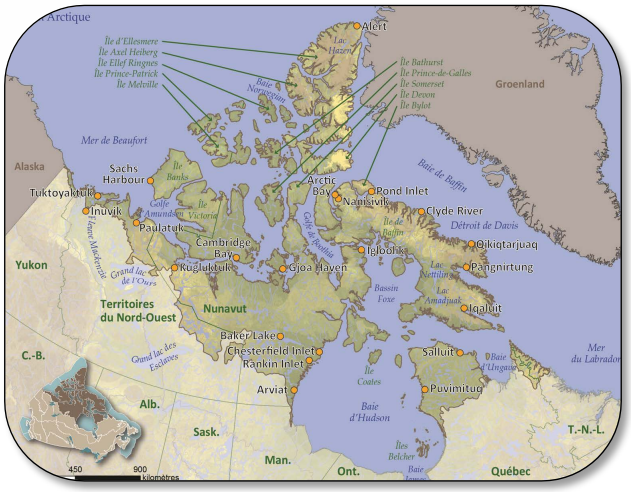
Évaluation de l'état et des tendances de l'écozone+ de l'Arctique



J. Eamer[1], G. Henry[2], A. Gunn[3] et L. Harding[4]

Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010

Rapport technique sur l'écozone+

[1]Environnement Canada (jusqu'en 2011); actuellement : SLR Consulting (Canada) Ltd., 200-1620 West 8th Avenue, Vancouver, C.-B.; jeamer@slrconsulting.com
[2]Department of Geography, University of British Columbia
[3]368 Roland Road, Salt Spring Island (Colombie-Britannique)
[4]SciWrite, 2339 Sumpter Drive, Coquitlam (Colombie-Britannique)

Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Évaluation de l'état et des tendances de l'écozone+ de l'Arctique.

Publ. aussi en anglais sous le titre :
Arctic Ecozone+ status and trends assessment.
Monographie électronique en version PDF.
ISBN 978-0-660-23433-5
Cat. no. : En14-43/01-1-2014-PDF

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

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

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

Ce rapport devrait être cité comme suit :
Eamer, J., Henry, G., Gunn, A. et Harding L. 2014. Évaluation de l'état et des tendances de l'écozone+ de l'Arctique. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés no 3. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, (Ont.). xvii + 286 p.
http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014
Also available in English

PRÉFACE

Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes en 2010

En 2006, les Conseils canadiens des ministres des ressources ont élaboré le document *Un cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité* (Environnement Canada, 2006), qui est centré sur les mesures de conservation et de restauration prévues dans la *Stratégie canadienne de la biodiversité* (Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la biodiversité, 1995). Le rapport *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010* (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010) a été le premier rapport rédigé suivant ce cadre. Il présente 22 constatations clés issues de la synthèse et de l'analyse de rapports techniques de base sur l'état et les tendances pour de nombreux thèmes nationaux intersectoriels (série de rapports techniques thématiques) et pour les écozones⁺ terrestres et marines du Canada (évaluations de l'état et des tendances des écozones⁺). Plus de 500 experts ont participé à l'analyse des données ainsi qu'à la rédaction et à l'examen de ces documents de base. Des rapports sommaires ont également été élaborés pour chaque écozone⁺ terrestre afin de présenter les éléments probants propres à ces écozones relativement à chacune des 22 constatations clés nationales (série de rapports sommaires sur les éléments probants relativement aux constatations clés). Ensemble, ces produits constituent le *Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes en 2010* (RETE) (figure 1).

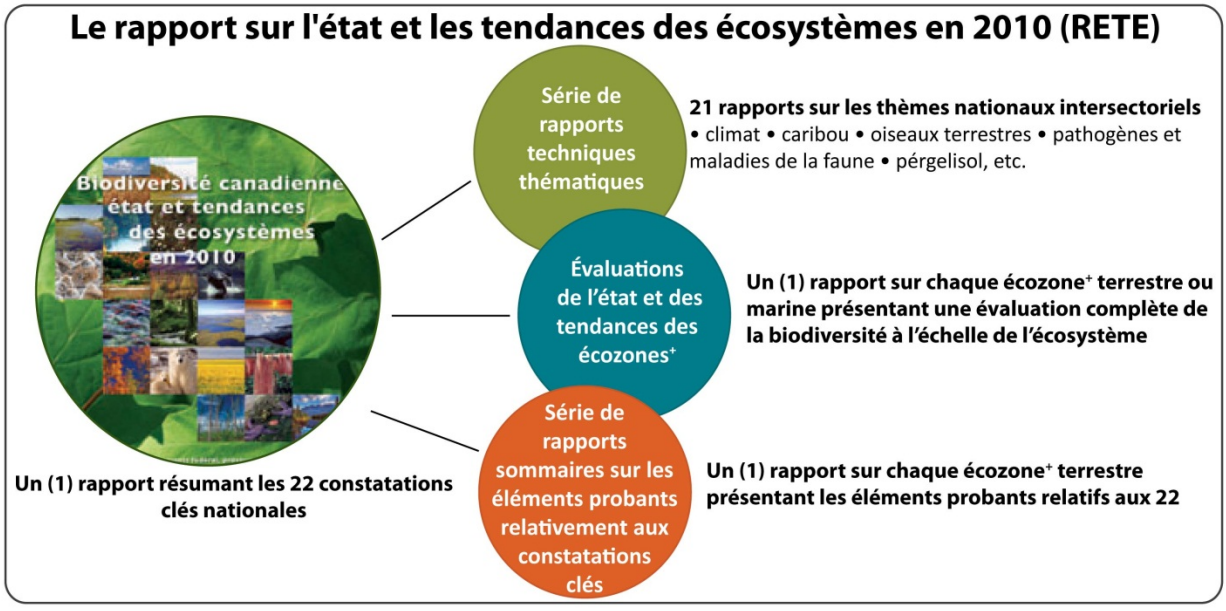


Figure 1. Série de produits constituant le rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes (RETE).

Le présent document est le rapport technique d'évaluation de l'état et des tendances de l'écozone⁺ de l'Arctique (figure 2 et figure 3), qui comprend l'ensemble ou certaines portions du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du Québec ainsi que de Terre-Neuve-et-Labrador. Divers auteurs et réviseurs issus de la fonction publique, du milieu universitaire,

d'organisations non gouvernementales et du secteur des consultants ont participé à la production du présent document. L'information qu'il contient n'est pas exhaustive. En outre, comme dans tous les produits constituant le RETE, les périodes sur lesquelles sont basées les évaluations de l'état et des tendances varient, d'une part parce que les périodes pertinentes pour les divers aspects des écosystèmes varient, et d'autre part parce que l'évaluation est fondée sur les meilleurs renseignements disponibles, qui proviennent de diverses périodes.

On trouve de l'information sur le projet global du RETE et sur les produits qui le constituent à l'adresse suivante : http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1.

Les sources d'information utilisées pour la rédaction du présent document comprennent des résultats de recherche publiés dans des ouvrages, des revues scientifiques et des rapports gouvernementaux, ainsi que des données provenant d'études de surveillance et d'études relatives à la gestion. On y trouve également des renseignements fournis par des spécialistes (sous forme de communications personnelles) sur certains sujets, par exemple dans les cas où les résultats d'une étude n'étaient pas encore publiés. On a également fait appel à une autre source d'information importante pour l'ensemble du rapport : la série de rapports thématiques préparés pour le RETE. Dans la plupart des cas, il s'agit de rapports de portée nationale, l'état et les tendances étant synthétisés à l'échelle nationale et par écozone⁺. Ces rapports comportent des analyses d'ensembles de données précis, placées dans le contexte plus vaste de la littérature scientifique. Dans le présent document, les rapports thématiques sont résumés et discutés en liens avec l'écozone⁺ de l'Arctique. On y reproduit les principales analyses des tendances. Il est cependant à noter que les analyses contenues dans les rapports thématiques portent sur diverses périodes et qu'elles n'ont pas été mises à jour. Le présent document repose aussi sur des sommaires et des éléments préparés pour le principal document du RETE, intitulé *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010* (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010), et sur l'*Évaluation de la biodiversité de l'Arctique* du Conseil de l'Arctique (CAFF, 2013), qui constitue une source d'information sur la biodiversité de l'Arctique canadien et sur le contexte circumpolaire de l'état et des tendances.

Système de classification écologique – écozones+

Une version légèrement modifiée des écozones terrestres du Canada, décrite dans le *Cadre écologique national pour le Canada* (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1995), a permis de déterminer les zones représentatives d'écosystèmes pour tous les rapports compris dans le présent projet (figure 2). Les modifications comprennent : un ajustement des limites terrestres pour tenir compte des améliorations résultant des activités de vérification au sol; la fusion des trois écozones de l'Arctique en une seule écozone; l'utilisation de deux écoprovinces, à savoir le bassin intérieur de l'Ouest et la forêt boréale de Terre-Neuve; l'ajout de neuf zones marines représentatives d'écosystèmes; l'ajout de l'écozone des Grands Lacs. Ce système de classification modifié est appelé « écozones+ » dans ces rapports afin d'éviter toute confusion avec les « écozones » mieux connues du cadre initial (Rankin *et al.*, 2011).

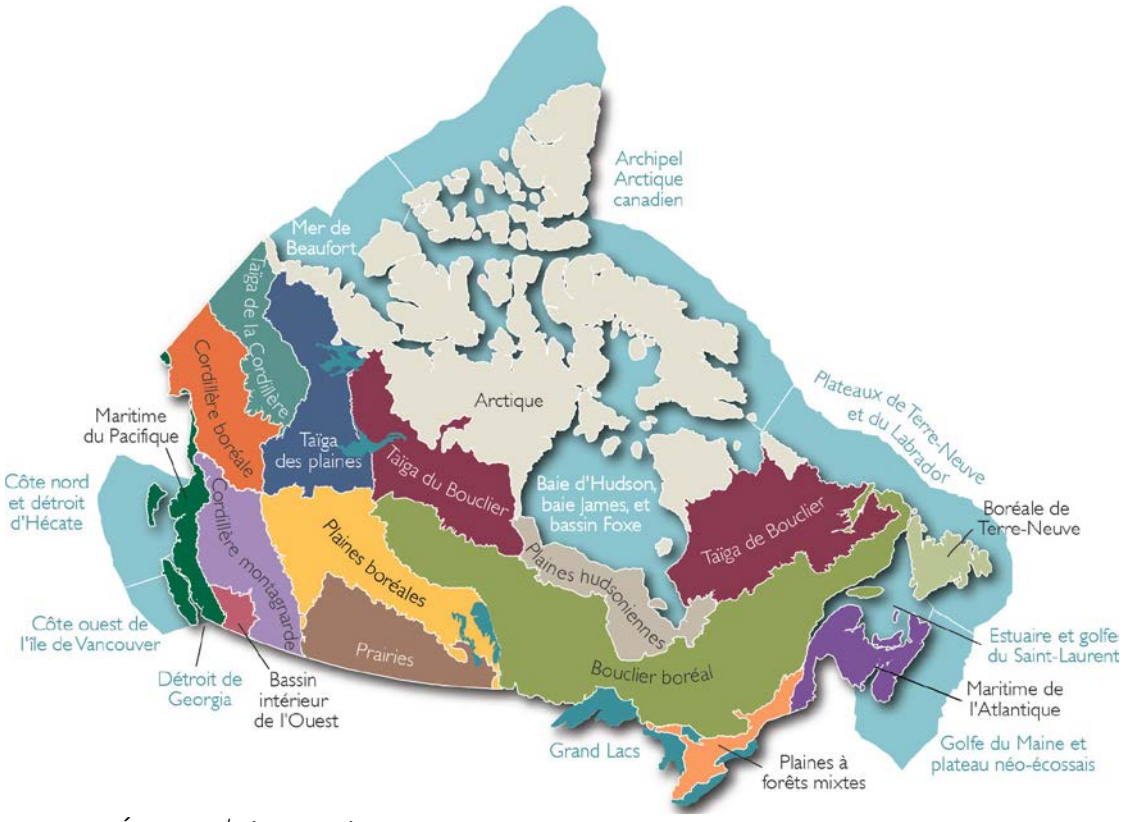


Figure 2. Écozones+ du Canada.

L'écozone+ de l'Arctique est délimitée, au sud, par la lisière septentrionale de la forêt boréale. Dans la classification des écozones+, on a modifié la frontière entre les écozones de la taïga du Bouclier et de l'Arctique sur la base de vérifications au sol. Comme on l'a indiqué précédemment, l'écozone+ de l'Arctique est issue de la combinaison de trois écozones terrestres de l'Arctique. Il s'agit d'une écozone+ vaste et diversifiée, et les trois écozones d'origine constituent des ensembles écologiques distincts. Lorsque cela est nécessaire, elles sont abordées séparément; ce sont les régions du Bas-Arctique, du Haut-Arctique et de la Cordillère arctique de l'écozone+ de l'Arctique.

Remerciements

Auteurs principaux : J. Eamer, G. Henry, A. Gunn et L. Harding
Auteurs collaborateurs : R. Brown, S. Carrière, B. Collins, S. Elmendorf, G. Gauthier, J. Goulet, C. Haas, E. Jacobsen, J. Paquet, T. Prowse, A. Shabbar, R. Smith et L. Toretti
Auteurs des rapports techniques thématiques du RETE d'où proviennent les renseignements :

Système de classification écologique pour le Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes en 2010 : R. Rankin, M. Austin et J. Rice
Lignes directrices pour la préparation des produits du RETE – classification des menaces pour la biodiversité : C. Wong
Lignes directrices pour la préparation des produits du RETE – schéma de classification des terres : J. Frisk
Oscillations climatiques à grande échelle ayant une incidence sur le Canada, de 1900 à 2008 : B. Bonsal et A. Shabbar
Tendances climatiques au Canada, de 1950 à 2007 : X. Zhang, R. Brown, L. Vincent, W. Skinner, Y. Feng et E. Mekis
Pathogènes et maladies de la faune au Canada : F.A. Leighton
Tendances relatives aux conditions du pergélisol et à l'écologie dans le nord du Canada : S. Smith
Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada : A. Gunn, D. Russell et J. Eamer
Tendances relatives aux oiseaux terrestres au Canada, de 1968 à 2006 : C. Downes, P. Blancher et B. Collins
Tendances relatives aux oiseaux de rivage canadiens : C. Gratto-Trevor, R.I.G. Morrison, B. Collin, J. Rausch, M. Drever et V. Johnston
Surveillance à distance des écosystèmes : sélection de tendances mesurées à partir d'observations par satellite du Canada : F. Ahern, J. Frisk, R. Latifovic et D. Pouliot
Biodiversité dans les rivières et lacs du Canada : W.A. Monk et D.J. Baird

Révision effectuée par des scientifiques ainsi que des gestionnaires de la faune et des ressources renouvelables issus d'organismes gouvernementaux fédéraux et territoriaux pertinents dans le cadre d'un processus de révision recommandé par le Comité directeur du RETE. À la demande des auteurs, des sections précises ont fait l'objet d'une révision supplémentaire par des chercheurs universitaires dans leur domaine d'expertise. La révision de la dernière ébauche par les pairs a été coordonnée par A. Mooers, de la Société canadienne pour l'écologie et l'évolution. Le présent rapport a grandement bénéficié des révisions faites par D. Berteaux, P. Hale et un réviseur anonyme.
Orientation offerte par le Comité directeur du RETE réunissant des représentants d'organismes fédéraux, provinciaux et territoriaux.
Travail éditorial, synthèse, contributions techniques, cartes et graphiques et production du rapport par le Secrétariat du RETE d'Environnement Canada, J. Eamer, M. Osmond-Jones, P. Lilley, K. Badger, E. Jacobsen et M. Connolly.
Connaissances traditionnelles autochtones compilées par D.D. Hurlburt à partir de sources accessibles au public.

Table des matières

PRÉFACE III
Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes en 2010 iii
Système de classification écologique – écozones+ v
Remerciements vi

VUE D'ENSEMBLE DE L'ÉCOZONE+ DE L'ARCTIQUE 2
Perspective à long terme : la dernière glaciation et sa fin 2
Caractéristiques de l'écozone+ 3
Aperçu par région 3
Cours d'eau 5
Topographie et sols 5
Pergélisol 8
Humains dans l'écozone+ de l'Arctique 8
Histoire du peuplement par les humains et de l'économie 10
La région désignée des Inuvialuit 12
Le Nunavut 13
Le Nunavik 14
Le Nunatsiavut 14

DESCRIPTION DE L'ÉTAT DE L'ÉCOZONE+ DE L'ARCTIQUE 15
Facteurs abiotiques 15
Introduction aux facteurs liés au climat 15
Tendances du climat depuis 1950 18
Aperçu 18
Températures 19
Précipitations 21
Oscillations climatiques 24
Fonctions et processus écosystémiques 27
Introduction 27
La cryosphère 28
Le pergélisol 28
Ouest de l'Arctique 29
Centre-sud de l'Arctique 29
Est de l'Arctique 30
Conséquences écologiques des changements touchant le pergélisol 32
La neige 34
Conséquences écologiques des changements touchant la neige 39
La glace de mer 39
Conséquences écologiques des changements rapides touchant la glace de mer 42
Les glaciers et les calottes glaciaires 44
La glace de lac et la glace de rivière 48
Les cours d'eau et les lacs 50
Tendances relatives au débit des cours d'eau 50
Perspective circumpolaire 54
Tendances relatives à la superficie des lacs 55
Processus écologiques dans les lacs et les cours d'eau, et liens avec le changement climatique 55

Perturbations naturelles 57
Phénomènes météorologiques extrêmes 57
Incendies 59
Perturbation du pergélisol 60
Dynamique des communautés et des populations 62
Cycles prédateurs-proies 63
Herbivores et décomposeurs 64
Petits mammifères 64
Caribous 68
Décomposeurs 69
Maladies et parasites des espèces sauvages 69
Ongulés 69
Carnivores 72
Phénologie 74
Cycle des éléments nutritifs 75
Stockage et libération du carbone 77
Pollinisation 79
Productivité primaire 80
Productivité primaire dans les lacs et étangs 81
Productivité primaire sur la terre ferme 83
Productivité primaire (biomasse) dans les écosystèmes de la toundra 86
Étude de cas sur les fonctions et les processus écosystémiques : l'île Bylot 92
Facteurs de stress anthropiques touchant les fonctions et les processus écosystémiques 98
Changement climatique 98
Autres facteurs de stress à l'échelle mondiale 100
Structure des écosystèmes 101
Changements de l'étendue et de la qualité des biomes importants 101
État : classification des couvertures de sols et biomes 101
Tendances des biomes polaires 104
Rétrécissement de la toundra 104
Assemblages d'espèces et communautés végétales 109
Changements des assemblages d'espèces d'algues et d'invertébrés dans les lacs et les étangs 109
Changements des communautés végétales de la toundra 111
Principaux facteurs de stress anthropiques touchant la structure des écosystèmes 114
Changement climatique 114
Facteurs de stress liés au développement industriel, au peuplement par les humains et à l'activité humaine 114
Fragmentation et perturbation 114
Effets de l'infrastructure humaine sur l'habitat des prédateurs 115
Effets de l'apport complémentaire de nourriture sur les interactions trophiques 115
Étude de cas : les croisières touristiques, un nouveau facteur de stress possible pour la structure des écosystèmes 115
Composition des écosystèmes 117
Introduction 117
Diversité des espèces 117
Tendances relatives aux espèces dont la conservation suscite des préoccupations 119
Évaluation des espèces 119

Le caribou de Peary 122
Aperçu 122
Tendances relatives à l'abondance 123
Tendances relatives à la répartition 127
Population de caribous Dolphin-et-Union 129
État et tendances 129
Ours blancs 130
Le changement climatique et l'ours blanc 133
Autres dangers : chasse et présence de contaminants 136
L'ours grizzli 136
Le carcajou 139
Tendances relatives aux espèces d'intérêt particulier 141
Les caribous migrateurs de la toundra 141
Tendances relatives à l'abondance 143
Tendances relatives à l'aire de répartition 149
Le bœuf musqué 149
Tendances relatives à l'abondance 151
Tendances des populations régionales 155
Tendances relatives à la distribution 159
Tendances relatives à la chasse 160
Dangers 160
Grands carnivores 163
Le loup 163
Oiseaux : introduction 165
La sauvagine 167
Eiders 167
Le Cygne siffleur 171
L'Oie des neiges 172
Oiseaux de rivage 174
Oiseaux terrestres 181
Insectes et pathogènes 184
Décalages importants de l'aire de répartition d'espèces indigènes au Canada 184
Facteurs de stress anthropiques touchant la composition des écosystèmes 188
Changement climatique 188
Augmentation de la population humaine 188
Contaminants et pollution 188
Contaminants chez les espèces sauvages 189
Sources locales et régionales de pollution 191

BIENS ET SERVICES ISSUS DES ÉCOSYSTÈMES 192
Approvisionnement en services 192
Espace de vie 192
Nourriture 193

INFLUENCES HUMAINES 195
Facteurs de stress et effets cumulatifs 195
Principales menaces pour le caribou 196
Prédation, parasites et maladies 197
Chasse 198

Développement 200
Contaminants 202
Incendies de forêt 203
Changement climatique 203
Coûts énergétiques cumulatifs pour le caribou 207
Intendance et conservation 208
Réponse au changement climatique 208
Aires protégées 209
Gouvernance environnementale 212
Étude de cas sur la gouvernance environnementale : le Kitikmeot et l'étude West Kitikmeot/Slave 214
ANNEXE 1 : DESCRIPTION DES MATÉRIAUX DE SURFACE 217
ANNEXE 2 : CLASSES DÉTAILLÉES DE COUVERTURES DU SOL 219
RÉFÉRENCES 221

Liste des figures

Figure 1. Série de produits constituant le rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes (RETE). iii
Figure 2. Écozones[+] du Canada. v
Figure 3. Carte générale de l'écozone[+] de l'Arctique. 1
Figure 4. Reconstitution de la végétation dans l'Arctique canadien : il y a 18 000 ans, 8 000 ans et 5 000 ans. 3
Figure 5. Régions de l'écozone[+] de l'Arctique : la Cordillère arctique, le Haut-Arctique et le Bas-Arctique. 4
Figure 6. Principales zones de drainage de l'écozone[+] de l'Arctique. 5
Figure 7. Matériaux de surface dans l'écozone de l'Arctique[+] : pourcentage de la superficie totale. 6
Figure 8. Carte des matériaux de surface dans l'écozone de l'Arctique[+]. 7
Figure 9. Tendances relatives à la population humaine dans l'écozone[+] de l'Arctique, de 1971 à 2006. 9
Figure 10. Régions visées par les ententes globales sur les revendications territoriales dans l'écozone[+] de l'Arctique. 9
Figure 11. Carte sur le mur de l'une des stations du réseau DEW, montrant le réseau et l'emplacement des principales stations 11
Figure 12. Accroissement des températures annuelles sur la planète entre 2001 et 2005, par rapport à la période de 1951 à 1980; on voit que le réchauffement est plus marqué au-dessus de terres et aux latitudes élevées de l'hémisphère Nord. 16
Figure 13. Températures moyennes annuelles à l'échelle mondiale et dans l'Arctique (latitudes 64 à 90° N), 1880 à 2012. 17
Figure 14. Variation des températures moyennes de 1950 à 2007 : a) au printemps (mars à mai); b) à l'été (juin à août); c) à l'automne (septembre à novembre); à l'hiver (décembre à février). 20

Figure 15. Longueur de la saison de croissance dans les parcelles témoins faisant partie d'une expérience sur le réchauffement à long terme dans une toundra à cassiope, au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere. 21
Figure 16. Variation des quantités de précipitations de 1950 à 2007 : a) au printemps (mars à mai); b) à l'été (juin à août); c) à l'automne (septembre à novembre); à l'hiver (décembre à février). 23
Figure 17. Indice de l'oscillation de l'Arctique (OA) moyen annuel pour la période de 1950 à 2005. 25
Figure 18. Anomalies des températures de surface dans l'hémisphère Nord moyennées sur trois périodes, associées à trois types de profils différents exerçant une influence dominante sur la variabilité naturelle. 26
Figure 19. Profondeur maximale du dégel en période estivale à un site de Baker Lake 30
Figure 20. Températures annuelles moyennes des sols à deux profondeurs et dans deux trous de forage à Alert, au Nunavut, de 1978 à 2011. 31
Figure 21. Température moyenne du sol à une profondeur de 5 m dans un trou de forage d'Environnement Canada à Iqaluit, de 1988 à 2002. 32
Figure 22. Variation de la durée de la couverture de neige (nombre de jours pendant lesquels il y a au moins 2 cm de neige au sol), de 1950 à 2007 36
Figure 23. Variation de l'épaisseur annuelle maximale de neige, de 1950 à 2007. 37
Figure 24. Variation absolue de la proportion de neige dans les précipitations totales au Canada, de 1950 à 2007. Les tendances à la hausse indiquent une augmentation de la fraction des précipitations tombant sous forme de neige. 37
Figure 25. Tendances relatives à la couverture de neige au sol dans l'Arctique eurasien et nord-américain, de 1967–2012 38
Figure 26. Étendue de la glace de mer dans l'Arctique tout au long du cycle annuel au cours des récentes années, par rapport à la moyenne pour la période de 1979 à 2000. 40
Figure 27. Tendances de la couverture de glace de mer en septembre, de 1979 à 2013, accusant un déclin rapide ces récentes années. 41
Figure 28. Répartition de la glace de mer à l'hiver et à l'été 2012, et lisière médiane de la glace pendant ces deux saisons. 41
Figure 29. Bilan massique annuel net en surface de quatre glaciers des îles de la Reine-Élisabeth, de 1960 à 2011. 45
Figure 30. Carte montrant l'emplacement et le recul des calottes glaciaires sur l'île de Baffin, de 1949 à 2005. 46
Figure 31. Tendances relatives à la débâcle et à l'englacement pour six lacs de l'Arctique, de 1985 à 2004, et comparaison des tendances moyennes avec les tendances moyennes pour des lacs situés au sud de l'écozone^{+} de l'Arctique, au Canada. 49
Figure 32. Carte montrant les tendances du débit minimal sur 1 journée de cours d'eau naturels au Canada, d'après les données recueillies au cours des années hydrologiques de 1970 à 2005. 51
Figure 33. Tendances globales relatives des débits de six grands cours d'eau eurasiens (de 1936 à 2009) et de quatre grands cours d'eau nord-américains (de 1970 à 2010) se jetant dans l'océan Arctique. 55

Figure 34. Superficie brûlée par des incendies importants dans l'écozone[+] de l'Arctique, de 1960 à 2007. 59
Figure 35. Glissements de la couche active sur une partie de toundra en pente sur l'île Melville, au Nunavut. 61
Figure 36. Tendances relatives aux petits mammifères (lemmings, campagnols et musaraignes) à des sites regroupés selon leur apparente synchronicité et selon les régions écologiques de l'écozone[+] de l'Arctique, de 1990 à 2012. 66
Figure 37. Aire de répartition de protostrongles parasitant les ongulés dans les régions nordiques. 72
Figure 38. Méta-analyse de l'effet du réchauffement artificiel sur le débourrement des bourgeons à feuilles à tous les sites de l'expérience internationale sur la toundra (ITEX), dans l'Arctique circumpolaire. 75
Figure 39. Effet du réchauffement artificiel sur les échanges nets de CO_2 dans les écosystèmes à quatre sites de l'ITEX en Amérique du Nord, notamment au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere. 79
Figure 40. Productivité primaire nette relative de grands écosystèmes dans le monde. 81
Figure 41. Productivité primaire du lac Lost Pack Lake, telle que mesurée par les variations de la concentration de chlorophylle a dans les sédiments lacustres. 82
Figure 42. Tendances relatives aux indices de végétation par différence normalisée (IVDN) dans l'écozone[+] de l'Arctique, de 1985 à 2006. 84
Figure 43. Tendances relatives à la productivité primaire établies d'après les données de télédétection, illustrées dans une perspective circumpolaire, pour la période de 1982 à 2008. 85
Figure 44. Carte de la végétation en fonction des types fonctionnels de plantes dominants dans l'Arctique canadien. 86
Figure 45. Biomasse végétale aérienne dans l'Arctique canadien. 87
Figure 46. Productivité primaire nette dans l'Arctique canadien. 88
Figure 47. Résultats de la méta-analyse des changements de la phytocénose aux sites circumpolaires de l'ITEX, après 1 à 6 ans de réchauffement artificiel. 89
Figure 48. Variation de la biomasse de la toundra humide à cypéracées (parties aériennes et parties souterraines) sur 25 ans au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere. 90
Figure 49. Variation de la couverture ponctuelle (indice de biomasse) des principaux groupes fonctionnels de plantes dans la communauté d'éricacées d'une combe à neige au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere, de 1995 à 2007. 91
Figure 50. Température annuelle moyenne de l'air à quatre sites du Haut-Arctique canadien, de 1970 à 2005. 91
Figure 51. Île Bylot et emplacement de la station de recherche. 93
Figure 52. Tendances temporelles relatives à l'abondance des lemmings et à l'activité reproductrice des renards arctiques et des Harfangs des neiges. 94
Figure 53. Nombre cumulatif de degrés-jours de dégel (température supérieure à 0 °C) dans la vallée Qarlikturvik, sur l'île Bylot, de 1989 à 2011. 95

Figure 54. Tendances temporelles relatives à la biomasse sèche vivante constituée par les parties aériennes des graminoïdes dans les milieux humides de l'île Bylot, de 1990 à 2010. 96
Figure 55. Date de ponte annuelle moyenne chez les oies, et lien entre la date de ponte chez les oies et la date à laquelle le manteau neigeux a fondu à 50 % dans la vallée Qalikturvik, sur l'île Bylot, de 1989 à 2012. 97
Figure 56. Tendances des concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone mesurées à Alert, au Nunavut, de 1975 à 2010, et tendances sur un millénaire, d'après des carottes de glace prélevées en Antarctique. 99
Figure 57. Classes de couvertures du sol générales (biomes) dans l'écozone[+] de l'Arctique. Pour plus de renseignements, voir l'ANNEXE 2 : Classes détaillées de couvertures du sol. 101
Figure 58. Couverture détaillée des sols dans l'écozone[+] de l'Arctique. 103
Figure 59. Variation de la superficie de la zone climatique de la toundra dans l'Arctique circumpolaire depuis 1982, d'après l'IVDN et le système de classification des climats de Köppen. 105
Figure 60. Répartition spatiale des différences de superficie de la zone climatique de la toundra entre 1978 et 1998, d'après la classification des climats de Köppen. 105
Figure 61. Variation de l'IVDN dans l'aire de répartition annuelle de la harde de caribous de Porcupine, dans le nord du Yukon et en Alaska, de 1986 à 2005. 106
Figure 62. Changement de la couverture arbustive dans une région près de Kangiqsualujjuaq, au Nunavik (Québec), entre 1964 et 2003, d'après l'analyse de photographies aériennes. 107
Figure 63. Stratigraphie des diatomées dans une carotte de sédiments prélevée dans un étang sur l'île Ellef Ringnes, montrant des changements marqués des assemblages d'espèces depuis 1850, surtout ces dernières années. 110
Figure 64. Changements à l'échelle du biome de la hauteur et de l'abondance de la végétation, dans les sites circumpolaires. 113
Figure 65. Relation entre la richesse des espèces de plantes vasculaires et la température moyenne en juillet, dans l'Arctique canadien. 118
Figure 66. Richesse des espèces de vertébrés terrestres au Canada. 118
Figure 67. Estimations des populations de caribou de Peary. 126
Figure 68. Aire de répartition mondiale du caribou de Peary. 127
Figure 69. Variation du domaine vital de caribous de Peary munis d'un collier émetteur à transmission par satellite en fonction des conditions favorables ou dévaforables pendant l'hiver, dans le complexe de l'île Bathurst, au Nunavut, en 1993-1994 et de 1994 à 1997. 128
Figure 70. Estimations de la population de caribous Dolphin-et-Union. 129
Figure 71. Aire de répartition circumpolaire de l'ours blanc, accompagnée de t'état et des tendances des sous-populations. 131
Figure 72. Diminution du poids des femelles à l'automne dans la sous-population d'ours blancs de l'ouest de la baie d'Hudson, de 1980 à 2007. 135
Figure 73. Limites approximatives de l'aire de répartition actuelle et de l'aire de répartition historique (XIX[e] siècle) de l'ours grizzli en Amérique du Nord, et densité actuelle des populations. 137

Figure 74. Sous-espèces et groupes de caribous des zones septentrionales. 142
Figure 75. Répartition et situation actuelles des populations de Rangifer en Amérique du Nord. 143
Figure 76. Aires de répartition et tendances récentes des populations de caribous des zones septentrionales du Canada. 144
Figure 77. Taux exponentiel de croissance et de déclin des principales hardes de caribou de la toundra au Canada. 146
Figure 78. Taille relative des hardes sauvages de Rangifer vivant dans la toundra (Canada). 148
Figure 79. Aire de répartition mondiale du bœuf musqué 150
Figure 80. Croissance et déclin du commerce de la fourrure de bœuf musqué au Canada : nombre total de peaux achetées par la Compagnie de la Baie d'Hudson, de 1862 à 1916. 152
Figure 81. Estimations de l'abondance du bœuf musqué au Canada, de 1967 à 2012. 153
Figure 82. Tendances relatives aux bœufs musqués sur l'île Bathurst, de 1961 à 2001. 158
Figure 83. Tendances relatives aux bœufs musqués sur l'île Banks, de 1982 à 2010. 158
Figure 84. Prises annuelles totales de bœufs musqués par les Inuvialuits, de 2006 à 2011. 160
Figure 85. Diminution de l'aire de répartition des grands carnivores en Amérique du Nord. 163
Figure 86. Loups repérés lors de relevés aériens des caribous de Peary et des bœufs musqués sur l'île Banks, aux Territoires du Nord-Ouest. 165
Figure 87. Tendances de l'état des populations d'oiseaux de mer reproductrices au Canada des années 1980 aux années 2000. 166
Figure 88. Dénombrement des Eiders à tête grise pendant la migration à la pointe Barrow, en Alaska, de 1953 à 2003. 168
Figure 89. Populations reproductrices d'Eiders à tête grise dans l'ouest de l'île Victoria, dans les années 1990 et dans les années 2000. 168
Figure 90. Dénombrement des Eiders à duvet du Pacifique pendant la migration à la pointe Barrow, en Alaska, de 1976 à 2003. 169
Figure 91. Populations d'Eiders à duvet dans les aires de reproduction de Bathurst Inlet, en 1995, en 2007 et en 2008. 170
Figure 92. Abondance du Cygne siffleur (population orientale), d'après les relevés faits en janvier dans les aires d'hivernage, de 1982 à 2012. 172
Figure 93. Estimation des populations reproductrices de Petites Oies des neiges d'après le recensement des principales colonies de nidification à l'aide de photographies entre 1970 et 2000, et d'après les indices d'abondance à mi-hiver relevés de 1970 à 2012. 173
Figure 94. Sommaire des tendances des populations des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique, 2003. 174
Figure 95. Tendances estimées au moyen des dénombrements effectués pendant la migration automnale pour les oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique, de 1974 à 1998. 175
Figure 96. Évolution de l'indice d'abondance annuel pour la Buse pattue, le Harfang des neiges, le Bruant à face noire et le Plectrophane des neiges, de 1966 à 2005, selon les résultats du Recensement des oiseaux de Noël pour l'Amérique du Nord. 183
Figure 97. Participation à des activités de subsistance, par région. 193

Figure 98. Comparaison de la participation à des activités de subsistance en fonction du lieu de résidence (principales agglomérations par rapport aux autres lieux de résidence), cela dans deux régions : a) l'ouest de l'Arctique; b) le Nunavut..... 194
Figure 99. Absence de tendance quant aux observations de loups et à la taille de la meute pendant le pic d'abondance et le déclin de la harde de caribous de Bathurst, de 1987 à 2008..... 198
Figure 100. Ajustement des mesures de gestion en fonction de la taille de la harde et de la tendance de la population : plan de gestion de la récolte relatif à la harde de caribous de la Porcupine, au Canada..... 200
Figure 101. Émissions annuelles de gaz à effet de serre au Canada entre 1990 et 2011, émissions projetées en fonction des mesures de réduction actuelles, et engagement pris par le Canada en matière de réduction de ses émissions d'ici 2020. 208
Figure 102. Aires protégées dans l'écozone+ de l'Arctique (2009)..... 210
Figure 103. Expansion des aires protégées dans l'écozone+ de l'Arctique, de 1927 à 2009. 211
Figure 104. Zone visée par l'étude West Kitikmeot/Slave..... 215

Liste des tableaux

Tableau 1. Les trois grandes régions de l'écozone+ de l'Arctique. 4
Tableau 2. Aperçu des tendances climatiques dans l'écozone+ de l'Arctique depuis 1950. 19
Tableau 3. Superficie des glaciers et des calottes glaciaires dans l'archipel arctique canadien au milieu des années 1970..... 45
Tableau 4. Sommaire des récents articles sur les recherches concernant les tendances statistiques relatives au débit et au ruissellement des cours d'eau se déversant dans les océans des latitudes nordiques au Canada. 53
Tableau 5. Fréquence des glissements de la couche active aux sites de surveillance dans la péninsule de Fosheim, sur l'île d'Ellesmere. 61
Tableau 6. Nombre de croisières vers des parcs nationaux de l'Arctique et des destinations voisines..... 116
Tableau 7. Espèces dont l'aire de répartition au Canada se limite à l'écozone+ de l'Arctique et/ou aux écozones+ marines de l'Arctique qui sont visées par la Loi sur les espèces en péril (LEP) du Canada parce que leur conservation suscite des préoccupations ou que le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) juge en péril. 120
Tableau 8. Estimations de l'abondance des sous-populations d'ours blancs au Canada..... 132
Tableau 9. Risques imminents relatifs, pour les sous-populations d'ours blancs, qui sont associés aux effets du changement climatique sur l'habitat de glace, et concentrations connues de contaminants toxiques..... 134
Tableau 10. Tendances relatives à l'état corporel des ours blancs de la sous-population de la baie de Baffin, et lien avec l'état de la glace de mer, de 1977 à 2010. 136
Tableau 11. Estimations des populations par région. 154
Tableau 12. Évaluation des tendances des populations d'oiseaux de rivage se reproduisant dans l'Arctique. 176

Tableau 13. Statut de conservation des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans la toundra selon le plan de conservation des oiseaux de rivage des États-Unis. 177
Tableau 14. Tendances relatives à l'abondance des espèces choisies d'oiseaux terrestres de l'écozone+ de l'Arctique, de 1966 à 2006, selon les résultats du Recensement des oiseaux de Noël pour l'Amérique du Nord. 182
Tableau 15. Exemples d'observations recueillies auprès des Inuits sur le décalage de l'aire de répartition des espèces indigènes au Canada..... 185
Tableau 16. Tendances relatives au mercure et aux polluants organiques persistants selon les bases de données du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord..... 190
Tableau 17. Exemples de projets industriels et les préoccupations qu'elles suscitent pour le caribou (2012). 202
Tableau 18. Effets observés et effets possibles du changement climatique sur les populations migratices de caribous de la toundra, d'après les recherches effectuées sur la harde de caribous de la Porcupine, principalement. 204
Tableau 19. Comparaison des classes détaillées de couvertures du sol dans l'écozone+ de l'Arctique avec la classification générale des couvertures de sols. 219

Figure 3. Carte générale de l'écozone[+] de l'Arctique.

VUE D'ENSEMBLE DE L'ÉCOZONE^{+} DE L'ARCTIQUE

Perspective à long terme : la dernière glaciation et sa fin

Au plus fort de la dernière glaciation du Pléistocène, environ 20 000 ans avant le présent, l'Inlandsis laurentidien recouvrait les terres continentales et certaines îles du Bas-Arctique, dont l'île Victoria et l'île de Baffin, et des calottes glaciaires plus petites recouvraient les îles Melville et Bathurst et les îles situées au nord-est de ces dernières (Pielou, 1991). Le niveau de la mer était environ 150 m plus bas qu'aujourd'hui. La zone qui est devenue l'île Banks (sauf le sud-ouest de l'île) et certaines parties de l'ouest des îles de la Reine-Élisabeth étaient, comme elles le sont de nos jours, un désert polaire (Adams et Faure, 1997).

Vers 13 000 ans avant le présent, l'île Banks a été coupée des terres continentales à cause de la hausse du niveau de la mer. L'île Melville, qui était reliée par une bande de terre à l'île Prince-Patrick de même qu'à certaines îles de plus petite taille, au nord-est, s'est libérée des glaces (Dyke, 2004). La montée des eaux a isolé les populations de caribous et de bœufs musqués de celles qui se trouvaient en Béringie et, dans une certaine mesure, les unes des autres, même si les animaux pouvaient encore se déplacer sur la glace d'hiver.

Des données indirectes recueillies au fond de l'océan Arctique et dans des terres voisines indiquent qu'au moins une partie de l'océan Arctique est recouverte de glace de mer depuis 13 à 14 millions d'années, et que celle-ci est étendue depuis les 2 à 3 derniers millions d'années (Polyak *et al.*, 2010). Pendant les périodes où il faisait plus chaud sur la planète, l'étendue de la couverture de glace diminuait. La plus récente de ces périodes chaudes (avant la période de réchauffement des récentes années) a commencé près du début de l'Holocène, environ 10 000 ans avant le présent (Polyak *et al.*, 2010). D'après des données provenant de la calotte glaciaire Agassiz (sur l'île d'Ellesmere), les températures moyennes ont alors atteint une valeur d'environ 3 °C supérieure à celles du milieu du XX^{e} siècle, ce qui a entraîné la fonte de glace de rive pluriannnuelle (Polyak *et al.*, 2010). Les étendues d'eaux libres présentes la majeure partie de l'année auraient isolé les îles des terres continentales, ce qui aurait créé des conditions propices à un accroissement de la diversité biologique de la faune et d'autres composantes des écosystèmes terrestres, soit par dérive génétique, soit en raison d'adaptations aux environnementaux locaux. C'était sans doute une époque florissante pour les populations de caribous et de bœufs musqués, puisque pendant cette période chaude, la végétation s'est transformée, le désert polaire devenant une toundra sèche (Adams et Faure, 1997). L'épaisse glace de mer pluriannuelle est réapparue dans l'Arctique canadien il y a environ 5 500 ans, et elle y est demeurée depuis, encore une fois d'après des observations faites à l'île d'Ellesmere (England *et al.*, 2008). La figure 4 illustre l'évolution de la végétation entre le dernier maximum glaciaire et le début de l'Holocène.

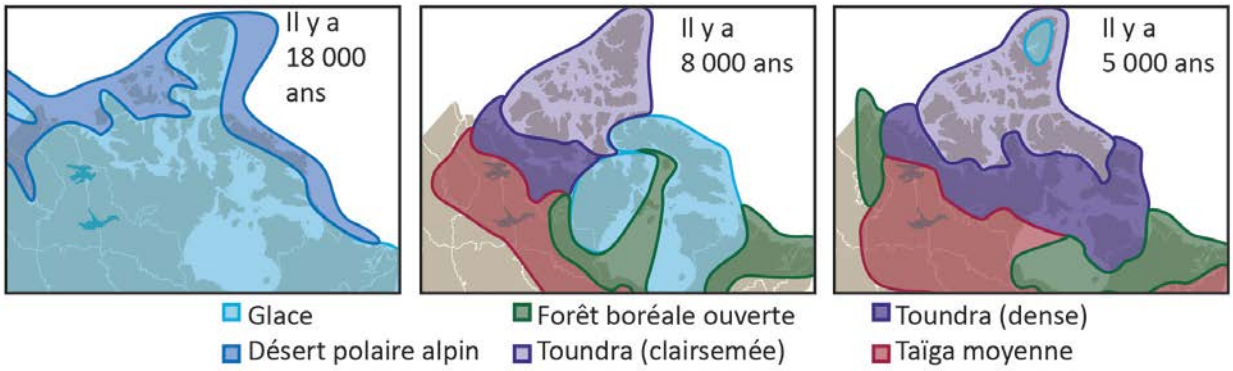


Figure 4. Reconstitution de la végétation dans l'Arctique canadien : il y a 18 000 ans, 8 000 ans et 5 000 ans.
Les années indiquées sont des années radiocarbone : à cause de l'abondance différente du ^{14}C, quand on parle d'il y a 18 000 ans, en années radiocarbone, cela signifie il y a environ 20 000 à 21 000 ans.
Source : Adams et Faure (1997)

Caractéristiques de l'écozone[+]

Aperçu par région

L'écozone[+] de l'Arctique est caractérisée par de basses températures de l'air et des sols, par la présence d'un pergélisol continu, par une saison de végétation courte et par la productivité limitée de la végétation (Bolen, 1998). La superficie des terres y est d'environ 3 148 000 km^2, et la superficie combinée des lacs, des étangs et des cours d'eau y est d'environ 80 000 km^2. L'écozone[+] compte au total 179 950 km de côtes, ce qui représente presque les trois quarts de l'ensemble des côtes du Canada (Ressources naturelles Canada, 2010). Cette interface importante et complexe entre les milieux terrestres et les milieux marins a une incidence considérable sur les écosystèmes de l'Arctique de même que sur les espèces sauvages et les gens qui y vivent.

L'écozone[+] de l'Arctique compte trois grandes régions (illustrées à la figure 5 et décrites dans le tableau 1); chacune correspond à une écozone du Système de classification écologique national (voir la préface, sous « Système de classification écologique – écozones[+] »).

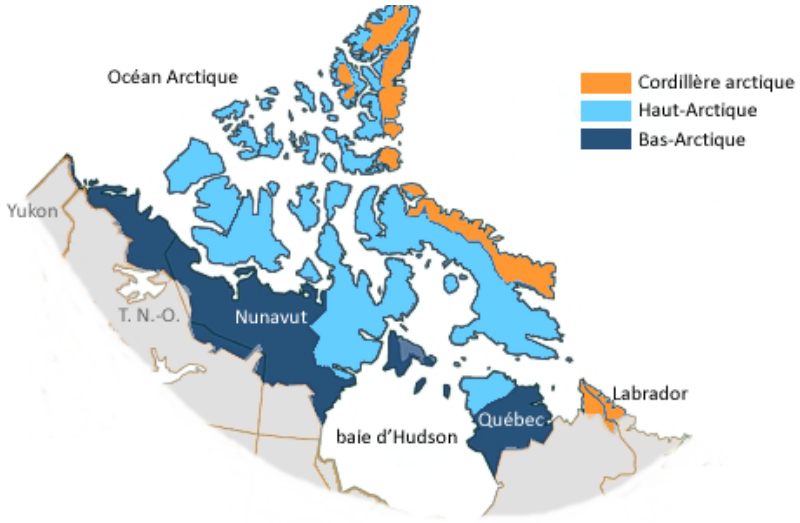


Figure 5. Régions de l'écozone[+] de l'Arctique : la Cordillère arctique, le Haut-Arctique et le Bas-Arctique. Source : d'après le Groupe de travail sur la stratification écologique (1995)

Tableau 1. Les trois grandes régions de l'écozone[+] de l'Arctique.

	Cordillère arctique	**Haut-Arctique**	**Bas-Arctique**
Description géographique	Lisière nord-est du Nunavut et nord du Labrador, comprenant le nord-est de l'île de Baffin, l'est de l'île Devon, l'île d'Ellesmere, les îles Axel Heiberg et Bylot, ainsi que les monts Torngat.	Régions non montagneuses des îles de l'Arctique, plus des parties du Nunavut continental et du nord du Québec.	S'étend sur les terres continentales du Canada, de la plaine côtière du Yukon jusqu'à la baie d'Ungava, dans le nord du Québec.
Principaux éléments	Vaste chaîne de montagnes (seule grande chaîne de montagnes du Canada hors de la Cordillère nord-américaine); champs de glace polaires et glaciers alpins.	Plaines basses et onduleuses à sols présentant des polygones de gel et couvertes de débris rocheux laissés par les glaciers; vastes plaines dans les zones côtières.	Prédominance de collines et de plaines, d'étangs et de lacs.
Communautés végétales	Strate dominante composée de lichens et de quelques mousses à haute altitude, et de toundra à plus basse altitude.	Surtout des lichens et des plantes herbacées, avec toundra sèche parsemée d'espèces de milieux humides.	Arbustes bas mélangés avec des plantes herbacées, des lichens et des cypéracées (p. ex. linaigrettes). Les vallées des grands cours d'eau abritent des bosquets d'arbres rabougris (krummholz).
Établissements humains	Rares; les principales collectivités sont celles de Pond Inlet, de Clyde River et de Qikiqtarjuaq.	Iqaluit, sur l'île de Baffin, est la plus grande collectivité. Les autres collectivités comptant plus de 1 000 personnes comprennent celles de Baker Lake, de Cambridge Bay, d'Igloolik, et de Pangnirtung.	On trouve des collectivités dans toute l'écozone, surtout le long des côtes. Les collectivités comptant plus de 1 000 personnes comprennent celles de Rankin Inlet, d'Arviat, de Puvimituq et de Salluit. Inuvik, dans le delta du Mackenzie, est tout juste au sud de l'écozone[+].

Sources : Environnement Canada (2005); Groupe de travail sur la stratification écologique (1995)

Cours d'eau

Les cours d'eau drainant l'écozone⁺ se jettent dans la baie d'Hudson, dans la baie d'Ungava, ou directement dans l'océan Arctique (figure 6). La pente est du nord du Labrador entraîne l'eau vers l'océan Atlantique. En raison de sa position, à l'extrémité nord des terres continentales canadiennes, l'écozone⁺ comprend les cours inférieurs et les estuaires marins de cours d'eau dont le bassin hydrographique s'étend au sud de l'écozone⁺. Le vaste delta du fleuve Mackenzie se situe en partie dans l'écozone⁺ de l'Arctique, et en partie dans l'écozone⁺ de la taïga des plaines.

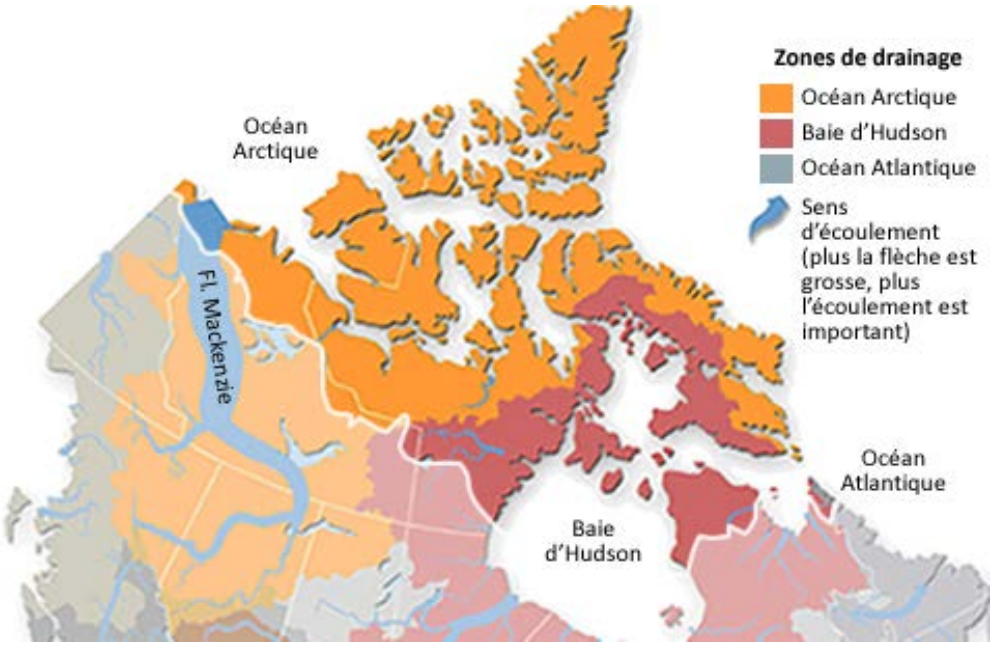


Figure 6. Principales zones de drainage de l'écozone⁺ de l'Arctique.
Source : adapté d'Environnement Canada (2012a)

Topographie et sols

Les descriptions données dans cette section sont fondées sur le rapport du Groupe de travail sur la stratification écologique (1995).

On trouve dans la Cordillère arctique des montagnes escarpées de plus de 2 000 m, d'immenses champs de glace et des glaciers de vallée. Les nunataks (pics montagneux libres de neige l'été, entourés de glaciers de vallée) y sont nombreux. Des vallées en U et de profonds fjords pénètrent loin à l'intérieur des terres. Presque 75 % du paysage est constitué de glace ou de roche-mère nue. Les sols sont formés principalement de débris colluviaux et morainiques.

L'ouest du Haut-Arctique est constitué surtout de plaines basses couvertes de moraine, de dépôts marins et d'affleurements de roche-mère sédimentaire du Paléozoïque et du Mésozoïque. À l'est des îles Prince-de-Galles et Somerset, la roche-mère granitoïde du Précambrien prédomine. Le pergélisol peut s'étendre jusqu'à une profondeur de plusieurs centaines de mètres.

Le sous-sol du Bas-Arctique se compose en majeure partie de roche-mère granitique du Précambrien qui forme des affleurements, sauf à l'ouest du Frand lac de l'Ours, jusqu'à la rivière Firth, au Yukon, où les shales du Crétacé prédominent. Les sols sont surtout constitués de dépôts glaciaires discontinus, sauf près des côtes, où l'on trouve davantage de sédiments marins à texture fine. Le relief ondulé est parsemé d'innombrables lacs, étangs et milieux humides, et il est parcouru d'eskers sinueux (crêtes de gravier déposées par les cours d'eau s'écoulant sous l'Inlandsis laurentidien en fonte) faisant jusqu'à 100 km de longueur. La profondeur des couches touchées par le dégel saisonnier est variable, et les variations d'humidité créent une diversité de paysages et, par conséquent, d'habitats pour les plantes et les animaux.

Étant donné que le relief est bas dans le Haut-Arctique et le Bas-Arctique, que les calottes glaciaires et la roche-mère constituent une part importante de la Cordillère arctique, que les sols sont en général gelés partout dans l'écozone+ et que pendant une longue période de l'année, les cours d'eau sont gelés, et l'écoulement, faible ou quasi nul, il n'y a pas eu beaucoup d'érosion par les cours d'eau. La fonte des pellicules de glace exposées par l'action fluviale le long des cours d'eau et par l'effet des vagues, en bordure des lacs et le long des côtes, peut provoquer des effondrements et des rejets de sédiments à grande échelle.

On présente ci-dessous le pourcentage (Figure 7) et la distribution (figure 8) des matériaux de surface dans l'écozone+ de l'Arctique, et les catégories de matériaux de surface sont décrites à l'annexe 1. Voir aussi l'analyse connexe de la couverture terrestre, dans la section sur la structure des écosystèmes (page 101).

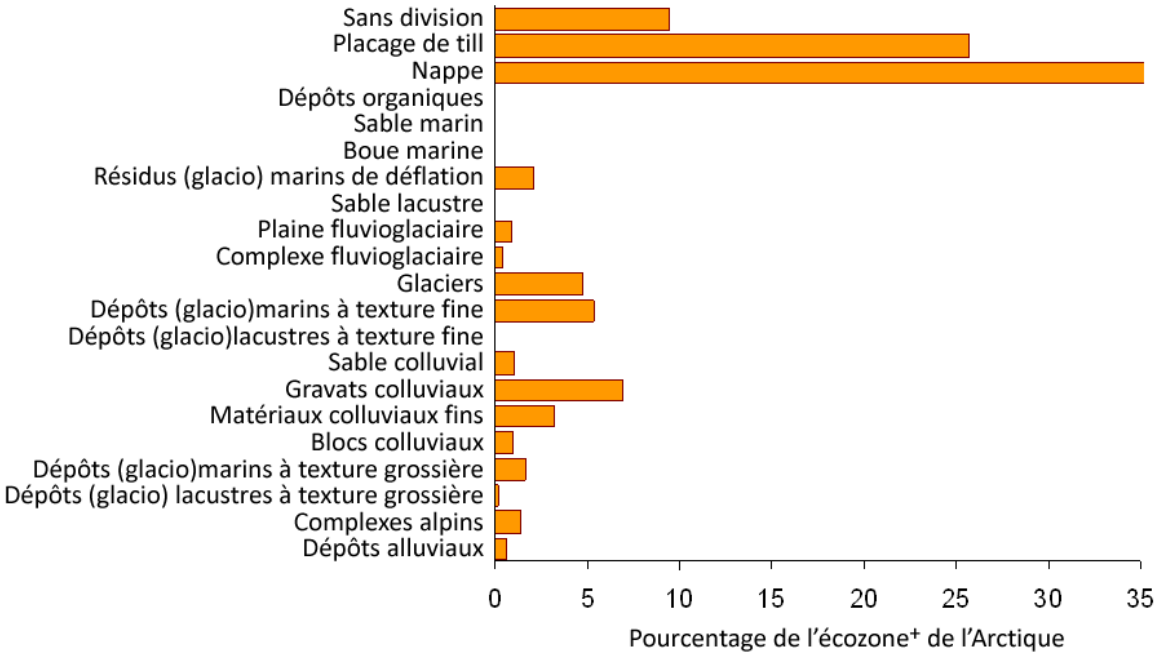


Figure 7. Matériaux de surface dans l'écozone de l'Arctique+ : pourcentage de la superficie totale. On trouve la description des catégories de matériaux de surface à l'annexe 1.
Source : Commission géologique du Canada (1994)

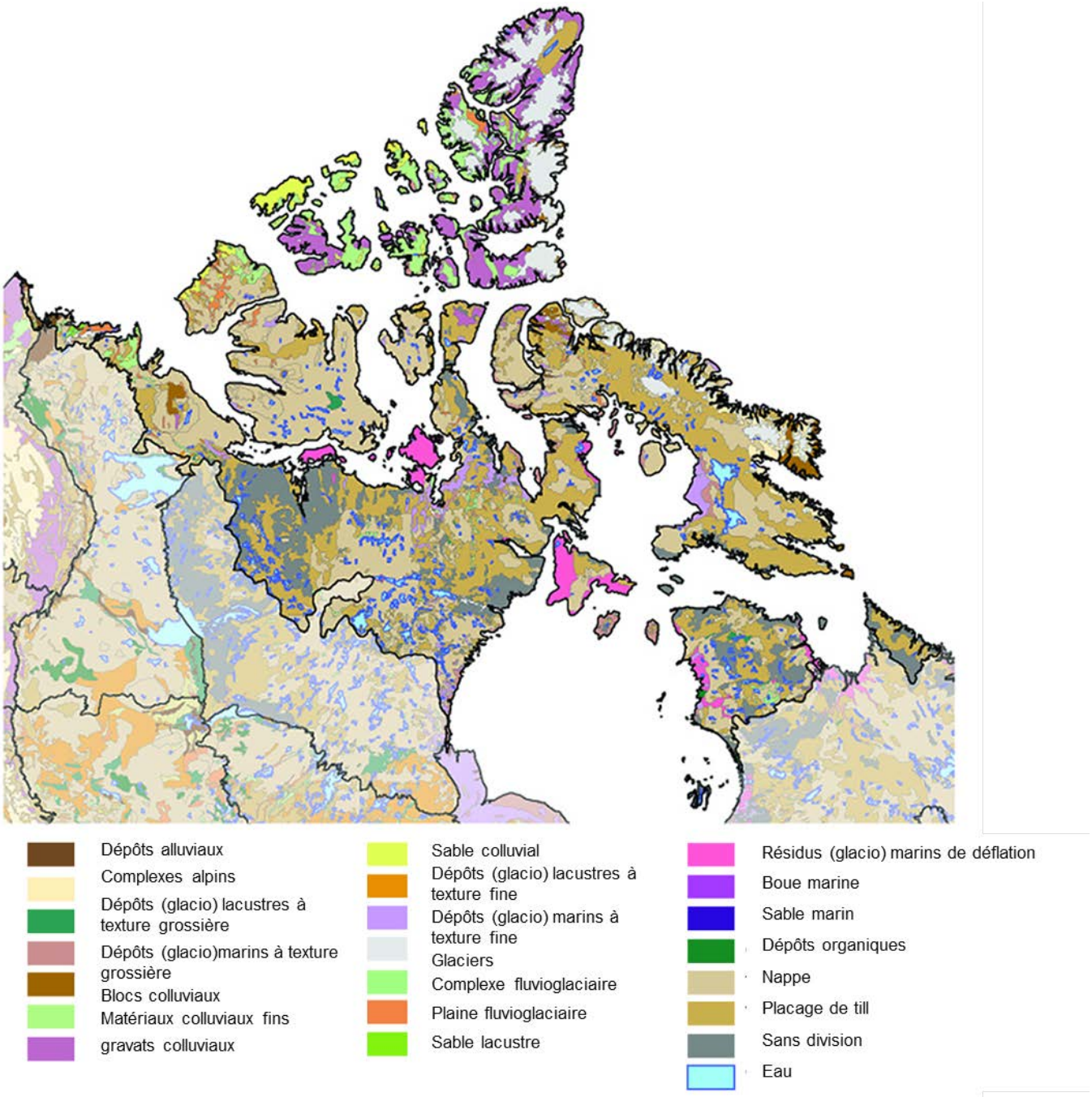


Figure 8. Carte des matériaux de surface dans l'écozone de l'Arctique[+].
Source : Commission géologique du Canada (1994)

Pergélisol

Le paysage arctique est façonné par les relations complexes entre le climat, le pergélisol et la végétation (Walker *et al.*, 2003). Par « pergélisol », on entend un sol, de la roche ou des sédiments qui demeurent à une température égale ou inférieure à 0 °C au moins deux années consécutives. Le pergélisol renferme de la glace sous forme de glace interstitielle, de veines de glace ou d'énormes masses de glace. Dans l'écozone⁺ de l'Arctique, le pergélisol est continu; il peut avoir une épaisseur de plusieurs mètres, et sa température peut être inférieure à –5 °C (Heginbottom *et al.*, 1995; Smith *et al.*, 2001a).

Au-dessus du pergélisol, le sol comporte une couche active qui n'est touchée que par un gel saisonnier. L'épaisseur de la couche active est hautement variable; elle dépend de l'aspect du sol, de la couverture végétale et du régime de température. L'humidité et les échanges de gaz sont généralement confinés dans cette couche active touchée par un gel saisonnier. Par conséquent, la présence du pergélisol et ses effets se manifestent par les processus physiques et chimiques dans la couche active, qui jouent un rôle de gradient thermique et hydrologique. Les racines des plantes et les éléments nutritifs accessibles aux plantes sont en grande partie restreints à la couche active, tout comme les activités de fouissage des invertébrés et des vertébrés.

Humains dans l'écozone⁺ de l'Arctique

(Outre les références indiquées, cette section est fondée sur les sources suivantes McGhee, 1978; Bone, 1992; Black, 2002; Bonesteel, 2006; Nunatsiavut Government, 2009; Freeman, 2012; Natcher *et al.*, 2012)

L'écozone⁺ de l'Arctique est peu peuplée, même si sa population a triplé entre 1971 et 2006 (figure 9). La majorité de ses habitants sont des Inuits, et l'écozone⁺ englobe la majeure partie des quatre régions inuites définies par les ententes globales sur les revendications territoriales intervenues au Canada : 1) la région désignée des Inuvialuit (parties du Yukon et des Territoires du Nord-Ouest); 2) le Nunavut; 3) le Nunavik (partie du Québec); 4) le Nunatsiavut (partie de Terre-Neuve-et-Labrador). Les zones terrestres et marines visées par les ententes globales sur les revendications territoriales qui se trouvent dans l'écozone⁺ sont indiquées à la figure 10. Les modalités de ces ententes diffèrent, mais elles prévoient toutes la gestion des espèces sauvages et des habitats par des conseils, en concertation avec des organismes de gouvernance locaux et régionaux autochtones, de même qu'avec les autorités fédérales et territoriales. Ces régimes de gestion en collaboration constituent un élément distinctif de l'Arctique canadien, et ils sont au cœur de tous les aspects de la gestion et de la surveillance de l'environnement, de même que de la recherche sur l'environnement dans l'écozone⁺ de l'Arctique.

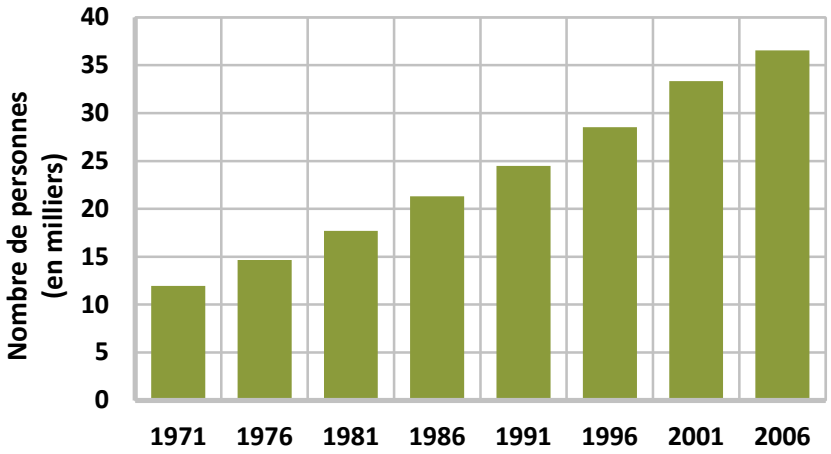


Figure 9. Tendances relatives à la population humaine dans l'écozone+ de l'Arctique, de 1971 à 2006.
Source : d'après les données démographiques compilées par Statistique Canada pour les trois écozones de l'Arctique (Statistique Canada, 2000; Statistique Canada, 2008b)

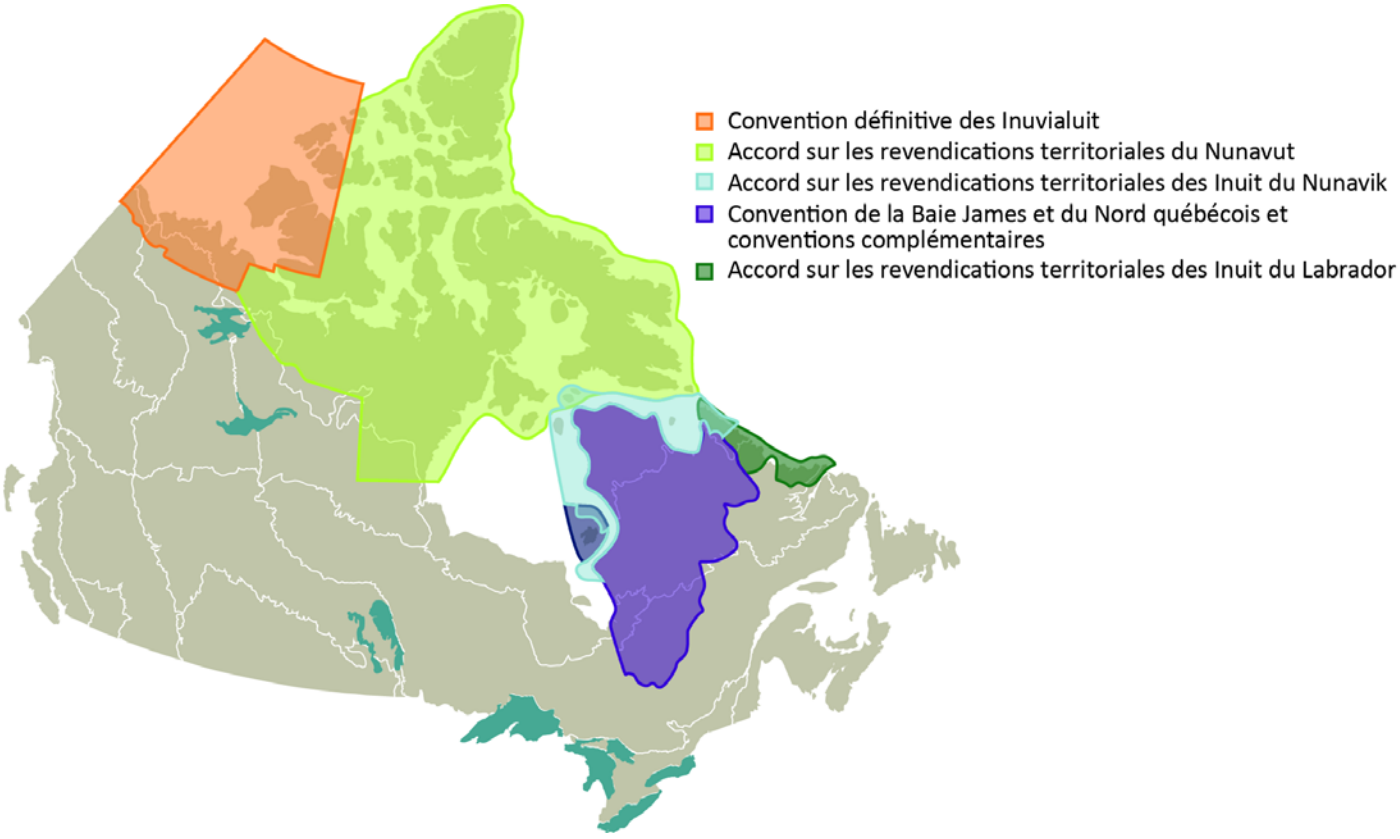


Figure 10. Régions visées par les ententes globales sur les revendications territoriales dans l'écozone+ de l'Arctique.
Source : adapté du gouvernement du Canada (2011)

Histoire du peuplement par les humains et de l'économie

Le côté ouest de la Béringie a été habité par des humains depuis au moins 30 000 ans. L'arrivé des humains en Amérique du Nord se fut il y a 14 000 ans, en suivant soit la retraite des calottes glaciaires Cordillère et Laurentide ou des routes le long de la côte ouest de l'Alaska (Kitchen *et al.*, 2008). Il y a environ 4500 ans, les premiers habitants humains se sont répandus à travers l'Arctique de l'est à partir de l'Alaska (Friesen, 2004). Fondé sur la découverte d'artefacts, des archéologues ont déterminé que ces habitants avaient plusieurs phases culturelles distinctes, la dernière étant la culture dorsétienne. Le peuple de la culture pré-dorsétienne, ainsi que les ancêtres de ce peuple, sont catégorisé par leur style de vie mobile, leurs petites trousses à outils, et leur dépendance sur le stockage de nourriture (Milne *et al.*, 2012). La deuxième vague de colonisateurs, les Thulés, arrivèrent en Arctique par la région du détroit de Béring entre 1000 et 1200 apr. J.-C. Les Thulés sont les ancêtres des Inuits contemporains, et c'est à croire que ce peuple fut responsable pour la fin de la culture dorsétienne (Frisen et Arnold, 2008), quoiqu'il y a de la nouvelle évidence qui démontre que ces peuples étaient probablement entremêlés (Helgson *et al.*, 2014). À partir de 12-1300 apr. J.-C., les Thulés se sont éparpillés à travers l'Arctique jusqu'au Groenland (Kallreuth *et al.*, 2012). Les Thulés apportèrent avec eux un mode de vie plus sédentaire, des bateaux, et une grande diversité d'outils spécialisés (Anderson, 2004).

Des Européens (du Nord) naviguent jusqu'à l'île de Baffin autour de l'an 1 000, mais ne s'y établissement pas. L'exploration européenne reprend au XVI^{e} siècle, Martin Frobisher déclarant l'île de Baffin propriété de l'Angleterre en 1576. Au XIX^{e} siècle, l'essor de la chasse commerciale à la baleine entraîne le passage, pour de nombreux Inuits, à une économie mixte; en échange de nourriture et de leurs services de guides, ils reçoivent des armes à feu et des denrées sèches. La chasse à la baleine a de profondes répercussions sur les Inuits. Ceux-ci sont exposés à de nouvelles maladies, comme le typhus, qui se propagent rapidement et tuent de nombreuses personnes. De plus, comme les populations de caribous, que l'on chasse pour nourrir les équipages pratiquant la chasse à la baleine, déclinent, les Inuits dépendent de plus en plus des marchandises européennes. Au XX^{e} siècle, la chasse à la baleine est remplacée par la traite des fourrures. Cette activité commerciale se concentre dans les postes de traite de la Compagnie de la Baie d'Hudson, et s'accompagne d'une expansion de l'économie mixte : les animaux trappés sont échangés contre une variété croissante d'articles. À cette époque, on voit aussi apparaître des établissements gouvernementaux, une structure policière et des missions. Les Inuits modifient leurs pratiques de chasse et leurs cycles annuels pour s'adapter à ces changements, et connaissent une crise économique et sociale lorsque le prix de la fourrure s'écroule, dans les années 1930 et 1940.

L'Arctique joue un rôle dans la défense de l'Amérique du Nord pendant la Deuxième Guerre mondiale (figure 11). On commence à découvrir et à exploiter des ressources minérales et énergétiques, ce qui modifie la perception que l'on avait de l'Arctique : celui-ci devient alors un vaste réservoir de ressources. À partir des années 1950, le gouvernement canadien installe de nombreux Inuits dans des villages permanents, leur fournit des services sociaux et exige qu'ils

reçoivent une éducation en anglais; il cherche ainsi à améliorer le bien-être des Inuits en les intégrant dans la culture et l'économie dominantes. Dans cet esprit d'assimilation, on crée des pensionnats, où de nombreux abus physiques et psychologiques seront commis et marqueront profondément les enfants qui sont victimes ainsi que leurs communautés. Dans les années 1960, des mouvements politiques inuits sont créés en réponse aux perturbations familiales, sociales, culturelles et économiques causées par des décennies de bouleversements et de misère. Ils souhaitent notamment se réapproprier leur langue et leur mode de vie traditionnel, de même que la gestion de leurs terres et de leurs ressources, qui sont la base de la culture et de la prospérité des Inuits.

Le réseau d'alerte avancé (DEW)

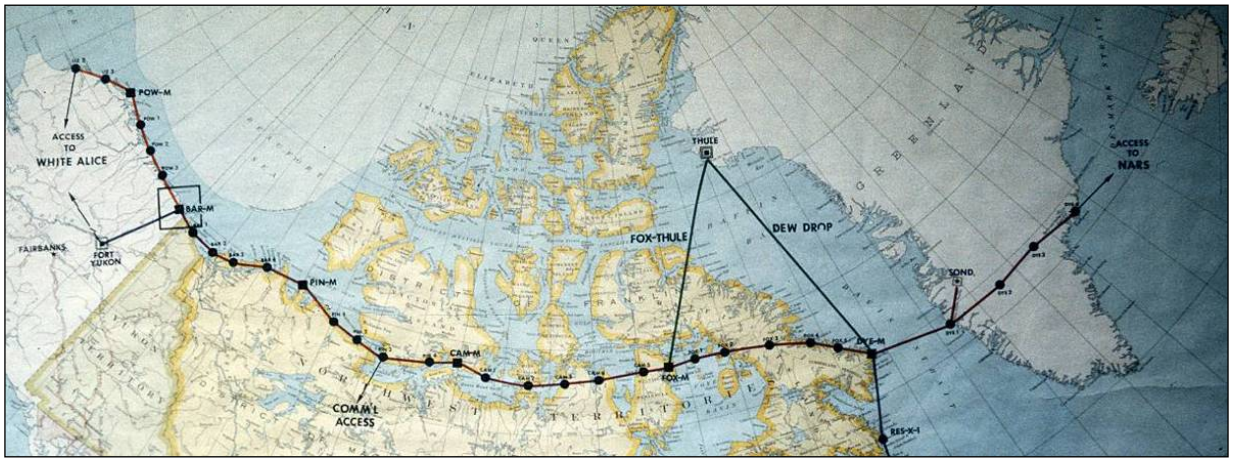


Figure 11. Carte sur le mur de l'une des stations du réseau DEW, montrant le réseau et l'emplacement des principales stations.
Photo du Sgt Tech. D.L. Wetterman, U.S. Air Force, 1987 (Wikimedia commons)

La construction, à la fin des années 1950, du réseau d'alerte avancé (DEW), constitué de 42 stations radar le long des côtes de l'Arctique canadien, crée des emplois salariés et introduit de nouvelles technologies (comme la motoneige) dans un nombre croissant de collectivités. L'arrivée rapide de populations mouvantes issues de cultures très diverses et l'apparition soudaine de technologies, d'infrastructures et de marchandises nouvelles causent également un profond bouleversement social chez les Inuits (Neufeld, 2002). Le réseau DEW est un projet conjoint des États-Unis et du Canada, un pur produit de la guerre froide : son rôle est de donner l'alerte sans délai en cas d'attaque de l'Amérique du Nord par l'Union soviétique (Neufeld, 2002; Bonesteel, 2006). Au début des années 1960, les sites les plus petits sont désaffectés. Le Canada garde les 21 sites restants en activité, puis les abandonne progressivement, jusqu'en 1993. Le nouveau Système d'alerte du Nord, qui comprend huit des anciennes stations radar, remplace le réseau DEW dans les années 1990. La remise en état des sites est associée à de nombreux problèmes et coûte bien plus cher que prévu à cause de la contamination, notamment par des PCB, du DDT, des hydrocarbures et du plomb. La remise en état, presque achevée en 2013, vise à empêcher les contaminants d'entrer dans la chaîne alimentaire de l'Arctique; elle sera suivie d'un plan de surveillance sur 25 ans (DND, 2001; Aglukkaq, 2012). Des cas de contamination du biote local ont été signalés, et les habitants de l'Arctique demeurent préoccupés par les répercussions de cette contamination (p. ex.,Gamberg *et al.*, 2005b).

La région désignée des Inuvialuit

Dans l'ouest de l'Arctique, les stations installées pour la chasse à la baleine boréale, à la fin du XIX^{e} siècle, ont été la porte d'entrée de nombreuses maladies infectieuses qui ont causé des épidémies et décimé la plupart des populations inuites en place (les « Esquimaux du Mackenzie »). Les Iñupiats de l'Alaska ont migré vers l'est et se sont joints aux habitants restants dans la région du delta du Mackenzie. Les Inuvialuits, un groupe d'Inuits, sont un peuple récent, issu de l'union, dans les années 1970, des Inuits de la région du delta et de ceux des îles Banks et Victoria, qui voulaient travailler ensemble, comme force politique et économique, notamment pour lutter contre les pressions exercées par l'exploitation pétrolière et gazière dans la mer de Beaufort. Les Inuvialuits ont réussi à négocier l'entente sur la région ouest de l'Arctique (Convention définitive des Inuvialuit) en 1984.

La région désignée des Inuvialuit (RDI) couvre 435 000 km^2 de terres et de mer (figure 10). Ces terres font pour la plupart partie des Territoires du Nord-Ouest, mais elles englobent aussi le Versant nord du Yukon, qui est visé, selon les termes de l'entente, par un régime spécial de conservation. On sait que la RDI recèle des gisements de pétrole, de gaz naturel, de zinc et de nickel. Le fleuve Mackenzie est une voie commerciale, et il existe une route permanente jusqu'à Inuvik, de même que des routes de glace saisonnières reliant Inuvik à Aklavik et à Tuktoyaktuk. L'accès par voie aérienne est important pour toutes les collectivités. Les parcs nationaux forment 29 % de la RDI.

Inuvik, la plus grande collectivité de la RDI et son principal centre administratif, ainsi que le village d'Aklavik se situent juste au sud de l'écozone^{+} de l'Arctique. Dans l'écozone^{+}, on trouve les collectivités de Tuktoyaktuk, de Sachs Harbour, d'Ulukhaktok (Holman) et de Paulatuk. Tuktoyaktuk était un centre important pour le forage pétrolier extracôtier dans les années 1970 et 1980. Il n'y a aucun lieu habité à l'année dans la partie de la RDI se trouvant au Yukon. Les emplois salariés constituent la principale source de revenus dans la RDI, mais le taux de chômage y est élevé. Les emplois se trouvent surtout dans la fonction publique. L'Inuvialuit Development Corporation regroupe plusieurs entreprises du secteur pétrolier et gazier, et les Inuvialuits participent à diverses initiatives économiques novatrices.

Les activités pétrolières et gazières sont importantes dans la région depuis les années 1970 et 1980. L'exploration sur le continent et au large des côtes de même que l'exploitation des champs pétrolifères de la région du delta du Mackenzie ont connu un regain d'intérêt et d'activité au début des années 2000. Outre les ressources pétrolières classiques, la région possède des ressources pétrolières non conventionnelles prometteuses. On a entrepris l'exploration des accumulations d'hydrates de gaz dans le sous-sol du delta du Mackenzie et, plus récemment, l'industrie a commencé à évaluer la possibilité qu'il existe de vastes formations schisteuses dans la vallée du Mackenzie.

La chasse demeure une activité importante d'un point de vue économique, social et culturel, et elle constitue la principale source de viande. On chasse le caribou (*Rangifer tarandus*), le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*), l'ours blanc (*Ursus maritimus*), le béluga (*Delphinapterus leucas*) et le phoque; les principales espèces récoltées varient d'une collectivité à l'autre. L'arrivée des filets maillants, dans les années 1830, a mené au développement de la pêche en rivière, qui demeure

cruciale dans l'économie de subsistance des Inuvialuits. Parmi les autres activités économiques figurent le trappage, le tourisme, la chasse sportive guidée (à l'ours blanc et au bœuf musqué) ainsi que l'artisanat.

Le Nunavut

Le projet du Nunavut, qui a vu le jour en 1976, a finalement abouti à l'Accord sur les revendications territoriales du Nunavut, signé en 1993, et à la création du territoire du Nunavut, en 1999. Le Nunavut, dont la superficie est de 2,12 millions de km^2, est la plus grande région politique du Canada : elle englobe un cinquième des terres du pays. La population se compose à environ 84 % d'Inuits (Statistics Canada, 2008). On y dénombre 29 collectivités, dont seulement une, soit celle de Baker Lake, n'est pas située sur les côtes. Iqaluit est la seule ville du Nunavut (population de 6 669 habitants en 2011 (Statistique Canada, 2012)), et c'est la capitale du territoire. Les ménages y tirent leurs revenus de salaires, de transferts gouvernementaux et de la terre. Les emplois se trouvent surtout dans la fonction publique (environ 50 % des emplois). Le tourisme est le secteur économique qui connaît l'essor le plus rapide, mais il demeure relativement limité. Il n'existe pas d'infrastructure routière permanente reliant le Nunavut au reste du Canada. La plus longue route, qui fait 21 km, va d'Arctic Bay à Nanisivik.

L'exploration et l'extraction des ressources minérales constituent historiquement la principale activité économique du secteur privé. Nanisivik, une mine de plomb-zinc dans la partie nord de l'île de Baffin, a été exploitée de 1976 à 2002. La mine de nickel de North Rankin a été exploitée de 1957 à 1962 à Rankin Inlet. Polaris, une mine de plomb-zinc sur l'île Little Cornwallis, a été en activité de 1982 à 2002. La mine d'or Lupin a ouvert en 1982, et fermé en 2005. La seule mine de diamants du Nunavut, le mine Jericho, a été exploitée de 2006 au début de 2008, et elle est actuellement (2013) en mode de surveillance et de maintien. Les mines Lupin et Jericho sont proches de la frontière des Territoires du Nord-Ouest, et elles étaient reliées à Yellowknife par une route d'hiver, lorsqu'elles étaient en activité. La mine d'or Meadowbank, près de Baker Lake, est entrée en production en 2009, tandis que l'extraction minière à la mine d'or Doris North, près de Bathurst Inlet, a été approuvée en 2006, mais n'a pas encore commencé; le site est maintenant en mode de surveillance et de maintien. L'exploitation minière du gisement de minerai de fer de Mary River, sur l'île de Baffin, a été approuvée en 2012, mais à l'heure actuelle (2013), on attend une modification permettant d'apporter des changements au projet, et la production n'a pas encore commencé. Parmi les projets miniers en cours d'examen figurent le projet de mine d'or Meliadine, près de Rankin Inlet, et le projet de mine d'uranium de Kiggavik, près de Baker Lake. Un gisement d'or près de la rivière Back, à l'est de Lupin, est actuellement à un stade avancé de la prospection, et les autres grands projets d'exploration minière visent notamment les gisements de métaux communs du lac Izok, du lac High et de la rivière Hackett (respectivement à l'ouest, au nord et à l'est de Lupin).

Le Nunavik

Le Nunavik fait 443 684 km², soit environ un tiers de la province de Québec. En 2006, la population se chiffrait à 11 627 habitants, dont 90 % d'Inuits (Statistics Canada, 2008). On compte 15 collectivités sur les rives de la baie d'Ungava et sur la rive est de la baie d'Hudson. La principale agglomération est Kuujjuaq.

Des artefacts des peuples prédorsétiens et dorsétiens, daté d'environ 4 000 ans, se retrouvent sur les rives de la baie d'Hudson et de la baie d'Ungava; les Thulés ont succédé les peuples prédorsétiens et dorsétiens. La chasse commerciale à la baleine dans la baie d'Hudson et la baie d'Ungava a commencé au XVIII[e] siècle, et la traite des fourrures a connu un essor dans la région. Le mode de vie fondé sur la chasse et la cueillette est demeuré à peu près inchangé pendant de nombreuses années, jusqu'à ce que le commerce de produits de consommation s'implante de manière plus importante. La répartition actuelle des villages a été en partie déterminée par l'emplacement des postes de traite de la baie d'Hudson.

Dans les années 1960, on a commencé à s'intéresser aux vastes sources d'énergie et de minerai présentes dans la région. Les projets d'aménagement hydroélectrique à la baie James et sur la rivière La Grande (dans l'écozone[+] de la taïga du Bouclier) ont suscité une vive opposition de la part des Inuits et des Cris, et ont mené à la signature de la Convention de la Baie James et du Nord québécois, en 1975. La Convention concernait les questions relatives aux droits autochtones, et créait l'Administration régionale Kativik et la Société Makivik, les organes politiques et fiscaux des Inuits du Nunavik. L'Accord sur les revendications territoriales des Inuit du Nunavik a été signé en 2006; il assure la protection des droits relatifs aux terres et aux ressources des bénéficiaires admissibles de la Convention de la Baie James et du Nord québécois, et prévoit des mécanismes de participation à la gestion dans les zones traditionnellement utilisées par les Inuits du Nunavik, dont les zones marines et les terres du Nunavut et du nord du Labrador (figure 10).

Le Nunatsiavut

L'origine des Inuits du Nunatsiavut – les Sikumiuts, soit « le peuple de la mer » – remonte aux Esquimaux Thulés, venus de l'île de Baffin. La présence européenne sur les côtes du Labrador, qui date du XVII[e] siècle, a exercé une influence sur les Sikumiuts, notamment par l'intermédiaire des mariages mixtes et des échanges culturels. L'économie était traditionnellement basée sur la chasse aux mammifères marins et au caribou et, de manière complémentaire, sur la pêche et la chasse à la sauvagine. Lorsque les baleines sont devenues rares, après 1800, la chasse au phoque a gagné en importance. Dans les années 1930, l'influence de l'État a remplacé celle des postes de traite et des missions. La Confédération, en 1949, a apporté de grands changement sociaux, mais la Constitution canadienne ne reconnaissait pas les Sikumiuts comme peuple autochtone. Les Sikumiuts ont été les derniers Inuits du Canada à signer un accord relatif à leurs revendications territoriales.

L'Accord sur les revendications territoriales des Inuits du Labrador a reçu la sanction royale en 2005. L'Accord vise environ 72 500 km² de terres et 49 000 km² de mer (figure 10). Il a pour objectif d'assurer un cadre stable pour l'utilisation des terres et pour les investissements, et de

contribuer au développement des Inuits du Labrador; il a aussi mené à la création du parc national des Monts-Torngat et à la mise en place de mécanismes de participation à l'évaluation environnementale ainsi que de cogestion. L'Accord a créé un gouvernement inuit régional, le gouvernement du Nunutsiavut, et certaines dispositions prévoient le partage des revenus tirés des ressources minérales.

En 2006, la population du Nunatsiavut était de 2 427 habitants, dont 89 % d'Inuits (Statistics Canada, 2008), répartis principalement dans cinq collectivités, soit Nain, Hopedale, Makkovik, Postville et Rigolet, toutes situées au sud de l'écozone+ de l'Arctique.

DESCRIPTION DE L'ÉTAT DE L'ÉCOZONE+ DE L'ARCTIQUE

Facteurs abiotiques

Introduction aux facteurs liés au climat

Dans l'Arctique, comme partout ailleurs, les écosystèmes sont dans une large mesure régis par des facteurs abiotiques comme les températures et les précipitations saisonnières extrêmes et moyennes, le nombre de degrés-jours et de jours sans gel, l'insolation (quantité de lumière du soleil atteignant la surface), le vent et l'albédo (quantité de lumière du soleil réfléchie par la surface au lieu d'être absorbée). Ces facteurs, combinés au taux d'humidité du sol, déterminent l'étendue du pergélisol (sol gelé en permanence), lequel limite la pénétration des racines et a d'autres profonds effets sur les plantes et les animaux. Les habitats terrestres subissent aussi l'influence des microclimats créés par des éléments physiques tels que la pente, l'aspect, le type de sol et la proximité avec des plans d'eau de grande taille.

L'effet combiné de ces facteurs abiotiques crée un environnement défavorable à la croissance des arbres et façonne généralement dans l'Arctique des écosystèmes que l'on désigne par le nom de « toundra », c'est-à-dire une mosaïque d'habitats secs et humides dominés par des proportions variables de graminées, de plantes herbacées non graminoïdes et d'arbustes bas, pour la plupart vivaces. On y trouve principalement des arbustes de la famille des bruyères (éricacées), mais d'autres familles y sont également très présentes, comme les saules (salicacées) et les bouleaux nains (bétulacées). Les périodes de croissance printanière, de floraison et de grenaison sont courtes, et la vie animale est étroitement liée à la phénologie de la végétation. La toundra épouse parfaitement les limites du pergélisol continu, et le pergélisol discontinu marque la transition entre la toundra et la taïga.

Les changements à grande échelle des facteurs abiotiques, en particulier la température et les précipitations, peuvent avoir des effets considérables sur la répartition de la toundra, de même que sur la répartition et la composition des habitats dans ce paysage. Par exemple, comme on

l'indiquait dans l'introduction, la période de réchauffement qui a débuté il y a environ 8 000 ans a transformé le désert polaire qu'était le Haut-Arctique en toundra sèche.

La Terre s'est réchauffée au cours des récentes décennies, en grande partie à cause des émissions de gaz à effet de serre. Il faut remonter aux périodes interglaciaires du Pléistocène pour trouver un degré de réchauffement comparable (IPCC, 2007). L'Évaluation des impacts sur le climat de l'Arctique (ACIA, 2005) et le quatrième rapport d'évaluation du GIEC (IPCC, 2007) indiquent tous deux que les températures de l'air en surface dans l'Arctique circumpolaire ont augmenté, au cours des quelques dernières décennies, presque deux fois plus vite que la température moyenne à l'échelle mondiale, et que le réchauffement s'est accentué depuis le début des années 1990. On trouve à la figure 12 une carte des anomalies de température enregistrées entre 2001 et 2005, par rapport à la période de 1951 à 1980. On voit bien que le réchauffement est plus marqué dans l'Arctique circumpolaire, et la tendance régionale selon laquelle le réchauffement est plus important dans l'ouest de l'Arctique nord-américain est également visible. La figure 13 illustre les tendances des températures moyennes annuelles à l'échelle planétaire et dans l'Arctique entre 1880 et 2012.

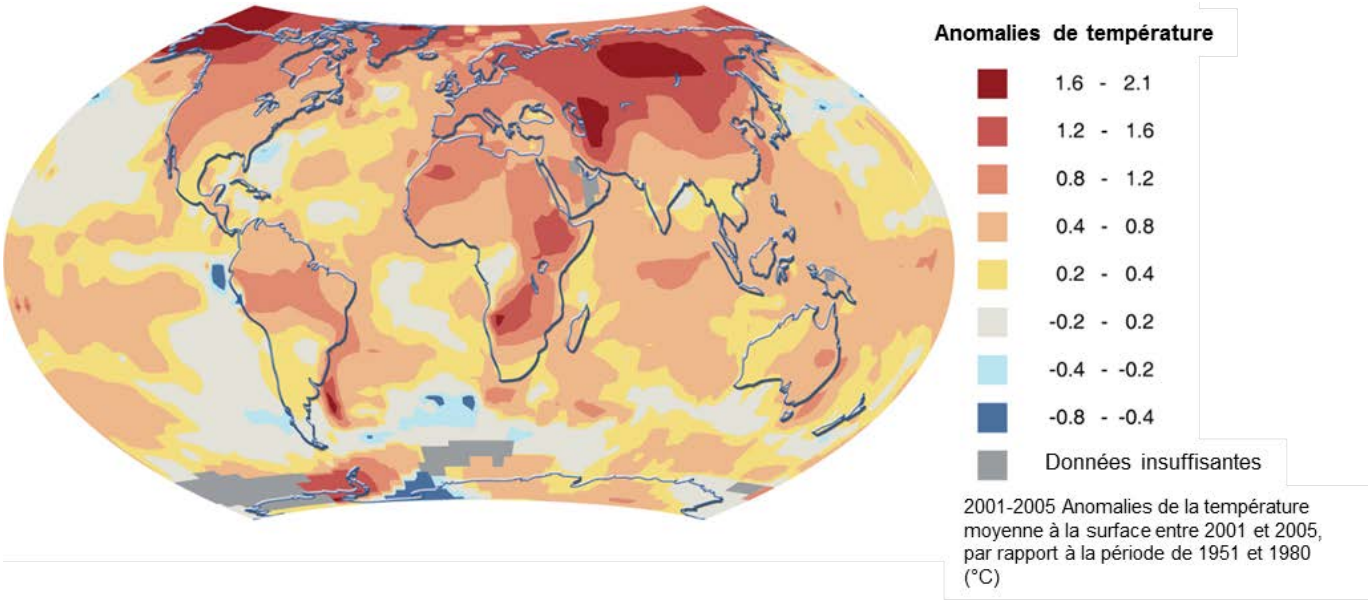


Figure 12. Accroissement des températures annuelles sur la planète entre 2001 et 2005, par rapport à la période de 1951 à 1980; on voit que le réchauffement est plus marqué au-dessus de terres et aux latitudes élevées de l'hémisphère Nord.
Source : Overland et al. *(2007), d'après Hansen* et al. *(2006)*

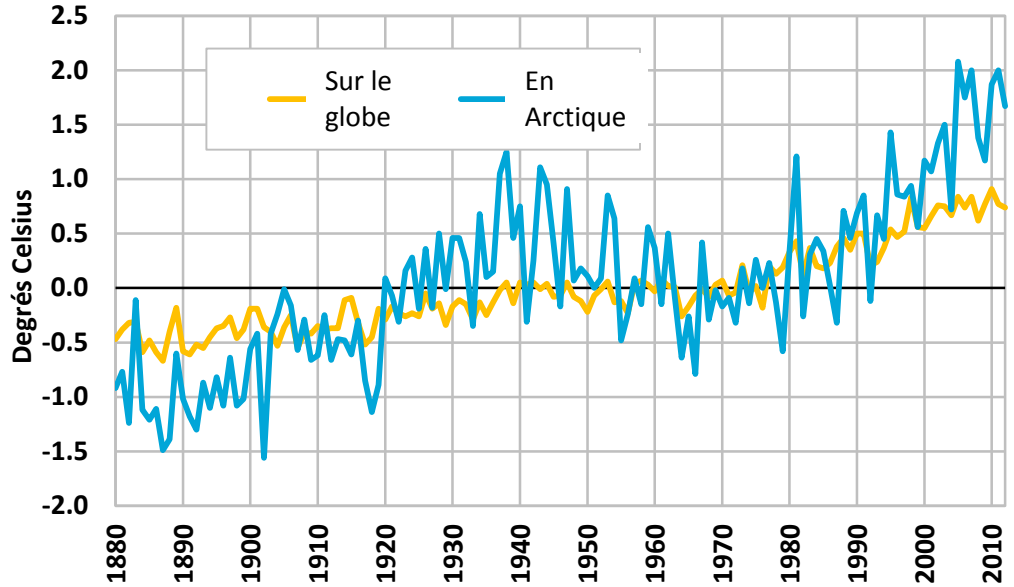


Figure 13. Températures moyennes annuelles à l'échelle mondiale et dans l'Arctique (latitudes 64 à 90° N), 1880 à 2012.
Anomalies de la température à la surface des terres. D'après des mesures effectuées à des stations météorologiques, les moyennes annuelles incluent les stations canadiennes dont il est question ci-dessous. Les données sont des anomalies, calculées d'après la période de référence de 1951 à 1980. Source : données de la NASA (2013)

L'un des éléments déterminants pour l'écozone[+] de l'Arctique est le rôle des mécanismes de rétroaction dans l'amplification du changement climatique en Arctique, surtout dans la mesure où ces mécanismes provoquent des changements dans les écosystèmes. Par exemple, la diminution de l'albédo causée par le recul de la glace de mer a entraîné un accroissement du réchauffement des terres bordant l'Arctique (Walsh, 2008); la durée plus courte de persistance de la couverture de neige a intensifié le réchauffement de la surface et la croissance arbustive, ce qui a réduit d'autant plus l'albédo et aggravé le réchauffement à l'échelle régionale (Sturm *et al.*, 2001; Chapin III *et al.*, 2005; Walsh, 2008). La croissance arbustive accrue a également fait augmenter la capacité de retenir une couverture de neige plus épaisse, ce qui a des effets sur les régimes hydrologiques et thermiques dans le sol, l'activité microbienne de même que le cycle des éléments nutritifs et du carbone (Myers-Smith, 2007).

Les observations faites par les Inuits du Canada au sujet du changement climatique sont répertoriées dans bien des sources, notamment dans l'Évaluation des impacts sur le climat de l'Arctique (ACIA, 2005) et dans des études basées sur des entretiens menés au sein de collectivités inuites (Kassi, 1993; McDonald *et al.*, 1997; p. ex.Fox, 1998; Fox, 2004; Huntington *et al.*, 2005). Un élément est souvent évoqué : la variabilité accrue du climat. Par exemple, les habitants d'Igloolik affirment que les conditions météorologiques sont plus imprévisibles qu'avant, et que les chasseurs, souvent surpris par les soudains changements des conditions météorologiques, doivent passer plus de nuits que prévu dans des bivouacs (Ford *et al.*, 2006). Les habitants du Nunavut indiquent que les températures sont plus élevées toute l'année, et que cela s'accompagne d'un allongement et d'un décalage temporel des saisons (Government of

Nunavut, Department of Environment, 2005). Dans les collectivités de la région désignée des Inuvialuit, on observe des changements associés au réchauffement depuis plus longtemps que dans les collectivités de l'est de l'Arctique, et ces changements semblent plus prononcés (Furgal *et al.*, 2002; Nickels *et al.*, 2002; Furgal et Seguin, 2006). Parmi les nombreux changements d'ordre météorologiques notés par les Inuvialuits de l'île Banks figurent des hivers plus doux, des étés plus chauds, un automne plus court et un gel plus tardif. On a remarqué des fluctuations des saisons, en particulier des printemps plus hâtifs (Ashford et Castleden, 2001).

La variabilité du climat et le changement climatique constituent des thèmes récurrents dans le présent rapport, et les éléments soulignés ci-dessus sont repris de manière plus détaillée dans les sections pertinentes du présent document.

Tendances du climat depuis 1950

Aperçu

Cette section est fondée sur des relevés provenant du réseau de stations climatologiques du Canada, qui sont analysées pour le pays dans son ensemble, et par écozone[+] pour les besoins du présent rapport. Les résultats de cette analyse à l'échelle du Canada sont présentés dans le rapport thématique du RETE intitulé *Tendances climatiques au Canada, de 1950 à 2007* (Zhang *et al.*, 2011). On a utilisé une période de base, ou de référence (1961 à 1990), pour relever les anomalies, selon les moyennes régionales et par station, dans les tendances relatives aux précipitations et aux températures. Les résultats de ces analyses des tendances pour l'écozone[+] de l'Arctique sont résumés au tableau 2; plus bas, on les expose et on les examine par rapport aux tendances à l'échelle nationale issues de la même démarche de même que par rapport aux tendances climatiques au Canada et dans l'Arctique circumpolaire discutées par d'autres auteurs. Zhang *et al.* (2011) ont également analysé les tendances concernant la neige qui sont décrites dans la section portant sur les fonctions et processus écosystémiques (page 34).

Il y a des stations d'enregistrement des températures et des précipitations un peu partout dans l'écozone[+] de l'Arctique, mais elles sont plus nombreuses dans les régions côtières qu'ailleurs, et leur densité est faible. Les valeurs moyennes de températures et de précipitations dans l'écozone[+] couvrent au moins trois régions climatiques distinctes [l'archipel arctique canadien, parfois aussi appelé simplement « archipel arctique », l'ouest de l'Arctique et l'est de l'Arctique], et les variations à long terme du climat peuvent différer de l'une à l'autre de ces régions. Cela signifie que les moyennes pour l'écozone[+] ne sont pas nécessairement représentatives de l'état et des tendances à différents endroits dans l'écozone[+]. On présente des cartes montrant les tendances à diverses stations, cela afin de donner une meilleure idée des tendances régionales.

On trouve des précisions sur la méthodologie employée pour cette analyse dans Zhang *et al.* (2011).

Tableau 2. Aperçu des tendances climatiques dans l'écozone⁺ de l'Arctique depuis 1950.

Variable climatique	Tendances de 1950 à 2007
Températures	Hausses significatives des températures saisonnières moyennes dans l'écozone⁺ à l'été et à l'automne. Hausses significatives à de nombreuses stations climatologiques pendant toutes les saisons (figure 14). Aucune tendance significative de refroidissement à quelque station que ce soit.
Précipitations	Accroissement significatif pendant toutes les saisons partout dans l'écozone⁺, la plus forte hausse ayant été enregistrée à l'hiver. Accroissement significatif à de nombreuses stations climatologiques à l'automne, à l'hiver et au printemps (figure 16). Accroissement significatif l'été à seulement 1 station.

Source : Zhang et al*. (2011)*

Températures

Les températures moyennes annuelles ont augmenté d'environ 1,4 °C entre 1950 et 2007 au Canada, les tendances au réchauffement étant évidentes dans la plupart des régions du pays. Même si, à l'échelle pancanadienne, les plus fortes hausses de température ont été enregistrées à l'hiver et au printemps, dans l'écozone⁺ de l'Arctique, le réchauffement était plus soutenu à l'été et à l'automne; pendant ces deux saisons, on a respectivement noté des hausses de température significatives de 0,9 °C et de 1,7 °C. Ces moyennes masquent les changements plus profonds survenus à certains endroits, comme le montrent les cartes illustrant la force et le caractère significatif ou non des tendances relatives à la température à chaque station climatologique de l'Arctique faisant partie de l'ensemble de données (figure 14).

Aux fins de l'analyse à l'échelle nationale, la saison de croissance est la période pendant laquelle la température moyenne dépasse 5 °C (d'après une moyenne mobile sur 5 jours). On a constaté un allongement significatif de la saison de croissance à de nombreux endroits au Canada, principalement attribuable à un début plus hâtif de celle-ci. Le choix d'une température minimale de 5 °C est arbitraire, et les caractéristiques de la saison de croissance comme telle varient selon les espèces; par exemple, les plantes de la toundra, adaptées au froid, comment à pousser dès que les températures sont supérieures au point de congélation. Comme ce seuil de 5 °C définissant le début de la saison de croissance n'était pas atteint à bien des endroits dans l'Arctique, cette analyse n'a pas permis de détecter de tendance relative à la saison de croissance dans l'Arctique. Cependant, les relevés indiquent des hausses significatives des températures à de nombreuses stations de l'Arctique, et cela, pendant toutes les saisons (figure 14). Des mesures de la température sont prises en continu depuis 1995 au site de l'International Tundra Experiment (expérience internationale sur la toundra; ITEX) au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere; elles révèlent un allongement de la saison de croissance (mesurée en jours où la température est supérieure à 0 °C) d'environ 1,5 jour par année sur la période de 12 ans pendant laquelle des mesures ont été enregistrées (figure 15). La productivité végétale a augmenté dans l'écozone⁺; on note à la fois une élévation du pic de productivité et un allongement de la saison de croissance (Zhou *et al.*, 2001; Goetz *et al.*, 2007) – voir la section sur la productivité primaire (page 80).

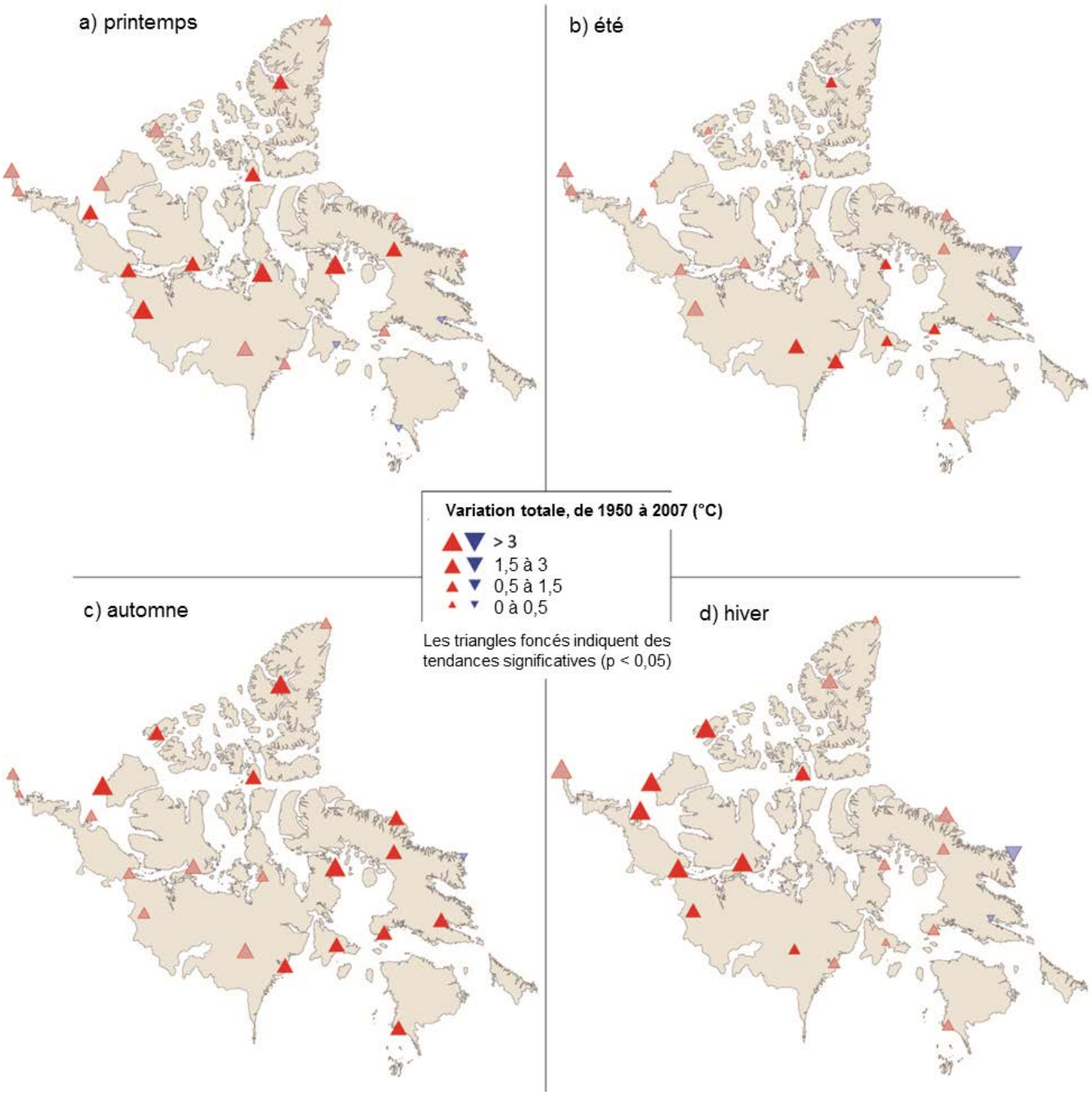


Figure 14. Variation des températures moyennes de 1950 à 2007 : a) au printemps (mars à mai); b) à l'été (juin à août); c) à l'automne (septembre à novembre); à l'hiver (décembre à février).
Source : données sur l'écozone[+] fournies par les auteurs de Zhang et al. *(2011)*

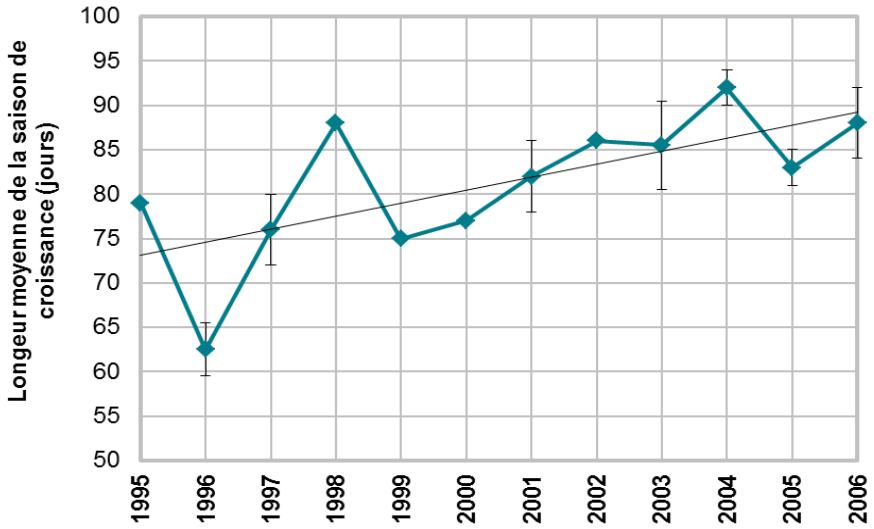


Figure 15. Longueur de la saison de croissance dans les parcelles témoins faisant partie d'une expérience sur le réchauffement à long terme dans une toundra à cassiope, au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere. La saison de croissance correspond au nombre de jours pendant lesquels la température quotidienne moyenne de l'air est supérieure à 0 °C. La température de l'air a été mesurée à 10 cm au-dessus de la surface du sol. Les données sont des moyennes (n = 2) accompagnées de leurs plages de valeurs. La tendance est une droite de régression linéaire révélant un allongement d'environ 1,5 jour par année sur 12 ans.
Source : G. Henry, données non publiées

Précipitations

Les précipitations ont augmenté à la plupart des stations canadiennes entre 1950 et 2007, et les hausses relatives les plus importantes ont été enregistrées à des stations de l'Arctique. Les précipitations ont augmenté de manière significative pendant toutes les saisons dans l'écozone+ de l'Arctique : les hausses, par rapport à la moyenne pour la période de référence, se situent entre 16 et 73 %. On a noté des signes de changement du régime des précipitations à l'automne, à l'hiver et au printemps entre le milieu et la fin des années 1970, la période estivale semblant plus stable à cet égard — les précipitations ont aussi augmenté aussi pendant cette saison, mais la hausse par rapport à la moyenne pour la période de base n'est que de 16 %. Cette modification abrupte des précipitations à l'automne, à l'hiver et au printemps survenue à la fin des années 1970 pourrait être liée à un changement de la circulation atmosphérique, en particulier à une transition de la téléconnexion Pacifique-Amérique du Nord en 1976 (Brown et Braaten, 1998). On voit à la figure 16 la force et le caractère significatif ou non des tendances relatives aux précipitations pour chaque saison, à chaque station.

Même si on ne sait pas exactement à quoi est attribuable le changement des précipitations au Canada, une étude de Min *et al.* (2008) laisse supposer que la hausse des précipitations enregistrée aux latitudes élevées de l'hémisphère Nord (à plus de 55° N) pourrait avoir été causée par l'incidence humaine sur le climat. La tendance à la hausse des précipitations enregistrée au Canada, surtout dans le Nord, concorde avec les projections des modèles du climat à l'égard de l'évolution future des précipitations, et il est probable que cette tendance se

maintienne (Zhang *et al.*, 2011). Comme les augmentations prévues des précipitations sont en étroite corrélation avec le réchauffement projeté, il est probable que la hausse des précipitations dans l'Arctique sera largement supérieure à la hausse moyenne à l'échelle planétaire (Kattsov *et al.*, 2007).

L'Évaluation des impacts sur le climat de l'Arctique (2005) signalait une augmentation des précipitations de 1,4 % par décennie dans l'Arctique (de 60 à 90° N) entre 1900 et 2005, ce qui constitue une hausse nettement plus considérable que ce que la présente analyse révèle dans l'écozone+ de l'Arctique.

Les hausses plus fortes des précipitations observées l'hiver dans cette analyse concordent tant avec les projections des modèles qu'avec les observations dans l'Arctique entier (ACIA, 2005; Lemke *et al.*, 2007).

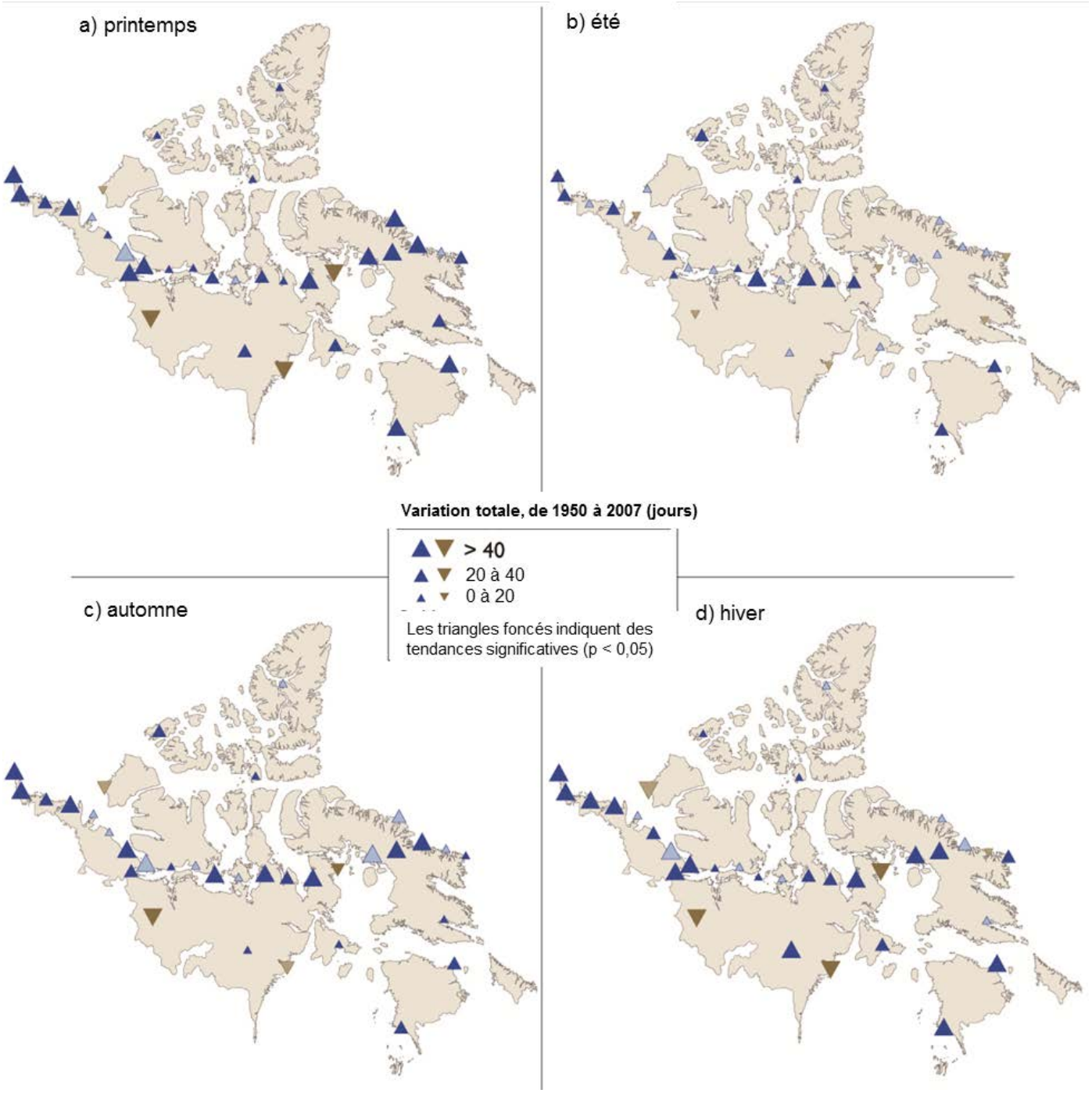


Figure 16. Variation des quantités de précipitations de 1950 à 2007 : a) au printemps (mars à mai); b) à l'été (juin à août); c) à l'automne (septembre à novembre); à l'hiver (décembre à février).
Source : données sur l'écozone[+] fournies par les auteurs de Zhang et al. *(2011)*

Oscillations climatiques

Cette section est fondée sur le rapport thématique intitulé *Oscillations climatiques à grande échelle ayant une incidence sur le Canada, de 1900 à 2008* (Bonsal et Shabbar, 2011), faisant partie du RETE; à cette source s'ajoutent des données propres à l'Arctique, dont on indique la référence dans le texte.

Les tendances et la variabilité climatiques observées au Canada subissent l'influence d'oscillations atmosphériques et océaniques à grande échelle, que l'on appelle « téléconnexions ». Il existe plusieurs régimes de téléconnexion connus dont on se sert pour décrire diverses caractéristiques de la circulation sur la planète (Bonsal et Shabbar, 2011). Les rapports entre ces téléconnexions et le climat canadien sont à leur maximum pendant la saison froide (de la fin de l'automne jusqu'au printemps), même si certaines connexions avec les conditions estivales ont été observées. En outre, ces connexions ont des effets plus prononcés et plus constants sur les variables de la température et, dans une moindre mesure, sur les facteurs liés aux précipitations. L'écozone+ de l'Arctique subit en particulier les effets de l'oscillation de l'Arctique (OA) et des profils d'oscillation du Nord-Pacifique, par exemple l'oscillation décennale du Pacifique (ODP), mais d'autres oscillations climatiques telles que le phénomène El Niño-oscillation australe (ENSO) influent aussi sur les températures de l'Arctique.

Les associations entre ces oscillations à grande échelle et les températures de la saison froide dans diverses régions du Canada ont donné lieu à d'importantes relations entre ces régimes de téléconnexion et plusieurs variables liées au climat au printemps. Ces variables incluent notamment la durée de la présence de glace sur les lacs et les cours d'eau dans l'Ouest canadien (Bonsal *et al.*, 2006), le moment de la fonte des neiges et le débit maximal des cours d'eau au printemps dans l'ouest de l'Amérique du Nord (Stewart *et al.*, 2005), ainsi que le moment de l'écoulement printanier dans le fleuve Mackenzie (lié à l'ODP et à d'autres indices, mais pas à l'OA ou à l'ENSO) (Burn, 2008).

Les indices qui représentent les oscillations à grande échelle sont en corrélation avec les fluctuations et les cycles dans les écosystèmes de l'Arctique. Les associations ne sont pas toujours directes, puisque la variabilité des écosystèmes est souvent liée à plus d'une téléconnexion, et que les associations varient d'une région à l'autre. Parmi les exemples d'associations avec des communautés biotiques de l'Arctique, on peut citer les suivants :

- Lorsque l'indice de l'OA est élevé, on assiste à une diminution de la croissance des plantes et à un déclin des populations de rennes au Svalbard, en Norvège (Aanes *et al.*, 2002).
- Les profils climatiques à grande échelle jouent un rôle dans les fluctuations des populations de caribous, mais les associations entre ces deux phénomènes varient d'une région à l'autre : en Alaska, l'ODP est corrélée avec des changements au sein des hardes de l'ouest de l'Alaska, mais les hardes du nord-est de l'Alaska sont davantage touchées par l'OA (Joly *et al.*, 2011).
- Il a été établi qu'un plus grand nombre de jeunes Oies des neiges meurent pendant l'été à l'île Bylot quand l'indice de l'OA atteint des valeurs extrêmes, soit les années où l'indice est très positif (basses températures estivales) et les années où l'indice est très négatif (températures estivales élevées) (Dickey *et al.*, 2008).

Indice d'oscillation de l'Arctique

L'oscillation de l'Arctique (OA) représente la variabilité de la circulation atmosphérique au-dessus de l'hémisphère Nord extratropical, où les pressions au niveau de la mer dans les régions polaires varient à l'opposé de ce que l'on observe au-dessus des latitudes moyennes (à environ 45° N) (Thompson et Wallace, 1998). Elle est fortement corrélée avec l'oscillation de l'Atlantique Nord (OAN), qui influe sur le climat de l'est de l'Amérique du Nord et de l'Europe. Lorsque l'indice de l'OA est négatif, les températures hivernales sont plus basses, les eaux des océans sont plus froides, la couverture de glace de mer est plus importante et l'épaisseur de la glace de mer est plus grande que quand l'indice de l'OA est positif. De 1950 à 1980, l'indice de l'OA est souvent passé de valeurs positives à des valeurs négatives, et vice-versa, et il est demeuré positif de 1989 à 1995 (Richter-Menge *et al.*, 2006) (figure 17). Les caractéristiques d'une phase où l'indice de l'OA est positif comprennent des conditions plus chaudes que la moyenne dans de vastes régions de l'Europe du Nord et de la Russie asiatique, et des anomalies inverses dans la moitié est de l'Amérique du Nord (Buermann *et al.*, 2003). L'OA a été relié à une série de caractéristiques physiques et écologiques en Arctique et aux latitudes subarctiques. Par exemple, les indices positifs de l'OA sont associés à une couverture de neige moins étendue en hiver et au printemps, surtout en Eurasie (Bamzai, 2003), à un début plus hâtif de la fonte, surtout dans l'Arctique européen (Tedesco *et al.*, 2009), à des débits plus importants des cours d'eau se déversant dans le détroit de Béring, mais moins importants des cours d'eau se déversant dans la baie d'Hudson (Déry *et al.*, 2005), et au déclin de certaines hardes de caribous en Alaska, notamment la harde de la Porcupine, dont l'aire de répartition se trouve en partie au Canada (Stenseth *et al.*, 2003).

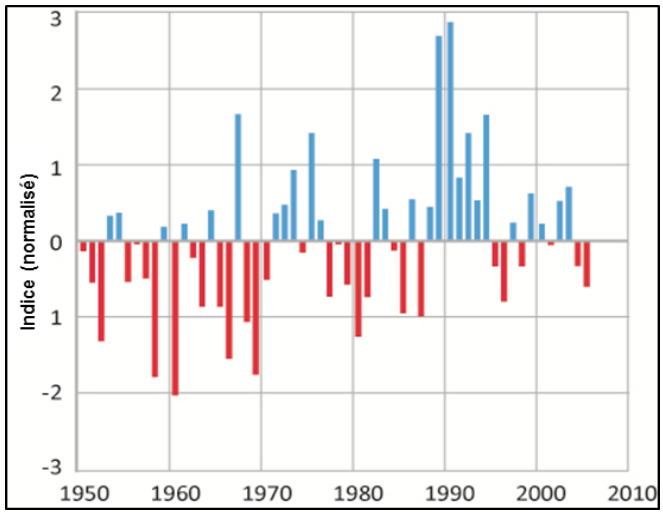


Figure 17. Indice de l'oscillation de l'Arctique (OA) moyen annuel pour la période de 1950 à 2005. Source : d'après la figure 5 de Richter-Menge et al. *(2006) (gracieuseté de I. Rigos)*

Les différentes phases des téléconnexions à grande échelle entraînent souvent des réactions régionales de grande amplitude en ce qui concerne le climat observé. Par conséquent, un certain nombre de variations climatiques notées au XXe siècle peuvent être attribuées, du moins en partie, à des modifications de ces divers régimes de téléconnexion (Solomon *et al.*, 2007). Par exemple, Hurrell (1996) a constaté que l'oscillation de l'Atlantique Nord, l'ENSO et les variations dans la circulation du Pacifique Nord expliquaient collectivement une portion importante de la variabilité des températures hivernales dans l'hémisphère Nord au cours du XXe siècle. Plus précisément pour l'Amérique du Nord, le passage du climat, au milieu des années 1970, à une ODP positive et le plus grand nombre d'épisodes El Niño semblent avoir

entraîné des changements contrastés d'un bout à l'autre du continent, l'ouest s'étant réchauffé davantage que l'est (Trenberth *et al.*, 2007). Cette transition vers une ODP positive a donc également été associée à la tendance à des températures plus élevées en hiver et au printemps dans l'ouest du Canada, y compris dans l'Arctique.

À l'heure actuelle, on ne sait pas dans quelle mesure l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre a influé sur la survenue de ces oscillations climatiques à grande échelle. En outre, les répercussions du changement climatique futur projeté sur les principaux régimes de téléconnexion demeurent incertaines, car les divers modèles du climat ne concordent pas sur la fréquence et la structure futures des modes océaniques et atmosphériques à grande échelle. Les oscillations climatiques n'expliquent pas les récents profils de réchauffement dans l'Arctique canadien et circumpolaire (figure 18).

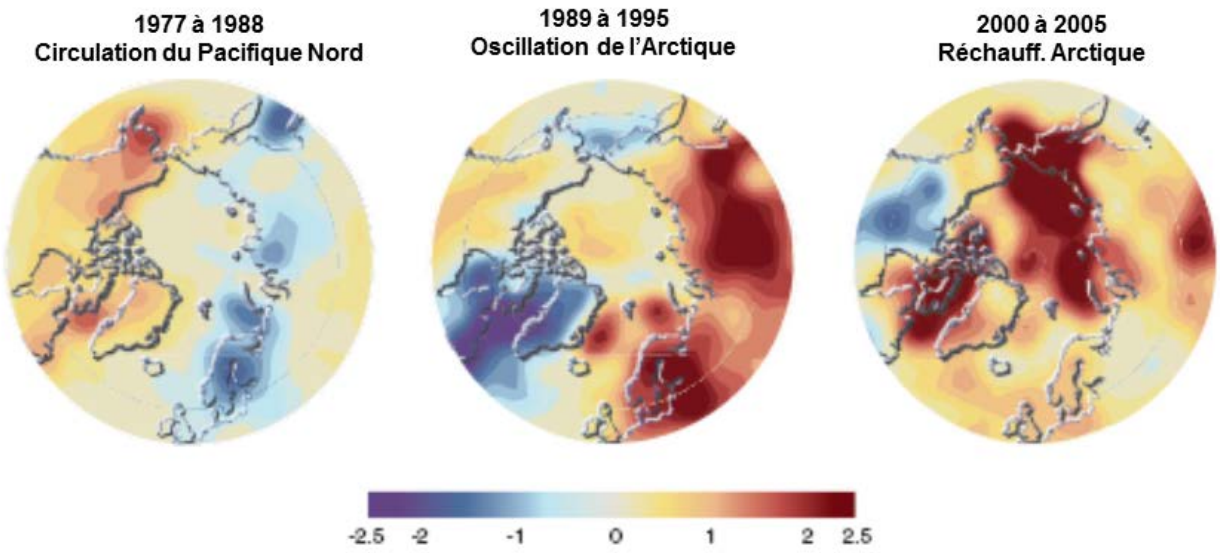


Figure 18. Anomalies des températures de surface dans l'hémisphère Nord moyennées sur trois périodes, associées à trois types de profils différents exerçant une influence dominante sur la variabilité naturelle. La circulation du Pacifique Nord a exercé une influence dominante dans l'Arctique de 1977 à 1988, tandis que l'oscillation de l'Arctique a dominé la région de 1989 à 1995 (voir la figure 17). Ces dernières années (de 2000 à 2005), cependant, ni l'une ni l'autre de ces influences ne domine, et le profil de distribution des températures anormalement élevées est circumpolaire.
Source : Overland et Wang (2007)

Fonctions et processus écosystémiques

Introduction

En 1973, Dunbar a publié un article qui a fait date, intitulé « Stability and fragility in Arctic ecosystems » (stabilité et fragilité des écosystèmes de l'Arctique). Il y étudiait l'apparente contradiction selon laquelle les écosystèmes de l'Arctique sont vulnérables aux dommages, alors que les espèces qui y vivent à l'année sont extraordinairement résistantes. D'autres migrent sur d'énormes distances, et les conditions de vie dans les habitats connaissent des fluctuations annuelles extrêmes. Les populations d'animaux terrestres de l'Arctique, comme les lemmings, peuvent chuter très bas, et l'espèce peut même disparaître de certaines régions, mais elles peuvent se rétablir tant qu'il existe une vaste zone où les populations peuvent se reconstituer. Les espèces sont protégées contre les invasions par des équivalents écologiques, de même que par leurs prédateurs et leurs pathogènes, et par des limites climatiques qui préservent les habitats de la toundra. Dunbar indiquait qu'il fallait définir la « stabilité » en termes de cohérence et de continuité des cycles annuels et pluriannuels, et que la « fragilité » désignait moins une faible résistance aux dommages physiques à petite échelle qu'une croissance et un taux de renouvellement restreints limitant la résilience. Il donnait un exemple de vulnérabilité due à la lenteur du renouvellement :

> « Si un lac de l'Arctique plein d'ombles ou de touladis fait l'objet d'une pêche intensive pendant une saison ou deux, ce qui arrive fréquemment, les dommages seront permanents, ou il faudra des années avant qu'ils ne soient réparés [...] Les lacs de l'Arctique, en particulier les petits lacs, constituent probablement l'élément le plus vulnérable du paysage […] Nombre d'entre eux n'abritent qu'une seule espèce herbivore (un crustacé copépode) et une espèce de carnivore primaire, habituellement un mysidacé ou un amphipode. La situation est analogue à celle des lemmings de la toundra, sauf qu'il manque la protection conférée par l'étendue géographique considérable. Il s'agit d'écosystèmes d'une simplicité extrême, dans lesquels la disparition d'une espèce est synonyme de désastre écologique. » [traduction]

Depuis, notre compréhension de la résilience s'est améliorée; nous savons, par exemple, que quand les populations descendent sous le seuil correspondant à une population viable, leur rétablissement dépend de l'existence de conditions qui accroissent la résilience de l'espèce en question, par exemple une faible mortalité due à la prédation ou à la récolte, ou une aire de répartition et une connectivité suffisantes pour permettre à d'autres populations d'être une source de reconstitution. Des phénomènes stochastiques comme des tempêtes hivernales inhabituelles, des perturbations d'origine industrielle ou l'introduction d'un nouveau prédateur ou d'un nouveau pathogène peuvent rendre la disparition du pays ou de la planète hautement probable. Le caribou de Peary (*Rangifer tarandus pearyi*) en est l'exemple parfait, comme on l'explique à la section « Composition des écosystèmes – Le caribou de Peary » (page 122). Au bout d'une décennie de recherches intensives, les scientifiques commencent à comprendre comment le changement climatique pourrait déstabiliser les écosystèmes de l'Arctique – ils ont d'ailleurs décelé des signes d'une telle déstabilisation —, mais il reste beaucoup à apprendre. Les connaissances scientifiques sur les effets cumulatifs, notamment sur les interactions entre le

changement climatique et les perturbations d'origine industrielle, sont encore rudimentaires. Dans les sections qui suivent, il est question de processus qui pourraient indiquer ou prédire des perturbations des écosystèmes. Deux caractéristiques fondamentales de l'écozone+ de l'Arctique ont une profonde incidence sur la résilience de ses écosystèmes face aux perturbations : 1) la vaste échelle (temporelle et géographique) sur laquelle se déroulent, dans la plupart des écosystèmes de l'Arctique (du moins dans le cas des vertébrés), les processus associés aux déplacements annuels, aux cycles des populations et aux phénomènes de reconstitution des populations; 2) le rôle important que joue l'hiver dans l'évolution, en favorisant l'apparition de traits adaptatifs et en modelant la structure de l'habitat. Il est essentiel de comprendre l'incidence de l'échelle, les adaptations spécifiques et la structure des habitats qui sont caractéristiques des espèces sauvages en Arctique, dans le contexte du changement actuel, si l'on veut préserver et améliorer la résilience des écosystèmes de l'Arctique.

La cryosphère

Les changements de la cryosphère (pergélisol, neige, glace de mer, glaciers de même que glace sur les lacs et les cours d'eau) peuvent aussi être considérés comme des facteurs abiotiques (secondaires, par rapport aux facteurs primordiaux que sont la température et les précipitations). Nous intégrons les tendances relatives à la cryosphère dans la section portant sur les processus écosystémiques afin de mettre en évidence leurs liens avec les perturbations des écosystèmes et avec d'autres processus écosystémiques, comme l'hydrologie et la productivité primaire. L'amenuisement rapide de tous les éléments de la cryosphère est une tendance dominante dans les écosystèmes de l'Arctique; amorcée il y a 30 ans, cette tendance est devenue particulièrement évidente au cours de la dernière décennie. Les répercussions de cette réduction de la quantité d'eau et de sols gelés, et ce qu'elles signifient pour d'autres processus écosystémiques sont des éléments cruciaux et, dans bien des cas, mal compris. L'une des principales causes de l'accélération du recul de la cryosphère est la rétroaction positive produite par la diminution de la réflectivité de la surface (albédo) attribuable à la disparition de neige et de glace. Cette diminution de l'albédo accroît la capacité d'absorption et de stockage de la chaleur, ce qui accentue la fonte. Compte tenu des projections selon lesquelles la planète continuera de se réchauffer, on s'attend à ce que la glace et la neige, dans leurs diverses formes, continuent de régresser, et que leurs caractéristiques connaissent d'autres changements, notamment en ce qui concerne le moment de leur formation et de leur fonte (AMAP, 2011; Jeffries *et al.*, 2012).

Le pergélisol

Les sections qui suivent au sujet du pergélisol sont fondées sur un rapport thématique d'échelle nationale intitulé *Tendances relatives aux conditions du pergélisol et à l'écologie dans le nord du Canada* (Smith, 2011), faisant partie du RETE. Certains renseignements ont été mis à jour, comme on l'indique dans le texte.

Les données sur les récentes tendances relatives à la température du pergélisol dans l'écozone+ de l'Arctique proviennent d'une série de sites de surveillance dispersés de l'ouest de l'Arctique à l'est de l'Arctique et dans le Haut-Arctique. De manière générale, les variations de la

température dans le pergélisol peu profond au cours de la dernière décennie sont plus importantes dans l'écozone[+] de l'Arctique que dans les régions au sud de la ligne des arbres (écozones[+] de la taïga et de la zone boréale). Comme la végétation de la toundra a une structure verticale moins développée que celle des forêts, elle permet une pénétration plus directe de la lumière jusqu'au sol, et procure moins d'isolation contre la réémission de la chaleur absorbée. La présence de pergélisol plus froid signifie aussi que le changement de phase et la présence d'eau non gelée ne masquent pas le signal climatique. Il y a donc un lien plus direct entre les variations de la température de l'air et celles de la température du pergélisol.

Ouest de l'Arctique

Les données sur la température du pergélisol recueillies depuis les années 1980 dans la partie nord du bassin du Mackenzie (Smith *et al.*, 2005b) indiquent que le pergélisol s'est réchauffé depuis le début des années 1990. Par exemple, dans la péninsule Tuktoyaktuk, à une profondeur de 28 m, la température du pergélisol a grimpé, entre 1990 et 2002, à un rythme de 0,02 à 0,06 °C par année. L'analyse effectuée par Burn et Kokelj (2009) indique que la température du sol près de la surface, dans la toundra des hautes-terres de la région du delta du Mackenzie, a augmenté de 1 à 2 °C entre le début des années 1970 et 2007. L'analyse par modélisation faite à un site de surveillance du pergélisol sur l'île Herschel (dans la mer de Beaufort, au large des côtes du Yukon) révèle que la température du pergélisol à une profondeur de 20 m a augmenté de 1,9 °C au cours des 100 dernières années (Burn et Zhang, 2009). De récentes observations faites sur le terrain à ce site de surveillance indiquent aussi un accroissement de l'épaisseur de la couche active depuis 1985.

Centre-sud de l'Arctique

Depuis 1997, on mesure la température du pergélisol à 3 m de profondeur à Baker Lake, au Nunavut. Entre 1997 et 2007, on a observé un accroissement de la profondeur du dégel (figure 19), malgré l'existence d'une certaine variabilité interannuelle dans ce relevé couvrant un court intervalle temporel (Smith *et al.*, 2005b; Throop *et al.*, 2008). L'accroissement le plus marqué de la profondeur du dégel a été enregistré entre 1997 et 1998, et il était lié au fait que la période de dégel a été plus longue que d'habitude en 1998 (Smith *et al.*, 2001b).

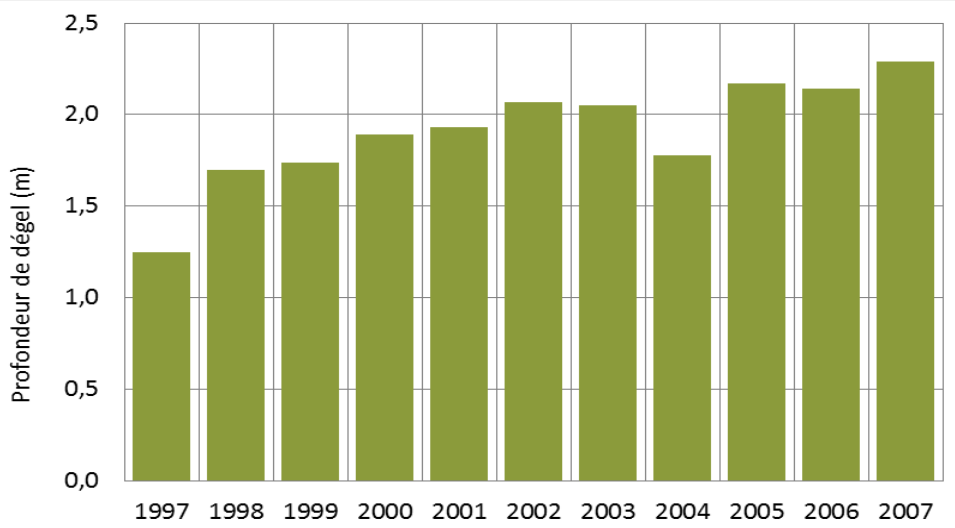


Figure 19. Profondeur maximale du dégel en période estivale à un site de Baker Lake.
Source : Smith (2011), adaptation et mise à jour de Smith et al. *(2005b) et de Throop* et al. *(2008)*

Est de l'Arctique

Les données sur la température du pergélisol recueillies depuis 1978 à la Station des Forces canadiennes Alert, au Nunavut, peuvent être utilisées pour caractériser les tendances relatives au pergélisol dans le Haut-Arctique. Même si la température de l'air augmente depuis les années 1980, ce n'est que depuis le milieu des années 1990 que l'on observe un réchauffement clair du pergélisol peu profond. Entre 1994 et 2001, on a enregistré une hausse d'environ 0,15 °C par année de la température du pergélisol à une profondeur de 15 m (Smith *et al.*, 2005b). Même si l'on a noté un certain refroidissement du pergélisol entre 2000 et 2002, des données plus récentes indiquent que le pergélisol continue de se réchauffer.

La figure 20 (mis à jour depuis Smith, 2011) illustre les tendances relatives aux températures moyennes annuelles à deux profondeurs et dans deux trous de forage jusqu'en 2011. La hausse des températures pendant la période hivernale semble être la principale cause des récentes augmentations de la température des sols, surtout aux sites du Haut-Arctique où la couverture de neige est relativement peu importante (et où l'isolation du sol pendant l'hiver est donc faible) (Smith *et al.*, 2012).

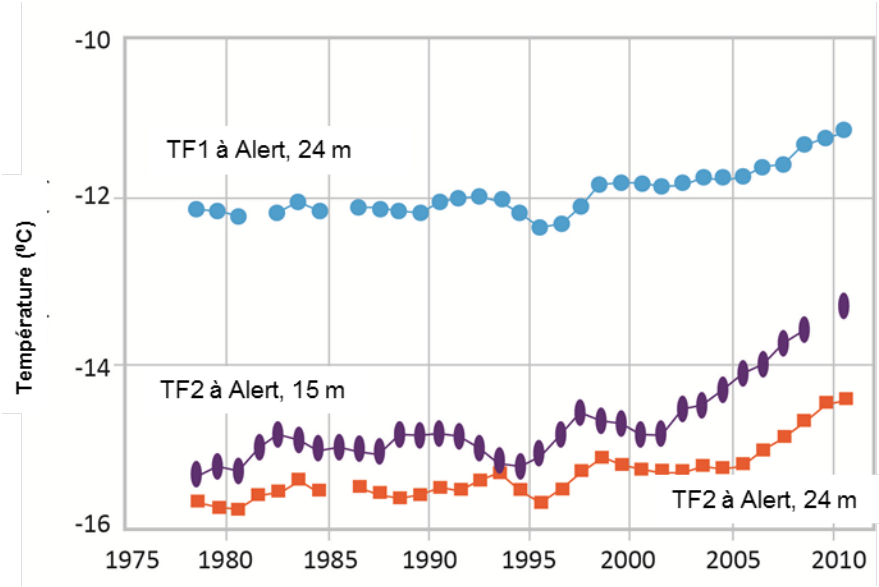


Figure 20. Températures annuelles moyennes des sols à deux profondeurs et dans deux trous de forage à Alert, au Nunavut, de 1978 à 2011.
Normalisation des données et résolution des lacunes dans les données à l'aide des méthodes de Smith et al. *(2012).*
Source : adapté de Romanovsky et al. *(2012)*

La température du pergélisol peu profond à Iqaluit a aussi commencé à grimper en 1993, et la tendance s'est maintenue tout au long des années 1990 (figure 21). La température du pergélisol peu profond (mesurée à une profondeur de 5 m) a augmenté à un rythme de 0,4 °C par année entre 1993 et 2000. Une tendance similaire a été observée dans le nord du Québec, où l'on a enregistré un refroidissement d'environ 0,10 °C par année entre le milieu des années 1980 et le milieu des années 1990 à une profondeur de 10 m (Allard *et al.*, 1995). Une augmentation des températures de l'air ayant débuté en 1993 dans le nord du Québec a été associée au réchauffement du pergélisol depuis 1996 à des profondeurs de 20 m (Allard *et al.*, 2002; Ouranos, 2004; Chouinard *et al.*, 2007), et à une augmentation de l'épaisseur de la couche active (Brown *et al.*, 2000).

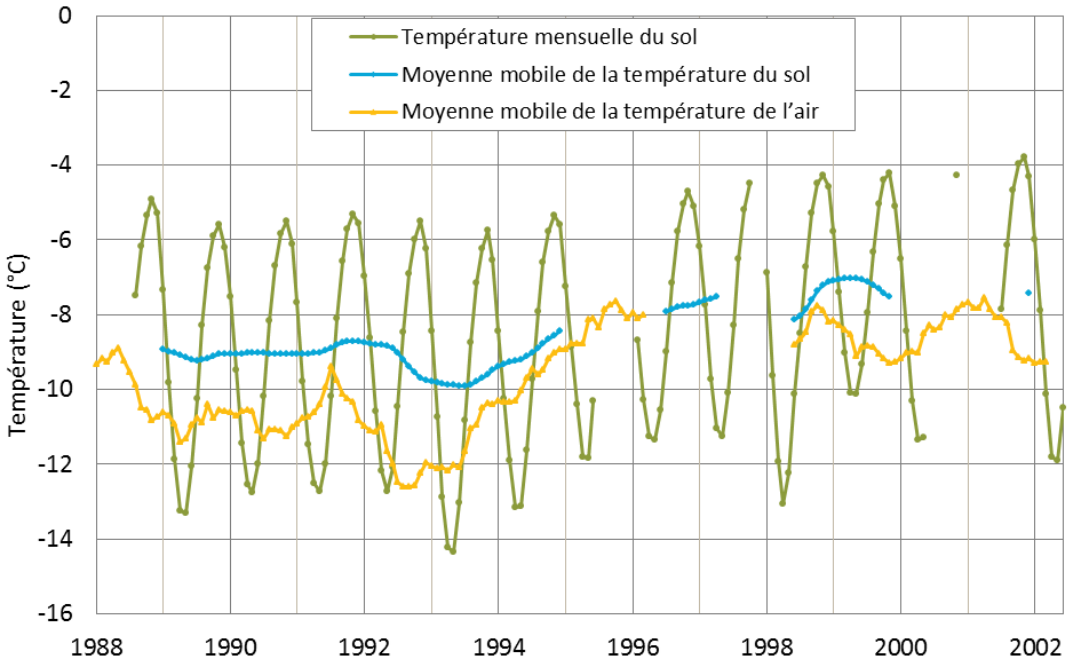


Figure 21. Température moyenne du sol à une profondeur de 5 m dans un trou de forage d'Environnement Canada à Iqaluit, de 1988 à 2002.
On indique également les moyennes mobiles sur 12 mois des températures de l'air et du sol.
Source : Smith (2011), adapté de Smith et al. *(2005b)*

On a aussi relevé des augmentations récentes de la température du sol dans d'autres régions de l'Arctique, par exemple en Scandinavie et au Svalbard (Isaksen *et al.*, 2007a; Isaksen *et al.*, 2007b; Harris et Isaksen, 2008). Même si la couverture de neige est en général mince à ces sites du Haut-Arctique, sa variabilité peut avoir une incidence importante sur la réponse de la température du pergélisol aux variations de la température de l'air (Smith *et al.*, 2003). Les changements touchant la couverture de neige peuvent contrebalancer les variations de la température de l'air se produisant sur la même période, de sorte que la température du pergélisol peut s'accroître dans le Haut-Arctique pendant les périodes où la couverture de neige est plus importante, mais où la température de l'air est plus basse (Taylor *et al.*, 2006).

Conséquences écologiques des changements touchant le pergélisol

Selon les projections, les tendances observées quant au réchauffement du pergélisol et à l'accroissement de l'épaisseur de la couche active devraient se maintenir et s'accélérer à mesure que le climat de l'Arctique se réchauffe (ACIA, 2005; Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2007). Les répercussions sur les processus écosystémiques et la structure des écosystèmes sont énormes. La fonte du pergélisol fait aussi partie de boucles de rétroaction qui : 1) entraînent un accroissement de la température de l'air dans la région à cause de la modification des peuplements végétaux et de l'albédo (Chapin III *et al.*, 2005); 2) accentuent le réchauffement à l'échelle planétaire en raison de la modification du cycle du carbone dans le paysage arctique. Les recherches établissent des liens sans équivoques entre les conditions du pergélisol et de nombreuses caractéristiques de l'écosystème. Même s'il peut être difficile de

traduire et de mesurer les tendances relatives à ces effets interreliés en termes de degré de changement des populations et des services associés aux écosystèmes, il est probable que les tendances observées en ce qui concerne le pergélisol influent actuellement sur les processus, la structure et la composition des écosystèmes de l'Arctique. Le réchauffement et la fonte du pergélisol qui sont projetés pour les décennies à venir s'accompagneront de profonds changements au sein des écosystèmes. Dans les paragraphes qui suivent, on décrit certaines des façons dont le pergélisol module les processus écosystémiques. Voir aussi la section sur la perturbation du pergélisol perturbation du pergélisol (page 60) à ce sujet.

La réticulation du sol produite par le pergélisol crée une diversité de microclimats pour les plantes et les arthropodes de l'Arctique (Strathdee et Bale, 1998; Vonlanthen *et al.*, 2008; Walker *et al.*, 2008a). Le cycle annuel de gel et de dégel de la couche active imprime au sol des motifs et des reliefs tels que des ventres de bœuf et des polygones de toundra, qui sont une caractéristique définissant la toundra. Les ventres de bœuf sont des parcelles de sol nu ou recouvert d'une végétation clairsemée où le soulèvement par le gel crée des motifs distincts de pierres et de sédiments (Walker *et al.*, 2004). Les ventres de bœuf sont le lieu d'un brassage vertical de la matière organique et des éléments nutritifs (Walker *et al.*, 2004), et ce sont des sites propices à la germination des graines (Sutton *et al.*, 2006); ainsi, ils contribuent à la diversité et à la quantité de végétaux à la disposition des herbivores (Walker *et al.*, 2001).

L'un des écosystèmes les plus productifs de la toundra est la toundra parsemée de buttes de gazon non acide; cet écosystème est crucial pour les hardes de caribous qui migrent et pour leurs prédateurs (Walker *et al.*, 2001). La productivité vient des cycles de gel et de dégel de la couche active, qui induit la migration de cations essentiels pour les plantes. La zone de pergélisol riche en glace, près de la surface, est un réservoir de cations, comme le calcium et le magnésium, qui atteignent la couche active et deviennent utilisables par les plantes pour leur croissance. Lorsque le pergélisol fond, une quantité plus grande de ces éléments nutritifs est libérée dans la couche active (Kokelj et Burn, 2005).

La couche active est gardée humide ou gorgée d'eau par le pergélisol situé sous elle. L'activité microbienne est réduite en proportion, et la libération d'azote en provenance de la matière organique en décomposition, sous l'action des microorganismes, est lente, ce qui limite la croissance des plantes (Weintraub et Schimel, 2005). La productivité primaire nette est liée à la disponibilité des éléments nutritifs, et elle atteint son maximum dans un sol profondément dégelé, dominé par des espèces fixant l'azote et perturbé par des animaux, ce qui en libère les éléments nutritifs.

L'épaisseur de la couche active varie entre quelques dizaines de centimètres et un à deux mètres; c'est là le facteur qui limite les activités des animaux fouisseurs pendant la saison estivale. Les lemmings utilisent de préférence les ventres de bœuf et les fentes de gel pour creuser leur terrier (Potter, 1972), peut-être parce que les terriers ainsi obtenus sont plus chauds que s'ils étaient à une plus grande profondeur dans la couche active. Les lemmings passent la majeure partie de leur temps dans leur terrier pendant l'été, cela pour réduire leur exposition aux prédateurs aviaires (Boonstra *et al.*, 1996). Les terriers et les latrines connexes sont autant de micro-sites de sol perturbé et ils accroissent la disponibilité des éléments nutritifs pour la croissance des plantes. D'autres mammifères fouisseurs, dont le spermophile arctique

(*Spermophilus parryii*), choisissent des sites exempts de pergélisol, comme les rives des cours d'eau (Batzli et Sobaski, 1980).

Le pergélisol est le principal facteur qui détermine où les renards arctiques (*Vulpes lagopus*) aménagent leur tanière. Les renards choisissent des sites face au sud, bien drainés, où la neige fond tôt au printemps; toutes ces conditions indiquent que la couche active est plus profonde qu'ailleurs (Szor *et al.*, 2008). Les ourses blanches gravides qui mettent bas sur les côtes de la baie d'Hudson choisissent des berges de tourbe dégelées pour creuser leur tanière. L'utilisation des mêmes tanières pendant des centaines d'années, telle que déterminée par les relevés annuels de dendrochronologie, semble indiquer que les berges de tourbe dégelées sont importantes pour les ours (Scott et Stirling, 2002).

Des récentes techniques ont révélé la présence de spores de bactéries et de champignons dans le pergélisol (Steven *et al.*, 2008). Les sédiments gelés et la glace présents dans le pergélisol recèlent du dioxyde de carbone, du méthane, de l'oxygène et de l'azote dans leurs espaces interstitiels, de même qu'une fine pellicule d'eau, et les données dont on dispose laissent supposer la présence d'écosystèmes microbiens actifs dans le pergélisol (Steven *et al.*, 2006). Cela a des conséquences pour le réchauffement de la planète. Steven *et al.* (2006) ont attiré l'attention sur « la biomasse microbienne considérable que l'on pense être présente dans des portions considérables du pergélisol terrestre […], ce qui pourrait avoir des conséquences importantes sur le cycle des nutriments et les processus biogéochimiques à l'échelle planétaire, comme le cycle du carbone, de l'azote et du soufre » [traduction].

La neige

Cette section est fondée sur une analyse des mesures de la couverture de neige au sol dans l'ensemble du Canada et dans l'écozone⁺ de l'Arctique effectuée pour les besoins du rapport *Tendances climatiques au Canada, de 1950 à 2007* (Zhang *et al.*, 2011), faisant partie du RETE; les autres études utilisées sont citées dans le texte.

La durée de la couverture de neige a diminué de manière significative presque partout au Canada; les changements les plus notables ont été enregistrés au printemps, dans l'ouest et dans le nord du Canada. Cela vient du fait que les printemps deviennent plus chauds dans ces régions, et cela s'inscrit dans la tendance au réchauffement des printemps et à la fonte plus hâtive de la neige et de la glace notée dans l'hémisphère Nord (Lemke *et al.*, 2007; Derksen et Brown, 2012).

Dans l'ensemble de l'écozone⁺ de l'Arctique, entre la saison de neige de 1950-1951 et celle de 2006-2007, la durée de la couverture de neige a diminué en moyenne de 9 jours à l'automne, et de 8,5 jours au printemps. La figure 22 montre les tendances relatives à la durée de la couverture de neige à l'automne et au printemps à chaque station. L'épaisseur de neige maximale annuelle a également diminué, cela en moyenne de 13,2 cm dans l'ensemble de l'écozone⁺ de l'Arctique entre 1950 et 2007 (figure 23). Cela fait partie d'une tendance générale à la baisse de l'épaisseur de neige maximale qui touche tout le Canada, mais le phénomène est moins important et moins uniforme, d'un endroit à l'autre, que la réduction de la durée de la couverture de neige. Dans le sud du Canada, la diminution de l'épaisseur de neige maximale

annuelle est liée à une tendance selon laquelle la fraction des précipitations tombant sous forme de neige s'amenuise. Cependant, lorsque l'on faisait la moyenne de ce rapport sur l'ensemble de l'écozone+ de l'Arctique, aucune tendance significative ne se dégageait – en fait, on a enregistré une hausse du rapport en question à de nombreuses stations (figure 24), ce qui concorde avec la hausse plus marquée des précipitations pendant la saison de neige que pendant l'été (figure 16). Il est probable que le raccourcissement de la saison de neige (formation plus tardive de la couverture de neige et fonte plus hâtive) annule les effets de cet accroissement des précipitations pendant la saison froide. Cela concorde avec l'analyse de Brown et Mote (2009), qui montre que, dans un scénario de réchauffement et d'accroissement des précipitations, l'accumulation maximale de neige continue de décroître.

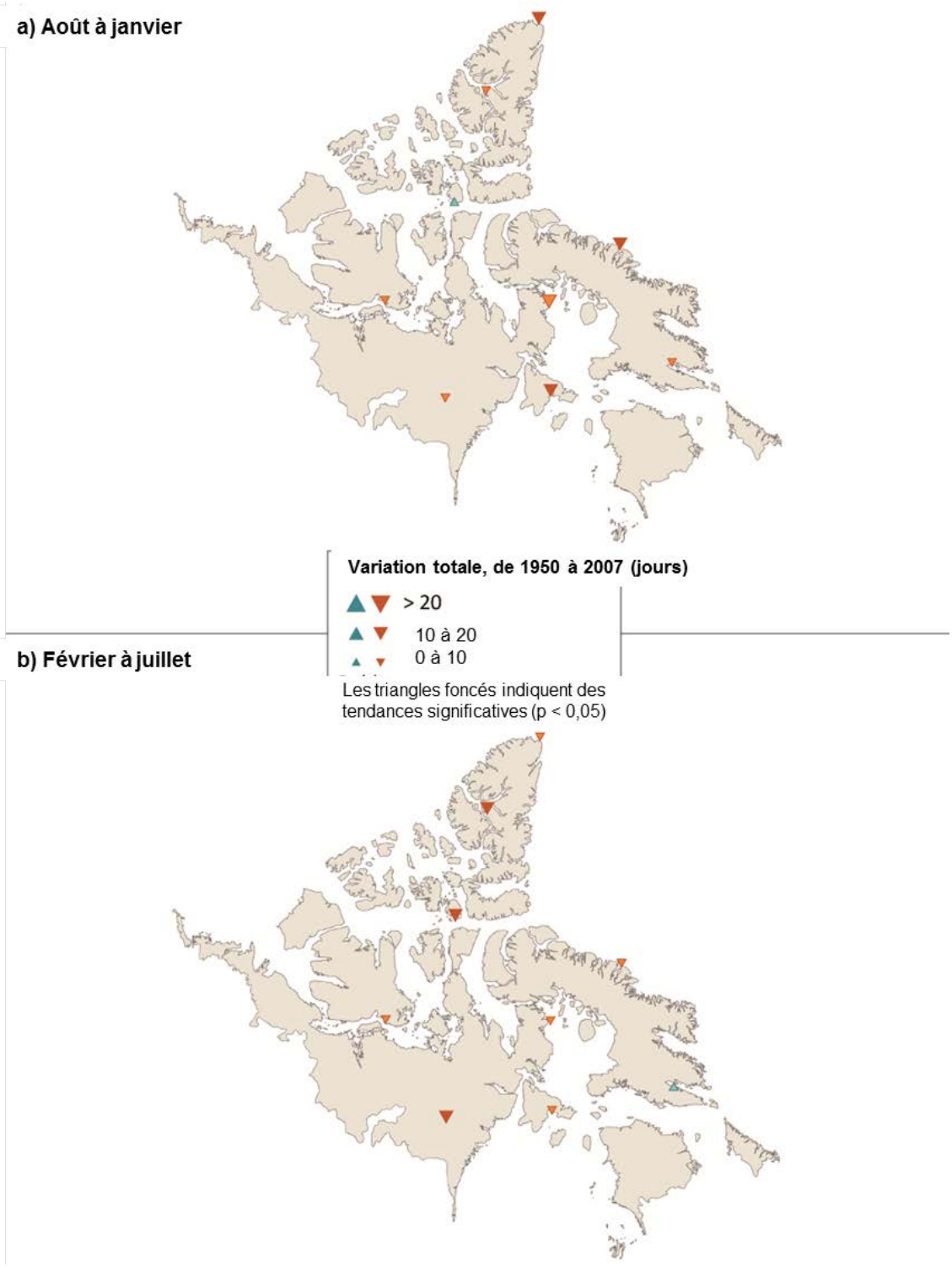


Figure 22. Variation de la durée de la couverture de neige (nombre de jours pendant lesquels il y a au moins 2 cm de neige au sol), de 1950 à 2007.
La carte a (première moitié de la saison de neige) indique les changements relatifs à la date de formation de la couverture de neige. La carte b (deuxième moitié de la saison de neige) indique les changements relatifs à la date de disparition de la couverture de neige.
Source : données sur l'écozone[+] fournies par les auteurs de Zhang et al. *(2011)*

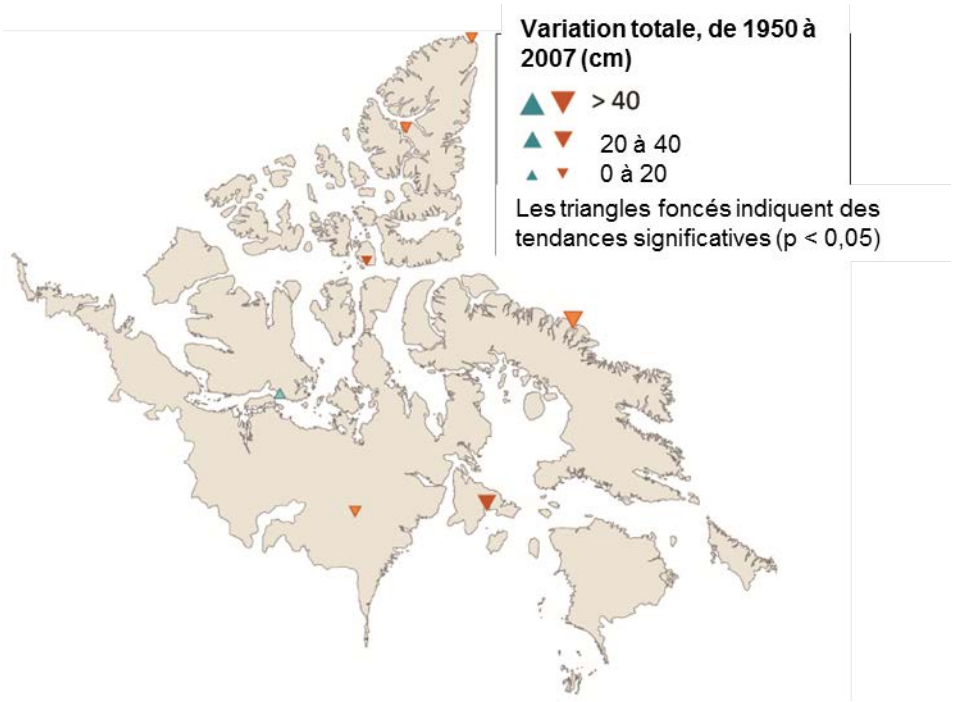


Figure 23. Variation de l'épaisseur annuelle maximale de neige, de 1950 à 2007.
Source : données sur l'écozone[+] fournies par les auteurs de Zhang et al. *(2011)*

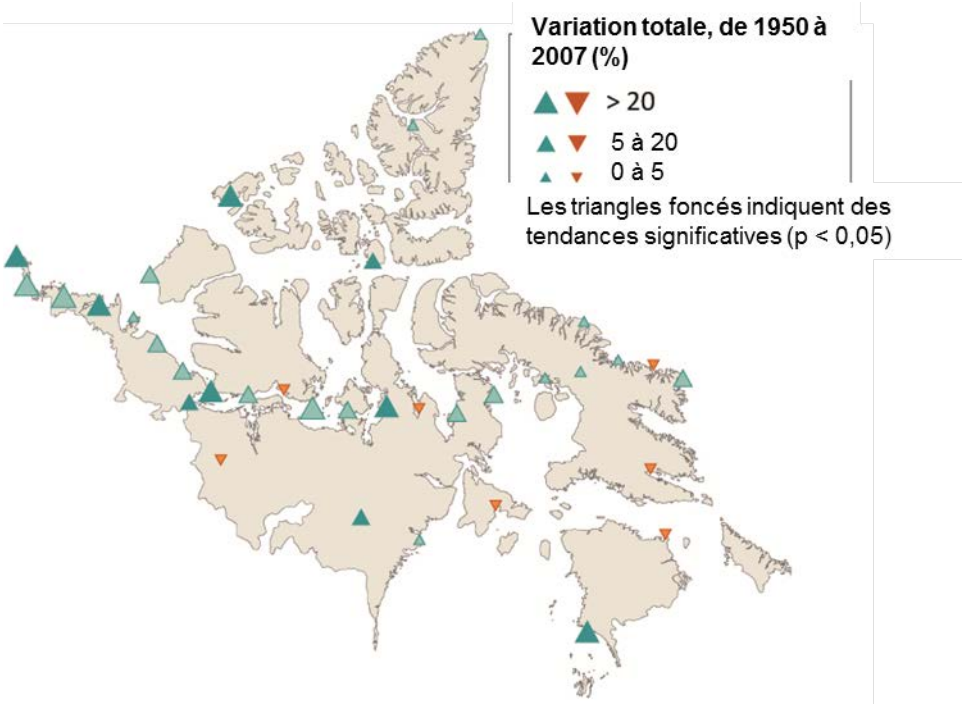


Figure 24. Variation absolue de la proportion de neige dans les précipitations totales au Canada, de 1950 à 2007. Les tendances à la hausse indiquent une augmentation de la fraction des précipitations tombant sous forme de neige.
Source : données sur l'écozone[+] fournies par les auteurs de Zhang et al. *(2011)*

Le degré d'incertitude associé aux résultats relatifs à l'épaisseur de la neige en Arctique est plus grand que celui qui entache les résultats concernant la durée de la couverture de neige parce que : 1) à l'échelle locale, la variabilité de l'épaisseur de la neige est beaucoup plus importante que celle de la durée de la couverture de neige (Brown *et al.*, 2007b); 2) le réseau d'observation de la couverture de neige dans l'Arctique canadien est peu dense, et les stations qui le composent se trouvent surtout dans les zones côtières. De plus, les mesures de l'épaisseur de la neige sont faites à des sites à découvert, près des aéroports, qui ne sont pas forcément représentatifs du terrain environnant. Si les arbustes se multiplient dans l'Arctique, on peut s'attendre à ce que la quantité de neige retenue sur le sol augmente dans les zones où la couverture arbustive aura augmenté. Par contre, les conditions aux stations de mesure ont une incidence moindre sur les résultats relatifs à la durée de la couverture de neige.

Tendances relatives à la neige dans la zone circumpolaire

C'est dans les régions maritimes recevant beaucoup de précipitations de l'Arctique que l'on a enregistré les diminutions les plus importantes et les plus rapides de l'équivalent en eau de la neige et de la durée de la couverture de neige (Callaghan *et al.*, 2011a). On note aussi des différences entre l'Eurasie et l'Amérique du Nord : le déclin de l'épaisseur de la neige et de la couverture de neige est plus récent en Eurasie, puisqu'il a débuté principalement après 1980, alors qu'il est visible en Amérique du Nord depuis les années 1950. Cependant, l'épaisseur de la neige augmente dans certaines parties de l'Eurasie (Callaghan *et al.*, 2011a). La couverture de neige au printemps a grandement diminué tant en Eurasie qu'en Amérique du Nord, surtout au cours de la dernière décennie (Derksen et Brown, 2012) (figure 25).

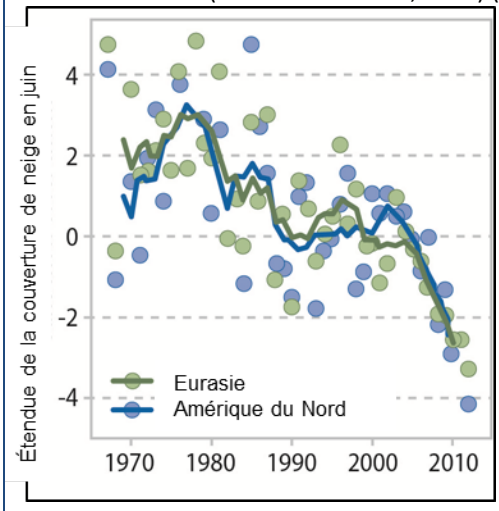


Figure 25. Tendances relatives à la couverture de neige au sol dans l'Arctique eurasien et nord-américain, de 1967–2012.
Les données sont les moyennes en juin de la couverture de neige dans tout l'hémisphère Nord, soit pour ainsi dire exclusivement dans l'Arctique. Les valeurs sont les anomalies normalisées par rapport à la moyenne pour la période de 1988 à 2007.
Source : Conservation de la flore et de la faune arctiques (2013), d'après Derksen et Brown (2012), données du CDR du NOAA (surveillance par satellite)

Conséquences écologiques des changements touchant la neige

Il a été démontré que la diminution de la durée de la couverture de neige donne lieu à une rétroaction positive significative qui s'exerce sur le système climatique de l'Arctique, et qui est attribuable à la réduction de l'albédo (Chapin III *et al.*, 2005; Screen et Simmonds, 2012). Ce phénomène est accentué dans la toundra et dans la taïga parce que le manteau neigeux y est peu épais, parce que le rayonnement solaire incident est important pendant la période de la fonte printanière, et en raison des caractéristiques de la végétation. La végétation de la toundra a une structure verticale peu développée, et elle produit donc peu d'ombre au sol. Chapin *et al.* (2005) ont conclu que le raccourcissement de la durée de la couverture de neige enregistré au cours des dernières décennies en Alaska a contribué de manière substantielle au réchauffement de l'atmosphère à l'échelle locale pendant la saison estivale (accroissement du flux thermique d'environ 3 watts par m^2 par décennie). Dans l'ensemble de la région de l'Arctique, la rétroaction liée aux modifications de la couverture de neige sur la période de 1970 à 2000 aurait, selon les simulations, accru le chauffage de l'atmosphère de 0,9 watt par m^2 par décennie (Euskirchen *et al.*, 2007). La présence d'impuretés d'origine naturelle et humaine dans la neige contribue également à réduire l'albédo. Flanner *et al.* (2008) ont montré que le dépôt de carbone noir (particules de suie) en surface réduit l'albédo de la neige (un phénomène qu'on appelle « assombrissement »), ce qui contribue à la fonte de la neige et de la glace et accroît le chauffage de l'atmosphère.

Les caractéristiques de la neige, dont son étendue, son épaisseur, la durée de sa présence et le moment où elle est présente, mais également les caractéristiques du manteau neigeux, définies par des phénomènes tels que les cycles de gel et de dégel, ont une forte incidence sur les processus associés aux écosystèmes d'eau douce et aux écosystèmes terrestres de l'Arctique, notamment la dynamique du pergélisol, l'hydrologie et la production. Les caractéristiques de la neige exercent également une influence directe sur les communautés biotiques et de nombreuses espèces de l'Arctique. Les effets découlant du changement de la neige tels qu'on les observe et qu'on les prédit sont évalués dans le cadre de récents projets du Conseil de l'Arctique (AMAP, 2011; Callaghan *et al.*, 2011b; CAFF, 2013) et sont abordés dans plusieurs sections du présent document.

La glace de mer

L'état et les tendances de la glace de mer font l'objet d'une discussion plus approfondie dans le rapport sur les écozones marines de l'Arctique (Niemi *et al.*, 2010). On en présente ici une synthèse vu l'importance de la glace de mer pour certains des animaux dont il est question dans le présent rapport (notamment les ours blancs), et vu les répercussions, sur les écosystèmes terrestres de l'Arctique, des profonds changements qui touchent actuellement l'étendue et la qualité de la glace de mer.

L'étendue de la glace de mer tout au long de l'année a considérablement diminué au cours de la période pendant laquelle elle a fait l'objet d'une surveillance par télémétrie (figure 26). La couverture de glace minimale pendant l'été (c'est-à-dire en septembre) a connu un déclin particulièrement rapide au cours des quelques dernières années (figure 27). Si l'on remonte plus

loin dans le temps, en se fondant sur des données issues des réseaux d'observation et des données de substitution, on constate que la vitesse et l'étendue actuelles et récentes du recul de la glace d'été sont sans précédent au cours des 1 450 dernières années (Kinnard *et al.*, 2011). L'accroissement de la fonte de la glace d'été a entraîné une perte de glace pluriannuelle. Le pourcentage de la couverture de glace d'hiver (en mars) correspondant à de la glace de l'année est passé de 58 %, en 1988, à 75 %, en 2012, tandis que le pourcentage de glace âgée de quatre ans ou plus est passé de 26 %, en 1988, à 7 %, en 2012 (Perovich *et al.*, 2012).

Selon les modélisations du climat, on prévoit des étés sans glace dans l'Arctique d'ici 30 ans (Wang et Overland, 2012). Pendant un été sans glace, il subsisterait tout de même une partie de la banquise, et probablement de la glace dans les eaux abritées entre les îles de l'archipel arctique canadien (Wang et Overland, 2012). La répartition spatiale de la glace de mer à l'été et à l'hiver 2012 est illustrée à la figure 28.

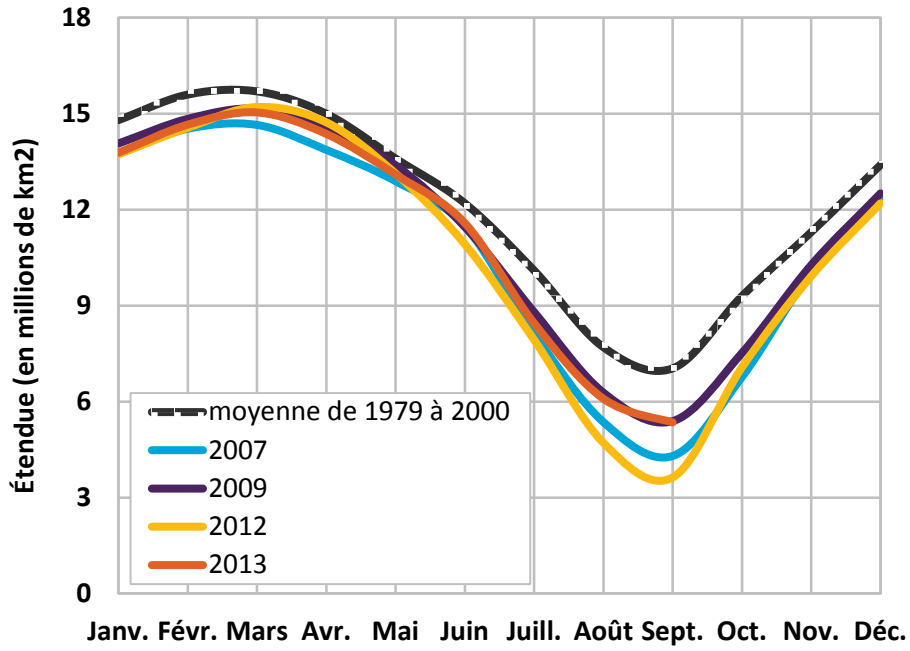


Figure 26. Étendue de la glace de mer dans l'Arctique tout au long du cycle annuel au cours des récentes années, par rapport à la moyenne pour la période de 1979 à 2000.
Source : données de Fetterer et al. *(2010) mises à jour avec des données du National Snow and Ice Data Center (2013)*

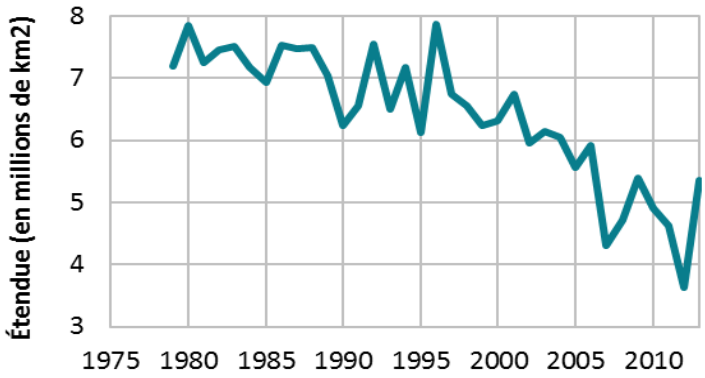


Figure 27. Tendances de la couverture de glace de mer en septembre, de 1979 à 2013, accusant un déclin rapide ces récentes années.
L'étendue minimale de la glace en septembre 2012 était de 48 % inférieure à la moyenne pour la période de 1979 à 2000. Grâce à l'été plus froid en 2013, on a enregistré une légère hausse de l'étendue minimale de la glace, qui a atteint une valeur similaire à celle de 2009, soit de 24 % inférieure à la moyenne pour la période de 1979 à 2000.
Source : données de Fetterer et al. *(2010) mises à jour avec des données du National Snow and Ice Data Center (2013)*

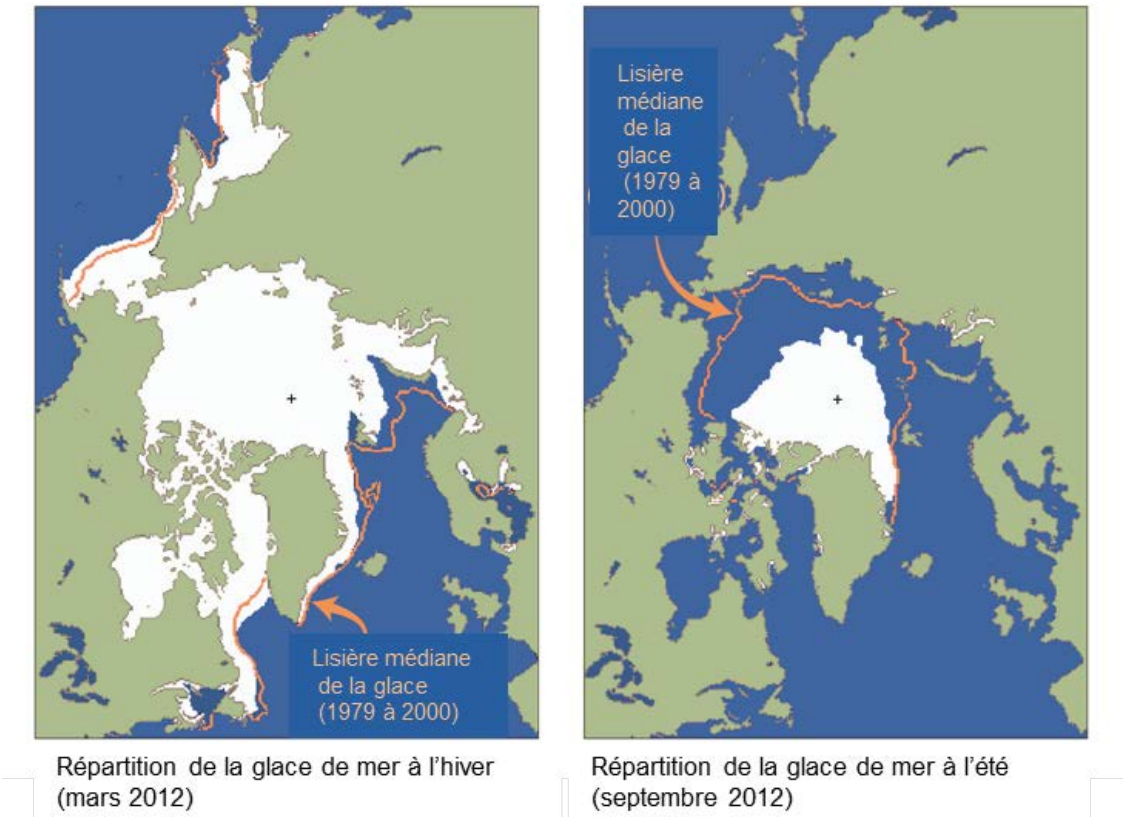


Figure 28. Répartition de la glace de mer à l'hiver et à l'été 2012, et lisière médiane de la glace pendant ces deux saisons.
Source : Eamer et al. (2013), d'après le National Snow and Ice Data Center (2013)

Conséquences écologiques des changements rapides touchant la glace de mer

Les graves conséquences de la modification du régime de la glace de mer en Arctique sur les écosystèmes marins de l'Arctique canadien sont exposées dans le rapport intitulé *Rapport de l'état des écosystèmes et des tendances : écozone marines de l'Arctique* (Niemi *et al.*, 2010), qui fait partie du RETE. Les répercussions à l'échelle circumpolaire et planétaire ont été évaluées dans le cadre de récents projets du Conseil de l'Arctique (AMAP, 2011; CAFF, 2013; Eamer *et al.*, 2013).

L'étendue et la qualité de la couverture de glace de mer a une forte incidence sur les écosystèmes et les espèces sauvages terrestres, de même que sur les humains. L'albédo (la réflectivité) des eaux libres est beaucoup plus faible que celui de la glace; ces eaux absorbent donc plus de lumière du soleil. La régression de la glace de mer a entraîné un réchauffement des zones côtières adjacentes (Serreze et Barry, 2011), ce qui a eu des effets sur la végétation de la toundra (Bhatt *et al.*, 2010), en plus d'accroître l'érosion des côtes et d'ainsi perturber les habitats côtiers et les communautés côtières, surtout le long des côtes de la mer de Beaufort (Lantuit et Pollard, 2008; AMAP, 2011). La glace de mer est une vaste plateforme utilisée par les Inuits pour se déplacer et chasser, et les changements qui l'ont touchée au cours de la dernière décennie ont affecté les communautés autochtones (Niemi *et al.*, 2010; Eamer *et al.*, 2013).

L'ours blanc est l'espèce (parmi celles dont il est question dans le présent rapport) qui est la plus clairement menacée par le recul de la glace de mer, mais certains animaux terrestres sont aussi vulnérables à ce phénomène. La discussion ci-dessous au sujet de la glace de mer et des écosystèmes de la toundra est fondée en partie sur un rapport du groupe de travail sur la conservation de la flore et de la faune arctiques (CFFA) intitulé *Life linked to ice : a guide to sea-ice-associated biodiversity in this time of rapid change* (en anglais seulement) (Eamer *et al.*, 2013).

La glace de mer d'hiver est un moyen, pour les renards et les loups, d'accéder à des îles isolées et de les coloniser. Une étude de la génétique des renards arctiques dans toute leur aire de répartition à l'intérieur de la zone circumpolaire a révélé que la présence de glace de mer était le principal facteur qui déterminait le degré de similarité des populations de renards entre elles : moins il y a de glace de mer, plus les populations se distinguent, d'un point de vue génétique (Geffen *et al.*, 2007). Si les populations insulaires se retrouvent isolées à la suite de la disparition de la glace d'hiver, certaines d'entre elles risquent de décliner ou de s'éteindre à cause de la perte de diversité génétique et de la consanguinité (Geffen *et al.*, 2007; Noren *et al.*, 2011). Les populations de loups (*Canis lupis*) sur les îles Banks, d'Ellesmere et Devon ont décliné et se sont rétablies dans le passé grâce à la colonisation par des individus venus d'autres îles en se déplaçant sur la glace de mer (Carmichael *et al.*, 2008). Comme dans le cas des renards, les populations de loups risquent de diminuer si les conditions de la glace d'hiver changent suffisamment pour compromettre les déplacements sur cette surface gelée. Comme on s'attend à ce qu'il continue à y avoir de la glace l'hiver dans la région de l'archipel arctique canadien, les effets se produiront probablement dans d'autres régions circumpolaires, dont certaines parties de l'Arctique européen et russe.

Le changement de la glace de mer perturbe aussi les déplacements de certaines hardes de caribous. On a vu les caribous de Peary se déplacer d'île en île sur la glace de mer (Jenkins *et al.*,

2011). La harde Dolphin-et-Union migre annuellement en empruntant le détroit du même nom entre l'île Victoria et le continent; il s'agit là de l'un des secteurs où l'expansion des eaux libres a été la plus notable (COSEPAC, 2004). Le gel plus tardif du détroit retardera la migration vers les aires d'hivernage.

Les renards arctiques comme les loups se nourrissent d'espèces marines pendant l'hiver, et parcourent de longues distances pour chasser et trouver des charognes (Tarroux *et al.*, 2010). Les renards arctiques se nourrissent des restes des phoques tués par les ours blancs (Roth, 2003; Geffen *et al.*, 2007), et ils peuvent aussi chasser les phoques annelés, comme on l'a observé sur la glace de mer au large de la côte nord du Labrador (Andriashek *et al.*, 1985). Ils peuvent aussi exploiter dans une large mesure des sources de nourriture marines (Tarroux *et al.*, 2012). Cela laisse supposer que la disparition de glace de mer pourrait avoir une incidence sur les populations côtières de renards arctiques les années où la nourriture est peu abondante sur la terre ferme (Pamperin *et al.*, 2008). On sait que les loups cherchent de la nourriture sur la glace de mer l'hiver, et qu'ils se nourrissent probablement de carcasses de phoques, selon une étude menée en Alaska (Watts *et al.*, 2010). Les principaux changements touchant la glace de mer et leurs effets possibles sur ces carnivores terrestres primaires sont les suivants : 1) formation de la couverture de glace plus tardive, à l'automne, le phénomène obligeant les carnivores à passer plus de temps sur la terre, où la nourriture pourrait se faire relativement rare (par exemple, lorsque la densité des populations de rongeurs est faible et que les oiseaux ont quitté la région); 2) réduction de la couverture de glace l'été, le phénomène entraînant une diminution des populations d'ours blancs et, par conséquent, des possibilités, pour les carnivores terrestres, de trouver des charognes ou de chasser lorsqu'ils sont sur la glace.

De récentes études faisant appel à une surveillance par satellite montrent que les Faucons gerfauts (*Falco rusticolus*) (Burnham et Newton, 2011) et les Harfangs des neiges (*Bubo scandiacus*) (Therrien *et al.*, 2011) passent beaucoup de temps au large des côtes l'hiver, probablement à chasser les oiseaux de mer, en se reposant sur les floes. On a vu des Harfangs des neiges chasser les oiseaux de mer se regroupant dans des zones d'eaux libres dans la baie d'Hudson l'hiver (Gilchrist et Robertson, 2000). Pendant deux hivers, on a suivi par satellite (2007–2009) neuf Harfangs des neiges femelles adultes équipées d'émetteurs pendant qu'elles étaient dans leur aire d'estivage sur l'île Bylot; on a constaté qu'elles passaient plusieurs semaines sur la glace de mer entre décembre et avril. L'analyse des images satellites haute résolution a montré qu'elles passaient la majeure partie de leur temps sur la glace à proximité de zones d'eaux libres fréquentées par des oiseaux de mer (Therrien *et al.*, 2011). Les changements touchant l'étendue de la glace de mer et la formation de polynies ayant une incidence sur les oiseaux de mer pourraient aussi perturber l'alimentation des Harfangs des neiges. Comme ceux-ci se nourrissent de petits mammifères pendant la saison de reproduction, la modification des populations de Harfangs des neiges pourrait avoir un effet sur le réseau trophique de la toundra (Therrien *et al.*, 2011).

Les glaciers et les calottes glaciaires

Au cours des 10 000 dernières années, les glaciers et les calottes glaciaires, vestiges des immenses nappes de glace formées lors de la dernière période glaciaire, ont fondu, tout en connaissant par intermittence des périodes de réavancée. La dernière avancée importante s'est produite pendant le Petit Âge glaciaire, qui a duré du XIV^{e} au XIX^{e} siècle. Depuis, les glaciers reculent partout sur la planète, et la fonte de la glace s'accélère depuis le milieu des années 1980. Sur une échelle décennale, les glaciers de certaines régions (y compris l'Arctique) ont enregistré des avancées sporadiques, mais la tendance est sans conteste à une fonte de plus en plus rapide. On peut prévoir, d'après les scénarios du changement climatique, la déglaciation de nombreuses régions de montagnes au cours du XXI^{e} siècle (Gerland *et al.*, 2007).

Les eaux de fonte d'environ 300 000 km^{2} de glaciers et de calottes glaciaires (à part le Groenland) se déversent dans l'océan Arctique, la plupart directement (Dyurgerov et Carter, 2004). Plus de la moitié de cette superficie de glace terrestre se trouve dans l'archipel arctique canadien (tableau 3). La masse et l'étendue de ces glaciers et de ces calottes glaciaires varient en fonction de la température et des chutes de neige (UNEP et WGMS, 2008; Colgan et Sharp, 2008), la corrélation la plus forte reliant le bilan massique et la température de l'air (Koerner, 2005). Un autre facteur modulant les fluctuations de l'étendue et du volume est le vêlage des glaciers, qui se produit sous la pression de l'écoulement à travers les lignes d'ancrage et sous l'effet des marées. Le vêlage des glaciers est à l'origine d'une portion importante (jusqu'à 40 %) de la perte massique des calottes glaciaires dans l'Arctique canadien (Burgess *et al.*, 2005; Mair *et al.*, 2009; Mair, 2012).

L'étendue des glaciers de l'archipel arctique canadien a atteint sa valeur maximale la plus récente relativement tard, c'est-à-dire dans la dernière portion du XIX^{e} siècle. Les séries chronologiques des fluctuations des glaciers sont rares : les seules séries à long terme dont on dispose sur le bilan massique concernent les glaciers White et Baby, les calottes glaciaires de Devon, de Meighen et de Melville, ainsi que le champ de glace Agassiz, tous situés sur les îles de la Reine-Élisabeth. D'après ces séries chronologiques et d'autres éléments probants, la tendance générale pour les glaciers de l'archipel arctique canadien est à la fonte depuis la fin du XIX^{e} siècle; la tendance s'est ralentie pendant un certain temps, au milieu du XX^{e} siècle (UNEP et WGMS, 2008), puis la fonte s'est accélérée au cours des 25 dernières années. L'analyse de carottes de glace provenant de la calotte glaciaire de Devon (île Devon), de la calotte glaciaire de Penny (île de Baffin) ainsi que des champs de glace Agassiz et Prince-de-Galles (île d'Ellesmere) indique que les vitesses de fonte enregistrées depuis le milieu des années 1990 sont les plus élevées depuis au moins deux millénaires (Fisher *et al.*, 2012). Le relevé pour le champ de glace Agassiz porte sur une période plus longue; il montre que la vitesse de fonte enregistrée récemment est la plus élevée depuis 4 200 ans, et qu'elle se compare à la vitesse de fonte pendant la période la plus chaude de l'Holocène, il y a 9 000 ans (Fisher *et al.*, 2012).

Tableau 3. Superficie des glaciers et des calottes glaciaires dans l'archipel arctique canadien au milieu des années 1970.

Île	**km^2**	**Île**	**km^2**
Ellesmere	80 000	Coburg	225
Plate-forme de glace d'Ellesmere	500	Meighen	85
Axel Heiberg	11 700	Melville	160
Devon	16 200	North Kent	152
Bylot	5 000	Autres	736
Baffin	37 000		
Superficice totale des glaciers dans l'archipel : 151 800 km^2			

Source : Williams et Ferrigno (2002)

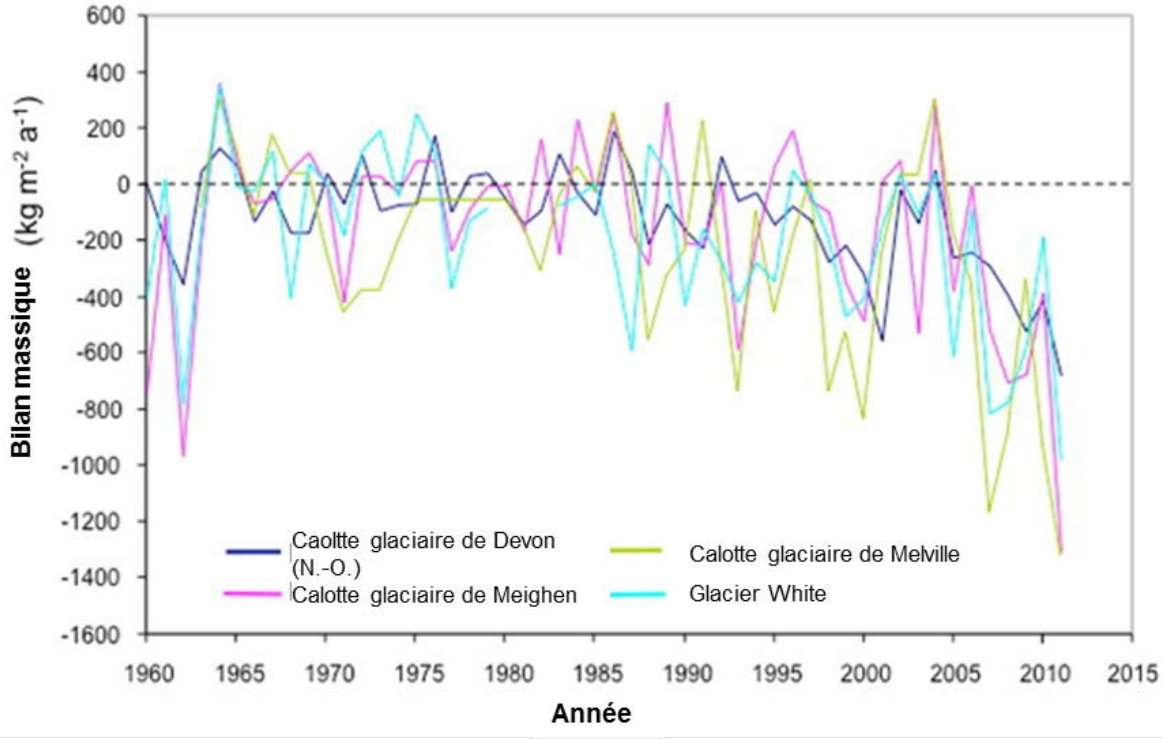


Figure 29. Bilan massique annuel net en surface de quatre glaciers des îles de la Reine-Élisabeth, de 1960 à 2011.
Source : Sharp et al. *(2012), d'après des données du Service de surveillance mondial des glaciers*

Sur l'île de Baffin, on a mesuré les variations de l'étendue de quelques calottes glaciaires de plateau de petite taille (de moins de 50 km^2 à l'heure actuelle) depuis 1975. On a étendu ce relevé à des périodes plus anciennes grâce à des études fondées sur la chimie et la végétation (Miller *et al.*, 1975; Anderson *et al.*, 2008). Certaines de ces calottes glaciaires ont déjà disparu, et les chercheurs prévoient que toutes les calottes glaciaires de petite taille auront entièrement disparu d'ici 2070. On voit à la figure 30 le taux de recul mesuré et inféré depuis 1940.

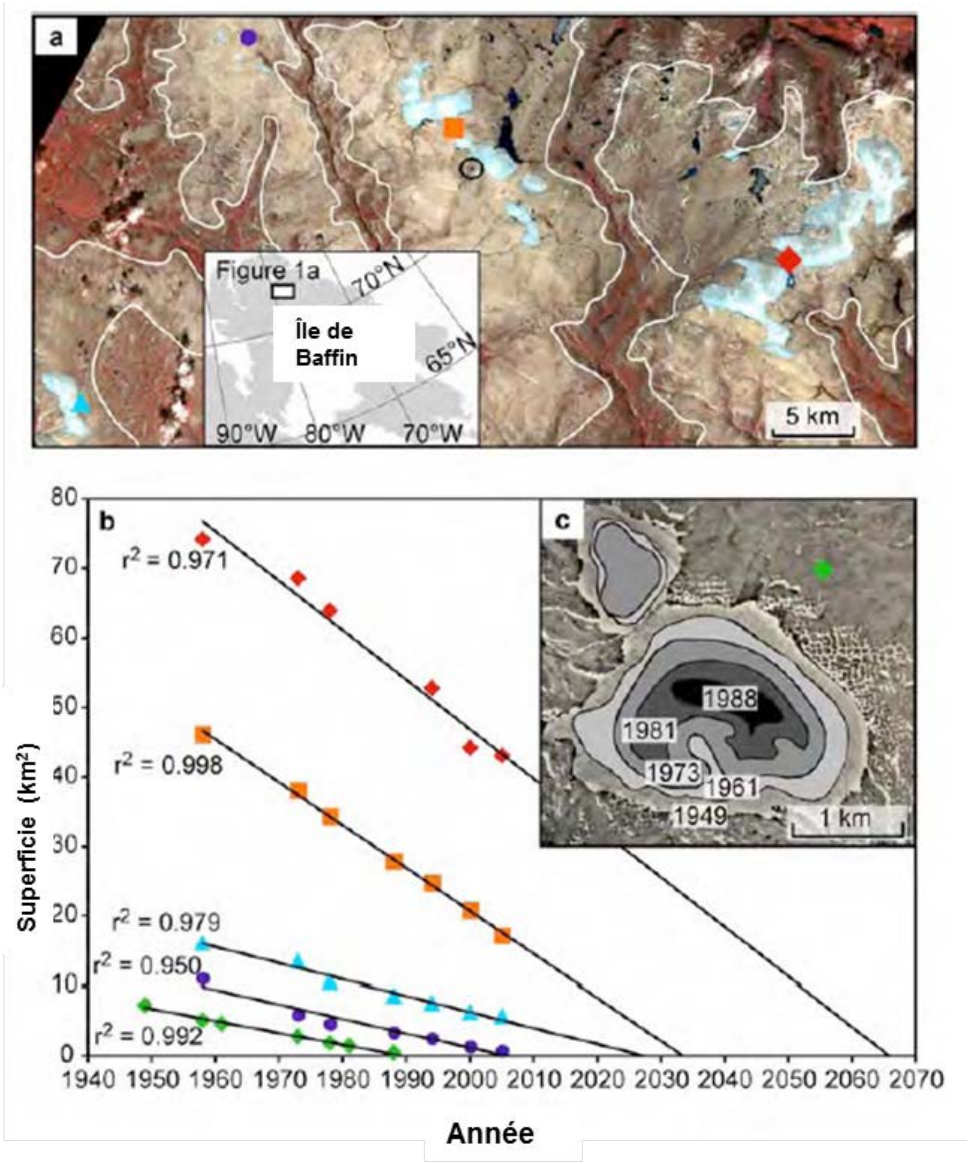


Figure 30. Carte montrant l'emplacement et le recul des calottes glaciaires sur l'île de Baffin, de 1949 à 2005.
a) Image satellite de l'appareil de cartographie thématique amélioré (ETM+) Landsat, 10 août 2000, montrant les calottes glaciaires de nos jours. La ligne blanche indique la limite approximative de la zone de destruction de la végétation, qui correspond à l'étendue maximale des calottes glaciaires pendant le Petit Âge glaciaire. Le cercle noir indique l'emplacement de mousses aquatiques datant de 5,6 millions d'années dans les sédiments au fond d'un lac, selon la datation au ^{14}C.
b) Superficie des calottes glaciaires entre 1949 et 2005. Les calottes glaciaires correspondantes sont indiquées par des symboles en a). Les régressions linéaires prédisent la date approximative de disparition des calottes glaciaires.
c) Régression, de 1949 à 1988, de la calotte glaciaire Tiger, disparue à l'été 1992.
Source : Anderson et al. *(2008)*

La perte de masse subie par les glaciers et les calottes glaciaires à cause de la fonte en surface et du vêlage des glaciers contribue de manière significative à l'élévation du niveau de la mer. Comme l'archipel arctique canadien est la plus grande zone englacée du monde, à part le Groenland et l'Antarctique, les changements touchant les glaciers et les calottes glaciaires de l'écozone[+] de l'Arctique revêtent une importance capitale à l'échelle planétaire.

Selon une étude publiée en 2009, on estime que, à l'échelle du globe, la fonte des glaciers et les calottes glaciaires entraînera une élévation du niveau de la mer de 373 ± 21 mm au cours des 100 prochaines années, ce qui représente près de la moitié de l'élévation prévue pour cette période, soit 800 mm (Bahr *et al.*, 2009). Une analyse du bilan massique des glaciers fondée sur des études de terrain et des données de télédétection indique que, entre 2003 et 2009, les glaciers et les calottes glaciaires du Haut-Arctique canadien auraient approximativement perdu une masse de 33 ± 4 Gt/année, et que les glaciers du Bas-Arctique canadien auraient perdu une masse de 27 ± 4 Gt/année. Le total pour l'Arctique canadien représente environ 28 % de la perte de masse des glaciers à l'échelle planétaire (à part l'Antarctique et le Groenland).

Environ la moitié de l'élévation du niveau de la mer est due à l'expansion thermique des océans. La deuxième cause en importance est l'eau de fonte provenant des inlandsis du Groenland et de l'Antarctique; vient ensuite l'eau de fonte des glaciers et des calottes glaciaires de plus petite taille (IPCC, 2007). La contribution des glaciers et des calottes glaciaires de plus petite taille sera, à long terme, largement moindre que celle des inlandsis du Groenland et de l'Antarctique, mais les premiers réagissent plus vite au changement climatique, et les effets de celui-ci sur eux sont plus immédiats (Bahr *et al.*, 2009). De 2003 à 2009, la perte de masse des glaciers sur le globe, à part l'Antarctique et le Groenland, aurait entraîné une élévation du niveau de la mer de 0,71 ± 0,08 mm/année, ce qui représente environ 29 % de la hausse observée au cours de cette période (Gardner *et al.*, 2013).

L'un des principaux changements écosystémiques sera l'accroissement de la superficie de terres disponible pour la végétation et le développement d'écosystèmes de la toundra. Ce processus est entamé depuis la fin du XIX[e] siècle. La superficie de terres récemment exposée n'est pas très vaste pour l'instant, mais elle pourrait devenir de plus en plus considérable si des masses de glace disparaissent des îles du Haut-Arctique (voir, au tableau 3, la superficie des terres englacées). Les zones exposées depuis le maximum glaciaire atteint à la fin de Petit Âge glaciaire (autour de 1870) sont des zones dépourvues de lichen près des glaciers. Les images satellites des îles de la Reine-Élisabeth (qui comprennent les glaciers visibles à la figure 29) montrent que la superficie de glace terrestre sur les îles a diminué de 37 % (62 387 km^2) depuis le dernier maximum glaciaire (Wolken *et al.*, 2008). Une étude sur le développement d'un écosystème au pied d'un glacier du fjord Alexandra, qui a reculé de 300 m depuis 1980, indique une succession assez rapide de la végétation, l'établissement de peuplements végétaux diversifiés, mais une couverture végétale clairsemée au bout de plus de 40 ans (Jones et Henry, 2003). Les zones où la couverture végétale dépasse 80 % sont libres de glace depuis plus de 300 ans.

La glace de lac et la glace de rivière

La durée de persistance de la glace de lac et de la glace de rivière dans l'Arctique dépend de la date d'englacement à l'automne et de la date de la débâcle printanière. En général, les phénomènes sont beaucoup plus dynamiques dans les cours d'eau que dans les lacs, puisque la formation, la croissance et la disparition de la glace de lac se produisent principalement sur place, tandis que dans les cours d'eau, la glace est soumise aux effets hydrauliques de l'eau vive. Globalement, cependant, le moment où surviennent ces phénomènes est en grande partie régi, dans les deux cas, par le climat (Prowse *et al.*, 2011).

De nombreux chercheurs ont étudié les changements touchant les fossiles d'algues et d'invertébrés enfouis dans les sédiments lacustres pour établir les tendances au réchauffement et la présence ou l'absence, dans le passé, d'une couche de glace sur les lacs des régions nordiques (Douglas *et al.*, 1994; Korhola *et al.*, 2002; Sorvari *et al.*, 2002; Michelutti *et al.*, 2003; Ruhland *et al.*, 2003; Smol *et al.*, 2005), d'après les relations entre la durée de la couverture de glace, la longueur de la saison de croissance et la production primaire annuelle (Rouse *et al.*, 1997; Douglas et Smol, 1999; Keatley, 2007). En général, dans l'Arctique circumpolaire, les éléments probants révèlent des températures à la hausse et un raccourcissement de la durée de la couverture de glace depuis la fin du Petit Âge glaciaire (autour de 1850), les changements les plus marqués ayant été notés dans les zones le plus au nord, par opposition aux régions plus tempérées (Smol *et al.*, 2005). (Voir la section sur les changements des assemblages d'espèces d'algues et d'invertébrés dans les lacs et les étangs changements des assemblages d'espèces d'algues et d'invertébrés dans les lacs et les étangs, à la page 109).

Les ensembles de données issus de la surveillance *in situ* ne couvrent pas des périodes assez longues pour permettre d'évaluer les tendances relatives à la glace de lac et de rivière dans l'écozone[+] de l'Arctique, et la télédétection constitue un bon substitut à cet égard. Latifovic et Pouliot (2007) ont utilisé des ensembles de données générés par la surveillance au sol ainsi que des relevés de télédétection afin d'évaluer la comparabilité des méthodes et d'examiner les tendances relatives à la glace de lac sur 36 lacs au Canada (Latifovic et Pouliot, 2007). Ils ont ainsi établi des relevés fondés uniquement sur la télédétection pour six lacs de l'Arctique. Les tendances relatives à la débâcle sont illustrées à la figure 31A, et les tendances relatives à l'englacement, à la figure 31B. Les chercheurs ont conclu, d'après le nombre limité de lacs étudiés, que la période sans glace s'était allongée de manière significative pour les lacs partout au Canada, mais que les changements étaient plus prononcés dans l'Arctique, du moins au cours des 20 dernières années. Le degré de changement est indiqué à la figure 31C.

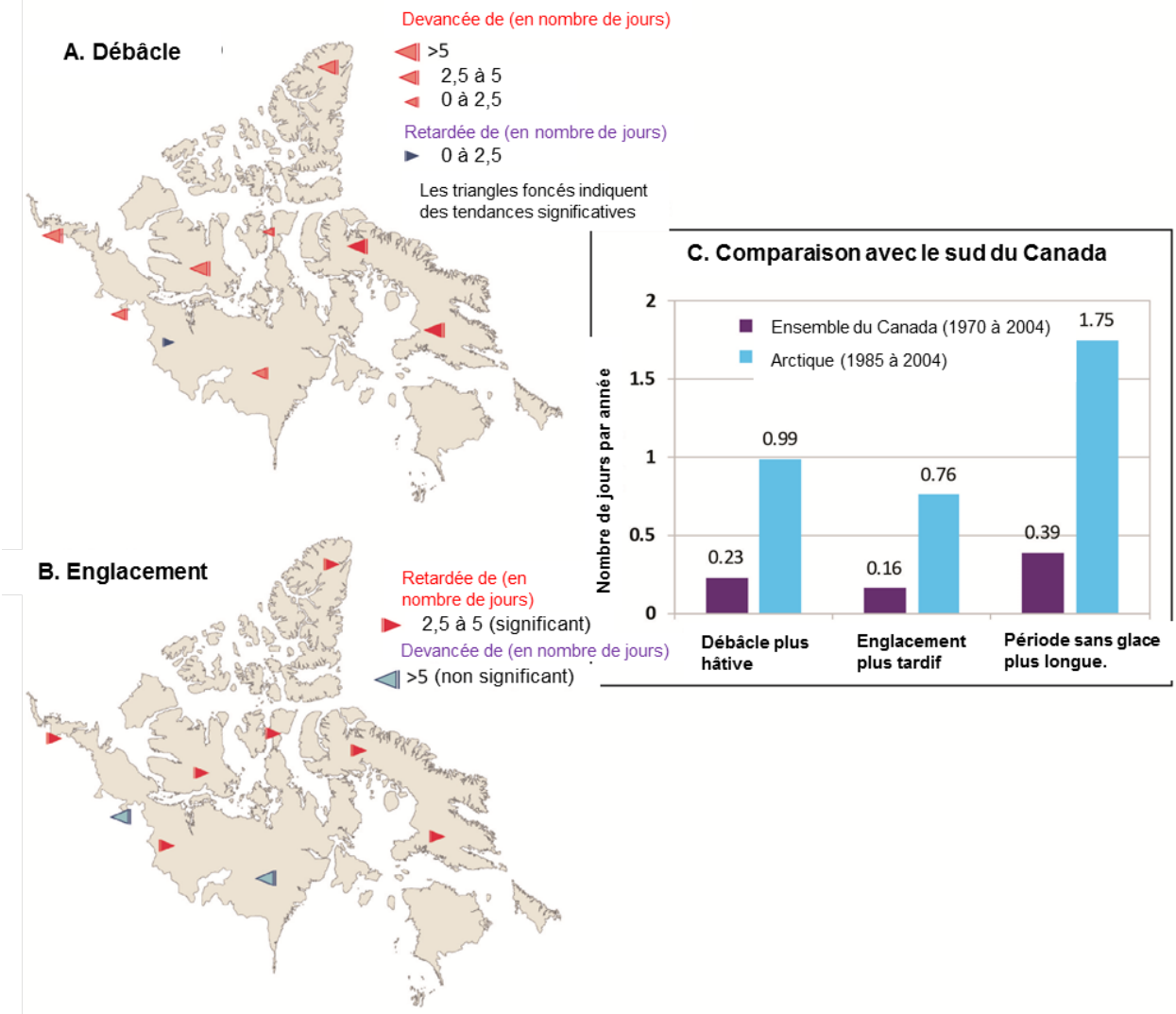


Figure 31. Tendances relatives à la débâcle et à l'englacement pour six lacs de l'Arctique, de 1985 à 2004, et comparaison des tendances moyennes avec les tendances moyennes pour des lacs situés au sud de l'écozone[+] de l'Arctique, au Canada.
Les dates de débâcle et d'englacement sont fondées sur des données de télédétection issues d'une plus vaste étude portant sur l'ensemble du Canada, qui a permis d'établir que la concordance entre les données enregistrées au sol et les données de télédétection était bonne. On ne disposait pas de relevés faits au sol pour les lacs de l'Arctique. Les lacs étudiés sont (de l'ouest vers l'est), les lacs Sitidgi, Washburn, Stanwell-Fletcher, Hazen, Angajurjualuk et Amadjuak.
***A.** Débâcle : la tendance n'était statistiquement significative qu'au lac Hazen ($p < 0,1$).*
***B.** Englacement : les tendances étaient statistiquement significativement à 3 des 6 lacs ($p < 0,1$).*
***C.** Comparaison avec des glaces au sud de l'écozone[+] : les changements survenus dans les 30 lacs au sud de l'Arctique ont été caractérisés d'après des données de surveillance au sol et de télédétection. Il est à noter que, comme les périodes étudiées sont différentes, les écarts entre les degrés de changement reflètent tant l'accentuation du réchauffement au cours des deux dernières décennies que l'effet de la latitude.*
Source : adapté de Latifovic et Pouliot (2007)

Les cours d'eau et les lacs

Tendances relatives au débit des cours d'eau

Les variations du débit des cours d'eau découlent des variations de la configuration des précipitations, de même que des variations du profil des températures, qui ont une incidence sur le stockage de l'eau, par exemple sur l'humidité du sol, la profondeur du pergélisol et la fonte des glaciers. Les personnes qui vivent en Arctique ont remarqué des changements du débit et du niveau d'eau des cours d'eau qui pourraient refléter le changement climatique. Par exemple, les résidents de Chesterfield Inlet ont signalé un déclin des niveaux d'eau (dans les cours d'eau, les étangs et les lacs) allant jusqu'à un mètre (Nunavut Research Institute, 2004). Ils ont noté que les ombles frayants avaient plus d'égratignures et d'ecchymoses, parce qu'ils devaient se déplacer dans des eaux moins profondes.

Une évaluation des lacs et des cours d'eau au Canada a été entreprise pour les besoins du présent rapport, et elle est décrite dans le rapport technique thématique intitulé *Biodiversité dans les rivières et lacs du Canada* (Monk et Baird, 2011), qui fait partie du RETE, de même que dans Monk *et al.* (2011); elle indique l'état et les tendances à l'échelle pancanadienne et par écozone⁺, lorsque les ensembles de données à long terme sont suffisants. Seulement deux stations hydrométriques dans le Haut-Arctique et trois dans le Bas-Arctique offraient des données assez cohérentes et portant sur une période assez longue pour être intégrées dans l'analyse des débits des cours d'eau. Aucune station de la Cordillère arctique n'a été incluse dans l'analyse. La figure 32 montre la répartition des stations dans l'ensemble des écozones⁺ de même que les tendances relatives à l'écoulement minimum sur une journée au Canada. De manière générale, les tendances sont regroupées par région, et les hausses de l'écoulement minimum sont évidentes à deux des cinq stations de l'écozone⁺ de l'Arctique. La même analyse a été effectuée pour l'écoulement maximum sur une journée; les tendances régionales obtenues étaient moins claires partout au pays, et on n'a relevé aucune uniformité des tendances aux quelques stations de l'Arctique (figure non incluse).

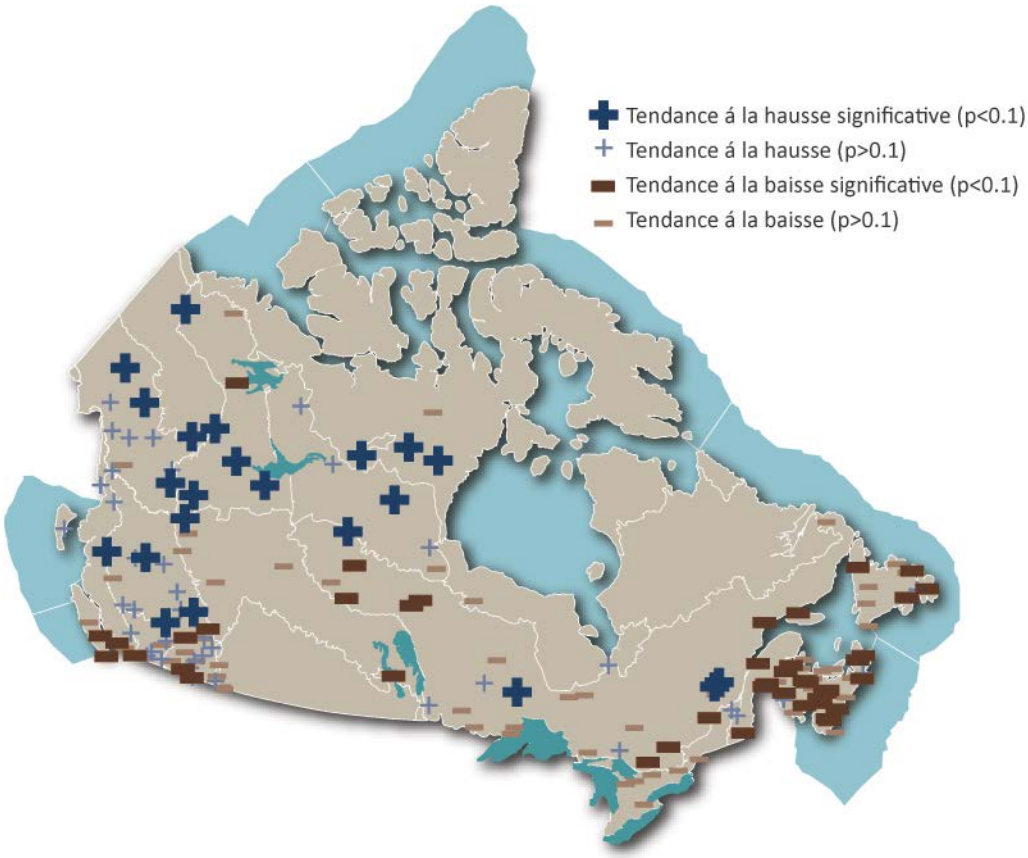


Figure 32. Carte montrant les tendances du débit minimal sur 1 journée de cours d'eau naturels au Canada, d'après les données recueillies au cours des années hydrologiques de 1970 à 2005. Source : Monk et Baird (2011)

On dispose de peu d'ensemble de données à long terme pour les petits cours d'eau se trouvant en totalité ou en partie dans l'écozone+ de l'Arctique; on en sait donc peu sur les tendances relatives aux débits, surtout dans l'archipel arctique. Une analyse faite dans le cadre de recherches liées à l'Année polaire internationale a permis d'enrichir les rares relevés hydrométriques par extrapolation des caractéristiques observées de l'écoulement fluvial afin d'obtenir des estimations des débits actuels. L'incertitude associée à ces estimations est élevée en raison de la maigre couverture des données. Les auteurs ont conclu que le débit actuel d'eau douce dans la région et son changement, si changement il y a, sont inconnus (Spence et Burke, 2008). Ils soulignent qu'il serait important d'obtenir cette information pour guider les décisions nationales en matière de gestion de l'eau et pour remplir l'engagement pris, sur la scène internationale, à quantifier volumes d'eau douce entrant les océans.

Mlynowski *et al.* (2011) ont évalué les données de surveillance hydrométrique concernant 76 réseaux hydrographiques dans l'Arctique canadien (de 1950 à 2008). La superficie de terres arctiques ayant fait l'objet d'une surveillance à l'aide de débimètres a culminé en 1990 (64 % des terres), et n'atteignait plus que 56 % de terres en 2008. Les données étaient en général plus nombreuses dans le cas des grands réseaux hydrographiques. La longueur de la période de surveillance a atteint son maximum en 1998: cette année-là, 22 réseaux hydrographiques

faisaient l'objet d'une surveillance en continu depuis plus de 30 ans. Les auteurs ont conclu qu'il fallait améliorer considérablement la surveillance hydrométrique en Arctique, surtout dans le cas des cours d'eau relativement petits.

Environ les trois quarts de la masse terrestre du Canada est drainée par des rivières se jetant dans l'océan Arctique, le détroit de Béring, la baie d'Hudson ou la baie James et la mer du Labrador (Déry et Wood, 2005). Ce flux représente presque la moitié (47,9 %) du débit total des cours d'eau au Canada (Monk et Baird, 2011). Par conséquent, les processus hydrologiques de même que la santé des écosystèmes des cours d'eau qui, sur une petite portion à l'extrémité nord de leur parcours, traversent l'écozone[+] de l'Arctique, subissent surtout l'influence des conditions climatiques, du relief et des stresseurs existant au sud. Le fleuve Mackenzie, qui forme le plus grand bassin fluvial au Canada, en est un exemple éloquent. Ce cours d'eau draine une superficie totale de 1 787 000 km^2, soit 20 % de la superficie du pays (Culp *et al.*, 2005), et reçoit les eaux du bassin versant d'un certain nombre de cours d'eau importants, comme la rivière Athabasca, la rivière de la Paix, la rivière Liard, la rivière des Esclaves, la rivière Arctic Red et la rivière Peel, avant de se déverser dans le delta du Mackenzie, dans le Bas-Arctique (L'Atlas du Canada, 2008a; L'Atlas du Canada, 2008b).

Les résultats de l'analyse des tendances dépendent en grande partie du sous-ensemble de stations et de la période considérés. Les tendances à long terme sont également masquées par les variations décennales liées aux oscillations climatiques. Déry et Wood (2005), par exemple, ont mis en évidence des liens significatifs entre l'oscillation de l'Arctique, le phénomène El Niño-oscillation australe (ENSO) et l'oscillation décennale du Pacifique (ODP), d'une part, et le débit total annuel d'eau douce des cours d'eau dans le nord du Canada, d'autre part. Les résultats issus d'analyses récentes des tendances relatives au débit des cours d'eau se déversant dans diverses combinaisons d'océans de haute latitude sont exposés au tableau 4. Trois études portant sur les tendances jusqu'au début des années 2000 (Déry et Wood, 2005; Déry *et al.*, 2005; McClelland *et al.*, 2006a) ont révélé des baisses significatives du débit des cours d'eau. Cependant, l'examen de ces tendances par bassin fluvial, montre que les baisses sont plus marquées dans les bassins versants de la baie d'Hudson et de la mer du Labrador, et qu'aucune tendance significative n'était associée aux cours d'eau se jetant directement dans l'océan Arctique pour la période allant des années 1960 au début des années 2000 (Déry et Wood, 2005). Les analyses englobant les années 2000 montrent un renversement des déclins antérieurs des débits, y compris dans la baie d'Hudson, et une hausse significative des débits annuels moyens depuis 1989 (Déry *et al.*, 2009; Déry *et al.*, 2011).

Tableau 4. Sommaire des récents articles sur les recherches concernant les tendances statistiques relatives au débit et au ruissellement des cours d'eau se déversant dans les océans des latitudes nordiques au Canada.

Bassins étudiés	**Période visée par l'analyse**	**Résultats et tendances**	**Référence**
64 sites hydrométriques dans des bassins versants s'écoulant vers des océans de haute latitude	1964 à 2003	- Tendance à la baisse significative du débit annuels total d'eau douce entraînant une baisse de 10 % du débit annuel total entrant dans l'océan Arctique etl'Atlantique Nord. - Lorsqu'on la décomposait par bassin fluvial, la tendance à la baisse était fortement influencée par la réduction du débit vers la baie d'Hudson et la mer du Labrador.	Déry et Wood (2005)
45 cours d'eau du nord du Canada	1964 à 2007	- Au cours des 2 dernières décennies (1989–2007), hausse significative (15,5 %) du débit annuel moyen. - Variabilité accrue du débit des cours d'eau dans la plupart des bassins versants.	Déry *et al.* (2009)
56 cours d'eau de l'Amérique du Nord (dont 14 se jetant dans l'océan Arctique, et 42, dans la baie d'Hudson, la baie d'Ungava ou la baie James)	1964 à 2000	- Baisse du débit entrant dans l'océan Arctique en provenance des sites d'Amérique du Nord. - Les débit en provenance de sites se déversant dans la baie d'Hudson, la baie d'Ungava et la baie James ont diminué d'environ 2,5km^3/année de 1964 à 2000. - Cela laisse supposer des baisses simultanées des précipitations et des débits des cours d'eau.	McClelland *et al.* (2006a)
42 cours d'eau de l'Amérique du Nord se jetant dans la baie d'Hudson, la baie d'Ungava ou la baie James	1964 à 2000	- Tendance à la baisse du débit annuel de 36 des 42 cours d'eau. - Le débit total annuel d'eau douce entrant dans la baie d'Hudson avaient diminué de 13 %, en 2000, par rapport à sa valeur en 1964. - Débit de pointe associés à la fonte des neiges devancés de 8 jours, et d'intensité réduite. - Décalage de la crue nivale de 5 jours par degré de latitude.	Déry *et al.* (2005)
23 cours d'eau se jetant dans la baie James et la baie d'Hudson	1964–2008	- Aucune tendance globale du débit total entrant dans la baie d'Hudson détectable, mais baisse jusqu'au milieu des années 1980, suivie d'une période de débits relativement élevés, puis d'une tendance à la hausse jusqu'à la fin de la période d'étude. - Changements de la saisonnalité : hausse détectable du débit hivernaux et baisse détectable du débit estival, de 1964 à 2008.	Déry *et al.* (2011)

Dans toutes les études, l'analyse des tendances faisait appel aux méthodes statistiques de Mann-Kendall.

Source : mise à jour fondée sur Monk et al. *(2011)*

Perspective circumpolaire

Les flux d'eau douce vers les océans et les mers du nord sont importants non seulement pour les écosystèmes terrestres et les écosystèmes d'eau douce du nord du Canada, mais aussi pour les processus océaniques, dont la dynamique de la glace de mer et la circulation thermohaline, qui ont une forte incidence sur les climats régionaux et le climat planétaire, et qui suscitent un intérêt croissant comme composantes déterminantes pour la compréhension du changement climatique. Si l'on combine les tendances enregistrées dans l'océan Arctique et dans les mers subarctiques, cela permet de mettre en perspective les tendances à l'échelle canadienne de même que l'importance de la surveillance au Canada. L'analyse des sources d'eau douce de tous les océans de haute latitude (Peterson *et al.*, 2006) a révélé une augmentation de 5,3 % du débit des cours d'eau se jetant dans l'océan Arctique, et une baisse de 8,0 % du débit rejets des cours d'eau se jetant dans la baie d'Hudson dans les années 1990, par rapport aux valeurs de référence pour la période de 1936 à 1955. Un changement est survenu de la fin des années 1960 au début des années 1970, qui a marqué le début d'une hausse du débit des cours d'eau entrant dans l'océan Arctique, et une baisse du débit des cours d'eau entrant dans la baie d'Hudson. Cette augmentation du débit entrant dans l'océan Arctique est fortement influencée par le flux annuel de six grands cours d'eau eurasiens, lesquels ont connu une hausse de 7 % entre 1936 et 1999 (Peterson *et al.*, 2002) et ont enregistré des sommets en 2002 (Peterson *et al.*, 2006) et en 2008 (figure 33).

Ces analyses englobent les cours d'eau touchés par des projets hydroélectriques, notamment les cours d'eau se jetant dans la baie James et la baie d'Hudson. Les barrages hydroélectriques et les détournements de cours d'eau ont de profondes répercussions sur les profils annuels des débits et sur des paramètres de la qualité de l'eau tels que la température et la salinité, mais leur effet sur les tendances du débit total annuel est faible. Les changements du débit annuel liés aux périodes de remplissage des réservoirs ont été pris en compte dans les analyses (Déry et Wood, 2005; McClelland *et al.*, 2006b).

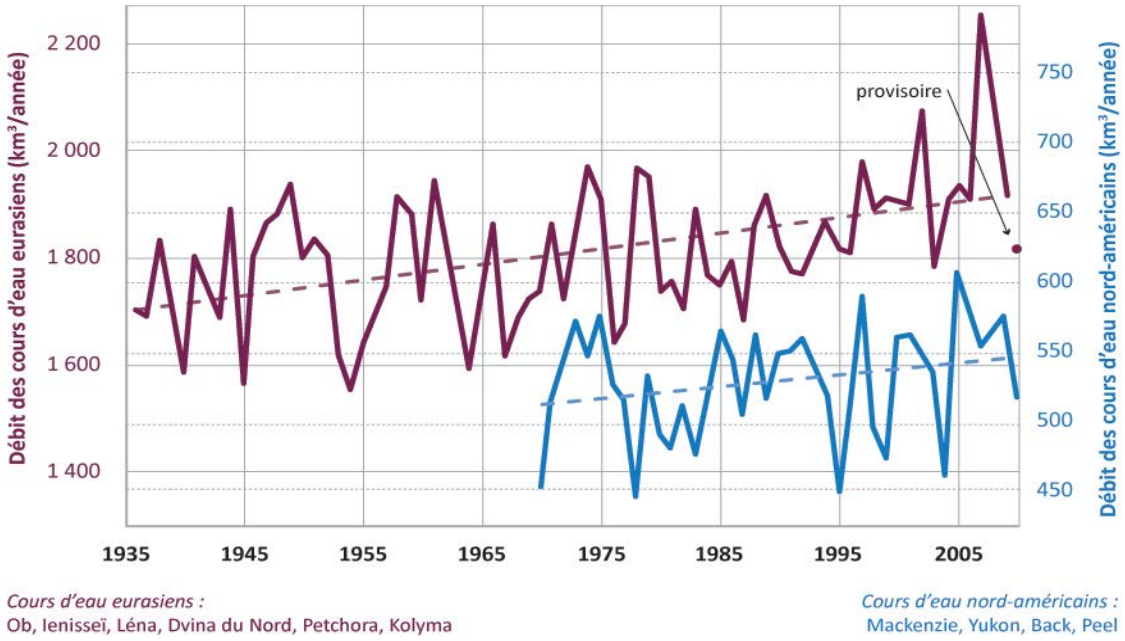


Figure 33. Tendances globales relatives des débits de six grands cours d'eau eurasiens (de 1936 à 2009) et de quatre grands cours d'eau nord-américains (de 1970 à 2010) se jetant dans l'océan Arctique. Les cours d'eau nord-américains inclus dans l'analyse sont le fleuve Mackenzie, le fleuve Yukon, la rivière Back et la rivière Peel. La rivière Peel est un affluent du Mackenzie.
Source : Shiklomanov et Lammers (2011)

Tendances relatives à la superficie des lacs

La télédétection permet d'avoir une vue d'ensemble des changements de la superficie des lacs, mais on ne dispose de ce genre de données que depuis quelques années. La superficie des lacs a décliné dans l'écozone+ au cours de la première décennie du présent millénaire (Carroll *et al.*, 2011). Selon Carroll *et al.* (2011), ce recul est lié à l'allongement des périodes sans glace et à l'accroissement de l'évapotranspiration, un effet particulièrement visible dans les petits lacs peu profonds du Nunavut. Le réchauffement climatique peut avoir un effet à l'inverse de cette tendance, et faire augmenter la superficie des lacs à cause de la fonte du pergélisol entraînant des effondrements et des inondations, comme on l'a vu, par exemple, dans la péninsule d'Ungava et dans la région de la baie James, au sud de la ligne des arbres (écozone+ de la taïga du Bouclier) (Payette *et al.*, 2004b; Vallée et Payette, 2007; Thibault et Payette, 2009).

Processus écologiques dans les lacs et les cours d'eau, et liens avec le changement climatique

Le climat de l'Arctique a un effet direct sur les processus physiques, chimiques et biologiques en jeu dans les systèmes aquatiques. Il peut également toucher de manière indirecte les processus écologiques par l'intermédiaire de la régulation des systèmes et des procédés hydrologiques en milieu terrestre, en particulier ceux qui sont associés aux composantes de la cryosphère comme le pergélisol, la glace d'eau douce de même que l'accumulation et la fonte de la neige (Prowse *et al.*, 2006). Dans les régions humides, au printemps, les lacs et les mares

thermokarstiques se sont accrus en nombre et en étendue, vraisemblablement en raison de la fonte du pergélisol et de l'augmentation des précipitations (Stow *et al.*, 2004). Cependant, dans les régions plus sèches du Haut-Arctique et de la Cordillère arctique, l'étendue des mares a diminué, et certaines ont disparu.

Sur l'île d'Ellesmere, certaines mares qui étaient des plans d'eau permanents depuis des millénaires (Douglas *et al.*, 1994) se sont complètement asséchées au cours des étés de 2005 et de 2006, qui ont été chauds. Les milieux humides, avec leur végétation de mousses et de graminées, se sont eux aussi asséchés; les plans d'eau saisonniers y ont connu un recul, et la végétation y est devenue plus sèche et plus inflammable. Cet assèchement du paysage est attribué à l'accroissement de l'évaporation lié aux températures plus élevées l'été et à la diminution de la couverture de glace, d'après une analyse des mesures de la conductance spécifique faites dans les mares depuis 1983 (Smol et Douglas, 2007a). On peut s'attendre à voir disparaître des mares permanentes, des mares saisonnières et des milieux humides par assèchement, à mesure que le réchauffement climatique s'accentuera. De nombreuses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de ces sites seront certainement affectées.

Les changements hydrologiques de même que les changements de la température de l'eau ont de profonds effets sur le cycle de vie des organismes aquatiques, soit directement, à cause des variations de la température, de la durée du jour ou de la photopériode, soit indirectement, à cause des changements de la qualité de l'eau et des éléments nutritifs disponibles. De nombreuses études ont mis en évidence de récents changements dans les écosystèmes aquatiques qui sont liés au changement climatique ou qui le laissent présager. Parmi les effets figurent des modifications des régimes, ou encore des changements touchant des espèces répandues et des réorganisations écologiques (Smol *et al.*, 2005) (voir la section sur les changements des assemblages d'espèces d'algues et d'invertébrés dans les lacs et les étangs, à la page 109). Les modifications prévues pour les populations de poissons auront un effet global allant du positif au négatif; elles varieront selon les espèces et selon les populations d'une espèce donnée, en fonction de la biologie et de la tolérance de chacun, et elles seront intégrées par les poissons dans leur habitat local (Reist *et al.*, 2006b).

La durée plus courte de la couverture de glace sur les lacs et les cours d'eau peut produire de nombreux changements dans les écosystèmes. Par exemple, s'il y a moins de glace, l'eau devient plus chaude, ce qui modifie les régimes de mélange dans les lacs, de même que la distribution des éléments nutritifs et de l'oxygène. Les changements des conditions de glace sur les cours d'eau perturbent les phénomènes hydrologiques comme les crues printanières, qui sont modulées par les embâcles, et qui sont un facteur critique pour le maintien des habitats dans les milieux humides et les zones riveraines (Peters *et al.*, 2006). Les changements touchant la durée de la glace ont des répercussions à tous les niveaux trophiques, comme le montrent plusieurs évaluations et examens (Walsh *et al.*, 2005; Wrona *et al.*, 2005; Vincent *et al.*, 2008). Ces changements sont complexes—par exemple, la nourriture plus abondante disponible pour les poissons dans les systèmes fluviaux (découlant de la plus grande productivité) de même que la disponibilité accrue d'habitats moins englacés peuvent inciter des espèces qui, autrement, seraient anadromes, à rester dans les cours d'eau toute l'année. On a vu que le fait de s'alimenter en mer, pour les poissons, accroissait la taille des sujets et celle des populations;

ainsi, l'augmentation de la productivité liée au recul de la glace de lac pourrait faire diminuer le rendement des poissons dans les lacs et les cours d'eau (Reist *et al.*, 2006a).

Perturbations naturelles

Phénomènes météorologiques extrêmes

Dans l'écozone+ de l'Arctique, plusieurs phénomènes météorologiques extrêmes ayant une incidence sur le moment où la neige tombe, la quantité de neige qui tombe ou la qualité de la neige peuvent avoir de profondes répercussions écologiques sur la végétation, les petits mammifères et les ongulés. La présence d'une épaisse couche de neige et de couches de neige gelée bloque l'accès aux végétaux et aux proies, ou rend les sources de nourriture difficiles à atteindre, ce qui nuit à l'état de santé et à la reproduction, et peut causer la mort (Miller et Barry, 2009; Hansen *et al.*, 2013). Ces conditions sont normales pendant l'hiver en Arctique, mais les phénomènes météorologiques extrêmes peuvent faire en sorte que les conditions sont plus intenses ou durent plus longtemps que la normale. Dans la présente section, on ne tente pas de définir ce que constitue un phénomène « extrême »; on explore plutôt le spectre allant de la variabilité normale à des phénomènes qui, par leur gravité, posent des risques importants de mortalité ou d'échec de la reproduction pour les populations d'espèces sauvages. Pour les organismes des écosystèmes de la toundra, les phénomènes météorologiques extrêmes ont tendance à se produire pendant les saisons intermédiaires, c'est-à-dire à l'automne et au printemps; pendant ces périodes de l'année, la combinaison des températures et du moment de l'arrivée ou de la fonte de la neige peut causer de profondes perturbations des populations.

À l'automne, si la neige arrive trop tard ou si elle ne forme pas une couche assez épaisse pour isoler le sol, les températures à la surface peuvent être extrêmes pour les petits mammifères et les invertébrés qui dépendent de cette isolation. À l'inverse, l'augmentation rapide de l'épaisseur de la neige à l'automne peut entraver l'accès des mammifères de grande taille aux plantes qu'ils broutent ou aux proies qu'ils chassent. Dans la toundra, les petits mammifères privilégient les secteurs où la neige est profonde pour hiverner, cela à des fins de protection et d'isolation (Reid *et al.*, 2012). Les fortes chutes de neige survenues en août 1997 et en août 2000 dans la région de la station Eureka, sur l'île d'Ellesmere, ont recouvert la végétation et ont raccourci les saisons sans neige d'environ la moitié, par rapport à la normale (Mech, 2004). On a enregistré un effondrement simultané des populations de bœufs musqués, de lièvres et de loups dans la région, qui a été attribué à l'accroissement des coûts énergétiques pour les herbivores (Mech, 2004). Au printemps, la fonte rapide de la neige suivie d'une période froide peut avoir de profonds effets sur les petits mammifères, qui ne peuvent alors plus s'enfouir dans la neige pour se protéger contre le froid.

Les phénomènes extrêmes survenant pendant les saisons critiques ont une importance particulière pour l'écologie. Dans un article bien connu sur l'écologie hivernale, Pruitt (1957) a décrit les conditions de température à un site central de la forêt boréale en Alaska et a établi les liens entre les changements de ces conditions et les populations de petits mammifères. Il a défini une période critique à l'automne, entre la date à laquelle les températures quotidiennes moyennes de l'air descendent sous les températures de la surface et la date à laquelle une

couche de neige d'environ 20 cm atténue les fluctuations des températures quotidiennes de la surface. De manière similaire, la période entre la date où la couche de neige devient inférieure à 20 cm et celle où les températures quotidiennes moyennes de l'air dépassent les températures de la surface est la période critique au printemps (Pruitt, 1957).

Un autre type de phénomène météorologique extrême dans les écosystèmes de la toundra est le givrage causé par la chute de pluie sur la neige pendant la période de gel. S'il pleut pendant une courte période pendant laquelle les températures grimpent au-dessus de 0 °C, il se formera des couches de glace à la surface de la toundra ou de la neige. Ces épisodes de givrage peuvent être catastrophiques pour les populations d'espèces sauvages s'ils scellent la surface de la toundra, parce qu'il devient alors très difficile pour les animaux d'atteindre des végétaux à brouter. Miller et Barry (2009) ont noté que les populations de caribous de Peary dans le centre-sud des îles de la Reine-Élisabeth avaient été dévastées (réduction de plus de 60 %) par les chutes de neige exceptionnellement fortes et les épisodes de givrage des hivers 1973-1974, 1994-1995, 1995-1996 et 1996-1997. On prévoit que ces phénomènes deviendront plus fréquents et plus répandus avec le changement climatique (Putkonen et Roe, 2003). La distribution et la fréquence actuelles des épisodes de givrage dans l'Arctique canadien ne sont pas bien connues, et il est difficile de les déterminer d'après les données provenant du réseau peu dense de stations climatologiques (Grenfell et Putkonen, 2008). Une chute de pluie sur la couverture de neige survenue en octobre 2003 sur l'île Banks a contribué à faire diminuer de 20 000 individus la population de bœufs musqués sur une période de 3 ans. Ce phénomène a été analysé par imagerie hyperfréquence passive par satellite, qui a permis de mettre au point une technique pour cartographier les secteurs où il y a de l'eau et des couches de glace à l'intérieur du manteau neigeux (Grenfell et Putkonen, 2008).

Pour la végétation de la toundra, les épisodes de givrage et les phénomènes météorologiques extrêmes survenant pendant les périodes critiques définies pour les petits mammifères ne sont pas si graves – les changements prolongés de température et de régime nivologique le sont davantage. La répartition de la végétation le long des gradients d'exposition est fondée sur la réponse des espèces végétales aux conditions des sites à long terme, y compris l'épaisseur de neige et l'humidité disponible l'été (p. ex.,Walker, 2000). Les changements durables du régime hygrométrique des sols, comme ceux qui découlent des inondations ou de la perturbation du pergélisol (par exemple, le thermokarst; voir la section ci-dessous) peuvent avoir de fortes répercussions sur la végétation de la toundra (Vincent *et al.*, 2011).

D'autres types de phénomènes météorologiques extrêmes pouvant avoir des effets sur les écosystèmes terrestres sont susceptibles de s'accroître en fréquence ou en intensité, ou les deux. Les vagues de chaleur extrême, par exemple, pourraient faire augmenter la fréquence des incendies, les pertes de couverture végétale et les effets du stress thermique sur la faune de la toundra, dont les flambées de maladies. On sait que les fortes tempêtes qui frappent l'océan Arctique à la fin de l'été et à l'automne perturbent le mélange océanique et jouent un rôle dans le recul de la glace de mer (Jeffries *et al.*, 2012), ce qui a des effets sur le climat des terres adjacentes et accroît l'érosion des côtes.

Incendies

À l'heure actuelle, les incendies n'ont pas d'effet significatif sur les écosystèmes de l'Arctique, puisqu'ils sont rares et sont en général de faible étendue, à cause du manque de matières inflammables et du caractère discontinu de celles-ci (la toundra est souvent entrecoupée de parcelles de sol nu, de lacs, de mares et de cours d'eau) (Krezek-Hanes *et al.*, 2011). Les relevés et les recherches sur l'écologie des incendies de toundra sont rares au Canada. La surveillance et l'analyse des images satellites indiquent qu'il n'y a eu que cinq grands incendies dans l'écozone[+] de l'Arctique entre 1960 et 2007 (figure 34); cependant, la faible fréquence enregistrée pourrait être en partie attribuable à la piètre capacité de surveillance dans les régions isolées (Krezek, 2009, comm. pers.). D'après une étude menée en 1990, qui portait sur les statistiques des incendies, les images satellites et les observations recueillies par l'intermédiaire d'un questionnaire, les incendies sont plus fréquents dans le Bas-Arctique, plus rares dans le nord et dans l'est, et rares à inexistants dans l'archipel arctique, ce qui reflète les tendances relatives à la biomasse, au peuplement humain et aux conditions climatiques (Wein, 1990).

La plupart des incendies signalés étaient petits, les plus vastes se produisant près de l'écotone forêt-toundra, comme l'incendie survenu en 1968 au nord d'Inuvik (le gros incendie indiqué à la figure 34), qui s'est propagé sur 15 km dans la toundra, à partir de la forêt (Wein, 1990). On a soumis le secteur touché par l'incendie à une surveillance jusqu'en 1993, afin de déceler les changements de l'épaisseur de la couche active et de la végétation, et on a enregistré des réponses assez variables selon le site de surveillance (Mackay, 1995). À tous les emplacements où la couche active était devenue plus profonde (à cause du feu ou de la hausse des températures estivales), le pergélisol riche en glace sous-jacent avait fondu et produit un tassement dû au dégel (voir la section suivante sur la perturbation du pergélisol). En général, dans la toundra, les incendies détruisent la couverture végétale et font que la couche active devient plus profonde, à court terme (Mackay, 1995).

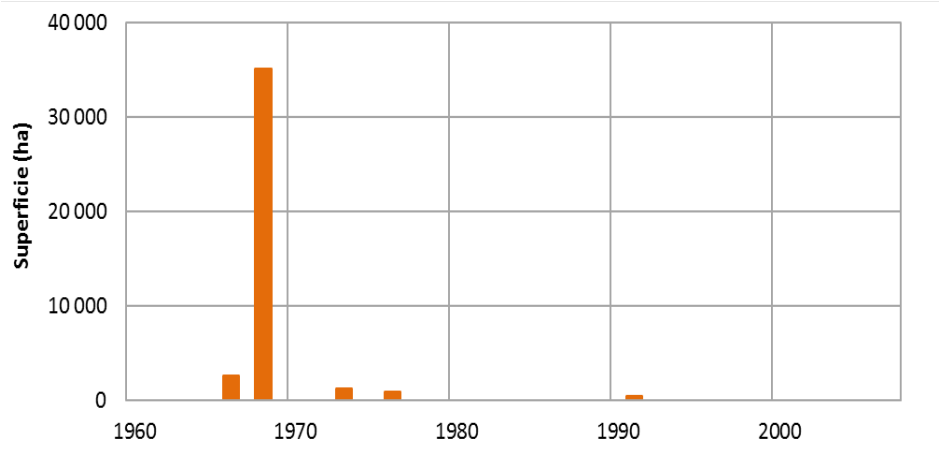


Figure 34. Superficie brûlée par des incendies importants dans l'écozone[+] de l'Arctique, de 1960 à 2007. D'après la base de données sur les grands feux de forêt au Canada de 1960 à 1996 ainsi que l'analyse des images de télédétection de 1997 à 2007.
Source : données fournies par le Service canadien des forêts; méthodologie présentée dans Stocks et al.*(2003) et dans Krezek-Hanes* et al. *(2011)*

Dans le nord de l'Alaska, un grand incendie de toundra s'est produit pendant l'été exceptionnellement sec de 2007, brûlant 103 900 ha sur une période de 2 mois (Mack *et al.*, 2011). Il s'agit de l'incendie le plus important à avoir été observé dans la toundra. Avant cet incendie, les chercheurs au site du réseau de recherche écologique à long terme du lac Toolik, non loin de là, n'avaient relevé que 2 très petits feux dans la région sur une période de 33 ans (LTER Network, 2008). Cet incendie de toundra a été significatif du point de vue du bilan du carbone : on estime qu'il a libéré 2,1 téragrammes de carbone dans l'atmosphère, une quantité comparable au puits de carbone annuel moyen que représente l'ensemble du biome de la toundra en Alaska (Mack *et al.*, 2011).

Même si les incendies sont peu fréquents dans la toundra aujourd'hui, l'analyse du charbon et du pollen dans les sédiments de lacs de l'Alaska arctique montre que la toundra arbustive d'il y a 14 000 à 10 000 ans brûlait aussi fréquemment que les forêts boréales actuelles (Higuera *et al.*, 2008). Ce relevé, avec les reconstitutions et l'analyse des incendies de toundra survenus en Alaska depuis 1950, indique que le faible taux d'humidité pendant l'été (en raison des températures élevées et des faibles précipitations, ou de la combinaison de ces deux facteurs) et la végétation essentiellement arbustive sont des facteurs clés de ce régime des incendies. Plusieurs analyses laissent aujourd'hui supposer que le réchauffement du climat et l'accroissement de la couverture arbustive induite par la hausse des températures que l'on observe maintenant dans certaines régions de l'Arctique circumpolaire, notamment au Canada, s'accompagneront probablement d'une augmentation des incendies de toundra (Steven *et al.*, 2006; Higuera *et al.*, 2008; Hu *et al.*, 2010; Myers-Smith *et al.*, 2011a; Rocha *et al.*, 2012; Elmendorf *et al.*, 2012a).

Perturbation du pergélisol

La hausse des températures fait fondre le pergélisol, ce qui accroît la fréquence et l'ampleur des glissements de talus ainsi que des zones où l'on trouve des mares thermokarstiques (Lantz et Kokelj, 2008; Schuur *et al.*, 2008; Lantz *et al.*, 2009; Lamoureux et Lafreniere, 2009). Ces perturbations se limitent aux zones de pergélisol riche en glace dans des sédiments fins. Dans la région du delta du Mackenzie, le nombre et la taille des glissements régressifs dus au dégel (Burn et Lewkowicz, 1990) ont augmenté depuis le début des années 1970 (Lantz et Kokelj, 2008). On a également noté une augmentation de ces perturbations dans le Haut-Arctique, dans la péninsule de Fosheim, sur l'île d'Ellesmere (G. Henry, observation personnelle, et tableau 5), et sur l'île Melville (Lamoureux et Lafreniere, 2009) (figure 35). Ces glissements produisent des zones où les sédiments sont dénudés, ce qui permet à des combinaisons différentes d'espèces de s'établir et accroît la diversité du paysage. Lantz *et al.* (2009) ont constaté que la croissance et l'effort de reproduction de l'aulne vert (*Alnus viridis*) étaient meilleurs sur les glissements que dans les zones non perturbées.

Tableau 5. Fréquence des glissements de la couche active aux sites de surveillance dans la péninsule de Fosheim, sur l'île d'Ellesmere.

Période	Durée (années)	Nombre de glissements	Fréquence annuelle des débuts de glissement
Avant 1975	37 à 87*	230	2,6 à 6,2
1975 à 1987	13	164	12,6
1988 à 2000	13	190	14,6

*On suppose que les glissements avaient eu lieu au cours des 50 à 100 précédentes années, d'après la durée pendant laquelle on estime qu'ils demeurent visibles dans le paysage.
Source : Lewkowicz et Harris (2005)

Dans le Bas-Arctique, ces perturbations peuvent exposer du carbone auparavant gelé à l'oxydation, et transformer en sources de carbone des sites de la toundra qui étaient auparavant des puits (Schuur *et al.*, 2009). Nombre des glissements dans la région du delta du Mackenzie se produisent sur des pentes au-dessus de petits lacs, et l'accroissement de la charge en sédiments peut modifier de manière considérable la biochimie du milieu aquatique, et perturber les communautés biotiques dans les lacs (Kokelj *et al.*, 2009; Thienpont *et al.*, 2013). Dans les lacs touchés par des glissements dus au dégel du pergélisol, on assiste à une modification des relations entre les éléments nutritifs, la lumière et le phytoplancton; dans ces lacs, les concentrations d'éléments nutritifs et la productivité sont en général plus faibles que dans les lacs intacts (Thompson *et al.*, 2012).

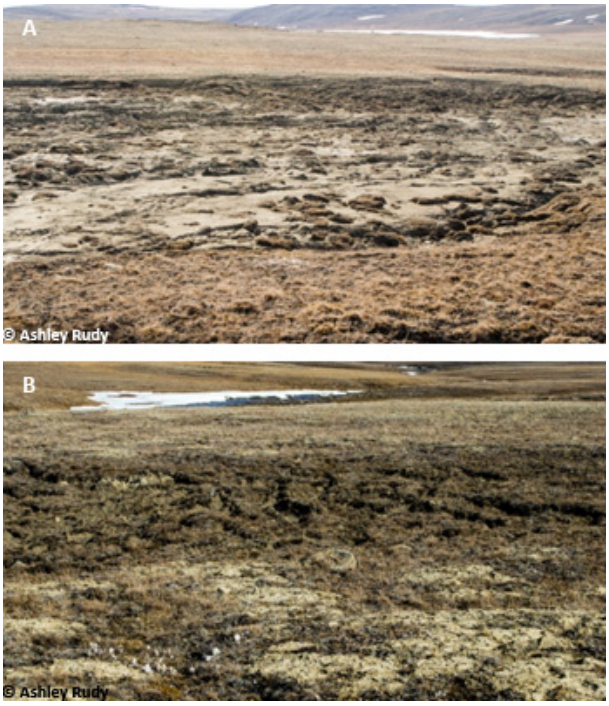


Figure 35. Glissements de la couche active sur une partie de toundra en pente sur l'île Melville, au Nunavut.
Les photos montrent les zones supérieures de deux types de glissements de couche active : A) un glissement allongé en majeure partie dépouillé de sa couverture végétale; B) un glissement compact ayant conservé une plus grande partie de sa végétation.
Source : Rudy et al. *(2013)*

Outre les glissements de talus, la fonte du pergélisol riche en glace peut causer des affaissements et la formation de mares thermokarstiques (Laurion *et al.*, 2010). La transformation de systèmes terrestres en mares constitue un profond changement du paysage, et cela a des répercussions importantes sur le bilan du carbone dans les régions touchées. Il a été déterminé que les mares thermokarstiques sont des sources notables de méthane et de dioxyde de carbone (Laurion *et al.*, 2010; Abnizova *et al.*, 2012).

Les couches actives, quand elles sont profondes, contribuent elles aussi à l'assèchement des sols de la toundra, puisque l'eau s'enfonce plus loin dans le sol par percolation et devient inaccessible pour les plantes. La hausse des températures accroît également l'évaporation à partir des sols et des plans d'eau, ce qui aggrave l'assèchement si les pertes d'humidité ne sont pas compensées par un accroissement des précipitations ou de l'humidité générée par la fonte du pergélisol, ou des deux. L'une des manifestations de cet effet est l'assèchement des lacs et des mares de l'Arctique (Smith *et al.*, 2005a). Smol et Douglas (2007a) décrivent l'assèchement, en 2006, de mares de l'est de l'île d'Ellesmere qui avaient constitué des plans d'eau permanents tout au long de l'Holocène, qui marque le dernier changement de ces systèmes. La disparition de lacs peut être due à un accroissement de l'évaporation et à l'écoulement de l'eau à travers le pergélisol affaibli par la fonte (voir également la section sur les Processus écologiques dans les lacs et les cours d'eau, et liens avec le changement climatique, à la page 55). L'assèchement de la toundra aura des effets notables sur la réponse du système au changement climatique, et il dépendra des conditions initiales (Shaver *et al.*, 2000).

La fonte du pergélisol a provoqué des perturbations considérables des paysages de l'Arctique, et la combinaison du changement climatique et de l'intensification du développement industriel est susceptible d'accroître la vitesse et l'ampleur des perturbations de pergélisol. Ces changements auront des répercussions marquées sur la structure et les fonctions des écosystèmes terrestres de l'Arctique, surtout en ce qui concerne le bilan du carbone et les rétroactions atmosphériques.

Dynamique des communautés et des populations

Les réseaux trophiques de l'Arctique se caractérisent par des chaînes alimentaires courtes, la présence de quelques espèces animales dominantes dont les populations connaissent souvent des fluctuations cycliques, le rôle central des petits mammifères dans la régulation des espèces des niveaux trophiques supérieurs, et le degré élevé de réactivité aux oscillations climatiques et aux variables climatiques régionales comme les précipitations, l'épaisseur de la neige et la température (Elton, 1924; Norrdahl, 1995; Hudson et Bjornstad, 2003; Krebs *et al.*, 2003; Gunn, 2003a; Hörnfeldt *et al.*, 2005; Van Bogaert *et al.*, 2007). Les perturbations à grande échelle ont une incidence sur ces réseaux trophiques, qui sont particulièrement vulnérables aux changements à l'échelle planétaire qui peuvent perturber la production des plantes et des animaux sur lesquels reposent les modes de vie en Arctique (Elmqvist *et al.*, 2004). Les peuples de l'Arctique sont habitués à ce que les populations des espèces sauvages qu'ils exploitent varient de manière considérable d'une année à l'autre. Cependant, le déclin à long terme d'une espèce récoltée,

comme le caribou, pourrait gravement compromettre le maintien de leur mode de vie traditionnel (voir la section sur les biens et services issus des écosystèmes, à la page 192).

Pour comprendre les tendances relatives à la dynamique des communautés et des populations, il faut examiner les processus écosystémiques et intégrer les tendances à tous les niveaux trophiques, de même que les tendances concernant les moteurs et les stresseurs. Il existe peu de programmes de surveillance à long terme dans l'Arctique canadien qui permettent cette intégration, même si cela constituait l'une des priorités de plusieurs programmes de recherche de l'Année polaire internationale sous la direction du Canada. Par exemple, l'expérience internationale sur la toundra (ITEX) et les réseaux de surveillance et d'évaluation des caribous dans l'Arctique circumpolaire (CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment, ou CARMA) visent à réunir les recherches et la surveillance actuelles, et à améliorer les observations en continu de l'Arctique canadien et circumpolaire. À grande échelle, le Programme de surveillance de la biodiversité circumpolaire (Circumpolar Biodiversity Monitoring Program), un projet du groupe de travail sur la conservation de la flore et de la faune arctiques (CFFA), un groupe de travail du Conseil de l'Arctique, vise à améliorer la coordination et l'intégration de la surveillance des écosystèmes.

L'intégration de la surveillance et de la recherche grâce à des études intensives menées à des sites de recherche améliore la compréhension de l'état et des tendances de la dynamique des communautés et des populations. Les programmes de ce genre suivent et explorent les tendances et les liens permettant de comprendre les écosystèmes. Dans l'Arctique circumpolaire, on a par exemple les programmes de recherche et de surveillance au lac Toolik, en Alaska, à Zackenberg, au Groenland, et à Abisko, dans le nord de la Suisse. Le Canada n'a pas beaucoup investi dans cette démarche de surveillance et de recherche écologiques en Arctique; en conséquence, le degré de compréhension des tendances relatives à la dynamique des communautés et des populations au Canada est faible. Les résultats provenant d'un site canadien de recherche intégrée à long terme sont résumés dans l'Étude de cas sur les fonctions et les processus écosystémiques : l'île Bylot (page 92). La discussion générale sur la dynamique trophique ci-dessous est enrichie par des exemples précis dans l'étude de cas. Le premier niveau trophique, constitué par les producteurs primaires, est abordé à la section sur la productivité primaire (page 80).

Cycles prédateurs-proies

Dans les écosystèmes de la toundra arctique, la dynamique des prédateurs est principalement basée sur les lemmings et les autres petits rongeurs (Callaghan *et al.*, 2005b). Certains prédateurs, comme les harfangs des neiges et les belettes, s'alimentent spécialement de rongeurs et, chez ces espèces, le succès de la reproduction est étroitement lié aux cycles des petits mammifères. D'autres prédateurs, dont les renards, les carcajous (*Gulo gulo*), les loups et les ours bruns (*Ursus arctos*), se nourrissent d'une gamme plus vaste d'espèces, et sont capables de changer de proies les années où les petits mammifères sont peu abondants. Cela signifie que les proies de rechange, comme les oies et les oiseaux de rivage, deviennent indirectement liées aux cycles des petits mammifères. Les recherches menées dans l'est et le centre de l'Arctique canadien montrent que les fluctuations des populations de lemmings ont une incidence sur

leurs principaux prédateurs, les harfangs des neiges et les renards arctiques, ce qui a un effet indirect sur les oies des neiges et peut-être les oiseaux de rivage par l'intermédiaire des interactions entre prédateurs communs (Kerbes *et al.*, 2006).

Si l'on compare la présence des grands prédateurs dans les écosystèmes boréaux et dans la toundra de l'Arctique, ces animaux sont peu abondants dans celle-ci, et les effets de la prédation sur les ongulés y sont habituellement plus faibles, à moins que la densité de ces derniers soit peu élevée (Callaghan *et al.*, 2005b; Legagneux *et al.*, 2012). Selon une étude menée à 12 sites dans l'Arctique canadien, 79 % de la production d'herbivores de taille petite à moyenne, dont les campagnols, les lemmings et les lièvres arctiques, était consommée par des prédateurs, comparativement à seulement 9 % de la production combinée de caribous et de bœufs musqués (Krebs *et al.*, 2003).

Les loups et les ours bruns de la toundra dépendent des caribous; cependant, le rôle de la prédation dans la régulation de la dynamique des caribous est incertain. Au milieu des années 1990, dans le Bas-Arctique, on estimait que la harde de 350 000 caribous de Bathurst faisait vivre environ 1 500 loups (Cluff, 2004, comm. pers.), lesquels tuaient probablement 40 000 caribous annuellement. De plus, on estimait que la harde nourrissait 500 à 1 000 grizzlis, les caribous constituant 80 % de l'alimentation de ces animaux. Un grizzli peut manger entre 9 et 18 caribous adultes en une année (Gau *et al.*, 2002). Pour l'écozone du Haut-Arctique, Krebs *et al.* (2003) soutiennent que le type d'écosystème dominant est régulé plutôt par les variations météorologiques (régulation ascendante) que par la prédation (régulation descendante). Lagagneux *et al.* (2012) comparent l'écosystème de l'île Bylot, régulé par les prédateurs et manquant de grands ongulés, avec les systèmes où la régulation ascendante a des effets plus marqués, dans lesquels le caribou joue un rôle fonctionnel important.

Herbivores et décomposeurs

Les herbivores de petite taille et de taille moyenne jouent un rôle critique dans les réseaux trophiques de l'Arctique. Les cycles des populations, qui s'échelonnent sur trois à cinq ans, sont bien documentés dans les publications sur l'écologie. Il a été démontré que les cycles des diverses espèces de lemmings [lemmings bruns (*Lemmus trimucronatus*) et lemmings variables (*Dicrostonys* spp.)] (Krebs, 1996; Predavec *et al.*, 2001; Gilg *et al.*, 2003) et de campagnols [campagnols nordiques (*Microtus oeconomus*) et campagnols boréaux (*Myodes rutilus*)] (Krebs *et al.*, 2002; Krebs, 2011) sont fortement synchronisés dans l'Arctique canadien (Krebs *et al.*, 2002). Les populations des grands herbivores comme le caribou peuvent aussi suivre un cycle de 40 à 70 ans (Gunn, 2003a) dans l'Arctique, mais le phénomène n'est pas bien documenté en raison de la longueur des cycles. Par contre, le savoir traditionnel atteste l'existence de cycles dans plusieurs régions. Par exemple, un récit traditionnel transmis de génération en génération chez les chasseurs chipewayans montre que la taille de la harde de Bathurst fluctue selon un cycle d'environ 30 ans depuis 120 ans (Nesbitt et Adamczewski, 2009).

Petits mammifères

Les populations de nombreux petits mammifères de l'Arctique circumpolaire décrivent des cycles plus ou moins réguliers. Certaines populations ne suivent pas de cycle, mais fluctuent

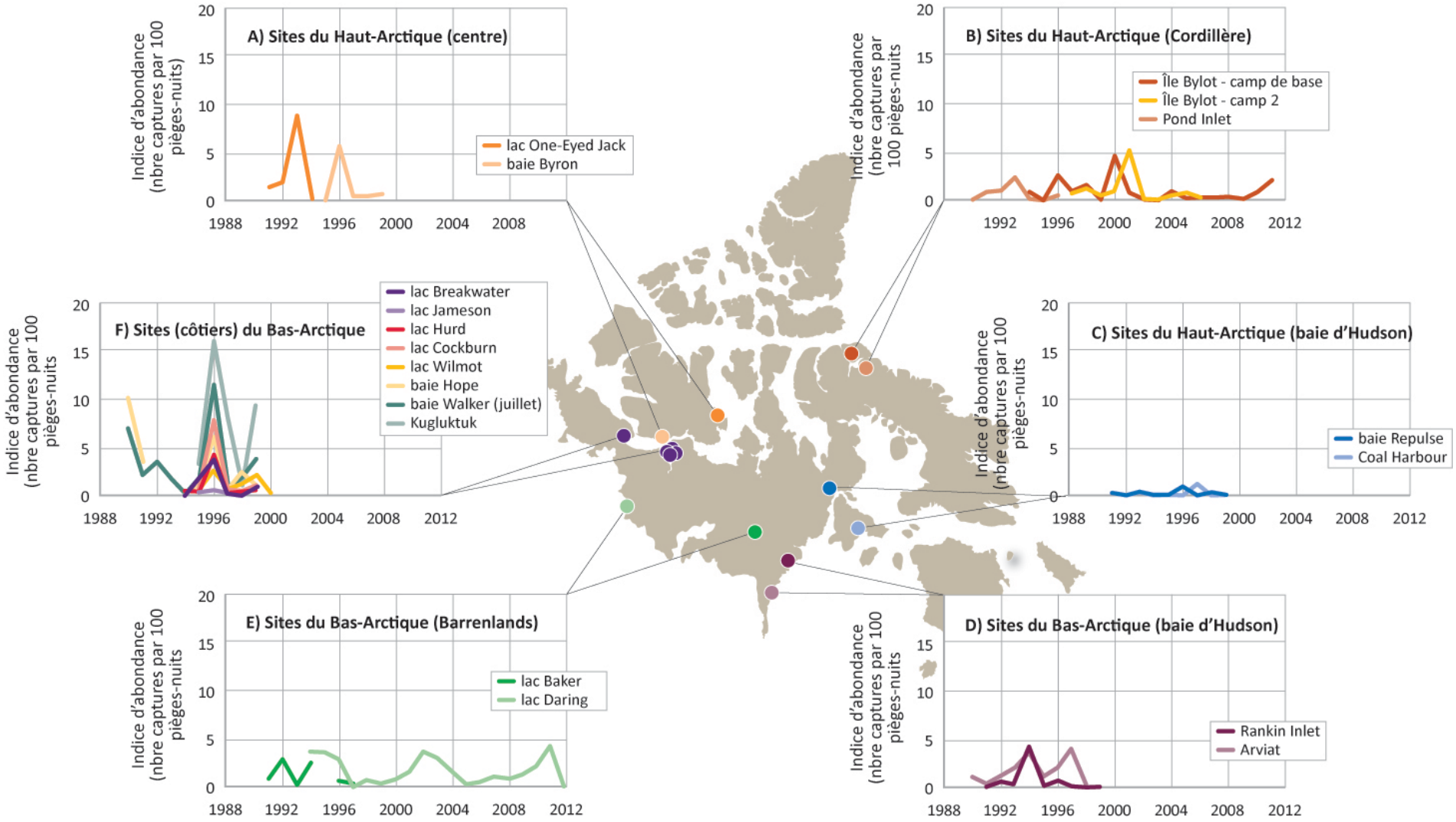
plutôt sans périodicité, ou restent basses, les augmentations soudaines de densité étant inhibées par des conditions telles que le caractère épars de l'habitat, le taux élevé de prédation ou des hivers particulièrement rudes (par exemple, l'abondance des lemmings variables et des campagnols ne semblait pas décrire de cycle sur le Versant nord du Yukon (Krebs *et al.*, 1995)). En Scandinavie, le cycle des petits mammifères a été bien étudié. Cependant, comme la plupart des lemmings des toundras de Norvège (*Lemmus lemmus*) vivent dans la toundra alpine, les mécanismes qui régissent les cycles de leurs populations ne s'appliquent pas nécessairement partout dans l'Arctique canadien. Les données provenant du nord de la Scandinavie indiquent que les cycles des lemmings peuvent être atténués ou disparaître pendant des décennies, tandis que les populations de campagnols respectent des cycles réguliers. Les populations de lemmings sont demeurées basses dans le nord de la Scandinavie au cours des dernières décennies, avant de connaître de récents essors, tandis que les populations de campagnols se sont affaiblies – selon les chercheurs, cela serait attribuable à la plus grande sensibilité des lemmings aux variations climatiques et à la prédation (Ims *et al.*, 2011). Des études des petits mammifères et des interactions prédateurs-proies sur 20 ans susceptibles d'être plus pertinentes pour l'Arctique canadien ont été menées dans l'est du Groenland et indiquent que le changement climatique a pour effet d'allonger la durée du cycle des lemmings et de réduire les densités de population maximales, ce qui peut nuire aux populations de prédateurs dépendant des lemmings (Gilg *et al.*, 2009).

Predavec *et al.* (2001) ont employé une méthode indirecte pour étudier les lemmings variables à 17 sites dans le Haut-Arctique canadien et à 1 site en Alaska; ils n'ont pas pu détecter de périodicité dans les fluctuations des populations de lemmings, même si la variabilité d'une année à l'autre était considérable. Les tendances relatives aux densités de petits mammifères à tous les sites surveillés dans le cadre de l'enquête sur les petits mammifères dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut montrent cependant que les fluctuations peuvent être synchronisées dans une vaste région (Figure 52), du moins pendant la courte période ayant fait l'objet d'une surveillance. Une surveillance à long terme portant sur approximativement 10 cycles est nécessaire pour une analyse rigoureuse des populations cycliques (Predavec *et al* 2001).

Il n'y a aucune tendance claire de changement à long terme des cycles au Canada. À l'île Bylot, la densité des lemmings bruns décrit des fluctuations cycliques de grande amplitude, la période du cycle étant de trois à quatre ans, mais pas la densité des lemmings variables. Peu d'éléments indiquent une tendance temporelle relative à la densité des lemmings, mais il est difficile de détecter une tendance à cause de l'importante variabilité interannuelle. Pour atténuer ces variations, Gauthier *et al.* (2013) ont examiné la moyenne mobile de la densité sur trois ans. L'analyse semble indiquer une possible tendance décroissante de la densité des lemmings à l'été. Les populations de lemmings étaient particulièrement faibles pendant la période de 2002 à 2009, mais le pic le plus récent (en 2011) était relativement élevé (Gauthier *et al.*, 2013). La surveillance à long terme en continu des lemmings à un site en particulier demeure rare dans l'Arctique canadien (Krebs *et al.*, 2002), alors on ne sait pas dans quelle mesure les résultats obtenus à l'île Bylot sont propres à ce site. Seulement trois pics correspondant à une abondance similaire ont été enregistrés entre 1994 et 2012 au seul autre site pour lequel on dispose de

données à long terme sur les lemmings et les campagnols, c'est-à-dire la station de recherche du lac Daring, au centre des Barrenlands, qui est un site représentatif de l'écotone toundra-taïga (Ffigure 36).

Figure 36. Tendances relatives aux petits mammifères (lemmings, campagnols et musaraignes) à des sites regroupés selon leur apparente synchronicité et selon les régions écologiques de l'écozone^{+} de l'Arctique, de 1990 à 2012.
Les indices d'abondance correspondent au nombre de captures pour 100 pièges-nuits, corrigé d'après Beauvais et Buskirk (1999), en modifiant les estimations de l'effort d'échantillonnage pour prendre en compte les pièges déclenchés. Les espèces sont les suivantes : campagnol boréal (Clethrionomys rutilus), campagnol nordique (Microtus oeconomus), campagnol des prés (Microtus pennsylvanicus), musaraignes (Sorex sp.), lemming brun (Lemmus sibiricus, et lemming du Groenland (Dicrostonyx groenlandicus). On n'a pas trouvé toutes les espèces à tous les sites.
Sources : données coordonnées par l'enquête sur les petits mammifères des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut (NWT-Nunavut Small Mammal Survey), le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (GTNO) et le gouvernement du Nunavut (GNU). A baie Byron : C. Krebs (UBC, comm. pers.), lac One-Eyed Jack : R. Bromley (GTNO, recherches sur les oies, données non publiées). B Île Bylot : G. Gauthier (CEN, ULaval, données mises à jour par Gruyer (2007)), Pond Inlet : GNU (données non publiées). C et D GNU (données non publiées). E lac Baker : GNU (données non publiées), lac Daring : GTNO (station de recherche de l'Arctique, S. Matthews, données non publiées). F îles du détroit de Melville (lac Breakwater, lac Jameson, lac Hurd, lac Wilmot) : C. Krebs (UBC, comm. pers.), baie Hope : C. Shank (recherches sur les rapaces, GTNO, données non publiées), baie Walker : B. Bromley (GTNO, recherches sur les oies, données non publiées).
(La figure de trouve sur la page prochaine.)


A) Sites du Haut-Arctique (centre)
Indice d'abondance (nbre captures par 100 pièges-nuits)
lac One-Eyed Jack
baie Byron
B) Sites du Haut-Arctique (Cordillère)
Île Bylot - camp de base
Île Bylot - camp 2
Pond Inlet
C) Sites du Haut-Arctique (baie d'Hudson)
baie Repulse
Coal Harbour
D) Sites du Bas-Arctique (baie d'Hudson)
Rankin Inlet
Arviat
E) Sites du Bas-Arctique (Barrenlands)
lac Baker
lac Daring
F) Sites (côtiers) du Bas-Arctique
lac Breakwater
lac Jameson
lac Hurd
lac Cockburn
lac Wilmot
baie Hope
baie Walker (juillet)
Kugluktuk

Caribous

Dans les écozones+ de l'Arctique et de la zone boréale, les réseaux trophiques comportent relativement peu de liens. Par contre, ces liens peuvent être complexes du point de vue de la dynamique de leurs interrelations. Ces écosystèmes nordiques sont pauvres en éléments nutritifs puisqu'une grande partie du carbone est inaccessible : en effet, seule une mince couche active du sol dégèle chaque année. Le caribou, en broutant et en produisant des excréments (boulettes fécales), a des effets complexes, en cascade, qui suivent étroitement des profils spatiaux et temporels (Kielland *et al.*, 2006). De plus, un groupe diversifié d'espèces dépendent du caribou, y compris des parasites externes, comme les moustiques se nourrissant de leur sang. Les moustiques, quant à eux, dont les larves se nourrissent par filtration de l'eau, sont un élément clé du cycle des éléments nutritifs en milieu aquatique. Si l'on regarde plus loin dans la chaîne alimentaire, on voit que le caribou est exploité par une série de prédateurs et de charognards de taille moyenne à grande. Les anciennes discussions au sujet de la régulation descendante (par les prédateurs) ou ascendante (par les plantes à brouter) des populations de caribou sont maintenant remplacées par l'étude des interactions entre la nutrition et la prédation (Brown *et al.*, 2007a).

Les relations entre les plantes et les caribous comprennent les réponses des plantes au broutage sélectif par le caribou. Celui-ci privilégie fortement certaines espèces végétales, et il recherche les bourgeons et les feuilles non déployées afin de maximiser la valeur nutritionnelle de son alimentation (White et Trudell, 1980; Russell *et al.*, 1993). Le comportement grégaire et migratoire des caribous migrateurs de la toundra fait que le rôle de cette espèce dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème dépendent en grande partie de l'échelle géographique (Griffith *et al.*, 2002). Le caribou transforme des tissus végétaux en masse corporelle et en boulettes fécales. Il redistribue les éléments nutritifs à l'intérieur des écozones+ et entre celles-ci lors de ses déplacements à petite échelle pour la quête de nourriture et de ses migrations saisonnières. Dans les écozones+ de la taïga, les effets de l'herbivorisme se font sentir à la saison suivante, puisque les caribous s'y nourrissent pendant l'hiver, lorsque la croissance de la plupart des plantes et le cycle des éléments nutritifs sont en quiescence à cause des températures sous le point de congélation. À l'échelle décennale, l'aire d'hivernage des caribous s'étend et se contracte, et la taille des hardes fluctue de manière cyclique entre des valeurs minimales et maximales : elle peut varier d'un facteur trois, ce qui a des effets en cascade sur les plantes et le cycle des éléments nutritifs, les peuplements végétaux passant d'un état à un autre. La succession des communautés végétales en réponse à l'intensité du broutage peut comprendre, par exemple, l'évolution d'une toundra dominée par les lichens à une toundra où les mousses sont plus abondantes, puis à une dominance accrue des graminées (Van der Wal, 2006).

L'azote est le facteur limitant pour la croissance des plantes. Le broutage par les caribous pendant l'été peut accroître la vitesse du cycle de l'azote dans le sol par la modification de la quantité de litière végétale, ce qui change le microclimat du sol pour la décomposition et les processus de minéralisation, et par l'apport d'azote soluble provenant des boulettes fécales et de l'urine (Olofsson *et al.*, 2004). Les changements varient en fonction de la saison, du temps et de l'intensité du broutage (Kielland *et al.*, 2006).

Décomposeurs

Les taux de décomposition sont faibles dans les écosystèmes de la toundra (voir la section sur le pergélisol, à la page 9, et la section sur le cycle des éléments nutritifs, à la page 75). La majeure partie de la production primaire entre dans la chaîne alimentaire détritique (Smith et Smith, 2001). Une étude menée sur l'île Devon a montré que, la plupart des années, les lemmings consommaient environ 3 à 4 % de la biomasse végétale, et que la plus grande partie du reste de la végétation finissait par être transformée par divers microbes et organismes du sol, principalement des bactéries et des champignons (Smith et Smith, 2001).

Maladies et parasites des espèces sauvages

Ongulés

Cette section, dont une partie du contenu est empruntée au rapport technique thématique intitulé *Pathogènes et maladies de la faune au Canada* (Leighton, 2011) ainsi qu'au rapport technique thématique intitulé *Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada* (Gunn *et al*., 2011c), qui font partie du RETE, porte sur les maladies et les parasites touchant les ongulés en Arctique et sur les effets du changement climatique. Les ongulés de l'Arctique, en particulier le caribou, sont des composantes clés des écosystèmes terrestres de l'Arctique, et ils sont vulnérables aux changements relatifs aux maladies et aux infestations par les parasites. Il peut s'agir de changements du type de maladies ou de la fréquence de celles-ci, ainsi que de la gamme d'ongulés et d'autres espèces servant d'hôtes aux parasites. Le temps chaud peut favoriser les flambées de maladies chez les animaux adaptés au froid, et ce phénomène pourrait devenir plus fréquent à mesure que le climat changera. Par exemple, en 2006, une population de bœufs musqués introduite en Norvège a été frappée par une flambée de pasteurellose qui a tué 20 % de la population. L'épidémie a été attribuée à des conditions exceptionnellement chaudes et humides (Ytrehus *et al*., 2008). La flambée inhabituelle de yersiniose, une maladie d'origine bactérienne, survenue en 1986 chez les bœufs musqués de l'île Banks pourrait aussi avoir été causée par un été plus chaud que la normale (Blake *et al*., 1991).

Brucellose

La brucellose est le nom donné à toutes les maladies infectieuses causées par plusieurs bactéries du genre *Brucella*. Les manifestations cliniques de la brucellose sont nombreuses, mais les plus fréquentes sont l'infection et l'inflammation des voies génitales mâles et femelles, qui entraînent l'avortement et l'infertilité mâle, et l'infection des gaines articulaires et tendineuses, qui provoque une claudication progressive. L'infection persiste, souvent durant toute la vie de l'animal. Les humains sont également sensibles à l'infection à *Brucella* sp. Les animaux atteints de brucellose en contact avec les humains constituent donc un risque de santé publique (Chan *et al*., 1989; Forbes, 1991; Thorne, 2001).

Dans l'écozone[+] de l'Arctique, l'infection à *Brucella* sp. est largement répandue, et elle constitue une source de préoccupation sur le plan écologique et celui de la santé publique chez les populations de caribous de la toundra (et dans une harde de rennes introduite près de Tuktoyaktuk, dans les Territoires du Nord-Ouest). Le biotype 4 du *Brucella suis* infecte des

caribous un peu partout dans les écozones+ de l'Arctique, de la taïga de la Cordillère, de la taïga des plaines et de la taïga du Bouclier, de même qu'aux extrémités nord des écozones+ des plaines boréales, du Bouclier boréal et des planes hudsoniennes (Forbes, 1991). La brucellose est répandue chez les caribous de l'Arctique, les taux d'infection oscillant entre 20 et 50 %, selon les hardes (Leighton, données non publiées; Koller-Jones, 2006, comm. pers.). Toutefois, l'impact écologique de la maladie sur les populations infectées demeure inconnu, si tant est qu'il existe. Chez les collectivités nordiques, les gens peuvent contracter l'infection en consommant de la viande de caribou (Chan *et al.*, 1989; Forbes, 1991). On ignore si le biotype 4 du *B. suis* est présent naturellement en Amérique du Nord ou s'il a été introduit d'Europe avec des rennes importés. L'infection n'a jamais été décelée chez le caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*), y compris chez la harde de la rivière George, dans le nord du Québec.

Au cours des années 1960, un relevé sérologique effectué chez une importante harde de rennes à la limite occidentale de l'écozone+ de l'Arctique et chez une harde de caribous de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*) (la harde de Qamanurjuaq) dans la taïga du Bouclier et dans les régions arctiques adjacentes, au Manitoba et au Nunavut, a révélé que seulement 9 % des rennes et 4 % des caribous étaient infectés (Broughton *et al.*, 1970). Les taux d'infection de 20 à 50 % observés plus récemment reflètent peut-être une tendance à la hausse de la prévalence de l'infection ou une intensification de la surveillance, ou les deux. Tout changement environnemental susceptible d'accentuer le chevauchement entre les aires de répartition des caribous de la toundra et des caribous des régions boréales risque de favoriser l'établissement du biotype 4 du *Brucella suis* parmi les populations de caribous des régions boréales.

On considère que la brucellose est au moins en partie responsable du récent déclin de la harde de caribous de l'île Southampton. Depuis 1968, la sensibilité à la maladie et aux parasites due aux faibles différences génétiques a vraisemblablement été un catalyseur de la propagation de la brucellose, dont le premier cas a été détecté dans la harde de l'île Southampton en 2000. La prévalence de la maladie a atteint 58,8 % en 2011, et pourrait être à l'origine de la chute des taux de conception dans cette harde depuis 2000, le déclin de ces taux étant plus prononcé depuis 2008 (Department of Environment, 2013a).

Parasites

Les systèmes hôte-parasite sont particulièrement sensibles au changement climatique puisque de cycle de vie de nombreux macroparasites comporte des stades libres, pendant lesquels le développement et la survie dépendent grandement de la température et de l'humidité. De petites variations climatiques peuvent entraîner d'importantes répercussions (Kutz *et al.*, 2004) en modifiant le développement et le taux de survie des parasites à ces stades libres de même que l'abondance et l'activité de leurs arthropodes vecteurs et des mollusques qui sont leurs hôtes intermédiaires. Selon les effets projetés et certaines observations empiriques, on prévoit une plus longue saison pour le développement et la transmission des parasites, un taux d'infection accru chez les populations hôtes, et une augmentation des flambées de maladies (Kutz *et al.*, 2005; Kutz *et al.*, 2008).

L'*Umingmakstrongylus pallikuukensis* est un ver nématode parasite qui est présent chez les bœufs musqués des parties continentales de l'ouest de l'écozone+ de l'Arctique. Ce ver pulmonaire a

besoin d'un gastropode comme hôte intermédiaire pour se développer et atteindre le stade infectieux, ce qui prenait deux ans, dans le passé. Un modèle empirique a montré que les températures ont été assez élevées, depuis le début des années 19990, pour permettre au parasite de se développer en une seule saison. Cela pourrait accroître le risque d'infestation pour les bœufs musqués, et avoir des effets sur la fécondité et le taux de survie de ces derniers (Kutz *et al.*, 2005). Cependant, on ne sait pas dans quelle mesure ce phénomène a affecté les populations de bœufs musqués.

Au Canada, le *Besnoitia tarandi* infecte le caribou et le renne, et probablement aussi le bœuf musqué, à l'échelle de l'aire de répartition de ces espèces. Sa présence est attestée depuis 1922 chez le caribou tant dans l'Arctique canadien que dans les régions subarctiques du pays (Ducrocq *et al.*, 2013). L'infection est commune chez le caribou de la toundra, et elle a été décrite chez le caribou des bois. Chez le bœuf musqué, les taux d'infection sont inconnus (Choquette *et al.*, 1967; Wobeser, 1976; Gunn *et al.*, 1991a; Ayroud *et al.*, 1995). Bien qu'elle provoque occasionnellement de graves manifestations cutanées, l'infection ne semble généralement entraîner aucun effet ou n'avoir que des effets bénins chez ces espèces. Selon des observations faites par des chasseurs, et confirmées par des vétérinaires, le protozoaire du genre *Besnoitia* est récemment apparu comme agent pathogène dans les hardes de caribous du Québec et du Labrador (Kutz *et al.*, 2009; Ducrocq *et al.*, 2013). En 2005, dans des groupes de discussion réunis au sein de collectivités d'Inuvialuits, de Gwich'ins et de Dénés des écozones du Bas-Arctique et de la taïga, des chasseurs ont signalé la présence accrue de lésions chez les animaux (Kutz, 2007), qui étaient probablement associée à des kystes de *Besnoitia* ou même à des larves d'hypodermes (Kutz *et al.*, 2009).

Le changement climatique peut aussi entraîner des changements de l'aire de répartition des pathogènes, tant par l'expansion de la zone dans laquelle les températures sont assez élevées pour être propices aux pathogènes que par des changements de l'aire de répartition des animaux hôtes. Les connaissances actuelles sur l'aire de répartition de quatre nématodes protostrongles parasitant les ongulés sont illustrées à la figure 37. Selon les projections des modèles, l'aire de répartition de l'*U. pallikuuensis* s'étendra probablement vers le nord et l'est à mesure que les températures monteront (Kutz *et al.*, 2005). Des récentes observations laissent supposer que l'aire de répartition de ce parasite a déjà connu une expansion considérable au cours de la dernière décennie (Kutz *et al.*, 2009), même si la surveillance accrue dont les parasites font l'objet peut brouiller l'interprétation des données. On n'a pas détecté de protostrongles chez des ongulés des îles de l'Arctique et du Groenland, et ils pourraient être exclus des zones de haute latitude dans les conditions climatiques actuelles; par contre, si, à la suite de l'élévation des températures, les populations d'orignaux, de bœufs musqués ou de caribous qui leur servent d'hôtes s'étendent vers le nord, les protostrongles pour fort bien envahir ces régions (Hoberg *et al.*, 2008). Le *Parelaphostrongylus odocoilei*, un parasite dont l'aire de répartition est au sud du cercle arctique, pourrait se propager vers le nord. En 1999, soit l'année ayant suivi celle où l'on a enregistré les températures annuelles les plus élevées dans le district du Mackenzie, on a relevé le premier cas de pneumonie fatale associé au *P. odocoilei* chez le mouflon de Dall (*Ovis dalli*) dans les monts Mackenzie (tout juste au sud de l'écozone[+]) (Hoberg *et al.*, 2008).

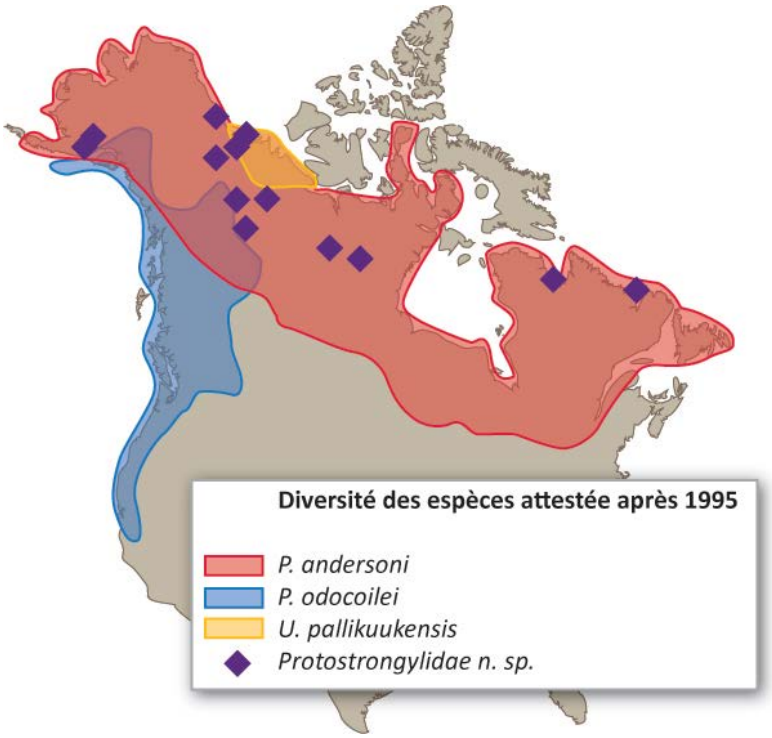


Figure 37. Aire de répartition de protostrongles parasitant les ongulés dans les régions nordiques. On indique l'aire de répartition du Parelaphostrongylus andersoni chez le caribou; du P. odocoilei chez le mouflon de Dall, la chèvre de montagne, le caribou des bois et le cerf mulet; de l'Umingmakstrongylus pallikuukensis chez le bœuf musqué; et de ce que l'on présume être une espèce de Protostrongylidae chez l'orignal, le caribou et le bœuf musqué. On suppose que l'aire de répartition du P. andersoni dans le Nord coïncide avec celle du caribou, même les cas attestés par des relevés sont rares.
Source : Hoberg et al. *(2008)*

Le changement climatique pourrait entraîner l'apparition de maladies, mais dans le cas des macroparasites en particulier, le phénomène ne se manifestera probablement pas tout de suite : le délai sera déterminé par le cycle vital des parasites, y compris la période de développement dans les hôtes (Hoberg *et al.*, 2008). Les effets en cascade et les effets cumulatifs à long terme du changement climatique, y compris l'évolution des relations hôte-pathogène, pourraient faire partie des facteurs contribuant à la modification à grande échelle de l'abondance et de la répartition observée chez des espèces sauvages revêtant une importance cruciale (p. ex., le caribou des bois et le caribou de la toundra) dans le nord de l'Amérique du Nord.

Carnivores

La rage est encore présente chez les renards arctiques et les renards roux (*Vulpes vulpes*) de l'Arctique circumpolaire (Mork et Prestrud, 2004). Il est difficile d'évaluer les tendances de la maladie dans le nord du Canada, tout simplement parce que l'on n'envoie pas systématiquement des échantillons à des fins d'analyse une fois que la présence de la rage a été établie dans une région donnée au cours d'un hiver donné (J. Kush, laboratoire de l'ACIA à Lethbridge – Rage, comm. pers.). Des échantillons sont soumis à des fins de diagnostic si un animal susceptible d'être infecté a été ou pourrait avoir été en contact avec une personne ou un

chien domestique. On a observé des cas de rage chez l'ours blanc, quoique rarement (P. Hale, gouvernement du Nunavut, comm. pers.).

On dispose de peu d'information sur les communautés de parasites des carnivores de l'Arctique. En l'absence d'une base de données empiriques de référence sur les parasites fréquents chez ces animaux, peu d'études permettront d'évaluer les effets du changement climatique sur les hôtes et les parasites (Brooks et Hoberg, 2007).

Toxoplasma gondii

À partir de modèles mathématiques prédisant les changements, on a émis l'hypothèse que la prévalence des infections à *Toxoplasma gondii* chez les humains augmentera à cause de facteurs environnementaux et anthropiques liés au changement climatique (Meerburg et Kijlstra, 2009). Le changement climatique provoquera une élévation des températures, qui favorisera la survie du *T. gondii* dans l'environnement, de même que des changements de la répartition écologique des vertébrés hôtes (un nombre croissant d'animaux se déplaçant vers les régions arctiques), ce qui accroîtra vraisemblablement la prévalence du *T. gondii* dans l'Arctique (Hueffer *et al.*, 2013).

L'infection à *Toxoplasma gondii* est largement répandue chez les espèces sauvages, les animaux domestiques et les humains dans le monde entier, y compris dans l'Arctique canadien (Dubey et Beattie, 1988; Mcdonald *et al.*, 1990; Philippa *et al.*, 2004). Certaines données indiquent la présence du *T. gondii* chez des espèces sauvages dans l'Arctique, mais la prévalence du parasite dans les zones où le climat est froid est faible, comparativement à la prévalence dans les zones humides, tempérées et tropicales (Tenter *et al.*, 2000). On a trouvé le *T. gondii*, ou des anticorps spécifiques de ce pathogène, chez certains animaux dont l'aire de répartition se trouve en partie dans les régions arctiques de l'Amérique du Nord ou à proximité de celles-ci, dont des orignaux (Kocan *et al.*, 1986; Zarnke *et al.*, 2001), des loups (Zarnke *et al.*, 2001), des carcajous (Reichard *et al.*, 2008; Dubey *et al.*, 2010), des lynx du Canada (*Lynx canadensis*) (Labelle *et al.*, 2001; Zarnke *et al.*, 2001; Philippa *et al.*, 2004), des bœufs musqués (Kutz *et al.*, 2000), et des caribous (Kutz *et al.*, 2001).

Dans l'Arctique, le lynx du Canada est l'hôte définitif le plus probable, parmi les espèces sauvages, pour le *T. gondii*, et ils sont responsables de la contamination de l'environnement par des oocystes. Des études menées sur le lynx du Canada ont révélé que 1 sujet sur 5 (20 %), en Nouvelle-Écosse, 47 sujets sur 106 (44 %), au Québec (Labelle *et al.*, 2001), et 39 sujets sur 255 (15 %), en Alaska (Zarnke *et al.*, 2001), possédaient des anticorps contre le *T. gondii*. Le lynx du Canada préfère en général rester en deçà de la limite des arbres, mais on observe et on récolte occasionnellement des sujets au nord de cette limite.

Il a été établi que l'étroite proximité avec la limite des arbres est un déterminant important de l'exposition au *T. gondii*. Des enquêtes menées par Kutz *et al.* (2000) pour établir la séroprévalence des anticorps dirigés contre le *T. gondii* chez les bœufs musqués ont révélé une plus grande proportion de sujets exposés au *T. gondii* dans une harde continentale (proche de la limite des arbres) que dans des populations insulaires (plus loin de la limite des arbres), de même qu'une prévalence plus élevée chez les adultes et les juvéniles que chez les veaux. On a noté une différence significative entre la séroprévalence des anticorps dirigés contre le *T. gondii*

chez les bœufs musqués mâles et la séroprévalence chez les femelles de l'espèce (Kutz *et al.*, 2000). Chez les caribous, Kutz *et al. (2001)* ont montré que la séroprévalence des anticorps dirigés contre le *T. gondii* était significativement plus élevée dans les populations continentales que dans les populations insulaires. Cependant, on n'a constaté aucune différence statistique de la séroprévalence des anticorps dirigés contre le *T. gondii* selon l'âge ou selon le sexe chez les caribous (Kutz *et al.*, 2001). Reichard *et al. (2008)* ont constaté que l'exposition au *T. gondii* était courante chez les carcajous échantillonnés dans la région de Kitikmeot, au Nunavut. La prévalence des anticorps dirigés contre le *T. gondii* ne variait pas significativement selon le sexe et l'âge des carcajous, et l'exposition n'était pas fonction de la proximité du lieu de la prise par rapport à la limite des arbres (Reichard *et al.*, 2008).

Phénologie

Dans les systèmes terrestres nordiques, le début et la durée de la saison de croissance sont en grande partie dictés par le manteau neigeux. Les changements de l'épaisseur et de la durée de la couverture de neige au cours des 50 dernières années ont été abordés précédemment, dans la section sur la neige (page 34). La longueur de la saison sans neige a augmenté de manière considérable dans la plupart des régions de l'Arctique circumpolaire, y compris au Canada. Dans l'Arctique canadien, la date de la fonte nivale a été devancée en moyenne d'environ 8.5 jours entre 1950 et 2007 (Zhang *et al.*, 2011).

On peut diviser les plantes de la toundra en deux groupes, selon la phénologie de la floraison : les plantes à floraison hâtive et les plantes à floraison tardive (Molau, 1993). La phénologie de la floraison est liée aux stratégies de reproduction des plantes : soit la pollinisation est risquée (espèces à floraison hâtive), soit la production des graines est risquée (espèces à floraison tardive) (Molau, 1993). Les espèces à floraison hâtive dont la pollinisation dépend des insectes peuvent fleurir avant ou après que les populations d'insectes aient atteint leur apogée, et tout décalage peut être exacerbé par le changement climatique (Molau, 1997). Le fait que la neige fonde plus tôt a hâté la floraison chez de nombreuses espèces (Callaghan *et al.*, 2011b; Oberbauer *et al.*, 2013), et on a observé que le réchauffement artificiel hâtait la floraison (Arft *et al.*, 1999; Aerts *et al.*, 2006a). Le réchauffement dans l'est du Groenland a hâté la floraison et a raccourci la période de floraison; parallèlement, on a assisté à un déclin du nombre d'insectes pollinisateurs (Høye *et al.*, 2013). Toutefois, il s'agit là de la seule étude de surveillance à long terme des effets du réchauffement sur la floraison et la phénologie des insectes; des études plus systématiques sur les effets de la fonte hâtive de la neige sur les pollinisateurs dans les systèmes de la toundra sont nécessaires. Les espèces à floraison tardive risquent de produire moins de graines à cause du caractère imprévisible des conditions météorologiques en fin de saison, surtout dans le Haut-Arctique. En général, la fin de la saison de croissance et l'apparition du manteau neigeux n'ont pas changé autant que le moment de la fonte (Callaghan *et al.*, 2011a), même si l'on a noté que le réchauffement artificiel retardait la sénescence à l'automne chez certaines espèces de la toundra (Marchand *et al.*, 2004). Cependant, dans bien des régions côtières, du moins dans l'ouest de l'Arctique canadien, le principal changement de la longueur de la saison de croissance se produit à l'automne, la neige arrivant plus tard (à cause de l'effet de réchauffement dû à l'océan) (Dye, 2002).

La phénologie des feuilles varie aussi selon les espèces chez les arbustes à feuilles caduques et les plantes herbacées non graminoïdes, même si le débourrement des bourgeons à feuilles se produit quelques jours après la fonte de la neige chez la plupart des espèces (Shaver et Kummerow, 1992). Le réchauffement artificiel a montré que le débourrement des bourgeons à feuilles a lieu plus tôt chez la plupart des espèces (figure 38) (Henry et Molau, 1997; Arft *et al.*, 1999; Oberbauer *et al.*, 2013), et la télédétection a montré que les régions de la toundra de l'Arctique sont libres de neige et verdissent plus tôt qu'il y a 20 ans (Zhou *et al.*, 2001; Parmesan, 2007; Bhatt *et al.*, 2010). Une récente synthèse des réponses phénologiques au cours des 30 dernières années indique, sous la forme d'un graphique, que la floraison et le débourrement des plantes de la toundra surviennent plus tôt qu'auparavant, et que ce phénomène coïncide avec le réchauffement général au cours de la même période (Oberbauer *et al.*, 2013).

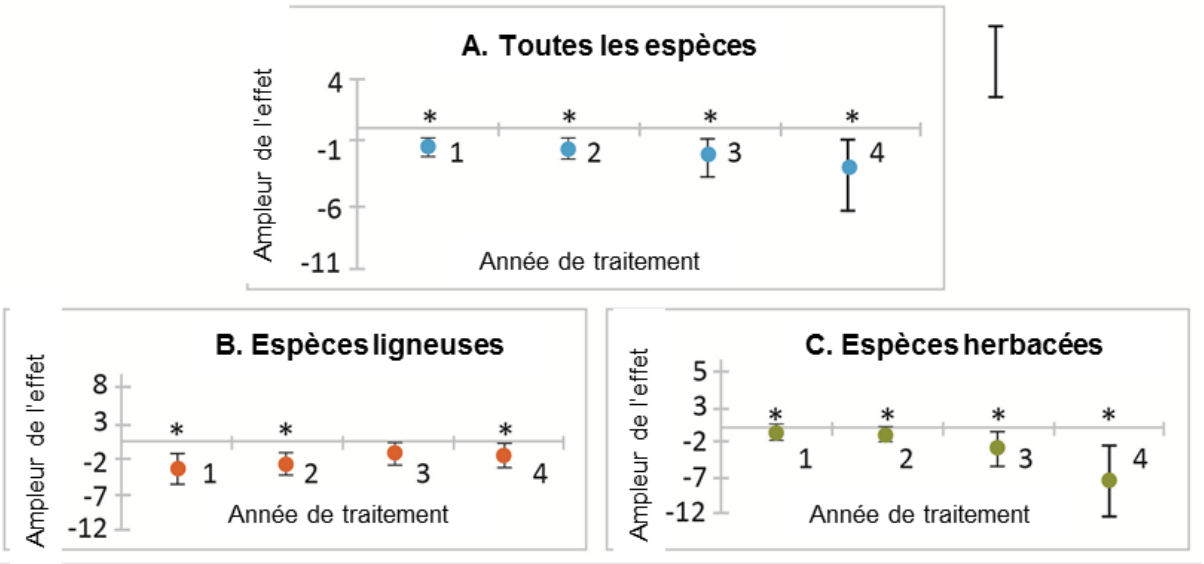


Figure 38. Méta-analyse de l'effet du réchauffement artificiel sur le débourrement des bourgeons à feuilles à tous les sites de l'expérience internationale sur la toundra (ITEX), dans l'Arctique circumpolaire. Les effets significatifs (P ≤ 0,05) sont indiqués par un astérisque (*). L'ampleur moyenne de l'effet est indiquée par un cercle de couleur; les barres correspondent aux intervalles de confiance à 95 %. « L'ampleur de l'effet » (axe des ordonnées) est un indice, les valeurs négatives indiquant que le débourrement des bourgeons à feuilles survient plus tôt. Les parcelles expérimentales ont été réchauffées à l'aide de serres à toit ouvrant.
Source : adapté de Arft et al. *(1999)*

Cycle des éléments nutritifs

Les éléments nutritifs sont limités dans les écosystèmes de la toundra, comme le montrent les réponses relativement marquées à une fertilisation faible à modérée (Henry *et al.*, 1986; Chapin *et al.*, 1995; Shaver et Chapin, 1995). Cela est fondamentalement lié aux basses températures et aux faibles ressources de l'environnement dans l'Arctique, où la productivité primaire nette, la décomposition et la minéralisation sont restreintes (Hobbie, 1996; Nadelhoffer *et al.*, 1997; Cornelissen *et al.*, 2007). L'absorption d'azote sous forme organique par les plantes, par exemple, sous forme d'acides aminés, est importante pour les sols de la toundra, et elle

constitue indubitablement une réponse aux faibles taux de décomposition et de minéralisation (Kielland et Chapin III, 1992; Schimel et Chapin III, 1996). Les recherches effectuées au sujet des effets du changement climatique sur le cycle des éléments nutritifs dans les systèmes de la toundra ont révélé que la disponibilité de l'azote inorganique et organique peut augmenter dans les parcelles chauffées de manière artificielle dans le cadre d'expériences (Schmidt *et al.*, 2002; Rolph, 2003; Aerts *et al.*, 2006b).

Les communautés microbiennes des sols et leur fonctionnement seront probablement perturbés par le changement climatique, à la fois directement, à cause des changements de la température et de l'humidité, et indirectement, à cause de la modification de la végétation, comme l'abondance accrue des arbustes en Arctique (Sturm *et al.*, 2001; Bigelow *et al.*, 2003; Stow *et al.*, 2004; Deslippe *et al.*, 2005; Tape *et al.*, 2006; Myers-Smith *et al.*, 2011a). Le régime de température du sol a de profondes répercussions sur les écosystèmes de l'Arctique. En Alaska, les processus biologiques se déroulant en hiver contribuent à la transformation de la toundra en communautés arbustives, cela par l'intermédiaire d'une rétroaction positive faisant intervenir la capacité de rétention de la neige des arbustes, les propriétés isolantes de la neige, une couche de sol dont la teneur en eau est élevée parce qu'elle se trouve au-dessus du pergélisol, qui est pratiquement imperméable, et des microorganismes rustiques capables de maintenir une activité métabolique à basse température (Sturm *et al.*, 2005; Myers-Smith *et al.*, 2011a). L'abondance accrue des arbustes fait augmenter l'épaisseur de la couche de neige, ce qui accroît la température du sol durant l'hiver, l'activité microbienne, et la quantité d'azote disponible pour les plantes (Schimel *et al.*, 2004). La présence de concentrations élevées d'azote dans le sol favorise la croissance des arbustes l'été suivant.

Il a été démontré que le réchauffement artificiel modifie la structure des communautés microbiennes (Walker *et al.*, 2008b; Deslippe *et al.*, 2012), et que le changement de l'épaisseur de la neige perturbe, dans certains cas, les processus microbiens dans le Bas-Arctique (p. ex.,Schimel *et al.*, 2004). Le réchauffement artificiel a modifié la composition microbienne au sein des sites mêmes, d'après la fréquence et l'abondance des génotypes participant à la transformation de l'azote, mais les différences étaient plus grandes entre les sites. Les effets les plus prononcés du réchauffement ont été enregistrés dans des communautés de la toundra humide à cypéracées (Walker *et al.*, 2008b). Cependant, on a constaté que les communautés microbiennes résistaient au changement dans certaines études sur le réchauffement et sur le réchauffement et la fertilisation combinés de communautés de la toundra dans le Haut-Arctique (Deslippe *et al.*, 2005; Lamb *et al.*, 2011).

Dans des sols humides de cypéraçaies, on a constaté que la biomasse microbienne et la disponibilité des éléments nutritifs culminaient au début de la phase de gels et de dégel au printemps, puis chutaient une fois que les températures dépassaient 0 °C, ce qui laisse supposer que la compétition pour les nutriments livrée par les racines entraîne un écroulement du pool microbien (Edwards *et al.*, 2006). Si la fonte et le réchauffement surviennent plus tôt au printemps, ces changements ne se produiront vraisemblablement plus au même moment, mais la croissance des plantes vasculaires continuerait de dépendre des éléments nutritifs disponibles et de l'humidité du sol (Nadelhoffer *et al.*, 1997).

Chez de nombreuses espèces de plantes nordiques, l'absorption des éléments nutritifs dépend d'associations mycorhiziennes. Deslippe *et al.* (2011) ont noté que le réchauffement artificiel à long terme modifie la diversité des familles de champignons ectomycorhiziens sur les racines du bouleau nain (*Betula nana*), un arbuste à feuilles caduques. De manière similaire, Fujimura *et al.* (2008) ont remarqué un changement de la densité des génotypes de la communauté de champignons associée avec les racines du saule arctique (*Salix arctica*) dans les parcelles réchauffées de trois communautés de toundra du Haut-Arctique, même s'ils n'ont pas constaté de changement de l'abondance relative. Les effets de ces changements sur les communautés mycrohiziennes sont inconnus, mais ils auront vraisemblablement une incidence sur la capacité des arbustes et des autres types de plantes à absorber les éléments nutritifs à partir de sols plus chauds.

Les animaux de l'Arctique jouent un rôle déterminant dans le cycle des éléments nutritifs. Le caribou, qui est le plus grand herbivore de l'Arctique, a un effet net de retrait de plantes par broutage, de production de gaz à effet de serre et de retour des éléments nutritifs sous la forme de boulettes fécales. D'après la modélisation énergétique (Russell *et al.*, 2005; Gunn *et al.*, 2011c), un caribou, en une année, consomme 900 kg de nourriture (2,5 kg/jour), produit 20 kg de méthane (55 g/jour) et retourne 270 kg (30 g x 25 fois par jour) d'éléments nutritifs sous forme de boulettes fécales dans l'écosystème. À l'échelle d'une harde, sur une base annuelle, 170 000 à 350 000 caribous consomment 140 à 320 millions kg de plantes, produisent 3 à 7 millions kg de méthane, et retournent 38 à 77 millions kg de boulettes fécales dans l'ensemble de leur aire de répartition annuelle (150 à 300 kg/km^2). Comme le caribou se déplace et se repose sur les cours d'eau gelés, les éléments nutritifs sont retournés sous forme de boulettes fécales tant dans les écosystèmes aquatiques que dans les écosystèmes terrestres (Gunn *et al.*, 2011c).

Les oies, en plus de participer au cycle des éléments nutritifs en tant que brouteurs dans la toundra, importent de l'énergie et des éléments nutritifs dans les écosystèmes de l'Arctique lorsqu'elles reviennent dans leurs aires de reproduction après avoir passé l'hiver à se nourrir dans des champs et des milieux humides éloignés, au sud. Ces ressources importées se déplacent le long de la chaîne alimentaire lorsque les oies sont capturées par des prédateurs, comme les renards arctiques (Giroux *et al.*, 2012a). Les oiseaux migrateurs peuvent aussi exporter des éléments nutritifs et de l'énergie; par exemple, ils peuvent retirer de l'azote des écosystèmes de la toundra lorsque les jeunes produits localement migrent vers le sud et y meurent (Gauthier *et al.*, 2011). Même si ces échanges de ressources sont déterminants à l'échelle locale, on ne connaît pas leur importance globale pour l'écologie de la toundra (Gauthier *et al.*, 2011; Giroux *et al.*, 2012a).

Stockage et libération du carbone

On estime que le pergélisol contient 1 400 à 1 589 Pg de carbone dans les couches gelées et dans les couches dégelant de manière saisonnière, ce qui représente 50 % du carbone des sols à l'échelle mondiale (McGuire *et al.*, 2009; Tarnocai *et al.*, 2009). Au Canada, on a estimé en 2008 que les systèmes de la toundra arctique renfermaient environ 76 Gt de carbone organique dans le premier mètre du profil pédologique (Ping *et al.*, 2008) mais, selon des recherches plus

récentes (Tarnocai *et al.*, 2009; Grosse *et al.*, 2011; Kuhry *et al.*, 2013), cela pourrait constituer une sous-estimation. Le carbone du sol (C) pourrait réagir au changement climatique à court terme (Clein *et al.*, 2000). Les écosystèmes de la toundra sont des puits de carbone depuis des dizaines de milliers d'années (Ping *et al.*, 2008). Ce « service » était possible grâce aux sols à basse température, qui limitent le taux de décomposition, et à l'accrétion du pergélisol, qui contribuait à geler le carbone stocké dans le sol. À cause du réchauffement du climat, les écosystèmes de la toundra pourraient cesser d'être des puits de carbone et devenir des sources de carbone dans l'atmosphère, et cela est inquiétant (Oechel et Vourlitis, 1997; Ping *et al.*, 2008; Grosse *et al.*, 2011; Lund *et al.*, 2012).

De vastes quantités de C et d'azote (N) pourraient être libérées sous des formes inorganiques à mesure que les sols de l'Arctique se réchauffent, que la couche active devient plus épaisse, que les taux de décomposition grimpent et que la saison de croissance s'allonge (Nadelhoffer *et al.*, 1997; Grosse *et al.*, 2011). Les rejets importants de dioxyde de carbone (CO_2) à partir de ces sols pourraient accroître les concentrations atmosphériques de CO_2, ce qui accroîtrait la vitesse et l'ampleur du changement climatique (rétroaction positive). Les rejets d'autres gaz à effet de serre, en particulier de méthane et d'oxyde de diazote, à partir du pergélisol pourraient augmenter si celui-ci se réchauffe, et cela contribuerait à la rétroaction positive (Vincent *et al.*, 2011).

Une étude concertée sur la production nette des écosystèmes, menée à des sites de toundra arctique, dans l'Arctique canadien, a montré que tous les sites étaient des puits de CO_2 pendant l'été, et les variations des taux de stockage suivaient les profils attendus en fonction de la latitude et de la proximité de zones côtières froides (Lafleur *et al.*, 2012). La variabilité annuelle de la productivité nette des écosystèmes à un site humide et à un site mésique (modérément humide) de la toundra dans le Bas-Arctique était considérable, et elle était étroitement liée aux différences de climat pendant la saison de croissance (Humphreys et Lafleur, 2011).

Jusqu'ici, les expériences de réchauffement artificiel ont montré que les systèmes de toundra humide demeurent des puits lorsqu'on les réchauffe, puisque tant la photosynthèse que la respiration y sont alors accrues; cependant, le réchauffement accroissait considérablement les pertes de carbone dans les écosystèmes de toundra sèche (Oberbauer *et al.*, 2007) (figure 39). De plus, on a relevé un gradient des échanges nets de carbone, les systèmes du Haut-Arctique demeurant des puits, mais les systèmes du Bas-Arctique produisant des rejets croissants de carbone. Très peu d'études ont été menées sur la réaction du flux de carbone au réchauffement artificiel et à d'autres perturbations environnementales dans les écosystèmes de la toundra au Canada.

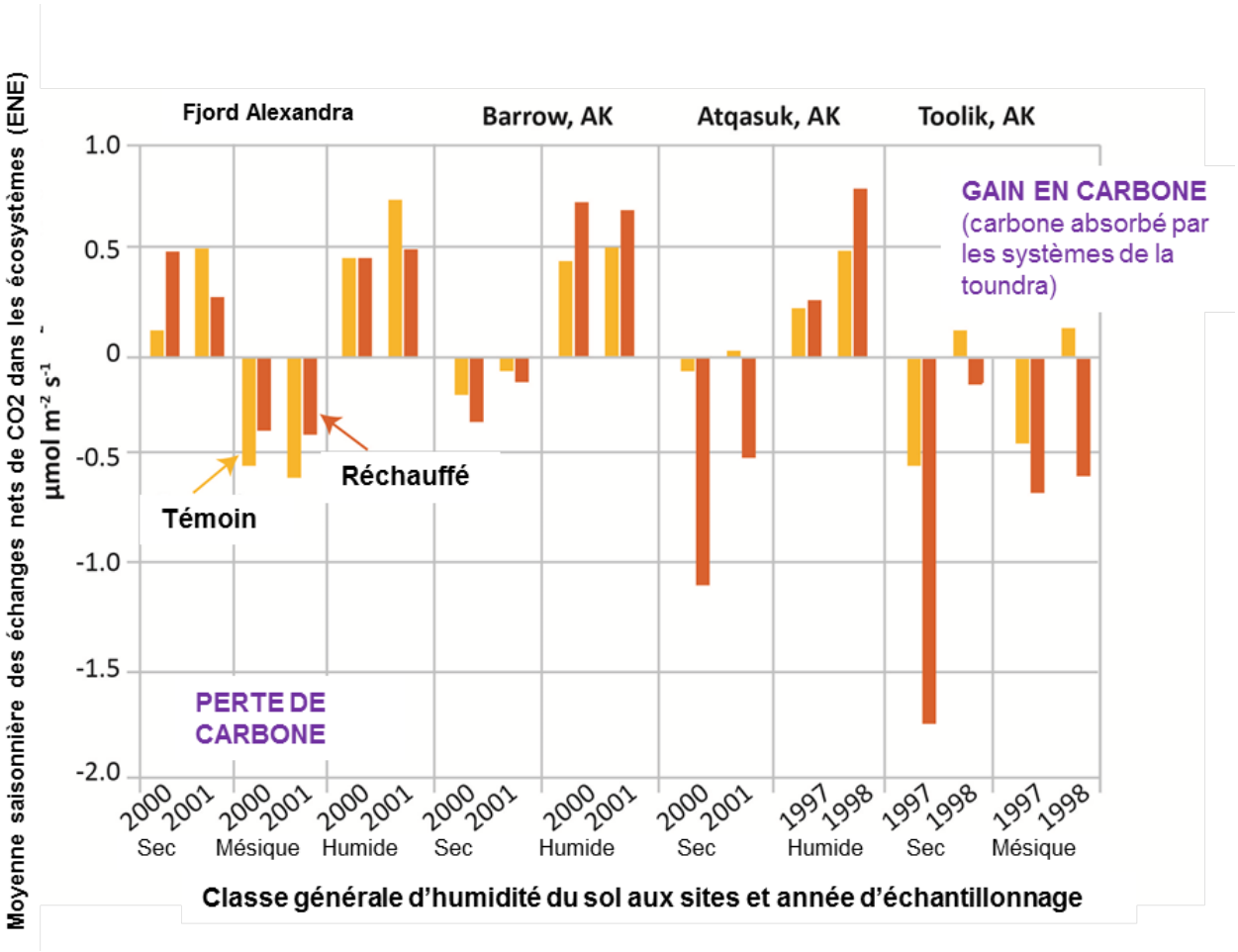


Figure 39. Effet du réchauffement artificiel sur les échanges nets de CO_2 dans les écosystèmes à quatre sites de l'ITEX en Amérique du Nord, notamment au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere.
Source : modifié à partir de Oberbauer et al. *(2007)*

Pollinisation

Les changements phénologiques et les changements chez les animaux jouant un rôle de pollinisateurs pourraient avoir un effet sur la végétation. Cela n'est pas nécessairement aussi préoccupant dans l'écozone⁺ de l'Arctique que dans d'autres écozones⁺, puisque de nombreuses plantes à fleurs de l'Arctique peuvent s'autopolliniser ou être pollinisées par le vent (Callaghan *et al.*, 2005b). Néanmoins, la plupart des plantes à fleurs de la toundra dépendent de la pollinisation par les insectes pour la grenaison (Kevan, 1972), et les croisements hétérogènes grâce à la pollinisation par les insectes sont importants pour préserver la diversité génétique. La pollinisation par les insectes joue également un rôle déterminant dans le succès de la reproduction des plantes à fleurs de l'Arctique parce qu'elle procure davantage de variabilité génétique aux graines que l'auto-pollinisation ou que la reproduction asexuée. La pollinisation par les insectes est plus efficace pour le transfert du pollen que l'action du vent ou que le transfert par d'autres animaux (Kevan, 1972; Crawford, 2008).

Aux quelques sites de l'Arctique où les pollinisateurs ont été étudiés, les principaux pollinisateurs étaient des mouches (diptères), les bourdons et les papillons jouant également un rôle important (île d'Ellesmere : Kevan, 1972; Zackenberg, Groenland : Klein *et al.*, 2008; Høye *et al.*, 2013). Des études menées au Groenland indiquent que la plupart des insectes pollinisateurs sont généralistes, même s'ils montrent une prédilection pour certaines plantes (Klein *et al.*, 2008). On ne sait pas dans quelle mesure les changements de la répartition des espèces de plantes et d'insectes, l'arrivée de nouvelles espèces en Arctique et les changements phénologiques pourraient perturber la pollinisation (Klein *et al.*, 2008). Cependant, Høye *et al.* (2013) ont constaté que, au cours des 15 dernières années, la saison de floraison est devenue plus courte, et la visite des fleurs par les insectes a décliné à Zackenberg, Greenland.

Les relations de pollinisation ont été peu étudiées dans l'Arctique canadien, et on en sait peu sur l'état et les tendances actuelles de ces relations par rapport au changement climatique. La synchronisation entre les insectes et les plantes à fleurs de l'Arctique est complexe, et il est difficile de prédire l'incidence du changement climatique sur ces relations, mais on s'attend à ce que les effets varient selon les espèces (Danks, 1992; Danks, 2004). Les insectes dépendent fortement des microclimats où ils vivent et, dans l'Arctique, ils se trouvent déjà à la limite de leur capacité d'adaptation pour ce qui est de leur résistance au froid, de leurs besoins en lumière solaire et de leur sensibilité à la déshydratation (Danks, 2004). L'expansion de l'aire de répartition des arbustes vers le nord crée de nouveaux microhabitats pour les insectes, en particulier pour les pollinisateurs qui pourraient être adaptés pour se propager dans les milieux arctiques (Klein *et al.*, 2008). Les insectes ont la capacité de s'adapter assez rapidement aux changements environnementaux en se déplaçant vers des endroits où les conditions leur sont plus favorables, et on a déjà observé le déplacement rapide d'insectes vers de nouveaux habitats créés par le retrait des glaciers, à la fin de la dernière glaciation (Danks, 2004; Klein *et al.*, 2008).

Productivité primaire

En Arctique, la productivité est faible, si on la compare à celle d'autres écosystèmes (figure 40). La productivité primaire se situait entre 3 kg masse sèche/ha/année et 334 kg masse sèche/ha/année à 12 sites de l'Arctique canadien (Krebs *et al.*, 2003). En Arctique, la plus grande biomasse de plantes vasculaires se trouvait dans l'ouest de l'Arctique, tandis que la plus grande biomasse de mousses se trouvait à des sites du Haut-Arctique tels que l'île Melville et l'île Ellef Ringnes (Krebs *et al.*, 2003).

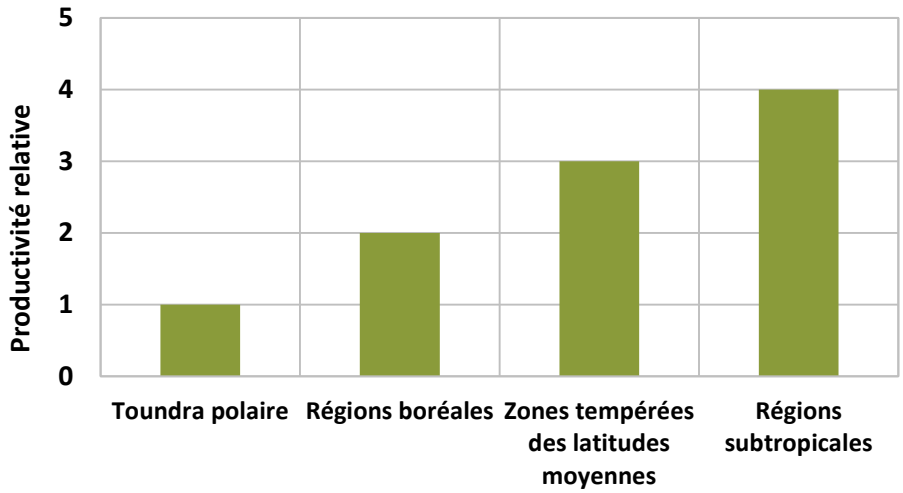


Figure 40. Productivité primaire nette relative de grands écosystèmes dans le monde. Source : adapté de Schultz (2005)

On a de plus en plus d'éléments probants indiquant que l'Arctique devient plus vert et que la productivité des écosystèmes de l'Arctique augmente.

Productivité primaire dans les lacs et étangs

Plusieurs études ont révélé que la productivité primaire avait augmenté dans les lacs et les étangs de l'Arctique, et que ce phénomène s'était accompagné de changements des assemblages d'espèces d'algues (Smol *et al.*, 2005; Antoniades *et al.*, 2007). Dans une étude conçue pour évaluer les tendances à long terme relatives à la productivité primaire des lacs de l'Arctique (Michelutti *et al.*, 2005), les chercheurs ont utilisé la spectroscopie par réflectance pour déduire les concentrations de chlorophylle a dans des carottes de sédiments. Les résultats de l'enquête sur six lacs de l'île de Baffin indiquent que la productivité primaire a connu des hausses marquées au XX^{e} siècle (les changements survenus à long terme dans les lacs de l'Arctique sont décrits dans l'encadré ci-dessous et à la figure 41 qui l'accompagne). Les changements semblent être synchronisés avec les relevés du récent changement climatique. Voir également, à ce sujet, la section sur les changements des assemblages d'espèces d'algues et d'invertébrés dans les lacs et les étangs (page 109).

Productivité primaire dans les lacs de l'Arctique Lac Lost Pack (Nunavut)

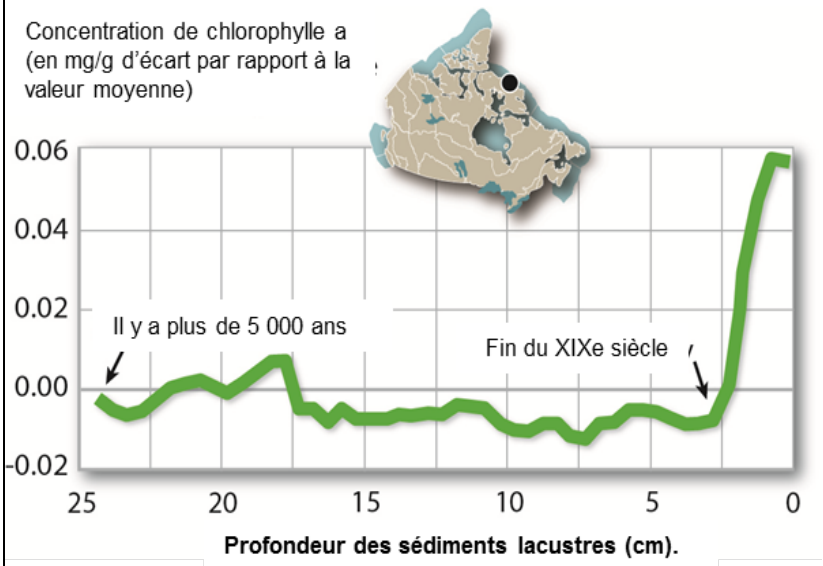


Figure 41. Productivité primaire du lac Lost Pack Lake, telle que mesurée par les variations de la concentration de chlorophylle a dans les sédiments lacustres.
Remarque : La chlorophylle a est le principal pigment contenu dans les plantes et les algues, et elle constitue une mesure de la productivité primaire. Les valeurs ont été déduites de l'analyse de carottes de sédiments lacustres par spectroscopie. La valeur moyenne de la concentration de chlorophylle a est la moyenne sur l'ensemble de données au complet.
Source : adapté de Michelutti et al. *(2005)*

La figure montre une reconstitution des concentrations de chlorophylle a dans le lac Lost Pack, l'un des six lacs de l'île de Baffin étudiés afin de déterminer les tendances à long terme. Dans tous les lacs, on a constaté des hausses substantielles de la production primaire inférée dans les sédiments le plus récemment déposés, alors que les valeurs étaient auparavant demeurées faibles, en comparaison, pendant une très longue période (Michelutti *et al.*, 2005). La datation des carottes de sédiments indique que ces hausses rapides ont commencé à la fin du XIX^{e} siècle, et qu'elles se sont poursuivies jusqu'à ce jour. Les hausses constituent, pour la plupart des lacs, un changement soudain par rapport à des valeurs de productivité primaire qui étaient restées relativement stables pendant des millénaires. On déduit également une hausse généralisée de la production des milieux d'eau douce dans une grande partie du Nord canadien, d'après les importantes transformations de la composition en espèces d'algues des étangs et des petits lacs dans bien des régions (phénomène également détecté dans les études sur les carottes de sédiments) (Smol *et al.*, 2005; Antoniades *et al.*, 2007).

La meilleure explication à ce changement touchant les algues est que le réchauffement du climat entraîne un allongement des saisons de croissance dans les eaux libres de glace, ainsi que des modifications connexes dans les écosystèmes lacustres (Antoniades *et al.*, 2005; Smol et Douglas, 2007b). Ces transformations sont plus marquées dans le Haut-Arctique, mais des changements similaires des espèces d'algues ont été constatés à de nombreux endroits dans l'hémisphère Nord – ces changements étant plus récents dans les zones tempérées (Rühland *et al.*, 2008).

Source : gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada (2010)

Productivité primaire sur la terre ferme

Sur la terre ferme, les changements relatifs à la productivité primaire et à la structure physique de la biomasse se manifestant par une expansion de l'aire de répartition des arbustes et par un accroissement de leur hauteur ou de leur vigueur (Elmendorf *et al.*, 2012b) auront des effets sur les herbivores et, en conséquence, sur les prédateurs. La hausse de la productivité de même que l'expansion de la couverture d'arbres et d'arbustes pourraient modifier les interactions prédateurs-proies, et faciliter l'expansion de l'aire de répartition de certaines espèces, comme les oiseaux percheurs qui ne pouvaient pas occuper la toundra auparavant, ainsi que de celle de leurs prédateurs, de leurs maladies et de leurs parasites. Les changements environnementaux de ce genre pourraient expliquer les tendances au déclin noté dans la section sur la composition des écosystèmes (page 117).

Plusieurs mesures de la productivité primaire accusent des hausses marquées et généralisées, et les observations sur le terrain de même que les études expérimentales confirment et expliquent la nature de ce changement. Dans la présente section, on examine les tendances relatives à la productivité tirées de plusieurs études, et on aborde les changements connexes dans le biome de la toundra à la section portant sur la structure des écosystèmes (page 101).

Dans une étude entreprise pour les besoins du présent rapport (Ahern *et al.*, 2011), on a utilisé l'analyse de l'indice de végétation par différence normalisée (IVDN) pour mesurer les tendances relatives à la productivité dans toutes les écozones[+] du Canada. L'IVDN est une mesure de la capacité de photosynthèse de la couverture végétale d'après des observations faites depuis l'espace. Les couverts végétaux denses ont des IVDN positifs, tandis que la neige et la glace ont des IVDN négatifs. La carte qui résulte de cette analyse (figure 42) révèle des tendances significatives des IVDN en Arctique pour la période de 1985 à 2006. On a enregistré une tendance négative de l'IVDN seulement pour un faible pourcentage du territoire canadien, alors que la tendance était positive pour 22 % du territoire, les tendances positives les plus marquées étant associées aux régions de la toundra arctique, de la toundra alpine, de la côte du Pacifique et des prairies de l'Est.

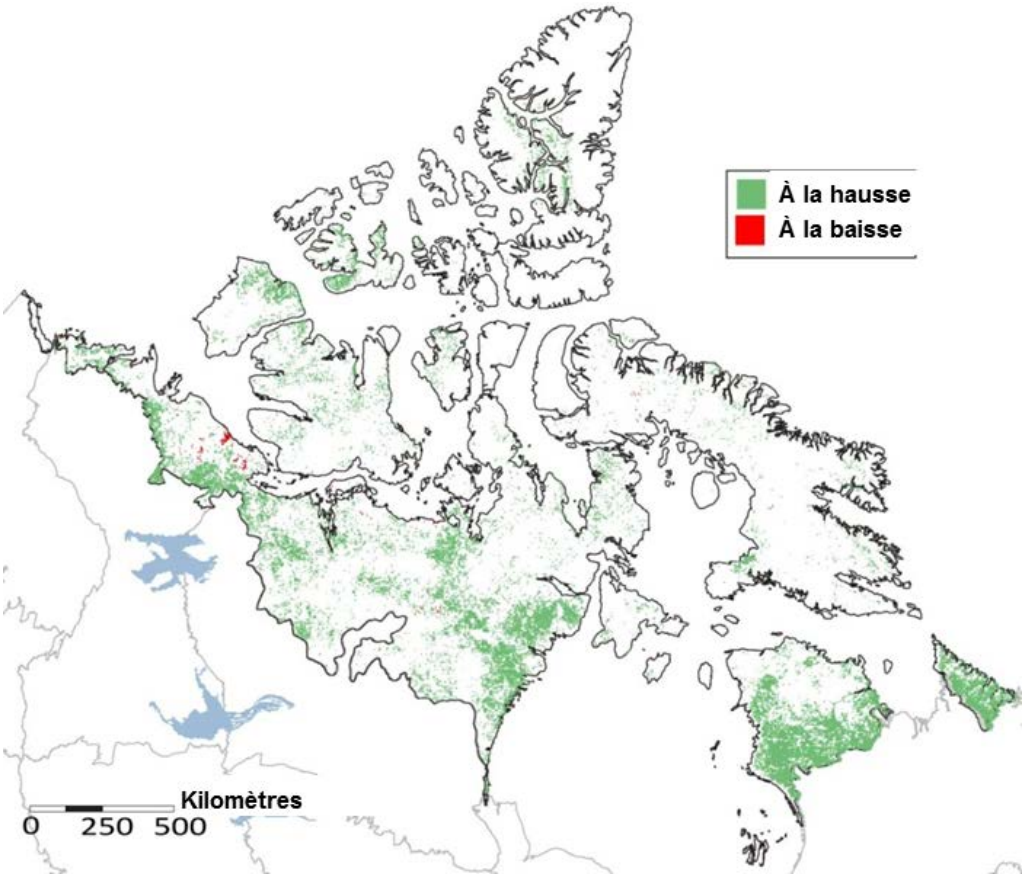


Figure 42. Tendances relatives aux indices de végétation par différence normalisée (IVDN) dans l'écozone⁺ de l'Arctique, de 1985 à 2006.
Carte produite par by TerraVista Earth Imaging à partir des données fournies par le CCT.
Source : Ahern et al. *(2011)*

Tendances dans l'écozone⁺ de l'Arctique

Cordillère arctique : tendance à la hausse dans 9,2 % de la région; tendance à la baisse dans 0 % de la région

Le seul secteur où l'on trouve une végétation importante est la péninsule du Labrador. On enregistre une forte tendance positive de l'IVDN dans toute la péninsule, surtout dans les zones de basse altitude bordant la baie d'Ungava. Dans ce secteur, on trouve une végétation basse, caractéristique de la toundra.

Haut-Arctique : tendance à la hausse dans 6,8 % de la région; tendance à la baisse dans 0,1 % de la région

Les zones où l'on remarque particulièrement des hausses de l'IVDN sont la portion nord de l'île Banks, les péninsules Dundas et Sabine de l'île Melville, la rive sud de la baie Bowman, sur l'île de Baffin, ainsi que le secteur le long de la rive nord-ouest de la baie d'Hudson. Toutes ces zones sont dominées par une végétation de toundra.

Bas-Arctique : tendance à la hausse dans 23,8 % de la région; tendance à la baisse dans 0,3 % de la région

Des IVDN à la hausse sont associés à de vastes portions du Bas-Arctique, principalement le long de la rive nord-ouest de la baie d'Hudson, au nord-est du Grand lac de l'Ours, et dans la portion sud de la péninsule d'Ungava, où la tendance est particulièrement prononcée. Toutes les hausses ont été enregistrées dans des zones possédant une végétation de toundra.

Les changements notés sont présentés dans une perspective circumpolaire à la figure 43. Cette figure illustre les tendances régionales à l'accroissement des IVDN dans les écosystèmes de la toundra et de la taïga – les principales hausses ayant été enregistrées dans l'ouest de l'Arctique canadien, en Alaska et en Sibérie.

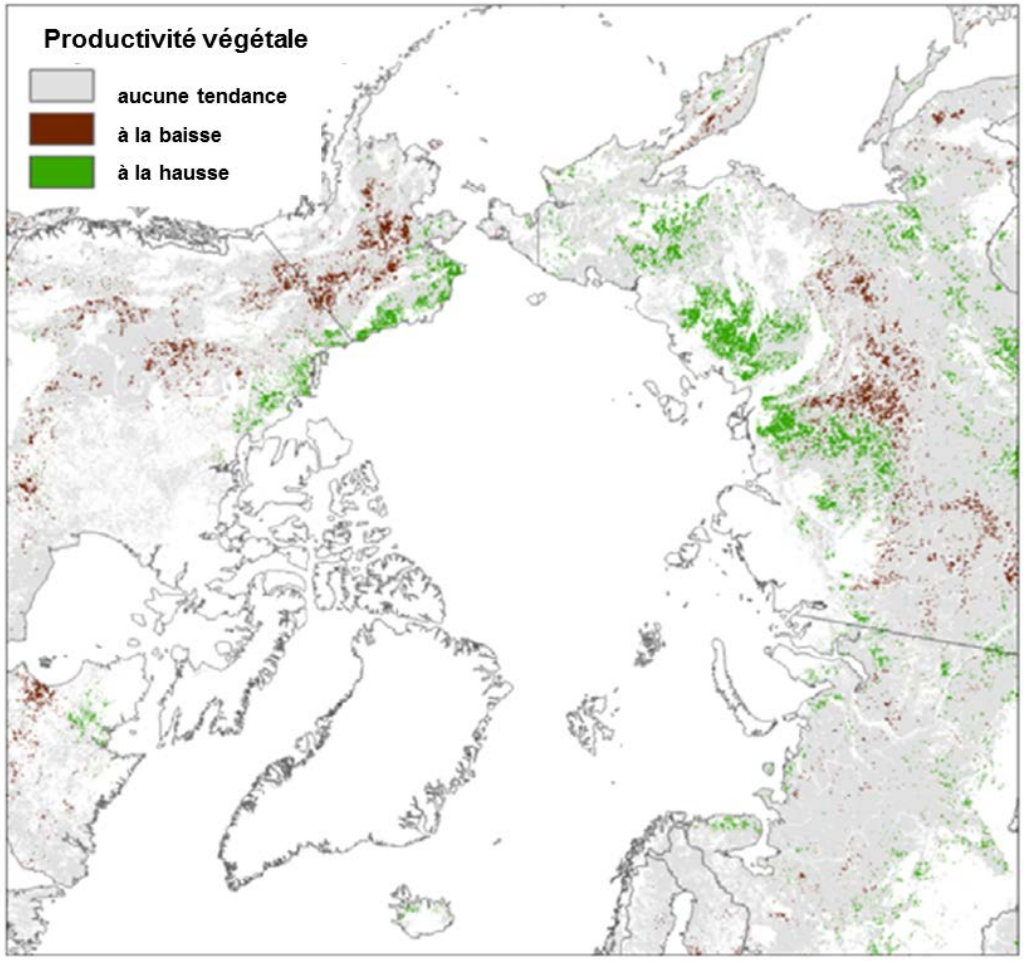


Figure 43. Tendances relatives à la productivité primaire établies d'après les données de télédétection, illustrées dans une perspective circumpolaire, pour la période de 1982 à 2008.
Dans les zones en gris, on n'a relevé aucune tendance significative (P ≤ 0,05); les zones en blanc ont été exclues de l'analyse. D'après les IVDN (indices de végétation par différence normalisée) des GIMMS (Global Inventory Modeling and Mapping Studies). Il est à noter que la plupart des hausses des IVDN indiquées à la figure 42 sont aussi visibles sur cette carte.
Source : Beck et Goetz (2011) (version corrigée, 2012)

Productivité primaire (biomasse) dans les écosystèmes de la toundra

La productivité primaire est généralement faible dans les écosystèmes de la toundra, et elle dépend de la latitude et de la position topographique (Bliss et Matveyeva, 1992). Gould *et al.* (2003) ont établi une carte de la végétation dans l'Arctique canadien (figure 44) et fourni des estimations de la biomasse (figure 45) et de la production nette des écosystèmes de la toundra (figure 46). Ils ont estimé que la production primaire nette se situait entre moins de 20 g/m²/année, dans la toundra de graminoïdes et de plantes herbacées non graminoïdes du désert polaire du Haut-Arctique, et 1 000 g/m²/année dans les zones riveraines des basses terres du Bas-Arctique (Gould *et al.*, 2003).

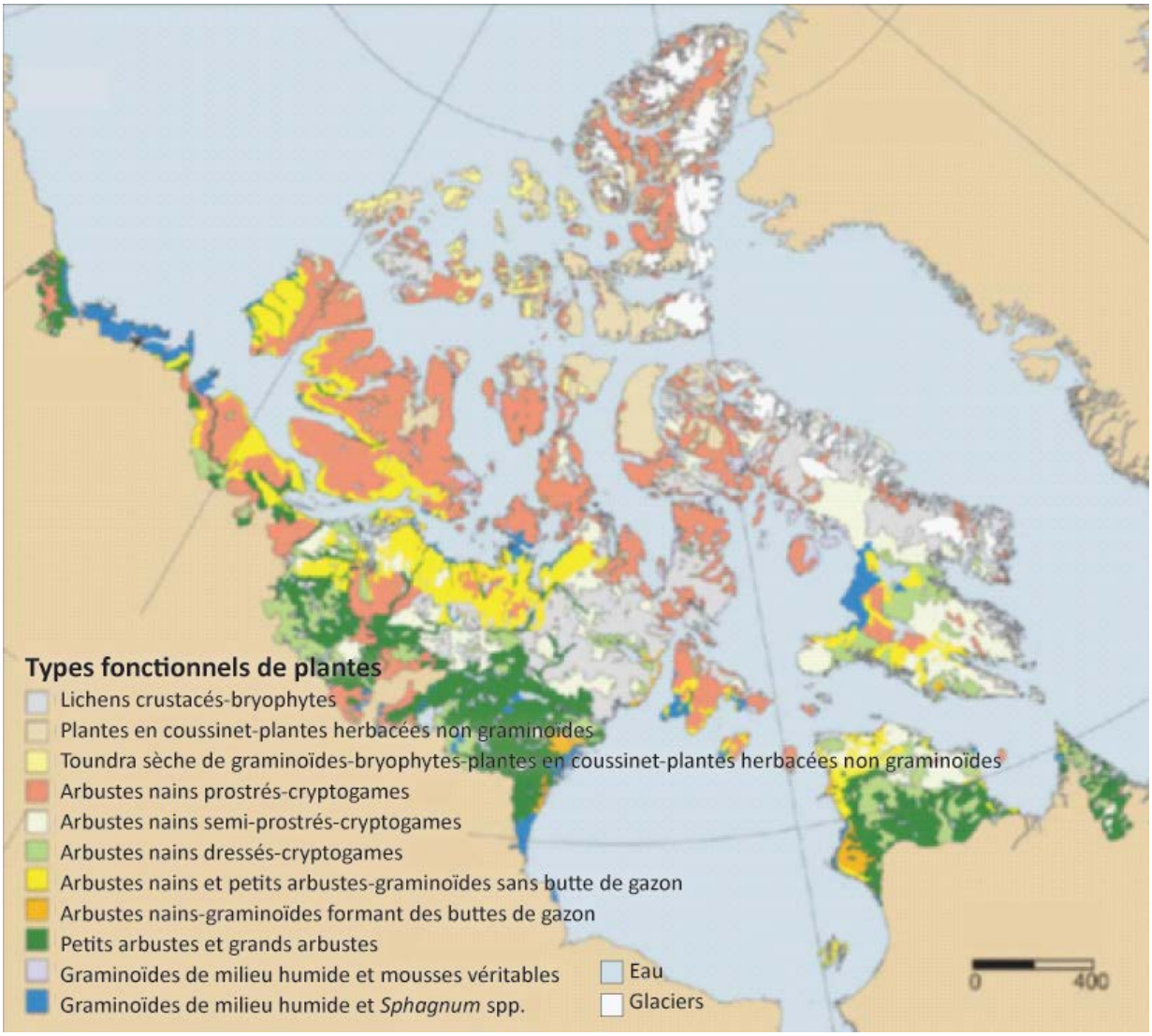


Figure 44. Carte de la végétation en fonction des types fonctionnels de plantes dominants dans l'Arctique canadien.
D'après des données de radiomètre perfectionné à très haute résolution (AVHRR).
Source : Gould et al. *(2003)*

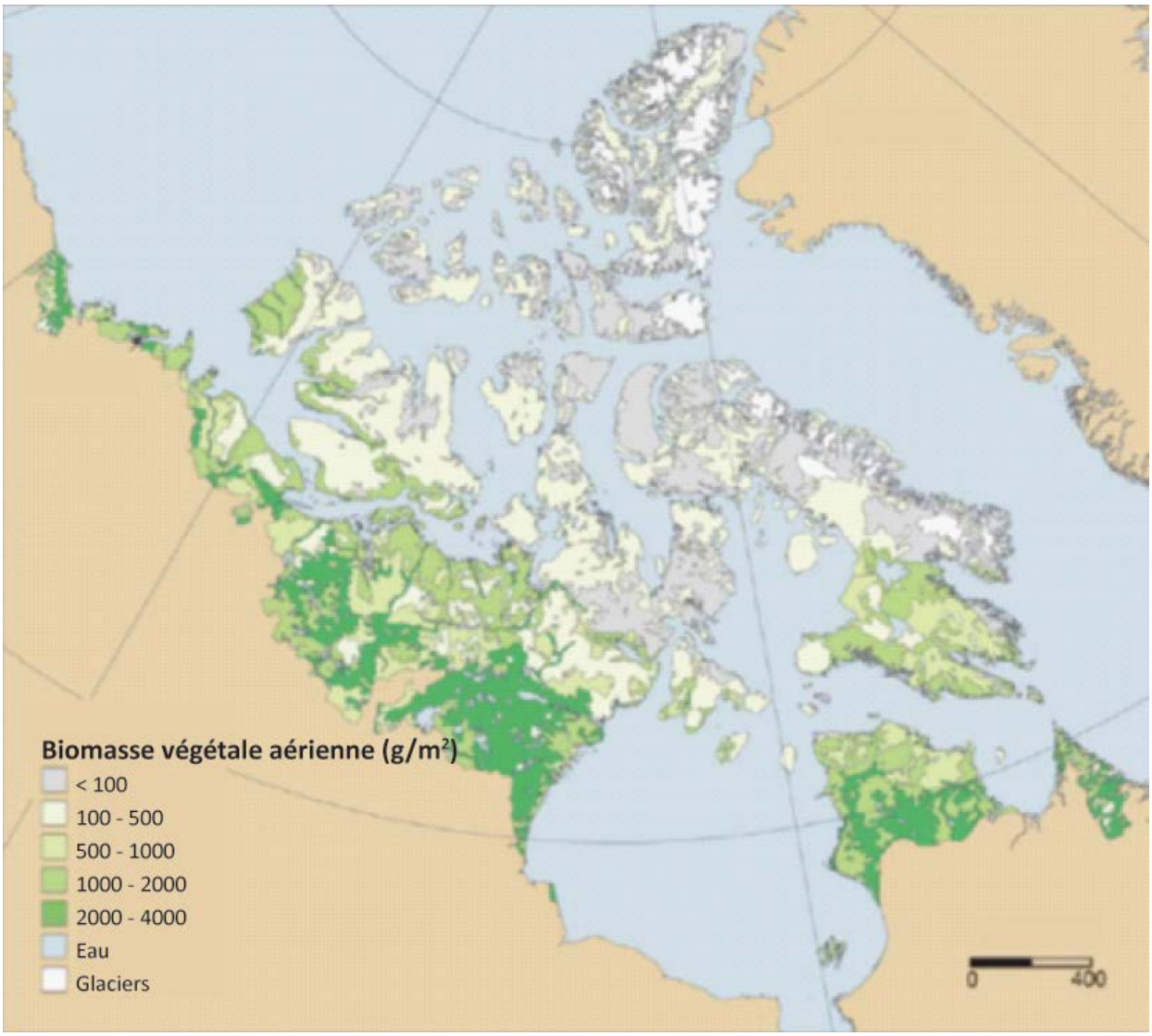


Figure 45. Biomasse végétale aérienne dans l'Arctique canadien.
La biomasse est estimée en déterminant la plage de valeurs de biomasse publiées pour le type de végétation dominant dans chaque polygone de la figure 44.
Source : Gould et al. *(2003)*

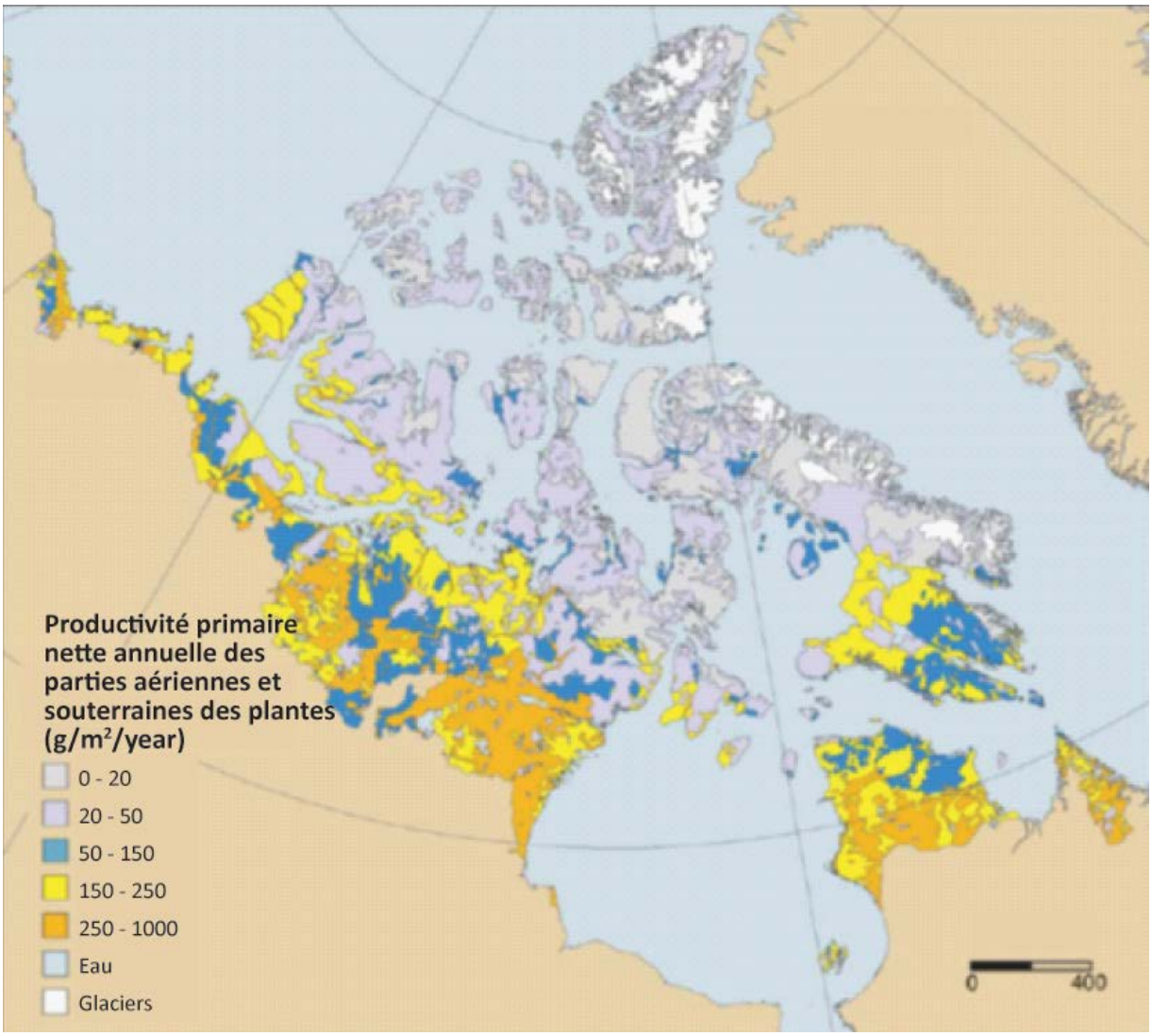


Figure 46. Productivité primaire nette dans l'Arctique canadien.
Source : Gould et al. *(2003)*

Les recherches sur le réchauffement artificiel menées au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere, ont montré qu'une légère augmentation de la température pendant la période estivale (d'environ 1 °C) entraîne un accroissement significatif de la croissance des plantes (Jones *et al.*, 1997; Jones *et al.*, 1999). Des augmentations notables de la croissance ont également été notées dans des études similaires menées dans l'ensemble du biome de la toundra, dans le cadre de l'expérience internationale sur la toundra (ITEX) (Henry et Molau, 1997; Arft *et al.*, 1999; Hollister *et al.*, 2005; Jónsdóttir *et al.*, 2005; Wahren *et al.*, 2005; Walker *et al.*, 2006; Elmendorf *et al.*, 2012a). Une méta-analyse des changements de la phytocénose dans le réseau de l'ITEX a montré que jusqu'à huit ans de réchauffement artificiel entraînait des augmentations significatives de la croissance des arbustes et des graminoïdes (Walker *et al.*, 2006). Elmendorf *et al.* (2012a) ont obtenu les mêmes profils généraux après près de 20 ans de réchauffement artificiel à certains sites (figure 47).

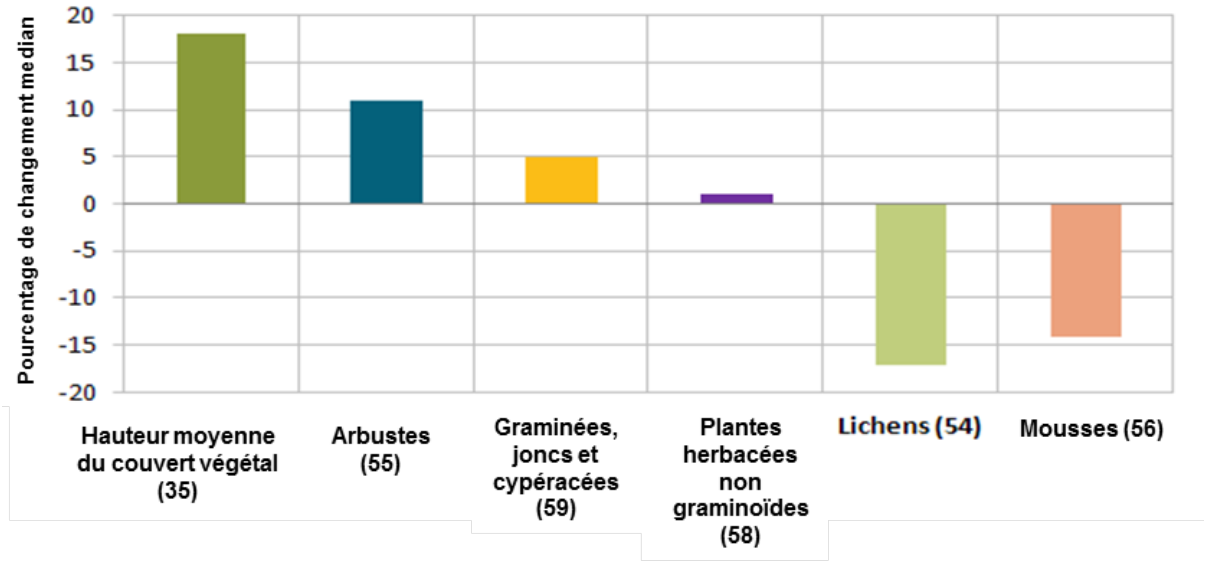


Figure 47. Résultats de la méta-analyse des changements de la phytocénose aux sites circumpolaires de l'ITEX, après 1 à 6 ans de réchauffement artificiel.
L'abondance des espèces et la hauteur du couvert végétal ont été mesurées à l'aide des protocoles normalisés de l'ITEX (100 dénombrements ponctuels de plantes dans une parcelle de 1 m^2). En moyenne, la température de l'air au-dessus du sol le jour a été augmentée de 1,5 °C par rapport à la température ambiante dans les parcelles témoins. Le pourcentage médian de changement est fondé sur la comparaison entre les parcelles expérimentales et les parcelles témoins. Les nombres entre parenthèses correspondent au nombre d'études incluses dans les calculs pour chaque catégorie. Au total, 61 études menées en milieu arctique et alpin ont été utilisées dans cette méta-analyse, dont 5 études réalisées au Canada. La majorité des études portaient sur un réchauffement artificiel pendant une période inférieure à six ans.
Source : adapté de Walker et al. *(2006)*

Les récents résultats issus d'études à long terme menées au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere, révèlent qu'il s'est produit un accroissement considérable de la biomasse (production nette) dans la toundra du Haut-Arctique canadien au cours des 20 dernières années et plus, cela en réponse au changement climatique (Hill, 2006; Hudson et Henry, 2009; Hill et Henry, 2011).

- La biomasse de la toundra humide à cypéracées a augmenté tant au-dessus du sol que dans le sol, la hausse entre le début des années 1980 et 2005 représentant 158 %, dans le cas de la biomasse constituée par les parties aériennes de la végétation, 67 % dans le cas de la biomasse constituée par les racines, et 139 % dans le cas de la biomasse constituée par les rhizomes (figure 48) (Hill et Henry, 2011).
- La biomasse de la communauté d'éricacées d'une combe à neige (au même site) a augmenté de 160 %, passant de 33 g/m^2, en 1981, à 87 g/m^2, en 2008 (Hudson et Henry, 2009). La figure 49 illustre les changements survenus dans les principaux groupes de plantes de cette communauté d'éricacées depuis 1995.

L'accroissement de la biomasse dans la communauté d'éricacées contrastait avec les effets du réchauffement artificiel à long terme au même site, où l'on n'a pas enregistré d'augmentation de

la biomasse globale en réponse à un réchauffement d'environ 1 °C pendant la saison estivale (Hudson et Henry, 2010). La hausse de la température moyenne de l'air à proximité de la zone d'étude a atteint près de 2 °C au cours de la même période, et cela pourrait indiquer que certaines communautés végétales de la toundra résisteront à des élévations relativement faibles de la température (figure 50; voir aussi la figure 14, portant sur les tendances du climat depuis 1950, à la page 18).

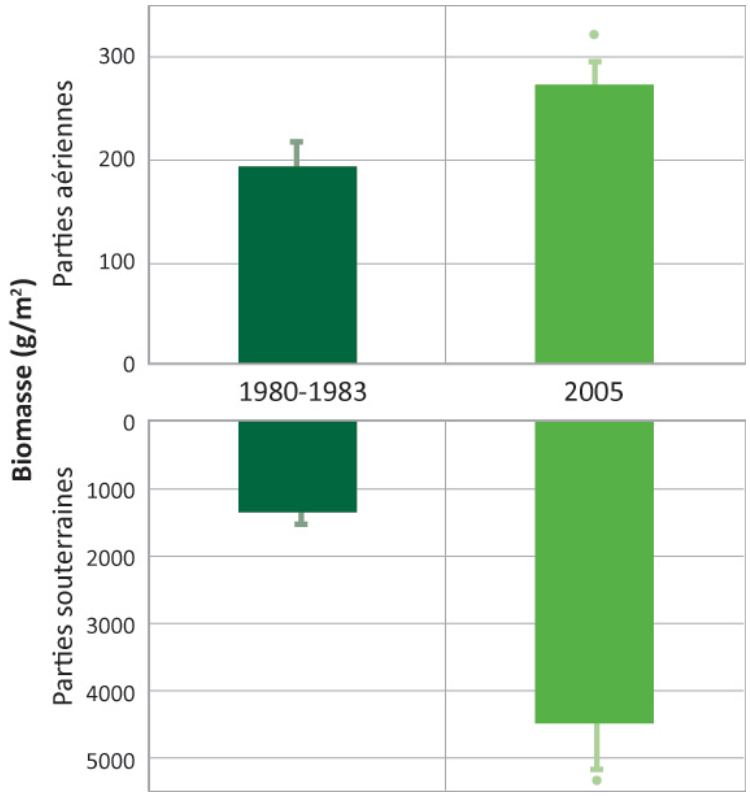


Figure 48. Variation de la biomasse de la toundra humide à cypéracées (parties aériennes et parties souterraines) sur 25 ans au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere.
Source : d'après Hill et Henry (2011)

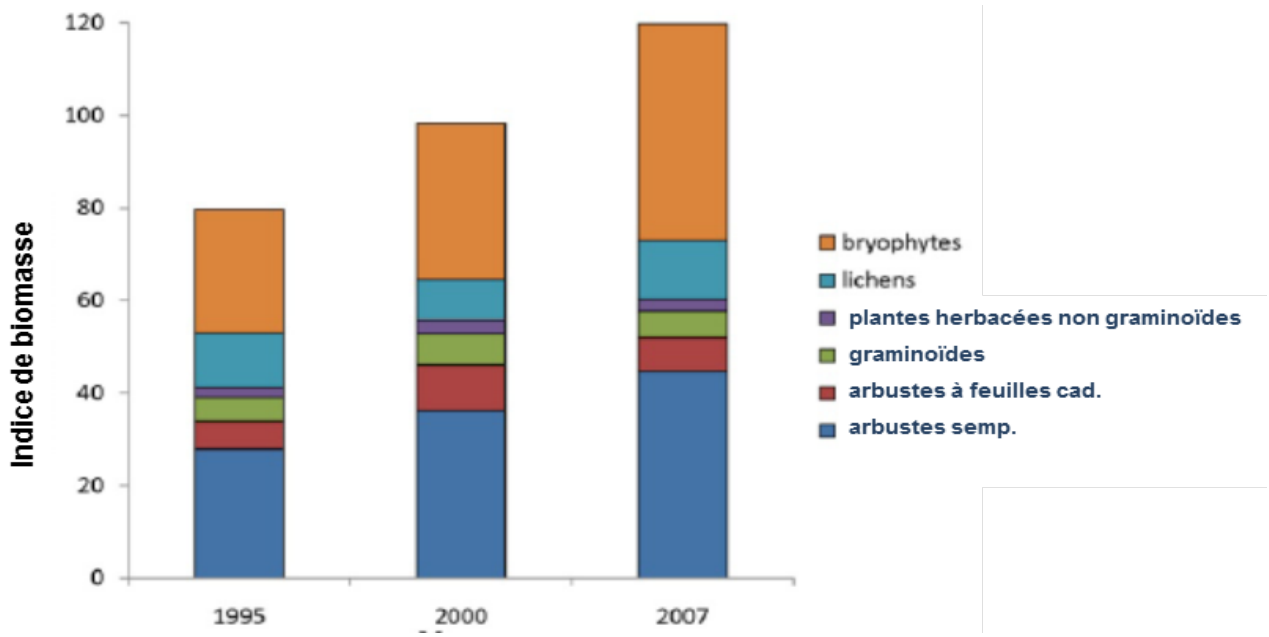


Figure 49. Variation de la couverture ponctuelle (indice de biomasse) des principaux groupes fonctionnels de plantes dans la communauté d'éricacées d'une combe à neige au fjord Alexandra, sur l'île d'Ellesmere, de 1995 à 2007.
La couverture a été mesurée dans des parcelles permanentes établies en 1992, à l'aide des protocoles de l'ITEX pour les cadres ponctuels.
Source : Hudson et Henry (2009)

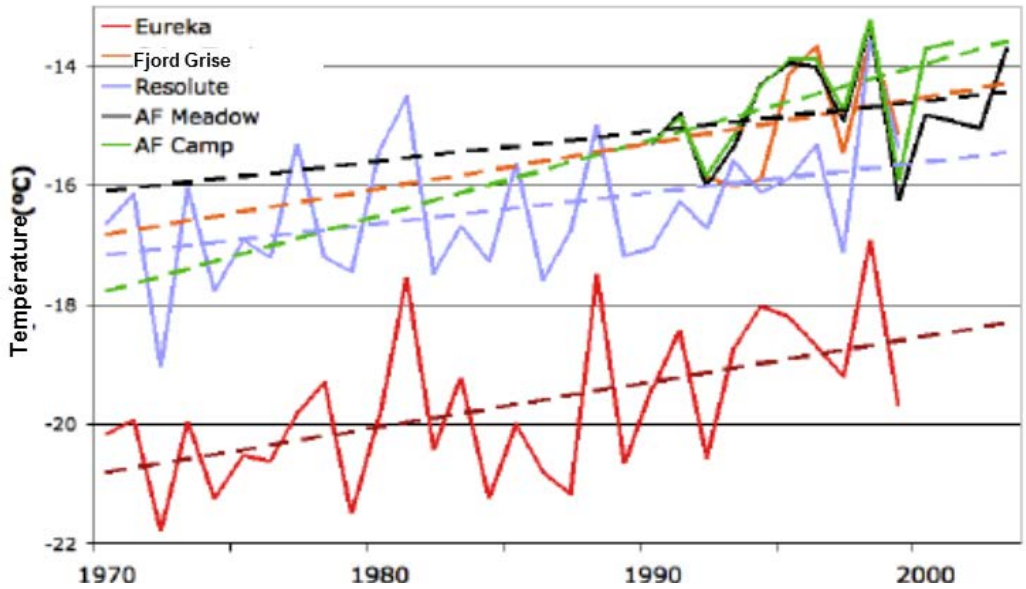


Figure 50. Température annuelle moyenne de l'air à quatre sites du Haut-Arctique canadien, de 1970 à 2005.
« AF » désigne le fjord Alexandra. La variation de la température annuelle moyenne de l'air est proche de 1 °C par décennie.
Source : Hill (2006)

Étude de cas sur les fonctions et les processus écosystémiques : l'île Bylot

Cette étude de cas a été préparée par G. Gauthier et D. Berteaux aux fins de l'évaluation de la biodiversité en Arctique (CAFF, 2013), et a été révisée d'après Gauthier *et al.* (2013).

Description du site

L'île Bylot est située dans l'archipel arctique canadien, à 73° de latitude N et 80° de longitude O. Sur cette île de 11 067 km², on trouve des montagnes culminant à 1 905 m, une calotte glaciaire et plusieurs glaciers. La partie sud de l'île Bylot est une plaine de 1 600 km² décrivant une pente douce depuis le pied des montagnes (400 m d'altitude environ) jusqu'à la côte (au niveau de la mer); elle est traversée de plusieurs cours d'eau glaciaires, grands et petits (figure 51). Les polygones humides sont très nombreux dans les basses terres. La plaine est couverte d'une végétation de toundra qui est riche pour cette latitude, cela parce qu'elle est exposée au sud et qu'elle est protégée contre les vents du nord par les hautes montagnes. On y trouve surtout des arbustes nains prostrés, des graminoïdes, des plantes herbacées non graminoïdes et, dans les polygones, des milieux humides moussus à cypéracées ou graminées.

Des espèces de taille petite à moyenne dominent l'assemblage d'espèces sauvages, puisque le (*Rangifer tarandus*) et le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) sont absents de l'île. La faune aviaire est particulièrement riche (71 espèces recensées, dont 45 se reproduisent sur l'île) et comprend une colonie d'Oies des neiges (*Chen caerulescens*) comptant environ 20 000 couples. Les oies, les lemmings bruns (*Lemmus trimucronatus*) et les lemmings du Groenland (*Dicrostonyx groenlandicus*) sont les herbivores les plus abondants. Plusieurs espèces de prédateurs s'attaquant aux oiseaux, comme le renard arctique (*Vulpes lagopus*) et l'hermine (*Mustela erminea*), sont présentes.

La température annuelle moyenne est de -14,5 °C : 4,5 °C pendant la période estivale, et -32,8 °C pendant la période hivernale (Gauthier *et al.*, 2011). De 1976 à 2010, dans la région, on a enregistré une forte tendance au réchauffement pendant l'automne (septembre à novembre), la température pendant cette saison ayant grimpé de 4,3 °C sur une période de 35 ans, de même que pendant le printemps et l'été (hausse de température de 2,8 °C pendant ces saisons au cours de la même période), mais pas pendant l'hiver (décembre à février) (Gauthier *et al.*, 2011). Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (2007) prévoit que, dans la région, les températures annuelles moyennes de l'air en surface pour la période de 2080 à 2099 auront connu une hausse de 3 à 6 °C par rapport à la période de 1980 à 1999.

Figure 51. Île Bylot et emplacement de la station de recherche.
La partie sud de l'île Bylot, où l'on mène des études de surveillance continue et des études intensives dans les domaines de la climatologie, de l'écologie végétale et animale, de la géomorphologie et de la limnologie depuis 1989, est une plaine en pente douce, traversée de plusieurs cours d'eau glaciaires, petits et grands. La flèche indique l'emplacement de la station de recherche principale (photo : D. Berteaux).

Surveillance et recherche

Deux zones d'étude de 100 km² centrées dans les vallées glaciaires sont le lieu d'études de surveillance continue et d'études observationnelles et expérimentales intensives dans les domaines de la climatologie, de l'écologie végétale et animale, de la géomorphologie et de la limnologie depuis 1989. Les espèces le plus intensivement étudiées comprennent l'Oie des neiges, le renard arctique, le Harfang des neiges (*Bubo scandiacus*), le Labbe à longue queue (*Stercorarius longicaudus*), le Bruant lapon (*Calcarius laponnicus*) et, plus récemment, plusieurs espèces d'oiseaux de rivage. On surveille également la production végétale annuelle dans les milieux humides, la phénologie des plantes et l'abondance saisonnière des insectes. On a recueilli les connaissances traditionnelles sur les renards et les oies auprès de membres de la communauté de Pond Inlet, située au sud de l'île Bylot (Gagnon et Berteaux, 2006; Gagnon et Berteaux, 2009).

Principaux résultats

Sur l'île Bylot, la dynamique trophique est dominée par les cycles réguliers, d'une durée de trois à quatre ans, de l'abondance des lemmings (figure 52). Les populations de lemmings bruns fluctuent de manière importante (d'un facteur supérieur à 40), mais celles de lemmings variables changent relativement peu (d'un facteur 4) (Gruyer *et al.*, 2008). Les prédateurs, comme les renards, les hermines, les harfangs et les labbes, suivent étroitement ces fluctuations, et on voit leur nombre, leur activité reproductrice et leur taux de consommation de lemmings

augmenter énormément les années où l'abondance des lemmings connaît un pic (Therrien, 2012; Tarroux *et al.*, 2012). Cela a des effets indirects sur d'autres espèces, comme les Oies des neiges, en partie parce que les prédateurs communs aux lemmings et à ces autres espèces changent de proies (Bety *et al.*, 2002). Le broutage par les oies a une incidence importante sur la végétation des milieux humides pendant l'été, mais la consommation de végétaux par les lemmings semble avoir peu d'effet sur la productivité végétale, même les années où leur abondance est forte (Gauthier *et al.*, 2004). Un modèle de l'équilibre trophique a montré que moins de 10 % de la production primaire annuelle totale est consommée par les herbivores, mais que 20 à 100 % de la production d'herbivores est consommée par les prédateurs (Legagneux *et al.*, 2012). Cela laisse supposer que la prédation joue un rôle déterminant dans le fonctionnement de cet écosystème.

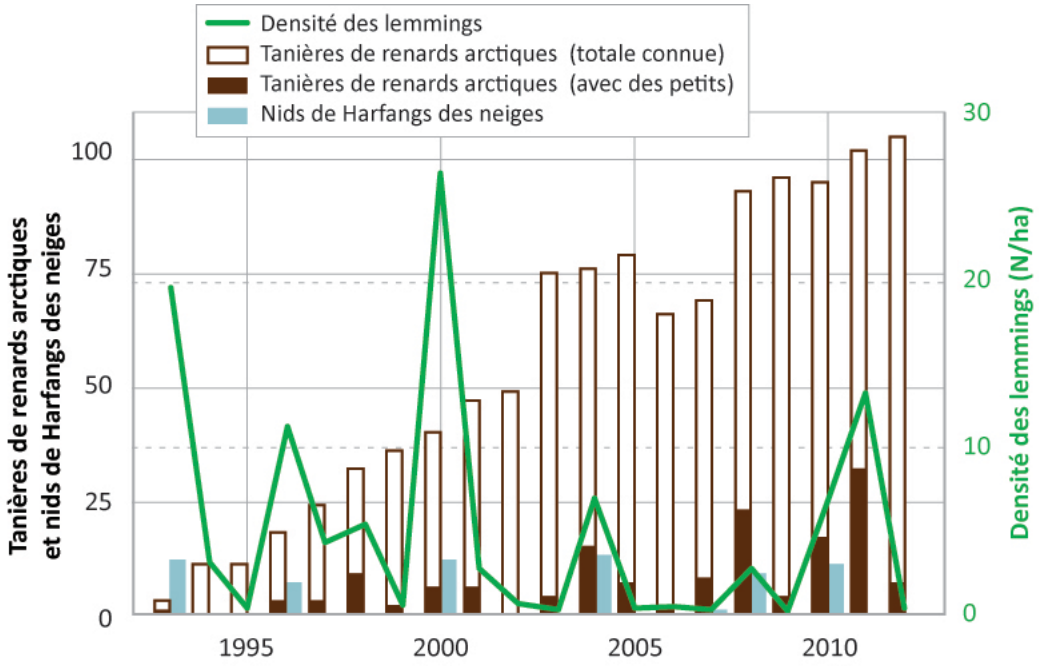


Figure 52. Tendances temporelles relatives à l'abondance des lemmings et à l'activité reproductrice des renards arctiques et des Harfangs des neiges.
La figure montre, pour l'île de Bylot : les tendances relatives aux lemmings (lemmings bruns et lemmings variables combinés), l'activité reproductrice du renard arctique, et l'activité reproductrice des Harfangs des neiges.
Source : Fourni par G. Gauthier et D. Berteaux

Les apports allochtones (énergie et ressources importées de l'extérieur de l'écosystème) peuvent être importants pour maintenir des populations de prédateurs élevées. Par exemple, les fortes populations d'oies, qui sont en partie alimentées par les sources de nourriture en milieu agricole exploitées pendant l'hiver, peuvent aider à maintenir les populations de renards, surtout les années où l'abondance des lemmings est faible (Giroux *et al.*, 2012a). L'hiver, les prédateurs comme les Harfangs des neiges et les renards arctiques utilisent la glace de mer pendant de longues périodes, même si ce comportement peut varier d'une année à l'autre dans le cas des

renards (Therrien *et al.*, 2011; Tarroux *et al.*, 2012), et leur survie peut donc dépendre du milieu marin.

Pendant la durée de l'étude, l'environnement de l'île Bylot a connu de profonds changements du point de vue de la température et des caractéristiques de la neige (Gauthier *et al.*, 2013). Le nombre cumulatif de degrés-jours de dégel a augmenté de 37 % (figure 53) entre 1989 et 2011, et les températures moyennes ont connu une hausse pendant le printemps et l'été, dont une hausse de 3 °C par décennie en juin, au cours de la même période. La date de la fonte des neiges a avancé de 4 à 7 jours entre 1989 et 2012, et l'épaisseur de neige s'est accrue de 48 % entre 1994 et 2010. On n'a enregistré aucune tendance relative à la température annuelle moyenne du sol à une profondeur de 10 cm.

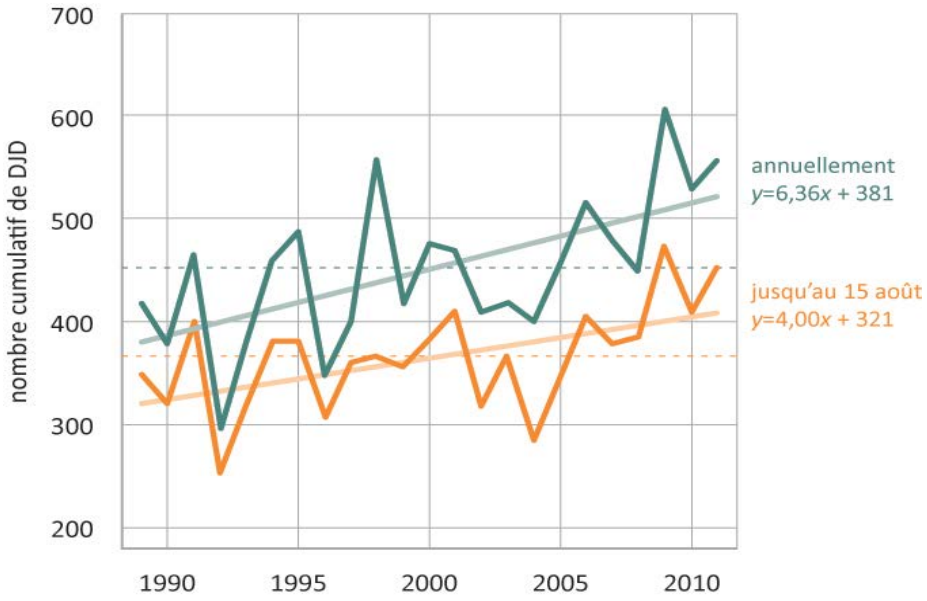


Figure 53. Nombre cumulatif de degrés-jours de dégel (température supérieure à 0 °C) dans la vallée Qarlikturvik, sur l'île Bylot, de 1989 à 2011.
Les lignes avec les points indiquent la moyenne pour la période entière.
Source : Gauthier et al. *(2013)*

La tendance temporelle la plus marquée que l'on a détectée sur l'île Bylot est le quasi-doublement (accroissement de 87 %) de la production annuelle des parties aériennes des graminoïdes (surtout le *Dupontia fisheri* et l'*Eriophorum scheuchzeri*) dans les milieux humides sur une période de 20 ans (figure 54). Ce phénomène est en grande partie attribuable à la hausse des températures estivales – la somme des degrés-jours de dégel explique une portion significative de la variation annuelle de la croissance des plantes (Gauthier *et al.*, 2011). La fraction de la production primaire consommée par les herbivores a également connu un déclin au fil du temps. La variation climatique annuelle est le principal déterminant de la production annuelle de jeunes chez plusieurs oiseaux migrateurs, dont l'Oie des neiges, puisque les températures élevées au printemps accroissent leur effort de reproduction et avancent leur phénologie (Dickey *et al.*, 2008; Morrissette *et al.*, 2010).

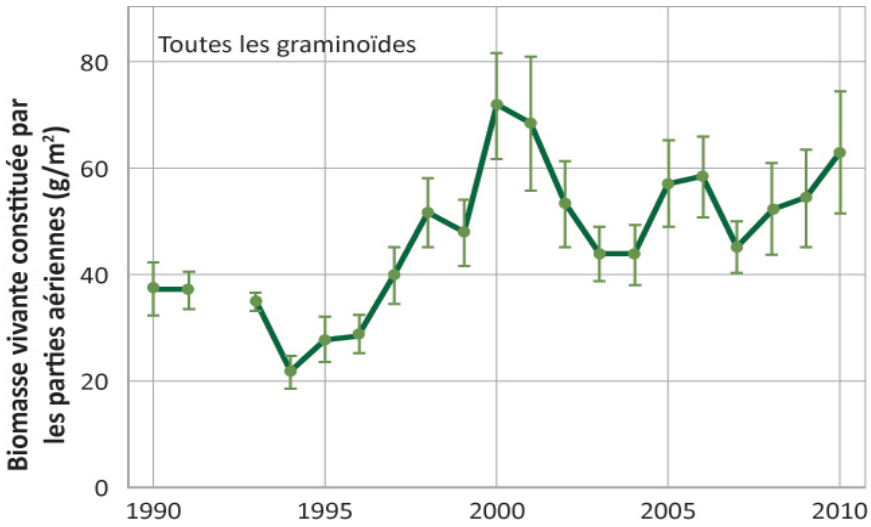


Figure 54. Tendances temporelles relatives à la biomasse sèche vivante constituée par les parties aériennes des graminoïdes dans les milieux humides de l'île Bylot, de 1990 à 2010.
Moyenne ± écart-type (n = 12 échantillons par année; équation de la tendance fondée sur les échantillons individuels).
Source : Gauthier et al. *(2011)*

Malgré ces liens puissants avec la température et la tendance au réchauffement observée, on n'a pas encore noté de tendances induites par le climat dans la plupart des populations d'espèces sauvages (Gauthier *et al.*, 2013). Rien n'indique que les cycles des lemmings se soient atténués ou aient disparu au cours des récentes années, comme cela s'est produit à d'autres sites. Cependant, de récentes analyses laissent supposer que l'épaisseur et la qualité (densité) de la neige peuvent avoir une incidence sur l'abondance des lemmings en hiver de même que sur l'amplitude des fluctuations cycliques (Duchesne *et al.*, 2011; Bilodeau *et al.*, 2013a; Bilodeau *et al.*, 2013b). La population d'Oies des neiges a augmenté de manière considérable au cours des 25 dernières années, mais cela est attribuable à des phénomènes qui ne sont pas liés à ce qui se passe en Arctique (par exemple la modification des pratiques culturales dans leurs aires d'hivernage) (Gauthier *et al.*, 2005).

Néanmoins, le fait que les organismes des niveaux trophiques inférieurs (plantes) réagissent plus rapidement au réchauffement du climat que ceux des niveaux supérieurs (herbivores et prédateurs) pourrait créer un décalage trophique. On a déjà relevé des signes de ce phénomène chez les oies. Les années où le printemps est précoce, la croissance des oisons est réduite, parce que les plantes arrivent à maturité trop tôt et que les œufs éclosent trop tard, c'est-à-dire après le pic de qualité nutritive des plantes (Dickey *et al.*, 2008; Gauthier *et al.*, 2013) (M. Doiron, données non publiées). La date médiane à laquelle les oies pondent leurs œufs est liée à la fonte nivale : plus la neige fond tôt, plus les oies pondent tôt (figure 55) (Gauthier *et al.*, 2013). Cependant, il y a sous-compensation par les oies : quand la date de la fonte de la neige avance de 10 jours, la date de la ponte n'avance que de 3,8 jours chez les oies. La croissance des plantes suit beaucoup plus étroitement les variations de la fonte des neiges, ce qui indique une possible désynchronisation du moment de la ponte et de l'approvisionnement en nourriture riche en éléments nutritifs, les années où la fonte est précoce.

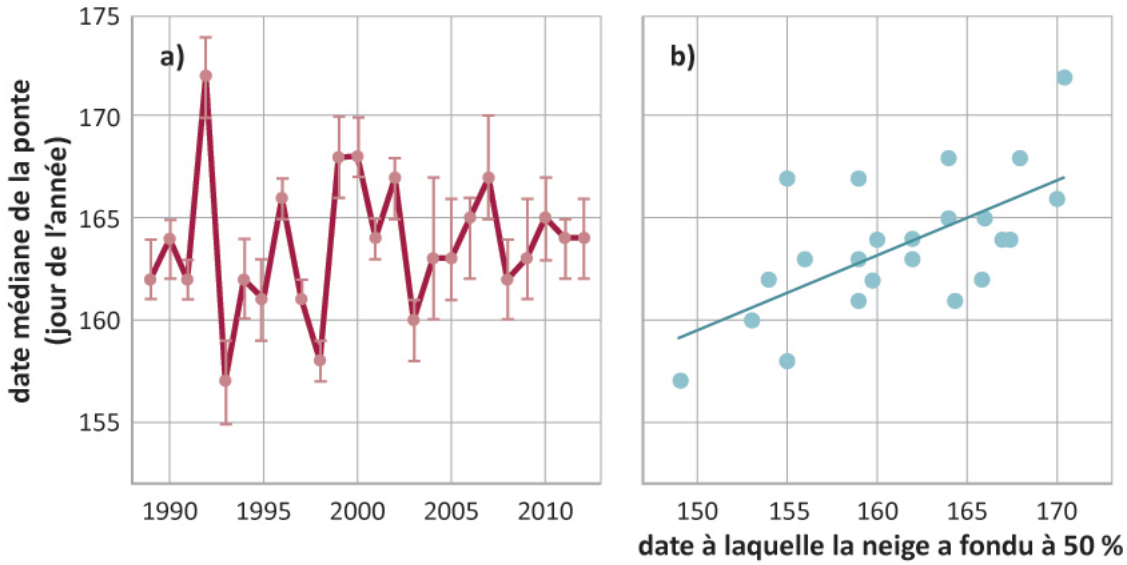


Figure 55. Date de ponte annuelle moyenne chez les oies, et lien entre la date de ponte chez les oies et la date à laquelle le manteau neigeux a fondu à 50 % dans la vallée Qalikturvik, sur l'île Bylot, de 1989 à 2012.
À la figure (a), les barres correspondent aux valeurs du 25^{e} et du 75^{e} centile. La droite de régression, à la figure (a), n'est pas significative.
Source : Gauthier et al. *(2013)*

Les changements écosystémiques comprennent également des modifications touchant la répartition des espèces et les milieux humides. Le renard roux (*Vulpes vulpes*) a fait son apparition sur l'île Bylot à la fin des années 1940 (Gagnon et Berteaux, 2009), et il s'y reproduit maintenant régulièrement. L'assèchement et la disparition de certains milieux humides productifs à cause de la rapide érosion thermique des veines de glace formant des polygones pendant les périodes de fort écoulement printanier sont des phénomènes préoccupants dans la région, parce que ceux-ci sont susceptibles de s'accentuer avec le réchauffement du climat (Fortier *et al.*, 2007). La majeure partie de l'île Bylot fait partie du parc national Sirmilik depuis 2001, et cette étude a été une source de données importante pour l'évaluation des possibles changements de l'intégrité écologique du parc (McLennan *et al.*, 2012). Cependant, l'Unité de gestion du Nunavut, qui fait partie de Parcs Canada, a maintenant adopté un protocole beaucoup moins détaillé pour la surveillance de l'intégrité écologique, qui ne comprend pas la surveillance d'espèces sauvages sur l'île Bylot (D. Berteaux, comm. pers.).

Facteurs de stress anthropiques touchant les fonctions et les processus écosystémiques

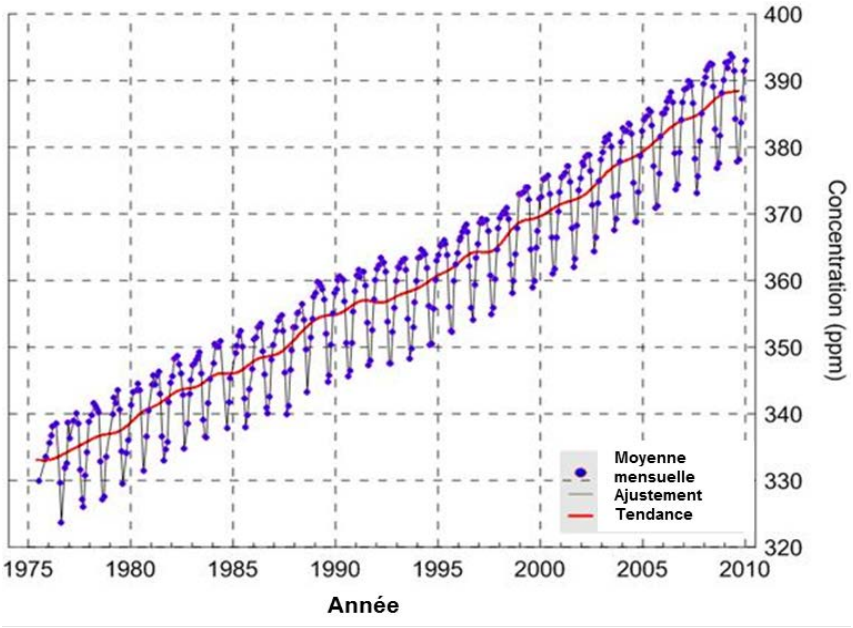
Changement climatique

Le changement climatique est un facteur de stress important pour les écosystèmes de la toundra en général (ACIA, 2005). À l'échelle locale, les effets des routes et les autres possibles perturbations d'origine humaine ne sont pas non plus négligeables.

On s'attend à ce que le changement climatique touche la planète entière, mais les modèles de circulation générale indiquent invariablement que c'est dans les régions polaires que le réchauffement du climat sera le plus grave (ACIA, 2005; IPCC, 2007). Actuellement, la vitesse du réchauffement en Arctique est deux fois plus grande que la vitesse moyenne à l'échelle du globe, et certains des changements les plus prononcés se sont produits dans des régions de l'Arctique canadien (IPCC, 2007; AMAP, 2011). Les données paléoécologiques confirment que le réchauffement du climat en Arctique au cours du dernier siècle s'éloigne considérablement de la normale des 400 précédentes années; même si l'origine du changement climatique comporte une composante naturelle, notamment les changements aux échelles régionales et temporelles qui sont liés aux oscillations, il est évident que l'augmentation des gaz à effet de serre dans l'atmosphère, qui est attribuable à l'activité humaine, constitue un facteur de stress anthropique considérable pour les processus et les fonctions des écosystèmes en Arctique. Les effets de ce facteur de stress sont évoqués dans la présente section et dans d'autres parties du présent rapport. Voir également la section sur les tendances du climat depuis 1950 (page 18).

Le changement climatique est causé par l'augmentation des gaz à effet de serre attribuable à l'activité humaine (IPCC, 2007). Les tendances décrites par le principal gaz à effet de serre, c'est-à-dire le dioxyde de carbone, sont illustrées à la figure 56. Les échantillons d'air recueillis à Alert, au Nunavut, à l'écart de toute interférence provenant de sources locales, sont représentatifs des concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone à l'échelle planétaire. Les fluctuations annuelles sont dues aux rejets saisonniers de dioxyde de carbone liés à la croissance des plantes dans l'hémisphère Nord. Les échantillons de gaz provenant de carottes de glace prélevées en Antarctique révèlent une hausse rapide des concentrations de dioxyde de carbone, qui étaient auparavant stables, à partir de la fin du XIX^{e} siècle.

A. Concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone mesurées à Alert, au Nunavut, depuis 1975.



B. Concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone au cours du dernier millénaire, d'après des carottes de glace prélevées en Antarctique.

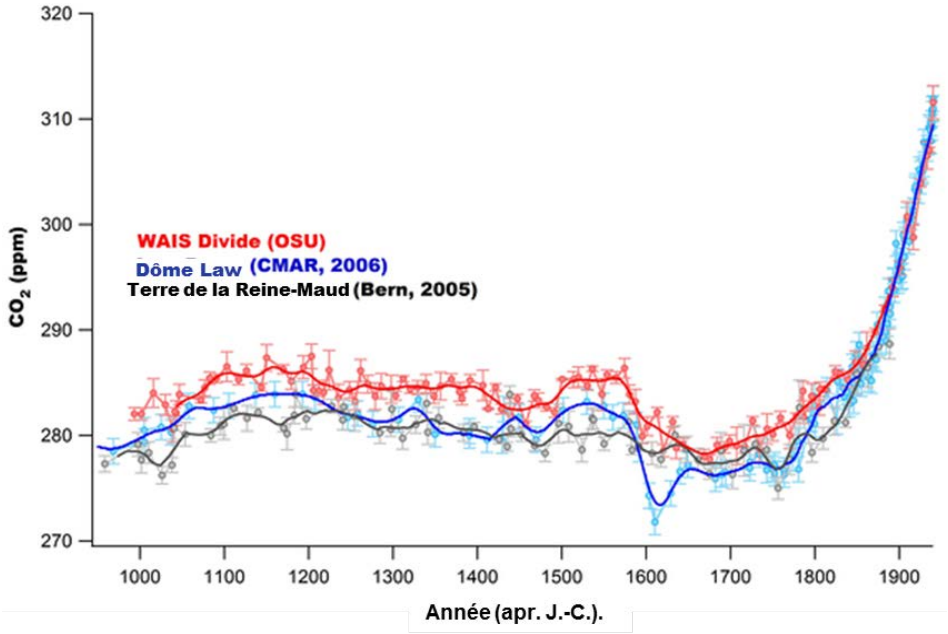


Figure 56. Tendances des concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone mesurées à Alert, au Nunavut, de 1975 à 2010, et tendances sur un millénaire, d'après des carottes de glace prélevées en Antarctique.
Les mesures faites à Alert sont fondées sur des échantillons d'air prélevés sur une base hebdomadaire. Les tendances à long terme sont fondées sur l'analyse des gaz contenus dans des carottes de glace prélevées à trois emplacements en Antarctique.
Source : (A) Environnement Canada (2012b); (B) Ahn et al. *(2012)*

Autres facteurs de stress à l'échelle mondiale

Il existe d'autres facteurs de stress anthropiques liés à des changements à grande échelle qui ont des effets avérés ou présumés sur la biodiversité en Arctique, souvent par l'intermédiaire de leur interaction avec le changement climatique. On ne les abordera pas de manière approfondie puisque cela dépasse la portée du présent rapport. Les changements atmosphériques susceptibles d'affecter la biodiversité comprennent l'appauvrissement de la couche d'ozone et l'augmentation du rayonnement UV-B qui en découle (ACIA, 2005), de même que la brume arctique (voir l'encadré ci-dessous). L'effet du carbone noir (suie) provenant de sources naturelles et industrielles constitue une nouvelle source de préoccupation. L'effet net du carbone noir (tant le carbone noir dans l'atmosphère que celui qui se dépose sur la neige) sur le climat de l'Arctique est complexe, et il n'est pas bien compris, la plupart des études à son sujet étant fondées sur la modélisation des facteurs d'interaction. Les analyses par modélisation montrent que l'effet du carbone noir atmosphérique varie considérablement en fonction de l'altitude à laquelle il se trouve dans l'atmosphère (Flanner, 2013).

Brume arctique

Dans les années 1990, on a remarqué la présence d'une brume inhabituelle dans l'Arctique, que l'on a ensuite reliée à des émissions d'aérosols contenant soufrés et nitrés. Les émissions atmosphériques produites par la fusion du fer, surtout en Russie, constituaient la principale source de ces aérosols. Grâce à la mise en œuvre de normes internationales plus strictes à l'égard des émissions, on a réduit les sources de soufre. La production de métaux non ferreux demeure la principale source d'émissions de gaz acidifiants dans l'atmosphère en Arctique (AMAP, 2006). Les installations de production d'énergie et l'industrie minière sont d'autres sources anthropiques importantes d'émissions de soufre en Arctique ou à proximité de l'Arctique. Parmi les sources d'émissions d'azote en Arctique figurent les transports, en particulier le transport des marchandises ainsi que les activités pétrolières et gazières. La surveillance exercée à Alert a montré que, même si les aérosols soufrés ont diminué, les concentrations d'aérosols contenant du nitrate augmentent pendant la période où se forme la brume. Les feux de forêt produisent de la suie, ce qui contribue à générer la brume.

Les sources et les effets des polluants atmosphériques acidifiants et de la brume arctique sont étroitement liés à d'autres problèmes environnementaux, même si on ne comprend pas bien la nature de ces relations. Par exemple, on ne sait pas exactement quelle incidence le changement climatique aura sur l'acidification et sur la pollution causant la brume arctique dans le futur. Les effets des aérosols générant la brume sur le climat de l'Arctique sont compliqués par les rétroactions entre les aérosols, les nuages, le rayonnement, la neige et la couverture de glace, de même que par les processus de transport vertical et horizontal. On ne sait pas encore si les aérosols polluants entraînent un réchauffement ou un refroidissement global, ou si la brume elle-même pourrait avoir un effet sur les écosystèmes de l'Arctique (AMAP, 2006).

Structure des écosystèmes

Changements de l'étendue et de la qualité des biomes importants

État : classification des couvertures de sols et biomes

Il existe plusieurs systèmes de classification qui définissent les biomes de manière légèrement différente. Dans le présent rapport, on emploie un système de classification des couvertures de sols généralisé, dérivé de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Frisk, 2011). Dans l'écozone⁺ de l'Arctique, ce sont les régions polaires stériles (« barrens »), la toundra polaire et les milieux humides qui occupent les superficies les plus importantes (figure 57). Les lacs et les cours d'eau, qui représentent une petite fraction de la superficie totale de l'écozone⁺, ont été exclus de l'analyse. Les cinq grands biomes de l'écozone⁺ de l'Arctique sont définis ainsi :

1) toundra polaire – régions dépourvues d'arbres, mais végétalisées à plus de 50 %;
2) régions polaires stériles – régions végétalisées à moins de 50 %;
3) milieux humides – zones saturées pendant une période suffisante pour favoriser les processus liés aux milieux humides ou aquatiques;
4) montagnes – régions escarpées, de haute altitude, répondant à des critères précis quant à leur altitude et à leur pente;
5) neige/glace/glaciers – masses de neige et de glace pérennes possédant des limites latérales définies, et dont l'écoulement se fait habituellement dans une direction en particulier.

D'un point de vue climatologique, « l'Arctique » est la région se trouvant au nord de l'isotherme de 10 °C en été; d'un point de vue écologique, c'est la région au nord de la limite des arbres.

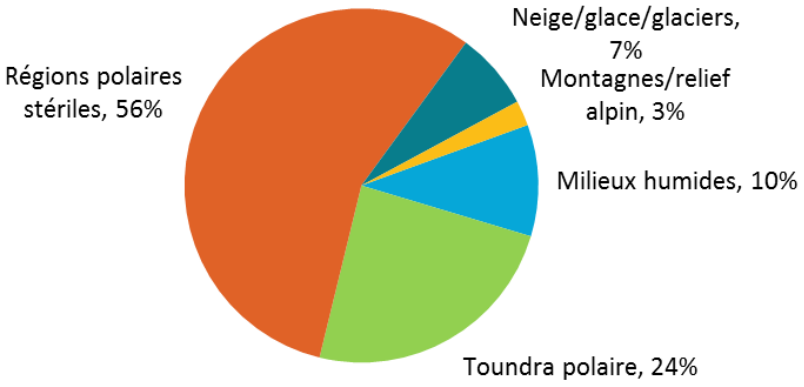


Figure 57. Classes de couvertures du sol générales (biomes) dans l'écozone⁺ de l'Arctique.
Pour plus de renseignements, voir l'ANNEXE 2 : Classes détaillées de couvertures du sol.
Source : Ahern (2010); Frisk (2011); Ahern et al. *(2011), à partir des données du Centre canadien de télédétection*

Une analyse plus détaillée de la couverture des sols dans l'écozone+ de l'Arctique (Olthof *et al.*, 2005) a été effectuée par le Centre canadien de télédétection, et elle a été utilisée aux fins du présent rapport (Ahern, 2010) (figure 58). Cette analyse repose sur 14 classes de couvertures du sol, dont 12 sont présentes dans l'écozone+ de l'Arctique (voir l'ANNEXE 2 : Classes détaillées de couvertures du sol) (Ahern, 2010; Frisk, 2011; Ahern *et al.*, 2011). Selon cette analyse, la Cordillère arctique est formée principalement de neige et de glace, de montagnes ainsi que de substrat rocheux ou de till-colluvion à végétation éparse. Le Haut-Arctique est constitué principalement de régions stériles ainsi que de substrat rocheux ou de till-colluvion à végétation éparse. Le Bas-Arctique est dominé par les petits arbustes et d'arbustes nains.

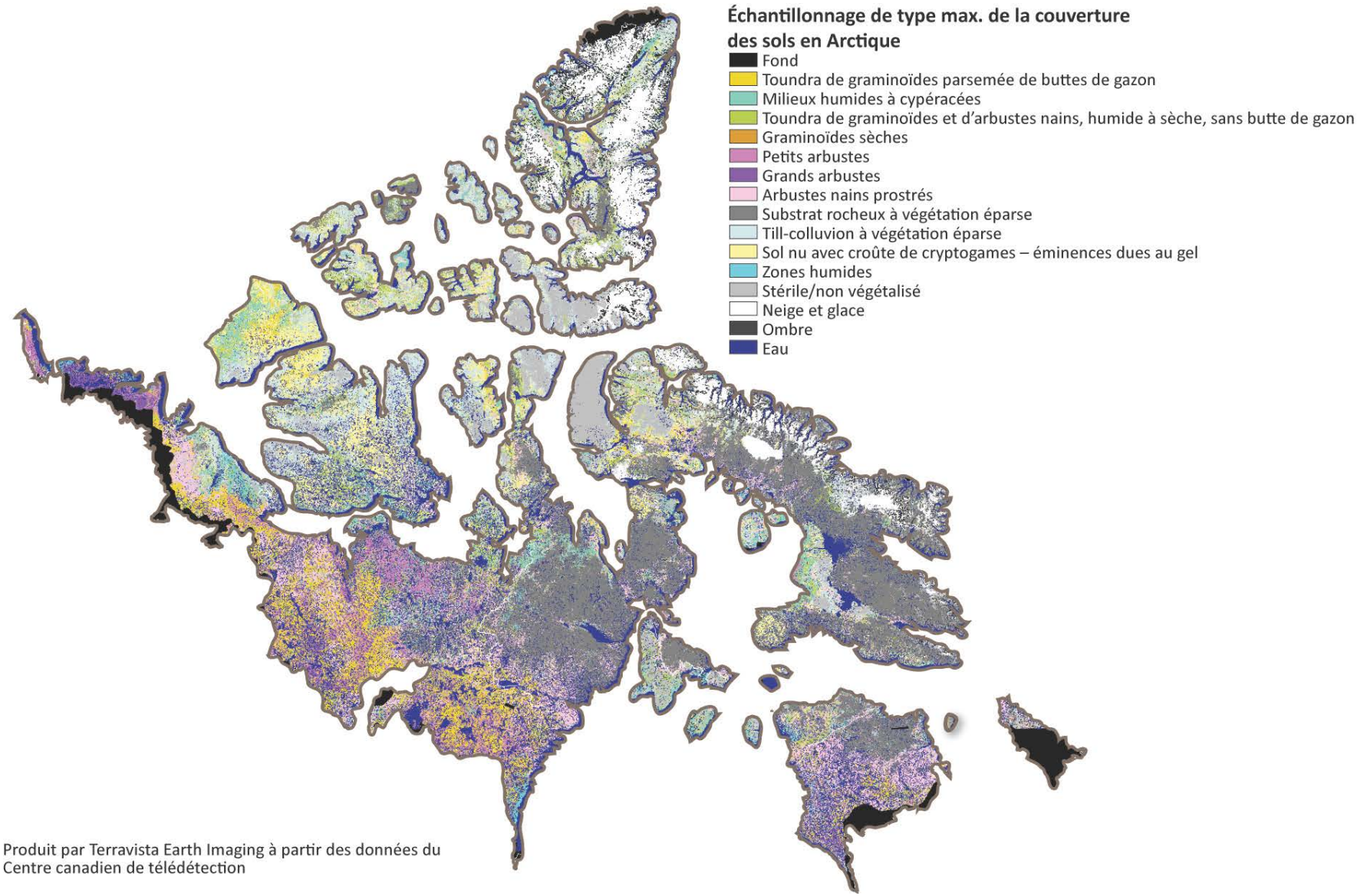


Figure 58. Couverture détaillée des sols dans l'écozone⁺ de l'Arctique.
Source : Olthof et al. *(2005), avec une analyse complémentaire d'Ahern (2010)*

Perspective circumpolaire

Les analyses effectuées pour produire la carte de la végétation dans l'Arctique circumpolaire (Walker *et al.*, 2005) ont produit les résultats sommaires suivants :
Environ 5,05 x 10^6 km^2 de l'ensemble de l'Arctique (superficie totale = 7,11 x 10^6 km^2) sont végétalisés. Le reste est couvert de glace.
Environ 26 % de la superficie végétalisée est constituée d'arbustes dressés, 13 %, de toundra de graminoïdes tourbeuse, 13 % de complexes de montagnes, 12 %, des régions stériles, 11 %, de toundra de graminoïdes minérale, 11 %, de toundra d'arbustes prostrés, et 7 %, de milieux humides.
De tous les États de l'Arctique, c'est le Canada qui possède la plus vaste portion des terres arctiques (36 %), et qui a la plus grande partie, et de loin, des écosystèmes du Haut-Arctique (63 % du total à l'échelle planétaire), dont la plupart sont surtout associés à des régions stériles et à une toundra d'arbustes nains prostrés, tandis que la Russie détient la plus grande superficie dans le Bas-Arctique, où l'on trouve surtout une toundra de petits arbustes.

La diversité des habitats est également une composante cruciale de la structure des écosystèmes. Certains types d'habitats sont particulièrement importants parce qu'ils sont rares et précieux, voire essentiels, au cycle de vie d'espèces précises. Les exemples suivants illustrent le caractère épars et l'importance des petits habitats dans un vaste paysage :

- Les eskers occupent une petite portion de l'Arctique, mais ils pourraient être une d'une importance cruciale comme habitat de mise bas pour les loups, les ours bruns et les spermophiles (Mueller, 1995; McLoughlin *et al.*, 2004).
- Les grizzlis du delta du Mackenzie ne peuvent creuser leur tanière que dans les berges hautes des cours d'eau constituées de sols consolidés des hautes terres datant du Pléistocène (ou, rarement, dans les pingos), et non dans les dépôts fluviaux plus récents, datant de l'Holocène (Harding, 1976).
- Pour la reproduction, les oiseaux de rivage et les oies tendent à choisir des habitats de milieux humides et des habitats riverains qui sont disséminés de manière inégale dans la plaine côtière (Brown *et al.*, 2007c).

Tendances des biomes polaires

Rétrécissement de la toundra

Des éléments indiquent que l'étendue de la zone climatique de la toundra, qui est une mesure des conditions de basses températures et de faibles précipitations qui permettent l'existence des biomes de la toundra polaire, des régions stériles et de la neige et de la glace a diminué de 20 % au cours des 25 dernières années ou plus (figure 59) (Wang et Overland, 2004). Le déclin constant de la superficie de la zone climatique de la toundra est reflété par le rétrécissement des zones dont la productivité primaire, telle que mesurée par l'IVDN, est caractéristique de la toundra; les changements les plus marqués du climat de toundra se sont produits dans le nord-ouest du Canada au cours des 25 dernières années ou plus (Wang et Overland, 2004; Bhatt *et al.*, 2010 et clairement visible à la figure 63).

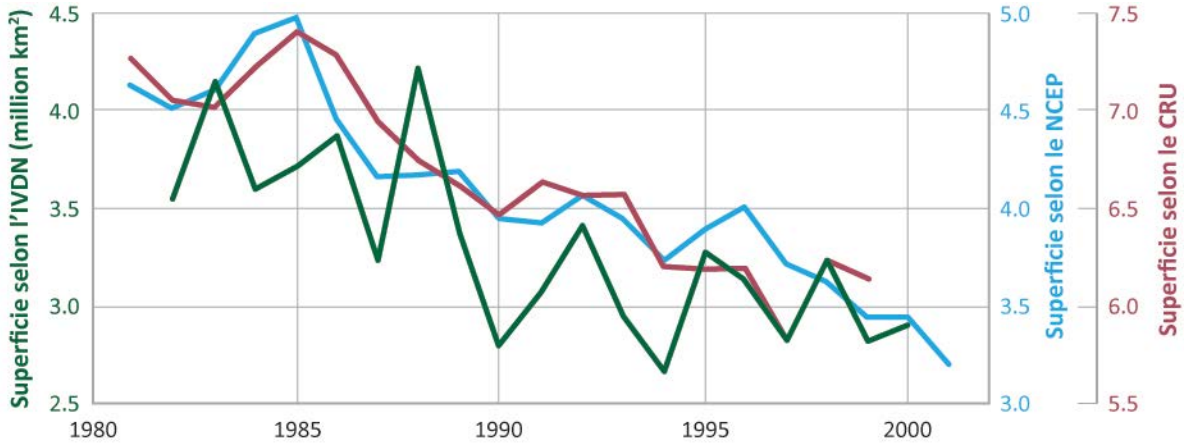


Figure 59. Variation de la superficie de la zone climatique de la toundra dans l'Arctique circumpolaire depuis 1982, d'après l'IVDN et le système de classification des climats de Köppen.
Le « NCEP » et le « CRU » sont deux ensembles de données sur les températures mensuelles de l'air en surface. L'IVDN est calculée d'après la lumière réfléchie par la végétation, telle que détectée par satellite (voir la section du rapport portant sur la productivité primaire).
Source : Wang et Overland (2004)

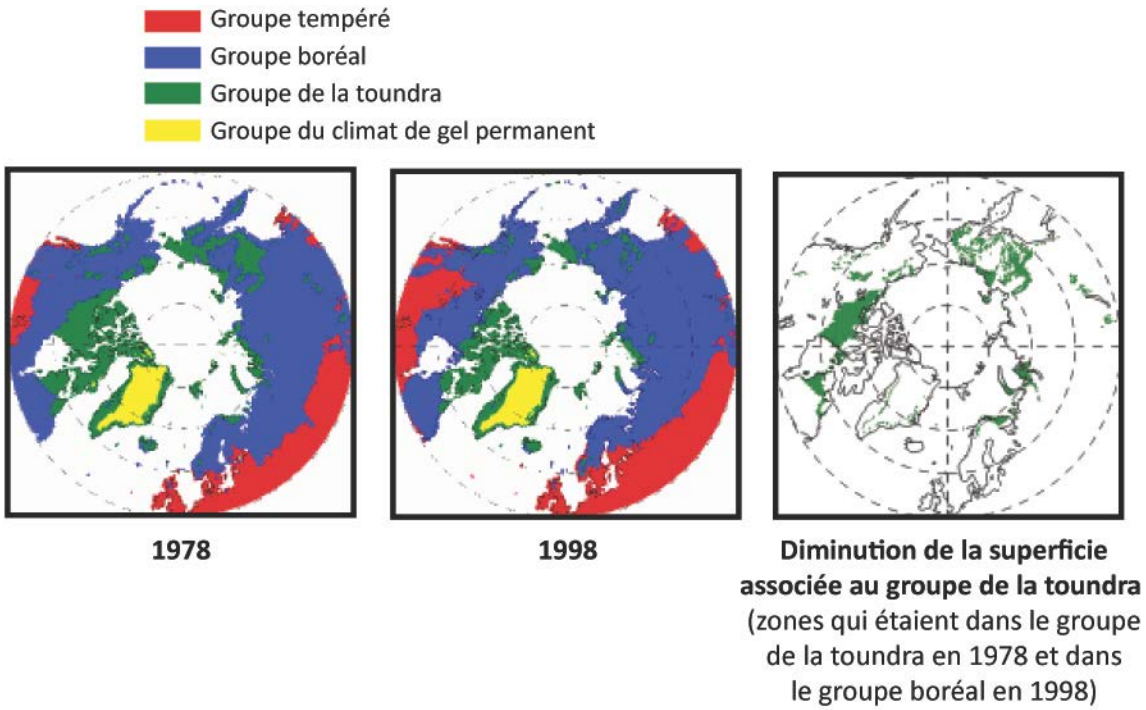


Figure 60. Répartition spatiale des différences de superficie de la zone climatique de la toundra entre 1978 et 1998, d'après la classification des climats de Köppen.
D'après l'ensemble de données climatologiques du CRU.
Source : Wang et Overland (2004)

Le réchauffement du climat pourrait être à l'origine de l'accroissement de la biomasse (déduit de la hausse de l'IVDN) enregistré depuis 1986 dans l'aire de répartition des caribous de la harde de la Porcupine dans le nord du Yukon et en Alaska (Henry *et al.*, 2012) (figure 61). Les changements structuraux au sud de l'écozone⁺ de l'Arctique peuvent aussi avoir une incidence sur les écosystèmes situés dans cette écozone⁺. Par exemple, on pense que l'accroissement de la fréquence des incendies expliquerait la diminution de la couverture forestière dans la toundra forestière à l'intérieur de l'aire de répartition de la harde de caribous de Bathurst (Chen *et al.*, 2013). Comme on l'indiquait à la section portant sur la productivité primaire (page 80), on détecte depuis 1980 des augmentations de la biomasse dans des parcelles permanentes à un site du Haut-Arctique (figure 48 et figure 49). Ces accroissements de la biomasse sont vraisemblablement des réponses au réchauffement du climat (figure 50).

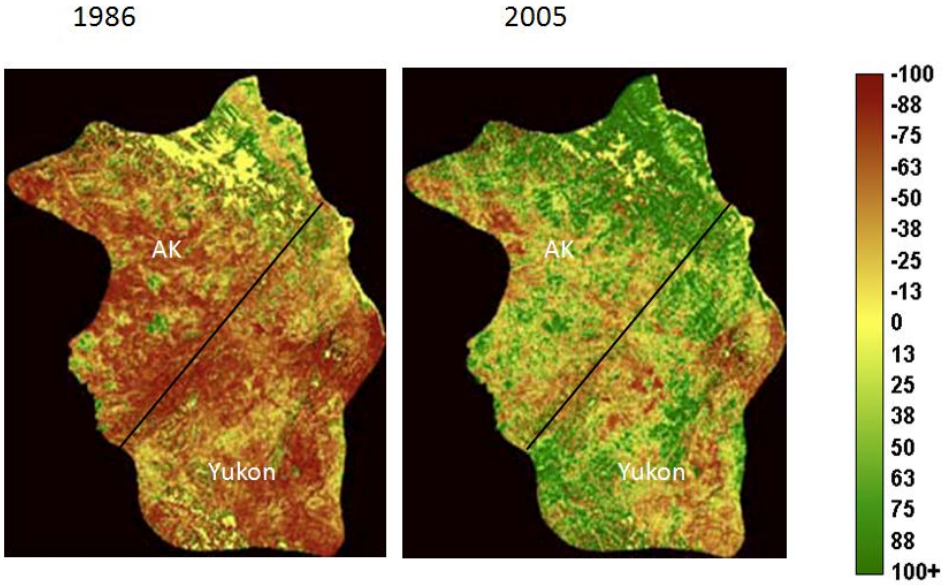


Figure 61. Variation de l'IVDN dans l'aire de répartition annuelle de la harde de caribous de Porcupine, dans le nord du Yukon et en Alaska, de 1986 à 2005.
La portion du Yukon visée par cette analyse se trouve en partie dans le Bas-Arctique et en partie dans la taïga de la Cordillère, juste au sud. La variation est indiquée par rapport à 2000 (année de référence). Source : Henry et al. *(2012) (données complémentaires, figure 3) d'après Chen* et al.*, données non publiées.*

La comparaison des photographies aériennes historiques et contemporaines montre aussi que la végétation de l'Arctique s'est transformée de manière considérable au cours des dernières décennies. L'accroissement de la couverture arbustive a été confirmé par deux études de photographies répétées dans le nord de l'Alaska (Sturm *et al.*, 2001; Tape *et al.*, 2006) et par une autre sur l'île Hersche, au Canada (Myers-Smith *et al.*, 2011b). Une étude menée dans la région du delta du Mackenzie, dans le Bas-Arctique canadien, a révélé une multiplication des arbustes à feuilles caduques dans la région en question au cours des 40 dernières années (Lantz et Kokelj, 2008). Tremblay *et al.* (2012) ont eux aussi observé un fort accroissement de la couverture arbustive dans la région aux alentours de la collectivité de Kangisuujuaq, au Nunavik, à l'est de la baie d'Ungava (figure 62).

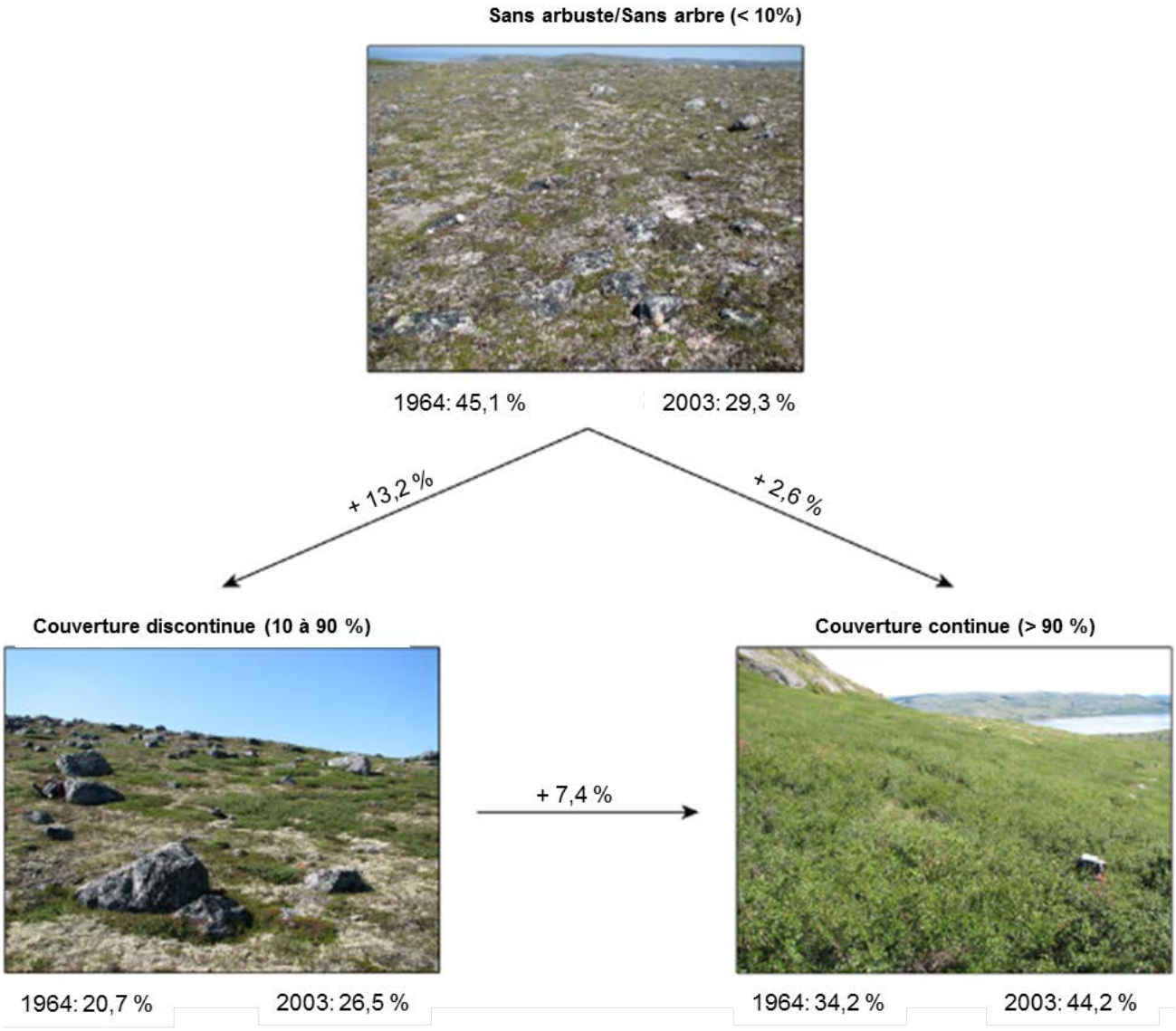


Figure 62. Changement de la couverture arbustive dans une région près de Kangiqsualujjuaq, au Nunavik (Québec), entre 1964 et 2003, d'après l'analyse de photographies aériennes.
Les valeurs indiquées correspondent au pourcentage de la superficie totale étudiée (7,2 km^2). Les flèches indiquent la direction de l'évolution d'un type de couverture végétale à un autre, ainsi que le pourcentage du changement.
Source : Tremblay et al. *(2012)*

Les données à l'échelle des parcelles donnent un aperçu plus précis des changements de la végétation que les données de télédétection ou les photographies aériennes. Une synthèse de parcelles rééchantillonnées dans les écosystèmes de la toundra a révélé que les transformations de la végétation au cours des 10 à 30 dernières années concordent avec les réponses au réchauffement, mais que les variations entre les sites sont considérables (Elmendorf *et al.*, 2012b). Les réponses dépendent en grande partie des conditions initiales du site et des changements de l'humidité du sol (Callaghan *et al.*, 2011c; Elmendorf *et al.*, 2012b). Le rééchantillonnage de parcelles établies dans les années 1970 en Alaska a donné des résultats

correspondant à une tendance au réchauffement et à l'assèchement, selon laquelle les types de communautés humides tendaient à être remplacés par des types secs au fil du temps (Hinzman *et al.*, 2005). Après rééchantillonnage des parcelles témoins d'une expérience d'une durée de 13 ans menée au lac Toolik, en Alaska, Shaver *et al.* (2001) ont constaté que les graminoïdes, les mousses et les lichens étaient en déclin, et que l'abondance des arbustes sempervirents croissait. Dans une étude de rééchantillonnage similaire effectuée à un site du Haut-Arctique sur l'île d'Ellesmere, Hill et Henry (2011) ont noté une hausse significative de la biomasse associée à la toundra humide à cypéracées entre 1980 et 2005 (voir la section sur la productivité primaire (biomasse) dans les écosystèmes de la toundra, à la page 86).

L'augmentation de la croissance des arbustes et de la couverture arbustive et l'occupation des espaces libres par des arbres menacent aussi la toundra à sa limite sud dans l'écotone forêt-toundra. Les corrélations entre la température et la limite des arbres dans l'ensemble des relevés paléoécologiques appuient fortement l'hypothèse selon laquelle le réchauffement du climat entraînera une avancée de la limite des arbres. Par exemple, pendant le Petit Âge glaciaire, la toundra arbustive a pris de l'expansion, tandis que la limite des arbres a connu un recul (Tinner *et al.*, 2008). Comme l'aire de répartition des arbres est souvent limitée, au nord, par la température, la migration des arbres vers le nord semble presque inévitable. Cependant, il faut être prudent lorsque l'on tente de prédire la vitesse et le lieu de l'expansion de zone peuplée d'arbres, puisque le déplacement de la limite des arbres pourrait être retardé, dans certaines régions, par la disponibilité des semences, la fréquence des perturbations, la modification du pergélisol et les contraintes d'humidité (Hofgaard et Harper, 2011; Walker *et al.*, 2012; Henry *et al.*, 2012).

La réponse des épinettes blanches le long de la limite des arbres, dans le nord du Québec et du Labrador, varie en fonction de leur position par rapport à la mer. Le long de la côte, des épinettes commencent à s'implanter dans des secteurs au nord de la limite des arbres, tandis que dans les régions intérieures, le récent réchauffement ne semble pas avoir été suffisant pour modifier la trajectoire régressive de la limite des arbres (Payette, 2007). Au Québec, la limite des arbres dans la zone de transition entre la forêt et la toundra s'est déplacée légèrement vers le nord, soit grâce à l'établissement d'épinettes blanches issues de semences, soit grâce à la croissance d'épinettes rabougries déjà présentes sur les collines de la toundra (Gamache et Payette, 2005; Caccianiga et Payette, 2006).

La limite des arbres monte vers le nord dans d'autres régions de l'Arctique circumpolaire dont la productivité est en hausse (Ims *et al.*, 2013). L'expansion des forêts d'épinettes blanches dans des zones auparavant occupées par la toundra a été observée à de nombreux endroits en Alaska (Suarez *et al.*, 1999; Lloyd et Bunn, 2007), et de récentes études indiquent que l'humidité est un important facteur limitant en ce qui concerne le déplacement de la limite des arbres (Ohse *et al.*, 2012). Une avancée de la limite des arbres dans la toundra a également été notée dans des régions montagneuses de la Sibérie (Kharuk *et al.*, 2010; Kirdyanov *et al.*, 2012) et le nord-ouest de la Sibérie, où les forêts ont gagné 3 à 10 m par année sur la toundra (Kharuk *et al.*, 2006).

La végétation est un élément déterminant pour l'équilibre énergétique de la surface, qui régule le climat à l'échelle régionale et mondiale. Les augmentations observées et prévues de la couverture arbustive et de la densité des espèces arbustives, de même que l'accroissement de la

densité d'arbres dans la toundra forestière (Sturm *et al.*, 2001) modifieront l'équilibre énergétique de la surface des systèmes terrestres nordiques en faisant diminuer l'albédo et en accroissant l'absorption du rayonnement solaire (Chapin III *et al.*, 2005; Sturm *et al.*, 2005). L'absorption accrue de rayonnement solaire réchauffera l'atmosphère. Chapin *et al.* (2005) ont estimé que la transformation de la toundra en forêt boréale accroîtra le chauffage de l'atmosphère d'approximativement 4 W/m^2; cet effet est similaire à celui qu'aurait le doublement de la concentration de CO_2 dans l'atmosphère. Cela constituera une rétroaction positive de plus en plus forte.

Assemblages d'espèces et communautés végétales

Changements des assemblages d'espèces d'algues et d'invertébrés dans les lacs et les étangs

Les changements profonds et sans précédent qui ont frappé le biote des lacs de l'Arctique depuis les années 1850 ont été reliés à des transformations écologiques concordant avec le réchauffement du climat (Smol *et al.*, 2005). De nombreuses communautés d'algues et d'invertébrés dans des lacs et des étangs de l'Arctique ont franchi des seuils écologiques, et il est plausible que le récent réchauffement soit à l'origine de ce phénomène (Smol et Douglas, 2007b). Les autres causes possibles, notamment le rayonnement ultraviolet, l'enrichissement en éléments nutritifs ainsi que le transport atmosphérique de polluants, ne peuvent expliquer l'ampleur et la nature des changements observés dans les communautés d'algues, ni le moment où ils sont survenus. La meilleure explication est le réchauffement climatique, qui a provoqué un allongement de la saison de croissance interglacielle et des changements limnologiques connexes, notamment en ce qui concerne la stratification thermique, la disponibilité des habitats et la chimie de l'eau des lacs (Antoniades *et al.*, 2005; Smol et Douglas, 2007b).

Grâce à l'analyse des sédiments en vue de caractériser et de mesurer les types de diatomées fossiles, ainsi que d'autres indicateurs, on a décelé des changements considérables des assemblages d'espèces depuis le milieu du XIX^{e} siècle. Les sédiments déposés avant cette époque indiquent que, jusqu'aux récents changements, les communautés de diatomées étaient demeurées relativement stables pendant des siècles, et dans certains cas, pendant des millénaires. L'analyse de carottes prélevées dans 55 lacs de l'Arctique circumpolaire (Smol *et al.*, 2005) a montré que les lacs sont devenus plus productifs, et que leurs communautés d'algues et d'invertébrés sont plus diversifiées. Dans des lacs du Haut-Arctique, on a enregistré de subites transformations en faveur des diatomées qui prospèrent dans les habitats littoraux et sur les substrats de mousses, concordant avec l'allongement de la saison de croissance et les changements de l'habitat accompagnant le réchauffement du milieu. Dans les lacs plus profonds de l'île de Baffin et de l'île d'Ellesmere, et dans des lacs à divers endroits dans les régions subarctiques, la stratification thermique se produit de plus en plus tôt et dure de plus en plus longtemps, ce qui entraîne une forte augmentation des diatomées planctoniques qui préfèrent les conditions où la couverture de glace est moins importante et où la stratification thermique est plus prononcée, et un déclin parallèle des diatomées benthiques associées au froid et à une importante couverture de glace. Par contre, on n'a noté aucune modification

notable des assemblages de diatomées dans les lacs du Labrador et du nord du Québec au cours des deux dernières décennies; or, ces régions n'avaient subi qu'un faible réchauffement jusqu'à tout récemment.

Des facteurs topographiques et géologiques locaux peuvent aussi moduler la réponse au réchauffement (Smol *et al.*, 2005). L'analyse des sédiments provenant de lacs sur l'île Ellef Ringnes a révélé une transition vers des communautés de diatomées différentes, plus diversifiées, à partir de 1850 environ (figure 63), ce qui concorde avec les résultats obtenus dans des recherches antérieures (Smol *et al.*, 2005). La même évolution a été détectée dans les sédiments de lacs près d'Alert, sur l'île d'Ellesmere, mais plus tard; cette différence est attribuée à la variabilité de la sensibilité des lacs aux changements environnementaux (Antoniades *et al.*, 2005). Par exemple, comme le font remarquer Smol et Douglas (2007b), on s'attend à ce que l'échelle temporelle de l'évolution en réponse au changement climatique varie selon la taille du lac, les grands lacs réagissant habituellement plus lentement que les étangs peu profonds.

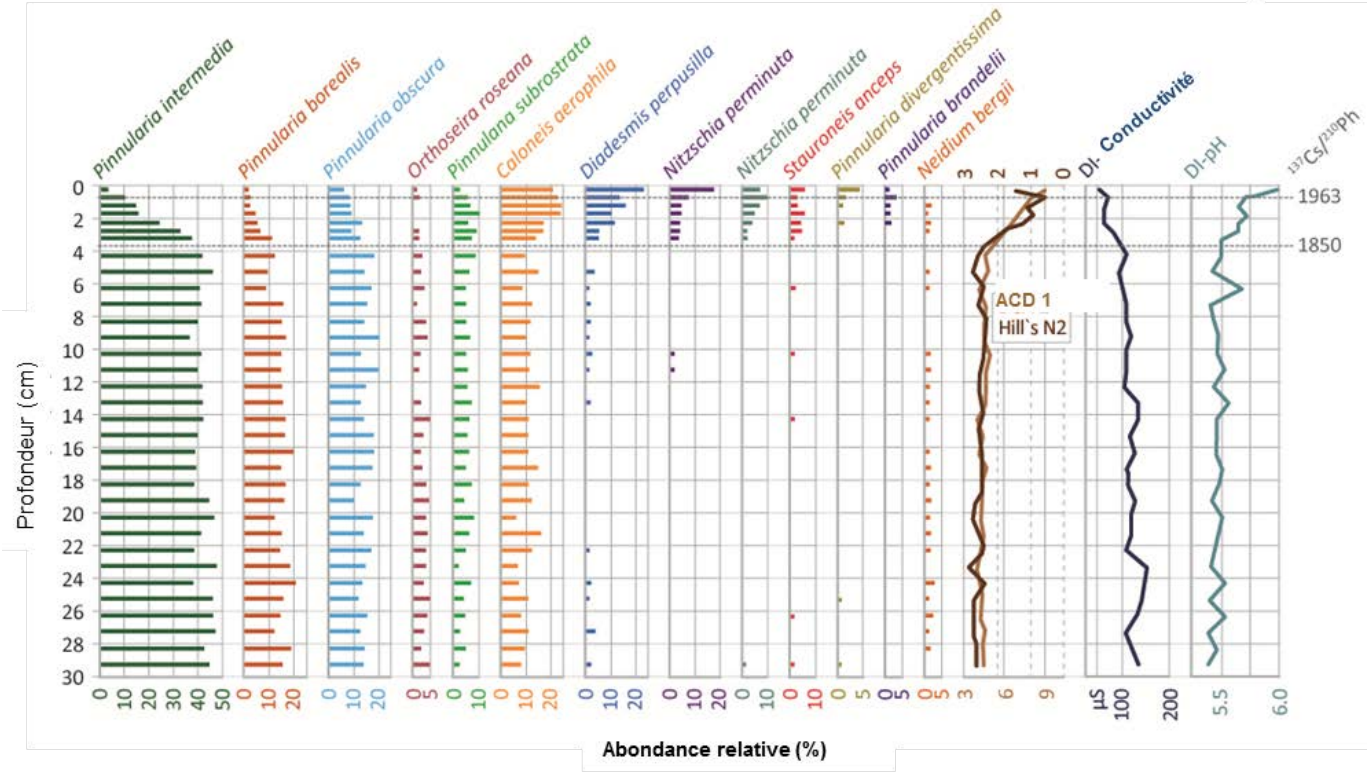


Figure 63. Stratigraphie des diatomées dans une carotte de sédiments prélevée dans un étang sur l'île Ellef Ringnes, montrant des changements marqués des assemblages d'espèces depuis 1850, surtout ces dernières années.
La carotte représente approximativement 1 300 années de dépôts sédimentaires. Les trois colonnes à droite correspondent à des caractéristiques déduites à partir des diatomées (de droite à gauche : pH, conductance spécifique et changement de la structure de l'assemblage de diatomées d'après une analyse de correspondance détendancée).
Source : Antoniades et al. *(2005)*

Dans le lac le plus au nord du Canada, le lac Ward Hunt, situé à 83° de latitude N, et possédant une couverture de glace permanente, des diatomées ne sont présentes que dans les 2,5 cm supérieurs des sédiments, ce qui correspond environ aux 200 dernières années, sur les 8 500 que représentent les carottes de sédiments examinées (Antoniades *et al.*, 2007). Cela s'accompagnait d'une augmentation des pigments photosynthétiques (qui est une mesure de la biomasse d'algues) de deux ordres de grandeur.

Cette évolution marquée de la composition de l'assemblage de diatomées n'est pas une tendance propre à l'Arctique canadien, ni même aux latitudes nordiques. Une synthèse des études paléolimnologiques des diatomées présentes dans des carottes de sédiments prélevées dans plus de 200 lacs de tout l'hémisphère Nord (Rühland *et al.*, 2008) a fait ressortir une tendance générale à l'évolution vers certaines espèces dans la composition des assemblages de diatomées depuis le milieu du XIX^{e} siècle, alors que les communautés de diatomées étaient auparavant demeurées relativement stables pendant des millénaires. L'analyse a montré que ces changements se sont produits considérablement plus tôt (environ 100 ans plus tôt) et de manière souvent beaucoup plus marquée dans les lacs de l'Arctique que dans les lacs des zones tempérées. Cette évolution plus précoce et plus rapide dans les lacs de l'Arctique a été attribuée au fait que le réchauffement a été plus prononcé en Arctique. Les changements relatifs aux espèces de diatomées étaient remarquablement similaires à toutes les latitudes, et s'accompagnaient de changements simultanés des habitats et de la structure des milieux d'eau douce que l'on a reliés à la hausse substantielle des températures et aux modifications de la couverture de glace.

Les restes d'invertébrés dans les sédiments montrent que les changements des conditions et des communautés algales dans les lacs se sont répercutés à des niveaux trophiques supérieurs. Par exemple, dans trois étangs de l'île d'Ellesmere, les populations d'insectes aquatiques (chironomes) se sont considérablement accrues et diversifiées à mesure que les communautés de diatomées changeaient (Quinlan *et al.*, 2005). Les changements des assemblages d'espèces d'algues et d'invertébrés étaient plus prononcés dans les secteurs ayant connu un réchauffement plus important, comme certaines parties du Haut-Arctique canadien (Smol *et al.*, 2005).

Changements des communautés végétales de la toundra

Dans le cadre d'expériences sur le réchauffement, on a constaté un déclin de la diversité des espèces après jusqu'à six ans de réchauffement (Walker *et al.*, 2006), et la diversité demeurait faible plus de dix ans après l'expérience (Elmendorf *et al.*, 2012a). Le déclin était principalement attribuable à la disparition d'espèces de bryophytes et de lichens, vraisemblablement parce que la couverture et la hauteur accrue des plantes vasculaires leur faisaient de l'ombre (figure 47).

Comme la composition en espèces change le long de gradients, et comme les gradients locaux d'humidité du sol et d'exposition peuvent être relativement courts, les communautés de plantes de la toundra peuvent être assez différentes les unes des autres (Bliss et Matveyeva, 1992). Le relief local génère des gradients d'exposition et d'humidité en déterminant l'épaisseur de la neige. À l'échelle régionale, la latitude et de la distance par rapport à l'océan sont les principaux gradients qui modulent la structure des communautés végétales (Walker *et al.*, 2005).

On a déterminé que les espèces végétales de la toundra croissant dans les combes à neige pourraient être menacées si les chutes de neige diminuent et si la fonte est plus rapide, puisque cela donnerait lieu à un allongement de la saison de croissance et ferait en sorte que les sols seraient plus secs (Bjork et Molau, 2007). L'accroissement des précipitations pendant l'été pourrait également perturber la composition en espèces des communautés végétales de la toundra, surtout dans les régions polaires semi-désertiques au climat sec. Cependant, la tendance des régimes de précipitations est difficile à prévoir en Arctique (ACIA, 2005), et on dispose de très peu d'études expérimentales modifiant tant les précipitations pendant l'été que les précipitations pendant l'hiver en combinaison avec le réchauffement. Une expérience sur des communautés végétales de la toundra dans le Haut-Arctique a montré que le fait d'arroser les plantes avec environ 13 L d'eau tous les 10 jours pendant 3 saisons n'avait pas d'effet sur la productivité primaire (Henry *et al.*, 1986).

On constate des changements des communautés végétales de la toundra dans tout le biome, et ces changements concordent avec des réponses au réchauffement (voir également la section sur la productivité primaire (biomasse) dans les écosystèmes de la toundra à la page 86). Dans une étude portant sur 158 communautés végétales à 46 sites ayant été rééchantillonnés entre 1980 et 2010, Elmendorf *et al.* (2012b) ont noté un accroissement de la hauteur du couvert et de la hauteur de la plupart des plantes vasculaires, une augmentation de l'abondance des arbustes et de la litière, ainsi qu'une diminution de la superficie de sols nus (figure 64). Cependant, les réponses variaient grandement selon les zones climatiques, et dépendaient fortement de l'humidité et des conditions dans le pergélisol. Dans l'ensemble, les réponses étaient très similaires à celles enregistrées dans une analyse à l'échelle du biome des expériences sur le réchauffement (Elmendorf *et al.*, 2012a), et elles confirment, à l'échelle des parcelles, les changements de réflectance mesurés par l'IVDN (Bhatt *et al.*, 2010).

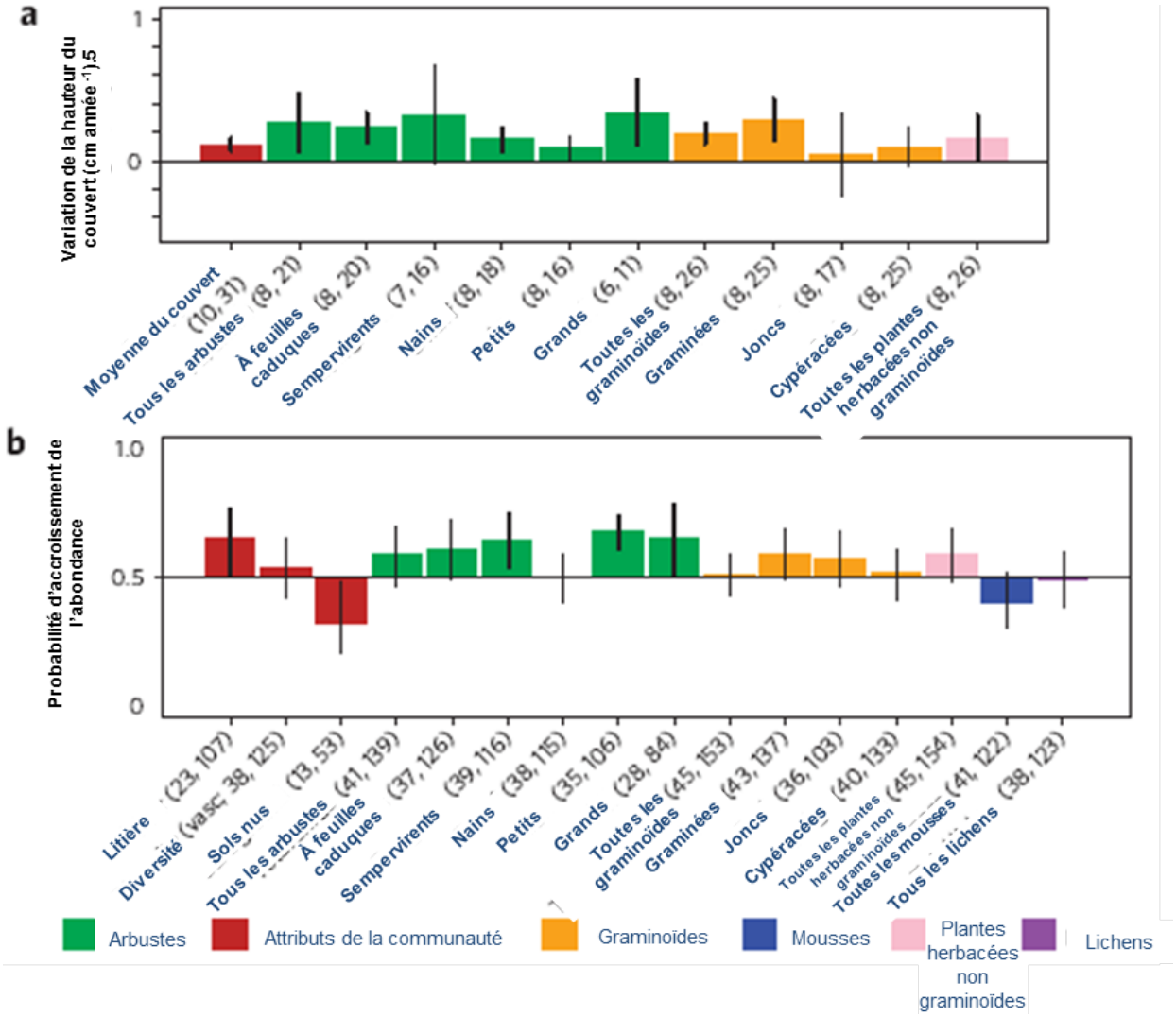


Figure 64. Changements à l'échelle du biome de la hauteur et de l'abondance de la végétation, dans les sites circumpolaires.
La hauteur (a) est la hauteur moyenne du couvert pour chaque catégorie; l'abondance (b) est la probabilité d'accroissement. Les barres d'erreur correspondent à ± l'écart-type, et elles figurent en gras lorsque le taux de changement moyen est (P < 0,05). La taille des échantillons (nombre d'études, nombre d'emplacements) se trouve sur l'axe des abscisses.
Source : Elmendorf et al. *(2012b)*

Principaux facteurs de stress anthropiques touchant la structure des écosystèmes

Changement climatique

Comme dans le cas des tendances connexes relatives aux processus et aux fonctions écosystémiques, le changement climatique est le principal facteur de stress d'origine humaine qui s'exerce sur la structure des écosystèmes dans l'écozone+ de l'Arctique.

Facteurs de stress liés au développement industriel, au peuplement par les humains et à l'activité humaine

Fragmentation et perturbation

Dans l'ensemble, le degré de fragmentation d'origine humaine est extrêmement faible dans l'écozone+ de l'Arctique, puisqu'on y trouve peu de routes et d'autres structures linéaires. Cependant, la fragmentation constitue un facteur de stress préoccupant à l'échelle régionale, et son ampleur pourrait s'accroître à mesure que la population humaine et l'activité industrielle augmenteront dans l'Arctique.

On soupçonne fortement que les perturbations liées aux routes, aux pipelines et aux autres structures linéaires, de même qu'à la circulation routière et aérienne affectent les espèces sauvages. Les hypothèses à cet égard ont été éprouvées par des expériences et par des observations des comportements des espèces à bien des endroits en Arctique et dans les régions subarctiques (Slaney, 1975; Harding et Nagy, 1980; Gunn, 1984; James et Stuart-Smith, 2000; Gnieser, 2000; Dyer *et al.*, 2002; Lunn *et al.*, 2004). De manière générale, les études indiquent que le comportement consistant à fuir les activités industrielles a des effets modestes sur le bilan énergétique des animaux, que la perte d'habitat liée à l'évitement des zones associées à des installations et à des activités industrielles est modeste, et que les animaux migrateurs (comme le caribou) hésitent peu ou n'hésitent pas du tout à traverser des structures linéaires (Nellemann et Cameron, 1998; Wolfe *et al.*, 2000a). Dans certains cas, les animaux sauvages sont attirés par ces installations. Par exemple, les caribous étaient attirés par le bassin de résidus et la piste d'atterrissage à la mine d'or Lupin, au lac Contwyoto (Gunn *et al.*, 1998). Il est cependant évident que certaines espèces, dont le caribou, l'ours grizzli, le carcajou et peut-être le bœuf musqué, évitent effectivement les zones d'activités et de perturbations intenses, du moins pour satisfaire certains besoins liés à leur cycle biologique (Harding et Nagy, 1980; Dumond, 2006; Krebs *et al.*, 2007).

Dans une étude menée dans le Bas-Arctique et dans la taïga du Bouclier, on a examiné les effets cumulatifs des activités humaines et des infrastructures connexes (principalement liées à l'exploitation des mines de diamant) sur la répartition des caribous, des loups, des ours grizzlis et des carcajous dans une zone de 190 000 km², à 400 km au nord-est de Yellowknife, de 1995 à 2000 (Johnson *et al.*, 2005). L'étude a été menée dans le cadre de l'étude West Kitikmeot/Slave (voir l'Étude de cas sur la gouvernance environnementale : le Kitikmeot, à la page 214). Ce sont les mines et les autres grands aménagements qui avaient les effets les plus prononcés sur la

présence des espèces; venaient ensuite les activités d'exploration et les pourvoiries à cet égard, mais les réactions n'étaient pas uniformes, certains carnivores étant attirés par ces installations. Des techniques de modélisation ont également été employées pour évaluer la diminution de l'efficacité de l'habitat (c'est-à-dire pour déterminer dans quelle mesure les animaux choisissaient des habitats de moindre qualité à cause des perturbations dans le secteur). Les plus fortes réactions négatives ont été enregistrées chez les ours grizzlis et les loups, puis chez les caribous et les carcajous. Sur une base saisonnière, cependant, l'effet le plus marqué touchait les caribous après la mise bas : les modèles semblaient indiquer une réduction de 37 % de la superficie d'habitats de qualité supérieure, et une augmentation de 84 % de la superficie des pires habitats.

Effets de l'infrastructure humaine sur l'habitat des prédateurs

L'infrastructure humaine (routes et pistes d'atterrissage, souvent couvertes, poteaux et pylônes des réseaux de télécommunication, balises de navigation et édifices) améliore grandement la structure de l'habitat de certaines espèces, cela en offrant de nouvelles possibilités pour aménager des tanières ou des nids (Liebezeit *et al.*, 2009; Reid *et al.*, 2011; Wilson *et al.*, 2013). Ces nouvelles structures profitent généralement aux prédateurs (renards et rapaces), et modifient donc la répartition spatiale des zones qu'ils exploitent pour la quête de leur nourriture. Cela peut avoir des effets sur le succès de la reproduction de diverses espèces-proies (en particulier les oiseaux de rivage (Liebezeit *et al.*, 2009)), et sur la répartition des nids des rapaces concurrents (Reid *et al.*, 2011). Pour atténuer cette perturbation, on peut limiter le plus possible la construction de telles structures, concevoir des structures qui réduisent les possibilités, pour les rapaces, d'y faire leur nid, et limiter l'étendue des réseaux routiers et des pipelines.

Effets de l'apport complémentaire de nourriture sur les interactions trophiques

L'apport complémentaire de nourriture est lié à la centralisation de l'élimination des déchets, qui crée à quelques endroits des sources de nourriture pour les charognards comme les renards et les goélands. Ce phénomène est profitable aux charognards, ce qui peut se répercuter sur d'autres espèces. L'arrivée du renard roux dans l'Arctique canadien a coïncidé avec l'aménagement d'infrastructures centralisées pour les Inuits dans les années 1930 à 1960, et a probablement à voir avec l'accroissement des ressources en nourriture à certains sites précis (Marsh, 1938; Macpherson, 1964). D'un point de vue de concurrence, le renard roux l'emporte sur le renard arctique, ce qui peut chasser celui-ci des écosystèmes de l'Arctique. Les deux espèces coexistent sur le Versant nord du Yukon, où il n'y a pour l'instant aucun apport complémentaire de nourriture (Gallant *et al.*, 2012).

Étude de cas : les croisières touristiques, un nouveau facteur de stress possible pour la structure des écosystèmes

Dans le passé, les glaces empêchaient en grande partie la navigation commerciale dans l'Arctique canadien, et ce n'est qu'en 1984 qu'un navire de croisière, le MS Explorer, a emprunté pour la première fois le passage du Nord-Ouest (Jones, 1999). Le recul croissant de la glace de mer estivale (voir la section sur la glace de mer, à la page 39) a rendu la majeure partie de l'Arctique canadien accessible aux navires de croisière (Stewart *et al.*, 2007; Stewart *et al.*, 2010).

De 1984 à 1991, l'activité était sporadique. Depuis 1992, le nombre de croisières et la diversité de leurs trajets sont en constante augmentation. Le nombre de croisières prévues dans l'Arctique canadien a doublé entre 2005 et 2006 (passant de 11 à 22), et il a continué à grimper entre 2007 et 2010, cela à un taux d'environ 10 % par année (Dawson, 2012). L'essor de cette activité a commencé à s'essouffler, probablement en raison de la récession économique en 2009, du nombre limité de navires appropriés dont on dispose, et des fluctuations du marché des croisières en Arctique (Dawson, 2012). Le manque d'infrastructures (installations portuaires, transport routier), de même que la rareté des sites touristiques et des activités communautaires pour les groupes de visiteurs limitent également la croissance de l'industrie des croisières dans la région.

Pendant la saison de 2007, 23 croisières, organisées par 6 entreprises différentes, ont emmené environ 2 110 visiteurs dans l'Arctique canadien (Stewart *et al.*, 2010). Nombre de ces navires de croisière ont fait des arrêts planifiés et, à l'occasion, imprévus, à des parcs nationaux comme le parc national Auyuittuq et le parc national Sirmilik, sur l'île de Baffin, et le parc national Quttinirpaaq, sur l'île d'Ellesmere, ainsi qu'à des endroits non loin de ces parcs (tableau 6) (Stewart *et al.*, 2008).

Tableau 6. Nombre de croisières vers des parcs nationaux de l'Arctique et des destinations voisines

Lieu	**2006**	**2007**	**2008**
Pond Inlet	12	9	9
Fjord Tanquary	1	1	1
Île d'Ellesmere	1	1	1
Pangnirtung	4	7	6
Qikiqtarjuaq	2	2	3
Parc national Auyuittuq National Park	4	3	2

Source : Stewart et al. *(2008)*

La plupart des organisateurs de croisières incitent les touristes à faire des balades dans les parcs. Comme l'accès n'est pas réglementé et qu'il n'y a pas de sentiers, le fait qu'un grand nombre de touristes se promènent dans les parcs et d'autres sites côtiers accessibles pourrait avoir des effets néfastes durables sur les écosystèmes à proximité. Pendant ses recherches sur d'anciens sites de peuplement situés sur trois îles de l'est de l'archipel arctique canadien, Forbes (1996) a constaté que la flore de l'Arctique compte un nombre limité d'espèces capables de s'adapter aux perturbations, et que les parcelles perturbées par les humains pourraient mettre énormément de temps à se rétablir. Même lorsque l'intensité et l'échelle des perturbations sont relativement petites, cela pourrait avoir des effets persistants sur la végétation et les sols de l'Arctique. Lorsque la pente est faible, de telles perturbations sont susceptibles de s'étendre sur de vastes étendues en un laps de temps d'à peine quatre ans. Cela crée une mosaïque artificielle de parcelles de qualité et de quantité hautement variables, ce qui compromet les habitats exploités par les herbivores vertébrés pour s'alimenter et se reproduire (Forbes, 2001). Les autres effets possibles comprennent la perturbation des espèces sauvages, surtout les oiseaux de mer qui nidifient (Marquez et Eagles, 2007), l'accroissement du risque d'introduction de plantes envahissantes, et une augmentation importante des déchets d'origine humaine à l'échelle locale, lesquels pourraient, s'ils ne sont pas éliminés correctement, entraîner une dégradation de l'habitat.

Composition des écosystèmes

Introduction

La composition désigne les espèces et les groupes d'espèces qui forment l'écozone⁺ de l'Arctique.

Les sources d'information sur la répartition et l'abondance des espèces de l'Arctique dans le passé comprennent le savoir autochtone traditionnel ainsi que les écrits des premiers explorateurs, ces derniers ayant dans bien des cas consigné des renseignements fournis par des guides dénés et inuits en plus de leurs propres observations et relevés. Les autorités publiques canadiennes et américaines ont commencé à financer des relevés biologiques à la fin du XIX^{e} siècle. Ces relevés ont fait connaître au monde les espèces emblématiques de l'Arctique canadien : l'ours blanc (*Ursus maritimus*), l'ours grizzli (*Ursus arctos*), les vastes hardes de caribous de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*), le caribou de Peary (*Rangifer tarandus pearyi*), de petite taille, presque blanc, vivant dans le Haut-Arctique, le renard arctique (*Vulpes lagopus*), le lièvre arctique (*Lepus arcticus*), les lemmings (*Arvicolinae*) et le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*); les mammifères marins tels que le phoque annelé (*Pusa hispida*) et le phoque barbu (*Erignathus barbatus*), la baleine boréale (*Balaena mysticetus*), le béluga (*Delphinapterus leucas*), le narval (*Monodon monoceros*) et le morse (*Odobenus rosmarus*); les oiseaux résidents comme le Harfang des neiges (*Bubo scandiacus*) et le faucon gerfaut (*Falco rusticolis*), ainsi que les oiseaux migrateurs venant se reproduire en Arctique, comme le courlis esquimau (*Numenius borealis*), probablement aujourd'hui disparu.

Diversité des espèces

La diversité des espèces est relativement faible dans l'écozone⁺ de l'Arctique, et elle diminue selon un gradient allant du sud vers le nord, et de l'ouest vers l'est. La partie nord-ouest de l'écozone⁺ fait partie de la Béringie, et sa diversité est accrue par des espèces endémiques ou rares sur la planète, qui ont survécu aux dernières glaciations (Cannings *et al.*, 2013).

La diversité des plantes vasculaires dans les écosystèmes de la toundra canadienne diminue avec la température selon un gradient latitudinal (*figure 65*) (Rannie, 1986). Le nombre d'espèces de bryophytes et de lichens décline lui aussi avec la latitude, mais la richesse ne diminue pas autant que dans le cas des plantes vasculaires. La richesse des espèces de vertébrés décroît également du sud vers le nord, comme le montre la figure 66.

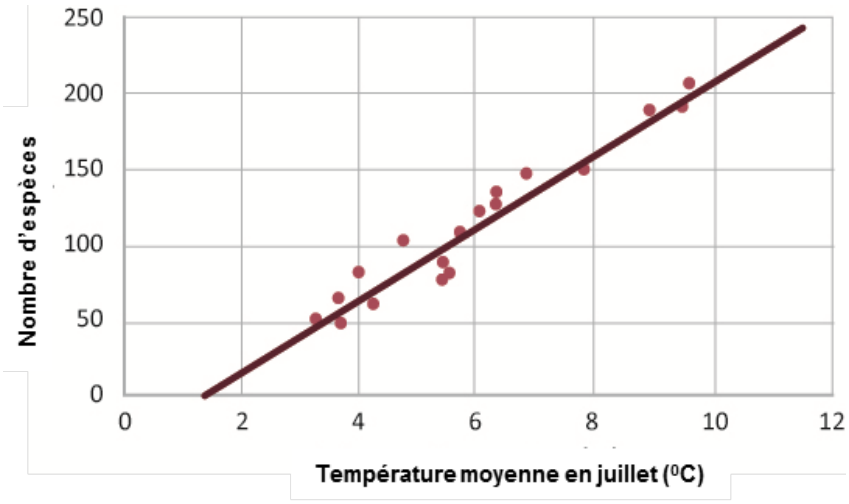


Figure 65. Relation entre la richesse des espèces de plantes vasculaires et la température moyenne en juillet, dans l'Arctique canadien.
Source : Rannie (1986)

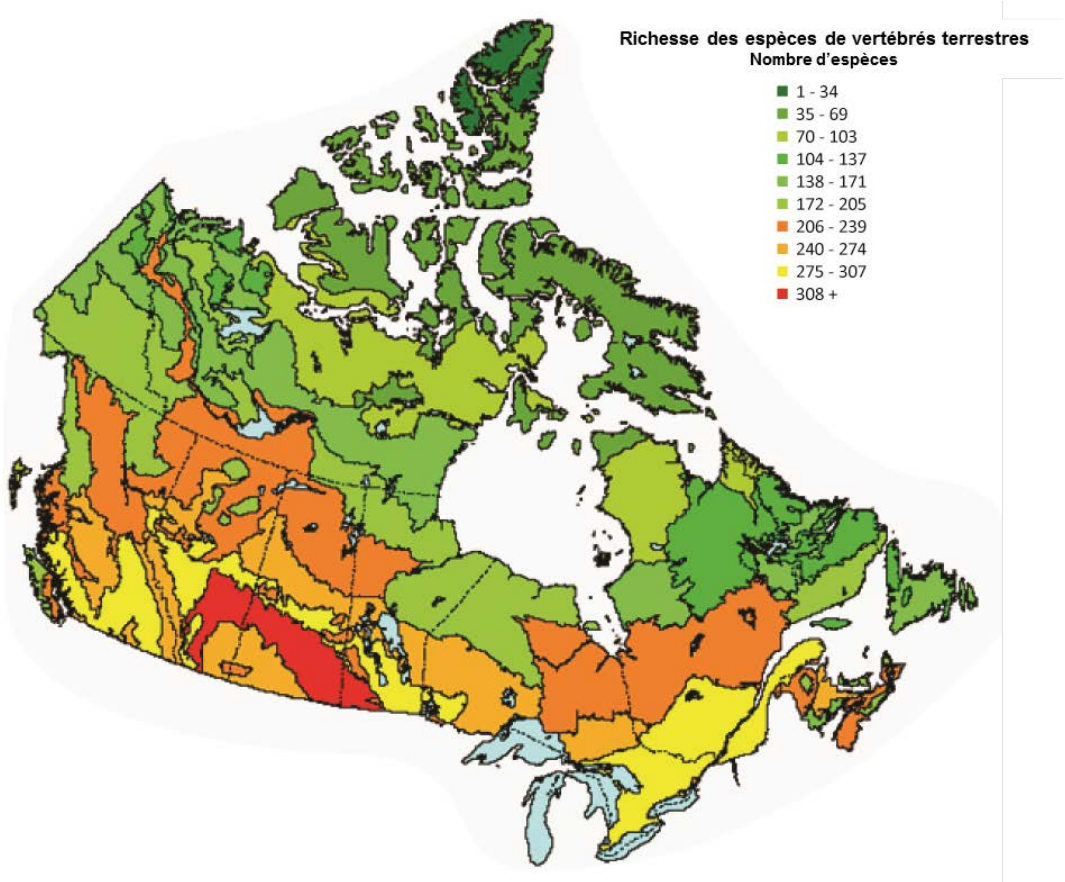


Figure 66. Richesse des espèces de vertébrés terrestres au Canada.
Source : GeoInsight Corporation (1999)

Dans les écosystèmes de l'Arctique, les réseaux trophiques sont relativement simples, par rapport à ceux que l'on trouve dans les écosystèmes plus au sud (voir la section sur la dynamique des communautés et des populations à la page 62). Dans les écosystèmes plus

complexes, les mécanismes de transfert d'énergie sont multiples, et un nombre plus grand d'espèces occupe des niches similaires. À cause de la faible diversité des espèces dans les écosystèmes de l'Arctique et du caractère généralement simple de ceux-ci, la capacité de ces écosystèmes à résister aux perturbations, au départ, et à se rétablir, s'ils sont endommagés, pourrait être restreinte. Cependant, on ne connaît pas bien les liens entre la complexité des réseaux trophiques et la vulnérabilité aux changements (voir la section sur la dynamique des communautés et des populations).

Le Nunavut, qui s'étend sur une superficie de 1,9 million km^2, dont la majeure partie se trouve dans l'écozone$^+$ de l'Arctique, compte 38 espèces de mammifères terrestres, 151 espèces d'oiseaux se reproduisant sur le territoire, 20 espèces de poissons d'eau douce et de poissons anadromes, 8 espèces d'amphibiens et 1 espèce de reptiles, 47 espèces de papillons et 626 espèces de plantes vasculaires (Department of Environment, 2013a). En comparaison, en Colombie-Britannique, dont la superficie est moitié moins grande que celle du Nunavut, on répertorie 47 espèces de mammifères présentes sur une base régulière, 528 espèces d'oiseaux se reproduisant sur le territoire, 120 espèces de poissons d'eau douce et de poissons anadromes, 22 espèces d'amphibiens et 22 espèces de reptiles, 275 espèces de papillons et 3 097 espèces de plantes vasculaires (BC Conservation Data Centre, 2007). Cette comparaison illustre la relative simplicité des écosystèmes de l'Arctique, du point de vue de la richesse des espèces.

Tendances relatives aux espèces dont la conservation suscite des préoccupations

Évaluation des espèces

Le statut d'une espèce renvoie à son risque d'extinction, qui est déterminé à l'aide de critères normalisés et évalué à l'échelle mondiale, nationale ou provinciale/territoriale. On peut évaluer des sous-espèces et des populations et les inclure dans le terme « espèce ». Le statut à l'échelle mondiale est évalué par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Aux fins du présent rapport, les espèces qui sont jugées en péril ou dont la conservation suscite des préoccupations à l'échelle mondiale sont les espèces quasi menacées, vulnérables, en danger ou en danger critique.

Au Canada, les espèces en péril peuvent avoir les statuts suivants : « en voie de disparition » (espèces susceptibles de disparaître de la planète ou du pays de façon imminente); « menacée » (espèces susceptibles de devenir en voie de disparition si rien n'est fait pour contrer les facteurs menaçant de les faire disparaître) ou « préoccupante » (espèces qui peuvent devenir menacées ou en voie de disparition). L'inscription des espèces qui sont jugées en péril par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), mais qui ne sont pas encore protégées par la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada, fait l'objet de consultations (tableau 7). Même si l'écozone$^+$ de l'Arctique compte moins d'espèces désignées en péril selon la LEP que toutes les autres écozones$^+$, plusieurs espèces emblématiques, espèces clés et espèces importantes dans la culture inuite sont en cours d'examen.

Tableau 7. Espèces dont l'aire de répartition au Canada se limite à l'écozone[+] de l'Arctique et/ou aux écozones[+] marines de l'Arctique qui sont visées par la Loi sur les espèces en péril *(LEP) du Canada parce que leur conservation suscite des préoccupations ou que le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) juge en péril.*

Espèces	**Sous-espèce ou population**	**Statut selon le COSEPAC**	**Statut selon la LEP**	**Annexe de la LEP**
Plantes				
Braya poilu (*Braya pilosa*)		En voie de disparition		
Bryum de Porsild (*Haplodontium macrocarpum*)		Menacée	Menacée	Annexe 1
Saxifrage à épis (*Micranthes spicata*)		Menacée		
Poissons				
Morue franche (*Gadus morhua*)	Population des lacs de l'Arctique	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Loup Atlantique (*Anarhichas lupus)*		Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
Loup de Béring (*Anarhichas orientalis*)		Données insuffisantes	Préoccupante	Annexe 3
Terrassier à six lignes (*Acantholumpenus mackayi*)		Données insuffisantes	Préoccupante	Annexe 3
Cisco de l'Alaska (*Coregonus laurettae*)		Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*)	Populations de l'Ouest de l'Arctique	Préoccupante		
Dolly varden (*Salvelinus malma malma*)	Populations de l'Ouest de l'Arctique	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Chabot à quatre cornes (*Myoxocephalus quadricornis*)	Forme d'eau douce	Données insuffisantes	Préoccupante	Annexe 3
Loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*)		Menacée	Menacée	Annexe 1
Grenadier de roche (*Coryphaenoides rupestris*)		En voie de disparition	Pas de statut	Non inscrite
Loup tacheté (*Anarhichas minor*)		Menacée	Menacée	Annexe 1
Raie épineuse (*Amblyraja radiata*)		Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Oiseaux				
Bécasseau roussâtre (*Tryngites subruficollis*)		Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Courlis esquimau (*Numenius borealis*)		En voie de disparition	En voie de disparition	Annexe 1
Arlequin plongeur (*Histrionicus histrionicus*)	Population de l'Est	Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
Mouette blanche (*Pagophila eburnea*)		En voie de disparition	En voie de disparition	Annexe 1
Bécasseau maubèche (*Calidris canutus*)	sous-espèce *rufa* subspecies (*C. canutus rufa*)	En voie de disparition	En voie de disparition	Annexe 1
	type *roselaari* type (*C. canutus roselaari* type)	Menacée	Menacée	Annexe 1
	sous-espèce *islandica* subspecies (*C. canutus islandica*)	Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
Mouette rosée (*Rhodostethia rosea*)		Menacée	Menacée	Annexe 1
Hibou des marais (*Asio flammeus*)		Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
Faucon pèlerin de la toundra *(Falco peregrines tundrius*)		Statut non actif	Préoccupante	Annexe 3

Espèces	Sous-espèce ou population	Statut selon le COSEPAC	Statut selon la LEP	Annexe de la LEP
Mammifères terrestres				
Caribou de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*)	Population Dolphin-et-Union	Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
Ours grizzli (*Ursus arctos*)	Population de l'Ouest	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Caribou de Peary (*Rangifer tarandus pearyi*)		En voie de disparition	En voie de disparition	Annexe 1
Ours blanc (*Ursus maritimus*)		Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
Carcajou (*Gulo gulo*)	Population de l'Ouest	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Mammifères marins				
Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*)		Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Béluga (*Delphinapterus leucas*)	Population du sud-est de l'île de Baffin et de la baie Cumberland	Statut non actif	En voie de disparition	Annexe 2
	Population de l'est de la baie d'Hudson	En voie de disparition	Pas de statut	Non inscrite
	Population de la baie d'Ungava	En voie de disparition	Pas de statut	Non inscrite
	Population de la baie Cumberland	Menacée	Pas de statut	Non inscrite
	Population de l'est du Haut-Arctique et de la baie de Baffin	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
	Population de l'ouest de la baie d'Hudson	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Baleine boréale (*Balaena mysticetus*)	Population des mers de Béring, des Tchouktches et de Beaufort	Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
	Population de l'est de l'Arctique	Statut non actif	En voie de disparition	Annexe 2
	Population de l'est du Canada et de l'ouest du Groenland	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Baleine grise (*Eschrichtius robustus*)	Population du Pacifique Nord-Est	Préoccupante	Préoccupante	Annexe 1
Rorqual à bosse (*Megaptera novaengliae*)	Population de l'ouest de l'Atlantique Nord	Non en péril	Préoccupante	Annexe 3
Épaulard (*Orcinus orca*)	Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique	Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite
Narval (*Monodon monoceros*)		Préoccupante	Pas de statut	Non inscrite

Les espèces qui figurent aux annexes 2 et 3 de la LEP – ou qui ne sont pas encore inscrites – sont à une étape quelconque de l'évaluation en vue de leur inscription à l'annexe 1. Il est à noter que l'évaluation du COSEPAC et l'inscription à la LEP sont deux processus distincts. Le fait que le COSEPAC considère une espèce comme menacée ne signifie pas qu'elle sera automatiquement inscription à la LEP.

Source : Registre de la LEP, version de juin 2013 (Gouvernement du Canada, 2013)

Les tendances relatives à certaines espèces dont la conservation suscite des préoccupations sont exposées ci-dessous.

Le caribou de Peary

Cette section est fondée sur le rapport technique thématique intitulé *Tendances des populations de caribous des zones septentrionales du Canada*, faisant partie du RETE (Gunn *et al.*, 2011c), et comprend des données mises à jour depuis la publication de ce rapport, de même que des éléments tirés d'évaluations et de résultats de recherche produits récemment. Voir également la section sur les principales menaces pour le caribou (page 196). La classification de caribous utilisée dans ce rapport est en accordance avec la classification utilisée dans la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). En 2011, le COSEPAC a adopté 12 unités désignables pour classifier le caribou au Canada. Ces unités seront utilisées, à partir de 2014, dans des évaluations et futures décisions d'inscription de caribou sous la LEP.

Aperçu

Au cours des 50 dernières années, le nombre de caribous de Peary est passé d'environ 44 000 à environ 11 000 à 12 000 individus (Species at Risk Committee, 2012a), et 2 populations géographiques semblent avoir disparu. Le taux de déclin a varié au fil du temps et selon les populations géographiques : les déclins enregistrés dans certaines populations se sont renversés, tandis que d'autres populations ne se sont pas rétablies. Les relevés sont effectués à intervalles irréguliers, et seulement deux des six populations géographiques (celles des îles Banks et Bathurst) ont été régulièrement dénombrées. Les tendances globales diffèrent entre les îles du Haut-Arctique, d'une part, et les îles de plus grande taille (dans le Moyen-Arctique) et la presqu'île Boothia, plus au sud, d'autre part. Même si l'abondance du caribou de Peary sur les grandes îles du Moyen-Arctique était relativement élevée jusque dans les années 1990, des déclins sont survenus. Les populations de la presqu'île Boothia et des îles Prince-de-Galles et Somerset avaient presque disparu dans les années 1990. Sur une période de 20 ans, rien n'indique un rétablissement sur l'île Banks et dans le nord-ouest de l'île Victoria, même si la chasse est sévèrement limitée depuis le début des années 1990 (Species at Risk Committee, 2012a).

Les populations géographiques du caribou de Peary sont définies en fonction de ce que l'on sait de leurs déplacements, de leur répartition saisonnière et de leur génétique (Jenkins *et al.*, 2011; Species at Risk Committee, 2012a). Les îles de l'Arctique sont reliées entre elles pendant une bonne partie de l'année, et le caribou de Peary effectue des migrations saisonnières en se déplaçant sur la glace. Cependant, l'étendue de la glace de mer est faible à l'automne, ce qui a probablement une incidence sur la répartition des lieux de rut, et contribue donc au maintien des populations géographiques insulaires. Jenkins *et al.* (2011) ont décrit sept populations géographiques sur les îles les plus septentrionales : population des îles Melville et du Prince-Patrick, groupe des Premiers ministres, groupe de l'île Bathurst, population de l'île Devon, population de l'île Axel Heiberg, population de l'île d'Ellesmere et groupe d'Ellef. Deux des quatre populations géographiques des îles plus au sud (îles Prince-de-Galles et Somerset;

presqu'île Boothia) ont pour ainsi dire disparu depuis les années 1990; il ne reste donc que les populations de l'île Banks et du nord-ouest de l'île Victoria.

Sur les îles du Haut-Arctique, les conditions météorologiques exercent une influence considérable, puisque les rudes hivers qui surviennent de manière périodique causent une mortalité à grande échelle ainsi qu'une réduction de la productivité (Miller et Gunn, 2003; Harding, 2004). Même si les signes du réchauffement du climat sont bien présents dans le Haut-Arctique (Zhang *et al.*, 2011), il est difficile de relier ces tendances aux variations de l'abondance du caribou de Peary, en partie à cause de la forte variabilité annuelle du climat et de la surveillance peu fréquente de la plupart des caribous de Peary. L'autre raison est que la chasse et la prédation ont une incidence sur l'abondance du caribou de Peary. Les tendances relatives à l'abondance du bœuf musqué diffèrent en général de celles de l'abondance du caribou de Peary, même si ce phénomène varie en fonction du secteur. La croissance des effectifs de bœufs musqués enregistrée alors que ceux des caribous de Peary déclinent soulève la question de la compétition. Le rôle de la compétition intraspécifique ou interspécifique pour les plantes à brouter est incertain, puisqu'il existe des différences notables entre le bœuf musqué et le caribou pour ce qui est du choix de la nourriture et de l'habitat (Gunn et Dragon, 2002). Cependant, sur l'île Banks, certaines plantes sont consommées par les deux espèces, comme le saule (Larter et Nagy, 2004). Il pourrait donc exister une relation de compétition entre le bœuf musqué et le caribou de Peary. On a mis moins d'efforts à essayer de déterminer si l'augmentation de l'abondance des bœufs musqués entraînait un accroissement du nombre de loups, lequel pourrait intensifier la prédation dont le caribou de Peary fait l'objet (Gunn et Dragon, 2002). On a encore moins étudié la relation entre le caribou, le bœuf musqué et leurs parasites. Cependant, Hughes *et al.* (2009) ont publié des remarques sur les nématodes intestinaux et les hypodermes chez les bœufs musqués et les caribous de la population Dolphin-et-Union. Peu est connu au sujet des effets de parasites sur le caribou de Peary.

Il est difficile de décrire les tendances relatives au caribou de Peary à cause de la basse fréquence des relevés et de la brève période sur laquelle des relevés ont été effectués. On ne sait pas si les effectifs élevés de caribous enregistrés au début des années 1960, leur déclin subséquent et leur maintien à des valeurs basses pendant une longue période traduisent : 1) des fluctuations normales; 2) une période de stabilité relative pendant un déclin inhabituellement long; 3) des pics inhabituellement hauts. L'abondance du caribou de Peary varie peut-être de manière régulière, les fluctuations étant dictées par une relation entre la quantité de plantes à brouter et l'abondance du caribou (Tews *et al.*, 2007a; Tews *et al.*, 2007b). Il est également possible que le caribou de Peary se trouve dans un « système de broutage hors d'équilibre », selon lequel des phénomènes météorologiques sporadiques et imprévisibles modifient l'indice vital et les tendances des populations (Caughley et Gunn, 1993; Behinke, 2000).

Tendances relatives à l'abondance

***Îles Melville et du Prince-Patrick* :** Les relevés, bien que peu fréquents, ont détecté un brusque déclin entre 1961 (année du premier relevé à grande échelle par voie aérienne) et 1997. Sur l'île du Prince-Patrick, on a enregistré un déclin de 95 % (de 1 797 à 84 caribous âgés d'un an ouplus). Sur l'île Melville, le nombre de caribous de Peary a chuté de 92 % (de 10 366 à

787 caribous d'un an ou plus) (Tener, 1963; Gunn et Dragon, 2002). Cependant, entre 1997 et 2012, la tendance s'est renversée, et on a constaté un solide rétablissement sur les îles Melville, du Prince-Patrick, Byam-Martin, Eglinton et Emerald (Davison et Williams, 2012). L'estimation de 2012 établissait à environ 6 000 le nombre de caribous de Peary; cela ne correspond pas à un rétablissement complet par rapport à l'effectif de 1961 (16 000), mais il s'agit de l'abondance la plus élevée que l'ont ait enregistrée depuis. Voir la figure 67a et figure 67b. L'absence de glace de mer a empêché d'effectuer un relevé aérien des îles Mackenzie King, Brock et Borden en 2012.

Îles Prince-de-Galles et Somerset : Chaque année, le caribou de Peary circulait sur la glace de mer entre les îles de ce groupe, et certains sujets hivernaient sur la presqu'île Boothia. De 1974 à 1980, l'effectif du caribou a été stable, se maintenant autour de 4 000 à 6 000 individus, ce qui en faisait l'une des populations de caribou de Peary les plus importantes dans les années 1970 et 1980 (Gunn *et al.*, 2006). Le relevé suivant n'a eu lieu que 15 ans plus tard, et seulement quelques individus ont alors été observés (Gunn et Dragon, 1998). En 2004, pas un seul individu n'a été observé lors d'un relevé aérien des îles (McRae *et al.*, 2010). Voir la figure 67c.

Île Bathurst (et îles satellites) : De 1961 à 1974, l'effectif du caribou de Peary a diminué d'un facteur 10 (Miller, 1991a). De 1974 à 1994, l'effectif s'était rétabli au niveau de 1961 (Miller, 1991a). Par la suite, la population s'est de nouveau effondrée, et en 1997, elle comptait moins de 100 individus (Gunn et Dragon, 2002). Un relevé effectué en 2001 a révélé une tendance au rétablissement de la population (McRae *et al.*, 2010). Le complexe de l'île Bathurst a fait l'objet d'un nouveau relevé en mai 2013 et, selon les estimations préliminaires, la taille de la harde aurait triplé par rapport à 2001 (Department of Environment, 2013a). Au moment de la publication du présent rapport, l'estimation définitive de la population d'après ce relevé n'était pas disponible, et elle n'est donc pas incluse dans le graphique, à la figure 67d.

Île Banks : La population de caribous de Peary de l'île Banks était l'une des plus importantes au moment où elle a culminé à quelque 12 000 individus, au début des années 1970 (Gunn *et al.*, 2000b), et elle est ensuite demeurée relativement stable jusqu'en 1982 (Nagy *et al.*, 2009d). C'est alors qu'elle a commencé à diminuer : en 1992, il restait environ 1 000 individus (Nagy *et al.*, 2009a). Un rétablissement modeste a été noté en 2001, mais celui-ci a vraisemblablement été anéanti en raison d'une tempête de verglas survenue au début de l'hiver 2003 (Nagy et Gunn, 2006). Selon un relevé effectué en 2010, on a estimé à 1 097 ± 343 [intervalle de confiance (IC) à 95 %] le nombre d'individus, à part les petits, ce qui a confirmé la persistance d'un faible effectif sur l'île Banks (Davison *et al.*, 2013). Voir la figure 67e.

Nord-ouest de l'île Victoria : Les tendances de la population de caribous de Peary dans le nord-ouest de l'île Victoria sont moins connues que celles de la population de l'île Banks, car les recensements y ont été moins fréquents. En 1987, l'effectif était élevé, se situant aux alentours de 2 600 (Gunn *et al.*, 2000b), puis il a décliné pendant les années 1980, si bien qu'en 1993, un relevé aérien n'a permis de détecter que quelques individus (Gunn, 2005). L'effectif s'est ensuite lentement rétabli, d'après les estimations de 95 ± 60 (IC à 95 %) (Nagy *et al.*, 2009b) et de 204 ± 103 (Nagy *et al.*, 2009c) faites respectivement en 1998 et en 2001. Cependant, en 2005, on estimait le nombre d'individus (à part les petits) à 66 ± 61, ce qui faisait penser qu'une partie du rétablissement avait été annulée par les épisodes de verglas survenus au cours de 2 hivers

(2002-2003 et 2003-2004) (Nagy et Gunn, 2006). Un relevé subséquent effectué en 2010 a fourni une estimation de 150 ± 104 caribous à part les petits, ce qui a confirmé la persistance d'un faible effectif (Davison *et al.*, En prép.). Voir la figure 67f.

Presqu'île Boothia : La population de caribous de Peary sur la presqu'île Boothia a augmenté tout au long des années 1970 et au début des années 1980. Un relevé effectué en 2006 dans cette région a indiqué un déclin par rapport aux estimations de 1985 (Gunn et Dragon, 1998). Il est difficile de dégager de tendances claires, car la télémétrie par satellite a révélé que tant le caribou de la toundra que le caribou de Peary mettent bas et estivent sur la presqu'île de Boothia (Gunn *et al.*, 2000a), et car seulement trois relevés aériens ont été effectués entre 1985 et 2006. Lors du plus récent relevé aérien, en 2006, on a identifié un seul caribou de Peary, et on a globalement observé peu de caribous dans la partie nord de la presqu'île, qui était utilisée par le caribou de Peary pour mettre bas et estiver au milieu des années 1980 et dans les années 1990 (Jenkins *et al.*, 2011).

Îles orientales de la Reine-Élisabeth (îles Ellef Ringnes, Amund Ringnes, Devon, Ellesmere, Axel Heiberg, Cornwall, King Christian et Graham) : Il existe relativement peu d'information pour dégager des tendances, puisque seulement deux relevés aériens exhaustifs ont été effectués sur une période de 50 ans. Un relevé a été fait en 1961, mais il était si incomplet que les chiffres qu'il a produits, soit environ 1 500 caribous, ne peuvent être qu'approximatifs (Tener, 1963). Miller *et al.* (2005) ont réanalysé les données de 1961 en se servant des secteurs mis à jour des îles, et ont corrigé l'estimation à la hausse (2 887± 642). Le recensement exhaustif suivant a eu lieu entre 2005 et 2008; le ministère de l'Environnement du Nunavut a alors estimé à 4 000 la population de caribous de 10 mois et plus, d'après les relevés aériens (Jenkins *et al.*, 2011) :

- île d'Ellesmere (y compris l'île Graham) – relevés effectués en partie en 2005 et en partie en 2006 : les résultats combinés donnent une estimation de 1 021 individus;
- îles Axel Heiberg – relevés effectués en 2007 : 2 291 individus (IC à 95 % : 1 636 à 3 208);
- îles Amund Ringnes, Ellef Ringnes, King Christian, Cornwall et Meighen – relevés effectués en 2007 : total de 282 individus (IC à 95 % : 157 à 505);
- île Lougheed – relevés effectués en 2007 : 372 individus (IC à 95 % : 205 à 672);
- île Devon – relevé effectué en 2008 : 17 individus dénombrés dans le cadre d'un relevé exhaustif.

Ces renseignements ne permettent de dégager aucune tendance. Les estimations révisées de 1961 et les estimations de 2005 à 2008, associées à leurs intervalles de confiance, se recoupent, mais on ne dispose que de deux valeurs obtenues à près de 50 ans d'intervalle; ce n'est pas suffisant pour interpréter ce résultat comme étant une tendance à la stabilité, puisque l'ampleur et la nature des déclins à l'échelle locale sont inconnues.

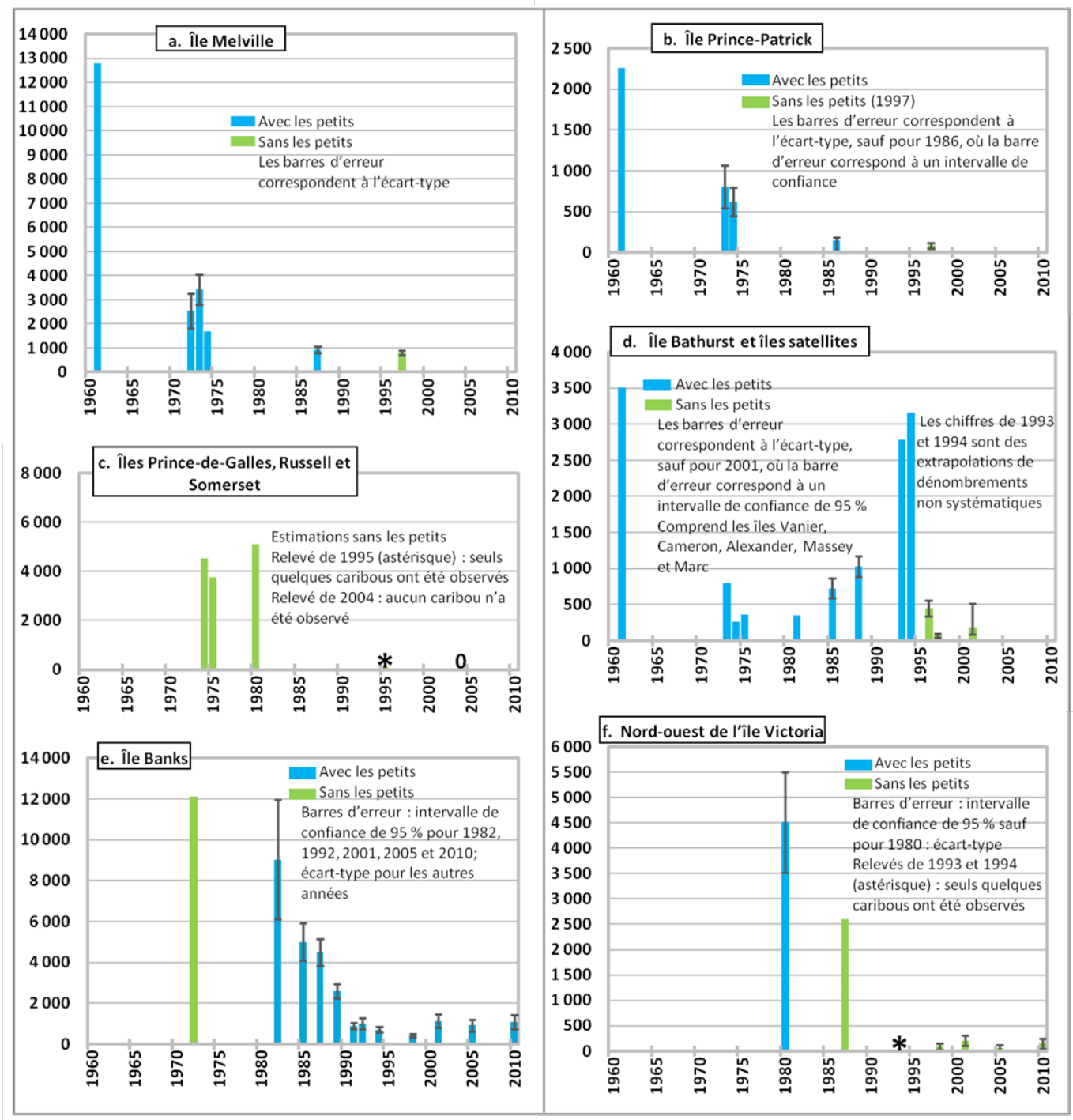


Figure 67. Estimations des populations de caribou de Peary.
Source : Gunn et al. *(2011c); Comité sur les espèces en péril (2012a); Jenkins* et al. *(2011). Voir également les références indiquées dans le texte.*

Tendances relatives à la répartition

Le caribou de Peary n'est présent qu'au Canada (si l'on fait exception des sujets observés à l'occasion sur la côte nord-ouest du Groenland), et son aire de répartition se limite aux îles du Haut-Arctique (îles de la Reine-Élisabeth – 404 730 km²) et du Moyen-Arctique (129 510 km²), et à une avancée continentale vers le nord (presqu'île Boothia – 26 000 km²) (Miller, 1991b).

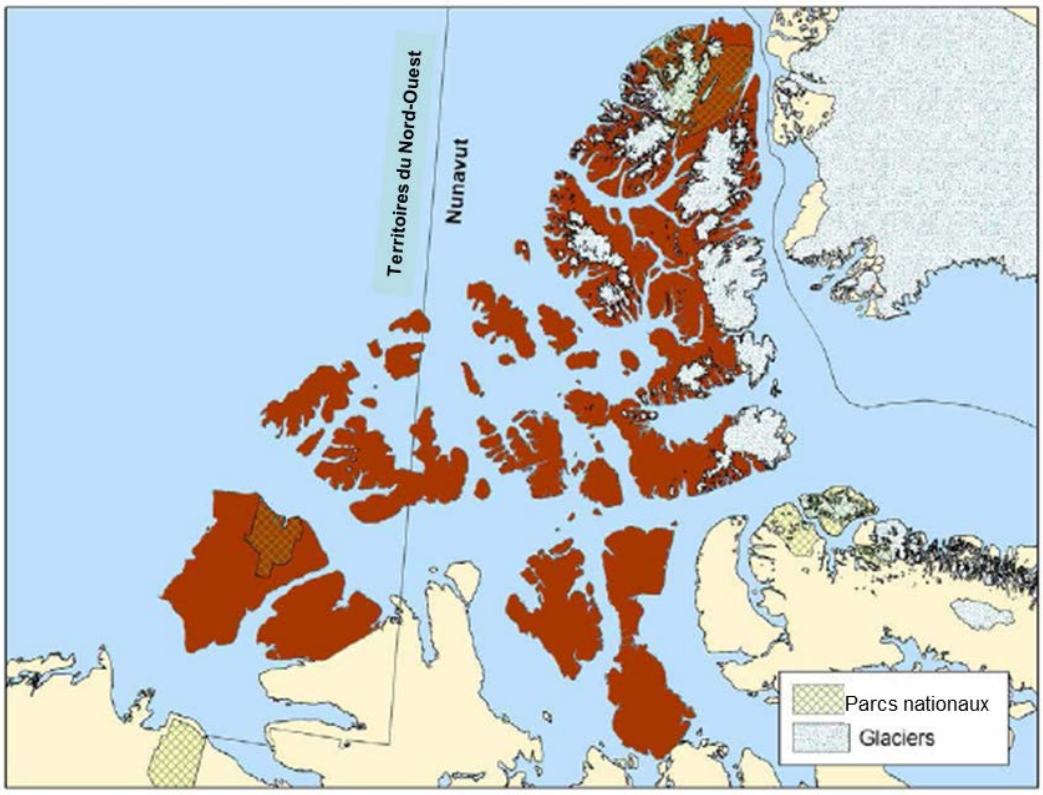


Figure 68. Aire de répartition mondiale du caribou de Peary.
Source : Comité sur les espèces en péril (2012a)

Une grande partie des îles de la Reine-Élisabeth orientales sont des régions montagneuses où l'on trouve des calottes glaciaires et des glaciers. Les zones à plus de 750 m d'altitude, y compris les champs de glace et de neige pérennes, représentent 20 à 43 % de la superficie des îles d'Ellesmere, Axel Heiberg et Devon. La densité des caribous y est beaucoup plus faible qu'ailleurs et, par conséquent, même si les îles de la Reine-Élisabeth orientales constituent 78 % des terres émergées du Haut-Arctique, en 1961, on n'y trouvait que 10 % des caribous de Peary (Miller *et al.*, 2005). Comme le déclin est plus rapide dans les îles occidentales, cette répartition proportionnelle a changé; ainsi, d'après les plus récents relevés, 40 % des caribous de Peary du Haut-Arctique se trouvent sur les îles de la Reine-Élisabeth orientales.

Les connaissances sur les tendances relatives à la répartition proviennent en grande partie des observations faites lors des relevés aériens systématiques, qui sont effectués à des moments différents selon les îles. Sur quelques îles (par exemple, dans le nord-ouest de l'île Victoria et sur l'île Banks), le suivi des caribous à l'aide de colliers émetteurs à transmission par satellite a beaucoup amélioré notre compréhension de la répartition saisonnière et annuelle des sujets

(Gunn et Fournier, 2000b; Poole *et al.*, 2010; Gunn *et al.*, 2012). La répartition des caribous change lorsque les conditions météorologiques sont défavorables pendant l'hiver, comme on l'a vu sur l'île Bathurst (F.L. Miller, données non publiées, dansGunn *et al.*, 2012) (figure 69).

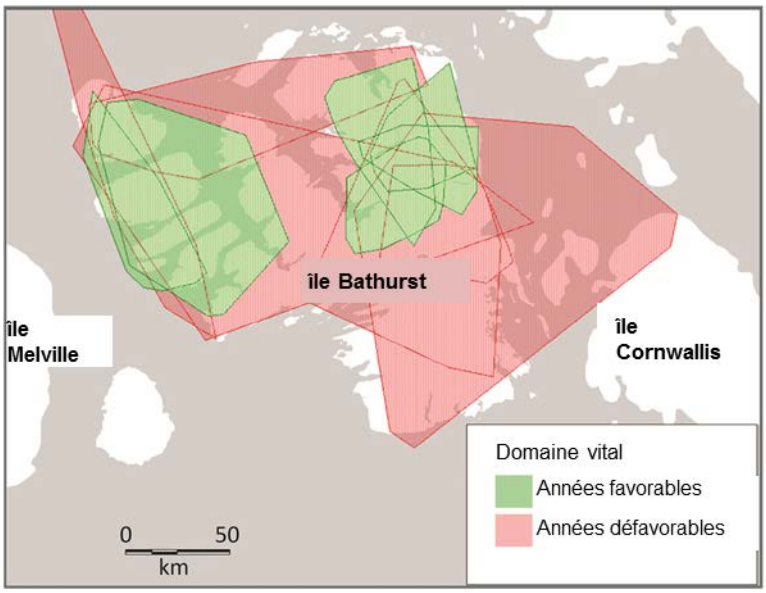


Figure 69. Variation du domaine vital de caribous de Peary munis d'un collier émetteur à transmission par satellite en fonction des conditions favorables ou dévaforables pendant l'hiver, dans le complexe de l'île Bathurst, au Nunavut, en 1993-1994 et de 1994 à 1997.
On a suivi trois caribous femelles pendant deux années où l'hiver était clément, et pendant deux années où l'hiver était rude. Chaque polygone englobe tous les endroits où un caribou est allé pendant une année (domaine vital minimum pour ce sujet pendant l'année en question). Le domaine vital des trois femelles suivies était 5,5 fois plus petit les années où les conditions étaient favorables pendant l'hiver que les années où la couche de neige était inhabituellement épaisse.
Source : adapté de Gunn et al. *(2012), d'après Miller (2013) ainsi que Miller et Barry (2002)*

À mesure que l'abondance diminue, l'aire de répartition se contracte; par exemple, on constate un changement de l'utilisation des îles de plus petite taille. Dans les îles de la Reine-Élisabeth occidentales, on n'a vu aucun caribou de Peary sur trois des îles (Brock, Eglinton et Emerald) lors des relevés aériens en 1997 (Gunn et Dragon, 2002). Cependant, on avait systématiquement observé des individus sur ces îles lors des relevés de 1961, de 1972 à 1974 et de 1987 à 1988, et on en a détecté de nouveau en 2012 (Davison et Williams, 2012). Il est difficile de déceler les tendances relatives à la répartition dans les plus grandes îles en raison de la variabilité du moment où sont effectués les recensements (Species at Risk Committee, 2012a).

Le caractère sporadique des relevés ainsi que l'ampleur des variations annuelles créent des lacunes dans les données, ce qui empêche de dégager des tendances relatives la répartition. Cela est particulièrement vrai dans le cas des îles de la Reine-Élisabeth orientales, où les relevés sont vraiment peu fréquents (Jenkins *et al.*, 2011). Cependant, sachant que deux populations ont décliné jusqu'à ne plus compter que quelques individus (sur les îles Prince-de-Galles et Somerset, et sur la presqu'île Boothia), l'aire de répartition globale du caribou de Peary a rétréci de 15 % entre 1980 et 2006.

Population de caribous Dolphin-et-Union

Cette section est en partie basée sur le rapport technique *Tendances des populations de caribous des zones septentrionales du Canada* (Gunn *et al.*, 2011c) et comprend les mises à jour des données sur les tendances présentées dans ce rapport.

État et tendances

Selon les mentions historiques et les témoignages des chasseurs inuits, l'effectif des caribous pourrait avoir atteint pas moins de 100 000 individus sur l'île Victoria au début des années 1800 (Manning, 1960). Au début des années 1920, l'effectif avait diminué, et les migrations par la traversée du détroit de Dolphin-et-Union ont cessé, probablement à cause de l'effet combiné de deux facteurs : les tempêtes de verglas et l'arrivée des armes à feu. Le rétablissement a été lent, si bien que le caribou est demeuré rare jusque dans les années 1970. Dans les années 1990, l'effectif était en croissance (figure 70). En octobre 1997 et en octobre 2007, le dénombrement des caribous faisant halte le long de la côte ouest de l'île Victoria a permis d'estimer le nombre de caribous à 27 948 ± 3 367 [écart-type (É.-T.)] et à 21 753 ± 2 343 (É.-T.), respectivement (valeur non corrigée en fonction du nombre de caribous présumés se trouver hors de la zone de recensement) (Nishi et Gunn, 2004; Dumond, 2011, comm. pers.). Ces deux estimations, combinées à la variabilité du taux de conception annuel, au taux de survie relativement faible des petits (au cours de la période de 1999 à 2006) et a taux de chasse élevé, semblent indiquer qu'un déclin est probable (Poole *et al.*, 2010; Dumond, 2011, comm. pers.).

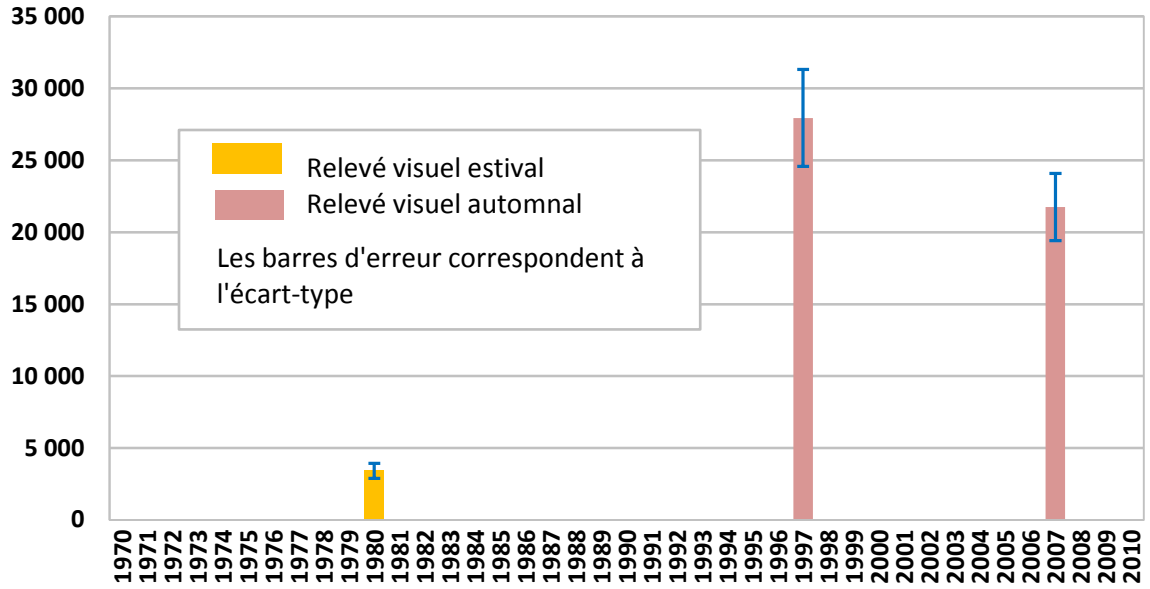


Figure 70. Estimations de la population de caribous Dolphin-et-Union.
Source : Gunn et al. *(2011c). Voir également les références indiquées dans le texte.*

Les lieux de mise bas sont dispersés sur environ la moitié du nord et du centre de l'île Victoria et, d'après les observations et les données de télémétrie par satellite, la superficie des aires occupées par le caribou l'été, l'automne et l'hiver a augmenté du début des années 1980 jusqu'à la fin des années 1990. Une tendance à l'augmentation de la superficie de l'aire d'hivernage s'est manifestée, avec la reprise des migrations automnales vers le continent par la traversée sur la glace de mer nouvellement formée, migrations qui avaient été observées jusque dans les années 1920. La harde fait le voyage de retour vers l'île Victoria d'avril à mai en traversant encore une fois sur la glace de mer. Or, la tendance à la formation tardive de la glace – 8 à 10 jours plus tard aujourd'hui qu'en 1982 – pourrait mener à des changements dans les migrations automnales par la traversée sur la glace de mer (Poole *et al.*, 2010).

Ours blancs

La population d'ours blancs sur la planète, soit 20 000 à 25 000 individus, se trouve dans une proportion de 55 à 65 % au Canada (COSEPAC, 2008). La figure 71 montre l'aire de répartition mondiale de l'ours blanc, de même que l'état et les tendances de toutes les sous-populations d'ours blancs.

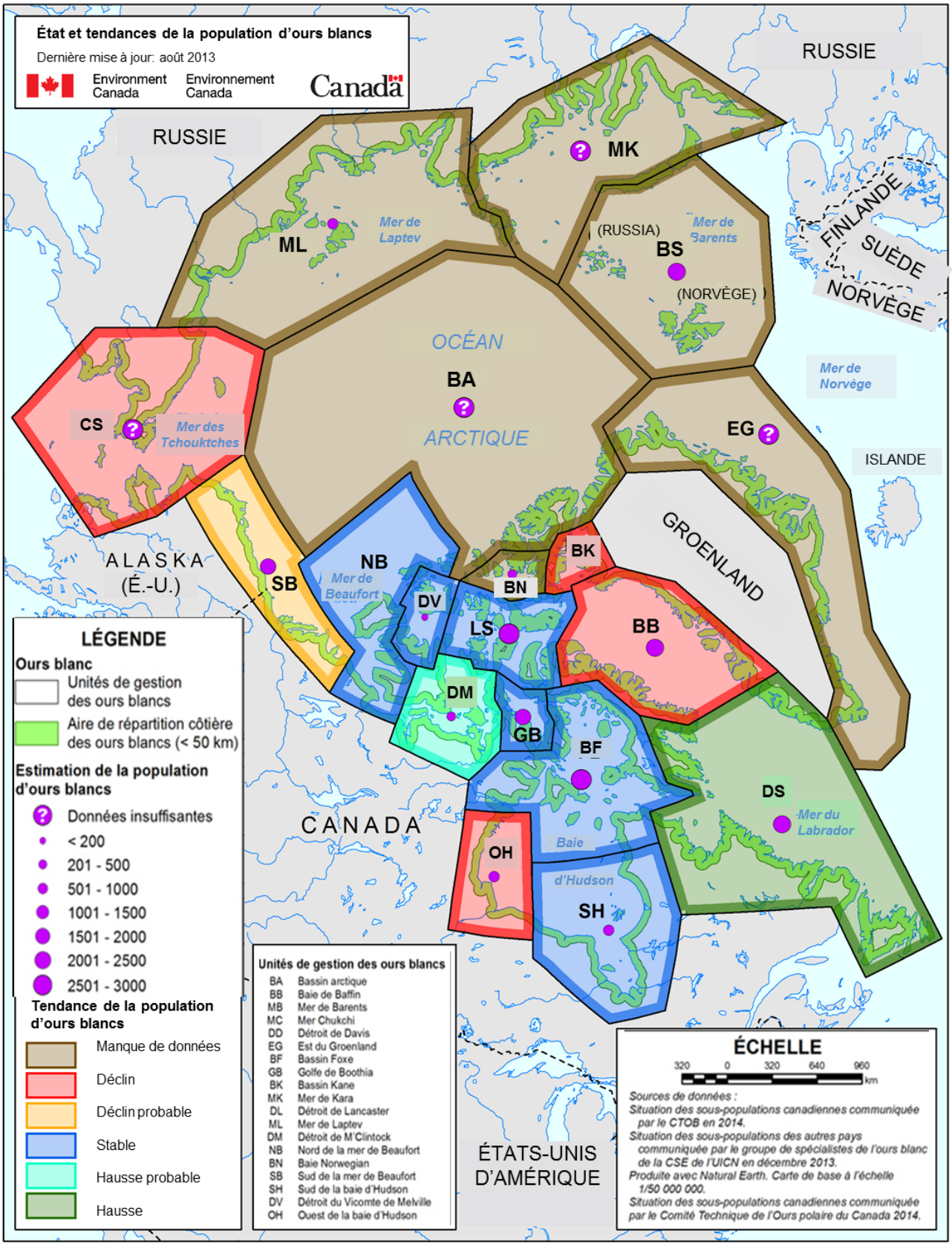


Figure 71. Aire de répartition circumpolaire de l'ours blanc, accompagnée de t'état et des tendances des sous-populations
Source : Environnement Canada, 2013

L'analyse des données sur les déplacements issues des études de marquage et de recapture ainsi que du suivi de femelles adultes à l'aide de colliers émetteurs à transmission par satellite ont montré qu'il y a deux sous-populations d'ours blancs dans la mer de Beaufort : une qui vit sur la côte ouest de l'île Banks et le golfe d'Amundsen, et l'autre qui vit le long de la côte continentale, environ des îles Baillie, au Canada, jusqu'au cap Icy, en Alaska (Stirling, 2002). Le centre et l'est de l'Arctique comptent six sous-populations : celles du détroit du Vicomte-Melville, du détroit de Lancaster, de la baie Norwegian, du bassin de Kane, de la baie de Baffin et du détroit de Davis (Taylor *et al.*, 2001). Le complexe de la baie d'Hudson compte trois sous-populations : celles de l'ouest de la baie d'Hudson, du bassin Foxe et du sud de la baie d'Hudson. Bien que ces sous-populations soient suffisamment distinctes à des fins de gestion, il y a assez de mouvements entre elles pour assurer un flux adéquat des gènes (Obbard *et al.*, 2010). Les estimations de l'abondance des sous-populations d'ours blancs au Canada sont présentées au tableau 8.

Tableau 8. Estimations de l'abondance des sous-populations d'ours blancs au Canada

Sous-population	Estimation de l'abondance	Intervalle de confiance à 95 %	Année du relevé
Baie de Baffin	2 074	1 542 à 2 606	1997
Détroit de Davis	2 158	1 798 à 2 518	2007
Bassin Foxe	2 580	2 093 à 3 180	2009-2010
Golfe de Boothia	1 592	870 à 2 314	2000
Bassin Kane	164	94 à 234	1997
Détroit de Lancaster	2 541	1 759 à 3 323	1998
Détroit de M'Clintock	284	166 à 402	2000
Nord de la mer de Beaufort	980	670 à 1 290	2006
Baie Norwegian	203	115 à 291	1998
Sud de la mer de Beaufort	1 526	1 210 à 1 842	2006
Sud de la baie d'Hudson	969	688 à 1 365	2011-2012
Détroit du Vicomte-Melville	161	93 à 229	1992
Ouest de la baie d'Hudson	1 000	715 à 1 398	2011

Source : Comité technique de l'ours blanc (2013)

En plus des données scientifiques, on utilise le savoir traditionnel et les renseignements issus des collectivités pour prendre les décisions relatives à l'évaluation et à la gestion des risques pour les ours blancs. Le savoir autochtone traditionnel (SAT) est pris en compte au même titre que les éléments scientifiques par les conseils de gestion de la faune et par les organismes de gestion gouvernementaux, surtout lorsque les décisions concernent la chasse. Les données issues de ces différentes sources de connaissances et qui sont soumises aux gestionnaires portent sur des échelles temporelles et spatiales différentes, et se distinguent également par l'expérience, les méthodes et les perspectives qui leur sont associées; elles ne concordent pas toujours, mais elles sont souvent complémentaires (par exemple, voir les remarques dansPeacock *et al.*, 2011). De plus, il est de plus en plus difficile de dégager des tendances au sujet de l'abondance globale à cause des changements de l'aire de répartition et de l'utilisation

de l'habitat, ainsi que des décalages temporels. La présentation de sources d'information et de perspectives complémentaires sur l'état et les tendances relatives à l'ours blanc dépasserait la portée du présent rapport, qui est avant tout de nature scientifique, mais ces sujets sont traités dans d'autres documents. Par exemple, dans la récente évaluation de l'état des populations d'ours blanc dans les Territoires du Nord-Ouest, on expose et on résume les renseignements issus du savoir traditionnel, des collectivités et des études scientifiques (Species at Risk Committee, 2012b). Dans le cadre du processus d'inscription à la *Loi sur les espèces en péril* fédérale, Environnement Canada est tenu de prendre en compte le SAT au cours de l'évaluation. On a entrepris de normaliser la façon de recueillir le SAT et d'améliorer l'intégration du SAT et des données scientifiques aux évaluations et à la prise de décisions en matière de gestion.

Le changement climatique et l'ours blanc

Les ours blancs, qui sont adaptés pour chasser le phoque à partir de la glace, ne peuvent pas survivre sans la glace de mer saisonnière (COSEPAC, 2008), et le recul rapide de celle-ci est la plus grave menace pour cette espèce (voir la section sur la glace de mer, à la page 39) (Peacock *et al.*, 2011; Vongraven et Richardson, 2011; Reid *et al.*, 2013). On peut regrouper les sous-populations d'ours blancs dans des écorégions définies en fonction de l'habitat de glace (Vongraven *et al.*, 2012). Ces écoregions reflètent divers types et degrés de risques pour les ours blancs, selon la période pendant laquelle la glace est présente et selon l'étendue de la glace (tableau 9). Dans l'écorégion de glace divergente, une vaste étendue de glace annuelle se forme, puis se déplace vers les zones d'eaux profondes de l'océan Arctique, alors que dans l'écorégion de glace convergente, on trouve une épaisse couche de glace pluriannuelle. La partie de l'aire de répartition de la sous-population de la baie Norwegian qui se trouve dans l'écorégion de glace convergente demeurera probablement la plus viable pour les ours blancs à mesure que la glace saisonnière diminuera. Historiquement, l'écorégion de l'archipel est caractérisée par un mélange de glace pluriannuelle et de glace annuelle comblant les vides entre les îles tout au long de l'année, et les ours blancs de cette écorégion restent sur la glace toute l'année. À l'inverse, dans l'écorégion de glace saisonnière, les ours blancs sont forcés d'aller sur la terre ferme, et sont privés de nourriture pendant les périodes où la glace a fondu, l'été.

Tableau 9. Risques imminents relatifs, pour les sous-populations d'ours blancs, qui sont associés aux effets du changement climatique sur l'habitat de glace, et concentrations connues de contaminants toxiques

Écoregion	**Sous-population**	**Risque actuel ou imminent associé au changement climatique**	**Concentrations connues de contaminants toxiques**
Glace divergente	Sud de la mer de Beaufort	Élevé	Faibles
Glace convergente	Nord de la mer de Beaufort	Moyen	Moyennes
Archipel	Golfe de Boothia	Faible	Faibles
	Bassin Kane	?	Faibles
	Détroit de Lancaster	Moyen	Faibles
	Détroit de M'Clintock	Faible	Faibles
	Baie Norwegian	Faible	Faibles
	Détroit du Vicomte-Melville	Faible	?
Glace saisonnière	Baie de Baffin	Élevé	Faibles
	Détroit de Davis	Élevé	Faibles
	Bassin Foxe	Moyen	Faibles
	Sud de la baie d'Hudson	Élevé	Faibles
	Ouest de la baie d'Hudson	Élevé	Faibles

Source : Vongraven et al. *(2012)*

La débâcle hâtive dans l'ouest de la baie d'Hudson a causé un affaiblissement de l'état corporel et du succès de reproduction chez les ours blancs (voir la section suivante, sur le déclin de l'état corporel des ours blancs On a établi un lien entre la débâcle et la diminution du taux de natalité, du taux de survie chez les ours subadultes et vieillissants, ainsi que de l'état corporel (Regehr *et al.*, 2007a). Le suivi par satellite a montré que les déplacements des ours blancs ont changé, et que leur productivité a baissé à cause des changements de la glace de mer dans l'ouest et dans le centre de l'Arctique (Stirling, 2002; Stirling *et al.*, 2004), tout comme ceux des phoques, leur principale proie (Ferguson *et al.*, 2005). Les ours blancs mettant bas au large de l'Alaska se sont déplacés vers l'intérieur des terres et vers l'est en réponse aux changements de l'état des glaces (Fischbach *et al.*, 2007). Cette observation, combinée à d'autres, a amené Derocher *et al.* (2004) à supposer que l'ours blanc ne survivrait pas en tant qu'espèce, si les scénarios prédisant la disparition totale de la glace de mer en Arctique pendant l'été devaient s'avérer. Une petite région du Haut-Arctique pourrait constituer un refuge pour les ours blancs à mesure que leur habitat rétrécit (Durner *et al.*, 2009; Vongraven *et al.*, 2012; Eamer *et al.*, 2013).

Déclin de l'état corporel des ours blancs

Cette section est fondée sur le rapport *Life linked to ice* du groupe de travail sur la conservation de la flore et de la faune arctiques (CFFA) (en anglais seulement) (Eamer *et al.*, 2013); les mises à jour complémentaires au sujet de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson sont indiquées dans le texte.

Dans les zones où la glace de mer fond complètement l'été, les ours blancs peuvent être forcés de se réfugier sur la terre ferme. La débâcle hâtive de la glace de mer, dans ces régions, raccourcit la période pendant laquelle les ours peuvent chasser le phoque à partir de la glace.

Dans les zones où cela se produit, les ours maigrissent, ce qui réduit leur taux de survie et de reproduction.

Les changements de la couverture de glace de mer survenus au cours des deux dernières décennies ont entraîné un déclin notable de l'état corporel des ours des sous-populations de l'ouest de la baie d'Hudson (Stirling *et al.*, 1999; Stirling et Parkinson, 2006), du sud de la baie d'Hudson (Obbard *et al.*, 2006) et de la baie de Baffin (Rode *et al.*, 2012). Regehr *et al.* (2007a) ont montré que la débâcle hâtive de la glace de mer entraîne une diminution du taux de survie, et que ce phénomène est à l'origine de la baisse de 22 % de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson enregistrée entre 1987 et 2004. Un récent relevé aérien révèle que, si la population continue de diminuer, la vitesse de ce déclin est cependant moindre que ce que laissaient présager les modèles utilisés par Regehr *et al.* (2007b). Des études de marquage et de recapture sont en cours actuellement; elles visent à obtenir une nouvelle estimation de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson (R. Vallender, Environnement Canada, comm. pers., 2013). On a enregistré une diminution du taux de survie en fonction de l'état de la glace de mer dans la sous-population d'ours blancs du sud de la mer de Beaufort (Regehr *et al.*, 2010).

En ce qui concerne la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson, l'état corporel des ours mesuré pendant la période sans glace s'est détérioré entre 1980 et 2007, et le poids moyen des femelles à l'automne a diminué au cours de la même période (figure 72). Les femelles pesées étaient présumées gravides.

Dans la sous-population de la baie de Baffin, le déclin de l'état corporel depuis le début des années 1990 est associé à la dégradation de l'état de la glace (Rode *et al.*, 2012). L'état des ours blancs était significativement pire les années où la couverture de glace de mer était moins importante l'été, ce phénomène étant apparu dans les années 1990, lorsque la glace dans ces régions a commencé à diminuer de manière marquée (tableau 10).

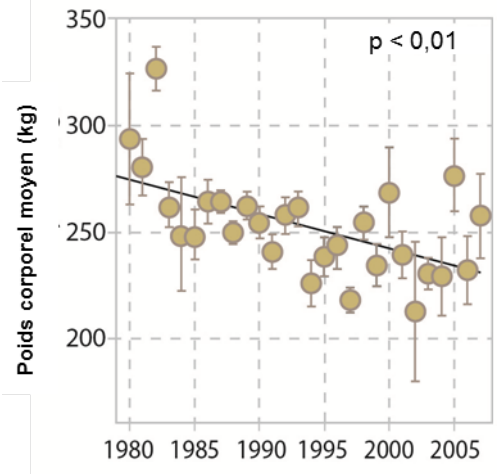


Figure 72. Diminution du poids des femelles à l'automne dans la sous-population d'ours blancs de l'ouest de la baie d'Hudson, de 1980 à 2007.
On a estimé le poids de femelles seules, et donc, probablement gravides.
Source : Eamer et al. *(2013), fondé sur Stirling et Derocher (2012)*

Tableau 10. Tendances relatives à l'état corporel des ours blancs de la sous-population de la baie de Baffin, et lien avec l'état de la glace de mer, de 1977 à 2010.

	Tendance globale de l'état corporel			Lien entre l'état de la glace et l'état corporel		
	↓ Déclin ↑ Amélioration			+ signifie que l'état corporel était meilleur les années où il y avait plus de glace		
PÉRIODE D'ÉCHANTILLONNAGE	MÂLES	FEMELLES	OURSONS	MÂLES	FEMELLES	OURSONS
captures au printemps, de 1978 à 1995	0	↓	↑	0	0	0
captures au printemps, de 1992 à 2010	↓	↓	S.O.	+	+	S.O.
captures à l'automne, de 1991 à 2006	↓	↓	↓	+	+	+

*La mesure de la glace de mer utilisée correspond à l'habitat de glace de mer accessible aux ours entre la mi-mai et la mi-octobre. « **0** » indique l'absence de tendance. « **S.O.** » signifie que les données étaient insuffisantes pour permettre une analyse.*
Source : Eamer et al. *(2013), fondé sur Rode* et al. *(2012)*

Autres dangers : chasse et présence de contaminants

Les ours blancs sont très sensibles à la chasse excessive (COSEPAC, 2008), et la chasse réglementée dont ils font actuellement l'objet est le principal facteur qui limite la taille de certaines sous-populations (Registre public des espèces en péril, 2012). Parmi les autres menaces figurent la perturbation et la perte de l'habitat à cause de l'intensification de l'activité humaine et de l'utilisation de nouveaux secteurs pour le transport des marchandises, l'exploitation pétrolière et gazière, et l'exploitation minière. Pour les ours blancs, qui sont des animaux longévifs formant le dernier maillon des chaînes alimentaires marines, l'accumulation de contaminants, dont le mercure et les polluants organiques persistants, constitue un danger (tableau 9). Chez les ours blancs, les concentrations de mercure peuvent dépasser les seuils d'effet, et certains éléments indiquent que ces concentrations sont en hausse (Dietz *et al.*, 2013). À l'inverse, on a enregistré une diminution des concentrations de certains contaminants organiques (mais pas tous) dans les tissus des ours blancs au cours des dernières années (McKinney *et al.*, 2011). Parmi toutes les sous-populations d'ours blancs à l'échelle mondiale, c'est dans celle de l'est du Groenland que l'on mesure les plus fortes concentrations de contaminants (Vongraven *et al.*, 2012).

L'ours grizzli

Les ours grizzlis sont disparus d'une grande partie de leur ancienne aire de répartition en Amérique du Nord; ils ont perdu des habitats dans les régions septentrionales, et leur aire de répartition s'est étendue dans certaines parties de l'Arctique (figure 73). Le grizzli est une espèce indicatrice utile pour détecter les changements du paysage dans les écosystèmes. La taille corporelle, l'indice vital et les habitudes alimentaires sont corrélés avec l'habitat et le cycle saisonnier des sources de nourriture, ce qui a mené Ferguson et McLoughlin (2000) à distinguer trois groupes de grizzlis : les grizzlis de la côte du Pacifique, les grizzlis de l'intérieur et les grizzlis de la toundra. Les grizzlis de la toundra ont habituellement besoin d'un vaste domaine

vital : celui des mâles adultes fait 1 154 à 8 171 km² (Nagy *et al.*, 1983; Clarkson et Liepins, 1994; McLoughlin *et al.*, 1999); il est donc 4 fois plus grand que le plus vaste des domaines vitaux des grizzlis des autres régions du Canada, qui couvrent des superficies de 77 et 1 918 km² (Ross, 2002). Dans une étude portant sur 41 grizzlis munis de colliers émetteurs vivant dans la plaine côtière et les régions montagneuses du Versant nord du Yukon, le domaine vital des grizzlis mâles mesurait en moyenne 1 020 km², le plus grand dépassant les 3 000 km² (Wildlife Management Advisory Council (North Slope), 2008b).

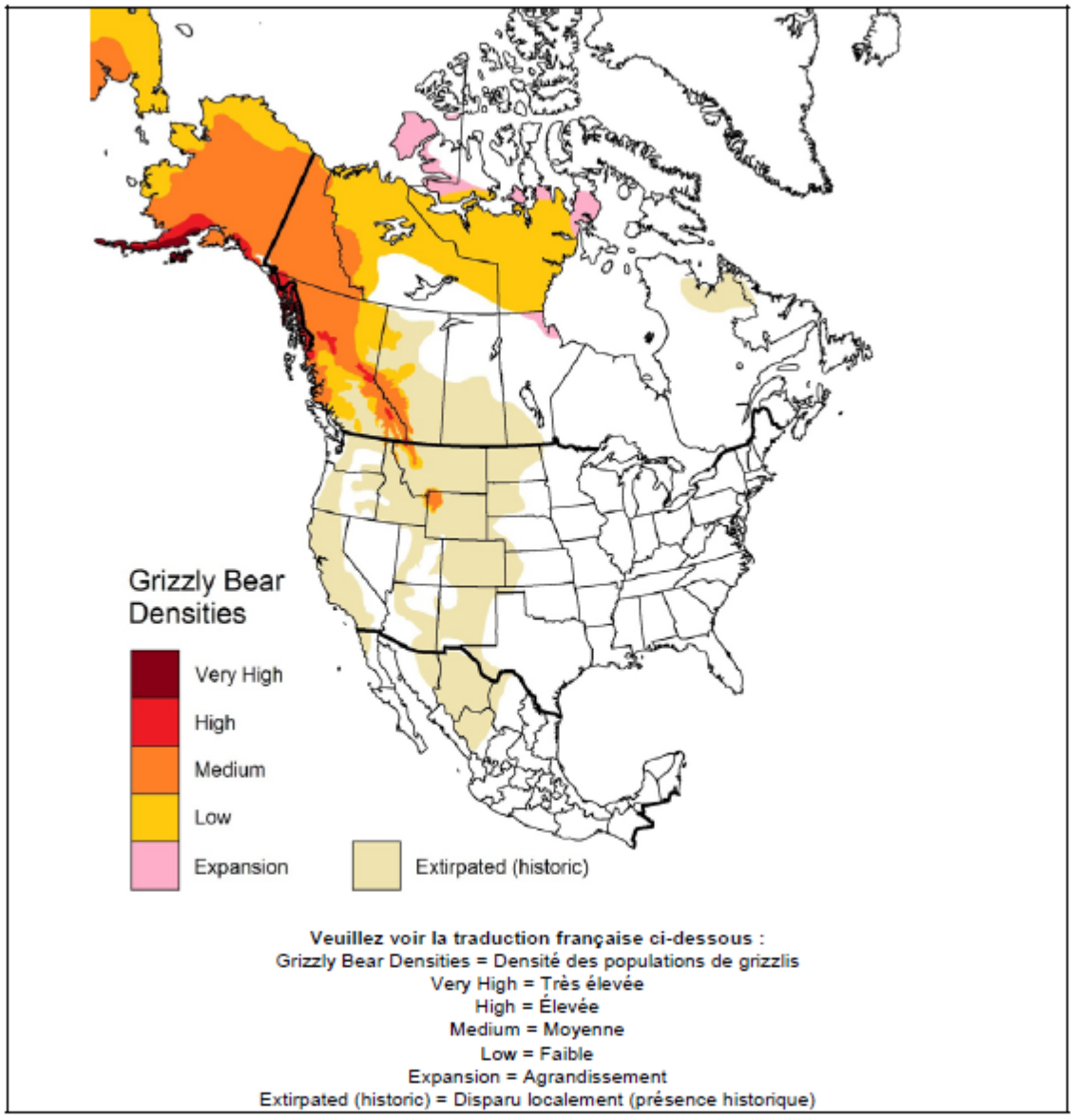


Figure 73. Limites approximatives de l'aire de répartition actuelle et de l'aire de répartition historique (XIX^e siècle) de l'ours grizzli en Amérique du Nord, et densité actuelle des populations.
À l'échelle mondiale, l'aire de répartition du grizzli a diminué de 50 % depuis le milieu du XIX^e siècle.
Source : COSEPAC (2012) et références citées dans ce document

Selon les plus récentes estimations, il y aurait entre 3 500 et 4 000 grizzlis dans les Territoires du Nord-Ouest, et entre 1 500 et 2 000 au Nunavut, ce qui représente presque un quart des 26 000 grizzlis que l'on estime être présents dans l'ensemble du Canada (COSEPAC, 2012). Les tendances relatives à l'abondance sont difficiles à déterminer dans l'Arctique, en partie parce que l'on dispose de peu d'information historique et de méthodes de recensement, mais aussi parce que les frontières administratives ont changé, et que seuls quelques rares secteurs ont été échantillonnés de manière répétée au fil du temps. En soi, l'estimation de la taille des populations de grizzlis est une démarche compliquée et coûteuse, en raison de la faible densité des populations et du fait qu'il est difficile de les repérer. Les études de surveillance à l'échelle régionale faisant appel à des techniques de marquage et de recapture, notamment à des techniques basées sur l'identification par l'ADN grâce à des poils recueillis à l'aide d'obstacles en fil barbelé, fourniront davantage de renseignements sur l'état et les tendances relatives au grizzli. Des études fondées sur cette technique sont en cours dans les régions centrales de la toundra; elles sont le fruit d'une collaboration entre l'industrie minière et le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (par exempleNWT Department of Environment and Natural Resources, 2011); des études sont aussi menées sur le Versant nord du Yukon (Wildlife Management Advisory Council (North Slope), 2008b). Un projet pilote faisant appel aux poils de grizzli coincés dans des obstacles a été effectué près de Kugluktuk, au Nunavut, entre 2004 de 2006; il a été suivi d'une étude à plus grande échelle des populations de grizzlis dans l'ouest du Kitikmeot occidental (Department of Environment, 2013a). Les résultats de ces études n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction du présent rapport. La densité des ours grizzlis de la toundra a été estimée dans le cadre de travaux portant sur plusieurs secteurs du Bas-Arctique. La densité variait entre 3,5 ours/1 000 km^2, dans la région centrale de la toundra, entre 1995 et 1999 (McLoughlin *et al.*, 2003), et des valeurs plus élevées de densité dans la portion occidentale des Territoires du Nord-Ouest : par exemple, dans la région des rivières Anderson-Horton, on comptait 9,1 ours/1 000 km^2 en 1994 (Clarkson et Liepins, 1994).

Le COSEPAC (2012) décrit une tendance selon laquelle l'aire de répartition des grizzlis de la toundra s'étend, et la présence de l'espèce devient plus commune dans les régions du Bas-Arctique et du Moyen-Arctique du nord-ouest du Canada. McLoughlin *et al.* (2003) ont indiqué que, en 1999, la population de grizzlis au Nunavut croissait de 3 % par année. On signale de plus en plus souvent la présence de grizzlis dans des régions des îles de l'Arctique où il était rare de le voir, ou encore où on ne l'avait jamais observé jusqu'à récemment, notamment sur les îles Banks, Victoria et King William, et dans la portion nord de l'île Melville (COSEPAC, 2012).

La tendance d'expansion vers le nord de l'aire de répartition des grizzlis a des conséquences inattendues. En avril 2006, un chasseur a tué un hybride d'ours blanc et d'ours grizzli sur l'île Banks (Roach, 2006). Son guide, Roger Kuptana, de Sachs Harbor, a déterminé qu'il s'agissait d'un hybride; des tests d'ADN ont révélé que le sujet était né de l'union d'une ourse blanche et d'un ours grizzli. Même s'il existait déjà des hybrides d'ours blanc et de grizzli dans les jardins zoologiques et que l'on sait qu'ils sont fertiles (Stirling, 1999), il s'agissait de la première confirmation de l'existence d'un hybride à l'état sauvage.

Les tendances relatives à l'habitat comprennent un déclin vaste et prononcé du caribou, lequel constitue une grande partie de l'alimentation des grizzlis dans les régions centrales de la toundra (Mowat et Heard, 2006). Dans une étude menée au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest (Gau *et al.*, 2002), les caribous (petits et adultes) étaient la composante prévalente de l'alimentation, même si, au début de l'été, lorsque les caribous se trouvaient ailleurs, des prêles, des cypéracées et des linaigrettes constituaient l'essentiel de l'alimentation, la consommation de petits fruits devenant elle aussi importante à la fin de l'été. Certains ours accompagnent les caribous dans leur migration avant la mise bas (Gau *et al.*, 2002) et profitent de la forte densité des caribous dans les aires de mise bas. Même si l'abondance du caribou a changé, la plupart des hardes retournent sur les mêmes lieux de mise bas chaque année, ce qui offre aux ours une ressource alimentaire prévisible. Le rôle du bœuf musqué dans l'alimentation du grizzli de la toundra n'a pas fait l'objet d'études, mais les grizzlis s'attaquent à ces animaux, surtout aux veaux (Case et Stevenson, 1991; Gunn et Fournier, 2000a).

Les grizzlis de la toundra peuvent souffrir des effets de l'activité industrielle : celle-ci peut déloger les ours de leur territoire, mais aussi perturber leur mise bas; de plus, certains ours peuvent être tués parce qu'ils constituent une nuisance (Harding et Nagy, 1980; Nagy *et al.*, 1983; Clarkson et Liepins, 1994; McLoughlin *et al.*, 1999; Edwards, 2006). La productivité des grizzlis de la toundra est faible, probablement parce que la saison d'alimentation est relativement courte. Dans la toundra du Bas-Arctique, la durée moyenne d'occupation des tanières est de 185 jours (6,2 mois) pour les mâles, et de 199 jours (6,6 mois) pour les femelles (McLoughlin *et al.*, 2002). Dans l'ouest de l'Arctique, il pourrait y avoir une nouvelle tendance selon laquelle les ours entrent en hibernation plus tard pendant l'année et en ressortent plus tôt, d'après les observations des chasseurs inuvialuits. Ce changement est peut-être attribuable à l'allongement de la saison de croissance enregistré en Arctique ces dernières années (Wildlife Management Advisory Council (North Slope) et Aklavik Hunters and Trappers Committee, 2008; COSEPAC, 2012).

Le carcajou

L'abondance des carcajous dans la toundra de l'Arctique est un indicateur tant de la disponibilité des caribous pour la chasse par les humains que de l'intensité de l'activité humaine. Le carcajou est le plus gros carnivore évoluant principalement en solitaire qui est actif l'hiver dans la toundra, les ours hibernent pendant cette saison, et que les loups chassent surtout en meutes. Le taux de reproduction est relativement faible, et il dépend largement de la disponibilité de la nourriture l'hiver. Habituellement, les carcajous se reproduisent à partir de l'âge de deux à trois ans, et la taille moyenne de leurs portées est de trois petits (COSEPAC, 2003).

Les carcajous se nourrissent des carcasses des animaux tués par les loups et les grizzlis. L'hiver, les carcajous de la toundra se nourrissent surtout de caribous, vraisemblablement des carcasses, ainsi que de lagopèdes (*Lagopus* spp.) et de petits mammifères. Les carcajous ont aussi des caches de nourriture. L'été, leur alimentation se compose d'une vaste gamme de petits mammifères, d'oiseaux, dont des oies et des œufs d'oies, ainsi que de petits fruits (Mulders, 2000). Le fait que les carcajous dépendent du caribou lorsqu'ils se trouvent dans la toundra

pourrait être un facteur important dans le choix de l'habitat, et expliquer pourquoi le domaine vital des individus est si grand.

Lorsque le nombre de caribous décline, leur aire de répartition à l'automne et à l'hiver se contracte, et les sujets passent plus de temps sur la toundra que dans la forêt boréale. Par conséquent, lorsque l'abondance du caribou diminue, les carcajous vivant dans la toundra ont vraisemblablement toujours accès, du moins au début, aux caribous. Cependant, si l'abondance du caribou continue de baisser, surtout en ce qui concerne les hardes hivernant dans la toundra (par exemple, la harde Dolphin-et-Union), le nombre de carcajous peut aussi changer. Dans l'aire de répartition estivale de la harde de caribous de Bathurst, dont l'effectif a diminué de 93 % entre 1986 et 2009 (Boulanger *et al.*, 2011a), la densité de carcajous a également décliné. Par exemple, au lac Daring, la densité de carcajous est passée d'une valeur moyenne de 8 individus par 1 000 km^2 à 4 individus par 1 000 km^2 sur une période de 7 ans (2005 à 2011) (Boulanger *et al.*, 2011b; Boulanger et Mulders, 2013).

Le carcajou, qui a un faible potentiel de reproduction, un vaste territoire et un taux de survie relativement faible pendant l'hiver, est sensible aux effets du piégeage. Pour assurer la durabilité de la récolte, le nombre de femelles en âge de se reproduire doit demeurer suffisant pour recoloniser les secteurs après la disparition d'individus à cause du piégeage (Slough, 2013). Il est donc essentiel de surveiller les prises de même que la répartition et la densité des carcajous afin de s'assurer que les refuges suffisent pour garantir la survie des populations faisant l'objet d'une récolte, surtout lorsque celles-ci sont touchées par d'autres effets, comme la perte d'habitat découlant de l'exploitation des ressources, ou le déclin des populations de caribous.

Des études sur les populations de carcajous et des programmes de cueillette d'information auprès des trappeurs sont en cours dans les Territoires du Nord-Ouest (Slough, 2013), sur le Versant nord du Yukon(Wildllife Management Advisory Council (North Slope), 2012) et au Nunavut (Department of Environment, 2013a). Par exemple, au Nunavut, un programme de surveillance des prises, entrepris au Kitikmeot dans les années 1980, a été élargi à d'autres régions en 2009. L'étude porte sur la répartition géographique, l'âge et le sexe des animaux récoltés, et les habitudes alimentaires. Une étude de surveillance des populations faisant appel aux chasseurs de la région, à qui on demanderait de participer à la collecte des échantillons de poils prélevés à l'aide de barbelés, est prévue dans la région de Baker Lake; elle viserait à identifier des carcajous à partir de leur ADN. Cela procurera des données de référence sur la densité « naturelle » de carcajous dans les régions où la récolte est limitée ou nulle (Department of Environment, 2013a).

Tendances relatives à l'abondance

La densité des carcajous est modérée dans l'ouest de la toundra au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest, et elle est faible sur les îles de l'Arctique et dans l'est du Nunavut : lors de l'évaluation faite par le COSEPAC en 2003, on estimait que la population de carcajous se situait entre 3 500 et 4 000 dans les Territoires du Nord-Ouest, et entre 2 000 et 2 500 au Nunavut (COSEPAC, 2003). Les tendances ont été jugées stables dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut, mais sensibles aux changements de la récolte, puisque la fourrure du

carcajou est très recherchée (COSEPAC, 2003). Le nombre de carcajous adultes résidents a depuis été révisé à 5 100 pour les Territoires du Nord-Ouest (Slough, 2013).

La présence du carcajou dans le nord du Québec et au Labrador se réduit aujourd'hui à quelques observations non confirmées depuis 1978 et les années 1950, respectivement (COSEPAC, 2003). Les déclins sont attribués au piégeage et à la chasse, à l'effondrement de l'effectif des hardes de caribous au début du XX^{e} siècle, à l'empiétement humain sur le territoire, à la diminution du nombre de loups et à l'empoisonnement à l'aide d'appâts (COSEPAC, 2003). Malgré l'augmentation des populations de caribous jusque dans les années 1990 et aux restrictions imposées en ce qui concerne le piégeage et la chasse, les populations de carcajous ne se sont pas rétablies dans ces régions (COSEPAC, 2003).

On disposera bientôt de renseignements complémentaires provenant d'études scientifiques et du SAT sur le carcajou. Le COSEPAC doit publier une nouvelle évaluation du carcajou au début de 2014. Le Comité sur les espèces en péril des Territoires du Nord-Ouest procède actuellement une évaluation de la population de l'ouest, dont les résultats devraient aussi être publiés en 2014.

Tendances relatives aux espèces d'intérêt particulier

Dans cette section, il est question des espèces et des groupes d'espèces d'intérêt particulier sur le plan écologique, culturel ou économique. Voir le rapport intitulé *Rapport de l'état des écosystèmes et des tendances : écozones marines de l'Arctique* (Niemi *et al.*, 2010) faisant partie du RETE en ce qui concerne les espèces de poissons anadromes d'intérêt particulier (dolly varden et omble chevalier).

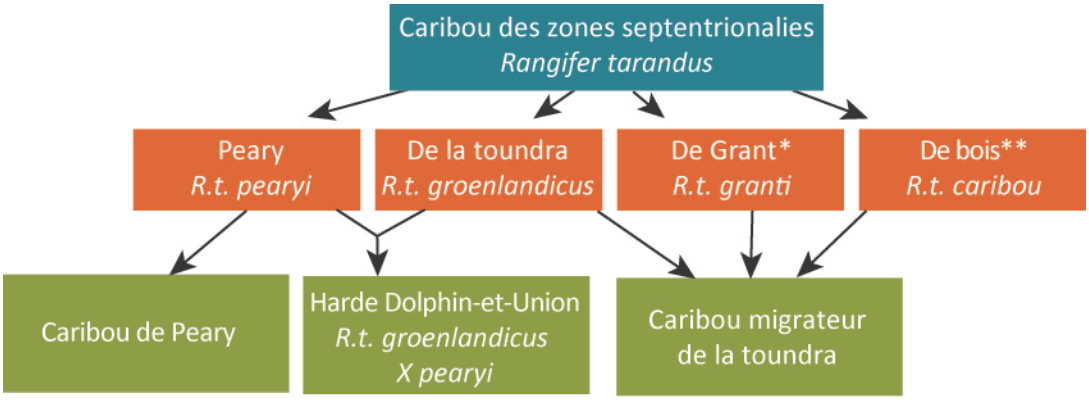
Les caribous migrateurs de la toundra

Cette section est principalement tirée du rapport technique *Tendances des populations de caribous des zones septentrionales du Canada* (Gunn *et al.*, 2011c), faisant partie du RETE, et elle comprend les mises à jour indiquées dans le texte. La division des groupes de caribous est fondée sur ce rapport, même si l'on reconnaît que la révision des données historiques et les nouveaux renseignements produisent des interprétations variables des unités géographiques relatives au caribou. Il est à noter que le COSEPAC a publié un rapport définissant des « unités désignables » pour le caribou, qui est maintenant utilisé dans le processus d'évaluation du COSEPAC (COSEPAC, 2011).

On peut établir un parallèle entre le rôle central que joue le caribou dans l'écologie de la toundra et de la taïga, de même que dans la culture de nombreux peuples autochtones, et la place qu'occupent les saumons sur la côte du Pacifique, dans l'Ouest canadien. Le caribou a été abordé dans de précédentes sections du point de vue écosystémique, et l'importance de l'espèce pour les peuples autochtones est abordée dans la section portant sur les biens et services issus des écosystèmes (page 192).

Les caribous des zones septentrionales comprennent les caribous migrateurs appartenant à trois sous-espèces, en plus du caribou de Peary (Banfield, 1961; Rothfels et Russell, 2005). Les trois

sous-espèces de caribous migrateurs de la toundra sont : 1) le caribou de la toundra (*Rangifer tarandus groenlandicus*), dont l'aire de répartition se trouve à l'est du fleuve Mackenzie; 2) le caribou de Grant (*R. t. granti*), que l'on trouve à l'ouest du fleuve Mackenzie 3) les deux grandes hardes de caribous des bois de l'Ungava, et les deux plus petites hardes de l'écozone+ des plaines hudsoniennes (*R. t. caribou*). Le caribou de Peary (*R. t. pearyi*) se trouve sur les hautes îles et les îles du sud (mi-arctique) de l'arctique, ainsi que sur la péninsule de Boothia (figure 74 et figure 75).



* Harde de la Porcupine
** Hardes de la rivière George, de la rivière Leaf, des îles Pen, et du cap Churchill

Figure 74. Sous-espèces et groupes de caribous des zones septentrionales.
Source : Gunn et al. *(2011c)*

Figure 75. Répartition et situation actuelles des populations de Rangifer *en Amérique du Nord. La carte indique les statuts attribués par le COSEPAC. Voir le document d'Environnement Canada(2011) pour une mise à jour de la répartition actuelle du caribou boréal.*
Source : adapté de Hummel et Ray (2008). Carte reproduite avec l'autorisation Dundurn Press Ltd. © 2008

Tendances relatives à l'abondance

Chez les peuples autochtones, les aînés se souviennent de périodes d'abondance et de rareté. Il y a aussi d'autres indicateurs de l'abondance et de la répartition du caribou dans le passé, comme des noms de lieux traditionnels (Legat *et al.*, 2002). Les maximums et minimums historiques depuis les années 1800 ont pu être déterminés à partir de la fréquence des marques de sabots sur les racines d'épinettes, à tout le moins pour les hardes de Bathurst et de la rivière George (Payette *et al.*, 2004a; Zalatan *et al.*, 2006). Les aires de répartition et les tendances actuelles sont présentées à la figure 76, d'après l'information résumée dans Gunn *et al.* (2011c). Il est à noter que les hardes de Beverly et d'Ahiak sont indiquées ici selon leur définition historique, conformément à Gunn *et al.* (2011c). D'autres auteurs, en s'appuyant sur une réévaluation des caribous munis de colliers émetteurs à transmission par satellite, en sont arrivés à des interprétations différentes qui suscitent des incertitudes quant aux tendances, à la répartition et à la structure des sous-populations dans la région (Nagy *et al.*, 2011; Gunn *et al.*, 2013b). Une discussion approfondie de ce sujet dépasserait la portée du présent rapport.

Figure 76. Aires de répartition et tendances récentes des populations de caribous des zones septentrionales du Canada.
Les séries chronologiques utilisées pour évaluer les tendances récentes varient, selon les données de relevé disponibles. Cette carte mise à jour de la version publiée dans Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010 (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). On trouve d'autres renseignements au sujet des tendances relatives aux hardes dans le rapport technique thématique sur le caribou faisant partie du RETE (Gunn et al., 2011c).
Source : Gunn et al. *(2011c)*
L'information concernant la harde de Bluenose-est a été mise à jour avec l'information du census 2013 du Département d'Environnement et de Ressources Naturelles du Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (Environment and Natural Resources, 2014).

Sur le continent, l'effectif du caribou était faible des années 1950 jusqu'aux années 1970, moment où les principales hardes ont commencé à croître (Kelsall, 1968; Gunn *et al.*, 2011c). Cette croissance s'est poursuivie jusque dans les années 1980. Les huit grandes hardes du continent, depuis l'ouest de l'Arctique jusqu'à la baie d'Hudson, ont subi un déclin par rapport à l'effectif élevé qu'elles avaient atteint du milieu des années 1980 au milieu des années 1990 (la période exacte varie d'une harde à l'autre). Les deux hardes actuellement considérées comme étant toujours en déclin sont celles de la rivière aux Feuilles et de la rivière George.

En 2012, la population des hardes du cap Bathurst et Bluenose-ouest s'était stabilisée à des valeurs extrêmement basses, après une période de déclin abrupt. Le recensement de la harde de Bathurst en 2012 a révélé une légère diminution du nombre de femelles en âge de se reproduire et une légère augmentation du nombre de caribous plus jeunes; en gros, l'abondance de la harde est stable, mais très faible, même si le nombre de sujets que l'on peut chasser a été ramené de 3 000 à 300 (B. Croft, comm. pers., 2012). Lorsque l'effectif est aussi bas, il est difficile de détecter si la « stabilité » correspond en fait à un lent déclin, à un lent rétablissement, ou à une tendance nulle. Après un recensement photographique de l'aire de mise bas réalisé en 2008 (le précédent datait de 1994), il a été déterminé que la harde de Qamanirjuaq affichait une tendance à la baisse non statistiquement significative.

D'après les résultats du recensement de 2010, l'effectif de la harde de la rivière George a décliné depuis le milieu des années 1980. La harde voisine de la rivière aux Feuilles, qui a augmenté depuis le milieu des années 1980 au moins jusqu'au dernier recensement (2001), est maintenant considérée comme étant en déclin d'après ce que l'on sait sur les taux démographiques.

On ne connaît pas la situation actuelle de la harde d'Ahiak et de plusieurs hardes du nord-est du continent (hardes de la baie Wager, de Lorillard, de la presqu'île Melville et d'autres petites hardes de la presqu'île Boothia et de la presqu'île Simpson), ni de celles de l'île de Baffin, et de petites îles de la baie d'Hudson. La harde de l'île Southampton, qui fait l'objet de recensements aériens assez réguliers, est une exception; en 2007, elle avait diminué de moitié par rapport à l'effectif élevé estimé en 1997 (30 000 caribous) (Gunn *et al.*, 2011c), et la population n'était plus que d'environ 7 900 caribous en 2011 (Greer, 2013). En 2013, on a estimé que cette harde comptait 7 000 caribous, et que la proportion de petits y était grande, ce qui est considéré comme un signe de stabilisation de l'effectif (d'après un entretien avec M. Campbell dont il est question dansGreer, 2013). Sur l'île de Baffin, les observations faites par les Inuits ainsi que les études scientifiques indiquent que les populations de l'île de Baffin se trouvent dans un creux de leur cycle d'abondance (Baffinland Iron Mines Corporation, 2012; Department of Environment, 2013b).

Les tendances démographiques ont été établies à partir d'un seul indicateur : l'effectif de la harde, estimé à partir de relevés des aires de mise bas ou de dénombrements postérieurs à la mise bas (Gunn et Russell, 2008). Pour quelques hardes, comme celles de Bathurst et de la rivière George, d'autres indicateurs démographiques, notamment le taux de survie chez les adultes ou chez les petits, ont également été utilisés pour déterminer la tendance de l'effectif. Pour d'autres hardes, particulièrement celle de Beverly, la taille de la harde était peu surveillée, et aucune donnée sur les taux démographiques n'a été recueillie.

L'ampleur des fluctuations d'effectif varie grandement d'une harde à l'autre, comme on peut le voir quant on trace le graphique du taux de changement de l'effectif des hardes pendant les périodes de croissance (après 1970) et pendant les périodes de déclin (généralement après les années 1990) (figure 77). Parmi les hardes pour lesquelles il existe suffisamment de données, celles de l'île Southampton et de Bathurst ont connu l'accroissement le plus marqué, tandis que les hardes Bluenose-ouest et de la Porcupine ont connu les accroissements les plus faibles. Durant la phase de déclin, c'est la harde du cap Bathurst qui a affiché le taux de déclin le plus important. Cependant, vu le plus petit nombre de femelles en âge de se reproduire récemment recensées dans les aires de mise bas traditionnelles de la harde de Beverly, il se peut que cette harde ait connu un déclin encore plus important. Les données sur cette harde sont toutefois insuffisantes pour que l'on puisse déterminer l'ampleur de son déclin.

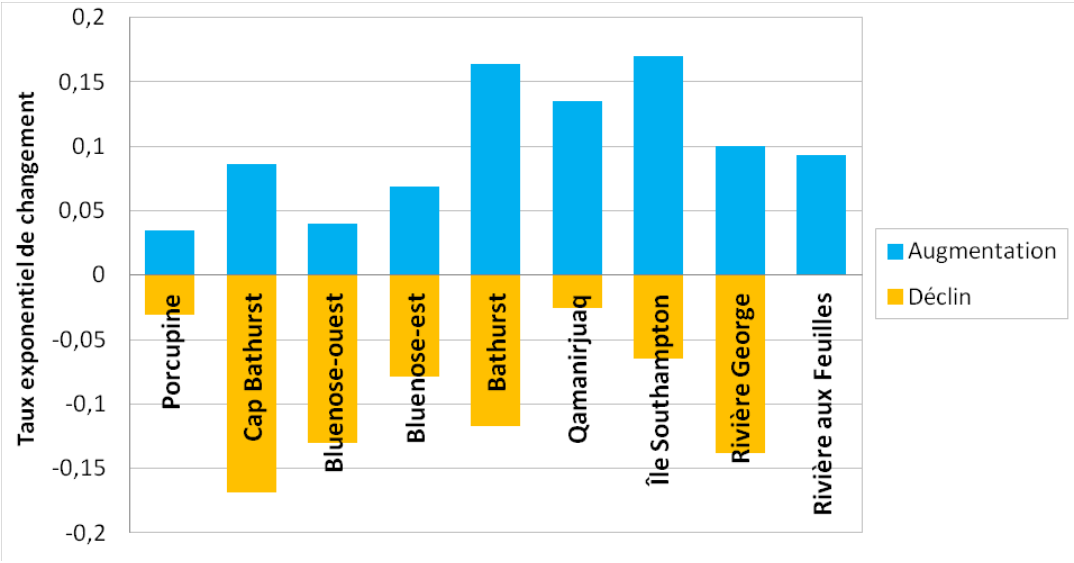


Figure 77. Taux exponentiel de croissance et de déclin des principales hardes de caribou de la toundra au Canada.
Ce graphique indique le taux annuel de variation de l'effectif au cours des phases de croissance et de déclin, après conversion des estimations de population en logarithmes naturels. Les années représentées sur le graphique varient d'une harde à l'autre, selon les périodes de croissance et de déclin de chacune, et selon les années où des estimations de population ont été faites. Pour la harde de la Porcupine, dans laquelle un renversement de tendance a été détecté lors du relevé de 2010, le taux de croissance est la moyenne de 0,033 (1972 à 1989) et de 0,035 (2001 à 2010).
Source : Gunn et al. *(2011c)*

Le déclin actuel de certaines hardes de caribous, de même que la stabilisation ou le rétablissement d'autres hardes qui ont connu un déclin récent, correspondent probablement à des phases d'un cycle naturel de fluctuation chez l'espèce, auquel s'ajoutent les effets cumulatifs de la présence humaine sur le territoire du caribou (Gunn *et al.*, 2013c). Il est difficile de mesure l'ampleur des effets exercés sur les cycles naturels par le réchauffement et les changements à grande échelle de l'habitat qui en découlent.

Les causes du déclin sont complexes, et l'importance relative de chacun évolue avec le déclin. Le caribou, comme d'autres mammifères herbivores des zones septentrionales (campagnols, lemmings et lièvres), présente d'importantes fluctuations cycliques de ses populations (Morneau et Payette, 2000; Gunn, 2003b; Zalatan *et al.*, 2006), les cycles étant vraisemblablement déterminés par les conditions climatiques et leurs effets sur la disponibilité de nourriture, la prédation et les pathogènes. Les conditions météorologiques tendent à suivre un cycle décennal, influencé par les grandes tendances, comme l'oscillation de l'Arctique, en alternant entre les phases négatives et positives (Bonsal et Shabbar, 2011). Les températures hivernales et les précipitations de neige ont une incidence sur la croissance de la végétation et la disponibilité de nourriture. Les conditions hivernales et la disponibilité de nourriture influent à leur tour sur l'état de santé des caribous, lequel détermine le taux de natalité et le taux de survie chez les petits (Couturier *et al.*, 2009a; Couturier *et al.*, 2009b). La fécondité et le taux de survie des petits enregistrés annuellement ont également une incidence sur l'effectif de la harde.

Les conditions météorologiques interagissent aussi avec les parasites, notamment les hypodermes, dont l'activité dépend des conditions météorologiques estivales. En effet, les conditions météorologiques ont une incidence sur la transmission des endoparasites, lesquels influent sur l'alimentation du caribou, car celui-ci cherchera à réduire son exposition aux parasites (Van der Wal *et al.*, 2000). La prédation et la chasse jouent un rôle crucial dans le déclin des populations, car une diminution annuelle, même faible, du taux de survie des femelles adultes influe fortement sur les tendances des populations (Gaillard *et al.*, 1998). Cependant, comme il n'est pas obligatoire de déclarer les prises, il est impossible d'évaluer l'effet de la chasse sur les populations de caribous.

La combinaison des estimations des populations de caribous migrateurs (y compris la population Dolphin-et-Union) réalisées depuis 1970 et la mise à l'échelle de l'effectif des hardes selon les estimations maximales pour chaque harde indiquent que, en moyenne, l'effectif des populations de caribous est passé d'un creux, vers 1975, à un sommet, vers 1995, suivi d'un déclin accompagné de certains signes de stabilisation ou de renversement du déclin (figure 78). La chronologie et l'ampleur des fluctuations sont variables.

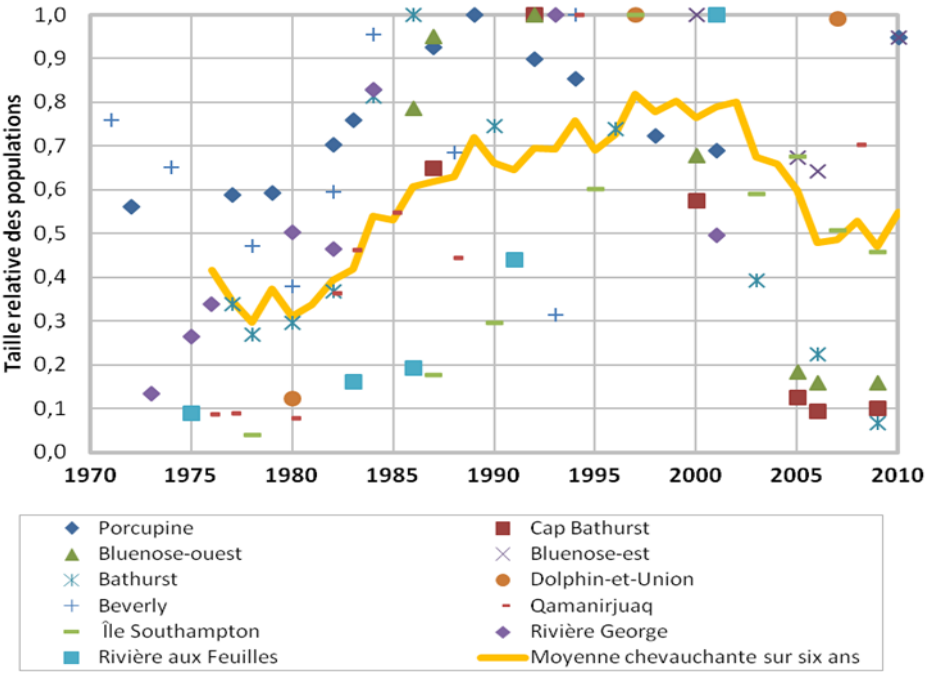


Figure 78. Taille relative des hardes sauvages de Rangifer *vivant dans la toundra (Canada). La ligne représente les moyennes mobiles sur six ans. Les autres symboles représentent les différentes hardes. La taille relative d'une population est le rapport de l'estimation de la population pour l'année en question à l'estimation maximale enregistrée. Il est à noter que l'estimation maximale enregistrée ne correspond pas nécessairement à la population maximale au cours de la période, car les relevés ne couvraient habituellement pas toute la période et n'étaient pas réalisés chaque année.*
Source : Gunn et al. *(2011c)*

Les effets cumulatifs d'une présence humaine de plus en plus importante sur le territoire du caribou (nombre d'habitants, prospection et extraction de ressources non renouvelables, aménagement d'infrastructures) sont largement méconnus. Toutefois, des outils sont en cours d'élaboration pour examiner comment les réactions de chaque individu peuvent être mises à l'échelle de façon à mesurer les effets sur l'ensemble d'une population (Gunn *et al.*, 2011b). Dans le cadre de certains projets miniers récents, on a étudié les effets de l'aménagement sur les caribous, et on a constaté des changements dans l'aire de répartition des caribous et dans le temps que ces animaux passaient à chercher de la nourriture (Gartner Lee Limited, 2002). Ainsi, à la suite de l'aménagement de grandes mines à ciel ouvert dans l'aire d'estivage toundrique de la harde de Bathurst, l'aire de répartition du caribou a diminué dans un rayon de 10 à 15 km autour des mines (Boulanger *et al.*, 2004). Dans certaines hardes, on mesure les effets des nouvelles trajectoires de transport atmosphérique des contaminants sur les charges corporelles de ces contaminants chez les individus (Gamberg, 2009), et on évalue ces effets du point de vue des conséquences possibles sur la santé humaine. Ces évaluations ont mené à la conclusion que les bienfaits nutritifs de la consommation de viande de caribou l'emportent nettement sur les risques que peuvent poser les faibles concentrations de contaminants pour la santé (Van Oostdam *et al.*, 2005; Donaldson *et al.*, 2010).

Voir Gunn *et al.* (2011c) pour les évaluations propres à chaque harde. Celles-ci comprennent des synthèses de la situation et des tendances ainsi des notes que l'écologie de chaque harde.

Tendances relatives à l'aire de répartition

Les tendances de l'aire de répartition fluctuent inévitablement dans le temps, mais elles sont mal documentées et incertaines. Généralement, l'information provenant des relevés aériens et du suivi des individus munis de colliers émetteurs n'a pas été analysée de façon à dégager les tendances de l'aire de répartition. Les caribous migrateurs de la toundra possèdent ce trait caractéristique de changer de répartition hivernale d'une année à l'autre, et il arrive souvent que l'aire d'hivernage d'une harde chevauche celle de hardes voisines (Schmelzer et Otto, 2003; Bergerud *et al.*, 2008). De plus, à mesure que l'effectif de la harde croît et décroît, sa répartition – particulièrement sa répartition hivernale – peut changer (Bergerud *et al.*, 2008). Les cartes montrant la répartition (Banfield, 1961) et la répartition hivernale historiques des hardes depuis les années 1970 indiquent, au moins pour les hardes de Beverly, de Qamanirjuaq et de Bathurst (Gunn *et al.*, 2001; BQCMB, 2004), un repli de la limite sud de la répartition hivernale dans le nord du Manitoba, de la Saskatchewan et de l'Alberta. Durant le déclin qu'a connu la harde de Bathurst, de 1996 à 2010, les données sur la répartition hivernale des femelles munies de colliers émetteurs ont indiqué une tendance des individus à hiverner de plus en plus loin au nord du 60^{e} parallèle (Gunn *et al.*, 2011b).

Le bœuf musqué

Le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) est important comme emblème de la toundra de l'Arctique et en raison de son association de longue date avec les humains, laquelle remonte au Paléolithique (Lent, 1988). Son rôle écologique réside dans sa fonction comme grand herbivore grégaire, bien adapté au pic estival de productivité et aux longs hivers qui caractérisent l'écosystème de la toundra. Dans bien des secteurs de la toundra, le bœuf musqué est la seule proie de grande taille pour les loups et les humains pendant l'hiver, puisque les individus appartenant à cette espèce migrent rarement sur de grandes distances.

On trouve les bœufs musqués dans tout le nord-est du Canada et au Groenland, et l'espèce a été introduite ou réintroduite en Alaska, dans l'ouest du Groenland, en Scandinavie et en Russie (figure 79). Les bœufs musqués réintroduits en Alaska se sont répandus, en petits nombres, sur le Versant nord du Yukon dans les années 1980 (Wildlife Management Advisory Council North Slope, 2008). Au début des années 1900, les populations de bœufs musqués au Canada s'étaient effondrées sur les terres continentales arctiques et sur certaines îles de l'Arctique. Depuis, l'espèce s'est rétablie grâce à la croissance naturelle de la population et à l'expansion de son aire de répartition, qui ont en outre été favorisées par une interdiction presque complète de la chasse pendant 30 à 50 ans. Selon les plus récentes estimations des populations insulaires et occidentales, on compte environ 114 300 bœufs musqués au Canada, ce qui représente environ les trois quarts de l'effectif mondial de l'espèce (voir les références ci-dessous). On trouve la plupart des bœufs musqués sur les îles de l'Arctique (85 %), et 77 % des bœufs musqués des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut sont sur de grandes îles (Banks et Victoria), même si ces deux îles ne représentent que 40 % des terres émergées constituant l'aire de répartition du bœuf musqué dans les îles de l'Arctique.

Situation et tendances du bœuf musqué à l'échelle circumpolaire

La figure 79 montre l'aire de répartition mondiale du bœuf musqué, y compris celle des populations introduites ou réintroduites. Les bœufs musqués se sont largement répandus à partir de l'endroit où ils ont été relâchés, peut-être en quête de nouveaux territoires à mesure que les populations s'étendaient (Reynolds, 1998; Gunn et Adamczewski, 2003). En Alaska, le nombre de bœufs musqués s'est stabilisé et, en 2013, il atteignait plus de 4 200 sujets répartis dans 5 régions (Harper, P., 2011; Gunn *et al.*, 2013a). Au Groenland, la situation et les tendances sont inconnues. Selon le plus récent relevé, effectué dans le nord-est du Groenland il y a environ 20 ans, on estimait que la population de bœufs musqués y était de 9 500 à 12 000 individus (Boertmann *et al.*, 1992). On en sait davantage au sujet de la propulation introduite Kangerlussuaq, où les 27 bœufs musqués introduits dans les années 1960 se sont rapidement multipliés. On estime que la population actuelle se situe entre 10 000 et 25 000 individus. D'autres populations de l'ouest du Groenland ont connu une bonne croissance, et on a mis en place un système de chasse contingentée. D'après les chiffres indiqués précédemment, l'effectif total de bœufs musqués au Groenland pourrait se situer entre 20000 et 40 000 (Greenland Institute of Natural Resources, 2012). En Russie, on a entrepris la réintroduction de l'espèce au milieu des années 1970, et cela, à plusieurs endroits. La population totale de bœufs musqués en Russie a été estimée à plus de 10 000 en 2013, dont la majeure partie (8 700) se trouve sur la presqu'île de Taïmyr (Gunn *et al.*, 2013a).

Figure 79. Aire de répartition mondiale du bœuf musqué.
Actuellement, on ne trouve pas des populations à tous les sites où l'espèce a été introduite. Par exemple, 17 bœufs musqués ont été introduits au Svalbard en 1929, et la petite population qui s'y était établie avait disparu en 1982 (Long, 2003). Les petites régions indiquées au Nunavut sont des endroits où des populations ont été introduites avec succès (Chubbs et Brazil, 2007). Depuis, ces individus ont étendu leur territoire, mais leur aire de répartition actuelle n'est pas suffisamment définie pour être cartographiée. Source : mis à jour à partir de Wikimedia Commons, d'après Gunn et Forchhammer (2008) et le Large Herbivore Network (réseau pour les grands herbivores) (2009)

Depuis le Pléistocène, le bœuf musqué a peu évolué d'un point de vue génétique et morphologique. Les caractéristiques crâniennes et dentaires des bœufs musqués d'aujourd'hui et des sujets ayant vécu au Pléistocène sont similaires(Harington, 1970), et la comparaison de l'ADN actuel et de l'ADN ancien semble aussi indiquer que le bœuf musqué a peu changé au fil des millénaires; les variations ne sont pas suffisantes pour définir des sous-espèces (Tener, 1965; Groves, 1995). Cela ne signifie pas que les populations continentales et insulaires de bœufs musqués ne sont pas différentes, mais bien que les différences ne sont pas suffisantes pour justifier que l'on désigne des sous-espèces. La variabilité génétique est remarquablement faible chez les bœufs musqués; elle est légèrement plus grande chez les bœufs musqués continentaux que chez les bœufs musqués insulaires, d'après une analyse de l'ADN microsatellite (Van Coeverden de Groot, 2001).

On ne dispose pas de renseignements sur le nombre et la répartition des différentes populations de bœufs musqués puisque, au Canada, la chasse à cette espèce a été administrée sur la base d'unités de gestion (plutôt qu'en fonction des populations naturelles). Souvent, pour les îles de l'Arctique, les unités de gestion sont constituées par des îles ou des groupes d'îles. Sur le continent, les unités sont définies en fonction des profils de chasse et des renseignements sur la répartition, lesquels évoluent, et les frontières des unités de gestion sont remodelées de temps à autre. Les unités de gestion du Nunavut ont récemment été modifiées dans le cadre de l'élaboration de nouveaux plans de gestion des bœufs musqués (Dumond, 2006; Kivalliq Wildlife Board, 2010; Government of Nunavut, 2012). Les Territoires du Nord-Ouest comptent sept unités de gestion des bœufs musqués (Environment and Natural Resources, 2012a). Les limites des zones de recensement par voie aérienne ne coïncident pas toujours avec celles des unités de gestion, ou ces zones peuvent englober plusieurs unités, ce qui complique l'analyse des tendances historiques (Fournier et Gunn, 1998; Dumond, 2006).

Tendances relatives à l'abondance

Les récits de l'exploration et de la colonisation par les Européens expliquent pourquoi les populations continentales de bœufs musqués avaient été presque réduites à néant au début des années 1900; en effet, les négociants encourageaient la chasse commerciale au bœuf musqué, dont ils vendaient les peaux en Europe (Barr, 1991a). On a commercialisé les peaux de bœuf musqué comme substituts aux peaux de bison, car les populations de bisons étaient en chute libre, également en partie à cause de la chasse commerciale non réglementée (Barr, 1991a). Entre 1862 et 1916, la Compagnie de la Baie d'Hudson a acheté plus de 15 000 peaux de bœuf musqué (Tener, 1965). Elle a continué à le faire même si le nombre de peaux décroissait, passant de plus de 1 000 par année, en 1891, à seulement quelques-unes, en 1908, ce qui reflétait le déclin de la population de l'espèce. En 1916, l'année avant que le gouvernement du Canada ne légifère pour protéger le bœuf musqué, une seule peau de cet animal a été vendue (figure 80).

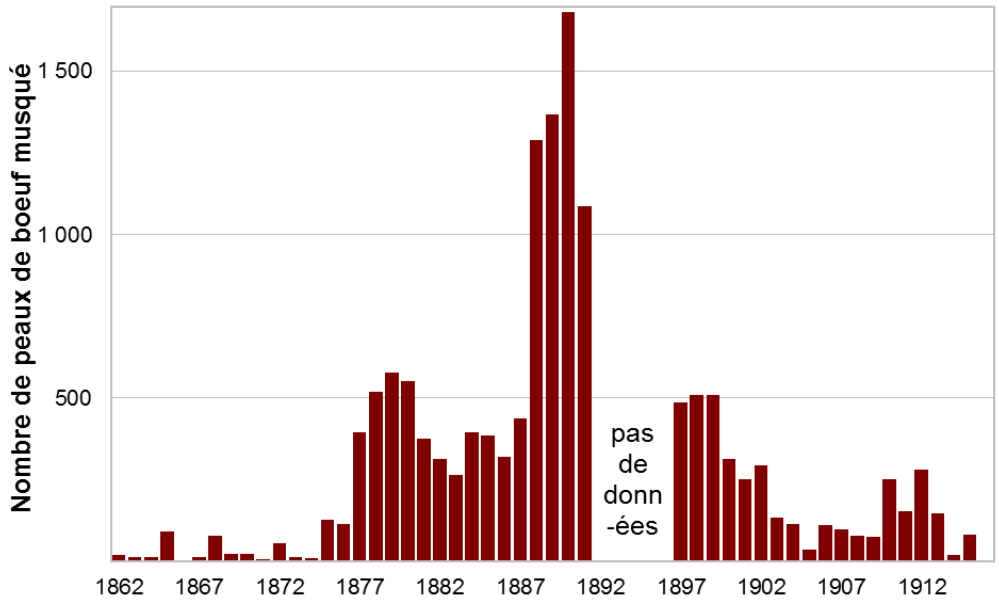


Figure 80. Croissance et déclin du commerce de la fourrure de bœuf musqué au Canada : nombre total de peaux achetées par la Compagnie de la Baie d'Hudson, de 1862 à 1916.
Source : Tener (1957)

Sur les îles de l'Arctique, les explorateurs européens engageaient des Inuits pour les approvisionner en viande pendant leurs expéditions, et Hone (1934) a calculé que, entre 1852 et 1916, plus de 600 bœufs musqués ont été abattus dans le cadre des expéditions britanniques et canadiennes pour la consommation et pour la capture de petits destinés aux jardins zoologiques. Plus de 1 000 bœufs musqués ont été tués sur l'île d'Ellesmere par les explorateurs norvégiens et américains entre 1880 et 1917 (Barr, 1991b). Cependant, on ne sait pour ainsi dire rien de l'effet que cette chasse a eu sur les tendances à long terme. Le bœuf musqué avait presque disparu de l'île Banks et de l'ouest de l'île Victoria à la fin des années 1800. On a attribué cette chute brutale de la population à des tempêtes de verglas (Gunn, 1990).

La chasse au bœuf musqué a été suspendue de 1924 à 1969; au terme de cette période, on a établi un petit quota de chasse pour le sud de l'île d'Ellesmere. Le refuge faunique Thelon (qui deviendrait ensuite la réserve faunique) a été créé en 1927, en grande partie pour protéger le bœuf musqué (Taylor, 2006). Pendant les années 1970 et 1980, de plus en plus de quotas prudents ont été autorisés pour la chasse, à mesure que les comptes rendus des chasseurs et les relevés montraient que les populations de bœufs musqués croissaient (Barr, 1991b). Le rétablissement semblait relativement lent au fil des décennies, en partie à cause du manque de relevés permettant de suivre le rétablissement, et en partie parce que les bœufs musqués se dispersaient et reconquéraient les territoires qu'ils occupaient auparavant (Barr, 1991b). La population de bœufs musqués peut doubler en trois ans, même s'il est relativement rare que cela se produise. Ils ressemblent à d'autres herbivores de grande taille en ce sens que le taux de survie des adultes est élevé, que la fécondité est faible, que les sujets mettent du temps avant de commencer à se reproduire, que les femelles ont un petit tous les un à trois ans, et que les

femelles ont une espérance de vie souvent supérieure à 15 ans (Gunn et Adamczewski, 2003). En 2001, le nombre de bœufs musqués atteignait 134 000 individus, selon les estimations (résumé dansDumond, 2006), mais depuis, l'effectif a diminué, surtout à cause du déclin de la population de bœufs musqués sur l'île Banks. Même si les îles Banks et Victoria, dans le Moyen-Arctique, ne représentent que 9 % de la superficie de la toundra de l'Arctique, on y trouve 72 % des bœufs musqués du Canada. Seulement 14 % des bœufs musqués se trouvent sur le continent. On voit à la figure 81 les estimations de l'abondance du bœuf musqué au Canada entre 1967 et 2012. La décomposition des estimations les plus récentes par région, dans l'écozone⁺ de l'Arctique, se trouve au tableau 11.

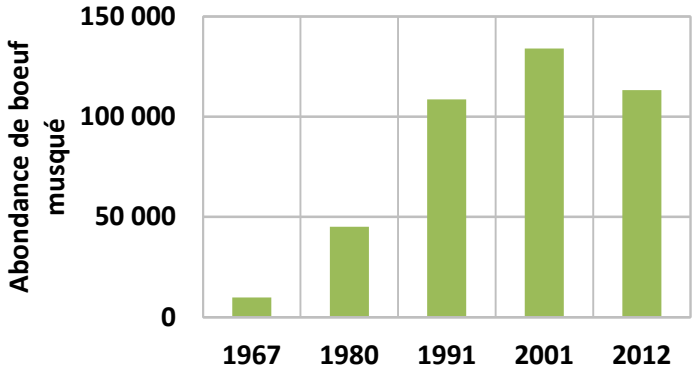


Figure 81. Estimations de l'abondance du bœuf musqué au Canada, de 1967 à 2012.
Source : Dumond (2006) et références citées; références au tableau 11

Tableau 11. Estimations des populations par région.

Secteur	Nombre de bœufs musqués	Erreur sur l'estimation (lorsqu'elle est connue)	Année du relevé	Source
Nunavut				
Complexe de l'île Bathurst	82		2001	Jenkins *et al.* (2011)
Cornwallis	18		2002	
Île Devon	513	302 à 864 (IC à 95 %)	2008	
Prince-de-Galles	2 086	1 582 à 2 746 (IC à 95 %)	2004	
Somerset	1 910	962 à 3 792 (IC à 95 %)	2004	
Nord de l'île d'Ellesmere	8 115	6 632 à 9 930 (IC à 95 %)	2006	
Sud de l'île d'Ellesmere	456	312 à 670 (IC à 95 %)	2005	
Île Axel Heiberg	4 237	3 371 à 5 325 (IC à 95 %)	2007	
Îles Amund Ringnes, Ellef Ringnes, King Christen, Cornwall, Meighen et Lougheed	21		2007	
Île King William	300			White (2002)
Ouest de Bathurst Inlet (MX 19)*	2 141	± 586 É.-T.	2005	Dumond (2007a)
(MX 14, western part)	434	± 168 É.-T.	2005	
Ouest de la riv. Coppermine	132	± 71 É.-T.	2007	Dumond (2007b)
Presqu'île Boothia	348	± 62 É.-T.	2006	Dumond (2007c)
Secteur à forte densité				
Secteur à densité moyenne	645	± 119 É.-T.		
Secteur à faible densité	104	± 72 É.-T.		
Est du golfe de la Reine-Maud	2 621	379 É.-T.	2000	Campbell et Setterington (2001)
Nord-est du Kivalliq	165		2000	
Nord de Baker Lake	4 736	554 É.-T.	2010	
Sud-est de l'île Victoria (NU)	25 000-30 000		1992 à 1999	Dumond (2006)
Réserve Thelon (NU et NT)	1 095	± 281 É.-T.	1994	Gunn *et al.* (2009)
Terrritoires du Nord-Ouest				
Nord-est de l'île Victoria (NT)	11 442	1 637 (IC à 95 %)	2010	Davison *et al.* (2013)
Île Banks	36 676	4 031 (IC à 95 %)	2010	Davison *et al.* (2013)
Île Melville	3 033	852 (IC à 95 %)	2012	Davison et Williams (2012)
Île du Prince-Patrick	507	320 (IC à 95 %)	2012	
Île Eglinton	213	211 (IC à 95 %)	2012	
Sud de Paulatuk	1 215	± 525 É.-T.	2002	Community of Paulatuk *et al.* (2008)
Grand lac de l'Ours	1 457	± 919 É.-T.	1997	Veitch (2013)
Lac Alymer	161	± 39 É.-T.	1991	Shank et Graf (2013)
Lac Artillery	1 606	± 277 É.-T.	1998	Bradley *et al.* (2001)
Lac Beaverhill	532	± 149 É.-T.	2000	Gunn *et al.* (Gunn *et al.*, 2009)
Yukon				
Versant nord du Yukon	101		2011	Conseil consultatif de la gestion de la faune (Versant nord) (2012)
Québec (Nunavik)	1 400		2003	Chubbs (2007)

*L'abréviation « MX » indique les unités de gestion des bœufs musqués au Nunavut.
Les relevés sont effectués au printemps, et ils recensent les bœufs musqués d'un an et plus. En général, lorsqu'on n'indique pas de plage de valeurs ou d'erreur, le nombre correspond au nombre minimal (c'est-à-dire le nombre de sujets observés lors du relevé).

Tendances des populations régionales

Terres continentales de l'Arctique

Dans les 1930, ce qui restait des populations de bœufs musqués (au total, peut-être environ 500 individus) était dispersé sur les terres continentales de l'Arctique; on trouvait une concentration de bœufs musqués au nord du Grand lac de l'Ours, au sud de Bathurst Inlet, dans la réserve faunique Thelon, et au sud de la presqu'île Boothia (Anderson, 1934; Barr, 1991b). Comme les chasseurs signalaient avoir vu des bœufs musqués, des relevés aériens ont été entrepris dans plusieurs régions continentales. Au nord du Grand lac de l'Ours, les bœufs musqués se sont rétablis, et leur nombre a augmenté pendant les années 1990 (Fournier et Gunn, 1998; Dumond, 2006).

Alors que les populations continuaient de s'étendre vers l'ouest, en direction du fleuve Mackenzie, leur nombre déclinait derrière le « front de colonisation ». Par exemple, **au nord du Grand lac de l'Ours et à l'ouest du golfe Coronation**, la population de bœufs musqués est passée de quelques individus dispersés, dans les années 1900, à 425, en 1967 (voir le survol dans Dumond (2007b)). Dans une petite partie de cette région, soit les bassins Rae-Richardson, on comptait 869 ± 300 (É.-T.) individus en 1980, 1 295 ± 279 (É.-T.) en 1983, et 1 805 ± 289 (É.-T.) en 1988 (Fournier et Gunn, 1998; Dumond, 2007b). Cependant, entre 1989, on a assisté à un déclin de la population de bœufs musqués, probablement à cause d'un ver pulmonaire (*Umingmakstrongylus pallikuukensis*), ce parasite ayant pu accroître la vulnérabilité des bœufs musqués à la prédation par les grizzlis (voir la section « Maladies et parasites des espèces sauvages », à la page 69). Entre 1994 et 2007, l'effectif a paru se stabiliser. L'estimation de la population en 1994, soit 540 ± 139 (É.-T.) individus, est similaire à l'estimation de 2007 (509 bœufs musqués adultes) (Dumond, 2007b).

À l'est de la rivière Coppermine, jusqu'à Bathurst Inlet, un relevé effectué en 2005 a permis d'estimer la population à 2 141 ± 586 (É.-T.) bœufs musqués dans la partie ouest de la zone à l'étude, ce qui indique une augmentation de l'abondance des bœufs musqués par rapport au relevé de 1991. Cependant, l'effectif avait baissé, par rapport au relevé effectué en 1986, à 434 ± 168 (É.-T.) dans la partie est de la zone à l'étude (Dumond, 2007a).

Quelques bœufs musqués ont été signalés dans la zone du **golfe de la Reine-Maud et de la presqu'île Adelaide** jusque dans les années 1960. Cependant, en août 1982, on y estimait la population à 8 494 ± 2 673 (É.-T.) (Gunn *et al.*, 1984). Entre 1982 et 1996, on a enregistré un déclin de 50 % de l'effectif, puisque la population a été estimée à 4 255 ± 680 (É.-T.) en 1996 (Fournier et Gunn, 1998). On ne sait pas exactement dans quelle mesure ce déclin correspond à un mouvement de population, puisque les chasseurs au Kivalliq et dans le nord-est du Kitikmeot ont signalé la présence d'un nombre croissant de bœufs musqués et l'expansion de leur aire de répartition tout au long des années 1990 (Campbell et Setterington, 2001). Au sud de la zone du golfe de la Reine-Maud, dans la région du Kivalliq, on a recensé les bœufs musqués en 1986, en 1991, en 1999 et en 2010. L'analyse préliminaire des résultats de 2010 indique un accroissement tant de la population que de l'aire de répartition. Selon l'estimation de 2010, on comptait 4 736 ± 554 (É.-T.) bœufs musqués dans le secteur, et un front de colonisation se déplaçait vers l'est, en

direction de la baie d'Hudson, tandis que les densités déclinaient dans la zone à l'étude (Ford *et al.*, 2012).

Au nord et à l'est du golfe de la Reine-Maud, Gunn et Dragon (1998) ont estimé à 554 la population de bœufs musqués sur la **presqu'île Boothia** en 1995, alors que l'espèce était absente de ce secteur ou y était rare tout au long des années 1980 (Gunn et Dragon, 1998). En 2006, ce chiffre avait approximativement doublé, passant à 1 097 (Dumond, 2006).

Au sud et à l'ouest de la **réserve faunique Thelon**, les bœufs musqués recolonisaient leurs anciens territoires au nord de la limite des arbres. En 1994, on estimait le nombre d'adultes dans la réserve à 1 095 ± 281 (É.-T.) (Gunn *et al.*, 2009). Des chasseurs de **Lutsel K'e** ont aussi signalé un nombre croissance de bœufs musqués à l'est du lac Artillery, et les relevés effectués en 1989 et en 1998 ont indiqué que le nombre de boeufs musqués avait doublé, et que ceux-ci s'étaient étendus dans la taïga avers l'ouest et le sud-ouest (Bradley *et al.*, 2001). Un relevé a documenté l'expansion accrue du territoire des bœufs musqués vers le sud, en direction de la limite des arbres, lorsque, en 2000, l'effectif de bœufs musqués a été estimé à 1 320 ± 183 (É.-T.) (Gunn *et al.*, 2009).

Le bœuf musqué a disparu du **Versant nord du Yukon** entre 1858 et 1865, et il a été réintroduit dans l'Arctic National Wildlife Refuge, en Alaska, en 1969-1970 (Reynolds, 1998). À partir de là, quelques sujets se sont rendus au Yukon, où ils ont été observés en 1972 (L. Harding, obs. pers.), mais ce n'est qu'au milieu des années 1980 que des signalements répétés de veaux ont été enregistrés; des groupes mixtes comptant des veaux ont été vus pour la première fois en 1987 (Johnson *et al.*, 2005). L'aire de répartition a continué à s'étendre vers l'est, jusqu'au fleuve Mackenzie, et vers le sud, dans l'écozone[+] de la taïga de la Cordillère. Comme les bœufs musqués du Versant nord se déplacent entre l'Alaska et le Yukon, les estimations de la population englobent les animaux de l'Alaska et du Versant nord du Yukon, et les zones au sud. La population du Versant nord a été estimée à 400 individus en 2006, ce qui représente une baisse par rapport à la population de 700 animaux qui avait été estimée au milieu des années 1990, d'après des relevés aériens exhaustifs. Au total, 291 bœufs musqués ont été repérés dans le cadre du relevé effectué en 2011; de ce nombre, 101 se trouvaient au Yukon (Wildlife Management Advisory Council (North Slope), 2012). Les observations signalées par les Autochtones dans la région traduisent un déclin depuis les années 1990 (Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op, 2006).

Les bœufs musqués de l'île d'Ellesmere ont été introduits à l'origine dans une ferme près de Kuujjuaq en 1967; puis, entre 1973 et 1983, ils ont été relâchés à trois endroits au Nunavik (Lehenaff et Crete, 1989a; Chubbs et Brazil, 2007). Le nombre de bœufs musqués a rapidement crû, pour atteindre 1 400 en 2003, et on a vu des sujets au Labrador (Chubbs et Brazil, 2007).

Îles de l'Arctique

Les plus récentes données dont on dispose sur le nombre de bœufs musqués dans les îles de l'Arctique indiquent un total de 94 130 individus (à part les petits); ces estimations couvrent la période de 1992 à 2012. Ce total englobe 13 300 bœufs musqués sur les **îles de la reine-Élisabeth**

orientales, d'après les relevés aériens effectués entre 2004 et 2008 (Jenkins *et al.*, 2011). Aucune tendance n'est discernable puisque l'estimation précédente remontait à 1961 (Tener, 1963).

Sur les **îles de la Reine-Élisabeth occidentales**, les relevés plus fréquents effectués au début des années 1970, au milieu des années 1980 et dans les années 1990 indiquent qu'il y a eu deux déclins abrupts et une ou deux périodes de rétablissement. Le nombre total de bœufs musqués sur les îles de la Reine-Élisabeth occidentales a été estimé à 3 750 individus en 2012, ce qui représente une hausse de 48 % sur 15 ans (Davison et Williams, 2012).

Les tendances des populations sur les îles de la Reine-Élisabeth occidentales peuvent être reliées à un profil d'augmentations et de subites baisses pendant les hivers où l'épaisseur de la neige et le verglas étaient supérieurs à la moyenne (sachant toutefois que les données météorologiques sont rares). En ce qui concerne les îles de l'ouest de l'Arctique pour lesquelles on dispose d'un nombre suffisant d'estimations pour dégager des tendances, on constate une très faible cohérence régionale. Cela est visible sur les îles du Prince-Patrick, Melville et Bathurst, qui s'étirent sur 600 km, l'influence maritime de la mer de Beaufort allant en décroissant le long de cet axe (Maxwell, 1981). Le nombre de bœufs musqués sur l'**île du Prince-Patrick** est passé de 0 à 507 ± 320 (intervalle de confiance à 95 %) entre 1961 et 2012, alors que, pendant la même période, le nombre de bœufs musqués sur l'**île Melville** a culminé en 1986, a décliné au milieu des années 1990, avant de remonter à 3 033 ± 852 (intervalle de confiance à 95 %) (Davison et Williams, 2012). D'après les relevés aériens, les bœufs musqués de l'**île Bathurst** ont connu deux déclins et un rétablissement depuis 1961 (figure 82). En 1961, le nombre de bœufs musqués était relativement élevé : Tener (1963) l'estimait à 1 136 individus. Lorsque la population a été estimée la fois suivante, en 1973, elle avait diminué de 59 % et, en août 1974, le déclin, qui s'était poursuivi, avait amené la population de bœufs musqués à 164 ± 70 (É.-T.) individus, selon les estimations, cela après un rude hiver (Miller *et al.*, 1977). La population de bœufs musqués s'est rétablie, et a connu une croissance entre 1974 et 1993, pour atteindre 1 200 individus, selon les estimations (Ferguson, 1987; Miller, 1987; Miller, 1998). Une série de 3 hivers, soit de 1994 à 1997, pendant lesquels des épisodes de pluie ont succédé à des chutes de neige, et pendant lesquels la neige était exceptionnellement épaisse, a réduit l'abondance des bœufs musqués; à l'été 1996, Miller (1998) estimait qu'il restait 425 ± 136 (É.-T.) individus vivants. En 1997, on estimait qu'il n'y avait plus que 124 ± 45 (É.-T.) bœufs musqués d'un an et plus en vie, ce qui correspondait à un déclin de 90 % depuis 1994 (Gunn et Dragon, 2002). Lors d'un relevé aérien effectué en 2001, on n'a vu que 94 bœufs musqués, et aucune estimation de la population n'a été produite (Jenkins *et al.*, 2011).

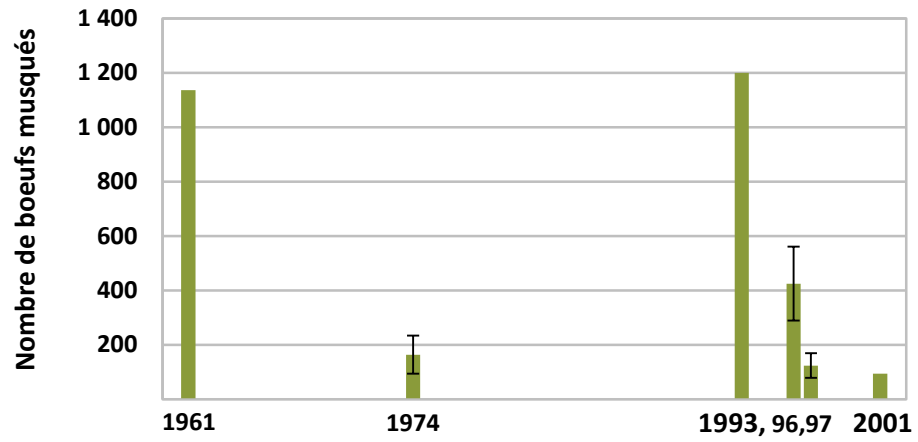


Figure 82. Tendances relatives aux bœufs musqués sur l'île Bathurst, de 1961 à 2001.
Les barres d'erreur indiquent ± l'écart-type. Voir le texte pour plus d'information sur les tendances.
Source : Tener (1963); Miller et al. *(1977); Miller (1998); Gunn et Dragon (2002); Jenkins* et al. *(2011)*

Les tendances relatives aux bœufs musqués sur les îles plus grandes, plus au sud, du Moyen-Arctique sont assez différentes de celles enregistrées pour les populations des îles du Haut-Arctique (îles de la Reine-Élisabeth). La tendance sur l'île Banks est relativement bien documentée : la population de quelques centaines d'individus qui était présente dans les années 1960, d'après les comptes rendus des Inuits, a crû pour atteindre un pic autour de 2001, après quoi elle a décliné jusqu'au relevé le plus récent, fait en 2010 (tableau 11, figure 83) (Gunn *et al.*, 1991b; Inuvialuit Game Council, 2002; Lyberth, 2003; Davison *et al.*, 2013).

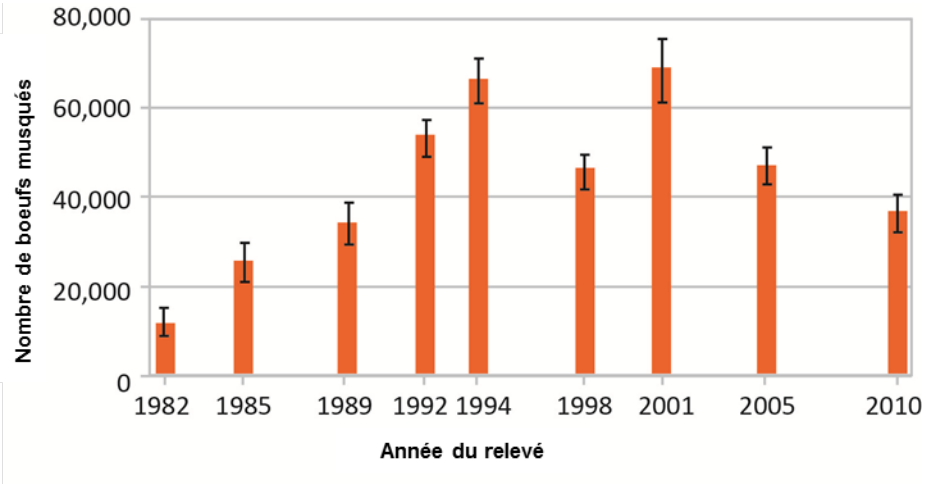


Figure 83. Tendances relatives aux bœufs musqués sur l'île Banks, de 1982 à 2010.
Les barres d'erreur correspondent aux intervalles de confiance à 95 %.
Source : Davison et al. *(2013)*

Comme sur l'île Banks, les bœufs musqués se sont multipliés sur l'île Victoria des années 1970 à 1990 : selon les estimations, la partie de l'île Victoria se trouvant au Nunavut comptait 25 000 à 30 000 bœufs musqués entre 1992 et 1999 (Dumond, 2006; Gunn et Patterson, 2012), et la portion appartenant aux Territoires du Nord-Ouest abritait environ 11 442 individus en 2010 (Davison et Williams, 2013). Des relevés effectués en 2004 sur les grandes îles à l'est de l'île Victoria ont permis d'estimer à 2 086 la population de bœufs musqués sur l'île Prince-de-Galles, et à 1 910 la population sur l'île Somerset (Jenkins *et al.*, 2011). Les populations de bœufs musqués sur ces deux îles sont en croissance depuis au moins les années 1970 (Nagy *et al.*, 1996; Fournier et Gunn, 1998; Jenkins *et al.*, 2011; Gunn et Patterson, 2012; Davison et Williams, 2013).

Tendances relatives à la distribution

Au Canada, la population se trouve presque entièrement dans l'écozone+ de l'Arctique, si l'on fait exception de la réserve faunique Thelon et, récemment, des endroits où les bœufs musqués se sont répandus le long de la limite des arbres, à partir du nord-est du Grand lac des Esclaves, vers la frontière de la Saskatchewan. Ils se sont disséminés dans la toundra, dans les secteurs où la neige était peu épaisse (20 à 40 cm), ou encore où le relief permettait au vent de maintenir une couche de neige peu épaisse. Les habitats estivaux comprennent les basses terres des vallées riveraines ou des plaines côtières où l'on trouve des prés à cypéracées, des saules riverains et des bancs de gravier. Les bœufs musqués sont largement répandus dans les écorégions de la toundra du Bas-Arctique, du Moyen-Arctique et du Haut-Arctique (soit une superficie de 2 293 372 km^2).

Les tendances relatives à la distribution n'ont encore fait l'objet d'aucune analyse globale. Depuis le début des années 1900, le bœuf musqué a recolonisé la majeure partie de la toundra continentale, sauf les secteurs du nord-est, y compris la presque'île Melville. De manière similaire, le bœuf musqué est présent sur la plupart des îles de l'Arctique, sauf les îles du nord-est (île de Baffin et îles de la baie d'Hudson). Les bœufs musqués ont disparu de l'île de Baffin au cours du XV^e siècle, et depuis, on n'y a signalé la présence de l'espèce qu'à quelques rares occasions, comme le cas d'un troupeau de huit bœufs musqués observé au sud de la rivière Clyde en 1968(Barr, 1991b). La recolonisation des territoires historiques a été naturelle, sauf dans le cas du Versant nord du Yukon et de l'introduction réussie de l'espèce dans le nord du Québec. Apparemment, le bœuf musqué n'a pas peuplé le Québec de manière naturelle après le retrait des glaces (Lehenaff et Crete, 1989b). La vitesse de la recolonisation est faible; elle est peut-être de moins de 10 km/année (Fournier et Gunn, 1998).

Le bœuf musqué est occasionnellement présent sur les îles de petite et de moyenne taille, et en disparaît ensuite. Tener (1963) n'a repéré aucun bœuf musqué sur les îles du Prince-Patrick, Eglinton et Mackenzie King en 1961, mais on y a noté la présence de l'espèce lors des relevés aériens de 1972 à 1974, de 1986, de 1997 et de 2012 (Miller *et al.*, 1977; Gunn et Dragon, 2002; Jenkins *et al.*, 2011; Davison et Williams, 2012). Les tendances relatives à la répartition sur les îles mêmes ont été peu étudiées. Pour le peu qu'on en sait, la répartition varierait effectivement. Entre 1972 et 1980, on a mesuré des densités exceptionnellement élevées de bœufs musqués à la pointe Bailey, dans le sud de l'île Melville (Thomas *et al.*, 2013). Les densités se situaient entre 0,6 et 1,1 bœuf musqué/km^2 sur l'ensemble de la péninsule, et elles atteignaient 2,6/km^2 aux

endroits d'altitude inférieure à 100 m, ce qui est comparable à des secteurs où l'abondance du bœuf musqué est forte, comme à la rivière Thomsen, sur l'île Banks. On a déterminé que la pointe Bailey possédait un microclimat particulièrement favorable aux bœufs musqués, qui y trouvaient refuge. Les densités sont demeurées élevées au moins jusqu'en 1987 (Miller, 1988), mais en 1997, l'effectif avait diminué d'environ 50% par rapport à 1987, et on n'a observé presque aucun bœuf musqué à la pointe Bailey, et la situation était similaire en 2005 et en 2012 (Gunn et Dragon, 2002; Davison et Williams, 2012).

Tendances relatives à la chasse

La chasse au bœuf musqué est contingentée depuis 1969. Les quotas ont augmenté depuis cette date et, en 2011, le nombre total de prises autorisé au Nunavut était de 2 303 bœufs musqués (Giroux *et al.*, 2012b). Cela inclut la chasse à des fins d'utilisation domestique, la chasse commerciale ainsi que la chasse sportive par des non-résidents (Wildlife Research Section, 2011). Dans les Territoires du Nord-Ouest, le quota total est de 1 112 dans la région désignée des Inuvialuit, ce qui comprend principalement deux quotas couvrant l'île Banks et le nord-ouest de l'île Victoria (NWT Environment and Natural Resources, 2011). Ces deux quotas ont été fixés afin de moduler la croissance dans les années 1990, et d'encourager la chasse commerciale. L'utilisation annuelle des quotas varie, surtout en ce qui concerne la chasse commerciale en vue de la vente de la viande et la laine (qiviut).

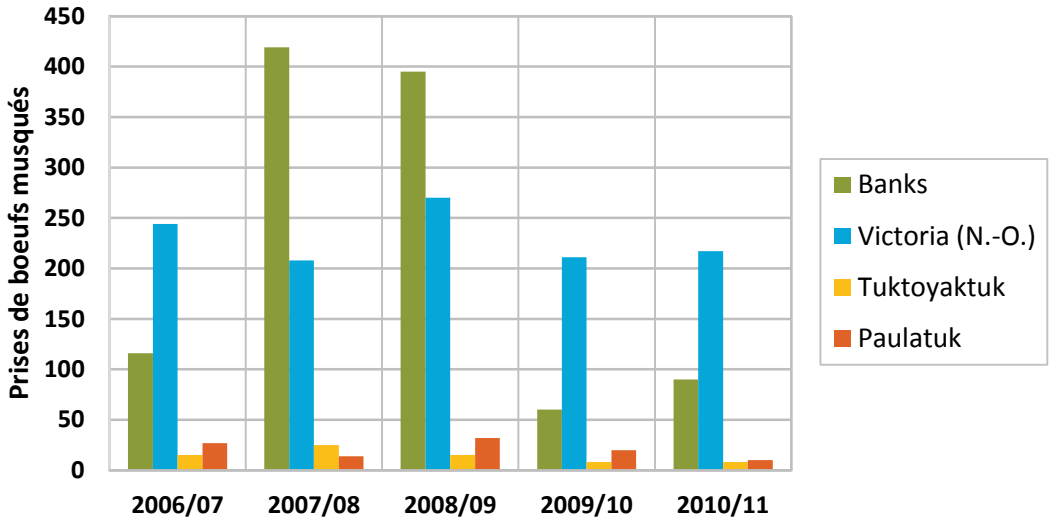


Figure 84. Prises annuelles totales de bœufs musqués par les Inuvialuits, de 2006 à 2011.
Source : ministère de l'Environnement et des Ressources naturelles des Territoires du Nord-Ouest (2011)

Dangers

Les dangers qui entraînent ou qui sont susceptibles d'entraîner un déclin des populations pourraient être imprévisibles (à cause des lacunes dans la collecte de données ou dans les modèles), ou constituer des changements environnementaux inattendus qui s'accumulent d'une manière inconnue dans le domaine du savoir traditionnel. Le degré d'efficacité de la gestion (y compris la planification de la gestion de l'habitat et des paysages) est le facteur décisif lorsqu'il

s'agit de prévoir les dangers et d'y faire face. Le degré de planification de la gestion du bœuf musqué varie entre le Nunavut et les Territoires du Nord-Ouest. Au Nunavut, on vient d'achever des plans de gestion régionaux axés sur la gestion de la chasse (Dumond, 2006; Kivalliq Wildlife Board, 2010; Government of Nunavut, 2012), qui comprennent des mesures de gestion adaptée permettant d'ajuster le nombre de prises autorisées en fonction de la taille des populations. La région désignée des Inuvialuit possède des plans communautaires de conservation ainsi qu'un système de déclaration des prises (Community of Paulatuk *et al.*, 2008; NWT Environment and Natural Resources, 2011); l'intendance est cependant plus complexe ailleurs dans les Territoires du Nord-Ouest. La chasse, à part sur l'île Banks et dans le nord-ouest de l'île Victoria, est relativement faible, et il n'existe aucun plan global de gestion des bœufs musqués.

Prédateurs

La prédation est un facteur naturel de régulation de l'écologie du bœuf musqué et de son évolution. Cependant, on ne sait presque rien de l'équilibre entre les risques de prédation (et de parasitisme) et la quête de nourriture chez les bœufs musqués. Il est probablement courant que des loups s'attaquent aux bœufs musqués; en effet, on a vu des meutes et des loups solitaires tuer des bœufs musqués, jeunes ou adultes (Gray, 1987; Mech et Adams, 1999). Dans la partie nord de l'île d'Ellesmere, ainsi que dans le nord et dans l'est du Groenland, on trouve des résidus de bœuf musqué dans 65 à 98 % des excréments de loup, suivis, par ordre d'importance, des résidus de lemmings et de lièvre arctique (Marquard-Petersen, 1998). Sur l'île Banks, où les caribous de Peary sont moins nombreux, on a trouvé des restes de bœuf musqué dans 103 des 115 estomacs échantillonnés, et dans 34 des 38 échantillons d'excréments prélevés (de 1992 à 2001); venaient ensuite les restes de lemmings, à cet égard (Larter et ., 2013). Les tendances relatives à la prédation des bœufs musqués par les loups sont inconnues.

Même si le phénomène n'a pas fait l'objet de mesures, on rapporte une augmentation des observations de grizzlis dans l'aire de répartition du bœuf musqué (Ford *et al.*, 2012). Les nouveau-nés incapables de suivre le rythme de la harde sont tués par les ours qui les pourchassent (Clarkson et Liepins, 1994). Le fait que la présence d'une couche de neige épaisse et croûtée accroît la vulnérabilité des bœufs musqués est documenté dans au moins un cas (grizzli ayant tué un bœuf musqué mâle) (Case et Stevenson, 1991).

Dans certaines zones, comme à l'ouest de Kugluktuk, la prédation peut être accentuée à cause de l'infestation par un ver pulmonaire (voir la section « Maladies et parasites des espèces sauvages », à la page 69, et ci-dessous). À cet endroit, l'abondance du bœuf musqué a augmenté et a culminé à 1 800 individus en 1987; en 1994, elle avait décliné d'environ 50 %, et en 2007, elle était demeurée stable (Dumond, 2007b). Les bœufs musqués étaient infectés par l'*Umingmakstronylus pallikuukensis*, un ver pulmonaire, lequel pourrait accroître la vulnérabilité des bœufs musqués à la prédation, surtout à la prédation par les grizzlis, puisque le ver pulmonaire forme des kystes dans les poumons, ce qui rend la respiratoire laborieuse.

Santé et tendances relatives à la santé

Il est en général difficile de déceler les tendances relatives à la santé; on accumule les connaissances sur les parasites des bœufs musqués depuis les années 1990. Cependant, il est probable que le réchauffement du climat s'accompagne de la propagation d'au moins un ver pulmonaire. Dans les années 1990, une description de l'*Umingmakstrongylus pallikuukensis*, un ver pulmonaire auparavant inconnu, indiquait que l'aire de répartition du parasite se limitait aux terres continentales de l'ouest de l'Arctique canadien, à l'ouest de Kugluktuk (Hoberg *et al.*, 1995). Les modèles du climat prédisaient que l'aire de répartition du ver s'étendrait, et on le trouve maintenant dans le sud de l'île Victoria (Kutz *et al.*, 2009) (voir la section « Maladies et parasites des espèces sauvages », à la page 69).

La résistance du bœuf musqué aux parasites peut être faible, même quand l'état corporel de l'animal est bon (Alendal et Helle, 1983; Korsholm et Olesen, 1993). Cette caractéristique pourrait être liée à la faible variabilité génétique de l'espèce. Dans certains secteurs, en particulier l'île Banks, les populations sont touchées par des flambées d'une maladie causée par la bactérie *Yersinia pseudotuberculosis,* qui pourraient être déclenchées par un temps inhabituellement chaud. L'exposition aux bactéries du genre *Yersinia* est forte (Larter et Nagy, 1999), et les flambées épisodiques font des morts. L'érysipèle, une maladie courante chez le bétail qui était auparavant inconnue chez le bœuf musqué, a entraîné la mort de sujets sur l'île Banks en 2012 (M. Branigan, comm. pers., 2012).

Mortalité attribuable aux conditions météorologiques

La mortalité attribuable aux conditions météorologiques est dans la plupart des cas indirecte : elle est causée par la malnutrition. Les projections générales associées au réchauffement du climat indiquent notamment un accroissement du nombre d'épisodes de pluie succédant à des chutes de neige, une combinaison qui est associée à des décès chez les bœufs musqués, du moins sur l'île Banks (Rennert *et al.*, 2009; Nagy et Gunn, 2009). Les épisodes de pluie survenant lorsque les petits sont jeunes peuvent également accroître la mortalité (P. Hale, comm. pers., 2013).

Perturbations d'origine industrielle

L'exploration et le développement industriels, y compris l'aménagement de nouvelles routes, vont croissant. Il est difficile de prévoir quelle incidence ce phénomène aura sur le bœuf musqué et son habitat, puisqu'on en sait relativement peu au sujet des effets cumulatifs chez le bœuf musqué. Les études menées antérieurement portaient surtout sur les réponses comportementales du bœuf musqué aux perturbations sismiques et aux perturbations causées par les aéronefs (p. ex. »Miller et Gunn, 1980). Les études menées en Alaska en lien avec la réserve nationale de pétrole fournissent davantage d'information sur les risques de perturbation et sur les mesures d'atténuation associés à l'activité industrielle (Bureau of Land Management, 2012).

Grands carnivores

Les loups sont les principaux grands carnivores dans les systèmes de la toundra arctique, les grizzlis étant importants dans une grande partie du Bas-Arctique. Les prédateurs de taille moyenne comprennent les renards arctiques et les renards roux, de même que les carcajous; parmi les rapaces figurent les Harfangs des neiges et les labbes. Les ours grizzlis ont été abordés dans la section « Tendances relatives aux espèces dont la conservation » (page 136), et il est question des loups et des carcajous ci-dessous. Voir aussi la section sur la dynamique des communautés et des populations (page 62) et sur les principales menaces pour le caribou (page 196) au sujet de la dynamique proies-prédateurs.

À cause des changements de l'utilisation des terres et de l'expansion des populations humaines dans le sud du Canada, les carnivores ont perdu une grande partie de leur ancienne aire de répartition en Amérique du Nord, ce qui rend les régions nordiques du continent de plus en plus importantes pour les espèces dont la conservation suscite des préoccupations (figure 85).

Figure 85. Diminution de l'aire de répartition des grands carnivores en Amérique du Nord. Source : Hummel et Ray (2008)

Le loup

Le loup, qui est une espèce bien connue et qui est un prédateur occupant un niveau trophique supérieur, est un indicateur important de l'intégrité des écosystèmes de l'Arctique. Les populations de loups ne font l'objet pas d'une surveillance régulière. De plus, comme certains suivent les caribous, et d'autres non, il serait malaisé d'interpréter les données sur l'abondance et la répartition dans certains secteurs. Dans des milieux très productifs, les loups peuvent se reproduire rapidement, ce qui leur confère une résilience en cas de perturbation, y compris par la chasse.

On considérait anciennement que l'écozone+ de l'Arctique comptait jusqu'à huit espèces de loup gris (*Canis lupus*) (Mech, 1974). Même si l'on remet aujourd'hui en question l'existence de sous-espèces, les analyses génétiques laissent supposer que les loups du Haut-Arctique (parfois appelés « loups arctique ») se distinguent des loups du Bas-Arctique (loups de la toundra) (Carmichael *et al.*, 2007), et que ceux-ci sont quant à eux différents des loups de la forêt boréale

(« loups gris ») (Musiani *et al.*, 2007). Les trois groupes, en plus de se distinguer par leur structure génétique, ont des profils de prédilection différents en ce qui concerne le choix de leurs proies (Carmichael *et al.*, 2001; Musiani *et al.*, 2007).

Les populations de loups de l'archipel arctique forment une métapopulation, dont certaines composantes ont subi de graves difficultés, probablement attribuables aux déclins catastrophiques de l'effectif de leurs principales proies, le caribou de Peary et le bœuf musqué. Le lièvre arctique est également une espèce-proie importante. Entre 2000 et 2006, on a dénombré les loups arctiques, les lièvres arctiques et les bœufs musqués dans une zone d'étude sur l'île d'Ellesmere. Le nombre de loups était en forte corrélation avec le nombre de lièvres, mais pas avec le nombre de bœufs musqués (Mech, 2007).

La signature génétique des loups des îles Banks, d'Ellesmere et Devon porte l'empreinte de récents déclins des populations (Carmichael *et al.*, 2008). En général, la variabilité génétique est significativement moindre dans les populations insulaires de loups que dans les populations continentales, ce qui laisse supposer que les individus se déplacent entre les îles, et que les populations se rétablissent après un déclin, principalement grâce à la recolonisation à partir d'autres îles (Carmichael *et al.*, 2008). Cependant, la diversité génétique des loups semble avoir augmenté par l'intermédiaire de la migration périodique de sujets des populations continentales, surtout le long de deux corridors : l'île de Baffin et l'île Victoria. Ce flux génétique pourrait être compromis par la disparition de la glace de mer à cause du changement climatique et de l'intensification de l'activité humaine (Carmichael *et al.*, 2008). En particulier, la circulation maritime tout au long de l'année maintiendrait une voie libre de glaces dans certains couloirs marins, ce qui empêcherait les déplacements des loups l'hiver.

Dans les Bas-Arctique, les loups de la toundra font une utilisation intensive des eskers, qui sont aussi exploités à des fins industrielles, par exemple pour la construction des sites miniers et des routes, le gravier constituant une ressource rare pour la construction des infrastructures en Arctique (McLoughlin *et al.*, 2004). Certains loups de la toundra se spécialisent dans la chasse au caribou, et ils accompagnent celui-ci sur de grandes distances lors de ses migrations (Frame *et al.*, 2004).

Tendances chez les loups

Le savoir traditionnel issu des collectivités et les observations de loups faites lors des relevés aériens systématiques effectués pour recenser les caribous et les bœufs musqués fournissent certains renseignements sur les tendances relatives à l'abondance des loups. On ne dispose d'aucune donnée directe sur les taux de prédation.

Sur l'île Banks, les loups étaient empoisonnés pendant les années 1950, et l'espèce s'est lentement rétablie; elle a connu une croissance dans les années 1980 et 1990 (figure 86), et on a souvent repéré des individus dans les secteurs où la densité des bœufs musqués était forte.

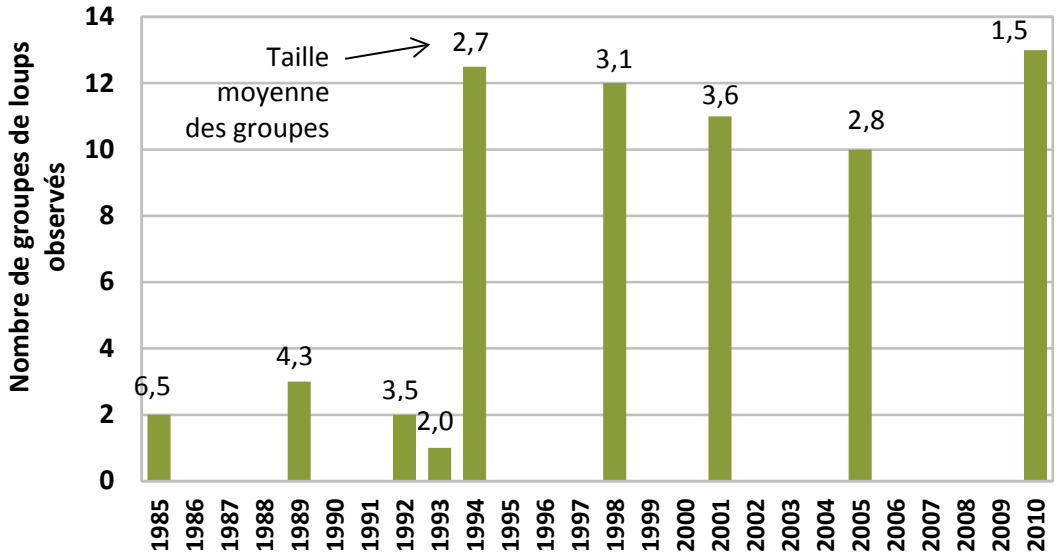


Figure 86. Loups repérés lors de relevés aériens des caribous de Peary et des bœufs musqués sur l'île Banks, aux Territoires du Nord-Ouest.
Les populations indiquées incluent les adultes et les louveteaux. Les valeurs indiquées pour 1994 et 1998 sont des moyennes calculées à partir de deux relevés.
Source : données provenant du Comité sur les espèces en péril (2012a)

En ce qui concerne la harde de Bathurst, les observations de loups faites en 1987 et en 2008 lors des relevés aériens effectués à la fin de l'hiver pour estimer la survie des petits chez les caribous ne semblent indiquer aucune tendance quant aux observations de loups ou à la taille moyenne des meutes (Williams et Fournier, 1996; Gunn, 2013) (B. Croft, comm. pers., 2010). Pendant cette période, le nombre de caribous a diminué, et le nombre de loups vus dans leurs tanières de même que le nombre de tanières occupées ont décliné (D. Cluff, données non publiées). Cependant, d'après la fréquence des observations de loups à proximité des caribous, les taux de prédation se seraient maintenus.

Oiseaux : introduction

Les oiseaux qui se reproduisent en Arctique hivernent dans diverses régions du monde, où ils peuvent être exposés à des facteurs de stress comprenant la disparition de sources de nourriture et d'habitat, la pollution, les perturbations et la chasse excessive pendant l'hiver et pendant la migration. En Arctique, ils sont vulnérables aux changements touchant leur habitat et leurs sources de nourriture et, dans certains cas, à la chasse excessive. On manque de données sur de nombreuses espèces d'oiseaux de l'Arctique, et il est souvent difficile d'expliquer les tendances. On sait que bien des espèces d'oiseaux de rivage et d'oiseaux terrestres se reproduisant en Arctique sont en déclin, tout comme le sont certains canards de mer. D'autres groupes d'oiseaux de l'Arctique, comme les oies et les cygnes, sont demeurées stables ou sont en croissance depuis quelques décennies. Les tendances relatives aux oiseaux de mer (à part les canards de mer) sont abordées dans le document intitulé *Rapport de l'état des écosystèmes et des tendances : écozones marines de l'Arctique* (Niemi *et al.*, 2010), faisant partie du RETE. On donne ci-dessous un aperçu des tendances concernant les oiseaux de mer dans l'ensemble du Canada

(encadré figure 87). Pour obtenir un complément d'information sur la situation des populations d'oiseaux au Canada, voir le document intitulé *État des populations d'oiseaux du Canada 2012* (NABCI, 2012).

Tendances des oiseaux de mer au Canada

Le document intitulé *Rapport de l'état des écosystèmes et des tendances : écozones marines de l'Arctique* (Niemi *et al.*, 2010), faisant partie du RETE, traite de manière plus approfondie des oiseaux de mer se reproduisant dans l'Arctique. Le présent encadré, qui est fondé sur l'examen de l'état et des tendances des oiseaux de mer au Canada dans le cadre du RETE (Gaston *et al.*, 2009a), est extrait du rapport *Bioversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010* (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010).

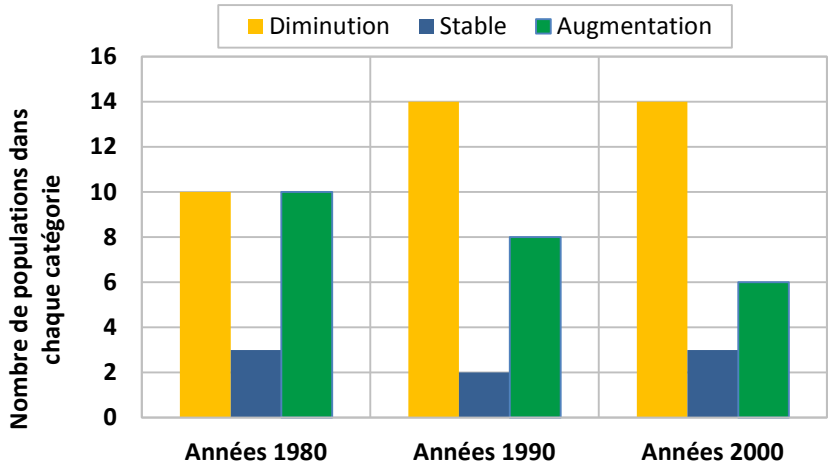


Figure 87. Tendances de l'état des populations d'oiseaux de mer reproductrices au Canada des années 1980 aux années 2000.
Remarque : seules les populations dont les populations reproductrices sont importantes, pour lesquelles des ensembles de données à long terme existent et qui ne sont pas touchées par l'activité humaine terrestre sont incluses.
Source : adapté de Gaston et al. *(2009a)*

Dans le monde entier, la situation des oiseaux de mer se détériore plus rapidement que celle de n'importe quel autre groupe d'oiseaux (BirdLife International, 2010). Au Canada, les tendances varient selon la région et sont le résultat d'une variété de facteurs, y compris les changements climatiques, les prises accessoires, l'extraction des ressources, le transport et la pollution (Coe et Rogers, 1997; Melvin et Parrish, 2001; Schreiber et Burger, 2002; Stenseth *et al.*, 2004; ACIA, 2005; Gaston *et al.*, 2009a). Une tendance à la reproduction plus hâtive ainsi que des modifications de l'alimentation et de l'état de la population (Bertram *et al.*, 2001; Gjerdrum *et al.*, 2003; Hipfner et Greenwood, 2008) ont été observées chez plusieurs espèces (Parsons *et al.*, 2008).

À l'exception des populations de Mouette blanche (*Pagophila eburnea*), qui diminuent rapidement, les changements se produisent lentement au sein des populations d'oiseaux de mer de l'Arctique et sont possiblement le résultat d'événements qui surviennent dans les aires d'hivernage du nord-ouest de l'Atlantique (Gaston, 2002; Gaston *et al.*, 2003). Les changements de l'alimentation et de la croissance observés pourraient être liés à la diminution de la glace de mer dans la baie d'Hudson. Cela pourrait avoir des répercussions négatives sur les populations à long terme (Gaston *et al.*, 2003). À l'opposé, dans le Haut-Arctique, la diminution de la glace de mer pourrait présenter des avantages pour les oiseaux (Gaston *et al.*, 2005; Gaston *et al.*, 2009b).

La sauvagine

La sauvagine (canards, oies et cygnes) regroupe certaines des espèces sauvages les plus importantes pour les Inuits comme composante des cérémonies ou comme source de nourriture, et les fortes concentrations de sauvagine migratrice et reproductrice constituent un élément distinctif de l'écozone⁺. La situation et les tendances relatives à la sauvagine sont relativement bien connues puisque des organismes fédéraux américains et canadiens surveillent les populations sur une base annuelle afin d'établir les quotas de chasse et d'orienter les programmes de conservation. La surveillance est limitée en ce qui concerne les aires de reproduction dans l'Arctique, mais de nombreuses espèces font l'objet d'une surveillance régulière ou périodique dans leurs aires d'hivernage ou aux lieux de rassemblement des oiseaux pendant leur migration. Dans cette section, on décrit les tendances relatives à certaines espèces de sauvagine se reproduisant dans la toundra arctique dont une portion substantielle de la population mondiale se reproduit dans l'Arctique canadien. De plus, l'écozone⁺ fournit un habitat important pour certaines espèces de sauvagine, comme la Bernache du Canada (*Branta canadensis*) et les macreuses (*Melanitta* spp.), qui se reproduisent aussi dans des écozones⁺ plus au sud.

Eiders

Tendances

Les Eiders à tête grise (*Somateria spectabilis*) se reproduisant dans l'Arctique canadien hivernent dans l'est que dans l'ouest du continent. On dispose d'un nombre croissant d'éléments indiquant que la population d'Eiders à tête grise a décliné dans l'ouest au cours des dernières décennies. La population totale d'Eiders à tête grise se reproduisant dans l'ouest et le centre de l'Arctique canadien a été estimée à 900 000 dans les années 1960; au début des années 1990, la population avait chuté à une valeur entre 200 000 et 260 000 (Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune, 2008). À peu près tous les dix ans, on effectue un dénombrement à la pointe Barrow, en Alaska (Peacock *et al.*, 2013; Quakenbush *et al.*, 2013). La plus récente estimation indique que l'effectif est demeuré stable entre 1996 et 2003 (figure 88). Les relevés effectués dans les aires de reproduction de l'ouest de l'île Victoria au début des années 1990 ont été répétés en 2004 et 2005 (Raven et Dickson, 2006), ce qui a révélé un déclin de 56 % de l'abondance (figure 89).

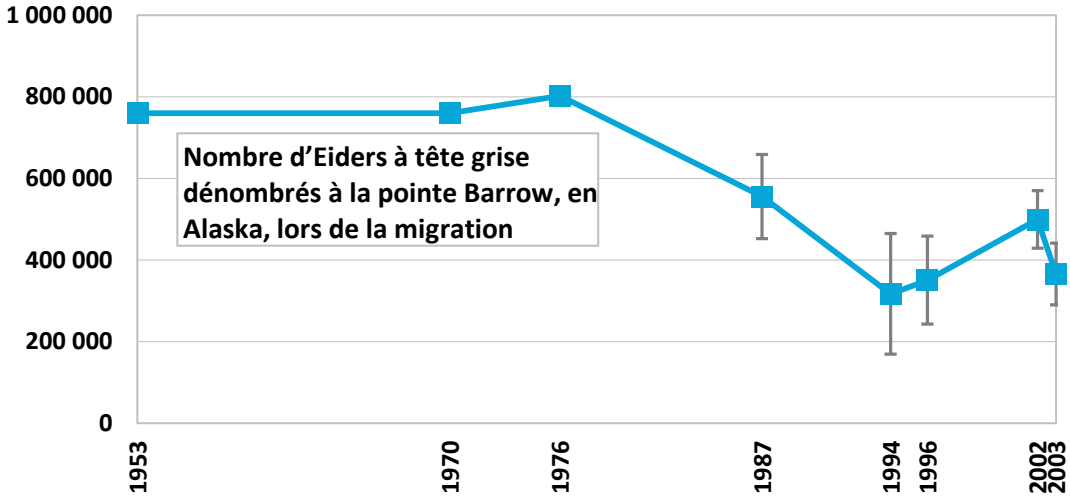


Figure 88. Dénombrement des Eiders à tête grise pendant la migration à la pointe Barrow, en Alaska, de 1953 à 2003.
La population d'Eiders à tête grise de l'ouest passe chaque printemps et chaque automne par la pointe Barrow, en Alaska, lors de ses migrations; ses aires de reproduction se trouvent dans l'ouest en Alaska ainsi que dans l'ouest et le centre de l'Arctique canadien. Les barres d'erreur correspondent aux intervalles de confiance à 95 %.
Sources : Suydam et al. *(2000) et Quakenbush* et al. *(2013)*

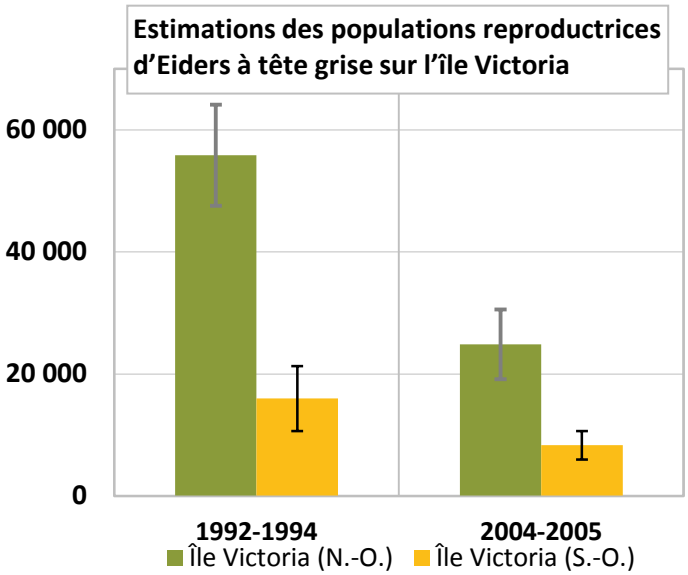


Figure 89. Populations reproductrices d'Eiders à tête grise dans l'ouest de l'île Victoria, dans les années 1990 et dans les années 2000.
Les barres d'erreur correspondent aux intervalles de confiance à 95 %.
Source : Raven et Dickson (Raven et Dickson, 2006)

Les données dont on dispose sur les aires d'hivernage au Groenland indiquent que la population d'Eiders à tête grise est aussi en déclin dans l'est, mais que ce déclin pourrait être lié à un remodelage de la répartition dû aux perturbations d'origine humaine (Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune, 2008). Les relevés effectués en 2010 ont confirmé qu'un grand nombre d'Eiders à tête grise hivernaient à la pointe nord du Labrador et à la pointe sud de l'île de Baffin (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). Le nombre d'Eiders à tête grise se reproduisant dans les basses terres de Rasmussen, au Nunavut, a décliné de 86 % entre les relevés effectués en 1974-1975 et les relevés de 1994-1995 (Gratto-Trevor *et al.*, 1998).

Trois sous-espèces d'**Eiders à duvet** (*S. mollissima*) se reproduisent dans l'Arctique canadien : l'Eider à duvet du Pacifique (qui niche dans l'ouest et le centre de l'Arctique), l'Eider à duvet du Nord (qui niche dans l'est de l'Arctique), et l'Eider à duvet de la baie d'Hudson.

D'après les dénombrements effectués à la pointe Barrow, en Alaska, lors de la migration des Eiders à duvet du Pacifique, le nombre d'individus a diminué de 50 % entre 1976 et 1996; en 2002, il avait remonté (figure 90). Les zones revêtant une importance particulière pour la reproduction sont le détroit de Dolphin-et-Union, le golfe Coronation et le golfe de la Reine-Maud. La population reproductrice du centre de l'Arctique a été estimée à environ 37 000 individus lors des relevés effectués de 1995 à 1998 (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). D'autres relevés faits dans les aires de reproduction de Bathurst Inlet afin d'obtenir des données de référence pour dégager les tendances ont révélé un déclin d'environ 50 % par rapport aux chiffres de 1995 (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012).

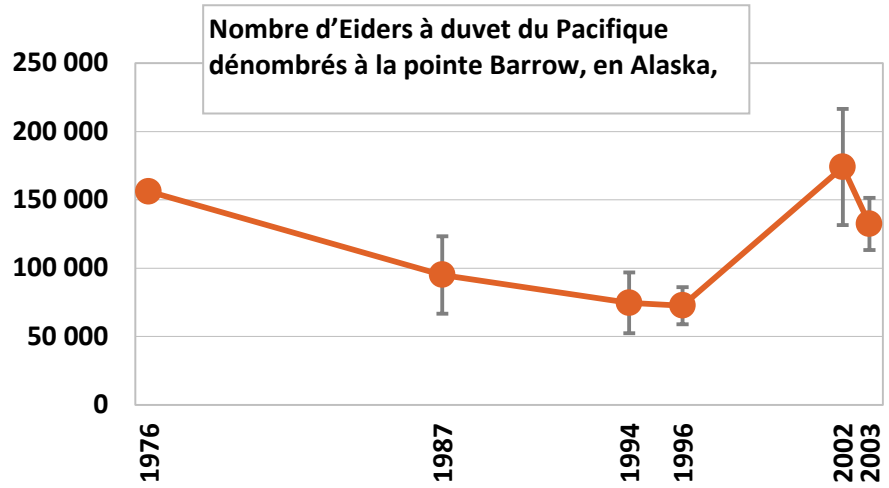


Figure 90. Dénombrement des Eiders à duvet du Pacifique pendant la migration à la pointe Barrow, en Alaska, de 1976 à 2003.
Les barres d'erreur correspondent aux intervalles de confiance à 95 %.
Sources : Suydam et al. *(2000) et Quakenbush* et al. *(2013)*

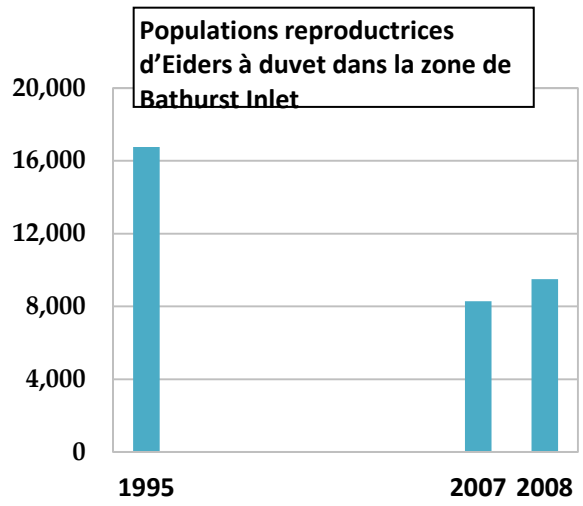


Figure 91. Populations d'Eiders à duvet dans les aires de reproduction de Bathurst Inlet, en 1995, en 2007 et en 2008.
Source : Raven et Dickson (2009)

Les Eiders à duvet du Nord hivernent le long des côtes méridionales de Terre-Neuve-et-Labrador, du Québec et du Groenland. Les relevés effectués au Groenland, où la plupart des eiders hivernent, indiquent de graves déclins depuis les années 1970 (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). Les relevés faits dans la baie d'Ungava (données historiques et relevés de 2000) ne mettent en évidence aucune tendance claire quant aux populations reproductrices, tandis que les relevés effectués le long de la côte du Labrador indiquent des augmentations entre les années 1980 et le début des années 2000. Des relevés ont été effectués dans l'aire d'hivernage de l'est du Canada tous les trois ans depuis 2003. Les résultats obtenus jusqu'en 2009 indiquent la présence d'une population stable d'environ 200 000 individus (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012).

Les populations d'eiders de la baie d'Hudson, qui hivernent tous dans les eaux de l'Arctique près des îles Belcher et au large de la côte ouest du Québec, s'effondrent de manière périodique à cause des conditions météorologiques (Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune, 2008). La population reproductrice d'eiders des îles Belcher ont décliné de 70 % entre la période de 1985 à 1988 et 1997 (Erickson et Meegan, 2007), probablement à cause d'une mortalité massive survenue pendant l'hiver 1991-1992, lorsque des zones d'eaux libres ont gelé (Robertson et Gilchrist, 1998). On n'a pas enregistré de mortalité massive pendant l'hiver depuis, et la population semble se rétablir (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012).

Dangers : chasse et maladies

Les déclins enregistrés dans certaines populations d'eiders pourraient être dus à la chasse. On a estimé à 115 000 le nombre de prises d'eiders à Chukotcha en 2001, mais la proportion des animaux récoltés qui nichaient au Canada est inconnue (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). Selon les estimations, la chasse de subsistance et la chasse commerciale

des Eiders à duvet du Nord dans le sud-ouest du Groenland auraient prélevé plus de 100 000 individus, dont une vaste proportion nichait dans l'Arctique canadien (Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune, 2008). La modélisation démographique a montré que cette pratique de la chasse n'était pas durable, et la récolte a été réglementée de manière plus stricte au Groenland entre 2002 et 2004 (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). Au Canada, la chasse de subsistance est relativement faible, mais des renseignements de meilleure qualité au sujet de la récolte seraient nécessaires, surtout en ce qui concerne l'Eider à duvet du Nord.

Le choléra aviaire pourrait aussi être un nouveau problème pour les Eiders à duvet du Nord; la première flambée de cette maladie a été enregistrée en 2004 dans le nord du Québec, et d'autres vagues sont survenues à cet endroit et à proximité de l'île Southampton (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). Une petite île au large des côtes de l'île Southampton, qui accueille la plus vaste colonie reproductrice d'Eiders à duvet du Nord dans l'est de l'Arctique canadien, est étudiée depuis 1996. La taille de la colonie est demeurée stable entre 2001 et 2005 (environ 5 000 couples), puis elle a presque doublé, pour atteindre 9 800 couples en 2006. Une vague de choléra aviaire a fait chuter ce nombre à 4 700 couples en 2007 (Buttler, 2009). D'autres études ont démontré que si la fréquence des flambées de choléra aviaire touchant les colonies d'Eiders à duvet dépassait un épisode par décennie, cela pourrait mener à la disparition des colonies (Descamps *et al.*, 2012).

Le Cygne siffleur

La population occidentale de Cygnes siffleurs (*Cygnus columbianus*) se reproduit le long de la côte de l'Alaska et hiverne dans l'ouest des États-Unis, tandis que la population orientale se reproduit dans une zone allant de l'Alaska à la côte nord-est de la baie d'Hudson et de l'île de Baffin, et hiverne dans l'est des États-Unis.

Les estimations de la population orientale de Cygnes siffleurs faites à partir de relevés effectués au milieu de l'hiver, dans les aires d'hivernage aux États-Unis (figure 92), révèlent des fluctuations de part et d'autre d'une moyenne d'environ 90 000 à 100 000 individus.

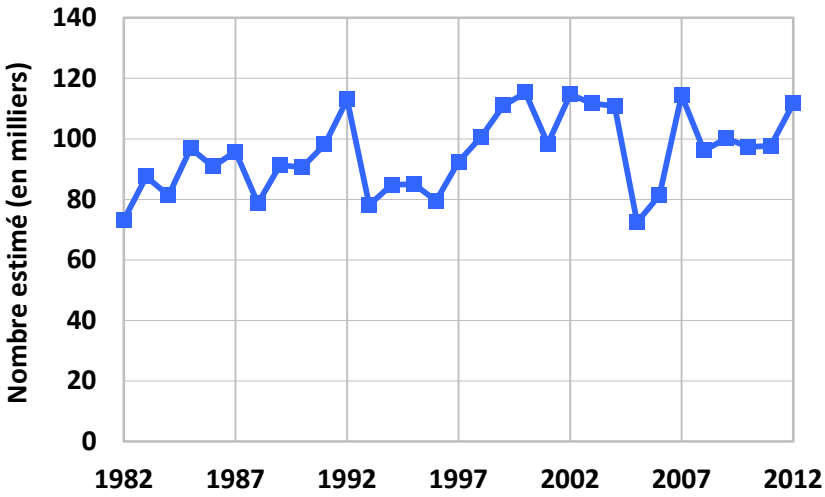


Figure 92. Abondance du Cygne siffleur (population orientale), d'après les relevés faits en janvier dans les aires d'hivernage, de 1982 à 2012.
Source : U.S. Fish AMD Wildlife Service (2012)

L'Oie des neiges

L'Oie des neiges ne se reproduit qu'en Arctique, notamment sur les rives de la baie d'Hudson. Les populations de l'est qui se reproduisent le plus au nord, c'est-à-dire les Grandes Oies des neiges (*Chen caerulescens atlanticus*), se reproduisent dans l'est de l'Arctique canadien et dans le nord du Groenland, et hivernent sur la côte atlantique des États-Unis; elles font halte dans le sud du Québec au cours de leur migration. Les populations se reproduisant plus au sud et à l'ouest, c'est-à-dire les Petites Oies des neiges (*C. c. caerulescens*), nichent en colonies dans des zones côtières et intérieures de l'Arctique canadien; elles hivernent notamment dans le sud du Canada, mais empruntent toutes les voies migratoires en Amérique du Nord.

La population de Grandes Oies des neiges a connu une très forte augmentation, passant de quelques milliers d'individus, dans les années 1930, à plus de 500 000, au début des années 1990, et profitant des grandes haltes migratoires dans le sud du Québec (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). Cette hausse est liée aux changements des pratiques agricoles dans les aires d'hivernage aux États-Unis, qui ont entraîné un changement des habitudes alimentaires des oies : elles ont cessé de se nourrir dans les marais pour aller le faire plutôt dans les champs (Service canadien de la faune, 2003). Au printemps 2012, la population était estimée à environ 1 million d'oies (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012). La population est demeurée assez stable depuis 1999, année où des mesures spéciales de conservation ont été mises en œuvre (Reed et Calvert, 2007). L'essor considérable de la population et le broutage intensif qui en découle ont eu des répercussions importantes dans les haltes migratoires et les aires de reproduction au Canada (Environnement Canada, 2007a).

La population de Petites Oies des neiges est elle aussi en hausse, mais la croissance semble ralentir, comme le montrent les dénombrements effectués au milieu de l'hiver, depuis la fin des années 1990, à part une récente augmentation (figure 93). Cette tendance est également visible lorsque l'on effectue des recensements dans les principales aires de reproduction, sauf dans

l'ouest de la baie d'Hudson (figure 93). Les recensements ne fournissent qu'un échantillonnage, et les études par baguage et les études sur les prises indiquent que la population de Petites Oies des neiges est peut-être beaucoup plus élevée qu'on ne l'estime : elle dépassait probablement les 15 millions en 2010 (Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine, 2012).

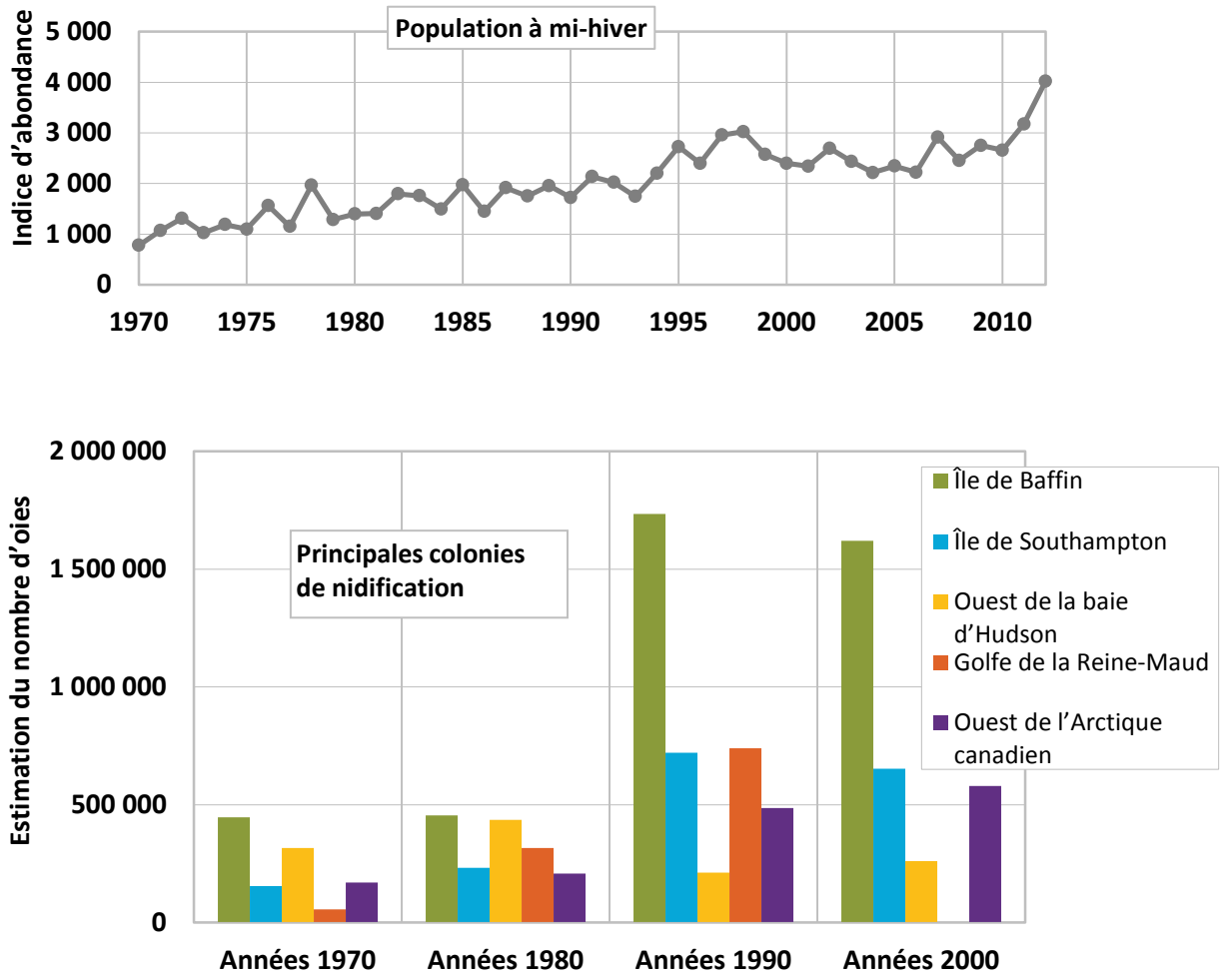


Figure 93. Estimation des populations reproductrices de Petites Oies des neiges d'après le recensement des principales colonies de nidification à l'aide de photographies entre 1970 et 2000, et d'après les indices d'abondance à mi-hiver relevés de 1970 à 2012.
Les dénombrements au milieu de l'hiver visent principalement les Petites Oies des neiges se reproduisant dans le centre et l'est de l'Arctique.
Sources : Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune (2012) (données sur les colonies de nidification) et U.S. Fish and Wildlife Service (2012) (dénombrement des populations à mi-hiver)

Oiseaux de rivage

Cette section est extraite du rapport technique thématique lié au RETE préparé pour l'écozone⁺ de l'Arctique intitulé *Tendances relatives aux oiseaux de rivage canadiens* (Gratto-Trevor et al., 2011), et elle n'a pas été mise à jour de manière exhaustive.

L'écozone⁺ de l'Arctique se révèle d'une grande importance, à l'échelle mondiale, pour la production des oiseaux de rivage. En effet, 60 % des oiseaux de rivage nord-américains se reproduisent dans l'Arctique. On trouve, dans l'Arctique canadien à lui seul, 75 % des aires de reproduction d'Amérique du Nord pour 15 des 49 espèces d'oiseaux de rivage communes en Amérique du Nord (Donaldson *et al.*, 2000).

À l'échelle mondiale, 44 % des tendances des populations estimées pour les oiseaux de rivage se reproduisant dans l'Arctique indiquent un déclin (figure 94), ce qui montre que le problème est plus répandu qu'on ne le croyait (Morrison *et al.*, 2001). De façon générale, les oiseaux qui se reproduisent dans l'Arctique, en tant que groupe, subissent un déclin de 1,9 % par année (Bart *et al.*, 2007).

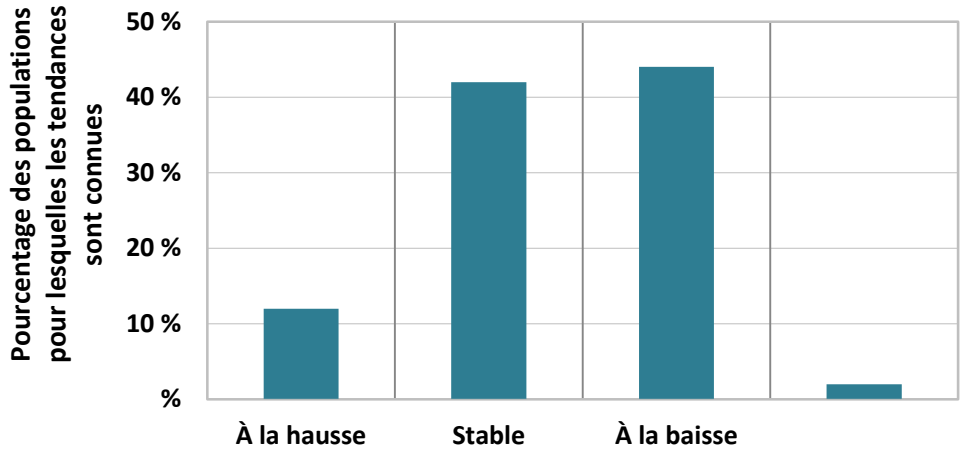


Figure 94. Sommaire des tendances des populations des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique, 2003.
À l'échelle mondiale, les tendances des populations ont été estimées pour 52 % des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique (100 populations biogéographiques de 37 espèces). Parmi ces 100 populations, 12 % sont en hausse, 42 % sont stables, 44 % sont en baisse, et 2 % sont possiblement disparues.
Source : Delany et Scott (2006)

On a entrepris une analyse des données de dénombrements effectués pendant la migration automnale afin de déterminer si le nombre décroissant d'oiseaux consigné lors de ces dénombrements pouvait être expliqué par des changements dans les voies migratoires, le facteur temps ou des changements dans les taux de détection (Bart *et al.*, 2007). Les auteurs ont conclu que les dénombrements effectués pendant la migration reflétaient très probablement une diminution réelle de la taille des populations. Ils n'ont pas trouvé d'indication d'une importante variation du nombre d'oiseaux qui migrent suivant des voies précises, ni de changements

majeurs dans les variables liées à la détection. Les taux de changement annuels ont été calculés pour la période de 1974 à 1998 pour cette étude – les résultats sont indiqués à la figure 95 dans le cas des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique, et pour lesquels il existe des données de dénombrement suffisantes provenant de relevés effectués durant la migration automnale dans les régions de l'Atlantique Nord du Canada et des États-Unis ou du Midwest américain.

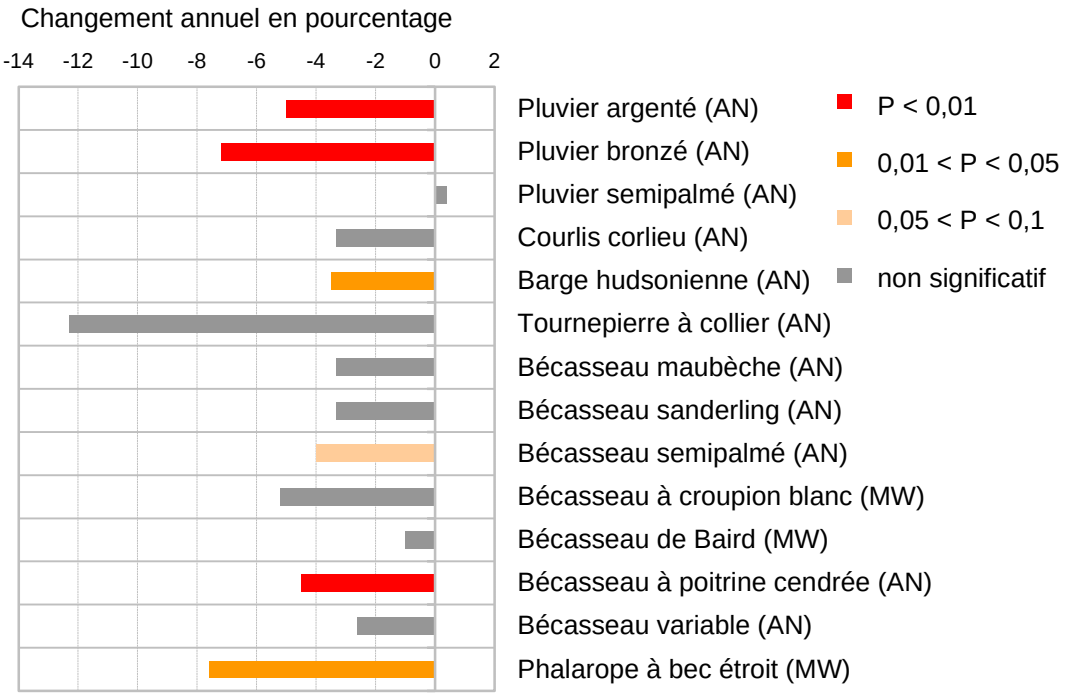


Figure 95. Tendances estimées au moyen des dénombrements effectués pendant la migration automnale pour les oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique, de 1974 à 1998.
AN = Relevé sur la migration dans l'Atlantique Nord; MW = Relevé sur la migration dans la région du Midwest.
Source : données tirées de Bart et al. *(2007)*

Deux examens importants des tendances relatives aux oiseaux de rivage effectués par le comité du plan de conservation des oiseaux de rivage des États-Unis (en 2001 et en 2004) et le comité sur les oiseaux de rivage du Service canadien de la faune (en 2001) ont permis de comparer 18 espèces d'oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique. Les résultats obtenus sont très semblables (tableau 12). Les deux évaluations ont montré que les populations de huit espèces subissaient un déclin significatif (Brown *et al.*, 2001; Morrison *et al.*, 2001; U.S. Shorebird Conservation Plan, 2004).

Tableau 12. Évaluation des tendances des populations d'oiseaux de rivage se reproduisant dans l'Arctique.

Espèce	Sommaire des tendances[b]	Plan de conservation des oiseaux de rivage des États-Unis (2004)	Comité sur les oiseaux de rivage du Service canadien de la faune
Pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*)	↓↓	Déclin significatif	Déclin significatif
Pluvier bronzé (*Pluvialis dominica*)	↓↓	Déclin significatif	Déclin significatif
Pluvier semipalmé (*Charadrius semipalmatus*)	↓?	Information insuffisante	Déclin significatif
Courlis esquimau (*Numenius borealis*)	↓↓	Déclin significatif	Espèce probablement disparue
Courlis corlieu (*Numenius phaeopus*)	↓?	Déclin significatif	Tendances variées
Barge hudsonnienne (*Limosa haemastica*)	↓	Information insuffisante	Déclin
Tournepierre à collier (*Arenaria interpres*)	↓↓	Déclin	Déclin significatif
Bécasseau maubèche (*Calidrus canutus*)	↓↓	Déclin significatif	Déclin significatif
Bécasseau sanderling (*Calidrus alba*)	↓↓	Déclin significatif	Déclin significatif
Bécasseau semipalmé (*Calidris pusilla*)	↓↓	Déclin significatif	Déclin significatif
Bécasseau à croupion blanc (*Calidris fuscicollis*)	↔	Information insuffisante	Tendances variées
Bécasseau de Baird (*Calidris bairdii*)	↓?	Information insuffisante	Déclin
Bécasseau à poitrine cendrée (*Calidris melanotos*)	↔	Information insuffisante	Tendances variées
Bécasseau violet (*Calidris maritima*)	↓?	Stable	Déclin significatif
Bécasseau variable (*Calidris alpina*)	↓↓	Déclin significatif	Déclin significatif
Bécasseau roussâtre (*Tryngites subruficollis*)	↓	Déclin	Déclin
Phalarope à bec étroit (*Phaloropus lobatus*)	↓↓	Déclin	Déclin significatif
Phalarope à bec large (*Phalaropus fulicarius*)	↓↓	Déclin significatif	Déclin significatif

[b] ↓↓ : tendance significative de la population au déclin; ↓tendance de la population au déclin ou tendance probable de la population au déclin, non significative du point de vue statistique; ↔ l'information n'est pas suffisante pour déterminer avec certitude la tendance de la population (tendances variées); ↓**?** Information contradictoire. Les tendances sont basées sur plusieurs ensembles de données localisées pour l'Amérique du Nord couvrant la période des années 1970 aux années 2000 ainsi que sur l'opinion d'experts.

Source : extrait du plan du plan de conservation des oiseaux de rivage des États-Unis (U.S. Shorebird Conservation Plan) (2004); Brown et al. *(2001); Morrison* et al. *(2001)*

Le résultat le plus inquiétant est que, au cours des 30 dernières années, les tendances sont passées, pour un grand nombre d'espèces, d'un léger déclin à un déclin significatif, ce qui indique que le déclin est en cours et persistant (Morrison *et al.*, 2001; Delany et Scott, 2006). Le déclin est observé chez des espèces ayant des stratégies et des besoins variés en matière de migration, d'habitat et de reproduction. Des recherches préliminaires effectuées par Thomas *et al.* (2006a) et par Bart *et al. (2007)* n'ont révélé aucun facteur commun entre les espèces en déclin.

Dans le plan de conservation des oiseaux de rivage des États-Unis (Brown *et al.*, 2001), les données sur les tendances des populations étaient combinées à cinq autres variables (l'abondance relative, les menaces pendant la saison de reproduction, les menaces en dehors de la saison de reproduction, la répartition des aires de reproduction, et la répartition des aires autres que celles de reproduction) pour créer un plan de conservation hiérarchisé. Le plan, adopté dans le Plan canadien de conservation des oiseaux de rivage (Donaldson *et al.*, 2000), est utile parce que les espèces dont la population est stable ou légèrement en déclin, mais dont les aires d'hivernage sont menacées et dont les besoins en matière d'habitat sont très précis pour la reproduction, peuvent être plus en péril que les espèces dont les populations subissent un déclin significatif. Les espèces de première priorité sont celles qui ont été désignées « grandement en péril ». En appliquant ce plan hiérarchisé, on pense que la seule espèce arctique considérée, en 2001, comme étant « grandement en péril », soit le Courlis esquimau (*Numenius borealis*), est disparue (Environnement Canada, 2007b).

En 2004, la situation de diverses espèces a été réévaluée (U.S. Shorebird Conservation Plan, 2004), et le statut de plusieurs d'entre elles a été revu à la hausse (tableau 13).

Tableau 13. Statut de conservation des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans la toundra selon le plan de conservation des oiseaux de rivage des États-Unis.

Espèce grandement en péril (première priorité)	**Espèce très préoccupante (deuxième priorité)**
• Courlis esquimau (*Numenius borealis*) (on croit que cette espèce est disparue) • *Bécasseau roussâtre (Tryngites subruficollis) (à l'échelle mondiale) • *Bécasseau maubèche (*Calidrus canutus*) (population de la côte atlantique et de l'Arctique canadien)	• Pulvier bronzé (*Pluvialis dominica*) (à l'échelle mondiale) • Courlis corlieu (*Numenius phaeopus*) (populations de l'Amérique du Nord) • Barge hudsonienne (*Limosa haemastica*) (à l'échelle mondiale) • Tournepierre à collier (*Arenaria interpres*) (populations de l'Amérique du Nord) • Bécasseau maubèche (*Calidrus canutus*) (populations autres que la population de la côte atlantique et de l'Arctique canadien) • Bécasseau sanderling (*Calidrus alba*) (populations de l'Amérique du Nord) • *Bécasseau variable (*Calidris alpina*) (populations de l'Alaska et de l'Asie de l'Est et de l'Alaska et de la côte du Pacifique)

Les espèces dont le degré de priorité a été revu à la hausse sont indiquées au moyen d'un astérisque (*).
Source : U.S. Shorebird Conservation Plan (2004)

Des études locales ont recensé le déclin des populations au cours de plusieurs périodes. L'analyse des haltes migratoires de la côte atlantique de 1972 à 1983 (Howe *et al.*, 1989) a permis de découvrir le déclin significatif du Pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*; le nombre d'individus diminue de 5,4 % par année), du Courlis corlieu (*Numenius phaeopus*; -8,3 % par année) et du Bécasseau sanderling (*Calidrus alba*; -13,7 % par année). Les populations nicheuses du Phalarope à bec large (*Phalaropus fulicarius*), du Pluvier argenté et du Pluvier bronzé (*Pluvialis dominica*) ont diminué de façon significative, soit respectivement de 76 %, de 87 % et de 79 %, dans les basses terres de Rasmussen (centre de l'Arctique) durant une période de 20 ans (Gratto-Trevor *et al.*, 1998). Compte tenu de l'intervalle prolongé qui sépare les études, une fluctuation naturelle des populations résultant d'une série de mauvaises saisons de reproduction, plutôt qu'un déclin persistant et continu des populations, pourrait expliquer les différences existant entre les deux périodes d'étude, mais il peut également s'agir d'un déclin réel au sein de ces espèces (Gratto-Trevor *et al.*, 1998).

Une étude effectuée au bassin Foxe (îles Prince-Charles et Air Force) a permis de constater le déclin significatif des populations du Bécasseau à croupion blanc (*Calidris fuscicollis*; -61 %) et du Phalarope à bec large (-43 %) sur une période de 8 ans (de 1989 à 1997) (Johnston et Pepper, 2009). Dans le cas du Phalarope à bec large, le déclin était encore plus marqué dans la baie East (île de Southampton), où l'on a découvert un déclin de 93 % sur une période de 6 ans (de 1999 à 2005) (Pirie *et al.*, 2012). Au cours de la même période, la population de toutes les espèces d'oiseaux de rivage (n = 5) présentes dans la baie East a diminué de plus de 90 %. En 2007, on a constaté une légère remontée des populations atteignant environ 33 % des valeurs originales de 1999. La remontée coïncidait avec une année d'abondance des lemmings (par conséquent, un faible taux de prédation) (Pirie *et al.*, 2012).

La comparaison de six études qualitatives de l'abondance des oiseaux réalisées entre 1930 et les années 1990, près de Churchill, au Manitoba, a montré que le Bécasseau semipalmé (*Calidris pusilla*), le Bécasseau à échasses (*Calidris himantopus*) et le Phalarope à bec étroit (*Phalaropus lobatus*) avaient subi une « forte décroissance », et que le Bécasseau variable (*Calidris alpina*) avait subi une « décroissance » (Jehl et Lin, 2001). On a également constaté un grand déclin du Bécasseau semipalmé et du Phalarope à bec étroit dans la baie La Pérouse, au Manitoba (40 km à l'est de Churchill) (Gratto-Trevor, 1994).

Une des principales lacunes actuelles nuisant à l'établissement des tendances des populations pour les espèces d'oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique est l'absence d'estimations fiables des populations. Dans de nombreux cas, des relevés exhaustifs des oiseaux de rivage effectués dans les aires de reproduction arctiques ont permis de revoir à la hausse l'estimation de la population mondiale pour une espèce donnée (Johnston *et al.*, 2000; Latour *et al.*, 2005; Johnston et Pepper, 2009). Cette augmentation ne signifie pas qu'il y a eu une réelle croissance de la population mondiale, mais indique plutôt que les estimations initiales des populations étaient probablement à la baisse (Brouwer *et al.*, 2003; Morrison *et al.*, 2006). Dans le cadre du Programme de surveillance régionale et internationale des oiseaux de rivage (PRISM), qui comprend une composante arctique, on a réalisé la première moitié d'un programme pluriannuel de relevés, qui produira des estimations des populations continentales pour 19 espèces d'oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique nord-américain. Une fois la

première série de relevés terminée, une deuxième série sera effectuée pour évaluer les tendances propres à certaines espèces ainsi que celles des populations à l'échelle de l'Arctique nord-américain (Skagen *et al.*, 2003; Bart et Earnst, 2004; Bart *et al.*, 2005; Bart et Johnston (éd.), 2012).

On propose, entre autres, comme causes du déclin des populations d'oiseaux de rivage : la perte des haltes migratoires et de l'habitat d'hivernage et les caractéristiques du cycle biologique (c.-à-d. le comportement migratoire, le cycle biologique, la biogéographie), qui pourraient prédisposer les populations d'oiseaux de rivage au déclin. On s'attend à ce que le déclin des populations soit accéléré par les changements de l'habitat dans les aires de reproduction arctiques.

Étant donné qu'un grand nombre d'oiseaux de rivage migrent sur de longues distances en grands groupes et qu'ils ne s'arrêtent qu'à très peu de haltes migratoires, la perte d'une ou de deux des principales haltes pourrait avoir d'importantes répercussions sur leurs populations. La diminution de la disponibilité de la nourriture dans les haltes qui subsistent peut aussi avoir de grandes conséquences sur les populations, parce que les oiseaux risquent de ne pas pouvoir suffisamment se ravitailler pour être en mesure de se rendre à la prochaine halte, ou de ne pas pouvoir accumuler les réserves corporelles essentielles à leur survie et à la réussite de leur reproduction (Senner et Howe, 1984; Donaldson *et al.*, 2000; Morrison *et al.*, 2001; Baker *et al.*, 2004; Morrison *et al.*, 2004; Morrison *et al.*, 2007). Une analyse des tendances des populations des oiseaux de rivage en Amérique du Nord a montré que les espèces suivant des voies migratoires continentales (par opposition aux voies migratoires côtières ou océaniques) étaient les plus susceptibles de subir un déclin en raison de la modification et de la perte d'écosystèmes (Thomas *et al.*, 2006a; Bart *et al.*, 2007). Les oiseaux qui migrent par le continent utilisent des petits étangs et milieux humides temporaires qui sont répartis sur une grande zone. Il est difficile de délimiter ces milieux humides et étangs aux fins des initiatives de conservation, ce qui rend plus ardue leur protection par comparaison à celle des grandes haltes migratoires (Thomas *et al.*, 2006a). On connaît très peu les haltes de l'Arctique à cause de leur éloignement. Des observations effectuées sur un segment de 200 km le long de la ligne de côte dans la région de Kivalliq (nord-ouest de la baie d'Hudson) au cours de la migration du printemps 2008 ont révélé la présence de centaines d'oiseaux migrateurs, dont l'aire de nidification est située dans l'Extrême-Arctique, qui se nourrissaient d'insectes dans les lignes de varech, en chemin vers le nord (Johnston et Rausch, données non publiées). On ne connaît pas l'importance de telles haltes par rapport à la migration et à la réussite de la reproduction subséquente.

La perte ou la détérioration de l'habitat dans les aires autres que celles de reproduction attribuables aux activités humaines comme la pollution par les hydrocarbures (Harrington et Morrison, 1980), le dragage mécanique ou la pêche (Piersma *et al.*, 2001), la transformation des Prairies et des milieux humides indigènes aux fins d'agriculture (Isacch et Martinez, 2003; Shepherd *et al.*, 2003) et l'exploitation des plages marines et les activités touristiques qu'on y pratique (Blanco *et al.*, 2006), pourraient causer le déclin des populations (Thomas *et al.*, 2006a). Un autre facteur complique l'évaluation de l'importance de l'habitat d'hivernage, à savoir le fait qu'on possède très peu de connaissances sur les ressources alimentaires dans les aires d'hivernage (Morrison *et al.*, 2004). On a toutefois constaté que les menaces qui pèsent sur les

aires d'hivernage n'ont qu'une incidence mineure sur la probabilité de déclin de la population d'une espèce (Thomas *et al.*, 2006a).

Il semble que la biologie intrinsèque des espèces d'oiseaux de rivage rende leurs populations plus susceptibles au déclin. On pense que le comportement migratoire (notamment la distance parcourue et les voies choisies) est le facteur intrinsèque le plus déterminant, car un plus grand nombre d'oiseaux qui migrent par le continent, comparé à ceux qui migrent par les côtes ou les océans, sont en déclin (Thomas *et al.*, 2006a). Les caractéristiques phylogénétiques, comme la taille du corps et des couvées, la durée de la vie et la proximité génétique, semblent peu influer sur le déclin des populations, mais lorsque la taille des couvées est petite, le rétablissement d'une population à la suite d'un déclin risque d'être lent (Myers *et al.*, 1987). La sélection sexuelle pourrait avoir une incidence sur le déclin des populations, étant donné que les populations de la plupart des espèces socialement polygames sont en déclin alors que celles des espèces socialement monogames sont stables ou à la hausse. Néanmoins, les données ne sont pas concluantes. Les espèces d'oiseaux de rivage dont les populations présentent une tendance au déclin n'ont pas de facteurs intrinsèques clairs qui leur soient communs, et des facteurs extrinsèques sont probablement la cause principale de leur déclin (Thomas *et al.*, 2006a; Thomas *et al.*, 2006b; Bart *et al.*, 2007).

On s'attend à ce que les changements de l'habitat dans l'Arctique causés par les changements climatiques aient un effet aggravant sur les tendances au déclin des populations des oiseaux de rivage qui se reproduisent dans l'Arctique (Bart *et al.*, 2007). Ces derniers sont adaptés aux conditions météorologiques de l'Arctique qui varient d'une année à l'autre, pendant la saison de reproduction. Toutefois, leur stratégie de cycle biologique classique (taux de reproduction faible et longue durée de vie) rend plus difficile leur adaptation aux changements climatiques accélérés, ce qui rend leurs populations plus vulnérables au déclin que d'autres groupes (Donaldson *et al.*, 2000; Meltofte *et al.*, 2007). Parmi les effets des changements climatiques accélérés sur l'habitat de reproduction, mentionnons l'assèchement des étangs de toundra (Walsh *et al.*, 2005; Smol et Douglas, 2007a), l'empiètement des arbustes (Callaghan *et al.*, 2005a) et l'asynchronie entre l'éclosion des oisillons et celle des insectes (Tulp et Schekkerman, 2006).

La synchronie entre l'éclosion des oisillons d'espèces d'oiseaux de rivage et le moment culminant de l'émergence des insectes n'est pas aussi cruciale que l'éclosion des oisillons à un moment où les ressources alimentaires sont suffisantes. La disponibilité des ressources alimentaires dépend beaucoup des conditions météorologiques, et des ressources suffisantes ne sont disponibles que pendant 40 % de la saison des insectes (Tulp et Schekkerman, 2008). Le moment culminant de l'émergence des insectes s'est produit entre le 8 juillet et le 23 juillet, 75 % du temps, pendant la période d'étude de 33 ans. La date la plus hâtive et la date la plus tardive du moment culminant de l'émergence des insectes ont été enregistrées au cours d'années consécutives, ce qui montre que la date du moment culminant de l'émergence n'avance pas de façon linéaire dans le temps. En général, la date du moment culminant de l'émergence des insectes ainsi que la plage de dates où la disponibilité des ressources alimentaires est suffisante pour la croissance normale des oisillons surviennent plus tôt dans la saison (Tulp et Schekkerman, 2008).

Étant donné que les oiseaux de rivage de l'Arctique synchronisent le début de la nidification avec la fonte des neiges, l'avancement dans le temps du moment de l'émergence des insectes n'est pas critique pour la survie des oisillons issus des premières couvées. Cela pourrait, cependant, devenir un problème grave pour les oisillons issus des dernières couvées, ou des secondes pontes (couvées plus tardives pour remplacer un nid précédent non productif), parce que l'éclosion aura lieu trop tard dans la saison pour que les oisillons aient suffisamment de nourriture (Meltofte *et al.*, 2007). Les études montrent que, même si les oiseaux de rivage peuvent faire preuve de beaucoup de souplesse en ce qui concerne le moment où ils commencent à faire leur nid, l'adaptation pourrait ne pas correspondre entièrement au changement de la date de la fonte, surtout les années où le printemps arrive exceptionnellement tôt (Smith *et al.*, 2010; McKinnon *et al.*, 2012; Grabowski *et al.*, 2013). Des études supplémentaires sont nécessaires afin de déterminer si l'avancement dans le temps de la fonte des neiges se produit au même rythme que celui de l'émergence des insectes, ce qui permettrait aux oiseaux de faire leur nid plus tôt. On ne sait pas si les oiseaux de rivage seront en mesure d'adapter leurs stratégies de migration pour arriver plus tôt dans les aires de reproduction, en raison d'une saison sans neige plus hâtive. Les espèces qui font une dernière halte, avant d'arriver à l'aire de reproduction, à des latitudes plus proches de l'Arctique, auront peut-être plus de succès que les espèces qui utilisent des signaux internes liés à la durée du jour pour entamer la migration en provenance d'aires d'hivernage très éloignées (Tulp et Schekkerman, 2008).

Oiseaux terrestres

Cette section est extraite du rapport technique thématique lié au RETE préparé pour l'écozone⁺ de l'Arctique intitulé *Tendances relatives aux oiseaux terrestres au Canada, de 1968 à 2006 (Downes et al., 2011)*, et elle n'a pas été complétée par de nouveaux renseignements.

Dans l'écozone⁺ de l'Arctique, relativement isolée et intacte, il y a peu de menaces anthropiques immédiates pesant sur les oiseaux terrestres, bien que les oiseaux y soient affectés par les changements climatiques, les polluants et d'autres facteurs agissant à grande échelle. Tous les oiseaux dans tableau 14 qui hivernent dans des régions plus peuplées du Canada et des États-Unis; les pressions liées au développement pesant sur ces oiseaux sont plus intenses dans leurs aires d'hivernage et leurs voies migratoires. Le Canada a une grande responsabilité en matière d'intendance envers ces espèces parce que de fortes proportions de leurs populations nicheuses de l'hémisphère occidental sont concentrées dans l'écozone⁺ de l'Arctique.

Il y a relativement peu d'oiseaux terrestres dans l'écozone⁺ de l'Arctique, et peu de données sur leurs tendances démographiques. Combler le manque d'information sur l'état et les tendances des populations a été jugé la grande priorité en ce qui concerne la conservation des oiseaux terrestres de cette région (Rich *et al.*, 2004). En raison de l'éloignement et du manque de routes, le Breeding Bird Survey (BBS) n'est pas effectué dans l'Arctique, et les autres relevés sur les oiseaux nicheurs sont peu nombreux. Cependant, puisque de nombreux oiseaux qui nichent dans l'Arctique passent l'hiver plus au sud au Canada ou aux États-Unis, des données du Recensement des oiseaux de Noël (RON) sont disponibles pour certaines espèces. Les résultats du RON présentés plus bas sont des résultats préliminaires basés sur les données combinées du Canada et des États-Unis (Butcher et Niven, 2007).

Les tendances tirées du RON (tableau 14 et figure 96) suggèrent que plusieurs espèces, comme le Bruant à face noire (*Zonotrichia querula*) et le Harfang des neiges, connaissent des déclins à long terme statistiquement significatifs, depuis les années 60. Les effectifs d'autres espèces, comme la Buse pattue (*Buteo lagopus*) et le Bruant lapon (*Calcarius lapponicus*), sont demeurés relativement stables dans l'ensemble.

Tableau 14. Tendances relatives à l'abondance des espèces choisies d'oiseaux terrestres de l'écozone[+] de l'Arctique, de 1966 à 2006, selon les résultats du Recensement des oiseaux de Noël pour l'Amérique du Nord.

Espèces	Tendance de la population (%/an)	P	Indice d'abondance du RON				
			Années 1970	Années 1980	Années 1990	Années 2000	Changement
Sizerin blanchâtre (*Acanthis hornemanni*)	-4,97 %	*	0,29	0,18	0,14	0,09	-68 %
Bruant hudsonien (*Spizella arborea*)	-2,16 %	*	62,8	56,3	42,4	34,4	-45 %
Bruant à face noire (*Zonotrichia querula*)	-2,13 %	*	9,6	7,5	6,2	5,3	-45 %
Harfang des neiges[1] (*Bubo scandiacus*)	-2,12 %	*	0,24	0,17	0,14	0,11	-53 %
Pipit d'Amérique (*Anthus rubescens*)	-0,97 %	*	5,9	4,8	4,4	4,7	-19 %
Plectrophane des neiges (*Plectrophenax nivalis*)	-0,93 %		15,8	14,4	11,6	9,3	-41 %
Buse pattue (*Buteo lagopus*)	-0,06 %		1,8	1,6	1,6	1,7	-7 %
Bruant lapon (*Calcarius lapponicus*)	0,40 %		0,9	0,9	0,9	1,0	12 %
Sizerin flammé (*Acanthis flammea*)	0,60 %		19,0	17,8	18,1	17,9	-6 %

[1]Indique les cas d'observation de Harfangs des neiges aux latitudes méridionales. Il est cependant à noter que de nombreux Harfangs des neiges restent dans l'Arctique ou dans le nord de la taïga pendant tout l'hiver, loin des zones peuplées par les humains.

Le tableau montre le taux de changement annuel et l'indice d'abondance moyen du Recensement des oiseaux de Noël par décennie.

Les astérisques (*) indiquent que la tendance est significative (P < 0,05).

La colonne « Changement » donne le pourcentage de changement de l'indice d'abondance moyen entre la première décennie pour laquelle des résultats ont été obtenus (les années 1970) et pour les années 2000 (de 2000 à 2006).

Source : Downes et al. *(2011)*

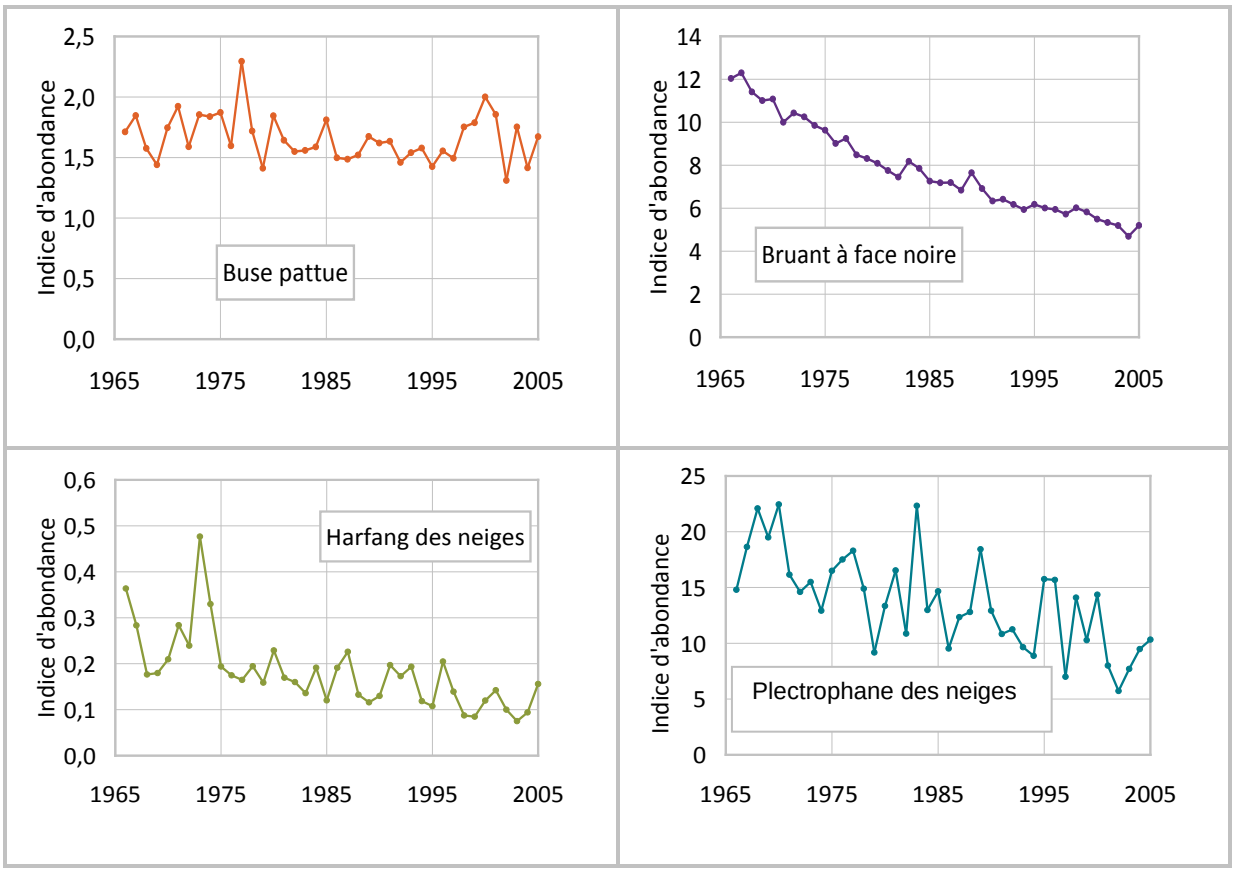


Figure 96. Évolution de l'indice d'abondance annuel pour la Buse pattue, le Harfang des neiges, le Bruant à face noire et le Plectrophane des neiges, de 1966 à 2005, selon les résultats du Recensement des oiseaux de Noël pour l'Amérique du Nord.
La Buse pattue et le Plectrophane des neiges ne présentent pas de tendance significative, quoique le Plectrophane des neiges pourrait être en déclin; le Harfang des neiges et le Bruant à face noire ont chacun connu une baisse significative (P < 0,05). Voir la note au sujet du Harfang des neiges, sous le tableau 14.
Source : Downes et al. *(2011)*

Le Bruant à face noire, espèce qui ne niche qu'au Canada, a été placé par Partenaires d'envol sur sa liste de surveillance continentale (Rich *et al.*, 2004). L'espèce connaît apparemment un déclin depuis les 40 dernières années (figure 96b). Ce déclin n'est sans doute pas causé par une influence directe de l'activité humaine dans son aire de nidification, car celle-ci est éloignée. Le Bruant à face noire est toutefois vulnérable à la prédation, particulièrement au Faucon émerillon (*Falco columbarius*), dont les effectifs sont en croissance. Par ailleurs, l'influence de facteurs comme les changements climatiques est inconnue (Niven *et al.*, 2004; Norment et Shackleton, 2008).

L'indice de population pour le Plectrophane des neiges (*Plectrophenax nivali*) varie d'une année à l'autre, mais cette espèce a apparemment connu une forte baisse de ses effectifs sur le long terme (Audubon Society, 2007) (figure 96d). L'Arctique est vital pour la conservation du Plectrophane des neiges (Rich *et al.*, 2004), qui se reproduit un peu partout dans la Cordillère

arctique et le Haut-Arctique et dans les parties nord du Bas-Arctique. Les causes de l'apparent déclin du Plectrophane des neiges sont inconnues, et d'autres études démographiques sont nécessaires. Les facteurs susceptibles d'avoir une incidence sur les populations dans les aires de reproduction comprennent la disponibilité de sites de nidification (talus rocheux ou cavités rocheuses, cavités dans le bois de grève, et parfois, édifices), la prédation dont les nids et les femelles font l'objet pendant la couvaison, ainsi que la disponibilité de la nourriture (Lyon et Montgomerie, 2011). La réduction des effectifs de l'espèce pourrait être liée au fait que la toundra dégèle plus tôt et à l'apparition de communautés végétales dominées par les arbustes dans les sites ouverts qu'elle préfère pour nicher (Audubon Society, 2007).

Insectes et pathogènes

L'élévation des températures favorisera les bactéries et les parasites libres dont la survie et le développement sont limités par la température, et certains éléments indiquent que cela est en train de se produire dans certaines populations de bœufs musqués et de caribous dans l'Arctique (voir la section « Maladies et parasites des espèces sauvages », à la page 69). Les arthropodes qui transmettent des agents pathogènes, comme les tiques, peuvent bénéficier eux aussi du changement climatique, et il est possible que les maladies qu'ils propagent deviennent plus prévalentes et plus répandues. Les insectes volants abondants dans l'Arctique, en particulier les œstres (hypodermes) et les moustiques, sont un facteur important dans l'écologie du caribou; or, la taille de leurs populations est étroitement liée aux conditions climatiques. Les Inuits des îles de la Reine-Élisabeth signalent que le nombre de moustiques et de mouches noires a augmenté avec le réchauffement du climat dans certains secteurs (« p. ex., »Nunavut Tusaavut Inc., 1997).

Décalages importants de l'aire de répartition d'espèces indigènes au Canada

Les résidents de l'Arctique ont signalé des changements du comportement et de la répartition des animaux. Les peuples autochtones de l'Arctique connaissent particulièrement bien les tendances à long terme, la variabilité ainsi que l'aire de répartition des espèces, l'utilisation que les espèces font de l'habitat, de même que leur comportement. Quand ils se déplacent et travaillent sur leurs terres, les Autochtones observent des changements qu'il n'est pas facile de déceler grâce à la surveillance ou à la recherche. Ces observations ont été répertoriées dans plusieurs études faisant appel à des entrevues, des questionnaires et des groupes de discussions, mais il n'existe pas de méthodologie ou d'archivage systématique de cette information. On trouve au tableau 15 des exemples des observations qui ont été formulées au sujet du décalage des aires de répartition.

Tableau 15. Exemples d'observations recueillies auprès des Inuits sur le décalage de l'aire de répartition des espèces indigènes au Canada.

Lieu	**Observations qui pourraient indiquer un décalage de l'aire de répartition d'une espèce**	**Référence**
Nunatsiavut	On voit de nouveaux insectes et des oiseaux étranges : en 2001, de petits oiseaux jaunes et rouges sont venus en grands groupes, et mangeaient de tout, y compris de la peau et de la graisse de phoque. On a vu des colibris (nouvelle espèce).	Nickels *et al.* (2005) Atelier au Nunatsiavut
Nunavik	À l'été 2002, on a vu des cerfs pour la première fois près de la collectivité de Kangiqsujuaq.	Nickels *et al.* (2005) Atelier au Nunavik
Chesterfield Inlet	On signale la présence d'insectes, d'oiseaux et même de grizzlis plus au nord que d'habitude.	Institut de recherche du Nunavut (2004)
Kitikmeot	On a vu pour la première fois des oiseaux comme le merle et un oiseau chanteur jaune non identifié. Arbustes et lichens plus abondants. Nouvelles espèces d'arbustes et de lichens.	Thorpe (2000)
Baker Lake	On signale avoir vu au moins dix nouveaux types d'insectes dans le secteur, tous volants, dont certains avaient déjà été vus près de la limite des arbres.	Fox (2004)
Île Banks	Parmi les nouvelles espèces d'oiseaux observées figurent le merle et l'hirondelle rustique. On pense que l'augmentation du nombre d'insectes et l'arrivée de nouvelles espèces de coléoptères et de phlébotomes s'expliquent par le raccourcissement de l'hiver, l'allongement de l'été et la présence de plus d'eau. Les changements de comportement notés comprennent le fait que certains oiseaux qui migrent, normalement, passent l'hiver sur place.	Ashford et Castleden (2001)
Côtes de la mer de Beaufort	Corbeaux et aigles plus nombreux dans des secteurs plus au nord, y compris à Tuktoyaktuk.	Gordon *et al.* (2008)
Ouest de la région désignée des Inuvialuit	La présence de cougars dans la zone de la limite des arbres est nouvelle.	Nickels *et al.* (2005) Atelier avec les Inuvialuits

Root *et al.* (2003) ont examiné 143 articles de périodiques traitant des changements relatifs à la répartition (mondiale) des espèces, et ils ont constaté que 80 % des espèces manifestent des changements qui peuvent être expliqués par des contraintes physiologiques. Parmi ces changements figuraient des changements de densité à un endroit en particulier, un décalage de l'aire de répartition vers les pôles ou vers des altitudes plus élevées, des changements du moment de la migration, des changements phénologiques (croissance et floraison des plantes), des changements du moment de la ponte des œufs, des changements morphologiques (taille corporelle) et des changements de la fréquence de marqueurs génétiques. Nombre des espèces pour lesquelles un changement de l'aire de répartition a été documenté étaient des oiseaux ou des papillons, qui peuvent modifier plus facilement leur aire de répartition que d'autres taxons (par exemple, les petits mammifères), ceux-ci pouvant être limités par certains éléments du relief, comme la présence de cours d'eau (Root *et al.*, 2003).

Les changements induits par le climat dans les écosystèmes de la toundra, dont la diminution des lichens, l'augmentation de la croissance arbustive, ainsi que l'augmentation de la hauteur du couvert (voir la section « Changements des communautés végétales de la toundra », à la page 111), sous-tendent les changements observés et prévus dans la répartition de la flore et de la faune dans l'écozone+ de l'Arctique (Gilg *et al.*, 2012; Reid *et al.*, 2013). Des changements plus rapides pourraient être provoqués par l'introduction d'espèces par l'humain (de manière involontaire, ou encore de manière délibérée, dans le but d'établir des populations, par exemple dans le cas de l'introduction et de la réintroduction du bœuf musqué dans certaines régions (voir la section sur le bœuf musqué, à la page 149). Les changements de l'utilisation des terres et les perturbations découlant de l'activité industrielle et des autres types d'activité humaine peuvent aussi entraîner une modification de la répartition des animaux.

L'expansion des aires de répartition à cause du changement climatique pourrait se manifester par la présence plus fréquente, puis par l'établissement d'espèces dont, autrefois, on ne voyait qu'occasionnellement des représentants (animaux vagabonds ou parvenus dans le secteur de manière accidentelle). On pourrait par exemple voir des espèces boréales se déplacer vers le Bas-Arctique, ou des espèces du Bas-Arctique coloniser le Haut-Arctique. La détection de tels changements exige des efforts considérables dans le cadre de programmes de surveillance bien conçus.

Parmi les mammifères dont l'aire de répartition a changé relativement récemment, on peut citer les grizzlis, qui se sont déplacés vers le nord dans certains secteurs (voir la section « Tendances relatives aux espèces dont la conservation suscite des préoccupations » à la page119), et les orignaux, dont l'aire de répartition s'est aussi étendue vers le nord (voir l'encadré ci-dessous). L'aire de répartition des renards roux s'est étendue jusque dans l'Arctique canadien à certains endroits, et à d'autres, non. À l'heure actuelle, l'hypothèse qui est le mieux étayée est celle voulant que ce soient les sources de nourriture complémentaires associées à la présence humaine qui aient poussé le renard roux à monter vers l'Arctique canadien, au XX^{e} siècle; ces sources de nourriture pourraient engendrer des phénomènes similaires ailleurs, si l'on n'y prête pas attention (voir la discussion à ce sujet dans la section « Principaux facteurs de stress anthropiques touchant la structure des écosystèmes », à la page 114).

Expansion de l'aire de répartition des orignaux vers le nord

On trouve principalement l'orignal (*Alces alces*) dans les habitats arbustifs au sud de l'écozone[+] de l'Arctique, mais leur présence s'est accrue dans une bonne partie de cette écozone[+] au cours des dernières décennies. L'expansion de l'aire de répartition de l'orignal peut avoir des répercussions sur les populations de prédateurs et d'autres ongulés. L'orignal peut constituer une proie de rechange pour les prédateurs, ainsi qu'une nouvelle source de nourriture dans les économies de subsistance de l'Arctique, surtout lorsque les caribous sont rares. Les populations de loups dans l'aire d'hivernage des caribous (dans les écozones[+] de la taïga) peuvent augmenter si de fortes concentrations d'autres proies, comme l'orignal, y sont présentes. Lorsque les caribous reviennent dans leur aire d'hivernage, ils subissent une plus forte pression de prédation à cause de la présence d'un nombre accru de loups (p. ex.,Basille *et al.*, 2013).

Les signes indiquant que l'aire de répartition de l'orignal a changé comprennent les suivants :

- On a documenté l'expansion de l'aire de répartition de l'orignal vers des habitats plus appropriés, en direction nord, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut; en effet, on a observé plus fréquemment des orignaux dans les régions de la toundra riches en arbustes, surtout depuis les années 1970. Dans les Territoires du Nord-Ouest, on a vu des orignaux très au nord, à Bathurst Inlet, dans le golfe Coronation, et sur la côte est de l'île Victoria (NWT Department of Environment and Natural Resources, 2012).
- Même s'il ne s'agit pas d'une espèce historiquement résidente du Nunatsiavut, le nombre d'orignaux et l'aire de répartition de l'espèce se sont accrus dans cette région au cours des quatre dernières décennies. La chasse à l'orignal y a commencé en 1977. La frontière nord de l'aire de répartition de l'orignal a atteint la limite des arbres au Nunatsiavut dans les années 1990 (Chubbs et Schaefer, 1997). Les Inuits signalent que l'orignal est maintenant présent au nord de Nain et dans la région de la baie Voisey's, non loin de la limite sud de l'écozone[+] de l'Arctique (Nickels *et al.*, 2005atelier au Nunatsiavut).
- Les orignaux des monts Britanniques et des monts Richardson, au Yukon (dans l'écozone[+] de la taïga de la Cordillère) ont probablement commencé à fréquenter la plaine côtière du Versant nord du Yukon au cours des 100 dernières années (Wildlife Management Advisory Council (North Slope), 2008a), exploitant principalement les zones riveraines arbustives. Les relevés effectués dans les années 1980 ont montré que la plupart des orignaux estivant dans la plaine côtière migraient d'environ 100 km vers le sud pendant l'hiver, mais un relevé réalisé en 2000 (Smits, 2000) ainsi que les observations faites par les Inuvialuits (Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op, 2003) indiquent qu'un nombre croissant d'individus hivernent dans la portion de leur territoire se trouvant dans l'écozone[+] de l'Arctique. Le nombre d'orignaux présents dans la partie nord de l'aire de répartition de l'espèce au Yukon augmente : les dénombrements effectués dans les monts Richardson et les plaines côtières révèlent une augmentation de 67 % de ce nombre entre 1989 et 2000 2000 (Smits, 2000).

Facteurs de stress anthropiques touchant la composition des écosystèmes

Changement climatique

Le changement est actuellement un facteur de stress anthropique pour certaines espèces, comme les ours blancs, et on pense qu'il induit des changements chez d'autres espèces, notamment chez des oiseaux de rivage et les caribous. Il a été question des effets du changement climatique tout au long du présent rapport.

Augmentation de la population humaine

Même si la densité de la population humaine dans l'écozone+ de l'Arctique est faible, les collectivités humaines et l'infrastructure connexe ont une incidence sur la composition des écosystèmes par l'intermédiaire de la modification de l'habitat, des perturbations et de la chasse. L'accroissement de la population humaine est un facteur stress surtout pour les grands mammifères. Par exemple, les ourses blanches peuvent être dérangées pendant la mise bas, ou avant, si la présence humaine modifie le choix de leur tanière, et cela peut avoir un effet sur la croissance des oursons (Lunn *et al.*, 2004). La perturbation des sites de mise bas peut réduire la productivité des loups de la toundra et modifier leur répartition (Walton *et al.*, 2001).

L'inverse est également vrai : la diminution de l'utilisation par l'humain peut permettre un accroissement des populations d'espèces sauvages. Par exemple, les populations de bœufs musqués sur les terres continentales et les îles du golfe de la Reine-Maud ont augmenté après le départ de familles inuites vers des établissements humains plus éloignés, dans les années 1950. Les populations de caribous de la toundra, de Petites Oies des neiges et d'Oies de Ross (*Chen rossii*) ont également crû rapidement dans la région depuis la fin des années 1960 (Gunn *et al.*, 1984).

Contaminants et pollution

Les sources de contamination des espèces sauvages arctiques comprennent le transport à grande distance de polluants organiques persistants (POP) et de mercure, les mines, les sites du réseau DEW, les émissions liées aux transports, et au moins une base militaire en plus du réseau DEW. L'un des problèmes qui se dessinent actuellement est celui de la possible contamination future associée à l'accroissement attendu du trafic maritime et de l'activité pétrolière et gazière dans l'océan Arctique, à mesure que la glace fond.

L'élimination des déchets liquides et solides dans les collectivités de l'Arctique et le transfert possible de contaminants aux espèces sauvages constituent une source locale de pollution. Par exemple, au Nunavut, les décharges sont rarement pourvues de dispositifs de confinement, et les déchets sont souvent brûlés sans que des mesures anti-pollution ne soient appliquées (ARKTIS Solutions, 2011). Les eaux usées des petites collectivités sont entreposées dans des bassins à l'air libre, qui ne sont pas forcément dotés d'un revêtement. L'été, certaines

collectivités font vident les liquides contenus dans les bassins sur les sols environnants, dans les lacs et dans la mer (Jamieson et Krkosek, 2013).

Contaminants chez les espèces sauvages

La concentration de contaminants toxiques chez les espèces sauvages constitue une préoccupation au Canada depuis les années 1970; depuis cette époque, une surveillance est exercée à l'égard de certaines espèces et de certains composés. À la fin des années 1980, les concentrations élevées de contaminants chez les espèces sauvages occupant une place importante dans l'alimentation traditionnelle des peuples autochtones du Nord suscitaient de fortes préoccupations, ce qui a amené une intensification de la surveillance et de la recherche dans le Nord canadien. Les résultats obtenus ont révélé la présence de substances très variées dont, dans de nombreux cas, il n'existait pas de source au Canada ou en Arctique, mais qui atteignaient néanmoins des concentrations étonnamment élevées dans les écosystèmes de l'Arctique, principalement à cause du transport atmosphérique à grande distance (AINC, 2008).

Les courants atmosphériques transportent plusieurs types de contaminants, comme les PCB et le mercure, vers l'Arctique, à partir des régions peuplées et industrialisées du globe situées à des latitudes plus méridionales. Lorsque les contaminants transportés dans l'atmosphère arrivent en Arctique, les basses températures font descendre l'air et les polluants, et ces derniers se déposent dans les milieux terrestres et aquatiques. Les contaminants sont transportés dans les sols et dans l'eau, sont incorporés au biote et, souvent, se concentrent au fil de la chaîne alimentaire. Nombre de ces substances se concentrent dans des tissus précis, surtout les tissus adipeux, ou dans certains organes, comme le foie. En général, les concentrations les plus élevées s'accumulent chez les animaux marins piscivores et chez leurs prédateurs, surtout ceux qui ont une longue durée de vie, comme les baleines et les ours blancs.

Les concentrations de tous les autres contaminants chez les espèces sauvages varient selon le sujet, l'espèce et le lieu. On trouve au tableau 16 les tendances dans certaines populations animales. Trois catégories de contaminants sont préoccupantes dans l'écozone[+] de l'Arctique (Braune, 2008) :

1. Les concentrations de polluants organiques persistants (POP), comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), les polychlorobiphényles (PCB) et le toxaphène, ont décliné en général (Riget *et al.*, 2010). Chez les espèces longévives comme les baleines, les concentrations de contaminants diminuent plus lentement.
2. Les produits ignifuges bromés [p. ex., les polybromodiphényléthers (PBDE) et les agents de surface fluorés, le perfluorooctanesulfonate (PFOS)] sont des exemples de contaminants toxiques dont les concentrations augmentent depuis le milieu des années 1980 à la plupart des endroits et chez certaines espèces [p. ex., chez le phoque annelé (*Pusa hispida*); voir le *Rapport de l'état des écosystèmes et des tendances : écozones marines de l'Arctique* (Niemi *et al.*, 2010), qui fait partie du RETE.
3. Partout dans l'Arctique circumpolaire, on a noté une hausse des concentrations de mercure chez certains mammifères marins, oiseaux de mer et poissons depuis le milieu des années 1970; les augmentations ont principalement été observées au Canada et au Groenland (Riget *et al.*, 2011). On dispose d'un nombre plus restreint de relevés en ce qui

concerne les mammifères terrestres, et la durée sur laquelle ils portent n'est pas suffisante pour déterminer les tendances (Riget *et al.*, 2011). Une partie du mercure présent chez les espèces sauvages provient de sources naturelles, mais la contamination des organismes marins et aquatiques est principalement attribuable à des sources industrielles.

Tableau 16. Tendances relatives au mercure et aux polluants organiques persistants selon les bases de données du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord.

Tendance	Matrice	Contaminant	Période	Référence
⇧	Caribou (harde Bluenose-est)	Mercure	Hausse de 1994 à 2002, baisse de 2002 à 2006	Gamberg (2008)
⇧	Caribou (harde de la Porcupine)	Mercure	1993 à 2007 (légère tendance à la hausse)	Gamberg (2008)
⇧	Caribou (harde de Bathurst)	Mercure	1992 à 2006	Gamberg (2008)
⇔	Muscles d'omble chevalier (lac Amituk, Resolute)	Mercure	1989 à 2007	Muir (2008)
⇩	Muscles d'omble chevalier (lac Amituk, Resolute)	PCB, DDT, toxaphène	1989 à 2007	Muir (2008)
⇔	Muscles d'omble chevalier (lac Amituk, Resolute)	Mercure	1993 à 2007	Muir (2008)
⇔	Muscles d'omble chevalier (lac Amituk, Resolute)	PCB	1993 à 2007	Muir (2008)
⇩	Muscles d'omble chevalier (lac Amituk, Resolute)	PCB, DDT, toxaphène	1993 à 2007	Muir (2008)
⇩	Muscles d'omble chevalier (lac Hazen, parc national Quttinirpaaq)	PCB, DDT, toxaphène	1990 à 2007	Muir (2008)
⇔	Muscles d'omble chevalier (lac Hazen, parc national Quttinirpaaq)	Mercure	1990 à 2007	Muir (2008)
⇔	Muscles d'omble chevalier (lac Amituk, Resolute)	Mercure	1993 à 2007	Muir (2008)
⇔	Muscles d'omble chevalier (lac Amituk, Resolute)	PCB	1993 à 2007	Muir (2008)
⇩	Ours blanc (ouest de la baie d'Hudson)	DDT	1991 à 2008	Letcher (2008)
⇔	Ours blanc (ouest de la baie d'Hudson)	PCB	1991 à 2008	Letcher (2008)

Légende

⇧	Tendance à la hausse significative
⇩	Tendance à la baisse significative
⇔	Pas de tendance significative
⇔	Pas de tendance significative, mais signes de possible changement – d'autres données seraient nécessaires pour tirer des conclusions

Pour connaître les tendances dans le biote marin, voir le rapport sur les écosystèmes marins de l'Arctique.

Adapté d'une analyse faite pour le RETE par Stow (Braune, 2008), d'après Gamberg (2008), Muir (2008) et Letcher (2008)

Fisk *et al.* (2005) ont examiné les recherches effectuées sur les effets des POP et des métaux dans l'environnement, et ont constaté que les concentrations présentes chez les espèces sauvages terrestres de l'Arctique étaient en général inférieures aux seuils d'effet, à quelques exceptions près, c'est-à-dire les concentrations de PCB chez la lotte (*Lota lota*) dans certains lacs du Yukon (dans l'écozone+ de la Cordillère boréale), le requin du Groenland (*Somniosus microcephalus*), le Goéland bourgmestre et le Goéland marin (*Larus hyperboreus* and *L. marinus*), et les concentrations de composés chimiques de type dioxine dans les œufs des oiseaux de mer. Chez plusieurs espèces de mammifères marins de l'Arctique, les concentrations de PCB et de DDT sont supérieures aux seuils d'effet, mais on n'a décelé aucun signe de stress dans ces populations. Chez certains ours blancs et bélugas, les concentrations de contaminants sont suffisantes pour que les sujets subissent des effets sublétaux tels qu'une immunosuppression. Dans les articles examinés, on établissait de faibles corrélations entre, d'une part, la charge de cadmium, de mercure et de sélénium et, d'autre part, certains bioindicateurs de la santé chez les Eiders à duvet au Nunavut, mais ces métaux n'avaient probablement pas d'incidence sur la santé des oiseaux. Les auteurs ont conclu qu'il y avait peu d'éléments indiquant que les contaminants aient des effets répandus sur la santé des organismes de l'Arctique, à part, peut-être, chez les ours blancs. Cependant, ils soulignent que d'autres recherches et une meilleure compréhension de l'exposition aux contaminants subie par le biote de l'Arctique seraient nécessaires étant donné des facteurs tels que la présence de concentrations tissulaires dépassant les seuils d'effet, l'exposition à de « nouveaux » contaminants organiques préoccupants (comme les produits ignifuges bromés), l'existence de régions contaminées et le changement climatique (Fisk *et al.*, 2005).

Sources locales et régionales de pollution

Les activités actuelles et passées dans l'Arctique peuvent entraîner une contamination des espèces sauvages, et compromettre leur innocuité comme source de nourriture pour les humains, en plus d'avoir des effets sur les animaux eux-mêmes. Globalement, on compte relativement peu de sources locales de pollution dans l'Arctique, puisque l'industrie y est peu développée, et la densité de population, très faible. Les sources de polluants comprennent les activités minières, en particulier les mines désaffectées, les activités militaires, surtout le réseau DEW (voir l'encadré sur Le réseau d'alerte avancé (DEW) dans l'introduction, à la page 11), ainsi que les activités pétrolières et gazières.

Un exemple de contamination à l'échelle locale par une station radar encore active est celui de baie Saglek, au Nunatsiavut (Labrador), où l'on trouve une station radar militaire depuis la fin des années 1950. La contamination des sols par les PCB et l'entraînement de ces produits vers les milieux marins par lessivage a été découverte en 1986, et on a appliqué des mesures d'assainissement entre 1997 et 1999. De fortes concentrations de PCB se sont accumulées dans les sédiments, les poissons et les oiseaux de mer (Guillemots à miroir, *Cepphus grylle*) à cause de la contamination des sédiments marins (Kuzyk *et al.*, 2003; Kuzyk *et al.*, 2005).

En 2005, deux sites de l'écozone+ de l'Arctique ont été déclarés « contaminés » par le programme des sites contaminés fédéraux : le site militaire de Kittigazuit et le site militaire de la pointe Atkinson (PSC, 2005), tous deux situés dans la région désignée des Inuvialuit.

BIENS ET SERVICES ISSUS DES ÉCOSYSTÈMES

Approvisionnement en services

Espace de vie

Plus que n'importe quel groupe au Canada, les Inuits et les Inuvialuits occupent et utilisent de vastes portions de terres lorsqu'ils se déplacent entre les collectivités pour se rendre visite et faire des affaires, et lorsqu'ils se rendent à des sites de campement isolés (souvent traditionnels) pour chasser, pêcher et trapper (Damas, 2002). Les déplacements, dans ce contexte, ne se font pas seulement en traîneau à chiens, en motoneige ou par bateau : on utilise aussi des avions et des hélicoptères pour rendre visite à des amis, à des parents et à des collègues vivant dans des collectivités éloignées, les consulter et échanger des biens avec eux. Beaucoup de collectivités et de familles occupent régulièrement des camps de chasse, de piégeage et de pêche traditionnels loin de leur résidence principale, et cela, pendant de longues périodes à différentes saisons. Ces événements annuels sont importants pour la cohésion sociale. En plus de la cueillette ou de la capture et de la consommation de plantes ou d'animaux faisant partie de l'alimentation traditionnelle (voir ci-dessous), l'utilisation de l'espace fait partie intégrante de la culture et de la tradition inuite et inuvialuite (Condon *et al.*, 1995).

La glace et la neige sont une composante essentielle de cet espace de vie. La glace de rivière, de lac et de mer permet d'accéder à des terrains de chasse et de pêche, et elle constitue, pendant une bonne partie de l'année, la principale voie de transport des marchandises et des gens.

Le pergélisol est une autre composante importante de l'espace de vie. Il assure un service d'une estimable valeur en soutenant les ouvrages de construction; lorsqu'il dégèle de manière inattendue, les structures qui y sont construites s'effondrent. Les édifices tels que les maisons doivent être isolés pour éviter qu'ils ne fassent fondre le pergélisol sous eux, et cela représente un coût additionnel (considérable); par contre, la présence du pergélisol permet de construire des structures sur des sols qui, autrement, seraient inutilisables pour l'habitation. Le pergélisol procure donc un avantage indubitable. La réduction de l'étendue du pergélisol et le dégel annuel d'une couche plus épaisse du pergélisol qui sont susceptibles d'accompagner le changement climatique constituent d'actuels facteurs de risque et des dangers futurs.

Nourriture

Les études quantitatives détaillées qui ont été réalisées des années 1970 (Usher, 1976; Berger, 1977) aux années 1980 (Gunn *et al.*, 1986) et jusqu'à aujourd'hui (Wein *et al.*, 1996; Helander-Renvall, 2005; Inuuvik Community Corporation *et al.*, 2006) montrent que les Inuits et les Inuivialuits utilisent abondamment les aliments traditionnels (aliments prélevés dans la nature) pour se nourrir, c'est-à-dire les produits de la chasse, du piégeage et de la pêche ainsi que de la cueillette (par exemple, des petits fruits). La récolte des aliments traditionnels n'est pas seulement un moyen de s'assurer l'apport nécessaire en énergie et en éléments nutritifs dans une économie de subsistance : c'est un élément central de l'identité culturelle des Inuits et des Inuvialuits.

L'intensité des activités de subsistance et leurs profils faisaient partie des sujets étudiés dans le cadre de l'Enquête sur les conditions de vie dans l'Arctique, qui était basée sur des entrevues faites auprès d'Inuits dans tout l'Arctique; l'étude, réalisée au Canada en 2001 avec la collaboration de Statistique Canada, portait sur les quatre principaux groupes d'Inuits, et a permis d'effectuer 4 700 entrevues (Kruse *et al.*, 2009). Les résultats obtenus étaient très uniformes d'un groupe d'Inuits à l'autre au Canada, et ils montrent que le taux de pratique de la chasse et de la pêche est élevé, et que le piégeage est une activité beaucoup moins répandue (figure 97). Comme on peut le voir à la figure 98, le taux de participation à des activités de subsistance est plus élevé pour les personnes vivant hors des principales agglomérations de l'Arctique, surtout dans l'ouest de l'Arctique.

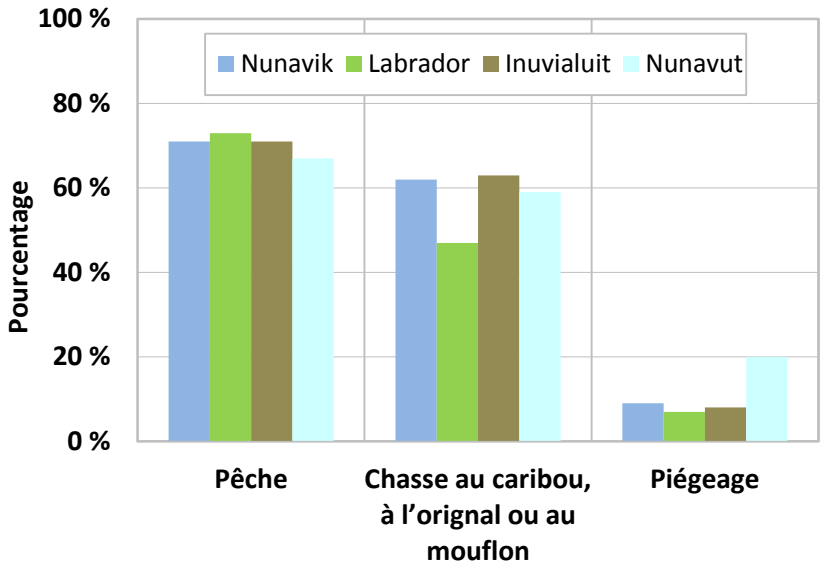
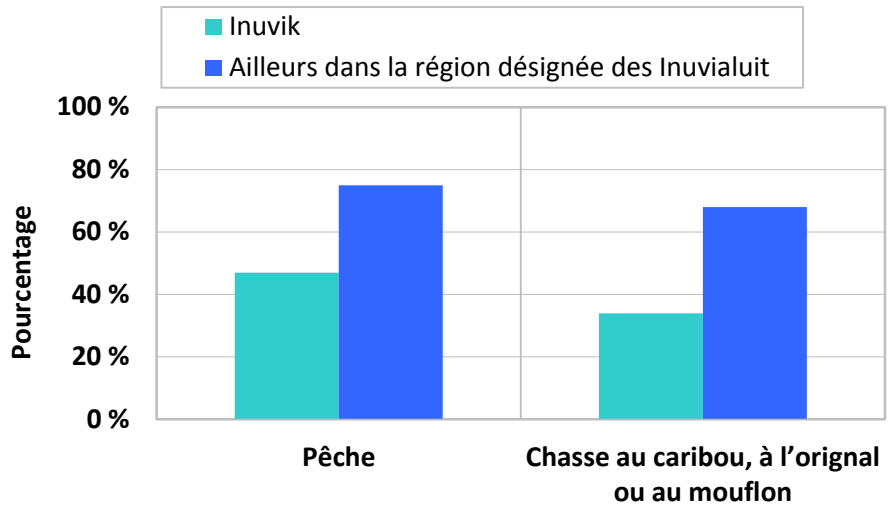


Figure 97. Participation à des activités de subsistance, par région.
D'après l'Enquête sur les conditions de vie dans l'Arctique, une étude effectuée auprès des Inuits de l'Arctique circumpolaire dans le cadre d'un projet du Conseil de l'Arctique. Le pourcentage indiqué est celui des répondants qui avaient pratiqué l'activité de subsistance en question au cours des 12 mois ayant précédé l'entrevue (2001). La taille de l'échantillon est de 4 700 répondants.
Source : Kruse et al. *(2009)*

a) Ouest de l'Arctique



b) Nunavut

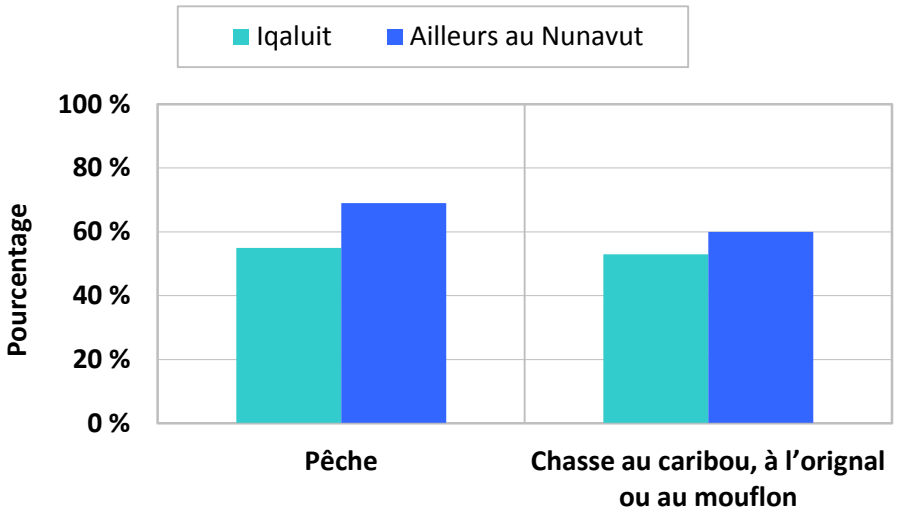


Figure 98. Comparaison de la participation à des activités de subsistance en fonction du lieu de résidence (principales agglomérations par rapport aux autres lieux de résidence), cela dans deux régions : a) l'ouest de l'Arctique; b) le Nunavut.
D'après l'Enquête sur les conditions de vie dans l'Arctique, une étude effectuée auprès des Inuits de l'Arctique circumpolaire dans le cadre d'un projet du Conseil de l'Arctique. Le pourcentage indiqué est celui des répondants qui avaient pratiqué l'activité de subsistance en question au cours des 12 mois ayant précédé l'entrevue (2001).
Source : Kruse et al. *(2009)*

Le caribou est un élément important dans la culture des peuples de l'Arctique canadien, et joue encore un rôle central dans la vie des gens. Le nombre annuel de prises est un indicateur de cette importance; au Nunavut, il se chiffrait en moyenne à 24 522 caribous pour la période de 1996 à 2001 (Priest et Usher, 2004). Aux Territoires du Nord-Ouest, dans presque toutes les collectivités, les Dénés, les Inuvialuits, les Métis et les personnes n'appartenant pas aux peuples autochtones chassent les caribous migrateurs, et le nombre annuel minimal de prises est de 11 000, ce qui représente une valeur de 17 millions de dollars (en incluant le remplacement d'autres sources de nourriture et les revenus des pourvoiries). Si l'on suppose que le poids moyen des animaux abattus est de 45 kg, on récolte environ 1,6 million de kg de caribous aux Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut. Sachant qu'un kilogramme de bœuf coûte 20 dollars, la valeur des prises annuelles moyennes, juste comme source de viande substitut, est de 35 millions de dollars. Cela exclut la chasse commerciale et la valeur des peaux, et c'est sans compter l'inestimable valeur de la chasse d'un point de vue culturel. Selon une étude commandée par le Conseil de gestion des caribous de Beverly et de Qamanirjuaq, on estime que la valeur annuelle totale nette des animaux prélevés dans les hardes de Beverly et de Qamanirjuaq est de 19,9 millions de dollars (InterGroup Consultants Ltd., 2008).

D'autres viandes sauvages, comme la chair de bœuf musqué (Campbell et Setterington, 2001), de béluga, de sauvagine et, surtout, de poisson sont de précieuses sources de protéines et un lien crucial avec l'héritage et les traditions des collectivités.

INFLUENCES HUMAINES

Facteurs de stress et effets cumulatifs

Il est question des facteurs de stress dans l'ensemble du présent rapport, le thème récurrent étant les signes de plus en plus nombreux des effets du changement climatique. Certains de ces effets, comme la fonte du pergélisol, ne sont observés et surveillés que depuis peu, mais on dispose d'un nombre considérable de travaux reliant la variabilité et le changement climatiques aux processus, à la structure et à la composition des écosystèmes. Comme toutes les projections des modèles du climat indiquent que la hausse des températures demeurera supérieure à la moyenne mondiale dans l'Arctique, le changement climatique continuera d'être un facteur de stress substantiel, à grande échelle, dans un avenir prévisible. D'autres facteurs de stress ont également une grande portée, comme le transport atmosphérique de contaminants à grande distance, mais l'ampleur de leurs effets sur les écosystèmes semble être moindre. À l'échelle locale et régionale, les facteurs de stress causant une fragmentation et une perturbation de l'habitat, la récolte excessive ainsi que la contamination locale peuvent avoir une profonde incidence sur les écosystèmes.

Ces facteurs de stress interagissent entre eux, souvent de manière complexe et imprévisible. Par exemple, les écosystèmes d'eau douce de l'écozone[+] de l'Arctique sont en train de subir des transformations liées au changement climatique, mais ils sont aussi affectés par d'autres phénomènes anthropiques, dont l'appauvrissement de la couche d'ozone, les dépôts de

contaminants organiques persistants et de mercure à la suite du transport atmosphérique de ces substances, ainsi que la perturbation des terres et des cours d'eau découlant des activités d'exploitation (Schindler et Smol, 2006). Les prédictions quant au réchauffement et aux changements des régimes de précipitations entraîneront une augmentation de la charge de contaminants et de la bioamplification de ceux-ci, et on prévoit que les changements de la couverture de glace accroîtront quant à eux le rayonnement ultraviolet, ce qui aura des effets cumulatifs ou synergiques, ou les deux, sur la structure et les fonctions des écosystèmes aquatiques (Wrona *et al.*, 2006). La multitude des facteurs de stress anthropiques préoccupants pour les écosystèmes terrestres est illustrée ci-dessous, dans la section sur les principales menaces pour le caribou. Il va sans dire que des facteurs de stress inattendus et méconnus affecteront les écosystèmes de l'Arctique; par exemple, à long terme, le transport de composés azotés (polluants) pourrait accroître la disponibilité de l'azote dans les sols de la toundra, et ce phénomène pourrait interagir avec la hausse des températures, et ainsi modifier l'habitat des espèces de l'Arctique.

Principales menaces pour le caribou

Cette section constitue essentiellement un résumé et une mise à jour du rapport technique thématique intitulé *Tendances des populations de caribous des zones septentrionales du Canada*, faisant partie du RETE (Gunn *et al.*, 2011c). Comme les caribous migrateurs de la toundra hivernent principalement au sud de l'écozone⁺ de l'Arctique, certaines parties concernent les écozones⁺ de la taïga.

Dans le Nord canadien, l'aire de répartition annuelle des caribous migrateurs de la toundra est habituellement vaste, les animaux se déplaçant sur des centaines ou des milliers de kilomètres lors des migrations annuelles entre leurs aires de répartition saisonnières. Les caribous sont exposés aux effets de l'environnement à l'échelle spatiale de leur aire de répartition annuelle, mais ils accumulent aussi les réponses à ces effets tout au long de leur vie (qui est habituellement d'environ 15 ans pour une femelle adulte). Si les effets de l'exploration et du développement industriels sur le caribou ont suscité beaucoup d'attention, l'ampleur et la gravité des effets dépendent de la vulnérabilité des caribous. La vulnérabilité fluctue au fil des cycles d'abondance du caribou puisque, pendant les déclins et les périodes où les effectifs sont bas, les facteurs influant sur les naissances et la mortalité peuvent avoir des effets plus prononcés. La tâche, pour les chasseurs, les biologistes, les gestionnaires et les conseils de cogestion, est donc de comprendre la vulnérabilité des hardes, en gardant tous ces facteurs à l'esprit et en évaluant non seulement leur incidence sur les hardes, mais également leurs répercussions sur les collectivités qui dépendent de l'abondance du caribou. Dans les sections qui suivent, on présente certains exemples de la façon dont les facteurs environnementaux comme la prédation, la chasse et les parasites modifient la vulnérabilité du caribou, et de la manière dont le développement, les contaminants et le changement climatique affectent le caribou.

Prédation, parasites et maladies

Même si la prédation, les maladies et les parasites font partie de l'écologie des caribous migrateurs de la toundra, ils sont rangés ici parmi les menaces parce que leur influence sur les tendances relatives à l'abondance du caribou interagit avec les facteurs de stress liés à l'activité humaine. Les interactions se produisent de diverses manières, tant à l'échelle individuelle qu'à l'échelle de la harde, et elles comprennent des variables telles que le caractère additif ou complémentaire de la prédation et de la chasse (autrement dit, si les interactions font en sorte que l'effet global de la prédation et de la chasse est inférieur ou supérieur à la somme des effets individuels). Les principaux prédateurs des caribous migrateurs de la toundra sont les loups et les grizzlis, mais les carcajous, les lynx et les aigles s'attaquent eux aussi aux caribous. Lorsque l'abondance des caribous décline, le rôle des loups et des ours est davantage ressenti dans les hardes, jusqu'à ce que le nombre de prédateurs diminue à son tour (Bergerud *et al.*, 2008).

Les données sur les tendances relatives aux taux de prédation et à la taille des populations de prédateurs sont lacunaires, mais on peut faire des comparaisons dans le temps à l'aide d'un indice relativement simple. Par exemple, Heard (1992) indiquait avoir observé en moyenne 8 loups par 100 heures de relevés aériens dans le golfe de la Reine-Maud dans les années 1980, ce qui est inférieur à la valeur de 24 à 33 loups par 100 heures notée lors des recensements de la harde d'Ahiak en 2007 et en 2008 (Poole *et al.*, 2013). En ce qui concerne la harde de Bathurst, les observations de loups pendant les 16 années, entre 1987 et 2008, où l'on a effectué des relevés aériens à la fin de l'hiver pour estimer la survie des petits chez les caribous de la harde de Bathurst n'indiquent aucune tendance uniforme pour ce qui est du nombre de loups repérés ou de la taille moyenne de la meute (figure 99). Pendant cette période, le nombre de caribous a chuté de 90 %, et le nombre de loups observés de même que le nombre de tanières occupées ont diminué (D. Cluff, comm. pers., 2012). Ainsi, alors l'effectif des caribous déclinait, et que les populations de loups baissaient probablement aussi dans la région, le nombre de loups observés à proximité des caribous n'a pas diminué. Cette observation laisse supposer que les taux de prédation se maintenaient, ce qui a probablement accru la vulnérabilité de la harde de caribous.

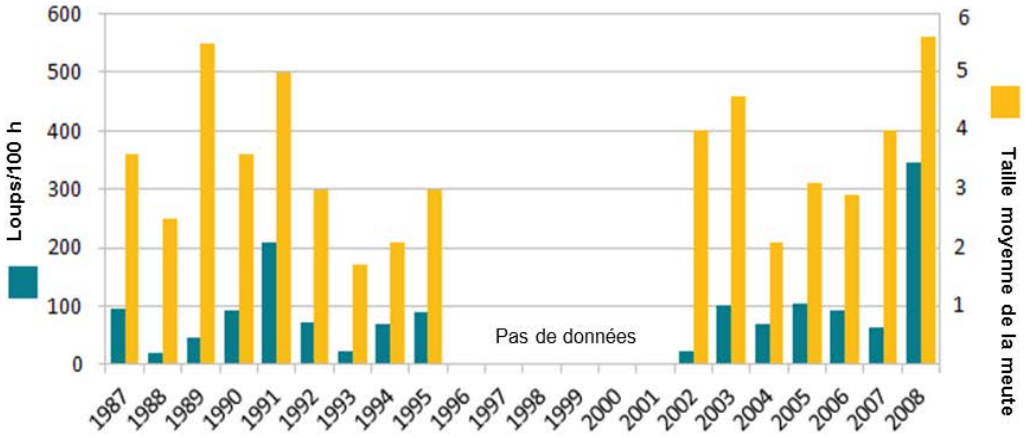


Figure 99. Absence de tendance quant aux observations de loups et à la taille de la meute pendant le pic d'abondance et le déclin de la harde de caribous de Bathurst, de 1987 à 2008.
Les données sont issues d'observations faites lors des relevés à la fin de l'hiver.
Source : données de Williams et Fournier (1996); Gunn (2013c); B. Croft, comm. pers., 2010

Les données sur la situation et les tendances relatives aux maladies et aux parasites chez les caribous migrateurs de la toundra sont fragmentaires, d'une harde à l'autre. On ne sait pas, notamment, si le taux d'atteinte change lorsque l'abondance des caribous change et, si oui, de quelle façon. Par contre, on sait que, dans au moins un cas, une maladie a contribué à accroître la vulnérabilité des caribous. Sur l'île Southampton, on surveille l'abondance et la condition physique des caribous, et une incidence élevée de brucellose chez les deux sexes est en cause dans le déclin de la harde (voir la section « Maladies et parasites des espèces sauvages », à la page 69).

Chasse

L'un des thèmes récurrents dans le domaine de la gestion des espèces sauvages et des pêches au fil des siècles est le fait que l'abondance ne garantit pas toujours que les populations ne déclineront pas jusqu'à frôler la disparition à l'échelle locale. On n'a qu'à penser aux saumons, à la morue du Nord, et au bison des plaines pour se rappeler que, lorsque l'abondance est forte, on risque de pécher par excès de confiance et de penser : « Il en reste encore beaucoup. ». C'est le taux de variation qui détermine la persistance, et non la taille de la population de départ. Un autre élément qui accroît démesurément la confiance des personnes qui exploitent le caribou est le fait que l'abondance est cyclique chez cette espèce, et que l'on a vu se rétablir des populations ayant connu des creux importants. Cependant, comme les conditions environnementales sont en train de changer, le passé n'est pas nécessairement garant de l'avenir.

Depuis les années 1970, la population humaine a augmenté dans l'ensemble du territoire du caribou, et les facteurs socioéconomiques ayant une incidence sur le prélèvement d'individus (revenus d'emploi, etc.) ont changé. La population humaine a augmenté dans l'écozone[+] de l'Arctique et dans les trois écozones[+] de la taïga, le nombre d'habitants ayant dans l'ensemble presque doublé, passant de 59 390 en 1971 à 107 213 en 2006 (Environnement Canada, 2009b).

Cette augmentation de la population humaine se reflète dans l'augmentation de la taille des grandes collectivités (centralisation) et dans la construction de routes saisonnières et toutes saisons, en particulier dans les Territoires du Nord-Ouest et dans le nord de la Saskatchewan, et aux lisières sud des aires d'hivernage des écozones+ de la taïga et boréales (BQCMB, 2011; Trottier, 2011, comm. pers.).

L'augmentation de la population humaine, les revenus d'emploi et les nouvelles technologies disponibles (motoneiges, véhicules tout-terrain, aéronefs, routes d'hiver et communications rapides) ont sans doute modifié l'activité de chasse et rendu celle-ci plus facile et plus efficace. Cependant, le rapport entre l'activité de chasse et le nombre d'individus abattus (prélèvement) n'est pas bien documenté, ce qui limite notre capacité de déterminer l'effet de la chasse. La plupart des données qui appuient l'importance de mesurer l'activité de chasse proviennent de l'étude d'un éventail d'espèces autres que le caribou (Ludwig, 2001). La sensibilité du caribou à la chasse s'apparente à celle des espèces de poissons qui se rassemblent en bancs. Dans le cas des pêches pélagiques, un régime de rendement constant peut aboutir à l'effondrement de la population si l'effort de pêche n'est pas compatible avec les ressources locales disponibles (Mullon *et al.*, 2005).

Il est difficile de se faire une idée des effets de la chasse sur la vulnérabilité du caribou parce que nous ne disposons que de peu de mesures de l'activité de chasse et parce que les données disponibles sur le nombre d'individus abattus sont sporadiques. On ne connaît ni les niveaux ni les tendances des pertes résultant de blessures, même si les efforts en vue de mieux planifier la gestion comprennent l'enseignement des pratiques de chasse respectueuses et l'aide des aînés autochtones (p. ex.PCMB, 2009; Tlicho Government et Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, 2011). Le nombre d'individus abattus par chaque collectivité fluctue, en raison de la variabilité de la distribution du caribou dans ses aires de répartition saisonnières. Au Canada, la plupart des chasseurs de caribou sont des Autochtones, et la Constitution canadienne ainsi que les règlements des revendications territoriales garantissent leurs droits de chasse. De façon générale, ils ont le droit de tuer un nombre illimité d'individus, sauf s'il s'agit d'une population devant être protégée.

Les chasseurs résidants forment une deuxième catégorie. On note une tendance à la baisse des chasseurs résidants dans les Territoires du Nord-Ouest (Government of the Northwest Territories et NWT Biodiversity Team, 2010), en raison de restrictions imposées à la suite du déclin des hardes. La chasse « commerciale » regroupe la troisième catégorie de chasseurs, ceux qui chassent le caribou pour la vente de la viande et les chasseurs non résidants qui font appel aux services de pourvoyeurs ou de guides. La récolte commerciale varie d'une harde à l'autre. L'exploitation commerciale du caribou a diminué avec le déclin des hardes et, à l'heure actuelle, aucune harde de caribous de la toundra des Territoires du Nord-Ouest ne fait l'objet d'une chasse commerciale (Department of Environment and Natural Resources, 2006). La chasse commerciale a également été soumise à d'importantes restrictions au Nunavut (Coral Harbour, 2011; Dumond, 2011, comm. pers.).

Le déclin des effectifs de caribous a mené à l'application de mesures de gestion qui prennent en compte tous les groupes d'utilisateurs et qui sont dictées par les tendances relatives aux hardes et à l'abondance des hardes (voir la figure 100, par exemple).

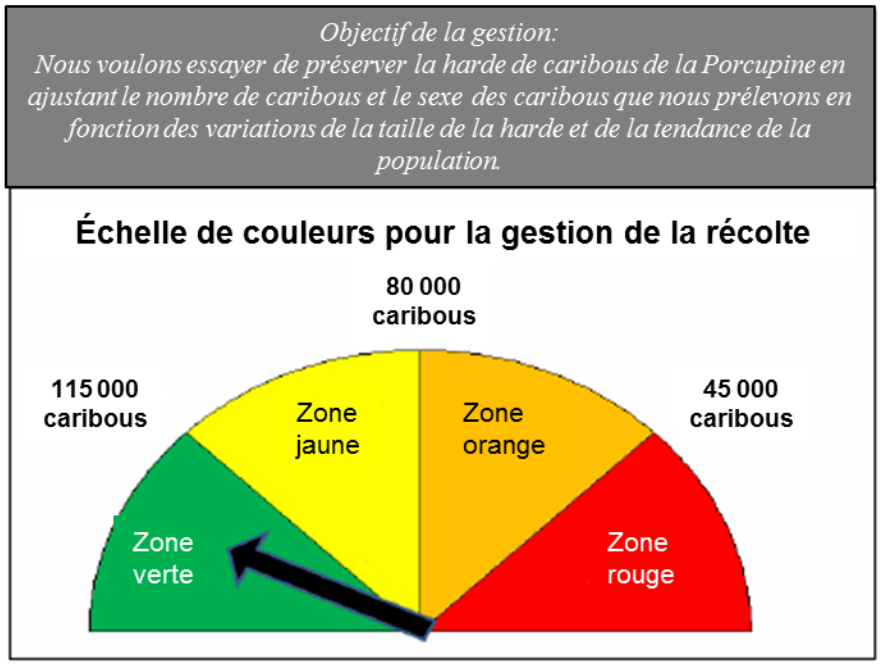


Figure 100. Ajustement des mesures de gestion en fonction de la taille de la harde et de la tendance de la population : plan de gestion de la récolte relatif à la harde de caribous de la Porcupine, au Canada. Grands principes de la gestion, selon la couleur : vert – on prélève ce dont on a besoin; jaune – mâles seulement, sur une base volontaire; orange – mâles seulement (mesure d'application obligatoire), et restriction de la chasse; rouge – aucune chasse.
Source : présentation du Conseil de gestion de la harde de caribous de la Porcupine tirée d'Eamer et Russell (2013), Conseil de gestion de la harde de caribous de la Porcupine (2010)

Développement

En plus de l'augmentation de la population humaine sur le territoire du caribou, on voit une tendance générale à l'intensification des activités de prospection et d'exploitation des ressources. Ces activités sont surtout associées à l'exploration et à l'exploitation minières, pétrolières et gazières, et les réponses comportementales du caribou à ces activités humaines sont assez bien caractérisées (Wolfe *et al.*, 2000b; Stankowich, 2008). Les effets des lignes de transport d'énergie et du transport de marchandises sont moins bien étudiés. Le manque d'information sur les répercussions du développement ferroviaire a été mis en évidence par l'étude des impacts environnementaux du projet de Mary River (Baffinland) (Baffinland Iron Mines Corporation, 2012), laquelle a amené à définir des conditions d'approbation comprenant l'application de mesures de gestion adaptative si l'on devait observer des effets néfastes imprévus sur le caribou.

À mesure que l'activité humaine s'intensifie, notre manque de connaissances au sujet des effets cumulatifs sur le caribou à l'échelle individuelle et à l'échelle de la harde devient une lacune

préoccupante (Cameron *et al.*, 2005). Des progrès limités ont été accomplis en ce qui concerne la mesure et la gestion de ces effets cumulatifs (Festa-Bianchet *et al.*, 2011; Gunn *et al.*, 2011a). On donne ci-dessous des exemples d'activités de développement et des préoccupations qu'elles suscitent pour les populations de caribous.

Les activités de prospection minière se sont multipliées dans les années 1990 sur le territoire de la harde de Bathurst, et entre 2003 et 2008, dans les aires de mise bas et d'estivage de la harde de Beverly. Le moment du déclin de la harde a coïncidé avec une intensification de l'exploration minière et du développement minier. Même s'il y avait eu de la prospection minière pendant des décennies, la découverte de diamants en 1991 a déclenché un essor de l'exploration ainsi qu'un accroissement du nombre de campements, d'avions et d'hélicoptères dans les territoires de la harde de Bathurst sur la toundra (aires utilisées avant la mise bas et aires de répartition automnale). Au sommet de la vague, en 1993, 118 124 km^2 de nouvelles concessions avaient été délimitées dans les Territoires du Nord-Ouest (G. Bouchard, Ressources naturelles Canada., comm. pers.). Depuis 1996, quatre mines de diamant ont été aménagées et sont en activité dans l'aire d'estivage de la harde de Bathurst. Trois d'entre elles sont de grandes mines à ciel ouvert, et leur exploitation a réduit la présence du caribou à proximité, et cela, dans un rayon plus grand qu'on ne le prévoyait (Johnson *et al.*, 2005).

Ailleurs sur les territoires des caribous, les activités de prospection et d'exploitation de l'uranium ont suscité d'importantes préoccupations dans les collectivités qui chassent les caribous de la harde de Beverly. Ces activités existent depuis des décennies dans l'aire hivernage de la harde de Beverly, dans le nord de la Saskatchewan. La prospection minière s'est accrue au cours des dix dernières années dans les territoires des hardes de Beverly et de Qamanirjuaq dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut (BQCMB, 2010). En mai 2010, on comptait beaucoup de permis de prospection active, de concessions minières et de baux d'exploitation minière dans l'aire de mise bas traditionnelle de la harde de Beverly et de Qamanirjuaq (BQCMB, 2010).

La possibilité que l'on permette l'exploitation pétrolière et gazière dans la réserve faunique nationale de l'Arctique (une proposition qui est envisagée aux États-Unis depuis la fin des années 1970) pourrait constituer une grave menace pour la harde de caribous de la Porcupine. La zone « 1002 », sur la plaine côtière de l'Alaska, a une forte probabilité de renfermer des gisements d'hydrocarbures, mais elle englobe également un habitat sensible pour la harde pendant la mise bas et la période suivant la mise bas (Griffith *et al.*, 2002).

Les routes, la prospection minière et la production d'hydrocarbures sont des types d'utilisation des terres qui pourraient avoir des effets cumulatifs sur le caribou à la longue. Même si ces effets suscitent des préoccupations, les progrès sont presque nuls en ce qui concerne leur mesure et leur gestion. Les routes, en particulier, peuvent faciliter l'accès pour les humains, et entraver partiellement les déplacements des caribous. Le tableau 17 répertorie les principales préoccupations que suscitent les projets de développement au Nunavut pour le caribou.

Tableau 17. Exemples de projets industriels et les préoccupations qu'elles suscitent pour le caribou (2012).

Projet	Emplacement	Préoccupation suscitée pour le caribou
Mine de fer de Mary River	Île de Baffin, est du Nunavut	Caribous de nord de l'île de Baffin : la population se trouve dans un creux de son cycle de 70 ans; effets du chemin de fer sur les déplacements
Mine d'uranium Kiggavik	Baker Lake, centre du Nunavut	Nombreuses hardes : nouvel accès routier traversant l'habitat d'estivage; chasse accrue
Mine de zinc Izok Corridor	Ouest du Nunavut continental	Caribous de la harde de Bathurst : route à la limite de l'aire de mise bas traditionnelle Caribous de la harde Dolphin-et-Union : route dans l'aire d'hivernage

Source : introduction de M. Setterington sur la nécessité d'effectuer une évaluation des impacts environnementaux des projets industriels, dans Eamer et al. *(2013)*

Contaminants

On ne sait pas exactement dans quelle mesure les contaminants et les polluants issus du transport à grande distance et de sources locales ont une incidence sur la vulnérabilité du caribou. Leurs concentrations font l'objet d'une surveillance et sont basses, pour la plupart, mais on ne connaît pas bien les effets synergiques ainsi que la façon dont les contaminants pourraient interagir avec la santé et l'état physique. Depuis une trentaine d'années, le Programme canadien de lutte contre les contaminants dans le Nord (PLCN) surveille les concentrations de polluants organiques persistants (POP), de métaux lourds et de radionucléotides. Sauf indication contraire, l'information qui suit provient du rapport sommaire du PLCN (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, 2003). Quelque 15 hardes de caribous du Nunavut, des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon ont fait l'objet de deux vastes programmes de contrôle durant les années 1990, et certaines d'entre elles ont été de nouveau contrôlées depuis (Gamberg, 2009). Les évaluations des risques pour la santé humaine liés aux contaminants révèlent que la viande de caribou du Nord canadien est un aliment sain et nutritif (Donaldson *et al.*, 2010).

Seules de très faibles concentrations de **polluants organiques persistants**, notamment de DDT, de PCB, de dioxines et de furanes, ont été détectées chez le caribou (les concentrations étaient souvent inférieures au seuil de détection), et elles ne posent aucun danger pour la santé humaine, ni pour celle du caribou (voir aussiGamberg *et al.*, 2005a).

En revanche, **certains métaux lourds** se trouvent en concentrations élevées, mais inférieures à celles observées chez certains mammifères marins. Les concentrations de métaux lourds varient grandement d'une harde à l'autre, ce qui s'explique probablement par les différences de concentration dans le sol. Les concentrations de cadmium dans les reins et le foie ont tendance à être plus élevées chez la harde de Beverly, au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest, que chez les autres hardes, ce qui s'explique probablement, encore une fois, par la présence de sources naturelles de cadmium dans le substrat rocheux. Le cadmium s'accumule dans le lichen, source de nourriture du caribou. Les concentrations de mercure les plus élevées ont été

enregistrées chez la harde de Beverly et chez le caribou de la péninsule Meta Incognita (qui fait partie de la population du sud de l'île de Baffin), mais on n'observe aucune tendance précise quant à la distribution géographique des concentrations (Gamberg *et al.*, 2005a). Dans le centre et le nord-est du Nord canadien, les concentrations de mercure chez le caribou suivent la même distribution géographique que celles qu'on trouve dans les sédiments. Les scientifiques sont d'avis qu'une grande partie de ce mercure est importé de sources anthropiques situées dans d'autres régions du monde. Cependant, chez le caribou du Yukon, la contamination par le mercure serait en majeure partie attribuable à la géologie locale (Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, 2003).

Incendies de forêt

L'importance des tendances relatives aux incendies de forêt pour les caribous est liée à l'alimentation pendant l'hiver, laquelle est principalement assurée par la consommation de lichens frutescents, qui sont les abondants dans les forêts de succession anciennes. L'effet des incendies de forêt sur l'abondance du caribou est discuté, mais la plupart des études montrent que le caribou a tendance à éviter les zones récemment touchées par le feu (Joly *et al.*, 2003).

Changement climatique

Le changement climatique aura une incidence sur les déplacements et l'aire de répartition des hardes, de même que sur la capacité des chasseurs à accéder à leurs terrains de chasse traditionnels. On trouve au tableau 18 une synthèse des effets observés et des effets possibles du climat sur le caribou, son aire de répartition et les collectivités qui en dépendent. Le tableau a été établi pour la harde de caribous de la Porcupine, et certains des effets décrits (par exemple, les changements touchant les aires de mise bas sur les plaines côtières) ne concernent pas toutes les hardes.

Tableau 18. Effets observés et effets possibles du changement climatique sur les populations migratices de caribous de la toundra, d'après les recherches effectuées sur la harde de caribous de la Porcupine, principalement.

Effet du changement climatique	**Répercussions sur l'habitat**	**Répercussions sur les déplacements**	**Répercussions sur l'état physique**	**Répercussions sur la productivité**	**Implications pour la gestion**
Fonte plus hâtive sur la plaine côtière	· Croissance accrue des plantes	· Les principales aires de mise bas sont déplacées vers le nord · Les aires de mise bas actuelles sont moins utilisées	· Les femelles refont leurs réserves de protéines plus rapidement · La croissance des petits est plus rapide	· Probabilité accrue de gestation · Taux de survie accru des petits en juin	· Souplesse nécessaire dans la protection des aires de mise bas (gestion adaptative)
Été plus chaud et plus sec	· Pic de biomasse plus hâtif · Durcissement des plantes plus hâtif · Réduction des sites de reproduction des moustiques · Accroissement de la nuisance associée aux mouches parasites (hypodermes) · Fréquence accrue des incendies dans les aires d'hivernage · Moins d'années propices aux champignons	· Déplacement vers les aires de mise bas se produisant plus tôt · Utilisation plus intensive de l'habitat assurant une protection contre les insectes en juillet · Évitement de l'habitat d'hivernage récemment touché par le feu	· La nuisance accrue fait que l'état physique est moins bon à l'automne	· Probabilité réduite de gestation	· La protection des zones assurant une protection contre les insectes est importante
Automne plus chaud, caractérisé par un accroissement des épisodes de précipitations	· Verglas plus fréquents	· Les caribous abandonnent les territoires où la surface est fortement verglacée	· Mortalité accrue pendant l'hiver · Sevrage survenant plus tôt		
Hiver plus chaud, caractérisé par un accroissement des épisodes de précipitations	· Neige plus épaisse et plus dense · Verglas, surtout sur la toundra et les îles de l'Arctique	· Dépendance accrue envers les régions recevant peu de neige · Séjour plus long dans les aires d'hivernage	· Perte de poids plus grande pendant l'hiver · Incidence accrue de l'allaitement prolongé	· Faible mortalité des petits pendant l'hiver	· Nécessité d'envisager la protection des régions recevant peu de neige (gestion adaptative)
Printemps plus chaud	· Nombre accru de cycles de gel et de dégel pendant la migration printanière · Fonte plus rapide au printemps	· Déplacements ralentis ou déplacements sur des crêtes plus sèches, balayées par le vent	· Perte de poids accélérée au printemps	· Prédation accrue des femelles et des petits par les loups à cause de l'utilisation des crêtes balayées par le vent	· Préoccupation quant au moment au parcours de la migration printanière par rapport aux lieux de

					chasse traditionnels
Effet global : En termes très généraux : les aires de mise bas s'améliorent, mais cela s'accompagne d'un déplacement vers le nord et de l'utilisation de secteurs plus au nord des aires de mise bas; les animaux quittent les aires de mise bas plus tôt; les réserves corporelles des petits et des femelles sont réduites à l'été et à l'automne, à cause de la nuisance associée aux hypodermes; la nuisance associée aux moustiques peut diminuer si les étés sont plus secs; verglas plus fréquents dans les aires de répartition estivales, hivernales et printanières, selon l'emplacement de ces aires de répartition; cela peut avoir des répercussions modérées à graves sur l'état corporel et la survie.					

Source : Gunn et al.*(2011c), mise à jour du chapitre 10 de l'*Évaluation des impacts sur le climat de l'Arctique(Arctic Climate Impact Assessment, 2005) *par l'auteur (Russell)*

Il est difficile de déterminer si un événement isolé comme une tempête de verglas est « normal » ou s'il est un signe du réchauffement du climat. Ce genre de phénomène s'est produit à l'automne 2003 : des régions côtières de l'Alaska à Kugluktuk, au Nunavut, ont connu des verglas qui ont forcé les caribous à se déplacer pour trouver des sources de nourriture accessibles. La couche de glace sur les terres formait une barrière entre le caribou et sa nourriture (Nagy, 2007).

Un autre facteur ajoutant à la difficulté de prédire l'impact des changements climatiques sur le caribou est que toutes les hardes ont évolué et se sont adaptées aux conditions environnementales propres à leurs aires de répartition : certaines hardes peuvent passer l'hiver dans des régions où la couverture de neige est épaisse et persistante, alors que d'autres passent l'hiver dans des régions où les conditions sont moins rigoureuses; certaines hardes passent l'été dans des régions où elles trouvent de la végétation fraîche en abondance, tandis que d'autres n'ont qu'une courte saison de végétation intense pour refaire leurs réserves de gras et de protéines après l'hiver. Ainsi, des changements climatiques entraînant des conditions rigoureuses dans l'aire d'hivernage auront des effets différents sur différentes hardes, même des hardes voisines. Par exemple, un réchauffement du climat pourrait à la fois causer une extension du territoire annuel de la harde de la rivière aux Feuilles et un rétrécissement de celui de la harde de la rivière George (Sharma *et al.*, 2009).

Par ailleurs, certaines hardes ont connu un taux élevé d'accroissement de leur effectif, supérieur à 15 % par année, tandis que d'autres ont connu un taux d'accroissement annuel inférieur à 5 %, en raison surtout d'un taux de mortalité plus élevé chez les femelles adultes (figure 77). Des changements environnementaux qui entraînent une hausse du taux de mortalité chez les femelles adultes sont de nature à toucher davantage les hardes qui ont un faible taux de croissance.

Dans l'aire de répartition de la harde de la Porcupine, par exemple, les signes d'un réchauffement climatique sont manifestes. Le printemps s'est beaucoup réchauffé au cours des trente dernières années. La neige fond plus tôt et, à la fin du printemps, après la période de mise bas, il y a plus de végétation disponible pour les femelles allaitantes. Par conséquent, le taux de survie chez les nouveau-nés a augmenté (Griffith *et al.*, 2002). Par ailleurs, au début du printemps, à l'époque où la harde a entrepris sa migration, il y a davantage de cycles de gel-dégel, les températures s'élevant au-dessus du point de congélation le jour et redescendant sous le point de congélation la nuit. Le nombre de jours où les températures se sont élevées au-dessus du point de congélation durant la migration printanière a doublé durant la période où l'effectif de la harde était en baisse (1989-2001), comparativement à la période antérieure où l'effectif était en hausse (1975-1988) (Griffith *et al.*, 2002). Se déplacer et chercher sa nourriture sur un terrain qui est recouvert d'une croûte de glace est plus difficile pour le caribou et lui occasionne une plus grande dépense d'énergie. Et lorsqu'il gagne les crêtes balayées par le vent, il s'expose davantage à la prédation par les loups, qui s'y déplacent plus aisément que dans la neige épaisse (Griffith *et al.*, 2002).

Il ressort clairement de cet exemple qu'il nous faut de l'information sur la façon dont la température et les précipitations modifient les conditions de l'environnement du caribou tout au long de son cycle annuel si l'on veut comprendre comment chaque harde est adaptée à son

territoire, et si l'on veut pouvoir prédire les effets du changement climatique sur l'abondance et l'aire de répartition du caribou. Le CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network (réseau circumpolaire de surveillance et d'évaluation du caribou; CARMA) a entrepris des travaux pour générer des ensembles de données répertoriant des mesures climatologiques à l'échelle de l'aire de répartition des hardes (Russell *et al.*, 2013). Les données climatologiques et d'autres données (comme des mesures de la biomasse) issues de la surveillance par satellite sont utilisées pour définir des valeurs quotidiennes médianes des variables climatiques « concernant le caribou » pour des régions précises faisant partie du territoire de chaque harde, cela pour chacune des cinq saisons (mise bas, été, automne, hiver, printemps). Ces variables, outre la température et les précipitations, comprennent les degrés-jours de croissance cumulés au-dessus de 0 °C et au-dessus de 5 °C, l'indice foliaire et l'indice de verdure de la végétation; des variables liées à l'activité des moustiques et des œstres (dont les hypodermes); l'épaisseur et la densité de la neige, la couverture de neige et la vitesse de sa fonte; le nombre de jours cumulés associés à des épisodes de gel et de dégel.

Coûts énergétiques cumulatifs pour le caribou

L'évaluation des effets cumulatifs (EEC) fait partie de l'évaluation des impacts environnementaux, et elle se concentre sur l'incidence combinée des effets individuels des projets de développement industriel. Cependant, le contexte est également défini par les multiples facteurs de stress associés à toutes les activités humaines qui s'ajoutent aux effets environnementaux naturels à l'échelle individuelle et des populations. Pour transposer les réponses comportementales d'un animal donné à l'échelle de la population, il faut être en mesure d'estimer les coûts énergétiques pour le sujet, et de déterminer si ces coûts auront un effet sur sa reproduction et sa survie. L'estimation des coûts associés à une réponse comportementale n'est pas simple : en plus des coûts associés aux déplacements et à l'interruption du broutage, il peut également y avoir un effet sur l'alimentation (apport énergétique sous forme de protéines) si la perturbation entraîne le sujet dans un habitat différent. Un grand nombre de données est nécessaire pour comprendre et intégrer les relations entre le comportement, la sélection de l'habitat, l'énergie et l'absorption de protéines, et ce processus exige une collaboration interdisciplinaire, puisqu'il repose sur l'écologie, l'écologie nutritionnelle et la modélisation. Russell (2012) décrit la modélisation permettant d'intégrer les incidences environnementales afin de prédire la vulnérabilité du caribou au développement.

Intendance et conservation

Réponse au changement climatique

Le changement climatique est un facteur de stress anthropique déterminant pour l'écozone+, comme on l'a vu tout au long du présent rapport. On ne peut pas éliminer ce facteur de stress par l'application de mesures d'intendance et de conservation dans l'écozone+, mais on peut prendre des mesures afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre au sein de celle-ci et de s'adapter aux changements à venir. Il s'agit d'un problème d'échelle mondiale, et la plus importante mesure de l'efficacité des interventions visant à préserver les écosystèmes de l'Arctique est le taux de réduction des rejets de gaz à effet de serre à l'échelle mondiale. Cependant, à l'échelle du globe, les émissions continuent d'augmenter, même si leur croissance semble ralentir (Environnement Canada, 2013b).

Les tendances historiques et prévues en ce qui concerne les émissions de gaz à effet de serre au Canada sont illustrées à la figure 101; on voit qu'une réduction additionnelle des gaz à effet de serre sera nécessaire pour atteindre la cible que s'est fixée le Canada pour 2020. La diminution des émissions autour de 2009 est attribuable à la récession mondiale, et elle reflète une tendance mondiale pour cette période; elle indique aussi que les émissions sont étroitement liées à des facteurs économiques (Environnement Canada, 2013b).

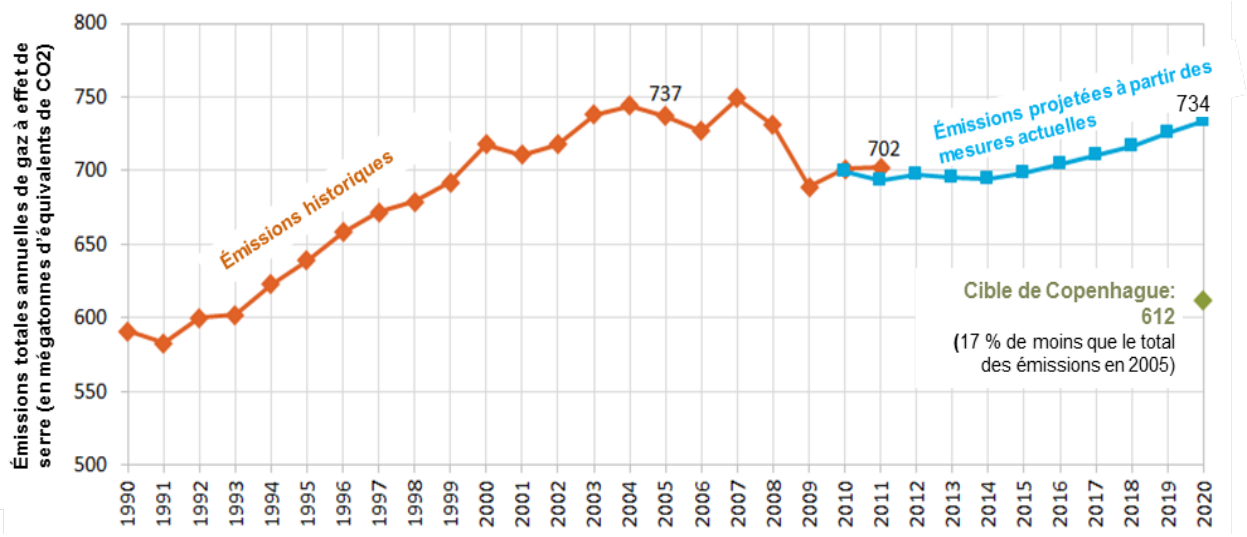


Figure 101. Émissions annuelles de gaz à effet de serre au Canada entre 1990 et 2011, émissions projetées en fonction des mesures de réduction actuelles, et engagement pris par le Canada en matière de réduction de ses émissions d'ici 2020.
Les projections en fonction des mesures actuelles prennent en compte la contribution liée à la conformité du secteur de l'utilisation des terres, du changement d'affectation des terres et de la foresterie (UTCATF) chaque année; on prévoit que les tendances réelles des émissions seront supérieures de 28 Mt aux projections indiquées en 2020.
Source : Environnement Canada (2013; 2013a)

Aires protégées

Le fait que le changement climatique touche l'ensemble de la planète ne signifie pas que les mesures d'intendance locales et régionales ne soient pas importantes dans l'Arctique. À mesure que l'aire de répartition des plantes et des animaux change et que les fonctions et les processus écosystémiques sont touchés par le changement climatique, il devient encore plus important de se concentrer sur la protection des terres et des eaux essentielles, comme les zones de reproduction des oiseaux et des caribous migrateurs, et de prévoir, dans les plans de conservation, la souplesse nécessaire pour s'adapter à l'évolution du paysage. La création et la gestion des aires protégées constituent un précieux outil d'intendance. De plus, la pression exercée par le développement et l'expansion des utilisations de la mer, des zones côtières et des terres par l'humain est de plus en plus forte dans certains secteurs, et elle risque de continuer de s'accroître. Les aires protégées sont un outil de gestion important pour préserver les écosystèmes nécessaires au maintien et de la biodiversité dans l'Arctique, et des services assurés par ces écosystèmes. Les écosystèmes de l'Arctique fonctionnent sur une vaste échelle, qui dépasse dans certains cas les frontières entre la terre et la mer. Aucune aire protégée n'est suffisamment grande pour assurer l'intégrité des écosystèmes, et il est crucial que l'intendance vise l'ensemble du territoire, en prenant en considération les éléments et les processus écosystémiques qui s'ajoutent dans les aires protégées ou en sont retranchés sur une base régulière, comme les oiseaux et les caribous migrateurs.

Les analyses présentées dans cette section ont été effectuées pour le RETE à partir des données fournies par les autorités fédérales, territoriales et provinciales, et elles n'ont pas été mises à jour (pour les références, voir les figures). L'emplacement des aires protégées dans l'ensemble du Canada est indiqué à la figure 102, et l'expansion des aires protégées dans l'écozone^{+} de l'Arctique est illustrée à la figure 103. Outre les parcs fédéraux et les réserves fauniques, l'écozone^{+} comporte des parcs et des réserves créés par les autorités territoriales et le Québec (souvent de plus petite taille), qui préservent souvent des sites de patrimoine culturel et des zones, comme les estuaires, qui ont une valeur particulièrement élevée du point de vue de la biodiversité.

Le pourcentage global d'aires protégées est de 11,3 % dans l'écozone^{+}, mais la distribution de ces zones n'est pas uniforme. En mai 2009, c'est dans l'archipel arctique que l'on trouvait la plus forte proportion d'aires protégées, soit 24,0 % des terres, réparties dans 10 aires protégées; venait ensuite à cet égard le Bas-Arctique (15,9 % des terres réparties dans 21 aires protégées). Dans le Haut-Arctique, 6,7 % des terres étaient protégées (formant ainsi 22 aires protégées).

Une grande partie de l'expansion des aires protégées est liée à des ententes sur des revendications territoriales. De nombreux parcs de l'Arctique sont gérés selon des régimes créés dans le cadre de ces revendications, qui protègent les droits de chasse, de pêche et de piégeage des Inuits dans les parcs, tout en assurant la conservation des espèces et des secteurs qui ont une importance particulière du point de vue culturel et écologique.

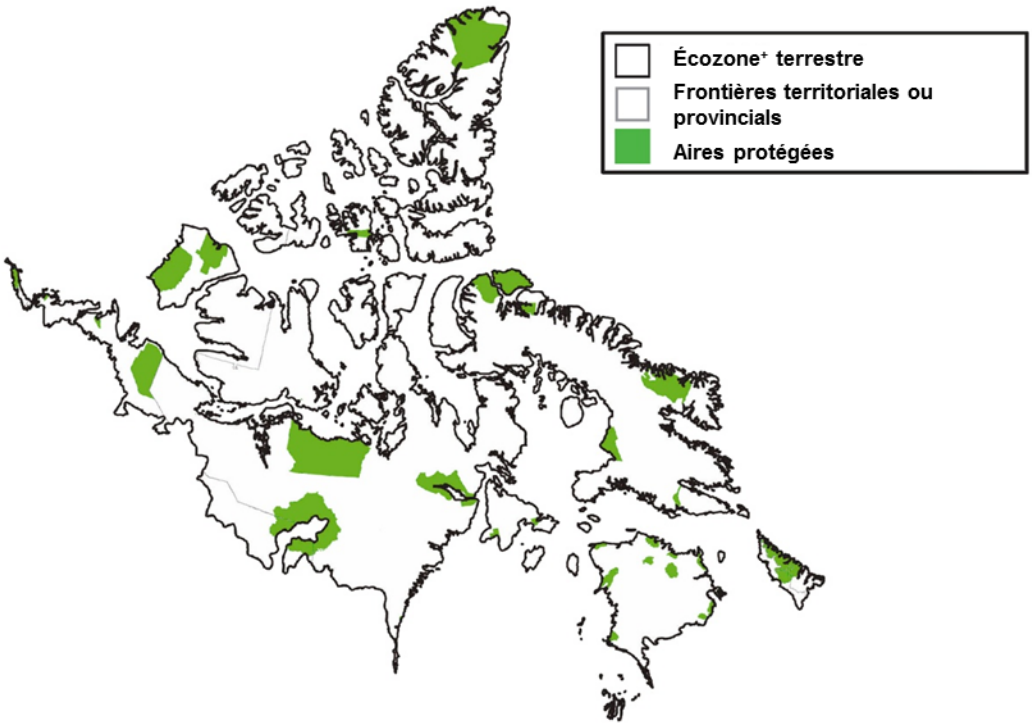


Figure 102. Aires protégées dans l'écozone⁺ de l'Arctique (2009).
Il est à noter que les aires protégées de petite taille, comme les réserves nationales de faune décrites dans l'encadré plus bas, ne sont pas indiquées sur cette carte en raison de l'échelle de celle-ci.
Source : Environnement Canada (2009a), à partir des données issues du Système de rapport et de suivi pour les aires de conservation (SRSAC), v.2009.05 (2009) (CCEA, 2009); données fournies par les autorités fédérales, provinciales et territoriales.

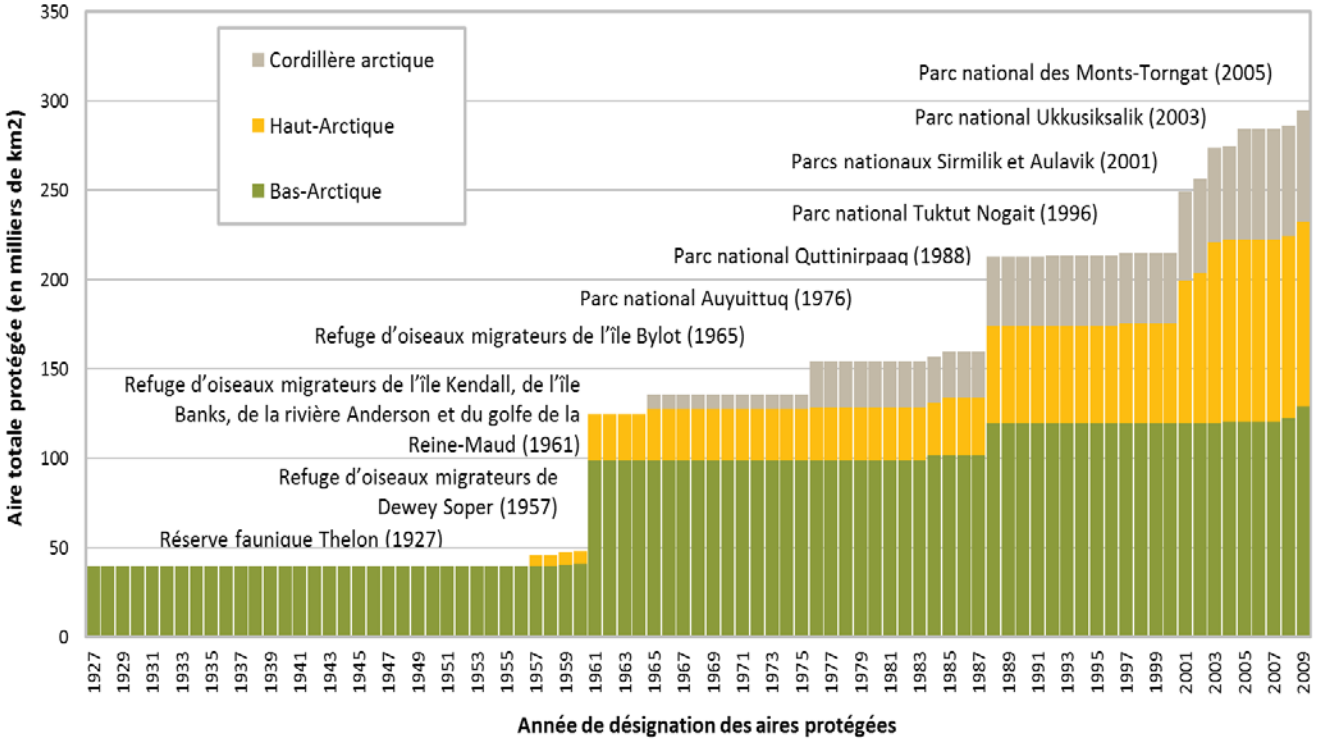


Figure 103. Expansion des aires protégées dans l'écozone+ de l'Arctique, de 1927 à 2009.
Données fournies par les autorités fédérales, provinciales et territoriales, et mises à jour en mai 2009. Seules les aires protégées en vertu de la loi sont incluses. Toutes les aires indiquées sont protégées. Toutes ces aires sont classées dans les catégories I à III de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) et protégées à ce titre. Les catégories de l'UICN sont définies en fonction des principaux objectifs de gestion (voir l'encadré pour un complément d'information). Des aires protégées en particulier, accompagnées de la date de leur création, sont indiquées dans la figure.
Source : Environnement Canada (2009a), à partir des données issues du Système de rapport et de suivi pour les aires de conservation (SRSAC), v.2009.05 (2009) (CCEA, 2009); données fournies par les autorités fédérales, provinciales et territoriales.

Réserves nationales de faune au Nunavut

Les réserves nationales de faune protègent des habitats importants, à l'échelle nationale, pour les oiseaux migrateurs, préservent des espèces ou des écosystèmes en péril, ou protègent des habitats rares ou inhabituels. Les caractéristiques naturelles essentielles sont conservées, et les activités qui sont considérées comme néfastes pour les espèces ou les habitats sont interdites. Trois réserves nationales de faune ont été créées au Nunavut en 2010 afin de protéger des habitats essentiels pour les oiseaux de mer de l'Arctique, la baleine boréale et d'autres espèces. Elles seront cogérées par les autorités locales et fédérales, et elles ont été définies avec la participation et sur les conseils des collectivités de Qikiqtarjuak et de Clyde River.

La réserve nationale de faune Akpait (774 km^2) est une zone importante pour les oiseaux migrateurs. Elle abrite l'habitat de reproduction de l'une des plus grandes colonies de Guillemots de Brünnich (Uria lomvia) du Canada, des Mouettes tridactyles (Rissa tridactyla), des Goélands bourgmestres (Larus hyperboreus) et des Guillemots à miroir. On y trouve également des ours blancs, des morses et plusieurs espèces de phoques.

La réserve nationale de faune Qaqulluit (398 km^2) abrite la plus grande colonie de Fulmars boréaux (Fulmarus glacialis) du Canada, qui regroupe, selon les estimations, 22 % de la population totale de cette espèce au Canada. Des animaux marins, dont le morse et le phoque annelé, utilisent également les eaux de cette réserve nationale de faune.

La réserve nationale de faune Ninginganiq (baie d'Isabella) (336 km^2) protège un habitat estival essentiel pour la population de baleines boréales de l'Arctique de l'Est, qui est menacée.

Source : Latour *et al.* (2008)

Gouvernance environnementale

Depuis la fin des années 1970, et de manière accélérée depuis la fin de la guerre froide, le « Nord » devient une nouvelle entité géopolitique circumpolaire (Heininen et Nicol, 2007). Les États de l'Arctique et leurs peuples autochtones entament un nouveau dialogue au sujet de l'échelle et de la nature du régionalisme de l'Arctique ainsi que de certaines questions critiques dans le domaine de l'environnement, de la sécurité humaine et du développement économique. Ces dialogues entre les pays et les peuples du Nord soulignent l'importance de la coopération régionale, de la sécurité humaine et du développement durable (Heininen et Nicol, 2007).

Plusieurs caractéristiques de l'Arctique distinguent la gouvernance de l'Arctique de celle du reste du Canada :

- Il n'y a qu'une langue et qu'une culture autochtones (avec des différences importantes selon les régions) dans l'ensemble de la région – qui représente un quart du Canada –, et les Autochtones demeurent majoritaires en nombre.
- Les Inuits ont forgé des alliances avec des groupes culturels et linguistiques apparentés dans la région circumpolaire, par exemple par l'intermédiaire du Conseil circumpolaire inuit (CCI), une organisation non gouvernementale qui représente approximativement 150 000 Inuits de l'Alaska, du Canada, du Groenland et de la Tchoukotka, en Russie.
- Le CCI et d'autres organisations autochtones de l'Arctique siègent à titre de participants permanents au Conseil de l'Arctique, un organisme intergouvernemental regroupant les huit pays de la région circumpolaire qui fournit une plate-forme pour la collaboration et

la supervision de nombreuses initiatives internationales liées aux sciences écologiques et au développement durable.

- Les conseils de gestion des ressources créés dans le cadre des ententes sur les revendications territoriales sont devenus des forces dominantes dans la gestion des terres et des ressources naturelles. Les réseaux de conseils de gestion des ressources naturelles, de comités et d'associations locales de chasseurs et de trappeurs sont réunis au sein d'un système de prise de décisions concertées, fonctionnant « du bas vers le haut », et prenant en considération les données scientifiques et le savoir autochtone traditionnel.

Dans la portion de l'écozone+ de l'Arctique se trouvant au Yukon, aux Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut, les espèces sauvages sont gérées de manière conjointe par les gouvernements et les Inuvialuits, conformément à la Convention définitive des Inuivialuit (Affaires inciennes et du Nord Canada, 1984), et par les gouvernements et les Inuits, conformément à l'Accord sur les revendications territoriales du Nunavut (Affaires inciennes et du Nord Canada, 1993). Même si les termes de ces ententes diffèrent, en général, ils reconnaissent les droits ancestraux des Inuits et les Inuvialuits à gérer la chasse, la pêche et le piégeage des espèces sauvages, dans la mesure où ils assurent la conversation des espèces et la sécurité humaine. Les principaux organismes de gestion sont deux comités consultatifs de la gestion de la faune (CCGF) dans la région désignée des Inuvialuit, l'un pour les Territoires du Nord-Ouest et l'autre pour le Versant nord du Yukon, et le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (CGRFN), pour le Nunavut. Même si les mandats de ces conseils diffèrent entre eux, les deux organismes comptent tant des représentants des Inuits que des représentants des gouvernements.

Au Nunavut, le ministère de l'Environnement du Nunavut et Environnement Canada (Service canadien de la faune) nomment tous deux des membres du CGRFN, qui se joignent aux Inuits nommés par leurs organisations régionales respectives. Les membres du CGRFN comprennent aussi des représentants d'autres ministères fédéraux et de Nunavut Tunngavik Incorporated. Cependant, comme le CGRFN est un organisme public, tous ses membres défendent l'intérêt public, et pas nécessairement les intérêts ou les opinions des organisations qui les délèguent. Ces conseils sont appuyés par des associations de chasseurs et de trappeurs de chaque collectivité et par d'autres organisations communautaires.

Un examen exhaustif de la façon dont ces structures de gouvernance influencent l'état et les tendances de l'environnement, ainsi que la connaissance de ceux-ci, dépasserait la portée du présent rapport. On présente par contre une étude de cas qui illustre la gouvernance environnementale évolutive en Arctique.

Étude de cas sur la gouvernance environnementale : le Kitikmeot et l'étude West Kitikmeot/Slave

Outre le CGRFN, trois associations inuites régionales ont été créées dans le cadre de l'Accord sur les revendications territoriales du Nunavut afin de gérer les terres appartenant aux Inuits dans cette région. La Kitikmeot Inuit Association (KIA) a le mandat de représenter les intérêts des Inuits du Kitikmeot en protégeant leur bien-être social, culturel, politique et économique (Kitikmeot Inuit Association, 2013). Au sein de la KIA, la Kitikmeot Corporation et la Kitikmeot Economic Development Commission ont la responsabilité de promouvoir le développement économique de la région. La KIA est chargée d'administrer les terres de la région de Kitikmeot. Il existe également un organisme responsable de promouvoir la culture et l'histoire du Kitikmeot : la Kitikmeot Heritage Society.

Avant même la création officielle de la KIA, les collectivités du Kitikmeot collaboraient entre elles afin d'organiser la collecte de l'information nécessaire pour guider les décisions en matière de gestion de l'environnement. Par exemple, il y a plus de 20 ans, elles ont mené une vaste étude pour quantifier les aliments traditionnels qui étaient prélevés dans la nature (Gunn *et al.*, 1986).

En 1991, la découverte de diamants au lac de Gras a déclenché l'une des plus grandes courses aux concessions minières de l'histoire (Environment and Natural Resources, 2012b). Pour protéger l'environnement contre les effets du développement rapide, les collectivités du Kitikmeot ont formé un partenariat avec d'autres organisations autochtones (de Dénés), des organisations de défense de l'environnement, les autorités publiques et l'industrie. La West Kitikmeot/Slave Study (WKSS) Society a été fondée en 1996 par neuf organismes partenaires. L'objectif de la Société était de recueillir des données environnementales et socioéconomiques de référence pour permettre une planification mieux éclairée et pour caractériser un état initial par rapport auquel on pourrait évaluer les effets cumulatifs du développement et les combattre (Environment and Natural Resources, 2012b). Les capacités les collectivités et le savoir traditionnel constituaient des priorités.

La région visée par la WKSS comprenait la partie occidentale du Kitikmeot (écozone[+] de l'Arctique, au Nunavut) et la zone comprise entre le Grand lac des Esclaves et le lac Contwoyto (écozone[+] de la taïga du Bouclier, dans les Territoires du Nord-Ouest), la limite des arbres passant à peu près au milieu de la région (figure 104) (West Kitikmeot Slave Study Society, 2001). Les territoires de mise bas, de migration et d'hivernage de la harde de caribous de Bathurst se trouvaient en grande partie dans la région visée par la WKSS. Les collectivités inuites de Kugluktuk, de Bathurst Inlet, d'Umingmaktok et de Cambridge Bay, de même que les collectivités dénées de Gameti, de Wha Ti, de Rae Edzo, de Wekweti, de Yellowknife, de Dettah, et de Lutselk'e étaient incluses dans la région visée par l'étude. Les partenaires ont élaboré un programme de recherche initial sur cinq ans, destiné à procurer l'information nécessaire pour étudier les effets à court terme et à long terme du développement dans la région visée par la WKSS. Le programme de recherche initial de la WKSS s'est terminé en 2001, mais la Société a continué à financer des projets jusqu'en 2009, après quoi elle a été dissoute (Environment and Natural Resources, 2012b).

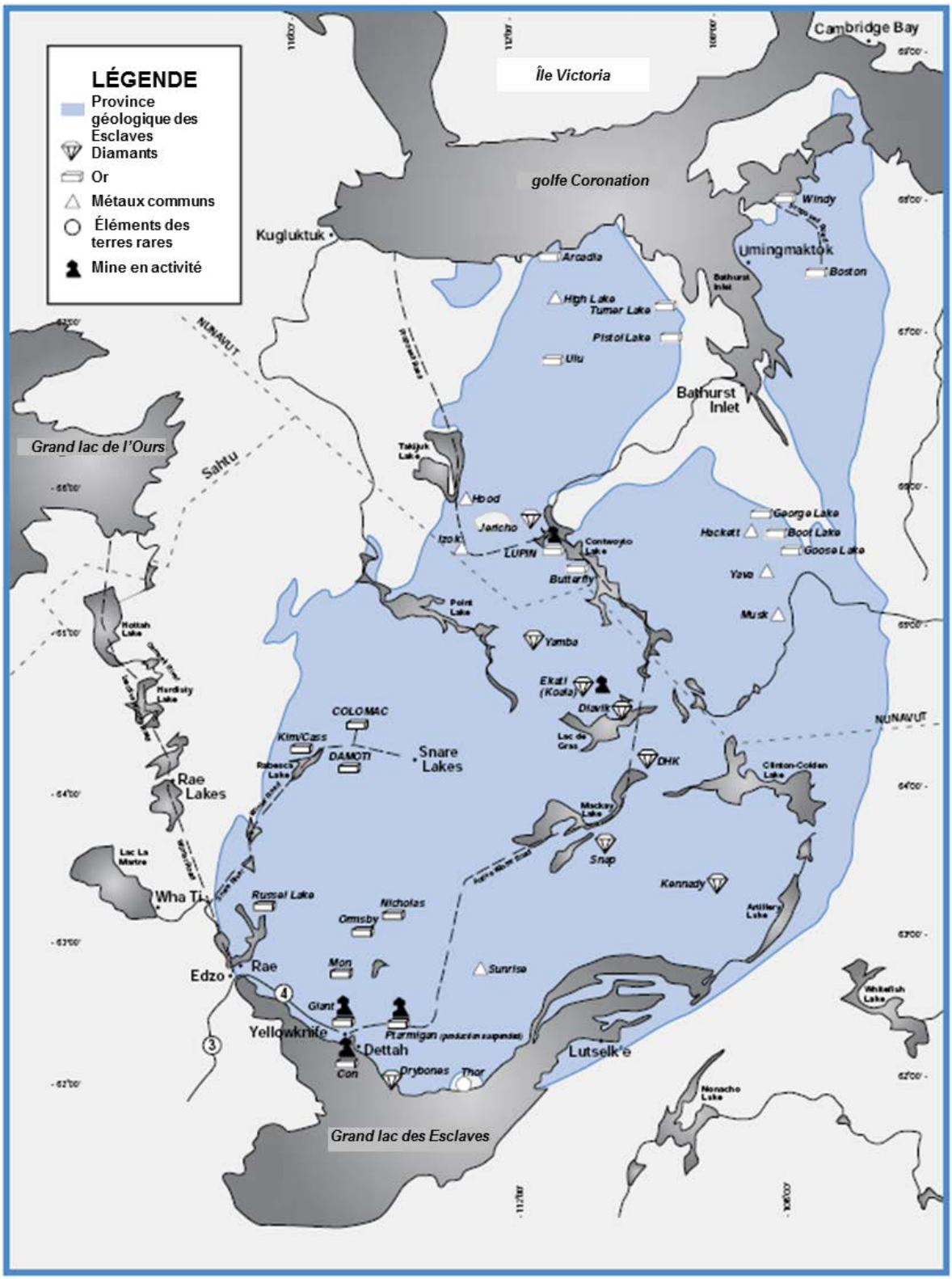


Figure 104. Zone visée par l'étude West Kitikmeot/Slave.
Source : West Kitikmeot Slave Study Society (2001)

La WKSS a financé un certain nombre d'études liées à la faune, dont des études sur le savoir traditionnel au sujet de l'environnement, sur des habitats précis (comme les eskers exploités par les espèces sauvages), sur les noms de lieux comme indicateurs de connaissances biogéographiques, sur l'utilisation des plantes indigènes pour la remise en état et le reverdissement des mines, sur la qualité de l'eau, et sur l'écologie d'espèces importantes comme le caribou, l'orignal, le bœuf musqué, le grizzli, le loup et le carcajou. Les résultats des études scientifiques ont souvent été présentés lors d'ateliers auxquels les gens de villages de toute la région assistaient, de manière à ce que l'on puisse coupler ces résultats avec le savoir traditionnel sur l'environnement et définir les priorités d'intervention (Dumond *et al.*, 2009). Les conclusions ont été intégrées au processus de gestion afin de guider les décisions, par exemple les décisions au sujet des quotas de chasse et des besoins en matière de surveillance et de recherche.

Les programmes et les projets collaboratifs comme ceux qui ont été entrepris par l'intermédiaire de la WKSS peuvent être efficaces parce qu'ils procurent une structure permettant de faire une utilisation efficace des connaissances tant scientifiques que traditionnelles (Gunn *et al.*, 1988; Freeman, 1992; Stevenson, 1996; Zamparo, 1996; Berkes, 1998; Duerden et Kuhn, 1998; Usher, 2000). Un avantage complémentaire est qu'ils favorisent la compréhension réciproque, le respect mutuel et l'apprentissage entre les collectivités, les autorités régionales de gestion, les chercheurs et d'autres interlocuteurs, y compris l'industrie.

ANNEXE 1 : DESCRIPTION DES MATÉRIAUX DE SURFACE

Dépôts alluviaux : limon, sable, argile et gravier stratifiés; dépôts de plaine d'inondation, de delta et de cône alluvial; par endroits, recouvrent et contiennent des dépôts fluvioglaciaires
Complexes alpins : roche, colluvions et till; complexe de roches et de dépôts quaternaires dans une région, caractérisé par des reliefs alpins et glaciaires
Dépôts (glacio) lacustres à texture grossière : sable, limon et gravier; déposés sous forme de deltas, de nappes de sable et de résidus de déflation
Dépôts (glacio) marins à texture grossière : sable et gravier; déposés sous forme de nappes de sable, de deltas et de longues séries de plages
Blocs colluviaux : blocs et gravats, mélangés avec du sable et du limon; dérivés d'un substratum cristallin, d'un substrat à degré moyen de métamorphisme et de grès consolidé
Matériaux colluviaux fins : limon, argile et sable fin; dérivés d'un substrat de shale et de siltstone faiblement consolidés
Gravats colluviaux : gravats et limon; dérivés de roches carbonatées et de roches sédimentaires clastiques à grain fin consolidées
Sable colluvial : sable et gravier; dérivé de grès et de conglomérat faiblement lithifiés
Dépôts éoliens : sable avec un peu de limon; dunes, creux de déflation et plaines onduleuses; reposent habituellement sur des sédiments deltaïques, des sédiments lacustres grossiers ou des dépôts fluvioglaciaires
Dépôts (glacio) lacustres à texture fine : limon et argile, contenant par endroits des cailloux; déposés en eau calme
Dépôts (glacio) marins à texture fine : principalement du limon et de l'argile clay, contenant par endroits des cailloux; déposés en eau calme
Glaciers : glace et faible quantité de débris morainiques
Complexe fluvioglaciaire : sable et gravier, avec du diamicton par endroits; sédiments stratifiés non différenciés de contact glaciaire et sédiments d'épandage fluvioglaciaire; till et roche par endroits
Plaine fluvioglaciaire : sable et gravier; sous forme de nappes d'épandage fluvioglaciaires, de traînées fluvioglaciaires et de dépôts en terrasse
Boue lacustre : argile limoneuse et limon argileux fluides; déposée en eau calme
Sable lacustre : sable avec du gravier par endroits; déposé sous forme de nappes de sable, de résidus de déflation et de plages
Résidus (glacio) marins de déflation : sable, gravier et poches de sédiments plus fins; placage mince à discontinu et résidus de déflation mis en place en période de submersion marine; incluent des zones de till et de roche lessivés
Boue marine : argile limoneuse et limon argileux fluides; déposée en eau calme
Sable marin : sable avec du gravier par endroits; déposé sous forme de nappes de sable, de résidus de déflation et de plages
Dépôts organiques : tourbe, humus et faible quantité de sédiments inorganiques peat; vastes zones de tourbières (minérotrophes et oligotrophes) où les matières organiques masquent les matériaux sous-jacents; épaisseur généralement supérieure à 2 m
Volcanites quaternaires : lave, brèche et tephra consolidés; de composition surtout basaltique et andésitique; incluents des coulées, des amas volcaniques et des cônes de scories
Nappe de till : till épais et continu
Placage de till : till mince et discontinu; peut inclure de vastes zones d'affleurement rocheux

Sans division : roches accompagnées d'un peu de dépôts quaternaires

Source : Commission géologique du Canada (1994)

ANNEXE 2 : CLASSES DÉTAILLÉES DE COUVERTURES DU SOL

Tableau 19. Comparaison des classes détaillées de couvertures du sol dans l'écozone⁺ de l'Arctique avec la classification générale des couvertures de sols.
Dans le Bas-Arctique, on trouve surtout une toundra de graminoïdes et d'arbustes; dans le Haut-Arctique, on trouve surtout du substrat rocheux à végétation éparse, du till-colluvion à végétation éparse, et des régions stériles; dans la Cordillère arctique, on trouve surtout de la neige, de la glace et des montagnes.

Classe	**Type de couverture du sol**	**Abrév.**	**Classe de couverture du sol du RETE**	**Bas-Arctique**		**Haut-Arctique**		**Cordillère arctique**		**Écozone⁺ de l'Arctique entière**	
				km^2	%	km^2	%	km^2	%	km^2	%
1	Toundra de graminoïdes parsemée de buttes de gazon	Tgbg	Région stérile	107 242	18,62 %	65 659	5,0 %	1 461	0,7 %	174 362	8,3 %
2	Milieux humides à cypéracées	Car/h	Milieu humide	50 585	8,8 %	94 135	7,1 %	3 418	1,6 %	148 138	7,0 %
3	Toundra de graminoïdes et d'arbustes nains, humide à sèche, sans butte de gazon	Tgsbg/an	Toundra polaire	51 247	8,9 %	81236	6,2 %	3 660	1,7 %	136 143	6,5 %
4	Toundra d'arbustes nains prostrés et de graminoïdes	Tg/anp	Toundra polaire	9 821	1,7 %	18 959	1,4 %	146	0,1 %	28 926	1,4 %
5	Petits arbustes	Pa	Toundra polaire	87 461	15,2 %	4 315	0,3 %	203	0,1 %	91 979	4,4 %
6	Grands arbustes	Ga	Toundra polaire	24 699	4,3 %	167	0,0 %	32	0,0 %	24 898	1,2 %
7	Arbustes nains prostrés	Anp	Toundra polaire	109 871	19,1 %	110 034	8,4 %	4 785	2,2 %	224 690	10,7 %
8	Substrat rocheux à végétation éparse	Rve	Région stérile	52 243	9,1 %	323 284	24,5 %	18 575	8,7 %	394 102	18,7 %
9	Till-colluvion à végétation éparse	TCve	Région stérile	11 539	2,0 %	177 724	13,5 %	14 853	7,0 %	204 116	9,7 %

Classe	Type de couverture du sol	Abrév.	Classe de couverture du sol du RETE	Bas-Arctique		Haut-Arctique		Cordillère arctique		Écozone+ de l'Arctique entière	
10	Sol nu avec croûte de cryptogames – éminences dues au gel	Sncc	Région stérile	18 823	3,3 %	155 281	11,8 %	2 935	1,4 %	177 039	8,4 %
11	Zone humide	Hum	Milieu humide	32 528	5,6 %	33 763	2,6 %	965	0,5 %	67 256	3,2 %
12	Stérile/non végétalisé	Snv	Région stérile	19 470	3,4 %	195 134	14,8 %	20 946	9,8 %	235 550	11,2 %
13	Neige/glace	N/g	Neige/ glace/ glaciers	303	0,1 %	33 633	2,6 %	115 736	54,4 %	149 672	7,1 %
14	Ombre	Ombr	Montagne/ relief alpin	8	0,0 %	24 006	1,8 %	25 006	11,8 %	49 020	2,3 %
	TOTAUX			575 840	100,0 %	1 317 330	100,0 %	212 721	100,0 %	2 105 891	100,0 %

Source : Ahern (2010); Frisk (2011); Ahern et al. *(2011)*

RÉFÉRENCES

Aanes, R., Saether, B.E., Smith, F.M., Cooper, E.J., Wookey, P.A. et Oritsland, N.A. 2002. The Arctic Oscillation predicts effects of climate change in two trophic levels in a high Arctic ecosystem. Ecology Letters 5:445-453.

Abnizova, A., Siemens, J., Langer, M. et Boike, J. 2012. Small ponds with major impact: the relevance of ponds and lakes in permafrost landscapes to carbon dioxide emissions. Global Biogeochemical Cycles 26, GB2041.

ACIA. 2005. Arctic Climate Impact Assessment. Symon, C., Arris, L. et Heal, B. (éd.). Cambridge University Press. New York, NY. 1042 p.

Adams, J.M. et Faure, H. 1997. Preliminary vegetation maps of the world since the last glacial maximum: an aid to archaeological understanding. Journal of Archaeological Science 24:623-647.

Aerts, R., Cornelissen, J.H.C. et Dorrepaal, E. 2006a. Plant performance in a warmer world: general responses of plants from cold, northern biomes and the importance of winter and spring events. Plant Ecology 182:65-77.

Aerts, R., Cornelissen, J.H.C. et Dorrepaal, E. 2006b. Plant performance in a warmer world: general responses of plants from cold, northern biomes and the importance of winter and spring events. Plant Ecology 182:65-77.

Affaires inciennes et du Nord Canada. 1984. The Western Arctic Claim - The Inuvialuit Final Agreement. Gouvernnement du Canada. Ottawa, ON. 115 p.

Affaires inciennes et du Nord Canada. 1993. Agreement between the Inuit of the Nunavut Settlement Area and Her Majesty the Queen in Right of Canada. Gouvernnement du canada and the Tunngavik Federation of Nunavut. Ottawa, ON. 282 p.

Aglukkaq, L. 2012. Minister Aglukkaq announces $14.7 million contract for Distant Early Warning (DEW) Line clean-up project (news release, April 18, 2012) [en ligne]. http://www.leonaaglukkaq.ca/media_/riding-news/minister-aglukkaq-announces--14.7-million-contract-for-distant-early-warning--dew--line-clean-up-project (consulté le 1 Dec. 2012).

Ahern, F. 2010. Analysis of the Landsat ETM+ mosaic of northern Canada for the Ecoystem Status and Trends Report (ESTR). TerreVista Earth Imaging. Data courtesy of the Canada Centre for Remote Sensing. See Olthof et al., 2005 for more information.

Ahern, F., Frisk, J., Latifovic, R. et Pouliot, D. 2011. Surveillance à distance de la biodiversité : sélection de tendances mesurées à partir d'observations par satellite du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 17. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Ahn, J., Brook, E.J., Mitchell, L., Rosen, J., McConnell, J.R., Taylor, K., Etheridge, D. et Rubino, M. 2012. Atmospheric CO_2 over the last 1000 years: A high-resolution record from the West Antarctic Ice Sheet (WAIS) Divide ice core. Global Biogeochemical Cycles 26, GB2027.

AINC. 2008. Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord [en ligne]. Affaires indiennes et du Nord Canada. http://www.science.gc.ca/default.asp?lang=En&n=7A463DBA-1 (consulté le 13 May 2008).

Alendal, E. et Helle, O. 1983. Helmith parasites of muskoxen *Ovibos moschatus* in Norway incl. Spitsbergen and in Sweden, with a synopsis of parasites reported from this host. Fauna Norv. A 4:41-52.

Allard, M., Fortier, R., Duguay, C. et Barrette, N. 2002. A trend of fast climate warming in northern Quebec since 1993. Impacts on permafrost and man-made infrastructures. *Dans* Submitted for Eos Transactions, American Geophysical Union, Fall Meeting 2002. Abstract #B11E-03. American Geophysical Union. San Francisco. Vol. 83(47).

Allard, M., Wang, B.L. et Pilon, J.A. 1995. Recent cooling along the southern shore of Hudson Strait, Quebec, Canada, documented from permafrost temperature-measurements. Arctic and Alpine Research 27:157-166.

AMAP. 2006. AMAP assessment 2006: acidifying pollutants, arctic haze, and acidification in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway. xii + 112 p.

AMAP. 2011. Snow, water, ice and permafrost in the Arctic (SWIPA): climate change and the cryosphere. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway. xii + 538 pp. p.

Anderson, J. 2004. From Alaska to Greenland: A comparison of the Arctic Small Tool and Thule Traditions. Totem 12:1-13.

Anderson, R.K., Miller, G.H., Briner, J.P., Lifton, N.A. et DeVogel, S.B. 2008. A millennial perspective on Arctic warming from ^{14}C in quartz and plants emerging from beneath ice caps. Geophysical Research Letters 35 (L01502):1-5.

Anderson, R.M. 1934. The distribution, abundance, and economic importance of the game and fur-bearing mammals of western North America. Proceedings of the fifth Pacific Science Congress. University of Toronto Press. Toronto, ON. Vol. 5, pp. 4055-4075.

Andriashek, D., Kiliaan, H.P.L. et Taylor, M.K. 1985. Observations on foxes, *Alopex-lagopus* and Vulpes vulpes, and Wolves, *Canis lupus*, on the off-shore sea ice of Northern Labrador. Canadian Field Naturalist 99:86-89.

Antoniades, D., Crawley, C., Douglas, M.S.V., Pienitz, R., Andersen, D., Doran, P.T., Hawes, I., Pollard, W. et Vincent, W.F. 2007. Abrupt environmental change in Canada's northernmost lake inferred from fossil diatom and pigment stratigraphy. Geophysical Research Letters 34 (L18708):1-5.

Antoniades, D., Douglas, M.S.V. et Smol, J.P. 2005. Quantitative estimates of recent environmental changes in the Canadian high Arctic inferred from diatoms in lake and pond sediments. Journal of Paleolimnology 33:349-360.

Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op. 2003. Proceedings of the Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op seventh annual gathering. Fort McPherson, NT. 28 February - 2 March 2002. Arctic Borderlands Ecological Knowledge Society. Whitehorse, YT. 63 p. + appendices.

Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op. 2006. Proceedings of the tenth annual gathering. Old Crow, YT. March 18-19, 2006. Arctic Borderlands Ecological Knowledge Society. Whitehorse, YT. 40 p.

Arctic Climate Impact Assessment. 2005. Arctic Climate Impact Assessment. Symon, C., Arris, L. et Heal, B. (éd.). Cambridge University Press. New York, NY. 1042 p.

Arft, A.M., Walker, M.D., Turner, P.L., Gurevitch, J., Alatalo, J.M., Molau, U., Nordenhäll, U., Stenström, A., Stenström, M., Bret-Harte, M.S., Dale, M., Diemer, M., Gugerli, F. et Henry, G.H.R. 1999. Responses of tundra plants to experimental warming: meta-analysis of the International Tundra Experiment. Ecological Monographs 69:491-511.

ARKTIS Solutions. 2011. Report on current state of solid waste management and facilities in Nunavut and cost-benefit analysis of selected solid waste management approaches. Submitted to the Government of Nunavut, Community and Government Services. 83 p.

Ashford, G. et Castleden, J. 2001. Final report: Inuit observations on climate change. l'Institut international du développement durable. 27 p.

Audubon Society. 2007. State of the birds: common species in decline [en ligne]. Christmas Bird Count (CBC) data for 1996-2006. http://stateofthebirds.audubon.org/cbid/profile.php?id=3 (consulté le 14 Feb. 2008).

Ayroud, M., Leighton, F.A. et Tessaro, S.V. 1995. The morphology and pathology of *Besnoitia* sp. in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*). Journal of Wildlife Diseases 31:319-326.

Baffinland Iron Mines Corporation. 2012. Mary River Project: final environmental impact statement.

Bahr, D.B., Dyurgerov, M. et Meier, M.F. 2009. Sea-level rise from glaciers and ice caps: a lower bound. Geophysical Research Letters 36 (L03501):1-4.

Baker, A.J., González, P.M., Piersma, T., Niles, L.J., de Lima Serrano do Nascimento, I., Atkinson, P.W., Clark, N.A., Minton, C.D.T., Peck, M.K. et Aarts, G. 2004. Rapid population decline in red knots: fitness consequences of decreased refuelling rates and late arrival in Delaware Bay. Proceedings of the Royal Society of London, Series B: Biological Sciences 271:875-882.

Bamzai, A.S. 2003. Relationship between snow cover variability and arctic oscillation index on a hierarchy of time scales. International Journal of Climatology 23:131-142.

Banfield, A.W.F. 1961. A revision of the reindeer and caribou, genus *Rangifer*. Bulletin des Musées nationaux du Canada nº 177. Imprimeur de la Reine. Ottawa, ON. 137 p.

Barr, W. 1991a. The commercial trade in muskox hides in the Northwest Territories 1860-1916. Rangifer 11:81-82.

Barr, W. 1991b. Back from the brink: the road to muskox conservation in the Northwest Territories. Komatik Series 3:1-127.

Bart, J., Andres, B., Brown, S., Donaldson, G., Harrington, B.A., Johnston, V., Jones, S., Morrison, R.I.G. et Skagen, S. 2005. The Program for Regional and International Shorebird Monitoring (PRISM). USDA Forest Service General Technical Report nº PSW-GTR-191. 901 p.

Bart, J., Brown, S., Harrington, B. et Morrison, R.I.G. 2007. Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions? Journal of Avian Biology 38:73-82.

Bart, J. et Earnst, S.L. 2004. Methods for shorebird surveys in the Arctic. *Dans* Proceedings of the 3rd annual Partners in Flight International Symposium. Ralph, C.J. et Rich, T. (éd.). United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report PSW-GTR-191. Asilomar, CA. pp. 907-917.

Bart, J. et Johnston, V. (éd.). 2012. Arctic shorebirds in North America: a decade of monitoring. Studies in Avian Biology Monograph Series n° 44. University of California Press. Berkeley, CA. Sous presse.

Basille, M., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J.P. et Courtois, R. 2013. Ecologically based definition of seasons clarifies predator prey interactions. Ecography 36:220-229.

Batzli, G.O. et Sobaski, S.T. 1980. Distribution, abundance, and foraging patterns of ground-squirrels near Atkasook, Alaska. Arctic and Alpine Research 12:501-510.

BC Conservation Data Centre. 2007. BC species and ecosystems explorer [en ligne]. BC Ministry of Environment. http://srmapps.gov.bc.ca/apps/eswp/ (consulté le 19 Feb. 2008).

Beauvais, G.P. et Buskirk, S. 1999. Modifying estimates of sampling effort to account for sprung traps. Wildlife Society Bulletin 27:39-43.

Beck, P.S.A. et Goetz, S.J. 2011. Satellite observations of high northern latitude vegetation productivity changes between 1982 and 2008: ecological variability and regional differences. Environmental Research Letters 6.

Behinke, R.H. 2000. Equilibrium and non-equilibrium models of livestock population dynamics in pastoral Africa: their relevance to arctic grazing systems. Rangifer Special Issue 20:141-152.

Berger, T.R. 1977. Northern frontier, northern homeland: the report of the Mackenzie Valley pipeline inquiry (volume 2, terms and conditions). Supply and Services Canada. Ottawa, ON. 268 p.

Bergerud, A.T., Luttich, S.N. et Camps, L. 2008. The return of the caribou to Ungava. McGill-Queen's University Press. Montréal, QC. 586 p.

Berkes, F. 1998. Indigenous knowledge and resource management systems in the Canadian Subarctic. *Dans* Linking social and ecological management systems: management practices and social mechanisms. Folke, C. (éd.). Cambridge University. Cambridge, UK. pp. 98-128.

Bertram, D.F., Mackas, D.L. et McKinnell, S.M. 2001. The seasonal cycle revisited: interannual variation and ecosystem consequences. Progress in Oceanography 49:283-307.

Bety, J., Gauthier, G., Korpimaki, E. et Giroux, J.F. 2002. Shared predators and indirect trophic interactions: lemming cycles and arctic-nesting geese. Journal of Animal Ecology 71:88-98.

Bhatt, U.S., Walker, D.A., Raynolds, M.K., Comiso, J.C., Epstein, H.E., Jia, G.S., Gens, R., Pinzon, J.E., Tucker, C.J., Tweedie, C.E. et Webber, P.J. 2010. Circumpolar arctic tundra vegetation change is linked to sea ice decline. Earth Interactions 14:1-20.

Bigelow, N.H., Brubaker, L.B., Edwards, M.E., Harrison, S.P., Prentice, I.C., Anderson, P.M., Andreev, A.A., Bartlein, P.J., Christensen, T.R., Cramer, W., Kaplan, J.O., Lozhkin, A.V.,

Matveyeva, N.V., Murray, D.F., McGuire, A.D., Razzhivin, V.Y., Ritchie, J.C., Smith, B., Walker, D.A., Gajewski, K., Wolf, V., Holmqvist, B.H., Igarashi, Y., Kremenetskii, K., Paus, A., Pisaric, M.F.J. et Volkova, V.S. 2003. Climate change and Arctic ecosystems: 1. vegetation changes north of 55°N between the last glacial maximum, mid-Holocene, and present. Journal of Geophysical Research 108 (D19):(11-1)-(11-25).

Bilodeau, F., Reid, D., Gauthier, G., Krebs, C.J., Berteaux, D. et Kenny, A. 2013a. Demographic response of tundra small mammals to a snow fencing experiment. Oikos . In press.

Bilodeau, F., Gauthier, G. et Berteaux, D. 2013b. The effect of snow cover on lemming population cycles in the Canadian high Arctic. Oecologia . In press.

BirdLife International. 2010. State of the world's birds. [en ligne]. BirdLife International. http://www.biodiversityinfo.org (consulté le 28 Apr. 2010).

Bjork, R.G. et Molau, U. 2007. Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. Arctic Antarctic and Alpine Research 39:34-43.

Black, S. (éd.). 2002. Canada's Western Arctic. Western Arctic Handbook Committee. Inuvik.

Blake, J.E., McLean, B.D. et Gunn, A. 1991. Yersiniosis in free-ranging muskoxen on Banks Island, Northwest Territories, Canada. Journal of Wildlife Diseases 27:527-533.

Blanco, D.E., Yorio, P., Petracci, P.F. et Pugnali, G. 2006. Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of the Buenos Aires Province, Argentina. Waterbirds 29:381-390.

Bliss, L.C. et Matveyeva, N. 1992. Circumpolar Arctic vegetation. *Dans* Arctic ecosystems in a changing climate: an ecophysiological perspective. Chapin III, F.S., Jefferies, R.L., Reynolds, J.F., Shaver, G.R., Svoboda, J. et Chu, E.W. (éd.). Academic Press. San Diego, CA. pp. 59-89.

Boertmann, D., Forchhammer, M., Olesen, C.R., Aastrup, P. et Thing, H. 1992. The Greenland muskox population status 1990. Rangifer 12:5-12.

Bolen, E. 1998. Tundra. *Dans* Ecology of North America. John Wiley & Sons Inc. New York, NY. Chapitre 2. pp. 19-64.

Bone, R.M. 1992. The geography of the Canadian North. Oxford University Press. Toronto. 284 p.

Bonesteel, S. 2006. Canada's relationship with Inuit: A history of policy and program development. Edited by Anderson, E . Prepared by Pulblic History Inc. for Indian and Northern Affairs Canada. 237 p.

Bonsal, B. et Shabbar, A. 2011. Oscillations climatiques à grande échelle ayant une incidence sur le Canada, de 1900 à 2008. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 4. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. iii + 15 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Bonsal, B.R., Prowse, T.D., Duguay, C.R. et Lacroix, M.P. 2006. Impacts of large-scale teleconnections on freshwater-ice break/freeze-up dates over Canada. Journal of Hydrology 330:340-353.

Boonstra, R., Krebs, C.J. et Kenney, A. 1996. Why lemmings have indoor plumbing in summer. Canadian Journal of Zoology 74:1947-1949.

Boulanger, J., Gunn, A., Adamczewski, J. et Croft, B. 2011a. A data-driven demographic model to explore the decline of Bathurst Caribou Herd. Journal of Wildlife Management 75:883-896.

Boulanger, J., Gunn, A., Adamczewski, J. et Croft, B. 2011b. Estimation of population size for wolverines at Daring Lake, Northwest Territories, using DNA based mark-recapture methods. Journal of Wildlife Management (Suppl. 2) 75:883-896.

Boulanger, J. et Mulders, R. 2013. Analysis of wolverine DNA mark-recapture sampling at Daring Lake, Diavik, and Ekati, Northwesst Territories, from 2005 to 2011. Integrated Ecological Research, Nelson, BC, and Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 28 p.

Boulanger, J., Poole, K., Fournier, B., Wierzchoswski, J., Gaines, T. et Gunn, A. 2004. Assessment of Bathurst caribou movements and distribution in the Slave Geological Province. Manuscript Report n° 158. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 108 p.

BQCMB. 2004. Protecting calving grounds, post-calving areas and other important habitats for Beverly and Qamanirjuaq caribou: a position paper. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board annual report, 2007-2008. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 26 p.

BQCMB. 2010. Mining interests on the caribou ranges [en ligne]. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. http://www.arctic-caribou.com/mining.html (consulté le 11 Apr. 2011).

BQCMB. 2011. BQCMB Caribou Workshop February 2010 overview report: challenges facing the Beverly and Qamanirjuaq caribou herds and some possible solutions. Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Stonewall, MB. 26 p.

Bradley, M., Gunn, A. et Dragon, J. 2001. Numbers and abundance of muskoxen east of Artillery Lake, NWT. July 1998. Manuscript Report n° 141. Department of Environment and Natural Resources, Northwest Territories.

Braune, B. 2008. NCP synopsis. Technical Background Reports: Ecosystem Status and Trends Report for Canada (in preparation).

Brooks, D.R. et Hoberg, E.P. 2007. How will global climate change affect parasite-host assemblages? Trends in Parasitology 23:571-574.

Broughton, E., Choquette, L.P.E., Cousineau, J.G. et Miller, F.L. 1970. Brucellosis in reindeer, *Rangifer tarandus L.*, and the migratory barren-ground caribou, *Rangifer tarandus groenlandicus (L.)*, in Canada. Revue canadienne de zoologie 48:1023-1027.

Brouwer, J., Baker, N.E. et Trolliet, B. 2003. Estimating bird population sizes and trends: what are the hard data, what are the unavoidable assumptions? A plea for good documentation. Wader Study Group Bulletin 100:197-201.

Brown, G.S., Landriault, L., Sleep, D.J.H. et Mallory, F.F. 2007a. Comment arising from a paper by Wittmer et al.: hypothesis testing for top-down and bottom-up effects in woodland caribou population dynamics. Oecologia 154:485-492.

Brown, J., Hinkel, K.M. et Nelson, F.E. 2000. The Circumpolar Active Layer Monitoring (CALM) program: research designs and initial results. Polar Geography 24:166-258.

Brown, R., Derksen, C. et Wang, L. 2007b. Assessment of spring snow cover duration variability over Northern Canada from satellite datasets. Remote Sensing of Environment 111:367-381.

Brown, R.D. et Braaten, R.O. 1998. Spatial and temporal variability of Canadian monthly snow depths, 1946-1995. Atmosphere-Ocean 36:37-54.

Brown, R.D. et Mote, P.W. 2009. The response of Northern Hemisphere snow cover to a changing climate. Journal of Climate 22:2124-2145.

Brown, S., Bart, J., Lanctot, R.B., Johnson, J.A., Kendall, S., Payer, D. et Johnson, J. 2007c. Shorebird abundance and distribution on the coastal plain of the Arctic National Wildlife Refuge. Condor 109:1-14.

Brown, S.C., Hickey, C., Harrington, B.A. et Gill, R.E. 2001. United States shorebird conservation plan. Édition 2. Manomet Centre for Conservation Sciences. Manomet, MA. 64 p.

Buermann, W., Anderson, B., Tucker, C.J., Dickinson, R.E., Lucht, W., Potter, C.S. et Myneni, R.B. 2003. Interannual covariability in Northern Hemisphere air temperatures and greenness associated with El Niño Southern Oscillation and the Arctic Oscillation. Journal of Geophysical Research Atmospheres 108.

Bureau of Land Management. 2012. National Petroleum Reserve-Alaska: Final integrated activity plan/environmental impact statement. US Department of the Interior. Anchorage, AK.

Burgess, D.O., Sharp, M.J., Mair, D.W.F., Dowdeswell, J.A. et Benham, T.J. 2005. Flow dynamics and iceberg calving rates of Devon Ice Cap, Nunavut, Canada. Journal of Glaciology 51:219-230.

Burn, C.R. et Kokelj, S.V. 2009. The environment and permafrost of the Mackenzie Delta area. Permafrost and Periglacial Processes 20:83-105.

Burn, C.R. et Lewkowicz, A.G. 1990. Canadian Landform Examples .17. Retrogressive thaw slumps. Canadian Geographer-Geographe Canadien 34:273-276.

Burn, C.R. et Zhang, Y. 2009. Permafrost and climate change at Herschel Island (Qikiqtaruq), Yukon Territory, Canada. Journal of Geophysical Research-Earth Surface 114.

Burn, D.H. 2008. Climatic influences on streamflow timing in the headwaters of the Mackenzie River Basin. Journal of Hydrology 352:225-238.

Burnham, K.K. et Newton, I. 2011. Seasonal movements of *Gyrfalcons falco* rusticolus include extensive periods at sea. Ibis 153:468-484.

Butcher, G.S. et Niven, D.K. 2007. Combining data from the Christmas Bird Count and the Breeding Bird Survey to determine the continental status and trends of North America birds. National Audubon Society. Ivyland, PA. 34 p.

Buttler, I. 2009. Avian cholera among Arctic breeding common eiders, *Somateria mollissima*, temporal dynamics and the role of handling stress on reproduction and survival. Thèse (M.Sc.). Carleton University. Ottawa, ON. 83 p.

Caccianiga, M. et Payette, S. 2006. Recent advance of white spruce (*Picea glauca*) in the coastal tundra of the eastern shore of Hudson Bay (Quebec, Canada). Journal of Biogeography 33:2120-2135.

CAFF. 2013. Arctic biodiversity assessment: status and trends in Arctic biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna. Akureyri, Iceland. S95 p.

Callaghan, T., Bjorn, L.O., Chapin III, F.S., Chernov, Y., Christensen, T.R., Huntley, B., Ims, R., Johansson, M., Riedlinger, D.J., Jonasson, S., Matveyeva, N., Oechel, W.C., Panikov, N. et Shaver, G.R. 2005a. Arctic tundra and polar desert ecosystems. *Dans* Arctic climate impact assessment. Symon, C., Arris, L. et Heal, B. (éd.). Cambridge University Press. New York, NY. Chapitre 7. pp. 243-352.

Callaghan, T.V., Bjorn, L.O., Chapin III, F.S., Chernov, Y., Christensen, T.R., Huntley, B., Ims, R.A., Johansson, M., Riedlinger, D.J., Jonasson, S., Matveyeva, N.V., Oechel, W., Panikov, N., Shaver, G.R., Elster, J., Henttonen, H., Jonsdottir, I.S., Laine, K., Schaphoff, S., Taulavuori, E., Taulavuori, K. et Zockler, C. 2005b. Arctic tundra and polar desert ecosystems. *Dans* Arctic climate impact assessment. Symon, C., Arris, L. et Heal, B. (éd.). Cambridge University Press. New York, NY. Chapitre 7. pp. 243-352.

Callaghan, T.V., Johansson, M., Brown, R.D., Groisman, P.Y., Labba, N., Radionov, V., Barry, R.G., Bulygina, O.N., Essery, R.L.H., Frolov, D.M., Golubev, V.N., Grenfell, T.C., Petrushina, M.N., Razuvaev, V.N., Robinson, D.A., Romanov, P., Shindell, D., Shmakin, A.B., Sokratov, S.A., Warren, S. et Yang, D.Q. 2011a. The changing face of arctic snow cover: a synthesis of observed and projected changes. Ambio 40:17-31.

Callaghan, T.V., Johansson, M., Brown, R.D., Groisman, P.Y., Labba, N., Radionov, V., Bradley, R.S., Blangy, S., Bulygina, O.N., Christensen, T.R., Colman, J.E., Essery, R.L.H., Forbes, B.C., Forchhammer, M.C., Golubev, V.N., Honrath, R.E., Juday, G.P., Meshcherskaya, A.V., Phoenix, G.K., Pomeroy, J., Rautio, A., Robinson, D.A., Schmidt, N.M., Serreze, M.C., Shevchenko, V.P., Shiklomanov, A.I., Shmakin, A.B., Skold, P., Sturm, M., Woo, M.K. et Wood, E.F. 2011b. Multiple effects of changes in arctic snow cover. Ambio 40:32-45.

Callaghan, T.V., Tweedie, C.E., Akerman, J., Andrews, C., Bergstedt, J., Butler, M.G., Christensen, T.R., Cooley, D., Dahlberg, U., Danby, R.K., Daniels, F.J.A., de Molenaar, J.G., Dick, J., Mortensen, C.E., Ebert-May, D., Emanuelsson, U., Eriksson, H., Hedenas, H., Henry, G.H.R., Hik, D.S., Hobbie, J.E., Jantze, E.J., Jaspers, C., Johansson, C., Johansson, M., Johnson, D.R., Johnstone, J.F., Jonasson, C., Kennedy, C., Kenney, A.J., Keuper, F., Koh, S., Krebs, C.J., Lantuit, H., Lara, M.J., Lin, D., Lougheed, V.L., Madsen, J., Matveyeva, N., Mcewen, D.C., Myers-Smith, I.H., Narozhniy, Y.K., Olsson, H., Pohjola, V.A., Price, L.W., Riget, F., Rundqvist, S., Sandstrom, A., Tamstorf, M., Van Bogaert, R., Villarreal, S., Webber, P.J. et Zemtsov, V.A. 2011c. Multi-decadal changes in tundra environments and ecosystems: synthesis of the international polar year-back to the future project (IPY-BTF). Ambio 40:705-716.

Cameron, R.D., Smith, W.T., White, R.G. et Griffith, B. 2005. Central Arctic caribou and petroleum development: distributional, nutritional, and reproductive implications. Arctic 58:1-9.

Campbell, M. et Setterington, M. 2001. The re-evaluation of Kivalliq and Northeast Kitikmeot muskox (*Ovibos moschatus*) populations, management zones, and quotas. Technical Report Series 2001 nº 1-02. Department of Sustainable Development, Nunavut Wildlife Service. Arviat, NU. 97 p.

Cannings, S., Anions, M., Rainier, R. et Stein, B. 2013. Our home and native land: Canadian species of global conservation concern. NatureServe Canada. Ottawa, ON. 39 p.

Carmichael, L.E., Krizan, J., Nagy, J.A., Dumond, M., Johnson, D., Veitch, A. et Strobeck, C. 2008. Northwest passages: conservation genetics of arctic island wolves. Conservation Genetics 9:879-892.

Carmichael, L.E., Krizan, J., Nagy, J.A., Fuglei, E., Dumond, M., Johnson, D., Veitch, A., Berteaux, D. et Strobeck, C. 2007. Historical and ecological determinants of genetic structure in arctic canids. Molecular Ecology 16:3466-3483.

Carmichael, L.E., Nagy, J.A., Larter, N.C. et Strobeck, C. 2001. Prey specialization may influence patterns of gene flow in wolves of the Canadian Northwest. Molecular Ecology 10:2787-2798.

Carroll, M.L., Townshend, J.R.G., DiMiceli, C.M., Loboda, T. et Sohlberg, R.A. 2011. Shrinking lakes of the Arctic: spatial relationships and trajectory of change. Geophysical Research Letters 38.

Case, R. et Stevenson, J. 1991. Observation of barren-ground grizzly bear, *Ursus arctos*, Predation on Muskoxen, *Ovibos moschatus*, in the Northwest-Territories. Canadian Field-Naturalist 105:105-106.

Caughley, G. et Gunn, A. 1993. Dynamics of large herbivores in deserts - kangaroos and caribou. Oikos 67:47-55.

CCEA. 2009. Système de Rapport et de Suivi pour les Aires de Conservation (SRSAC), v.2009.05 [en ligne]. Conseil canadien des aires écologiques. http://ccea.org/fr_carts.html (consulté le 5 Nov. 2009).

Chan, J., Baxter, C. et Wenman, W.M. 1989. Brucellosis in an Inuit child, probably related to caribou meat consumption. Scandinavian Journal of Infectious Diseases 21:337-338.

Chapin III, F.S., Sturm, M., Serreze, M.C., McFadden, J.P., Key, J.R., Lloyd, A.H., McGuire, A.D., Rupp, T.S., Lynch, A.H., Schimel, J.P., Beringer, J., Chapman, W.L., Epstein, H.E., Euskirchen, E.S., Hinzman, L.D., Jia, G., Ping, C.L., Tape, K.D., Thompson, C.D.C., Walker, D.A. et Welker, J.M. 2005. Role of land-surface changes in Arctic summer warming. Science 310:657-660.

Chapin, F.S., Shaver, G.R., Giblin, A.E., Nadelhoffer, K.J. et Laundre, J.A. 1995. Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. Ecology 76:694-711.

Chen, W., Russell, D., Gunn, A., Croft, B., Chen, W.R., Fernandes, R., Zhao, H., Li, J., Zhang, Y., Koehler, K., Ithof, I., Fraser, R.H., Leblanc, S.G., Henry, G.R., White, R.G. et Finstad, G.L. 2013. Monitoring habitat condition changes during winter and pre-calving migration for Bathurst caribou in northern Canada. Biodiversity 14:36-44.

Choquette, L.P.E., Broughton, E., Miller, F.L., Gibbs, H.C. et Cousineau, J.G. 1967. Besnoitiosis in barren-ground caribou in northern Canada. Revue vétérinaire canadienne 8:282-287.

Chouinard, C., Fortier, R. et Mareschal, J.C. 2007. Recent climate variations in the subarctic inferred from three borehole temperature profiles in northern Quebec, Canada. Earth and Planetary Science Letters 263:355-369.

Chubbs, T.E. et Brazil, J. 2007. The occurrence of muskoxen, *Ovibos moshatus*, in Labrador. Canadian Field-Naturalist, Vol. 121, pp. 81- 84.

Chubbs, T.E. et Schaefer, J.A. 1997. Population growth of moose (*Alces alces*) in Labrador. Canadian Field Naturalist 111:238-242.

Clarkson, P.L. et Liepins, I.S. 1994. Grizzly bear population estimate and characteristics in the Anderson and Horton rivers area, Northwest Territories, 1987-89. *Dans* Part 1: A Selection of Papers from the Ninth International Conference on Bear Research and Management. Bears: their biology and management. Missoula, MT. 23-28 February 1992. pp. 213-221.

Clein, J.S., Kwiatkowski, B.L., McGuire, A.D., Hobbie, J.E., Rastetter, E.B., Melillo, J.M. et Kicklighter, D.W. 2000. Modelling carbon responses of tundra ecosystems to historical and projected climate: a comparison of a plot- and a global-scale ecosystem model to identify process-based uncertainties. Global Change Biology 6:127-140.

Cluff, D. 2004. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Communication personnelle.

Coe, J.M. et Rogers, D.B. 1997. Marine debris: sources, impacts and solutions. Springer Publishers. New York, NY. 432 p.

Colgan, W. et Sharp, M. 2008. Combined oceanic and atmospheric influences on net accumulation on Devon Ice Cap, Nunavut, Canada. Journal of Glaciology 54:28-40.

Comité sur la sauvagine du Service canadien de la faune. 2008. Situation des populations d'oiseaux migrateurs considérés comme gibier au Canada: Novembre 2008. Rapport du SCF sur la réglementation concernant les oiseaux migrateurs n° 25. Environnement Canada. Ottawa, ON. 99 p.

Comité technique de l'ours blanc. 2013. Estimations de l'abondance des ours polaires par population au Canada. Compilation de données publiées et non publiées provenant de plusieurs sources.

Commission géologique du Canada. 1994. Matériaux superficiels du Canada, carte 1880A [en ligne]. Ressources naturelles Canada. http://geoscan.ess.nrcan.gc.ca/starweb/geoscan/servlet.starweb (consulté le 23 Oct. 2009).

Community of Paulatuk, Wildlife Management Advisory Council (NWT) et Joint Secretariat. 2008. Paulatuk community conservation plan. 142 p.

Condon, R.G., Collings, P. et Wenzel, G. 1995. The best part of life: subsistence hunting, ethnicity, and economic adaptation among young adult Inuit males. Arctic 48:31-46.

Coral Harbour. 2011. Coral Harbour, the legendary Canadian North [en ligne]. Coral Harbour. http://www.coralharbour.ca/coralharbour_wildlife.html (consulté le 21 May 2011).

Cornelissen, J.H.C., van Bodegom, P.M., Aerts, R., Callaghan, T.V., Van Logtestijn, R.S., Alatalo, J.M., Chapin, F.S., III, Gerdol, R., Gudmundsson, J., Gwynn-Jones, D., Hartley, A.E., Hik, D.S., Hofgaard, A., Jonsdottir, I., Karlsson, S., Klein, J.A., Laundre, J., Magnusson, B.,

Michelsen, A., Molau, A., Onipchenko, V.G., Quested, H.M., Sandvik, S.M., Schmidt, I.K., Shaver, G.R., Solheim, B., Soudzilovskaia, N.A., Stenstrom, A., Tolvanen, A., Totland, O., Wada, N., Welker, J.M. et Zhao, X. 2007. Global negative vegetation feedback to climate warming responses of leaf litter decomposition rates in cold biomes. Ecology Letters 10:619-627.

COSEPAC. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le carcajou (Gulo gulo) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vi + 41 p.

COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou de Peary *Rangifer tarandus pearyi* et le caribou de la toundra *Rangifer tarandus groenlandicus* (population de Dolphin-et-Union) au Canada - Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. 101 p.

COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours blanc (Ursus maritimus) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. 84 p.

COSEPAC. 2011. Designatable units for caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada. Comité sur la situation des especes en péril au canada. Ottawa. 88 p.

COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours grizzli (*Ursus arctos*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 84 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_e.cfm).

Couturier, S., Côté, S.D., Huot, J. et Otto, R. 2009a. Body-condition dynamics in a northern ungulate gaining fat in winter. Revue canadienne de zoologie 87:367-378.

Couturier, S., Côté, S.D., Otto, R., Weladji, R.B. et Huot, J. 2009b. Variation in calf body mass in migratory caribou: the role of habitat, climate, and movements. Journal of Mammalogy 90:442-452.

Crawford, R.M.M. 2008. Plants at the margin: ecological limits and climate change. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 478 p.

Culp, J.M., Prowse, T.D. et Luiker, E.A. 2005. Mackenzie River Basin. *Dans* Rivers of North America. Benke, A.C. et Cushing, C.E. (éd.). Elsevier Academic Press. London, UK. Chapitre 18. pp. 805-849.

Damas, D. 2002. Arctic migrants/Arctic villagers: the transformation of Inuit settlement in the central Arctic. McGill-Queen's University Press. Montreal, QC and Kingston, ON. McGill-Queen's native and northern series: 32. 336 p.

Danks, H.V. 1992. Arctic insects as indicators of environmental change. Arctic 45:159-166.

Danks, H.V. 2004. Seasonal adaptations in arctic insects. Integrative and Comparative Biology 44:85-94.

Davison, T., Pongracz, J. et Williams, J. En prép. Caribou and muskox survey on Banks Island and northwest Victoria Island, 2010 summary. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT.

Davison, T., Pongracz, J. et Williams, J. 2013. Population survey of Peary caribou *(Rangifer tarandus pearyi*) and muskoxen (*Ovibos moschatus*) on Banks Island, Northwest Territories, July 2010. Rangifer 33:135-140.

Davison, T. et Williams, J. 2012. Caribou and muskoxen survey on Melville and Prince Patrick Island, 2012 summary. Community summary. Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT. 6 p. Provided with comments on SARC report (draft 3) on Peary Caribou. October, 2012.

Davison, T. et Williams, J. 2013. Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) and muskoxen (*Ovibos moschatus*) on northwest Victoria Island, Northwest Territories. Rangifer 33:129-134.

Dawson, J. 2012. Cruise tourism in Arctic Canada [en ligne]. University of Ottawa. http://artsites.uottawa.ca/ctac/ (consulté le 7 July 2013).

Delany, S. et Scott, D. 2006. Waterbird population estimates. Édition 4. Wetlands International. Wageningen, Pays-Bas. viii + 23 p.

Department of Environment. 2013a. Statutory report on wildlife to the Nunavut Legislative Assembly, Section 176 of the Wildlife Act. Government of Nunavut. Iqaluit, NU. 75 p.

Department of Environment. 2013b. Working together for Baffin Island caribou: workshop report. Government of Nunavut.

Department of Environment and Natural Resources. 2006. Caribou forever - our heritage, our responsibility: a barren-ground caribou management strategy for the Northwest Territories 2006-2010. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 38 p.

Derksen, C. et Brown, R. 2012. Spring snow cover extent reductions in the 2008-2012 period exceeding climate model projections. Geophysical Research Letters 39:1-6.

Derocher, A.E., Lunn, N.J. et Stirling, I. 2004. Polar bears in a warming climate. Integrative and Comparative Biology 44:163-176.

Déry, S.J., Hernandez-Henriquez, M.A., Burford, J.E. et Wood, E.F. 2009. Observational evidence of an intensifying hydrological cycle in northern Canada. Geophysical Research Letters 36 L13402.

Déry, S.J., Mlynowski, T.J., Hernandez-Henriquez, M.A. et Straneo, F. 2011. Interannual variability and interdecadal trends in Hudson Bay streamflow. Journal of Marine Systems 88:341-351.

Déry, S.J., Stieglitz, M., McKenna, E.C. et Wood, E.F. 2005. Characteristics and trends of river discharge into Hudson, James, and Ungava bays, 1964-2000. Journal of Climate 18:2540-2557.

Déry, S.J. et Wood, E.F. 2005. Decreasing river discharge in Northern Canada. Geophysical Research Letters 32, L10401, 4 p.

Descamps, S., Jenouvrier, S., Gilchrist, H.G. et Forbes, M.R. 2012. Avian cholera, a threat to the viability of an Arctic seabird colony? PLoS One 7.

Deslippe, J.R., Egger, K.N. et Henry, G.H.R. 2005. Impacts of warming and fertilization on nitrogen-fixing microbial communities in the Canadian high Arctic. FEMS microbiology ecology 53:41-50.

Deslippe, J.R., Hartmann, M., Mohn, W.W. et Simard, S.W. 2011. Long-term experimental manipulation of climate alters the ectomycorrhizal community of *Betula nana* in Arctic tundra. Global Change Biology 17:1625-1636.

Deslippe, J.R., Hartmann, M., Simard, S.W. et Mohn, W.W. 2012. Long-term warming alters the composition of Arctic soil microbial communities. FEMS microbiology ecology 82:303-315.

Dickey, M.H., Gauthier, G. et Cadieux, M.C. 2008. Climatic effects on the breeding phenology and reproductive success of an arctic-nesting goose species. Global Change Biology 14:1973-1985.

Dietz, R., Sonne, C., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T., Letcher, R.J., Scheuhammer, T., Andersen, M., Andreasen, C., Andriashek, D., Asmund, G., Aubail, A., Baagoe, H., Born, E.W., Chan, H.M., Derocher, A.E., Grandjean, P., Knott, K., Kirkegaard, M., Krey, A., Lunn, N., Messier, F., Obbard, M., Olsen, M.T., Ostertag, S., Peacock, E., Renzoni, A., Riget, F.F., Skaare, J.U., Stern, G., Stirling, I., Taylor, M., Wiig, O., Wilson, S. et Aars, J. 2013. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? Science of the Total Environment 443:775-790.

DND. 2001. The distant early warning line clean up project [en ligne]. Department of National Defence. http://www.forces.gc.ca/site/news-nouvelles/view-news-afficher-nouvelles-eng.asp?id=205 (consulté le 17 Mar. 2009).

Donaldson, G., Hyslop, C., Morrison, R.I.G., Dickson, D.L. et Davidson, I. 2000. Plan canadien de conservation des oiseaux de rivage. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Ottawa, ON. ii + 28 p.

Donaldson, S.G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P., Boucher, O., Bowers, W., Chan, L., Dallaire, F., Dallaire, R., Dewailly, E., Edwards, J., Egeland, G.M., Fontaine, J., Furgal, C., Leech, T., Loring, E., Muckle, G., Nancarrow, T., Pereg, D., Plusquellec, P., Potyrala, M., Receveur, O. et Shearer, R.G. 2010. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 408:5165-5234.

Douglas, M.S.V. et Smol, J.P. 1999. Freshwater diatoms as indicators of environmental change in the high Arctic. *Dans* The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences. Stoermer, E.F. et Smol, J.P. (éd.). Cambridge University Press. Cambridge, UK. pp. 227-244.

Douglas, M.S.V., Smol, J.P. et Blake, W. 1994. Marked post-18th century environmental change in High Arctic ecosystems. Science 266:416-419.

Downes, C., Blancher, P. et Collins, B. 2011. Tendances relatives aux oiseaux terrestres au Canada, de 1968 à 2006. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n^{o} 12. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. xi + 118 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Dubey, J.P. et Beattie, C.P. 1988. Toxoplasmosis of animals and man. CRC Press. Boca Raton, Florida. 220 p.

Dubey, J.P., Reichard, M.V., Torretti, L., Garvon, J.M., Sundar, N. et Grigg, M.E. 2010. Two new species of Sarcocystis (Apicomplexa: Sarcocystidae) infecting the wolverine (*Gulo gulo*) from Nunavut, Canada. Journal of Parasitology 96:972-976.

Duchesne, D., Gauthier, G. et Berteaux, D. 2011. Habitat selection, reproduction and predation of wintering lemmings in the Arctic. Oecologia 167:967-980.

Ducrocq, J., Beauchamp, G., Kutz, S., Simard, M., Taillon, J., Cote, S.D., Brodeur, V. et Lair, S. 2013. Variables associated with besnoitia tarandi prevalence and cyst density in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus*) populations. Journal of Wildlife Diseases 49:29-38.

Duerden, F. et Kuhn, R.G. 1998. Scale, context and application of traditional knowledge of the Canadian North. Polar Record 34:31-38.

Dumond, M. 2006. Review of muskox status in the Kitikmeot Region of Nunavut. Interim Wildlife Report nº 6. Government of Nunavut, Department of Environment. Iqaluit. 29 p. Working draft.

Dumond, M. 2007a. Muskox distribution and abundance in the area between Bathurst Inlet and the Coppermine River, Kitikmeot Region, Nunavut (mx19 and west of mx14). Status Report nº 35. Government of Nunavut, Department of Environment. Iqaluit. 26 p.

Dumond, M. 2007b. Muskox distribution and abundance in the area west of the Coppermine River, Kitikmeot Region, Nunavut. Status Report nº 33. Government of Nunavut, Department of Environment. Iqaluit. 31 p.

Dumond, M. 2007c. Muskox distribution and abundance on the Boothia Peninsula, Kitikmeot Region. Status Report nº 34. Government of Nunavut, Department of Environment. Iqaluit. 25 p.

Dumond, M. 2011. Information sur les relevés du caribou au Nunavut et sur les niveaux de prélèvement. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Kugluktuk, NU. Communication personnelle.

Dumond, M., Algona, B., Bolt, C., Bolt, M., Ivarluk, J., Klengenberg, S., Taktogon, P., Adjun, C., Atatahak, G., Niptanatiak, A., Campbell, M., Torretti, L., Himiak, J. et Taptuna, P. 2009. Western Kitikmeot caribou workshop. Technical Report. Department of Environment, Government of Nunavut. 47 p.

Dunbar, M. 1973. Stability and fragility in arctic ecosystems. Arctic 26:178-185.

Durner, G.M., Douglas, D.C., Nielson, R.M., Amstrup, S.C., McDonald, T.L., Stirling, I., Mauritzen, M., Born, E.W., Wiig, O., DeWeaver, E., Serreze, M.C., Belikov, S.E., Holland, M.M., Maslanik, J., Aars, J., Bailey, D.A. et Derocher, A.E. 2009. Predicting 21st-century polar bear habitat distribution from global climate models. Ecological Monographs 79:25-58.

Dye, D.G. 2002. Variability and trends in the annual snow-cover cycle in Northern Hemisphere land areas, 1972-2000. Hydrological Processes 16:3065-3077.

Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M. et Boutin, S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in Northeastern Alberta. Canadian Journal of Zoology 80:839-845.

Dyke, A.S. 2004. An outline of North American deglaciation with emphasis on central and northern Canada. *Dans* Quaternary glaciations, extent and chronology. Part II. North America. Ehlers, J. et Gibbard, P.L. (éd.). Elsevier. Amsterdam. pp. 373-424.

Dyurgerov, M.B. et Carter, C.L. 2004. Observational evidence of increases in freshwater inflow to the Arctic Ocean. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 36:117-122.

Eamer, J., Donaldson, G.M., Gaston, A.J., Kosobokova.K.N., Larusson, K.F., Melnikov, I.A., Reist, J.D., Richardson, E., Staples, L. et von Quillfeldt, C.H. 2013. Life linked to ice: A guide to sea-ice-associated biodiversity in this time of rapid change. Conservation of Arctic Flora and Fauna. Iceland. 115 p. In Press.

Eamer, J. et Russell, D. (éd.). 2013. CARMA 8, Moving forward: knowledge to action (conference proceedings). CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network, December 4-6, 2012. Vancouver, BC.

Edwards, K.A., McCulloch, J., Kershaw, G.P. et Jefferies, R.L. 2006. Soil microbial and nutrient dynamics in a wet arctic sedge meadow in late winter and early spring. Soil Biology and Biochemistry 38:2843-2851.

Edwards, M.A. 2006. Habitat and movement ecology of grizzly bears in the Mackenzie Delta, NWT. Infonorth 453-456.

Elmendorf, S.C., Henry, G.H.R., Hollister, R.D., Bjork, R.G., Bjorkman, A.D., Callaghan, T.V., Collier, L.S., Cooper, E.J., Cornelissen, J.H.C., Day, T.A., Fosaa, A.M., Gould, W.A., Gretarsdottir, J., Harte, J., Hermanutz, L., Hik, D.S., Hofgaard, A., Jarrad, F., Jonsdottir, I.S., Keuper, F., Klanderud, K., Klein, J.A., Koh, S., Kudo, G., Lang, S.I., Loewen, V., May, J.L., Mercado, J., Michelsen, A., Molau, U., Myers-Smith, I.H., Oberbauer, S.F., Pieper, S., Post, E., Rixen, C., Robinson, C.H., Schmidt, N.M., Shaver, G.R., Stenstrom, A., Tolvanen, A., Totland, O., Troxler, T., Wahren, C.H., Webber, P.J., Welker, J.M. et Wookey, P.A. 2012a. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. Ecology Letters 15:164-175.

Elmendorf, S.C., Henry, G.H., Hollister, R.D., Bjork, R.G., Boulanger-Lapointe, N., Cooper, E.J., Cornelissen, J.H., Day, T.A., Dorrepaal, E., Elumeeva, T.G., Gill, M., Gould, W.A., Harte, J., Hik, D.S., Hofgaard, A., Johnson, D.R., Johnstone, J.F., Jonsdottir, I.S., Jorgenson, J.C., Klanderud, K., Klein, J.A., Koh, S., Kudo, G., Lara, M., Levesque, E., Magnusson, B., May, J.L., Mercado-Diaz, J.A., Michelsen, A., Molau, U., Myers-Smith, I.H., Oberbauer, S.F., Onipchenko, V.G., Rixen, C., Schmidt, N.M., Shaver, G.R., Spasojevic, M.J., Porhallsdottir, P.E., Tolvanen, A., Troxler, T., Tweedie, C.E., Villareal, S., Wahren, C.H., Walker, X., Webber, P.J., Welker, J.M. et Wipf, S. 2012b. Plot-scale evidence of tundra vegetation change and links to recent summer warming. Nature Climate Change 2:453-457.

Elmqvist, T., Berkes, F., Folke, C., Angelstam, P., Crépin, A.S. et Niemelä, J. 2004. The dynamics of ecosystems, biodiversity management and social institutions at high northern latitudes. AMBIO: a Journal of the Human Environment 33:350-355.

Elton, C.S. 1924. Periodic fluctuations in the numbers of animals: their causes and effects. Journal of Experimental Biology 2:119-163.

England, J.H., Lakeman, T.R., Lemmen, D.S., Bednarski, J.M., Stewart, T.G. et Evans, D.J.A. 2008. A millennial-scale record of Arctic Ocean sea ice variability and the demise of the Ellesmere Island ice shelves. Geophysical Research Letters 35.

Environment and Natural Resources. 2012a. Muskox in the NWT [en ligne]. Government of the Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/_live/pages/wpPages/Muskox.aspx (consulté le 7 July 2013a).

Environment and Natural Resources. 2012b. The West Kitikmeot/Slave Study Society [en ligne]. Government of the Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/_live/pages/wpPages/West_Kitikmeot_Slave_Study.aspx (consulté le 10 Dec. 20130b).

Environment and Natural Resources. 2014. Bluenose East Herd [en ligne]. Government of Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/_live/pages/wpPages/Bluenose-East_herd.aspx (consulté le 5 Jan. 2014).

Environnement Canada. 2005. Narrative descriptions of terrestrial ecozones and ecoregions of Canada [en ligne]. Environnement Canada. http://www.ec.gc.ca/soer-ree/English/framework/NarDesc/canada_e.cfm (consulté le 15 May 2008).

Environnement Canada. 2006. Un cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité pour le Canada. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. 8 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=F14D37B9-1.

Environnement Canada. 2007a. Habitats de l'Arctique menacés par les oies des neiges: problème de surpopulation [en ligne]. http://www.pnr-rpn.ec.gc.ca/nature/migratorybirds/dc00s10.fr.html

Environnement Canada. 2007b. Programme de rétablissement du Courlis esquimau (*Numenius borealis*) au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Environnement Canada. Ottawa, ON. v + 11 p.

Environnement Canada. 2009a. Analyse des données par écozone⁺ non publiée de : Système de rapport et de suivi des aires de conservation (SRSAC), v.2009.05 [en ligne]. Conseil canadien des aires écologiques. http://ccea.org/fr_main.html (consulté le 5 Nov. 2009a).

Environnement Canada. 2009b. Analyse inédite des données de population par écozone⁺ tirée de la série L'activité humaine et l'environnement de Statistique Canada, de 1971 à 2006. Gouvernement du Canada. Ottawa, ON. Les données sur le profil des collectivités ont servi à faire les adaptations nécessaires par suite de la modification des limites des écozones⁺.

Environnement Canada. 2012a. Les cours d'eau [en ligne]. http://www.ec.gc.ca/eau-water/default.asp?lang=En&n=45BBB7B8-1

Environnement Canada. 2012b. Points saillants des recherches récentes: Hausse des quantités de dioxyde de carbone dans le monde [en ligne]. http://www.ec.gc.ca/sc-cs/default.asp?lang=En&n=0EC06FB9-1#2 (consulté le 6 June 2013b).

Environnement Canada. 2013a. Rapport d'inventaire national 1990-2011: Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada - Sommaire. Gouvernement of Canada. 17 p.

Environnement Canada. 2013b. Tendances en matière d'émissions au Canada . Gouvernement du Canada. 80 p.

Environnment Canada. 2013. Greenhouse gas emissions data [en ligne]. http://www.ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?n=BFB1B398 (consulté le 7 July 2013).

Erickson, K. et Meegan, S. 2007. Results of the historical waterfowl population and distribution data collection effort: a technical report in support of the Supplemental Environmental Impact Statement (SEIS) for introduction of the FA/18 E/F Hornet aircraft to the east coast of the United States. Prepared for the U.S. Department of the Navy by Ecology and Environment Inc. Norfolk, VA. 94 p.

Euskirchen, E.S., McGuire, A.D. et Chapin, F.S. 2007. Energy feedbacks of northern high-latitude ecosystems to the climate system due to reduced snow cover during 20th century warming. Global Change Biology 13:2425-2438.

Ferguson, M.A.D. 1987. Status of Peary caribou and muskox populations on Bathurst Island, N.W.T., August 1981. Arctic 40:131-137.

Ferguson, S.H. et McLoughlin, P.D. 2000. Effect of energy availability, seasonality, and geographic range on brown bear life history. Ecography 23:193-200.

Ferguson, S.H., Stirling, I. et McLoughlin, P. 2005. Climate change and ringed seal *(Phoca hispida)* recruitment in Western Hudson Bay. Marine Mammal Science 21:121-135.

Festa-Bianchet, M., Ray, J.C., Boutin, S., Cote, S. et Gunn, A. 2011. Conservation of caribou (*Rangifer tarandus*) in Canada: an uncertain future. Revue canadienne de zoologie 89:419-434.

Fetterer, F., Knowles, K., Meier, W. et Savoie, M. 2010. Sea ice index [en ligne]. National Snow and Ice Data Center, Boulder, CO. http://nsidc.org/data/g02135.html (consulté le 4 Oct. 2010).

Fischbach, A.S., Amstrup, S.C. et Douglas, D.C. 2007. Landward and eastward shift of Alaskan polar bear denning associated with recent sea ice changes. Polar Biology 30:1395-1405.

Fisher, D., Zheng, J., Burgess, D., Zdanowicz, C., Kinnard, C., Sharp, M. et Bourgeois, J. 2012. Recent melt rates of Canadian arctic ice caps are the highest in four millennia. Global and Planetary Change 84-85:3-7.

Fisk, A.T., de Wit, C.A., Wayland, M., Kuzyk, Z.Z., Burgess, N., Letcher, R., Braune, B., Norstrom, R., Blum, S.P. et Sandau, C. 2005. An assessment of the toxicological significance of anthropogenic contaminants in Canadian arctic wildlife. Science of the Total Environment 57-93. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.01.051.

Flanner, M.G. 2013. Arctic climate sensitivity to local black carbon. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 118:1840-1851.

Flanner, M.G., Zender, C.S., Hess, P.G., Mahowald, N.M., Painter, T. et Ramanathan, V.R.P.J. 2008. Springtime warming and reduced snow cover from carbonaceous particles. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 8:19819-19859.

Forbes, B.C. 1996. Plant communities of archaeological sites, abandoned dwellings, and trampled tundra in the eastern Canadian arctic: A multivariate analysis. Arctic 49:141-154.

Forbes, B.C. 2001. Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar arctic ecosystems (vol 15, pg 958, 2001). Conservation Biology 15:954-969.

Forbes, L.B. 1991. Isolates of *Brucella suis* biovar 4 from animals and humans in Canada, 1982-1990. Revue vétérinaire canadienne 32:686-688.

Ford, J.D., Smit, B., Wandel, J. et MacDonald, J. 2006. Vulnerability to climate change in Igloolik, Nunavut: what we can learn from the past and present. Polar Record 42:127-138.

Ford, N., Campbell, M. et Lee, D. 2012. A final report to the Nunavut Wildlife Management Board on the re-evaluation of muskoxen (*Ovibos moschatus*) populations in the Kivaliq Region n° 2-10-08. Prepared by: The Rankin Inlet HTO, Nunavut Department of Environment Kivalliq Region, and Nunavut Tunngavik Inc. Rankin Inlet, NU. 21 p.

Fortier, D., Allard, M. et Shur, Y. 2007. Observation of rapid drainage system development by thermal erosion of ice wedges on Bylot Island, Canadian Arctic Archipelago. Permafrost and Periglacial Processes 18:229-243.

Fournier, B. et Gunn, A. 1998. Muskox numbers and distribution in the Northwest Territories, 1997. File Report n° 121. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NWT.

Fox, S. 1998. Inuit knowledge of climate and climate change. Thèse (M.A.). University of Waterloo. Waterloo, ON.

Fox, S. 2004. When the weather is uggianaqtuq: linking inuit and scientific observations of recent environmental change in Nunavut, Canada. Thèse (Ph.D.). University of Colorado. Boulder, CO.

Frame, P.F., Hik, D.S., Cluff, H.D. et Paquet, P.C. 2004. Long foraging movement of a denning tundra wolf. Arctic 57:196-203.

Freeman, M. 1992. The nature and variability of Traditional Ecological Knowledge. Northern Perspectives 20:9-12.

Freeman, M.M.R. 2012. Aboriginal people: Arctic [en ligne]. The Canadian Encyclopedia, Historica-Dominion. http://www.thecanadianencyclopedia.com/articles/native-people-arctic (consulté le 1 Dec. 2012).

Friesen, T.M. 2004. Contemporaneity of Dorset and Thule cultures in the North American Arctic: new radiocarbon dates from Victoria Island, Nunavut. Current Anthropology 45:685-691.

Frisen, T.M. et Arnold, C.M. 2008. The timing of the Thule migration: new dates from the Western Canadian Arctic. American Antiquity 73:527-538.

Frisk, J. 2011. Lignes directrices pour la préparation des produits du RETE - schéma de classification des terres. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 3. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. iv + 40 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Fujimura, K.E., Egger, K.N. et Henry, G.H. 2008. The effect of experimental warming on the root-associated fungal community of *Salix arctica*. Isme Journal 2:105-114.

Furgal, C., Martin, D. et Gosselin, P. 2002. Climate change and health in Nunavik and Labrador: lessons from Inuit knowledge. *Dans* The earth is faster now: Indigenous observations of

arctic environmental change. Krupnik, I. et Jolly, D. (éd.). Arctic Research Consortium of the United States. Fairbanks, AK.

Furgal, C. et Seguin, J. 2006. Climate change, health, and vulnerability in Canadian northern Aboriginal communities. Environmental Health Perspectives 114:1964-1970.

Gagnon, C.A. et Berteaux, D. 2006. Integrating traditional and scientific knowledge: Management of Canada's national park. *Dans* Climate change: Linking traditional and scientific knowledge. Riewe, R. et Oakes, J. (éd.). Aboriginal Issues Press, University of Manitoba. Winnipeg, Manitoba. pp. 209-221.

Gagnon, C.A. et Berteaux, D. 2009. Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: a question of scale. Ecology and Society 14:1-19.

Gaillard, J.M., Festa-Bianchet, M. et Yoccoz, N.G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. Trends in Ecology & Evolution 13:58-63.

Gallant, D., Slough, B.G., Reid, D.G. et Berteaux, D. 2012. Arctic fox versus red fox in the warming Arctic: four decades of den surveys in north Yukon. Polar Biology 35:1421-1431.

Gamache, I. et Payette, S. 2005. Latitudinal response of Subarctic tree lines to recent climate change in eastern Canada. Journal of Biogeography 32:849-862.

Gamberg, M. 2008. Arctic caribou and moose contaminant monitoring program. Technical Background Reports: Ecosystem Status and Trends Report for Canada. In preparation.

Gamberg, M. 2009. Arctic Caribou and Moose Contaminant Monitoring Program. *Dans* Synopsis of research conducted under the 2008-2009 Northern Contaminants Program. Smith, S., Stow, J. et Edwards, J. (éd.). Affaires indiennes et du Nord Canada. Ottawa, ON. pp. 179-184.

Gamberg, M., Braune, B., Davey, E., Elkin, B., Hoekstra, P.F., Kennedy, D., Macdonald, C., Muir, D., Nirwal, A., Wayland, M. et Zeeb, B. 2005a. Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 351:148-164.

Gamberg, M., Braune, B., Davey, E., Elkin, B., Hoekstra, P.F., Kennedy, F., Macdonald, C., Muir, D., Nirwal, A., Wayland, M. et Zeeb, B. 2005b. Spatial and temporal trends of contaminants in terrestrial biota from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 351:148-164.

Gardner, A.S., Moholdt, G., Cogley, J.G., Wouters, B., Arendt, A.A., Wahr, J., Berthier, E., Hock, R., Pfeffer, W.T., Kaser, G., Ligtenberg, S.R.M., Bolch, T., Sharp, M.J., hagen, J.O., van den Broeke, M.R. et Paul, F. 2013. A Reconciled Estimate of Glacier Contributions to Sea Level Rise: 2003 to 2009. Science 340:852-857.

Gartner Lee Limited. 2002. The Bathurst Caribou Herd: a compilation of research and monitoring. Rapport soumis à North Slave Métis Alliance. 17 p.

Gaston, A.J. 2002. Results of monitoring thick-billed murre populations in the eastern Canadian Arctic, 1976-2000. Publication hors n° 106. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Ottawa, ON. 50 p.

Gaston, A.J., Bertram, D.F., Boyne, A.W., Chardine, J.W., Davoren, G., Diamond, A.W., Hedd, A., Montevecchi, W.A., Hipfner, J.M., Lemon, M.J.F., Mallory, M.L., Rail, J.-F. et Robertson,

G.J. 2009a. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. Dossiers environnement 17:267-286.

Gaston, A.J., Gilchrist, H.G. et Hipfner, J.M. 2005. Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brunnich's guillemot *(Uria lomvia* L.*)*. Journal of Animal Ecology 74:832-841.

Gaston, A.J., Glichrist, H.G., Mallory, M.L. et Smith, P.A. 2009b. Changes in seasonal events, peak food availability and consequent breeding adjustment in a marine bird: a case of progressive mis-matching. The Condor 111:111-119.

Gaston, A.J., Woo, K. et Hipfner, J.M. 2003. Trends in forage fish populations in northern Hudson Bay since 1981, as determined from the diet of nestling thick-billed murres *Uria lomvia*. Arctic 56:227-233.

Gates, C.C., Mitchell, J., Wierzchowski, J. et Giles, L. 2001. A landscape evaluation of bison movements and distribution in northern Canada. Axys Environmental Consulting Ltd. Calgary, AB. 113 p.

Gau, R.J., Case, R., Penner, D.F. et McLoughlin, P.D. 2002. Feeding patterns barren-ground grizzly bears in the central Canadian Arctic. Arctic 55:339-344.

Gauthier, G., Berteaux, D., Bety, J., Tarroux, A., Therrien, J.F., McKinnon, L., Legagneux, P. et Cadieux, M.C. 2011. The tundra food web of Bylot Island in a changing climate and the role of exchanges between ecosystems. Ecoscience 18:223-235.

Gauthier, G., Bêty, J., Cadieux, M.-C., Legagneux, P., Doiron, M., Chevallier, C., Lai, S., Tarroux, A. et Berteaux, D. 2013. Long-term monitoring at multiple trophic levels suggests heterogeneity in responses to climate change in the Canadian Arctic tundra. Phil. Trans. R. Soc. B. 368. doi:10.1098/rstb.2012.0484.

Gauthier, G., Bêty, J., Giroux, J.-F. et Rochefort, L. 2004. Trophic interactions in a high Arctic snow goose colony. Integrative and Comparative Biology 44:119-129.

Gauthier, G., Giroux, J.F., Reed, A., Bechet, A. et Belanger, L. 2005. Interactions between land use, habitat use, and population increase in greater snow geese: what are the consequences for natural wetlands? Global Change Biology 11:856-868.

Geffen, E., Waidyaratne, S., Dalen, L., Angerbjorn, A., Vila, C., Hersteinsson, P., Fuglei, E., White, P.A., Goltsman, M., Kapel, C.M.O. et Wayne, R.K. 2007. Sea ice occurrence predicts genetic isolation in the Arctic fox. Molecular Ecology 16:4241-4255.

GeoInsight Corporation. 1999. An approach to assessing risk to terrestrial biodiversity in Canada. Environnement Canada. Ottawa, ON. 50 p.

Gerland, S., Aars, J., Bracegirdle, T., Carmack, E., Hop, H., Hovelsrud, G.K., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Perovich, D.K., Richter-Menge, J., Rybråten, S., Strøm, H. et Turner, J. 2007. Ice in the Sea. *Dans* Global Outlook for Ice and Snow. Programme des Nations Unies pour l'environnement. Nairobi. Chapitre 5. 235.

Gilchrist, H.G. et Robertson, G.J. 2000. Observations of marine birds and mammals wintering at polynyas and ice edges in the Belcher Islands, Nunavut, Canada. Arctic 53:8.

Gilg, O., Hanski, I. et Sittler, B. 2003. Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. Science 302:866-868.

Gilg, O., Kovacs, K.M., Aars, J., Fort, J., Gauthier, G., Gremillet, D., Ims, R.A., Meltofte, H., Moreau, J., Post, E., Schmidt, N.M., Yannic, G. et Bollache, L. 2012. Climate change and the ecology and evolution of Arctic vertebrates. Year in Ecology and Conservation Biology 1249:166-190.

Gilg, O., Sittler, B. et Hanski, I. 2009. Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the high Arctic. Global Change Biology 15:2634-2652.

Giroux, M.A., Berteaux, D., Lecomte, N., Gauthier, G., Szor, G. et Bety, J. 2012a. Benefiting from a migratory prey: spatio-temporal patterns in allochthonous subsidization of an arctic predator. Journal of Animal Ecology 81:533-542.

Giroux, M.-A., Campbell, M., Dumond, M. et Jenkins, D. 2012b. Availability of caribou and muskoxen for local human consumption across Nunavut. Version 1.8. Report presented to the Nunavut Anti-Poverty Secretariat.

Gjerdrum, C., Vallée, A.M.J., St.Clair, C.C., Bertram, D.F., Ryder, J.L. et Blackburn, G.S. 2003. Tufted puffin reproduction reveals ocean climate variability. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100:9377-9382.

Gnieser, C.H. 2000. Ecological consequences of recreation on subarctic-alpine tundra: experimental assessment and predictive modeling as planning tools for sustainable visitor management in protected areas. Thèse (Ph.D.). University of Calgary, Department of Geography. Calgary, AB. 435 p.

Goetz, S.J., Mack, M.C., Gurney, K.R., Randerson, J.T. et Houghton, R.A. 2007. Ecosystem responses to recent climate change and fire disturbance at northern high latitudes: observations and model results contrasting Northern Eurasia and North America. Environmental Research Letters 2, 04531:1-9.

Gordon, A.B., Andre, M., Kaglik, B., Cockney, S., Allen, M., Tetlichi, R., Buckle, R., Firth, A., Andre, J., Gilbert, M., Iglangasak, B. et Rexford, F. 2008. Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op community reports 2006-2007. Arctic Borderlands Ecological Knowledge Society. Whitehorse, YT. 56 p.

Gould, W.A., Raynolds, M. et Walker, D.A. 2003. Vegetation, plant biomass, and net primary productivity patterns in the Canadian Arctic. Journal of Geophysical Research 108:1-8.

Gouvernement du Canada. 2011. Guide for federal implementers of comprehensive land claims and self-government agreements. Affaires autochtones et Développement du Nord Canada. 58 p.

Gouvernement du Canada. 2013. Registre public des espèces en péril [en ligne]. http://www.sararegistry.gc.ca/default_f.cfm (consulté le 6 June 2013).

Government of Nunavut. 2012. Draft management plan for High Arctic muskoxen of the Qikiqtaaluk Region. Submitted to the Nunavut Wildlife Management Board. Iqaluit, NU. 20 p.

Government of Nunavut, Department of Environment. 2005. Inuit Qaujimajatuqangit of climate change in Nunavut 2005 - a sample of Inuit experiences of recent climate and environmental changes in Clyde River, Pond Inlet, Resolute Bay and Grise Fiord, Nunavut.

Environmental Protection Division, Government of Nunavut Department of Environment. 37 p.

Government of the Northwest Territories et NWT Biodiversity Team. 2010. Northwest Territories state of the environment - 2010 biodiversity special edition. Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 48 p.

Grabowski, M.M., Doyle, F.I., Reid, D.G., Mossop, D. et Talarico, D. 2013. Do Arctic-nesting birds respond to earlier snowmelt? A multi-species study in north Yukon, Canada. Polar Biology 36:1097-1105.

Gratto-Trevor, C., Morrison, R.I.G., Collins, B., Rausch, J., Drever, M. et Johnston, V. 2011. Tendances relatives aux oiseaux de rivage canadiens. Biodiversité canadienne: état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique no. 13. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON.

Gratto-Trevor, C.L. 1994. Monitoring shorebird populations in the Arctic. Tendances chez les oiseaux 3:10-12.

Gratto-Trevor, C.L., Johnston, V.H. et Pepper, S.T. 1998. Changes in shorebird and eider abundance in the Rasmussen Lowlands, NWT. Wilson Bulletin 110:316-325.

Gray, D.R. 1987. The muskoxen of Polar Bear Pass. National Museum of Natural Sciences/Fitzhenry and Whiteside. Markham, ON. 191 p.

Greenland Institute of Natural Resources. 2012. Muskoxen [en ligne]. http://www.natur.gl/en/birds-and-mammals/terrestrial-mammals/muskoxen/ (consulté le 7 July 2013).

Greer, D. 2013. Hanging on for survival. Kivalliq news, June 12, 2013 [en ligne]. Northern News Services. http://nnsl.com/archive/pdf-archives/ki061213.pdf (consulté le 7 July 2013).

Grenfell, T.C. et Putkonen, J. 2008. A method for the detection of the severe rain-on-snow event on Banks Island, October 2003, using passive microwave remote sensing. Water Resources Research 44:1-9.

Griffith, B., Douglas, D.C., Walsh, N.E., Young, D.D., McCabe, T.R., Russell, D.E., White, R.G., Cameron, R.D. et Whitten, K.R. 2002. The Porcupine Caribou Herd. *Dans* Arctic refuge coastal plain terrestrial wildlife research summaries. Douglas, D.C., Reynolds, P.E. et Rhode, E.B. (éd.). U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Biological Science Report USGS/BRD/BSR-2002-0001. pp. 8-37.

Grosse, G., Harden, J., Turetsky, M., McGuire, A.D., Camill, P., Tarnocai, C., Frolking, S., Schuur, E.A.G., Jorgenson, T., Marchenko, S., Romanovsky, V., Wickland, K.P., French, N., Waldrop, M., Bourgeau-Chavez, L. et Striegl, R.G. 2011. Vulnerability of high-latitude soil organic carbon in North America to disturbance. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences 116.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 2007. Changements climatiques 2007 : les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Solomon, S., Qin, S., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. et Miller, H.L. (éd.). GIEC. Genève, Suisse.

Groupe de travail fédéral-provincial-territorial sur la biodiversité. 1995. Stratégie canadienne de la biodiversité : réponse du Canada à la Convention sur la diversité écologique. Environnement Canada, Bureau de la Convention sur la biodiversité. Hull, QC. 80 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=560ED58E-1.

Groupe de travail sur la stratification écologique. 1995. Cadre écologique national pour le Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques et Environnement Canada, Direction générale de l'état de l'environnement, Direction de l'analyse des écozones. Ottawa, ON/Hull, QC. 144 p. Rapport et carte nationale 1/7 500 000.

Groves, P. 1995. Muskox husbandry, a guide for the care, feeding and breeding of captive muskoxen. Biiological papers, special report nº 5. University of Alaska. Fairbanks.

Gruyer, N. 2007. Étude comparative de la démographie de deux espèces de lemmings (*Lemmus sibericus* et *Dicrostonyx groenlandicus*), à l'Île Bylot, Nunavut, Canada. Thèse (MSc). Université Laval. Quebec, Canada.

Gruyer, N., Gauthier, G. et Berteaux, D. 2008. Cyclic dynamics of sympatric lemming populations on Bylot Island, Nunavut, Canada. Canadian Journal of Zoology 86:910-917.

Gunn, A. 2003a. Voles, lemmings and caribou - population cycles revisited? Rangifer, Special Issue 14:105-111.

Gunn, A. et Fournier, B. 2000a. Calf survival and seasonal migrations of a mainland muskox population. File Rep. nº 124. Northwest Territories, Department of Resources, Wildlife and Economic Development. 113 p.

Gunn, A., Poole, K. et Wierzchowski, J. 2012. Peary caribou distribution within the Bathurst Island Complex relative to the Federal Government boundary proposed for Qausuittuq National Park, northern Bathurst Island, Nunavut. Unpublished report for Parks Canada. Ottawa. 137 p.

Gunn, A. 1984. A review of research on the effects of human activities on barren-ground caribou of the Beverly and Kaminuriak herds, Northwest Territories. File Report nº 43. Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 66 p.

Gunn, A. 1990. The decline and recovery of caribou and muskoxen on Victoria Island. *Dans* The Canadian arctic islands: Canada's missing dimension. Harington, R. (éd.). Musée canadien de la nature. Ottawa, ON. pp. 188-195.

Gunn, A. 2003b. Voles, lemmings and caribou - population cycles revisited? Rangifer Special Issue 14:105-111.

Gunn, A. 2005. The decline of caribou on northwest Victoria Island: a review. File Report nº 133. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 57 p.

Gunn, A. 2013. Satellite collaring and calf survival in the Bathurst herd of barren-ground caribou 2003-2005. Manuscript Report nº 228. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 62 p.

Gunn, A. et Adamczewski, J. 2003. Muskox. *Dans* Wild mammals of North America. Feldhamer, G., Chapman, B.A. et Chapman, J.A. (éd.). The John Hopkins University Press. Baltimore. Chapitre 50. 1232.

Gunn, A., Arlooktoo, G. et Kaomayok, D. 1988. The contribution of ecological knowledge of Inuit to wildlife management in the Northwest Territories. *Dans* Traditional knowledge and renewable resources management in northern regions. Édition 23. Carbyn, L. (éd.). Boreal Institute for Northern Studies. pp. 22-30.

Gunn, A., Decker, R. et Barry, T.W. 1984. Possible causes and consequences of an expanding muskox population, Queen Maud Gulf area, Northwest Territories. *Dans* Proceedings of the first international muskox symposium. Klein, D.R., White, R.G. et Keller, S. (éd.). University of Alaska. Fairbanks, AK. pp. 41-46.

Gunn, A. et Dragon, J. 1998. Status of caribou and muskox populations within the Prince of Wales Island-Somerset Island-Boothia Peninsula complex, NWT, July-August 1995. File Report nº 122. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 45 p.

Gunn, A. et Dragon, J. 2002. Peary caribou and muskox abundance and distribution on the western Queen Elizabeth Islands, Northwest Territories and Nunavut June-July 1997. File Report nº 130. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 93 p.

Gunn, A., Dragon, J. et Boulanger, J. 2001. Seasonal movements of satellite-collared caribou from the Bathurst Herd. Final report to the West Kitikmeot Slave Study Society. Yellowknife, NT. 72 p.

Gunn, A., Dragon, J., Papik, S., Panayi, D., Svoboda, M., Sutherland, M. et D'Entremont, M. 1998. Summer behaviour of Bathurst caribou at mine sites and response of caribou to fencing and plastic deflector. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 11 p. + appendices. Final Report to the West Kitikmeot/Slave Study.

Gunn, A., Eamer, J., Reynolds, P., Sipko, T.P. et Gruzdev, A.R. 2013a. Muskoxen. In Arctic Report Card: Update for 2013 [en ligne]. NOAA. http://www.arctic.noaa.gov/reportcard/muskox.html (consulté le 13 Dec. 20130a).

Gunn, A. et Forchhammer, M.C. 2008. *Ovibos moschatus*. In: IUCSN 2013 IUCN Red List of threatened species. Version 2013.1. [en ligne]. www.iucnredlist.org (consulté le 7 July 2013).

Gunn, A. et Fournier, B. 2000b. Identification and substantiation of caribou calving grounds on the NWT mainland and islands. File Report nº 123. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 177 p.

Gunn, A., Fournier, B. et Morrison, R. 2000a. Seasonal movements and distribution of satellite-collared caribou cows on the Boothia and Simpson Peninsula areas, Northwest Territories 1991-93. Manuscript Report nº 126. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 77 p.

Gunn, A., Jingfors, K. et Evalik, P. 1986. The Kitikmeot harvest study: a successful example for the collection of wildlife harvest statistics in the Northwest Territories. *Dans* Symposium:

Native People and renewable resource management, 29 April - 1 May 1986. Alberta Society of Professional Biologists. Edmonton, AB. pp. 49-65.

Gunn, A., Johnson, C.J., Nishi, J.S., Daniel, C.J., Carlson, M., Russell, D.E. et Adamczewski, J.Z. 2011a. Addressing cumulative effects in the Canadian Central Arctic - understanding the impacts of human activities on barren-ground caribou. *Dans* Cumulative effects on wildlife management: a critical aspect of impact mitigation. Krausman, P.R. et Harris, L.K. (éd.). Taylor and Francis. Chapitre 8.

Gunn, A., Leighton, T. et Wobeser, G. 1991a. Wildlife diseases and parasites in the Kitikmeot region, 1984-90. Final Report nº 104. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Coppermine, NT. 52 p.

Gunn, A., Miller, F. et Nishi, J. 2000b. Status of endangered and threatened caribou on Canada's Arctic islands. Rangifer Special Issue 12:39-50.

Gunn, A., Miller, F.L., Barry, S.J. et Buchan, A. 2006. A near-total decline in caribou on Prince of Wales, Somerset, and Russell islands, Canadian Arctic. Arctic 59:1-13.

Gunn, A. et Patterson, B.R. 2012. Distribution and abundance of muskoxen on southeastern Victoria Island, nunavut, 1988-1999. Manuscript Report nº 222. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 41 p.

Gunn, A., Poole, K., Wierzchowski, J., Nishi, J., Adamczewski, J., Russell, D. et D'Hont, A. 2013b. Have geographical influences and changing abundance led to sub-population structure in the Ahiak caribou herd, Nunavut, Canada? Rangifer Special Issue 33:35-58.

Gunn, A., Poole, K.G. et Wierzchowski, J. 2011b. Migratory tundra caribou seasonal and annual distribution relative to Thaidene Nene, a national park reserve proposal in the East Arm of Great Slave Lake and Artillery Lake area, Northwest Territories. Rapport non publié préparé pour Parcs Canada. Fort Smith, NT. 46 p.

Gunn, A. et Russell, D. (éd.). 2008. Monitoring *Rangifer* herds (population dynamics). CircumArctic Rangifer Monitoring and Assessment Network. 52 p.

Gunn, A., Russell, D. et Eamer, J. 2011c. Tendances des populations de caribou des zones septentrionales du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique nº 10. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. v + 78 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Gunn, A., Russell, D. et Greig, L. 2013c. Insights into integrating cumulative effects and collaborative co-management for migratory tundra caribou herds, NWT, Canada. Ecology and Society . In Press.

Gunn, A., Shank, C. et McLean, B. 1991b. The history, status and management of muskoxen on Banks Island. Arctic 44:188-195.

Gunn, A., Williams, J. et Shank, C. 2009. Distribution and abundance of muskoxen in the Beaverhill Lake area (2000) and Thelon Wildlife Sanctuary (1994), Northwest Territories. Manuscript Report nº 190. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. 76 p.

Hansen, B.B., Grotan, V., Aanes, R., Saether, B.E., Stien, A., Fuglei, E., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. et Pedersen, A.O. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the High Arctic. Science 339:313-315.

Hansen, J., Sato, M., Ruedy, R., Lo, K., Lea, D.W. et Medina-Elizade, M. 2006. Global temperature change. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 103:14288-14293.

Harding, L.E. 1976. Den site characteristics of arctic coastal grizzly bears (*Ursus arctos* L.) on Richards Islands, Northwest Territories, Canada. Canadian Journal of Zoology 54:1357-1363.

Harding, L.E. 2004. The future of Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) in a changing climate. Hooper, T.D. (éd.). Victoria, BC.

Harding, L.E. et Nagy, J.A. 1980. Responses of grizzly bears (*Ursus arctos* L.) to hydrocarbon exploration on Richards Islands, Northwest Territories, Canada. *Dans* Selected papers of the fourth international conference on bear research and management. Kalispell, MT. pp. 277-280.

Harington, C.R. 1970. A postglacial muskox, *Ovibos moschatus*, from Grandview, Manitoba, and comments on the zoogeography of *Ovibos*. National Museums Canada Publication, Palaeontology 2:1-13.

Harper, P. (éd.). 2011. Muskox management report of survey and inventory activities, 1 July 2008 - 30 June 2010. Alaska Department of Fish and Game, Project 16.0. Juneau, AK. 85 p.

Harrington, B.A. et Morrison, R.I.G. 1980. Notes on the wintering areas of red knot *Calidris canutus rufa* in Argentina, South America. Wader Study Group Bulletin 28:40-42.

Harris, C. et Isaksen, K. 2008. Recent warming of European permafrost: evidence from borehole monitoring. *Dans* Proceedings of the 9th International Conference on Permafrost. Fairbanks, AK, 29 juin au 3 juillet 2008. Kane, D.L. et Hinkel, K.M. (éd.). Institute of Northern Engineering, University of Alaska Fairbanks. Vol. 1, pp. 655-661.

Heard, D.C. 1992. The effect of wolf predation and snow cover on musk-ox group size. American Naturalist 139:190-204.

Heginbottom, J.A., Dubreuil, M.A. et Harker, P.A.C. 1995. Pergélisol, 1995. *Dans* L'Atlas national du Canada. Édition 5. Service de l'information de l'Atlas national, Géomatique Canada et Commission géologique du Canada. Ottawa, ON. Carte.

Heininen, L. et Nicol, H.N. 2007. The importance of northern dimension foreign policies in the geopolitics of the circumpolar North. Geopolitics 12:133-165.

Helander-Renvall, E. 2005. Composite report on status and trends regarding the knowledge, innovations and practices of Indigenous and local communities, region: Arctic. United Nations Environmental Programme, Convention on Biological Diversity. Granada, Spain. 105 p.

Helgson, A., Pálsson, G., Angulailik, E., Gunnarsdóttir, E.D., Yngvadóttir, B. et Stefánsson, K. 2014. mtDNA variation in Inuit populations of Greenland and Canada: Migration history and population structure. Am. J. Phys. Anthropol 130:123-134.

Henry, G.H.R., Freedman, B. et Svoboda, J. 1986. Effects of fertilization on three tundra plant communities of a polar desert oasis. Canadian Journal of Botany 64:2502-2507.

Henry, G.H.R., Harper, K.A., Chen, W.J., Deslippe, J.R., Grant, R.F., Lafleur, P.M., Levesque, E., Siciliano, S.D. et Simard, S.W. 2012. Effects of observed and experimental climate change on terrestrial ecosystems in northern Canada: results from the Canadian IPY program. Climatic Change 115:207-234.

Henry, G.H.R. et Molau, U. 1997. Tundra plants and climate change: The International Tundra Experiment (ITEX). Global Change Biology 3 (Suppl. 1):1-9.

Higuera, P.E., Brubaker, L.B., Anderson, P.M., Brown, T.A., Kennedy, A.T. et Hu, F.S. 2008. Frequent fires in ancient shrub tundra: implications of paleorecords for Arctic environmental change. PLoS One 3(3):e1744.

Hill, G. 2006. Responses of high Arctic sedge meadows to climate warming at Alexandra Fiord, Ellesmere Island, since 1980. Thèse (M.Sc.). University of British Columbia. Vancouver, BC. viii + 65 p.

Hill, G.B. et Henry, G.H.R. 2011. Responses of high Arctic wet sedge tundra to climate warming since 1980. Global Change Biology 17:276-287.

Hinzman, L.D., Bettez, N.D., Bolton, W.R., Chapin, F.S., Dyurgerov, M.B., Fastie, C.L., Griffith, B., Hollister, R.D., Hope, A., Huntington, H.P., Jensen, A.M., Jia, G.J., Jorgenson, T., Kane, D.L., Klein, D.R., Kofinas, G., Lynch, A.H., Lloyd, A.H., McGuire, A.D., Nelson, F.E., Oechel, W.C., Osterkamp, T.E., Racine, C.H., Romanovsky, V.E., Stone, R.S., Stow, D.A., Sturm, M., Tweedie, C.E., Vourlitis, G.L., Walker, M.D., Walker, D.A., Webber, P.J., Welker, J.M., Winker, K. et Yoshikawa, K. 2005. Evidence and implications of recent climate change in northern Alaska and other Arctic regions. Climatic Change 72:251-298.

Hipfner, J.M. et Greenwood, J.L. 2008. Breeding biology of the common murre at Triangle Island, British Columbia, 2002-2007. Northwestern Naturalist 89:76-84.

Hobbie, S.E. 1996. Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. Ecological Monographs 66:503-522.

Hoberg, E.P., Polley, L., Gunn, A. et Nishi, J.S. 1995. *Umingmakstrongylus pallikuukensis* gen nov et sp nov (Nematoda: Protostrongylidae) from muskoxen, Ovibos moschatus, in the central Canadian Arctic, with comments on biology and biogeography. Canadian Journal of Zoology 73:2266-2282.

Hoberg, E.P., Polley, L., Jenkins, E.J., Kutz, S.J., Veitch, A.M. et Elkin, B.T. 2008. Integrated approaches and empirical models for investigation of parasitic diseases in northern wildlife. Emerging Infectious Diseases 14:10-17.

Hofgaard, A. et Harper, K.A. 2011. Tree recruitment, growth, and distribution at the circumpolar forest-tundra transition: introduction. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere 41:435-436.

Hollister, R.D., Webber, P.J. et Tweedie, C.E. 2005. The response of Alaskan Arctic tundra to experimental warming: differences between short- and long-term responses. Global Change Biology 11:525-536.

Hone, E. 1934. The present status of the muskox in Arctic North America and Greenland. Spec. Publ. Amer. Comm. Internat. Wildl. Protection 5:1-87.

Hörnfeldt, B., Hipkiss, T. et Eklund, U. 2005. Fading out of vole and predator cycles? Proceedings: Biological Sciences 272:2045-2049.

Howe, M.A., Geissler, P.H. et Harrington, B.A. 1989. Population trends of North American shorebirds based on the International Shorebird Survey. Biological Conservation 49:185-199.

Høye, T.T., Post, E., Schmidt, N.M., Trøjelsgaard, K. et Forchammer, M.C. 2013. Shorter flowering seasons and declining abundance of flower visitors in a warmer Arctic. Nature Climate Change 3:759-763.

Hu, F.S., Higuera, P.E., Walsh, J.E., Chapman, W.L., Duffy, P.A., Brubaker, L.B. et Chipman, M.L. 2010. Tundra burning in Alaska: Linkages to climatic change and sea ice retreat. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences 115.

Hudson, J.M.G. et Henry, G.H.R. 2009. Increased plant biomass in a High Arctic heath community from 1981 to 2008. Ecology 90:2657-2663.

Hudson, J.M.G. et Henry, G.H.R. 2010. high Arctic plant community resists 15 years of experimental warming. Journal of Ecology 98:1035-1041.

Hudson, P.J. et Bjornstad, O.N. 2003. Vole stranglers and lemming cycles. Science 302:797-798.

Hueffer, K., Parkinson, A.J., Gerlach, R. et Berner, J. 2013. Zoonotic infections in Alaska: disease prevalence, potential impact of climate change and recommended actions for earlier disease detection, research, prevention and control. International Journal of Circumpolar Health 72 19562.

Hughes, J., Albon, S.D., Irvine, R.J. et Woodin, S. 2009. Is there a cost of parasites to caribou? Parasitology 136:253-265.

Hummel, M. et Ray, J.C. 2008. Caribou and the North: a shared future. Dundurn Press. Toronto, ON. 320 p.

Humphreys, E.R. et Lafleur, P.M. 2011. Does earlier snowmelt lead to greater CO2 sequestration in two low Arctic tundra ecosystems? Geophysical Research Letters 38 L09703.

Huntington, H.P., Fox, S., Berkes, F. et Krupnik, I. 2005. The changing Arctic: Indigenous perspectives. *Dans* Arctic Climate Impact Assessment. Symon, C., Arris, L. et Heal, B. (éd.). Cambridge University Press. New York, NY. Chapitre 3. pp. 61-98.

Hurrell, J.W. 1996. Influence of variations in extratropical wintertime teleconnections on Northern Hemisphere temperature. Geophysical Research Letters 23:665-668.

Ims, R., Ehrich, D., Forbes, B., Huntley, B., Walker, S., Wookey, P., Bhatt, U., Berteaux, D., Brathen, K., Gautier, G., Gilbert, S., Edwards, M.E., Epstein, H.E., Forchhammer, M.C., Fuglei, E., Menyushina, I.E., Ovsyanikov, N., Post, E., Reid, D.G., Raynolds, M.K., Schmidt, N.M., Stien, A., Sumina, O.I. et Van der Wal, R. 2013. Terrestrial ecosystems. *Dans* Arctic biodiversity assessment: status and trends in Arctic biodiversity. Meltofte, H. (éd.). Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF). Akureyri, Iceland. Chapitre 12. In Prep.

Ims, R.A., Yoccoz, N.G. et Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 108:1970-1974.

InterGroup Consultants Ltd. 2008. Economic valuation and socio-cultural perspectives of the estimated harvest of the Beverly and Qamanirjuaq caribou herds. InterGroup Consultants Ltd. Winnipeg, MB. 28 p. + 3 annexes. Rapport préparé pour le Beverly and Qamanijuaq Caribou Management Board.

Inuuvik Community Corporation, Tuktuuyaqtuuq Community Corporation et Aklavik Community Corporation. 2006. Inuvialuit settlement region traditional knowledge report. Mackenzie Project Environmental Group. Calgary, AB. 199 p.

Inuvialuit Game Council. 2002. Draft co-management plan for caribou, muskox, arctic wolves, small herbivores, king eiders and common eiders on Banks Island. Wildlife Management Advisory Council (NWT). Inuvik, NT. 63 p.

IPCC. 2007. Bilan 2007 des changements climatiques. Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Valencia, Spain. 22 p.

Isacch, J.P. et Martinez, M.M. 2003. Temporal variation in abundance and the population status of non-breeding Nearctic and Patagonian shorebirds in the flooding Pampa Grasslands of Argentina. Journal of Field Ornithology 74:233-242.

Isaksen, K., Benestad, R.E., Harris, C. et Sollid, J.L. 2007a. Recent extreme near-surface permafrost temperatures on Svalbard in relation to future climate scenarios. Geophysical Research Letters 34.

Isaksen, K., Sollid, J.L., Holmlund, P. et Harris, C. 2007b. Recent warming of mountain permafrost in Svalbard and Scandinavia. Journal of Geophysical Research-Earth Surface 112.

James, A.R.C. et Stuart-Smith, A.K. 2000. Distribution of caribou and wolves in relation to linear corridors. Journal of Wildlife Management 64:154-159.

Jamieson, R. et Krkosek, W. 2013. Breaking the ice. Water Canada (January-February 2013 online edition) [en ligne]. http://watercanada.net/2013/breaking-the-ice/ (consulté le 10 Dec. 20130).

Jeffries, D., Richter-Menge, J.A. et Overland, J.E. (éd.). 2012. Arctic report card 2012, http://www.arctic.noaa.gov/reportcard.

Jehl, J.R. et Lin, W.L. 2001. Population status of shorebirds nesting at Churchill, Manitoba. Canadian Field Naturalist 115:487-494.

Jenkins, D.A., Campbell, M., Hope, G., Goorts, J. et McLoughlin, P. 2011. Recent trends in abundance of Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) and muskoxen (*Ovibos moschatus*) in the Canadian Arctic Archipelago, Nunavut. Wildlife Report n° 1. Ministère de l'Environnement, gouvernement du Nunavut. Pond Inlet, NU. 184 p.

Johnson, C.J., Boyce, M.S., Case, R.L., Cluff, H.D., Gau, R.J., Gunn, A. et Mulders, R. 2005. Cumulative effects of human developments on Arctic wildlife. Wildlife Monographs 1-36.

Johnston, V. et Rausch, J. 2008. Résultats préliminaires: relevé des oiseaux de rivage dans la région de Kivalliq. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Yellowknife, NT. Données non publiées.

Johnston, V.H., Gratto-Trevor, C.L. et Pepper, S.T. 2000. Assessment of bird populations in the Rasmussen Lowlands, Nunavut. Publication hors série nº 101. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Ottawa, ON. 56 p.

Johnston, V.H. et Pepper, S.T. 2009. Les oiseaux des îles Prince-Charles et Air Force, dans le bassin Foxe, au Nunavut. Publication hors série nº 117. Environnement Canada. 56 p.

Joly, K., Dale, B.W., Collins, W.B. et Adams, L.G. 2003. Winter habitat use by female caribou in relation to wildland fires in interior Alaska. Revue canadienne de zoologie 81:1192-1201.

Joly, K., Klein, D.R., Verbyla, D.L., Rupp, T.S. et Chapin, F.S. 2011. Linkages between large-scale climate patterns and the dynamics of Arctic caribou populations. Ecography 34:345-352.

Jones, C.S. 1999. Arctic ship tourism: an industry in adolescence. The Northern Raven 13:28-31.

Jones, G.A. et Henry, G.H.R. 2003. Primary plant succession on recently deglaciated terrain in the Canadian high Arctic. Journal of Biogeography 30:277-296.

Jones, M.H., Bay, C. et Nordenhäll, U. 1997. Effects of experimental warming on arctic willows (*Salix* spp.): a comparison of responses from the Canadian high Arctic, Alaskan Arctic, and Swedish Subarctic. Global Change Biology 3:55-60.

Jones, M.H., Macdonald, S.E. et Henry, G.H.R. 1999. Sex- and habitat-specific responses of a high arctic willow, *Salix arctica*, to experimental climate change. Oikos 87:129-138.

Jónsdóttir, I.S., Magnússon, B., Gudmundsson, J., Elmarsdóttir, A. et Hjartarson, H. 2005. Variable sensitivity of plant communities in Iceland to experimental warming. Global Change Biology 11:553-563.

Kallreuth, W., Andreasen, C., Petersen, H.I. et Stemmerik, L. 2012. The petrology and provenance of coal artifacts from Thule settlements in north-eastern Greenland . Bulletin of the Gelogical Society of Denmark 60:1-13.

Kassi, N. 1993. Native perspective on climate change. *Dans* Impacts of climate change on resource management in the North. Wall, G. (éd.). University of Waterloo, Department of Geography Publication Series, Occasional Paper No. 16. Waterloo, ON. pp. 43-49.

Kattsov, V.M., Walsh, J.E., Chapman, W.L., Govorkova, V.A., Pavlova, T.V. et Zhang, X.D. 2007. Simulation and projection of arctic freshwater budget components by the IPCC AR4 global climate models. Journal of Hydrometeorology 8:571-589.

Keatley, B.E. 2007. Limnological and paleolimnological investigations of environmental change in three distinct ecosystem types, Canadian high Arctic. Thèse (Ph.D). Queen's University. 336 p. Kingston, On.

Kelsall, J.P. 1968. The migratory barren-ground caribou of Canada. Canadian Wildlife Service Monograph Series nº 3. Ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien. Ottawa, ON. 340 p.

Kerbes, R.H., Meeres, K.M., Alisaukas, R.T., Caswell, F.D., Abraham, K.F. et Ross, R.K. 2006. Surveys of nesting mid-continent lesser snow geese and ross's geese in Eastern and Central

Canada (1997-98). Technical Report Series n° 447. Service canadien de la faune, Région des Prairies et du Nord. Saskatoon, SK.

Kevan, P.G. 1972. Insect pollination of High Arctic flowers. Journal of Ecology 60:831-847.

Kharuk, V.I., Im, S.T. et Dvinskaya, M.L. 2010. Forest-tundra ecotone response to climate change in the Western Sayan Mountains, Siberia. Scandinavian Journal of Forest Research 25:224-233.

Kharuk, V.I., Ranson, K.J., Im, S.T. et Naurzbaev, M.M. 2006. Forest-tundra larch forests and climatic trends. Russian Journal of Ecology 37:291-298.

Kielland, K., Bryant, J.P. et Ruess, R.W. 2006. Mammalian herbivory, ecosystem engineering and ecological cascades in Alaskan boreal forests. *Dans* Alaska's changing boreal forest. Chapin III, F.S., Osowood, M.W., Van Cleve, K., Viereck, L.A. et Verbyla, D.L. (éd.). Oxford University Press. New York, NY. pp. 211-226.

Kielland, K. et Chapin III, F.S. 1992. Nutrient absorption and accumulation in arctic plants. *Dans* Arctic ecosystems in a changing climate: an ecophysiological perspective. Chapin III, F.S., Jefferies, R.L., Reynolds, J.F., Shaver, G.R. et Svoboda, J. (éd.). Academic Press Inc. San Diego, CA. pp. 321-335.

Kinnard, C., Zdanowicz, C.M., Fisher, D.A., Isaksson, E., de Vernal, A. et Thompson, L.G. 2011. Reconstructed changes in Arctic sea ice over the past 1,450 years. Nature 479:509-512.

Kirdyanov, A.V., Hagedorn, F., Knorre, A.A., Fedotova, E.V., Vaganov, E.A., Naurzbaev, M.M., Moiseev, P.A. et Rigling, A. 2012. 20th century tree-line advance and vegetation changes along an altitudinal transect in the Putorana Mountains, northern Siberia. Boreas 41:56-67.

Kitchen, A., Miyamoto, M.M. et Mulligan, C.J. 2008. A three-stage colonization model for the peopling of the Americas. PLoS One 3: e1596.

Kitikmeot Inuit Association. 2013. About KIA [en ligne]. http://kitia.ca/en/about-kia (consulté le 10 Dec. 20130).

Kivalliq Wildlife Board. 2010. Kivalliq musk ox management plan 2010-2015. Submitted to teh Nunavut Wildlife Management Board. Iqaluit, NU. 8 p.

Klein, D.R., Bruun, H.H., Lundgren, R. et Philipp, M. 2008. Climate change influences on species interrelationships and distributions in High Arctic Greenland. Advances in Ecological Research 40:81-100.

Kocan, A.A., Barron, S.J., Fox, J.C. et Franzmann, A.W. 1986. Antibodies to *Toxoplasma gondii* in Moose (*Alces alces L*) from Alaska. Journal of Wildlife Diseases 22:432-432.

Koerner, R.M. 2005. Mass balance of glaciers in the Queen Elizabeth Islands, Nunavut, Canada. Annals of Glaciology 42:417-423.

Kokelj, S.V. et Burn, C.R. 2005. Geochemistry of the active layer and near-surface permafrost, Mackenzie Delta region, Northwest Territories, Canada. Revue canadienne des sciences de la Terre 42:37-48.

Kokelj, S.V., Zajdlik, B. et Thompson, M.S. 2009. The impacts of thawing permafrost on the chemistry of lakes across the subarctic boreal-tundra transition, Mackenzie Delta region, Canada. Permafrost and Periglacial Processes 20:185-199.

Koller-Jones, M. 14 Aug. 2006. Agence canadienne d'inspection des aliments. Communication personnelle.

Korhola, A., Vasko, K., Toivonen, H.T.T. et Olander, H. 2002. Holocene temperature changes in northern Fennoscandia reconstructed from chironomids using Bayesian modelling. Quaternary Science Reviews 21:1841-1860.

Korsholm, H. et Olesen, C.R. 1993. Preliminary investigations on the parasite burden and distribution of endoparasite species of muskox (*Ovios moschatus*) and caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) in West Greenland. Rangifer 13:185-189.

Krebs, C.J. 1996. Population cycles revisited. Journal of Mammalogy 77:8-24.

Krebs, C.J. 2011. Of lemmings and snowshoe hares: the ecology of northern Canada. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 278:481-489.

Krebs, C.J., Boonstra, R. et Kenney, A.J. 1995. Population dynamics of the collared lemming and the tundra vole at Pearce-Point, Northwest-Territories, Canada. Oecologia 103:481-489.

Krebs, C.J., Danell, K., Angerbjörn, A., Agrell, J., Berteaux, D., Brathen, K.A., Danell, O., Erlinge, S., Fedorov, V., Fredga, K., Hjältén, J., Högstedt, G., Jonsdotttir, I.S., Kenney, A.J., Kjellén, N., Nordin, T., Roininen, H., Svensson, M., Tannerfeldt, M. et Wiklund, C. 2003. Terrestrial trophic dynamics in the Canadian Arctic. Canadian Journal of Zoology 81:827-843.

Krebs, C.J., Kenney, A.J., Gilbert, S., Danell, K., Angerbjörn, A., Erlinge, S., Bromley, R.G., Shank, C. et Carriere, S. 2002. Synchrony in lemming and vole populations in the Canadian Arctic. Canadian Journal of Zoology 8:1323-1333.

Krebs, J., Lofroth, E.C. et Parfitt, E. 2007. Multiscale habitat use by wolverines in British Columbia, Canada. Journal of Wildlife Management 71:2180-2192.

Krezek, C.C. 13 Mar. 2009. Communication personnelle.

Krezek-Hanes, C.C., Ahern, F., Cantin, A. et Flannigan, M.D. 2011. Tendances des grands incendies de forêts au Canada, de 1959 à 2007. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 6. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. vi + 56 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Kruse, J., Poppel, B., Abryutina, L., Duhaime, G., Martin, S., Poppel, M., Kruse, M., Ward, E., Cochran, P. et Hanna, V. 2009. Survey of Living Conditions in the Arctic (SLiCA). Springer. Dordrecht. Barometers of qualtiy of life around the globe: how we are doing. Social Indicators Research Series. 134 p.

Kuhry, P., Grosse, G., Harden, J.W., Hugelius, G., Koven, C.D., Ping, C.L., Schirrmeister, L. et Tarnocai, C. 2013. Characterisation of the permafrost carbon pool. Permafrost and Periglacial Processes 24:146-155.

Kutz, S. 2007. An evaluation of the role of climate change in the emergence of pathogens and diseases in Arctic and Subarctic caribou populations. Climate Change Action Fund Project A760. Gouvernement du Canada. 132 p.

Kutz, S., Dumond, M., Seegers, K., Torretti, L., Ducrocq, J., deBruyn, N., Veitch, A., Curry, P., Hoberg, E.P., Elkin, B. et Spans, R. 2009. Climate change and parasitism in Arctic and Subarctic terrestrial mammals. Wildlife Society Arctic Chapter Conference. Apr. 2009.

Kutz, S., Schock, D., Brook, R. et Hoberg, E.P. 2008. Impending ills. The Wildlife Society. The Wildlife Professional, pp. 42- 46.

Kutz, S.J., Elkin, B., Gunn, A. et Dubey, J.P. 2000. Prevalence of *Toxoplasma gondii* antibodies in muskox (*Ovibos moschatus*) sera from northern Canada. Journal of Parasitology 86:879-882.

Kutz, S.J., Elkin, B.T., Panay, D. et Dubey, J.P. 2001. Prevalence of *Toxoplasma gondii* antibodies in barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) from the Canadian Arctic. Journal of Parasitology 87:439-442.

Kutz, S.J., Hoberg, E.P., Nagy, J., Polley, L. et Elkin, B. 2004. "Emerging" parasitic infections in arctic ungulates. Integrative and Comparative Biology 44:109-118.

Kutz, S.J., Hoberg, E.P., Polley, L. et Jenkins, E.J. 2005. Global warming is changing the dynamics of arctic host-parasite systems. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 272:2571-2576.

Kuzyk, Z.A., P.V., H., Solomon, S.M. et Reimer, K.J. 2005. Biological responses to PCB exposure in shorthorn sculpin from Saglek Bay, Labrador. Science of the Total Environment 351-352:285-300.

Kuzyk, Z.Z., N.M.Burgess., J.P.Stow et G.A.Fox. 2003. Biological effects of marine PCB contamination on black guillemot nestlings at Saglek, Labrador: liver biomarkers. Journal Ecotoxicology 12:183-197.

L'Atlas du Canada. 2008a. Cours d'eau [en ligne]. Ressources naturelles Canada. http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/learningresources/facts/surfareas.html (consulté le 1 Mar. 2009a).

L'Atlas du Canada. 2008b. Lacs [en ligne]. Ressources naturelles Canada. http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/learningresources/facts/lakes.html (consulté le 1 Mar. 2009b).

Labelle, P., Dubey, J.P., Mikaelian, I., Blanchette, N., Lafond, R., St-Onge, S. et Martineau, D. 2001. Seroprevalence of antibodies to *Toxoplasma gondii* in lynx (*Lynx canadensis*) and bobcats (*Lynx rufus*) from Quebec, Canada. Journal of Parasitology 87:1194-1196.

Lafleur, P.M., Humphreys, E.R., St Louis, V.L., Myklebust, M.C., Papakyriakou, T., Poissant, L., Barker, J.D., Pilote, M. et Swystun, K.A. 2012. Variation in peak growing season net ecosystem production across the Canadian Arctic. Environmental Science & Technology 46:7971-7977.

Lamb, E.G., Han, S., Lanoil, B.D., Henry, G.H.R., Brummell, M.E., Banerjee, S. et Siciliano, S.D. 2011. A high Arctic soil ecosystem resists long-term environmental manipulations. Global Change Biology 17:3187-3194.

Lamoureux, S.F. et Lafreniere, M.J. 2009. Fluvial impact of extensive active layer detachments, Cape Bounty, Melville Island, Canada. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 41:59-68.

Lantuit, H. et Pollard, W.H. 2008. Fifty years of coastal erosion and retrogressive thaw slump activity on Herschel Island, southern Beaufort Sea, Yukon Territory, Canada. Geomorphology 95:84-102.

Lantz, T.C. et Kokelj, S.V. 2008. Increasing rates of retrogressive thaw slump activity in the Mackenzie Delta region, NWT, Canada. Geophysical Research Letters 35, L06502:1-5.

Lantz, T.C., Kokelj, S.V., Gergel, S.V. et Henry, G.H.R. 2009. Relative impacts of disturbance and temperature: persistent changes in microenvironment and vegetation in retrogressive thaw slumps. Global Change Biology 15:1664-1675.

Large Herbivore Network. 2009. Musk Ox - *Ovibos moschatus* - distribution maps, historical and current [en ligne]. http://www.lhnet.org/musk-ox/#Maps (consulté le 7 July 2013).

Larter, N.C. et Nagy, J.A. 1999. Muskox mortality survey, Banks Island, August 1996. Manuscript Report n° 117. Northwest Territories Department of Resources, Wildlife and Economic Development. 13 p.

Larter, N.C. et Nagy, J.A. 2004. Seasonal changes in the composition of the diets of Peary caribou and muskoxen on Banks Island. Polar Research 23:131-140.

Larter, N.C. et . 2013. Diet of Arctic wolves on Banks and Northwest Victoria islands. Manuscript Report n° 230. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. iii + 11 p.

Latifovic, R. et Pouliot, D. 2007. Analysis of climate change impacts on lake ice phenology in Canada using the historical satellite data record. Remote Sensing of Environment 106:492-507.

Latour, P.B., Leger, J., Hines, J.E., Mallory, M.L., Mulders, D.L., Gilchrist, H.G., Smith, P.A. et Dickson, D.L. 2008. Habitats terrestres clés pour les oiseaux migrateurs dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut, première édition française. Publication hors série n° 114 n° 114. Gaston, A.J. (éd.). Environnement Canada, Service canadien de la faune.

Latour, P.B., Machtans, C.S. et Beyersbergen, G.W. 2005. Shorebird and passerine abundance and habitat use at a high Arctic breeding site: Creswell Bay, Nunavut. Arctic 58:55-65.

Laurion, I., Vincent, W.F., MacIntyre, S., Retamal, L., Dupont, C., Francus, P. et Pienitz, R. 2010. Variability in greenhouse gas emissions from permafrost thaw ponds. Limnology and Oceanography 55:115-133.

Legagneux, P., Gauthier, G., Berteaux, D., Bety, J., Cadieux, M., Bilodeau, F., Bolduc, E., McKinnon, L., Tarroux, A., Therrien, J., Morissette, L. et Krebs, C. 2012. Disentangling trophic relationships in a high Arctic tundra ecosystem through food web modeling. Ecology 93:1707-1716.

Legat, A., Chocolate, G., Chocolate, M., Williah, P. et Zoe, S.A. 2002. Habitat of Dogrib traditional territory: placenames as indicators of biogeographical knowledge - final report. Dogrib Treaty 11 Council et West Kitikmeot Slave Study Society. Yellowknife, NT. 92 p.

Lehenaff, D. et Crete, M. 1989a. Introduction of muskoxen in Northern Quebec - the demographic explosion of a colonizing herbivore. Canadian Journal of Zoology 67:1102-1105.

Lehenaff, D. et Crete, M. 1989b. Introduction of Muskoxen in Northern Quebec - the Demographic Explosion of A Colonizing Herbivore. Canadian Journal of Zoology 67:1102-1105.

Leighton, F.A. La brucellose chez le caribou de l'Arctique. Données non publiées.

Leighton, F.A. 2011. Pathogènes et maladies de la faune au Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 7. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. v + 59 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Lemke, P., Ren, J., Alley, R.B., Allison, I., Carrasco, J., Flato, G., Fujii, Y., Kaser, G., Mote, P., Thomas, R.H. et Zhang, T. 2007. Observations: changes in snow, ice and frozen ground. *Dans* Changements climatiques 2007 : les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. et Miller, H.L. (éd.). Cambridge University Press. Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY.

Lent, P.C. 1988. *Ovibos moschatus*. Mammalian Species 302:1-9.

Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. vi + 148 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1.

Letcher, R. 2008. Temporal and spatial trends of organic and metal contaminants in Canadian polar bears: 2007-2008 NCP project summary report. Technical Background Reports: Ecosystem Status and Trends Report for Canada. In preparation.

Lewkowicz, A.G. et Harris, C. 2005. Frequency and magnitude of active-layer detachment failures in discontinuous and continuous permafrost, Northern Canada. Permafrost and Periglacial Processes 16:115-130.

Liebezeit, J.R., Kendall, S.J., Brown, S., Johnson, C.B., Martin, P., McDonald, T.L., Payer, D.C., Rea, C.L., Streever, B., Wildman, A.M. et Zack, S. 2009. Influence of human development and predators on nest survival of tundra birds, Arctic Coastal Plain, Alaska. Ecological Applications 19:1628-1644.

Lloyd, A.H. et Bunn, A.G. 2007. Responses of the circumpolar boreal forest to 20th century climate variability. Environmental Research Letters 2 045013 .

Long, J.L. 2003. Introduced mammals of the world: their history, distribution and influence. CSIRO Publishing. Collingwood, Australia. 612 p.

LTER Network. 2008. Alaska fire sparks new research at Arctic LTER [en ligne]. Long Term Ecological Research Network. http://www.lternet.edu/news/article197.html (consulté le 17 Mar. 2009).

Ludwig, D. 2001. The era of management is over. Ecosystems 4:758-764.

Lund, M., Falk, J.M., Friborg, T., Mbufong, H.N., Sigsgaard, C., Soegaard, H. et Tamstorf, M.P. 2012. Trends in CO2 exchange in a High Arctic tundra heath, 2000-2010. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences 117.

Lunn, N.J., Stirling, I., Andriashek, D. et Richardson, E. 2004. Selection of maternity dens by female polar bears in Western Hudson Bay, Canada and the effects of human disturbance. Polar Biology 27:350-356.

Lyberth, B. 2003. Muskox in the high Arctic, life history and spatiotemporal differences. Thèse (M.Sc.). University of Copenhagen, Department of Population Ecology. Copenhagen, Denmark.

Lyon, B. et Montgomerie, R. 2011. Snow bunting (*Plectrophenax nivalis*). *Dans* The birds of North America online. Poole, A. (éd.). Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, NY. http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/198.

Mack, M.C., Bret-Harte, M.S., Hollingsworth, T.N., Jandt, R.R., Schuur, E.A.G., Shaver, G.R. et Verbyla, D.L. 2011. Carbon loss from an unprecedented Arctic tundra wildfire. Nature 475:489-492.

Mackay, J.R. 1995. Active layer changes (1968 to 1993) following the forest-tundra fire near Inuvik, NWT, Canada. Arctic and Alpine Research 27:323-336.

Macpherson, A.H. 1964. A northward range extension of the red fox in the eastern Canadian Arctic. Journal of Mammalogy 45:138-140.

Mair, D. 2012. Glaciology: Research update I. Progress in Physical Geography 36:813-832.

Mair, D., Burgess, D., Sharp, M., Dowdeswell, J.A., Benham, T., Marshall, S. et Cawkwell, F. 2009. Mass balance of the Prince of Wales Icefield, Ellesmere Island, Nunavut, Canada. Journal of Geophysical Research-Earth Surface 114, F02011:1-15.

Manning, T.H. 1960. The relationship of the Peary caribou and barren-ground caribou. Technical Paper n° 4. Arctic Institute of North America. Montréal, QC. 42 p.

Marchand, F.L., Nijs, I., Heuer, M., Mertens, S., Kockelbergh, F., Pontailler, J., Impens, I. et Beyens, L. 2004. Climate warming postpones senescence in High Arctic tundra. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 36:390-394.

Marquard-Petersen, U. 1998. Food habits of arctic wolves in Greenland. Journal of Mammalogy 79:236-244.

Marquez, J. et Eagles, P.F.J. 2007. Working towards policy and guideline creation for cruise ship tourism in parks and protected areas in the eastern Canadian Arctic. Tourism in Marine Environments 4:85-96.

Marsh, D.B. 1938. The influx of the red fox and its colour phases into the barren lands. Canadian Field Naturalist 52:60-61.

Maxwell, J.B. 1981. Climatic regions of the Canadian Arctic islands. Arctic 34:225-240.

McClelland, J.W., Déry, S.J., Peterson, B.J., Holmes, R.M. et Wood, E.F. 2006a. A pan-arctic evaluation of changes in river discharge during the latter half of the 20th century. Geophysical Research Letters 33:L06715.

McClelland, J.W., Dery, S.J., Peterson, B.J., Holmes, R.M. et Wood, E.F. 2006b. A pan-arctic evaluation of changes in river discharge during the latter half of the 20th century. Geophysical Research Letters 33.

Mcdonald, J.C., Gyorkos, T.W., Alberton, B., Maclean, J.D., Richer, G. et Juranek, D. 1990. An outbreak of toxoplasmosis in pregnant women in Northern Quebec. Journal of Infectious Diseases 161:769-774.

McDonald, M., Arragutainaq, L. et Novalinga, Z. (compilers). 1997. Voices from the bay: Traditional Ecological Knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay bioregion. Canadian Arctic Resources Committee and Environmental Committee of the Municipality of Sanikiluaq. Ottawa, ON. xiii + 98 p.

McGhee, R. 1978. Canadian Arctic prehistory. Van Nostrand Reinhold. Toronto and New York. 128 p.

McGuire, A.D., Anderson, L.G., Christensen, T.R., Dallimore, S., Guo, L.D., Hayes, D.J., Heimann, M., Lorenson, T.D., Macdonald, R.W. et Roulet, N. 2009. Sensitivity of the carbon cycle in the Arctic to climate change. Ecological Monographs 79:523-555.

McKinney, M.A., Letcher, R.J., Aars, J., Born, E.W., Branigan, M., Dietz, R., Evans, T.J., Gabrielsen, G.W., Peacock, E. et Sonne, C. 2011. Flame retardants and legacy contaminants in polar bears from Alaska, Canada, East Greenland and Svalbard, 2005-2008. Environment International 37:365-374.

McKinnon, L., Picotin, M., Bolduc, E., Juillet, C. et Bety, J. 2012. Timing of breeding, peak food availability, and effects of mismatch on chick growth in birds nesting in the high Arctic. Canadian Journal of Zoology 90:961-971.

McLennan, D., Bell, T., Berteaux, D., Chen, W., Copland, L., Fraser, R., Gallant, D., Gauthier, G., Hik, D., Krebs, C., Myers-Smith, I., Olthof, I., Reid, D., Sladen, W., Tarnocai, C., Vincent, W. et Zhang, Y. 2012. Recent climate-related terrestrial biodiversity research in Canada's Arctic national parks: review, summary, and management implications. Biodiversity 13:157-173.

McLoughlin, P.D., Cluff, H.D. et Messier, F. 2002. Denning ecology of barren-ground grizzly bears in the central Arctic. Journal of Mammalogy 83:188-198.

McLoughlin, P.D., R.L.Case, R.J.Gau, S.H.Ferguson et F.Messier. 1999. Annual and seasonal movement patterns of barren-ground grizzly bears in the Central Northwest Territories. *Ursus*, A selection of papers from the eleventh international conference on bear research and management, Graz, Austria, September 1997, and Gatlinburg, Tennessee, April 1998. International Association for Bear Research and Management. pp. 79-86.

McLoughlin, P.D., Taylor, M.K., Cluff, H.D., Robert, J.G., Mulders, R., Case, R.L., Stan, B. et Messier, F. 2003. Demography of barren-ground grizzly bears. Canadian Journal of Zoology 81:294-301.

McLoughlin, P.D., Walton, L.R., Cluff, H.D., Paquet, P.C. et Ramsay, M.A. 2004. Hierarchical habitat selection by tundra wolves. Journal of Mammalogy 85:576-580.

McRae, L., Zöckler, C., Gill, M., Loh, J., Latham, J., Harrison, N., Martin, J. et Collen, B. 2010. Arctic Species Trend Index 2010. Tracking trends in arctic wildlife. Circumpolar Biodiversity Monitoring Program. 39 p.

Mech, D. 1974. *Canis lupus*. Mammalian Species 37:1-6.

Mech, L.D. 2004. Is climate change affecting wolf populations in the High Arctic? Climatic Change 67:87-93.

Mech, L.D. 2007. Annual arctic wolf pack size related to arctic hare numbers. Arctic 60:309-311.

Mech, L.D. et Adams, L.G. 1999. Killing of a muskox, *Ovibos moschatus*, by two wolves, *Canis lupus*, and subsequent caching. Canadian Field-Naturalist 113:673-675.

Meerburg, B.G. et Kijlstra, A. 2009. Changing climate-changing pathogens: *Toxoplasma gondii* in North-Western Europe. Parasitology Research 105:17-24.

Meltofte, H., Piersma, T., Boyd, H., McCaffery, B., Ganter, B., Golovnyuk, V.V., Graham, K., Gratto-Trevor, C.L., Morrison, R.I.G., Nol, E., Rösner, H.-U., Schamel, D., Schekkerman, H., Soloviev, M.Y., Tomkovich, P.S., Tracy, D.M., Tulp, I. et Wennerberg, L. 2007. Effects of climate variation on the breeding ecology of Arctic shorebirds. -- Meddelelser om Grømland Bioscience 59. Danish Polar Center. Copenhague, Danemark. 48 p.

Melvin, E.F. et Parrish, J.K. (éd.). 2001. Seabird bycatch: trends, roadblocks and solutions. Proceedings of the symposium. Blaine, WA, 26-27 February, 1999. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-01-01. Fairbanks, AK. 206 p.

Michelutti, N., Douglas, M.S.V. et Smol, J.P. 2003. Diatom response to recent climatic change in a high Arctic lake (Char Lake, Cornwallis Island, Nunavut). Global and Planetary Change 38:257-271.

Michelutti, N., Wolfe, A.P., Vinebrooke, R.D., Rivard, B. et Briner, J.P. 2005. Recent primary production increases in arctic lakes. Geophysical Research Letters 32, L19715:1-4.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. Millennium Ecosystem Assessment Series. World Resources Institute. Washington, DC. 100 p.

Miller, F.L. 1987. Peary caribou and muskoxen on Bathurst, Alexander, Marc, Massey, Vanier, Cameron, Helena, Lougheed, and Edmund Walker Islands, Northwest Territories, July 1985. Technicial Report Series n° 20. Service canadien de la faune, Région des Prairies et du Nord. Edmonton, AB. 45 p.

Miller, F.L. 1988. Peary caribou and muskoxen on Melville and Byam Martin islands, Northwest Territories, July 1987. Série de rapports techniques n° 37. Service canadien de la faune, région des Prairies et du nord. Edmonton, AB. 58 p.

Miller, F.L. 1991a. Estimating Bathurst Island Peary caribou and muskox populations. Arctic 44:57-62.

Miller, F.L. 1991b. Updated status report on the Peary caribou, *Rangifer tarandus pearyi*, in Canada. Comité sur la situation des especes en péril au Canada. Ottawa, ON. 116 p.

Miller, F.L. 1998. Status of Peary caribou and muskox populations within the Bathurst Island complex, south-central Queen Elizabeth Islands, Northwest Territories, July 1996. Série de rapports techniques n° 317. Service canadien de la faune. Edmonton, AB. 147 p.

Miller, F.L. et Barry, S.J. 2009. Long-term control of Peary caribou numbers by unpredictable, exceptionally severe snow or ice conditions in a non-equilibrium grazing system. Arctic 62:175-189.

Miller, F.L., Barry, S.J. et Calvert, W.A. 2005. Conservation of Peary caribou based on a recalculation of the 1961 aerial survey on the Queen Elizabeth Islands, Arctic Canada. Rangifer Special Issue 16:65-75.

Miller, F.L. et Gunn, A. 1980. Behavioral responses of muskox herds to simulation of cargo slinging by helicopter, Northwest Territories. Canadian Field-Naturalist 94:52-60.

Miller, F.L. et Gunn, A. 2003. Catastrophic die-off of Peary caribou on the western Queen Elizabeth Islands, Canadian High Arctic. Arctic 56:381-390.

Miller, F.L., Russell, R.H. et Gunn, A. 1977. Distributions, movements and numbers of Peary caribou and muskoxen on western Queen Elizabeth Islands, Northwest Territories, 1972-74. Série de rapports techniques n° 40. Service canadien de la faune. Edmonton, AB. 55 p.

Miller, G.H., Bradley, R.S. et Andrews, J.T. 1975. The glaciation level and lowest equilibrium line altitude in the High Canadian Arctic: maps and climatic interpretation. Arctic and Alpine Research 7:155-168.

Milne, S.B., Park, R.W. et Stenton, D.R. 2012. Dorset culture land use strategies and the case of inland Southern Baffin Island. Canadian Journal of Archaeology 36:267-288.

Min, S.K., Zhang, X.B. et Zwiers, F. 2008. Human-induced Arctic moistening. Science 320:518-520.

Mlynowski, T.J., Hernandez-Henriquez, M.A. et Dery, S.J. 2011. An evaluation of hydrometric monitoring across the Canadian pan-Arctic region, 1950-2008. Hydrology Research 42:479-490.

Molau, U. 1993. Relationships between flowering phenology and life history strategies in tundra plants. Arctic and Alpine Research 25:391-402.

Molau, U. 1997. Responses to natural climatic variation and experimental warming in two tundra plant species with contrasting life forms: *Cassiope tetragona* and *Ranunculus nivalis*. Global Change Biology 3:97-107.

Monk, W.A. et Baird, D.J. 2011. Biodiversité dans les rivières et lacs du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 20. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Monk, W.A., Peters, D.L., Curry, R.A. et Baird, D.J. 2011. Quantifying trends in indicator hydroecological variables for regime-based groups of Canadian rivers. Hydrological Processes 25:3086-3100.

Mork, T. et Prestrud, A. 2004. Arctic rabies - A review. Acta Veterinaria Scandinavica 45:1-9.

Morneau, C. et Payette, S. 2000. Long term fluctuations of a caribou population revealed by tree ring data. Revue canadienne de zoologie 78:1784-1790.

Morrison, R.I.G., Aubry, Y., Butler, R.W., Beyersbergen, G.W., Downes, C., Donaldson, G.M., Gratto-Trevor, C.L., Hicklin, P.W., Johnston, V.H. et Ross, R.K. 2001. Declines in North American shorebird populations. Wader Study Group Bulletin 94:34-38.

Morrison, R.I.G., Davidson, N.C. et Wilson, J.R. 2007. Survival of the fattest: body stores on migration and survival in red knots *Calidris canutus islandica*. Journal of Avian Biology 38:479-487.

Morrison, R.I.G., McCaffery, B.J., Gill, R.E., Skagen, S.K., Jones, S.L., Page, G.W., Gratto-Trevor, C.L. et Andres, B.A. 2006. Population estimates of North American shorebirds, 2006. Wader Study Group Bulletin 111:67-85.

Morrison, R.I.G., Ross, R.K. et Niles, L.J. 2004. Declines in wintering populations of red knots in southern South America. Condor 106:60-70.

Morrissette, M., Bety, J., Gauthier, G., Reed, A. et Lefebvre, J. 2010. Climate, trophic interactions, density dependence and carry-over effects on the population productivity of a migratory Arctic herbivorous bird. Oikos 119:1181-1191.

Mowat, G. et Heard, D.C. 2006. Major components of grizzly bear diet across North America. Canadian Journal of Zoology 84:473-489.

Mueller, F.P. 1995. Tundra esker systems and denning by grizzly bears, wolves, foxes, and ground squirrels in the central Arctic, Northwest Territories. File Report n° 115. Department of Renewable Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 84 p.

Muir, D. 2008. Temporal trends of peresistent organic pollutants and mercury in landlocked char in the High Arctic. Technical Background Reports: Ecosystem Status and Trends Report for Canada. In preparation.

Mulders, R.L. 2000. Wolverine ecology, distribution, and productivity in the Slave Geological Province. West Kitikmeot/Slave Study Society. 92 p.

Mullon, C., Freon, P. et Cury, P. 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. Fish and Fisheries 6:111-120.

Musiani, M., Leonard, J.A., Cluff, H.D., Gates, C.C., Mariani, S., Paquet, P.C., Vila, C. et Wayne, R.K. 2007. Differentiation of tundra/taiga and boreal coniferous forest wolves: genetics, coat colour and association with migratory caribou. Molecular Ecology 16:4149-4170.

Myers, J.P., Morrison, R.I.G., Antas, P.Z., Harrington, B.A., Lovejoy, T.E., Sallaberry, M., Senner, S.E. et Tarak, A. 1987. Conservation strategy for migratory species. American Scientist 75:19-26.

Myers-Smith, I. 2007. Shrub line advance in alpine tundra of the Kluane Region: mechanisms of expansion and ecosystem impacts. Arctic 60:447-451.

Myers-Smith, I.H., Forbes, B.C., Wilmking, M., Hallinger, M., Lantz, T., Blok, D., Tape, K.D., Macias-Fauria, M., Sass-Klaassen, U., Levesque, E., Boudreau, S., Ropars, P., Hermanutz, L., Trant, A., Collier, L.S., Weijers, S., Rozema, J., Rayback, S.A., Schmidt, N.M., Schaepman-Strub, G., Wipf, S., Rixen, C., Menard, C.B., Venn, S., Goetz, S., Andreu-Hayles, L., Elmendorf, S., Ravolainen, V., Welker, J., Grogan, P., Epstein, H.E. et Hik, D.S. 2011a. Shrub expansion in tundra ecosystems: dynamics, impacts and research priorities. Environmental Research Letters 6 045509.

Myers-Smith, I.H., Hik, D.S., Kennedy, C., Cooley, D., Johnstone, J.F., Kenney, A.J. et Krebs, C.J. 2011b. Expansion of canopy-forming willows over the twentieth century on Herschel Island, Yukon Territory, Canada. Ambio 40:610-623.

NABCI. 2012. L'état des populations d'oiseaux du Canada. Environnement Canada. Ottawa, ON. 36 p.

Nadelhoffer, K.J., Shaver, G.R., Giblin, A.E. et Rastetter, E.B. 1997. Potential impacts of climate change on nutrient cycling, decomposition, and productivity in Arctic ecosystems. *Dans* Global change and Arctic terrestrial ecosystems. Oechel, W.C. (éd.). Springer-Verlag. New York, NY. pp. 349-364.

Nagy, J. et Gunn, A. 2006. Productivity of Peary caribou on Banks, northwest Victoria and Melville islands. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. Rapport non publié.

Nagy, J. et Gunn, A. 2009. Productivity of Peary caribou and muskoxen on Banks and Melville Islands, NT, July 2004. Manuscript Report n° 204. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 25 p.

Nagy, J.A. 2007. Plummeting numbers: the mysterious decline of the Arctic coastal herds. Northern Perspectives 31:36-37.

Nagy, J.A., Gunn, A. et Wright, W.H. 2009a. Population estimates for Peary caribou and muskox on Banks Island, NT, August 1992. Manuscript Report n° 198. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Yellowknife, NT. 31 p.

Nagy, J.A., Johnson, D.L., Larter, N.C., Campbell, M.W., Derocher, A.E., Kelly, A., Dumond, M., Allaire, D. et Croft, B. 2011. Subpopulation structure of caribou (*Rangifer tarandus* L.) in Arctic and Subarctic Canada. Ecological Applications 21:2334-2348.

Nagy, J.A., Larter, N. et Wright, W.H. 2009b. Population estimates for Peary caribou (Minto Inlet Herd), Dolphin and Union caribou, and muskox on northwest Victoria Island, NT, July 1998. Manuscript Report n° 201. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Fort Simpson, NT. 29 p.

Nagy, J.A., Larter, N. et Wright, W.H. 2009c. Population estimates for Peary caribou (Minto Inlet Herd), Dolphin and Union caribou, and muskox on northwest Victoria Island, NT, July 2001. Manuscript Report n° 202. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT et Fort Simpson, NT. 36 p.

Nagy, J.A., Larter, N.C. et Fraser, V.P. 1996. Population demography of Peary caribou and muskox on Banks Island, N.W.T. 1982-1992. Rangifer Special Issue 9:213-222.

Nagy, J.A., Latour, P. et Wright, W.H. 2009d. Population estimates for Peary caribou and muskox on Banks Island, NT, July 1982: a retrospective analysis. Manuscript Report n° 197. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT. 42 p.

Nagy, J.A., Russell, R.H., Pearson, A.M., Kingsley, M.C.S. et Larsen, C.B. 1983. A study of grizzly bears on the barren grounds of Tuktoyaktuk Peninsula and Richards Island, Northwest Territories, 1974 to 1978. Canadian Wildlife Service. Edmonton, AB. 136 p.

NASA. 2013. GISS surface temperature anaysis (GISTEMP) [en ligne]. http://data.giss.nasa.gov/gistemp/ (consulté le 7 Mar. 2013).

Natcher, D.C., Felt, L. et Procter, A. (éd.). 2012. The Nunatsiavummiut experience: Settlement, subsistence, and change among the Labrador Inuit. University of Manitoba Press. Winnipeg.

National Snow and Ice Data Center. 2013. Sea ice index [en ligne]. http://nsidc.org/data/seaice_index/

Nellemann, C. et Cameron, R.D. 1998. Cumulative impacts of an evolving oil-field complex on the distribution of calving caribou. Canadian Journal of Zoology 76:1425-1430.

Nesbitt, L. et Adamczewski, J. 2009. Decline and recovery of the Bathurst Caribou Herd: summary report of workshops Oct. 1-2 and 5-6 in Yellowknife. 35 p.

Neufeld, D. 2002. The Distant Early Warning (DEW) Line: a preliminary assessment of its role and effects upon northern Canada, revised for the Arctic Institute of North America, May, 2002. Parcs Canada. 21 p.

Nickels, S., Furgal, C., Buell, M. et Moquin, H. 2005. Unikkaaqatigiit - putting the human face on climate change: Perspectives from Inuit in Canada. Joint publication of Inuit Tapiriit Kanatami Nasivvik Centre for Inuit Health and Changing Environments at Université Laval and Ajunnginiq Centre at the National Aboriginal Health Organization. Ottawa. 124 p.

Nickels, S., Furgal, C., Castleden, J., Moss-Davies, P., Buell, M., Armstrong, B., Dillion, D. et Fonger, R. 2002. Putting the human face on climate change through community workshops: Inuit knowledge, partnerships and research. *Dans* The earth is faster now: Indigenous observations of arctic environmental change. Krupnik, I. et Jolly, D. (éd.). Arctic Research Consortium of the United States. Fairbanks, AK.

Niemi, A., Paulic, J. et Cobb, D. 2010. Rapport de l'état des écosystèmes et des tendances: écozones marines de l'Arctique. Secrétariat canadien de consultation scientifique document de recherche n° 2010/066. Pêches et Océans Canada. Winnipeg MB. 66 p.

Nishi, J.S. et Gunn, A. 2004. An estimate of the herd size for the migratory Dolphin and Union Caribou Herd during the rut (17-22 October 1997). File Report n° 131. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 52 p.

Niven, D.K., Sauer, J.R., Butcher, G.S. et Link, W.A. 2004. Population change in boreal birds from the Christmas Bird Count. American Birds 58:10-20.

Noren, K., Carmichael, L., Dalen, L., Hersteinsson, P., Samelius, G., Fuglei, E., Kapel, C.M.O., Menyushina, I., Strobeck, C. et Angerbjorn, A. 2011. Arctic fox *Vulpes lagopus* population structure: circumpolar patterns and processes. Oikos 120:873-885.

Norment, C.J. et Shackleton, S.A. 2008. Harris's sparrow (*Zonotrichia querula*). *Dans* The birds of North America online. Poole, A. (éd.). Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, NY. http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/064.

Norrdahl, K. 1995. Population cycles in northern small mammals. Biological Reviews 70:621-637.

Nunatsiavut Government. 2009. Labrador Inuit Land Claim [en ligne]. http://www.nunatsiavut.com/index.php/lilca (consulté le 1 Dec. 2012).

Nunavut Research Institute. 2004. A summary of results from climate change research undertaken in Nunavut during 2004 [en ligne]. Compiled by Nunavut Research Institute and the Canadian Cimate Impacts and Adaptation Research Network (C-CAIRN) North. http://www.nri.nu.ca/publications.html (consulté le 30 Nov. 2009).

Nunavut Tusaavut Inc. 1997. Travelling to Bathurst Island: interviews from Resolute Bay. Parcs Canada. Ottawa, ON. 91 p.

NWT Department of Environment and Natural Resources. 2011. 2011 Annual report of NWT wildlife research permits. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. 29 p.

NWT Department of Environment and Natural Resources. 2012. Moose in the NWT [en ligne]. Government of the Northwest Territories. http://www.enr.gov.nt.ca/_live/pages/wpPages/Moose.aspx (consulté le 20 July 2013).

NWT Environment and Natural Resources. 2011. Summary of harvest data for species under quota in the inuvialuit Settlement Region July 2006 to June 2011. Government of the Northwest Territories. Inuvik, NT.

Obbard, M.E., Cattet, M.R.L., Moody, T., Walton, L.R., Potter, D., Inglis, J. et Chenier, C. 2006. Temporal trends in the body condition of southern Hudson Bay polar bears. Climate Change Research Information Note n° 3. Applied Research and Development Branch, Ministry of Natural Resources, Government of Ontario. 8 p.

Obbard, M.E., Thiemann, G.W., Peacock, E. et DeBruyn, T.D. (éd.). 2010. Polar bears: Proceedings of the 15th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, Copenhagen, Denmark, 29 June-3 July 2009. IUCN. Gland and Cambridge. 235 p.

Oberbauer, S.F., Elmendorf, S.C., Troxler, T.G., Hollister, R.D., Rocha, A.V., Bret-Harte, M.S., Dawes, M.A., Fosaa, A.M., Henry, G.H., Høve, T.T., Jarrad, F.C., Jónsdóttir, I.S., Klanderud, K., Klein, J.A., Molau, U., Rixen, C., Schmidt, N.M., Shaver, G.R., Slider, R.T., Totland, O., Wahren, C.H. et Welker, J.M. 2013. Phenological responses of tundra plants to background climate variation tested using the International Tundra Experiment (ITEX). Phil Trans Roy Soc B 368(1624).

Oberbauer, S.F., Tweedie, C.E., Welker, J.M., Fahnestock, J.T., Henry, G.H.R., Webber, P.J., Hollister, R.D., Walker, M.D., Kuchy, A., Elmore, E. et Starr, G. 2007. Tundra CO_2 fluxes in response to experimental warming across latitudinal and moisture gradients. Ecological Monographs 77:221-238.

Oechel, W.C. et Vourlitis, G.L. 1997. Climate change in northern latitudes: alterations in ecosystem structure and function and effects on carbon sequestration. *Dans* Global change and Arctic terrestrial ecosystems. Oechel, W.C. (éd.). Springer-Verlag. New York, NY. pp. 381-401.

Ohse, B., Jansen, F. et Wilmking, M. 2012. Do limiting factors at Alaskan treelines shift with climatic regimes? Environmental Research Letters 7 015505 .

Olofsson, J., Stark, S. et Oksanen, L. 2004. Reindeer influence on ecosystem processes in the tundra. Oikos 105:386-396.

Olthof, I., C.Butson, R.Fernandes, R.Fraser, R.Latifovic et J.Orazietti. 2005. Landsat ETM+ mosaic of Northern Canada. Canadian Journal of Remote Sensing 31:412-419.

Ouranos. 2004. S'adapter aux changements climatiques. Montréal, QC. 83 p.

Overland, J. et Wang, M. 2007. Future regional arctic sea ice declines. Geophysical Research Letters 34, L17705:1-7.

Overland, J.E., J.E.Walsh et M.Wang. 2007. Why are Ice and Snow Changing? *Dans* Global Outlook for Ice and Snow. Eamer, J. (éd.). United Nations Environment Programme. Nairobi. Chapitre 3. pp. 29-38.

Pamperin, N.J., Follmann, E.H. et Person, B.T. 2008. Sea-ice use by arctic foxes in Northern Alaska. Polar Biology 31:1421-1426.

Parmesan, C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. Global Change Biology 13:1860-1872.

Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratchliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S. et Reid, J.B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. ICES Journal of Marine Science 65:1520-1526.

Payette, S. 2007. Contrasted dynamics of Northern Labrador tree lines caused by climate change and migrational lag. Ecology 88:770-780.

Payette, S., Boudreau, S., Morneau, C. et Pitre, N. 2004a. Long-term interactions between migratory caribou, wildfires and Nunavik hunters inferred from tree rings. Ambio 33:482-486.

Payette, S., Delwaide, A., Caccianiga, M. et Beauchemin, M. 2004b. Accelerated thawing of Subarctic peatland permafrost over the last 50 years. Geophysical Research Letters 31:1-4.

PCMB. 2009. Harvest management plan for the Porcupine Caribou Herd in Canada. Porcupine Caribou Management Board. 41 p.

Peacock, E., Derocher, A.E., Thiemann, G.W. et Stirling, I. 2011. Conservation and management of Canada's polar bears (*Ursus maritimus*) in a changing Arctic. Canadian Journal of Zoology 89:371-385.

Peacock, E., Taylor, M.K., Laake, J. et Stirling, I. 2013. Population ecology of polar bears in Davis Strait, Canada and Greenland. Journal of Wildlife Management 77:463-476.

Perovich, D., Meier, W., Tshudi, M., Gerland, S. et Richter-Menge, J. 2012. Sea ice [in Arctic report card 2012] [en ligne]. http://www.arctic.noaa.gov/reportcard/sea_ice.html (consulté le 6 June 2013).

Peters, D.L., Prowse, T.D., Pietroniro, A. et Leconte, R. 2006. Flood hydrology of the Peace-Athabasca Delta, Northern Canada. Hydrological Processes 20:4073-4096.

Peterson, B.J., Holmes, R.M., McClelland, J.W., Volosmarty, C.J. et Lammers, R.B. 2002. Increasing river discharge to the Arctic Ocean. Science 298:2171-2173.

Peterson, B.J., McClelland, J., Curry, R., Holmes, R.M., Walsh, J.E. et Aargaard, K. 2006. Trajectory shifts in the Arctic and Subarctic freshwater cycle. Science 313:1061-1066.

Philippa, J.D.W., Leighton, F.A., Daoust, P.Y., Nielsen, O., Pagliarulo, M., Schwantje, H., Shury, T., Van Herwijnen, R., Martina, B.E.E., Kuiken, I., Van de Bildt, M.W.G. et Osterhaus,

A.D.M.E. 2004. Antibodies to selected pathogens in free-ranging terrestrial carnivores and marine mammals in Canada. Veterinary Record 155:135-140.

Pielou, E.C. 1991. After the ice age. University of Chicago Press. Chicago, IL. 366 p.

Piersma, T., Koolhaas, A., Dekinga, A., Beukema, J.J., Dekker, R. et Essink, K. 2001. Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. Journal of Applied Ecology 38:976-990.

Ping, C.L., Michaelson, G.J., Jorgenson, M.T., Kimble, J.M., Epstein, H., Romanovsky, V.E. et Walker, D.A. 2008. High stocks of soil organic carbon in the North American Arctic region. Nature Geoscience 1:615-619.

Pirie, L., Johnston, B.H. et Smith, P.A. 2012. Tier 2 surveys. *Dans* Arctic shorebirds in North America: a decade of monitoring. Studies in Avian Biology Monograph Series n°. 44. Bart, J. et Johnston, B.H. (éd.). University of California Press. Berkeley, CA. Sous presse.

Polyak, L., Alley, R.B., Andrews, J.T., Brigham-Grette, J., Cronin, T.M., Darby, D.A., Dyke, A.S., Fitzpatrick, J.J., Funder, S., Holland, M., Jennings, A.E., Miller, G.H., O'Regan, M., Savelle, J., Serreze, M., St John, K., White, J.W.C. et Wolff, E. 2010. History of sea ice in the Arctic. Quaternary Science Reviews 29:1757-1778.

Poole, K.G., Gunn, A., Patterson, B.R. et Dumond, M. 2010. Sea ice and migration of the Dolphin and Union Caribou Herd in the Canadian Arctic: an uncertain future. Arctic 62:414-428.

Poole, K.G., Gunn, A. et Wierzchowski, J. 2013. An operations guide to barren-ground caribou calving ground density, dispersion and distribution surveys, based on an assessment of the June 2007 and 2008 surveys, Northwest Territories and Nunavut. Manuscript Report n° 226. Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. Yellowknife, NT. 89 p.

Porcupine Caribou Management Board. 2010. Harvest management plan for the Porcupine Caribou Herd in Canada. First Nation of NaCho Nyäk Dun, Gwich'in Tribal Council, inuvialuit Game Council, Tr'ondëk Hwëch'in, Vuntut Gwitchin Government, Government of the Northwest Territories, Government of Yukon, and Government of Canada. 41 p.

Potter, L.D. 1972. Plant Ecology of Walakpa Bay Area, Alaska. Arctic 25:115-130.

Predavec, M., Krebs, C.J., Dannell, K. et Hyndman, R.J. 2001. Cycles and synchrony in the collared lemming *(Dicrostonyx groenlandicus)* in Arctic North America. Oecologia 126:216-224.

Priest, H. et Usher, P.J. 2004. The Nunavut wildlife harvest study. Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut. Iqaluit, NU. 816 p.

Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. 2003. Synthèse du rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien - phase II. Affaires indiennes et du Nord Canada. Ottawa, ON. 118 p.

Prowse, T., Alfredsen, K., Beltaos, S., Bonsal, B., Duguay, C., Korhola, A., McNamara, J., Vincent, W.F., Vuglinsky, V. et Weyhenmeyer, G.A. 2011. Arctic freshwater ice and its climatic role. Ambio 40:46-52.

Prowse, T.D., Wrona, F.J., Reist, J.D., Hobbie, J.E., Lévesque, L.M.J. et Warwick, W.F. 2006. General features of the Arctic relevant to climate change in freshwater ecosystems. AMBIO: a Journal of the Human Environment 35:330-338.

Pruitt, W.O.J. 1957. Observations on the bioclimate of some taiga mammals. Arctic 10:130-138.

PSC. 2005. Programme des sites contaminés du Nord [en ligne]. Affaires autochtones et Développement du Nord Canada. http://www.ainc-inac.gc.ca/nth/ct/ncsp/index-eng.asp (consulté le 30 Nov. 2009).

Putkonen, J. et Roe, G. 2003. Rain-on-snow events impact soil temperatures and affect ungulate survival. Geophysical Research Letters 30:1-37.

Quakenbush, L.T., Suydam, R.S., Acker, R., Knoche, M. et Citta, J. 2013. Migration of king and common eiders past Point Barrow, Alaska, during summer/fall 2002 through spring 2004: Population trends and effects of wind. OCS Study MMS nº 2009-036. Coastal Marine Institute, University of Alaska.

Quinlan, R., Douglas, M.S.V. et Smol, J.P. 2005. Food web changes in arctic ecosystems related to climate warming. Global Change Biology 11:1381-1386.

Rankin, R., Austin, M. et Rice, J. 2011. Système de classification écologique pour le Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique nº 1. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. ii + 18 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Rannie, W.F. 1986. Summer air-temperature and number of vascular species in Arctic Canada. Arctic 39:133-137.

Raven, G.H. et Dickson, D.L. 2006. Changes in distribution and abundance of birds on western Victoria Island from 1992-1994 to 2004-2005. Série de rapports techniques nº 456. Service canadien de la faune, Environnement Canada. Edmonton, AB. 60 p.

Raven, G.H. et Dickson, D.L. 2009. Surveys of Pacific common eiders (*Somateria mollissima v-nigra*) in the Bathurst Inlet area of Nunavut, 2006-2008. Technical Report Series nº 503. Service canadien de la faune. Edmonton, Alberta. 58 p.

Reed, E.T. et Calvert, A.M. 2007. Évaluation de l'effet des mesures spéciales de conservation sur la Grande Oie des neiges : un rapport du Groupe de travail sur la Grande Oie des neiges / édité par Eric T. Reed et Anna M. Calvert. Groupe de travail sur la Grande Oie des neiges. Reed, E.T. et Calvert, A.M. (éd.). Service canadien de la faune. Sainte-Foy, Québec . 92 p.

Regehr, E.V., Hunter, C.M., Caswell, H., Amstrup, S.C. et Stirling, I. 2010. Survival and breeding of polar bears in the southern Beaufort Sea in relation to sea ice. Journal of Animal Ecology 79:117-127.

Regehr, E.V., Lunn, N.J., Amstrup, S.C. et Stirling, L. 2007a. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in western Hudson Bay. Journal of Wildlife Management 71:2673-2683.

Regehr, E.V., Lunn, N.J., Amstrup, S.C. et Stirling, L. 2007b. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in western Hudson Bay. Journal of Wildlife Management 71:2673-2683.

Registre public des espèces en péril. 2012. Ours blanc (Profil d'espèce) [en ligne]. http://www.sararegistry.gc.ca/species/speciesDetails_f.cfm?sid=167 (consulté le 7 July 2013).

Reichard, M.V., Torretti, L., Garvon, J.M. et Dubey, J.P. 2008. Prevalence of antibodies to *Toxoplasma gondii* in wolverines from Nunavut, Canada. Journal of Parasitology 94:764-765.

Reid, D.G., Berteaux, D. et Laidre, K. 2013. Mammals. *Dans* Arctic biodiversity assessment. Meltofte, H. (éd.). Conservation of Arctic Flora and Fauna. Akureyri, Iceland. Chapitre 3. pp. 79-141.

Reid, D.G., Doyle, F.I., Kenney, A.J. et Krebs, C.J. 2011. Some observations of short-eared owl, *Asio flammeus*, ecology on arctic tundra, Yukon, Canada. Canadian Field-Naturalist 125:307-315.

Reid, D.G., Bilodeau, F., Krebs, C.J., Gauthier, G., Kenney, A.J., Gilbert, B., Leung, M.C., Duchesne, D. et Hofer, E. 2012. Lemming winter habitat choice: a snow-fencing experiment. Oecologia 168:935-946.

Reist, J.D., Wrona, F.J., Prowse, T.D., Dempson, J.B., Power, M., Köck, G., Carmichael, T.J., Sawatzky, C.D., Lehtonen, H. et Tallman, R.F. 2006a. Effects of climate change and UV radiation on fisheries for arctic freshwater and anadromous species. AMBIO: a Journal of the Human Environment 35:402-410.

Reist, J.D., Wrona, F.J., Prowse, T.D., Power, M., Dempson, J.B., Beamish, R.J., King, J.R., Carmichael, T.J. et Sawatzky, C.D. 2006b. General effects of climate change on arctic fishes and fish populations. Ambio 35:370-380.

Rennert, K.J., Roe, G., Putkonen, J. et Bitz, C.M. 2009. Soil thermal and ecological impacts of rain on snow events in the circumpolar Arctic. Journal of Climate 22:2302-2315.

Ressources naturelles Canada. 2010. Les côtes et le rivage (l'Atlas du Canada) [en ligne]. http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/learningresources/facts/coastline.html/document_view (consulté le 23 May 2010).

Reynolds, P.E. 1998. Dynamics and range expansion of a reestablished muskox population. The Journal of Wildlife Management 62:734-744.

Rich, T.D., Beardmore, C.J., Berlanga, H., Blancher, P.J., Bradstreet, M.S.W., Butcher, G.S., Demarest, D.W., Dunn, E.H., Hunter, W.C., Iñigo-Elias, E.E., Kennedy, J.A., Martell, A.M., Panjabe, A.O., Pashley, D.N., Rosenberg, K.V., Rustay, C.M., Wendt, J.S. et Will, T.C. 2004. Partners in Flight North American Landbird Conservation Plan. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, NY. 84 p.

Richter-Menge, J., Overland, J., Proshutinsky, A., Romanovsky, V., Bengtsson, L., Brigham, L., Dyurgerov, M., Gascard, J.C., Gerland, S., Graversen, R., Haas, C., Karcher, M., Kuhry, P., Maslanik, J., Melling, H., Maslowski, W., Morison, J., Perovich, D., Przybylak, R., Rachold, V., Rigor, I., Shiklomanov, A., Stroeve, J., Walker, D. et Walsh, J. 2006. State of the Arctic report. NOAA/OAR Special Report. NOAA/OAR/PMEL. Seattle, WA. 36 p.

Riget, F., Bignert, A., Braune, B., Stow, J. et Wilson, S. 2010. Temporal trends of legacy POPs in Arctic biota, an update. Science of the Total Environment 408:2874-2884.

Riget, F., Braune, B., Bignert, A., Wilson, S., Aars, J., Born, E., Dam, M., Dietz, R., Evans, M., Evans, T., Gamberg, M., Gantner, N., Green, N., Gunnlaugsdottir, H., Kannan, K., Letcher,

R., Muir, D., Roach, P., Sonne, C., Stern, G. et Wiig, O. 2011. Temporal trends of Hg in Arctic biota, an update. Science of the Total Environment 409:3520-3526.

Roach, J. 16 May 2006. Grizzly-polar bear hybrid found - but what does it mean? National Geographic News.

Robertson, G.J. et Gilchrist, H.G. 1998. Evidence of population declines among common eiders breeding in the Belcher Islands, Northwest Territories. Arctic 51:378-385.

Rocha, A.V., Loranty, M.M., Higuera, P.E., Mack, M.C., Hu, F.S., Jones, B.M., Breen, A.L., Rastetter, E.B., Goetz, S.J. et Shaver, G.R. 2012. The footprint of Alaskan tundra fires during the past half-century: implications for surface properties and radiative forcing. Environmental Research Letters 7 044039.

Rode, K.D., Peacock, E., Taylor, M., Stirling, I., Born, E.W., Laidre, K.L. et Wiig, O. 2012. A tale of two polar bear populations: ice habitat, harvest, and body condition. Population Ecology 54:3-18.

Rolph, S.G. 2003. Effects of a ten-year climate warming experiment on nitrogen cycling in high Arctic tundra. Thèse (M.Sc.). University of British Columbia. Vancouver. 61 p.

Romanovsky, V.E., Smith, S.L., Christiansen, H.H., Shiklomanov, N.I., Streletskiy, D.A., Drozdov, D.S., Oberman, N.G., Knolodov, A.L. et Marchenko, S.S. 2012. Permafrost [in Arctic report 2012] [en ligne]. http://www.arctic.noaa.gov/reportcard/permafrost.html (consulté le 6 June 2013).

Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C. et Pounds, J.A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. Nature 421:57-60.

Ross, P.I. 2002. Update COSEWIC status report on the grizzly bear *Ursus arctos* in Canada. *Dans* COSEWIC Assessment and update status report on the grizzly bear *Ursus arctos* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON. 91.

Roth, J.D. 2003. Variability in marine resources affects arctic fox population dynamics. Journal of Animal Ecology 72:668-676.

Rothfels, M. et Russell, D. 2005. Fiches d'information sur les mammifères : le caribou. Faune et flore du pays. Fédération canadienne de la faune et Environnement Canada. http://www.hww.ca/fr/especes/mammiferes/le-caribou.html.

Rouse, W.R., Douglas, M.S.V., Hecky, R.E., Hershey, A.E., Kling, G.W., Lesack, L., Marsh, P., McDonald, M., Nicholson, B.J., Roulet, N.T. et Smol, J.P. 1997. Effects of climate change on the freshwaters of arctic and subarctic North America. Hydrological Processes 11:873-902.

Rudy, A.C.A., Lamoureux, S.F., Treitz, P. et Collingwood, A. 2013. Identifying permafrost slope disturbance using multi-temporal optical satellite images and change detection techniques. Cold Regions Science and Technology 88:37-49.

Rühland, K., Paterson, A.M. et Smol, J.P. 2008. Hemispheric-scale patterns of climate-related shifts in planktonic diatoms from North American and European lakes. Global Change Biology 14:2740-2754.

Ruhland, K., Priesnitz, A. et Smol, J.P. 2003. Paleolimnological evidence from diatoms for recent environmental changes in 50 lakes across Canadian arctic treeline. Arctic Antarctic and Alpine Research 35:110-123.

Russell, D. 2012. Appendix 6H: Energy-protein modeling of north Baffin caribou in relatin to the Mary River mine project. *Dans* Mary River Project final environmental impact statement, Volume 6: Terrestrial environment. Baffinland Iron mines Corp. Toronto. 41.

Russell, D., Whitfield, P.H., Cai, J., Gunn, A., White, R.G. et Poole, K. 2013. CARMA's MERRA-based caribou range climate database. Rangifer 33:145-152.

Russell, D.E., Martell, A.M. et Nixon, W.A. 1993. The range ecology of the Porcupine Caribou Herd in Canada. Rangifer Special Issue 8:1-168.

Russell, D.E., White, R.G. et Daniel, C.J. 2005. Energetics of the Porcupine Caribou Herd: a computer simulation model. Série de rapports techniques n° 431. Service canadien de la faune. Ottawa, ON. 64 p.

Schimel, J.P., Bilbrough, C. et Welker, J.A. 2004. Increased snow depth affects microbial activity and nitrogen mineralization in two Arctic tundra communities. Soil Biology & Biochemistry 36:217-227.

Schimel, J.P. et Chapin III, F.S. 1996. Tundra plant uptake of amino acid and NH_4^+ nitrogen in situ: plants compete well for amino acid N. Ecology 77:2142-2147.

Schindler, D.W. et Smol, J.P. 2006. Cumulative effects of climate warming and other human activities on freshwaters of Arctic and Subarctic North America. AMBIO: a Journal of the Human Environment 35:160-168.

Schmelzer, I. et Otto, R. 2003. Winter range drift in the George River Caribou Herd: a response to summer forage limitation? Rangifer Special Issue 14:113-122.

Schmidt, I.K., Jonasson, S., Shaver, G.R., Michelsen, A. et Nordin, A. 2002. Mineralization and distribution of nutrients in plants and microbes in four arctic ecosystems: responses to warming. Plant and Soil 242:93-106.

Schreiber, E.A. et Burger, J. 2002. Biology of marine birds. CRC Press. New York, NY. 722 p.

Schultz J. 2005. The ecozones of the world. Springer-Verlag. Berlin. 252 p.

Schuur, E.A.G., Bockheim, J., Canadell, J.G., Euskirchen, E., Field, C.B., Goryachkin, S.V., Hagemann, S., Kuhry, P., Lafleur, P.M., Lee, H., Mazhitova, G., Nelson, F.E., Rinke, A., Romanovsky, V.E., Shiklomanov, N., Tarnocai, C., Venevsky, S., Vogel, J.G. et Zimov, S.A. 2008. Vulnerability of permafrost carbon to climate change: Implications for the global carbon cycle. Bioscience 58:701-714.

Schuur, E.A.G., Vogel, J.G., Crummer, K.G., Lee, H., Sickman, J.O. et Osterkamp, T.E. 2009. The effect of permafrost thaw on old carbon release and net carbon exchange from tundra. Nature 459:556-559.

Scott, P.A. et Stirling, I. 2002. Chronology of terrestrial den use by polar bears in western Hudson Bay as indicated by tree growth anomalies. Arctic 55:151-166.

Screen, J.A. et Simmonds, I. 2012. Declining summer snowfall in the Arctic: causes, impacts and feedbacks. Climate Dynamics 38:2243-2256.

Senner, S.E. et Howe, M.A. 1984. Conservation of Nearctic shorebirds. *Dans* Shorebirds: breeding behaviour and populations. Burger, J. et Olla, B.L. (éd.). Plenum Press. New York, NY. pp. 379-421.

Serreze, M.C. et Barry, R.G. 2011. Processes and impacts of Arctic amplification: A research synthesis. Global and Planetary Change 77:85-96.

Service canadien de la faune. 2003. La Grand Oie des neiges [Faune et Flore du Pays]. Service canadien de la faune. 8 p.

Service canadien de la faune Comité sur la sauvagine. 2012. Situation des populations d'oiseaux migrateurs considérés comme gibier au Canada – Novembre 2012. CWS Migratory Birds Regulatory Report nº 37. Environnement Canada. Gatineau QC.

Shank, C.C. et Graf, R. 2013. Abundance and distribution of muskoxen near Aylmer Lake, NWT, July 1991. Manuscript Report nº 56. Department of Environment and Natural Resources, Northwest Territories. 16 p.

Sharma, S., Couturier, S. et Côté, S.D. 2009. Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou. Global Change Biology 15:2549-2562.

Sharp, M., Wolken, G., Geai, M.-L. et Burgess, D. 2012. Mountain glaciers and ice caps (outside Greenland) [in Arctic report card 2012]. http://www.arctic.noaa.gov/report12/glaciers_ice_caps.html.

Shaver, G.R., Bret-Harte, S.M., Jones, M.H., Johnstone, J., Gough, L., Laundre, J. et Chapin, F.S. 2001. Species composition interacts with fertilizer to control long-term change in tundra productivity. Ecology 82:3163-3181.

Shaver, G.R., Canadell, J., Chapin, F.S., III, Gurevitch, J., Harte, J., Henry, G.H.R., Ineson, P., Jonasson, S., Melillo, J.M., Pitelka, L. et Rustad, L. 2000. Global warming and terrestrial ecosystems: A conceptual framework for analysis. Bioscience 50:871-882.

Shaver, G.R. et Chapin, F.S. 1995. Long-term responses to factorial, NPK fertilizer treatment by Alaskan wet and moist tundra sedge species. Ecography 18:259-275.

Shaver, G.R. et Kummerow, J. 1992. Phenology, resource allocation, and growth of arctic vascular plants. *Dans* Arctic ecosystems in a changing climate: an ecophysiological perspective. Chapin III, F.S., Jefferies, R.L., Reynolds, J.F., Shaver, G.R. et Svoboda, J. (éd.). Academic Press Inc. San Diego, CA. pp. 193-211.

Shepherd, P.C.F., Evans Ogden, L.J. et Lank, D.B. 2003. Integrating marine and terrestrial habitats in shorebird conservation planning. Wader Study Group Bulletin 100:40-42.

Shiklomanov, A.I. et Lammers, R.B. 2011. River discharge [in Arctic report card 2011] [en ligne]. http://www.arctic.noaa.gov/report11/river_discharge.html (consulté le 28 June 2013).

Skagen, S., Bart, J., Andres, B., Brown, S., Donaldson, G., Harrington, B.A., Johnston, V., Jones, S. et Morrison, R.I.G. 2003. Monitoring shorebirds of North America: towards a unified approach. Wader Study Group Bulletin 100:102-104.

Slaney, F.F. 1975. Peary caribou and muskoxen and Panarctic's seismic operations on Bathurst Island, N.W.T., 1975. Panarctic Oils Ltd. Calgary, AB. 11 p.

Slough, B.G. 2013. Species status report (scientific knowledge component) for wolverine (*Gulo gulo*) in the Northwest Territories, draft for expert review (26 April 2013). Prepared for the Northwest Territories Species at Risk Committee. "**Do not cite without permission of the SARC Chairperson" - check for update prior to publication**.

Smith, L.C., Sheng, Y., MacDonald, G.M. et Hinzman, L.D. 2005a. Disappearing arctic lakes. Science 308:1429-1429.

Smith, P.A., Gilchrist, H.G., Forbes, M.R., Martin, J.L. et Allard, K. 2010. Inter-annual variation in the breeding chronology of arctic shorebirds: effects of weather, snow melt and predators. Journal of Avian Biology 41:292-304.

Smith, R.L. et Smith, T.M. 2001. Ecology and field biology. Édition Sixth. Benjamin Cummings. 771 p.

Smith, S. 2011. Tendances relatives aux conditions du pergélisol et à l'écologie dans le Nord du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 9. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. iii + 23 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Smith, S.L., Burgess, M.M. et Heginbottom, J.A. 2001a. Permafrost in Canada, a challenge to northern development. *Dans* A synthesis of geological hazards in Canada. Brooks, G.R. (éd.). Commission géologique du Canada, Bulletin 548. pp. 241-264.

Smith, S.L., Burgess, M.M. et Nixon, F.M. 2001b. Response of active-layer and permafrost temperatures to warming during 1998 in the Mackenzie Delta, Northwest Territories and at Canadian Forces Station Alert and Baker Lake, Nunavut. Current Research 2001-E5. Commission géologique du Canada. 12 p.

Smith, S.L., Burgess, M.M., Riseborough, D. et Nixon, F.M. 2005b. Recent trends from Canadian permafrost thermal monitoring network sites. Permafrost and Periglacial Processes 16:19-30.

Smith, S.L., Burgess, M.M. et Taylor, A.E. 2003. High Arctic permafrost observatory at Alert, Nunavut -- analysis of a 23 year data set. *Dans* Proceedings of the 8th International Conference on Permafrost. Zurich, Suisse, 21 au 25 juillet 2003. Phillips, M., Springman, S.M. et Arenson, L.U. (éd.). Swets & Zeitlinger. Lisse, Pays-Bas. pp. 1073-1078.

Smith, S.L., Throop, J. et Lewkowicz, A.G. 2012. Recent changes in climate and permafrost temperatures at forested and polar desert sites in northern Canada. Canadian Journal of Earth Sciences 49:914-924.

Smits, C.M.M. 2000. 2000 North Richardson Mountains moose survey results. Fish and Wildlife Branch, Yukon Department of Renewable Resources. Whitehorse, YT. 6 p. Unpublished manuscript.

Smol, J.P. et Douglas, M.S. 2007a. Crossing the final ecological threshold in high Arctic ponds. Proceedings of the National Academy of Sciences 104:12395-12397.

Smol, J.P. et Douglas, M.S.V. 2007b. From controversy to consensus: making the case for recent climate change using lake sediments. Frontiers in Ecology and the Environment 5:466-474.

Smol, J.P., Wolfe, A.P., Birkds, H.J.B., Douglas, M.S.V., Jones, V.J., Korhola, A., Pienitz, R., Ruhland, K., Sorvari, S., Antoniades, D., Brooks, S.J., Fullu, M.A., Huges, M., Keatley, B.E.,

Laing, T.E., Michelutti, N., Nazarova, L., Nyman, J., Paterson, A.M., Perren, B., Quinlan, R., Ruatio, M., Saulnier-Talbot, E., Sutonen, S., Solvieva, N. et Weckstrom, J. 2005. Climate-driven regime shifts in the biological communities of arctic lakes. Proceedings of the National Academy of Sciences 102:4397-4402.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R.B., Bernsten, T., Bindoff, N.L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J.M., Hergerl, G.C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B.J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somervilles, R., Stocker, T.F., Whetton, P., Wood, R.A. et Wratt, D. 2007. Résumé technique. *Dans* Changements climatiques 2007 : les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. et Miller, H.L. (éd.). Cambridge University Press. Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY.

Sorvari, S., Korhola, A. et Thompson, R. 2002. Lake diatom response to recent Arctic warming in Finnish Lapland. Global Change Biology 8:171-181.

Species at Risk Committee. 2012a. Species status report for Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) in the Northwest Territories. Species at Risk Committee. Yellowknife, NT. 137 p.

Species at Risk Committee. 2012b. Species status report for polar bear (*Ursus maritimus*) in the Northwest Territories. Species at Risk Committee. Yellowknife, NT.

Spence, C. et Burke, A. 2008. Estimates of Canadian Arctic Archipelago runoff from observed hydrometric data. Journal of Hydrology 362:247-259.

Stankowich, T. 2008. Ungulate flight responses to human disturbance: a review and meta-analysis. Biological Conservation 141:2159-2173.

Statistique Canada. 2008. Recensement de 2006 : Peuples autochtones du Canada en 2006 : Inuits, Métis et Premières nations, Recensement de 2006 : résultats [en ligne]. Statistique Canada. http://www12.statcan.ca/english/census06/analysis/aboriginal/surpass.cfm

Statistique Canada. 2000. L'activité humaine et l'environnement 2000. L'activité humaine et l'environnement. Ottawa, ON. 332 p.

Statistique Canada. 2008. L'activité humaine et l'environnement : statistiques annuelles 2007 et 2008. L'activité humaine et l'environnement, catalogue n° 16-201-X. Statistique Canada. Ottawa, ON. 159 p.

Statistique Canada. 2012. Série « Perspective géographique », Recensement de 2011 Produit n° 98-310-XWF2011004 au catalogue de Statistique Canada

Produits analytiques, Recensement de 2011 [en ligne]. http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/as-sa/fogs-spg/Facts-csd-eng.cfm?LANG=Eng&GK=CSD&GC=6204003 (consulté le 16 Oct. 2013).

Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J.W. et Belgrano, A. 2004. Marine ecosystem and climate variation. Oxford University Press. Oxford, UK. 264 p.

Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Mysterud, A., Lima, M., Chan, K.S., Yoccoz, N.G. et Ådlandsvik, B. 2003. Review article. Studying climate effects on ecology through the use of

climate indices: the North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 270:2087-2096.

Steven, B., Leveille, R., Pollard, W.H. et Whyte, L.G. 2006. Microbial ecology and biodiversity in permafrost. Extremophiles 10:259-267.

Steven, B., Pollard, W.H., Greer, C.W. et Whyte, L.G. 2008. Microbial diversity and activity through a permafrost/ground ice core profile from the Canadian High Arctic. Environmental Microbiology 10:3388-3403.

Stevenson, M.G. 1996. Indigenous knowledge in environmental assessment. Arctic 49:278-291.

Stewart, E., Howell, S., Draper, D., Yackel, J. et Tivy, A. 2007. Sea ice in Canada's Arctic: Implications for cruise tourism. Arctic 60:370-380.

Stewart, E., Tivy, A., Howell, S., Dawson, J. et Draper, D. 2010. Cruise tourism and sea ice in Canada's Hudson Bay region. Arctic 63:57-66.

Stewart, E.J., Howell, S.E., Draper, D., Yackel, J. et Tivy, A. 2008. Cruise ship tourism in a warming Arctic: implications for northern National parks [en ligne]. http://dspace.ucalgary.ca/bitstream/1880/46913/1/Stewart.pdf (consulté le 7 July 2013).

Stewart, I.T., Cayan, D.R. et Dettinger, M.D. 2005. Changes toward earlier streamflow timing across western North America. Journal of Climate 18:1136-1155.

Stirling, I. 1999. Polar bears. University of Michigan Press. Ann Arbor, MI. 232 p.

Stirling, I. 2002. Polar bears and seals in the eastern Beaufort Sea and Amundsen Gulf: a synthesis of population trends and ecological relationships over three decades. Arctic 55:59-76.

Stirling, I. et Derocher, A.E. 2012. Effects of climate warming on polar bears: a review of the evidence. Global Change Biology 18:2694-2706.

Stirling, I., Lunn, N.J. et Iacozza, J. 1999. Long-term trends in the population ecology of polar bears in Western Hudson Bay in relation to climatic change. Arctic 52:294-306.

Stirling, I., Lunn, N.J., Iacozza, J., Elliott, C. et Obard, M. 2004. Polar bear distribution and abundance on the Southwestern Hudson Bay coast during open water season. Arctic 15:15-24.

Stirling, I. et Parkinson, C.L. 2006. Possible effects of climate warming on selected populations of polar bears (*Ursus maritimus*) in the Canadian Arctic. Arctic 59:261-275.

Stocks, B.J., Mason, J.A., Todd, J.B., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D., Flannigan, M.D., Hirsch, K.G., Logan, K.A., Martell, D.L. et Skinner, W.R. 2003. Large forest fires in Canada, 1959-1997. Journal of Geophysical Research Atmospheres 108, 8149 FFR 5:1-12.

Stow, D.A., Hope, A., McGuire, D., Verbyla, D., Gamon, J., Huemmrich, F., Houston, S., Racine, C., Sturm, M., Tape, K., Hinzman, L., Yoshikawa, K., Tweedie, C., Noyle, B., Silapaswan, C., Douglas, D., Griffith, B., Jia, G., Epstein, H., Walker, D., Daeschner, S., Petersen, A., Zhou, L. et Myneni, R. 2004. Remote sensing of vegetation and land-cover change in arctic tundra ecosystems. Remote Sensing of Environment 89:281-308.

Strathdee, A.T. et Bale, J.S. 1998. Life on the Edge:Insect Ecology in Arctic Environments. Annual Review of Entomology 43:85-106. doi:10.1146/annurev.ento.43.1.85.

Sturm, M., Racine, C. et Tape, K. 2001. Climate change: increasing shrub abundance in the Arctic. Nature 411:546-547.

Sturm, M., Schimel, J., Michaelson, G., Welker, J.M., Oberbauer, S.F., Liston, G.E., Fahnestock, J. et Romanovsky, V.E. 2005. Winter biological processes could help convert Arctic tundra to shrubland. Bioscience 55:17-26.

Suarez, F., Binkley, D., Kaye, M.W. et Stottlemyer, R. 1999. Expansion of forest stands into tundra in the Noatak National Preserve, northwest Alaska. Ecoscience 6:465-470.

Sutton, J.T., Hermanutz, L. et Jacobs, J.D. 2006. Are frost boils important for the recruitment of arctic-alpine plants? Arctic Antarctic and Alpine Research 38:273-275.

Suydam, R.S., Dickson, D.L., Fadely, J.B. et Quakenbush, L.T. 2000. Population declines of king and common eiders of the Beaufort Sea. The Condor 102:219-222.

Szor, G., Berteaux, D. et Gauthier, G. 2008. Finding the right home: distribution of food resources and terrain characteristics influence selection of denning sites and reproductive dens in arctic foxes. Polar Biology 31:351-362.

Tape, K., Sturm, M. et Racine, C. 2006. The evidence for shrub expansion in Northern Alaska and the Pan-arctic. Global Change Biology 12:686-702.

Tarnocai, C., Canadell, J.G., Schuur, E.A.G., Kuhry, P., Mazhitova, G. et Zimov, S. 2009. Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region. Global Biogeochemical Cycles 23 GB2023.

Tarroux, A., Berteaux, D. et Bety, J. 2010. Northern nomads: ability for extensive movements in adult arctic foxes. Polar Biology 33:1021-1026.

Tarroux, A., Bety, J., Gauthier, G. et Berteaux, D. 2012. The marine side of a terrestrial carnivore: intra-population variation in use of allochthonous resources by arctic foxes. PLoS One 7 e42427.

Taylor, A.E., Wang, K.L., Smith, S.L., Burgess, M.M. et Judge, A.S. 2006. Canadian Arctic permafrost observatories: detecting contemporary climate change through inversion of subsurface temperature time series. Journal of Geophysical Research-Solid Earth 111.

Taylor, M. 2006. Thelon Wildlife Sanctuary. Final Wildlife Report n° 10. Wildlife Research Section, Department of Environment, Government of Nunavut. 5 p.

Taylor, M.K., Akeeagok, S., Andriashek, D., Barbour, W., Born, E.W., Calvert, W., Cluff, H.D., Ferguson, S., Laake, J., Rosing-Asvid, A., Stirling, I. et Messier, F. 2001. Delineating Canadian and Greenland polar bear (*Ursus maritimus*) populations by cluster analysis of movements. Canadian Journal of Zoology 79:690-709.

Tedesco, M., Brodzik, M., Armstrong, R., Savoie, M. et Ramage, J. 2009. Pan Arctic terrestrial snowmelt trends (1979-2008) from spaceborne passive microwave data and correlation with the Arctic Oscillation. Geophysical Research Letters 36 L21402.

Tener, J.S. 1957. A review of past and present distribution of musk-oxen (*Ovibus moschatus* subsp.) in Canada. CWSC n° 130. Service canadien de la faune, Department of Northern Affairs and Natural Resources. Ottawa, ON. 28 p.

Tener, J.S. 1963. Queen Elizabeth Islands game survey, 1961. Publication hors série n° 4. Service canadien de la faune. 50 p.

Tener, J.S. 1965. Muskoxen in Canada: a biological and taxonomic review. Department of Northern Affairs and National Resources, Canadian Wildlife Service. Ottawa, ON. Monograph series - CWS. 166 p.

Tenter, A.M., Heckeroth, A.R. et Weiss, L.M. 2000. *Toxoplasma gondii*: from animals to humans. International Journal for Parasitology 30:1217-1258.

Tews, J., Ferguson, M. et Fahrig, L. 2007a. Modeling density dependence and climatic disturbances in caribou: a case study from the Bathurst Island complex, Canadian high Arctic. Journal of Zoology 272:209-217.

Tews, J., M.A.D.Ferguson et L.Fahrig. 2007b. Potential net effects of climate change on high Arctic Peary caribou: Lessons from a spatially explicit simulation model. Ecological Modelling 207:85-98.

Therrien, J.F. 2012. Réponses des prédateurs aviaires aux fluctuations d'abondance de proies dans la toundra. Thèse (PhD). dépt. biologie, Université Laval, Québec.

Therrien, J.F., Gauthier, G. et Bety, J. 2011. An avian terrestrial predator of the Arctic relies on the marine ecosystem during winter. Journal of Avian Biology 42:363-369.

Thibault, S. et Payette, S. 2009. Recent permafrost degradation in bogs of the James Bay area, northern Québec, Canada. Permafrost and Periglacial Processes 20:383-389.

Thienpont, J.R., Ruhland, K.M., Pisaric, M.F.J., Kokelj, S.V., Kimpe, L.E., Blais, J.M. et Smol, J.P. 2013. Biological responses to permafrost thaw slumping in Canadian Arctic lakes. Freshwater Biology 58:337-353.

Thomas, D.C., Miller, F.L., Russell, R.H. et Parker, G.R. 2013. The Bailey Point region and other muskox refugia in the Canadian Arctic: A short review. Arctic 34:34-36.

Thomas, G.H., Lanctot, R.B. et Szekely, T. 2006a. Can intrinsic factors explain population declines in North American breeding shorebirds? A comparative analysis. Animal Conservation 9:252-258.

Thomas, G.H., Lanctot, R.B. et Szekely, T. 2006b. Population declines in North American shorebirds: ecology, life-history and sexual selection. *Dans* Waterbirds around the world. Boere, G.C., Galbraith, C.A. et Stroud, D.A. (éd.). The Stationary Office. Édimbourg, Royaume-Uni. pp. 207-208.

Thompson, D.W.J. et Wallace, J.M. 1998. The Arctic Oscillation signature in the wintertime geopotential height and temperature fields. Geophysical Research Letters 25:1297-1300.

Thompson, M.S., Wrona, F.J. et Prowse, T.D. 2012. Shifts in plankton, nutrient and light relationships in small tundra lakes caused by localized permafrost thaw. Arctic 65:367-376.

Thorne, E.T. 2001. Brucellosis. *Dans* Infectious diseases of wild mammals. Édition Third. Williams, E.S. et Barker, I.K. (éd.). Iowa State University Press. Ames, IA. Chapitre 22. pp. 372-395.

Thorpe, N.L. 2000. Contributions of Inuit ecological knowledge to understanding the impacts of climate change on the bathurst caribou herd in the Kitikmeot Region, Nunavut. Thèse

(Master of Resource Management). Simon Fraser University, School of Resource and Environmental Management. 124 p.

Throop, J.L., Smith, S.L. et Lewkowicz, A.G. 2008. Effect of a snow fence on the shallow ground thermal regime, Baker Lake, Nunavut, Canada. *Dans* Proceedings of the 9th International Conference on Permafrost, Extended Abstracts. Fairbanks, AK, 29 juin au 3 juillet 2008. Kane, D.L. et Hinkel, K.M. (éd.). Institute of Northern Engineering, University of Alaska Fairbanks. pp. 313-314.

Tinner, W., Bigler, C., Gedye, S., Gregory-Eaves, I., Jones, R.T., Kaltenrieder, P., Krahenbuhl, U. et Hu, F.S. 2008. A 700-year paleoecological record of boreal ecosystem responses to climatic variation from Alaska. Ecology 89:729-743.

Tlicho Government et Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories. 2011. Revised joint proposal on caribou management actions in Wek'èezhìi: implementation plan. Behchoko, NT et Yellowknife, NT. 61 p. Rapport soumis au Wek'èezhìi Renewable Resource Board.

Tremblay, B., Levesque, E. et Boudreau, S. 2012. Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: evidence from Eastern Nunavik. Environmental Research Letters 7 035501.

Trenberth, K.E., Jones, P.D., Ambenje, P., Bojariu, R., Easterling, D., Klein Tank, A., Parker, D., Rahimzadeh, F., Renwick, J.A., Rusticucci, M., Soden, B. et Zhai, P. 2007. Observations: surface and atmospheric climate change. *Dans* Changements climatiques 2007 : les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. et Miller, H.L. (éd.). Cambridge University Press. Cambridge, Royaume-Uni et New York, NY.

Trottier, T. 2011. Données non publiées sur la croissance de la population et le développement dans le nord de la Saskatchewan. Government of Saskatchewan et Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board. Communication personnelle.

Tulp, I. et Schekkerman, H. 2006. Time allocation between feeding and incubation in uniparental Arctic-breeding shorebirds: energy reserves provide leeway in a tight schedule. Journal of Avian Biology 37:207.

Tulp, I. et Schekkerman, H. 2008. Has prey availability for Arctic birds advanced with climate change? Hindcasting the abundance of tundra arthropods using weather and seasonal variations. Arctic 61:48-60.

U.S. Shorebird Conservation Plan. 2004. High priority shorebirds -- 2004. U.S. Fish and Wildlife Service. Arlington, VA. 5 p.

UNEP et WGMS. 2008. Global glacier changes: facts and figures. Programme des Nations Unies pour l'environnement et World Glacier Monitoring Service. Nairobi et Zurich. 88 p.

US Fish and Wildlife Service. 2012. Waterfowl population status, 2012. U.S. Department of the Interior. Washington, DC. 78 p.

Usher, P.J. 1976. Evaluating country food in the northern native economy. Arctic 29:105-120.

Usher, P.J. 2000. Traditional Ecological Knowledge in environmental assessment and management. Arctic 53:183-193.

Vallée, S. et Payette, S. 2007. Collapse of permafrost mounds along a Subarctic river over the last 100 years (northern Québec). Geomorphology 90:162-170.

Van Bogaert, R., Walker, D., Jia, G.J., Hallinger, M., De Dapper, M., Jonasson, C. et Callaghan, T.V. 2007. Recent changes in vegetation. *Dans* Arctic report card 2007: tracking recent environmental changes. National Oceanographic and Atmospheric Administration. pp. 32-39.

Van Coeverden de Groot, P.J. 2001. Conservation genetic implications of microsatellite variation in the muskox *Ovibos moschatus*: the effect of refugial isolation and the Arctic Ocean on genetic structure. PhD thesis. Queen's University. Kingston, ON. 198 p.

Van der Wal, R. 2006. Do herbivores cause habitat degradation or vegetation state transition? Evidence from the tundra. Oikos 114:177-186.

Van der Wal, R., Irvine, J., Stien, A., Shepherd, N. et Albon, S.D. 2000. Faecal avoidance and the risk of infection by nematodes in a natural population of reindeer. Oecologia 124:19-25.

Van Oostdam, J., Donaldson, S.G., Feeley, M., Arnold, D., Ayotte, P., Bondy, G., Chan, L., Dewaily, E., Furgal, C.M., Kuhnlein, H., Loring, E., Muckle, G., Myles, E., Receveur, O., Tracy, B., Gill, U. et Kalhok, S. 2005. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. Science of the Total Environment 351:165-246.

Veitch, A.M. 2013. An aerial survey for muskoxen In the northern Sahtu Settlement Area, March 1997. Manuscript Report n° 103. Department of Environment and Natural Resources, Northwest Territories. 42 p.

Vincent, W.F., Callaghan, T.V., Dahl-Jensen, D., Johansson, M., Kovacs, K.M., Michel, C., Prowse, T., Reist, J.D. et Sharp, M. 2011. Ecological Implications of Changes in the Arctic Cryosphere. Ambio 40:87-99.

Vincent, W.F., Hobbie, J.E. et Laybourn-Parry, J. 2008. Introduction to the limnology of high-latitude lake and river ecosystems. *Dans* Polar lakes and rivers. Vincent, W.F. et Laybourn-Parry, J. (éd.). Oxford University Press. Oxford, UK. pp. 1-23.

Vongraven, D., Aars, J., Amstrup, S., Atkinson, S., Belikov, S., Born, E.W., DeBruyn, T.D., Derocher, A.E., Durner, G., Gill, M., Lunn, N., Obbard, M.E., Omelak, J., Ovsyanikov, N., Peacock, E., Richardson, E., Sahanatien, V., Stirling, I. et Wiig, O. 2012. A circumpolar monitoring framework for polar bears. Ursus Monograph Series 5:1-66.

Vongraven, D. et Richardson, E. 2011. Diversity - Status and trends of polar bears [Arctic report card 2011] [en ligne]. www.arctic.noaa.gov/report11/biodiv_polar_bears.html. http://www.arctic.noaa.gov/report11/biodiv_polar_bears.html (consulté le 2 Aug. 2013).

Vonlanthen, C.M., Walker, D.A., Raynolds, M.K., Kade, A., Kuss, P., Daniels, F.J.A. et Matveyeva, N.V. 2008. Patterned-ground plant communities along a bioclimate gradient in the high Arctic, Canada. Phytocoenologia 38:23-63.

Wahren, C.H., Walker, M.D. et Bret-Harte, M.S. 2005. Vegetation responses in Alaskan arctic tundra after eight years of a summer warming and winter snow manipulation experiment. Global Change Biology 11:537-552.

Walker, D.A. 2000. Hierarchical subdivision of Arctic tundra based on vegetation response to climate, parent material and topography. Global Change Biology 6:19-34.

Walker, D.A., Bockheim, J.G., Chapin, F.S., Eugster, W., Nelson, F.E. et Ping, C.L. 2001. Calcium-rich tundra, wildlife, and the "Mammoth Steppe". Quaternary Science Reviews 20:149-163.

Walker, D.A., Epstein, H.E., Gould, W.A., Kelley, A.M., Kade, A.N., Knudson, J.A., Krantz, W.B., Michaelson, G., Peterson, R.A., Ping, C.L., Raynolds, M.K., Romanovsky, V.E. et Shur, Y. 2004. Frost-boil ecosystems: complex interactions between landforms, soils, vegetation and climate. Permafrost and Periglacial Processes 15:171-188.

Walker, D.A., Epstein, H.E., Romanovsky, V.E., Ping, C.L., Michaelson, G.J., Daanen, R.P., Shur, Y., Peterson, R.A., Krantz, W.B., Raynolds, M.K., Gould, W.A., Gonzalez, G., Nicolsky, D.J., Vonlanthen, C.M., Kade, A.N., Kuss, P., Kelley, A.M., Munger, C.A., Tamocai, C.T., Matveyeva, N.V. et Daniels, F.J.A. 2008a. Arctic patterned-ground ecosystems: A synthesis of field studies and models along a North American Arctic transect. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences 113 G03501:1-17.

Walker, D.A., Jia, G.J., Epstein, H.E., Raynolds, M.K., Chapin III, F.S., Copass, C., Hinzman, L.D., Knudson, J.A., Maier, H.A., Michaelson, G.J., Nelson, F., Ping, C.L., Romanovsky, V.E. et Shiklomanov, N. 2003. Vegetation-soil-thaw-depth relationships along a low-arctic bioclimate gradient, Alaska: synthesis of information from the ATLAS studies. Permafrost and Periglacial Processes 14:103-123.

Walker, D.A., Raynolds, M.K., Daniels, F.J.A., Einarsson, E., Elvebakk, A., Gould, W.A., Katenin, A.E., Kholod, S.S., Markon, C.J., Melnikov, E.S., Moskalenko, N.G., Talbot, S.S. et Yurtsev, B.A. 2005. The Circumpolar Arctic vegetation map. Journal of Vegetation Science 16:267-282.

Walker, J.K.M., Egger, K.N. et Henry, G.H.R. 2008b. Long-term experimental warming alters nitrogen-cycling communities but site factors remain the primary drivers of community structure in High Arctic tundra soils. Isme Journal 2:982-995.

Walker, M.D., Wahren, C.H., Hollister, R.D., Henry, G.H.R., Ahlquist, L.E., Alatalo, J.M., Bret-Harte, M.S., Calef, M.P., Callaghan, T.V., Carroll, A.B., Epstein, H.E., Jónsdóttir, I.S., Klein, J.A., Magnússom, B., Molau, U., Oberbauer, S.F., Rewa, S.P., Robinson, C.H., Shaver, G.R., Suding, K.N., Thompson, C.C., Tolvanen, A., Totland, O., Turner, P.L., Tweedie, C.E., Webber, P.J. et Wookey, P.A. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. *Dans* Proceedings of the National Academy of Sciences. National Academy of Sciences. Washington, DC. Vol. 103, pp. 1342-1346.

Walker, X., Henry, G.H.R., McLeod, K. et Hofgaard, A. 2012. Reproduction and seedling establishment of *Picea glauca* across the northernmost forest-tundra region in Canada. Global Change Biology 18:3202-3211.

Walsh, J.E. 2008. Climate of the Arctic marine environment. Ecological Applications 18:S3-S22.

Walsh, J.E., Anisimov, O., Hagen, J.O.M., Jakobsson, T., Oerlemans, J., Prowse, T.D., Romanovsky, V., Savelieva, N., Serreze, M., Shiklomanov, I. et Solomon, S. 2005. Cryosphere and hydrology. *Dans* Arctic climate impact assessment. Symon, C., Arris, L. et Heal, B. (éd.). Cambridge University Press. New York, NY. Chapitre 6. pp. 183-242.

Walton, L.R., Cluff, H.D., Paquet, P.C. et Ramsay, M.A. 2001. Movement patterns of barren-ground wolves in the central Canadian Arctic. Journal of Mammalogy 82:867-876.

Wang, M.Y. et Overland, J.E. 2004. Detecting arctic climate change using Köppen climate classification. Climatic Change 67:43-62.

Wang, M.Y. et Overland, J.E. 2012. A sea ice free summer Arctic within 30 years: An update from CMIP5 models. Geophysical Research Letters 39 L18501.

Watts, D.E., Butler, L.G., Dale, B.W. et Cox, R.D. 2010. The Ilnik wolf *Canis lupus* pack: use of marine mammals and offshore sea ice. Wildlife Biology 16:144-149.

Weijers, S., Wagner-Cremer, F., Sass-Klaassen, U., Broekman, R. et Rozema, J. 2013. Reconstructing high Arctic growing season intensity from shoot length growth of a dwarf shrub. Holocene 23:721-731.

Wein, E.E., Freeman, M.M.R. et Makus, J.C. 1996. Use of and preference for traditional foods among the Belcher Island Inuit. Arctic 49:256-264.

Wein, R. 1990. Frequency and characteristics of Arctic tundra fires. Arctic 29:213-222.

Weintraub, M.N. et Schimel, J.P. 2005. The seasonal dynamics of amino acids and other nutrients in Alaskan Arctic tundra soils. Biogeochemistry 73:359-380.

West Kitikmeot Slave Study Society. 2001. West Kitikmeot Slave study final report. West Kitikmeot Slave Study Society. Yellowknife, NT. xxvi + 62 p.

White, D.R. 2002. Distribution and abundance of muskoxen on King William Island, Nunavut. Nunauvut Wildlife Division, Government of Nunavut. Igloolik, NU. Unpublished report.

White, R. et Trudell, J. 1980. Patterns of herbivory and nutrient intake of reindeer grazing tundra vegetation. *Dans* Proceedings of the Second International Reindeer/Caribou Symposium, 17-21 September 1979, Roros, Norvège. pp. 180-195.

Wildlife Management Advisory Council (North Slope). 2008a. Moose (*Alces alces*) - Tuttuvak [en ligne]. http://www.wmacns.ca/north_slope/wildlife/moose/ (consulté le 12 Mar. 2009a).

Wildlife Management Advisory Council (North Slope). 2008b. Yukon North Slope grizzly bear population study mid-term project report. 18 p. (report date acquired from authors).

Wildlife Management Advisory Council (North Slope). 2012. Wildlife watch, April 2012 n° 20.

Wildlife Management Advisory Council (North Slope) et Aklavik Hunters and Trappers Committee. 2008. Alkavik local and traditional knowledge about grizzly bears of the Yukon North Slope: Final report. Wildlife Management Advisory Council (North Slope). Whitehorse, YT. 44 p.

Wildlife Management Advisory Council North Slope. 2008. Muskox [en ligne]. http://www.wmacns.ca/north_slope/wildlife/muskox/ (consulté le 7 July 2013).

Wildlife Research Section. 2011. Muskoxen and Peary caribou harvest database summary report. Version 2.0. Department of Environment, Baffin Region, Government of Nunavut. Pond Inlet, NU. 23 p.

Wildllife Management Advisory Council (North Slope). 2012. Species status reports for the Yukon North Slope. 142 p.

Williams, R.S. et Ferrigno, J.G. 2002. Introduction. *Dans* Satellite image atlas of glaciers of the world, volume J, Glaciers of North America - Glaciers of Canada. Williams, R.S.J. et Ferrigno, J.G. (éd.). pp. J1-J26.

Williams, T.M. et Fournier, B. 1996. Summary of spring classification surveys of the Bathurst Caribou Herd, 1985-1995. Manuscript Report n° 92. Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Government of the Northwest Territories. Yellowknife NT. 50 p.

Wilson, R.R., Liebezeit, J.R. et Loya, W.M. 2013. Accounting for uncertainty in oil and gas development impacts to wildlife in Alaska. Conservation Letters 6:350-358.

Wobeser, G. 1976. Besnoitiosis in a woodland caribou. Journal of Wildlife Diseases 12:566-571.

Wolfe, S.A., Griffith, B. et Wolfe, C.A.G. 2000a. Response of reindeer and caribou to human activities. Polar Research 19:63-73.

Wolfe, S.E., Griffith, B. et Gray, C. 2000b. Response of reindeer and caribou to human activities. Polar Research 19:63-73.

Wolken, G.J., England, J.H. et Dyke, A.S. 2008. Changes in late-neoglacial perennial snow/ice extent and equilibrium-line altitudes in the Queen Elizabeth Islands, Arctic Canada. Holocene 18:615-627.

Wrona, F.J., Prowse, T.D. et Reist, J.D. 2005. Freshwater ecosystems and fisheries. *Dans* Arctic climate impact assessment. Symon, C., Arris, L. et Heal, B. (éd.). Cambridge University Press. New York, NY. Chapitre 8. pp. 353-452.

Wrona, F.J., Prowse, T.D., Reist, J.D., Hobbie, J.E., Lévesque, L.M.J. et Vincent, W.F. 2006. Climate change effects on aquatic biota, ecostructure and function. AMBIO: a Journal of the Human Environment 35:359-369.

Ytrehus, B., Bretten, T., Bergsjo, B. et Isaksen, K. 2008. Fatal pneumonia epizootic in musk ox (*Ovibos moschatus*) in a period of extraordinary weather conditions. Ecohealth 5:213-223.

Zalatan, R., Gunn, A. et Henry, G.H.R. 2006. Long-term abundance patterns of barren-ground caribou using trampling scars on roots of *Picea mariana* in the Northwest Territories, Canada. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 38:624-630.

Zamparo, J. 1996. Informing the fact: Inuit traditional knowledge contributes another perspective. Geoscience 23:263-266.

Zarnke, R.L., Dubey, J.P., Ver Hoef, J.M., Mcnay, M.E. et Kwok, O.C.H. 2001. Serologic survey for *Toxoplasma gondii* in lynx from interior Alaska. Journal of Wildlife Diseases 37:36-38.

Zhang, X., Brown, R., Vincent, L., Skinner, W., Feng, Y. et Mekis, E. 2011. Tendances climatiques au Canada, de 1950 à 2007. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 5. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, ON. iv + 22 p. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1.

Zhou, L., Tucker, C.J., Kaufmann, R.K., Slayback, D., Shabanov, N.V. et Myneni, R.B. 2001. Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. Journal of Geophysical Research-Atmospheres 106:20,069-20,083.