les dépôts totaux, en particulier dans les régions moins peuplées du nord du Montana et du nord de l'Ontario, où les dépôts sont plus faibles que dans le nord-est des États-Unis. De nombreux plans d'eau au Canada et certains aux États-Unis sont encore exposés à des apports totaux d'azote et de soufre qui dépassent la capacité des sols et des eaux de surface à neutraliser les contributions acides. Les dépassements continus et les projections de modélisation indiquent que l'acidification des eaux demeure une préoccupation environnementale. En outre, les émissions d'ammoniac n'ont pas connu le même déclin marqué que les émissions de SO₂ et de NO_x. En fait,

dans certaines régions (c.-à-d. régions agricoles), les émissions d'azote réduit ont augmenté. Le rôle de l'azote dans l'acidification et l'eutrophisation est une question qui intéresse beaucoup les scientifiques (Walker, Beachley *et al.*, 2019) et les décideurs (Kanter *et al.*, 2020).

3 Ozone troposphérique

Qu'est-ce que l'ozone troposphérique? L'ozone troposphérique est un polluant atmosphérique et un gaz à effet de serre incolore et très irritant qui se forme juste au-dessus de la surface de la Terre. Comme indiqué à la section 1.2, l'ozone est nocif pour la santé humaine et les écosystèmes et réduit le rendement des cultures. Ce polluant n'est pas émis directement dans l'air, mais se forme principalement par des réactions chimiques entre les NO_x et les COV en présence de la lumière du soleil. Les NO_x et les COV sont émis par des sources de combustion telles que les véhicules et les centrales électriques. Les COV sont également émis par les solvants, les produits de nettoyage et les peintures, ainsi que par des sources naturelles (biogéniques).

L'ozone troposphérique dans l'AQA : L'annexe 3 (annexe sur l'ozone) contient les engagements pris par le Canada et les États-Unis pour contrôler et réduire les émissions de NO_x et de COV, précurseurs clés de l'ozone troposphérique. Les deux pays ont respecté leurs engagements, comme indiqué à la section 3.2. Ces engagements s'appliquent à une région définie dans les deux pays, connue sous le nom de zone de gestion des émissions de polluants (ZGEP) qui, au moment de la signature de l'annexe, était la zone jugée la plus critique pour la réduction de l'ozone transfrontalier. La ZGEP comprend le centre et le sud de l'Ontario, le sud du Québec, 18 États des États-Unis et le District de Columbia (Figure 3-1). L'objectif de l'annexe sur l'ozone est d'aider les deux pays à respecter leurs normes respectives en matière de qualité de l'air pour l'ozone, c'est-à-dire la norme pancanadienne pour l'ozone en vigueur à l'époque (remplacée en 2013 par la norme canadienne de qualité de l'air ambiant [NCQAA] pour l'ozone) et la NAAQS pour l'ozone aux États-Unis. Le Tableau 3-1. résume les engagements pris au titre de l'annexe sur l'ozone.

Figure 3-1. Carte de la ZGEP de l'annexe sur l'ozone.

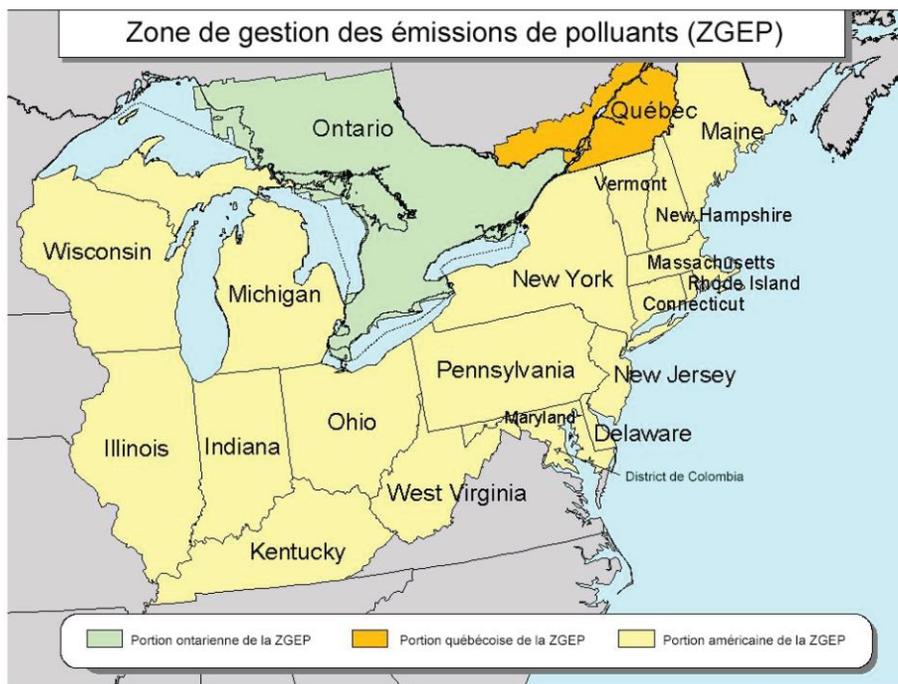


Tableau 3-1. Annexe sur l'ozone (annexe 3) : objectifs spécifiques pour les précurseurs de l'ozone troposphérique¹³

Objectif	Canada	États-Unis
Sources mobiles d'émissions de NO_x et de COV	<ul style="list-style-type: none"> Mettre en œuvre des normes strictes de réduction des émissions de NO_x et de COV pour les véhicules, y compris les voitures, les fourgonnettes, les camions légers, les véhicules hors route, les petits moteurs et les moteurs diesel, ainsi que les carburants. 	<ul style="list-style-type: none"> Mettre en œuvre les règles américaines existantes en matière de qualité des véhicules, des moteurs hors route et des carburants afin de réduire les émissions de COV et de NO_x.
Sources fixes d'émissions de NO_x	<ul style="list-style-type: none"> D'ici 2007, établir des plafonds annuels de 39 000 tonnes métriques d'émissions de NO_x provenant de centrales électriques à combustibles fossiles dans la partie ontarienne de la ZGEP et de 5 000 tonnes métriques d'émissions de NO_x dans la partie québécoise de la ZGEP. Élaborer un projet de lignes directrices nationales en ce qui concerne l'électricité renouvelable à faible impact. 	<ul style="list-style-type: none"> Mettre en œuvre le programme de réduction des émissions de NO_x, connu sous le nom de « NO_x SIP Call », dans les États de la ZGEP qui sont soumis à la règle.
Stratégies de réduction des émissions de NO_x et de COV	<ul style="list-style-type: none"> Mettre en œuvre des mesures visant à réduire les émissions de NO_x dans les principaux secteurs industriels et les émissions de COV provenant de solvants, de peintures et de produits de consommation afin d'atteindre la norme pancanadienne pour l'ozone. Mettre en œuvre des mesures propres à l'Ontario et au Québec pour réduire les émissions de NO_x et de COV dans la ZGEP. 	<ul style="list-style-type: none"> Mettre en œuvre les règles américaines existantes pour le contrôle des émissions de sources fixes de polluants atmosphériques dangereux et pour le contrôle des COV provenant de produits de consommation et commerciaux, de revêtements architecturaux et de revêtements pour la réparation des automobiles. Mettre en œuvre les 36 normes américaines de rendement pour les nouvelles sources afin de réduire les émissions de COV et de NO_x de ces nouvelles sources.
Mesures de contrôle supplémentaires prévues et réductions indicatives	<ul style="list-style-type: none"> Mettre en œuvre les mesures de contrôle supplémentaires prévues qui devraient contribuer à la réduction globale des émissions de NO_x et de COV. 	
Établissement de rapports	<ul style="list-style-type: none"> À partir de 2004, les Parties ont accepté de déclarer les émissions annuelles et les émissions de NO_x et de COV pendant la saison de l'ozone (généralement de janvier à mai aux États-Unis) dans la ZGEP. 	

¹³ Le texte complet de l'annexe sur l'ozone (annexe 3) se trouve à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/publications/accord-canada-etats-unis-qualite-annexe-ozone.html>.

	<ul style="list-style-type: none"> • À partir de 2002, les Parties ont accepté de déclarer les concentrations ambiantes d’ozone, de NO_x et de COV, ainsi que les tendances décennales en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis.
Réexamen	<ul style="list-style-type: none"> • En 2004, évaluer les progrès réalisés dans la mise en œuvre de l’annexe en vue de négocier de nouvelles réductions. • À la demande de l’une ou l’autre des Parties, discuter de la possibilité de modifier l’annexe afin de désigner d’autres ZGEP ou de réviser les engagements pris dans l’annexe.
Mesures plus strictes	<ul style="list-style-type: none"> • Chaque Partie peut prendre des mesures plus strictes que celles spécifiées dans la présente annexe pour contrôler et réduire les émissions de NO_x et de COV.

3.1 Normes et lignes directrices relatives à la qualité de l’air

Le Canada et les États-Unis ont tous deux établi des normes de qualité de l’air pour protéger la santé humaine et l’environnement.

Au Canada, les NCQAA ont été préparées en tant qu’objectifs au titre de la *Loi canadienne sur la protection de l’environnement (1999)* et constituent un élément clé du SGQA du pays. La NCQAA pour l’ozone a été établie en vue d’obtenir un niveau précis de réduction de l’exposition de la population (et l’amélioration connexe de la santé de la population) lorsque les objectifs sont atteints. Les futurs objectifs plus stricts tiennent compte de la nature sans seuil des effets de l’ozone sur la santé (c.-à-d. que des effets néfastes se produisent même à de faibles concentrations) et du principe d’amélioration continue du SGQA. En outre, bien que les NCQAA soient principalement basées sur la santé, elles reconnaissent explicitement qu’à ces niveaux, l’ozone peut également avoir des effets sur l’environnement. Ces normes sont étayées par quatre niveaux de gestion de la qualité de l’air, chaque niveau exigeant des mesures de gestion progressivement plus rigoureuses de la part des provinces et des territoires lorsque la qualité de l’air dans une zone ou un secteur donné s’approche des NCQAA ou les dépasse (CCME, 2021). Certaines provinces et certains territoires canadiens ont également établi leurs propres critères/objectifs de qualité de l’air. Dans le cadre du SGQA, les gouvernements provinciaux et territoriaux sont tenus de fournir des rapports annuels sur la qualité de l’air pour chacune de leurs zones atmosphériques. Ces rapports comprennent les valeurs métriques réelles et l’état de réalisation des NCQAA pour chaque station de rapport et chaque zone atmosphérique des NCQAA, ainsi que les mesures de gestion connexes. Les NCQAA ne sont pas juridiquement contraignantes ou exécutoires, ce qui signifie qu’il n’existe aucun mécanisme (financier ou autre) mis en place par le gouvernement fédéral pour obliger les provinces à respecter les normes.

Les [NAAQS](#) des États-Unis (US EPA, 2023e) sont fixés par l’EPA conformément au *Clean Air Act*, qui exige que l’EPA établisse des normes pour les polluants pour lesquels des critères de qualité de l’air ont été émis en vertu de l’article 108 du *Clean Air Act*, qui sont également appelés les principaux polluants. Les NAAQS sont généralement mises en œuvre par l’élaboration de plans de mise en œuvre au niveau étatique, dans le cadre desquels les États sont tenus d’atteindre et de maintenir le niveau des NAAQS, et qui doivent être soumis à l’EPA pour examen et approbation. L’article 109 du *Clean Air Act* charge l’administrateur de l’EPA de fixer deux types de NAAQS, soit les normes « primaires » et « secondaires », pour les principaux polluants. En vertu du paragraphe 109(b)(1) de la Loi, les NAAQS primaires sont basées sur la santé et sont définies comme les normes, dont la réalisation et le maintien, selon le jugement de l’administrateur, sur la base de ces critères de qualité de l’air et en autorisant une marge de sécurité adéquate, sont nécessaires à la protection de la santé publique. En vertu du paragraphe 109(b)(2), les normes secondaires sont basées sur le bien-être et doivent spécifier un niveau de qualité de l’air dont la réalisation et le maintien, selon le jugement de l’administrateur, sur la base de ces critères, sont nécessaires pour protéger le bien-être public de tout effet néfaste connu ou

anticipé lié à la présence du polluant dans l'air ambiant. En vertu de paragraphe 302(h) de la Loi, les effets sur le bien-être comprennent, sans s'y limiter, les effets sur les sols, l'eau, les cultures, la végétation, les matériaux artificiels, les animaux, les espèces sauvages, les conditions météorologiques, la visibilité et le climat, les dommages et la détérioration des biens et les risques pour les transports, ainsi que les effets sur les valeurs économiques et sur le confort et le bien-être des personnes (US EPA, 2023e).

Le Tableau 3-2 résume les NCQAA et les NAAQS actuelles pour l'ozone. Chaque norme est définie en fonction de l'espèce chimique ou du mélange à mesurer, d'une période de calcul de la moyenne, d'une « valeur numérique » (niveau) et d'une « valeur métrique » (forme statistique de la norme numérique). Dans le cas de l'ozone, les NCQAA et les NAAQS utilisent la moyenne triennale de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des maximums quotidiens des concentrations d'ozone moyennes sur 8 heures (MQCOM8). Les valeurs numériques des NCQAA pour l'ozone deviennent plus strictes au fil du temps, avec des changements en 2015, en 2020 et en 2025.

Tableau 3-2. Normes nationales de qualité de l'air ambiant pour l'ozone

Période de calcul de la moyenne	Valeurs numériques des NCQAA 2015	Valeurs numériques des NCQAA 2020	Valeurs numériques des NCQAA 2025	Niveau des NAAQS des États-Unis	Valeur métrique des NCQAA et des NAAQS ^{14,15, 16}
8 heures	63 parties par milliard (ppb)	62 ppb	60 ppb	0,070 ppm (70 ppb) (primaires et secondaires)	Moyenne triennale de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8

3.2 Effets des stratégies de réduction des émissions sur les précurseurs de l'ozone troposphérique

3.2.1 Canada

Dans le cadre de l'annexe sur l'ozone, le Canada s'est engagé à établir des normes plus strictes pour les émissions de NO_x et de COV des véhicules et des moteurs, à limiter la teneur en soufre des carburants, à fixer des plafonds annuels d'émissions de NO_x pour les centrales électriques à combustibles fossiles du sud de l'Ontario et du sud du Québec, et à établir une réglementation visant à réduire les émissions de COV. Le Canada a respecté ses engagements au titre de l'annexe sur l'ozone. Le pays a mis en œuvre et continue de

¹⁴ La « forme » d'une norme définit la statistique de la qualité de l'air qui doit être prise pour la durée moyenne appropriée et comparée au niveau de la norme pour déterminer si une zone atteint la norme.

¹⁵ Dans le cadre des NCQAA, les flux transfrontaliers et les événements exceptionnels influencent les concentrations à partir de sources sur lesquelles l'administration n'a que peu ou pas de contrôle direct. Cela inclut, par exemple, l'influence des feux de forêt. Les provinces et les territoires ont la possibilité de démontrer dans les rapports sur les zones atmosphériques que le dépassement d'une NCQAA donnée peut avoir été influencé par des flux transfrontaliers ou des événements exceptionnels, comme les feux de forêt. Les valeurs métriques susceptibles d'avoir été influencées par les flux transfrontaliers et les événements exceptionnels peuvent être recalculées à l'aide des orientations fournies dans le document d'orientation sur les flux transfrontaliers et les événements exceptionnels pour la gestion des zones atmosphériques.

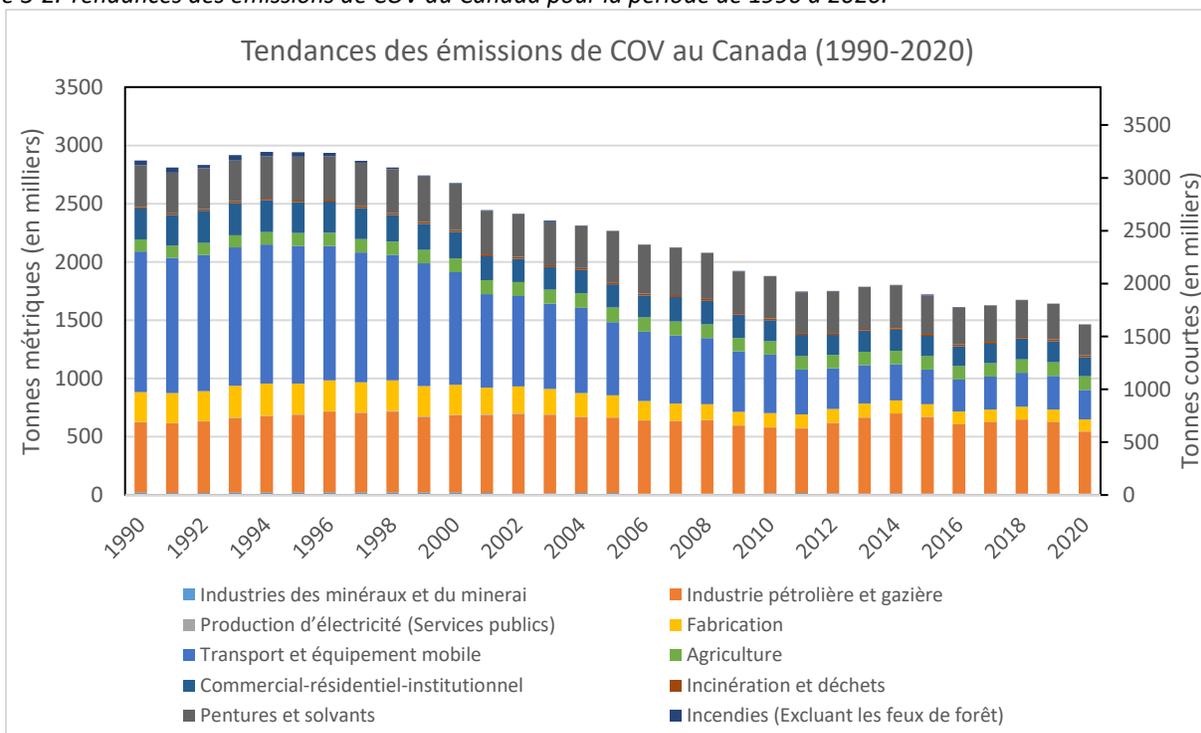
¹⁶ Les événements exceptionnels sont des événements inhabituels ou naturels qui peuvent avoir une incidence sur la qualité de l'air, mais qui ne sont pas raisonnablement contrôlables ou évitables à l'aide de techniques que les agences de l'air tribales, étatiques ou locales peuvent mettre en œuvre afin d'atteindre et de maintenir les NAAQS. Les événements exceptionnels peuvent inclure les feux de forêt, les épisodes de poussières engendrés par des vents violents, les brûlages dirigés, les intrusions d'ozone stratosphérique et les activités volcaniques et sismiques. Les bureaux locaux et régionaux peuvent signaler leurs données sur les événements exceptionnels par l'intermédiaire du système de qualité de l'air et demander à l'EPA d'exclure ces données de certaines décisions réglementaires afin d'exclure toutes les heures d'une journée touchée par un événement. Pour plus d'information sur les événements exceptionnels aux États-Unis, voir CAA 319(b), 42 USC 7619(b) et la règle de 2016 – 81 FR 68216 (Oct. 3, 2016).

mettre en œuvre une série de règlements visant à aligner les normes d'émission canadiennes attribuables aux véhicules, aux moteurs et aux carburants sur les normes américaines correspondantes. Il s'agit notamment de règlements qui fixent des normes de rendement en matière d'émissions pour les véhicules routiers (*Règlement sur les émissions des véhicules routiers et de leurs moteurs*, DORS/2003-2) et les véhicules hors route (*Règlement sur les émissions des petits moteurs hors route à allumage commandé*, DORS/2003-355) et pour les moteurs mobiles et stationnaires hors route (voir le dernier rapport d'étape pour plus de détails; ECCC et US EPA, 2023), ainsi que des règlements visant à limiter le soufre et le benzène dans l'essence et le soufre dans le carburant diesel. L'Ontario et le Québec ont tous deux atteint leurs limites de NO_x pour le secteur de l'électricité.

Le Canada a également mis en place divers règlements concernant les émissions de COV, telles que des règlements visant à réduire les COV provenant du nettoyage à sec, du dégraissage au solvant, des produits de retouche automobile et des revêtements architecturaux. Des règlements récents établissent des concentrations et des émissions maximales de COV pour la fabrication et l'importation de plus de 130 catégories et sous-catégories de produits. Le Canada a publié un avis d'intention de renouveler le programme fédéral de réduction des émissions de COV provenant des produits de consommation et commerciaux pour la période de 2022 à 2030. Il a aussi établi des exigences pour limiter les émissions de COV des installations industrielles, et mis en place des règlements pour réduire les émissions de méthane et de certains COV du secteur pétrolier et gazier en amont.

L'ajout de l'annexe sur l'ozone en 2000 a entraîné une nouvelle diminution des émissions de NO_x au Canada, comme le montre la Figure 2-2. Des stratégies de réduction des émissions de NO_x ont été incluses dans l'annexe sur les pluies acides, mais les émissions de NO_x au Canada ont continué d'augmenter de 485 000 tonnes métriques (21 %) de 1990 à 1999. De 2000 à 2020, après l'inclusion de l'annexe sur l'ozone

Figure 3-2. Tendances des émissions de COV au Canada pour la période de 1990 à 2020.



Source des données : Inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada de 1990-2020 (ECCC, 2022).

dans l'AQA, les émissions de NO_x au pays ont diminué de 1,3 million de tonnes métriques, soit les baisses les plus importantes enregistrées dans les secteurs des transports (900 000 tonnes métriques), de la production d'électricité (226 000 tonnes métriques) et de l'industrie manufacturière (111 000 tonnes métriques).

De 1990 and 2020, les émissions nationales de COV au Canada ont diminué de 49 % (1,4 million de tonnes métriques) (Figure 3-2). Par exemple, la réglementation de plus en plus stricte sur les moteurs à allumage commandé a entraîné une diminution de 657 000 tonnes métriques des émissions de COV provenant des véhicules et équipements hors route fonctionnant à l'essence, au gaz de pétrole liquéfié et au gaz naturel.

3.2.2 États-Unis

Dans le cadre de l'annexe sur l'ozone, les États-Unis se sont engagés à mettre en œuvre les règles existantes concernant les véhicules, les moteurs hors route et la qualité des carburants afin de réduire les émissions de COV et de NO_x. En outre, les États-Unis se sont engagés à mettre en œuvre les règles existantes en matière de contrôle des émissions de sources fixes de polluants atmosphériques dangereux et de contrôle des COV provenant des produits de consommation et commerciaux, des revêtements architecturaux et des revêtements pour la réparation automobile, et à maintenir les New Sources Performance Standards (normes de performance des nouvelles sources) afin de réduire les émissions de COV et de NO_x provenant de nouvelles sources. Ces mesures ont permis au pays de respecter ses engagements au titre de l'annexe sur l'ozone.

Les émissions de précurseurs de l'ozone ont été réduites grâce à plusieurs programmes. Les réductions des émissions des centrales électriques ont été obtenues grâce à des programmes multiétatiques de budget des émissions de NO_x conçus pour lutter contre le transport interétatique de la pollution atmosphérique contribuant à l'ozone, d'abord par douze États de la Nouvelle-Angleterre et du centre du littoral de l'Atlantique et par le District de Columbia, puis par une grande partie de l'est des États-Unis (*NO_x SIP Call Regulations*). La règle CAIR qui a suivi a permis de réduire considérablement les émissions annuelles de SO₂ et de NO_x des centrales électriques, au-delà de ce qui était exigé par le NO_x SIP Call. À la suite d'un litige, la CAIR a été remplacée par la CSAPR. Cette dernière a ensuite été mise à jour et révisée pour réduire davantage les émissions estivales de NO_x des centrales électriques de l'est des États-Unis et aider les États situés sous le vent à respecter les normes relatives à l'ozone. En mars 2023, les États-Unis ont adopté une nouvelle série d'exigences en matière de contrôle des NO_x pour les centrales électriques et les sources industrielles dans le cadre de la [Good Neighbor Rule](#) (US EPA, 2023b).

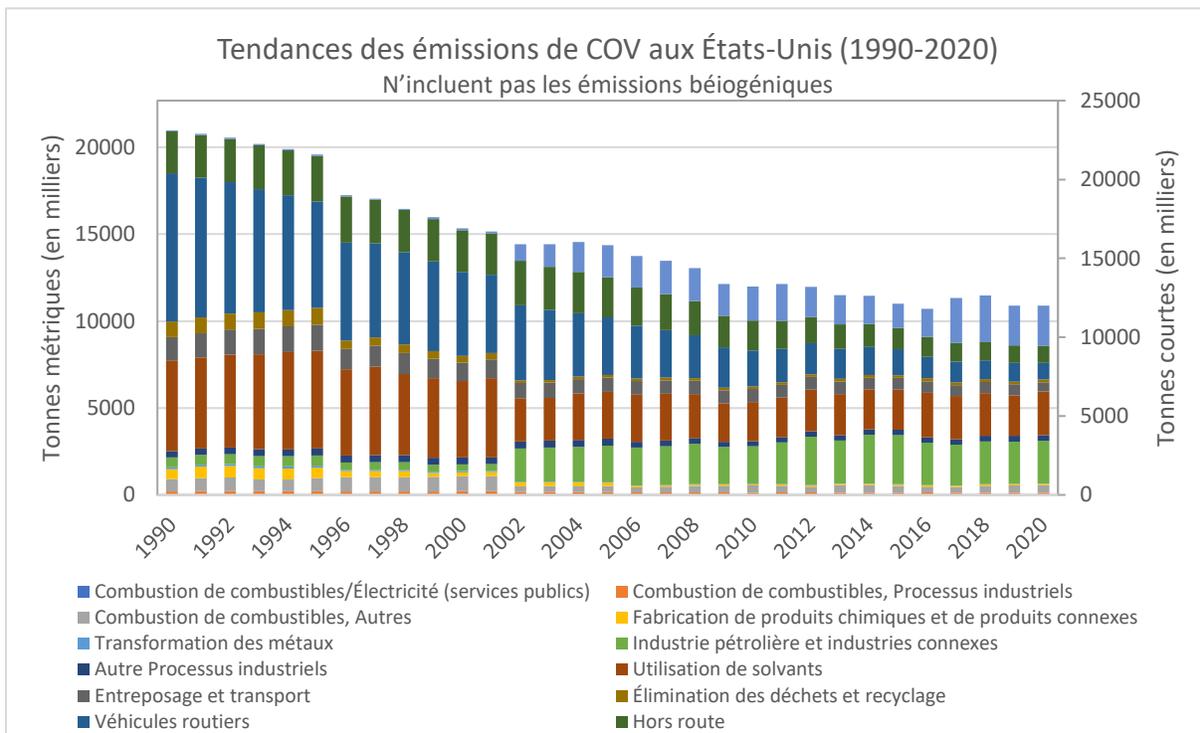
Au fil des ans, les États-Unis ont exigé d'importantes réductions des émissions de NO_x et de COV des nouveaux véhicules à moteur et des moteurs hors route – tels que ceux utilisés dans la construction, l'agriculture, l'industrie, les trains et les navires – par le biais de normes qui requièrent une combinaison de technologies de moteurs plus propres et de carburants plus propres, telles que celles énumérées à la section 2.1.2.

L'EPA continue de mettre en œuvre et d'actualiser les New Sources Performance Standards afin de réduire les émissions de COV et de NO_x provenant de sources nouvelles et modifiées. Des réductions des émissions de NO_x sont également obtenues grâce à des règles sur les unités d'incinération des déchets solides et à des lignes directrices qui ont un impact sur les unités d'incinération nouvelles et existantes. Les programmes et les règles tels que ceux mentionnés ci-dessus ont contribué de manière significative à la réduction des NO_x et des COV, améliorant ainsi la santé publique et la protection de l'environnement au niveau régional et pour les collectivités locales.

Comme le montre la Figure 2-4, on observe une tendance générale à la réduction des émissions de NO_x. Une tendance similaire est observée pour les COV, comme l'illustre la Figure 3-3. De 1990 à 2020, la diminution des émissions de NO_x et de COV est de 70 % et de 48 %, respectivement. Les réductions les plus importantes de NO_x sont observées dans la combustion de combustibles par les services publics d'électricité. Le secteur des

transports a enregistré une réduction de plus de 80 % des émissions de COV de 1990 à 2020. Bien qu'il y ait une diminution globale des émissions de COV, les industries pétrolières et connexes ont enregistré une augmentation des émissions de 611 000 tonnes courtes en 1990 à un sommet de 3,1 millions de tonnes courtes en 2015, une tendance similaire à celle des NO_x. En 2020, les émissions de COV ont diminué de 13 % par rapport au sommet de 2015. Les méthodes d'estimation et de déclaration des émissions pour les sources liées à la production de pétrole et de gaz se sont également considérablement améliorées ces dernières années.

Figure 3-3. Tendances des émissions de COV aux États-Unis pour la période de 1990 à 2020.



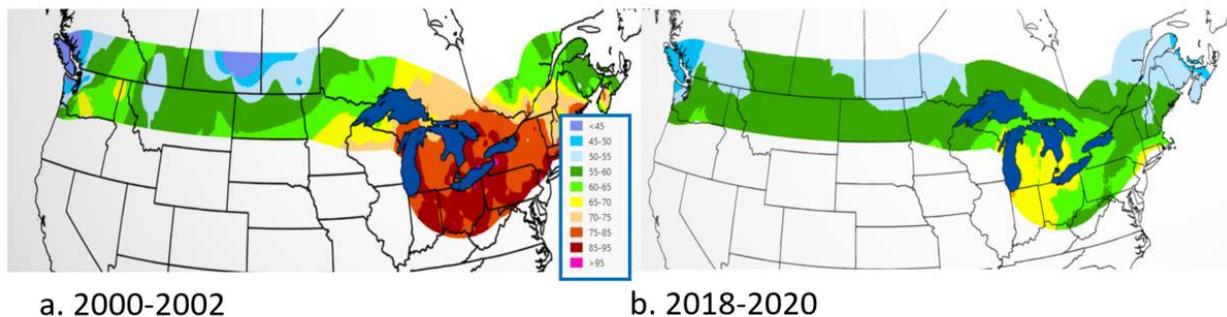
Sources des données : 2020 U.S. National Emissions Inventory (US EPA, 2023a).

3.3 Concentrations ambiantes d'ozone

Les concentrations ambiantes d'ozone ont été analysées afin d'évaluer les changements depuis la mise en vigueur de l'AQA et d'évaluer les concentrations ambiantes actuelles. La Figure 3-4 présente des cartes interpolées (par krigeage) de la moyenne de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8 en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour 2000-2002 et 2018-2020. La Figure 3-4a présente les concentrations d'ozone dans la région frontalière pour 2000-2002, à peu près au moment de la signature de l'annexe sur l'ozone. Les concentrations d'ozone les plus élevées se trouvaient généralement dans la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent, dans le haut du Midwest et le nord-est des États-Unis, dans le sud de l'Ontario, dans le sud du Québec et dans le sud des Maritimes. Certaines parties du sud de l'Ontario et du sud du Québec ont enregistré la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8, soit plus de 80 ppb et de 70 ppb, respectivement, dépassant ainsi la norme pancanadienne de 2000 pour l'ozone, qui est de 65 ppb. Diverses zones de non-conformité dans les États américains des Grands Lacs ont également dépassé la NAAQS de 1997 de 80 ppb, atteignant à certains endroits des moyennes triennales de 90 ppb pour la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8. Les concentrations d'ozone les plus faibles ont été observées dans la partie ouest de la région frontalière entre les États-Unis et le Canada.

Les concentrations d’ozone ont diminué de manière significative dans toute la région frontalière depuis la signature de l’annexe sur l’ozone. La Figure 3-4b, qui illustre les concentrations d’ozone dans la région frontalière pour 2018-2020, montre que les concentrations d’ozone ont beaucoup diminué par rapport à 2000-2002. Cependant, des concentrations d’ozone plus élevées sont encore observées près des Grands Lacs et le long de la côte est des États-Unis. Les valeurs les plus faibles sont généralement observées dans l’ouest et l’est du Canada. Les concentrations sont généralement plus élevées dans les zones urbaines et sous le vent de celles-ci. Bien que les concentrations d’ozone aient diminué dans le sud de l’Ontario, le sud du Québec et les États des Grands Lacs, elles continuent de dépasser les normes nationales aux États-Unis et au Canada dans ces régions au moment de la rédaction du présent rapport.

Figure 3-4. Concentrations d’ozone (moyenne triennale de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour a) 2000-2002 et b) 2018-2020. Les concentrations sont indiquées pour la région située en deçà de 500 km de la frontière.



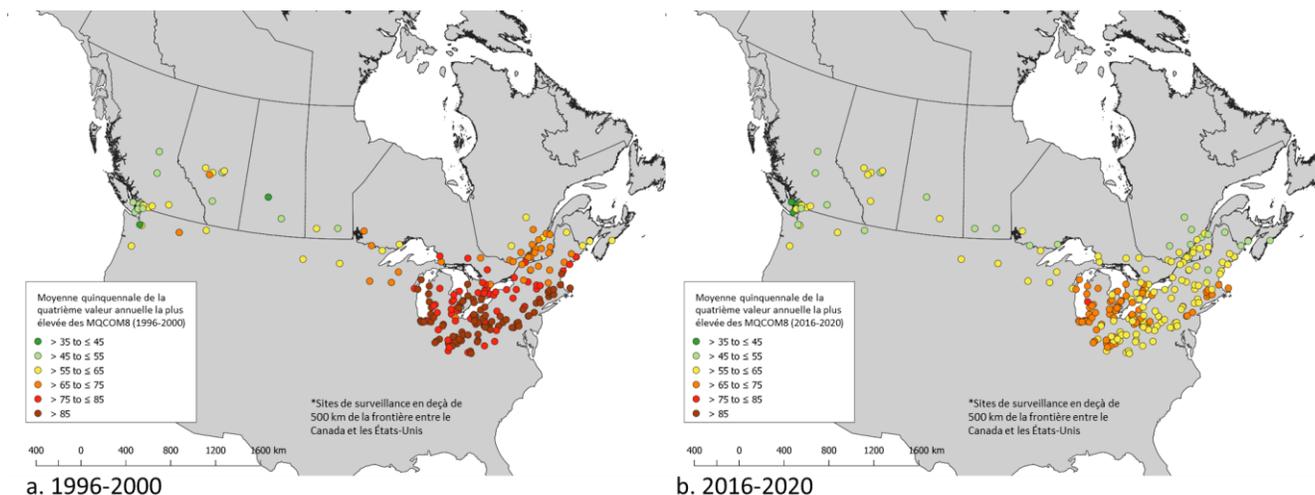
Sources des données : Les données sont les moyennes de la quatrième valeur annuelle la plus élevée, la valeur quotidienne étant la moyenne mobile sur 8 heures la plus élevée de la journée, pour a) 2000-2002 et b) 2018-2020. Données ponctuelles interpolées par krigeage. Seuls les sites répondant aux exigences de complétude des données (basées sur 75 % ou plus de toutes les valeurs journalières possibles pendant les saisons de surveillance de l’ozone désignées par l’EPA) ont été utilisés pour élaborer ces cartes.

Les données de surveillance de l’ozone enregistrées aux stations individuelles se trouvant en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour la période précédant la signature de l’annexe sur l’ozone, soit de 1996 à 2000 (Figure 3-5a), et pour les années de données les plus récentes, de 2016 à 2020 (Figure 3-5b), sont présentées dans la Figure 3-5. Les concentrations d’ozone sont présentées sous forme de moyenne quinquennale de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8. Cette forme statistique est similaire aux mesures des NCQAA et des NAAQS, mais elle est étendue à une période de calcul plus longue pour tenir compte de la variabilité introduite par les feux de forêt et d’autres facteurs. Les concentrations n’ont pas été ajustées pour tenir compte des flux transfrontaliers ou des événements exceptionnels, dont les feux de forêt. Ces derniers ont un effet significatif sur l’ozone à certaines stations, comme décrit ci-dessous.

Presque toutes les stations canadiennes et américaines situées à l’est de la frontière entre le Manitoba et l’Ontario ont enregistré des concentrations d’ozone plus faibles depuis 2000, de plus de 10 ppb pour de nombreuses stations en Ontario, au Québec et des Maritimes, et jusqu’à 20 ppb à certaines stations des États des Grands Lacs et dans la vallée de l’Ohio. Bien que certaines concentrations d’ozone mesurées au cours des deux dernières décennies aient été associées à des étés frais et pluvieux, les diminutions des MQCOM8 élevés sont principalement dues aux programmes de réglementation de la qualité de l’air mis en place par les deux pays. Une légère augmentation des concentrations d’ozone de 1996-2000 à 2016-2020 est observée à certaines stations de l’Alberta, de la Saskatchewan et de l’État de Washington. Ce phénomène peut être lié aux impacts de plusieurs feux de forêt de grande ampleur (*Canadian Interagency Forest Fire Centre, 2023; National Interagency Fire Center, 2023*).

Dans l'ensemble, les diminutions nettes des concentrations d'ozone soulignent le succès de la réglementation en matière de qualité de l'air dans la région d'analyse pertinente pour les transports. Cependant, malgré les tendances à la baisse, les concentrations d'ozone pour 2016-2020 restent élevées dans le sud-est et le sud de l'Ontario, ainsi qu'à certaines stations situées près des côtes du centre du littoral de l'Atlantique et de la Nouvelle-Angleterre. Certaines stations situées sous le vent de la région du Grand Toronto ont enregistré des concentrations d'ozone plus élevées, probablement à cause de l'augmentation des émissions de NO_x provenant de sources situées dans cette grande région métropolitaine. Au Canada, de nombreuses stations situées dans la ZGEP continuent d'enregistrer des concentrations d'ozone qui approchent ou dépassent les NCQAA.

Figure 3-5. Concentrations d'ozone (moyenne quinquennale de la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour a) 1996-2000 et b) 2016-2020.



Sources de données : Les données sont les moyennes de la quatrième valeur annuelle la plus élevée, la valeur quotidienne étant la moyenne mobile sur 8 heures la plus élevée pour la journée, pour a) 1996-2000 et b) 2016-2020. Seuls les sites répondant aux exigences de complétude des données (basées sur 75 % ou plus de toutes les valeurs quotidiennes possibles disponibles entre le 1^{er} avril et le 30 septembre) ont été utilisés pour élaborer cette carte.

3.4 Évolution prévue de l'ozone

Les concentrations d'ozone actuelles et projetées, obtenues dans le cadre de récents travaux de modélisation par ECCC et l'EPA, ont été utilisées pour estimer l'évolution des concentrations d'ozone. La modélisation est décrite plus en détail à l'annexe A. ECCC a effectué ses modélisations à l'aide du Global Environmental Multiscale Model – Modeling Air Quality and Chemistry (modèle global environnemental multi-échelle – modélisation de la qualité de l'air et de la chimie - GEM-MACH), un modèle de transport chimique. Les scénarios de modélisation sont présentés pour l'année de référence 2015 ainsi que pour les scénarios de MSQ projetés pour 2025 et 2035. Les années projetées incluent une réglementation qui sera appliquée ultérieurement. Les données de modélisation de l'EPA comprennent les résultats de l'Ozone PA de 2020 (US EPA, 2020d) et de la Final Revised Cross-State Air Pollution Rule Update (RCU) (US EPA, 2020a).¹⁷ L'EPA utilise le Community Multiscale Air Quality Model (CMAQ; système communautaire de modélisation multi-échelle de la qualité de l'air) pour la modélisation de l'Ozone PA et le Comprehensive Air Quality Model with Extensions (CAMx; modélisation complète de la qualité de l'air avec extensions) pour la modélisation de la RCU. Les scénarios des années à venir incluent la croissance de l'activité et les contrôles d'émissions associées à la

¹⁷ En raison de contraintes de temps et de ressources, la modélisation de l'ozone la plus récente de l'EPA n'a pas pu être incluse dans le présent rapport. La nouvelle modélisation pour 2016 figure dans le 2015 Ozone NAAQS Good Neighbor Plan (88 R 36654). <https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-03/AQ%20Modeling%20Final%20Rule%20TSD.pdf>

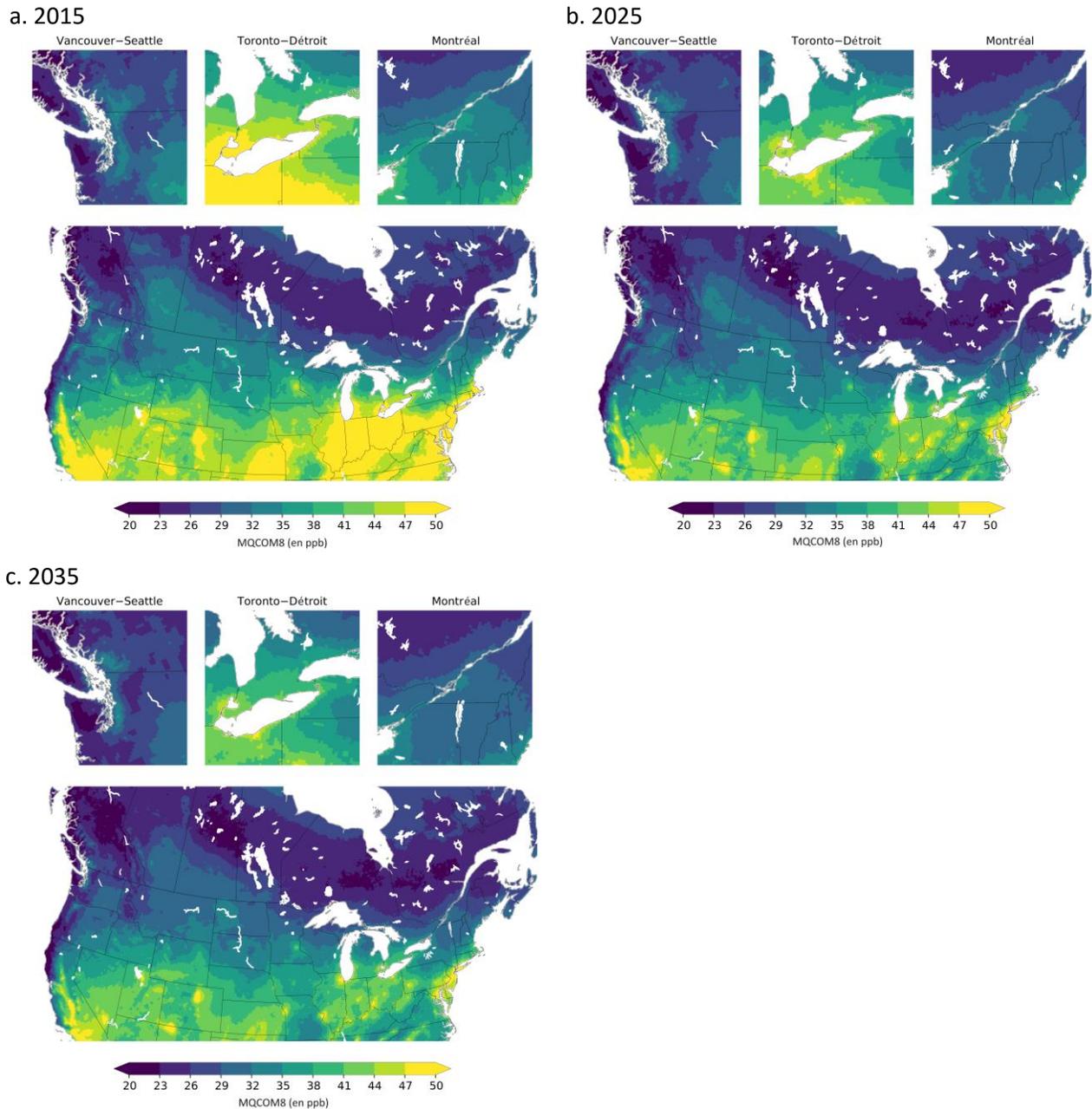
réglementation « en vigueur » aux États-Unis – par exemple, l’effet de la rotation du parc automobile. Dans le cadre de la modélisation de la RCU, les émissions canadiennes ont été calculées à partir de l’année de référence 2015 et des données de projection pour 2023 et 2028 qu’ECCC a fournies à l’EPA. De plus amples détails sur les inventaires du projet de la RCU figurent dans la documentation de soutien technique relative à la modélisation des émissions (US EPA, 2021c).

Les résultats des modélisations d’ECCC et de l’EPA sont présentés pour la moyenne saisonnière de la MQCOM8 de mai à septembre pendant les simulations des années à venir. La modélisation a été réalisée en utilisant la méthodologie de 2019 (ECCC) ou de 2016 (EPA), et en faisant varier les émissions projetées pour différentes années à venir. Ainsi, les changements projetés sont entièrement dus aux changements dans les émissions de précurseurs, et au transport, à la transformation et au devenir des constituants chimiques qui s’ensuivent. Il convient de noter qu’ECCC et l’EPA ont modélisé des années de référence et des années à venir différentes et que la modélisation utilise des années différentes pour la météorologie et des ensembles de données d’émissions différents, de sorte que les résultats ne sont pas directement comparables. Toutefois, les projections de la modélisation peuvent être examinées ensemble de manière qualitative afin d’obtenir une plus grande confiance dans les changements projetés des concentrations d’ozone.

Les résultats des modélisations d’ECCC sont présentés à la Figure 3-6 pour l’année de référence 2015 et pour deux scénarios futurs (2025 et 2035). La modélisation pour l’année de référence 2015 est globalement cohérente avec les données de surveillance présentées à la section 3.3, les concentrations d’ozone les plus élevées étant observées dans la région des Grands Lacs et du Saint-Laurent et dans le sud des Maritimes. De même, aux États-Unis, les concentrations d’ozone les plus élevées ont été estimées dans le nord-ouest et le sud du lac Érié, ce qui correspond aux centres urbains de Détroit (Michigan) et de Cleveland (Ohio). Des concentrations d’ozone quelque peu élevées sont également prises en compte par le modèle pour certaines parties de l’Alberta et du sud de la Colombie-Britannique. De 2015 à 2025, on observe une diminution substantielle des concentrations d’ozone modélisées, et les changements les plus importants sont observés aux États-Unis et dans le sud de l’Ontario. Ces résultats sont cohérents avec les diminutions prévues des émissions de précurseurs (NO_x et COV) dues à la poursuite des actions au Canada et aux États-Unis (voir la section 3.2). De 2025 à 2035, les projections indiquent peu de changements dans les émissions, et les concentrations d’ozone restent relativement stables. Malgré les diminutions prévues des émissions et des concentrations d’ozone de 2015 à 2035, la quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8 pour 2035 (non montrée ici) dépasse la NCQAA de 2025 de 60 ppb dans les régions du sud de l’Ontario, les concentrations les plus élevées se trouvant le long de la région frontalière entre l’Ontario et le Michigan.

Les résultats des modélisations de l’EPA sont présentés à la Figure 3-7 pour l’année de référence 2016 et pour les projections pour 2023 et 2028. Les modélisations de référence de l’Ozone PA et de la RCU pour 2016 sont globalement cohérentes avec les données de surveillance présentées à la section 3.3 et les résultats de la modélisation de référence d’ECCC pour 2015. Les concentrations d’ozone modélisées sont plus élevées dans la région de la vallée de l’Ohio (Illinois, Indiana, Ohio, Virginie-Occidentale) et dans le sud de l’Ontario, et plus faibles dans d’autres régions. Notamment, le gradient d’ozone du sud vers le nord est le plus prononcé le long de l’est des États-Unis et du Canada. Le gradient est moins prononcé dans l’Ozone PA nominale présente pour l’année de référence 2016 (PA16) que dans la RCU16. Cela est probablement dû à une combinaison de facteurs. La PA16 a utilisé une version antérieure des émissions fournies par ECCC, qui comportait d’importantes émissions en Alberta liées à la production de pétrole. La RCU a utilisé une version plus récente dans laquelle les émissions de l’Alberta ont été revues à la baisse. La PA16 a utilisé le modèle CMAQ, et la RCU16, le modèle CAMx. Bien que de nombreux principes fondamentaux soient communs, chaque modèle a sa propre mise en œuvre de la chimie, des aérosols, du transport et des dépôts. En outre, les inventaires

Figure 3-6. Moyenne saisonnière des MQCOM8 des scénarios de modélisation d'ECCC pour la période de mai à septembre pour a) l'année de référence 2015 et pour les projections futures b) de 2025 et c) de 2035.

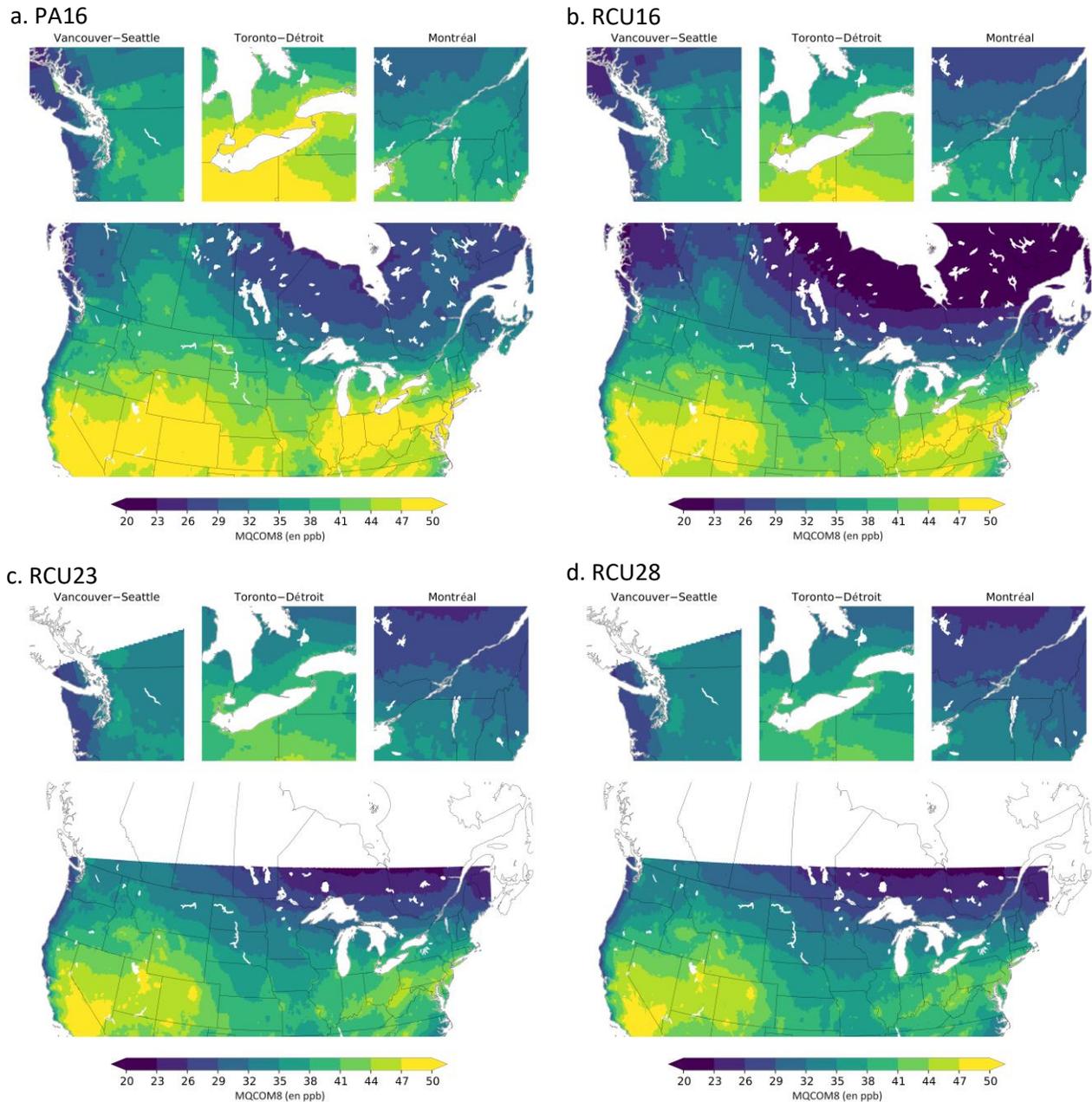


d'émissions des États-Unis sont des versions différentes de la plateforme de modélisation de 2016 (c.-à-d. versions 2016fe et 2016fh). L'ampleur de ces différences est utile pour comprendre l'éventail des résultats raisonnables.

En comparant les trois tracés de la RCU dans la Figure 3-7, on peut déduire les changements prévus dans les concentrations d'ozone. Celles-ci devraient diminuer de 2016 à 2023, et les baisses les plus importantes seront observées dans la vallée de l'Ohio et le nord-est des États-Unis. De 2023 à 2028, les concentrations d'ozone demeurent relativement stables. Ces résultats sont globalement cohérents avec ceux de la modélisation d'ECCC. Ces graphiques mettent en évidence l'effet des diminutions prévues des émissions américaines et

canadiennes, mais d'autres simulations sont nécessaires pour quantifier et attribuer les contributions totales. Selon la modélisation de la RCU, on s'attend à ce que les régions des États-Unis situées en deçà de 500 km de la frontière avec le Canada atteignent le seuil des NAAQS pour l'ozone de 70 ppb avant 2028. Il convient de noter que la modélisation ne tient pas compte de l'impact des changements climatiques et de l'augmentation des températures, qui sont susceptibles d'avoir un impact sur la formation de l'ozone.

Figure 3-7. Moyenne saisonnière des MQCOM8 des scénarios de modélisation de l'EPA de mai à septembre pour l'année de référence a) PA16 et b) RCU16, et pour les projections c) de la RCU23 et d) de la RCU28.



3.5 Effet du flux transfrontalier

On sait que l'ozone a une longue durée de vie dans l'atmosphère, allant de 8 à 120 jours (Seinfeld et Pandis, 2006), ce qui permet son transport sur de longues distances. Une modélisation antérieure de la qualité de l'air réalisée par le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement

climatique de l'Ontario¹⁸ (MOECC, 2018) a révélé d'importantes contributions transfrontalières à l'ozone près de la frontière entre le Canada et les États-Unis dans le sud-ouest de la province.

L'annexe B présente une analyse météorologique des vents le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis. Pour l'ozone, on se concentre sur l'été, lorsque la production d'ozone est élevée. Durant cette période, les vents en altitude soufflent généralement de l'ouest vers l'est. Près de la surface, les flux prennent plutôt une composante sud-nord, en particulier entre Détroit et Windsor. Ce changement de flux fait que le transport des États-Unis vers le Canada est favorable pendant la saison de l'ozone.

Pour estimer l'effet des émissions canadiennes et américaines, d'autres modélisations ont été effectuées. Les séquences de modélisation d'ECCC et d'Ozone PA de l'EPA ont été répétées, et les émissions anthropiques de chaque pays ont été fixées à zéro (c.-à-d. mises à zéro). Pour visualiser l'effet des émissions de chaque pays, une carte des différences peut être calculée en soustrayant le résultat de la mise à zéro du cas de référence (qui inclut les émissions des deux pays). Lorsque la carte des différences est positive, le scénario de référence a une valeur plus élevée, ce qui signifie que le pays exclu a une incidence sur ces régions. Il convient de noter que pour la modélisation de l'EPA, les émissions canadiennes n'ont pas été mises à zéro. Au contraire, les émissions canadiennes et mexicaines ont été supprimées simultanément. Les deux pays sont assez éloignés l'un de l'autre et les schémas de transport sont suffisamment différents pour que la contribution du Canada (ou du Mexique) puisse généralement être distinguée en fonction de la région. Les séquences de modélisation mises à zéro sont une méthode de premier ordre pour déterminer l'effet d'un ensemble d'émissions par rapport à un autre. À titre d'étape intermédiaire, des séquences de réduction de 20 % pour l'année d'émission de 2015 ont également été réalisées avec le modèle d'ECCC afin de mieux comprendre ces résultats. La modélisation RCU de l'EPA utilise la technologie de répartition à la source de l'ozone pour inférer les contributions du Canada et des États-Unis.

Ces résultats de modélisation sont interprétés qualitativement en raison de la nature non linéaire de la production d'ozone. Alors que les NO_x sont des précurseurs de l'ozone dans de nombreuses conditions, dans les régions très polluées, ils peuvent titrer l'ozone, ce qui conduit à des concentrations d'ozone très faibles, par exemple dans les centres-villes ou dans les régions peu ventilées. Dans ces cas, les concentrations locales d'ozone peuvent être inférieures aux concentrations de fond, et une réduction des NO_x peut entraîner une augmentation de l'ozone puisqu'il n'est plus titré. On en trouve un exemple dans le sud du Québec, près de la frontière entre le Canada et les États-Unis, où une diminution de 20 % des émissions canadiennes ou américaines dans la modélisation d'ECCC (voir l'annexe A) entraîne une légère augmentation de l'ozone. En outre, l'ozone peut être formé par les NO_x ou les COV, de sorte que dans les régions où les concentrations de NO_x sont plus faibles, la production d'ozone peut être contrôlée par les NO_x et vice versa. Ce facteur ajoute un autre niveau de non-linéarité à la production d'ozone. Étant donné que les scénarios de mise à zéro sont des cas extrêmes et non réalistes, l'interprétation quantitative des résultats de la modélisation de mise à zéro n'est pas présentée ici. Ce type de modélisation peut cependant être utilisée pour démontrer de manière générale l'effet relatif du flux transfrontalier, de sorte que l'interprétation qualitative des résultats est présentée ici, en indiquant si le flux transfrontalier contribue fortement ou faiblement aux concentrations totales.

La Figure 3-8a montre la moyenne annuelle modélisée par ECCC des différences de concentrations maximales quotidiennes d'ozone entre le scénario de référence de 2015 et le scénario correspondant sans les émissions américaines, qui peut être utilisé pour estimer l'effet des émissions américaines. La région la plus touchée au Canada est le sud de l'Ontario, où l'on observe un important gradient, les différences de concentration augmentant du nord au sud. On observe également un effet plus faible des émissions américaines dans le sud

¹⁸ Actuellement le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs.

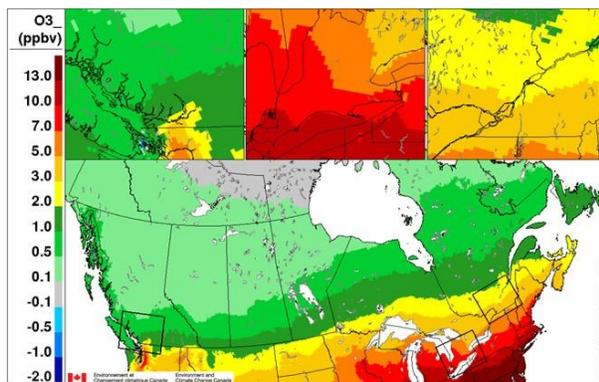
du Québec, au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et dans le sud de la Colombie-Britannique. L'effet des émissions anthropiques américaines sur les concentrations ambiantes d'ozone au-dessus des États-Unis est important, et le plus grand effet est observé dans le nord-est des États-Unis et s'étend vers le sud du lac Supérieur, ainsi qu'autour de la région de Seattle.

La Figure 3-8b montre la moyenne annuelle modélisée par ECCC des différences de maximums quotidiens des concentrations d'ozone entre le scénario de référence de 2015 et le scénario correspondant sans émissions canadiennes, qui peut être utilisé pour estimer l'effet des émissions canadiennes à la fois sur les États-Unis et sur le Canada. Les valeurs positives indiquent une contribution des émissions anthropiques canadiennes. Les émissions canadiennes ont une forte influence sur les concentrations d'ozone au Canada, l'effet le plus important étant observé dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, dans la région du Grand Vancouver et de Victoria, dans le sud de l'Alberta, dans la région du Grand Toronto et de Hamilton et dans la région de Montréal. Dans le sud de l'Ontario, l'effet des émissions américaines sur les concentrations ambiantes d'ozone (Figure 3-8a) est plus important que celui des émissions canadiennes (Figure 3-8b).

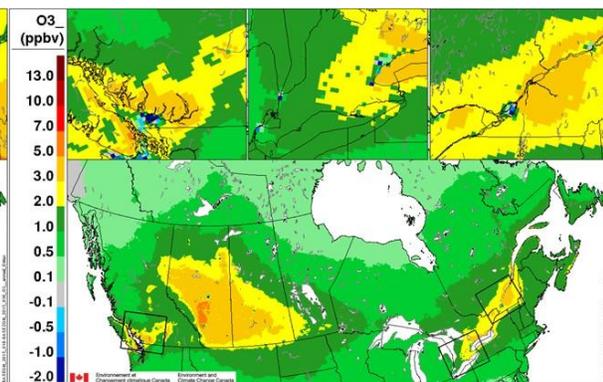
Les projections de la modélisation d'ECCC jusqu'en 2035 ont servi à estimer l'effet futur des émissions américaines (Figure 3-8c) et canadiennes (Figure 3-8d). Les concentrations d'ozone devraient diminuer de 2015

Figure 3-8. Influence des émissions canadiennes et américaines sur les maximums quotidiens des concentrations d'ozone du modèle d'ECCC. Différences dans la moyenne annuelle modélisée des maximums quotidiens des concentrations d'ozone pour 2015 lorsque a) les émissions américaines et b) les émissions canadiennes sont mises à zéro, et pour 2035 lorsque c) les émissions américaines et d) les émissions canadiennes sont mises à zéro.

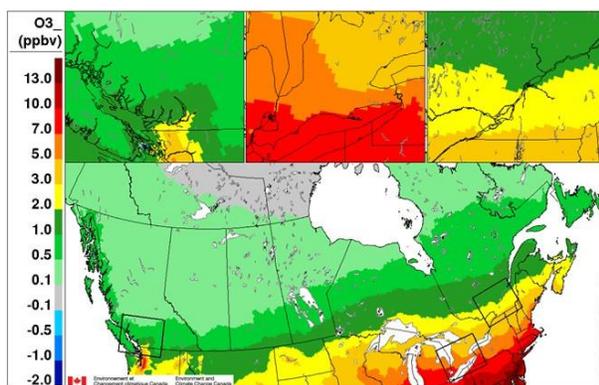
a. 2015 – Effet des émissions américaines



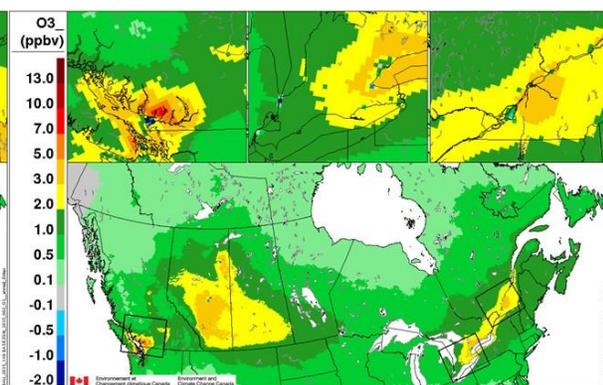
b. 2015 – Effet des émissions canadiennes



c. 2035 – Effet des émissions américaines



d. 2035 – Effet des émissions canadiennes

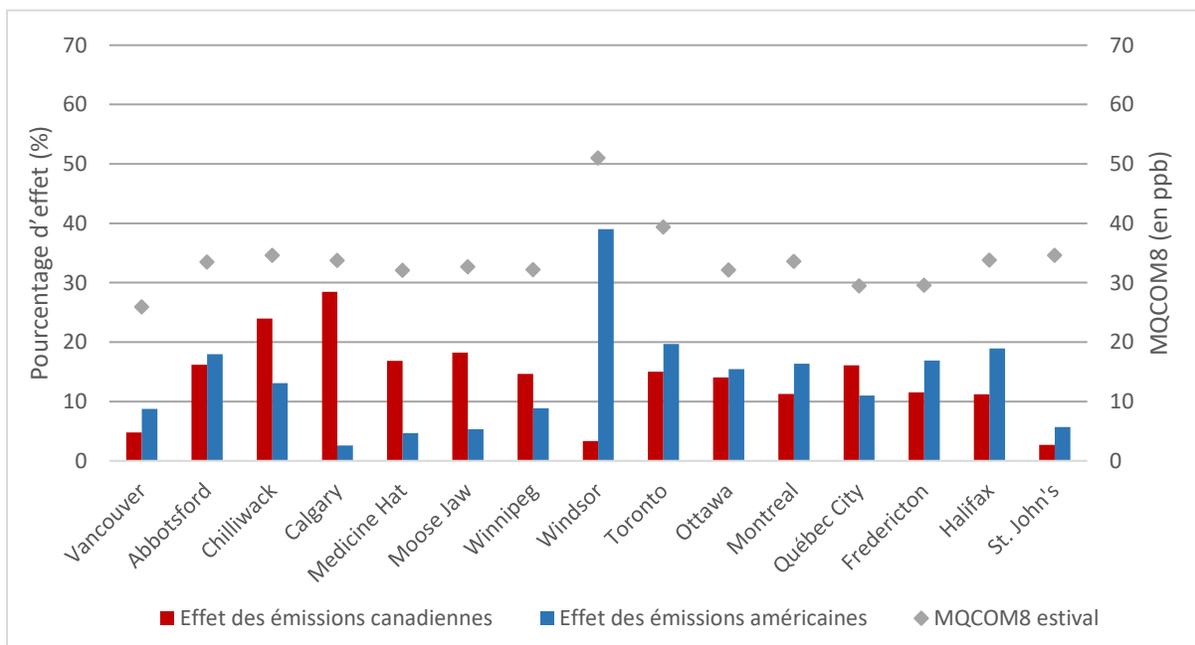


à 2035, comme décrit à la section 3.4, en raison des diminutions prévues des émissions. Toutefois, étant donné que la même météorologie de 2019 est utilisée pour les modélisations de 2015 et de 2035, l'effet du flux transfrontalier est similaire en 2035 par rapport à l'année de référence 2015, et les diminutions prévues sont dues à des changements dans les sources d'émission. Les projections de la modélisation n'incluent pas les conséquences des changements climatiques sur la météorologie.

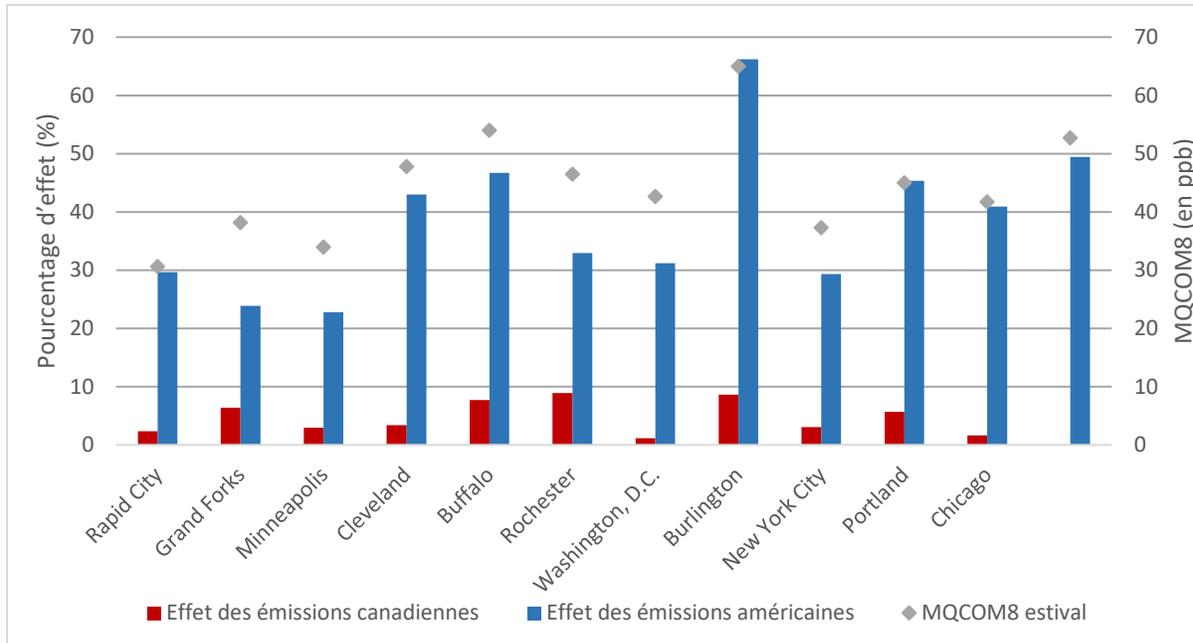
La Figure 3-9 montre l'effet des émissions canadiennes et américaines sur la moyenne saisonnière des MQCOM8 de mai à septembre dans 27 villes canadiennes (Figure 3-9a) et américaines (Figure 3-9b) situées en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour l'année de référence 2015. Pour une ville donnée, les données de modélisation de la cellule de la grille contenant la latitude et la longitude de la ville a été utilisée. Il est à noter que l'effet des émissions canadiennes et américaines ne totalise pas 100 %, car les concentrations d'ozone sont également touchées par d'autres facteurs, tels que les concentrations de fond mondiales. La réponse des concentrations d'ozone des villes canadiennes aux émissions américaines varie de moins de 5 % du MQCOM8 estival à Calgary, où la concentration d'ozone modélisée est d'environ 35 ppb, à environ 40 % du MQCOM8 estival à Windsor, où la concentration d'ozone modélisée est d'environ 50 ppb. Pour plus de la moitié des villes canadiennes indiquées, la réponse aux émissions américaines est plus importante que la réponse aux émissions canadiennes, en particulier pour les villes situées plus près de la frontière entre les deux pays. Dans toutes les villes canadiennes énumérées, la majorité des concentrations d'ozone sont touchées par des facteurs autres que les émissions américaines et canadiennes, tels que les niveaux de fond de l'ozone mondial. La réponse des concentrations d'ozone des villes américaines aux émissions canadiennes varie de moins de 2 % à Washington (D.C.), où le MQCOM8 estival est d'environ 65 ppb,

Figure 3-9. Effet des émissions canadiennes et américaines (axe des ordonnées de gauche) et concentration d'ozone (axe des ordonnées de droite) pour la moyenne estivale de 2015 des maximums quotidiens des concentrations d'ozone sur 8 heures dans a) les villes canadiennes et b) les villes américaines, d'après la modélisation d'ECCE.

a.



b.



à environ 10 % à Rochester, dans l'État de New York, où le MQCOM8 estival est d'environ 40-45 ppb. Pour toutes les villes américaines représentées, la réponse attribuée aux émissions américaines est beaucoup plus importante que celle attribuée aux émissions canadiennes.

La modélisation par l'EPA de l'effet des émissions américaines et canadiennes est présentée à la Figure 3-10 pour la moyenne du MQCOM8 de mai à septembre. Cette modélisation inclut deux projets avec différents niveaux de détails. Les simulations de l'Ozone PA comprennent une simulation de 2016 et une attribution de mise à zéro à partir de simulations hémisphériques grossières (108 km) et de simulations régionales fines (12 km). Le projet de la RCU comprend une simulation de 2016 et des projections pour 2023 et 2028. Seules les simulations de la RCU (2023 et 2028) comprenaient une attribution basée sur la répartition des sources. L'annexe A fournit de plus amples renseignements à ce sujet. Les résultats de la modélisation de mise à zéro aux États-Unis sont présentés sous la forme de MQCOM8 absolus de mai à septembre et ne sont pas directement comparables aux différences de modélisation d'ECCE en ce qui concerne la moyenne annuelle des maximums quotidiens des concentrations d'ozone modélisées. Toutefois, les grandes tendances du transport transfrontalier peuvent être comparées entre les séquences de modélisation.

La Figure 3-10 illustre les concentrations d'ozone attribuées aux émissions américaines pour le scénario de référence de 2016. La contribution des États-Unis est la plus importante dans la vallée de l'Ohio et le nord-est des États-Unis. Pour toutes les années, la plus grande contribution des concentrations d'ozone des États-Unis au Canada se produit dans le corridor Windsor-Québec, avec des contributions plus faibles observées dans le sud du Québec et le sud de la Colombie-Britannique. Des contributions plus faibles peuvent également être observées dans le scénario de référence de 2016 au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, mais ces régions sont en dehors de la portée géographique de la modélisation de la RCU. Cela correspond globalement aux zones d'effet les plus importantes observées dans les résultats de la modélisation de mise à zéro d'ECCE. Les zones désignées comme non conformes aux NAAQS pour l'ozone de 2015 qui se trouvent en deçà de 500 km de la frontière ont des contributions locales américaines relativement importantes (Figure 3-10a) et de faibles contributions en provenance du Canada (Figure 3-10b).

Les modélisations de la RCU23 et de la RCU28 ont été utilisées pour projeter les contributions des États-Unis et du Canada à la concentration d’ozone pour les années à venir (Figure 3-10, images c-f). Les contributions sont plus faibles dans les années à venir, ce qui est cohérent avec les réductions d’émissions prévues (voir la section 3.4). Cependant, la PA16 a utilisé un modèle et une technologie d’attribution différents, ce qui empêche une comparaison quantitative entre les attributions en 2016 et en 2023. Les différences d’attribution entre 2023 et 2028 pour les deux modélisations de la RCU montrent que les réductions relatives à l’ozone se poursuivent. En outre, les schémas d’effet des flux transfrontaliers sont cohérents entre 2016 et les années modélisées à venir, avec des effets transfrontaliers des États-Unis sur le sud-ouest de l’Ontario évidents pour toutes les années de modélisation. Cela est globalement cohérent avec les résultats de la modélisation d’ECCC.

Des différences dans les contributions canadiennes aux concentrations d’ozone sont observées en Alberta entre les modélisations de la PA16 (Figure 3-10b), de la RCU23 et de la RCU28 (Figure 3-10d, f). Comme indiqué à l’annexe A, la modélisation de la RCU23 a été réalisée pour le domaine de 12 km avec des conditions frontières provenant d’un domaine de 36 km. Le plus grand domaine n’a pas suivi l’attribution, de sorte que les conditions frontières dans le domaine de 12 km ne peuvent pas distinguer la contribution canadienne. Par conséquent, les émissions canadiennes en dehors du domaine sont classées comme faisant partie des « conditions frontières » plutôt que comme étant attribuées au Canada. Ainsi, les valeurs de la RCU23 et de la RCU28 près de la limite du domaine peuvent sous-estimer la contribution du Canada. Encore une fois, la différence entre la PA16 et la RCU23 reflète les différences de modèle et de méthodes décrites ci-dessus, en plus de l’année d’émission. Malgré cela, on observe une tendance à la baisse de 2016 à 2023 et 2028. Il convient de noter que la même échelle de couleurs a été utilisée pour les contributions des États-Unis et du Canada, ce qui permet de les comparer.

La Figure 3-11 montre le rapport entre les contributions des États-Unis et du Canada à partir des modélisations de la PA16, de la RCU23 et de la RCU28 de l’EPA. Ces résultats peuvent être utilisés pour cibler les zones où les contributions des deux pays sont relativement similaires (rouge clair, blanc, bleu clair) ou celles où les contributions proviennent d’un pays en particulier. Le rouge indique les zones où les contributions des États-Unis sont plus importantes que celles du Canada, et le bleu indique l’inverse. Le transport est clairement important lorsque la contribution des États-Unis au Canada est comparable à la contribution du Canada, et vice versa.

Dans le cas des États-Unis, les figures illustrent que les contributions du Canada à l’ozone sont le plus souvent inférieures à un quart des contributions des États-Unis. Les contributions du Canada peuvent être plus proches de la moitié des contributions des États-Unis dans une bande étroite le long de la limite nord du Montana, du Dakota du Nord, de l’État de New York, du Vermont, du New Hampshire et du Maine. La contribution maximale du Canada à l’ozone aux États-Unis se situe dans le coin nord-ouest de l’État de Washington. Cet effet est également visible à la Figure 3-10.

Au Canada, les contributions des États-Unis à l’ozone sont souvent plus importantes que les contributions du Canada. C’est le plus souvent le cas dans les régions moins peuplées. Par exemple, les contributions des États-Unis peuvent être quatre fois supérieures aux contributions du Canada dans les parties ouest de l’Ontario. Dans les régions plus peuplées de l’Ontario, cependant, la contribution des États-Unis est de deux à deux tiers supérieurs à la contribution du Canada. Une exception notable est Windsor et l’ensemble du comté d’Essex, où l’effet du flux transfrontalier est plus important à cause de la proximité de la frontière et des zones métropolitaines américaines. Bien que les émissions en provenance des États-Unis influent sur les

Figure 3-10. Attribution de l'ozone selon la PA16 à partir a) des émissions américaines et b) des émissions canadiennes; selon la RCU23 à partir c) des émissions américaines et d) des émissions canadiennes; selon la RCU28 à partir e) des émissions américaines et f) des émissions canadiennes. Tous les résultats sont des moyennes des MQCOM8 de mai à septembre.

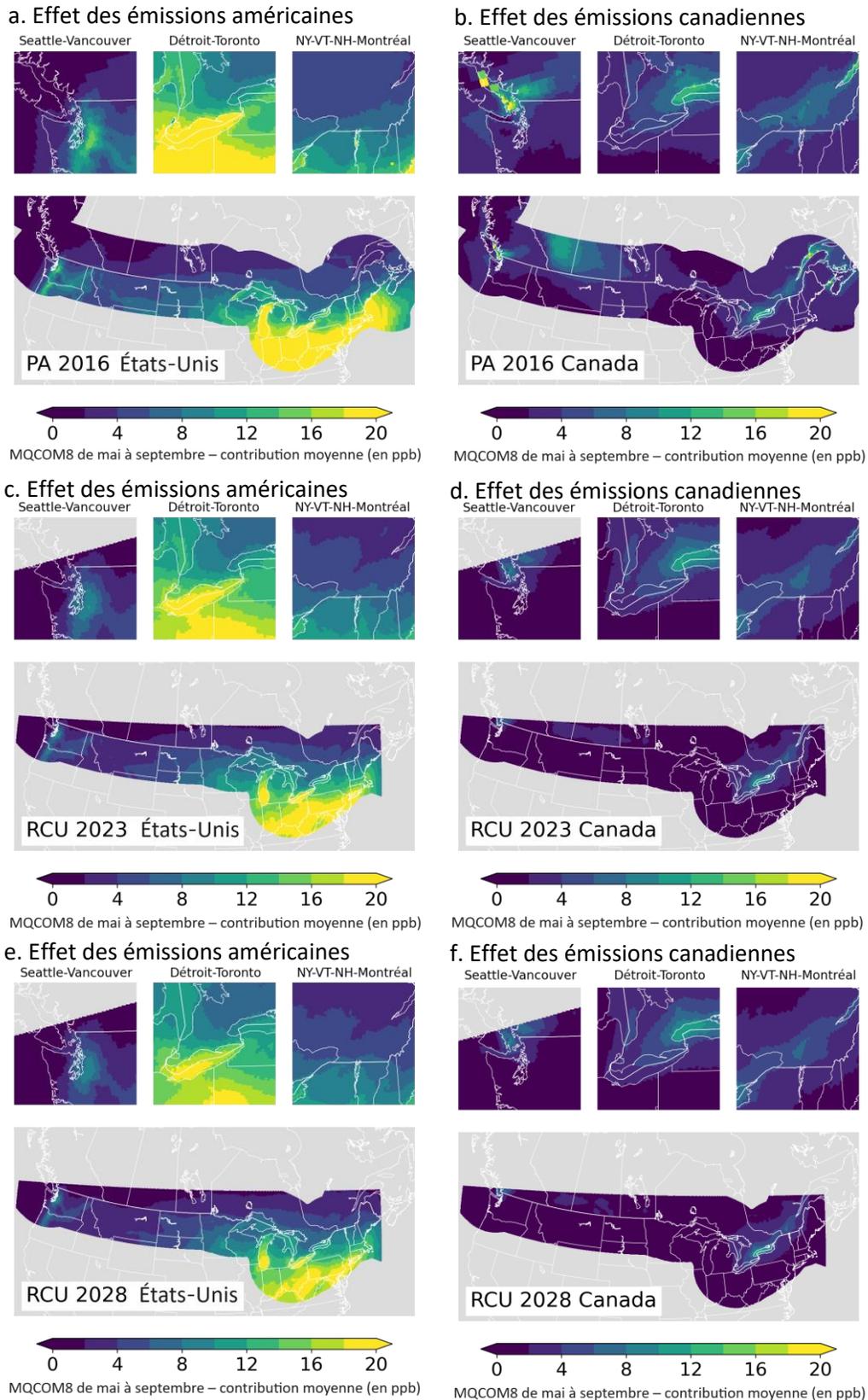
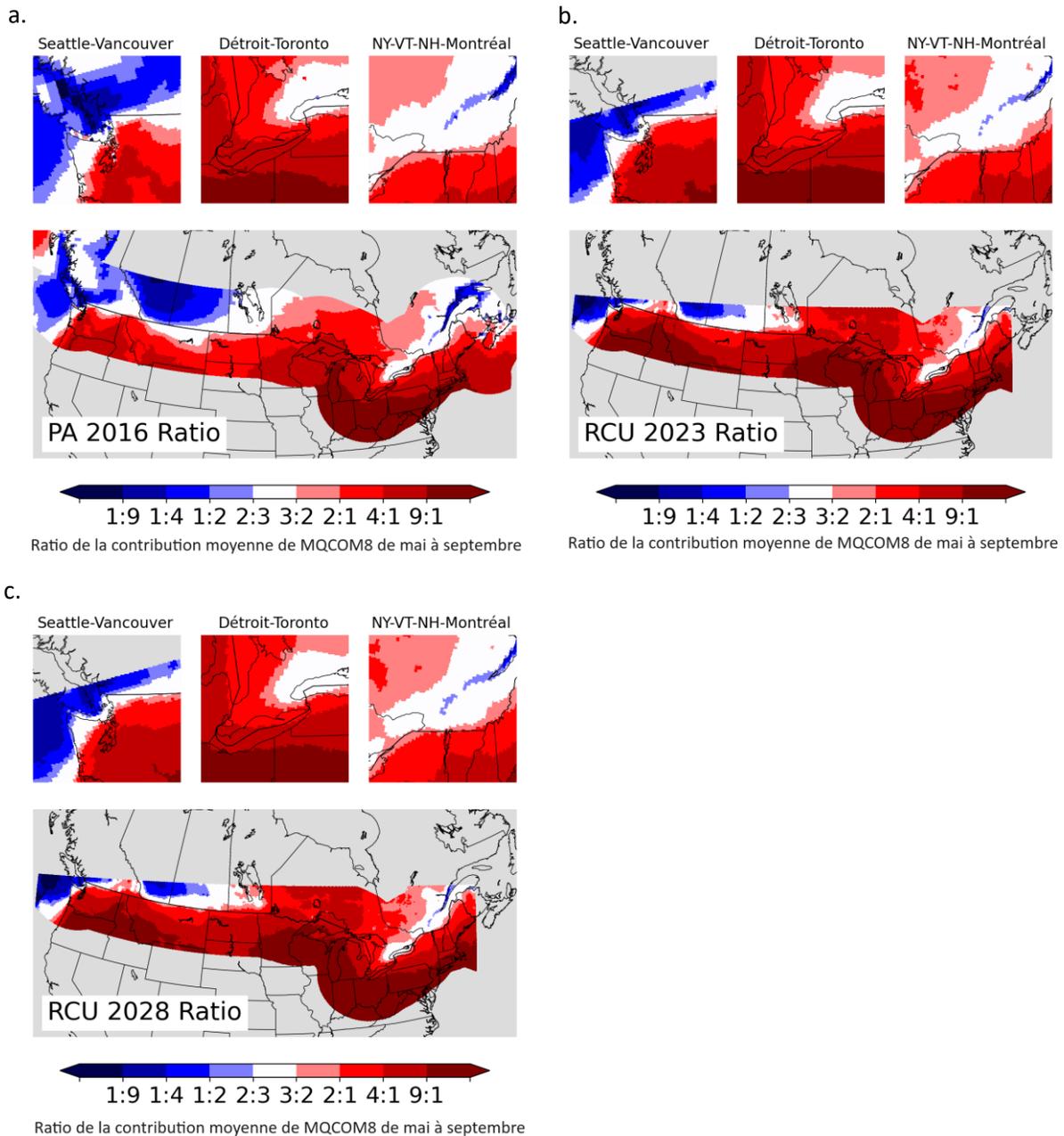


Figure 3-11. Ratio d’ozone entre les États-Unis et le Canada à partir des scénarios de modélisation de la PA16 (a), de la RCU23 (b), et de la RCU28 (c) des États-Unis.



concentrations d’ozone au Canada, il convient de noter que les émissions locales et la formation locale d’ozone dans certaines régions de l’est du Canada jouent un rôle important dans les concentrations élevées d’ozone proches ou supérieures aux NCQAA. En outre, le document intitulé *Évaluation scientifique du smog au Canada* (Environment Canada, 2012) a indiqué que le transport intercontinental de polluants de l’Asie vers l’Amérique du Nord peut se produire pendant l’hiver et au début du printemps, ce qui contribue aux concentrations de fond¹⁹ à la surface et conduit à des augmentations de la pollution de l’air ambiant partout au Canada et aux États-Unis, depuis les latitudes moyennes jusqu’à l’Arctique. Le transport intercontinental de l’ozone et de ses

¹⁹ Les concentrations de fond en hiver et au printemps comprennent également des sources naturelles d’ozone, notamment l’ozone transporté dans la troposphère depuis la stratosphère.

précurseurs (provenant par exemple des émissions de l'Asie) est explicitement pris en compte dans la modélisation de l'EPA à l'échelle hémisphérique, qui fournit des conditions frontières horaires pour la modélisation à plus petite échelle. La modélisation d'EQRS inclut implicitement le transport à longue distance par le biais de conditions frontières climatologiques. Ces dernières représentent les concentrations d'ozone et de précurseurs provenant de l'extérieur du domaine, et incluent donc le transport transpacifique (p. ex. depuis l'Asie) dans un sens moyen, mais n'incluraient pas le comportement épisodique associé aux épisodes de transport à longue distance.

3.6 Conséquences sur la santé

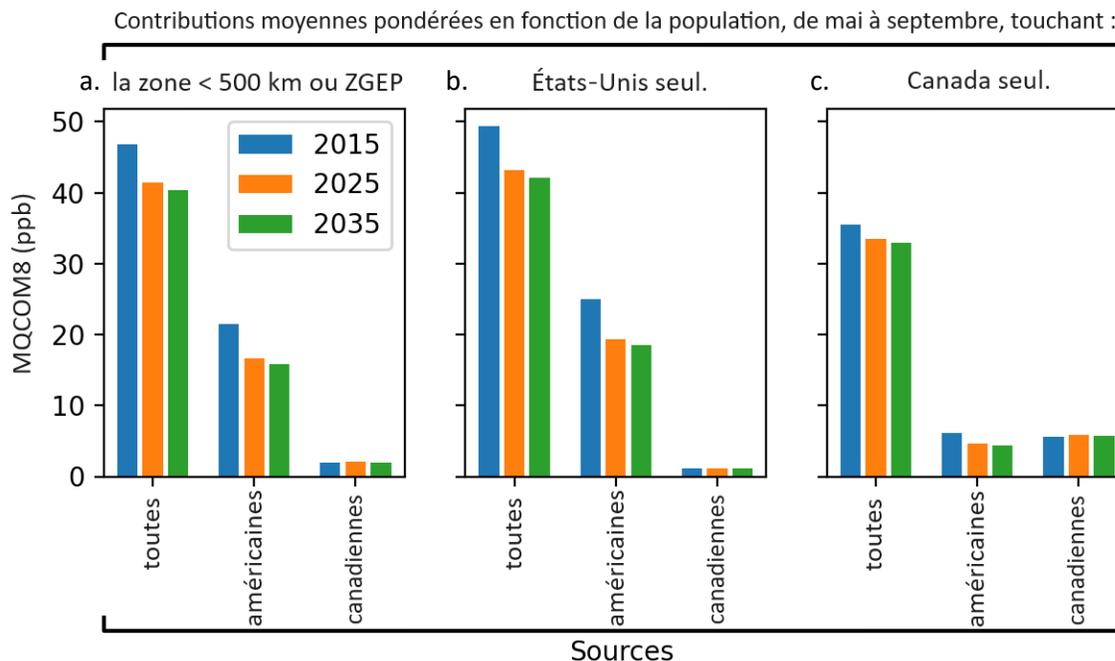
L'exposition à court terme à l'ozone peut provoquer de nombreux effets respiratoires selon le niveau d'exposition. Ces effets comprennent de petits changements transitoires ou réversibles de la fonction pulmonaire, l'inflammation des voies respiratoires et d'autres symptômes respiratoires (p. ex. toux, gorge irritée et douleur lors d'une inspiration profonde), mais aussi des conséquences plus graves pour la santé nécessitant notamment une visite aux services d'urgence et une hospitalisation (US EPA, 2020c). Outre les effets susmentionnés, Santé Canada a conclu que l'exposition aiguë à l'ozone entraîne probablement un risque accru de mortalité non accidentelle totale et de mortalité cardiopulmonaire totale (Health Canada, 2013). Des études portant sur des expositions à court terme à des concentrations élevées d'ozone font également état d'une association probable avec des effets métaboliques (US EPA, 2020c). L'exposition à long terme à l'ozone serait liée à l'aggravation de maladies pulmonaires telles que l'asthme et la maladie pulmonaire obstructive chronique et pourrait entraîner l'apparition de l'asthme (US EPA, 2020c). Des études menées dans des endroits où les concentrations d'ozone sont élevées font également état d'associations entre l'exposition à long terme à l'ozone et les décès dus à des problèmes respiratoires. Certaines populations, comme les personnes souffrant de maladies respiratoires préexistantes (p. ex. l'asthme), les enfants, les personnes âgées, les personnes qui travaillent à l'extérieur, les personnes présentant certaines variations génétiques (p. ex. enzymes antioxydantes et médiateurs inflammatoires) et les personnes ayant un apport réduit en certains éléments nutritifs (p. ex. les vitamines C et E) courent un risque plus élevé de conséquences sur leur santé (US EPA, 2020c). Santé Canada conclut qu'il n'y a pas de données indiquant l'existence d'un seuil sous lequel l'ozone ne pose aucun risque à la santé de la population (Health Canada, 2013). Au Canada, le fardeau sur la santé que représentaient les dépassements de la concentration de fond en 2016 a été estimé à 4 100 décès prématurés par année, auxquels s'ajoute un grand nombre de troubles respiratoires, avec un coût économique de 30 milliards de dollars par année (en dollars canadiens de 2016) (Health Canada, 2021).

Les moyennes pondérées en fonction de la population sont utilisées pour estimer les concentrations ambiantes auxquelles une population est exposée, en moyenne. En tant que telles, les concentrations pondérées en fonction de la population sont un bon indicateur de la direction et de l'ampleur des conséquences sur la santé. Les séquences de modélisation de mise à zéro d'EQRS et de l'EPA ont été utilisées pour estimer les contributions des sources américaines et canadiennes aux MQCOM8, pondérées en fonction de la population, de mai à septembre. Cette analyse utilise l'ensemble de données Gridded World Population, version 4, pour les estimations de population sur une grille à intervalles de 2,5 minutes d'arc. Les données sur les concentrations d'ozone ont été interpolées sur la grille avec les données de population pour calculer la moyenne pondérée en fonction de la population. Les contributions aux concentrations moyennes pondérées en fonction de la population sont indiquées à la Figure 3-12 et à la Figure 3-13. Chaque graphique représente une population distincte : a) toutes les personnes se trouvant dans la zone tampon de 500 km ou dans un État de la ZGEP; b) la population américaine se trouvant dans cette zone; et c) la population canadienne se trouvant dans cette zone. Chaque catégorie de sources représente un sous-ensemble de sources d'émission : « toutes » représente l'ensemble des sources d'émissions du Canada et des États-Unis, « américaines » représente uniquement les sources anthropiques situées aux États-Unis, et « canadiennes » représente uniquement les sources

anthropiques situées au Canada. Aux fins de la modélisation de l'EPA, le libellé « canadiennes » comprend les émissions du Canada et du Mexique. Cependant, les contributions mexicaines sont si petites que l'on peut ne pas en tenir compte près de la frontière canadienne, et c'est pourquoi seules les sources canadiennes sont indiquées.

Les concentrations d'ozone moyennes, pondérées en fonction de la population, issues de la modélisation d'ECCC, sont présentées à la Figure 3-12. Pour toutes les populations situées dans la zone tampon de 500 km de part et d'autre de la frontière ou dans un État de la ZGEP (Figure 3-12a), on constate que les émissions américaines contribuent davantage à la concentration d'ozone moyenne, pondérée en fonction de la population, et que les émissions canadiennes y contribuent moins²⁰. Cela s'explique par le fait que la population américaine est plus nombreuse et qu'elle entraîne donc des conséquences concomitantes plus importantes. Des contributions semblables sont observées pour les populations américaines situées dans la zone tampon de 500 km ou dans un État de la ZGEP (Figure 3-12b). Pour les populations du Canada situées dans la zone tampon de 500 km (Figure 3-12c), les émissions du Canada et des États-Unis ont un effet comparable sur les concentrations d'ozone moyennes, pondérées en fonction de la population. Les concentrations d'ozone totales, pondérées en fonction de la population (« toutes » les sources à la Figure 3-12a), sont plus faibles dans la partie canadienne de la zone tampon de 500 km que dans la partie américaine. Les concentrations d'ozone pondérées en fonction de la population devraient diminuer au Canada et aux États-Unis entre 2015 et 2025, principalement en raison d'une baisse des contributions des sources américaines. Entre 2025 et 2035, d'après les projections, les concentrations d'ozone pondérées en fonction de la population connaîtront peu de changements.

Figure 3-12. Contributions moyennes (ppb) modélisées par ECCC des sources (toutes, américaines, canadiennes) aux maximums quotidiens des concentrations d'ozone moyennes sur 8 heures (MQCOM8), pondérés en fonction de la population, de mai à septembre, touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne.



²⁰ Il convient de noter que la somme des émissions anthropiques des États-Unis et du Canada est inférieure à la concentration indiquée sous « toutes », car il existe également une composante importante provenant du transport naturel et intercontinental.

La modélisation par l’EPA des moyennes pondérées en fonction de la population est présentée à la Figure 3-13 et concorde généralement avec la modélisation effectuée par ECCC. En deçà de 500 km de la frontière du côté américain (Figure 3-13b), le MQCOM8 total de 2016 devrait diminuer d’environ 10 % d’ici 2028. La contribution canadienne est généralement petite, tout comme l’ampleur des diminutions d’une année à l’autre. Il n’est pas possible de déterminer quantitativement les tendances en comparant directement les résultats de la modélisation de la PA16 et de la RCU23 pour les contributions propres aux États-Unis et au Canada. Toutefois, la réduction des émissions aux États-Unis indiquée à la catégorie « toutes » entre les modélisations de la RCU16 et de la RCU23 peut être considérée, en grande partie, comme étant attribuable aux sources américaines, étant donné que les contributions canadiennes sont relativement marginales dans cette zone. En deçà de 500 km de la frontière du côté canadien (Figure 3-13c), le MQCOM8 total de 2016 devrait diminuer de 5 % en 2028. Pour les valeurs pondérées en fonction de la population, les contributions des États-Unis et du Canada sont presque égales en 2016. D’après les modélisations de la RCU, les contributions des États-Unis au Canada de 2023 à 2028 diminuent plus rapidement que les contributions du Canada. Les réductions des contributions des États-Unis sont plus importantes du côté américain de la frontière que du côté canadien, bien que les pourcentages soient semblables.

Pour attribuer les conséquences de l’ozone sur la santé au Canada à des sources américaines et canadiennes, Santé Canada a appliqué l’Outil pour évaluer les avantages d’une meilleure qualité de l’air (version 3) (Judek *et al.*, 2019) aux données produites par les séquences de modélisation de mise à zéro d’ECCC pour 2015, comme dans Pappin *et al.* (2024). Étant donné que les séquences de modélisation doivent être interprétées de manière qualitative, comme il est décrit à la section 3.5, l’analyse des conséquences sur la santé doit également être interprétée en conséquence. La Figure 3-14 présente les rapports estimés entre les contributions de sources américaines et celles de sources canadiennes relativement aux conséquences totales de l’ozone sur la santé, par division de recensement canadienne. Les zones en orange et en jaune indiquent

Figure 3-13. Contributions moyennes (ppb) modélisées par l’EPA des sources (toutes, américaines, canadiennes) aux maximums quotidiens des concentrations d’ozone moyennes sur 8 heures (MQCOM8), pondérés en fonction de la population, de mai à septembre, touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne.

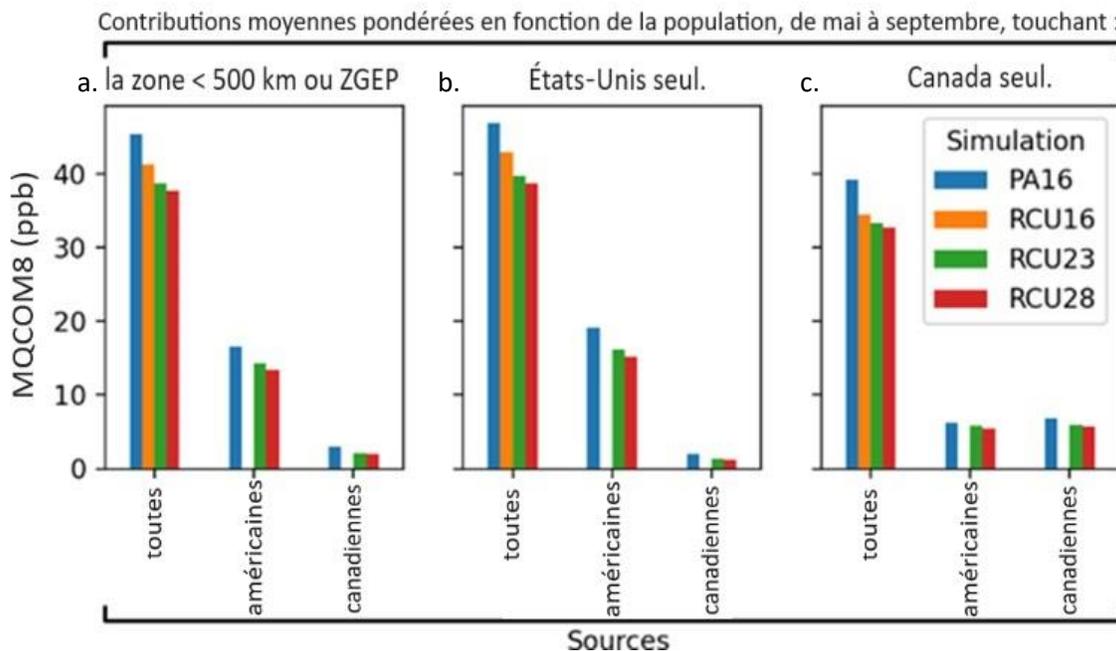
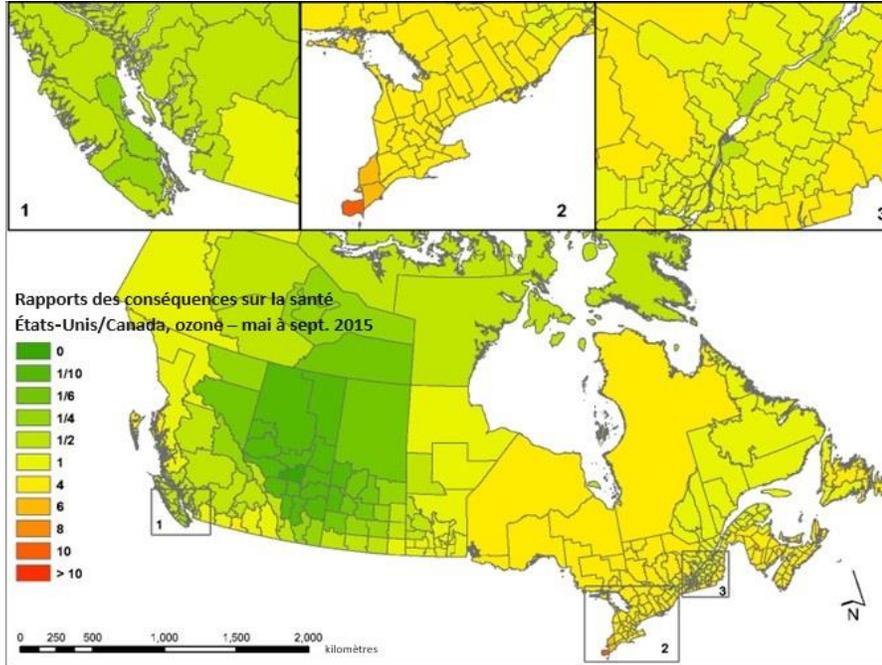
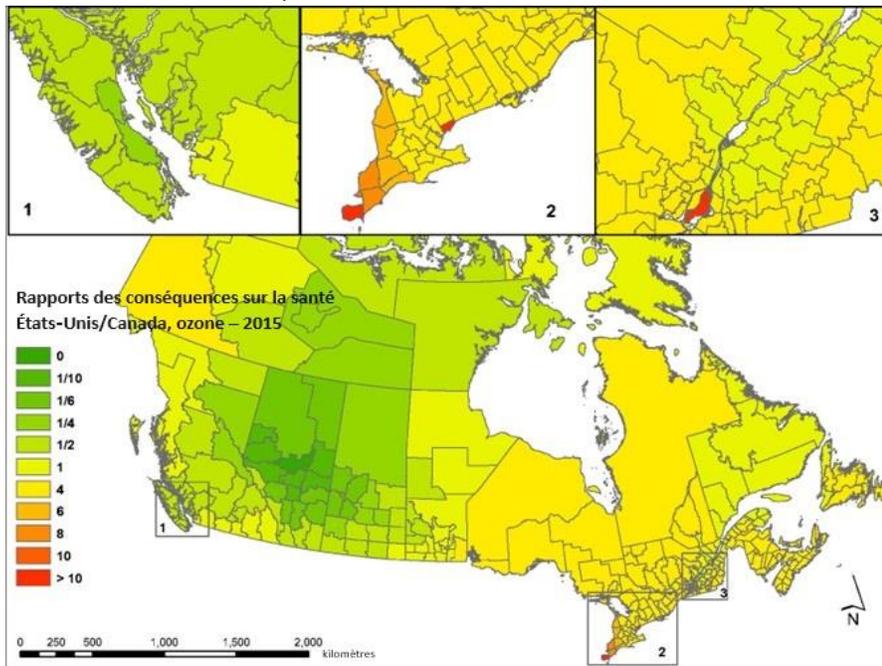


Figure 3-14. Rapport entre les contributions de sources américaines et celles de sources canadiennes aux conséquences totales sur la santé liées à l’ozone au Canada (estimées en tant que valeur économique annuelle), par division de recensement. a) Les rapports tiennent compte des conséquences sur la santé estimées à partir des concentrations d’ozone moyennes quotidiennes maximales sur 1 heure, de mai à septembre; b) Les rapports tiennent compte des conséquences sur la santé estimées à partir des concentrations d’ozone moyennes quotidiennes maximales sur 1 heure, sur 1 année. Les rapports supérieurs à 1 indiquent que la contribution des sources américaines aux conséquences locales sur la santé dépasse celle des sources canadiennes, tandis que les rapports inférieurs à 1 indiquent une plus grande contribution des sources canadiennes. Les rapports sont basés sur la mise à zéro dans GEM-MACH pour 2015.

a. Rapports pour les concentrations d’ozone moyennes quotidiennes maximales sur 1 heure, de mai à septembre



b. Rapports pour les concentrations d’ozone moyennes quotidiennes maximales sur 1 heure, sur 1 année



que la contribution des sources américaines aux conséquences locales sur la santé dépasse celle des sources canadiennes, tandis que les zones en vert indiquent des contributions plus importantes des sources canadiennes. Le flux transfrontalier de l’ozone et de ses précurseurs des États-Unis vers le Canada contribue à une part importante des conséquences sur la santé dans le centre du Canada et au Canada atlantique ainsi qu’en Colombie-Britannique, et constitue globalement la principale source de conséquences sur la santé en Ontario, au Québec, au Manitoba, en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve-et-Labrador et à l’Île-du-Prince-Édouard. Certaines grandes régions du Québec et de Terre-Neuve-et-Labrador sont touchées par des contributions comparables des sources canadiennes et des sources américaines, mais beaucoup d’entre elles sont relativement peu peuplées. En outre, un tiers de la contribution totale aux conséquences de l’ozone transfrontalier sur la santé se produit dans les provinces canadiennes où les contributions américaines sont inférieures aux contributions canadiennes (rapport < 1). La majorité des conséquences sur la santé découlant des flux transfrontaliers d’ozone se produit à moins de 300 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis, ainsi qu’en Ontario et au Québec. Au Canada, les conséquences sur la santé attribuables aux flux transfrontaliers d’ozone devraient diminuer entre 2015 et 2025, puis augmenter jusqu’en 2035, en partie à cause de l’augmentation du nombre de Canadiens susceptibles de subir des conséquences négatives sur leur santé en raison du vieillissement, et de la croissance de la population canadienne due à l’augmentation de l’immigration. Il convient de noter que ces résultats ne tiennent pas compte des effets des changements climatiques sur la météorologie ni des répercussions qui en découlent sur la qualité de l’air et la santé.

3.7 Conséquences sur l’environnement

Il existe une relation de cause à effet entre l’exposition à l’ozone et les conséquences sur la végétation (US EPA, 2020c). L’ozone est absorbé par les plantes à travers les pores, ou stomates, de leurs feuilles et peut causer des dommages physiques directs entraînant un vieillissement prématuré des plantes, une réduction de la photosynthèse, une réduction de la multiplication des plantes, des symptômes foliaires visibles (p. ex. décoloration, nécrose), une réduction de l’absorption du dioxyde de carbone, une vulnérabilité accrue aux attaques des ravageurs, une augmentation de la mortalité des arbres, une réduction de la productivité primaire, et d’autres encore (US EPA, 2020c). Ces changements au niveau de chaque plante peuvent entraîner une réduction de la croissance et du rendement de la végétation, une réduction de la capacité de stockage du carbone et des changements écosystémiques, car les plantes plus résistantes à l’ozone peuvent devenir dominantes. L’ampleur des dommages subis par chaque plante dépend de la concentration ambiante d’ozone, de la capacité de détoxification, de l’ampleur de l’ouverture des stomates (qui dépend de l’heure de la journée), de la teneur en eau du sol et des conditions météorologiques. L’ozone peut également réduire la capacité des écosystèmes forestiers à fournir des services écologiques tels que la filtration de l’air et la séquestration du carbone. Ces conséquences néfastes sur la végétation peuvent se traduire par une baisse du rendement des cultures (US EPA, 2020c).

Pour estimer les conséquences des flux transfrontaliers d’ozone sur la production de cultures agricoles canadiennes, ECCC a utilisé le module agricole du Modèle d’évaluation de la qualité de l’air pour estimer le changement du produit des ventes du secteur agricole pour 19 types de cultures au Canada, associé à différentes concentrations d’ozone troposphérique. Tout d’abord, les concentrations d’ozone modélisées produites par GEM-MACH sont introduites dans les fonctions exposition-réponse pour les scénarios de référence et de réduction des émissions afin d’estimer les réductions de rendement. Ensuite, ces rendements sont multipliés par les hectares de champs de cultures ensemencés en 2016 et les prix des cultures. Le processus est répété pour chaque type de culture dans chacune des 68 régions agricoles de recensement du Canada, et les résultats sont agrégés à l’échelle provinciale pour estimer le changement potentiel du produit des ventes pour les producteurs agricoles.

Les réductions estimées du rendement des cultures liées à l’ozone, attribuables aux émissions canadiennes et transfrontalières, sont d’ampleur semblable. On peut s’attendre à un tel résultat, car l’ozone et les précurseurs de l’ozone (tels que le NO_x) peuvent être transportés sur de plus grandes distances à partir de sources transfrontalières vers le territoire canadien. En raison de l’étendue des terres agricoles en Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba et des émissions importantes de précurseurs de l’ozone provenant de l’Alberta, la part des Prairies dans les réductions de rendement dues aux émissions canadiennes est plus importante. Toutefois, les estimations des réductions de rendement des cultures découlant des émissions transfrontalières sont relativement plus élevées le long du corridor Windsor-Québec. Il convient de souligner que les réductions de rendement des cultures ne sont pas directement proportionnelles au changement de la qualité de l’air ambiant, car elles dépendent également de la superficie cultivée et de sa proximité aux sources d’émission, de sorte que les zones qui connaissent les concentrations d’ozone les plus élevées ne sont pas nécessairement celles qui sont touchées par les réductions de rendement des cultures les plus importantes.

3.8 Le méthane comme précurseur de l’ozone

Les émissions de méthane au Canada et aux États-Unis contribuent également à la production mondiale d’ozone troposphérique. Le méthane ayant une longue durée de vie dans l’atmosphère, les concentrations de méthane sont bien mélangées, et une diminution des émissions de méthane troposphérique à un quelconque endroit finit par entraîner une diminution des concentrations d’ozone troposphérique dans le monde entier. Toutefois, les concentrations d’ozone troposphérique, en particulier dans les zones urbaines, peuvent dépendre des caractéristiques chimiques locales et régionales. Les conséquences des augmentations locales de méthane sur la production d’ozone doivent faire l’objet d’études plus approfondies. Des approches ont été élaborées dans le cadre de plusieurs études pour quantifier les effets des réductions des émissions de méthane; la plus récente de ces études est l’Évaluation mondiale du méthane (UNEP, 2021). Cette évaluation détermine les avantages d’une réduction de 10 millions de tonnes des émissions de méthane, parmi ceux-ci : moins de décès attribuables à une maladie respiratoire liée à l’ozone (428²¹ aux États-Unis et 35²² au Canada) et moins de visites aux services d’urgence liées à l’asthme (1 500 aux États-Unis et 224 au Canada)²³. Les autres avantages comprennent moins de décès attribuables à une maladie cardiovasculaire liée à l’ozone, une plus grande production de cultures agricoles et moins de dommages écologiques causés à la végétation naturelle. Bien que les émissions de méthane près de la frontière entre les États-Unis et le Canada n’aient pas des conséquences disproportionnées sur les conditions transfrontalières en raison du taux élevé de mélange de ce gaz à l’échelle mondiale, le méthane contribue à la production d’ozone aux États-Unis et au Canada.

3.9 Résumé

En 2000, l’annexe sur l’ozone de l’AQA (annexe 3) a établi les engagements du Canada et des États-Unis pour réduire les émissions de NO_x et de COV qui contribuent à la pollution transfrontalière par l’ozone. Ces engagements visaient à aider les deux pays à atteindre leurs objectifs respectifs en matière de qualité de l’air et à protéger la santé humaine et l’environnement. Au moment où l’annexe a été présentée, l’objectif à long terme était de s’assurer que les concentrations ambiantes d’ozone ne dépassent pas les normes de qualité de l’air concernant l’ozone dans chaque pays.

Le Canada et les États-Unis ont respecté les engagements qu’ils avaient pris dans le cadre de l’annexe sur l’ozone de réduire les émissions de NO_x et de COV provenant de sources fixes et mobiles ainsi que celles des

²¹ Intervalle de confiance à 95 % pour le nombre total de décès attribuables à une maladie respiratoire liée à l’ozone aux États-Unis : 287 à 553.

²² Intervalle de confiance à 95 % pour le nombre total de décès attribuables à une maladie respiratoire liée à l’ozone au Canada : 24 à 46.

²³ Incertitude dans le nombre de visites aux services d’urgence liées à l’asthme : ±37 %.

solvants, des peintures et des produits de consommation. Les émissions nationales de NO_x et de COV du Canada ont diminué de 36 % et de 49 %, respectivement, entre 1990 et 2020. Les émissions atmosphériques nationales de NO_x et de COV des États-Unis ont diminué de 70 % et de 48 %, respectivement, entre 1990 et 2020²⁴.

Les concentrations ambiantes d'ozone ont également diminué dans la région frontalière entre le Canada et les États-Unis depuis l'établissement de l'annexe sur l'ozone. La quatrième valeur annuelle la plus élevée des MQCOM8 a diminué de plus de 10 ppb dans de nombreuses stations de surveillance en Ontario, au Québec et dans les Maritimes, et de jusqu'à 20 ppb dans certaines stations des États des Grands Lacs et de la vallée de l'Ohio, où les concentrations d'ozone sont les plus élevées. Les programmes réglementaires et non réglementaires conçus pour respecter les engagements de réduction des émissions, pris dans le cadre de l'annexe sur l'ozone, ainsi que les programmes conçus pour répondre à d'autres objectifs et à des exigences réglementaires ou juridiques du Canada et des États-Unis, ont contribué à la réduction des concentrations d'ozone.

Malgré les progrès réalisés, les régions du sud de l'Ontario et du sud du Québec continuent de présenter des concentrations d'ozone plus élevées, qui s'approchent ou dépassent la NCQAA relative à l'ozone pour 2020, fixée à 62 ppb. D'après les projections de modélisation, les concentrations d'ozone devraient diminuer dans les années à venir, à mesure que de nouveaux règlements visant à réduire les émissions entreront en vigueur. Toutefois, selon la modélisation de la qualité de l'air réalisée par ECCC, le sud de l'Ontario devrait se classer au 4^e rang pour les MQCOM8, qui continueront de dépasser la NCQAA relative à l'ozone pour 2025 (60 ppb) en 2035.

Le transport de l'ozone dans le nord-est des États-Unis et la vallée de l'Ohio favorise la circulation vers le Canada, et le transport en provenance des États-Unis continue de contribuer à une grande partie de l'ozone d'origine humaine au Canada. Les résultats des modélisations de l'EPA et d'ECCC concernant l'effet des émissions américaines et canadiennes concordent généralement – l'effet le plus important continue de toucher le corridor Windsor-Québec, les émissions des États-Unis influant également sur les concentrations d'ozone dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, dans la région du Grand Vancouver et de Victoria, dans le sud de l'Alberta, dans la région du Grand Toronto et de Hamilton et dans la région de Montréal, tant pour ce qui est des émissions actuelles que des émissions futures projetées. L'effet des émissions américaines sur les concentrations d'ozone dans les villes canadiennes situées en deçà de 500 km de la frontière va de moins de 5 % à Calgary à environ 40 % à Windsor, d'après les résultats de la modélisation d'ECCC. Le transport de l'ozone du Canada vers les États-Unis peut également être observé, dans une moindre mesure, dans une bande étroite le long de la frontière, dans le nord du Montana, le Dakota du Nord, l'État de New York, le Vermont, le New Hampshire et le Maine, la zone d'effet la plus importante se situant dans le nord-ouest de l'État de Washington.

L'ozone continue d'avoir des conséquences importantes sur la santé publique et la production agricole aux États-Unis et au Canada. Le transport transfrontalier est observé dans les deux pays, mais il a un effet plus important au Canada, où les conséquences sur la qualité de l'air et la santé résultant des émissions de polluants atmosphériques des États-Unis sont plus grandes que les conséquences aux États-Unis résultant des émissions de polluants atmosphériques du Canada. Les résultats de modélisation prévoient que le flux transfrontalier d'ozone et de ses précurseurs des États-Unis vers le Canada contribue à une part importante des conséquences sur la santé dans le centre du pays et le Canada atlantique et constitue la principale source de conséquences sur la santé en Ontario, au Québec, en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, à

²⁴ <https://www.epa.gov/air-trends/air-quality-national-summary>

Terre-Neuve-et-Labrador et à l'Île-du-Prince-Édouard. L'analyse donne également à penser que le flux transfrontalier des États-Unis vers le Canada entraîne également des réductions du rendement des cultures, en particulier le long du corridor Windsor-Québec.

4 Particules fines

En quoi consistent les PM_{2,5} : L'abréviation PM (*particulate matter*) est un terme général utilisé pour décrire un mélange de particules solides et de gouttelettes en suspension dans l'air. Les PM sont caractérisées en fonction de leur taille et comprennent des particules grossières (PM₁₀), qui se composent de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 10 microns (µm), et des particules fines (PM_{2,5}), qui se composent de particules d'un diamètre égal ou inférieur à 2,5 µm. La présente évaluation se concentre sur les PM_{2,5}, en raison du fardeau considérable qu'elles représentent pour la santé et parce que ces particules peuvent rester en suspension dans l'air pendant plusieurs jours, voire plusieurs semaines, qu'elles peuvent être transportées par les vents sur de grandes distances et qu'elles font donc l'objet d'un transport atmosphérique transfrontalier en Amérique du Nord. Les PM_{2,5} directement émises dans l'atmosphère (également appelées PM_{2,5} primaires) proviennent de sources telles que la poussière, les embruns ou les sources de combustion. Les PM_{2,5} secondaires sont formées par le biais de réactions chimiques dans l'atmosphère mettant en jeu des gaz précurseurs provenant d'une grande variété de sources du secteur des transports, de sources de combustion et de sources industrielles. Les principaux gaz précurseurs des PM_{2,5} sont le NH₃, le SO₂, les NO_x et les COV.

Évaluations scientifiques bilatérales des PM_{2,5} précédentes dans le cadre de l'AQA : Le Canada et les États-Unis ont déjà envisagé d'ajouter une annexe à l'AQA pour traiter les PM_{2,5} transfrontalières. Les deux pays ont convenu de travailler sur les bases scientifiques, techniques et réglementaires nécessaires pour étudier l'ajout d'une annexe sur les PM à l'AQA, y compris une proposition de mise à jour de l'Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules, qui a été achevée en 2004. Dans l'[évaluation de 2004](#) (US EPA et Environment Canada, 2004), on conclut que les concentrations de PM varient de manière significative d'une région géographique à l'autre et que le transport transfrontalier des PM et de leurs précurseurs peut être suffisamment important pour compromettre le respect des normes nationales dans les deux pays (US EPA et Environment Canada, 2004). En 2011, le Canada et les États-Unis ont créé le Conseil de coopération en matière de réglementation afin de mieux harmoniser les approches réglementaires des deux pays, dans la mesure du possible. L'une des initiatives liées à l'environnement exigeait des deux pays qu'ils envisagent d'élargir l'AQA afin de s'attaquer aux PM transfrontalières, qui sont le polluant atmosphérique le plus souvent responsable de décès prématurés, sur la base de régimes de réglementation comparables dans les deux pays (Regulatory Cooperation Council, 2011).

Dans l'[Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules de 2013](#), on conclut que : « En raison des effets considérables des MP_{2,5} sur la santé et l'environnement, les deux pays devraient assurer le suivi des progrès et partager les renseignements pertinents pour réduire les émissions de MP_{2,5}, améliorer la qualité de l'air et mettre en œuvre des programmes au fil du temps » (ECCC et US EPA, 2016). L'Évaluation indique en outre qu'« il serait judicieux d'aborder les MP_{2,5} d'une façon ou d'une autre dans le cadre de l'Accord Canada-États-Unis sur la qualité de l'air ». Par conséquent, le Canada et les États-Unis ont convenu d'inclure les PM_{2,5} dans le cadre du présent rapport d'examen et d'évaluation. Ce rapport tient compte de l'évolution des connaissances scientifiques sur les conséquences des PM_{2,5} sur la santé humaine, des progrès en matière d'outils de modélisation utilisés pour estimer ces conséquences et des règlements mis en œuvre dans les deux pays depuis 2013.

4.1 Normes et lignes directrices relatives à la qualité de l'air

Tel qu'il est décrit à la section 3.1, le Canada et les États-Unis ont établi des normes de qualité de l'air pour protéger la santé des humains et des écosystèmes. Le Tableau 4-1 présente une comparaison des NCQAA et des NAAQS des États-Unis les plus récentes pour les PM_{2,5}. Les mesures (ou formes statistiques) des normes canadiennes et américaines sont identiques, bien que les États-Unis disposent de normes primaires (basées sur la santé) et secondaires (basées sur le bien-être) pour les PM_{2,5}.

Tableau 4-1. Normes nationales de qualité de l'air ambiant pour les PM_{2,5}

Période de calcul de la moyenne	Valeur numérique selon les NCQAA 2015	Valeur numérique selon les NCQAA 2020	Valeur numérique selon les NCQAA 2025	Concentration selon les NAAQS des États-Unis	Valeur métrique ^{25,26,27} des NCQAA et des NAAQS
24 heures (jour civil)	28 µg/m ³	27 µg/m ³	(à l'étude)	35 µg/m ³ (primaire et secondaire)	La moyenne triennale du 98 ^e centile annuel des concentrations moyennes quotidiennes sur 24 heures.
1 année (année civile)	10,0 µg/m ³	8,8 µg/m ³	(à l'étude)	12,0 µg/m ³ (primaire) ²⁸ 15,0 µg/m ³ (secondaire)	La moyenne triennale de la moyenne annuelle des concentrations moyennes quotidiennes sur 24 heures.

4.2 Tendances des émissions de PM_{2,5} primaires et de précurseurs des PM_{2,5}

Les concentrations ambiantes de PM_{2,5} dépendent à la fois des émissions directes de PM_{2,5} primaires et des émissions de précurseurs, qui peuvent donner lieu à la formation de PM_{2,5} secondaires. Dans de nombreux emplacements aux États-Unis et au Canada, les PM secondaires représentent la majorité de la masse des PM_{2,5}, dont une grande proportion est dérivée, au moins en partie, de précurseurs d'origine humaine. Au Canada, le transport à longue distance du NH₃ ambiant contribue à l'augmentation des concentrations de PM_{2,5}, en particulier dans les régions où les émissions locales de NH₃ sont faibles, comme le sud de l'Ontario et du Québec (Environment Canada, 2009). Les sections ci-dessous montrent les tendances des émissions directes de PM_{2,5} primaires et de NH₃ en tant que précurseur des PM_{2,5}. Les émissions d'autres précurseurs des PM_{2,5} – NO_x, SO₂ et COV – (voir la section 2.1 et la section 3.1) ont toutes diminué de manière significative au Canada et aux États-Unis. Bien que les PM_{2,5} ne soient pas visées par l'AQA, les États-Unis et le Canada continuent de prendre des mesures nationales pour réduire les PM_{2,5} et leurs précurseurs.

²⁵ Voir la note de bas de page n° 14.

²⁶ Voir la note de bas de page n° 15.

²⁷ Voir la note de bas de page n° 16.

²⁸ L'EPA des États-Unis a annoncé la proposition d'une modification de la norme annuelle primaire (basée sur la santé) pour les PM_{2,5}. Au moment de la rédaction du présent rapport, cette modification n'avait pas encore fait l'objet d'une décision finale. De plus amples renseignements sur la règle relative aux NAAQS pour les PM sont fournis ici : <https://www.epa.gov/pm-pollution/national-ambient-air-quality-standards-naaqs-pm>.

4.2.1 Canada

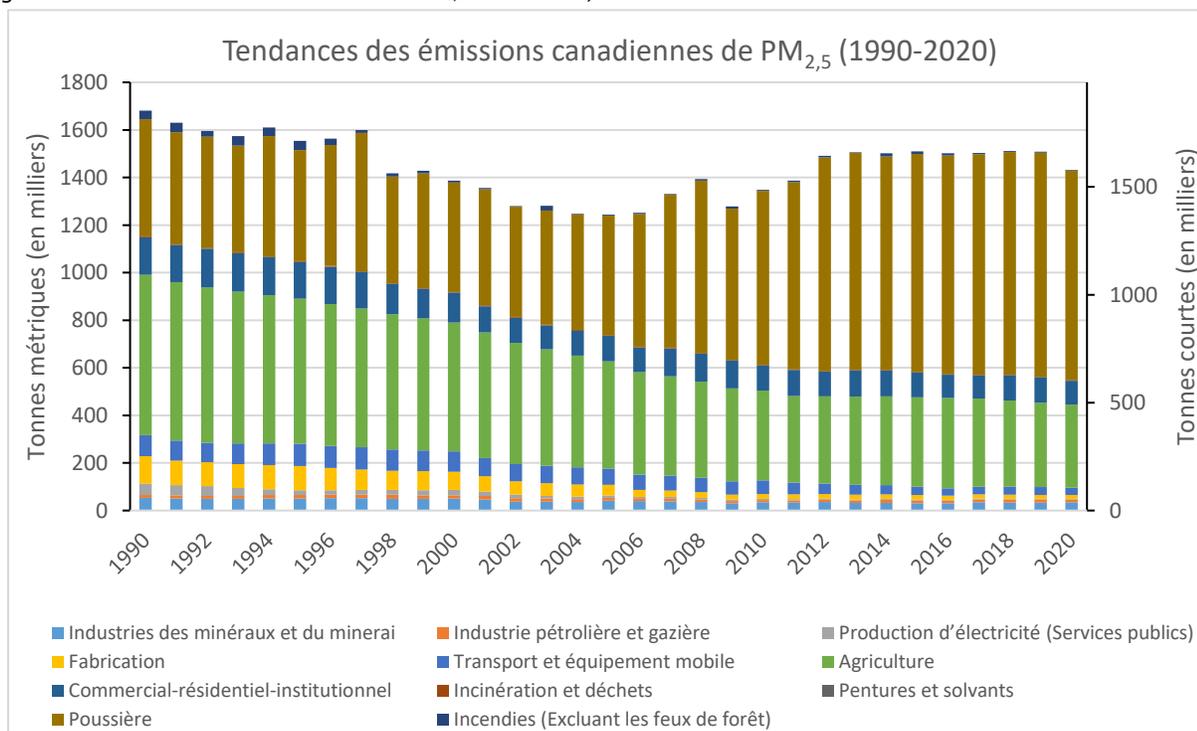
La Figure 4-1 montre les émissions de PM_{2,5} primaires au Canada provenant de sources anthropiques (à l'exclusion des feux de forêt). En 2020, environ 1,4 million de tonnes métriques de PM_{2,5} primaires ont été émises au Canada (ECCC, 2022). La poussière, qui représente 62 % des émissions totales de PM_{2,5}, provient principalement des activités de construction (35 % des émissions totales de PM_{2,5}) et des routes non pavées (25 % des émissions totales de PM_{2,5}). L'agriculture est la deuxième source en importance et représente 24 % des émissions totales de PM_{2,5}, la plupart des émissions provenant de la production de cultures agricoles.

Les sources commerciales/résidentielles/institutionnelles représentent 7 % supplémentaires des émissions totales de PM_{2,5} en 2020, la combustion de bois de chauffage résidentiel (6 %) étant le plus important contributeur. De 1990 à 2020, les émissions nationales de PM_{2,5} primaires du Canada ont diminué de 15 % (250 000 tonnes métriques) (ECCC, 2022).

Comme indiqué ci-dessus, les émissions provenant des feux de forêt ne sont pas incluses dans l'IEPA du Canada, à l'exception des brûlages dirigés qui sont inclus dans la catégorie de sources « Incendies (excluant les feux de forêt) ». Les feux de forêt constituent toutefois une source importante de PM_{2,5} primaires au Canada. En prenant comme référence les saisons de feux de forêt de 2013 à 2016, le total des PM_{2,5} émises par les feux de forêt varie de 790 000 à 1 700 000 tonnes métriques (Munoz-Alpizar *et al.*, 2017). Par conséquent, les émissions provenant des feux de forêt sont du même ordre de grandeur que les émissions primaires totales de PM_{2,5} provenant de sources anthropiques (~1 200 000 à 1 700 000 tonnes métriques).

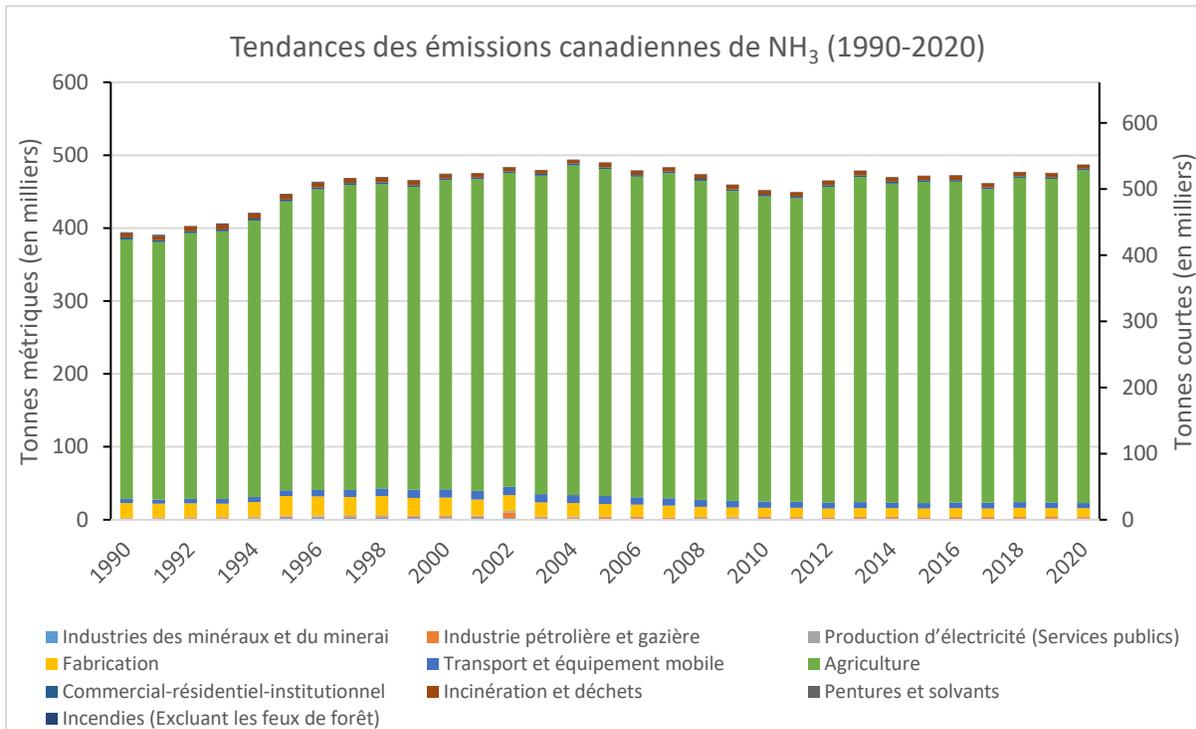
Les émissions de NH₃ de 1990 à 2020 au Canada sont indiquées à la Figure 4-2. En 2020, environ 487 000 tonnes métriques de NH₃ ont été rejetées. Les émissions de NH₃ proviennent principalement de l'agriculture, qui représente 94 % (457 000 tonnes métriques) des émissions totales. De 1990 à 2020, les

Figure 4-1. Tendances des émissions de PM_{2,5} au Canada, 1990-2020.



Source de données : Inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada, 1990-2020 (ECCC, 2022).

Figure 4-2. Tendances des émissions de NH₃ au Canada, 1990-2020.



Source de données : Inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada, 1990-2020 (ECCC, 2022).

émissions de NH₃ ont augmenté de 24 % (93 000 tonnes métriques), ce qui contraste avec les tendances générales à la baisse des émissions d'autres polluants atmosphériques (p. ex. NO_x, SO₂ et COV) au Canada. Les émissions de NH₃ ont augmenté jusqu'en 2004, puis se sont largement stabilisées, présentant quelques fluctuations d'une année sur l'autre. La tendance à la hausse entre 1990 et 2004 est due aux émissions provenant de la production animale et à l'utilisation accrue d'engrais azotés inorganiques pour la production de cultures agricoles. La production animale, qui représente la principale source des émissions de NH₃, a connu une augmentation constante des émissions de 1990 à 2005, suivie d'une réduction de 2006 à 2011, qui se poursuit lentement depuis. Les émissions provenant de la production de cultures agricoles, en revanche, augmentent régulièrement depuis 2006 et représentent désormais 38 % des émissions de NH₃.

4.2.2 États-Unis

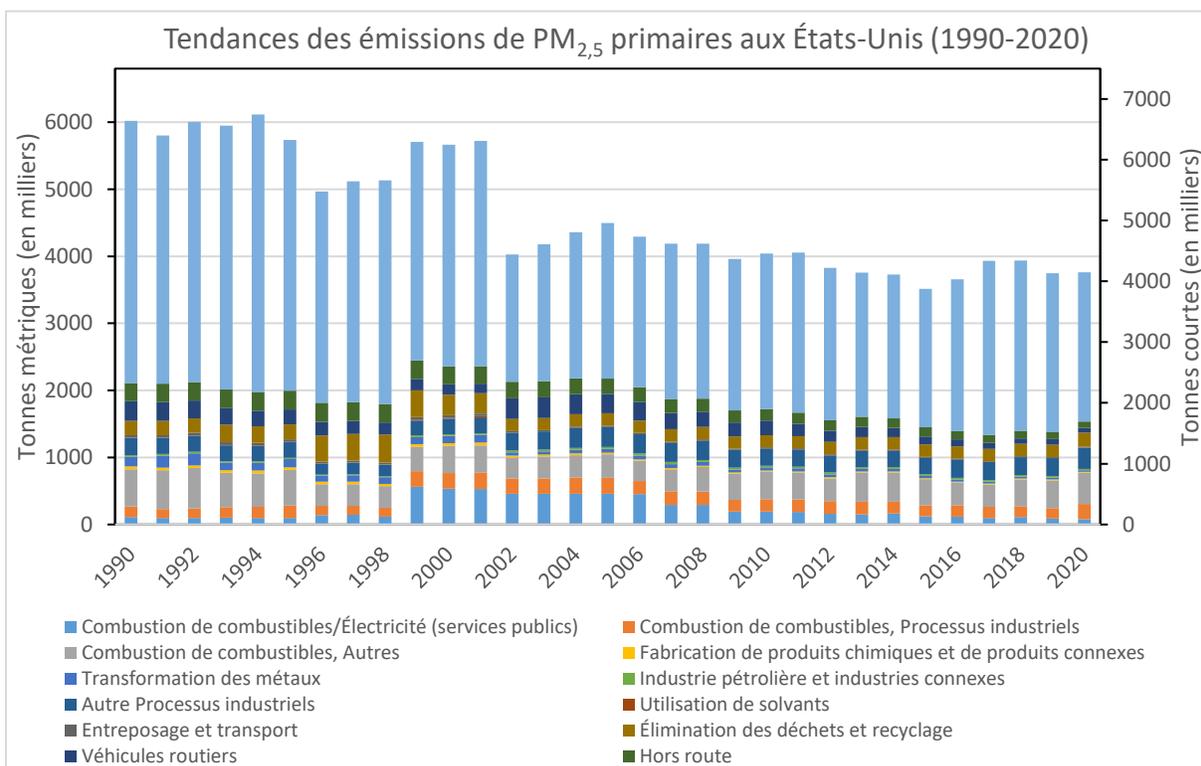
La Figure 4-3 montre les tendances des émissions de PM_{2,5} primaires aux États-Unis. Environ 4,1 millions de tonnes courtes de PM_{2,5} primaires ont été émises en 2020, principalement par des sources diverses et d'autres sources de combustion non industrielles, telles que la combustion de bois de chauffage résidentiel et la cuisson d'aliments dans les résidences. Les sources diverses comprennent la poussière produite par les cultures agricoles et le bétail (17 % du total des PM_{2,5}), la poussière des routes (18 % du total des PM_{2,5}) et les feux agricoles et les brûlages dirigés (20 % du total des PM_{2,5}).

Depuis 1990, les émissions nationales de PM_{2,5} primaires totales ont diminué de 38 %. Les programmes régionaux et multiétatiques qui ont permis de réduire les concentrations d'ozone ont également permis de réduire les concentrations de certains précurseurs des PM_{2,5}, tels que les NO_x. Les programmes de lutte contre les pluies acides ont permis de réduire les concentrations de SO₂ et d'autres précurseurs des PM_{2,5}, diminuant ainsi les concentrations de PM_{2,5}. De même, les programmes du secteur des transports ont réduit les concentrations de précurseurs des PM_{2,5}.

À l'échelle urbaine, les sources d'émissions de PM_{2,5} varient d'une ville à l'autre. En général, les émissions de PM_{2,5} primaires en milieu urbain comprennent les activités industrielles, les véhicules à moteur, la combustion de combustibles, la fumée de la combustion du bois, la construction et la poussière des routes. Les sources primaires urbaines et la production régionale de PM_{2,5} secondaires contribuent de manière substantielle à la masse de PM_{2,5} dans les emplacements urbains. Les sources contribuant aux émissions de PM_{2,5} primaires ont évolué au fil du temps. Par exemple, les modifications apportées aux mesures de réduction des émissions provenant de l'essence et du diesel ont entraîné une diminution des émissions de PM_{2,5} primaires provenant de véhicules récents, et les émissions de PM_{2,5} primaires provenant de la combustion de sources fixes, d'activités industrielles et de véhicules hors route ont également diminué. Les méthodes de quantification des émissions de PM_{2,5} ont été mises à jour à partir de 2002. Ces changements ont eu deux effets à partir de 2002 : 1) fournir un fondement cohérent aux méthodes dans le plus grand nombre de secteurs possible; et 2) élucider les tendances à un niveau sectoriel plus élevé, de sorte que des catégories comme « divers », qui ne pouvaient pas être examinées en détail auparavant, puissent désormais être étudiées pour déterminer les sources contribuant aux changements globaux. Les mises à jour effectuées à partir de 2002 comprennent l'établissement des tendances au niveau sectoriel dans le cadre du système d'inventaire des émissions (60 secteurs) ainsi que des tendances au « niveau 1 » (environ 13 secteurs).

Étant donné que l'inventaire des émissions d'ECCT ne comprend pas les données sur les feux de forêt, l'EPA a enlevé ces données au moyen du projet [Air Quality Time Series de l'EPA \(EQUATES\)](#), de 2002 à aujourd'hui. Pour établir les données sur les émissions attribuables aux feux de forêt, antérieures à 2002, et les enlever, l'EPA a utilisé une corrélation pour calculer les émissions de PM_{2,5} et de NH₃ à partir des données sur les émissions de monoxyde de carbone disponibles de 1990 à 2001, ce qui a permis de prolonger la série en remontant jusqu'en 1990 pour les PM_{2,5} et le NH₃.

Figure 4-3. Tendances des émissions de PM_{2,5} aux États-Unis, 1990-2020.

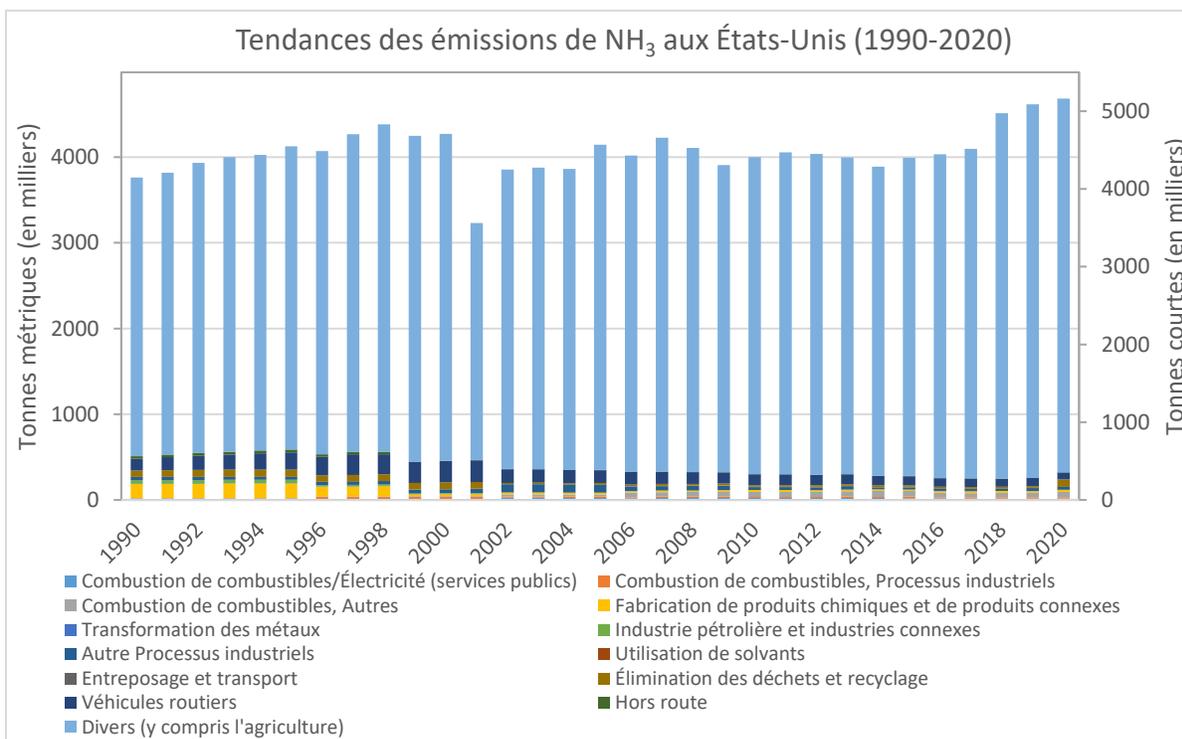


Source de données : 2020 U.S. National Emissions Inventory (US EPA, 2023a).

La Figure 4-4 montre la tendance des émissions de NH₃ aux États-Unis. À noter que les émissions du secteur agricole sont classées dans la catégorie « divers ». Comme au Canada, les émissions de NH₃ aux États-Unis ont augmenté, lentement mais régulièrement, se traduisant par une hausse de 25 % entre 1990 et 2020. Bien que de nombreux secteurs de l'industrie et des transports aient enregistré une baisse des émissions de NH₃, ces secteurs combinés représentent moins de 10 % des émissions totales de NH₃.

On a également mis à jour les méthodes de quantification des émissions de NH₃ à compter de 2002, en plus de changer la classification des feux de forêt. La tendance des émissions de NH₃ a probablement connu une hausse au fil du temps en raison des améliorations apportées à la méthode de détermination des tendances (migration vers les méthodes EQUATES à partir de 2002) (K. M. Foley *et al.*, 2023) et d'une comptabilisation plus rigoureuse des émissions provenant du secteur des déchets de l'élevage de bétail. Grâce aux améliorations observées dans les méthodes de détermination des tendances, ces changements dans le temps représentent mieux les changements des émissions, et l'impact des changements dans les méthodes se trouve réduit le plus possible.

Figure 4-4. Tendances des émissions de NH₃ aux États-Unis, 1990-2020.



Source de données : 2020 U.S. National Emissions Inventory (US EPA, 2023a).

4.3 Concentrations ambiantes de PM_{2,5}

Les concentrations ambiantes de PM_{2,5} au Canada et aux États-Unis ont été analysées afin d'évaluer les tendances historiques depuis que la surveillance continue des PM_{2,5} a été largement déployée en 2001, et d'évaluer les concentrations actuelles. Les données de surveillance ont été prises en compte pour chacune des stations situées en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour deux périodes, 2001-2005 et 2016-2020. Les données sont présentées à l'aide de formes ou de mesures statistiques semblables à celles des NCQAA et des NAAQS des États-Unis, mais s'étendent sur une période de calcul de la moyenne plus longue afin que toute variabilité introduite en raison de facteurs tels que les feux de forêt soit lissée. Les valeurs ont été calculées sur la base de concentrations « telles que mesurées », sans faire des

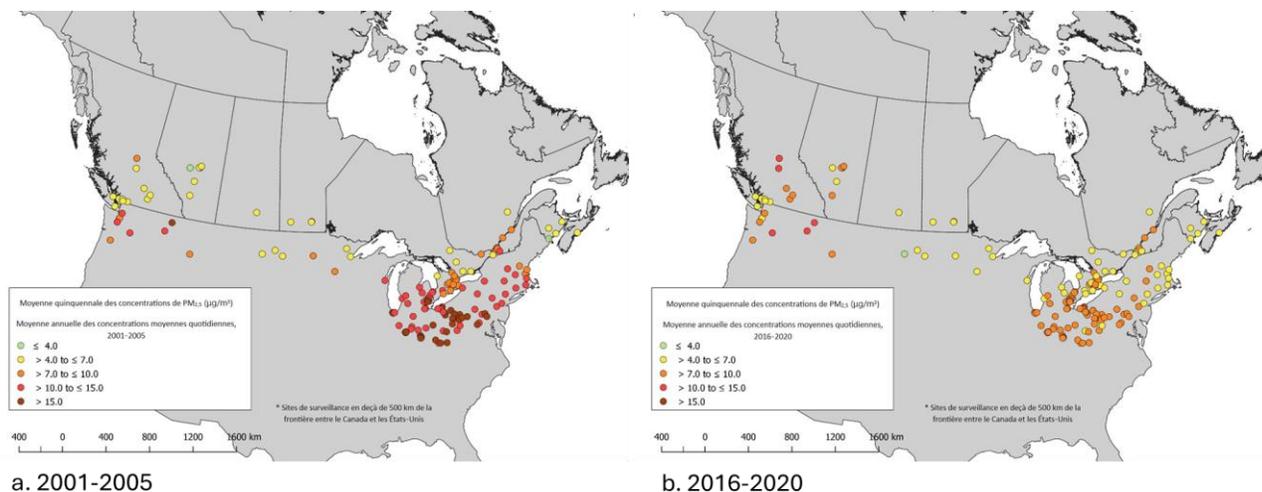
ajustements pour tenir compte de l'effet des flux transfrontaliers et des épisodes de fortes concentrations de $PM_{2,5}$, tels que les feux de forêt, la poussière générée par les vents violents, et d'autres activités.

La Figure 4-5 montre la moyenne quinquennale du 98^e centile annuel des concentrations moyennes quotidiennes de $PM_{2,5}$ sur 24 heures, appelée « $PM_{2,5}$ sur 24 heures ». Si l'on compare la dernière période à la période 2001-2005, presque toutes les stations situées à l'est de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario ont enregistré des concentrations de $PM_{2,5}$ sur 24 heures plus faibles de plus de 10 microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), notamment de nombreuses stations de l'Ontario, du Québec et des Maritimes, et il en va de même pour la plupart des stations américaines situées à partir du lac Michigan vers l'est. Certaines stations américaines dans cette région ont enregistré des baisses de près de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cela reflète les réductions des concentrations élevées, qui étaient visées par le règlement sur la qualité de l'air. Pour 2016-2020, plusieurs stations au Québec n'ont démontré aucune amélioration, les concentrations de $PM_{2,5}$ mesurées sur 24 heures dépassant 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

À l'ouest de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario, l'augmentation du nombre de feux de forêt dans l'ouest de l'Amérique du Nord a eu un impact important sur les concentrations de $PM_{2,5}$. De nombreuses stations ont enregistré des concentrations de $PM_{2,5}$ sur 24 heures plus élevées, les augmentations étant supérieures à 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ entre 2001-2005 et 2016-2020 à certains endroits. Des concentrations plus élevées de $PM_{2,5}$ ont été observées en Colombie-Britannique et dans le nord-ouest des États-Unis, les concentrations sur 24 heures dépassant 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans plusieurs stations situées à l'intérieur des terres. Les feux de forêt survenus dans l'ouest de l'Amérique du Nord entre 2016 et 2020 ont probablement influé de manière significative sur l'augmentation des concentrations de $PM_{2,5}$ (Jaffe *et al.*, 2020). De plus, au cours des dernières années, de nombreux organismes de surveillance, à la fois au Canada et aux États-Unis, ont adopté des méthodes de mesure des PM en continu, qui sont plus sensibles pour mesurer la fumée sous forme de PM.

La Figure 4-6 montre la moyenne annuelle des concentrations moyennes quotidiennes de $PM_{2,5}$ sur 24 heures, calculée sur cinq ans. C'est ce que l'on appelle les « $PM_{2,5}$ annuelles ». Les profils spatiaux et les tendances

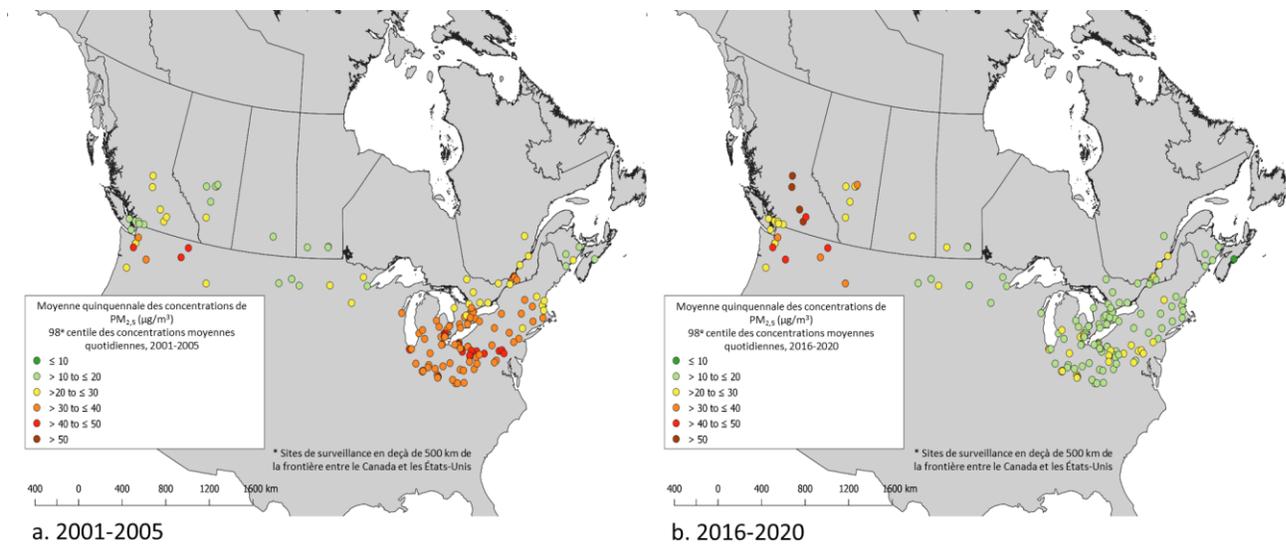
Figure 4-5. Concentrations des $PM_{2,5}$ (98^e centile des concentrations moyennes quotidiennes) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour les périodes : a) 2001-2005 et b) 2016-2020.



Remarque : Les données sont les moyennes du 98^e centile annuel des concentrations moyennes quotidiennes de $PM_{2,5}$ sur 24 heures, pour les périodes : a) 2001-2005 et b) 2016-2020. Seuls les sites répondant aux critères d'exhaustivité des données ont été utilisés pour l'élaboration de cette carte. Pour que ces critères soient considérés comme satisfaits, il fallait disposer d'au moins 75 % de toutes les valeurs moyennes quotidiennes au cours de l'année et d'au moins 60 % des valeurs moyennes quotidiennes pour chaque trimestre. Les valeurs du 98^e centile qui ne répondent pas à ces critères, mais qui dépassent les NCQAA de 2020, ont également été prises en compte.

temporelles sont largement comparables à la mesure sur 24 heures. À l'est de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario, les concentrations annuelles de PM_{2,5} ont diminué entre 2001-2005 et 2016-2020 à de nombreuses stations. Malgré ces réductions, les concentrations étaient encore élevées à plusieurs stations – les concentrations annuelles de PM_{2,5} les plus élevées ayant été enregistrées à Duncan et Décarie-Montréal et au parc Primevère, ainsi qu'à Windsor, en Ontario, où les concentrations observées approchaient ou dépassaient les NCQAA. De nombreuses stations situées à l'ouest de la frontière entre le Manitoba et l'Ontario ont enregistré des concentrations annuelles moyennes de PM_{2,5} plus élevées au cours de la période 2016-2020. Cela concorde avec l'effet plus important de la fumée de feux de forêt (Schichtel *et al.*, 2017). Aux États-Unis, les concentrations annuelles de PM_{2,5} ont diminué pour presque toutes les stations situées à l'est du lac Michigan. Dans l'ouest, cependant, des concentrations annuelles élevées de PM_{2,5} persistent, probablement à cause de l'effet de la fumée de feux de forêt.

Figure 4-6. Concentrations de PM_{2,5} (moyenne annuelle des concentrations moyennes quotidiennes) le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis pour les périodes : a) 2001-2005 et b) 2016-2020.



Remarque : Les données sont les moyennes des moyennes annuelles des concentrations moyennes quotidiennes de PM_{2,5} sur 24 heures, pour les périodes : a) 2001-2005 et b) 2016-2020. Seuls les sites répondant aux critères d'exhaustivité des données ont été utilisés pour élaborer cette carte. Pour que ces critères soient considérés comme satisfaits, il fallait disposer d'au moins 75 % de toutes les valeurs moyennes quotidiennes au cours de l'année et d'au moins 60 % des valeurs moyennes quotidiennes pour chaque trimestre.

4.4 Changements projetés dans les concentrations de PM_{2,5}

La modélisation de scénarios d'émissions actuels et projetés, réalisée par ECCC et l'EPA, a été utilisée pour estimer comment les concentrations de PM_{2,5} pourraient évoluer dans les deux pays. La modélisation est décrite à l'annexe A. La modélisation d'ECCC a été réalisée à l'aide du modèle GEM-MACH et est présentée pour l'année de référence 2015 ainsi que pour deux scénarios de MSQ projetés, 2025 et 2035. La modélisation de l'EPA a été réalisée pour l'année de référence 2016 au moyen de deux méthodes prises en compte dans l'Ozone PA de 2020 et pour appuyer la mise en œuvre de la Regional Haze Rule (RHR) (US EPA, 2019b)²⁹. L'EPA utilise le système communautaire de modélisation multi-échelle de la qualité de l'air (CMAQ) pour la modélisation selon l'Ozone PA et la CAMx pour la modélisation selon la RHR. La modélisation selon la RHR a

²⁹ Des simulations utilisant des versions et des années d'inventaire plus récentes sont disponibles pour les PM_{2,5}, comprenant la fusion des données avec les observations (voir p. ex. US EPA, 2019a, 2022a). Ces simulations plus récentes n'ont pas été prises en compte ici, parce qu'elles ne comprennent pas de technologie de répartition des sources de particules, qui est nécessaire à l'évaluation des questions transfrontalières.

également été réalisée pour l'année de projection 2028. Les années projetées dans les modélisations du Canada et des États-Unis tiennent compte des règlements qui seront en vigueur à l'avenir. Étant donné que l'inventaire des émissions d'ECCC ne comprend pas les feux de forêt, les résumés des inventaires modélisés d'ECCC et de l'EPA présentés dans cette section ne comprennent pas les émissions provenant des feux de forêt (à noter que la modélisation de l'EPA comprend les feux de forêt).

Les résultats des modélisations d'ECCC et de l'EPA ont permis d'estimer les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5}. Comme pour les résultats de la modélisation de l'ozone présentés ci-dessus (section 3.4), les projections utilisent une météorologie unique, mais les émissions varient. Ainsi, les changements projetés dans le futur sont entièrement dus à des changements dans les émissions de précurseurs, et au transport, à la transformation et au devenir ultérieurs des constituants chimiques.

La Figure 4-7 présente les concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} résultant des travaux de modélisation d'ECCC pour l'année de référence 2015 et pour les années futures 2025 et 2035. Les pics de concentration de PM_{2,5} sont localisés, des concentrations plus élevées étant simulées près des centres urbains, y compris quelques concentrations élevées à l'échelle régionale. Ces résultats sont attendus, car il y a plus d'émissions de PM_{2,5} primaires dans les villes et les zones industrielles. Comme la plupart de ces émissions sont troposphériques, il est peu probable qu'elles soient transportées aussi loin que les émissions de sources en altitude. Les PM secondaires peuvent être formées en aval des régions sources de PM primaires par des précurseurs ayant des durées de vie plus longues, donnant lieu à des PM_{2,5} qui se propagent au-delà des régions sources.

Pour l'année de référence 2015 (Figure 4-7a) au Canada, les concentrations les plus élevées (supérieures à 10 µg/m³) estimées dans le cadre des travaux de modélisation d'ECCC ont été obtenues dans certaines des plus grandes villes du Canada : la région du Grand Toronto et de Hamilton, la région du Grand Montréal, la ville de Québec, Calgary, Edmonton et Vancouver. Des concentrations élevées de PM_{2,5} ont également été estimées près de Kamloops (Colombie-Britannique), Grande Prairie (Alberta) et Trois-Rivières (Québec). Aux États-Unis, selon la modélisation d'ECCC, les concentrations de PM_{2,5} sont plus élevées près des centres urbains de la vallée de l'Ohio, en particulier autour de Cleveland et de Detroit, et des concentrations élevées de PM_{2,5} ont également été relevées dans le Midwest des États-Unis. Dans le nord-est des États-Unis, des concentrations élevées de PM_{2,5} sont également estimées dans toute la région de la vallée de l'Ohio et dans certaines zones du littoral est. Les concentrations modélisées de PM_{2,5} dans les zones urbaines correspondent dans l'ensemble aux profils spatiaux observés dans les données de surveillance (Figure 3-5b). Toutefois, la modélisation n'a pas pris en compte les émissions attribuables aux feux de forêt, de sorte que les concentrations modélisées de PM_{2,5} dans l'ouest du Canada et aux États-Unis devraient être inférieures aux données mesurées.

Les projections de la modélisation d'ECCC prévoient une diminution des PM_{2,5} dans les années à venir (Figure 4-7b et Figure 4-7c), des concentrations élevées persistant dans les zones urbaines du Canada et des États-Unis. Les réductions des PM_{2,5} concordent avec les diminutions prévues des émissions de précurseurs au fur et à mesure qu'entrent en vigueur les nouveaux règlements. On prévoit que la NCQAA moyenne annuelle pour les PM_{2,5} devrait continuer à être dépassée en 2035 dans les villes de la Colombie-Britannique, de l'Alberta, de l'Ontario et du Québec.

La Figure 4-8 présente les résultats de la modélisation de l'EPA pour l'année de référence 2016 et pour des projections jusqu'en 2028. Pour l'année de référence, l'ampleur et la répartition spatiale des concentrations de PM_{2,5} résultant des travaux de modélisation selon la PA16 (Figure 4-8a) et la RHR16 (Figure 4-8b) concordent dans l'ensemble pour la plupart des régions du Canada et des États-Unis. Comme c'est le cas pour l'ozone (section 3.4), les résultats de la PA16 montrent des concentrations plus élevées dans le sud de l'Alberta, parce

que les émissions en Alberta ont été révisées à la baisse avant la RHR. D'autres différences mineures sont probablement liées à la sélection des modèles, qui utilisent des algorithmes différents pour les processus de formation et de perte des $PM_{2,5}$.

La modélisation de l'EPA (Figure 4-8) et la modélisation d'ECCC (Figure 4-7) donnent des profils spatiaux et des changements projetés pour les concentrations de $PM_{2,5}$ qui concordent dans l'ensemble. Toutefois, une différence systématique dans les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ selon l'EPA et selon ECCC peut être observée entre la Figure 4-7 et la Figure 4-8. Cette différence peut probablement être attribuée aux différences entre les modèles (c.-à-d. CAMx et GEM-MACH), aux années d'émission, aux années de référence

Figure 4-7. Concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ d'après les scénarios de modélisation d'ECCC pour l'année de référence a) 2015, et pour les années de projection b) 2025 et c) 2035.

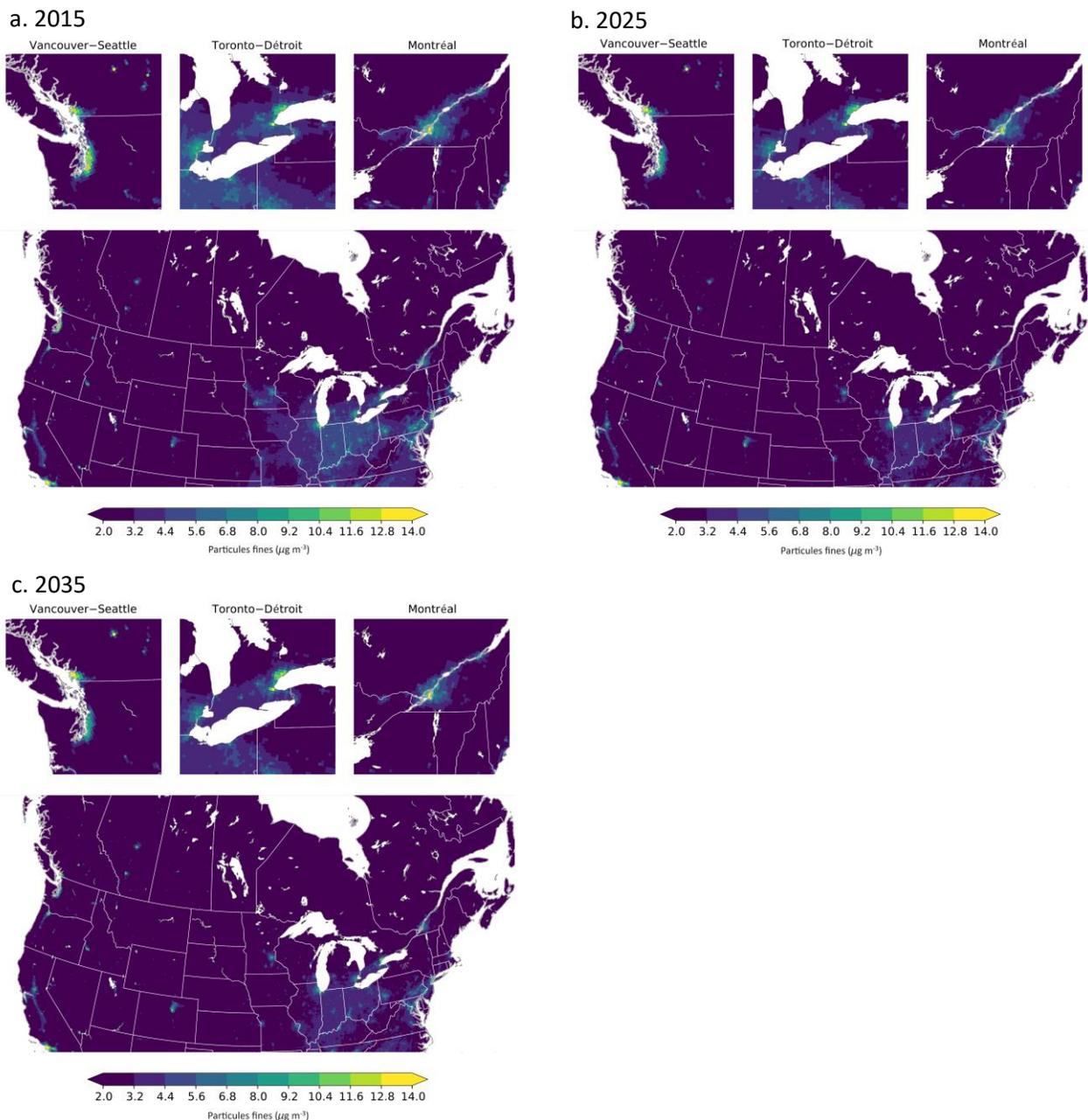
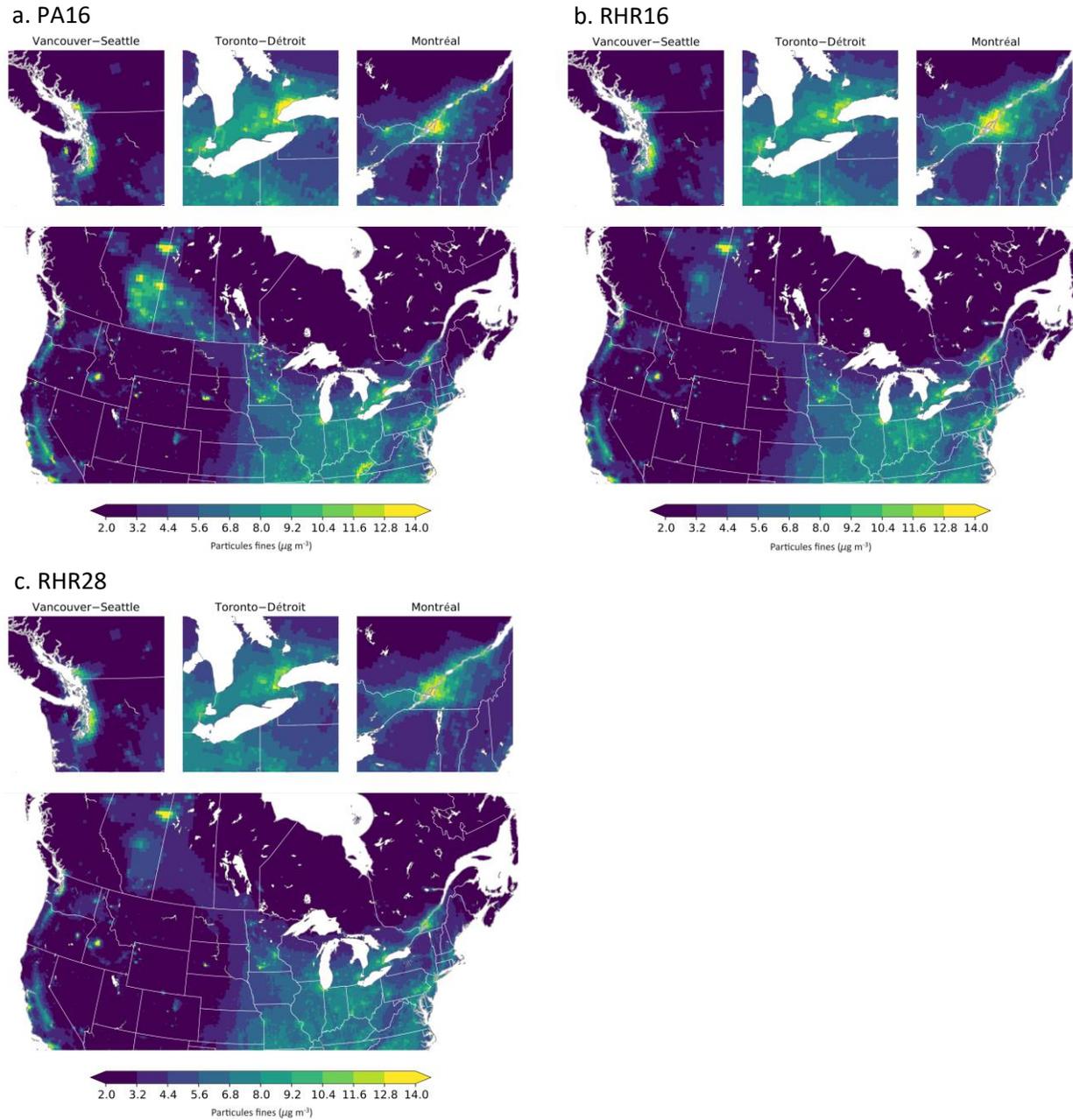


Figure 4-8. Concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ d'après les scénarios de modélisation de l'EPA pour l'année de référence 2016 : a) PA16 et b) RHR16, et pour l'année de projection 2028 : c) RHR28.



météorologique et aux méthodes d'élaboration des inventaires. Malgré les différences dans les prévisions, des renseignements qualitatifs sur les sources et les tendances des émissions, utiles pour les décisions stratégiques, peuvent être obtenus à partir de ces résultats, et une vérification et une harmonisation plus approfondies pourraient être réalisées à l'avenir.

Les projections de la modélisation selon la RHR pour 2028 (RHR28) (Figure 4-8c) semblent indiquer que les concentrations futures de $PM_{2,5}$ diminueront, surtout à proximité des zones urbaines aux États-Unis. Les concentrations régionales devraient également diminuer, les réductions les plus évidentes survenant dans la

vallée de l'Ohio et le long de la côte atlantique. Le corridor Windsor-Québec fera également l'objet de réductions, mais qui ne seront généralement pas aussi importantes que celles prévues aux États-Unis.

4.5 Effet du flux transfrontalier

On sait que les $PM_{2,5}$ présentent des profils locaux et régionaux associés aux émissions primaires et à la formation secondaire. La durée de vie globale des $PM_{2,5}$ est souvent plus longue que celle d'autres polluants, à l'exception de l'ozone. Par exemple, les PM organiques secondaires ont une durée de vie estimée qui varie de 4 à 10 jours (Tsigaridis *et al.*, 2014). Les particules fines peuvent être transportées sur des distances très variables en fonction de diverses conditions, y compris lors d'épisodes de transport de poussière, de SO_4 et de fumée provenant de feux de forêt, sur de grandes distances (p. ex. *Global Sources of Local Pollution*, 2010; Mathur, 2008; Mathur *et al.*, 2017; Uno *et al.*, 2009). Toutefois, les fortes concentrations de $PM_{2,5}$ associées à des émissions locales, comme lors d'inversions hivernales, sont généralement plus localisées que les impacts régionaux de l'ozone, comme c'est souvent le cas pendant les mois d'été. Des preuves qualitatives du transport général peuvent être observées dans les profils météorologiques classiques près de la surface, tels que les périodes persistantes de haute pression en hiver (inversions de PM) ou en été (épisodes régionaux de concentrations élevées d'ozone).

Bien que les concentrations les plus élevées de $PM_{2,5}$ soient généralement associées à des sources d'émission locales et régionales, le transport intercontinental associé aux feux de forêt ou aux tempêtes de poussière entraîne des concentrations qui peuvent dépasser à court terme les normes de qualité de l'air ambiant axées sur la santé. Le transport intercontinental de $PM_{2,5}$ peut nuire à la visibilité en milieu naturel dans l'ouest de l'Amérique du Nord. Le transport intercontinental de $PM_{2,5}$ provenant de sources autres que la poussière soulevée par le vent ou les feux de forêt n'est généralement pas suffisant pour donner lieu à un dépassement des normes de qualité de l'air ambiant axées sur la santé (HTAP, 2010).

L'annexe B présente une analyse météorologique des vents qui influent sur le flux transfrontalier entre le Canada et les États-Unis. Les vents suivent généralement un flux d'ouest en est, avec une plus grande variabilité près de la surface. En été, près de la surface, les vents soufflent généralement du nord au sud entre l'Alberta et le Montana, tandis qu'ils soufflent généralement du sud-ouest au nord-est entre Detroit et Windsor. En hiver, le flux sud-nord entre l'Alberta et le Montana est généralement plus évident, mais les flux entre Detroit et Windsor sont moins bien définis. Ainsi, le transport des $PM_{2,5}$ entre les pays dépend de l'endroit et de la saison.

La modélisation a été utilisée pour estimer l'effet des émissions du Canada et des États-Unis sur les concentrations de $PM_{2,5}$ en utilisant une approche semblable à celle présentée pour l'ozone (voir la section 3.5 pour une description de l'approche). Les approches de modélisation d'ECCC et de l'EPA utilisent une méthode de mise à zéro, et l'approche de modélisation selon la RHR de l'EPA utilise la technologie d'attribution des sources de matières particulaires. Les données de modélisation sont présentées sous forme de cartes des différences, où les valeurs positives indiquent un plus grand effet des émissions sur un emplacement donné. Les résultats de la modélisation sont interprétés de manière qualitative, car, comme l'ozone, les $PM_{2,5}$ présentent un comportement non linéaire (Ansari et Pandis, 1998; West *et al.*, 1999)³⁰.

³⁰ Par exemple, la réduction des émissions de SO_2 limite la formation d'aérosol sulfaté (SO_4^{2-}) et, par conséquent, une diminution des $PM_{2,5}$ serait également attendue. Toutefois, la formation réduite de SO_4^{2-} pourrait être compensée par la formation accrue d'autres espèces de PM, de sorte que les concentrations de $PM_{2,5}$ ne diminueraient pas, voire augmenteraient légèrement. En particulier, les conditions de concentration réduite de SO_2 et de SO_4^{2-} pourraient être favorables à la formation d'une plus grande quantité de NO_3^- , surtout dans des conditions hivernales de temps froid.

La Figure 4-9a montre les différences entre les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ modélisées par ECCC selon le scénario de référence de 2015 et le scénario correspondant sans les émissions des États-Unis, qui peut être utilisé pour estimer l'effet des émissions des États-Unis. Les effets les plus importants sont observés dans le sud du Canada, avec l'effet le plus marqué dans le sud de l'Ontario, suivi de la région de Vancouver et de la région de Montréal. Des effets plus faibles sont observés au Manitoba et dans une partie de l'Ontario près de la frontière avec le Manitoba. L'effet des émissions américaines sur les concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ aux États-Unis est significatif, l'effet le plus marqué étant observé dans le nord-est des États-Unis, s'étendant vers le sud du lac Supérieur, ainsi qu'autour de la région de Seattle.

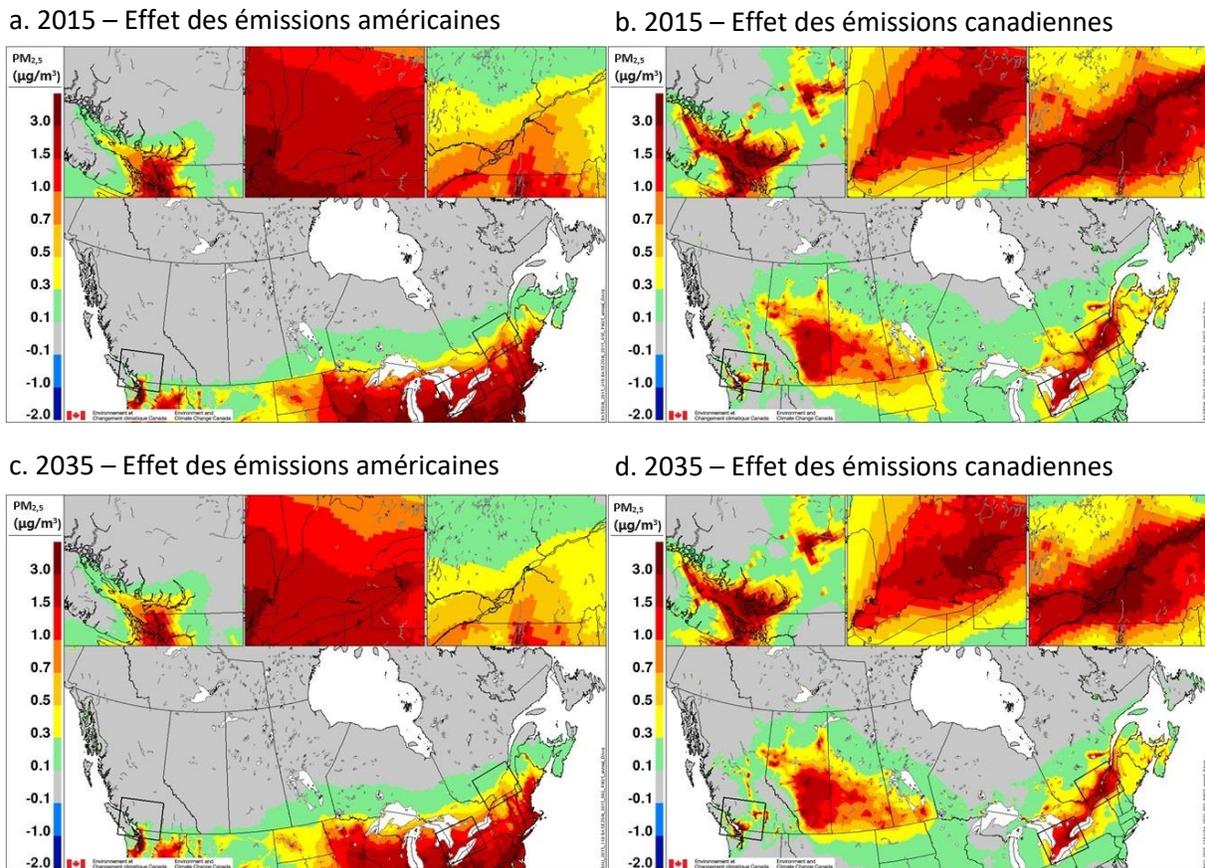
La Figure 4-9b montre la moyenne annuelle modélisée des différences dans les concentrations de $PM_{2,5}$ entre l'année de référence 2015 et le scénario sans les émissions canadiennes, ce qui permet d'estimer l'effet des émissions canadiennes à la fois au Canada et aux États-Unis. Les émissions canadiennes ont fortement influé sur les concentrations ambiantes de $PM_{2,5}$ au Canada, principalement au-dessus des villes du sud-ouest de la Colombie-Britannique, dans la partie sud des Prairies et autour du corridor Windsor-Québec.

Les émissions canadiennes ont également eu une certaine incidence aux États-Unis, près de la frontière avec le Canada, en particulier dans la région de Seattle, le nord du Montana, le Dakota du Nord et le nord-est des États-Unis. Si l'on compare la Figure 4-9a et la Figure 4-9b, on peut observer l'incidence relative des émissions canadiennes comparativement à celle des émissions américaines sur les concentrations de $PM_{2,5}$ dans une région. Par exemple, dans la région de Windsor, l'effet des émissions américaines est plus important que celui des émissions canadiennes; dans la majeure partie du sud de l'Ontario, l'effet des émissions canadiennes et américaines est à peu près équivalent; et, à Toronto, l'effet des émissions canadiennes est plus important que celui des émissions américaines.

Les projections de la modélisation d'ECCC jusqu'en 2035 sont également utilisées pour estimer l'effet des émissions aux États-Unis (Figure 4-9c) et au Canada (Figure 4-9d) sur les concentrations de $PM_{2,5}$. Bien que l'on s'attende à ce que les concentrations de $PM_{2,5}$ diminuent entre 2015 et 2035 (voir la section 0), les profils spatiaux de l'effet des émissions restent constants, étant donné que la même météorologie a été utilisée pour les deux années. Les émissions des États-Unis devraient continuer à influencer sur les concentrations de $PM_{2,5}$ au Canada, l'effet le plus important survenant dans le sud de l'Ontario et la région de Vancouver et des effets moindres dans la région de Montréal et le sud du Manitoba. Cependant, la région où l'effet des émissions américaines sur le Canada est le plus important est devenue plus petite dans le sud de l'Ontario et le sud du Québec, comparativement aux simulations de 2015. De même, l'effet des émissions canadiennes de l'Alberta sur le Montana et le Dakota du Nord a diminué comparativement aux simulations de 2015.

La Figure 4-10 montre l'effet des émissions canadiennes et américaines sur les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ pour les principales villes canadiennes selon les estimations de la modélisation d'ECCC pour l'année de référence 2015. Les villes canadiennes sont davantage touchées par les émissions canadiennes que par les émissions américaines, à l'exception de Windsor, qui est située à 4 km de la grande zone urbaine de Detroit, aux États-Unis. Les émissions américaines sont responsables d'environ 10 à 20 % des concentrations

Figure 4-9. Effet des émissions américaines et canadiennes sur les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ d'après la modélisation de mise à zéro d'ECCE. Les résultats sont indiqués pour l'année de référence 2015 : a) effet des émissions américaines; et b) effet des émissions canadiennes; et pour l'année de projection 2035 : c) effet des émissions américaines; et d) effet des émissions canadiennes.

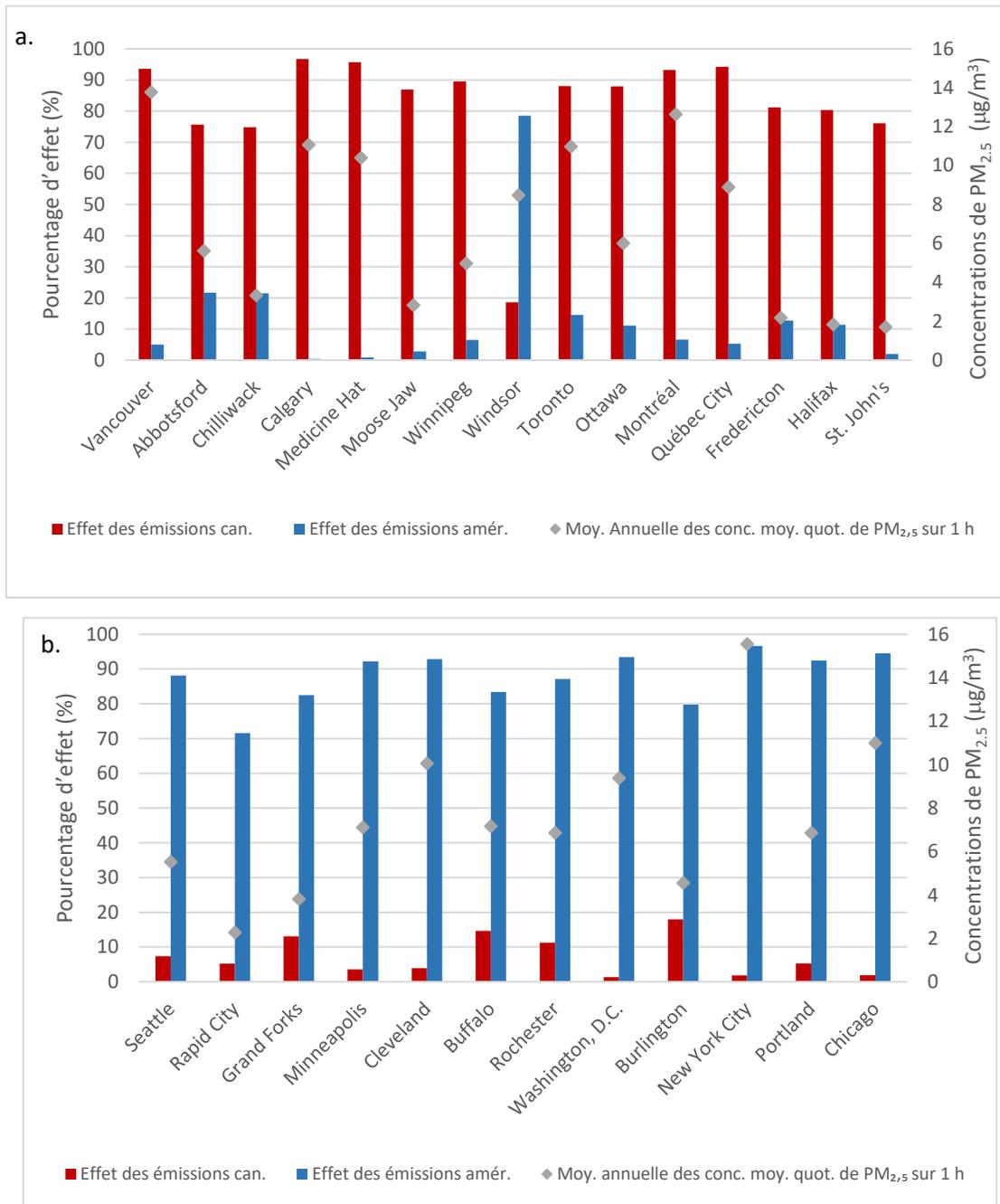


ambiantes de $PM_{2,5}$ dans plusieurs villes canadiennes, notamment Abbotsford et Chilliwack, dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, ainsi que Fredericton, Halifax, Ottawa et Toronto, dans l'est du Canada. Les concentrations ambiantes moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ dans ces villes varient d'environ $2 \mu g/m^3$ à Fredericton et St. John's à plus de $10 \mu g/m^3$ à Toronto.

Les villes américaines sont davantage touchées par les émissions américaines de $PM_{2,5}$ que par les émissions canadiennes de ces particules. L'effet des émissions canadiennes sur les villes américaines varie de moins de 2 % des concentrations ambiantes totales de $PM_{2,5}$ à Washington D.C., à Chicago et à New York, à environ 15 % des concentrations totales à Buffalo et à Burlington. Les concentrations ambiantes totales de $PM_{2,5}$ dans ces villes vont d'environ $5 \mu g/m^3$ à Burlington (Vermont) à environ $15 \mu g/m^3$ dans la ville de New York.

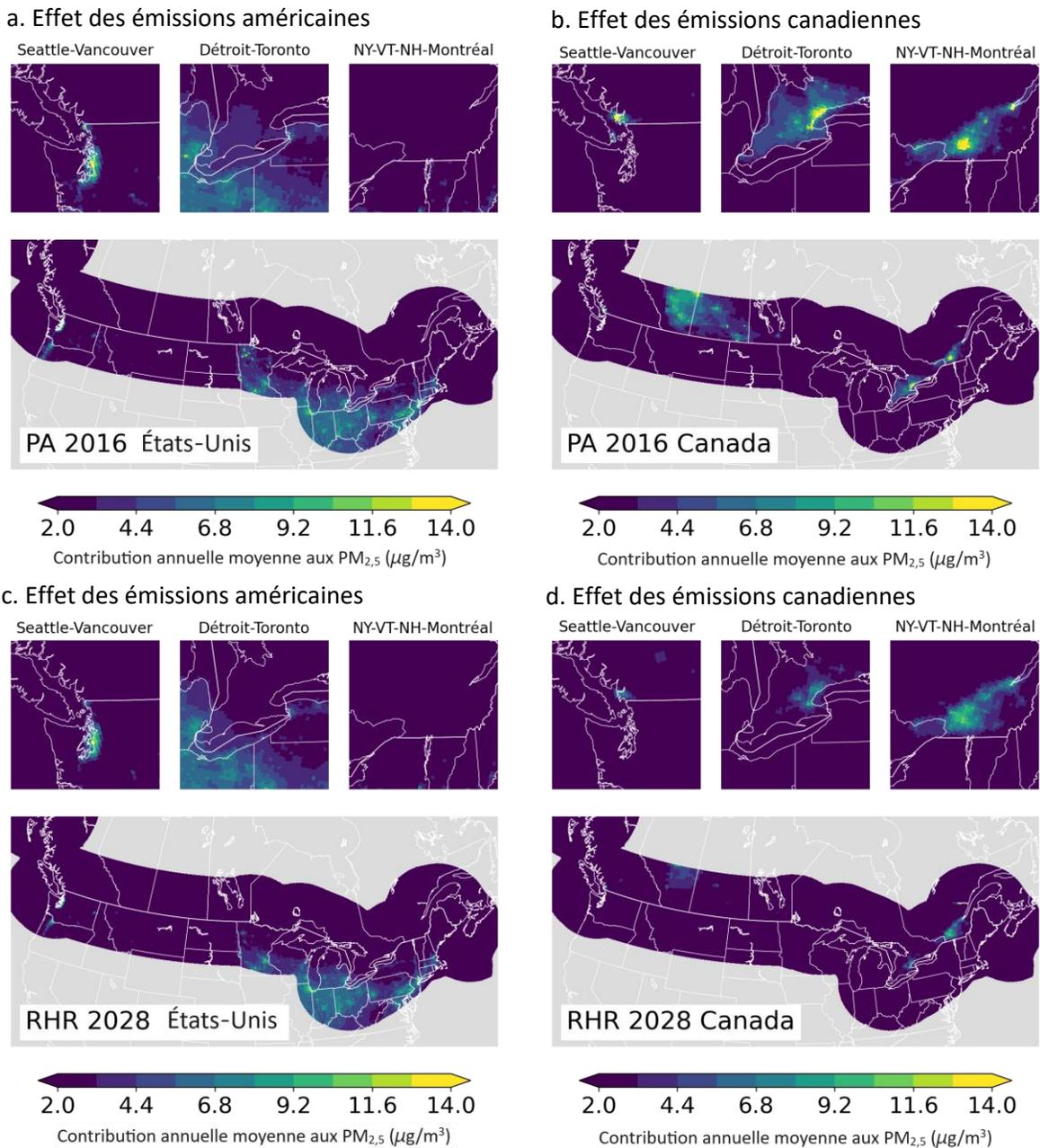
Les résultats de la modélisation de l'EPA pour les contributions des États-Unis et du Canada sont présentés à la Figure 4-11. Les contributions concordent qualitativement avec la modélisation de mise à zéro d'ECCE (Figure 4-9). Les émissions provenant des États-Unis ont un effet plus important sur les concentrations de $PM_{2,5}$ dans ce pays (Figure 4-11a), et elles ont également un certain effet sur le Canada, par exemple dans le sud de l'Ontario. Les émissions provenant du Canada ont principalement un effet sur les concentrations de $PM_{2,5}$ à l'intérieur du pays (Figure 4-11b).

Figure 4-10. Effet des émissions canadiennes et américaines (axe des Y de gauche), concentrations de $PM_{2,5}$ (axe des Y de droite) et concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ en 2015 dans : a) les villes canadiennes; et b) les villes américaines, d'après la modélisation d'ECCE.



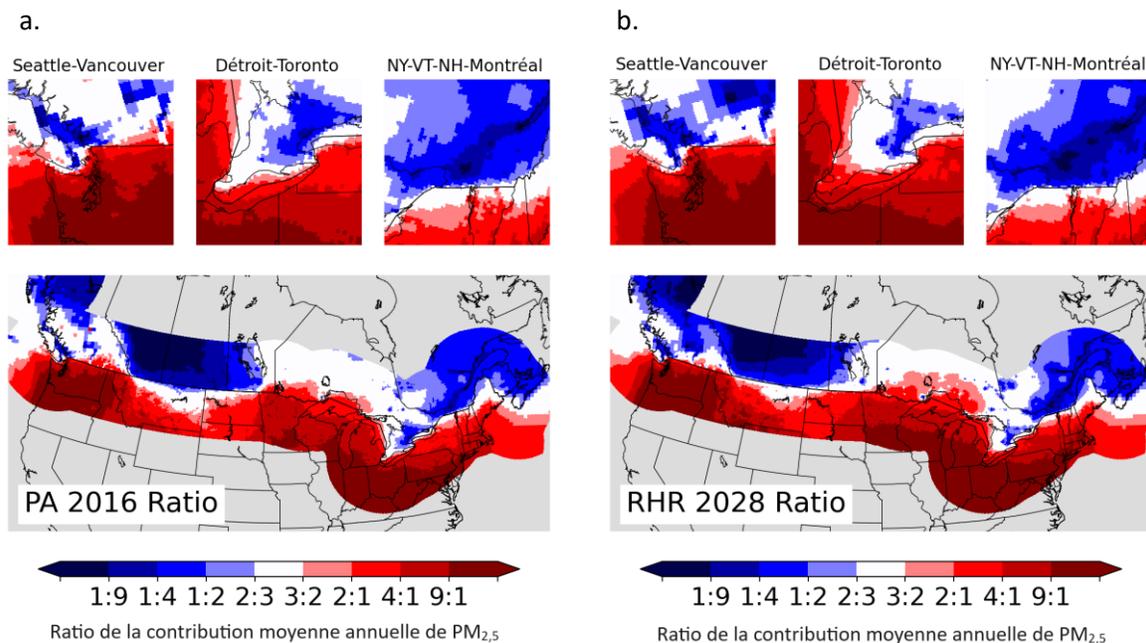
Les contributions futures d'après la modélisation selon la RHR indiquent des diminutions dans les concentrations de $PM_{2,5}$ comparativement à la modélisation selon la PA16. Cependant, la comparaison n'est que qualitative, car les deux simulations utilisent des modèles différents et des approches de répartition différentes, comme indiqué précédemment.

Figure 4-11. Effet des émissions américaines et canadiennes sur les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ d'après la modélisation de mise à zéro de l'EPA. a) Attribution aux sources américaines et b) Attribution aux sources canadiennes d'après le scénario de modélisation selon la PA16; c) Attribution aux sources américaines et d) Attribution aux sources canadiennes d'après le scénario de modélisation selon la RHR28.



La Figure 4-12 montre l'ampleur relative des contributions des émissions pour les estimations de la modélisation de l'EPA. Aux États-Unis, les contributions intérieures sont nettement plus importantes que celles du Canada dans la plupart des endroits. Cette constatation est semblable à celle faite pour l'ozone (section 3.5). Au Canada, les concentrations de $PM_{2,5}$ dépendent plus fortement des émissions canadiennes que les concentrations d'ozone. Cela est particulièrement vrai dans les zones habitées. Dans l'ensemble, les constatations selon lesquelles les concentrations dépendent surtout des émissions nationales concordent avec les profils de transport à longue distance pour ce polluant, en particulier par rapport à l'ozone.

Figure 4-12. Rapport entre les contributions américaines et les contributions canadiennes aux concentrations de $PM_{2,5}$ d'après les scénarios de modélisation selon la PA16 (à gauche) et selon la RHR28 (à droite).



4.6 Conséquences sur la santé

L'exposition à court terme (quelques heures à quelques jours) aux $PM_{2,5}$ peut provoquer des troubles cardiaques et pulmonaires graves tels que des crises cardiaques, une insuffisance cardiaque, des accidents vasculaires cérébraux et des crises d'asthme, ainsi que causer des décès prématurés (Health Canada, 2022a; US EPA, 2019c). Les effets négatifs comprennent également une augmentation des visites aux services d'urgence et des hospitalisations pour des maladies cardiovasculaires et respiratoires. L'exposition à long terme (quelques mois à quelques années) aux $PM_{2,5}$ peut causer des décès prématurés et peut probablement provoquer le cancer du poumon ainsi que des maladies cardiaques et pulmonaires. L'exposition aux $PM_{2,5}$ peut également avoir des effets négatifs sur le plan neurologique et du développement. Les études examinées dans le cadre des évaluations scientifiques canadiennes et américaines n'ont toutefois pas permis de déterminer l'existence d'un seuil pour les conséquences sur la santé associées aux concentrations de $PM_{2,5}$ (Health Canada, 2022a; US EPA, 2019c). Les enfants, les personnes âgées, les fumeurs, les personnes présentant certaines variations génétiques (p. ex. enzymes antioxydantes) et les personnes souffrant de maladies cardiovasculaires et respiratoires préexistantes (p. ex. asthme) sont les plus à risque (Health Canada, 2022a). Au Canada, le fardeau sur la santé que représentaient les dépassements de la concentration de $PM_{2,5}$ de fond en 2016 a été estimé à 10 000 décès prématurés par année, avec un coût économique de 80 milliards de dollars par année (en dollars canadiens de 2016) (Health Canada, 2021).

La modélisation de mise à zéro d'ECCC et de l'EPA a été utilisée pour estimer les contributions des sources américaines et canadiennes aux concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$, pondérées en fonction de la population. Cette analyse utilise l'ensemble de données de Gridded World Population, version 4, pour définir la population. Les données sur les concentrations de $PM_{2,5}$ ont été interpolées sur la même grille que les données sur la population pour calculer la moyenne pondérée en fonction de la population. Les contributions aux concentrations moyennes pondérées en fonction de la population sont présentées à la Figure 4-13 et à la Figure 4-14. Chaque graphique représente une population distincte : a) toutes les personnes se trouvant dans la zone tampon de 500 km ou dans un État de la ZGEP; b) la population américaine se trouvant dans cette zone;

et c) la population canadienne se trouvant dans cette zone. Chaque catégorie de sources représente un sous-ensemble de sources d'émission : « toutes » représente l'ensemble des sources d'émissions du Canada et des États-Unis, « américaines » représente uniquement les sources anthropiques situées aux États-Unis, et « canadiennes » représente uniquement les sources anthropiques situées au Canada. Aux fins de la modélisation de l'EPA, le libellé « canadiennes » comprend les émissions du Canada et du Mexique. Cependant, les contributions mexicaines sont faibles près de la frontière canadienne.

La Figure 4-13 montre les concentrations moyennes de $PM_{2,5}$, pondérées en fonction de la population, issues des séquences de modélisation d'ECCC. Les concentrations totales de $PM_{2,5}$ pondérées en fonction de la population provenant de « toutes » les sources pour 2015 sont semblables dans les parties américaine (Figure 4-13b) et canadienne (Figure 4-13c) de la région tampon. Aux États-Unis (Figure 4-13b), la plupart des contributions proviennent d'émissions américaines, et selon les projections, ces contributions devraient diminuer entre 2015 et 2025. Les émissions du Canada ont un effet limité sur les concentrations totales aux États-Unis, ce qui est conforme à la nature relativement localisée des $PM_{2,5}$. Au Canada (Figure 4-13c), la plupart des contributions proviennent d'émissions canadiennes, et selon les projections, celles-ci devraient rester relativement stables au cours des années modélisées, avec une légère augmentation prévue pour l'horizon 2035, due en grande partie à des augmentations au Canada. Toujours au Canada, la concentration totale modélisée, pondérée en fonction de la population, qui est d'environ $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, comporte une contribution non négligeable des émissions américaines, qui s'élève à environ 15 %.

La Figure 4-14 montre les moyennes pondérées en fonction de la population pour les séquences de modélisation de l'EPA. La modélisation de l'EPA concorde qualitativement avec celle d'ECCC, mais les concentrations de $PM_{2,5}$ sont plus importantes dans le cas de la modélisation de l'EPA que dans celui de la modélisation d'ECCC, comme indiqué à la section 4.3. Aux États-Unis (Figure 4-14b), la concentration totale de $PM_{2,5}$ de 2016 devrait diminuer d'environ 10 % d'ici à 2028. La contribution canadienne est très faible. La contribution américaine est plus importante (~75 %) et explique les diminutions simulées. Au Canada

Figure 4-13. Contributions moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), pondérées en fonction de la population, modélisées par ECCC, en fonction des sources (toutes, américaines, canadiennes), touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne.

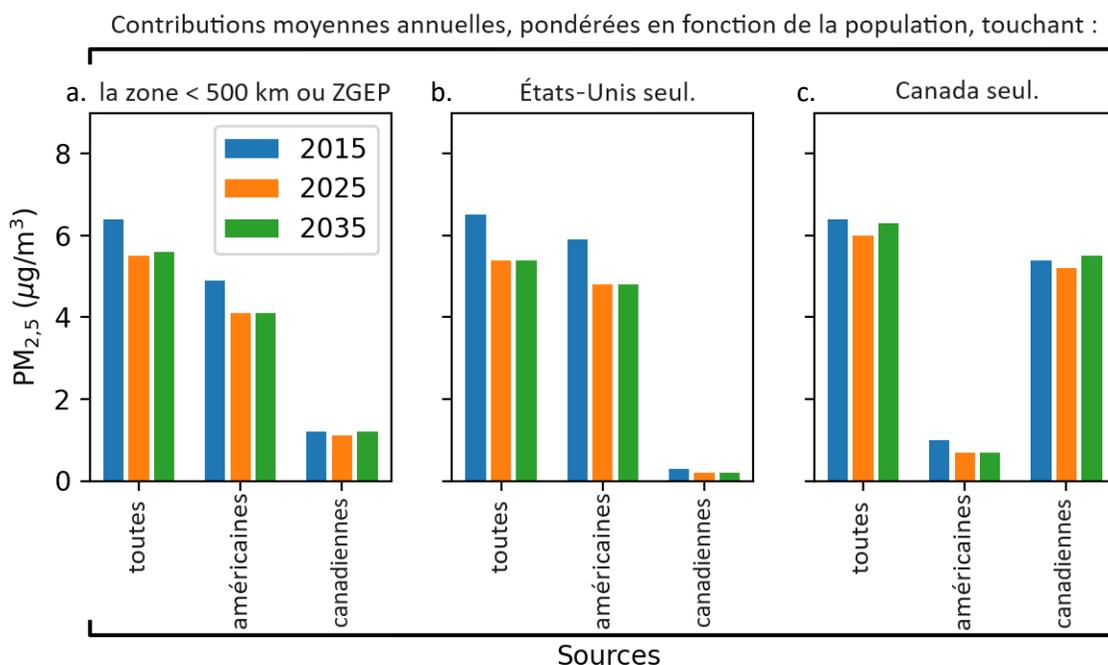
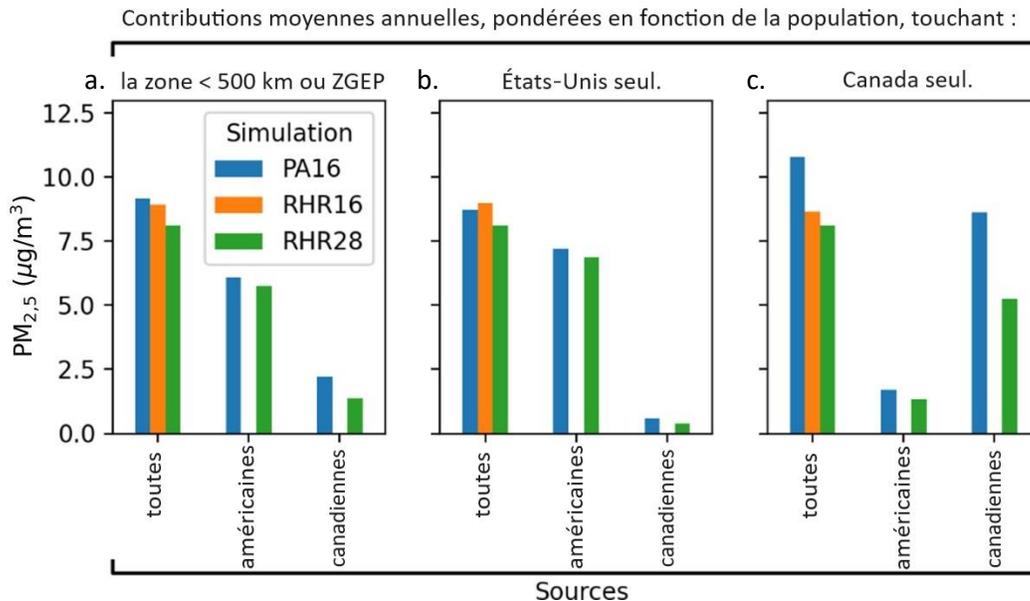


Figure 4-14. Contributions moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ ($\mu g/m^3$), pondérées en fonction de la population, modélisées par l'EPA, en fonction des sources (toutes, canadiennes, américaines), touchant les populations résidant en deçà de 500 km ou dans les États de la ZGEP, dans la partie américaine ou la partie canadienne.



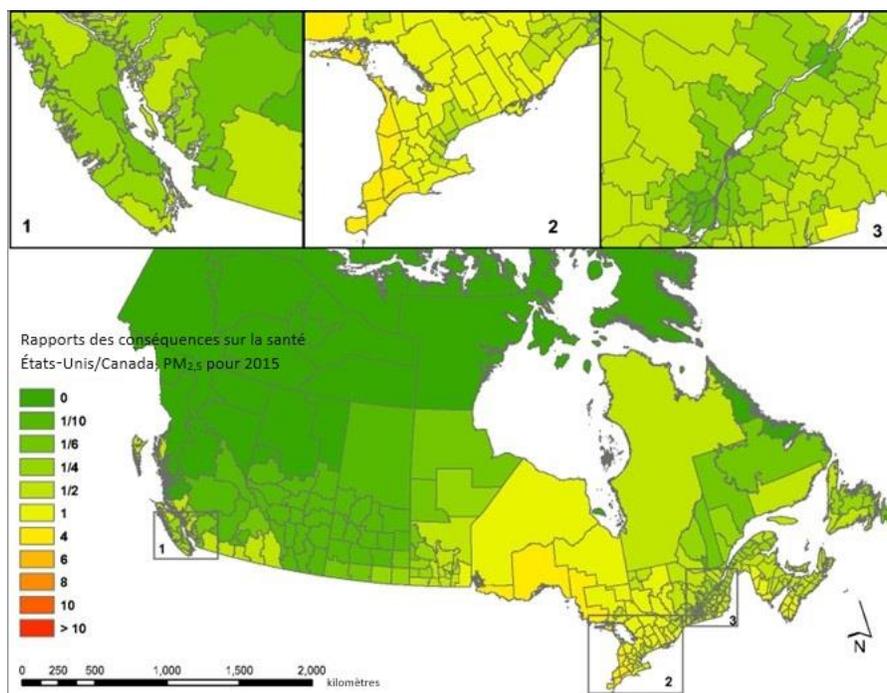
(Figure 4-14c), les concentrations totales actuelles de $PM_{2,5}$ sont semblables à celles des États-Unis. Dans ce cas, le modèle selon la RHR est privilégié, parce qu'il reflète les émissions révisées en Alberta. Des deux côtés de la frontière, les sources nationales contribuent plus de 80 % à la mesure de l'exposition.

Pour attribuer les conséquences des $PM_{2,5}$ sur la santé au Canada à des sources américaines et canadiennes, Santé Canada a appliqué l'Outil pour évaluer les avantages d'une meilleure qualité de l'air (version 3) (Judek *et al.*, 2019) aux séquences de modélisation de mise à zéro d'ECCE pour 2015, comme dans Pappin *et al.* (2024). Étant donné que les séquences de modélisation devraient être interprétées de manière qualitative, comme il est décrit à la section 4.5, l'analyse des conséquences sur la santé devrait également être interprétée en conséquence. La Figure 4-15 présente les rapports estimés entre les contributions de sources américaines et celles de sources canadiennes relativement aux conséquences totales des $PM_{2,5}$ sur la santé, par division de recensement. Les zones en jaune indiquent que la contribution des sources américaines aux conséquences locales sur la santé dépasse celle des sources canadiennes, tandis que les zones en vert indiquent une contribution plus importante des sources canadiennes. Les conséquences sur la santé du flux transfrontalier de $PM_{2,5}$ et de ses précurseurs des États-Unis vers le Canada sont plus importantes près de la frontière entre le Canada et les États-Unis, ainsi que dans le centre du pays et le Canada atlantique. L'une des principales constatations est que, malgré des rapports plus faibles entre les contributions des sources américaines et celles des sources canadiennes pour les $PM_{2,5}$ que pour l'ozone, les conséquences globales sur la santé (p. ex. le nombre total de décès prématurés) des $PM_{2,5}$ transfrontalières au Canada dépassent celles de l'ozone transfrontalier en raison des risques considérablement plus élevés associés à chaque unité d'exposition aux $PM_{2,5}$. Les contributions américaines aux conséquences sur la santé des $PM_{2,5}$ dans les divisions de recensement très peuplées de Toronto, de Montréal et de Vancouver sont plus faibles que les contributions de sources canadiennes, mais elles représentent tout de même un quart du fardeau sanitaire national attribuable aux $PM_{2,5}$ transfrontalières en raison de la taille de ces populations. La plupart des conséquences sur la santé des $PM_{2,5}$ transfrontalières surviennent en deçà de 200 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis, ainsi qu'en Ontario et au Québec. Les conséquences sur la santé au Canada attribuables aux $PM_{2,5}$ transfrontalières devraient diminuer entre 2015 et 2025, puis augmenter jusqu'en 2035, en partie à cause des

changements prévus (augmentation) dans les concentrations de $PM_{2,5}$, de l'augmentation du nombre de Canadiens susceptibles de subir des effets indésirables sur la santé en raison du vieillissement, et de la croissance de la population canadienne due à l'augmentation de l'immigration.

Ces analyses démontrent que, même si le transport des États-Unis vers le Canada est moins important pour les $PM_{2,5}$ que pour l'ozone, les $PM_{2,5}$ provenant de sources d'émissions américaines ont des conséquences sur la santé au Canada. Les zones où les polluants transportés contribuent le plus (de manière proportionnelle) sont généralement moins peuplées. Les zones où la densité de population est la plus élevée présentent la plus grande proportion de contributions locales (c.-à-d. non transportées). Cependant, les contributions des flux transfrontaliers ont des conséquences importantes sur la santé le long de la région frontalière, y compris dans les plus grands centres urbains du Canada (Toronto, Montréal et Vancouver).

Figure 4-15. Rapport entre les contributions de sources américaines et celles de sources canadiennes aux conséquences globales sur la santé liées aux $PM_{2,5}$ au Canada (estimées en tant que valeur économique annuelle), par division de recensement. Les conséquences sur la santé prises en compte dans les rapports sont basées sur des concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$. Les rapports supérieurs à 1 indiquent que la contribution des sources américaines aux conséquences locales sur la santé dépasse celle des sources canadiennes, tandis que les rapports inférieurs à 1 indiquent une plus grande contribution des sources canadiennes. Les rapports sont basés sur la mise à zéro dans GEM-MACH pour 2015.



4.7 Conséquences sur l'environnement

Les écosystèmes sont touchés par le dépôt et la sédimentation des $PM_{2,5}$ et par la mobilisation des constituants des $PM_{2,5}$, notamment les ions ammonium (NH_4^+), nitrate (NO_3^-) et sulfate (SO_4^{2-}), dans l'environnement. Les $PM_{2,5}$ peuvent être déposées sur la végétation, p. ex. les plantes, par le vent et les précipitations ainsi que par contact direct avec les gouttelettes d'eau contenant des $PM_{2,5}$ provenant des nuages, du brouillard et de la brume. Les dépôts de $PM_{2,5}$ peuvent influencer directement sur la photosynthèse, la respiration, la transpiration et d'autres fonctions normales des plantes. Les effets indirects des dépôts de $PM_{2,5}$ comprennent l'altération de la composition du sol et l'absorption de composés nocifs par les plantes à la suite d'un temps d'exposition plus long aux $PM_{2,5}$ et à leurs constituants chimiques (Grantz *et al.*, 2003; US EPA, 2004).

Les conséquences des PM_{2,5} sur la végétation peuvent créer des déséquilibres en matière d'éléments nutritifs, ce qui a des effets néfastes sur certaines espèces. Les dépôts d'azote et de soufre particuliers sous forme de dépôts secs et provenant du lessivage des particules peuvent également contribuer indirectement à l'acidification des écosystèmes. Le lessivage des particules par les précipitations est à l'origine d'environ 70 % des ions NH₄⁺, 60 % des ions SO₄²⁻ et 30 % des ions NO₃⁻ dans les dépôts humides à plusieurs stations de surveillance à long terme au Canada (Cheng et Zhang, 2017). Ces effets contribuent à des pertes économiques par le biais de conséquences telles que la baisse du rendement des cultures (Chameides *et al.*, 1999) et des taux de croissance radiale plus faibles chez des espèces forestières importantes comme le pin et la pruche (Farahat *et al.*, 2016; Mandre et Korsjukov, 2007). Parmi les autres conséquences, on retrouve la dégradation matérielle (p. ex. la dégradation accélérée des roches, la corrosion des lignes de transport) et la perte d'agrément esthétique.

L'une des conséquences environnementales les plus évidentes des PM_{2,5} est la réduction de la « visibilité », car ces particules en suspension peuvent bloquer et disperser la lumière du soleil, ce qui diminue la visibilité. La réduction de la visibilité est liée à la concentration et à la composition des PM_{2,5} ainsi qu'à l'humidité relative, et varie généralement en fonction de l'endroit et de l'heure. Même si l'un des effets les plus marquants est la perte de vues panoramiques, une réduction importante de la visibilité peut constituer un danger pour l'aviation ainsi que pour le transport maritime, routier et ferroviaire.

4.7.1 Mesures canadiennes visant à protéger la visibilité en vertu de l'AQA

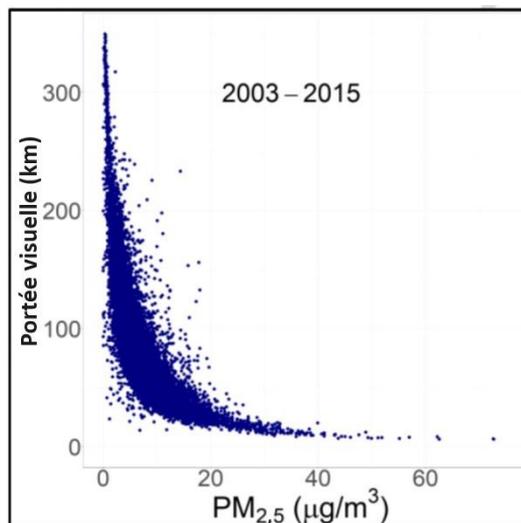
Le Canada continue de donner suite à l'engagement pris dans le cadre de l'AQA de prévenir la détérioration de la qualité de l'air et d'assurer la protection de la visibilité en mettant en œuvre la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) et la *Loi sur l'évaluation d'impact* (2019) et en suivant les principes d'« amélioration continue » et de « protection des régions non polluées ». Ces principes sont à la base du SGQA du Canada et des NCQAA connexes. ECCC a également mis au point un modèle statistique permettant d'estimer l'extinction de la lumière à partir de mesures de routine de la qualité de l'air et a analysé les conséquences de scénarios de réduction des émissions sur la visibilité. Ce travail de modélisation a guidé la prise de décisions stratégiques visant à améliorer la visibilité.

En l'absence d'une surveillance dédiée de la visibilité à plus grande échelle, les données de surveillance de routine de la spéciation des PM peuvent être utilisées pour reconstituer les conditions de visibilité. Les calculs de visibilité ont été effectués à l'aide des données de spéciation provenant de toutes les stations fournissant de telles données, exploitées pendant plus de deux ans au Canada entre 2003 et 2015 (AMC, 2021b; Dabek-Zlotorzynska *et al.*, 2011). Comme illustré à la Figure 4-16, des concentrations relativement faibles de PM_{2,5} peuvent entraîner une forte réduction de la portée visuelle.

En général, la visibilité est légèrement meilleure dans les stations rurales que dans les stations urbaines. À la station de Kananaskis, en Alberta, la visibilité est presque parfaite, et la portée visuelle moyenne est la plus élevée (197 km). Les stations rurales du sud de l'Ontario et du Québec ont une portée visuelle moyenne comparable à celle des stations urbaines de l'ouest du Canada. Les stations urbaines du Canada atlantique ont une meilleure portée visuelle que celles de l'ouest du Canada. Windsor et Toronto, en Ontario, présentent la visibilité la plus faible avec des portées visuelles moyennes de 64 km et 69 km, respectivement. Les espèces contribuant à la dégradation de la visibilité (extinction de la lumière) varient d'une région à l'autre du pays, les espèces de SO₄²⁻ étant prédominantes dans l'est du Canada, alors que le nitrate d'ammonium et la matière organique sont plus répandus dans l'ouest du pays. Les stations rurales sont généralement touchées par une contribution moindre du carbone élémentaire et du NO₂ et une contribution plus importante des espèces de SO₄²⁻, comparativement aux stations urbaines. En moyenne, pour toutes les stations prises en compte au cours

de la période de 2003 à 2015, les $PM_{2,5}$ ont contribué dans une proportion de 68 % à l'extinction totale, tandis que le NO_2 , la masse de particules grossières et la diffusion de Rayleigh ont contribué à hauteur du reste.

Figure 4-16. Relation entre la concentration quotidienne de $PM_{2,5}$ et la portée visuelle reconstruite à partir des données de spéciation des particules provenant de stations situées partout au Canada, pour les années 2003-2015.



Source de données : La visibilité a été calculée à l'aide d'une version modifiée de la deuxième version révisée de l'environnement IMPROVE (Interagency Monitoring and Protective Visual Environment) (Pitchford *et al.*, 2007) à l'aide de données sur la spéciation des aérosols accessibles au public par l'intermédiaire du [Programme de surveillance national de la pollution atmosphérique](#).

4.7.2 Mesures américaines visant à protéger la visibilité en vertu de l'AQA

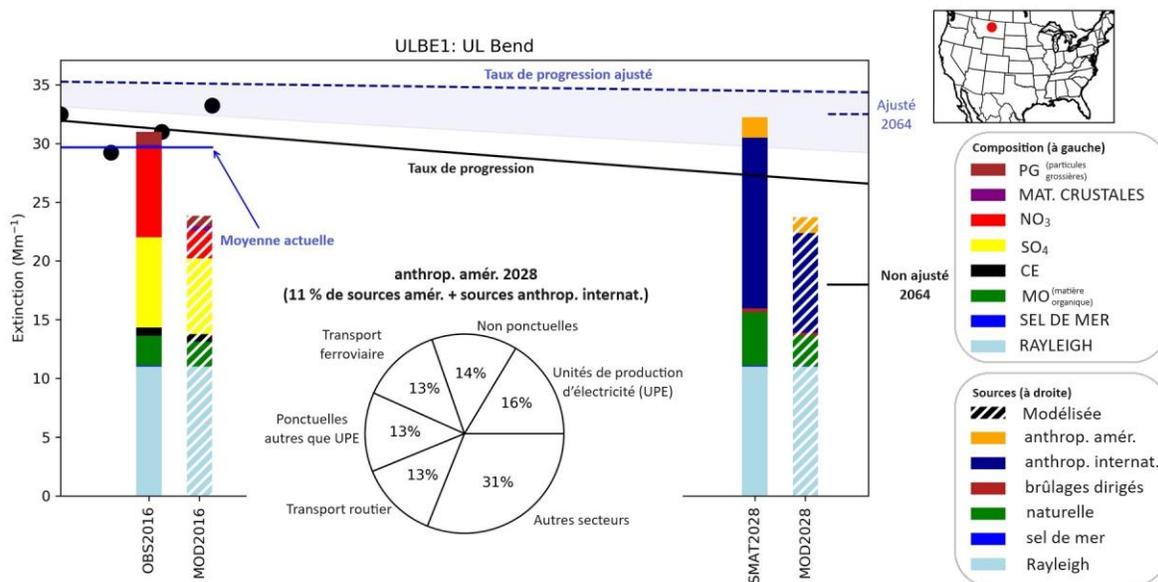
Le Regional Haze Program (programme régional sur la brume sèche) des États-Unis a pour objectif de rétablir les conditions naturelles dans les zones de catégorie I, qui comprennent des parcs nationaux et des refuges fauniques qui peuvent être loin des sources d'émission, en particulier dans l'ouest et le nord-ouest des États-Unis. En raison de cet éloignement qui caractérise les zones de catégorie I dans l'ouest et le nord-ouest des États-Unis, les concentrations de $PM_{2,5}$ y sont généralement faibles, tout comme le degré d'extinction de la visibilité. Comme les zones de catégorie I sont souvent éloignées des sources américaines, les contributions des sources anthropiques américaines et canadiennes peuvent y être considérées comme « transportées ». En ce qui concerne l'ozone et les $PM_{2,5}$ (voir les sections correspondantes du présent rapport), le transport météorologique décrit à l'annexe B met en évidence les profils de transport du Canada vers les États-Unis dans les zones de catégorie I du Montana qui sont touchées par les flux transfrontaliers.

Le Montana compte plusieurs zones de catégorie I susceptibles de faire l'objet d'un transport important provenant du Canada, y compris UL Bend (Montana)³¹. La Figure 4-17 montre que l'objectif non ajusté de rétablissement des conditions naturelles (appelé « Non ajusté 2064 » dans la figure) est de 18 mégamètres inversés (Mm^{-1}), soit 13 Mm^{-1} de moins que les conditions actuelles (31 Mm^{-1}). Des réductions des émissions pourraient donc être nécessaires pour atteindre l'objectif non ajusté. La Figure 4-17 indique également que les contributions anthropiques des États-Unis sont inférieures aux contributions anthropiques internationales selon la modélisation de 2028. D'après les données, l'élimination de la contribution des États-Unis ne permettrait probablement même pas d'atteindre la valeur du taux de progression de 2028 (26 Mm^{-1}). Étant donné que les concentrations ont très peu changé entre 2016 et 2018, nous pouvons inférer que la situation actuelle est comparable. Compte tenu de l'emplacement et des problèmes de transport connus, il n'est pas

³¹ Pour de plus amples renseignements sur le SIP de la 2^e période de planification pour le Montana, consultez : <https://deq.mt.gov/files/Air/AirQuality/Documents/RegionalHaze/State%20of%20Montana%20Regional%20Haze%20SIP.pdf>

surprenant que 9,81 Mm⁻¹ (sur 14,52 Mm⁻¹) de la catégorie internationale soient attribuables au Canada. L'importante incidence des sources internationales et les performances du modèle du NO₃⁻ indiquent qu'il est nécessaire de collaborer pour améliorer la compréhension et le contrôle de ces émissions afin de lutter contre la formation de brume sèche régionale. Les autres zones de catégorie I qui semblent être touchées par une forte contribution canadienne sont Lostwood (Dakota du Nord) et Medicine Lake (Montana).

Figure 4-17. Composition chimique et en sources de la brume sèche régionale dans le parc UL Bend au Montana. Les observations (OBS2016) et les prévisions modélisées brutes pour 2016 (MOD2016) sont représentées sous forme de diagrammes à barres où les composantes empilées sont des constituants chimiques. Les observations modélisées brutes (MOD2028) et les observations projetées (SMAT2028) sont représentées sous forme de diagrammes à barres empilées où les composantes représentent les contributions naturelles (Rayleigh [lumière naturelle diffusée par les molécules d'air, appelée diffusion de Rayleigh et à l'origine de la couleur bleue du ciel], sel de mer et naturelle), les contributions internationales et les contributions des États-Unis. Le diagramme circulaire montre les contributions propres aux secteurs aux États-Unis. Les lignes libellées représentent le « taux de progression » et le « taux de progression ajusté », qui font partie de l'analyse de la Regional Haze Rule.



4.8 Résumé

Les concentrations ambiantes de PM_{2,5} dépendent à la fois des émissions directes de PM_{2,5} primaires et des émissions de précurseurs (p. ex. NO_x, SO₂, COV, NH₃), qui peuvent donner lieu à la formation de PM_{2,5} secondaires. Entre 1990 et 2020, les émissions de PM_{2,5} primaires du Canada ont diminué de 15 % (ECCC, 2022), s'étant stabilisées à environ 1,5 million de tonnes métriques par année. Les émissions nationales de PM_{2,5} primaires des États-Unis ont, pour leur part, diminué de 38 % entre 1990 et 2020, la réduction ayant été progressive jusqu'en 2015, puis elles se sont stabilisées au cours des dernières années. Les estimations des émissions de PM_{2,5} primaires attribuables aux feux de forêt n'ont pas été prises en compte dans cette analyse, pour aucun des deux pays. Les programmes régionaux et multiétatiques qui ont permis de réduire les concentrations d'ozone ont également entraîné une diminution des émissions de plusieurs précurseurs chimiques des PM_{2,5} secondaires (NO_x, SO₂ et COV). Parmi ces programmes figurent les programmes de lutte contre les pluies acides et les programmes du secteur des transports mis en œuvre depuis la signature de l'AQA. Alors que les émissions de NO_x, de SO₂ et de COV ont toutes diminué de manière significative au Canada et aux États-Unis, les émissions de NH₃ (un autre précurseur des PM_{2,5}) ont augmenté de 24 % au Canada et de 25 % aux États-Unis entre 1990 et 2020.

Concordant avec les réductions des émissions de PM_{2,5} primaires et de leurs précurseurs, les concentrations de PM_{2,5} ont diminué entre 2001-2005 et 2016-2020 dans de nombreuses stations situées à l'est du lac Michigan, tant au Canada qu'aux États-Unis. Les concentrations de PM_{2,5} sont les plus élevées près des zones urbaines et, en particulier, dans la vallée de l'Ohio, sur la côte atlantique et dans le corridor Windsor-Québec, les concentrations observées dans plusieurs stations au Canada approchant ou dépassant les NCQAA. À l'ouest du lac Michigan, des concentrations plus élevées de PM_{2,5} annuelles continuent d'être mesurées, probablement à cause de l'effet de la fumée des feux de forêt. La modélisation, qui ne tient pas compte des émissions projetées attribuables aux feux de forêt, indique que les concentrations de PM_{2,5} devraient diminuer de 2015 à 2025 (ECCC) et de 2016 à 2028 (EPA). Toutefois, on prévoit que, en 2035, certaines des plus grandes villes canadiennes enregistreront toujours des concentrations de PM_{2,5} supérieures aux NCQAA de 2020.

Au Canada et aux États-Unis, les contributions locales sont les plus fortes près des centres de population. L'analyse météorologique présentée à l'annexe B laisse supposer que les conséquences des PM_{2,5} sont plus localisées que celles des polluants en phase gazeuse tels que l'ozone. Toutefois, à cause des vents dominants et des grandes sources d'émission, les États-Unis sont une source de PM_{2,5} pour certaines régions du Canada, notamment le sud de l'Ontario et du Québec. En ce qui concerne les PM_{2,5}, le transport contribue moins que les sources d'émissions locales aux concentrations anthropiques de part et d'autre de la frontière. Les contributions du transport pourraient cependant être importantes dans des régions précises chevauchant la frontière entre le Canada et les États-Unis, comme la région de Windsor (Canada) et de Detroit (États-Unis).

Malgré les mesures de gestion visant à réduire les émissions de PM_{2,5} et de leurs précurseurs, Santé Canada a conclu que les concentrations ambiantes de PM_{2,5} ont des conséquences importantes sur la santé au Canada (Health Canada, 2021). Bien que les PM_{2,5} transfrontalières soient une composante relativement mineure des concentrations de PM_{2,5} dans presque toutes les régions le long de la frontière entre le Canada et les États-Unis, des deux côtés de celle-ci, les conséquences cumulatives modélisées des PM_{2,5} transfrontalières sur la santé au Canada dépassent celles de l'ozone transfrontalier en raison des risques plus élevés associés à chaque unité d'exposition aux PM_{2,5}. Les réductions des émissions aux États-Unis ont diminué et continuent de diminuer les niveaux d'exposition. L'effet le plus important de ces réductions se fait sentir du côté américain de la frontière. Toutefois, les deux pays continuent de faire face à d'importantes conséquences sur la santé dues aux PM_{2,5}. Les flux transfrontaliers, en particulier dans la région de Detroit-Windsor, persistent et ont des conséquences importantes sur la qualité de l'air et la santé au Canada. Les émissions transportées – y compris les émissions transfrontalières du Canada vers les États-Unis – contribuent également à la dégradation de la visibilité dans les zones de catégorie I situées dans le nord-ouest des États-Unis.

Les sources de PM_{2,5} sont diverses, et les contributions relatives des différents secteurs peuvent varier considérablement d'un endroit à l'autre. Les stratégies d'atténuation optimales peuvent varier en conséquence. Les PM_{2,5} sont un polluant qui demeure très préoccupant à cause de leurs conséquences sur la santé humaine et l'environnement dans les deux pays.

5 Collaboration scientifique et technique

L'annexe 2 de l'AQA décrit les engagements supplémentaires pris par les Parties pour collaborer sur des activités scientifiques et techniques et de recherche en économie. Ces engagements orientent les efforts visant à améliorer notre compréhension des polluants atmosphériques transfrontaliers et de leurs conséquences et renforcent les capacités de lutte contre ces polluants, conformément aux engagements pris dans les annexes 1 et 3 et à l'appui d'autres objectifs communs. Le tableau 5.1 présente les principales dispositions de l'annexe 2. Les progrès réalisés pour satisfaire aux exigences de l'annexe 2 et des exemples de projets de collaboration connexes sont résumés ci-dessous. Les projets de collaboration abordés dans cette section ne constituent pas

Tableau 5-1. Résumé de l'annexe 2 – Activités scientifiques et techniques et de recherche en économie

Engagements conjoints	Description
<p>1. Déterminer les concentrations et les dépôts de polluants atmosphériques et produire des rapports à leur sujet</p>	<p>Les Parties conviennent d'organiser la surveillance de la pollution atmosphérique au moyen :</p> <ul style="list-style-type: none"> • de la coordination des réseaux existants; • d'ajouts aux tâches de surveillance des réseaux existants dans le cas des polluants atmosphériques pour lesquels les Parties conviennent qu'ils doivent être surveillés; • d'ajouts de stations ou de réseaux lorsqu'aucune installation de surveillance existante n'est en mesure d'effectuer une fonction nécessaire aux fins de l'Accord; • de procédures, de formats et de méthodes de gestion des données compatibles; • de la mise en commun des données de surveillance et des résultats de modélisation, et de la comparaison des méthodes.
<p>2. Déterminer et communiquer les niveaux d'émissions atmosphériques, les tendances historiques et les projections</p>	<p>Les Parties conviennent de coordonner leurs activités :</p> <ul style="list-style-type: none"> • en déterminant les renseignements sur les émissions atmosphériques qui devraient être échangés aux fins de l'Accord; • en utilisant des procédures de mesure et d'estimation d'une efficacité comparable et des formats et des méthodes de gestion des données compatibles; • en mettant en commun les renseignements sur les émissions atmosphériques.
<p>3. Collaborer et mettre en commun les renseignements</p>	<p>Les Parties conviennent de mettre en commun les renseignements sur :</p> <ul style="list-style-type: none"> • la surveillance des effets des changements dans les concentrations et les dépôts de polluants atmosphériques en lien avec les changements dans diverses catégories d'effets; • la détermination des effets éventuels de la pollution atmosphérique sur la santé humaine et les écosystèmes; • la mise au point et le perfectionnement de modèles atmosphériques afin de déterminer les relations source-récepteur et le transport et les dépôts transfrontaliers de polluants atmosphériques; • la mise au point et la démonstration de technologies et de mesures pour contrôler les émissions de polluants atmosphériques, en particulier les précurseurs de dépôts acides, conformément à leurs lois, règlements et politiques respectifs; • l'analyse des mécanismes fondés sur le marché, y compris l'échange de droits d'émission; • toute autre activité scientifique ou de recherche en économie, convenue par les Parties.
<p>4. Se consulter sur les approches de mise en commun et mettre en commun les renseignements et les résultats de la recherche</p>	<p>Les Parties conviennent de se consulter sur :</p> <ul style="list-style-type: none"> • les méthodes d'atténuation des conséquences des dépôts acides, y compris les effets sur l'environnement; • les aspects économiques des méthodes d'atténuation des conséquences des dépôts acides.

une liste exhaustive de tous les travaux menés par les États-Unis et le Canada, mais visent plutôt à illustrer des exemples précis de situations où le renforcement des liens scientifiques a permis d'améliorer la capacité de chaque pays à comprendre et à traiter les enjeux transfrontaliers complexes en matière de qualité de l'air.

5.1 Mise en commun des données

À la fin des années 1970, des efforts parallèles de surveillance des dépôts humides aux États-Unis et au Canada ont préparé le terrain pour l'élaboration du Rapport conjoint des envoyés spéciaux sur les pluies acides de 1986 et la signature subséquente de l'AQA en 1991. À la suite de la signature de l'AQA, en 1994, les Parties ont convenu de se notifier mutuellement au sujet de sources particulières de pollution situées à moins de 160 km (100 milles) de la frontière entre le Canada et les États-Unis. Cette entente tient toujours, puisque les Parties continuent de se notifier mutuellement de toutes les sources d'émissions susceptibles d'émettre plus de 90 tonnes métriques par année de SO₂, de NO_x, de monoxyde de carbone, de particules en suspension totales ou de COV, ainsi que de toutes les modifications apportées aux centrales électriques existantes susceptibles d'augmenter les émissions de l'un de ces polluants de 40 tonnes métriques par année. Les listes de notification peuvent être consultées [ici](#) pour les sources américaines (US EPA, 2023f) et [ici](#) pour les sources canadiennes (ECCC, 2023).

Tel qu'il est décrit à la section 1.4 du présent rapport, les Parties continuent de coordonner les données de surveillance de la qualité de l'air provenant de diverses sources à des fins conjointes et nationales. Divers départements du gouvernement américain et ministères du gouvernement canadien mettent en commun leurs données et sont des partenaires établis à l'appui d'[AirNow](#), une plaque tournante en ce qui concerne les renseignements sur la qualité de l'air en temps réel (AirNow, 2023). De plus, grâce à leur participation conjointe au NADP et à ses réseaux connexes, les Parties effectuent des mesures colocalisées dans les sites de mesure du Canada et des États-Unis. Outre ces efforts officiels, les Parties entretiennent un dialogue informel permanent sur toute une série de sujets liés aux réseaux de surveillance et aux méthodes de mesure. Par exemple, ECCC assiste souvent à la National Ambient Air Monitoring Conference de l'EPA, dont la dernière édition s'est déroulée en août 2022. Les experts en surveillance de l'air de l'EPA et d'ECCC mettent en commun de façon ponctuelle les renseignements sur les PM_{2,5}, l'ozone et sur les polluants atmosphériques d'autres régions, et ECCC a souvent invité des représentants de l'EPA à se joindre aux ateliers canadiens sur la surveillance de l'air ambiant.

Qui plus est, les Parties continuent de chercher à améliorer les méthodes de surveillance telles que les mesures par satellite. Elles collaborent également avec la National Aeronautics and Space Administration (NASA) sur le [projet Pandora](#) afin d'élaborer de nouveaux algorithmes d'extraction pour les gaz à l'état de traces, des produits de données et de nouvelles techniques de validation des données satellitaires, ainsi que sur la mission TEMPO ([Tropospheric Emissions: Monitoring of Pollution \(TEMPO\) Mission](#)³²) (Naeger *et al.*, 2021), dont le déploiement est prévu en 2023, et qui constitue le premier instrument spatial de surveillance des principaux polluants atmosphériques sur tout le continent nord-américain pendant toutes les heures de clarté avec une haute résolution spatiale (NASA, 2023).

Les Parties continuent de mettre à jour et d'améliorer leurs inventaires et leurs projections des émissions pour plusieurs polluants atmosphériques importants, y compris les PM₁₀, les PM_{2,5}, les COV, les NO_x et le SO₂, afin de tenir compte des derniers renseignements disponibles. Comme indiqué tout au long du présent rapport, les données de l'inventaire des émissions du Canada sont celles de l'année 2020 figurant dans le rapport de 2022 de l'IEPA du Canada (ECCC, 2022). Les données sur les émissions américaines sont basées sur les renseignements relatifs aux tendances à l'échelle nationale et étatique, tirés du [2020 National Emission](#)

³² <https://tempo.si.edu/overview.html>

[Inventory](#) (inventaire national des émissions de 2020) (US EPA, 2023c), disponible au printemps 2023. La mise à la disposition du public des inventaires des émissions contribue à l'atteinte des objectifs de réduction des émissions et à la réussite des programmes de gestion de la qualité de l'air des deux pays. Les inventaires des émissions permettent de déterminer les sources de polluants atmosphériques, de suivre les progrès réalisés dans le cadre des stratégies de contrôle des émissions et de fournir des données importantes à utiliser dans les modèles de qualité de l'air. Outre le rapport d'étape biennal prévu par l'AQA, le Canada et les États-Unis déclarent les concentrations des émissions dans le cadre de plusieurs accords et conseils, notamment le Conseil de l'Arctique et la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance.

Les données de mesure et sur les émissions appuient les outils de modélisation de la qualité de l'air utilisés pour évaluer les conséquences de l'évolution des émissions et de la météorologie sur la qualité de l'air, dans le but d'éclairer la prise de décisions stratégiques fondées sur des données scientifiques. Les données sur les émissions des États-Unis et du Canada contribuent aux efforts de modélisation tels que ceux entrepris dans le cadre du CMAQ (<https://www.epa.gov/cmaq>), dont les résultats sont utilisés à l'appui de l'AQA³³, ainsi qu'à d'autres efforts de l'extérieur, allant d'études à l'échelle mondiale à des études d'impact local. Parmi les efforts notables déployés récemment, on retrouve le projet [EQUATES](#) (US EPA, 2023d) qui comprend un ensemble de données modélisées sur la météorologie, les émissions, la qualité de l'air et les dépôts de polluants pour les années 2002 à 2019 pour les États limitrophes des États-Unis et l'hémisphère Nord, obtenues au moyen du modèle Weather Research and Forecasting (WRF) et du modèle CMAQ. Cette série chronologique simplifiée et accroît l'accessibilité et l'applicabilité des données de modélisation afin qu'elles puissent être utilisées par un grand nombre d'intervenants du gouvernement et du public. Le projet EQUATES utilise les données de l'IEPA d'ECCC pour la période 2002-2017, et les données sur les émissions du projet EQUATES sont utilisées dans le Système régional de prévision déterministe de la qualité de l'air d'ECCC. Ces efforts profitent aux deux pays, collectivement et individuellement. Par exemple, les données sur les dépôts provenant de la station de recherche de la forêt de Borden au Canada ont joué un rôle essentiel dans l'évaluation et l'amélioration des modèles régionaux de qualité de l'air des États-Unis et du Canada (Wu *et al.*, 2018), et les données sur les dépôts et la modélisation mises en commun dans le cadre de l'Initiative internationale en matière d'évaluation du modèle de la qualité de l'air (phase 4) sont utilisées pour améliorer les modèles de transport de produits chimiques des deux pays (Clifton *et al.*, 2023). Les Parties continueront à chercher des occasions semblables de renforcer leurs capacités grâce à la collaboration.

5.2 Projets de collaboration

Les efforts de collaboration en matière de surveillance de la qualité de l'air et les données sur les émissions, mises en commun, constituent la base de tous les efforts conjoints déployés dans le cadre de l'AQA. En utilisant les données sur la qualité de l'air, les émissions ou la modélisation, les Parties ont entrepris divers projets conjoints depuis la signature de l'AQA pour répondre à des préoccupations environnementales partagées particulières dans le cadre de l'Accord. Ces projets portent sur un large éventail de domaines, notamment la colocalisation de méthodes de surveillance des dépôts (Feng *et al.*, 2021; Sirois *et al.*, 2000; Wetherbee *et al.*, 2010), la comparaison des résultats de modélisation (Kaplan *et al.*, 1995; Li *et al.*, 1994; McNaughton et Vet, 1996; Schwede *et al.*, 2011), une zone de contrôle des émissions de l'Amérique du Nord (US EPA, 2010), la collaboration concernant l'ozone et les PM dans le cadre de la North American Research Strategy for Tropospheric Ozone (Stratégie de recherche sur l'ozone troposphérique en Amérique du Nord) (Hales, 2003; McMurry *et al.*, 2004; Russell et Dennis, 2000; Schere, 1996; Schere et Hidy, 2000) et la collaboration sur les mesures de télédétection par satellite et au sol (Shephard *et al.*, 2011; Szykman *et al.*, 2019; White *et al.*,

³³ Par exemple, les séquences de modélisation de la PA de l'EPA, utilisant le modèle CMAQ, sont présentées tout au long du présent rapport d'examen et d'évaluation pour évaluer les dépôts acides, l'ozone et les PM_{2,5}.

2023). Ces travaux de collaboration permettent d'acquérir des connaissances de base sur les enjeux liés à la qualité de l'air, de tirer parti d'un grand nombre de ressources communes décrites à l'annexe 2 et de renforcer les partenariats en vue de la réalisation d'objectifs nationaux et internationaux partagés.

À partir de 1997, les deux pays ont entrepris un examen du transport transfrontalier de l'ozone, et le rapport [Ground Level Ozone: Occurrence and Transport in Eastern North America](#) a été publié (AQC, 1999). Le plan de travail conjoint, un projet d'analyse collaborative des données et de modélisation des émissions, présenté dans ce rapport a conduit à l'ajout de l'annexe sur l'ozone à l'AQA en 2000.

À la suite de cet ajout, les Parties ont poursuivi divers autres projets visant à renforcer la mise en commun des renseignements et à tirer parti des ressources. Elles ont publié des évaluations scientifiques concernant le transport transfrontalier des PM entre les deux pays pour [2004](#) (US EPA et Environment Canada, 2004) et, de nouveau, pour [2013](#) (ECCC et US EPA, 2016). En 2005, les Parties ont réalisé plusieurs projets pilotes dans le cadre de la Stratégie Canada – États-Unis sur la qualité de l'air transfrontalier, notamment :

- [le cadre de gestion du bassin atmosphérique des Grands Lacs](#) (US EPA et Environment Canada, 2005a);
- [la préservation de la qualité de l'air dans un bassin atmosphérique transfrontalier – le bassin de Géorgie et Puget Sound](#) (US EPA et Environment Canada, 2005b);
- [une étude de faisabilité sur le plafonnement des émissions et l'échange de droits d'émission pour les NO_x \(oxydes d'azote\) et le SO₂ \(dioxyde de soufre\)](#) (US EPA et Environment Canada, 2005c).

Les conclusions présentées dans ces rapports, en particulier celles qui décrivent les défis et les solutions propres à chaque région, constituent une base de connaissances sur laquelle les Parties pourront s'appuyer pour évaluer l'orientation future de l'AQA.

S'appuyant sur ces projets de collaboration fructueuse, le Comité Canada-États-Unis sur la qualité de l'air (CQA) a approuvé en 2007 un plan de travail définissant les domaines généraux de collaboration entre ECCC et l'EPA en matière de contrôle des émissions des véhicules et des moteurs (Plan de travail pour les transports de l'AQA). Ce plan de travail a mis l'accent sur plusieurs domaines d'intérêt clés, notamment : l'élaboration de normes nationales sur les émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre pour les véhicules et les moteurs; l'élaboration de normes nationales sur les carburants; l'administration des programmes de conformité pour les véhicules, les moteurs et les carburants; et l'élaboration de normes internationales pour divers forums internationaux tels que le Forum mondial de l'harmonisation des règlements concernant les véhicules (WP.29) de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU), l'Organisation maritime internationale et l'Organisation de l'aviation civile internationale, entre autres.

Les projets stratégiques prioritaires lancés par les Parties en 2021 et en 2022 pour appuyer le plan de travail sur les transports de l'AQA comprennent, sans s'y limiter, les activités suivantes :

- appuyer l'élaboration de normes plus strictes en matière d'émissions de gaz à effet de serre pour les véhicules légers et moyens;
- effectuer des travaux de recherche et d'analyse afin d'appuyer la feuille de route pour un partenariat renouvelé États-Unis-Canada ([Roadmap for a Renewed U.S.-Canada Partnership](#); The White House, 2021) du président Biden et du premier ministre Trudeau et le dialogue ministériel de haut niveau entre le Canada et les États-Unis sur l'ambition climatique ([U.S.-Canada High-Level Ministerial Dialogue on Climate Ambition](#); State Department, 2021);
- élaborer et mettre en œuvre des approches et des procédures d'essai améliorées pour surveiller la conformité avec les normes d'émission des véhicules et des moteurs, p. ex. la surveillance des véhicules (dispositif d'enregistrement qui recueille les données au moyen d'un système de diagnostic

embarqué [OBD]), l'équipement de détection des émissions dans un environnement réel, la télédétection;

- continuer à diriger le groupe de travail sur les véhicules électriques et l'environnement avec le groupe de travail de la CEE-ONU sur la pollution et l'énergie, un cadre dont l'EPA assure la présidence et pour lequel ECCC agit à titre de secrétaire.

Toujours en 2021, le Sous-comité du CQA sur la collaboration scientifique a lancé une série pilote d'ateliers d'échange de renseignements scientifiques. Ces ateliers ont comme but d'échanger des connaissances sur les nouveautés et les principaux progrès dans les domaines scientifiques d'intérêt commun, de renforcer les collaborations scientifiques et de solidifier les liens avec le Sous-comité du CQA sur la surveillance et la production de rapports. Les ateliers ont reçu des commentaires positifs de la part des participants et se sont poursuivis en 2022. Les domaines abordés à ce jour comprennent : les conséquences de la pandémie de COVID-19 sur la qualité de l'air; les feux de végétation; les nouveaux polluants et les sources d'intérêt accru; et le NH₃.

Aujourd'hui, les Parties continuent de collaborer dans le respect des engagements pris dans le cadre de l'AQA et travaillent à l'élaboration de nouvelles approches pour atténuer davantage les préoccupations qui persistent en matière de polluants atmosphériques dans le cadre de l'AQA. Un exemple est l'expérience de surveillance des sources d'ozone du Michigan et de l'Ontario (MOOSE) dont certains des partenaires sont les suivants : le département de l'Environnement, des Grands Lacs et de l'Énergie du Michigan; le Lake Michigan Air Directors Consortium; le ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario; ECCC; l'EPA; le service des forêts des États-Unis; la NASA; et la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Ce projet lancé en 2021 se concentre sur les régions du sud de l'Ontario et du sud-est du Michigan, des zones où la mauvaise qualité de l'air est très préoccupante. La région de Detroit, dans le sud-est du Michigan, n'a été redésignée que récemment comme respectant la NAAQS pour l'ozone de 2015 aux États-Unis, et la région du sud de l'Ontario dépasse fréquemment les normes canadiennes de qualité de l'air ambiant pour l'ozone. L'objectif principal de l'expérience MOOSE est de mieux comprendre ce qui contribue aux concentrations élevées d'ozone dans cette région frontalière. Les constatations faites au cours de la première année de cette expérience sont publiées dans un numéro spécial de la revue *Atmosphere* (Olague et Su, 2023). Les scientifiques de la NOAA et d'ECCC collaborent également sur l'intégration d'une paramétrisation du couvert forestier, mise au point à ECCC (Makar *et al.*, 2017), au modèle CMAQ dans le but d'améliorer les prévisions relatives à l'ozone aux États-Unis.

Les scientifiques de l'EPA et d'ECCC participent aussi activement au Comité scientifique sur les dépôts totaux (Total Deposition [TDEP] Science Committee) du NADP. La mission de ce comité est d'améliorer les estimations des dépôts atmosphériques en faisant progresser la science de la mesure et de la modélisation des dépôts atmosphériques humides, secs et totaux d'espèces comme le soufre, l'azote et le mercure. La combinaison des résultats des méthodes et des modèles mis au point dans ce comité avec ceux mis au point dans le cadre du projet ADAGIO (analyse des dépôts atmosphériques générée à partir d'une interpolation optimale des observations) d'ECCC a été identifiée comme un objectif central dans le cadre de l'AQA (Schwede *et al.*, 2019). Les scientifiques du Comité scientifique sur les dépôts totaux et du projet ADAGIO participent à l'initiative de l'Organisation météorologique mondiale de fusion des modèles de mesure concernant les dépôts atmosphériques mondiaux totaux. Les approches de fusion des modèles de mesure utilisées par les États-Unis et le Canada ouvrent la voie à l'échelle mondiale.

Finalement, les Parties ont récemment publié le [rapport d'étape 2020-2022 de l'AQA](#) (ECCC et US EPA, 2023) conformément aux engagements de l'AQA. Il s'agit du quinzième rapport dans le cadre de l'Accord.

5.3 Résumé

Les Parties ont renforcé leur relation grâce à la collaboration et aux échanges scientifiques dans le cadre de l'AQA. Depuis 1994, les Parties se notifient mutuellement de sources particulières de pollution situées à moins de 160 km (100 milles) de la frontière entre le Canada et les États-Unis. Les gouvernements des deux pays mettent en commun des données par le biais d'une série de programmes et d'outils tels que [AirNow](#) et le NADP, et entretiennent un dialogue informel continu sur toute une série de sujets liés aux réseaux de surveillance et aux méthodes de mesure. Le Canada et les États-Unis collaborent et mettent en commun des inventaires, des résumés et des analyses des émissions dans le cadre de plusieurs accords et rapports tels que le rapport d'étape biennal de l'AQA et les rapports du Conseil de l'Arctique et de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance. En plus de respecter leurs engagements respectifs en matière de pollution, les Parties ont réalisé de nombreux projets pilotes ainsi que des activités conjointes de modélisation et d'analyse dans le cadre de l'annexe sur l'ozone. Ces efforts ont permis d'améliorer la mise en commun des renseignements et la connaissance du transport transfrontalier, pour le bien des deux pays.

Pour préparer l'avenir, les coprésidents du Sous-comité du CQA sur la collaboration scientifique ont organisé une série d'ateliers d'échange scientifique afin de mettre en commun les renseignements, de continuer à établir des liens et de contribuer au dialogue sur les politiques concernant les questions transfrontalières préoccupantes, actuelles et émergentes. Les Parties ont accompli beaucoup de choses dans le cadre de l'AQA, continuent de collaborer par le biais de divers projets et cherchent des moyens de continuer à travailler ensemble en vue d'atteindre les objectifs communs d'amélioration des conditions de la qualité de l'air.

6 Conclusions

6.1 Réflexion sur plus de 30 ans de l'AQA

L'AQA entre le Canada et les États-Unis est un modèle de collaboration bilatérale fructueuse qui a permis d'améliorer considérablement l'environnement au cours de ses trois décennies d'existence. En 2007, les deux pays ont atteint les objectifs de réduction des émissions fixés dans les annexes relatives aux pluies acides et à l'ozone, et ces émissions ont continué à diminuer au cours des années suivantes. Les programmes réglementaires et non réglementaires conçus pour respecter les engagements en matière d'émissions pris dans le cadre des annexes sur l'ozone et les pluies acides, ainsi que d'autres objectifs de programme pour le Canada et les États-Unis individuellement, ont contribué à ces réductions.

Les réalisations dans le cadre de l'Accord à ce jour sont les suivantes :

- Entre 1990 et 2020, d'importantes réductions des émissions nationales de polluants responsables des pluies acides ont été réalisées :
 - Les émissions de SO₂ ont diminué de 78 % au Canada et de 93 % aux États-Unis.
 - Les émissions de NO_x ont diminué de 36 % au Canada et de 70 % aux États-Unis.
- De plus, entre 1990 et 2020, les émissions nationales de COV ont diminué de 49 % au Canada et de 48 % aux États-Unis.
- Les dépôts totaux de soufre dans l'est des États-Unis ont diminué de 81 % entre 2000-2002 et 2018-2020.
- Les dépôts totaux de soufre dans l'est du Canada ont diminué de 70 % entre 2000-2002 et 2016-2018.
- Quinze rapports d'étape conjoints biennaux ont été publiés dans le cadre de l'Accord.
- Plusieurs évaluations scientifiques conjointes sur l'ozone et les PM_{2,5} transfrontaliers ont été publiées.
- Des plans de travail pour la collaboration en matière d'émissions des véhicules et des moteurs et pour lutter contre les émissions du secteur pétrolier et gazier ont été établis.

L'Accord a également servi de mécanisme efficace pour la collaboration scientifique et l'échange bilatéral de renseignements fiables afin d'éclairer les recommandations stratégiques. De même, l'Accord a fourni une possibilité de collaboration pour aborder les questions préoccupantes concernant les sources de pollution, ce qui s'est avéré à la fois avantageux et efficace.

6.2 Principales conclusions de l'évaluation

Comme indiqué dans le rapport d'étape conjoint Canada-États-Unis de 2020-2022, les polluants visés par l'Accord (SO₂, NO_x, COV et ozone) continuent d'avoir des conséquences sur la santé humaine et l'environnement dans les deux pays et demeurent une source de préoccupation.

Le succès continu et remarquable obtenu dans les deux pays en matière de réduction des polluants contribuant aux dépôts acides (SO₂ et NO_x) a mené à des signes récents de rétablissement. Certaines régions des deux pays, plus particulièrement l'est du Canada, ne se sont pas encore remises des charges de polluants historiques et reçoivent des dépôts acides qui peuvent dépasser les charges critiques actuelles. La modélisation laisse croire à un effet transfrontalier sur les dépôts totaux, en particulier dans les régions moins peuplées du nord du Montana et du nord de la province de l'Ontario, où les dépôts sont plus faibles que dans le nord-est des États-Unis. En outre, les dépôts d'azote réduit (y compris le NH₃ et le NH₄⁺) n'ont pas diminué au cours des dernières décennies et ont même augmenté dans certaines régions.

L'ozone continue également d'avoir d'importantes répercussions sur la santé publique et la production agricole aux États-Unis et au Canada, malgré les progrès réalisés grâce aux engagements pris dans le cadre de l'annexe 3. Le transport en provenance des États-Unis continue de contribuer à une grande partie de l'ozone anthropique au Canada, où l'on observe le plus grand effet dans le corridor Windsor-Québec, ainsi que dans le sud-ouest de la Colombie-Britannique, dans la région du Grand Vancouver et de Victoria, dans le sud de l'Alberta, dans la région du Grand Toronto et de Hamilton et dans la région de Montréal. Les stations de surveillance de l'air dans le sud de l'Ontario et le sud du Québec continuent de mesurer des concentrations d'ozone qui approchent ou dépassent les NCQAA, et les projections de modélisation donnent à penser que ces normes continueront d'être dépassées en 2035. Selon la modélisation, le flux transfrontalier de l'ozone et des précurseurs de ce dernier, des États-Unis vers le Canada, contribue à une portion importante des conséquences sur la santé dans le centre du pays et au Canada atlantique et constitue la principale source des conséquences sur la santé en Ontario, au Québec, en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve-et-Labrador et à l'Île-du-Prince-Édouard. On estime que le flux transfrontalier des États-Unis vers le Canada contribue également à réduire le rendement des cultures, en particulier le long du corridor Windsor-Québec.

Bien que l'Accord n'inclue pas les PM_{2,5}, les émissions de certains précurseurs des PM_{2,5} sont visées par le biais de mesures de réduction des NO_x, du SO₂ et des COV. Toutefois, les émissions directes de PM_{2,5} et de NH₃ (un précurseur des PM_{2,5}) ne sont pas visées par l'Accord. Les émissions directes de PM_{2,5} primaires se sont stabilisées ces dernières années, tandis que les émissions de NH₃ ont augmenté au Canada et aux États-Unis. Les effets néfastes sur la santé de l'exposition aux PM_{2,5} sont bien consignés, et les deux pays continuent de prendre des mesures pour réduire leurs émissions respectives. Au cours des dernières années, les concentrations de PM_{2,5} ont été le plus élevées à proximité de zones urbaines, en particulier dans la vallée de l'Ohio, sur la côte atlantique et dans le corridor Windsor-Québec, où les concentrations observées à plusieurs stations canadiennes approchent ou dépassent les NCQAA. Bien que la modélisation prévoit que les concentrations de PM_{2,5} diminueront d'ici 2035, ces concentrations devraient également continuer à dépasser les NCQAA dans certaines des plus grandes villes du Canada. De plus, l'analyse présentée dans ce rapport révèle une augmentation du transport des PM_{2,5} des États-Unis vers le Canada. Une modélisation et une analyse récentes indiquent également que les PM_{2,5} transfrontalières augmentent la morbidité et la mortalité

au Canada et ont un impact plus important sur la santé que l'ozone transfrontalier. Les résultats de la modélisation confirment que la plupart des effets des PM_{2,5} transfrontalières sont ressentis à plusieurs centaines de kilomètres de la frontière, principalement dans les régions du Michigan, de l'Ontario et du Québec, et que les effets les plus importants sont observés dans la région de Detroit-Windsor.

7 Recommandation

L'amélioration de la qualité de l'air est toujours une priorité pour le Canada et les États-Unis. L'AQA est un exemple important des progrès réalisés grâce à la diplomatie et aux efforts combinés de pays voisins. Néanmoins, la qualité de l'air demeure une préoccupation, y compris dans les zones frontalières, des deux côtés de la frontière. De plus, les priorités d'aujourd'hui en matière de qualité de l'air ne sont pas nécessairement celles d'il y a 30 ans. L'AQA continue de favoriser de manière efficace la collaboration, mais cela dit, il convient de souligner que les engagements pris dans le cadre de l'AQA sont concrétisés depuis longtemps.

D'importants résultats ont été obtenus dans le cadre de l'AQA actuel, et les deux pays ont pleinement respecté leurs obligations. Toutefois, la pollution atmosphérique transfrontalière continue d'avoir un impact sur les deux pays en ce qui concerne la santé et de l'environnement. Selon les conclusions scientifiques et techniques, pour continuer à atteindre l'objectif de l'AQA « de contrôler la pollution atmosphérique transfrontière entre les deux pays », il faudrait que les Parties mettent à jour l'Accord.

Références

- AirNow. (2023). Partners | AirNow.gov. <https://www.airnow.gov/partners/>
- Albores, I. S., Buchholz, R. R., Ortega, I., Emmons, L. K., Hannigan, J. W., Lacey, F., Pfister, G., Tang, W., et Worden, H. M. (2023). Continental-scale Atmospheric Impacts of the 2020 Western U.S. Wildfires. *Atmospheric Environment*, 294, 119436. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119436>
- AMC. (2021a). Review of the Canadian Ambient Air Quality Standards for Ozone [Inédit]. Air Management Committee of the Canadian Council of Ministers of the Environment.
- AMC. (2021b). Review of the Canadian Ambient Air Quality Standards for PM_{2.5} [Inédit]. Air Management Committee of the Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Ansari, A. S., et Pandis, S. N. (1998). Response of Inorganic PM to Precursor Concentrations. *Environmental Science & Technology*, 32(18), 2706–2714. <https://doi.org/10.1021/es971130j>
- AQC. (1999). Ground-Level Ozone: Occurrence and Transport in Eastern North America. Canada-United States Air Quality Committee - Subcommittee 1: Program Monitoring and Reporting. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/ground-level_ozone_occurrence_and_transport_in_eastern_north_america.pdf
- Baldigo, B. P., George, S. D., Winterhalter, D. R., et McHale, M. R. (2021). Biological and chemical recovery of acidified Catskill Mountain streams in response to the Clean Air Act Amendments of 1990. *Atmospheric Environment*, 249, 118235. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118235>
- Benish, S. E., Bash, J. O., Foley, K. M., Appel, K. W., Hogrefe, C., Gilliam, R., et Pouliot, G. (2022). Long-term Regional Trends of Nitrogen and Sulfur Deposition in the United States from 2002 to 2017. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(19), 12749–12767. <https://doi.org/10.5194/acp-2022-201>
- Brunekreef, B., Strak, M., Chen, J., Andersen, Z. J., Atkinson, R., Bauwelinck, M., Bellander, T., Boutron, M.-C., Brandt, J., Carey, I., Cesaroni, G., Forastiere, F., Fehst, D., Gulliver, J., Hertel, O., Hoffmann, B., de Hoogh, K., Houthuijs, D., Hvidtfeldt, U., ... Hoek, G. (2021). Mortality and Morbidity Effects of Long-Term Exposure to Low-Level PM_{2.5}, BC, NO₂, and O₃: An Analysis of European Cohorts in the ELAPSE Project. *Research Reports: Health Effects Institute*, 2021, 208.
- Burns, D. A., Bhatt, G., Linker, L. C., Bash, J. O., Capel, P. D., et Shenk, G. W. (2021). Atmospheric nitrogen deposition in the Chesapeake Bay watershed: A history of change. *Atmospheric Environment*, 251, 118277. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118277>
- Burns, D. A., Fenn, M. E., Baron, J., Lynch, J. A., et Cosby, B. J. (2011). National Acid Precipitation Assessment Program Report to Congress: An integrated assessment (The National Acid Precipitation Assessment Program (NAPAP) Report) [Report]. USGS Publications Warehouse. <https://pubs.usgs.gov/publication/70007175>
- Canada. (2023). S-5 (44-1)—LEGISinfo—Parliament of Canada. <https://www.parl.ca/legisinfo/en/bill/44-1/s-5> [Également disponible en français : Canada. (2023). S-5 (44-1)—LEGISinfo—Parlement du Canada. <https://www.parl.ca/legisinfo/fr/projet-de-loi/44-1/s-5>]
- Canada-United States Air Quality Agreement, March 13, 1991, <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-pollution/issues/transboundary/canada-united-states-air-quality-agreement.html> [Également disponible en français : Air transfrontalier : Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air, 13 mars 1991, <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/enjeux/transfrontalier/accord-canada-etats-unis-qualite-air.html>]
- Canada-US Air Quality Agreement: Ozone Annex, 2000, <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-pollution/publications/canada-united-states-quality-agreement-ozone-annex.html> [Également disponible en français : Accord entre le Canada et les États-Unis sur la qualité de l'air : annexe sur l'ozone, 2000,

<https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/publications/accord-canada-etats-unis-qualite-annexe-ozone.html>]

Canadian Interagency Forest Fire Centre. (2023). <https://www.cifcc.ca/>

CCME. (2021). Guidance Document on Achievement Determination for Canadian Ambient Air Quality Standards for Ozone. Canadian Council of Ministers of the Environment. <https://ccme.ca/en/res/gdadforozonecaagsen.pdf> [Également disponible en français : CCME. (2021). Guide pour la vérification de la conformité aux normes canadiennes de qualité de l'air ambiant relatives à l'ozone. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement. <https://ccme.ca/fr/res/gdadforozonecaagsfr.pdf>]

Chameides, W. L., Yu, H., Liu, S. C., Bergin, M., Zhou, X., Mearns, L., Wang, G., Kiang, C. S., Saylor, R. D., Luo, C., Huang, Y., Steiner, A., et Giorgi, F. (1999). Case study of the effects of atmospheric aerosols and regional haze on agriculture: An opportunity to enhance crop yields in China through emission controls? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(24), 13626–13633. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.24.13626>

Cheng, I., et Zhang, L. (2017). Long-term air concentrations, wet deposition, and scavenging ratios of inorganic ions, HNO₃, and SO₂ and assessment of aerosol and precipitation acidity at Canadian rural locations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(7), 4711–4730. <https://doi.org/10.5194/acp-17-4711-2017>

Cheng, I., Zhang, L., He, Z., Cathcart, H., Houle, D., Cole, A., Feng, J., O'Brien, J., Macdonald, A. M., Aherne, J., et Brook, J. (2022). Long-term declines in atmospheric nitrogen and sulfur deposition reduce critical loads exceedances at multiple Canadian rural sites, 2000–2018. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(22), 14631–14656. <https://doi.org/10.5194/acp-22-14631-2022>

CLAD. (2022). National Critical Load Database. <https://nadp.slh.wisc.edu/clad-national-critical-load-database/>

Clair, T. A., Dennis, I. F., et Vet, R. (2011). Water chemistry and dissolved organic carbon trends in lakes from Canada's Atlantic Provinces: No recovery from acidification measured after 25 years of lake monitoring. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(4), 663–674. <https://doi.org/10.1139/f2011-013>

Clark, C. M., Simkin, S. M., Allen, E. B., Bowman, W. D., Belnap, J., Brooks, M. L., Collins, S. L., Geiser, L. H., Gilliam, F. S., Jovan, S. E., Pardo, L. H., Schulz, B. K., Stevens, C. J., Suding, K. N., Throop, H. L., et Waller, D. M. (2019). Potential vulnerability of 348 herbaceous species to atmospheric deposition of nitrogen and sulfur in the United States. *Nature Plants*, 5(7), 697–705. <https://doi.org/10.1038/s41477-019-0442-8>

Clifton, O. E., Schwede, D. B., Hogrefe, C., Bash, J. O., Bland, S., Cheung, P., Coyle, M., Emberson, L., Flemming, J., Fredj, E., Galmarini, S., Ganzeveld, L., Gazetas, O., Goded, I., Holmes, C. D., Horváth, L., Huijnen, V., Li, Q., Makar, P. A., ... Zhang, L. (2023). A single-point modeling approach for the intercomparison and evaluation of ozone dry deposition across chemical transport models (Activity 2 of AQMEII4). *EGUsphere*, 1–92. <https://doi.org/10.5194/egusphere-2023-465>

Crouse, D. L., Peters, P. A., Hystad, P., Brook, J. R., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Villeneuve, P. J., Jerrett, M., Goldberg, M. S., Pope, C. A., Brauer, M., Brook, R. D., Robichaud, A., Menard, R., et Burnett, R. T. (2015). Ambient PM_{2.5}, O₃, and NO₂ Exposures and Associations with Mortality over 16 Years of Follow-Up in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). *Environmental Health Perspectives*, 123(11), 1180–1186. <https://doi.org/10.1289/ehp.1409276>

Dabek-Zlotorzynska, E., Dann, T. F., Kalyani Martinelango, P., Celo, V., Brook, J. R., Mathieu, D., Ding, L., et Austin, C. C. (2011). Canadian National Air Pollution Surveillance (NAPS) PM_{2.5} speciation program: Methodology and PM_{2.5} chemical composition for the years 2003–2008. *Atmospheric Environment*, 45(3), 673–686. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.10.024>

Dominici, F., Zanobetti, A., Schwartz, J., Braun, D., Sabath, B., et Wu, X. (2022). Assessing Adverse Health Effects of Long-Term Exposure to Low Levels of Ambient Air Pollution: Implementation of Causal Inference Methods. *Research Report (Health Effects Institute)*, 211, 1–56.

ECCC. (2017). 2015 Progress Report: Pollution Prevention Planning by Base Metals Smelters and Refineries and Zinc Plants. Environment and Climate Change Canada. <https://www.ec.gc.ca/planp2-p2plan/default.asp?lang=En&n=68AE2C13-1> [Également disponible en français : ECCC. (2017). Rapport d'étape 2015 : planification de la prévention de la pollution par les fonderies et affineries de métaux communs et les usines de traitement du zinc. Environnement et Changement climatique Canada. <https://www.ec.gc.ca/planp2-p2plan/default.asp?lang=Fr&n=68AE2C13-1>]

ECCC. (2018). Base metal smelters sector: Environmental performance agreements overview. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/environmental-performance-agreements/base-metal-smelters-overview.html> [Également disponible en français : ECCC. (2018). Secteur des fonderies de métaux communs : aperçu des ententes sur la performance environnementale. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/ententes-performance-environnementale/fonderies-metaux-communs-apercu.html>]

ECCC. (2022). Canada's Air Pollutant Emissions Inventory 1990-2020. Environment and Climate Change Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/eccc/En81-30-2020-eng.pdf [Également disponible en français : ECCC. (2022). Rapport d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques du Canada 1990-2020. Environnement et Changement climatique Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/eccc/En81-30-2020-fra.pdf]

ECCC. (2023). Canada-US transboundary notifications [Program descriptions]. <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/air-pollution/issues/transboundary/canada-united-states-air-quality-agreement/notifications.html> [Également disponible en français : ECCC. (2023). Notification transfrontalière du Canada et des États-Unis [descriptions de programmes]. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/enjeux/transfrontalier/accord-canada-etats-unis-qualite-air/notification.html>]

ECCC et US EPA. (2016). Canada-United States Transboundary Particulate Matter Science Assessment 2013. Environment and Climate Change Canada. https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-09/documents/pm_transboundary_assessment_2013_downloaded_27sept16.pdf [Également disponible en français : ECCC et US EPA. (2016). Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules de 2013. Environnement et Changement climatique Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2016/eccc/En56-203-2016-fra.pdf]

ECCC et US EPA. (2023). Canada-U.S. Air Quality Agreement—Progress Report 2020-2022. Environment and Climate Change Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2023/eccc/En85-1-2022-eng.pdf [Également disponible en français : ECCC et US EPA. (2023). Accord Canada - États-Unis sur la qualité de l'air—Rapport d'étape 2020-2022. Environnement et Changement climatique Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2023/eccc/En85-1-2022-fra.pdf]

Eng, L. E., et Scanlon, T. M. (2021). Comparison of northeastern and southeastern U.S. watershed response to the declines in atmospheric sulfur deposition. *Atmospheric Environment*, 253, 118365. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118365>

Environment Canada. (2005). Canadian Acid Deposition Science Assessment 2004. <https://publications.gc.ca/collections/Collection/En4-46-2004E.pdf> [Également disponible en français : Environnement Canada. (2005). Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. <https://publications.gc.ca/collections/Collection/En4-46-2004F.pdf>]

Environment Canada. (2009). The 2008 Canadian atmospheric assessment of agricultural ammonia. Environment Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/eccc/En4-112-2009-eng.pdf

Environment Canada. (2012). Canadian smog science assessment: Highlights and key messages. Government of Canada. <https://www.deslibris.ca/ID/233192> [Également disponible en français : Environnement Canada. (2012). Évaluation scientifique canadienne du smog : faits saillants et messages clés. Gouvernement du Canada. <https://publications.gc.ca/site/fra/9.638991/publication.html>]

Environment Canada et US EPA. (2012). Canada-United States Air Quality Agreement: Progress Report 2012. Environment Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/En85-1-2012-eng.pdf [Également disponible en français : Environnement Canada et US EPA. (2012). Accord sur la qualité de l'air Canada - États-Unis - Rapport d'étape 2012. Environnement Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/En85-1-2012-fra.pdf]

Eyth, A. (2021). National Emission Inventory (NEI) 2016 modeling platform version 2 [dataset]. UNC Dataverse. <https://doi.org/10.15139/S3/SAXVSF>

Farahat, E. A., Linderholm, H. W., et Lechowicz, M. J. (2016). Influence of dust deposition and climate on the radial growth of *Tsuga canadensis* near its northern range limit. *European Journal of Forest Research*, 135(1), 69–76. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0917-8>

Feng, J., Vet, R., Cole, A., Zhang, L., Cheng, I., O'Brien, J., et Macdonald, A.-M. (2021). Inorganic chemical components in precipitation in the eastern U.S. and Eastern Canada during 1989–2016: Temporal and regional trends of wet concentration and wet deposition from the NADP and CAPMoN measurements. *Atmospheric Environment*, 254, 118367. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118367>

Foley, K. (2021, November 2). EPAs Air QUALity Time Series Project (EQUATES): 2002-2017 meteorology, emissions, and air quality modeling for the Northern Hemisphere and the Conterminous United States. 20th Annual CMAS Conference. https://drive.google.com/file/d/1Pcsy6pVC5C1ypk_qV1HXUzCCILfBpWFx/view?usp=sharing

Foley, K. M., Pouliot, G. A., Eyth, A., Aldridge, M. F., Allen, C., Appel, K. W., Bash, J. O., Beardsley, M., Beidler, J., Choi, D., Farkas, C., Gilliam, R. C., Godfrey, J., Henderson, B. H., Hogrefe, C., Koplitz, S. N., Mason, R., Mathur, R., Misenis, C., ... Adams, E. (2023). 2002–2017 anthropogenic emissions data for air quality modeling over the United States. *Data in Brief*, 47, 109022. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2023.109022>

Fu, J. S., Carmichael, G. R., Dentener, F., Aas, W., Andersson, C., Barrie, L. A., Cole, A., Galy-Lacaux, C., Geddes, J., Itahashi, S., Kanakidou, M., Labrador, L., Paulot, F., Schwede, D. B., Tan, J., et Vet, R. (2022). Improving Estimates of Sulfur, Nitrogen, and Ozone Total Deposition through Multi-Model and Measurement-Model Fusion Approaches. *Environmental Science & Technology*, 56(4), 2134–2142. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c05929>

Global Burden of Disease Collaborative Network. (2021). Global Burden of Disease Study 2019 (GBD 2019) Reference Life Table [dataset]. Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME). <https://doi.org/10.6069/1D4Y-YQ37>

Global Sources of Local Pollution: An Assessment of Long-Range Transport of Key Air Pollutants to and from the United States. (2010). National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/12743>

Gong, W., Makar, P. A., Zhang, J., Milbrandt, J., Gravel, S., Hayden, K. L., Macdonald, A. M., et Leaitch, W. R. (2015). Modelling aerosol–cloud–meteorology interaction: A case study with a fully coupled air quality model (GEM-MACH). *Atmospheric Environment*, 115, 695–715. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.062>

Grantz, D. A., Garner, J. H. B., et Johnson, D. W. (2003). Ecological effects of particulate matter. *Environment International*, 29(2–3), 213–239. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00181-2](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00181-2)

Hales, J. M. (2003). NARSTO fine-particle and ozone assessments. *Environmental Pollution*, 123(3), 393–397. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00021-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00021-6)

Hazlett, P., Emilson, C., Lawrence, G., Fernandez, I., Ouimet, R., et Bailey, S. (2020). Reversal of Forest Soil Acidification in the Northeastern United States and Eastern Canada: Site and Soil Factors Contributing to Recovery. *Soil Systems*, 4(3), 54. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4030054>

Health Canada. (2013). Canadian Smog Science Assessment—Vol. 2: Health Effects (Vol. 2). http://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_checklist/2014/internet/w14-09-U-E.html/collections/collection_2014/sc-hc/En88-5-2-2013-eng.pdf [Également disponible en français : Santé Canada. (2013). Évaluation scientifique canadienne du smog—vol. 2 : effets sur la santé (vol. 2). https://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_checklist/2014/internet/w14-09-U-E.html/collections/collection_2014/sc-hc/En88-5-2-2013-fra.pdf]

Health Canada. (2021). Health impacts of air pollution in Canada: Estimates of premature deaths and nonfatal outcomes - 2021 report. https://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_acquisitions_list-ef/2021/21-21/publications.gc.ca/collections/collection_2021/sc-hc/H144-51-2021-eng.pdf [Également disponible en français : Santé Canada. (2021). Les impacts sur la santé de la pollution de l'air au Canada : estimation des décès prématurés et des effets non mortels - rapport 2021. https://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_acquisitions_list-ef/2021/21-21/publications.gc.ca/collections/collection_2021/sc-hc/H144-51-2021-fra.pdf]

Health Canada. (2022a). Canadian health science assessment for fine particulate matter (PM2.5). <http://central.bac-lac.gc.ca/.redirect?app=damspub&id=681f519e-4c0a-4f30-b7da-914482fa1f75>

Health Canada. (2022b). Health of Canadians in a changing climate: Advancing our knowledge for action. <https://doi.org/10.4095/329522> [Également disponible en français : Santé Canada. (2022b). La santé des Canadiens et des Canadiennes dans un climat en changement : faire progresser nos connaissances pour agir. <https://doi.org/10.4095/329546>]

Health Effects Institute. (2020). State of Global Air 2020. Special Report. Health Effects Institute. <https://www.stateofglobalair.org/sites/default/files/documents/2022-09/soga-2020-report.pdf>

Henriksen, A., Dillon, P. J., et Aherne, J. (2002). Critical loads of acidity for surface waters in south-central Ontario, Canada: Regional application of the Steady-State Water Chemistry (SSWC) model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(8), 1287–1295. <https://doi.org/10.1139/f02-092>

Henriksen, A., et Posch, M. (2001). Steady-State Models for Calculating Critical Loads of Acidity for Surface Waters. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1(1/2), 375–398. <https://doi.org/10.1023/A:1011523720461>

Houle, D., Augustin, F., et Couture, S. (2022). Rapid improvement of lake acid-base status in Atlantic Canada following steep decline in precipitation acidity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, cjfas-2021-0349. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2021-0349>

HTAP. (2010). Hemispheric transport of air pollution 2010: Prepared by the Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution acting within the framework of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. United Nations. <https://unece.org/sites/default/files/2021-06/AirPollutionStudies20en.pdf>

Isil, S., Collett, J., Lynch, J., Weiss-Penzias, P., et Rogers, C. M. (2022). Cloud and fog deposition: Monitoring in high elevation and coastal ecosystems. The past, present, and future. *Atmospheric Environment*, 274, 118997. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.118997>

Jaffe, D. A., O'Neill, S. M., Larkin, N. K., Holder, A. L., Peterson, D. L., Halofsky, J. E., et Rappold, A. G. (2020). Wildfire and prescribed burning impacts on air quality in the United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 70(6), 583–615. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1749731>

Jeffries, D. S., Semkin, R. G., Gibson, J. J., et Wong, I. (2010). Recently surveyed lakes in northern Manitoba and Saskatchewan, Canada: Characteristics and critical loads of acidity. *Journal of Limnology*, 69(s1), Article s1. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2010.s1.45>

Judek, S., Stieb, D., Xi, G., Jovic, B., et Edwards, B. (2019). Air Quality Benefits Assessment Tool (AQBAT) – User Guide – Version 3. Health Canada. https://science.gc.ca/eic/site/063.nsf/eng/h_97170.html [Également disponible en français : Judek, S., Stieb, D., Xi, G., Jovic, B., et Edwards, B. (2019). Outil d'évaluation des bénéfices liés à la qualité de l'air (OEBQA) – Guide de l'utilisateur – Version 3. Santé Canada. <https://science.gc.ca/site/science/fr/blogues/science-sante/outil-devaluation-benefices-lies-qualite-lair-uebqa>]

Kanter, D. R., Chodos, O., Nordland, O., Rutigliano, M., et Winiwarter, W. (2020). Gaps and opportunities in nitrogen pollution policies around the world. *Nature Sustainability*, 3(11), Article 11. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0577-7>

Kaplan, N., Dewaters, J. E., Ryan, R., et Novak, J. H. (1995). Development of emissions inventories for evaluation of Eulerian acid deposition models. *Environmental Progress*, 14(1), 17–24. <https://doi.org/10.1002/ep.670140116>

- Kauffmann, C., et Saffirio, C. (2020). Study of International Regulatory Co-operation (IRC) arrangements for air quality: The cases of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, the Canada-United States Air Quality Agreement, and co-operation in North East Asia (12; OECD Regulatory Policy Working Papers, Vol. 12). OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/dc34d5e3-en>
- Lawrence, G. B., Hazlett, P. W., Fernandez, I. J., Ouimet, R., Bailey, S. W., Shortle, W. C., Smith, K. T., et Antidormi, M. R. (2015). Declining Acidic Deposition Begins Reversal of Forest-Soil Acidification in the Northeastern U.S. and Eastern Canada. *Environmental Science & Technology*, 49(22), 13103–13111. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02904>
- Li, S.-M., Anlauf, K. G., Wiebe, H. A., Bottenheim, J. W., et Puckett, K. J. (1994). Evaluation of a comprehensive Eulerian air quality model with multiple chemical species measurements using principal component analysis. *Atmospheric Environment*, 28(21), 3449–3461. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)90004-3](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)90004-3)
- Likens, G. E., Butler, T. J., Claybrooke, R., Vermeylen, F., et Larson, R. (2021). Long-term monitoring of precipitation chemistry in the U.S.: Insights into changes and condition. *Atmospheric Environment*, 245, 118031. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118031>
- Lynch, J. A., Phelan, J., Pardo, L. H., McDonnell, T. C., Bell, M. D., Geiser, L. H., et Smith, R. J. (2022). Detailed Documentation of the National Critical Loads Database (NCLD) of Sulfur and Nitrogen, version 3.2.1. National Atmospheric Deposition Program, Wisconsin State Laboratory of Hygiene. https://nadp.slh.wisc.edu/filelib/clddb/DB_Version/Documentation/NCLD_Documentation_v321.pdf
- Makar, P. A., Staebler, R. M., Akingunola, A., Zhang, J., McLinden, C., Kharol, S. K., Pabla, B., Cheung, P., et Zheng, Q. (2017). The effects of forest canopy shading and turbulence on boundary layer ozone. *Nature Communications*, 8(1), 15243. <https://doi.org/10.1038/ncomms15243>
- Mandre, M., et Korsjukov, R. (2007). The Quality of Stemwood of *Pinus sylvestris* in an Alkalised Environment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 182(1–4), 163–172. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9329-1>
- Marty, C., Duchesne, L., Couture, S., Gagnon, C., et Houle, D. (2021). Effects of climate and atmospheric deposition on a boreal lake chemistry: A synthesis of 36 years of monitoring data. *Science of The Total Environment*, 758, 143639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143639>
- Mathur, R. (2008). Estimating the impact of the 2004 Alaskan forest fires on episodic particulate matter pollution over the eastern United States through assimilation of satellite-derived aerosol optical depths in a regional air quality model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 113(D17). <https://doi.org/10.1029/2007JD009767>
- Mathur, R., Xing, J., Gilliam, R., Sarwar, G., Hogrefe, C., Pleim, J., Pouliot, G., Roselle, S., Spero, T. L., Wong, D. C., et Young, J. (2017). Extending the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system to hemispheric scales: Overview of process considerations and initial applications. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(20), 12449–12474. <https://doi.org/10.5194/acp-17-12449-2017>
- McDonnell, T. C., Cosby, B. J., et Sullivan, T. J. (2012). Regionalization of soil base cation weathering for evaluating stream water acidification in the Appalachian Mountains, USA. *Environmental Pollution*, 162, 338–344. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.11.025>
- McHale, M. R., Ludtke, A. S., Wetherbee, G. A., Burns, D. A., Nilles, M. A., et Finkelstein, J. S. (2021). Trends in precipitation chemistry across the U.S. 1985–2017: Quantifying the benefits from 30 years of Clean Air Act amendment regulation. *Atmospheric Environment*, 247, 118219. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118219>
- McMurry, P. H., Shepherd, M. F., et Vickery, J. S. (Eds.). (2004). *Particulate matter science for policy makers: A NARSTO assessment*. Cambridge University Press.
- McNaughton, D. J., et Vet, R. J. (1996). Eulerian model evaluation field study (EMEFS): A summary of surface network measurements and data quality. *Atmospheric Environment*, 30(2), 227–238. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00273-2](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00273-2)

MOECC. (2018). Air Quality in Ontario 2016 Report. Ontario Ministry of Environment and Climate Change. <https://www.ontario.ca/document/air-quality-ontario-2016-report> [Également disponible en français : MEACC. (2018). Rapport sur la qualité de l'air en Ontario de 2016. Ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario. <https://www.ontario.ca/fr/document/rapport-sur-la-qualite-de-lair-en-ontario-de-2016>]

Moran, M. D., Ménard, S., et Kornic, D. (2021). Regional Air Quality Deterministic Prediction System (RAQDPS) Upgrade from version 022 to version 023 [Technical Note]. ECCC. [Également disponible en français : Moran, M. D., Ménard, S., et Kornic, D. (2021). Système régional de prévision déterministe de la qualité de l'air (SRPDQA): Mise à jour de la version 022 à la version 023 [Note technique]. ECCC.]

Munoz-Alpizar, R., Pavlovic, R., Moran, M. D., Chen, J., Gravel, S., Henderson, S. B., Ménard, S., Racine, J., Duhamel, A., Gilbert, S., Beaulieu, P.-A., Landry, H., Davignon, D., Cousineau, S., et Bouchet, V. (2017). Multi-Year (2013–2016) PM2.5 Wildfire Pollution Exposure over North America as Determined from Operational Air Quality Forecasts. *Atmosphere*, 8(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/atmos8090179>

NADP. (2023). National Atmospheric Deposition Program. Total Deposition Science Committee. <https://nadp.slh.wisc.edu/committees/tdep/>

Naeger, A. R., Newchurch, M. J., Moore, T., Chance, K., Liu, X., Alexander, S., Murphy, K., et Wang, B. (2021). Revolutionary Air-Pollution Applications from Future Tropospheric Emissions: Monitoring of Pollution (TEMPO) Observations. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 102(9), E1735–E1741. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-21-0050.1>

NASA. (2023, March 30). New Instrument to Track Pollution Hourly, Shed Light on Disparities [Text]. U.S. National Aeronautics and Space Administration. <http://www.nasa.gov/feature/langley/new-instrument-to-track-air-pollution-hourly-shed-light-on-disparities>

National Interagency Fire Center. (2023). <https://www.nifc.gov/fire-information/statistics>

Nelson, S. J., Hovel, R. A., Daly, J., Gavin, A., Dykema, S., et McDowell, W. H. (2021). Northeastern mountain ponds as sentinels of change: Current and emerging research and monitoring in the context of shifting chemistry and climate interactions. *Atmospheric Environment*, 264, 118694. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118694>

NOAA. (2023, June 29). Wildfire Smoke Continues Across US. Air Resources Laboratory. <https://www.arl.noaa.gov/news-pubs/arl-news-stories/canadian-wildfire-smoke-continues-across-us/>

Off-Road Small Spark-Ignition Engine Emission Regulations, Pub. L. No. SOR/2003-355, SOR/2003-355 (2003). <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2003-355/index.html> [Également disponible en français : Règlement sur les émissions des petits moteurs hors route à allumage commandé, DORS/2003-355 (2003). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2003-355/index.html>]

Olague, E., et Su, Y. (Eds.). (2023). The Michigan-Ontario Ozone Source Experiment (MOOSE) [Special Issue]. *Atmosphere*, 14(3). https://www.mdpi.com/journal/atmosphere/special_issues/Michigan_Ontario_Ozone

On-Road Vehicle and Engine Emission Regulations, SOR/2003-2 (2003). <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2003-2/index.html> [Également disponible en français : Règlement sur les émissions des véhicules routiers et de leurs moteurs, DORS/2003-2 (2003). <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2003-2/index.html>]

Pappin, A. J., Charman, N., Egyed, M., Blagden, P., Duhamel, A., Miville, J., Popadic, I., Manseau, P. M., Marcotte, G., Mashayekhi, R., Racine, J., Rittmaster, R., Edwards, B., Kipusi, W., et Smith-Doiron, M. (2024). Attribution of fine particulate matter and ozone health impacts in Canada to domestic and US emission sources. *Science of The Total Environment*, 909, 168529. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168529>

Pappin, A. J., Christidis, T., Pinault, L. L., Crouse, D. L., Brook, J. R., Erickson, A., Hystad, P., Li, C., Martin, R. V., Meng, J., Weichenthal, S., van Donkelaar, A., Tjepkema, M., Brauer, M., et Burnett, R. T. (2019). Examining the Shape of the

- Association between Low Levels of Fine Particulate Matter and Mortality across Three Cycles of the Canadian Census Health and Environment Cohort. *Environmental Health Perspectives*, 127(10), 107008. <https://doi.org/10.1289/EHP5204>
- Pardo, L. H., Robin-Abbott, M., Duarte, N., et Miller, E. K. (2005). Tree chemistry database (version 1.0). Gen. Tech. Rep. NE-324. Newtown Square PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 45 p., 324. <https://doi.org/10.2737/NE-GTR-324>
- Paré, D., Bernier, P., Lafleur, B., Titus, B. D., Thiffault, E., Maynard, D. G., et Guo, X. (2013). Estimating stand-scale biomass, nutrient contents, and associated uncertainties for tree species of Canadian forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(7), 599–608. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2012-0454>
- Pendlebury, D., Gravel, S., Moran, M. D., et Lupu, A. (2018). Impact of chemical lateral boundary conditions in a regional air quality forecast model on surface ozone predictions during stratospheric intrusions. *Atmospheric Environment*, 174, 148–170. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.10.052>
- Pinault, L. L., Weichenthal, S., Crouse, D. L., Brauer, M., Erickson, A., Donkelaar, A. van, Martin, R. V., Hystad, P., Chen, H., Finès, P., Brook, J. R., Tjepkema, M., et Burnett, R. T. (2017). Associations between fine particulate matter and mortality in the 2001 Canadian Census Health and Environment Cohort. *Environmental Research*, 159, 406–415. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.037>
- Pitchford, M., Malm, W., Schichtel, B., Kumar, N., Lowenthal, D., et Hand, J. (2007). Revised Algorithm for Estimating Light Extinction from IMPROVE Particle Speciation Data. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 57(11), 1326–1336. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.57.11.1326>
- Posch, M., de Vries, W., et Sverdrup, H. U. (2015). Mass Balance Models to Derive Critical Loads of Nitrogen and Acidity for Terrestrial and Aquatic Ecosystems. In W. de Vries, J.-P. Hettelingh, & M. Posch (Eds.), *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems* (pp. 171–205). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9508-1_6
- Prenni, A. J., Day, D. E., Evanoski-Cole, A. R., Sive, B. C., Hecobian, A., Zhou, Y., Gebhart, K. A., Hand, J. L., Sullivan, A. P., Li, Y., Schurman, M. I., Desyaterik, Y., Malm, W. C., Collett Jr., J. L., et Schichtel, B. A. (2016). Oil and gas impacts on air quality in federal lands in the Bakken region: An overview of the Bakken Air Quality Study and first results. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(3), 1401–1416. <https://doi.org/10.5194/acp-16-1401-2016>
- Redden, D., Trueman, B. F., Dunnington, D. W., Anderson, L. E., et Gagnon, G. A. (2021). Chemical recovery and browning of Nova Scotia surface waters in response to declining acid deposition. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 23(3), 446–456. <https://doi.org/10.1039/D0EM00425A>
- Regulatory Cooperation Council. (2011). Joint Action Plan for the Canada-United States Regulatory Cooperation Council. <https://legacy.trade.gov/RCC%202011%20Joint%20Action%20Plan.pdf> [Également disponible en français : Conseil de coopération en matière de réglementation. (2011). Plan d'action conjoint : plan d'action conjoint du conseil Canada-États-Unis de coopération en matière de réglementation. https://publications.gc.ca/collections/collection_2011/sct-tbs/BT22-126-2011-fra.pdf]
- Reinds, G. J., Posch, M., Aherne, J., et Forsius, M. (2015). Assessment of Critical Loads of Sulphur and Nitrogen and Their Exceedances for Terrestrial Ecosystems in the Northern Hemisphere. In W. de Vries, J.-P. Hettelingh, & M. Posch (Eds.), *Critical Loads and Dynamic Risk Assessments: Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems* (pp. 403–417). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9508-1_15
- Robichaud, A., Cole, A., Moran, M., Lupu, A., Shaw, M., Roy, G., Beauchemin, M., Fortin, V., et Vet, R. (2020). Total Deposition Maps Evaluated from Measurement-Model Fusion in North America (ADAGIO Project). In C. Mensink, W. Gong, & A. Hakami (Eds.), *Air Pollution Modeling and its Application XXVI* (pp. 255–259). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-22055-6_40

Russell, A., et Dennis, R. (2000). NARSTO critical review of photochemical models and modeling. *Atmospheric Environment*, 34(12), 2283–2324. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00468-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00468-9)

Sassi, M., Zhang, J., et Moran, M. D. (2021). 2015 SMOKE-Ready Canadian Air Pollutant Emission Inventory (APEI) Package version 1 [dataset]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.4883639>

Scanlon, T. M., Riscassi, A. L., et Galloway, J. N. (2021). Observed changes in chronic and episodic acidification in Virginia mountain streams in response to the Clean Air Act and amendments. *Atmospheric Environment*, 252, 118279. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118279>

Schere, K. L. (1996). Overview of the North American Research Strategy for Tropospheric Ozone (EPA/600/A-96/010). US EPA. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NERL&dirEntryId=42731

Schere, K. L., et Hidy, G. M. (2000). Foreword: NARSTO critical reviews. *Atmospheric Environment*, 34(12–14), 1853–1860. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00451-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00451-3)

Schichtel, B. A., Hand, J. L., Barna, M. G., Gebhart, K. A., Copeland, S., Vimont, J., et Malm, W. C. (2017). Origin of Fine Particulate Carbon in the Rural United States. *Environmental Science & Technology*, 51(17), 9846–9855. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00645>

Schwede, D. B., Cole, A., Vet, R., et Lear, G. (2019). Ongoing US-Canada collaborations on nitrogen and sulfur deposition. *EM* (Pittsburgh, Pa.), June, 1–5.

Schwede, D. B., et Lear, G. (2014). A novel hybrid approach for estimating total deposition in the United States. *Atmospheric Environment*, 92, 207–220. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.008>

Schwede, D. B., Zhang, L., Vet, R., et Lear, G. (2011). An intercomparison of the deposition models used in the CASTNET and CAPMoN networks. *Atmospheric Environment*, 45(6), 1337–1346. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.050>

Seinfeld, J. H., et Pandis, S. N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (2nd ed.). J. Wiley.

Shephard, M. W., Cady-Pereira, K. E., Luo, M., Henze, D. K., Pinder, R. W., Walker, J. T., Rinsland, C. P., Bash, J. O., Zhu, L., Payne, V. H., et Clarisse, L. (2011). TES ammonia retrieval strategy and global observations of the spatial and seasonal variability of ammonia. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(20), 10743–10763. <https://doi.org/10.5194/acp-11-10743-2011>

Sirois, A., Vet, R., et Lamb, D. (2000). A Comparison of the Precipitation Chemistry Measurements Obtained by the CAPMoN and NADP/NTN Networks. *Environmental Monitoring and Assessment*, 62(3), 273–303. <https://doi.org/10.1023/A:1006272609744>

State Department. (2021). U.S.-Canada High-Level Ministerial Dialogue on Climate Ambition. United States Department of State. <https://www.state.gov/u-s-canada-high-level-ministerial-dialogue-on-climate-ambition/>

Sullivan, T. J., Cosby, B. J., Driscoll, C. T., McDonnell, T. C., Herlihy, A. T., et Burns, D. A. (2012). Target loads of atmospheric sulfur and nitrogen deposition for protection of acid sensitive aquatic resources in the Adirondack Mountains, New York. *Water Resources Research*, 48(1). <https://doi.org/10.1029/2011WR011171>

Szykman, J., Swap, R., Lefer, B., Valin, L., Lee, S. C., Fioletov, V., Zhao, X., Davies, J., Williams, D., Abuhassan, N., Shalaby, L., Cede, A., Tiefengraber, M., Mueller, M., Kotsakis, A., Santos, F., et Robinson, J. (2019). Szykman et al A&WMA. *EM: Air and Waste Management Association’s Magazine for Environmental Managers*. https://airandwmapa.sharepoint.com/:b/s/AWMA_Website/EdMlbGvfsMZMquMuLc5EOjkb21G1j5z57Ro5sBpu90ioSg?e=zca7IH

The White House. (2021). Roadmap for a Renewed U.S.-Canada Partnership. The White House. <https://www.whitehouse.gov/briefing-room/statements-releases/2021/02/23/roadmap-for-a-renewed-u-s-canada-partnership/>

Tsigaridis, K., Daskalakis, N., Kanakidou, M., Adams, P. J., Artaxo, P., Bahadur, R., Balkanski, Y., Bauer, S. E., Bellouin, N., Benedetti, A., Bergman, T., Berntsen, T. K., Beukes, J. P., Bian, H., Carslaw, K. S., Chin, M., Curci, G., Diehl, T., Easter, R. C., ... Zhang, X. (2014). The AeroCom evaluation and intercomparison of organic aerosol in global models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(19), 10845–10895. <https://doi.org/10.5194/acp-14-10845-2014>

UNECE. (2004). Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/exposure-of-ecosystems-to-acidification-2/manual-on-methodologies-and-criteria>

UNEP. (2019). Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People. United Nations Environment Programme. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/27539> [Également disponible en français : PNUE. (2019). L'avenir de l'environnement mondial – GEO-6 : une planète saine pour des populations en bonne santé. Programme des Nations Unies pour l'environnement. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/27539>]

UNEP. (2021). Global Methane Assessment: Benefits and Costs of Mitigating Methane Emissions. United Nations Environment Programme and Climate and Clean Air Coalition. <https://www.ccacoalition.org/resources/global-methane-assessment-full-report#>

Uno, I., Eguchi, K., Yumimoto, K., Takemura, T., Shimizu, A., Uematsu, M., Liu, Z., Wang, Z., Hara, Y., et Sugimoto, N. (2009). Asian dust transported one full circuit around the globe. *Nature Geoscience*, 2(8), 557–560. <https://doi.org/10.1038/ngeo583>

US EPA. (2004). Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, 2004) (EPA 600/P-99/002aF-bF). United States Environmental Protection Agency. <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=87903>

US EPA. (2009). National Lakes Assessment: A Collaborative Survey of the Nation's Lakes. United States Environmental Protection Agency, Office of Water and Office of Research and Development. https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-11/documents/nla_newlowres_fullrpt.pdf

US EPA. (2010). Designation of North American Emission Control Area to Reduce Emissions from Ships. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100AU0I.PDF?Dockey=P100AU0I.PDF>

US EPA. (2011). Policy Assessment for the Review of the Secondary National Ambient Air Quality Standards for Oxides of Nitrogen and Oxides of Sulfur. U.S. Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards Health and Environmental Impacts Division.

US EPA. (2019a). Bayesian Space-time Downscaling Fusion Model (Downscaler) -Derived Estimates of Air Quality for 2016. https://ofmpub.epa.gov/rsig/rsigserver?data/FAQSD/docs/2016_DS_Annual_Report.pdf

US EPA. (2019b). Technical Support Document for EPA'S Updated 2028 Regional Haze Modeling. United States Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-10/documents/updated_2028_regional_haze_modeling-tsd-2019_0.pdf

US EPA. (2019c). U.S. EPA. Integrated Science Assessment (ISA) for Particulate Matter (Final Report, Dec 2019) (EPA/600/R-19/188). United States Environmental Protection Agency. https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=539935

US EPA. (2020a). Air Quality Modeling Technical Support Document for the Final Revised Cross-State Air Pollution Rule Update. United States Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-03/documents/air_quality_modeling_tsd_final_revised_csapr_update.pdf

US EPA. (2020b). Integrated Science Assessment (ISA) for Oxides of Nitrogen, Oxides of Sulfur and Particulate Matter Ecological Criteria (Final Report, 2020) (EPA/600/R-20/278). U.S. Environmental Protection Agency. https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=541298

US EPA. (2020c). Integrated Science Assessment (ISA) for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Final Report, Apr 2020) (EPA/600/R-20/012). United States Environmental Protection Agency. https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=540022

US EPA. (2020d). Policy Assessment for the Review of the Ozone National Ambient Air Quality Standards (EPA-452/R-20-001). United States Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-05/documents/o3-final_pa-05-29-20compressed.pdf

US EPA. (2021a). 2021 Power Sector Programs Progress Report. https://www3.epa.gov/airmarkets/progress/reports/pdfs/2021_full_report.pdf

US EPA. (2021b). Final Rule to Revise Existing National GHG Emissions Standards for Passenger Cars and Light Trucks Through Model Year 2026. <https://www.epa.gov/regulations-emissions-vehicles-and-engines/final-rule-revise-existing-national-ghg-emissions>

US EPA. (2021c). Preparation of Emissions Inventories for the 2016v1 North American Emissions Modeling Platform. United States Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-03/documents/preparation_of_emissions_inventories_for_2016v1_north_american_emissions_modeling_platform_tsd.pdf

US EPA. (2021d). Preparation of Emissions Inventories for the 2016v2 North American Emissions Modeling Platform. United States Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-09/2016v2_emismod_tsd_september2021.pdf

US EPA. (2022a). Bayesian Space-time Downscaling Fusion Model (Downscaler) -Derived Estimates of Air Quality for 2019. https://ofmpub.epa.gov/rsig/rsigserver?data/FAQSD/docs/2019_DS_Annual_Report.pdf

US EPA. (2022b). Final Rule and Related Materials for Control of Air Pollution from New Motor Vehicles: Heavy-Duty Engine and Vehicle Standards. <https://www.epa.gov/regulations-emissions-vehicles-and-engines/final-rule-and-related-materials-control-air-pollution>

US EPA. (2023a). 2020 National Emissions Inventory (NEI) Technical Support Document (TSD). <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/2020-national-emissions-inventory-nei-technical-support-document-tsd>

US EPA. (2023b). Good Neighbor Plan for 2015 Ozone NAAQS. <https://www.epa.gov/csapr/good-neighbor-plan-2015-ozone-naaqs>

US EPA. (2023c). 2020 National Emissions Inventory (NEI) Data [Other Policies and Guidance]. <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/2020-national-emissions-inventory-nei-data>

US EPA. (2023d). EQUATES: EPA's Air QUALity TimE Series Project (United States) [Data and Tools]. <https://www.epa.gov/cmaq/equates>

US EPA. (2023e). National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) Table [Other Policies and Guidance]. <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>

US EPA. (2023f). US-Canada Air Quality Agreement (AQA) Notification Table [Other Policies and Guidance]. <https://www.epa.gov/nsr/us-canada-air-quality-agreement-aqa-notification-table>

US EPA et Environment Canada. (2004). Canada—United States Transboundary Particulate Matter Science Assessment. Canada-U.S. Air Quality Committee - Subcommittee 2: Scientific Cooperation. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/canada-u.s.transboundary_pm_science_assessment.pdf [Également disponible en français : US EPA et Environnement Canada. (2004). Évaluation Canada-États-Unis portant sur le transport frontalier des particules. Comité Canada-États-Unis de la qualité de l'air - Sous-comité 2 de la collaboration scientifique. <https://publications.gc.ca/collections/Collection/En56-203-2004F.pdf>]

- US EPA et Environment Canada. (2005a). Great Lakes Basin Airshed Management Framework Pilot Project (Canada-U.S. Border Air Quality Strategy). Environment Canada. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/great_lakes_basin_airshed_management_framework.pdf [Également disponible en français : US EPA et Environnement Canada. (2005a). Projet pilote sur le Cadre de gestion du bassin atmosphérique des Grands Lacs (Stratégie Canada - États-Unis sur la qualité de l'air transfrontalier). Environnement Canada. https://publications.gc.ca/collections/collection_2008/ec/En4-48-2005F.pdf]
- US EPA et Environment Canada. (2005b). Maintaining Air Quality in a Transboundary Air Basin Georgia Basin-Puget Sound (Canada-U.S. Border Air Quality Strategy). US EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/maintaining_air_quality_in_a_transboundary_air_basin_georgia_basin_-_puget_sound.pdf [Également disponible en français : US EPA et Environnement Canada. (2005b). Préservation de la qualité de l'air dans un bassin atmosphérique transfrontalier - le bassin de Géorgie et Puget Sound (Stratégie Canada - États-Unis sur la qualité de l'air transfrontalier). US EPA. https://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/En4-53-2005-fra.pdf]
- US EPA et Environment Canada. (2005c). United States—Canada Emissions Cap and Trading Feasibility Study (Border Air Quality Strategy). US EPA. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-07/documents/emissions_cap_and_trading_feasibility_study.pdf [Également disponible en français : US EPA et Environnement Canada. (2005c). Étude de faisabilité concernant les programmes de plafonnement des émissions et d'échange de droits d'émission au Canada et aux États-Unis (Stratégie Canada - États-Unis sur la qualité de l'air transfrontalier). US EPA. http://www.ec.gc.ca/cleanair-airpur/caol/canus/IPM_TECHNICAL/trading_report/trading_report_f.cfm]
- USGCRP. (2018). USGCRP, 2018: Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Volume II. U.S. Global Change Research Program. <https://doi.org/10.7930/NCA4.2018>
- Walker, J. T., Beachley, G. M., Amos, H. M., Baron, J. S., Bash, J., Baumgardner, R., Bell, M. D., Benedict, K., Chen, X., Clow, D. W., Cole, A., Coughlin, J. G., Cruz, K., Daly, R. W., Decina, S. M., Elliott, E. M., Fenn, M. E., Ganzeveld, L., Gebhart, K., ... Zhang, L. (2019). Science needs for continued development of total nitrogen deposition budgets in the United States (EPA/600/R-18/383). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=539934&Lab=CEMM
- Walker, J. T., Bell, M. D., Schwede, D. B., Cole, A., Beachley, G., Lear, G., et Wu, Z. (2019). Aspects of uncertainty in total reactive nitrogen deposition estimates for North American critical load applications. *Science of The Total Environment*, 690, 1005–1018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.337>
- Watmough, S. A., et Eimers, M. C. (2020). Rapid Recent Recovery from Acidic Deposition in Central Ontario Lakes. *Soil Systems*, 4(1), 10. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4010010>
- Webster, K. L., Leach, J. A., Houle, D., Hazlett, P. W., et Emilson, E. J. S. (2021). Acidification recovery in a changing climate: Observations from thirty-five years of stream chemistry monitoring in forested headwater catchments at the Turkey Lakes watershed, Ontario. *Hydrological Processes*, 35(9). <https://doi.org/10.1002/hyp.14346>
- West, J. J., Ansari, A. S., et Pandis, S. N. (1999). Marginal PM₂₅: Nonlinear Aerosol Mass Response to Sulfate Reductions in the Eastern United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49(12), 1415–1424. <https://doi.org/10.1080/10473289.1999.10463973>
- Wetherbee, G. A., Shaw, M. J., Latysh, N. E., Lehmann, C. M. B., et Rothert, J. E. (2010). Comparison of precipitation chemistry measurements obtained by the Canadian Air and Precipitation Monitoring Network and National Atmospheric Deposition Program for the period 1995–2004. *Environmental Monitoring and Assessment*, 164(1–4), 111–132. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0879-8>
- White, E., Shephard, M. W., Cady-Pereira, K. E., Kharol, S. K., Ford, S., Dammers, E., Chow, E., Thiessen, N., Tobin, D., Quinn, G., O'Brien, J., et Bash, J. (2023). Accounting for Non-Detects: Application to Satellite Ammonia Observations. *Remote Sensing*, 15(10), 2610. <https://doi.org/10.3390/rs15102610>

Whitfield, C. J., Aherne, J., Dillon, P. J., et Watmough, S. A. (2007). Modelling acidification, recovery and target loads for headwater catchments in Nova Scotia, Canada. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(2), 951–963.
<https://doi.org/10.5194/hess-11-951-2007>

WMO. (2004). Manual for the GAW Precipitation Chemistry Programme: Guidelines, Data Quality Objectives and Standard Operating Procedures (160). World Meteorological Organization. <https://library.wmo.int/records/item/41241-manual-for-the-gaw-prec-data-quality-objectives-and-standard-operating-procedures>

Wu, Z., Schwede, D. B., Vet, R., Walker, J. T., Shaw, M., Staebler, R., et Zhang, L. (2018). Evaluation and Intercomparison of Five North American Dry Deposition Algorithms at a Mixed Forest Site. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 10(7), 1571–1586. <https://doi.org/10.1029/2017MS001231>

Zhang, Y., Mathur, R., Bash, J. O., Hogrefe, C., Xing, J., et Roselle, S. J. (2018). Long-term trends in total inorganic nitrogen and sulfur deposition in the US from 1990 to 2010. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(12), 9091–9106.
<https://doi.org/10.5194/acp-18-9091-2018>

Zhao, N., Liu, Y., Vanos, J. K., et Cao, G. (2018). Day-of-week and seasonal patterns of PM_{2.5} concentrations over the United States: Time-series analyses using the Prophet procedure. *Atmospheric Environment*, 192, 116–127.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.050>

Annexe A : Modélisation

Modélisation de la qualité de l'air par ECCC

ECCC a récemment modélisé la qualité de l'air à l'aide du GEM-MACH, un modèle en ligne de prévision de la qualité de l'air qui simule la concentration de différents polluants atmosphériques (Gong *et al.*, 2015; Moran *et al.*, 2021; Pendlebury *et al.*, 2018). Cette modélisation de la qualité de l'air a été effectuée pour évaluer le transport transfrontalier de l'ozone et des PM_{2,5} entre les États-Unis et le Canada. Les simulations annuelles (excluant les émissions attribuables aux feux de forêt) ont été effectuées à l'échelle du continent, selon une grille latitude-longitude à mailles de 10 km et en utilisant les données météorologiques de 2019. Les scénarios de modélisation ont été produits pour l'année de référence 2015, et les scénarios de MSQ, pour 2025, 2030 et 2035, en tenant compte des émissions canadiennes et américaines ou bien en excluant les émissions canadiennes ou les émissions américaines.

Les émissions anthropiques canadiennes utilisées pour l'année de référence 2015 sont fondées sur l'IEPA produit par ECCC à la fin de 2017. Les scénarios de MSQ de 2025, 2030 et 2035 sont également prévus d'après cet IEPA (Sassi *et al.*, 2021). Les estimations des émissions futures tiennent compte des changements prévus dans la population, l'activité économique et l'utilisation de l'énergie, ainsi que des mesures de lutte contre la pollution atmosphérique qui seront mises en œuvre et des ouvertures et fermetures d'installations attendues au cours de cette période. Les prévisions d'émissions canadiennes tiennent compte des règlements qui seront appliqués dans les années à venir, notamment le *Règlement modifiant le Règlement sur la réduction des émissions de dioxyde de carbone – secteur de l'électricité thermique au charbon*, le *Règlement sur la réduction des rejets de méthane et de certains composés organiques volatils (secteur du pétrole et du gaz en amont)* et le *Règlement multisectoriel sur les polluants atmosphériques*, en plus d'autres règlements comme ceux des provinces et des territoires.

Les émissions anthropiques américaines utilisées pour l'année de référence 2015 correspondent aux émissions américaines de 2016, lesquelles comprennent principalement les émissions de l'inventaire de 2016 du projet EQUATES. On peut obtenir plus de précisions sur cet inventaire auprès d'autres sources (K. Foley, 2021; K. M. Foley *et al.*, 2023). Quant aux scénarios de MSQ, les projections américaines pour 2026 et 2032 proviennent de la plateforme de modélisation 2016 v. 2 de l'EPA (Eyth, 2021). Les projections américaines tiennent compte de plusieurs règlements, comme il est décrit dans le rapport *Technical Support Document (TSD) Preparation of Emissions Inventories for the 2016v2 North American Emissions Modeling Platform* (US EPA, 2021d).

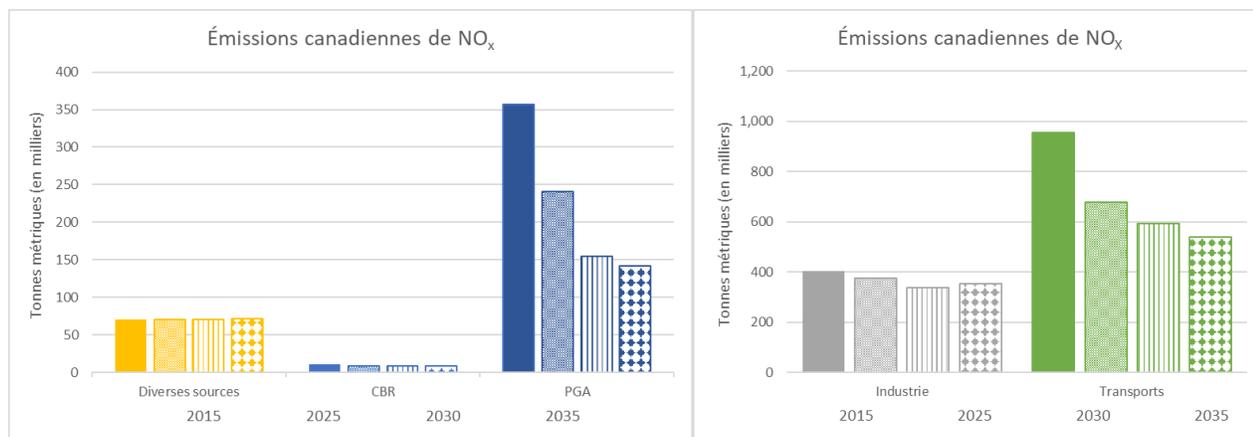
Les émissions mexicaines obtenues dans tous les scénarios sont fondées sur l'inventaire national des émissions du Mexique de 2008, lequel provient également de la plateforme de modélisation des émissions atmosphériques 2016 de l'EPA (Eyth, 2021).

Intrants d'émissions

Les émissions prévues de NO_x et de COV qui sont utilisées dans les simulations GEM-MACH effectuées selon les scénarios de MSQ de 2025, 2030 et 2035 sont comparées aux émissions de l'année de référence 2015 aux Figure A-1 à Figure A-3. Les prévisions pour ces années tiennent compte des règlements qui seront en vigueur à l'avenir. La Figure A-1 montre qu'entre 2015 et 2035, les émissions de NO_x provenant de diverses sources^[1] semblent augmenter légèrement (de 2 % au total entre 2015 et 2035), les émissions provenant de la combustion de bois à des fins résidentielles (CBR) semblent stables, et les émissions du secteur pétrolier et gazier d'amont (PGA) diminuent considérablement (de 60 % au total entre 2015 et 2035; la plus forte baisse [32 %] se produit entre 2015 et 2025). Les émissions provenant de l'industrie diminuent en 2025 et en 2030, puis augmentent légèrement en 2035 (une diminution globale de 12 % entre 2015 et 2035). Les émissions

provenant des transports montrent une diminution globale de 44 % entre 2015 et 2035, et la plus forte réduction (29 %) se produit entre 2015 et 2025.

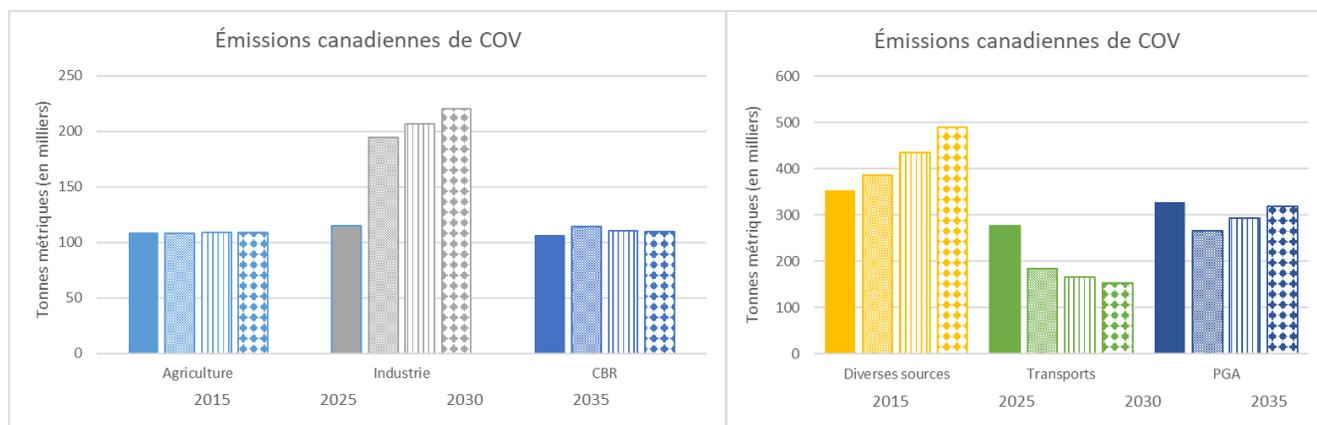
Figure A-1. Émissions canadiennes de NO_x en 2015, 2025, 2030 et 2035.



Les émissions provenant de diverses sources comprennent les émissions des catégories des sources suivantes : commercial-résidentiel-institutionnel, peintures et solvants, incinération et déchets, et incendies (y compris les brûlages dirigés et les feux de bâtiments).

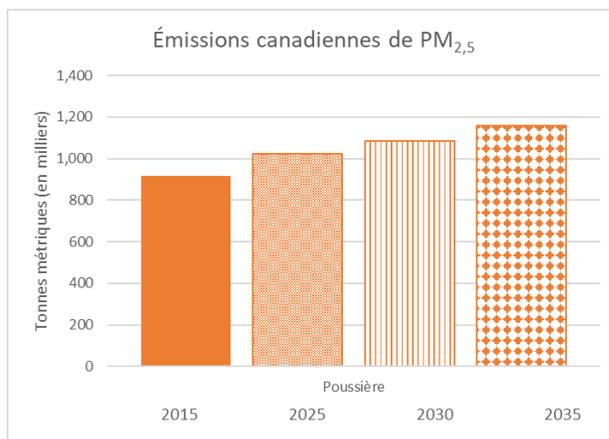
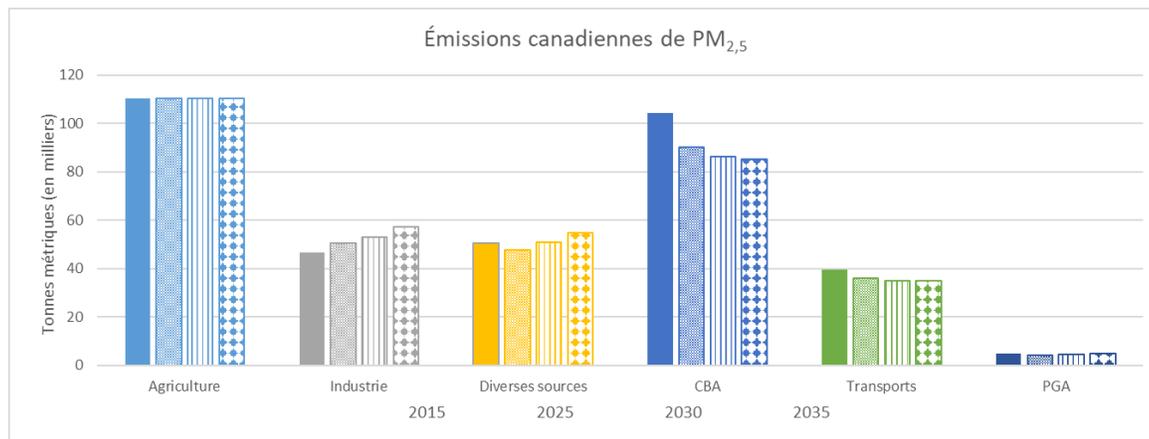
La Figure A-2 montre les émissions canadiennes de COV de l'année de référence 2015 et selon les scénarios de MSQ pour 2025, 2030 et 2035. Les émissions provenant de l'agriculture demeurent stables au cours des ans, alors que celles provenant de l'industrie augmentent de 91 % entre 2015 et 2035; la plus forte hausse (69 %) de ces dernières se produit entre 2015 et 2025. Les émissions provenant de diverses sources montrent une augmentation globale de 39 % entre 2015 et 2035. Les émissions provenant de la CBR augmentent en 2025, puis diminuent en 2035, ce qui se traduit par une diminution globale de 3 % entre 2015 et 2035. Les émissions du PGA diminuent de 19 % entre 2015 et 2025, puis augmentent entre 2025 et 2035, ce qui se traduit par une diminution globale de 2 % entre 2015 et 2035. Les émissions provenant des transports montrent une diminution globale de 45 % entre 2015 et 2035.

Figure A-2. Émissions canadiennes de COV en 2015, 2025, 2030 et 2035.



La Figure A-3 montre les émissions canadiennes de $PM_{2,5}$ primaires de l'année de référence 2015 et selon les scénarios de MSQ pour 2025, 2030 et 2035. Les émissions provenant de l'agriculture demeurent stables entre l'année de référence 2015 et 2035. Les émissions provenant de l'industrie augmentent de 23 % entre 2015 et 2035, alors que celles provenant de diverses sources diminuent légèrement, puis augmentent, ce qui se traduit par une augmentation globale de 9 % entre 2015 et 2035. Les émissions provenant de la CBR montrent une diminution globale de 18 % entre 2015 et 2035, et la plus forte réduction (13 %) se produit entre 2015 et 2025. Les émissions provenant des transports diminuent de 12 % entre 2015 et 2035. Les émissions de poussière augmentent de 26 % entre 2015 et 2035. Les émissions du PGA sont relativement faibles et demeurent stables au cours de la période visée.

Figure A-3. Émissions canadiennes de $PM_{2,5}$ en 2015, 2025, 2030 et 2035.



Incertitude du modèle

Toutes les séquences de modélisation sont exécutées en fonction des mêmes conditions météorologiques, soit celles de 2019, et pour une seule année. Cela met en évidence l'incidence correspondante des changements dans les émissions et la composition chimique de l'atmosphère. Toutefois, ces séquences ne sont pas censées représenter des scénarios futurs possibles puisqu'elles ne tiennent pas compte des changements climatiques prévus. On s'attend à ce que le réchauffement des températures détériore la qualité de l'air au Canada et aux États-Unis; en effet, ce réchauffement a pour effet d'allonger la période durant laquelle peuvent survenir des épisodes de mauvaise qualité de l'air, et les épisodes estivaux de mauvaise qualité de l'air sont exacerbés par

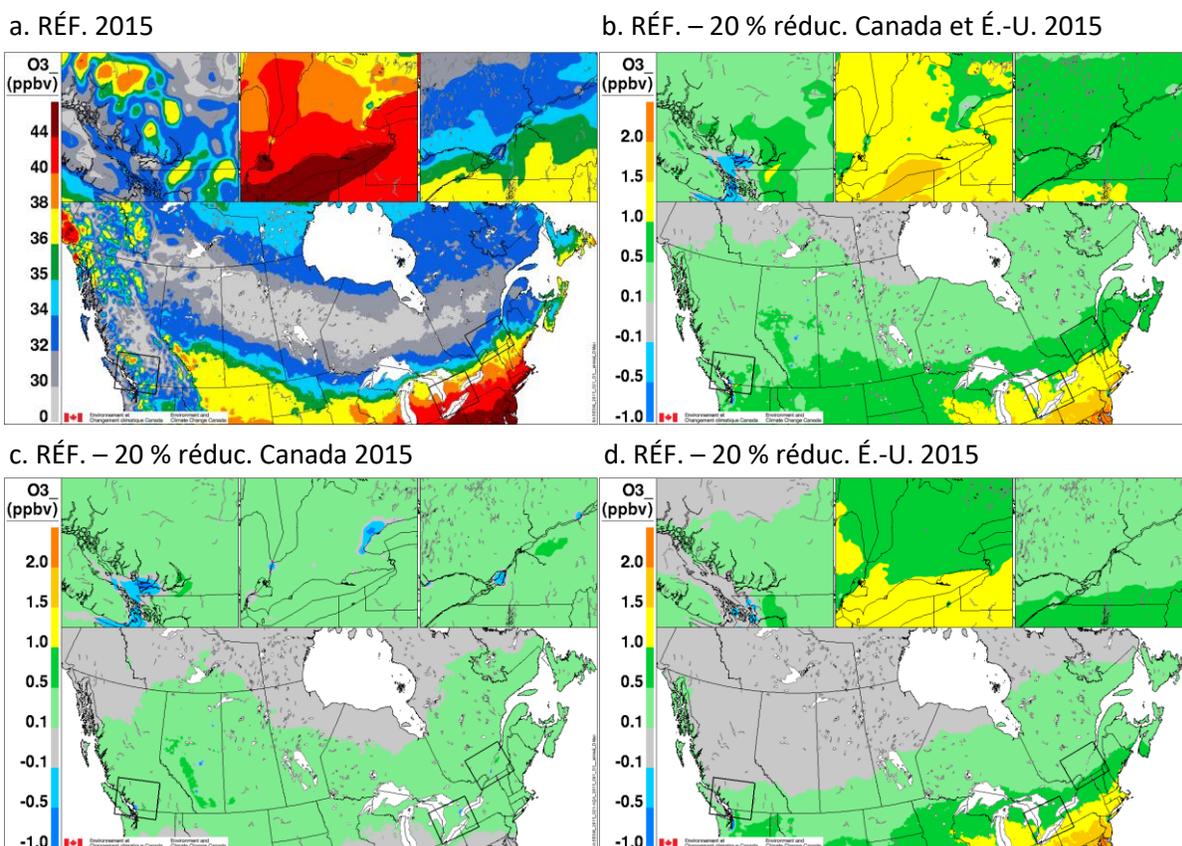
des étés plus chauds. En outre, lorsque les changements sont faibles, une année pourrait ne pas suffire à produire des résultats statistiquement significatifs.

Séquences de réduction de 20 %

Les scénarios de mise à zéro des émissions sont des cas extrêmes que l'on peut utiliser pour examiner l'incidence d'une région sur une autre sur le plan qualitatif. Toutefois, en raison de la non-linéarité de la composition chimique, on ne peut pas les utiliser pour une analyse quantitative précise. Par exemple, les concentrations de polluants observées dans chaque scénario de mise à zéro ne peuvent pas être additionnées pour obtenir les quantités de polluants selon le scénario de MSQ, même au-dessus des niveaux naturels. Des séquences de réduction de 20 % ont également été exécutées à l'aide du GEM-MACH; ces séquences ont moins d'effet sur les polluants et montrent des zones de non-linéarité, mais dans l'ensemble, elles permettent de confirmer les constatations des scénarios de mise à zéro des émissions. Des exemples précis sont donnés à chaque section.

La Figure A-4 montre la moyenne annuelle, répartie sur une grille, des concentrations maximales quotidiennes d'ozone en 2015 (en ppb). La Figure A-4a montre les concentrations dans le scénario de référence de 2015. La Figure A-4b montre les différences de concentration entre le scénario de référence et le scénario de 20 % de réduction des émissions canadiennes et américaines. La Figure A-4c montre les différences de concentration

Figure A-4. Moyenne annuelle des concentrations maximales quotidiennes d'ozone issue de la modélisation d'ECCC selon (a) le scénario de référence de 2015, (b) le scénario de référence moins le scénario de 20 % de réduction des émissions canadiennes et américaines en 2015 (c) le scénario de référence moins le scénario de 20 % de réduction des émissions canadiennes en 2015, et (d) le scénario de référence moins le scénario de 20 % de réduction des émissions américaines en 2015.



entre le scénario de référence et le scénario de 20 % de réduction des émissions canadiennes (voir la Figure 3-8d), et la Figure A-4d, les différences entre le scénario de référence et le scénario de 20 % de réduction des émissions américaines (voir la Figure 3-8c).

Modélisation de la qualité de l'air par l'EPA des États-Unis

Ozone

L'EPA a réalisé deux projets de modélisation récents qui permettent de quantifier le transport transfrontalier de l'ozone entre les États-Unis et le Canada. Le Tableau A-1 résume les deux projets, l'Ozone PA de 2020 (US EPA, 2020d) et la RCU (US EPA, 2020a), lesquels comprennent huit simulations. La modélisation de la qualité de l'air utilisée à l'appui de chacun de ces efforts repose sur différents modèles photochimiques, différentes années de simulation et différentes technologies pour attribuer la pollution aux États-Unis ou au Canada. Le détail des simulations est résumé au Tableau A-1 et dans la discussion ci-dessous.

Pour l'Ozone PA de 2020, l'EPA a effectué des simulations du modèle CMAQ v. 5.2.1 pour 2016. Ce projet comprenait un scénario de référence tenant compte de toutes les émissions ainsi que plusieurs simulations où l'on enlevait des régions précises à la source de toutes les émissions anthropiques. En comparant le scénario de référence à un scénario de mise à zéro des émissions américaines ou canadiennes, il est possible d'attribuer une partie de la pollution totale au pays en question. Pour cette application du modèle, on n'a pas procédé à une mise à zéro des émissions purement canadiennes; les émissions canadiennes et mexicaines ont plutôt été enlevées simultanément. Les deux pays sont suffisamment éloignés l'un de l'autre et les schémas de transport des polluants sont suffisamment différents pour que la contribution du Canada (ou du Mexique) puisse généralement être distinguée. Bien que l'Ozone PA de 2020 était axée sur l'ozone, les résultats du modèle comprennent également des prévisions sur les PM qui peuvent être utiles au présent examen.

La RCU utilisait le modèle CAMx (v. 7., beta 6) pour les années 2016, 2023 et 2028. En 2023 et en 2028, l'Ozone Source Apportionment Technology (OSAT) a été utilisée conjointement avec l'Anthropogenic Precursor Culpability Assessment (APCA) à l'échelle des États américains et du Canada. Pour plus de détails sur la technologie APCA et son application, consulter le document de référence (US EPA, 2020a).

Grâce à ces simulations, nous pouvons voir comment change la pollution par l'ozone entre le présent nominal (ici, 2016) et diverses années futures (2023, 2028). En ce qui concerne l'ozone, il y a plusieurs estimations actuelles (PA16, RCU16) ainsi que plusieurs attributions des sources pour le présent et pour des années futures (PA16, RCU23, RCU28). Les tendances sont mieux décrites lorsqu'on utilise une seule série cohérente de simulations (p. ex. RCU16 à RCU28).

Tableau A-1. Description des simulations utilisées dans l'analyse américaine de l'ozone.

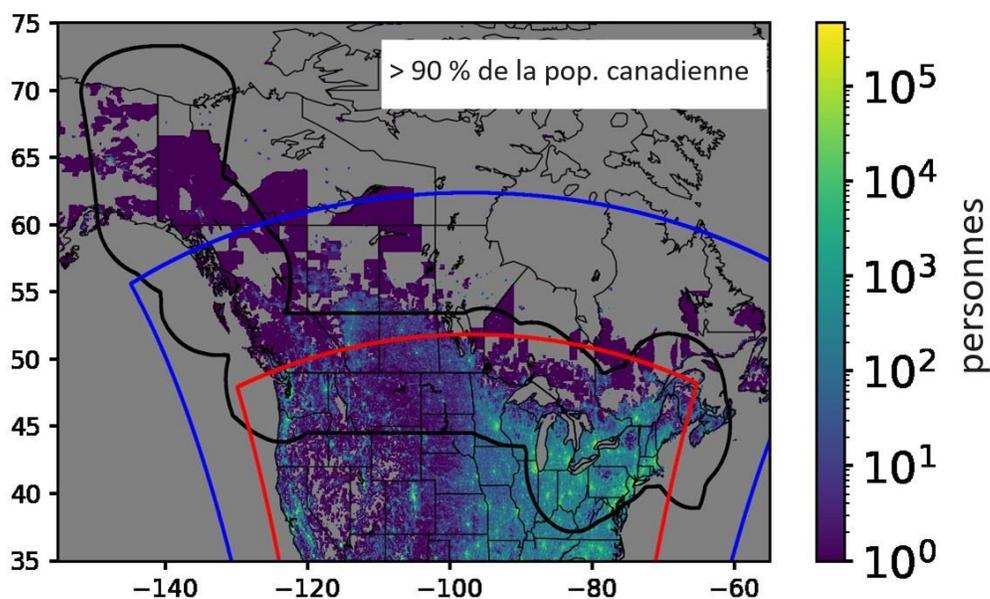
Nom abrégé	Application antérieure	Modèle : années Attribution	108 km	36 km	12 km
PA16	Ozone Policy Assessment de 2020	CMAQ : 2016 Attribution : mises à zéro distinctes pour les États-Unis et le Canada de toutes les émissions anthropiques (émissions directes et de précurseurs), ce qui permet d'attribuer l'ozone, les PM _{2,5} , l'azote et le soufre	Oui	Oui	Oui

RCU16	Final Revised CSAPR Update	CAMx : 2016, 2023 et 2028			
RCU23		Attribution : OSAT/APCA (2023 et 2028)	Non	Non	Oui
RCU28					

Comme il est indiqué au Tableau A-1, les différentes études utilisaient trois domaines. Le plus grand domaine englobe l'hémisphère Nord et utilise une projection stéréographique polaire avec une résolution de 108 km. Ce domaine couvre toutes les régions d'intérêt, mais ne résout pas les gradients spatiaux liés à la qualité de l'air en milieu urbain. Nos projets réglementaires utilisent un domaine de 12 km qui couvre relativement bien la zone continentale des États-Unis, mais qui englobe une plus petite superficie et laisse de côté de grandes parties du Canada. Pour saisir toute l'influence de la zone environnante, particulièrement celle des sources internationales, nous utilisons aussi un domaine de 36 km de plus grande étendue que celui de 12 km et présentant une résolution plus fine que celle des simulations grossières (108 km). Ces domaines sont illustrés à la Figure A-5.

Le domaine de 36 km englobe la majeure partie de la région d'analyse à l'exception des territoires du Nord et l'Alaska, ce qui représente 99,9 % de la population vivant dans la région d'analyse. Le domaine de 12 km englobe la majeure partie de la région d'analyse jusqu'au 48^e parallèle nord, mais il laisse de côté des parties à l'ouest et toute la frontière entre le Canada et l'Alaska. Le domaine de 12 km englobe 84,9 % de la population canadienne vivant dans la région d'analyse. Le domaine de 36 km englobe toute la frontière du 48^e parallèle nord et certaines parties de la frontière entre le Canada et l'Alaska, mais seul le domaine de 108 km englobe complètement la région d'analyse. Comme l'indique la Figure A-5, 92,4 % des 38,4 millions d'habitants de la

Figure A-5. Carte de la population du Canada et des États-Unis montrant un contour noir de la zone proposée pour l'analyse de l'Accord. Les zones englobées par les domaines de 36 km (en bleu) et de 12 km (en rouge) de l'EPA sont superposées à la carte à titre de référence. Le domaine à grille de 108 km englobe toute la figure.



population canadienne³⁴ vivent en deçà de 500 km de la frontière entre le Canada et les États-Unis, ce qui est le cas d'une fraction beaucoup plus petite des 332,2 millions d'habitants de la population américaine³⁵. Cette région de 500 km comprend la majeure partie de la ZGEP; elle comprend aussi une partie de la Virginie ainsi que la totalité ou des parties des États du nord-ouest des États-Unis (Washington, nord de l'Idaho, Montana, nord du Wyoming, Dakota du Nord, nord du Dakota du Sud). Afin de comparer ces résultats les uns aux autres, nous utilisons un domaine commun défini à l'aide de l'ensemble de données sur la population mondiale (v. 4.2) du Center for International Earth Science Information Network. Cet ensemble de données utilise une grille latitude-longitude présentant une résolution de 2,5 minutes (~ 4,5 km aux latitudes moyennes du Nord). Chaque cellule de grille se voit assigner la concentration de polluant qui correspond au centroïde de la cellule, laquelle est issue du modèle photochimique. En utilisant une grille commune, nous pouvons également appliquer à nos résultats une pondération en fonction de la population.

PM_{2,5}

L'EPA a réalisé deux projets de modélisation récents qui permettent de quantifier le transport des PM_{2,5} provenant des États-Unis et du Canada. Ces deux projets sont l'Ozone PA de 2020 et la RHR (US EPA, 2019b). L'Ozone PA a déjà fait l'objet d'une discussion dans les sections ci-dessus sur l'ozone ainsi que dans le Tableau A-1. Bien que l'Ozone PA n'était pas axée sur les PM_{2,5}, les résultats en question sont présentés ici à des fins de comparaison avec la RHR. La modélisation selon la RHR est décrite au Tableau A-2 et dans le texte qui suit :

- La RHR a permis d'effectuer une modélisation complète de la qualité de l'air avec extensions (CAMx v. 7, beta) pour 2016 et l'année future 2028. Pour l'année future, les simulations utilisaient la Particulate matter Source Attribution Technology (PSAT) pour attribuer les contributions sectorielles des États-Unis et la contribution totale du Canada. Aux fins du présent rapport, les secteurs américains sont combinés pour obtenir la contribution totale des États-Unis.

Tableau A-2. Description des simulations utilisées dans l'analyse américaine de l'ozone.

Nom abrégé	Application antérieure	Modèle : années Attribution	108 km	36 km	12 km
			Non	Oui	Oui
RHR16	Regional Haze Rule	CAMx : 2016 et 2028	Non	Oui	Oui
RHR28		Attribution : PSAT (2028)			

La modélisation selon l'Ozone PA et la RHR donne lieu à plusieurs estimations relatives aux PM (PA16 et RHR16) et à leur attribution (PA16 et RHR28). Le changement dans les concentrations de PM_{2,5} entre le présent nominal (2016) et une année future (2028) fournit une estimation de la façon dont les changements dans les émissions devraient influencer les PM_{2,5} à l'avenir. La modélisation de l'attribution (mise à zéro de la PA16 et RHR28 effectuée à l'aide de la PSAT) fournit une estimation de l'ampleur des effets transfrontaliers.

Comme il est décrit dans la section ci-dessus sur l'ozone, une combinaison de trois domaines et de différentes résolutions est utilisée pour produire les résultats. Les résultats sont regroupés sur une grille unifiée conforme

³⁴ Statistique Canada. Estimation trimestrielle de la population d'octobre 2021. Site Web : <https://www150.statcan.gc.ca/n1/daily-quotidien/211216/dq211216c-fra.htm?HPA=1&indid=4098-1&indgeo=0>.

³⁵ Horloge démographique de l'U.S. Census Bureau en date du 1^{er} octobre 2021. Site Web : <https://www.census.gov/popclock/>.

à celle de l'ensemble de données sur la population mondiale (v. 4.2). Cet ensemble de données utilise une grille latitude-longitude présentant une résolution de 2,5 minutes ($\sim 4,5$ km aux latitudes moyennes du Nord).

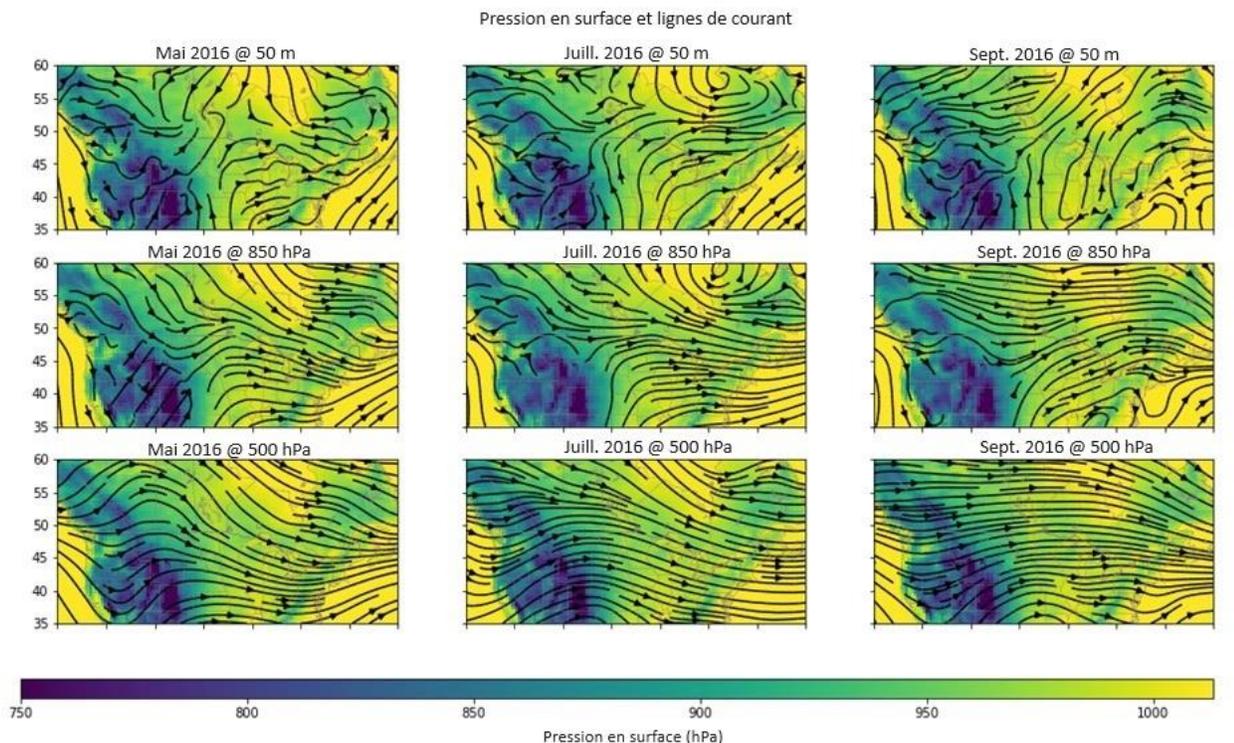
Pour les $PM_{2,5}$, les modèles produisent des résultats différenciés par espèce avec différentes représentations des modes de diamètre des particules (mode de nucléation, mode d'accumulation et mode grossier). Une entrée est utilisée pour mesurer de manière sélective les particules de diamètre inférieur à $2,5 \mu\text{m}$. L'utilisation de ce seuil de taille a pour effet de regrouper toutes les particules du mode de nucléation, la plupart des particules du mode d'accumulation, et une petite partie des particules du mode grossier par suite d'une séparation incomplète des tailles. Pour l'analyse selon l'Ozone PA, nous examinons l'ensemble des particules des modes d'Aitken et d'accumulation qui est issu du modèle pour estimer les $PM_{2,5}$ totales. Pour l'analyse selon la RHR, nous utilisons la somme des particules du mode aérosol fin.

Annexe B : Analyse météorologique du flux transfrontalier

Les données sur les vents issues de la Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, version 2 (MERRA-2) ont été utilisées pour fournir une description qualitative du transport des polluants qui ne repose pas sur leur composition chimique complexe. Les vents à basse altitude (50 mètres) sont les plus pertinents pour décrire le transport le long de la frontière, alors que le transport à grande distance dépend fortement des vents à haute altitude (500 hPa). Les vents à moyenne altitude (850 hPa) montrent la transition entre les précédents niveaux.

La Figure B-1 montre la configuration habituelle des vents sous forme de lignes de courant durant trois mois d'été représentatifs et trois altitudes représentatives. Les mois d'été sont pertinents pour décrire le transport de l'ozone, des $PM_{2,5}$ et de leurs précurseurs. Les vents à haute altitude (500 hPa) ne sont que légèrement favorables au transport à grande distance du Canada vers les États-Unis. Les vents en altitude sont relativement constants et soufflent généralement de l'ouest vers l'est, avec une légère composante nord-sud. Cela concorde avec le transport à grande distance de la région pacifique du Canada vers le nord-est des États-Unis. Comme nous le verrons dans les résultats de la modélisation, il ne s'agit pas d'un vecteur de transport important. Les vents à basse altitude (10 mètres) sont favorables à divers degrés au transport des États-Unis vers le Canada. Les vents à basse altitude varient selon la saison et l'endroit. Dans le nord-ouest des États-Unis, les schémas de transport sont généralement parallèles à la frontière en toute saison, ce qui indique un faible transport transfrontalier. En mai, dans le nord-est des États-Unis, les lignes de courant sont généralement parallèles à la frontière entre les États-Unis et le Canada, sauf près de New York. Cela met en évidence le transport du Michigan vers la région de Toronto-Windsor et de la région de Toronto-Windsor vers

Figure B-1. Les pressions moyennes mensuelles en surface et les champs de vent issus de la MERRA-2 sont présentés pour les mois de mai, de juillet et de septembre 2016. Les vents sont illustrés à une altitude de 50 mètres (50 m) et à des pressions de 850 hPa et de 500 hPa, ce qui représente une augmentation de l'altitude.



New York. En juillet, les lignes de courant tendent à aller du sud vers le nord jusqu'à proximité de la frontière, où une composante ouest-est s'ajoute. Cela met en évidence le transport du Michigan et de la vallée de l'Ohio vers le Canada. En septembre, les lignes de courant vont du sud vers le nord, ce qui met en évidence le transport des États-Unis vers le Canada. Ces résultats concordent généralement avec les résultats de la modélisation photochimique présentés ci-après.

La Figure B-2 montre les vents habituels durant les mois hors saison estivale (janvier, mars et novembre); ces vents sont pertinents pour décrire le transport des $PM_{2,5}$ et de leurs précurseurs, lesquels peuvent présenter des pics en été et en hiver (Zhao *et al.*, 2018). Comme pendant les mois d'été, les flux des vents à haute altitude vont généralement de l'ouest vers l'est. La composante nord-sud près du Montana et de l'Alberta est plus forte en janvier; ceci est le cas des flux des vents tant à 500 hPa qu'à 850 hPa. Cela porte à croire qu'un certain transport favorable du Canada vers les États-Unis serait plus pertinent dans cette région et pendant cette saison, et qu'il influencerait plus les concentrations moyennes annuelles de $PM_{2,5}$ que les concentrations d'ozone en été. Contrairement aux mois d'été, il n'y a pas, dans le nord-est, de flux en surface évident du sud vers le nord. Il y a plutôt soit une convergence, soit des flux parallèles à la frontière. Ainsi, les vents qui soufflent près de la surface pendant ces mois sont généralement moins favorables au transport transfrontalier dans le nord-est.

Figure B-2. Les pressions moyennes mensuelles en surface et les champs de vent issus de la MERRA-2 sont présentés pour les mois de janvier, de mars et de novembre 2016. Les vents sont illustrés à une altitude de 50 mètres (50 m) et à des pressions de 850 hPa et de 500 hPa, ce qui représente une augmentation de l'altitude.

