

CHAPITRE 6 : BIODIVERSITÉ ET AIRES PROTÉGÉES

Principaux auteurs :

Patrick Nantel, Marlow G. Pellatt et Karen Keenleyside (*Parcs Canada*), **Paul A. Gray** (*Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario*)

Collaborateurs :

Isabelle Côté (*Simon Fraser University*), **Philip Dearden** (*University of Victoria*), **Simon Goring** (*University of Wisconsin*), **Nancy Kingsbury** (*Environnement Canada*), **Donald McLennan** (*Affaires autochtones et Développement du Nord Canada*), **Tory Stevens** (*Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique*)

Citation recommandée :

Nantel, P., M.G. Pellatt, K. Keenleyside et P.A. Gray. « Biodiversité et aires protégées », dans *Vivre avec les changements climatiques au Canada : perspectives des secteurs relatives aux impacts et à l'adaptation*, F.J. Warren et D.S. Lemmen (éd.), Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario), 2014, pp. 159-190.

TABLE DES MATIÈRES

Principales conclusions	161
1. Introduction	162
2. Aperçu des conclusions tirée des évaluations précédentes.....	163
3. Climat et biodiversité.....	164
3.1 Changements dans la chronologie des étapes du cycle de vie (phénologie).....	164
3.2 Changements touchant les aires de répartition des espèces	166
3.3 Effets sur la santé des poissons et de la faune	168
3.4 Relations avec les régimes de perturbation et les facteurs de stress d'origine anthropique	171
3.5 Incertitudes et lacunes liées à l'état des connaissances dans le domaine	172
3.6 Répercussions sociales et économiques des changements induits par le climat sur la biodiversité	173
3.7 Synthèse.....	174
4. Adaptation et rôle des aires protégées.....	174
4.1 Protéger les écosystèmes à l'état intact.....	175
4.2 Mettre en réseau les aires protégées au moyen de paysages terrestres et aquatiques gérés de façon durable	175
4.3 Restaurer les écosystèmes forestiers dégradés et soutenir le rétablissement des espèces.....	176
4.4 Planifier l'adaptation	179
4.5 Appuyer la planification en acquérant des connaissances.....	180
4.6 Favoriser l'adaptation en mobilisant les collectivités	180
5. Conclusions.....	182
Références	183

PRINCIPALES CONCLUSIONS

La biodiversité – qui représente la variété des espèces et des écosystèmes, ainsi que les processus écologiques dont ils font partie – exerce une influence déterminante sur le capital naturel du Canada, de même que sur sa capacité à dispenser des services. Ces derniers contribuent à la santé et au bien-être des humains et appuient un large éventail de secteurs économiques. Les changements climatiques, combinés à d'autres facteurs d'origine anthropique tels la pollution et le morcellement du paysage, se répercutent déjà sur la biodiversité au Canada. L'ampleur des changements climatiques continus et les décisions prises en matière d'adaptation en vue de renforcer la résilience des écosystèmes auront une incidence sur les répercussions. Suivent les principales conclusions découlant du présent chapitre.

- Les variations dans la répartition des espèces qui sont induites par le climat ont été documentées au Canada. Les variations futures pourraient consister notamment en une expansion, un rétrécissement et un morcellement des modèles de répartition des différentes espèces. En plusieurs endroits, ces variations au niveau des aires de répartition vont probablement entraîner la formation de nouveaux écosystèmes.
- Des disparités phénologiques surviennent lorsque les variations dans la chronologie des étapes du cycle de vie diffèrent entre des espèces dépendantes, ce qui peut, par exemple, provoquer des situations où une espèce migratoire arrive à un endroit après la période où sa proie habituelle est la plus accessible. On prévoit que ces disparités, tout comme les cas d'hybridation, seront plus fréquentes à l'avenir. Les effets de l'hybridation peuvent conduire à la disparition de certaines espèces rares, ou encore renforcer la capacité d'adaptation de certaines espèces en introduisant une variation génétique.
- Les changements environnementaux actuels et prévus vont probablement dépasser la capacité d'adaptation naturelle de nombreuses espèces en intensifiant le stress qu'elles subissent, ce qui créera une situation menaçante pour la biodiversité. Par conséquent, les changements climatiques amplifient l'importance de gérer les écosystèmes d'une manière susceptible de lui permettre d'améliorer la résilience et de protéger la biodiversité.
- Les aires protégées, notamment les parcs, les réserves fauniques et les zones marines protégées, joueront un rôle important dans la conservation de la biodiversité en période d'évolution rapide. De nombreuses aires protégées serviront de « refuges » ou de corridors de migration aux espèces indigènes et contribueront ainsi à préserver la diversité génétique. Les aires protégées ont tendance à mieux résister aux changements climatiques que les paysages terrestres et aquatiques intermédiaires, car elles renferment des écosystèmes relativement intacts et sont moins touchées par les facteurs de stress de nature non climatique tels que la perte d'habitat et le morcellement.
- Bon nombre de provinces canadiennes élargissent leur réseau de parcs et autres aires protégées dans le cadre de leur plan global de gestion et de leurs stratégies d'adaptation aux changements climatiques. Les initiatives destinées à entretenir ou à restaurer la connectivité des zones permettent d'accroître la résilience des écosystèmes en améliorant la capacité des espèces à adapter leur répartition aux effets des changements climatiques. La recherche connexe, la surveillance, la science grand public, la sensibilisation du public et les programmes d'expérience du visiteur favorisent la compréhension et aident à mobiliser le public en l'invitant à participer au processus décisionnel.
- La communauté de la conservation reconnaît l'importance du rôle que joue la restauration écologique dans le renforcement de la résilience des écosystèmes par rapport aux effets des changements climatiques. L'intégration des stratégies d'adaptation aux changements climatiques au processus décisionnel concernant la restauration est complexe, au Canada comme ailleurs.

1. INTRODUCTION

Le Canada compte une grande partie des régions polaires, de la toundra, des forêts boréales et tempérées, des prairies et des écosystèmes marins du monde (y compris les eaux territoriales situées dans les océans Pacifique, Atlantique et Arctique), de même que des Grands Lacs. Ces écosystèmes renferment environ 10 % des forêts et 20 % des ressources en eau douce de la planète (Environnement Canada, 2009) et abritent plus de 70 000 espèces de mammifères, d'oiseaux, de reptiles, d'amphibiens, de poissons, d'invertébrés, de plantes et d'autres organismes (CCCEP, 2011).

La biodiversité, qui représente la variété des espèces et des écosystèmes, ainsi que les processus écologiques dont ils font partie, est le capital naturel sur lequel repose en grande partie le bien-être économique et social des Canadiens. Elle contribue à l'assainissement de l'air et de l'eau, à la régulation du climat, au stockage du carbone, à la pollinisation et à la régulation des crues. Les humains profitent de façon directe et indirecte de la biodiversité, par exemple, comme source de nourriture, de fibres, de matériaux pour

la fabrication de vêtements et de produits forestiers, et pour soutenir les activités récréatives. La biodiversité est essentielle au maintien et au renforcement des secteurs économiques (tels l'agriculture et le tourisme) pendant les périodes de mutation environnementale rapide (Environnement Canada, 2009).

Le présent chapitre résume les effets des changements climatiques sur la biodiversité au Canada et présente différents outils permettant de maintenir et d'accroître la résilience écologique. Bien que la plupart des études réalisées jusqu'à présent aient porté sur les effets des changements climatiques sur les espèces individuelles, des recherches sur les rapports interspécifiques sont en cours et permettront de mieux comprendre les effets de ces changements sur les processus à l'échelle de l'écosystème et sur les services écosystémiques (Walther, 2010).

L'encadré 1 contient la définition des termes techniques employés dans le présent chapitre.

ENCADRÉ 1

TERMES TECHNIQUES EMPLOYÉS DANS LE PRÉSENT CHAPITRE

Biodiversité : la variété des espèces et des écosystèmes, ainsi que les processus écologiques dont ils font partie.

Cycles biogéochimiques : voies par lesquelles les éléments chimiques ou les molécules se déplacent entre les composantes biotiques et abiotiques d'un écosystème.

Écosystème : ensemble des organismes vivants (plantes, animaux et microbes) qui interagissent avec les composantes abiotiques de leur milieu (air, eau, sol) pour former un système.

Enveloppe climatique : modèle qui prédit la répartition d'une espèce dans un espace géographique, en fonction d'une représentation mathématique de sa répartition connue dans une zone délimitée par les données climatiques (telles la température et les précipitations).

Hybridation : croisement entre deux espèces, sous-espèces ou populations différentes d'animaux ou de plantes.

Hypoxie : manque d'oxygène, un phénomène qui survient en milieu aquatique à mesure que la concentration en oxygène dissous diminue au point de nuire aux organismes marins qui évoluent dans le système touché.

Insectivores aériens : oiseaux qui attrapent des insectes en vol pour se nourrir soit, par exemple, le martinet ramoneur et l'hirondelle rustique.

Intégrité écologique : état (d'une aire protégée ou d'un autre écosystème) jugé caractéristique de sa région naturelle et susceptible de durer, qui comprend les composantes abiotiques et la composition, de même que l'abondance, des espèces indigènes et des communautés biologiques, les rythmes de changement et les processus qui les soutiennent. L'intégrité écologique permet de mesurer la résilience écologique (voir ci-dessous).

Niche écologique : l'ensemble des conditions et des ressources environnementales dont une espèce a besoin pour accomplir son cycle vital.

Phénologie : description (ou étude) de la chronologie des étapes du cycle de la vie végétale et animale, et de l'incidence des fluctuations climatiques saisonnières et annuelles, ainsi que des facteurs d'habitat (comme l'altitude), sur ces étapes.

Résilience écologique : capacité d'un système à supporter les perturbations, à changer tout en conservant essentiellement la même fonction, la même structure et les mêmes réactions, donc la même identité.

Services écologiques (ou écosystémiques) : nombreuses ressources et processus fournis par les écosystèmes et dont bénéficient les humains. Ils comprennent, entre autres, l'eau potable et des processus comme la décomposition des déchets.

Vigueur hybride : niveau accru de vigueur d'un hybride par rapport à la variété ou à l'espèce de l'un ou l'autre des parents, un phénomène particulièrement courant chez les hybrides végétaux. Ce phénomène est également appelé hétérosis ou avantage hétérozygote.

Zone biogéographique : surface terrestre définie en fonction des formes de vie, de la répartition des espèces ou de l'adaptation des plantes et des animaux aux conditions climatiques, au sol ou à d'autres facteurs.

Zoonose : maladie infectieuse qui se transmet d'une espèce à l'autre (quelquefois par le biais d'un vecteur), d'un animal à un humain ou d'un humain à d'autres animaux.

Zooplankton : ensemble des organismes hétérotrophes (parfois détritivores) qui dérivent dans les océans, les mers et les plans d'eau douce.

2. APERÇU DES CONCLUSIONS TIRÉES DES ÉVALUATIONS PRÉCÉDENTES

Les effets écologiques, sociaux et économiques des changements climatiques ont été abordés dans chacun des chapitres régionaux du document intitulé *Vivre avec les changements climatiques au Canada* (Lemmen *et al.*, 2008). Les principales conclusions relatives à la biodiversité découlant de cette évaluation comprennent, entre autres, les constatations suivantes :

- Au Canada, les écosystèmes septentrionaux (p. ex., taïga, toundra et désert polaire) sont particulièrement vulnérables aux changements climatiques et continueront de l'être. La perte d'habitats, la compétition avec des espèces migrant vers le nord et l'arrivée de nouvelles maladies et de nouveaux parasites en provenance du sud comptent parmi les répercussions sur les espèces arctiques (Furgal et Prowse, 2008).
 - Les répercussions des changements climatiques sur la répartition, l'abondance, la physiologie et la chronologie des étapes du cycle de vie des espèces modifieront le rapport interspécifique et les habitats. L'arrivée précoce du printemps entraîne des modifications au calendrier de croissance et de reproduction de nombreuses espèces végétales, qui constituent une source de nourriture et un habitat pour plusieurs espèces. On a remarqué, par exemple, qu'en Alberta, la date de floraison du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) survient 26 jours plus tôt qu'il y a 100 ans (Beaubien et Freeland, 2000). Ces changements peuvent provoquer le découplage d'espèces qui ont co-évoluées (Beaubien et Freeland, 2000 dans Sauchyn et Kulshreshtha, 2008).
 - Les écosystèmes littoraux et estuariens sont exposés aux risques que posent une intensification de l'érosion et un rétrécissement de l'espace côtier, ce qui entraînerait la disparition de l'habitat d'espèces, comme le pluvier siffleur (Vasseur et Catto, 2008; Walker et Sydneysmith, 2008). Le réchauffement prévu du Gulf Stream et le refroidissement du courant du Labrador pourraient altérer l'habitat et nuire aux espèces du Canada atlantique (Vasseur et Catto, 2008).
 - L'augmentation du stress hydrique dans les écosystèmes des terres herbeuses est susceptible de diminuer la productivité des pâturages naturels, même si le prolongement de la période de croissance et la diminution de la compétition avec les arbustes et les arbres (en raison des conditions plus sèches) viennent partiellement compenser les effets du manque d'humidité (Sauchyn et Kulshreshtha, 2008).
 - Les habitats situés dans les écosystèmes alpins, les steppes froides et la forêt acadienne pourraient rétrécir ou devenir de plus en plus morcelés à mesure que le climat se réchauffe (Vasseur et Catto, 2008). D'autre part, certaines espèces telles celles de la zone carolinienne pourraient venir à occuper de nouvelles niches écologiques dans des habitats situés plus au nord.
- Même si la hausse des concentrations atmosphériques de CO₂ et la prolongation des saisons de croissance permettaient de stimuler la productivité des forêts, l'augmentation du nombre et de l'intensité des incendies, des infestations d'insectes, des périodes de sécheresse et des épisodes de givre pourraient réduire les gains potentiels. La progression de l'infestation par le dendroctone du pin ponderosa vers l'est dans la forêt boréale est également préoccupante (Bourque et Simonet, 2008).
 - Dans la baie d'Hudson, les changements observés sur le plan de la répartition et de l'abondance des phoques et des ours polaires, ainsi que dans le nombre d'espèces de poisson recensées, correspondent au raccourcissement de la saison des glaces et à une élévation des températures de l'eau (Furgal et Prowse, 2008).
 - Les effets des changements climatiques sur la quantité et la qualité de l'eau constituent une préoccupation en ce qui a trait aux lacs et aux rivières du Canada. Les températures plus élevées modifient l'indice thermique de l'habitat de plusieurs espèces de poisson, augmentant ainsi le nombre d'habitats adaptés aux espèces envahissantes tout en créant des conditions favorables à une prolifération indésirable d'algues (Chiotti et Lavender, 2008).
 - Dans les régions nordiques et alpines, la fonte rapide des glaciers modifiera les régimes d'écoulement et cela se répercutera sur les écosystèmes aquatiques en aval et les ressources en eau de bon nombre de villages et de villes (Sauchyn et Kulshreshtha, 2008)

Plusieurs exemples de mesures et de stratégies d'adaptation sont présentés dans Lemmen *et al.* (2008). Les mesures qui contribuent à protéger la biodiversité comprennent l'augmentation de la connectivité entre les écosystèmes et la réduction du morcellement écologique, l'extension des réseaux d'aires protégées de façon à préserver les aires représentatives de chaque région naturelle, et la mise en œuvre de programmes d'inventaire, de surveillance et de recherche dans le but d'éclairer les décisions en matière d'adaptation.

3. CLIMAT ET BIODIVERSITÉ

Le climat joue un rôle de premier plan dans la composition, la structure et la fonction d'un écosystème. Il interagit aussi avec d'autres facteurs qui exercent une influence sur la biodiversité tels la pollution et les changements survenant au niveau de l'utilisation du sol. C'est pour cette raison que plusieurs études écologiques comprennent des données modélisées ou observées sur le rapport qui existe entre la biodiversité et les changements climatiques.

Les données actuelles indiquent que les aires de répartition appropriées sur le plan climatique (enveloppe climatique) à de nombreuses espèces se déplaceront probablement vers le nord en réaction au réchauffement des températures (p. ex., McKenney *et al.*, 2007; Coristine et Kerr, 2011) et que ce phénomène aura d'importantes conséquences sur les gens qui dépendent de la structure actuelle des divers types d'écosystèmes. Par exemple, les modèles de niche écologique qui ont servi à étudier 765 espèces semblent indiquer que les changements climatiques pourraient favoriser la biodiversité dans le sud du Québec au cours du présent siècle, à mesure que les espèces se déplaceront vers le nord (Bertheaux *et al.*, 2010; Chambers *et al.* 2013). De même, plusieurs espèces d'oiseaux qui nichent dans la partie septentrionale de l'Est des États-Unis se déplaceront probablement vers le Canada, contribuant ainsi à une augmentation de la diversité des espèces d'oiseaux dans l'est du Canada (Desgranges et Morneau, 2010).

Même si les flux migratoires s'étendent vers le nord, il est possible que la limite méridionale de l'aire de répartition d'une espèce se contracte en réaction aux changements climatiques (Hampe et Petit, 2005). Les populations qui se retrouvent près des limites méridionales d'un habitat sont souvent génétiquement plus diversifiées, en raison des changements survenus antérieurement dans la répartition des espèces (Jaramillo-Correa *et al.*, 2009). Une telle situation fait en sorte que le déplacement vers le nord des populations méridionales peut non seulement avoir une incidence sur la diversité régionale et la fonction de l'écosystème, mais aussi sur la diversité génétique globale des espèces touchées (Hampe et Jump, 2011).

Les conditions physiques (p. ex., obstacles au déplacement) et les processus biologiques (p. ex., accès réduit à la nourriture pendant les étapes essentielles du cycle de vie, la période de reproduction et d'élevage) qui nuisent au déplacement des espèces peuvent également avoir une incidence sur la biodiversité. Les changements dans la composition de l'espèce qui découlent de cette migration peuvent avoir des conséquences variées telle une perturbation des rapports prédateur-proie et des rapports hôte-parasite. Ainsi, même si nous savons que la biodiversité du Canada évoluera en réponse aux nouvelles conditions climatiques, des incertitudes persistent quant à la manière dont ces changements influenceront sur la composition, la structure et la fonction des écosystèmes (Varrin *et al.*, 2007). Selon toute probabilité, la réaction sera propre à l'écosystème ou à l'habitat, ce qui créera un ensemble disparate d'espèces dont la variété et la productivité augmenteront ou diminueront au fil du temps partout au pays.

La présente section du chapitre porte sur l'état des connaissances actuelles des effets des changements climatiques sur ce qui suit :

1. la chronologie des étapes du cycle de vie (phénologie);
2. la répartition observée et prévue des espèces;

3. la santé des poissons et de la faune; et
4. les régimes de perturbation et autres facteurs de stress d'origine anthropique tels que le morcellement de l'habitat.

Elle inclut aussi une brève analyse des incertitudes, des lacunes en matière de connaissances, et des répercussions sociales et économiques globales.

3.1 CHANGEMENTS DANS LA CHRONOLOGIE DES ÉTAPES DU CYCLE DE VIE (PHÉNOLOGIE)

La hausse des températures hivernales et printanières aux latitudes moyennes et élevées a provoqué chez certaines espèces des changements phénologiques, certains phénomènes se produisant plus tôt au printemps (Schwartz *et al.*, 2006a; Coristine et Kerr, 2011). Parmi les exemples de changements phénologiques survenus au Canada, on remarque le déclenchement précoce du cycle de reproduction chez les amphibiens (p. ex., Walpole et Bowman, 2011; Walpole *et al.*, 2012), l'occupation hâtive des habitats de reproduction et l'apparition précoce des nouveau-nés chez diverses espèces d'oiseau en Amérique du Nord (Waite et Strickland, 2006; Friends of Algonquin Park, 2012; Hurlbert et Liang, 2012; voir aussi l'étude de cas 1), et le début hâtif de la saison de croissance de diverses espèces végétales (Schwartz *et al.*, 2006a).

Il existe une forte corrélation entre la physiologie des insectes et la température. Par exemple, on a constaté que la vitesse du métabolisme de certains insectes peut doubler si la température augmente de 10 °C, ce qui les rend très sensibles aux variations de température (Gillooly *et al.*, 2001; Clarke et Fraser, 2004). Les réactions métaboliques à la hausse de la température influencent et amplifient probablement la dynamique des populations, notamment au niveau de la fécondité, du taux de survie, du temps de génération et de la dispersion (Bale *et al.*, 2002). La chronologie des étapes du cycle de vie printanier de plusieurs insectes et végétaux est déjà devancée en réaction à la hausse des températures (Harrington *et al.*, 2001; Logan *et al.*, 2003), et la disparité phénologique pourrait constituer l'une des conséquences potentielles pour les oiseaux migrateurs. Cette disparité est caractérisée par un manque de synchronisme entre les pics saisonniers de la biomasse végétale ou d'insectes, et la croissance et le développement des nouveau-nés (p. ex., Rodenhouse *et al.*, 2009; Knudsen *et al.*, 2011; voir l'étude de cas 1).

Les fluctuations du climat océanique (voir le chapitre 2 – *Un aperçu des changements climatiques au Canada*), en particulier de la température de la surface de la mer, exercent une forte influence sur la chronologie des événements du cycle de vie des organismes marins. Par exemple, dans le détroit de Georgie, la période d'abondance maximale de l'espèce dominante du zooplancton, qui survenait à la fin de mai il y a cinquante ans, a eu lieu à la mi-mars en 2004 (MPO, 2010). Ce changement peut également jouer un rôle dans les dates d'éclosion de plus en plus précoces de plusieurs espèces d'oiseaux marins du secteur (Gaston *et al.*, 2009), tout en étant symptomatique du rapport étroit que l'on remarque entre le succès du recrutement aux niveaux trophiques supérieurs et le moment de la production primaire liée à la température (Bertram *et al.*, 2009; Koeller *et al.*, 2009). Les espèces dont les besoins liés à l'habitat diffèrent selon l'étape de leur cycle de vie peuvent être particulièrement vulnérables aux variations de température. Ainsi, par exemple, les jeunes

saumons de l'Atlantique (Friedland *et al.*, 2003) et du Pacifique (Crozier *et al.*, 2008) sont soumis à un stress accru en raison du réchauffement des températures, lequel peut mener à une disparité entre le début du processus d'adaptation à l'eau salée (une combinaison de réactions

comportementales, morphologiques et physiologiques qui stimule la migration et prépare le poisson à vivre dans l'océan) et les conditions biogéochimiques qui prévalent dans l'environnement marin.

ÉTUDE DE CAS 1

RÉCHAUFFEMENT CLIMATIQUE, DISPARITÉ PHÉNOLOGIQUE ET DÉCLIN DES POPULATIONS D'OISEAUX MIGRATEURS

Les oiseaux sont étudiés et surveillés de près et font l'objet de recherches étayées par des données à long terme tirées de nombreuses sources (p. ex., Recensement des oiseaux de Noël, Relevé des oiseaux nicheurs). Les analyses révèlent un déclin marqué des populations de certains oiseaux migrateurs, en particulier chez les insectivores qui se nourrissent en vol, les oiseaux de rivage et les oiseaux de prairie (Stuchbury, 2007; Nebel *et al.* 2010; Sauer *et al.*, 2011; Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord-Canada, 2012). Au cours des 40 dernières années, plus de la moitié de la population des 20 espèces d'oiseaux les plus communes en Amérique du Nord a disparu (Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). La population de la plupart de ces espèces continue de décliner, et des milliers d'oiseaux disparaissent chaque année. Le rythme et l'ampleur du déclin des populations d'espèces comme l'engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*), le martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*), la paruline du Canada (*Cardellina canadensis*) et la sturnelle des prés (*Sturnella magna*) sont suffisamment importants pour que ces oiseaux soient inscrits sur la liste des espèces menacées en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (COSEPAC, 2007a, b, 2008, 2011). Des déclin comparables de populations d'oiseaux migrateurs ont été notés en Europe au cours des dernières décennies (Møller *et al.*, 2008).

Les changements climatiques ont probablement joué un rôle important dans le déclin récent des populations (Knudsen *et al.*, 2011; Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord-Canada, 2012); en effet, ils ont contribué à la détérioration du territoire d'hivernage des oiseaux migrateurs causée par les épisodes de sécheresse et d'autres effets de nature climatique, ainsi qu'à la création d'une disparité phénologique, à savoir un découplage entre le moment de la migration et l'abondance de la nourriture. Bien qu'il soit possible d'affirmer que les disparités phénologiques peuvent avoir d'importantes répercussions sur les populations et les espèces (Post *et al.*, 2009; Knudsen *et al.*, 2011; Miller-Rushing *et al.*, 2012), peu d'études sont consacrées explicitement aux répercussions des changements climatiques sur les disparités phénologiques qui touchent les oiseaux migrateurs.

Un indice des disparités phénologiques, calculées comme étant la différence entre les tendances en matière de température sur les territoires d'hivernage par rapport aux territoires de reproduction, permet de prévoir le déclin des populations d'oiseaux en Amérique du Nord (Jones et Cresswell, 2010). En Europe, on a constaté un déclin dans les populations d'oiseaux qui n'avaient pas devancé leur migration printanière entre 1990 et 2000, tandis que les populations d'oiseaux qui avaient devancé le moment de la migration étaient demeurées stables ou avaient augmenté (Møller *et al.*, 2008). En outre, malgré des dates d'arrivée plus hâtives, les oiseaux arrivent désormais au moment où les températures sont plus chaudes que par le passé. Les processus écologiques qui dépendent de la chaleur, comme l'apparition des insectes, surviennent donc avant leur arrivée, ce qui crée un « décalage thermique » (Saino *et al.*, 2010, figure 1). On note un déclin plus marqué des populations chez les espèces d'oiseaux qui sont confrontées à un décalage thermique plus prononcé.

Certaines espèces européennes (comme la mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*), la mésange charbonnière (*Parus major*), le gobemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) et l'épervier d'Europe (*Accipiter nisus*)) connaissent les plus grandes disparités, puisque les dates de reproduction sont moins (Both *et al.*, 2009) ou plus (Pearce-Higgins *et al.*, 2005) devancées par rapport à la période où la nourriture de base des oisillons est disponible. En revanche, cette disparité peut ne pas être présente dans les environnements où la nourriture abonde pendant toute la saison de reproduction. En Amérique du Nord, par exemple, on observe que le début de la ponte chez l'hirondelle bicolore, un oiseau qui s'alimente en vol, est étroitement lié à la biomasse d'insectes volants pendant la même période et non au pic saisonnier de l'approvisionnement en nourriture, qui survient plus tard en saison presque tous les ans dans la plupart des endroits (Dunn *et al.*, 2011).

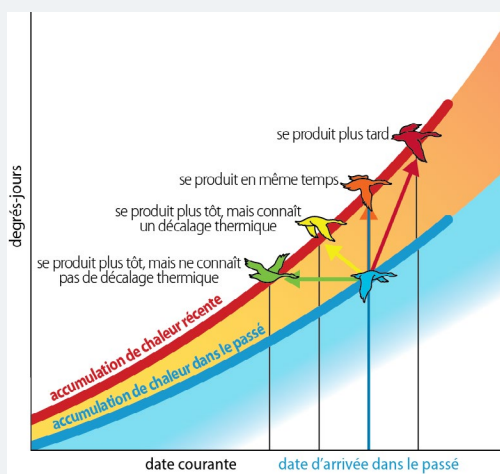


FIGURE 1 : Changements climatiques et phénologiques qui sont susceptibles d'entraîner des disparités écologiques chez les oiseaux migrateurs. Les courbes représentent la progression du printemps sur deux ans, à mesure que les degrés-jours augmentent (accumulation de chaleur) au fil du temps. La courbe représentant la dernière année (ligne rouge) apparaît au-dessus de celle des années passées (ligne bleue), étant donné le réchauffement hivernal et printanier, ce qui signifie que les degrés-jours ont augmenté plus rapidement. Les données sur la date d'arrivée de certains oiseaux migrateurs ne montrent aucun changement, ni avance ni retard. Les espèces qui arrivent désormais à la même date, ou à une date ultérieure, sont confrontées à des degrés-jours plus élevés et à des processus écologiques relativement avancés, comme l'apparition des insectes, et connaissent donc un « décalage thermique ». Même les espèces ayant devancé leur arrivée peuvent être confrontées à un décalage thermique si l'arrivée précoce ne permet pas de contrebalancer pleinement la hausse des températures. Seule une modification importante de la date d'arrivée peut pallier les effets des changements climatiques (*adapté de Saino et al.*, 2010).

3.2 CHANGEMENTS TOUCHANT LES AIRES DE RÉPARTITION DES ESPÈCES

Les observations démontrent clairement des changements touchant les aires de répartition traditionnelles des espèces. Au cours des 40 dernières années, l'aire de répartition de quelque 180 espèces d'oiseaux, sur les 305 espèces qui hivernent en Amérique du Nord, s'est déplacée vers le nord sur une distance moyenne de 1,4 km par an. De même, les aires de reproduction des oiseaux qui peuplent le sud de l'Amérique du Nord se sont déplacées en moyenne de 2,4 km par année (Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). Dans les forêts du nord-est de l'Amérique du Nord, les aires de répartition traditionnelles de 27 des 38 espèces qui ont été documentées se sont déplacées principalement vers le nord (Rodenhause *et al.*, 2009). Des rapports sur les déplacements des aires de répartition ont été publiés pour un certain nombre d'espèces au Canada (Hitch et Leberg, 2007; Blancher *et al.*, 2008). On a effectué des analyses détaillées concernant la paruline à capuchon (*Setophaga citrina*, Melles *et al.*, 2011), le petit polatouche (*Glaucomys volans*, Garroway *et al.*, 2010, 2011), les papillons (Petersen *et al.*, 2004; Kharouba *et al.*, 2009) et un certain nombre d'arbres (Gamache et Payette, 2005; Asselin et Payette, 2006; Crête et Marzell, 2006; Boisvert-Marsh, 2012).

Les modèles de répartition des espèces et les modèles d'enveloppes climatiques permettent de prédire ces déplacements. Ces modèles utilisent les corrélations statistiques entre les occurrences connues d'espèces ou de types d'écosystèmes et les variables climatiques associées à ces occurrences (p. ex., Thuiller *et al.*, 2005; Hamann et Wang, 2006) pour prédire la répartition d'une espèce en fonction des conditions climatiques, aussi bien futures que passées (Thuiller *et al.*, 2005; Berteaux *et al.*, 2010, 2011; Pellatt *et al.*, 2012). À l'heure actuelle, la plupart des modèles partent du principe que le climat est le principal déterminant de la qualité de l'habitat. Quoique tout probablement valide à une grande échelle géographique, cette hypothèse est susceptible de moins l'être à une échelle spatiale plus réduite (voir la section 3.5). Les modèles prévoient une expansion de l'aire de répartition lorsque l'étendue spatiale du climat propice augmente, mais le réchauffement peut provoquer un rétrécissement de l'aire de répartition lorsque celle-ci est limitée sur le plan géographique. On prévoit que l'aire de répartition de plusieurs espèces arctiques et alpines se rétrécira en réaction au réchauffement (Alsos *et al.*, 2012), étant donné qu'elle ne pourra peut-être pas se déplacer en amont ou vers le nord.

Les changements dans la répartition des espèces qui sont prévus selon les scénarios des conditions climatiques à venir dépendent également de la prise en considération de la capacité de dispersion d'une espèce. Par exemple, selon un scénario qui ne comporte aucune limite quant à la capacité des graines à coloniser un nouvel habitat, on prévoit que l'aire de répartition future de 130 essences d'arbres nord-américaines rétrécira de 12 % et que le centre de cette zone se déplacera d'environ 700 km vers le nord d'ici la fin du siècle. Par contre, lorsqu'on suppose que la migration des arbres ne peut se faire grâce à la dispersion des graines, les modèles prévoient que l'aire rétrécira de 58 % et qu'elle se déplacera de 330 km vers le nord (McKenney *et al.*, 2007). Le résultat le plus probable se situe entre ces deux extrêmes, particulièrement dans le Nord canadien où le manque de sols fertiles freinera fort probablement la migration de plusieurs essences vers le nord.

La plupart des scénarios climatiques prévoient d'importants changements dans la composition des forêts dans l'est de l'Amérique du Nord, y compris une réduction de l'aire propice à la croissance de nombreuses essences de feuillus nordiques (Iverson *et al.*, 2008). Ces essences seront probablement remplacées par des espèces caractéristiques des forêts de chênes et de caryers et par diverses variétés de pins, mais on ignore le rythme de la mutation (Iverson *et al.*, 2008). Les propriétés du sol à l'échelle locale ou régionale ralentiront probablement le potentiel de migration des essences forestières (Lafleur *et al.*, 2010). Certaines études semblent indiquer qu'il faut s'attendre à ce que la composition des essences forestières évolue constamment à l'avenir, puisque les espèces réagiront de diverses façons aux variations climatiques et aux propriétés du sol (Drobyshev *et al.*, 2013).

Les scénarios fondés sur les modèles d'enveloppes bioclimatiques pour l'ouest du Canada démontrent que les essences dont la limite septentrionale de l'aire de répartition est située en Colombie-Britannique pourraient se déplacer d'au moins 100 km par décennie (Hamann et Wang, 2006). Même si les essences de feuillus les plus courantes ne semblent pas touchées par les variations de la température moyenne et des précipitations, on observe qu'une grande partie de l'aire de répartition de certaines essences de conifères importantes sur le plan économique pour la Colombie-Britannique tel le pin tordu latifolié, pourrait disparaître (figure 2a). Il convient de remarquer qu'il est improbable que toutes les propriétés propres à l'enveloppe climatique d'une espèce mutent en même temps. La redistribution des zones biogéographiques pourrait être considérable; on prévoit que les régions climatiques de type subboréal et subalpin, aujourd'hui fort répandues, diminueront rapidement (figure 2b).

Les animaux qui se reproduisent dans les forêts se trouvant à haute altitude sont très vulnérables aux effets des changements climatiques, car ils ne peuvent pas trouver refuge dans un nouvel habitat à un endroit plus élevé. Certains modèles prévoient, par exemple, que la grive de Bicknell ne pourra plus accéder à une partie importante de son aire de reproduction si la température annuelle moyenne augmente de 1 °C (Lambert *et al.*, 2005; Rodenhause *et al.*, 2008).

L'expansion et le rétrécissement des aires de répartition peuvent avoir des conséquences d'ordre génétique sur les populations. Même si la dispersion des individus peut améliorer la diversité génétique locale et propager des génotypes bénéfiques (Hewitt et Nichols, 2005), cette diversité peut décroître aux limites externes de l'aire de répartition d'une espèce si seule une faible population colonise les nouveaux habitats. La diversité génétique peut aussi décroître lorsqu'une population disparaît à la limite de son aire de répartition en voie de rétrécissement (Hewitt et Nichols, 2005; Hampe et Jump, 2011). Les modèles qui étudient 27 espèces courantes de plantes arctiques prévoient une diminution de la diversité génétique en réaction au rétrécissement de l'aire de répartition des espèces causé par les changements climatiques (Alsos *et al.*, 2012). On remarque que des analyses des observations in situ commencent aussi à faire leur apparition dans la documentation publiée. On a observé, par exemple, une réduction de la diversité génétique du tamia alpin (*Tamias alpinus*) causée par le rétrécissement en amont de son aire de répartition lié aux changements climatiques (Rubidge *et al.*, 2012).

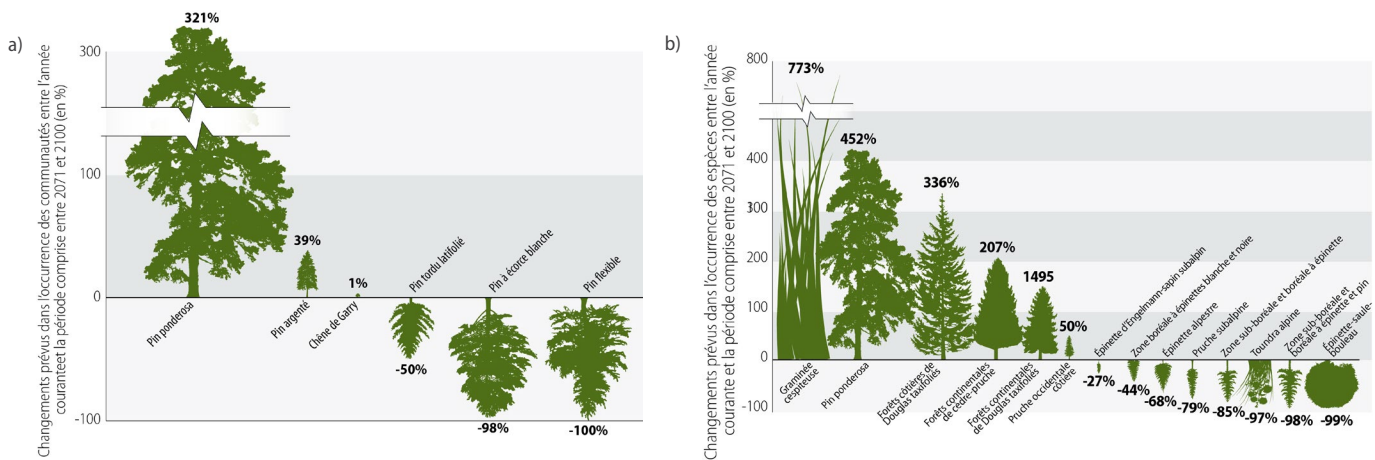


FIGURE 2 : Changements prévus dans la composition des espèces et des communautés entre l'année courante et la période comprise entre 2071 et 2100, en Colombie-Britannique, en réaction aux changements climatiques (*adapté de Hamann et Wang, 2006*). a) Changements dans l'occurrence des essences de pin et de chêne; le pin ponderosa (*Pinus ponderosa*) sera beaucoup plus répandu, alors que des essences comme le pin à écorce blanche (*Pinus albicaulis*) et le pin flexible (*Pinus albicaulis*) pourraient être amenées à disparaître. b) Changements dans la répartition des zones écologiques bioclimatiques; les graminées cespitueuses et les forêts de pin ponderosa (*Pinus ponderosa*) pourraient être beaucoup plus répandues qu'aujourd'hui, tandis que la toundra alpine, par exemple, pourrait disparaître.

L'expansion de l'aire de répartition liée aux changements climatiques peut contribuer à un accroissement des croisements et des hybridations lorsque deux populations ou espèces auparavant distinctes entrent en contact (Hoffmann et Sgrò, 2011). Par exemple, le petit polatouche (*Glaucomys volans*) a agrandi son aire de répartition d'environ 200 km vers le nord (Bowman *et al.*, 2005; Garroway *et al.*, 2010, 2011) pendant les hivers doux survenus en Ontario entre 1994 et 2003. Cette expansion a favorisé une co-occurrence et une hybridation accrues entre le petit polatouche et le grand polatouche (*Glaucomys sabrinus*; Garroway *et al.*, 2010). L'hybridation peut avoir différents résultats : i) une descendance stérile, ii) une progéniture viable dotée d'une valeur adaptative accrue, iii) une progéniture viable dotée d'une valeur adaptative réduite, ou iv) aucun changement en ce qui concerne la valeur adaptative. Dans certains cas, l'hybridation peut renforcer la capacité de certaines espèces à s'adapter aux changements en introduisant une variation génétique (Hoffmann et Sgrò, 2011).

L'hybridation peut provoquer l'extinction d'une espèce rare si celle-ci est croisée avec une espèce plus abondante. Par exemple, on a noté que la pyrole mineure (*Pyrola minor*) est rarement présente à un certain nombre d'endroits le long de la limite méridionale de son aire de répartition, et des études génétiques ont révélé que le croisement avec la pyrole à grandes fleurs (*Pyrola grandiflora*) favorise la présence accrue des hybrides au détriment de *P. minor* (mais non au détriment de *P. grandiflora*) au Groenland et dans le nord du Canada. Ce processus peut entraîner la disparition de *P. minor* par assimilation génétique (Beatty *et al.*, 2010). Ce même phénomène se manifeste chez la mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*), un oiseau chanteur commun en Amérique du Nord, qui se croise avec la mésange de Caroline (*Poecile carolinensis*; Curry, 2005). Les parents hybrides connaissent un taux de succès réduit à l'éclosion et leurs descendants ont de la difficulté à se reproduire (Varrin *et al.*, 2007). Dans la zone

d'hybridation des deux espèces, les chercheurs ont repéré une bande étroite où le taux de succès de la reproduction est réduit (Bronson *et al.*, 2005). Puisque l'aire de répartition de la mésange de Caroline continue sa progression vers le nord (Hitch et Leberg, 2007), la zone d'hybridation pourrait s'étendre de l'Ohio jusqu'en Ontario d'ici quelques années. Les mésanges hybrides pourraient un jour remplacer la mésange à tête noire dans le sud de l'Ontario.

L'hybridation peut renforcer la capacité d'adaptation d'un organisme aux répercussions des changements climatiques (Hoffmann et Sgrò, 2011). Par exemple, les populations de pékans (*Martes pennanti*) qui recolonisent l'Ontario présentent une vigueur hybride (Carr *et al.*, 2007), et la période d'émergence de la tordeuse des bourgeons (*Choristoneura* spp.) varie davantage en fonction des fluctuations de température printanière, lorsque cet insecte s'hybride avec une espèce voisine appartenant au même genre (Volney et Fleming, 2000).

Des changements dans la répartition des poissons et d'autres organismes aquatiques se produisent déjà, ou sont à prévoir. Même si les températures chaudes de l'été restreignent la dispersion des poissons d'eaux froides (p. ex., le touladi [*Salvelinus namaycush*]; Rahel, 2002), la limnologie physique et les caractéristiques géographiques des lacs peuvent avoir une influence sur l'habitabilité des eaux nordiques (Minns *et al.*, 2009). Les prévisions des répercussions des changements climatiques sur l'habitat du touladi en Ontario semblent indiquer une diminution d'entre 30 % et 60 % de la superficie de certains bassins versants méridionaux. Cette diminution ne sera compensée qu'en partie par une augmentation de la superficie des habitats dans les bassins versants du nord-ouest de l'Ontario (Minns *et al.*, 2009).

Les limites septentrionales des aires de répartition des poissons d'eau chaude sont souvent déterminées par la fraîcheur des températures estivales, responsable du ralentissement de la croissance (Shuter et Post, 1990; Rahel, 2002). Par exemple, l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) ne fréquente pas les cours d'eau dont la température est supérieure à 27 °C ou inférieure à 15 °C. Au Canada, seuls les lacs situés dans des régions plus au sud offrent des conditions thermiques appropriées. Les prévisions climatiques semblent toutefois indiquer qu'un plus grand nombre de lacs situés plus au nord fourniront un habitat adéquat aux poissons d'eau chaude d'ici la fin du siècle (Chu *et al.*, 2005). Cela signifie que la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'achigan à petite bouche pourrait s'étendre vers le nord-ouest de l'Ontario, le nord-est du Manitoba et le centre-sud de la Saskatchewan, ce qui perturberait du même coup les réseaux trophiques actuels. Les auteurs Jackson et Mandrak (2002) sont d'avis qu'une telle expansion pourrait entraîner la disparition de 25 000 individus parmi les populations de ventres rouges du nord (*Phoxinus eos*), de ventres citron (*Phoxinus neogaeus*), de tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et de mulets perlés (*Margariscus margarita*). Une telle situation aurait des conséquences négatives sur les ressources alimentaires des prédateurs tel le touladi (Vander Zanden *et al.*, 1999). Les obstacles à la migration des espèces aquatiques, y compris les barrières physiques et les divisions installées entre les bassins versants, ainsi qu'une meilleure compréhension de la part du public des risques associés au déplacement d'espèces entre deux plans d'eau, pourraient freiner l'expansion prévue des aires de répartition.

Les espèces marines pourraient réagir au réchauffement des températures en modifiant la répartition latitudinale et la profondeur de leur habitat (voir le chapitre 4 – *Production alimentaire*). Les calculs semblent indiquer qu'à tous les dix ans, la répartition latitudinale pourrait se déplacer de 30 à 130 km vers le nord et la profondeur de l'habitat pourrait descendre de 3,5 m (Cheung *et al.*, 2009, 2010). Au Canada, les gains et les pertes liés aux espèces ont été évalués pour les habitats marins. On estime que les plus grandes pertes se produiront aux latitudes plus basses. Certains prévoient cependant une augmentation du nombre global d'espèces dans les eaux canadiennes (Cheung *et al.*, 2011). On constate déjà des mutations biogéographiques rapides, soit le fait que des espèces qui fréquentent les eaux chaudes se sont déplacées de plus de 10 degrés de latitude vers le nord au cours des 30 dernières années dans l'Atlantique du Nord, entraînant une baisse correspondante au chapitre de la diversité des espèces qui fréquentent les eaux froides (Helmuth *et al.*, 2006). Le réchauffement de l'océan Arctique devrait favoriser l'expansion des espèces du Pacifique vers l'Arctique et de là, vers l'océan Atlantique (Vermeij et Roopnarine, 2008; voir aussi Reid *et al.*, 2008). Certains autres cas d'expansion pourraient ne pas être aussi marqués, mais avoir tout de même d'importantes répercussions sur les collectivités côtières. Par exemple, Harley (2011) fait état de la façon dont le réchauffement favorise l'étoile ocrée, *Pisaster ochraceus*, mais semble indiquer que ces conditions auront pour effet de réduire l'étendue des bancs de moules dont elle se nourrit, ce qui aura une incidence sur les autres espèces qui en dépendent pour survivre.

3.3 EFFETS SUR LA SANTÉ DES POISSONS ET DE LA FAUNE

Plusieurs études traitent des effets des changements climatiques sur la santé des poissons et des animaux sauvages au Canada. Des exemples des effets produits sur certaines espèces emblématiques sont fournis dans la présente section.

L'ours polaire est sans contredit l'espèce la plus associée aux changements climatiques dans l'esprit du public. Ces animaux sont tributaires de la banquise pour chasser et se reproduire – ils engraisser en avril, en mai et en juin, avant que la glace ne cède et au moment où les phoques annelés nouvellement sevrés sont abondants (Stirling *et al.*, 1999; Derocher *et al.*, 2004; Rosing-Asvid, 2006). L'altération du cycle de dégel et de gel et du moment où se forme la banquise aura une incidence sur les ours polaires, en particulier sur les populations australes. Puisque la calotte glacière se désintègre plus tôt et se forme plus tard, les ours polaires auront moins de temps pour se nourrir de phoques, ce qui se traduira par une détérioration de l'état des femelles reproductrices et un faible rendement du taux de reproduction (Stirling *et al.*, 1999; Obbard *et al.*, 2006; Peacock *et al.*, 2011). Ces répercussions ne représentent qu'une partie de l'ensemble complexe de changements écologiques qui ont déjà été documentés dans l'Arctique (voir l'étude de cas 2).

ÉTUDE DE CAS 2

CHANGEMENTS ÉCOLOGIQUES INDUITS PAR LE CLIMAT DANS L'ARCTIQUE

La synthèse des récentes recherches sur les changements environnementaux dans les parcs nationaux arctiques (McLennan *et al.*, 2012) révèle que ces écosystèmes à l'état relativement intact subissent des changements considérables et rapides au niveau de la cryosphère (glaciers, pergélisol, couverture de neige, glace lacustre, fluviale et marine) et de la végétation, tandis que les populations d'animaux sauvages commencent tout juste à s'adapter aux effets du réchauffement, qui est plus que le double de celui enregistré aux latitudes méridionales (voir le chapitre 2 – *Un aperçu des changements climatiques au Canada*). Les parcs nationaux, ainsi que les autres aires protégées, peuvent servir de points de référence sur les changements et nous aider à saisir la nature, l'ampleur et le rythme des mutations qui surviennent dans les systèmes naturels en raison des changements climatiques (Lemieux *et al.*, 2011; CCP, 2013).

Dans Derkson *et al.* (2012), les auteurs dressent un portrait complet des changements récents observés dans la cryosphère de l'Arctique canadien. Les glaciers des parcs nationaux arctiques reculent et perdent de la masse (Dowdeswell *et al.*, 2007; Barrand et Sharp, 2010; Gardner *et al.*, 2011; Sharp *et al.*, 2011), tandis que le pergélisol se réchauffe et que la profondeur du dégel estival augmente (Burn et Kokelj, 2009; Smith *et al.*, 2010). L'accroissement de la profondeur du dégel estival est un facteur important qui contribue à l'augmentation du nombre de glissements de terrain (Broll *et al.*, 2003). La dégradation du pergélisol dans les sols riches en glace favorise l'assèchement des marécages et altère le régime des eaux des écosystèmes de la toundra (Fortier *et al.*, 2007; Godin et Fortier, 2012).

Parmi les modifications de la végétation qui ont été observées dans les parcs nationaux arctiques, on remarque l'écart de croissance entre les individus d'une même espèce déjà présente dans une zone donnée et l'expansion des aires de répartition des arbres et arbustes du bas Arctique, phénomène qui entraîne d'importants changements dans la composition de la communauté de la toundra. La croissance plus rapide de la végétation de la toundra, phénomène associé à la diminution de la glace de mer (Lawrence *et al.*, 2008; Bhatt *et al.* 2010; Stroeve *et al.*, 2011), a pour conséquence de contribuer à une augmentation générale de la végétation dans toute la région nordique (Jia *et al.*, 2009). Dans quatre parcs nationaux arctiques, on observe que le couvert d'arbustes s'étend et que les espèces herbacées occupent de plus en plus un sol auparavant dénudé (Fraser *et al.*, 2012). Dans le parc national Ivvavik, au Yukon, la biomasse foliaire mesurée pendant le pic saisonnier a plus que doublé entre 1985 et 2010 (figure 3) et la saison de croissance a augmenté de plus de 40 jours en moyenne pendant cette même période (Chen *et al.*, 2012). Les résultats des études semblent indiquer que le réchauffement favorise la croissance des végétaux dans les écosystèmes des parcs nationaux arctiques, mais les réactions varient d'une espèce et d'un endroit à l'autre (Hill et Henry, 2011).

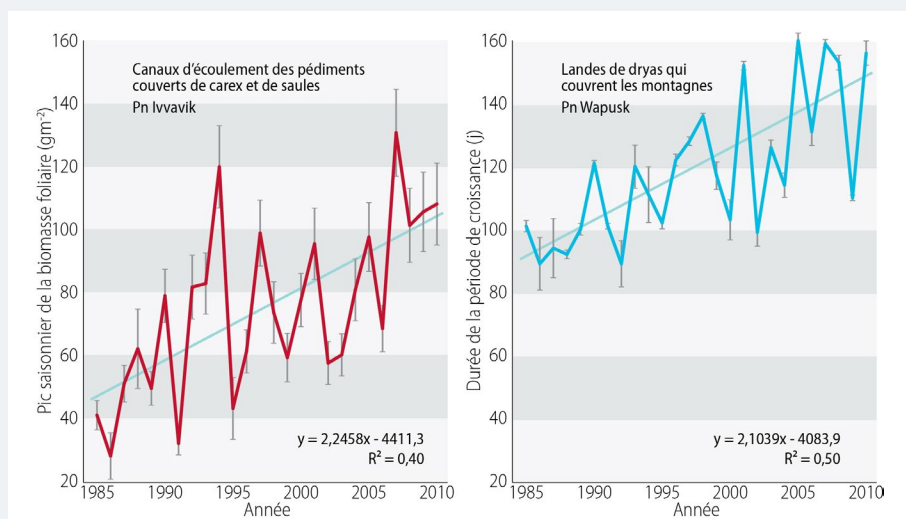


FIGURE 3 : La biomasse foliaire (g m^{-2}) mesurée pendant le pic saisonnier a plus que doublé entre 1985 et 2010 dans l'éco-type caractérisé par des canaux de drainage de pédiments où croissent des saules et du carex dans le parc national Ivvavik, au Yukon, et la durée de la période de croissance a presque doublé dans les hautes terres couvertes de dryades et d'éricacées du parc national Wapusk, au Manitoba (Chen *et al.*, 2012).

L'évolution de la végétation peut, entre autres, avoir des conséquences sur les habitats et les processus du sol à l'échelle locale (Sturm *et al.*, 2005a; Post *et al.*, 2009), des effets sur l'hydrologie dans l'ensemble d'un bassin versant (McFadden *et al.*, 2001) et des effets mondiaux sur le climat par l'intermédiaire des rétroactions sur le cycle du carbone (Sturm *et al.*, 2005b; Ping *et al.*, 2008; Bonfils *et al.*, 2012).

Les populations animales changent elles aussi, avec pour conséquence possible des répercussions sur les réseaux trophiques arctiques. Par exemple, les recherches portant sur les réseaux trophiques du parc national Sirmilik, au Nunavut, (figure 4) démontrent que les lemmings jouent un rôle primordial au chapitre de la biodiversité arctique, étant donné leur abondance, et un rôle secondaire en tant que proie pour plusieurs rapaces arctiques et mammifères prédateurs (Gauthier *et al.*, 2004, 2011; Gauthier et Berteaux, 2011; Therrien, 2012). Même s'il est largement démontré que les changements climatiques

Étude de cas 2 suite à la page suivante

ont une incidence sur le nombre de lemmings et de prédateurs qui s'en nourrissent dans le nord de l'Europe et au Groenland (Kausrud *et al.*, 2008; Gilg *et al.*, 2009), rien de tel n'a été constaté jusqu'à présent au Canada (Gauthier *et al.*, 2011; Krebs *et al.*, 2011). Les difficultés à prévoir des changements dans la profondeur de la neige et la phénologie, et la variation naturelle des chutes de neige à l'échelle locale constituent une importante source d'incertitude lorsqu'il s'agit de prévoir l'avenir des petits mammifères arctiques et des espèces qui en dépendent pour survivre.

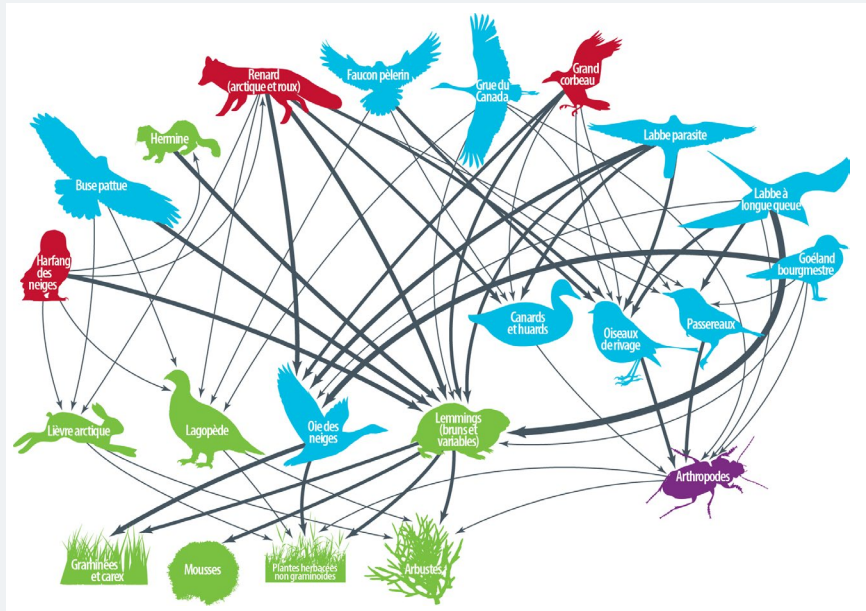


FIGURE 4 : Réseau trophique de l'île Bylot (parc national Sirmilik) formé de quatre catégories d'espèces : migratrice (rouge), en partie migratrice (bleu), résidente (vert) et résidente gelée (violet) dans le sol pendant l'hiver. L'épaisseur du trait indique le degré de solidité relative des liens entre les espèces (extrait modifié tiré de Gauthier *et al.*, 2011).

Les parcs nationaux arctiques abritent aussi les principales aires de reproduction de plusieurs hardes de grands caribous de la toundra. Le nombre de caribous diminue dans la plupart des hardes de l'Arctique circumpolaire (CARMA, 2012). On estime que les variations observées au niveau des populations de grands caribous de la toundra représentent une étape du cycle normal attribuable à l'interaction entre le cycle climatique à long terme, la qualité du fourrage et la survie des petits (Payette *et al.*, 2004; Sharma *et al.*, 2009). Le rétablissement des populations appauvries est peut-être maintenant compromis par les pressions exercées par les changements climatiques tels les changements touchant la phénologie de la végétation (White, 2008; Sharma *et al.*, 2009), l'augmentation du nombre d'épisodes de givre et de périodes de harcèlement par les insectes (Sharma *et al.*, 2009, CARMA, 2012), et l'augmentation de la fréquence des incendies de forêt sur les territoires d'hivernage (Joly *et al.*, 2012). Ces facteurs climatiques sont exacerbés par un nombre croissant de facteurs de stress d'origine anthropique (Sharma *et al.*, 2009; CARMA, 2012, Joly *et al.*, 2012; voir la section 3.4). Les facteurs négatifs doivent être évalués en regard des effets potentiellement

positifs de l'augmentation de la biomasse sur les lieux de broutage des caribous et des températures plus chaudes dans l'ensemble (Griffith *et al.*, 2002). Le rapport entre chacun de ces facteurs crée des incertitudes quant à l'avenir du grand caribou de la toundra, figure emblématique des parcs nationaux arctiques, principal moteur de la biodiversité et des processus écosystémiques arctiques, et élément essentiel de la culture des collectivités et des modes de vie fondés sur la terre. Des incertitudes semblables pèsent sur le caribou de Peary (*Rangifer tarandus pearyi*), une espèce dont les populations ont subi les contrecoups de phénomènes climatiques extrêmes (Miller et Gunn, 2003), mais qui pourrait se rétablir si l'augmentation du rendement fourrageur compense les effets négatifs des changements climatiques (Tews *et al.*, 2007).

Certaines populations australes d'ours polaires, en particulier celles qui peuplent la portion ouest de la baie d'Hudson (parc national Wapusk, au Manitoba) et la portion sud de la mer de Beaufort (parc national Ivvavik, au Yukon), devraient disparaître au cours des 30 à 40 prochaines années (Stirling et Derocher, 2012). On prévoit que la fonte de la glace de mer forcera les populations à se déplacer vers le nord, à mesure que la glace d'été continuera de disparaître. Des changements substantiels au niveau de la faune arctique sont inévitables, et ils ne font que commencer. Au cours des prochaines décennies, on prévoit qu'un plus grand nombre d'espèces subarctiques et boréales d'oiseaux chanteurs, de rapaces, de petits mammifères, d'ongulés et de prédateurs nomades se déplaceront vers le nord, et interagiront de façon complexe avec les espèces arctiques qui peuplent déjà la région (ACIA, 2005; Berteaux *et al.*, 2006; Gilg *et al.*, 2012). L'immigration d'espèces méridionales occasionnée par le déplacement ou l'expansion de l'aire de répartition lié au réchauffement de la température exercera des pressions sur les espèces arctiques tributaires de ces milieux tels l'ours polaire, le boeuf musqué, le lemming, le renard arctique et le caribou de Peary (Berteaux *et al.*, 2006; Berteaux et Stenseth, 2006; Gilg *et al.*, 2012). Les régions montagneuses de l'Arctique, qui comprennent plusieurs parcs nationaux, peuvent servir de zones-refuges en altitude ou sur les pentes orientées vers le nord. Il importe de comprendre le rôle que peuvent jouer les zones-refuges pour les espèces dont l'aire de répartition rétrécit en raison des changements climatiques, et les conséquences possibles pour les espèces qui seront confinées à ces zones (Barnosky, 2008; Keppel *et al.*, 2012), afin de prédire le sort de nombreuses espèces arctiques tributaires de ces zones.

Dans l'ensemble, les résultats des programmes de surveillance et de recherche mis en place dans les parcs nationaux révèlent un degré élevé d'incertitude concernant la façon dont les écosystèmes terrestres du Nord canadien s'adapteront aux effets des changements climatiques. Cette incertitude est en partie imputable à la difficulté de prédire la façon dont les climats changeront aux échelles spatiales et temporelles susceptibles d'être utiles à la mise en place des mesures de gestion (ACIA, 2005; McLennan, 2011), et à la complexité inhérente aux écosystèmes naturels (Berteaux *et al.*, 2006; Gilg *et al.*, 2012). Les gestionnaires des parcs nationaux arctiques et les collectivités qui dépendent de ces écosystèmes pour se nourrir ou subsister sont confrontés au fait qu'un changement écologique profond est inévitable.

La température de l'eau est l'un des principaux déterminants de la survie et de la reproduction des poissons dans les écosystèmes aquatiques. La température moyenne de l'eau en été dans le fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, a augmenté d'environ 1,5 °C depuis les années 1950 (Martins *et al.*, 2011). Les températures record de l'eau enregistrées dans le fleuve Fraser pendant les récentes migrations de reproduction du saumon rouge (*Oncorhynchus nerka*) ont été associées à un niveau de mortalité élevé, ce qui a suscité des préoccupations quant à la viabilité des stocks touchés par les nouveaux régimes climatiques. Une analyse de quatre stocks de saumons rouges dans le fleuve Fraser donne des résultats variés. Certaines populations sont touchées plus que d'autres par les températures chaudes recensées dans le bras inférieur du fleuve (Martins *et al.*, 2011). Une diminution de 9 à 16 % du taux de survie de tous les stocks est prévue d'ici la fin du siècle, si la température de l'eau du fleuve Fraser continue d'augmenter telle que prévue. L'étude met en évidence le fait que les stratégies de gestion des pêches et de conservation doivent tenir compte des réactions spécifiques des stocks aux variations de température.

Dans les écosystèmes marins, les changements climatiques sont associés à toute une série de stress physiologiques ayant une incidence sur la santé des espèces. Par exemple, dans Crawford et Irvine (2009), les auteurs attribuent l'hypoxie (diminution du taux d'oxygène dissous), documentée à toutes les profondeurs sous la couche de mélange qui longe la totalité des côtes de la Colombie-Britannique, au réchauffement des eaux au large des côtes asiatiques, largement responsable de l'accroissement de la stratification et de la réduction de l'aération (Whitney *et al.*, 2007, voir aussi le chapitre 2 – *Un aperçu des changements climatiques au Canada*). L'augmentation des émissions de gaz à effet de serre joue aussi un rôle dans l'acidification des océans, ce qui a des répercussions importantes sur l'abondance et la répartition à long terme des espèces marines (Feely *et al.*, 2008, Friedlingstein *et al.*, 2010). Par exemple, l'acidification des océans a entraîné une diminution de la disponibilité du carbonate de calcium, élément essentiel à la formation des structures squelettiques et des coquilles rigides des animaux marins. Les eaux froides boréales absorbent plus efficacement le dioxyde de carbone que les eaux australes, et les étés plus chauds engendrent une fonte plus rapide de la glace marine, plus acide (Yamamoto-Kawai *et al.*, 2009). Des signes d'acidification ont également été observés au large de la côte ouest du Canada (Feely *et al.*, 2008 ; Cummins et Haigh, 2010) et dans le golfe du Saint-Laurent, où des chercheurs ont associé une diminution considérable du taux de pH à une augmentation de l'hypoxie (Dufour *et al.*, 2010).

3.4 RELATIONS AVEC LES RÉGIMES DE PERTURBATION ET LES FACTEURS DE STRESS D'ORIGINE ANTHROPIQUE

On croit qu'il existe d'importantes synergies parmi les nombreux facteurs écologiques et socioéconomiques touchés par les changements climatiques. Par exemple, Ainsworth *et al.* (2011) ont conclu que, dans le cas des milieux marins du nord-est du Pacifique, la combinaison de la désoxygénation, de l'acidification, de la production primaire, de la structure des communautés du zooplancton et du déplacement des aires de répartition des espèces avait des effets plus marqués que la somme de ces facteurs pris individuellement. De plus, les effets des changements climatiques interagissent avec d'autres facteurs de stress d'origine anthropique et naturelle tels que la perte et le morcellement des habitats, la pollution, la surexploitation, les

incendies de forêt et les espèces envahissantes, de sorte que les effets cumulatifs pourraient menacer de nombreuses espèces (Venter *et al.*, 2006).

Les effets cumulatifs des changements climatiques et du morcellement de l'habitat pourraient vraisemblablement limiter la capacité d'adaptation de certaines espèces (Travis, 2003; Inkley *et al.*, 2004; Opdam et Wascher, 2004; Bowman *et al.*, 2005; Varrin *et al.*, 2007). On a constaté que la colonisation par les plantes forestières est mieux réussie dans les paysages terrestres mieux reliés, et que les espèces végétales dispersées par les animaux colonisaient plus facilement les nouveaux habitats que celles dispersées par d'autres vecteurs (Honnay *et al.*, 2002). Le morcellement du territoire peut aussi constituer un obstacle à l'expansion de l'aire de répartition des oiseaux, surtout dans le cas des populations locales moins importantes installées aux limites des zones de tolérance (p. ex., Opdam et Wascher, 2004; Melles *et al.*, 2011). Des mammifères comme le petit polatouche, un animal forestier qui s'est déplacé vers le nord en passant par les habitats boisés contigus du Bouclier précambrien de l'Est ontarien, mais non par les forêts morcelées du sud-ouest (Bowman *et al.*, 2005), peuvent aussi être touchés. Le morcellement de l'habitat pose également problème dans les écosystèmes d'eau douce (Allan *et al.*, 2005), surtout en ce qui a trait aux barrages, aux structures de détournement, aux revêtements, aux passages lotiques remplacés par des réservoirs, à la reconfiguration des canaux ou à l'assèchement (Stanford, 1996).

D'autres facteurs de stress d'origine anthropique, notamment la pollution de l'eau, l'assèchement des marécages et la baisse des nappes phréatiques, ont entraîné une dégradation importante des écosystèmes d'eau douce partout en Amérique du Nord au cours des 60 dernières années (Kundzewicz et Mata, 2007) et les changements climatiques exacerberont bon nombre de ces effets. De même, les pêches dans les écosystèmes marins ont entraîné des changements dans la composition et l'abondance des communautés de poissons dans les eaux canadiennes (voir le chapitre 4 – *Production alimentaire*). Ces modifications, couplées aux variations des températures, de la salinité et de l'acidité induites par les changements climatiques, ont entraîné des changements considérables au niveau de la biodiversité marine au Canada (Benoît et Swain, 2008; Templeman, 2010).

Les incendies et les infestations d'insectes constituent les moteurs naturels des changements que subissent les écosystèmes dans la plupart des régions du Canada. Les changements climatiques devraient toutefois modifier la fréquence et l'ampleur de ces perturbations (voir le chapitre 3 – *Ressources naturelles*). La superficie moyenne brûlée par les incendies au Canada devrait augmenter de 75 à 120 % d'ici 2100 (Flannigan *et al.*, 2009; Stocks et Ward, 2011). Les effets varieront d'une région à l'autre – par exemple, la superficie moyenne brûlée par décennie en Alaska et dans l'ouest du Canada devrait doubler d'ici 2041 à 2050, comparativement à ce que l'on a observé entre 1991 et 2000, et pourrait augmenter jusqu'à 5,5 fois d'ici la dernière décennie du XXI^e siècle (Balshi *et al.*, 2009).

Les espèces envahissantes sont celles qui se propagent au-delà de leur aire naturelle ou de leur zone naturelle de dispersion (Mortsch *et al.*, 2003) et qui peuvent causer des dommages aux espèces indigènes par la compétition, la prédation ou le parasitisme (Varrin *et al.*, 2007). De nombreuses espèces aquatiques envahissantes présentes à l'heure actuelle au Canada s'adapteront à l'élévation de la température de l'eau, ce qui aura des conséquences importantes sur la santé des écosystèmes et sur certains secteurs de l'économie. Par exemple, plusieurs espèces envahissantes d'origine européenne (p. ex., espèces

pontocasiennes) ou asiatique proviennent d'eaux plus chaudes, ce qui leur procure un avantage concurrentiel par rapport aux espèces indigènes d'eaux tempérées et froides dans un contexte de réchauffement climatique (Schindler, 2001). À l'heure actuelle, la carpe asiatique prolifère dans le réseau du fleuve Mississippi et s'est établie jusque dans les eaux du Chicago Sanitary and Ship Canal (canal maritime et sanitaire de Chicago). Même si on a érigé une barrière électrique qui empêche les carpes de pénétrer dans le lac Michigan, le potentiel d'invasion est jugé important. En outre, certaines personnes ont déjà tenté de transporter des carpes vivantes au Canada, et cette situation pourrait se répéter (Dove-Thompson *et al.*, 2011). Dans le milieu marin océanique, le crabe européen (*Carcinus maenas*) s'est déplacé de la Californie vers la Colombie-Britannique (Klassen et Locke 2007), et deux tuniciers (*Botryllus schlosseri* et *B. violaceus*), observés dans l'île de Vancouver, pourraient envahir la majeure partie des côtes de la Colombie-Britannique si le climat se réchauffe (Epelbaum *et al.*, 2009).

Même si l'on pense généralement que les changements climatiques profitent de manière disproportionnée aux espèces végétales envahissantes par rapport aux espèces indigènes, cette hypothèse n'a pas été directement vérifiée (Dukes *et al.*, 2009). Plusieurs études démontrent que les espèces végétales envahissantes qui parviennent à s'établir ont tendance à avoir un niveau de tolérance environnementale supérieur (Goodwin *et al.*, 1999; Qian et Ricklefs, 2006) et à posséder d'autres caractéristiques leur permettant de maintenir ou d'améliorer leur niveau d'adaptation par rapport aux autres espèces en situation de changement climatique. Ces caractéristiques comprennent des cycles de croissance courts, de longues et fréquentes périodes de dispersion des propagules (p. ex., par les graines), et des attributs facilitant la dispersion à grande échelle; grâce à ces caractéristiques, de nombreuses espèces envahissantes sont en mesure de supplanter les espèces indigènes moins bien adaptées aux nouveaux climats (Pitelka *et al.*, 1997; Dukes et Mooney, 1999; Malcolm *et al.*, 2002).

Le réchauffement peut aussi avoir des conséquences importantes sur le cycle biologique et la répartition d'espèces éruptives d'insectes indigènes, comme le dendroctone du pin ponderosa (voir aussi le chapitre 3 – *Ressources naturelles*). Les modèles de prévision du réchauffement semblent indiquer qu'une hausse de la température moyenne de 1 °C à 4 °C augmentera sensiblement le risque d'infestations, d'abord aux plus hautes élévations (dans le cas des hausses de 1 °C et de 2 °C), puis aux latitudes les plus septentrionales (4 °C; Sambaraju *et al.*, 2012). Dans le Front Range du Colorado, la période de vol du dendroctone du pin ponderosa commence au moins un mois plus tôt que de par le passé et dure environ deux fois plus longtemps (Mitton et Ferrenberg, 2012). Certains insectes de cette espèce ont maintenant deux générations de couvains par année. Étant donné que le dendroctone du pin ponderosa n'hiverné pas et que la croissance et le processus de maturation sont contrôlés par la température, cette espèce s'adapte aux changements climatiques en accélérant sa croissance (Mitton et Ferrenberg, 2012). De plus, cet insecte a un succès de reproduction plus élevé dans les zones où les arbres-hôtes n'ont pas été touchés par de fréquentes infestations (Cudmore *et al.*, 2010). Ce taux de fécondité accru est probablement l'un des facteurs clés de l'explosion démographique rapide qui a provoqué une mortalité des arbres-hôtes sans précédent dans de vastes régions de l'Ouest canadien (voir le chapitre 3 – *Ressources naturelles*). Les pratiques d'aménagement forestier tel le

maintien de la diversité des essences et des classes d'âge à l'échelle du territoire, peuvent contribuer à atténuer les effets d'une telle infestation (Cudmore *et al.*, 2010).

3.5 INCERTITUDES ET LACUNES LIÉES À L'ÉTAT DES CONNAISSANCES DANS LE DOMAINE

Même s'il existe des preuves solides de l'incidence des changements induits par le climat sur la biodiversité au Canada, il est toujours difficile de les prévoir et de les mesurer. Les modèles qui prévoient que les changements climatiques provoqueront une altération des aires de répartition des espèces supposent généralement que le climat constitue le facteur le plus important dans la détermination de la viabilité d'un habitat. Même si les facteurs climatiques agissent sur les profils de diversité à grande échelle et définissent l'aire de répartition de la plupart des espèces, de nombreux facteurs biophysiques et interactions tels que la compétition, la prédation et la symbiose, exercent aussi une influence sur la répartition et l'abondance des populations à l'échelle locale (McLachlan *et al.*, 2005; Anderson et Ferree, 2010).

Dans l'ensemble, on ne comprend toujours pas la mesure exacte dans laquelle les espèces peuvent effectuer des migrations massives et soudaines (Pearson, 2006). Le recours à des modèles d'enveloppes climatiques en vue de prédire les effets potentiels sur la répartition d'une espèce est d'une utilité limitée, car ces modèles ne sont pas intégrés aux modèles de population, lesquels aident à prédire le risque d'extinction (Brook *et al.*, 2009). Par exemple, les modèles d'enveloppes climatiques qui établissent la moyenne des conditions climatiques dans une grande zone ne tiennent pas compte des microclimats locaux au sein desquels une population de faible densité pourrait subsister (p. ex., voir McLachlan *et al.*, 2005). Par conséquent, ces modèles pourraient s'avérer être trop imprécis pour tenir compte des mécanismes clés grâce auquel une espèce pourrait survivre à des changements climatiques rapides (Pearson, 2006). La capacité des modèles d'enveloppes climatiques à prévoir l'étendue actuelle de populations d'arbres et d'oiseaux en Amérique du Nord diminue en fonction de la taille de l'aire de répartition, et les paramètres climatiques constituent des variables explicatives de moindre importance lorsqu'il s'agit de les appliquer à de petites aires (Schwartz *et al.*, 2006). Ainsi, il est presque impossible de prévoir le risque d'extinction d'espèces à répartition limitée, même si les espèces rares et endémiques jouent un rôle important au moment de prévoir le risque global d'extinctions provoquées par les changements climatiques. Il convient aussi de noter que même si une espèce existe dans un espace climatique adéquat, des facteurs tels que la compétition, la disponibilité des aliments, la maladie et la prédation peuvent jouer un rôle encore plus important dans la persistance de cette espèce à cet endroit.

Certaines difficultés ont été en partie corrigées en intégrant les modèles climatiques aux modèles de population. De tels modèles donnent un aperçu de la façon dont les interactions complexes entre les étapes du cycle de vie, le régime de perturbation et la répartition peuvent entraîner un risque accru d'extinction pour une espèce donnée dans un contexte de changements climatiques (Keith *et al.*, 2008). Par exemple, les niveaux de dispersion requis pour

pallier le déplacement des enveloppes climatiques dépassaient la capacité de dispersion plausible sur le plan biologique de certaines espèces végétales. Malgré ces progrès, il importe de poursuivre la recherche sur les effets des changements climatiques sur les tendances des espèces en matière des choix de niches écologiques et sur les réactions des groupes ou ensembles d'espèces, si l'on veut comprendre le processus de réorganisation des écosystèmes au Canada qui se produira à mesure que la température continuera de se réchauffer.

3.6 RÉPERCUSSIONS SOCIALES ET ÉCONOMIQUES DES CHANGEMENTS INDUITS PAR LE CLIMAT SUR LA BIODIVERSITÉ

Il est bien établi que la biodiversité offre des services écosystémiques (et certains biens dont la production dépend des écosystèmes) qui garantissent le bien-être humain (Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). Au Canada, les services écosystémiques participent de façon marquée à plusieurs secteurs économiques, notamment dans les domaines de l'agriculture et des pêches (voir le chapitre 4 – *Production alimentaire*), le secteur forestier (voir le chapitre 3 – *Ressources naturelles*) et le tourisme (voir le chapitre 5 – *Industrie*). Par exemple, la biodiversité joue un rôle important au chapitre de la pollinisation et de la productivité forestière (Thompson *et al.*, 2011). De tels services peuvent être directement fournis par une ou plusieurs espèces au sein d'une communauté (p. ex., séquestration à long terme du carbone par la sphaigne [*Sphagnum*] dans une tourbière; voir aussi McLaughlin et Webster, 2013), par la présence d'espèces rares au sein d'une communauté (en assurant une résistance aux espèces envahissantes; Lyons et Schwartz, 2001) ou grâce aux interactions entre les différentes espèces d'un écosystème (Cardinale *et al.*, 2011). La diversité et l'abondance des espèces comptent parmi les facteurs déterminants les plus importants de la fonction écosystémique (Hooper *et al.*, 2012), y compris la prestation de services écosystémiques.

La biodiversité est également liée à la santé et au bien-être (voir chapitre 7 – *Santé humaine*). L'appauvrissement de la biodiversité aux échelles locale et régionale est lié à une hausse du nombre de cas d'allergies chez les adolescents (Hanski *et al.*, 2012) et pourrait aussi accroître le taux de prévalence des zoonoses tels le virus du Nil occidental et la maladie de Lyme, chez les humains (Ostfield, 2009). L'appauvrissement de la biodiversité provoque une baisse du nombre de taxons-hôtes présentant un faible degré d'adaptabilité pour les pathogènes. Ces hôtes à faible aptitude sont remplacés par des espèces généralistes tels la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*) et le geai bleu (*Cyanocitta cristata*), dans le cas du virus du Nil occidental, et la souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*) et le tamia rayé (*Tamias striatus*) dans le cas de la maladie de Lyme (Ostfield, 2009). On prévoit que ces deux maladies progresseront au-delà de leur zone de prévalence en raison des changements climatiques (Hongoh *et al.*, 2011).

L'évaluation économique des services écosystémiques est une discipline relativement nouvelle et complexe. Des estimations ont

été préparées pour un certain nombre de régions du Canada où des organisations examinent les façons d'intégrer ces valeurs au processus décisionnel. Ainsi, par exemple, la valeur des services d'approvisionnement (marché) dans la forêt boréale du Canada est estimée à 37,8 milliards de dollars par année, alors que la valeur non économique des services écosystémiques, notamment la lutte contre les ravageurs et les activités liées à la nature, se chiffre à 93,2 milliards de dollars par année (Anielski et Wilson, 2009). On estime que le parc urbain national de la Rouge, dont la création est prévue, et ses bassins hydrographiques environnants procureront des avantages économiques non marchands d'une valeur de 115,6 millions de dollars par année (soit 2247 \$ par hectare par année) aux résidents de la région du Grand Toronto (Wilson, 2012). Les services de pollinisation (28,2 millions de dollars par année), le stockage du carbone (17,8 millions de dollars par année) et les habitats humides (17,1 millions de dollars par année) comptent parmi les services écosystémiques qui contribuent le plus au capital naturel de la région étudiée.

Les liens entre la biodiversité, les services écosystémiques et les changements climatiques mettent en évidence l'importance de la résilience écologique à titre de fondement de l'adaptation sociale dans bon nombre de régions (p. ex., SCDB, 2009; Hounsell, 2012; Staudinger *et al.*, 2012; Munang *et al.*, 2013). Une diminution de l'accès aux services écosystémiques, de même que de leur quantité et leur qualité, causée par de nombreux facteurs et aggravée par les changements climatiques (Mooney *et al.*, 2009; Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010; Hounsell, 2012), accroît la vulnérabilité des collectivités tributaires des ressources naturelles (figure 5; Vasseur, 2010; Klein *et al.*, 2011). Au Canada, les collectivités autochtones qui dépendent des sources traditionnelles de nourriture (sauvages) sont particulièrement vulnérables aux changements de l'aire de répartition des espèces et des processus écologiques (voir le chapitre 4 – *Production alimentaire*). Cette situation prévaut davantage dans le Nord, car on prévoit que les effets des changements climatiques seront plus marqués dans cette région.

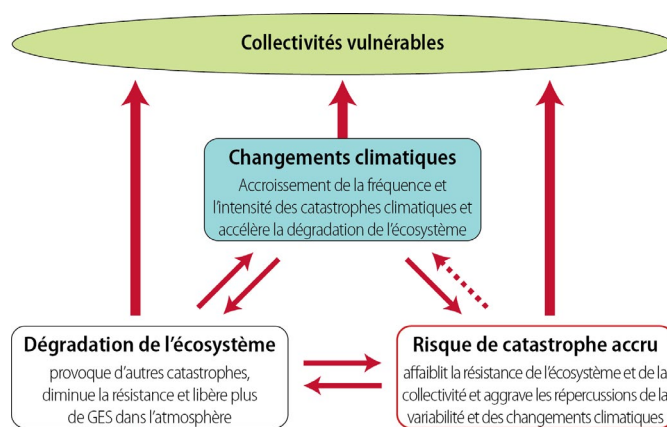


FIGURE 5 : Illustration des liens entre les répercussions des changements climatiques, la dégradation des écosystèmes et le risque accru de catastrophes climatiques (extrait modifié tiré de PNUE, 2009).

3.7 SYNTHÈSE

Les répercussions des facteurs de stress d'origine anthropique, y compris les changements climatiques, sur la biodiversité au Canada sont évidentes. Parmi les changements observés, on note la perte de forêts anciennes, l'altération des débits des rivières aux périodes critiques de l'année, la perte d'habitats fauniques dans les zones agricoles, la diminution des populations de certaines espèces d'oiseaux, la hausse du nombre de feux de friches, une altération importante des réseaux trophiques marins, d'eau douce et terrestres, et la quantité croissante de contaminants présents chez les espèces sauvages (Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). Les réactions des espèces et des écosystèmes aux changements climatiques interagissent de façon complexe, de sorte qu'un effet sur un maillon de la chaîne se répercute sur les autres (figure 6), phénomène qui, dans certains cas, entraîne la création de nouvelles relations interspécifiques et l'apparition de nouvelles caractéristiques au sein des écosystèmes (p. ex., Gray, 2005). Les changements climatiques exercent un stress supplémentaire sur les écosystèmes et les espèces qui sont parfois déjà sur le point d'atteindre un seuil critique telles les populations de poissons en voie de rétablissement une fois que la pêche est interdite, les populations d'oiseaux qui diminuent fortement en raison du déclin des prairies dans la région et de la dégradation de leur état, et le caribou des bois mis à risque par le morcellement de son habitat (Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). Le recul important de la glace de mer dans l'Arctique se répercute actuellement de plusieurs façons sur les écosystèmes et devrait provoquer une diminution des espèces tributaires de la glace, comme les ours polaires (voir l'étude de cas 2). D'importantes incertitudes et lacunes liées à l'état des connaissances dans ce domaine subsistent, surtout en ce qui concerne les risques auxquels seront confrontés les espèces et les types d'écosystèmes vulnérables.

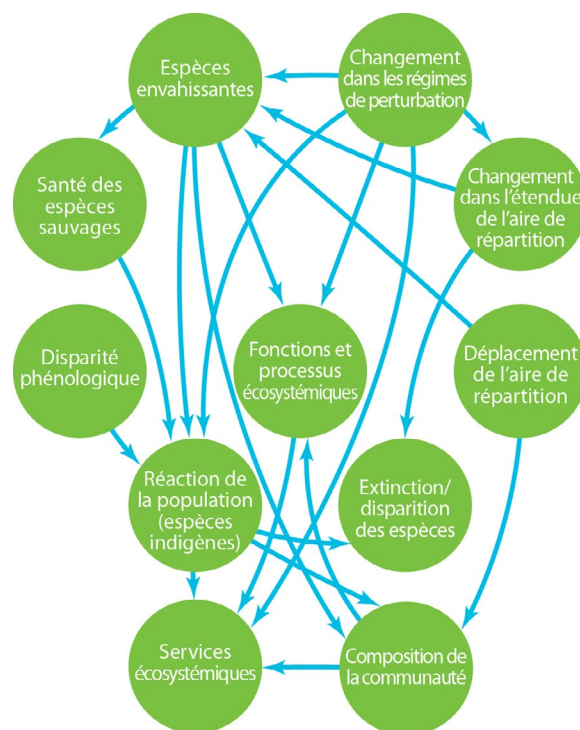


FIGURE 6 : Illustration des interactions complexes entre les réactions observées ou prévues des espèces et des processus écosystémiques aux changements climatiques. Ces complexités font en sorte qu'il est difficile de prévoir les résultats pour une espèce donnée. Des exemples sont fournis dans la section 3.

4. ADAPTATION ET RÔLE DES AIRES PROTÉGÉES

La documentation scientifique en matière de conservation porte sur un vaste éventail de recommandations au chapitre de l'adaptation, visant à atténuer les effets des changements climatiques sur la biodiversité (figure 7; Heller et Zavaleta, 2009; Glick *et al.*, 2011; Poiani *et al.*, 2011; Hounsell, 2012; Oliver *et al.*, 2012). On recommande, entre autres, d'améliorer les mécanismes de coordination entre les institutions, de tenir compte des perspectives spatiales et temporelles, et d'intégrer les scénarios de changements climatiques à la planification et aux mesures de gestion des écosystèmes. Les réactions naturelles des écosystèmes aux changements provoqués par les nouvelles situations environnementales, appelées « ajustements autonomes » (SCDB, 2009), sont généralement insuffisantes pour freiner la perte de la biodiversité et des services écosystémiques qu'elle procure aux gens (Andrade Pérez *et al.*, 2010). Les mesures d'adaptation prévues, qui visent à maintenir ou à restaurer la biodiversité et les services écosystémiques, tout en aidant les populations à s'adapter aux changements climatiques, deviennent de plus en plus courantes dans le monde entier (Andrade Pérez *et al.* 2010).

Les mesures d'adaptation axées sur les écosystèmes (Colls *et al.*, 2009; SCDB, 2009) insistent sur le renforcement de la résilience des collectivités locales aux changements climatiques, grâce au recours à une gestion des écosystèmes qui met l'accent sur la protection de la biodiversité, la restauration des fonctions des écosystèmes et l'utilisation durable des ressources. La résilience renvoie à la capacité d'un écosystème, et de ses sous-systèmes culturels, sociaux et économiques, à s'adapter aux changements.

Les réseaux de conservation, qui reposent essentiellement sur les parcs et d'autres types d'aires protégées, sont les éléments clés d'un système socioécologique résilient, car ils protègent la structure et la fonction de l'écosystème, et contiennent des habitats mis en réseau qui permettent aux organismes de s'adapter aux conditions climatiques changeantes. Les dispositions législatives relatives aux aires protégées procurent les mécanismes qui appuient le rétablissement des espèces en péril et protègent les valeurs culturelles et sociales (Fischer *et al.*, 2009; Hounsell, 2012). Les écosystèmes protégés constituent des sites de recherche et de surveillance

importants (en tant que repères écologiques relativement peu modifiés dans lesquels il est possible de mesurer l'ampleur des changements, par exemple), et servent à mobiliser les visiteurs et à sensibiliser les citoyens aux répercussions des changements climatiques, ainsi qu'aux possibilités et aux solutions qu'elles présentent (NAWPA, 2012). Les caractéristiques d'un programme de gestion réussie du réseau comprennent la cueillette et le partage efficaces des connaissances, les occasions de mobiliser les citoyens et la prise de décisions en collaboration. Au Canada, le Conseil canadien des aires écologiques (Lemieux *et al.*, 2010) et le Conseil canadien des parcs (CCP, 2013) se sont penchés sur le rôle que joue la protection d'écosystèmes fonctionnels et bien gérés au sein de paysages terrestres et aquatiques gérés de façon durable au chapitre de la résilience aux changements climatiques. De plus, la Commission de coopération environnementale de l'Amérique du Nord a élaboré des lignes directrices concernant la création de réseaux d'aires marines protégées résilients dans le contexte des changements climatiques (CCE, 2012). Les mesures suivantes sont jugées essentielles au processus d'adaptation visant à renforcer la résilience des écosystèmes (p. ex., Mawdsley *et al.*, 2009; Berteaux *et al.*, 2010; Lemieux *et al.*, 2010; Lindenmayer *et al.*, 2010; Auzel *et al.*, 2012; CCE, 2012).

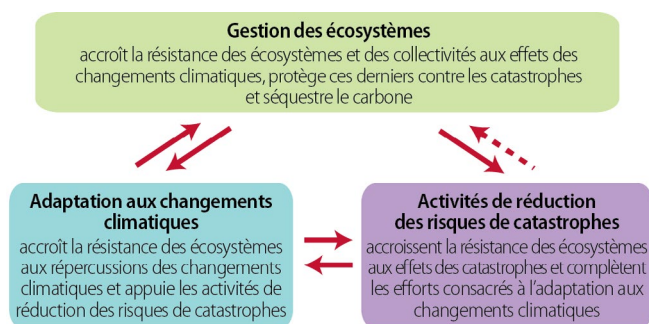


FIGURE 7 : Illustration du rôle de la gestion des écosystèmes dans le renforcement de la résilience des systèmes naturels et des sociétés humaines, en fonction de la façon qu'elle maximise les avantages mutuels associés à l'atténuation des changements climatiques, assure une protection physique contre les catastrophes climatiques (p. ex., protection du littoral) et contribue aux mesures d'adaptation proactives et de gestion des catastrophes (*extrait modifié tiré de PNUE, 2009*).

1. Protection des écosystèmes à l'état intact, de la diversité biologique et des processus qui en font partie.
2. Mettre en réseau les aires protégées au moyen de paysages terrestres et aquatiques gérés de façon durable.
3. Restaurer les écosystèmes dégradés et appuyer le rétablissement des espèces.
4. Maintenir ou restaurer les régimes de perturbation naturels dans le but de refléter la variabilité naturelle des caractéristiques de l'écosystème visé.
5. Inclure des mesures de conservation qui protègent et gèrent les limites des aires de répartition.

6. Privilégier l'adoption de mesures de gestion active telle la migration assistée, s'il y a lieu.

La présente section explore ces mesures, donne des exemples de projets de recherche et d'initiatives en cours au Canada et décrit leur rôle en ce qui a trait à l'adaptation aux changements climatiques. L'efficacité des mesures d'adaptation repose sur les connaissances acquises grâce à la recherche et à la surveillance, et sur les connaissances traditionnelles (p. ex., Lalonde *et al.*, 2012). Cela nécessite aussi une planification rigoureuse fondée sur la compréhension commune, la mobilisation et le soutien de la population, qui permet à cette dernière d'évaluer les changements climatiques, de s'y adapter et de tirer profit des nouvelles occasions (Chapin *et al.*, 2009).

4.1 PROTÉGER LES ÉCOSYSTÈMES À L'ÉTAT INTACT

Les aires protégées jouent un rôle vital dans la préservation de la biodiversité en période de changement rapide. Elles offrent un habitat aux espèces indigènes et des possibilités d'adaptation autonome, de migration et de sélection naturelle en maintenant la diversité génétique (Hannah *et al.*, 2007; Environnement Canada, 2009; Hannah, 2009; SCDB, 2009; Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada, 2010). Ce processus renforce la capacité des espèces à s'adapter aux effets des changements climatiques tels que les disparités phénologiques et les changements dans les régimes de perturbation (*voir* les sections 3.1 et 3.4), tout en profitant des avantages sociétaux qui en découlent (Dudley *et al.*, 2010; NAWPA, 2012; CCP, 2013).

Un réseau national qui relie des aires marines protégées établies dans trois océans et les Grands Lacs compte parmi les efforts récemment consentis par le Canada en cette matière (CIEM, 2011; Gouvernement du Canada, 2011). Le gouvernement fédéral et plusieurs provinces commencent à tenir compte de l'adaptation aux changements climatiques lorsqu'ils planifient l'expansion de leurs parcs et aires protégées. On note, par exemple, l'augmentation de la superficie de la réserve de parc national Nahanni, en 2009, la création de la réserve de parc national Nááts'ihch'oh en 2012, et la création de la réserve d'aire marine nationale de conservation et du site du patrimoine haïda Gwaii Haanas, à proximité de la réserve de parc national Gwaii Haanas, en 2010.

4.2 METTRE EN RÉSEAU LES AIRES PROTÉGÉES AU MOYEN DE PAYSAGES TERRESTRES ET AQUATIQUES GÉRÉS DE FAÇON DURABLE

Les espèces et les écosystèmes réagiront aux changements climatiques grâce aux processus d'évolution et d'ajustement autonome tels que la migration au sein des paysages terrestres et aquatiques qui auront été mis en réseau pour rejoindre des aires appropriées sur le plan climatique et écologique. La planification de la conservation fait la distinction entre deux types de connectivité – les corridors (bandes d'habitats qui relient des parcelles autrement

isolées) et les terrains boisés de départ (série de petites parcelles qui relie des parcelles autrement isolées; Baum *et al.*, 2004). Même si l'intégration des données sur l'adaptation aux changements climatiques au fil du temps sera essentielle à la planification de la mise en réseau, les corridors comme les vallées, les bandes riveraines et les zones côtières continueront de jouer un rôle essentiel et de favoriser la migration des espèces vers de nouveaux habitats. De tels corridors favorisent, en outre, le flux génétique et procurent de la nourriture, de l'eau et un abri pendant les périodes de pénurie, de perturbations d'envergure (comme les gros feux de friches) ou de perturbations d'origine anthropique (SCDB, 2009; Gouvernement du Canada, 2010; Lemieux *et al.*, 2011).

Même si peu de plans d'utilisation des terres au Canada ont tenu compte de la connectivité des habitats dans le passé, les choses sont en train de changer. Par exemple, le gouvernement de la Nouvelle-Écosse et la Ville d'Amherst collaborent dans le but de protéger l'isthme de Chignectou, une bande de terre qui relie la Nouvelle-Écosse au continent nord-américain, en le désignant région sauvage, tout en protégeant l'approvisionnement en eau potable de la ville d'Amherst (Government of Nova Scotia, 2008, 2012). En Ontario, le Programme 50 millions d'arbres, programme de reboisement mis sur pied par le ministère des Richesses naturelles de la province, a désigné des zones dans le but de créer des corridors entre les principaux espaces naturels dans les régions les plus densément peuplées et les plus morcelées du Canada (G. Nielsen, Ministère des richesses naturelles de l'Ontario, communication personnelle).

Étant donné que plusieurs aires protégées du Canada sont entourées de forêts aménagées, les plans d'aménagement forestier tentent de protéger de nombreux biens et services écosystémiques, notamment la connectivité des paysages terrestres (*voir aussi* le chapitre 3 – *Ressources naturelles*). En Ontario, des « secteurs préoccupants » sont désignés dans des parcelles choisies aux fins d'activités de récolte du bois d'œuvre (MRN, 2004). Ces secteurs préoccupants renferment une ou plusieurs valeurs naturelles ou culturelles qui méritent d'être protégées, et font l'objet d'une considération particulière dans le cadre des activités d'aménagement forestier et de récolte du bois. Ces zones peuvent servir de corridors et de terrains boisés de départ.

La planification à grande échelle de la connectivité est également recommandée dans les milieux marins (CCE, 2012). La connectivité des habitats marins peut s'avérer être particulièrement importante lorsqu'il s'agit de relier des zones essentielles à diverses étapes du cycle de vie (p. ex., larvaire et adulte), étant donné que la répartition des principales espèces sera modifiée par les changements climatiques (CCE, 2012). Le Plan d'action du Canada pour les océans (MPO, 2005) a établi cinq zones étendues de gestion des océans, au sein desquelles la planification de la gestion est maintenant intégrée : l'est du plateau néo-écossais, le golfe du Saint-Laurent, la baie de Placentia et les Grands Bancs, la mer de Beaufort et la côte nord du Pacifique.

Il faut tenir compte de la connectivité temporelle et spatiale afin de maintenir des conditions climatiques favorables à une espèce donnée ou à un type d'écosystème pendant une période définie (Rose et Burton, 2009; Pellatt *et al.*, 2012). Lorsqu'on examine les résultats des modèles d'enveloppes climatiques dans le contexte des aires protégées, il est possible de définir les aires les plus susceptibles de présenter le potentiel d'abriter des espèces en cernant les zones qui maintiennent une enveloppe climatique appropriée pendant une assez longue période de temps (mesurée en termes de décennies et de siècles; *voir* l'étude de cas 3; Hamann et Aitken, 2012; Pellatt *et al.*, 2012).

4.3 RESTAURER LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS DÉGRADÉS ET SOUTENIR LE RÉTABLISSEMENT DES ESPÈCES

4.3.1 RESTAURATION ÉCOLOGIQUE

Les stratégies visant à maintenir la santé ou l'intégrité écologique en réduisant l'influence exercée par les facteurs de stress non climatiques tels le morcellement de l'habitat ou la pollution, ou en remédiant à la dégradation déjà subie au moyen d'efforts de restauration écologique, jouent un rôle important dans le renforcement de la résilience aux changements climatiques (Harris *et al.*, 2006). La restauration écologique est un outil important qui est utilisé depuis des dizaines d'années. Elle contribue aux efforts d'adaptation aux changements climatiques en aidant à prévenir la disparition des espèces et à maintenir des écosystèmes sains (p. ex., Thorpe, 2012). Les initiatives qui visent les paysages exploités, comme le Programme d'intendance de l'habitat pour les espèces en péril (Environnement Canada, 2012), comprennent des techniques et des stratégies de restauration.

Les organismes responsables des aires protégées au Canada élaborent et mettent en œuvre des techniques de restauration écologique dans le but de rétablir des espèces précises, des communautés biotiques et des écosystèmes dans leur ensemble. Ces programmes allient de l'expérimentation, des modifications et des mesures d'adaptation, et créent une culture axée sur la capacité et la volonté de s'adapter aux changements climatiques (Parcs Canada, 2008). Des lignes directrices sur les techniques de restauration ont été formulées et sont maintenant employées couramment dans de nombreux parcs et autres aires protégées (Agence Parcs Canada et Conseil canadien des parcs, 2008). Des exemples comprennent la restauration de l'écosystème des terres herbeuses dans le parc national des Prairies, en Saskatchewan, la restauration des habitats riverains et la mise en réseau des habitats aquatiques dans le parc national de la Mauricie, au Québec (Parcs Canada, 2011a, b). Les plus récentes études tiennent compte de manière explicite de l'adaptation aux changements climatiques et de l'atténuation de ses effets, des rapports entre la restauration des écosystèmes à l'intérieur et autour des aires protégées et la connectivité écologique, de la mobilisation et de l'expérience des visiteurs et du public, du bien-être humain, et de la protection et de la prestation des biens et des services écosystémiques (Keenleyside *et al.*, 2012).

Les programmes visant à maintenir ou à accroître la diversité génétique tel l'ensemencement de plusieurs espèces de plantes indigènes au moment de convertir des terres agricoles marginales en couverture permanente et la plantation de plusieurs essences d'arbres dans le cadre de la restauration du paysage forestier accroissent la tolérance des espèces associées aux changements et peuvent contribuer à renforcer ou à maintenir la résilience aux changements climatiques (Thompson *et al.*, 2009; Maestre *et al.*, 2012) et à d'autres facteurs de stress. Les efforts déployés en vue de restaurer l'intégrité écologique du parc national des Prairies ont compris, entre autres, l'ensemencement d'herbes indigènes et de fleurs sauvages pour reverdir d'anciennes terres agricoles et la réintroduction des régimes de perturbation (p. ex., le recours aux feux dirigés) nécessaires au maintien de l'intégrité écologique des terres de pâturage utilisées par les bisons (Parcs Canada, 2011a). Grâce à la surveillance permanente, il est possible de définir la façon dont l'écosystème réagit à ces interventions et de prendre des décisions éclairées en matière d'adaptation. Cette approche est aussi utile en dehors des aires

ÉTUDE DE CAS 3

CONNECTIVITÉ TEMPORELLE DES HABITATS DANS LES ÉCOSYSTÈMES À CHÊNES DE GARRY QUI SE TROUVENT DANS LES AIRES PROTÉGÉES DE L'OUEST DE L'AMÉRIQUE DU NORD

Les écosystèmes à chênes de Garry (*Quercus garryana*) (figure 8), établis dans la partie méridionale de la côte ouest du Canada, sont rares et abritent plus d'une centaine d'espèces en péril. L'analyse des réactions des écosystèmes à chênes de Garry (*Quercus garryana*) aux effets des changements climatiques, à des échelles pertinentes pour la gestion des aires protégées, sert à concevoir des programmes de surveillance et à orienter les gestionnaires de parcs et les urbanistes au moment de choisir les sites qui serviront à protéger ou à restaurer des zones reliées temporairement dont les conditions sont favorables aux espèces d'intérêt (Pellatt *et al.*, 2012).

L'évaluation des risques associés aux changements climatiques pour les écosystèmes à chênes de Garry (*Quercus garryana*) a exigé l'examen du niveau actuel de protection du chêne de Garry (*Quercus garryana*) et la détermination de la mesure dans laquelle les aires protégées actuelles du nord-ouest du Pacifique sont susceptibles d'offrir des conditions climatiques favorables en fonction de scénarios de changements climatiques futurs. Un modèle d'enveloppe climatique à échelle réduite a été mis au point dans le but de cerner les zones susceptibles de maintenir des conditions climatiques favorables au fil du temps. Des scénarios ont été élaborés afin d'examiner les écosystèmes à chênes de Garry (*Quercus garryana*) reliés sur le plan temporel qui persisteront pendant tout le XXI^e siècle, et le degré de chevauchement entre ces régions mises en réseau sur le plan temporel et les aires protégées actuelles. Même si l'on prévoit que la superficie des écosystèmes à chênes de Garry (*Quercus garryana*) adaptés aux conditions climatiques augmentera légèrement, surtout aux États-Unis, cet habitat ne sera pas bien représenté dans les aires protégées de classe I à V établies par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). En ce qui a trait aux aires protégées qui contiennent actuellement des habitats favorables aux chênes de Garry (*Quercus garryana*), les modèles indiquent que seulement de 6,6 à 7,3 % seront reliés sur le plan temporel entre 2010 et 2099 (figure 9; fondé sur le scénario A2 du MCCG2). Le degré de chevauchement entre l'habitat du chêne de Garry (*Quercus garryana*) adapté sur le plan climatique (que les conditions favorables soient actuellement présentes ou non) et les zones naturelles protégées de classe I à V pour la période comprise entre 2010 et 2039 est d'environ 40 %, selon le même scénario de changements climatiques. C'est la raison pour laquelle le chêne de Garry (*Quercus garryana*) est mal représenté dans les zones reliées sur le plan temporel à l'extérieur et à l'intérieur des aires protégées. Cette situation met en relief le besoin de collaboration entre les organisations publiques et privées concernées par les aires protégées, en vue de maintenir la connectivité temporelle dans les zones adaptées sur le plan climatique et d'assurer l'avenir des écosystèmes à chênes de Garry (*Quercus garryana*).



FIGURE 8 : Écosystème à chênes de Garry dans l'île Saturna, réserve de parc national des Îles-Gulf.

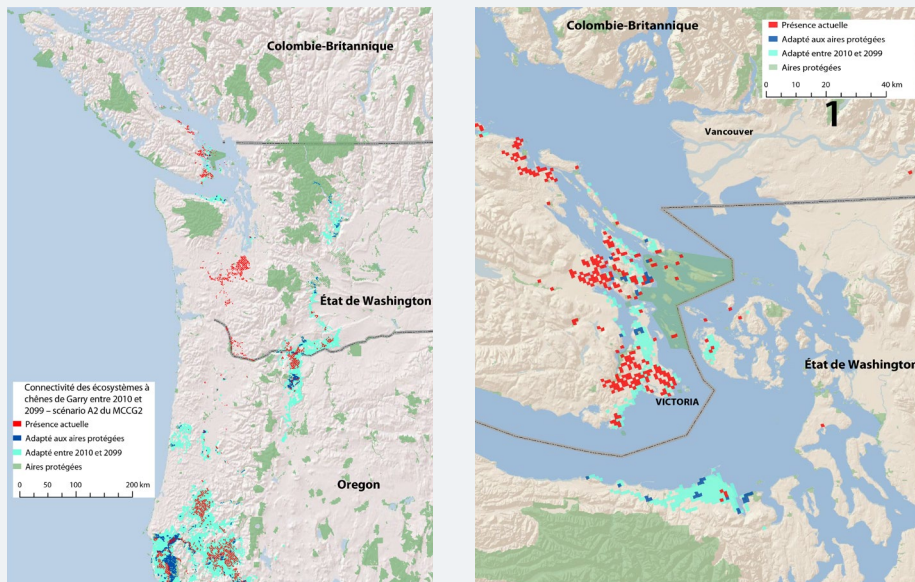


FIGURE 9 : Habitat du chêne de Garry (*Quercus garryana*) adapté sur le plan climatique selon le scénario A2 (connectivité temporelle) pour la période s'étendant de 2010 à 2099. La partie en vert correspond à l'emplacement des aires protégées. La partie en bleu clair représente la connectivité temporelle de l'habitat du chêne de Garry (*Quercus garryana*). La partie en bleu foncé représente la connectivité temporelle de l'habitat du chêne de Garry (*Quercus garryana*) à l'intérieur des aires protégées actuelles. La partie en rouge représente la répartition actuelle du chêne de Garry (*Quercus garryana*).

protégées, dans les paysages terrestres et aquatiques communs. Par exemple, les lignes directrices formulées à l'intention des propriétaires, des locataires et des autres gestionnaires fonciers dans la partie albertaine des Prairies (p. ex., Saunders *et al.*, 2006) encouragent l'utilisation de mélanges de semences indigènes dans la restauration des parcours naturels afin d'accroître la résilience des populations d'espèces sauvages et la viabilité des activités agricoles.

À l'instar d'autres mesures de conservation, la restauration écologique peut aussi contribuer à contrer les effets des changements climatiques sur le bien-être humain (voir le chapitre 7 – *Santé humaine*). Par exemple, la protection et la restauration des terres humides et des réseaux hydrographiques naturels aident à conserver l'eau et représentent donc une importante mesure d'adaptation (Schindler et Bruce, 2012). Le rétablissement des populations de castors, qui influent sur l'hydrologie des terres humides et améliorent la rétention de l'eau, s'est traduit par une augmentation importante de la surface d'eau libre dans le parc national Elk Island, en Alberta, même pendant les années exceptionnellement sèches (Hood et Bayley, 2008; Schindler et Bruce, 2012). La restauration écologique dans les aires protégées, et entre celles-ci, aide à réduire le morcellement du paysage et facilite la migration, le flux génétique et d'autres genres d'adaptation aux effets des changements climatiques (voir l'étude de cas 4). Les grandes initiatives de conservation de la connectivité telles que la Yellowstone to Yukon (Graumlich et Francis, 2010) et la Algonquin to Adirondacks (Algonquin to Adirondacks Collaborative, 2013), ainsi que les North American Wildways du Wildlands Network (The Wildlands Network, 2009; Dugelby, 2010), utilisent la restauration écologique comme élément clé de la connectivité et de l'adaptation aux changements climatiques.

Les changements climatiques posent aussi des défis de taille aux gestionnaires des écosystèmes, qui doivent établir des cibles réalistes de restauration écologique. Les écosystèmes non analogues ou les « nouveaux » écosystèmes devront peut-être servir de cible de gestion dans certains cas (Hobbs *et al.*, 2009, 2011). La restauration écologique peut être considérée comme faisant partie d'une série d'interventions (c.-à-d. « écologie d'intervention »; Hobbs *et al.*, 2011) qui se distinguent par la manipulation des caractéristiques biotiques et abiotiques d'un écosystème, et dont l'intensité peut varier du non-interventionnisme délibéré à une intervention ponctuelle, voire même à une intervention continue à grande échelle. Le fait d'incorporer des scénarios de changements climatiques, y compris les phénomènes extrêmes, aux modèles qui étudient les réactions des espèces au climat (c.-à-d. modèles d'enveloppes climatiques, modèles de processus, études axées sur l'observation, surveillance) dans le cadre d'analyses dont l'objet consiste à appuyer les efforts de restauration écologique, permettrait de mieux évaluer si : 1) le rétablissement naturel d'un système est possible, 2) l'intervention (p. ex., migration assistée) est nécessaire à la survie de l'espèce, 3) des interventions techniques d'ordre anthropique sont requises (p. ex., vulnérabilité des côtes au changement du niveau de la mer et à l'érosion côtière, changement dans l'hydrologie et le ruissellement des

ÉTUDE DE CAS 4

RESTAURATION ÉCOLOGIQUE AYANT RECOURS À UNE APPROCHE FONDÉE SUR LE PAYSAGE

(source : Parcs Canada, 2011a, b)

Les principes de restauration écologique sont illustrés dans une initiative visant à rétablir la connectivité du paysage dans la réserve de biosphère mondiale de Long Point, notamment dans la réserve nationale de faune de Long Point, sur la rive nord du lac Érié, en Ontario (figure 10). À l'aide de la science de la conservation et des technologies de pointe en gestion de l'information, on a pu définir les principales aires naturelles et les autres aires naturelles d'importance de la zone centrale carolinienne, de même que les corridors fauniques susceptibles de relier ces aires entre elles. Ce réseau interlié de corridors et d'aires centrales d'habitat a été conçu en vue de faciliter la dispersion des plantes et des animaux vers des habitats plus favorables et préserver la biodiversité face aux changements climatiques. Les partenaires de la conservation, notamment le secteur privé, ont contribué à la plantation de plus de 4,5 millions d'arbres et arbustes indigènes et à l'application de techniques de restauration pour recréer les caractéristiques des forêts anciennes de la zone carolinienne. Ces travaux aident à créer des corridors, ainsi qu'à accroître la résilience des écosystèmes et la capacité d'adaptation dans l'ensemble de la réserve de biosphère.



FIGURE 10 : Une technique de remise en état de creux et de buttes a été utilisée pour reproduire le paysage caractéristique des forêts anciennes créé par la décomposition des arbres tombés. Les creux ont fourni des endroits propices à la reproduction aux amphibiens et aux insectes, des aires d'alimentation et d'abreuvement aux oiseaux et aux mammifères, et ont contribué à maintenir les systèmes de recharge des eaux souterraines. Les buttes, dont les sols sont bien drainés et oxygénés, ont favorisé, entre autres, la croissance rapide des chênes rouges et blancs (photo publiée avec l'aimable autorisation de B. Craig ©).

eaux de surface; Galatowitsch, 2012) ou 4) un nouvel écosystème s'impose (Hobbs *et al.*, 2011). Étant donné les incertitudes associées à la gestion de processus écologiques complexes, il importe de mettre en œuvre une méthode de gestion adaptative qui revoit régulièrement les objectifs et les décisions et qui les adapte à mesure que l'on acquiert de nouvelles connaissances, particulièrement en ce qui a trait aux activités de restauration écologique et aux interventions connexes entreprises dans le contexte des changements climatiques (Keenleyside *et al.*, 2012).

4.3.2 MIGRATION ASSISTÉE

Étant donné que l'ampleur des changements climatiques prévus au cours des cent prochaines années pourrait dépasser la capacité naturelle des populations à s'adapter par la migration ou d'autre façon (Loarie *et al.*, 2009), le transport d'origine humaine d'espèces choisies vers des habitats qui présentent des conditions climatiques appropriées peut être envisagé comme solution de gestion (Eskelin *et al.*, 2011; Pedlar *et al.*, 2012; voir aussi le chapitre 3 – *Ressources naturelles*). Outre les initiatives de gestion du territoire qui accroissent la superficie des habitats interreliés aux fins de migration, trois types de migration assistée (définie comme étant le déplacement d'espèces assisté par l'humain) ont été cernés (Ste-Marie *et al.*, 2011) :

1. *Migration assistée des populations* : le mouvement, assisté par l'humain, de populations (caractérisées par une constitution génétique différente) d'une espèce donnée à l'intérieur de sa zone de répartition actuelle (c.-à-d. l'aire de répartition naturelle de l'espèce).
2. *Expansion assistée de l'aire de répartition* : le mouvement, assisté par l'humain, d'une espèce donnée vers des zones situées juste à l'extérieur de sa zone de répartition actuelle, de façon à faciliter ou à mimer l'expansion naturelle de la répartition.
3. *Migration assistée sur de longues distances* : le mouvement, assisté par l'humain, d'une espèce donnée vers des zones situées à de grandes distances à l'extérieur de sa zone de répartition actuelle (sur des distances supérieures à celles accessibles par dispersion naturelle).

La migration assistée des populations et l'expansion assistée de l'aire de répartition sont des méthodes actuellement utilisées au Canada. Par exemple, au Québec, on se fonde sur les modèles de transfert de semences sensibles au climat pour trouver des sites (à l'intérieur de la zone de répartition d'une espèce) où les plantes produites à partir de semences récoltées dans des vergers à graines peuvent être plantées, afin de leur offrir les meilleures chances de survie et la possibilité d'atteindre la maturité (Ste-Marie *et al.*, 2011). L'expansion assistée de l'aire de répartition est employée en Colombie-Britannique, car la plupart des essences d'arbres qui croissent dans cette région peuvent être plantées à une altitude supérieure d'environ 200 mètres par rapport à l'altitude de départ. Le mélèze occidental peut être planté légèrement en dehors de son aire de répartition actuelle (O'Neill *et al.*, 2008) et, en Alberta, aux endroits où sa limite a progressé d'au moins 2 degrés de latitude nord et de 200 m d'altitude (Ste-Marie *et al.*, 2011). On privilégie la migration assistée sur de longues distances lorsque l'espèce est menacée ou lorsque des obstacles géographiques ou physiques freinent la migration naturelle. Ce type de migration pose davantage de risques que les deux autres techniques, parce qu'il entraîne l'introduction d'un nouveau bagage génétique qui pourrait

nuire aux autres espèces et à l'écosystème touchés. À l'heure actuelle, les organismes canadiens responsables des forêts ne prévoient aucun programme de gestion à distance (Ste-Marie *et al.*, 2011).

Il existe divers points de vue concernant l'utilité et la pertinence du recours à la migration assistée en tant qu'outil d'adaptation (Riccardi et Simerloff, 2008; Aubin *et al.*, 2011; Beardmore et Winder, 2011; Pedlar *et al.*, 2011, 2012; Ste-Marie *et al.*, 2011; Winder *et al.*, 2011; Larson et Palmer, 2013). Il est essentiel de bien comprendre les risques avant de mettre en œuvre ce type de mesure. Sur le plan fonctionnel, il faut avoir en main des prévisions climatiques de haute qualité, des données génécologiques (la fréquence du gène d'une espèce par rapport à la répartition de la population dans un milieu défini), des renseignements sur les caractéristiques qui répondent aux pressions sélectives exercées par les variables climatiques, et des modèles qui prévoient les sources de semences appropriées pour la plantation (St. Clair et Howe, 2007; O'Neill *et al.*, 2008; Rehfeldt et Jaquish, 2010; Eskelin *et al.*, 2011).

Bien que la migration assistée contribuerait à réduire le nombre d'espèces menacées d'extinction par des changements climatiques rapides, elle pourrait également perturber les communautés existantes (McLachlan *et al.*, 2007). Même si beaucoup d'efforts ont été consacrés à l'étude des espèces envahissantes, il est difficile de prévoir celles qui pourraient devenir nuisibles. En outre, il peut s'écouler plusieurs années, voire des décennies, entre l'introduction et l'explosion démographique d'une espèce exotique, ce qui semble indiquer qu'il pourrait être difficile de suivre les conséquences écologiques négatives associées au transfert des espèces (McLachlan *et al.*, 2007). Bien qu'on puisse atténuer certains risques associés à la migration assistée grâce à la planification, la surveillance, la gestion adaptative et la réglementation (Mawdsley *et al.*, 2009), le soutien accordé aux techniques de migration assistée et le recours à celles-ci varieront en fonction des buts et des objectifs établis pour les aires protégées et les paysages terrestres et aquatiques communs.

4.4 PLANIFIER L'ADAPTATION

De nombreuses initiatives de conservation en Amérique du Nord intègrent de plus en plus les données sur les changements climatiques. Au Canada, l'amélioration continue des réseaux d'aires protégées contribue de manière importante à atténuer les effets des changements climatiques et à offrir des possibilités d'adaptation. On note, par exemple, le *Natural areas system plan* (plan du système des aires naturelles) élaboré par le gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador (Government of Newfoundland and Labrador, 2011), deux nouveaux parcs fondés au Manitoba, en 2010, afin de préserver l'aire d'hivernage de la harde de caribous de la toundra de Qamanirjuaq (Gouvernement du Manitoba, a, b, sans date) et le plan d'aménagement du territoire recommandé pour le bassin de la rivière Peel, dans le nord-est du Yukon. Ce dernier découle d'une initiative régionale de planification conçue de manière à préserver les ressources sauvages, la faune et son habitat, les ressources culturelles et l'approvisionnement en eau dans un contexte de changements climatiques rapides (Lemieux *et al.*, 2010). Élaboré dans le cadre de la mise en œuvre du chapitre 11 de l'accord définitif conclu avec les Premières Nations Nacho Nyak Dun, Tr'ondëk Hwëch'in et Vuntut Gwitchin, le plan établit clairement un lien entre les répercussions des changements climatiques et la nécessité de créer des aires protégées qui contiennent de vastes écosystèmes à l'état intact (Peel Watershed Planning Commission, 2010).

Parmi les autres stratégies qui visent à conserver la biodiversité régionale dans un cadre de conditions climatiques en constante évolution, on compte la planification de la conservation entreprise dans l'optique d'englober toute la gamme des propriétés physiques définies par l'altitude, la géologie et bien d'autres facteurs (Beier et Brost, 2010). Puisqu'une multitude de propriétés physiques contribue à maintenir des communautés écologiques distinctes dans toute une gamme de climats (Rosenzweig, 1995), la conservation d'exemples représentatifs de ces propriétés devrait aider à protéger la biodiversité dans les conditions climatiques actuelles et futures (Beier et Brost, 2010). Les auteurs d'une étude ont découvert que les aires protégées définies en fonction de la diversité physique comptent pour plus de 90 % de la diversité retrouvée dans les communautés végétales (Game *et al.*, 2011).

4.5 APPUYER LA PLANIFICATION EN ACQUÉRANT DES CONNAISSANCES

Les évaluations intégrées de la biodiversité et des changements climatiques s'avèrent être un excellent moyen d'acquérir les connaissances qui serviront à déterminer le niveau de préparation et les solutions d'intervention, et à accroître l'adaptation aux changements climatiques. Dans Pellatt *et al.* (2007), les auteurs ont entrepris une telle étude fondée sur la paléoécologie, la dendroécologie, l'analyse spatiale et les modèles d'enveloppes bioclimatiques en vue de parvenir à une meilleure compréhension de l'avenir de l'écosystème à chênes de Garry et de l'écosystème côtier de Douglas taxifoliés (*voir* l'étude de cas 3). Cette étude a depuis été élargie pour comprendre la mise en place d'une expérience prolongée de restauration qui surveille la réaction de l'écosystème aux changements de l'environnement et qui comprend le recours aux feux dirigés et l'exclusion des grands herbivores. Des observations et des travaux empiriques sont également requis pour appuyer l'interprétation des scénarios fondés sur les conditions climatiques propices générés par les modèles climatiques (Hamann et Wang, 2006; Hamann et Aitken, 2012).

La recherche éclaire aussi la prise des décisions par les gestionnaires du parc national Kouchibouguac, au Nouveau-Brunswick, où l'on a recours aux photos aériennes, à l'arpentage et aux travaux sur le terrain dans le but de documenter les changements survenus dans la zone côtière au cours des dernières décennies et de cerner les régions qui nécessiteront davantage de protection à l'avenir (Parcs Canada, 2010). Par ailleurs, les gestionnaires des parcs de la Colombie-Britannique analysent la sensibilité du littoral à l'élévation du niveau de la mer, afin d'élaborer des plans de gestion des nouvelles aires protégées créées le long des côtes nord et centrales (Province of British Columbia, 2013).

Le suivi écologique est une autre mesure qui sert à acquérir les connaissances nécessaires à la planification des mesures d'adaptation aux changements climatiques (Hannah *et al.*, 2002). Par exemple, on suit de près la végétation arctique-alpine dans les parcs du Québec situés à cette altitude (p. ex., Parc national de la Gaspésie, des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie et des Grands-Jardins; Société des établissements de plein air du Québec, 2012), car il s'agit d'un important indicateur des changements liés au climat qui se répercuteront sur le caribou (une espèce en péril) et sur

d'autres espèces qui dépendent de cet habitat pour se nourrir. Des programmes de surveillance semblables, qui utilisent des technologies terrestres et de télédétection (y compris les technologies spatiales), servent d'instruments dont la tâche consiste à faire rapport sur l'état de l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada (McLennan et Zorn, 2005; Parcs Canada, 2011c).

Outre les connaissances scientifiques, on reconnaît que les connaissances autochtones et les connaissances expérientielles des collectivités devraient contribuer plus largement à la planification de l'adaptation aux changements climatiques et à la prise de décisions en matière de conservation (CCP, 2013). Ces connaissances fournissent des renseignements utiles sur l'état passé et actuel des écosystèmes et sur les interactions humaines avec le milieu naturel, basés sur des centaines, voire des milliers d'années d'expérience (Waithaka, 2010). Par exemple, les responsables du parc national des Monts-Torngat (Terre-Neuve-et-Labrador) participent à des projets de recherche visant à étudier les principales sources d'alimentation des Inuits tels les petits fruits et le phoque annelé, et à établir des données de base qui serviront à évaluer les effets des changements climatiques sur ces espèces importantes (CCP, 2013).

4.6 FAVORISER L'ADAPTATION EN MOBILISANT LES COLLECTIVITÉS

Il est indispensable de collaborer pour faire en sorte que les mesures d'adaptation liées à d'autres secteurs (p. ex., l'infrastructure existante) n'aient pas d'incidence négative sur la biodiversité ou sur la capacité d'adaptation des écosystèmes aux changements climatiques, et que les mesures visant à aider la biodiversité à s'adapter aux changements climatiques procurent aussi des avantages sociétaux (Andrade Pérez *et al.*, 2010). Les organismes de conservation, les visiteurs des parcs, les groupes communautaires locaux, les collectivités autochtones et l'industrie comptent parmi les acteurs clés. Une mobilisation efficace entraîne une prise de décisions plus responsable et encourage le recours à des approches durables d'intendance des ressources naturelles (NAWPA, 2012).

Il existe de nombreux exemples de mobilisation et de collaboration efficaces au Canada, allant des programmes de surveillance faisant appel aux citoyens (*voir* l'étude de cas 5) à la supervision de l'élaboration de politiques à l'échelle municipale, provinciale, territoriale et nationale. Ces exemples comprennent des évaluations de la vulnérabilité aux changements climatiques et des études pilotes sur les solutions d'adaptation pour les écosystèmes de la ceinture d'argile dans le nord-est de l'Ontario, où les intervenants et les partenaires ont été invités à participer dès le début et ont été mis au courant des résultats et du déroulement général de l'étude (Lalonde *et al.*, 2012). Parmi les exemples de collaboration intergouvernementale, on remarque la zone interprovinciale de nature protégée créée par le Manitoba et l'Ontario, qui couvre plus de 9400 km² de forêt boréale et comprend des aires protégées importantes dans les parcs provinciaux et les réserves de conservation (CCP, 2013). Les collectivités des Premières Nations des deux provinces tentent de créer sur leurs terres ancestrales un réseau d'aires protégées et de paysages terrestres gérés d'une superficie de 30 000 km².

ÉTUDE DE CAS 5

PROGRAMMES DE SURVEILLANCE FAISANT APPEL AUX CITOYENS

Les programmes de surveillance fournissent des données essentielles à la planification de l'adaptation et peuvent être entrepris à diverses échelles et réunir différents groupes. Les urbanistes et la communauté scientifique s'appuient de plus en plus sur les données recueillies par les groupes communautaires. Voici deux exemples qui concernent le pica d'Amérique et les poissons de mer et invertébrés marins.

Les espèces sensibles, comme le pica d'Amérique (*Ochotona princeps*; figure 11), peuvent servir d'indicateurs à l'aide desquels il est possible de mesurer les effets des changements climatiques sur les écosystèmes des chaînes de montagnes. Dans les parcs nationaux du Canada Banff et Kootenay (en Alberta et en Colombie-Britannique, respectivement), le travail de collaboration entre Parcs Canada, la University of Alberta et la Bow Valley Naturalists Society a favorisé la participation des membres de la collectivité locale aux activités de surveillance écologique, tout en assurant un contrôle de la qualité. Les chargés des relevés (groupes de deux à quatre personnes) ont examiné une parcelle d'habitat du pica (p. ex., un talus) afin de relever des amas de foin et des picas jusqu'à 30 m du talus. L'emplacement des amas de foin, utilisés activement ou non par les picas, a été enregistré à l'aide d'un GPS (système de positionnement global), tout comme les observations de l'animal proprement dites (Timmins et Whittington, 2011). Ce type de surveillance aidera les responsables de la gestion à cerner les effets des changements climatiques sur l'habitat du pica et à éclairer la prise de décisions en matière de gestion.



FIGURE 11 : Pica (*Ochotona princeps*) observé sur la pente d'un talus dans le parc national Banff.

Il y a peu de données de grande envergure et de longue durée sur la répartition et l'abondance des organismes marins, surtout en ce qui concerne les espèces qui ne font pas l'objet d'une surveillance aux fins de la pêche. Depuis 1998, des plongeurs participent au programme bénévole de recensement des poissons et des invertébrés mis en œuvre par la Reef Environmental Education Foundation (REEF) en Colombie-Britannique. Les participants sont formés afin de reconnaître les espèces cibles, qu'ils comptent à l'aide d'un simple formulaire de recensement itinérant en plongée. Plus de 3700 recensements recueillis bénévolement ont été effectués le long des côtes de la Colombie-Britannique grâce à ce programme, ce qui représente plus de 2800 heures d'observation sous-marine à plus de 300 endroits. On a ainsi recensé près de 150 espèces de poissons et 50 espèces d'invertébrés. La série temporelle échelonnée sur 15 ans qui en résulte fait état de tendances à l'abondance (voir la figure 12) d'une gamme étendue d'espèces. Les résultats ont également permis de définir les limites des aires de répartition des espèces, ainsi que les changements dans la répartition des espèces et dans les assemblages des communautés au fil du temps. En 2012, le programme a étendu son champ d'étude à l'est du Canada.

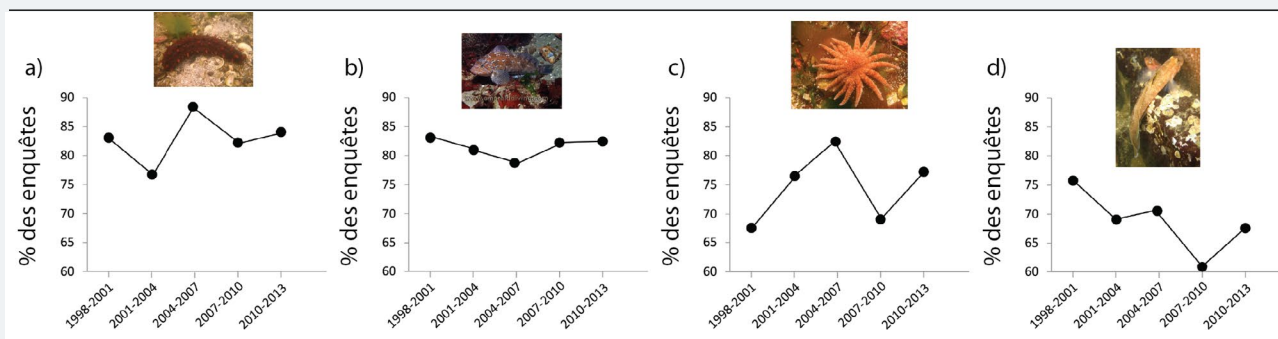


FIGURE 12 : Tendances de l'abondance des quatre espèces marines les plus souvent observées par les plongeurs participant au recensement de la REEF en Colombie-Britannique. **a)** Concombre de mer (*Parastichopus californicus*) **b)** sourcil de varech (*Hexagrammos decagrammus*) **c)** solaster géant (*Pycnopodia helianthoides*) et **d)** gobie aux yeux noirs (*Rhinogobiops nicholsii*). L'abondance correspond à la proportion des relevés dans lesquels chaque espèce a été recensée. Le nombre de relevés effectués à chaque endroit varie de 83 (invertébrés, de 1998 à 2001) à 1074 (poissons, de 2010 à 2013) (photo publiée avec l'aimable autorisation d'I.M. Côté. Données modifiées tirées de www.reef.org).

5. CONCLUSIONS

Les preuves que la biodiversité du Canada est soumise à la pression croissante exercée par les changements climatiques continuent de s'accumuler. Des changements dans la chronologie des étapes du cycle de vie, dans l'aire de répartition des espèces et dans la santé de la faune sont déjà perceptibles et devraient se faire de plus en plus sentir. La biodiversité assure le bien-être et la prospérité des Canadiens par l'intermédiaire des services écosystémiques. Les stratégies qui aident à maintenir et à rétablir la biodiversité permettent non seulement aux écosystèmes de s'adapter aux changements climatiques, mais améliorent aussi la résilience écologique, sociale et économique.

L'ampleur et l'accélération des changements climatiques créent un nouveau contexte écologique dans lequel les gestionnaires des ressources naturelles envisagent de plus en plus l'utilisation de méthodes plus interventionnistes dans le but de préserver la biodiversité (Glick *et al.*, 2011; Poiani *et al.*, 2011). Des pratiques telles que la migration assistée, sont examinées au même titre que la restauration écologique et d'autres interventions, afin de gérer les changements (Glick *et al.*, 2011).

Le lien entre les répercussions des changements climatiques sur la biodiversité, examinés à la section 3 du présent chapitre, et les stratégies d'adaptation mises en œuvre en vue d'aider la biodiversité à s'adapter à ces changements est illustré à la figure 13. Les mesures visant à protéger, à relier ou à rétablir les réseaux d'écosystèmes qui fonctionnent bien à l'intérieur de réseaux d'aires protégées, combinées aux activités d'intendance de l'habitat axées sur la conservation qui sont menées sur des terres et des plans d'eau privés, et à des pratiques durables d'utilisation des terres et de l'eau (p. ex., exploitation forestière, agriculture et pêches durables) améliorent la résilience du capital naturel du Canada. Ces mesures sont appuyées par de nouvelles connaissances au sujet des changements induits par le climat dans les écosystèmes, par l'intégration de ces dernières aux plans de conservation, et par l'établissement de nouveaux partenariats et processus collaboratifs impliquant une mobilisation à grande échelle de tous les Canadiens.

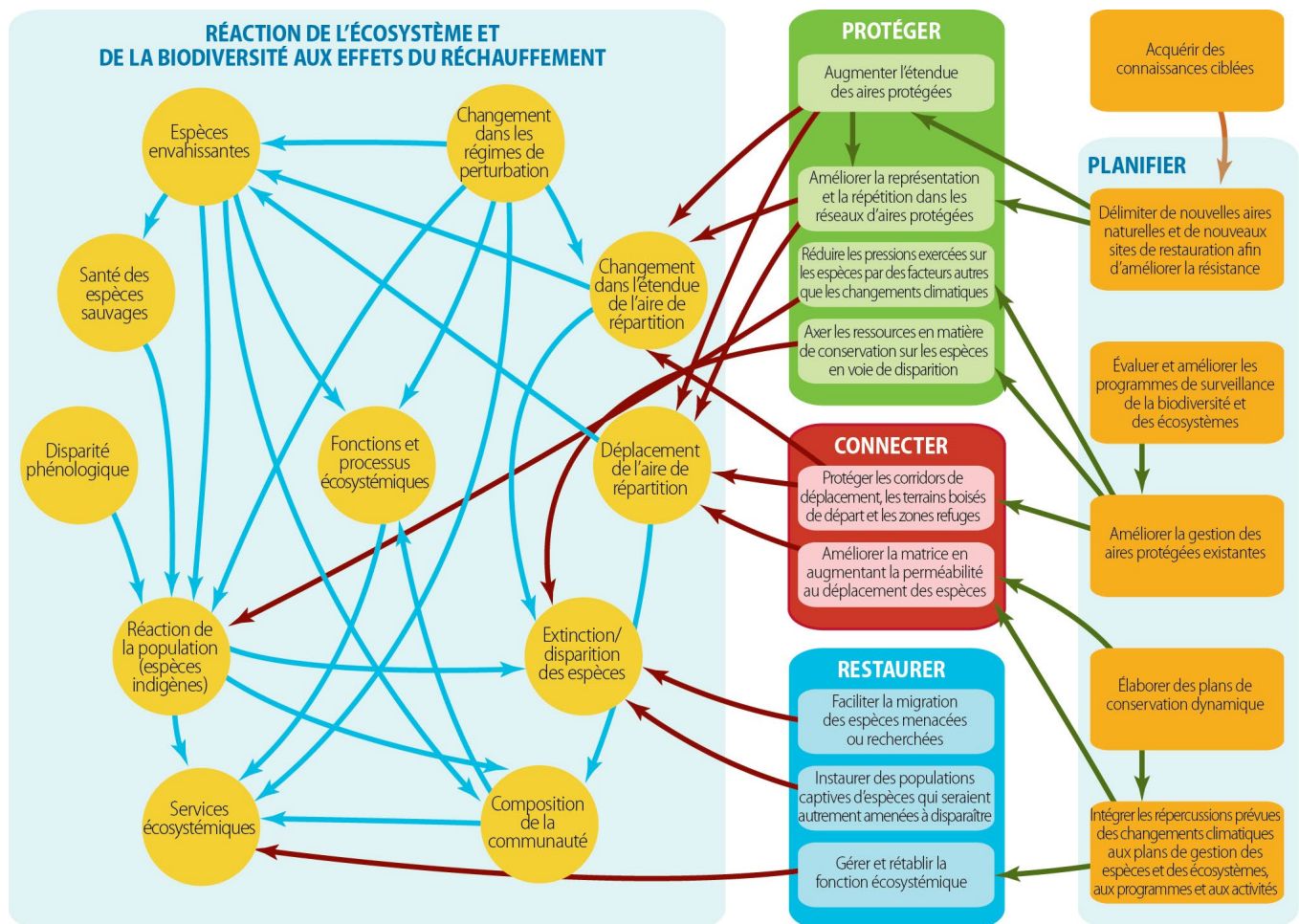


FIGURE 13 : Liens entre les éléments d'une stratégie axée sur la conservation qui favorise l'adaptation de la biodiversité aux changements climatiques et les effets potentiels de ces éléments sur la capacité d'adaptation d'un écosystème.

RÉFÉRENCES

- ACIA (Arctic Climate Impact Assessment). *Impacts of a warming Arctic: Arctic climate impacts assessment*, Cambridge University Press, Cambridge, 2005, 1042 p.
- Ainsworth, C.H., J.F. Samhouri, D.S. Busch, W.W. Cheung, J. Dunne et T.A. Okey. « Potential impacts of climate change on Northeast Pacific marine foodwebs and fisheries », *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, n° 6, 2011, pp. 1217-1229.
- Algonquin to Adirondacks Collaborative. *Algonquin to Adirondacks Collaborative*, 2013, <<http://www.a2alink.org/>>.
- Allan, J.D., M. Palmer et N.L. Poff. « Climate change and freshwater ecosystems », dans *Climate Change and Biodiversity*, T.E. Lovejoy et L. Hannah (éd.), Yale University Press, New Haven, Connecticut, 2005, pp. 274-290.
- Alsos, I.G., D. Ehrlich, W. Thuiller, P.B. Eidesen, A. Tribsch, P. Schönschwetter, C. Lagaye, P. Taberlet et C. Brochmann. « Genetic consequences of climate change for northern plants », *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 279, n° 1735, 2012, pp. 2042-2051.
- Anderson, M.G. et C.E. Ferree. « Conserving the stage: climate change and the geophysical underpinnings of species diversity », *PLoS ONE*, vol. 5, n° 7, 2010.
- Andrade Pérez, A., B. Herrera Fernandez et R. Cazzolla Gatti (éd.) *Building resilience to climate change: ecosystem-based adaptation and lessons from the field*, Union internationale pour la conservation de la nature, Gland, Suisse, 2010, 164 p.
- Anielski, M. et S. Wilson. Counting Canada's natural capital: assessing the real value of Canada's boreal ecosystems, Initiative boréale canadienne et Pembina Institute, Ottawa (Ontario), 2009, <www.pembina.org/pub/204>.
- Asselin, H. et S. Payette. « Origin and long-term dynamics of a subarctic tree line », *Ecoscience*, vol. 13, 2006, pp. 135-142.
- Aubin, I., C.M. Garbe, S. Colombo, C.R. Drever, D.W. McKenney, C. Messier, J. Pedlar, M.A. Saner, L. Venier, A.M. Wellstead, R. Winder, E. Witten et C. Ste-Marie. « Why we disagree about assisted migration: ethical implications of a key debate regarding the future of Canada's forests », *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 6, 2011, pp. 755-765.
- Auzel, P., H. Gaonac'h, F. Poisson, R. Siron, S. Calmé, M. Belanger, M. Bourassa, A. Kestrup, A. Cuerrier, A. Downing, C. Lavallée, F. Pelletier, J. Chambers, A.E. Gagnon, M.C. Bedard, Y. Gendreau, A. Gonzalez, M. Mitchell, J. Whiteley et A. Larocque. *Impacts des changements climatiques sur la biodiversité du Québec: résumé de la revue de littérature*, Le Centre de la science de la biodiversité du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Ouranos, 2012, 29 p.
- Bale, J.S., G.J. Masters, I.D. Hodkinson, C. Awmack, T.M. Bezemer, V.K. Brown, J. Butterfield, A. Buse, J.C. Coulson, J. Farrar, J.E.G. Good, R. Harrington, S. Hartley, T.H. Jones, R.L. Lindroth, M.C. Press, I. Symrioudis, A.D. Watt et J.B. Whittaker. « Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores », *Global Change Biology*, vol. 8, n° 1, 2002, pp. 1-16.
- Balshi, M.S., A.D. Mcguire, P. Duffy, M. Flannigan, J. Walsh et J. Melillo. « Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) approach », *Global Change Biology*, vol. 15, 2009, pp. 578-600.
- Barnosky, A. « Climatic change, refugia, and biodiversity: where do we go from here? An editorial comment », *Climate Change*, vol. 86, 2008, pp. 29-32.
- Barrand, N.E. et M.J. Sharp. « Sustained rapid shrinkage of Yukon glaciers since the 1957-1958 international geophysical year », *Geophysical Research Letters*, vol. 37, L07501, 2010.
- Baum, A.K., K.J. Haynes, F.P. Dilleuth et J.T. Cronin. « The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones », *Ecology*, vol. 85, n° 10, 2004, pp. 2671-2676.
- Beardmore, T. et R. Winder. « Review of science-based assessments of species vulnerability: Contributions to decision-making for assisted migration », *The Forestry Chronicle*, vol. 87, 2011, pp. 745-754.
- Beatty, G.E., M. Philipp et J. Provan. « Unidirectional hybridization at a species' range boundary: implications for habitat tracking », *Diversity and Distributions*, vol. 16, n° 1, 2010, pp. 1-9.
- Beaubien, E.G. et H.J. Freeland. « Spring phenology trends in Alberta, Canada: links to ocean temperature », *International Journal of Biometereology*, vol. 44, n° 2, 2000, pp. 53-59.
- Beier, P. et B. Brost. « Use of land facets to plan for climate change: conserving the arenas, not the actors », *Conservation Biology*, vol. 24, 2010, pp. 701-710.
- Benoît, H.P. et D.P. Swain. « Impacts of environmental change and direct and indirect harvesting effects on the dynamics of a marine fish community », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, vol. 65, n° 10, 2008, pp. 2088-2104.
- Berteaux, D. et N.C. Stenseth. « Measuring, understanding and projecting the effects of large-scale climatic variability on mammals », *Climate Research*, vol. 32, n° 2, 2006, pp. 95-97.
- Berteaux, D., M.M. Humphries, C.J. Krebs, M. Lima, A.G. McAdam, N. Pettorelli, D. Réale, T. Saitoh, E. Tkadlec, R.B. Weladji et N.C. Stenseth. « Constraints to projecting the effects of climate change on mammals », *Climate Research*, vol. 32, 2006, pp. 151-158.
- Berteaux, D., S. DeBlois, J. Angers, J. Bonin, N. Casajus, M. Darveau, F. Fournier, M.M. Humphries, B. McGill, J. Larivée, T. Logan, P. Nantel, C. Périé, F. Poisson, D. Rodrigue, S. Rouleau, R. Siron, W. Thuiller et L. Vescovi. « The CC-Bio Project: studying the effects of climate change on Quebec biodiversity », *Diversity*, vol. 2, 2010, pp. 1181-1204.
- Berteaux, D., N. Casajus et Y. Gendreau. *Impacts des changements climatiques sur la biodiversité du Québec*, rapport inédit rédigé pour le Service canadien de la faune (mars 2011), 2011, 25 p.
- Bertram, D.F., A. Harfenist et A. Hedd. « Seabird nestling diets reflect latitudinal temperature-dependent variation in availability of key zooplankton prey populations », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 393, 2009, pp. 199-210.
- Bhatt, U.S., D.A. Walker, M.K. Reynolds, J.C. Cosimo, H.E. Epstein, G. Jia, R. Gens, J.E. Pinzon, C.J. Tucker, C.E. Tweedie et P.J. Webber. « Circumpolar arctic tundra vegetation change is linked to sea ice decline », *Earth Interaction*, vol. 14, n° 8, 2010, pp. 1-20.
- Blancher, P., M.D. Cadman, B.A. Pond, A.R. Couturier, E.H. Dunn, C.M. Francis et R.S. Rempel. « Changements dans la répartition des oiseaux depuis le premier atlas », dans *Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario, 2001-2005*, M.D. Cadman, D.A. Sutherland, G.G. Beck, D. Lepage et A.R. Couturier (éd.), Études d'Oiseaux Canada, Environnement Canada, Ontario Field Ornithologists, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Ontario Nature, Toronto (Ontario), 2008, pp. 32-48.
- Boisvert-Marsh, L. *Spatiotemporal changes at the northern limit of tree distribution in Quebec since 1970*, thèse présentée pour satisfaire en partie aux conditions d'obtention d'une maîtrise en sciences, Department of Plant Sciences, Macdonald Campus, McGill University, Sainte-Anne-de-Bellevue (Québec), Canada, 2012.
- Bonfils, C.J.W., T.J. Phillips, D.M. Lawrence, P. Cameron-Smith, W.J. Riley et Z.M. Subin. « On the influence of shrub height and expansion on northern high latitude climate », *Environmental Research Letters*, vol. 7, 015503, 2012.
- Both, C., M. van Asch, R.G. Bijlsma, A.B. van den Burg et M.E. Visser. « Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? », *Journal of Animal Ecology*, vol. 78, 2009, pp. 73-83.
- Bourque, A. et G. Simonet. « Québec », dans *Vivre avec les changements climatiques au Canada: édition 2007*, D.S. Lemmen, F.J. Warren, J. Lacroix et E. Bush (éd.), Gouvernement du Canada, Ottawa, 2008, pp. 171-226.
- Bowman, J., G.L. Holloway, J.R. Malcolm, K.R. Middel et P.J. Wilson. « Northern range boundary dynamics of southern flying squirrels: evidence of an energetic bottleneck », *Revue canadienne de zoologie*, vol. 83, 2005, pp. 1486-1494.
- Broll, G., C. Tarnocai et J. Gould. « Long-term High Arctic ecosystem monitoring in Quttinirpaq National Park, Ellesmere Island, Canada », dans *Permafrost*, M. Philips, S. Springman et L.U. Arenson (éd.), vol. 2, A.A. Balkema Publishers, Swets & Zeitlinger, Lisse, Pays-Bas, ISBN 90 5809 582 7, vol. 1, 2003, pp. 89-94.
- Brook, B., H.R. Akçakaya, D.A. Keith, G.M. Mace, R.G. Pearson et M.B. Araujo. « Integrating bioclimate with population models to improve forecasts of species extinctions under climate change », *Biology Letters*, publié en ligne le 22 juillet 2009, 2009.
- Bronson, C.L., T.C. Grubb, G.D. Sattler et M.J. Braun. « Reproductive success across the Black-capped chickadee (*Poecile atricapillus*) and Carolina chickadee (*P. carolinensis*) hybrid zone in Ohio », *The Auk*, vol. 122, 2005, pp. 759-772.
- Burn, C.R. et S.V. Kokelj. « The environment and permafrost of the Mackenzie Delta area », *Permafrost and Periglacial Processes*, vol. 20, no 2, 2009, pp. 83-105.
- Cardinale, B.J., K.L. Matulich, D.U. Hooper, J.E. Byrnes, E. Duffy, L. Gamfeldt, P. Balvanera, M.I. O'Connor et A. Gonzalez. « The functional role of producer diversity in ecosystems », *American Journal of Botany*, vol. 98, 2011, pp. 572-592.
- CARMA (Circumpolar Arctic rangifer monitoring and assessment). *Circumpolar rangifer monitoring and assessment network*, Circumpolar Arctic rangifer monitoring and assessment, 2012, <www.carmanetwork.com/display/public/home>.

- Carr, D., J. Bowman et P.J. Wilson. « Density-dependent dispersal suggests a genetic measure of habitat suitability », *Oikos*, vol. 116, 2007, pp. 629-635.
- CCE (Commission de coopération environnementale). *Guide à l'intention des planificateurs et des gestionnaires pour la création de réseaux d'aires marines protégées résilientes dans le contexte des changements climatiques*, Commission de coopération environnementale, Montréal, Canada, 2012, 35 p.
- CCCEP (Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril). *Espèces sauvages 2010 : la situation générale des espèces au Canada*, Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril, Groupe de travail national sur la situation générale, 2011, 323 p.
- Chambers, D., C. Périé, N. Casajus et S. de Blois. « Challenges in modelling the abundance of 105 tree species in eastern North America using climate, edaphic, and topographic variables », *Forest Ecology and Management*, vol. 291, 2013, pp. 20-29.
- Chapin III, F.S., S.R. Carpenter, G.P. Kofinas, C. Folke, N. Abel, W.C. Clark, P. Olsson, D.M. Stafford Smith, B. Walker, O.R. Young, F. Berkes, R. Biggs, J.M. Grove, R.L. Naylor, E. Pinkerton, W. Steffen et F.J. Swanson. « Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 25, no 4, 2009, pp. 241-249.
- Chen, W., P. Zorn, N. Foy, I. Olthof, Y. Zhang, J. Li, R. Fraser, Z. Chen, D.S. McLennan, J. Poitevin, J. Quirolette et H.M. Stewart. *Final report on plant growth and seasonality changes in Canada's four northern national parks during 1985-2010, monitored using satellite remote sensing*, rapport final de l'API présenté à Parcs Canada, Hull (Québec), Canada, 2012.
- Cheung, W.W.L., V.W.Y. Lam, J.L. Sarmiento, K. Kearney, R. Watson et D. Pauly. « Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios », *Fish and Fisheries*, vol. 10, 2009, pp. 235-251.
- Cheung, W.W.L., V.W.Y. Lam, J.L. Sarmiento, K. Kearney, R. Watson, D. Zeller et D. Pauly. « Large-scale redistribution of maximum fisheries catch potential in the global ocean under climate change », *Global Change Biology*, vol. 16, 2010, pp. 24-35.
- Cheung, W.W.L., D. Zeller et D. Pauly. *Projected species shifts due to climate change in the Canadian marine ecoregions*, rapport préparé pour Environnement Canada, 2011, <www.seaaroundus.org/researcher/dpauly/PDF/2011/Books_Reports_OrChaptersTherein/ProjectedSpeciesShiftduetoClimateChange.pdf>.
- Chiotti, Q. et B. Lavender. « Ontario », dans *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007*, D.S. Lemmen, F.J. Warren, J. Lacroix et E. Bush (éd.), 2008, Gouvernement du Canada, Ottawa, 2008, pp. 227-274.
- Chu, C., N.E. Mandrak et C.K. Minns. « Potential impacts of climate change on the distributions of several common and rare freshwater fishes in Canada », *Diversity and Distributions*, vol. 11, 2005, pp. 299-310.
- Clarke, A. et K.P.P. Fraser. « Why does metabolism scale with temperature? », *Functional Ecology*, vol. 18, 2004, pp. 243-251.
- Colls, A., N. Ash et N. Ikkala. *Ecosystem-based adaptation: a natural response to climate change*, Union internationale pour la conservation de la nature, Gland, Suisse, 2009, 16 p., <cmsdata.iucn.org/downloads/iucn_eba_brochure.pdf>.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'engoulevent d'Amérique (Chordeiles minor) au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 2007a, vi + 28 p., <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/sar/assessment/status_f.cfm>.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le martinet ramoneur (Chaetura pelagic) au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 2007b, viii + 56 p., <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/sar/assessment/status_f.cfm>.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la paruline du Canada (Wilsonia Canadensis) au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 2008, vii + 38 p., <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/sar/assessment/status_f.cfm>.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). *Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la sturnelle des prés (Sturnella magna) au Canada*, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 2011, x + 44 p.
- Coristine, L.E. et J.T. Kerr. « Habitat loss, climate change, and emerging conservation challenges in Canada », *Revue canadienne de zoologie*, vol. 89, 2011, pp. 435-451.
- CCP (Conseil canadien des parcs). *Parcs et aires protégées du Canada : aider le Canada à faire face au changement climatique*, rapport du Groupe de travail sur le changement climatique du Conseil canadien des parcs, 2013, 52 p.
- Crawford, W.R. et J.R. Irvine. *State of physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems*, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2009/022, Pêches et Océans Canada, Ottawa, 2009.
- Crête, M. et L. Marzell. « Évolution des forêts québécoises au regard des habitats fauniques : analyse des grandes tendances sur trois décennies », *Forestry Chronicle*, vol. 82, 2006, pp. 368-382.
- Crozier, L.G., R.W. Zabel et A.F. Hamlet. « Predicting differential effects of climate change at the population level with life-cycle models of spring Chinook salmon », *Global Change Biology*, vol. 14, 2008, pp. 236-249.
- Cudmore, T.J., N. Bjorklund, A.L. Carroll et B.S. Lindgren. « Climate change and range expansion of an aggressive bark beetle: evidence of higher beetle reproduction in naïve host tree populations », *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, no 5, 2010, pp. 1036-1043.
- Cummins, P. et R. Haigh. *Ecosystem status and trends report for north coast and Hecate Strait ecozone*, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2010/045, Pêches et Océans Canada, Ottawa, 2010.
- Curry, R.L. « Hybridization in chickadees: much to learn from familiar birds », *The Auk*, vol. 122, 2005, pp. 747-758.
- Derocher, A.E., N.J. Lunn et I. Stirling. « Polar bears in a warming climate », *Integrative and Comparative Biology*, vol. 44, 2004, pp. 163-176.
- Desgranges, J.L. et F. Morneau. « Potential sensitivity of Quebec's breeding birds to climate change », *Écologie et conservation des oiseaux*, vol. 5, n° 2, 2010.
- Derksen, C., S.L. Smith, M. Sharp, L. Brown, S. Howell, L. Copland, D.R. Mueller, Y. Gauthier, C. Fletcher, A. Tivy, M. Bernier, J. Bourgeois, R. Brown, C.R. Burn, C. Duguay, P. Kushner, A. Langlois, A.G. Lewkowicz, A. Royer et A. Walker. « Variability and change in the Canadian cryosphere », *Climatic Change*, vol. 115, 2012, pp. 59-88.
- MPO (Pêches et Océans Canada). *Plan d'action du Canada pour les océans : pour les générations d'aujourd'hui et de demain*, Pêches et Océans Canada, Ottawa, 2005, 20 p., <<http://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/publications/oap-pao/pdf/oap-fra.pdf>>.
- MPO (Pêches et Océans Canada). *Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes marins canadiens en 2010*, Pêches et Océans Canada, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Avis scientifique 2010/030, Ottawa, 2010.
- Dove-Thompson, D., C. Lewis, P.A. Gray, C. Chu et W.I. Dunlop. *A summary of the effects of climate change on Ontario's aquatic ecosystems*, Climate Change Research Report CCRR-11, Direction de la recherche appliquée et du développement, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario), 2010, 37 p.
- Dowdeswell, E.K., J.A. Dowdeswell et F. Cawkwell. « On the glaciers of Bylot Island, Nunavut, Arctic Canada », *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, vol. 39, 2007, pp. 402-411.
- Drobyshev, I., S. Gewehr, F. Berninger et Y. Bergeron. « Species specific growth responses of black spruce and trembling aspen may enhance resilience of boreal forest the climate change », *Journal of Ecology*, vol. 101, 2013, pp. 231-242.
- Dudley, N., S. Stolton, A. Belokurov, L. Krueger, N. Lopoukhine, K. MacKinnon, T. Sandwith et S. Sekhran (éd.) *Solutions naturelles – aider les gens à faire face au changement climatique*, UICN-CMAP, TNC, UNDP, WCS, la Banque mondiale et WWF, Gland, Suisse, Washington (DC), et New York, 2010.
- Dufour, R., H. Benoit, M. Castonguay, J. Chassé, L. Devine, P. Galbraith, M. Harvey, P. Larouche, S. Lessard, B. Petrie, L. Savard, C. Savenkoff, L. St-Armand et M. Starr. *Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes : écozone de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent*, Pêches et Océans Canada, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2010/030, 2010, 187 p.
- Dugelby, B.L. *Climate disruption and connectivity: toward a strategy for nature protection*, rédigé pour le Wildlands Network, 2010, <www.twp.org/sites/default/files/Climate%20Paper_Full_FINAL-1.pdf>.
- Dukes, J.S. et H.A. Mooney. « Does global change increase the success of biological invaders? », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, n° 4, 1999, pp. 135-139.
- Dukes, J.S., J. Pontius, D. Orwig, J.R. Garnas, V.L. Rodgers, N. Brazee, B. Cooke, K.A. Theoharides, E.E. Stange, R. Harrington, J.E. Ehrenfeld, J. Gurevitch, M. Lerdau, K. Stinson, R. Wick et M. Ayres. « Responses of insect pests, pathogens, and invasive plant species to climate change in the forests of northeastern North America: what can we predict? », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 39, n° 2, 2009, pp. 231-248.

- Dunn, P.O., D.W. Winkler, L.A. Whittingham, S.J. Hannon et R.J. Robertson. « A test of the mismatch hypothesis: how is timing of reproduction related to food abundance in an aerial insectivore? », *Ecology*, vol. 92, n° 2, 2011, pp. 450-461.
- Environnement Canada. *4^e Rapport national du Canada à la Convention sur la diversité biologique*, Environnement Canada, Ottawa, 2009, 199 p.
- Environnement Canada. *Initiatives écosystémiques*, Environnement Canada, 2012, <<http://www.ec.gc.ca/nature/default.asp?lang=Fr&n=2C63408C-1>>.
- Epelbaum, A., L.M. Herborg, T.W. Therriault et C.M. Pearce. « Temperature and salinity effects on growth, survival, reproduction and potential distribution of two non-indigenous botryllid ascidians in British Columbia », *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 369, 2009, pp. 43-52.
- Eskelin, N., W.C. Parker, S.J. Colombo et P. Lu. *Assessing assisted migration as a climate change adaptation strategy for Ontario's forests: project overview and bibliography*, Climate Change Research Report CCR-19, Direction de la recherche appliquée et du développement, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario), 2011, 44 p.
- Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010*, Conseils canadiens des ministres des ressources, Ottawa (Ontario), 2010, vi + 148 p.
- Feely, R.A., C.L. Sabine, J.M. Hernandez-Ayon, D. Ianson et B. Hales. « Evidence for upwelling of corrosive "acidified" water onto the continental shelf », *Science*, vol. 320, 2008, pp. 1490-1492.
- Fischer, J., G.D. Peterson, T.A. Gardner, L.J. Gordon, I. Fazey, T. Elmqvist, A. Felton, C. Folke et S. Dovers. « Integrating resilience thinking and optimisation for conservation », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 24, 2009, pp. 549-554.
- Flannigan, M., B. Stocks, M. Turetsky et M. Wotton. « Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest », *Global Change Biology*, vol. 15, 2009, pp. 549-560.
- Fortier, D., M. Allard et Y. Shur. « Observation of rapid drainage system development by thermal erosion of ice wedges on Bylot Island, Canadian Arctic Archipelago », *Permafrost and Periglacial Processes*, vol. 18, 2007, pp. 229-243.
- Fraser, R.H., I. Olthof, M. Carrière, A. Deschamps et D. Pouliot. « A method for trend-based change analysis in Arctic tundra using the 25-year Landsat archive », *Polar Record*, vol. 48, 2012, pp. 83-93.
- Friedland, K.D., D.G. Reddin, J.R. McMenemy et K.F. Drinkwater. « Multidecadal trends in North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and climate trends relevant to juvenile survival », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, vol. 60, 2003, pp. 563-583.
- Friedlingstein, P., R.A. Houghton, G. Marland, J. Hackler, T.A. Boden, T.J. Conway, J.G. Canadell, M.R. Raupach, P. Ciais et C. Le Quere. « Update on CO₂ emissions », *Nature Geoscience*, vol. 3, 2010, pp. 811-812.
- Friends of Algonquin Park. *Algonquin Park birding report*, Friends of Algonquin Park, 2012, <www.algonquinpark.on.ca/news/algonquin_park_birding_report.php>.
- Furgal, C. et T.D. Prowse. « Nord du Canada », dans *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007*, D.S. Lemmen, F.J. Warren, J. Lacroix et E. Bush (éd.), 2008, Gouvernement du Canada, Ottawa, 2008, pp. 57-118.
- Galatowitsch, S.M. « Landforms and Hydrology », *chapitre 6 dans Ecological Restoration*, Sinauer Association, Sunderland, Massachusetts, 2012, pp. 169-229.
- Gamache I. et S. Payette. « Latitudinal response of subarctic tree lines to recent climate change in eastern Canada », *Journal of Biogeography*, vol. 32, 2005, pp. 849-862.
- Game, E.T., G. Lipsett-Moore, E. Saxon, N. Peterson et S. Sheppard. « Incorporating climate change adaptation into national conservation assessments », *Global Change Biology*, vol. 17, 2011, pp. 3150-3160.
- Gardner, A.S., G. Moholdt, B. Wouters, G.J. Wolken, D.O. Burgess, M.J. Sharp, J.G. Cogley, C. Braun et C. Labine. « Sharply increased mass loss from glaciers and ice caps in the Canadian Arctic Archipelago », *Nature*, 10089, 2011.
- Garroway, C.J., J. Bowman, T.J. Cascaden, G.L. Holloway, C.G. Mahan, J.R. Malcolm, M.A. Steele, G. Turner et P.J. Wilson. « Climate change induced hybridization in flying squirrels », *Global Change Biology*, vol. 16, n° 1, 2010, pp. 113-121.
- Garroway, C.J., J. Bowman, G.L. Holloway, J.R. Malcolm et P.J. Wilson. « The genetic signature of rapid range expansion by flying squirrels in response to contemporary climate warming », *Global Change Biology*, vol. 17, n° 5, 2011, pp. 1760-1769.
- Gaston, A.J., D.F. Bertram, A. Boyne, J. Chardine, G. Davoren, A.W. Diamond, A. Heddy, W.A. Montevecchi, J.M. Hipfner, M.J.F. Lemon, M.L. Mallory, J.F. Rail et G.J. Robertson. « Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs », *Dossiers environnement*, vol. 17, 2009, pp. 267-286.
- Gauthier, G. et D. Berteaux (éd.) *Arctic WOLVES: Arctic wildlife observatories linking vulnerable ecosystems*, rapport final de synthèse, Centre d'études nordiques, Université Laval, ville de Québec (Québec), Canada, 2011, 133 p.
- Gauthier, G., J. Bêty, J.F. Giroux et L. Rochefort. « Trophic interactions in a high Arctic snow goose colony », *Integrative and Comparative Biology*, vol. 44, n° 2, 2004, pp. 119-129.
- Gauthier, G., D. Berteaux, J. Bêty, A. Tarroux, J.F. Therrien, L. McKinnon, P. Legagneux et M.C. Cadieux. « The tundra food web of Bylot Island in a changing climate and the role of exchanges between ecosystems », *Ecoscience*, vol. 18, 2011, pp. 223-235.
- Gilg, O., B. Sittler et I. Hanski. « Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the high Arctic », *Global Change Biology*, vol. 15, 2009, pp. 2634-2652.
- Gilg, O., K.M. Kovacs, J. Aars, J. Fort, G. Gauthier, D. Gremillet, R.A. Ims, H. Meltofte, J. Moreau, E. Post, N.M. Schmidt, G. Yannic et L. Bollache. « Climate change and the ecology and evolution of Arctic vertebrates », *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1249, 2012, pp. 166-190.
- Gillooly, J.F., J.H. Brown, G.B. West, V.M. Savage et E.L. Charnov. « Effects of size and temperature on metabolic rate », *Science*, vol. 293, 2001, pp. 2248-2251.
- Glick, P., B.A. Stein et N.A. Edelson (éd.) *Scanning the conservation horizon: a guide to climate change vulnerability assessment*, National Wildlife Federation, Washington (DC), 2011, 168 p.
- Godin, E. et D. Fortier. « Geomorphology of a thermo-erosion gully, Bylot Island, Nunavut, Canada », *Revue canadienne des sciences de la Terre*, vol. 49, no 8, 2012, pp. 979-986.
- Goodwin, B.J., A.J. McAllister et L. Fahrig. « Predicting invasiveness of plant species based on biological information », *Conservation Biology*, vol. 13, 1999, pp. 422-426.
- Gouvernement du Canada. *Cinquième communication nationale sur les changements climatiques*, présentée le 12 février 2010 à la CCNUCC, Gouvernement du Canada, Ottawa, 2010.
- Gouvernement du Canada. *Cadre national pour le réseau d'aires marines protégées du Canada*, Pêches et Océans Canada, Ottawa, 2011, 34 p., <<http://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/publications/dmpaf-eczpm/framework-cadre2011-fra.asp>>.
- Government of Manitoba. *Nueltin Lake Provincial Park, Manitoba's Protected Areas Initiative*, Government of Manitoba, sans date [a], <www.gov.mb.ca/conservation/pai/pdf/nueltin_lake_provincial_park.pdf>.
- Government of Manitoba. *Colvin Lake Provincial Park Proposal, Manitoba's Protected Areas Initiative*, Government of Manitoba, sans date [b], <www.gov.mb.ca/conservation/parks/pdf/planning/colvin_lake_proposal.pdf>.
- Government of Newfoundland and Labrador. *Charting our course: climate change action plan 2011*, Government of Newfoundland and Labrador, 2011, 83 p., <www.exec.gov.nl.ca/exec/cceet/2011_climate_change_action_plan.html>.
- Government of Nova Scotia. *Wilderness area protects Amherst's water, communiqué de presse*, Government of Nova Scotia, 2008, <<http://novascotia.ca/news/release/?id=20081211001>>.
- Government of Nova Scotia. *Chignecto Isthmus wilderness area – Amherst Town Lands*, Government of Nova Scotia, 2012, <www.gov.ns.ca/nse/protectedareas/wa_Chignectolsthmus.asp>.
- Graumlich, L. et W.L. Francis (éd.) *Moving toward climate change adaptation: the promise of the Yellowstone to Yukon Conservation Initiative for addressing the region's vulnerabilities*, Yellowstone to Yukon Conservation Initiative, Canmore (Alberta), 2010.
- Gray, P.A. « Impacts of climate change on diversity in forested ecosystems: some examples », *The Forestry Chronicle*, vol. 81, 2005, pp. 655-661.
- Griffith, B., D. Douglas, N. Walsh, D.T.M. Young, D.E. Russell, R.G. White, R. Cameron, et K. Whitten. « The porcupine caribou herd », dans *Arctic Refuge Coastal Plain Terrestrial Wildlife Research Summaries*, 2002.
- Hamann, A. et S.N. Aitken. « Conservation planning under climate change: accounting for adaptive potential and migration capacity in species distribution models », *Diversity and Distributions*, vol. 19, n° 3, 2012, pp. 268-280.

- Hamann, A. et T. Wang. « Potential effects of climate change on ecosystem and tree species distribution in British Columbia », *Ecology*, vol. 87, n° 11, 2006, pp. 2773-2786.
- Hampe, A. et A.S. Jump. « Climate relicts: past, present, future », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 42, 2011, pp. 313-333.
- Hampe, A. et R.J. Petit. « Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters », *Ecology Letters*, vol. 8, 2005, pp. 461-467.
- Hannah, L. « A global conservation system for climate-change adaptation », *Conservation Biology*, vol. 24, 2009, pp. 70-77.
- Hannah, L., G.F. Midgley, T. Lovejoy, W.J. Bond, M. Bush, J.C. Lovett, D. Scott et F.I. Woodward. « Conservation of biodiversity in a changing climate », *Conservation Biology*, vol. 16, 2002, pp. 264-268.
- Hannah, L., G. Midgley, S. Andelmon, M. Araujo, G. Hughes, E. Martinez-Meyer, R. Pearson et P. Williams. « Protected area needs in a changing climate », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 5, 2007, pp. 131-138.
- Hanski, I., L. von Herten, N. Fyhrquist, K. Koskinen, K. Torppa, T. Laatikainen, P. Karisola, P. Auvinen, L. Paulin, M.J. Mäkelä, E. Vartiainen, T.U. Kosunen, H. Alenius, T. Haahtela. « Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, 2012, pp. 8334-8339, <www.pnas.org/content/early/2012/05/01/1205624109.full.pdf>.
- Harley, C.D.G. « Climate change, keystone predation, and biodiversity loss », *Science*, vol. 334, 2011, pp. 1124-1127.
- Harris, J.A., R.J. Hobbs, E. Higgs et J. Aronson. « Ecological restoration and global climate change », *Restoration Ecology*, vol. 14, n° 2, 2006, pp. 170-176.
- Harrington, R., R. Fleming et P. Woiwod. « Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? », *Agricultural and Forest Entomology*, vol. 3, 2001, pp. 233-240.
- Heller, N.E. et E.S. Zavaleta. « Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations », *Biological Conservation*, vol. 142, 2009, pp. 14-32.
- Helmuth, B., N. Mieszkowska, P. Moore et S.J. Hawkins. « Living on the edge of two changing worlds: forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change », *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 37, 2006, pp. 373-404.
- Hewitt, G.M. et R.A. Nichols. « Genetic and evolutionary impacts of climate change », dans *Climate Change and Biodiversity*, R.L. Peters et T.E. Lovejoy (éd.), Yale University Press, New Haven, Connecticut, 2005, pp. 176-192.
- Hill, G.B. et G.H.R. Henry. « Responses of high Arctic wet sedge tundra to climate warming since 1980 », *Global Change Biology*, vol. 17, 2011, pp. 276-287.
- Hitch, A.T. et P.L. Leberg. « Breeding distributions of North American bird species moving north as a result of climate change », *Conservation Biology*, vol. 21, 2007, pp. 534-539.
- Hobbs, R.J., E. Higgs et J.A. Harris. « Novel ecosystems: implications for conservation and restoration », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 24, 2009, pp. 599-605.
- Hobbs, R.J., L.M. Hallett, P.R. Ehrlich et H.A. Mooney. « Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century », *BioScience*, vol. 61, n° 6, 2011, pp. 442-450.
- Hoffmann, A.A. et C.M. Sgrò. « Climate change and evolutionary adaptation », *Nature*, vol. 470, n° 7335, 2011, pp. 479-485.
- Hongoh, V., L. Berrang-Ford, M.E. Scott et L.R. Lindsay. « Expanding geographical distribution of the mosquito, *Culex pipiens*, in Canada under climate change », *Applied Geography*, vol. 33, 2011, pp. 53-62.
- Honnay, O., K. Verheyen, J. Butaye, H. Jacquemyn, B. Bossuyt et M. Hermy. « Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species », *Ecology Letters*, vol. 5, 2002, pp. 525-530.
- Hood, G.A. et S.E. Bayley. « Beaver (*Castor canadensis*) mitigate the effects of climate on the area of open water in boreal wetlands in western Canada », *Biological Conservation*, vol. 141, 2008, pp. 556-567.
- Hooper, D.U., E.C. Adair, B.J. Cardinale, J.E.K. Byrnes, B.A. Hungate, K.L. Matulich, A. Gonzalez, J.E. Duffy, L. Gamfeldt et M.I. O'Connor. « A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change », *Nature*, vol. 486, 2012, pp. 105-108.
- Hounsell, S. « Biodiversity », dans *Climate change adaptation: a priorities plan for Canada*, rapport du Climate Change Adaptation Project (Canada), Intact Foundation et University of Waterloo, B. Feltmate et J. Thistlethwaite (éd.), 2012, pp. 37-48, 122 p.
- Hurlbert, A.H. et Z. Liang. « Spatiotemporal variation in avian migration phenology: citizen science reveals effects of climate change », *PLoS ONE*, vol. 7, n° 2, e31662, 2012.
- CIEM (Conseil international pour l'exploration de la mer). *Report of the study group on designing marine protected area networks in a changing climate (SGMPAN)*, Conseil international pour l'exploration de la mer, 15 au 19 novembre 2010, Woods Hole, Massachusetts, États-Unis, ICES CM 2011/SSGSUE:01, 2011, 155 p.
- Inkley, D.B., M.G. Anderson, A.R. Blaustein, V.R. Burkett, B. Felzer, B. Griffith, J. Price et T.L. Root. « Global climate change and wildlife in North America », *Technology Review*, The Wildlife Society, Bethesda (MD), vol. 4, n° 2, 2004.
- Iverson, L.R., A.M. Prasad et S. Matthews. « Potential changes in suitable habitat for 134 tree species in the northeastern USA », *Mitigation and Adaptation Strategies*, vol. 13, 2008, pp. 541-560.
- Jackson, D.A. et N.E. Mandrak. « Changing fish biodiversity: predicting the loss of cyprinid biodiversity due to global climate change », *American Fisheries Society Symposium*, vol. 32, 2002, pp. 89-98.
- Jaramillo-Correa, J.P., J. Jean Beaulieu, P. Damase, D.P. Khasa et J. Jean Bousquet. « Inferring the past from the present phylogeographic structure of North American forest trees: seeing the forest for the genes », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 39, n° 2, 2009, pp. 286-307.
- Jia, G.J., H.E. Epstein et D.A. Walker. « Vegetation greening in the Canadian Arctic related to decadal warming », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 11, 2009, pp. 2231-2238.
- Joly, K., P.A. Duffy et T.S. Rupp. « Simulating the effects of climate change on fire regimes in Arctic biomes: implications for caribou and moose habitat », *Ecosphere*, vol. 3, n° 5, art. 36, 2012.
- Jones, T. et W. Cresswell. « The phenology mismatch hypothesis: are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? », *Journal of Animal Ecology*, vol. 79, 2010, pp. 98-108.
- Kausrud, K.L., A. Myrsterud, H. Steen, J.O. Vik, E. Ostbye, B. Cazelles, E. Framstad, A.M. Eikeset, I. Myrsterud, T. Solhøy et N.C. Stenseth. « Linking climate change to lemming cycles », *Nature*, vol. 456, 2008, pp. 93-97.
- Keenleyside, K.A., N. Dudley, S. Cairns, C.M. Hall et S. Stolton. *Restauration écologique pour les aires protégées : principes, lignes directrices et bonnes pratiques*, Union internationale pour la conservation de la nature, Gland, Suisse, 2012, x + 120 p.
- Keith, D.A., H.R. Akçakaya, W. Thuiller, G.F. Midgley, R.G. Pearson, S.J. Phillips, H.M. Regan, M.B. Araujo et T.G. Rebelo. « Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models », *Biological Letters*, vol. 4, 2008, pp. 560-563.
- Keppel, G.K.P., G.W. Van Niel, C.J. Wardell-Johnson, M. Yates, L. Byrne, A. Mucina, G.T. Schut, S.D. Hopper et S.E. Franklin. « Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 21, 2012, pp. 393-404.
- Kharouba, H.M., A.C. Algar et J.T. Kerr. « Historically calibrated predictions of butterfly species' range shift using global change as a pseudo-experiment », *Ecology*, vol. 90, n° 8, 2009, pp. 2213-2222.
- Klassen, G. et A. Locke. *A biological synopsis of the European green crab, *Carcinus maenas**, Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques no 2818, Pêches et Océans Canada, 2007.
- Klein, J.A., E. Yeh, J. Bump, Y. Nyima et K. Hopping. « Coordinating environmental protection and climate change adaptation policy in resource-dependent communities: a case study from the Tibetan Plateau », dans *Climate Change Adaptation in Developed Nations: from Theory to Practice*, Springer, J.D. Ford et L. Berrang-Ford (éd.), Advances in Global Change Research, vol. 42, chap. 31, 2011, pp. 423-438.
- Knudsen, E., A. Lindén, C. Both, N. Jonzén, F. Pulido, N. Saino, W.J. Sutherland, L.A. Bach, T. Coppack, T. Ergon, P. Gienapp, J.A. Gill, O. Gordo, A. Hedenström, E. Lehikoinen, P.P. Marra, A.P. Møller, A.L.K. Nilsson, G. Péron, E. Ranta, D. Rubolini, T.H. Sparks, F. Spina, C.E. Studds, S.A. Sæther, P. Tryjanowski et N.C. Stenseth. « Challenging claims in the study of migratory birds and climate change », *Biological Reviews*, vol. 86, n° 4, 2011, pp. 928-946.
- Koeller, P., C. Fuentes-Yaco, T. Platt, S. Sathyendranath, A. Richards, P. Ouellet, D. Orr, U. Skuladottir, K. Wieland, L. Savard et M. Aschran. « Basin-scale coherence in phenology of shrimps and phytoplankton in the North Atlantic Ocean », *Science*, vol. 324, 2009, pp. 791-793.

- Krebs, C.J., D. Reid, A.J. Kenney et S. Gilbert. « Fluctuations in lemming populations in north Yukon, Canada, 2007-2010 », *Revue canadienne de zoologie*, vol. 89, 2011, pp. 297-306.
- Kundzewicz, Z.W. et L.J. Mata. « Freshwater resources and their management », dans *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability, Contribution du Groupe de travail II au quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat*, M.L. Parry, O.F. Canziana, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden et C.E. Hanson (éd.), Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, 2007, pp. 173-210, 976 p.
- Lafleur, B., D. Paré, A.D. Munson et Y. Bergeron. « Response of Northeastern North American forests to climate change: will soil conditions constrain tree species migration? », *Dossiers environnement*, vol. 18, 2010, pp. 279-289.
- Lalonde, R., J. Gleeson, P.A. Gray, A. Douglas, C. Blakemore et L. Ferguson. *Climate change vulnerability assessment and adaptation options for Ontario's clay belt – a case study*, Direction de la recherche appliquée et du développement, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario). Climate Change Research Report CCRR-24, 2012, 51 p.
- Lambert, J.D., K.P. McFarland, C.C. Rimmer, S.D. Faccio et J.L. Atwood. « A practical model of Bicknell's thrush distribution in the northeastern United States », *Wilson Bulletin*, vol. 117, 2005, pp. 1-11.
- Larson, B.M.H. et C. Palmer. « Assisted colonization is no panacea, but let's not discount it either », *Ethics, Policy and Environment*, vol. 16, n° 1, 2013, pp. 16-18.
- Lawrence, D.M., A.G. Slater, R.A. Tomas, M.M. Holland et C. Deser. « Accelerated Arctic land warming and permafrost degradation during rapid sea ice loss », *Geophysical Research Letters*, vol. 35, L11506, 2008.
- Lemieux, C.J., T.J. Beechey, D.J. Scott et P.A. Gray. *Protected areas and climate change in Canada: challenges and opportunities for adaptation, Conseil canadien des aires écologiques (CCAE)*, publication hors-série n° 19, Secrétariat du CCAE, Ottawa, 2010.
- Lemieux, C.J., T.J. Beechey et P.A. Gray. « Prospects for Canada's protected areas in an era of rapid climate change », *Land Use Policy*, vol. 28, n° 4, 2011, pp. 928-941.
- Lemmen, D.S., F.J. Warren, J. Lacroix et E. Bush (éd.) *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007*, Gouvernement du Canada, Ottawa, 2008, 448 p.
- Lindenmayer, D.B., W. Steffen, A.A. Burbidge, L. Hughes, R.L. Kitching, W. Musgrave, M.S. Smith et P.A. Werner. « Conservation strategies in response to rapid climate change: Australia as a case study », *Biological Conservation*, vol. 143, 2010, pp. 1587-1593.
- Loarie, S.R., P.B. Duffy, H. Hamilton, G.P. Asner, C.B. Field et D.D. Ackerly. « The velocity of climate change », *Nature*, vol. 462, 2009, pp. 1052-1055.
- Logan, J.A., J. Regnière et J.A. Powell. « Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics », *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 1, no 3, 2003, pp. 130-137.
- Lyons, K.G. et M.W. Schwartz. « Rare species loss alters ecosystem function – invasion resistance », *Ecology Letters*, vol. 4, 2001, pp. 358-365.
- Maestre, F.T., J.L. Quero, N.J. Gotelli, A. Escudero, V. Ochoa, M. Delgado-Baquerizo, M. Garcia-Gomez, M.A. Bowker, S. Soliveres, C. Escolar, P. Garcia-Palacios, M. Berdugo, E. Valencia, B. Gozalo, A. Gallardo, L. Aguilera, T. Arredondo, J. Blones, B. Boeken, D. Bran, A.A. Conceição, O. Cabrera, M. Chaieb, M. Derak, D.J. Eldridge, C. Espinosa, A. Florentino, J. Guílán, M.G. Gatica, W. Ghiloufi, S. Gómez-González, J.R. Gutiérrez, R.M. Hernández, X. Huang, E. Huber-Sannwald, M. Jankju, M. Miriti, J. Monerris, R.L. Mau, E. Morici, K. Naseri, A. Ospina, V. Polo, A. Prina, E. Pucheta, D.A. Ramirez-Collantes, R. Romão, M. Tighe, C. Torres-Diaz, J. Val, J.P. Veiga, D. Wang et E. Zaady. « Plant species richness and ecosystem multifunctionality in global drylands », *Science*, vol. 335, n° 6065, 2012, pp. 214-218.
- Malcolm, J.R., A. Markham, R.P. Neilson et M. Oaraci. « Estimated migration rates under scenarios of global climate change », *Journal of Biogeography*, vol. 29, 2002, pp. 835-849.
- Martins, E.G., S.G. Hinch, D.A. Patterson, M.J. Hague, S.J. Cooke, K.M. Miller, M.F. Lapointe, K.K. English et A.P. Farrell. « Effects of river temperature and climate warming on stock-specific survival of adult migrating Fraser River sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) », *Global Change Biology*, vol. 17, n° 1, 2011, pp. 99-114.
- Mawdsley, J.R., R. O'Malley et D.S. Ojima. « A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation », *Conservation Biology*, vol. 23, 2009, pp. 1080-1089.
- McFadden, J.P., G.E. Liston, M. Sturm, R. Pilke Sr. et F.S. Chapin. *Interactions of shrubs and snow in arctic tundra: measurements and models*, symposium tenu lors de la Sixième assemblée scientifique de l'International Association for Environmental Hydrology, Maastricht, Pays-Bas, juillet 2001, IAHS Publ. n° 270, 2001.
- McKenney, D.W., J.H. Pedlar, K.M. Lawrence, K.L. Campbell et M.F. Hutchinson. « Potential impacts of climate change on the distribution of North American trees », *BioScience*, vol. 57, n° 11, 2007, pp. 939-948.
- McLachlan, J.S., J.S. Clark et P.S. Manos. « Molecular indicators of tree migration capacity under rapid climate change », *Ecology*, vol. 86, n° 8, 2005, pp. 2088-2098.
- McLachlan, J.S., J.J. Hellmann et M.W. Schwartz. « A framework for debate of assisted migration in an era of climate change », *Conservation Biology*, vol. 21, n° 2, 2007, pp. 297-302.
- McLaughlin, J. et K. Webster. *Effects of a changing climate on peatlands in permafrost zones: a literature review and application to Ontario's far North*, Climate Research Report CCRR-34, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario), 2013, 157 p.
- McLennan, D.S. « Dealing with uncertainty: managing and monitoring Canada's northern national parks in a rapidly changing world », dans *Ecological Consequences of Climate Change: Mechanisms, Conservation, and Management*, J.L. Bellant et E.A. Beaver (éd.), CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton (FL), 2011.
- McLennan, D.S., T. Bell, D. Berteaux, W. Chen, L. Copland, R. Fraser, D. Gallant, G. Gauthier, D. Hik, C.J. Krebs, I. Myers-Smith, I. Olthof, D. Reid, W. Sladen, C. Tarnocai, W. Vincent et Y. Zhang. « Recent climate-related terrestrial biodiversity research in Canada's Arctic national parks: review, summary, and management implications », *Biodiversity*, vol. 13, n° 3-4, 2012, pp. 35-39.
- McLennan, D.S. et P. Zorn. *Monitoring for ecological integrity and state of the parks reporting*, Parks Research Forum of Ontario (PRFO) State-of-the-Art Workshop, 2005, <<http://casiopa.mediamouse.ca/wp-content/uploads/2010/06/PRFO-2005-MonitoringProceedings-p35-39-McLennan-and-Zorn.pdf>>
- Melles, S.J., M.J. Fortin, K.L. Lindsay et D. Badzinski. « Expanding northward: influence of climate change, forest connectivity, and population processes on a threatened species' range shift », *Global Change Biology*, vol. 17, n° 1, 2011, pp. 17-31.
- Miller, F.L. et A. Gunn. « Catastrophic die-off of Peary caribou on the western Queen Elizabeth Islands, Canadian High Arctic », *Arctic*, vol. 56, 2003, pp. 381-390.
- Miller-Rushing, A.J., T.T. Høye, D.W. Inouye et E. Post. « The effects of phenological mismatches on demography », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 365, n° 1555, 2012, pp. 3177-3186.
- Minns, C.K., B.J. Shuter et J.L. McDermid. *Regional projections of climate change effects on Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations*, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Direction de la recherche appliquée et du développement, Sault Ste. Marie (Ontario), Climate Change Research Report CCRR-14, 2009, 10 p.
- Mitton, J.B. et S.M. Ferrenberg. « Mountain pine beetle develops an unprecedented summer generation in response to climate warming », *American Naturalist*, vol. 179, no 5, 2012, E163-E171.
- MRN (ministère des Richesses naturelles). *Forest management planning manual for Ontario's crown forests*, ministère des Richesses naturelles, Toronto (Ontario), 2004.
- Møller, A.P., D. Rubolini et E. Lehikoinen. « Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining », *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, vol. 105, 2008, pp. 16195-16200.
- Mooney, H., A. Larigauderie, M. Cesario, T. Elmquist, O. Hoegh-Gulberg, S. Lavorel, G.M. Mace, M. Palmer, R. Scholes et T. Yahara. « Biodiversity, climate change, and ecosystem services », *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 1, 2009, pp. 46-54.
- Mortsch, L., M. Alden et J.D. Scheraga. *Climate change and water quality in the Great Lakes region: risks, opportunities and responses*, rapport rédigé pour le Conseil de la qualité de l'eau des Grands lacs de la Commission mixte internationale, 2003, 135 p.
- Munang, R., I. Thiaw, K. Alverson, J. Liu et Z. Han. « The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction », *Current opinion in Environmental Sustainability*, vol. 5, 2013, pp. 1-6.
- NAWPA (Comité intergouvernemental nord-américain pour la coopération sur la conservation des milieux sauvages et des aires protégées). *Les aires protégées : une solution naturelle aux changements climatiques*, North American Intergovernmental Committee on Cooperation for Wilderness and Protected Areas Conservation Network, 2012, <nawpacommittee.org/wp-content/uploads/2012/08/NAWPA-CCWG-Brochure.pdf>
- Nebel, S., A. Mills, J.D. McCracken et P.D. Taylor. « Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient », *Écologie et conservation des oiseaux*, vol. 5, n° 2, 2010, <www.ace-eco.org/vol5/iss2/art1/>

- Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord – Canada. *État des populations d'oiseaux du Canada*, 2012, Environnement Canada, Ottawa, Canada, 2012, 36 p.
- Obbard, M.E., M.R.L. Cattet, T. Moody, L.R. Walton, D. Potter, J. Inglis et C. Chenier. *Temporal trends in the body condition of Southern Hudson Bay polar bears*, Direction de la recherche appliquée et du développement, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario), 2006.
- Oliver, T.H., R.J. Smithers, S. Bailey, C.A. Walmsley et K. Watts. « A decision framework for considering climate change adaptation in biodiversity conservation planning », *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, 2012, pp. 1247-1255.
- O'Neill, G.A., M.R. Carlson, V. Berger et N.K. Ukrainetz. *Assisted migration adaptation trial: workplan*, B.C. Ministry of Forests and Range – Research Branch, 2008, <www.for.gov.bc.ca/HRE/for/en/interior/AMAT_workplan_22.pdf>.
- Opdam, P. et D. Wascher. « Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation », *Biological Conservation*, vol. 117, 2004, pp. 285-297.
- Ostfield, R.S. « Biodiversity loss and the rise of zoonotic pathogens », *Clinical Microbiology and Infection*, vol. 15, 2009, pp. 40-43.
- Parcs Canada. *Agir sur le terrain II – Travailler avec les Canadiens pour améliorer l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada*, Parcs Canada, 2008, <<http://www.pc.gc.ca/fra/docs/v-g/ie-ei/at-ag/agir2-action2.aspx>>.
- Parcs Canada. *Parc national du Canada Kouchibouguac : plan directeur*, Parcs Canada, Ottawa, Canada, 2010, 98 p.
- Parcs Canada. *Études de cas de restauration : restauration de l'écosystème des Prairies (parc national des Prairies)*, Parcs Canada, 2011a, <<http://www.pc.gc.ca/fra/progs/np-pn/re-er/ec-cs/ec-cs01.aspx>>.
- Parcs Canada. *Études de cas de restauration : restauration d'écosystèmes aquatiques (parc national de la Mauricie)*, Parcs Canada, 2011b, <<http://www.pc.gc.ca/fra/progs/np-pn/re-er/ec-cs/ec-cs02.aspx>>.
- Parcs Canada. *Lignes directrices de suivi de l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada*, Parcs Canada, Direction générale de l'établissement et conservation des aires protégées de Parcs Canada, Parcs Canada, 2011c.
- Agence Parcs Canada et Conseil canadien des parcs. *Principes et lignes directrices pour la restauration écologique dans les aires naturelles protégées du Canada*, Agence Parcs Canada et Conseil canadien des parcs, 2008, <http://www.pc.gc.ca/docs/pc/guide/resteco/index_fasp>.
- Payette, S., S. Boudreau, C. Morneau et N. Pitre. « Long term interactions between migratory caribou, wildfires and Nunavik hunters inferred from tree rings », *Ambio*, vol. 33, n° 8, 2004, pp. 482-486.
- Peacock, E., A.E. Derocher, G.W. Thiemann et I. Stirling. « Conservation and management of Canada's polar bears (*Ursus maritimus*) in a changing Arctic », *Revue canadienne de zoologie*, vol. 89, n° 5, 2011, pp. 371-385.
- Pearce-Higgins, J.W., D.W. Yalden et M.J. Whittingham. « Warmer springs advance the breeding phenology of golden plovers *Pluvialis apricaria* and their prey (Tipulidae) », *Oecologia*, vol. 143, 2005, pp. 470-476.
- Pearson, R.G. « Climate change and the migration capacity of species », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, no 3, 2006, pp. 111-113.
- Pedlar, J.H., D.W. McKenney, J. Beaulieu, S.J. Colombo, J.S. McLachlan et G.A. O'Neill. « The implementation of assisted migration in Canadian forests », *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 6, 2011, pp. 766-777.
- Pedlar, J.H., D.W. McKenney, I. Aubin, T. Beardmore, J. Beaulieu, L. Iverson, G.A. O'Neill, R.S. Winder et C. Ste-Marie. « Placing forestry in the assisted migration debate », *BioScience*, vol. 62, n° 9, 2012, pp. 835-842.
- Peel Watershed Planning Commission. *Recommended Peel watershed regional land use plan*, Peel watershed Planning Commission, Whitehorse (Territoire du Yukon), Canada, 2010.
- Pellatt, M.G., Z. Gedalof, M. McCoy, K. Bodtke, A. Cannon, S. Smith, B. Beckwith, R. Mathewes et D. Smith. *Fire history and ecology of Garry oak and associated ecosystems in British Columbia*, Agence Parcs Canada, Western and Northern Service Centre Publication, Vancouver, Canada, 2007.
- Pellatt, M.G., S.J. Goring, K.M. Bodtke et A.J. Cannon. « Using a down-scaled bioclimate envelope model to determine long-term temporal connectivity of Garry oak (*Quercus garryana*) habitat in western North America: implications for protected area planning », *Environmental Management*, vol. 49, 2012, pp. 802-815.
- Petersen, A.T., E. Martinez-Meyer, C. Gonzalez-Salazar et P.W. Hall. « Modeled climate change effects on distributions of Canadian butterfly species », *Revue canadienne de zoologie*, vol. 82, 2004, pp. 851-858.
- Ping, C.L., G.J. Michaelson, M.T. Jorgenson, J.M. Kimble, H. Epstein, V.E. Romanovsky et D.A. Walker. « High stocks of soil organic carbon in North American Arctic region », *Nature Geoscience*, vol. 1, 2008, pp. 615-619.
- Pitelka, L.F., R.H. Gardner, J. Ash, S. Berry, H. Gitay, I.R. Noble, A. Saunders, R.H.W. Bradshaw, L. Brubaker, J.S. Clark, M.B. Davis, S. Sugita, J.M. Dyer, R. Hengeveld, G. Hope, B. Huntley, G.A. King, S. Lavorel, R.N. Mack, G.P. Malanson, M. Mcglone, I.C. Prentice et M. Rejmanek. « Plant migration and climate change », *American Scientist*, vol. 85, n° 5, 1997, pp. 464-473.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement). « The role of ecosystem management in climate change adaptation and disaster risk reduction », *Copenhagen discussion series*, R. Munang, J. Liu et I. Thiaw (éd.), n° 2, 2009, 8 pp., <http://www.unep.org/climatechange/Portals/5/documents/UNEP-DiscussionSeries_2.pdf>.
- Poiani, K.A., R.L. Goldman, J. Hobson, J.M. Hoekstra et K.S. Nelson. « Redesigning biodiversity conservation projects for climate change: examples from the field », *Biodiversity Conservation*, vol. 20, 2011, pp. 185-201.
- Post, E., M.C. Forchhammer, M.S. Bret-Harte, T.V. Callaghan, T.R. Christensen, B. Elberling, A.D. Fox, O. Gilg, D.S. Hik, T.T. Hoye, R.A. Ims, E. Jeppesen, D.R. Klein, J. Madsen, A.D. McGuire, S. Rysgaard, D.E. Schindler, I. Stirling, M.P. Tamstorf, N.J.C. Tyler, R. van der Wal, J. Welker, P.A. Wookey, N.M. Schmidt et P. Aastrup. « Ecological dynamics across the Arctic associated with recent climate change », *Science*, vol. 325, 2009, pp. 1355-1358.
- Province of British Columbia. *Recent climate change projects*, Province of British Columbia, 2013, <www.env.gov.bc.ca/bcparks/conservation/climate_change/CCProjects.html>.
- Qian, H. et R.E. Ricklefs. « The role of exotic species in homogenizing the North American flora », *Ecology Letters*, vol. 9, 2006, pp. 1293-1298.
- Rahel, F.J. « Using current biogeographic limits to predict fish distributions following climate change », *American Fisheries Society Symposium*, vol. 32, 2002, pp. 99-110.
- Rehfeldt, G.E. et B.C. Jaquish. « Ecological impacts and management strategies for western larch in the face of climate change », *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 15, 2010, pp. 283-306.
- Reid, P.C., M. Edwards et D.G. Johns. « Trans-Arctic invasion in modern times », *Science*, vol. 322, 2008, p. 528.
- Riccardi, A. et D. Simberloff. « Assisted colonization is not a viable conservation strategy », *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 24, n° 5, 2008, pp. 248-253.
- Rodenhouse, N.L., S.N. Matthews, K.P. McFarland, J.D. Lambert, L.R. Iverson, A. Prasad, T.S. Sillett et R.T. Holmes. « Potential effects of climate change on birds of the Northeast », *Mitigation and Adaptation Strategies to Global Change*, vol. 13, 2008, pp. 517-540.
- Rodenhouse, N.L., L.M. Christenson, D. Parry et L.E. Green. « Climate change effects on native fauna of Northeastern forests », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 39, 2009, pp. 249-263.
- Rose, N.A. et P.J. Burton. « Using bioclimatic envelopes to identify temporal corridors in support of conservation planning in a changing climate », *Forest Ecology and Management*, vol. 258, 2009, pp. S64-S74.
- Rosenzweig, M.L. « The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? », *Evolutionary Ecology Research*, vol. 3, 1995, pp. 361-367.
- Rosing-Asvid, A. « The influence of climate variability on polar bear (*Ursus maritimus*) and ringed seal (*Pusa hispida*) population dynamics », *Revue canadienne de zoologie*, vol. 84, 2006, pp. 357-364.
- Rubidge, E.M., J.L. Patton, M. Lim, A.C. Burton, J.S. Brashares et C. Moritz. « Climate-induced range contraction drives genetic erosion in an alpine mammal », *Nature Climate Change*, vol. 2, n° 4, 2012, pp. 285-288.
- Saino, N., R. Ambrosini, D. Rubolini, J. von Hardenberg, A. Provenzale, K. Hüppop, O. Hüppop, A. Lehikoinen, E. Lehikoinen, K. Rainio, M. Romano et L. Sokolov. « Climate warming, ecological mismatch at arrival and population decline in migratory birds », *Proceedings of the Royal Society, Series B: Biological Sciences*, vol. 278, n° 1707, 2010, pp. 835-842.
- Sambaraju, K.R., A.L. Carroll, J. Zhu, K. Stahl, R.D. Moore et B.H. Aukema. « Climate change could alter the distribution of mountain pine beetle outbreaks in western Canada », *Ecography*, vol. 35, n° 3, 2012, pp. 211-223.

- Sauchyn, D. et S. Kulshreshtha. « Prairies », dans *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007*, D.S. Lemmen, F.J. Warren, J. Lacroix et E. Bush (éd.), Gouvernement du Canada, Ottawa, 2008, pp. 275-328.
- Sauer, J.R., J.E. Hines, J.E. Fallon, K.L. Pardieck, D.J. Ziolkowski Jr. et W.A. Link. *The North American breeding bird survey, results and analysis 1966-2010*, version 12.07.2011, USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel (MD), 2011.
- Saunders, E., R. Quinlan, P. Jones, B. Adams et K. Pearson. *At home on the range: living with Alberta's prairie species at risk*, Alberta Conservation Association et Alberta Sustainable Resource Development, Lethbridge (Alberta), 2006.
- SCDB (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique). *Connecting biodiversity and climate change mitigation and adaptation: report of the second ad hoc technical expert group on biodiversity and climate change*, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, CBD Technical Services No. 41, 2009, 126 p.
- Schindler, D.W. « The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium », *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, vol. 58, 2001, pp. 18-29.
- Schindler, D.W. et J. Bruce. « Freshwater resources », dans *Climate Change Adaptation: a Priorities Plan for Canada*, rapport du Climate Change Adaptation Project (Canada), B. Feltmate et J. Thistlethwaite (éd.), Intact Foundation et University of Waterloo, 2012, pp. 51-64.
- Schwartz, M.D., R. Ahas et A. Aasa. « Onset of spring starting earlier across the Northern Hemisphere », *Global Change Biology*, vol. 12, 2006, pp. 343-351.
- Schwartz, M.W., L.R. Iverson, A.M. Prasad, S.N. Matthews et R.J. O'Connor. « Predicting extinctions as a result of climate change », *Ecology*, vol. 87, n° 7, 2006, pp. 1611-1615.
- Sharma, S., S. Couturier et S.D. Côté. « Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou », *Global Change Biology*, vol. 15, n° 10, 2009, pp. 2549-2562.
- Sharp, M., D.O. Burgess, J.G. Gogley, M. Ecclestone, C. Labine et G.J. Wolken. « Extreme melt on Canada's arctic ice caps in the 21st century », *Geophysical Research Letters*, vol. 38, L11501, 2011.
- Shuter, B.J. et J.R. Post. « Climate, population viability, and the zoogeography of temperate fishes », *Transactions of the American Fisheries Society*, vol. 119, 1990, pp. 314-336.
- Smith, S.L., V.E. Romanovsky, A.G. Lewkowicz, C.R. Burn, M. Allard, G.D. Clow, K. Yoshikawa et J. Throop. « Thermal state of permafrost in North America: contribution to the International Polar Year », *Permafrost and Periglacial Processes*, vol. 21, 2010, pp. 117-135, <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ppp.690/abstract>>.
- Société des établissements de plein air du Québec. *Programme de suivi de l'intégrité écologique*, Réseau Parcs Québec, Québec (Québec), 2012, 117 p., <http://www.sepaq.com/pq/conserver/integrite-ecologique.dot?language_id=2>.
- St. Clair, J.B. et G.T. Howe. « Genetic maladaptation of coastal Douglas-fir seedlings to future climates », *Global Change Biology*, vol. 13, 2007, pp. 1441-1454.
- Stanford, J.A. « Landscapes and catchment basins », dans *Methods in Stream Ecology*, F.R. Hauer et G.A. Lambert (éd.), Academic Press Inc., New York (NY), 1996, 674 p.
- Staudinger, M.D., N.B. Grimm, A. Staudt, S.L. Carter, F.S. Chapin III, P. Kareiva, M. Ruckelshaus et B.A. Stein. *Impacts of climate change on biodiversity, ecosystems, and ecosystem services: technical input to the 2013 National Climate Assessment*, Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment, 2012, 296 p.
- Ste-Marie, C., E.A. Nelson, A. Dabros et E.A. Bonneau. « Assisted migration: introduction to a multifaceted concept », *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 6, 2011, pp. 724-730.
- Stirling, I., N.J. Lunn et J. Iacozza. « Long-term trends in the population ecology of polar bears in Western Hudson Bay in relation to climatic change », *Arctic*, vol. 52, 1999, pp. 294-306.
- Stirling, I. et Derocher, A.E. « Effects of climate warming on polar bears: a review of the evidence », *Global Change Biology*, vol. 18, n° 9, 2012, pp. 2694-3706.
- Stocks, B.J. et P.C. Ward. *Climate change, carbon sequestration, and forest fire protection in the Canadian boreal zone*, Climate Change Research Report CCR-20, Direction de la recherche appliquée et du développement, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario), 2011, 26 p.
- Stroeve, J., M. Serreze, M. Holland, J. Kay, J. Maslanik et A. Barrett. « The Arctic's rapidly shrinking sea ice cover: a research synthesis », *Climatic Change*, vol. 100, n° 3-4, 2011, pp. 1005-1027.
- Stuchbury, B. *Silence of the Songbirds*, HarperCollins, Toronto, Canada, 2007, 256 p.
- Sturm, M., J. Schimel, G. Michaelson et J.M. Welker. « Winter biological processes could help convert Arctic tundra to shrubland », *BioScience*, vol. 55, 2005a, pp. 17-26.
- Sturm, M., T. Douglas, C. Racine et G. Liston. « Changing snow and shrub conditions affect albedo with global implications », *Journal of Geophysical Research*, vol. 110, n° G1, 2005b.
- Templeman, N.D. *Ecosystem status and trends report for the Newfoundland and Labrador Shelf*, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Document de recherche 2010/026, Pêches et Océans Canada, Ottawa, 2010.
- Tews, J., M.A.D. Ferguson et L. Fahrig. « Potential net effects of climate change on high Arctic Peary caribou: lessons from a spatially explicit simulation model », *Ecological Modelling*, vol. 207, 2007, pp. 85-98.
- The Wildlands Network. 2009, <www.twp.org/wildways>.
- Therrien, J.F. *Réponses des prédateurs aviaires aux fluctuations d'abondance de proies dans la toundra*, thèse de doctorat, département de biologie, Université Laval, Québec, 2012.
- Thompson, I., B. Mackey, S. McNulty et A. Mosseler. *Forest resilience, biodiversity, and climate change, a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal, Technical Series, n° 43, 2009, 67 p., <www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-43-en.pdf>.
- Thompson, I.D., K. Okabe, J.M. Tylianakis, P. Kumar, E.G. Brockerhoff, N.A. Schellhorn, J.A. Parrotta et R. Nasi. « Forest biodiversity and the delivery of ecosystem goods and services: translating science into policy », *BioScience*, vol. 61, 2011, pp. 972-981.
- Thorpe, J. *Limited report: adaptation to climate change in management of prairie grasslands*, rédigé pour l'Initiative de collaboration pour l'adaptation régionale des Prairies (ICAR), Saskatchewan Research Council (SRC) Publication No. 12855-1E12, 2012, <www.parc.ca/rac/fileManagement/upload/12855-1E12%20Adaptation%20to%20ClimateChange%20in%20Grassland%20Management.pdf>.
- Thuiller, W., S. Lavorel et M.B. Araújo. « Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change », *Global Ecology and Biogeography*, vol. 14, 2005, pp. 347-357.
- Timmins, J. et J. Whittington. *Pika monitoring in Banff National Park: 2011 pilot study*, Parc national du Canada Banff, Agence Parcs Canada, Banff (Alberta), 2011.
- Travis, J.M.J. « Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail », *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 270, 2003, pp. 467-473.
- Vander Zanden, M.J., J.M. Casselman et J.B. Rasmussen. « Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes », *Nature*, vol. 401, 1999, pp. 464-467.
- Varrin, R., J. Bowman et P.A. Gray. *The known and potential effects of climate change on biodiversity in Ontario's terrestrial ecosystems: case studies and recommendations for adaptation*, Climate Change Research Report CCR-09, Direction de la recherche appliquée et du développement, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario), 2007, 48 p., <www.mnr.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/mnr/@climatechange/documents/document/196749.pdf>.
- Vasseur, L. « Championing climate change adaptation at the community level by using an ecosystem approach », dans *Building Resilience to Climate Change: Ecosystem-based adaptation and lessons from the field*, A. Andrade Pérez, B. Herrera Fernandez et R. Cazzolla Gatti (éd.), Gland, Suisse : UICN, 2010, 164 p.
- Vasseur, L. et N. Catto. « Canada atlantique », dans *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007*, D.S. Lemmen, F.J. Warren, J. Lacroix et E. Bush (éd.), Gouvernement du Canada, Ottawa, 2008, pp. 119-170.
- Venter, O., N.N. Brodeur, L. Nemiroff, B. Belland, I.J. Dolinsek et J.W.A. Grant. « Threats to endangered species in Canada », *Bioscience*, vol. 56, 2006, pp. 903-910.
- Vermeij, G. et P.D. Roopnarine. « The coming Arctic invasion », *Science*, vol. 321, 2008, pp. 780-781.
- Volney, W.J. et R.A. Fleming. « Climate change and impacts of boreal forest insects », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 82, 2000, pp. 283-294.
- Waite, T.A. et D. Strickland. « Climate change and the demographic demise of a hoarding bird living on the edge », *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 273, 2006, pp. 2809-2813.
- Waithaka, J. « Parks Canada science: providing knowledge for better service to Canadians », *The George Wright Forum*, vol. 27, n° 2, 2010, pp. 213-221.

- Walker, I. et R. Sydneysmith. « Colombie-Britannique », dans *Vivre avec les changements climatiques au Canada : édition 2007*, D.L. Lemmen, F.J. Warren, J. Lacroix et E. Bush (éd.), Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario), 2008, pp. 329-386.
- Walpole, A.A. et J. Bowman. *Wildlife vulnerability to climate change: an assessment for the Lake Simcoe watershed*, Climate Change Research Report CCRR-22, Direction de la recherche appliquée et du développement, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Sault Ste. Marie (Ontario), 2011, 15 p.
- Walpole, A.A., J. Bowman, D.C. Tozer et D.S. Badzinski. « Community-level response to climate change: shifts in Anuran calling phenology », *Herpetological Conservation and Biology*, vol. 7, n° 2, 2012, pp. 249-257.
- Walther, G.R. « Community and ecosystem responses to recent climate change », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 365, 2010, pp. 2019-2024.
- White, T.C.R. « The role of food, weather and climate in limiting the abundance of animals », *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, vol. 83, n° 3, 2008, pp. 227-248.
- Whitney, F., H. Freeland et M. Robert. « Persistently declining oxygen levels in the interior waters of the eastern subarctic Pacific », *Progress in Oceanography*, vol. 75, 2007, pp. 179-199.
- Wilson, S. *Canada's wealth of natural capital: Rouge National Park*, rapport présenté à la Fondation David Suzuki, 2012, 60 p., <www.davidsuzuki.org/publications/downloads/2012/report_Rouge_Natural_Capital_web.pdf>.
- Winder, R., E.A. Nelson et T. Beardmore. « Ecological implications for assisted migration in Canadian forests », *The Forestry Chronicle*, vol. 87, 2011, pp. 731-744.
- Yamamoto-Kawai, M., F.A. McLaughlin, E.C. Carmack, S. Nishino et K. Shimada. « Aragonite undersaturation in the Arctic Ocean: effects of ocean acidification and sea ice melt », *Science*, vol. 326, 2009, pp. 1098-1100.