

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

LA CONSERVATION DANS LE CONTEXTE DES CHANGEMENTS
CLIMATIQUES AU QUÉBEC : ANALYSE DE VULNÉRABILITÉ ET
STRATÉGIES D'ADAPTATION

THÈSE

PRÉSENTÉE

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DU DOCTORAT EN BIOLOGIE

PAR

YANICK GENDREAU

DÉCEMBRE 2015

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Un projet de doctorat est une grande entreprise qui demande du temps, de la patience et de la persévérance, pas seulement pour le doctorant, mais également pour les personnes qui l'appuient dans cette entreprise. Pour ces raisons, je tiens à remercier les gens qui m'ont aidé et qui ont été présents tout le long de mon parcours, afin que ce projet soit une réussite.

Je voudrais tout d'abord remercier mon directeur, Dominique Berteaux, sans qui ce projet n'aurait pu avoir lieu. Dominique, tu as su orchestrer et diriger d'une main de maître ce projet sur les effets des changements climatiques sur la biodiversité au Québec. Je te remercie énormément de m'avoir donné l'opportunité de participer à cette aventure audacieuse et très enrichissante. Je te remercie également pour ta grande patience tout le long de ce doctorat. La patience d'avoir attendu 6 ans avant que je termine et la patience d'avoir relu plusieurs fois les manuscrits. Je suis très heureux et privilégié d'avoir fait ce doctorat sous ta supervision.

Je tiens également à remercier mon codirecteur, Patrick Nantel, pour ses bons conseils tout au long de mon parcours. Dans le cas de Patrick, je dois également souligner son courage, car il a dû faire face à une alerte à la bombe (qui s'est heureusement avérée fausse) au moment même où je présentais mon projet de doctorat !

Je remercie tout spécialement Nicolas Casajus, sans qui ce projet de doctorat n'aurait jamais pu se concrétiser (du moins sous cette forme!). Nicolas, tu as été un collègue extraordinaire, à la fois pour tes connaissances hallucinantes en programmation (qui transcendent maintenant l'univers...ité) qui m'ont facilité la vie

à de nombreuses reprises et également pour ta capacité à intégrer tes connaissances en écologie au monde de la modélisation. Mais, c'est surtout pour les nombreuses discussions qu'on a eues et pour ton support durant les hauts et les bas que je vais me souvenir de toi. Merci!

À la gang du labo « Berteaux-Bêty » : merci pour vos desserts lors de ces réunions de labo du vendredi midi. Ces réunions étaient toujours un bon moment et une belle façon de terminer la semaine. Aussi, je voudrais remercier les collègues de bureau que j'ai eus au cours des années (Patrick Morin, Arnaud Tarroux, Bernard-Antonin Dupont-Cyr, Hedvig Nenzén et Kevin Kazell) pour les nombreuses discussions passionnantes et toujours pertinentes, évidemment... Je remercie également Ludo, mon partenaire de lunch, et mon bon chum Sam, mon partenaire de bière du vendredi, pour votre sens de l'humour qui a été un ingrédient important à la réalisation de ce doctorat.

Merci à ma famille et à ma belle-famille de m'avoir supporté de tellement de façons durant tout ce projet. Vous êtes tous extraordinaires et je ne vous remercierai jamais assez.

À mes trois enfants, Philippe, Flore et Salomé, merci d'être d'aussi bons enfants et de m'avoir laissé dormir.... Bien qu'un doctorat soit exigeant, j'ai essayé, autant que possible, de ne jamais faire passer ce dernier avant vous. Vous avez toujours connu votre père comme étudiant au doctorat, mais maintenant papa ne sera plus étudiant. Une nouvelle étape de notre vie de famille commence et j'ai hâte de vivre cette nouvelle aventure avec vous! Vous êtes vraiment super et je vous dédie ce doctorat.

À ma conjointe, Marie Claire, merci pour tes nombreuses relectures et ton aide précieuse à la réalisation de ce doctorat. Sans aucun doute, une partie de ce dernier te revient. Plus personnellement, on peut dire qu'on en a vécu des émotions

durant ces six dernières années. Trois enfants, dont deux pendant le doctorat, l'achat d'une maison et les travaux qui ont suivi. On ne peut pas dire qu'on a chômé! Pour toutes ces raisons et pour ton soutien inconditionnel dans un projet qui n'a pas toujours été facile pour moi (et aussi pour toi), je ne te remercierai jamais assez. Je ne te remercierai jamais assez d'avoir toujours cru en moi alors que moi, à certains moments, je ne croyais plus en moi. Je ne te remercierai jamais assez d'avoir assuré la cohésion de notre famille dans les moments difficiles. Je ne te remercierai jamais assez de m'avoir donné ces trois beaux enfants. En fait, la seule chose que je peux te dire pour te remercier, c'est tout simplement *je t'aime!*

Enfin, plusieurs organismes ont contribué financièrement au succès de ce projet. Leurs contributions respectives sont mentionnées à la fin de chacun des chapitres.

AVANT-PROPOS

Cette thèse est à la fois rédigée sous forme de manuscrits en français (chapitres I, II et V) et en anglais (chapitres III et IV), acceptés ou préparés en vue d'une soumission à une revue scientifique avec comité de lecture. Pour cette raison, une partie de l'information peut sembler redondante. Les annexes propres à chacun des chapitres sont présentées à la fin du document (avant la bibliographie) et dans la même langue que le chapitre auquel elles correspondent.

Cette thèse, réalisée sous la direction du Professeur Dominique Berteaux (UQAR) et la codirection de Patrick Nantel (Parcs Canada), est le résultat de 6 années de travail. Bien que plusieurs coauteurs aient participé à l'élaboration des manuscrits, l'auteur de la thèse en est le contributeur principal. Le détail des contributions individuelles est présenté sur la page titre de chacun des chapitres.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-----|
| LISTE DES FIGURES..... | xi |
| LISTE DES TABLEAUX..... | xiv |
| RÉSUMÉ | xv |
| CHAPITRE I | |
| INTRODUCTION GÉNÉRALE | 1 |
| 1.1 Contexte..... | 1 |
| 1.2 Sujet de recherche..... | 2 |
| 1.2.1 Les changements climatiques | 2 |
| 1.2.2 La biodiversité | 4 |
| 1.2.3 Rôles de la biodiversité..... | 6 |
| 1.2.4 La biodiversité et les changements climatiques..... | 7 |
| 1.3 État de la question..... | 13 |
| 1.3.1 L'adaptation aux changements climatiques en conservation | 13 |
| 1.4 Mise en contexte et objectifs du projet..... | 14 |
| 1.5 Objectifs général et spécifiques..... | 17 |
| 1.6 Méthodologie..... | 19 |
| 1.6.1 Aire d'étude | 19 |
| 1.6.2 Analyses..... | 21 |
| 1.6.3 Les données utilisées pour les analyses | 25 |
| 1.7 Plan de la thèse | 29 |
| CHAPITRE II | |
| COGESTION ADAPTATIVE DES PARCS DU NUNAVIK DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES..... | 31 |
| 2.1 Introduction..... | 33 |
| 2.2 Méthodologie..... | 35 |
| 2.2.1 Origine de la démarche..... | 35 |

| | |
|---|----|
| 2.2.2 Définition des termes : de la gestion à la cogestion adaptative..... | 36 |
| 2.3 Présentation du modèle | 42 |
| 2.4 Discussion | 52 |
| 2.4.1 Principaux défis liés au modèle de cogestion adaptative proposé | 52 |
| 2.4.2 Conclusion | 55 |
| CHAPITRE III | |
| VULNERABILITY OF QUEBEC BIODIVERSITY TO CLIMATE CHANGE: A CASE STUDY USING THE NATURESERVE'S <i>CLIMATE CHANGE</i> <i>VULNERABILITY INDEX</i> | |
| 3.1 Introduction..... | 60 |
| 3.2 Methods..... | 63 |
| 3.2.1 Study area and data | 63 |
| 3.2.2 Description of the Climate Change Vulnerability Index..... | 65 |
| 3.2.3 Species distribution models..... | 67 |
| 3.2.4 Analyses | 70 |
| 3.3 Results..... | 71 |
| 3.3.1 Species vulnerability to climate change..... | 71 |
| 3.3.2 Role of factors intrinsic to the CCVI in determining species vulnerability | 72 |
| 3.3.3 Role of factors extrinsic to the CCVI in determining species vulnerability | 75 |
| 3.3.4 Effect of including SDM responses to climate change in the CCVI..... | 75 |
| 3.5 Discussion | 76 |
| 3.5.1 Species vulnerability to climate change..... | 76 |
| 3.5.2 Factors explaining CCVI vulnerability scores | 77 |
| 3.5.3 Using SDMs with trait-based analysis | 78 |
| 3.5.4 CCVI review | 79 |
| 3.5.6 Conclusion | 80 |
| CHAPITRE IV | |
| IS CLIMATE CHANGE AN OPPORTUNITY FOR RANGE EXPANSION OF PLANTS-AT-RISK AT THE LEADING EDGE OF THEIR DISTRIBUTION?..... | |
| 4.1 Introduction..... | 86 |
| 4.2 Methods..... | 89 |

| | |
|--|-----|
| 4.2.1 Study areas | 89 |
| 4.2.2 Data | 91 |
| 4.2.3 Analyses..... | 92 |
| 4.3 Results | 95 |
| 4.3.1 Effect of calcareous affinity on potential distribution change..... | 95 |
| 4.3.2 Effect of dispersal on potential distribution change | 96 |
| 4.3.3 Effect of distribution type on potential distribution change | 99 |
| 4.4 Discussion..... | 101 |
| 4.4.1 Effect of calcareous affinity on potential distribution changes | 102 |
| 4.4.2 Effect of dispersal on potential distribution change | 103 |
| 4.4.3 Effect of distribution type on potential distribution change | 104 |
| 4.4.4 Conclusion..... | 105 |
| CHAPITRE V | |
| CONCLUSION GÉNÉRALE..... | 107 |
| 5.1 Contexte..... | 107 |
| 5.2 Originalité et portée de l'étude | 108 |
| 5.3 Rappel des objectifs et principaux résultats..... | 109 |
| 5.3.1 Cogestion adaptative des parcs du Nunavik dans un contexte de changements climatiques..... | 109 |
| 5.3.2 La vulnérabilité des espèces du Québec aux changements climatiques | 110 |
| 5.3.3 Est-ce que les changements climatiques représentent une opportunité pour les plantes à statut précaire du Québec?..... | 111 |
| 5.4 Extrapolation des résultats et limitations de l'étude | 113 |
| 5.4.1 Recommandations pour la gestion de la biodiversité du Québec..... | 113 |
| 5.5 Limitations..... | 116 |
| 5.6 Perspectives | 117 |
| 5.6.1 La gestion de l'incertitude liée aux effets des changements climatiques sur la biodiversité | 117 |
| 5.6.2 Conclusion | 120 |
| ANNEXES | 123 |

| | |
|--|-----|
| Appendix 3.1 Climate change vulnerability index classes and confidence for the 250 species analysed. | 125 |
| Appendix 3.2 Climate data used to calculate exposure values entered in the CCVI and to build the SDMs allowing projection of potential future distribution of species 135 | |
| Appendix 4.1 List of 136 studied plants-at-risk and their potential expansion or contraction in 2071-2100 relative to 1961-1990 in Quebec. “North” and “South” distribution limits indicate whether the northern or southern distribution limit of species occurs in Quebec. | 141 |
| RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES | 147 |

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1** Variation de la température moyenne en Celsius à l'échelle planétaire. a) Variations de la température moyenne de 1900 à 2100 (projections en couleurs) à partir de deux scénarios de forçage radiatif (Representative concentration pathway - RCP). b) Représentation à la surface de la Terre des changements projetés de la température moyenne pour la période 2081-2100 en comparaison avec la période 1986-2005, et ce, pour le scénario de forçage radiatif le plus faible (à gauche) et le plus élevé (à droite). Figures tirées du rapport du GIEC (GIEC, 2014). 3
- Figure 1.2** Gradient de la richesse spécifique des oiseaux (A) et des mammifères (B) au Québec. Figure tirée de Berteaux *et al.* (2014). 6
- Figure 1.3** Sommaire des principales composantes des changements climatiques et de leurs effets potentiels sur différents niveaux de la biodiversité. Tiré de Bellard *et al.* (2012). 8
- Figure 1.4** Représentation graphique sur trois axes des réponses possibles aux changements climatiques : changements de répartition (space), phénologiques (time), et physiologiques (self) découlant des mécanismes d'adaptation et d'acclimatation des espèces. Tiré de Bellard *et al.* (2012) 10
- Figure 1.5** Rôle de la personne (translator) faisant le transfert de connaissances entre les chercheurs et les gestionnaires en conservation. SDM= Species distribution models. Tiré de Guisan *et al.* (2013). 16
- Figure 1.6** Représentation cartographique des zones d'étude du doctorat. Le Nunavik (en vert) est l'aire d'étude utilisée au chapitre II sur la cogestion adaptative des aires protégées dans le contexte des changements climatiques. L'aire d'étude dont les limites sont en noir correspond à la zone d'intérêt pour l'interprétation des résultats des chapitres III et IV. L'aire d'étude CC-Bio (limites en rouge) correspond à la zone retenue pour modéliser les niches bioclimatiques des espèces. 20
- Figure 1.7.** Diagramme illustrant le fonctionnement de l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC) de NatureServe. Les boîtes grises représentent les différentes sections de l'IVCC, avec les facteurs qui les composent. Les boîtes blanches sont les étapes de calcul nécessaires à l'établissement de la classe de vulnérabilité de l'espèce analysée. Pour plus de détails sur l'IVCC, consulter Young *et al.* (2011). 23

- Figure 2.1** Présentation des différents modes de gestion des ressources naturelles (incluant les parcs) et de leur évolution dans le temps. Les différentes formes illustrent les changements dans les mesures de gestion et dans les mécanismes de cogestion au fil du temps (adaptatif). Les différentes teintes de gris et leurs proportions respectives illustrent les différents acteurs impliqués dans la cogestion (par exemple, locaux : gris foncé ; gouvernementaux : gris pâle) (source : compilation des auteurs).....37
- Figure 2.2** Un exemple de consultation publique. Celle-ci était liée à la création du Parc national Kuururjuaq (photo : Josée Brunelle, gracieuseté de l'Administration régionale Kativik (ARK)).....39
- Figure 2.3** Schéma du modèle de cogestion adaptative proposé pour les parcs du Nunavik. Pour chaque étape, nous présentons une description de l'objectif et l'implication possible des Inuits (source : compilation des auteurs).....44
- Figure 2.4** Point de vue sur le futur parc national de la Kuururjuaq (photo : Stéphane Cossette, gracieuseté de l'Administration régionale Kativik (ARK)).....55
- Figure 3.1.** Study area in southern Quebec and number of species assessed (birds, amphibians and trees) with the NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI) per 20 km x 20 km pixel.....63
- Figure 3.2** Structure diagram of the NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI). Light grey boxes show sections and factors of the CCVI. Factors including spatial components (see text) are in bold characters.66
- Figure 3.3.** NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI) for 250 species in southern Quebec, Canada. a) Number of species per vulnerability class for 184 species of birds, 18 species of amphibians and 40 species of trees assessed in southern Quebec without SDMs. b) Number of species per vulnerability class for 159 species of birds and 17 species of amphibians based on the model without SDMs, with SDMs (no dispersal allowed) and with SDMs (unlimited dispersal allowed). See Table 1 for a description of vulnerability classes.73
- Figure 3.4** Results of classification trees selecting factors influencing the outputs of the NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI) for 250 species in southern Quebec, Canada. a) Intrinsic factors included in the calculations of the CCVI for which the effect on vulnerability is either: Greatly increase, Increase, Neutral, Decrease or Unknown, b) Type of distribution of each species in the assessment area is the only extrinsic factor (not included in the calculations of the CCVI) kept by the classification tree analysis. The number of species in each of four vulnerability classes (Highly vulnerable, Moderately vulnerable, Not vulnerable/Presumed stable, Not vulnerable/increase likely) is shown in parentheses.74

Figure 4.1. Simplified representation of concepts used in this paper. The light grey disk is a fictive species distribution for the reference period and the dark grey disk is the potential future distribution as assessed from species distribution models. In this example, the species is considered northern peripheral because its northern distribution limit is located in our study area during the reference period. 88

Figure 4.2. Study area in southern Quebec (black contour) and larger area used for species distribution modeling (red + black contours). The geological bedrocks in southern Quebec are shown in yellow (sedimentary) and brown (not sedimentary).. 90

Figure 4.3 Number of plants-at-risk listed in Quebec (n=136) per 20 km x 20 km cell, as modelled for 1961-1990 (a) and 2071-2100 assuming climate change and unlimited dispersal (b) or climate change and dispersal limited to sedimentary bedrocks for species (n=30) with calcareous affinity (c). The difference between (b) and (c) appears in (d)..... 97

Figure 4.4 Boxplot of the potential relative range expansion (positive values) or contraction (negative values) of plants-at-risk in Quebec, in relation with their type of distribution in our study area (North: northern peripheral and South: southern peripheral). Separate analyses were done with species distribution models (SDMs) assuming unlimited dispersal (left panel) and no dispersal (right panel). Outliers have been omitted for the graphs..... 101

Figure 5.1 Indice de connectivité du réseau d'aires protégées au Québec en 2009. Tiré de Brassard *et al.* (2010)..... 114

Figure 5.2 Schéma du modèle de cogestion adaptative proposé pour la gestion de la biodiversité dans le contexte des changements climatiques. 119

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| Tableau 1.1 Liste des stratégies d'adaptation aux changements climatiques dans le domaine de la conservation de la biodiversité. Tiré de Berteaux <i>et al.</i> (2014) qui avait adapté de Mawdsley <i>et al.</i> (2009)..... | 15 |
| Tableau 1.2 Classes de vulnérabilité attribuées par l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques..... | 24 |
| Tableau 1.3 Bases de données d'occurrence d'espèces utilisées dans le cadre de ce doctorat. | 27 |
| Table 3.1 Definitions of vulnerability classes used in the NatureServe Climate Change Vulnerability Index (CCVI) (Young <i>et al.</i> , 2011)..... | 69 |
| Table 4.1. Model selection results regarding the effects of distribution limit (northern or southern peripheral in our study area) and geological affinity (calciphile or not) on potential distribution change of species of plants-at-risk in Quebec. Separate analyses were done with species distribution models (SDMs) assuming unlimited dispersal and no dispersal..... | 99 |

RÉSUMÉ

Les changements climatiques et la perte de biodiversité sont parmi les problématiques environnementales les plus importantes que l'on connaît actuellement. Ces problématiques sont telles que deux organismes ont été mis sur pied par les Nations Unies pour documenter leurs causes et leurs multiples impacts : le *Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat* (GIEC) et la *Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques* (IPBES). Dans son dernier rapport, le GIEC estime que les changements climatiques auront des impacts importants sur nos infrastructures, notre mode de vie ainsi que sur la biodiversité. Aussi, les effets de synergie qu'ont les changements climatiques avec les différents stress qui agissent sur la biodiversité (perte d'habitats, pollution, surexploitation, espèces invasives) augmentent le risque d'extinction de plusieurs espèces selon le GIEC. Cette perte de biodiversité pourrait avoir des conséquences importantes, car la biodiversité est étroitement liée aux biens et services environnementaux que nous procurent les écosystèmes. Ainsi, la perte de biodiversité menacerait l'intégrité et la productivité des écosystèmes tels qu'on les connaît aujourd'hui.

Dans ce contexte, la conservation de la biodiversité devient une entreprise difficile, mais nécessaire, que les gestionnaires doivent mettre en oeuvre. Ce projet de doctorat avait comme objectif général d'appuyer les gestionnaires en conservation de la biodiversité au Québec en développant de nouvelles connaissances et de nouveaux outils de gestion. Ces connaissances et ces outils serviront à mettre en place des stratégies d'adaptation de la biodiversité face aux changements climatiques.

Les objectifs spécifiques de ce projet de doctorat étaient :

- 1) Développer un modèle de cogestion adaptative des aires protégées du Nunavik dans le contexte des changements climatiques.
- 2) Évaluer la vulnérabilité de plusieurs espèces présentes au Québec aux changements climatiques pour l'horizon 2050.
- 3) Évaluer l'impact des changements climatiques sur la répartition potentielle des plantes à statut précaire du Québec pour l'horizon 2080.

Le chapitre II répond au premier objectif en présentant un modèle de cogestion adaptative des parcs du Nunavik. Cette approche se veut flexible et intégrative, car elle permet de tenir compte de l'évolution des connaissances au sujet de l'effet des

changements climatiques sur la biodiversité tout en incluant à la fois les connaissances scientifiques et celles issues du savoir traditionnel (dans ce cas-ci, celui des Inuits du Nunavik). Le chapitre III présente une évaluation de la vulnérabilité de 250 espèces (oiseaux, amphibiens et plantes) aux changements climatiques en utilisant une méthode basée sur les traits biologiques des espèces qui se nomme l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques. Dans ce chapitre, nous avons trouvé que la vulnérabilité variait en fonction des groupes taxonomiques. En effet, les oiseaux sont moins vulnérables que les amphibiens et les arbres. Les espèces considérées comme vulnérables sont celles dites spécialistes en termes d'utilisation de l'habitat, celles faisant face à des barrières anthropiques importantes limitant leurs déplacements et finalement celles dont la capacité intrinsèque de déplacement est limitée. Pour le chapitre IV, nous avons utilisé les résultats de modèles de niches bioclimatiques pour évaluer le changement de répartition potentielle de 136 espèces de plantes à statut précaire listée au Québec pour l'horizon 2080. Les plantes à statut précaire, dont la répartition est souvent limitée par les conditions climatiques nordiques, pourraient voir une expansion de leur aire de répartition au Québec avec le réchauffement du climat. Selon nos résultats, le réchauffement du climat pourrait être une opportunité d'expansion de la répartition pour plusieurs de ces plantes au Québec. Toutefois, les plantes confinées à des habitats spécifiques, comme les sols calcaires, seraient moins susceptibles de profiter de cette opportunité. De plus, il apparaît que la vitesse de déplacement des niches bioclimatiques des plantes visées est beaucoup plus rapide que leur capacité de déplacement réelle, ce qui rend une potentielle expansion difficile.

Toutes ces connaissances devraient permettre aux gestionnaires de mieux comprendre les impacts des changements climatiques sur la biodiversité au Québec. De plus, ce projet devrait initier une réflexion sur les stratégies d'adaptation qui devraient être mises en place pour protéger la biodiversité du Québec dans le contexte des changements climatiques.

Mots-clefs :

Biodiversité, changements climatiques, Québec, conservation, stratégies d'adaptation, vulnérabilité.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Contexte

Nous vivons actuellement la sixième grande extinction du vivant sur Terre (Brook *et al.*, 2008). Les facteurs traditionnellement reconnus comme responsables de cette érosion de la biodiversité sont la perte d'habitats, la surexploitation des espèces, les échanges biotiques (espèces envahissantes), la pollution et les co-extinctions (disparition de plusieurs espèces, souvent microscopiques, suite à la disparition d'une espèce hôte) (Brook *et al.*, 2008; Brooks *et al.*, 2002; Dunn *et al.*, 2009; Lovejoy et Hannah, 2005). Cependant, la pression exercée par les changements climatiques vient s'ajouter à ces facteurs pour créer un effet de synergie ayant pour conséquence l'augmentation du risque d'extinction de certaines espèces à moyen et à long terme (Hannah *et al.*, 2005; Lovejoy et Hannah, 2005; Root *et al.*, 2003). À ce titre, les changements climatiques sont considérés comme le deuxième facteur le plus menaçant pour la biodiversité après la perte d'habitats (Malcolm *et al.*, 2006; Sala *et al.*, 2000), et pourraient se retrouver en tête de liste au cours des prochaines décennies (Hautier *et al.*, 2015; Leadley *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2010).

Dans les lignes qui suivent, nous présenterons l'ampleur des changements climatiques à l'échelle de la planète et à celle du Québec pour ensuite expliquer comment ces changements climatiques peuvent avoir des impacts sur la biodiversité (section *Sujet de recherche*). Dans la section suivante (*État de la question*), nous

verrons que les impacts des changements climatiques sur la biodiversité représentent un défi important pour les gestionnaires en conservation. Par la suite, nous énoncerons les objectifs de la thèse qui découlent de cette problématique ainsi que la méthodologie utilisée et la démarche adoptée pour l'atteinte de ces objectifs.

1.2 Sujet de recherche

1.2.1 Les changements climatiques

Depuis le milieu du 19^e siècle, la révolution industrielle et la demande énergétique d'une population mondiale en croissance ont contribué à l'augmentation de la concentration des principaux gaz à effet de serre (GES) sur la planète [dioxyde de carbone (CO₂), méthane (CH₄) et oxyde nitreux (N₂O)] (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013). D'ailleurs, dans leur dernier rapport, les scientifiques du GIEC affirment avec un degré de certitude de 95 % que les activités d'origine anthropique sont responsables des changements climatiques¹ observés depuis les années 50 (IPCC, 2013).

Entre 1880 et 2012, la température moyenne planétaire a augmenté de 0,85 °C et elle pourrait encore augmenter de 0,3 °C à 4,8 °C d'ici 2100 (Fig. 1.1, IPCC, 2013). En plus du réchauffement de l'air, d'autres modifications climatiques sont à prévoir,

¹ Selon le GIEC, les changements climatiques sont une variation statistiquement significative de l'état moyen du climat ou de sa variabilité persistant pendant de longues périodes (généralement, pendant des décennies ou plus). Les changements climatiques peuvent être dus à des processus internes naturels, à des forçages externes ou à des changements anthropiques persistants de la composition de l'atmosphère ou de l'affectation des terres (IPCC 2013).

comme une augmentation possible du niveau des océans qui pourrait varier entre 0,17 et 0,82 mètre (IPCC, 2013). Une augmentation (en fréquence et en intensité) des phénomènes météorologiques dits extrêmes (ouragans, pluies diluviennes, sécheresses, etc.) est aussi prévue (IPCC, 2013).

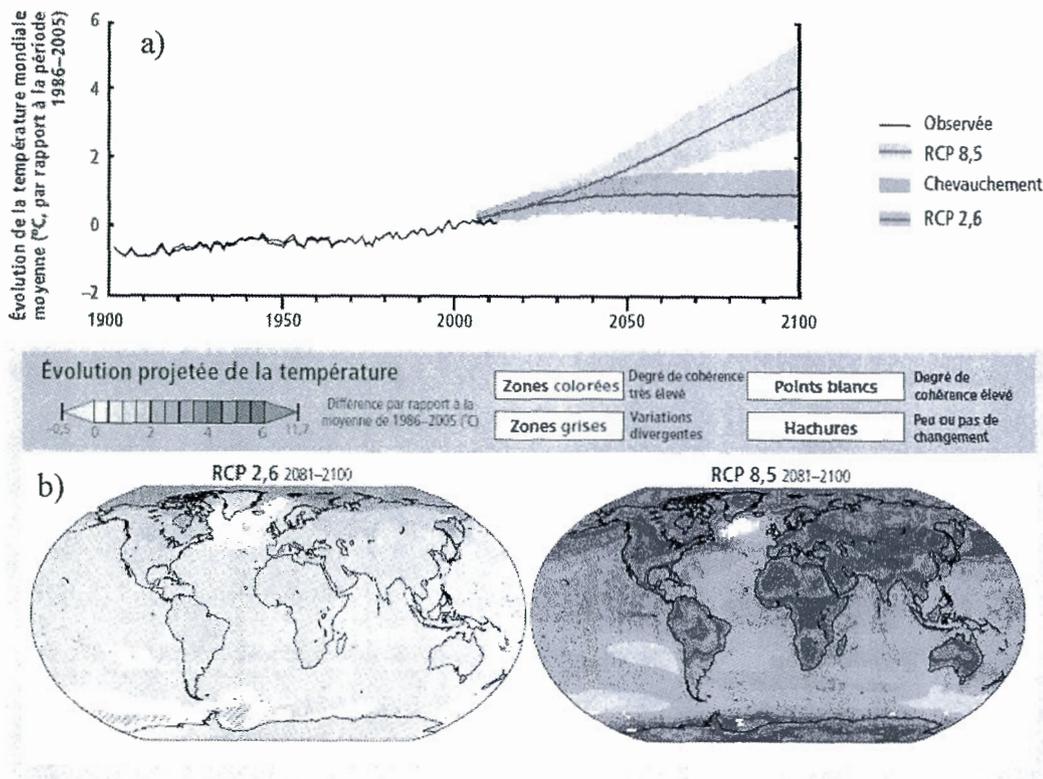


Figure 1.1 Variation de la température moyenne en Celsius à l'échelle planétaire. a) Variations de la température moyenne de 1900 à 2100 (projections en couleurs) à partir de deux scénarios de forçage radiatif (Representative concentration pathway - RCP²). b) Représentation à la surface de la Terre des changements projetés de la température moyenne pour la période 2081-2100 en comparaison avec la période 1986-2005, et ce, pour le scénario de forçage radiatif le plus faible (à gauche) et le plus élevé (à droite). Figures tirées du rapport du GIEC (GIEC, 2014).

² **Representative concentration pathway (RCP)** : Les RCP sont des scénarios de forçage radiatif utilisés dans les modèles climatiques pour le cinquième rapport du GIEC (IPCC 2013). Ils remplacent les scénarios d'émission de gaz à effet de serre (SRES) du précédent rapport (IPCC 2007).

Les changements climatiques se font également sentir au Québec avec une augmentation de 1,25°C de la température moyenne entre 1961 et 2005 (Berteaux *et al.*, 2014). Durant cette période, la hausse de température fut plus importante à l'été et au printemps (1,45°C et 1,32°C, respectivement) comparativement à l'hiver et à l'automne (1,1°C et 0,84°C, respectivement) (Berteaux *et al.*, 2014).

Le Québec pourrait voir sa température moyenne annuelle augmenter de 1,1°C à 5,4°C pour la période 2041-2070 et de 1,9°C à 8,2°C pour la période 2071-2100 comparativement à celle de 1961-1990 (Berteaux *et al.*, 2014). Le réchauffement devrait être plus marqué en été qu'en hiver de même qu'il devrait être plus important au nord qu'au sud de la province (Berteaux *et al.*, 2014). De plus, on prévoit une augmentation des précipitations, surtout durant l'hiver. Cependant, l'augmentation des températures pourrait entraîner une diminution des accumulations sous forme de neige dans le sud du Québec (Berteaux *et al.*, 2014). Les indicateurs biométéorologiques comme la date du premier gel au sol et le nombre de jours sans gel sont également appelés à réagir aux changements climatiques. Par exemple, au nord-est des États-Unis (juste au sud du Québec), la date du premier gel au sol pourrait être retardée de 6 à 20 jours à l'automne et celle du dernier gel au sol pourrait être devancée de 16 à 23 jours au printemps (comparaison entre les périodes 1961-1990 et 2082-2099) (Hayhoe *et al.*, 2007). Ainsi, selon le scénario d'émission de CO₂ considéré, la saison de croissance des végétaux pourrait se prolonger de 22 à 43 jours durant cette période (Hayhoe *et al.*, 2007).

1.2.2 La biodiversité

La biodiversité à l'échelle planétaire comprendrait entre 2 et 50 millions d'espèces non-microbiennes (Scheffers *et al.*, 2012). De plus, 10 à 50 % de ces espèces seraient

présentement menacées d'extinction (Millennium ecosystem assessment (MEA), 2005). Le taux d'extinction observé au cours des 100 dernières années est 1 000 fois plus élevé que celui observé dans les études paléocéologiques (avant l'apparition de l'Homme) (MEA, 2005; Pimm *et al.*, 1995).

Il y aurait environ 60 000 espèces (non-microbiennes) au Québec, ce qui représenterait de 0,12 à 3 % de toute la biodiversité planétaire. De ce total, 45 000 (75%) sont des invertébrés, 2 709 (4,5 %) des plantes vasculaires et 2 500 (4,1 %) des champignons (Berteaux *et al.*, 2014). Les groupes taxonomiques les plus connus comme les oiseaux (319 espèces; 0,5 %) et les mammifères (94 espèces; 0,2 %) représentent un faible pourcentage de la biodiversité du Québec (Berteaux *et al.*, 2014). De plus, la biodiversité est distribuée selon un gradient nord-sud, avec plus d'espèces au sud que vers le nord (Fig. 1.2).

Sur les 60 000 espèces présentes dans la province, 545 sont à statut précaire, c'est-à-dire qu'elles sont désignées menacées, vulnérables ou susceptible de l'être (Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), 2014). Les plantes représentent 71,9 % des espèces à statut précaire avec 78 espèces dites menacées ou vulnérables et 392 «susceptibles d'être menacées ou vulnérables» (CDPNQ, 2014). Pour les animaux, ce sont 38 espèces classées menacées ou vulnérables et 115 susceptibles de l'être (CDPNQ, 2014). La plus grande menace à cette biodiversité au Québec est la perte d'habitats, et ce, spécialement dans le sud de la province (Sarakinis *et al.*, 2001; Tardif *et al.*, 2005).

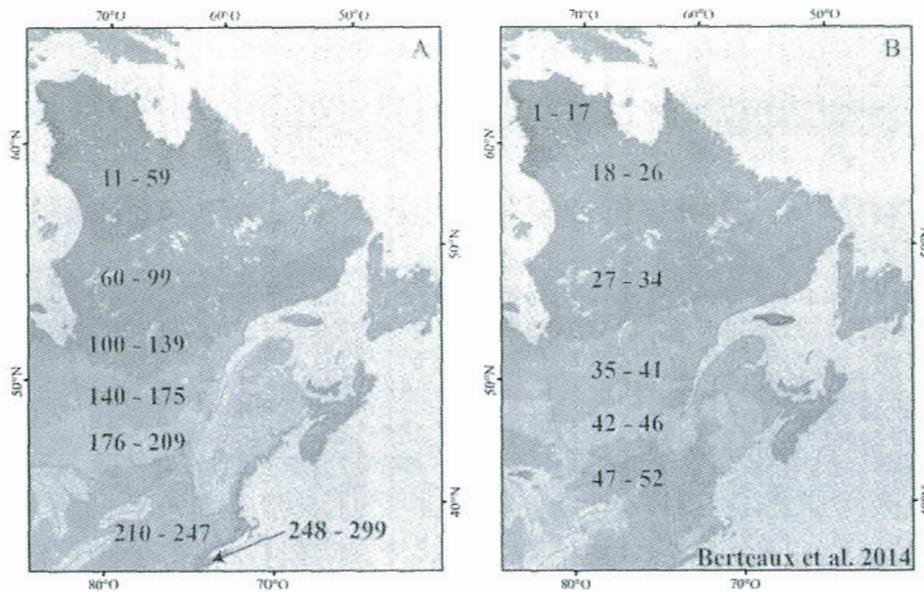


Figure 1.2 Gradient de la richesse spécifique des oiseaux (A) et des mammifères (B) au Québec. Figure tirée de Bertheaux *et al.* (2014).

1.2.3 Rôles de la biodiversité

La biodiversité est étroitement liée aux biens et services écologiques que nous procurent les écosystèmes (Mace *et al.*, 2012), que ce soit nos biens matériels, notre mode de vie, notre sécurité alimentaire, notre santé, notre culture ou notre liberté de choix et d'action (Chapin *et al.*, 2000; MEA, 2005). La perte de biodiversité peut donc mettre en péril notre mode de vie et ultimement notre propre survie (Chapin *et al.*, 2000). De plus, la biodiversité, en tant que partie intégrante de l'écosystème, joue un rôle important dans l'équilibre et le fonctionnement de celui-ci (Chapin *et al.*, 2000; Hassan *et al.*, 2005; Isbell *et al.*, 2009). Ainsi, la perte de biodiversité liée aux changements climatiques menace l'intégrité et la productivité des écosystèmes tels qu'on les connaît aujourd'hui.

1.2.4 La biodiversité et les changements climatiques

Il est reconnu que le climat joue un rôle prépondérant dans la répartition et l'abondance des espèces sur la planète (Jeffree et Jeffree, 1994; Parmesan, 2006). Ainsi, les changements climatiques peuvent avoir un impact direct sur la biodiversité (Hughes, 2000).

La figure 1.3 présente un sommaire des principaux effets des changements climatiques sur les différents niveaux de la biodiversité (Bellard *et al.*, 2012). Comme énoncé précédemment, les changements climatiques ne sont pas limités au réchauffement du climat (Fig. 1.3). Ces changements des variables climatiques peuvent avoir des effets sur tous les niveaux de la biodiversité, du génotype aux grands biomes (Fig. 1.3, Parmesan, 2006). Ces effets du climat diffèrent entre les niveaux, mais la résultante est une diminution de la valeur adaptative (fitness) qui entrainera des répercussions à la fois sur les individus, les populations, les espèces, les réseaux écologiques et les écosystèmes (Fig. 1.3, Bellard *et al.*, 2012).

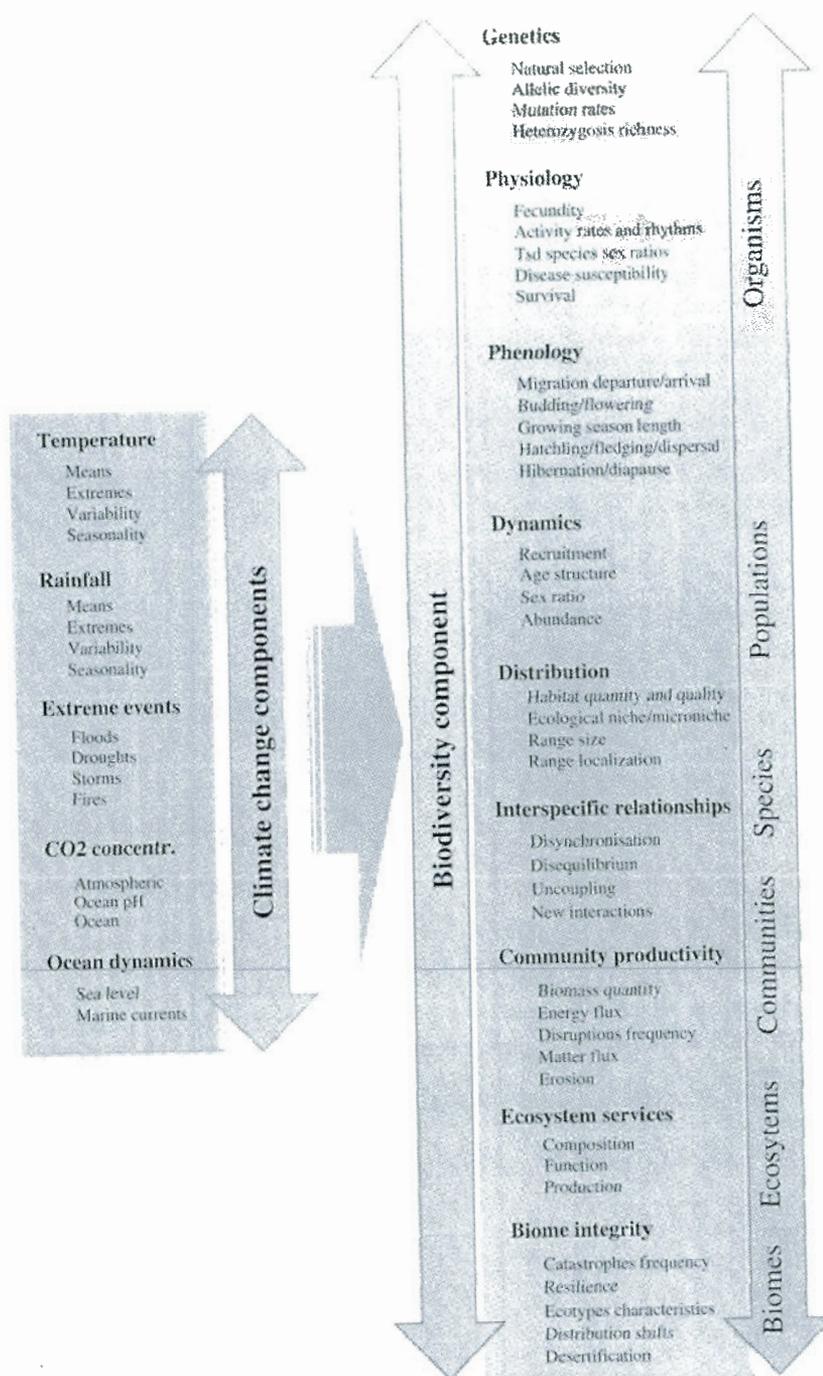


Figure 1.3 Sommaire des principales composantes des changements climatiques et de leurs effets potentiels sur différents niveaux de la biodiversité. Tiré de Bellard *et al.* (2012).

Face aux changements climatiques, les espèces n'ont d'autre choix que de s'adapter, s'acclimater ou disparaître (Aitken *et al.*, 2008; Corlett et Westcott, 2013). L'adaptation et l'acclimatation sont des mécanismes de réponse des individus, de la population ou de l'espèce pour assurer leur existence face aux changements climatiques. Lorsqu'on parle d'adaptation, on fait référence à une microévolution issue de mutations ou de la sélection de certains génotypes chez une espèce suite à un ajustement à de nouvelles conditions environnementales (Bellard *et al.*, 2012). L'acclimatation, quant à elle, représente la plasticité des différents traits des individus d'une espèce (p. ex. comportementale, physiologique et morphologique) (Nicotra *et al.*, 2010). Ce qui rend l'adaptation difficile, mais pas impossible, c'est la vitesse à laquelle les changements climatiques se produisent. Ces changements rapides laissent peu de temps pour que la microévolution ait des effets importants sur les fréquences géniques (Berteaux *et al.*, 2004; Parmesan, 2006; Reusch et Wood, 2007). Dans ce contexte, les espèces dont les individus ont une espérance de vie plus élevée et un taux de reproduction plus bas ont, en théorie, un taux de microévolution plus lent et sont moins susceptibles d'arriver à s'adapter aux changements climatiques (Forcada et Trathan, 2009). Pour ces espèces, le rôle de la plasticité comme moyen d'acclimatation est probablement plus important que celui de l'adaptation comme moyen d'évolution en réponse aux changements climatiques (Hoffmann et Sgro, 2011; Nicotra *et al.*, 2010).

Les réponses aux changements climatiques, qu'elles soient liées aux mécanismes d'adaptation ou d'acclimatation, peuvent prendre trois formes que l'on peut représenter le long de trois axes (non-exclusifs) qui sont l'espace (changements de répartition), le temps (changements phénologiques), et l'individu (ajustements physiologiques) (Figure 1.4, Bellard *et al.*, 2012).

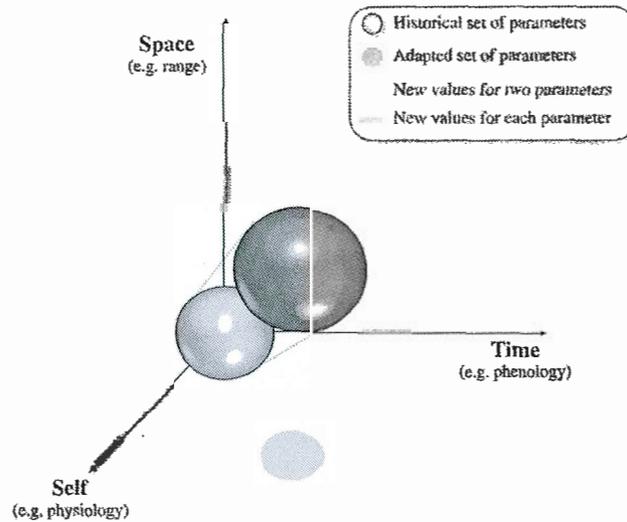


Figure 1.4 Représentation graphique sur trois axes des réponses possibles aux changements climatiques : changements de répartition (space), phénologiques (time), et physiologiques (self) découlant des mécanismes d'adaptation et d'acclimation des espèces. Tiré de Bellard *et al.* (2012)

L'axe espace fait référence à la répartition et à l'abondance des espèces. Dans cet espace, une espèce (population) doit retrouver les conditions nécessaires à son maintien. Cet espace est souvent désigné comme la niche écologique (on parle de niche bioclimatique dans le cas du climat) d'une espèce. On conceptualise la niche comme un hypervolume où chaque dimension de l'espace représente une ressource (p. ex. nourriture, abris) ou une condition de l'environnement (p. ex. climat, type de sol) nécessaire au maintien de l'espèce (Hutchinson, 1957). Ainsi, les changements climatiques peuvent modifier les conditions environnementales de la niche d'une espèce et forcer cette dernière à se déplacer afin de suivre le climat « favorable » associé à sa niche (Thuiller *et al.*, 2008). De tels changements en répartition et en abondance ont des conséquences importantes sur la structure des écosystèmes et peuvent les modifier de façon permanente (Hughes, 2000). Bien que certaines espèces puissent se déplacer pour suivre leur niche bioclimatique, elles pourraient faire face à de nouvelles conditions abiotiques (p. ex. photopériode) et/ou biotiques (p. ex.

nouvelles interactions interspécifiques) qui nécessiteront aussi une adaptation, au sens évolutif du terme (Visser, 2008).

Les changements de répartition ont déjà été amplement documentés, et ce, pour plusieurs espèces (Chen *et al.*, 2011; Parmesan et Yohe, 2003). Chen *et al.* (2011) ont estimé que la progression des aires de répartition de plus de 1 000 espèces était de 16,9 km par décennie vers de plus hautes latitudes ou de 11 m par décennie en altitude (périodes de suivi variant entre 8 et 92 ans, selon les espèces).

L'axe temps fait référence aux effets des changements climatiques sur la phénologie (p. ex. effets des changements climatiques sur la date d'arrivée des oiseaux au printemps, du bourgeonnement, de la montée de la sève, etc.). Ces effets des changements climatiques sont parmi les plus faciles à observer et donc parmi les mieux documentés (Walther *et al.*, 2002).

Parmesan et Yohe (2003) ont d'ailleurs démontré, dans une méta-analyse considérant 677 espèces et couvrant des périodes de 16 à 132 ans (médiane 45 ans), que les événements printaniers se déroulent en moyenne 2,3 jours plus tôt par décennie que dans le passé. Chez l'écureuil roux, il a été démontré que les individus ont devancé leur date de mise bas de 18 jours en 10 ans (Réale *et al.*, 2003). Ce devancement était dû à la fois à une réponse de plasticité phénotypique (acclimatation) liée à l'abondance de la nourriture, mais aussi à une réponse évolutive (adaptation) favorisant la sélection des individus qui se reproduisent plus tôt en saison (Réale *et al.*, 2003).

Le dernier axe représente les individus qui peuvent s'ajuster localement aux nouvelles conditions climatiques au lieu de suivre leurs conditions habituelles dans le temps ou dans l'espace (Bellard *et al.*, 2012). Cette classe comprend les espèces qui sont en mesure de s'acclimater ou de s'adapter physiologiquement à de nouvelles conditions environnementales (Bellard *et al.*, 2012). Par exemple, les changements en

concentration de dioxyde de carbone sont reconnus pour avoir des effets sur la température de l'eau (via les effets sur la température de l'air), mais également sur l'acidité des océans (Munday *et al.*, 2013). Ainsi, chez les oursins il a été démontré que le taux de fécondité des femelles diminue rapidement après quatre mois d'exposition à des eaux plus acides, mais que ce taux retourne au niveau des contrôles après seize mois d'exposition (Dupont *et al.*, 2013).

Ces trois types de réponses aux changements du climat peuvent affecter les interactions entre espèces au sein d'un réseau trophique (Plard *et al.*, 2014; Walther *et al.*, 2005). En effet, si des espèces qui interagissent habituellement ensemble démontrent des réponses divergentes face aux changements climatiques, le résultat de leurs interactions sera vraisemblablement modifié (Walther *et al.*, 2005). Les espèces qui ont des relations hautement spécifiques (p. ex. parasitisme ou mutualisme obligatoire), celles qui ont un habitat très spécifique et rare, et celles qui ont une faible abondance sont parmi les plus vulnérables aux modifications des interactions biotiques causées par les changements climatiques (Brook *et al.*, 2008; Dunn *et al.*, 2009). Ces modifications des relations biotiques peuvent se traduire par des changements de répartition, d'abondance et ultimement se répercuter sur le taux d'extirpation (disparition d'une espèce au niveau local) ou d'extinction des espèces (Garcia *et al.*, 2014; Plard *et al.*, 2014). Ultimement, ces modifications des relations biotiques pourraient entraîner des changements dans la structure, la composition et le fonctionnement des communautés et des écosystèmes tels qu'on les connaît aujourd'hui (IPCC, 2014).

1.3 État de la question

Avec la pression des changements climatiques sur la biodiversité qui se fait de plus en plus importante, les gestionnaires en conservation doivent maintenant considérer ces impacts en plus de ceux traditionnellement reconnus (énoncés plus haut) quand vient le temps de planifier leurs stratégies de conservation (Cross *et al.*, 2013; Dawson, 2011). Ils se doivent d'identifier les meilleures options de conservation tout en tenant compte des coûts, des bénéfices, de l'efficacité et de la faisabilité de ces options (IPCC, 2014).

1.3.1 L'adaptation aux changements climatiques en conservation

Avant d'aller plus loin, il est important de faire la distinction entre l'adaptation au sens évolutif telle que décrite à la section 1.2.4 (la définition des biologistes) et celle dont il est question dans les rapports du GIEC, qui est plus large. En effet, selon le GIEC, l'adaptation aux changements climatiques est un ajustement des systèmes naturels ou humains en réponse à des stimuli climatiques présents ou futurs ou à leurs effets, afin d'atténuer les effets néfastes ou d'exploiter les opportunités bénéfiques (IPCC, 2014).

Les stratégies d'adaptation pour conserver la biodiversité face aux changements climatiques sont issues des méthodes traditionnellement utilisées par les gestionnaires en conservation et ont fait l'objet de plusieurs publications (Bertheaux *et al.*, 2014; Heller et Zavaleta, 2009; Mawdsley *et al.*, 2009). Toutefois, ces stratégies d'adaptation devront être appliquées de façon plus intense qu'elles le sont actuellement dans le contexte des changements climatiques (Lovejoy et Hannah,

2005). Les principales stratégies d'adaptation sont reliées aux aires protégées, à la connectivité et à la migration assistée (Berteaux *et al.*, 2014). Au tableau 1.1, nous présentons une synthèse des stratégies d'adaptation aux changements climatiques dans le domaine de la biodiversité (Tableau 1.1).

1.4 Mise en contexte et objectifs du projet

Mon projet de doctorat est une composante du projet *Effets des changements climatiques sur la biodiversité au Québec* (CC-Bio; <http://cc-bio.uqar.ca>). L'objectif du projet CC-Bio était de comprendre et de prévoir les effets des changements climatiques sur la biodiversité du Québec. Pour ce faire, le projet CC-Bio s'est principalement appuyé sur la modélisation des niches bioclimatiques des espèces afin d'évaluer l'effet des changements climatiques sur la répartition potentielle future des espèces. Ce projet a bénéficié de la collaboration du consortium Ouranos sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques, de l'Agence Parcs Canada, du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), d'Environnement Canada (Service canadien de la faune) et de plusieurs organismes non gouvernementaux voués à la protection de la nature, comme le Regroupement QuébecOiseaux et La Société d'histoire naturelle de la vallée de Saint-Laurent.

Tableau 1.1 Liste des stratégies d'adaptation aux changements climatiques dans le domaine de la conservation de la biodiversité. Tiré de Berteaux *et al.* (2014) qui avait adapté de Mawdsley *et al.* (2009).

| Stratégies d'adaptation |
|---|
| Gestion et protection des terres et des eaux |
| <ol style="list-style-type: none"> 1- Augmenter la superficie d'aires protégées. 2- Augmenter le niveau de représentativité et de réplication dans les réseaux d'aires protégées pour assurer la conservation de chaque type d'écosystème. 3- Améliorer la gestion des aires protégées pour atténuer certains effets des changements climatiques (p. ex. endiguer des sites côtiers particulièrement importants pour les protéger de l'augmentation du niveau marin). 4- Protéger les couloirs de déplacement des espèces et les zones servant d'étapes de dispersion afin de favoriser la redistribution spatiale des espèces face aux changements climatiques. 5- Gérer et restaurer les fonctions écosystémiques plutôt que de se concentrer sur des éléments de structure particuliers, comme les espèces. 6- Augmenter la perméabilité paysagère pour les espèces. |
| Gestion directe des espèces |
| <ol style="list-style-type: none"> 7- Concentrer les ressources de conservation sur les espèces à statut précaire. 8- Déplacer les espèces qui risquent l'extinction dans des sites devenus climatiquement défavorables, vers d'autres sites plus favorables. 9- Établir des populations captives d'espèces qui sinon s'éteindraient (conservation ex situ). 10- Réduire les pressions autres que le changement climatique. |
| Surveillance et planification |
| <ol style="list-style-type: none"> 11- Évaluer et améliorer les programmes de suivi de biodiversité (espèces et écosystèmes). 12- Intégrer les effets des changements climatiques dans les plans de gestion des espèces et des espaces. 13- Développer, à l'échelle des paysages, des plans de gestion dynamiques qui intègrent de façon explicite les besoins des espèces et des écosystèmes en matière d'adaptation aux changements climatiques. 14- Veiller à ce que la conservation de la biodiversité devienne une partie intégrante de l'adaptation de la société (celle-ci vise surtout la santé humaine, les infrastructures et les ressources importantes pour l'économie). |
| Lois et politiques |
| <ol style="list-style-type: none"> 15- Revoir et modifier les lois, réglementations et politiques qui touchent la biodiversité et la gestion des ressources naturelles. Celles-ci ont en effet été mises en place pour la conservation d'une biodiversité « statique ». |

À l'intérieur du projet CC-Bio, mon projet de doctorat avait pour buts de développer de nouvelles connaissances concernant les effets des changements climatiques sur la biodiversité du Québec, et d'assurer le transfert des connaissances acquises vers les gestionnaires (Fig. 1.5). Il s'agissait, d'une part, de comprendre ce que peut apporter la modélisation biologique à la conservation dans le contexte des changements climatiques et, d'autre part, d'identifier les besoins des gestionnaires en conservation afin de mieux adapter les modèles à ces besoins (Guisan *et al.*, 2013). Ce rôle est particulièrement important, car de nombreux projets liés aux effets des changements climatiques sur la biodiversité n'ont jamais mené à des actions concrètes de conservation (Guisan *et al.*, 2013).

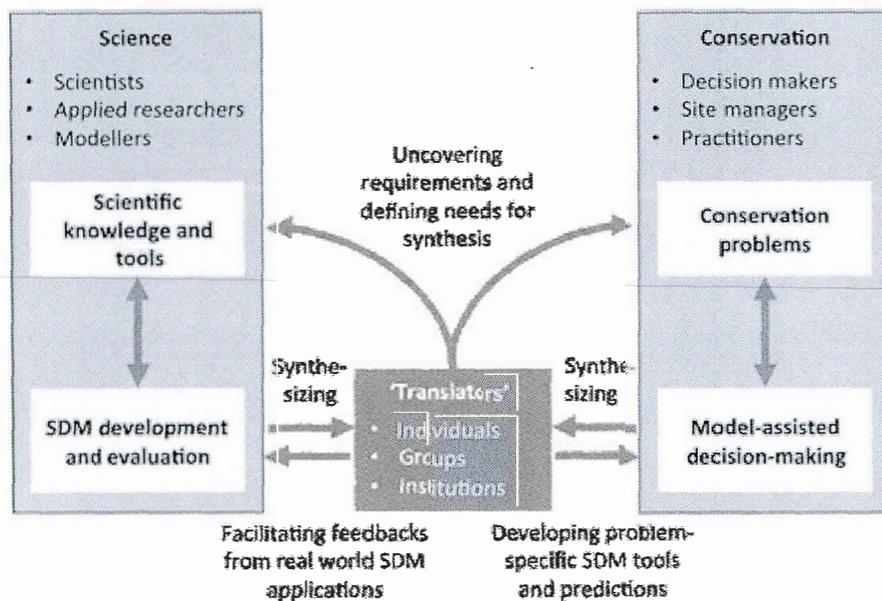


Figure 1.5 Rôle de la personne (translator) faisant le transfert de connaissances entre les chercheurs et les gestionnaires en conservation. SDM= Species distribution models. Tiré de Guisan *et al.* (2013).

1.5 Objectifs général et spécifiques

L'objectif général de ce doctorat était de développer des connaissances et des outils pour appuyer les stratégies d'adaptation aux changements climatiques dans le domaine de la conservation au Québec.

Objectif 1 (chapitre II) : Développer un modèle de cogestion adaptative des aires protégées du nord du Québec dans le contexte des changements climatiques.

Cet objectif est né de la nécessité de synthétiser et de structurer la grande quantité d'informations sur les méthodes de gestion des aires protégées dans le contexte des changements climatiques. L'urgence d'agir dans le contexte des changements climatiques et la nécessité d'impliquer les populations locales dans la prise de décision sur la gestion des ressources et du territoire ont également motivé l'élaboration de ce modèle de cogestion adaptative. La situation du nord du Québec paraissait particulièrement adaptée à nos questionnements (les changements climatiques projetés pour cette région sont importants et la cogestion avec les Inuit est une approche valorisée), aussi nous sommes-nous concentrés sur cette partie du territoire.

Objectif 2 (chapitre III): Évaluer la vulnérabilité aux changements climatiques de plusieurs espèces d'oiseaux, d'amphibiens et d'arbres présentes dans le sud du Québec.

Les gestionnaires en conservation sont sollicités afin d'évaluer les impacts qu'auront les changements climatiques sur les espèces, et ce, afin d'inclure des stratégies

d'adaptation aux changements climatiques dans les nouveaux plans de conservation. Il existe plusieurs méthodes d'analyse des impacts des changements climatiques sur les espèces, dont celle des niches bioclimatiques (souvent appelée en anglais « species distribution model – SDM » ou « environmental niche model – ENM ») et celle basée sur les traits biologiques des espèces. Dans ce chapitre, en plus d'identifier les espèces qui semblent les plus vulnérables aux changements climatiques, nous avons également identifié les facteurs qui rendent ces espèces plus vulnérables (p. ex. capacité de dispersion, barrières anthropiques, association à un type de sol particulier, etc.). Les gestionnaires pourront s'appuyer sur ces informations pour identifier les stratégies d'adaptation les plus appropriées.

Objectif 3 (chapitre IV) : Évaluer les effets des changements climatiques sur les plantes à statut précaire du Québec.

Au Québec, comme dans plusieurs pays nordiques, une grande proportion des espèces, incluant les espèces à statut précaire, atteignent la limite nordique de leur aire de répartition, limite souvent imposée par les conditions climatiques (froid hivernal et courte saison de croissance estivale) (Gibson *et al.*, 2009). Ainsi, on est en droit de se demander si le déplacement anticipé des espèces vers le nord (et en altitude) en réponse au réchauffement climatique pourrait représenter une opportunité d'expansion pour les espèces de ces territoires. Toutefois, plusieurs contraintes comme la disponibilité des habitats et la capacité de dispersion (particulièrement dans le cas des plantes) pourraient représenter des limites à leur expansion. À l'aide des modèles de niches bioclimatiques, nous avons évalué la possibilité d'expansion ou de contraction de la répartition des plantes à statut précaire au Québec pour l'horizon 2080. Toutefois, nous avons tenu compte du type de sols pour les espèces calcicoles comme facteur de disponibilité d'habitat. De plus, nous avons évalué si la capacité de dispersion et la limite de répartition de l'espèce dans la zone d'étude (nord ou sud)

avaient un impact sur l'expansion potentielle de l'aire de répartition de ces dernières. Ce projet s'est déroulé en collaboration avec l'équipe de la direction du patrimoine naturel du MDDELCC.

1.6 Méthodologie

1.6.1 Aire d'étude

La figure 1.6 présente les différentes aires d'étude de ce projet de recherche. Le Nunavik (nord du Québec; en vert) est l'aire d'étude considérée dans le cadre du chapitre II sur la gestion des aires protégées dans le contexte des changements climatiques. L'aire d'étude délimitée en noir correspond à la zone d'intérêt pour l'interprétation des résultats des chapitres III et IV (Fig. 1.6). Elle s'étend de la limite sud du Québec jusqu'au 53^e parallèle. Le manque de données d'occurrence pour les espèces au-delà du 53^e parallèle a été la principale raison de l'établissement de la limite nordique de notre aire d'étude. À l'est et à l'ouest, les frontières avec le Nouveau-Brunswick et l'Ontario ont tracé nos limites (Fig. 1.6). De plus, à la figure 1.6, on retrouve les limites retenues pour la modélisation des niches bioclimatiques des espèces dans le projet CC-Bio (en rouge). Ce territoire s'étend en dehors du Québec, car pour modéliser la niche bioclimatique des espèces présentes au Québec, il faut intégrer une grande partie de l'aire de répartition des espèces (spécialement le long d'un gradient sud-nord). Ainsi, la limite sud de l'aire d'étude CC-Bio a été établie en additionnant 5 °C à l'isotherme de température moyenne de la limite sud du Québec (période de référence 1961-1990). Un réchauffement de 5 °C étant celui projeté par le modèle climatique régional canadien (MRCC, en anglais CRCM) pour

le Québec en 2100 à partir de l'un des pires scénarios d'émission de CO₂. Géographiquement, cela correspond à la limite sud de la chaîne des Appalaches.

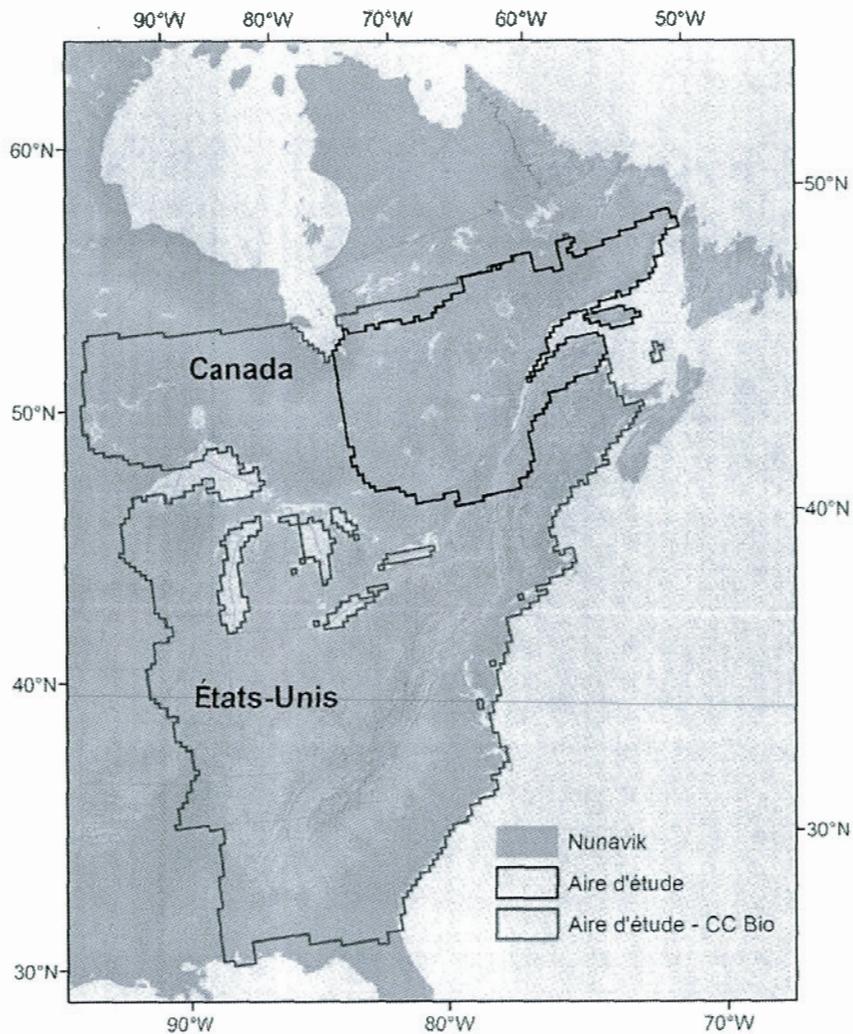


Figure 1.6 Représentation cartographique des zones d'étude du doctorat. Le Nunavik (en vert) est l'aire d'étude utilisée au chapitre II sur la cogestion adaptative des aires protégées dans le contexte des changements climatiques. L'aire d'étude dont les limites sont en noir correspond à la zone d'intérêt pour l'interprétation des résultats des chapitres III et IV. L'aire d'étude CC-Bio (limites en rouge) correspond à la zone retenue pour modéliser les niches bioclimatiques des espèces.

1.6.2 Analyses

Chapitre II

Dans un premier temps, nous avons procédé à une revue de la littérature approfondie sur les impacts des changements climatiques sur les aires protégées. À partir de cette revue de littérature et des expériences passées des co-auteurs (Gagnon, C.A. et Berteaux, D.) dans le domaine de la cogestion, nous avons poussé notre réflexion afin de proposer un modèle conceptuel de gestion adaptative des aires protégées du Nunavik.

Chapitre III

L'objectif de ce chapitre était d'évaluer la vulnérabilité de 250 espèces d'oiseaux, d'amphibiens et d'arbres aux changements climatiques. Pour ce faire, nous avons utilisé l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC) (ou Climate change vulnerability index (CCVI), en anglais) développé par l'organisme NatureServe (Young *et al.*, 2011).

L'IVCC se présente comme une grille de calcul dans le logiciel Microsoft Excel[®] et a été calibré pour l'horizon 2050 par NatureServe. L'indice est composé de quatre sections : l'*exposition directe*, l'*exposition indirecte*, la *sensibilité* et une section optionnelle sur les *réponses documentées ou modélisées aux changements climatiques* qui sont elles mêmes composées de facteurs (en gris; Fig. 1.7). Dans la première section, l'*exposition directe* aux changements climatiques est quantifiée en termes d'amplitude des changements en température et en évapotranspiration entre la période de référence et la période projetée (2050). Bien que NatureServe offre une

version de l'IVCC incluant les données d'*exposition directe* pour le Canada, nous avons utilisé les données climatiques du projet CC-Bio, car elles sont plus représentatives du climat de notre aire d'étude. Dans la deuxième section traitant de l'*exposition indirecte* aux changements climatiques, trois des quatre facteurs doivent être complétés pour que l'IVCC puisse effectuer son calcul. La troisième section évalue la *sensibilité* de chaque espèce aux changements climatiques selon 16 facteurs. Dix facteurs au minimum doivent être complétés afin que l'IVCC puisse être calculé. Pour les sections *exposition indirecte* et *sensibilité*, on doit déterminer la contribution de ces facteurs à la vulnérabilité de l'espèce en leur attribuant un des niveaux suivants : augmentation importante de la vulnérabilité, augmentation de la vulnérabilité, légère augmentation de la vulnérabilité, neutre, légère diminution de la vulnérabilité, diminution de la vulnérabilité. Des barèmes pour établir le niveau approprié sont décrits dans le guide d'utilisation de l'IVCC (Young *et al.*, 2011). Il est possible de sélectionner plus d'un niveau lorsque l'utilisateur n'arrive pas à choisir entre deux.

La section traitant des *réponses documentées ou modélisées aux changements climatiques* est optionnelle pour le calcul de l'IVCC (Fig. 2, en bas à gauche).

L'équation 1 présente le calcul de l'IVCC pour établir la classe de vulnérabilité de l'espèce analysée. L'indice attribue une valeur numérique selon le niveau d'*exposition directe* (w_i) de l'espèce aux changements climatiques. Cette valeur d'*exposition directe* est ensuite multipliée par la valeur attribuée à chaque facteur d'*exposition indirecte* ou de *sensibilité* (f_i) selon son niveau de contribution à la vulnérabilité (la valeur attribuée décroît de la catégorie « augmentation importante de la vulnérabilité » à la catégorie « diminution de la vulnérabilité »). Finalement, l'IVCC fait la somme de toutes ces valeurs pour établir le pointage (Équation 1, Fig. 1.7). Le pointage final permet d'associer l'espèce à l'une des six classes de vulnérabilité présentées au tableau 1.2.

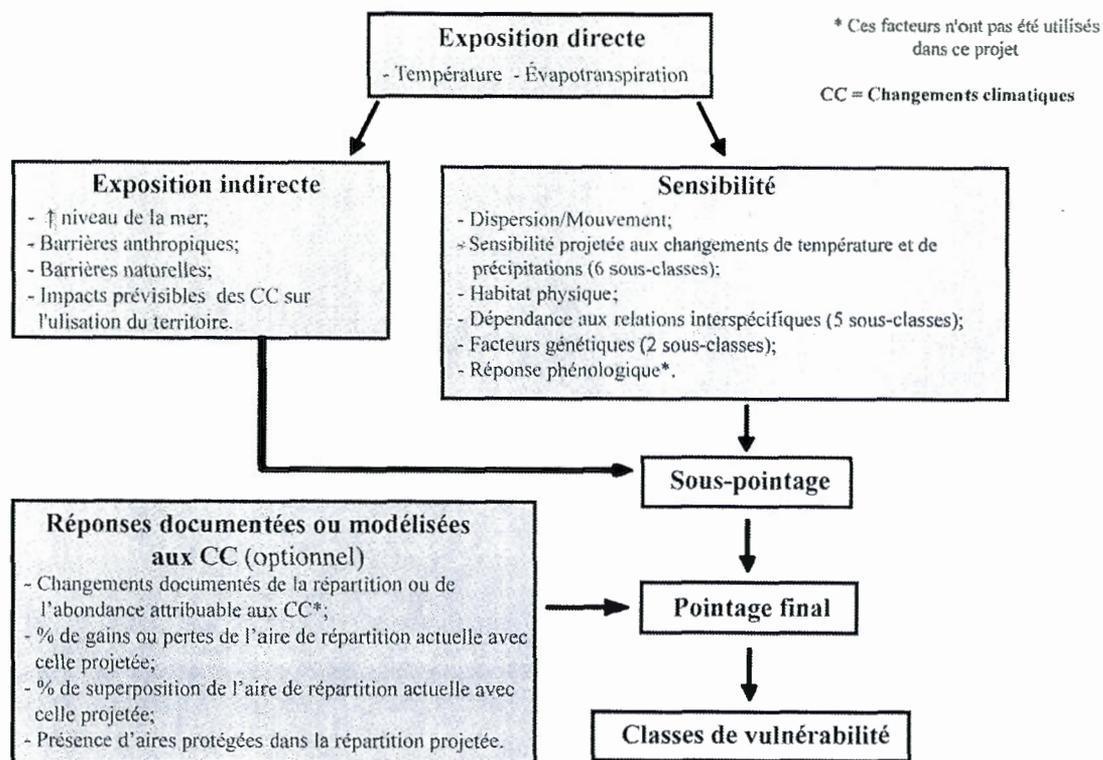


Figure 1.7. Diagramme illustrant le fonctionnement de l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC) de NatureServe. Les boîtes grises représentent les différentes sections de l'IVCC, avec les facteurs qui les composent. Les boîtes blanches sont les étapes de calcul nécessaires à l'établissement de la classe de vulnérabilité de l'espèce analysée. Pour plus de détails sur l'IVCC, consulter Young *et al.* (2011).

$$\text{Équation 1 : } IVCC = \sum w_i f_i$$

Tableau 1.2 Classes de vulnérabilité attribuées par l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques.

| Classes de vulnérabilité | Définitions |
|--------------------------------------|---|
| Extrêmement vulnérable | L'abondance et/ou la répartition de l'espèce dans la zone d'analyse ont de très fortes chances de diminuer significativement ou de disparaître d'ici 2050. |
| Hautement vulnérable | L'abondance et/ou la répartition de l'espèce dans la zone d'analyse ont de fortes chances de diminuer significativement d'ici 2050. |
| Modérément vulnérable | L'abondance et/ou la répartition de l'espèce dans la zone d'analyse ont de fortes chances de diminuer d'ici 2050. |
| Non vulnérable/Probablement stable | Les données disponibles ne suggèrent pas que l'abondance et/ou la répartition de l'espèce dans la zone d'analyse vont changer (augmenter/diminuer) substantiellement d'ici 2050. Les limites actuelles de répartition pourraient changer. |
| Non vulnérable/Augmentation probable | Les données disponibles suggèrent que l'abondance et/ou la répartition de l'espèce dans la zone d'analyse ont de fortes chances d'augmenter d'ici 2050. |
| Données insuffisantes | Impossible d'attribuer une classe de vulnérabilité à partir des données actuelles. |

Chapitre IV

À l'aide de modèles statistiques, il est possible de projeter la répartition potentielle d'une espèce dans le futur. Pour ce faire, on détermine la niche bioclimatique d'une espèce en faisant une corrélation avec des modèles statistiques entre la répartition actuelle observée de cette espèce et certaines variables climatiques mesurées durant une période de référence (1961-1990 dans notre cas) (Thuiller *et al.*, 2005). Lorsqu'il

est possible d'établir une telle corrélation, il s'agit ensuite de remplacer les valeurs des variables climatiques de la période de référence par celles anticipées (2071-2100 dans notre étude). Ainsi, on peut déterminer la nouvelle position de la niche bioclimatique qui sera aussi interprétée comme étant la répartition potentielle de l'espèce pour cette période. Il est important d'insister sur le terme potentiel, car les modèles de niches bioclimatiques sont basés sur des corrélations et non pas sur les mécanismes qui expliquent la relation entre la répartition de l'espèce et le climat (Pearson et Dawson, 2003). De plus, ils ne tiennent pas compte des relations interspécifiques (p. ex. symbiose, plantes/pollinisateurs). Finalement, il est difficile d'intégrer la vitesse de déplacement réelle de l'espèce dans le modèle car elle est souvent difficile à quantifier. Donc, pour évaluer les impacts possibles de la capacité de déplacement, nous comparerons les résultats des modèles de niches bioclimatiques qui permettent un déplacement sans restriction des espèces analysées (déplacement illimité) avec ceux des modèles qui ne permettent pas aux espèces de se déplacer (sans déplacement).

Malgré ces contraintes, ce sont des analyses très puissantes et lorsqu'elles sont réalisées pour un grand nombre d'espèces, elles donnent de bonnes indications sur la pression exercée par les changements climatiques sur la répartition des espèces (Pearson et Dawson, 2003).

1.6.3 Les données utilisées pour les analyses

Données d'occurrence des espèces

Les données d'occurrence des espèces utilisées pour les chapitres III et IV sont tirées de bases de données provenant de plusieurs partenaires et organismes. Les principales

bases de données utilisées pour chacun des groupes taxonomiques (ainsi que leurs adresses Internet), la zone couverte par chaque base de données et le chapitre dans laquelle elles sont utilisées sont énumérés au tableau 1.3.

Données climatiques

La compilation des données climatiques passées et les projections climatiques futures ont été réalisées par le consortium Ouranos, pour le compte du projet CC-Bio dans lequel ce doctorat s'inscrit. L'aire d'étude du projet CC-Bio a été divisée en une grille contenant 12 252 cellules de 20 km x 20 km. Pour chaque cellule de la grille, 25 variables climatiques ont été extrapolées à partir des stations météorologiques canadiennes et américaines afin d'établir le climat pour la période de référence couvrant les années 1961 à 1990.

Ces mêmes variables climatiques ont ensuite été modélisées pour la période allant de 2041 à 2070 (appelée "horizon 2050") et pour celle allant de 2071 à 2090 (appelée "horizon 2080"). Ces variables ont été calculées à partir d'une combinaison de 70 scénarios climatiques (chacun était issu du roulage d'un modèle climatique sur un scénario d'émissions de gaz à effet de serre). Sur les 25 variables climatiques disponibles, un sous-échantillon variant d'un groupe taxonomique à l'autre a été utilisé pour la modélisation des niches bioclimatiques des espèces. Les détails au sujet des variables climatiques sélectionnées sont présentés dans chaque chapitre.

Tableau 1.3 Bases de données d'occurrence d'espèces utilisées dans le cadre de ce doctorat.

| Taxon | Nom de la base de données | Zones couvertes | Chapitre | Adresse Internet |
|---------------------------|---|------------------------------------|-----------------|--|
| Oiseaux | Étude des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ) | Québec | III | http://quebecoiseaux.org/ |
| Oiseaux | Breeding Bird Survey | Québec, Ontario, Nouveau-Brunswick | III | www.pwrc.usgs.gov/BBS/indpar_ex.html |
| Amphibiens | Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec (AARQ) | Québec | III | www.atlasamphibiensreptiles.gc.ca/ |
| Amphibiens | National Amphibian Atlas | États-Unis | III | www.pwrc.usgs.gov/naa |
| Amphibiens | Atlantic Canada Conservation Data Center | Nouveau-Brunswick | III | www.accdc.com/Products/Publicdata.html |
| Arbres | USGS - Digital Representations of Tree Species Range Maps | Québec, États-Unis | III | http://esp.cr.usgs.gov/data/little/ |
| Plantes vasculaires | USDA - Plants database | États-Unis | IV | http://plants.usda.gov/java/ |
| Plantes à statut précaire | Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ) | Québec | IV | www.cdpnq.gouv.qc.ca/index-en.htm |

[Cette page a été laissée intentionnellement blanche]

1.7 Plan de la thèse

La suite de la thèse se décline en 4 chapitres. Les trois premiers (chapitres II à IV) traitent respectivement des objectifs 1 à 3. Le dernier chapitre est une conclusion générale (chapitre V).

Le chapitre II (objectif 1) présente un modèle conceptuel de cogestion adaptative des aires protégées dans le contexte des changements climatiques. La méthode novatrice de gestion des parcs du Nunavik proposée tient compte de la problématique des changements climatiques, mais aussi de la flexibilité nécessaire à une implication accrue des Inuits au niveau de la gestion des parcs. Bien que le modèle ait été développé en utilisant la région du Nunavik, dans le nord du Québec, il peut facilement être adapté pour d'autres régions. Selon nos connaissances, un tel modèle de cogestion des parcs nordiques dans le contexte des changements climatiques n'a jamais été utilisé, autant au niveau provincial, national, qu'international. Ce chapitre a été publié dans la revue *Téoros*.

Le chapitre III (objectif 2) traite de la vulnérabilité des oiseaux, des amphibiens et des arbres du Québec aux changements climatiques. Cette analyse démontre que la vulnérabilité varie selon les groupes taxonomiques. Les principaux facteurs qui augmentent la vulnérabilité aux changements climatiques des espèces analysées sont liés directement ou indirectement à la capacité de déplacement des espèces. Une des originalités de ce chapitre est l'intégration à l'analyse de vulnérabilité basée sur les traits biologiques, de celle des modèles de niches bioclimatiques. Toutefois, l'intégration des modèles de niches bioclimatiques dans l'IVCC ne change pas le niveau de vulnérabilité (en comparaison avec l'IVCC sans les modèles de niches bioclimatiques). En connaissant les facteurs ayant le plus d'impact sur la vulnérabilité des espèces et la contribution des modèles de niches bioclimatiques aux analyses de vulnérabilité sur les traits biologiques (section

Réponses documentées ou modélisées aux changements climatiques Fig. 1.7), les gestionnaires pourront cibler des stratégies d'adaptation plus appropriées. Cet article sera soumis à la revue *Biological Conservation*.

Au chapitre IV, nous nous intéressons aux effets des changements climatiques sur les plantes à statut précaire au Québec (objectif 3). Comme attendu, plusieurs espèces dont la limite de répartition nordique actuelle se termine dans le sud du Québec voient leur niche potentielle augmenter de façon importante dans la province pour l'horizon 2080. Toutefois, certaines espèces avec des besoins particuliers en termes d'habitat, comme les espèces calcicoles, ne pourront pas profiter pleinement de l'expansion de leur niche bioclimatique. De plus, la vitesse de déplacement de la niche bioclimatique des plantes à statut précaire vers le nord est beaucoup plus rapide que la capacité probable de ces espèces à se déplacer. Donc, même s'il y a une expansion de la niche bioclimatique potentielle pour ces espèces au Québec en 2080, il sera difficile pour ces espèces de suivre cette dernière pour des raisons de disponibilité d'habitat et de vitesse de déplacement. Ultimement, cela pourrait nuire à leur survie au Québec si le climat devenait défavorable dans des secteurs où des populations existent actuellement. Cet article sera soumis pour publication à une revue qui reste à déterminer.

Enfin, le dernier chapitre est la conclusion générale de la thèse. Dans ce chapitre, l'ensemble du travail effectué au cours de la thèse est placé dans une perspective de conservation de la biodiversité au Québec dans le contexte des changements climatiques. On y présente également des suggestions sur un modèle de gestion de la biodiversité à mettre en place sur la base des expériences acquises pendant ce doctorat.

CHAPITRE II

COGESTION ADAPTATIVE DES PARCS DU NUNAVIK DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Yanick Gendreau^{ac}, Catherine A. Gagnon^{ac}, Dominique Berteaux^{ac} et Fanie Pelletier^{bc}

^aChaire de recherche du Canada en biodiversité nordique, Centre d'Études Nordiques,
Université du Québec à Rimouski.

^bChaire de Recherche du Canada en démographie évolutive et conservation, Université de
Sherbrooke.

^cCentre de la science de la biodiversité du Québec.

(Téoros, 2012. Issue 31 : 61-71)

Contribution des auteurs (initiales)

Idée originale (YG, CAG)

Rédaction du manuscrit (YG, CAG)

Figures (YG, DB)

Commentaires et correction du manuscrit (YG, CAG, DB, FP)

Financement (DB, FP)

Résumé

Les changements climatiques auront des répercussions sur les systèmes socioécologiques au sein desquels les Inuits évoluent. Les parcs sont identifiés comme un des outils pour faciliter l'adaptation des populations locales aux changements climatiques en permettant, entre autres, de maintenir des biens et services environnementaux. Pour que les parcs puissent assurer ce rôle au Nunavik, nous proposons ici un modèle de cogestion adaptative, favorisant l'implication des populations locales. Ainsi, le modèle présenté est innovateur, car il tient compte de la problématique de gestion des parcs dans le contexte des changements climatiques, mais aussi de la flexibilité nécessaire à une implication accrue des Inuits au niveau de la gestion des parcs.

Mots-clés :

Changements climatiques, cogestion adaptative, Inuit, Nunavik, parcs.

2.1 Introduction

Il est maintenant bien connu que les changements climatiques auront des impacts importants sur la biodiversité, et ce, à l'échelle planétaire (Thomas *et al.*, 2004). Ces effets seront encore plus marqués pour les régions nordiques, tel le Nunavik, et les parcs qui s'y trouvent (Callaghan *et al.*, 2004). Conséquemment, les systèmes socio-écologiques qui dépendent des biens et services que procurent les écosystèmes (par exemple services de régulation, d'approvisionnement et socioculturels) s'en trouveront perturbés (Dudley *et al.*, 2010). Dans ce contexte, les parcs font aussi partie des outils disponibles pour réduire les impacts négatifs des changements climatiques sur les systèmes socioécologiques (Welch, 2005). En effet, l'état actuel des connaissances démontre que les écosystèmes et les espèces qui résident dans les parcs sont moins sensibles aux changements climatiques (plus résilients) que ceux qui évoluent en territoires non protégés. Ceci s'explique par le fait qu'ils sont généralement moins exposés à d'autres sources de stress (par exemple perte d'habitat, surexploitation, pollution, etc.) qui agissent souvent en synergie avec les changements climatiques (Dudley *et al.*, 2010; Hannah *et al.*, 2007). De plus, les parcs peuvent faciliter l'adaptation des populations locales aux changements climatiques et augmenter la résilience des systèmes socioécologiques en assurant le maintien des biens et services écologiques, en jouant un rôle tampon sur le climat local, et en atténuant les risques et les impacts des événements climatiques extrêmes (Dudley *et al.*, 2010).

En vertu de ces « nouvelles » utilités que l'on attribue aux parcs, mais aussi parce que les connaissances des impacts des changements climatiques sur ces derniers sont incomplètes, il est nécessaire que les gestionnaires de parcs appliquent le principe de précaution et se dotent d'un nouveau modèle de gestion dynamique que l'on nomme gestion adaptative (Welch, 2005). La gestion adaptative se résume

brièvement comme un mode de gestion mettant à profit les leçons tirées de pratiques antérieures pour améliorer la gestion actuelle. Cette approche a d'abord été développée pour gérer des problématiques liées à l'exploitation des ressources naturelles impliquant plusieurs enjeux (humains, économiques et écologiques). Toutefois, cette notion d'amélioration constante des mesures de gestion peut aussi s'appliquer aux mécanismes de cogestion (considérer plus d'un intervenant dans le modèle de gestion et impliquer les populations locales) de façon à ce qu'ils soient eux-mêmes soumis à de fréquentes évaluations et améliorations (processus dynamique). Nous parlerons alors de cogestion adaptative. Considérant les incertitudes liées aux changements climatiques et à l'établissement d'organisations de cogestion, le concept de cogestion adaptative semble fort approprié pour la gestion des parcs du Nunavik.

L'objectif de cet article est de présenter une méthode novatrice de gestion des parcs, à partir de l'exemple du Nunavik, qui tienne compte de la problématique des changements climatiques, mais aussi de la flexibilité nécessaire à une implication accrue des Inuits au niveau de la gestion des parcs. Le tout doit concilier le mandat de conservation et de développement touristique auxquels l'Administration régionale Kativik (ARK) doit répondre. Le danger de suggérer un mode de gestion est toujours de paraître normatif et de sembler vouloir faire dire encore une fois aux Inuit ce qui est mieux pour eux. Notre intention est tout à fait contraire puisque la cogestion adaptative que nous proposons vise à donner du pouvoir aux personnes vivant dans ou près des parcs. Ainsi, le modèle de cogestion adaptative que nous proposons comporte cinq étapes : 1) l'élaboration d'un plan régional; 2) l'élaboration du plan de gestion pour chaque parc; 3) l'application du plan de gestion à chaque parc; 4) la surveillance socioenvironnementale et l'acquisition de connaissances; 5) la synthèse, analyses et modification des objectifs. À ce jour, un tel modèle de cogestion des parcs nordiques dans le contexte des changements climatiques n'a jamais été proposé et utilisé, autant au niveau provincial, national, qu'international.

2.2 Méthodologie

2.2.1 Origine de la démarche

Le modèle de cogestion adaptative que nous proposons peut se décliner en deux composantes. Une des composantes est les changements climatiques et l'autre est la cogestion adaptative. La structure même du modèle est inspirée d'un rapport intitulé « Impact des changements climatiques sur les parcs » produit pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec et le Centre de la science de la biodiversité du Québec. Ce modèle a été développé par Gendreau et Pelletier, coauteurs du présent article. Toutefois, ici, contrairement au rapport de Chambers *et al.* (2012), les étapes du modèle sont mieux définies et sont présentées sous forme d'illustration en boucle, basée sur le modèle de la gestion adaptative (Sainsbury *et al.*, 2000). Le contenu de chacune des étapes est lui-même inspiré de la convergence que l'on retrouve dans la littérature scientifique qui traite des effets des changements climatiques sur les aires protégées (dont les parcs) (Dudley *et al.*, 2010; Mawdsley *et al.*, 2009; Welch, 2005).

En nous basant sur ce modèle de gestion adaptative des parcs dans le contexte des changements climatiques, nous avons intégré les connaissances et l'expérience acquises par Gagnon et Berteaux (2006) lors de leurs travaux sur l'inclusion du savoir inuit dans la gestion des parcs nationaux du Canada au Nunavut pour en faire un modèle de cogestion adaptative unique. Pour cette tâche, nous nous sommes inspirés de ce qui est présentement fait dans le domaine de la cogestion des parcs au Nunavik. La résultante est un modèle de gestion adaptative en cogestion avec les Inuits, axé sur le développement de liens de confiance entre les différents partis impliqués, et au sein duquel les Inuits sont des partenaires à part entière. Nous voyons ainsi la cogestion

non pas comme un processus consultatif, mais comme un mode de gouvernance dans lequel les Inuits ont des pouvoirs décisionnels. Nous suggérons aussi dans ce modèle que les connaissances des Inuits prennent une place importante lors du processus de cueillette d'informations sur les parcs visés.

2.2.2 Définition des termes : de la gestion à la cogestion adaptative

Prendre des décisions à partir d'informations limitées ou fragmentaires est chose commune en gestion et conservation des ressources naturelles (McCarthy et Possingham, 2007; Welch, 2005). Cette réalité est en grande partie due au fait que la recherche appliquée en écologie est une entreprise difficile : les expériences sont longues et les réplicas peu nombreux (Hilborn et Ludwig, 1993). Dans le cas des changements climatiques par exemple, il est impossible de manipuler le climat et de faire des expériences en milieu contrôlé (Krebs et Berteaux, 2006). Il est donc impossible de confirmer avec certitude les conséquences que ces changements auront sur les écosystèmes et les espèces, ce qui complique les prises de décisions en matière de gestion environnementale (Krebs et Berteaux, 2006). De plus, les avancées scientifiques des dernières décennies tendent à montrer que les écosystèmes soumis à un stress ne changent pas graduellement, mais plutôt de manière brusque et imprévisible (Holling, 1996). C'est afin de tenir compte de ces incertitudes et de la nature imprévisible des écosystèmes que la méthode de la gestion adaptative a été proposée (Holling, 1978).

Selon l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (MEA, 2005), la gestion adaptative se définit comme un « processus systématique d'amélioration continue des politiques et pratiques de gestion qui se base sur les leçons tirées des résultats de politiques et pratiques antérieures » (traduction libre des auteurs

(TLDA)). En termes pratiques, il s'agit d'un mode de gestion dynamique où les résultats sont suivis, quantifiés et analysés (généralement par une méthode scientifique). Au fur et à mesure que de nouvelles informations sont disponibles, les décisions de gestion sont modifiées ou adaptées afin de poursuivre les objectifs fixés, et ainsi de suite (Walters, 1986; Welch, 2005, voir Fig. 2.1). La gestion adaptative est donc basée sur un apprentissage continu et considère, en quelque sorte, les politiques de gestion comme des expériences à partir desquelles les gestionnaires peuvent en apprendre davantage sur les écosystèmes qu'ils gèrent (Berkes et Folke, 1998). Or, afin de rendre ce processus légitime et acceptable par les populations locales, plusieurs auteurs ont prôné l'implication des acteurs locaux dans les processus de génération de connaissances et d'apprentissages propres à la gestion adaptative (Armitage *et al.*, 2007a; Berkes et Folke, 1998). Ceci devait faire converger la gestion adaptative vers des modes de gestion plus collaboratifs, telle la cogestion.

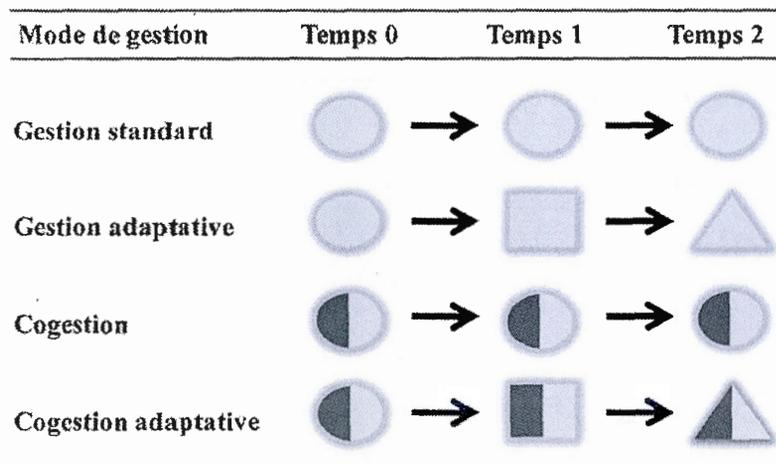


Figure 2.1 Présentation des différents modes de gestion des ressources naturelles (incluant les parcs) et de leur évolution dans le temps. Les différentes formes illustrent les changements dans les mesures de gestion et dans les mécanismes de cogestion au fil du temps (adaptatif). Les différentes teintes de gris et leurs proportions respectives illustrent les différents acteurs impliqués dans la cogestion (par exemple, locaux : gris foncé ; gouvernementaux : gris pâle) (source : compilation des auteurs).

Autrefois essentiellement réservée aux experts scientifiques, la gestion des ressources naturelles s'est ouverte, depuis une trentaine d'années, à l'implication de différents acteurs locaux, tels les Autochtones. Cette ouverture a surtout découlé des luttes politiques entre Autochtones et non-Autochtones. Tout savoir est source de pouvoir et la prise en compte des savoirs autochtones dans les décisions était, pour ceux-ci, une des meilleures façons de reprendre un peu de contrôle sur ce qui se passait chez eux. Ainsi est apparu, dans les années 1990, le concept de cogestion, symbolisant ce désir d'accroître le partage des responsabilités quant à la gestion des ressources (voir Fig. 2.1). Berkes *et al.* (1991) définissent la cogestion comme « le partage du pouvoir et des responsabilités entre le gouvernement et les utilisateurs locaux des ressources » (TLDA). En d'autres termes, la cogestion réfère à « une variété d'arrangements, avec différents degrés de partage du pouvoir, visant la prise de décisions conjointes, entre l'État et les communautés (ou groupes d'intérêts), concernant une série de ressources ou une région » (Berkes, 2009, TLDA). En pratique, la cogestion se concrétise différemment selon les situations, sur un continuum partant de la simple consultation publique (Fig. 2.2) jusqu'à l'établissement de partenariats formels (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004). L'État et les communautés impliquées dans une situation de cogestion sont rarement deux unités monolithiques, l'État représentant plutôt une variété d'agences gouvernementales, et les communautés, une panoplie d'intérêts locaux (Carlsson et Berkes, 2005).



Figure 2.2 Un exemple de consultation publique. Celle-ci était liée à la création du Parc national Kuururjuaq (photo : Josée Brunelle, gracieuseté de l'Administration régionale Kativik (ARK)).

La pratique de la cogestion n'est donc pas une entreprise simple. Selon plusieurs auteurs, elle présente néanmoins plusieurs bénéfices potentiels, tels que la démocratisation de la prise de décisions, la mise en place de mécanismes pour la résolution de conflits et une gouvernance plus efficace et plus équitable (Armitage *et al.*, 2007b). La cogestion peut aussi améliorer la prise de données, la protection des ressources, l'intégration de différents types de savoirs (par exemple : scientifiques et autochtones; voir encadré 1) et le respect des lois environnementales (Armitage *et al.*, 2007b). Par contre, d'autres auteurs sont sceptiques quant au succès de ce mode de gestion, mentionnant le manque d'évidences sur les retombées positives réelles de la cogestion (Nadasdy, 2003; Plummer et FitzGibbon, 2004). Nadasdy (1999, 2003) va jusqu'à noter que la cogestion peut maintenir le déséquilibre du pouvoir existant entre

l'État et les populations autochtones. Une solution potentielle pour rééquilibrer les pouvoirs consiste à voir la cogestion non pas comme un arrangement fixe et statique, mais plutôt comme un processus en constante évolution, impliquant bon nombre de délibérations (Carlsson et Berkes, 2005). Chaque partenariat de cogestion doit ainsi inclure une évaluation (ou autoévaluation) périodique qui analyse ses résultats au niveau institutionnel (par exemple, en termes d'équilibre du pouvoir) de l'état des écosystèmes gérés et des conditions de subsistance des populations locales impliquées (Plummer et Armitage, 2007). Autrement dit, le concept de cogestion devrait inclure la notion d'amélioration constante des politiques et des pratiques propres à la gestion adaptative pour former ce que l'on nomme un mode de cogestion adaptative (Armitage *et al.*, 2007a).

Encadré 1

Principaux types de savoirs utilisés pour la gestion des parcs

Savoirs scientifiques : Savoirs codifiés qui constituent la norme de référence pour expliquer la structure et le fonctionnement des écosystèmes; ils sont à la base des conventions internationales comme la Convention sur la Diversité Biologique.

Savoirs locaux (autochtones, paysans, etc.) : Savoirs non codifiés et souvent transmis oralement et par la pratique. Ils sont constitués d'observations, de croyances et de pratiques.

Savoirs savants naturalistes : Ils sont intermédiaires entre les deux catégories ci-dessus. Ils sont codifiés et se transmettent par écrit, mais ne sont pas acquis par des méthodes scientifiques. Exemple : savoirs échangés au sein des groupes d'ornithologues.

Savoirs des gestionnaires des parcs : Savoirs composites acquis à partir des savoirs mentionnés ci-dessus et ajustés au contexte local grâce à l'expérience de terrain. Dans un contexte de prise de décision rapide et de manque de moyens pour approfondir chacun des savoirs ci-dessus, les décisions de gestion reposent souvent sur ces savoirs.

Source : adapté de (Prévoit-Julliard *et al.*, 2010 : 152)

Le concept de cogestion adaptative a fait surface dans la littérature sur la gestion des ressources naturelles au cours de la dernière décennie, découlant de la rencontre naturelle des concepts de gestion adaptative et de cogestion. Le concept de cogestion adaptative se définit comme « un processus par lequel les arrangements institutionnels et le savoir écologique sont testés et révisés, via un processus dynamique, continu et auto-organisé d'apprentissage par la pratique » (Folke *et al.*, 2002, TLDA, voir Fig. 2.1). La cogestion adaptative est donc une approche multidisciplinaire qui reconnaît que les systèmes humains (incluant les activités touristiques) et écologiques sont étroitement liés et doivent être vus comme des systèmes socioécologiques. Elle vise ultimement à favoriser la durabilité de ces systèmes (Armitage *et al.*, 2007b). Pour atteindre cet objectif, elle fait usage d'éléments clés tels : l'utilisation de différents savoirs (tant scientifiques que locaux ; voir encadré 1), le partage véritable du pouvoir, la construction de liens de confiance et de respect entre les acteurs impliqués et un apprentissage itératif mettant l'accent sur la flexibilité et l'adaptabilité. Pour ce faire, il est nécessaire de mettre en place des institutions regroupant plusieurs niveaux de gouvernance, et de renforcer la capacité de développement chez les acteurs locaux et gouvernementaux (Berkes *et al.*, 2007). En pratique, la cogestion adaptative pourra prendre plusieurs formes, selon les situations. Nous proposons maintenant l'ébauche d'un modèle de cogestion adaptative spécifique à la situation des parcs du Nunavik et tenant compte de deux aspects fondamentaux de leur gestion : la problématique des changements climatiques et l'implication des Inuits.

Dans le passé, l'acquisition de connaissances, la gestion et la surveillance environnementale des parcs ont été essentiellement basées sur les méthodes et connaissances scientifiques, ainsi que sur l'expérience et les connaissances pratiques des gestionnaires. Toutefois, les recherches des dernières décennies ont démontré que la participation des Autochtones ou autres acteurs locaux à la recherche, à la gestion et au suivi environnemental peut être hautement bénéfique (Berkes, 1999; Berkes,

2009; Gagnon et Berteaux, 2009; Wagner et Fernandez-Gimenez, 2008). De par les liens étroits qu'ils entretiennent avec leur environnement, les Autochtones du Nord sont très bien placés pour observer certains des changements que subit leur territoire tant au niveau social qu'environnemental (Huntington *et al.*, 2004; Krupnik et Jolly, 2002; Riedlinger et Berkes, 2001). Ils sont aussi les mieux placés pour exprimer ce qu'ils désirent par rapport à ces territoires. Ils possèdent enfin des connaissances sur les espèces et écosystèmes qui les entourent et peuvent ainsi fournir des observations et perspectives complémentaires aux données scientifiques (Gagnon et Berteaux, 2009).

Nous ne prétendons pas que ce modèle de cogestion adaptative soit définitif, immuable et qu'il devrait constituer une norme. Au contraire, un modèle de cogestion adaptative pour un système socioécologique exige : 1) que les objectifs fixés, tant pour les aspects sociaux qu'écologiques, soient suivis et analysés tout au long du processus; et 2) la participation des groupes d'utilisateurs (ici les Inuits) et la réévaluation périodique du rôle de ces derniers. Nous considérons que le modèle que nous proposons devrait servir de point de départ à l'implantation d'un modèle de cogestion adaptative pour les parcs du Nunavik dans le contexte des changements climatiques. Il comprend plusieurs étapes que voici.

2.3 Présentation du modèle

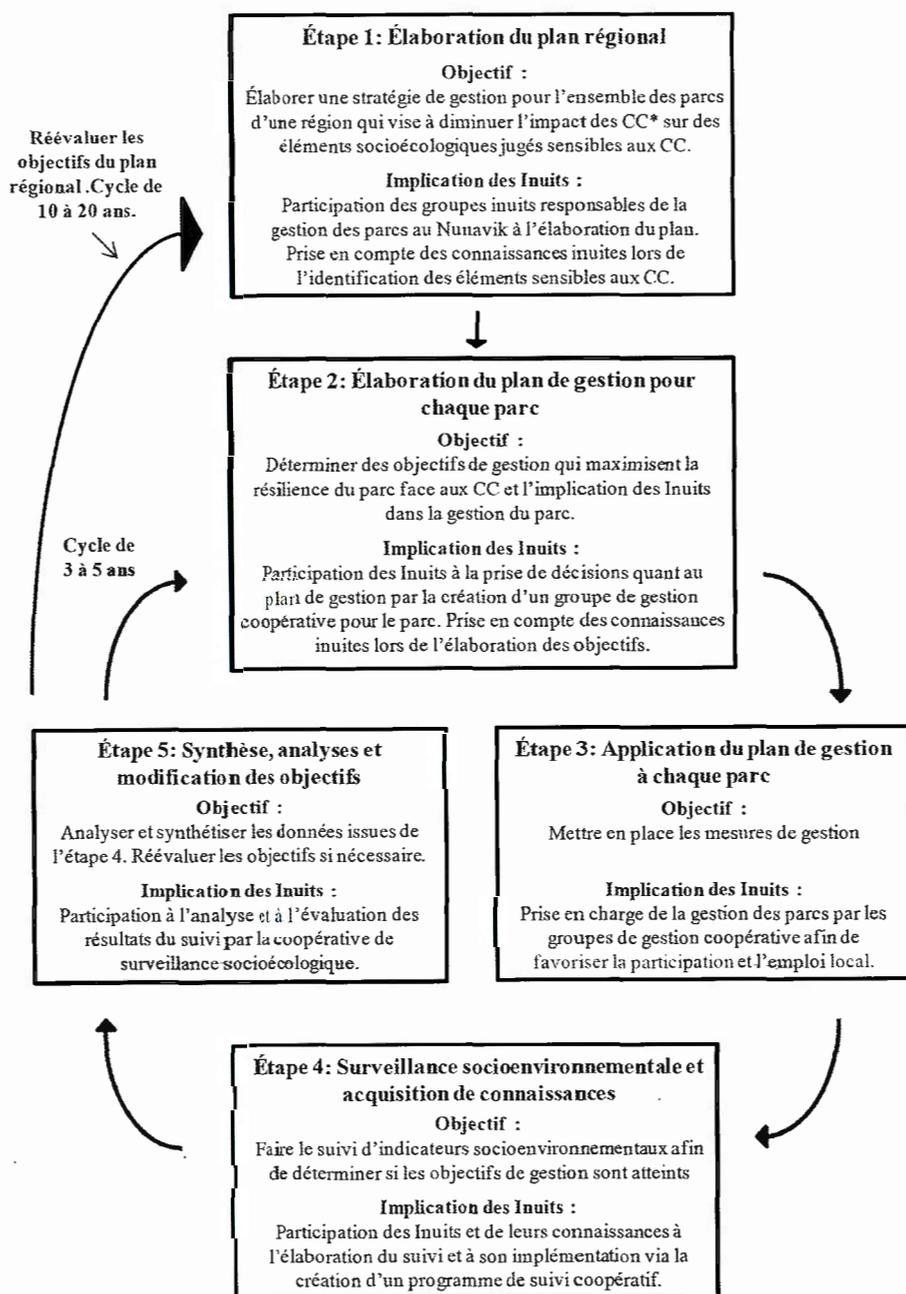
Étape 1 : Élaboration d'un plan de gestion régional

Les changements climatiques auront des conséquences importantes sur les espèces et leurs écosystèmes. Il a été démontré (dans une étude incluant 99 espèces d'oiseaux, insectes et plantes) que, au cours du siècle dernier, les espèces ont migré vers le nord à une vitesse moyenne de 6,1 km/décennie pour « suivre » leur niche bioclimatique

(Parmesan et Yohe, 2003). Au Canada, plus de 50 % des Parcs nationaux canadiens devraient subir un changement dans la composition de leur végétation d'ici 2080, ce qui pourrait apporter des modifications aux écosystèmes (Scott *et al.*, 2002). Il apparaît ainsi que l'ampleur des changements en cours dépasse les limites d'un seul parc. Ceci impose de se doter d'un plan de gestion des parcs à l'échelle régionale (par exemple, le nord-est de l'Amérique du Nord), transcendant les juridictions et les limites politiques, et ayant une longue portée temporelle, afin d'anticiper le mieux possible les changements à venir (Hannah, 2010).

L'élaboration d'un plan de gestion régional (par exemple, le nord-est de l'Amérique du Nord) permettra d'identifier les faiblesses du réseau de parcs actuel face aux effets des changements climatiques, et ce, à partir des connaissances actuelles. L'idée est de prévenir au lieu de guérir, car les actions prises dès aujourd'hui pourront faire économiser temps et argent dans le futur (Hannah et Salm, 2005). Pour ce faire, le plan devra identifier les espèces et les écosystèmes qui semblent les plus sensibles face aux changements et qui devront faire l'objet d'un suivi particulier. Par exemple, certaines espèces qui ne se retrouvent pas dans le Nord du Québec présentement pourront s'y retrouver dans le futur si elles sont capables de migrer. Ainsi, un plan régional pourra spécifier qu'il est essentiel de conserver certaines de ces espèces. De plus, le plan servira à évaluer les écosystèmes les plus à risque face aux changements climatiques de sorte que des mesures de gestion concertées seront établies pour les parcs de l'ensemble de la région (la région étant toujours entendue comme un territoire qui transcende les frontières).

Le plan régional devra également avoir une vision à long terme (par exemple 50 ans) (Hannah et Salm, 2005), ce qui permettra d'anticiper sur une période plus longue les changements prévus pour certains éléments identifiés comme sensibles dans le plan régional. Il devra également être flexible et évoluer dans le temps en fonction de l'acquisition de nouvelles connaissances. Nous croyons que cette étape du modèle devra être révisée tous les 10 à 20 ans (voir Fig. 2.3).



*CC = Changements climatiques

Figure 2.3 Schéma du modèle de cogestion adaptative proposé pour les parcs du Nunavik. Pour chaque étape, nous présentons une description de l'objectif et l'implication possible des Inuits (source : compilation des auteurs).

L'élaboration du plan régional fera intervenir les connaissances scientifiques, mais aussi les connaissances locales et traditionnelles des Inuits, documentées par les groupes de travail ci-haut mentionnés ou lors d'études indépendantes. La combinaison de ces différents savoirs permettra d'obtenir des informations à différentes échelles sur les changements à considérer et d'intégrer les perspectives et préoccupations des Inuits. Par exemple, les connaissances par rapport aux territoires nordiques que possèdent les Inuits pourront servir à identifier des corridors potentiels à maintenir pour favoriser la connectivité entre les différents parcs du Nunavik et le reste du territoire concerné par le plan régional.

Il serait primordial que les membres de l'ARK, actuels responsables de la gestion des parcs au Nunavik, participent à l'élaboration du plan régional, un plan qui est défini en fonction d'impératifs qui débordent, comme on l'a dit plus haut, les frontières nationales. Leur rôle ne serait pas seulement consultatif, mais aussi décisionnel (par exemple dans le domaine des mesures à mettre en place). Idéalement, il serait intéressant que les membres des comités d'harmonisation mis sur pied pour le développement et la gestion des parcs au Nunavik soient aussi présents. Les comités d'harmonisation, par exemple, sont mis sur pied pour chaque parc du Nunavik. Selon le gouvernement du Québec, ces comités ont pour mandat d'associer le milieu régional au développement et à la gestion des parcs. Ces comités sont composés, entre autres, des élus municipaux et de représentants de la Société Makivik. Leur présence pourrait non seulement faciliter la représentation des intérêts locaux dans l'élaboration du plan régional, mais aussi favoriser le transfert d'information depuis et vers les communautés locales.

Étape 2 : Élaboration du plan de gestion pour chaque parc

En fonction du plan régional, un plan de gestion devra être élaboré pour chaque parc. Les objectifs du plan de gestion différeront s'il s'agit d'un parc déjà établi ou d'un

parc en devenir. Dans le premier cas, le nouveau plan de gestion sera contraint par le plan original qui n'était pas nécessairement conçu pour tenir compte des changements climatiques. Dans le cas d'un nouveau parc, le plan pourra intégrer les changements climatiques en tant que thème central autour duquel le reste du plan sera établi (Dudley *et al.*, 2010). Dans les deux cas, le plan de gestion devra aussi inclure des objectifs liés à la cogestion (un objectif de cogestion pourrait être, par exemple, de mettre en place un mode de transition vers une gestion plus coopérative du parc, au sein de laquelle les comités d'harmonisation pourraient obtenir de véritables pouvoirs décisionnels). Comme le plan régional, le plan de gestion pour chaque parc devra avoir une vision à long terme, c'est-à-dire sur 50 ans au lieu des 5 à 10 ans habituels (Hannah et Salm, 2005). Les objectifs du plan de gestion du parc devront toutefois être révisés tous les 3 à 5 ans (voir Fig. 2.3).

Un des principaux objectifs d'un parc est de maintenir, voire de restaurer la biodiversité à l'intérieur de ses limites. Cet objectif demeurera dans le contexte des changements climatiques, car il a été démontré qu'une biodiversité élevée permet aux écosystèmes d'être plus résilients face aux changements (Chapin *et al.*, 2000). Un autre objectif des parcs à prendre en considération est les biens et services écologiques qu'ils procurent (Dudley *et al.*, 2010). Enfin, un des rôles importants des parcs du Nunavik, selon la perspective des organisations inuites, est la stimulation du tourisme et le développement économique des communautés (Administration régionale Kativik, 2007; Société Makivik, 2007).

Ainsi, le plan de gestion d'un parc devra inévitablement viser à maintenir et à augmenter la résilience des écosystèmes qu'il comprend (à travers le maintien et la restauration de la biodiversité), les biens et services écologiques qu'il procure, tout en offrant des opportunités de développement pour les membres des communautés locales (Hansen *et al.*, 2003). Voici cinq points sur lesquels il sera important de se pencher pour déterminer les objectifs de gestion de chaque parc si l'on veut maintenir ces rôles à long terme :

- 1- Identifier les stress, autres que les changements climatiques (par exemple : perte d'habitat, pollution, surexploitation, etc.), qui menacent la diversité des espèces et des écosystèmes du parc;
- 2- Déterminer les éléments de la biodiversité qui sont le plus à risque face aux changements climatiques;
- 3- Déterminer parmi les biens et services écologiques que procure le parc, ceux qui sont le plus à risque face aux changements climatiques;
- 4- Identifier le type de menace climatique qui risque d'avoir le plus d'effets négatifs sur l'ensemble d'un parc (par exemple : sécheresses, pluies, événements climatiques extrêmes, etc.);
- 5- Évaluer l'impact potentiel des changements climatiques sur le mode de vie local, le tourisme et le développement socioéconomique.

Les connaissances des Inuits devront évidemment être prises en compte lors de l'évaluation de chacun de ces points, par la participation des groupes de travail sur le savoir traditionnel.

Pour les parcs en devenir, on tentera de remédier aux points faibles du réseau existant tels qu'identifiés à l'étape 1 lors de la mise en place des nouveaux parcs (Hannah et Salm, 2005). Toutefois, nous savons que les décisions d'implantation de nouveaux parcs au Nunavik sont influencées par les intérêts de la société énergétique Hydro-Québec et des compagnies minières de la région, ce qui peut limiter les options quand il viendra temps de remédier aux points faibles du réseau existant.

Il est actuellement proposé que les plans de gestion des parcs, dans le contexte des changements climatiques, puissent permettre aux limites de ces derniers d'être dynamiques dans le temps (Hannah *et al.*, 2007). En effet, une limite dynamique permettra aux espèces et écosystèmes qui sont forcés de se déplacer à cause des

changements climatiques d'avoir un refuge au fil du temps (Hannah *et al.*, 2007). L'élaboration d'un plan de gestion incorporant cette nouvelle approche apporterait certes de nouveaux défis pour les parcs du Nunavik, mais serait très novatrice et pourrait servir à atténuer certains impacts non anticipés des changements climatiques. L'élaboration du plan de gestion est une étape cruciale de la gestion des parcs. Pour cette étape, il existe déjà une façon de faire au Nunavik qui implique les Inuits. En effet, ces derniers sont représentés lors de l'élaboration des plans de gestion par l'ARK et par les groupes de travail et comités d'harmonisation mis sur pied par cette dernière. Selon notre modèle de cogestion adaptative, le plan de gestion de chaque parc devrait être fréquemment réévalué et bonifié (si nécessaire), de même que la manière dont les acteurs locaux sont appelés à y participer. Des mécanismes devraient ainsi être mis en place pour assurer le suivi. Un tel mécanisme pourrait passer par l'établissement d'une coopérative de suivi environnemental dont nous parlerons à l'étape 4.

Étape 3 : Application du plan de gestion à chaque parc

Les outils de gestion utilisés pour réduire la vulnérabilité des espèces et des écosystèmes (dont ceux des parcs) face aux changements climatiques sont les mêmes que ceux déjà utilisés en conservation (par exemple : maintenir ou augmenter les populations, favoriser la connectivité, réduire les stressés existants, etc.) (Mawdsley *et al.*, 2009; Steffen *et al.*, 2009). Par contre, dans le contexte des changements climatiques, leur application devra être plus agressive, proactive et innovatrice (Hannah et Salm, 2005). À titre d'exemple, certaines espèces utilisent les ponts de glace pour se déplacer du continent vers les îles (Lomolino, 1986). Si les ponts de glace ne se forment plus, une méthode dite agressive pourrait être de transporter, au besoin, des individus de ces espèces du continent vers les îles afin d'assurer le maintien des populations insulaires et de leur diversité génétique.

Nous suggérons que la mise en place des mesures de cogestion soit prise en charge par des organismes locaux. À ce niveau, les parcs du Nunavik sont déjà sur la bonne voie, puisque le mandat de la gestion des parcs est confié à l'ARK, guidée par les comités d'harmonisation. Toutefois, l'intégration des Inuits, comme dans le cas de l'élaboration du plan de gestion (étape 2), pourrait être bonifiée par des comités de gestion coopérative des parcs. Une bonne communication serait nécessaire entre ces comités de gestion et les communautés locales afin de s'assurer que les intérêts et opinions de ces dernières soient pris en compte au cours de cette étape.

Étape 4 : Surveillance socioenvironnementale et acquisition de connaissances

La surveillance socioenvironnementale et l'acquisition de connaissances sont essentielles dans un processus de cogestion adaptative. Elles permettent de quantifier les résultats des « expériences de gestion » pour ensuite, si nécessaire, les améliorer (Welch, 2005). La surveillance socioenvironnementale et l'acquisition de connaissances qui en découleront seront structurées en fonction des objectifs qui auront été fixés aux étapes 1 et 2. La surveillance socioenvironnementale consiste à faire un suivi à long terme de certains indicateurs préalablement identifiés par les gestionnaires afin d'évaluer les mesures de gestion. Dans un mode de gestion adaptative conventionnel, l'approche scientifique est normalement utilisée pour la prise de données (Welch, 2005). Toutefois, dans un modèle de cogestion, la science doit être associée aux connaissances traditionnelles et locales.

Pour cette étape, nous suggérons donc une participation réelle et continue des membres des communautés inuites au suivi socioenvironnemental des parcs. Le cas de l'Arctic Borderlands Ecological Knowledge Coop (ABEKC) offre un exemple intéressant (Eamer, 2006; Kofinas *et al.*, 2002). L'ABEKC est né d'une rencontre entre des leaders autochtones, des agents gouvernementaux, des membres de communautés autochtones et des scientifiques dont le but était de trouver une manière

d'accroître le suivi environnemental dans l'aire de répartition de la harde de caribous de la Rivière Porcupine, qui se déplace entre les Territoires du Nord-Ouest, le Yukon et l'Alaska.

Depuis 1999, l'ABEKC fait un suivi environnemental de l'aire de répartition de la harde basé sur le savoir de chasseurs locaux combiné à des indicateurs de changements basés sur des programmes scientifiques (par exemple : données climatiques, estimés d'abondance des caribous, nombre de touristes visitant les communautés, etc.). Le programme de l'ABEKC diffère de la plupart des études sur le savoir traditionnel et local du fait qu'il n'est pas basé sur des entrevues en profondeur avec des aînés. Le programme de l'ABEKC est plutôt basé sur des entrevues annuelles structurées, « conduites par des membres des communautés et qui mettent l'emphase sur ce que les chasseurs, pêcheurs et cueilleurs les plus actifs des communautés ont observé au cours de l'année précédant l'entrevue » (Eamer, 2006, TLDA). L'ABEKC est aussi géré de manière coopérative, et chaque décision importante est prise par consensus lors des rencontres annuelles, auxquelles assistent les membres des organisations impliquées.

Un modèle semblable à celui de l'ABEKC, mais qui tiendrait compte des limites de ce dernier (par exemple : manque de personnel qualifié pour analyser les données, difficultés dans la gestion de la base de données), pourrait être mis en place pour les parcs du Nunavik. Une telle coopérative de suivi socioenvironnemental pourrait aider à construire des ponts entre les différents niveaux d'organisation impliqués dans la création et la gestion des parcs. Une telle coopérative pourrait potentiellement contribuer à développer des liens de confiance entre les membres de différents partis impliqués, un aspect non négligeable pour le succès des entreprises de cogestion (Berkes, 2009).

Étape 5 : Synthèse, analyses et modification des objectifs

La synthèse, analyses et modification des objectifs, consiste à faire l'analyse des données de suivi de la surveillance socioenvironnementale. Dans un mode de cogestion adaptative, cette analyse des données de suivi doit se faire sur une base régulière (par exemple, 3 à 5 ans) afin de pouvoir réajuster promptement les mesures de gestion lorsque nécessaire. Les résultats doivent être diffusés aux groupes concernés sur une base régulière, et ces derniers doivent également être impliqués si des changements dans les objectifs de gestion sont prévus. Ceci est une étape très importante de la cogestion adaptative qui doit impérativement être respectée si on ne veut pas que la cogestion prenne la forme d'une simple consultation, mais que l'implication des Inuits soit continue et significative.

Telle que mentionnée à l'étape 4, la mise en place d'une coopérative de suivi socioenvironnemental pourrait servir de forum pour diffuser l'information obtenue lors du suivi et favoriserait l'implication des résidents à l'élaboration des nouveaux objectifs de gestion, si nécessaire. Ainsi, en plus de contribuer à l'acquisition de connaissances et au suivi de l'état des parcs gérés, une telle coopérative pourrait organiser des rencontres annuelles regroupant tous les groupes impliqués de près ou de loin dans la gestion et le développement des parcs du Nunavik. Ces groupes de participants se trouveraient alors en situation d'apprentissage face aux mesures de gestion posées dans le passé (pour plus d'information sur l'apprentissage social et la cogestion, voir Armitage *et al.*, (2008)). Ultimement, il incomberait au groupe responsable du développement des mesures de gestion de prendre les décisions nécessaires pour modifier et mettre en place les nouvelles mesures. La boucle de la cogestion adaptative recommencerait alors à l'étape 2, et ainsi de suite pour les décennies à venir (voir Fig. 2.3).

2.4 Discussion

2.4.1 Principaux défis liés au modèle de cogestion adaptative proposé

La nécessité de mettre en place le modèle de cogestion adaptative que nous proposons est inspirée de deux idées. Tout d'abord, les changements climatiques représentent, selon nous, un des stress les plus importants pour les écosystèmes nordiques. Pour cette raison, nous croyons qu'ils devraient être davantage considérés lors de l'élaboration des mesures de gestion des parcs. Aussi, dans une optique de développement durable et de démocratisation de la gestion, nous adoptons le point de vue de Carlsson et Berkes (2005), selon lequel le partage du pouvoir devrait être vu comme le résultat de la cogestion, et non pas comme son point de départ. Pour ce faire, la cogestion doit être considérée comme un « processus d'apprentissage par problèmes (au lieu d'un arrangement statique) » (Berkes, 2009, TLDA). Cela justifie notre proposition d'un modèle de cogestion adaptable au fil du temps. Évidemment, nous sommes conscients que la mise en place d'un tel modèle ne pourrait se faire sans embûches. Nous élaborons ici sur les principaux questionnements et défis anticipés.

L'un des premiers défis pour la mise en place de notre modèle de cogestion adaptative est lié à l'urgence d'agir. En effet, les conséquences des changements climatiques sur les parcs et les systèmes socioécologiques se font déjà sentir et, selon les modèles climatiques, la tendance devrait s'accroître dans les prochaines années (IPCC, 2007a). Ainsi, le modèle que nous proposons devrait être mis en place rapidement. Pour ce faire, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, qui est l'autorité responsable des parcs au Québec, devrait définir dans un court délai (idéalement d'ici 5 ans) sa politique quant à la gestion des parcs dans le contexte des changements climatiques. Ce travail devrait se

faire en collaboration avec les organisations de cogestion. Lorsque le ministère aura défini sa politique dans ce domaine, Parcs Nunavik pourra participer à l'élaboration du plan régional dans lequel le Nunavik se situe et procéder à l'élaboration d'un plan de gestion pour chaque parc. De plus, Parcs Nunavik devra tenir compte des changements liés au tourisme dans cette région. Traditionnellement, le tourisme de cette région est principalement lié aux activités de pourvoiries, mais cette situation pourrait changer avec le Plan Nord et la création de nouveaux parcs (Québec, 2012). En effet, le tourisme de villégiature pourrait augmenter et par le fait même augmenter la pression sur les parcs (Québec, 2012; Stewart *et al.*, 2005).

Un second défi du modèle proposé est lié à la difficulté de déterminer les conséquences et opportunités que représenteront les changements climatiques pour chaque parc. Cette difficulté émerge du fait que, actuellement, les études sur les impacts qu'auront les changements climatiques sont basées sur des connaissances scientifiques qui décrivent ce phénomène à grande échelle (Parmesan et Yohe, 2003). C'est entre autres pour cette raison qu'il est nécessaire d'utiliser toutes les sources de connaissances disponibles sur l'état actuel des systèmes socioécologiques et sur les changements qu'ils subissent. Au Nunavik, les connaissances des Inuits peuvent contribuer à documenter ce phénomène. Or, combiner différents types de savoirs n'est pas une tâche facile, particulièrement lorsqu'on veut combiner des connaissances fondées sur différentes visions du monde (par exemple : connaissances scientifiques versus connaissances autochtones) (Reid *et al.*, 2006). Le succès d'une telle opération requiert souvent le développement de liens de confiance et de respect entre les détenteurs de chaque type de savoir. À cet égard, le modèle de cogestion adaptative que nous proposons a le potentiel de servir de catalyseur facilitant l'établissement de ces liens.

Pour le troisième défi, il faut considérer que la mise en place de mesures de gestion visant à atténuer l'impact des changements climatiques augmentera les besoins en ressources humaines et les coûts de gestion des parcs (Welch, 2005). De la

même façon, la mise en place de groupes de gestion et de surveillance socioenvironnementale coopératifs nécessiterait des ressources humaines et financières additionnelles. Les coûts de transport, par exemple, liés à la tenue de rencontres dans le Nord sont considérables. Aussi, notre expérience nous a montré que, dans les communautés nordiques peu peuplées, les leaders locaux sont souvent surchargés de travail du fait de leur participation à un nombre important de différents comités.

Pour ce qui est des ressources financières, une mobilisation des populations locales aiderait à inciter la classe politique à investir plus d'argent et de ressources dans la gestion des parcs (Welch, 2005). D'ailleurs, l'ARK mentionnait la nécessité que des ressources humaines et financières adéquates soient disponibles pour que le projet de parc national de la Kuururjuaq soit une réussite (Administration régionale Kativik, 2007) (voir Fig. 2.4). Sur ce point, le modèle de cogestion adaptative pourrait servir de levier. Effectivement, le poids politique de plusieurs groupes d'intérêts représentant une vision commune a de fortes chances de favoriser l'investissement financier et humain de la part de partenaires (gouvernementaux ou non) pouvant fournir ces ressources. Pour cela, il faudrait cependant que l'ébauche du modèle soit d'abord mise en place.

En ce qui a trait aux ressources humaines, nous reconnaissons que notre modèle pourrait initialement ajouter une charge de travail sur les leaders locaux. À moyen terme toutefois, un tel modèle de cogestion devrait inclure des mécanismes visant à favoriser le développement du leadership et de la capacité de gestion chez d'autres acteurs locaux (par exemple en essayant de stimuler la participation des jeunes aux groupes de travail et comités de cogestion). Favoriser la participation de nouveaux acteurs locaux contribuerait à stimuler le développement socioéconomique des communautés, à réduire la surcharge de travail de certains leaders et à augmenter la représentativité des groupes de cogestion.



Figure 2.4 Point de vue sur le futur parc national de la Kuururjuaq (photo : Stéphane Cossette, gracieuseté de l'Administration régionale Kativik (ARK)).

La question de la représentativité des groupes de cogestion est un des grands défis de la cogestion. À ce sujet, la cogestion adaptative, comme la cogestion, n'offre pas de garantie contre la gestion inéquitable des ressources. Dans certains cas, malgré le processus participatif, seuls les intérêts de quelques groupes sont mis de l'avant. Une solution à ce défi serait la création de groupes de cogestion incluant une diversité de représentants au niveau local (non seulement les élus municipaux) et une diversité d'organisations au niveau régional, comme les organismes touristiques.

2.4.2 Conclusion

Nous reconnaissons ici que l'intérêt que nous portons à la cause des changements climatiques est influencé par notre domaine d'étude : la biologie. Ainsi, bien que

nous mettions les changements climatiques à l'avant-plan de notre modèle, nous sommes conscients que cette problématique puisse être de moindre importance pour certains groupes impliqués dans la cogestion des parcs. Puisque l'objectif de la cogestion est de représenter les intérêts des groupes impliqués, il serait donc possible que la place centrale qu'occupent les changements climatiques soit revue au fil du temps.

Dans les faits, il n'existe pas un type de gouvernance idéal, applicable à toutes les situations de gestion environnementale (Ostrom *et al.*, 2007). De même, il n'existe pas de solution idéale, applicable à tous les défis de la cogestion (Berkes, 2009). Chaque contexte de cogestion est unique (même à l'intérieur d'une même région), avec ses propres forces et faiblesses, et sa diversité d'intérêts locaux et régionaux. Ainsi, la mise en place de notre modèle et les solutions aux défis qu'il engendrera dépendront de ce contexte spécifique. L'expérimentation est encore nécessaire dans le domaine de la cogestion (Ostrom *et al.*, 2007). À ce titre, nous voyons notre modèle non pas comme un projet normatif à appliquer tel quel, mais plutôt comme un moyen de stimuler la réflexion. Il restera donc aux acteurs concernés à voir s'il leur convient et à adapter sa mise en application, si nécessaire.

CHAPITRE III

VULNERABILITY OF QUEBEC BIODIVERSITY TO CLIMATE CHANGE: A CASE STUDY USING THE NATURESERVE'S *CLIMATE CHANGE* *VULNERABILITY INDEX*

Yanick Gendreau^{ab}, Nicolas Casajus^{ab}, Patrick Nantel^c et Dominique Berteaux^{ab}

^aChaire de recherche du Canada en conservation des écosystèmes nordiques, Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski.

^bCentre de la science de la biodiversité du Québec.

^cParcs Canada

(à soumettre)

Contribution des auteurs (initiales)

Idée originale (YG)

Analyse des données (YG, NC)

Rédaction du manuscrit (YG, DB)

Figures (YG)

Commentaires et correction du manuscrit (YG, NC, PN, DB)

Financement (DB)

Résumé

Les gestionnaires en conservation doivent maintenant évaluer les impacts des changements climatiques sur la biodiversité lors de la planification de leurs stratégies de conservation. Pour ce faire, ils peuvent compter sur différentes méthodes telles que les modèles de niches bioclimatiques et les analyses de vulnérabilité basées sur les traits biologiques des espèces. Parce que ces deux méthodes pourraient donner des indications différentes sur les impacts des changements climatiques sur la biodiversité, il semble justifié pour les gestionnaires de baser leurs stratégies d'adaptation sur une combinaison de celles-ci. NatureServe, un organisme de conservation, a conçu et rendu public l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC). L'IVCC est basé sur les traits biologiques des espèces, mais a la particularité de permettre l'intégration des modèles de niches bioclimatiques dans son analyse de vulnérabilité aux changements climatiques. Nous avons évalué, avec l'IVCC, la vulnérabilité de 250 espèces (amphibiens, oiseaux et arbres) aux changements climatiques dans le sud du Québec (Canada) pour l'horizon 2050. Nous avons comparé les résultats obtenus avec et sans l'ajout des modèles de niches bioclimatiques pour les oiseaux et les amphibiens. La plupart des espèces analysées (94%) n'ont pas été classées comme vulnérables aux changements climatiques. Une raison pouvant expliquer ce résultat est que la majorité des espèces analysées se retrouvent à la limite nord de leur répartition dans le sud du Québec. Néanmoins, les arbres et les amphibiens semblaient plus vulnérables que les oiseaux. La spécialisation de l'habitat, les barrières anthropiques et la capacité de dispersion ont été les facteurs les plus influents dans l'établissement du niveau de vulnérabilité avec l'indice. L'inclusion des modèles de niches bioclimatiques n'a pas eu d'impact significatif sur le niveau de vulnérabilité des espèces. Cependant, l'intégration des modèles de niches bioclimatiques avec dispersion illimitée des espèces conduit à des pointages de vulnérabilité inférieurs à ceux sans dispersion. Nos résultats suggèrent que, pour les espèces les plus vulnérables, les gestionnaires en conservation devraient augmenter la connectivité et considérer la migration assistée comme des stratégies d'adaptation possibles aux changements climatiques. De façon générale, cette étude suggère que l'IVCC permet une évaluation rapide de la vulnérabilité aux changements climatiques de nombreuses espèces et qu'il y a probablement peu d'avantages à inclure des modèles plus complexes au calcul de cet indice.

Mots clés :

Changements climatiques, vulnérabilité, Indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC), Modèles de distribution des espèces, Québec

Abstract

Conservation biologists are now required to assess the impacts of climate change on biodiversity when planning conservation. To do such assessment, they can rely on different methods such as species distribution models (SDMs) and trait-based vulnerability analyses. Because SDMs and trait-based vulnerability analyses might give different clues about the potential impacts of climate change on biodiversity, it is more rigorous for conservation managers to build adaptation assessments on both types of analyses. NatureServe, a non-profit conservation organization, has designed and made public the Climate Change Vulnerability Index (CCVI), which uses both types of analyses in a single template. We assessed, with the CCVI, the vulnerability of 250 species of amphibians, birds, and trees in southern Quebec, Canada, at the 2050 horizon. As the strength of the CCVI relies on its trait-based approach able to integrate outputs of SDMs, we compared, for birds and amphibians, CCVI results obtained with and without integrating SDMs. Most (94%) analyzed species were not classified as vulnerable to climate change, probably because they occur for the most part at the northern edge of their distribution in southern Quebec. Trees and amphibians, however, appeared more vulnerable than birds. Habitat specialization, anthropogenic barriers, and dispersal capabilities were the most influential factors discriminating species according to their vulnerability index. Integration of SDMs into the CCVI did not significantly impact species vulnerability. However, integrating SDMs and assuming unlimited dispersal of species led to lower vulnerability scores than using SDMs with no dispersal. Our results suggest that for the most vulnerable species, conservation managers should increase connectivity and consider translocation as adaptation strategies to climate change. More generally, this case study also suggests that the CCVI can allow quick assessment of the vulnerability to climate change of many species, with potentially little benefit of including complex modeling in the assessment.

Keywords:

Climate change, vulnerability, Climate change vulnerability index (CCVI), species distribution model, Quebec.

3.1 Introduction

Human-induced climate change is known to impact biodiversity (Chen *et al.*, 2011; Parmesan, 2006). This provides a new challenge to conservation biologists and natural resource managers, who now have to add this biodiversity stressor to an already long list including habitat destruction, overexploitation of populations, competition with invasive species, and pollution (Brook *et al.*, 2008; Parmesan *et al.*, 2011). Climate change is considered by some to be the second major threat to terrestrial biodiversity after habitat destruction (Sala *et al.*, 2000), and potentially the first one in the next decades (Leadley *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2010).

Consequently, conservation biologists and resource managers are now required to assess the impacts of climate change on biodiversity when planning for conservation (Cross *et al.*, 2013; Dawson, 2011). Such assessments must lead to the identification of options that will help species adapting to climate change (we refer here to the phenotypic adjustments in response to climatic stimuli or their effects) (IPCC, 2014).

Among the methods available to assess the impacts of climate change on biodiversity, the most common ones work at the species level (Bellard *et al.*, 2012; Dawson, 2011; Rowland *et al.*, 2011). They can be divided roughly into two categories. The first ones use climate change scenarios to assess potential changes in species ranges. The second ones use species biological traits and intensity of climate change to assess species vulnerability (Foden *et al.*, 2013).

Species distribution models (SDMs) have been widely used to assess the potential changes in species geographic ranges, with associated risks of extinction (Guisan *et al.*, 2013). SDMs first relate species distribution to climate and other environmental variables, and then project this relation under future climate change scenarios (Guisan et Thuiller, 2005). Despite some limitations (Pearson et Dawson,

2003), SDMs provide a good approximation of the direction and magnitude of potential impacts of climate change on species distribution.

Trait-based vulnerability analyses use exposure and sensitivity to assess species vulnerability to climate change (Dawson, 2011; Williams *et al.*, 2008). Exposure refers to the magnitude of climate change where the species live, while sensitivity refers to the degree to which a species will respond to climate change, which depends on its biological traits (Foden *et al.*, 2013; Williams *et al.*, 2008). Trait-based vulnerability analyses provide an evaluative framework that requires good knowledge of species biological traits. Traits included in the analyses should be known to influence the sensitivity of species to climate change (Foden *et al.*, 2013). From those traits (e.g., genetic diversity, plasticity, movement capabilities), it should be possible to assess whether the species has a reasonable chance to adapt to climate change (Dawson, 2011).

Because SDMs and trait-based vulnerability analyses give different clues about the potential impacts of climate change on biodiversity, it may be more informative for conservation managers to build adaptation assessments on both types of analyses (Dawson, 2011). NatureServe, a non-profit conservation organization providing the scientific basis for conservation actions, has designed and made public such a tool, the Climate Change Vulnerability Index (CCVI) (Young *et al.*, 2011).

The CCVI can be used at different geographic scales and can assess the vulnerability of a wide range of taxonomic groups to climate change (Young *et al.*, 2011). To our knowledge, no peer-reviewed paper using the CCVI approach has been published so far, but the tool has been used in different jurisdictions of the USA, Canada, and South America since 2009 (Liebezeit *et al.*, 2012; NatureServe, 2015; Young *et al.*, 2013).

Our first objective was to assess the vulnerability of a wide range of species from southern Quebec, Canada (birds, amphibians, and trees) and examine whether vulnerability differed across taxonomic groups. This application of the CCVI should also provide the literature with a case study of the CCVI and stimulate further development of the approach. Our second objective was to investigate the relative contributions of exposure and species biological traits (both factored in the CCVI and thus hereafter called "intrinsic factors") to species' vulnerability to climate change. Our third objective was to research how factors not included in the CCVI ("extrinsic factors") correlate with vulnerability levels derived from the CCVI. In particular, we considered as extrinsic factors the conservation status of species (at risk vs. not at risk), and their range in southern Quebec relative to distribution limits. Conservation status is determined to a large extent by population size and trends and by extent and patterns of geographic distribution, such that species at risk might be more sensitive to stochastic events caused by climate change (Pearson *et al.*, 2014). The position of populations within the species distribution range could also influence their vulnerability to climate warming, with populations at the northern margin of the species distribution potentially being the least vulnerable (Parmesan, 2006). Analysing the contribution of various intrinsic and extrinsic factors to vulnerability (objective 2 and 3) should allow a better interpretation of the CCVI results. This interpretation will help managers to target the most appropriate adaptation strategies to help those species to face climate change.

Finally, as one strength of the CCVI relies on its trait-based approach able to integrate outputs of SDMs (as an option), our fourth objective was to compare CCVI results obtained with and without integrating SDMs. When SDMs were integrated, we considered two alternatives, one where SDMs assumed no dispersal capacity of species and the other where SDMs assumed unconstrained dispersal of species.

3.2 Methods

3.2.1 Study area and data

Using a 20 km x 20 km cell grid, we worked in southern Quebec (913,200 km² area, Fig. 3.1) for the trait-based analysis, but added all USA states east of the 100th meridian (excluding Florida) to build SDMs (Berteaux *et al.*, 2010). We did not work north of the 53th parallel because of lack of data. Average temperature and species richness both strongly decrease from the south to the north of the study area (Berteaux *et al.*, 2010).

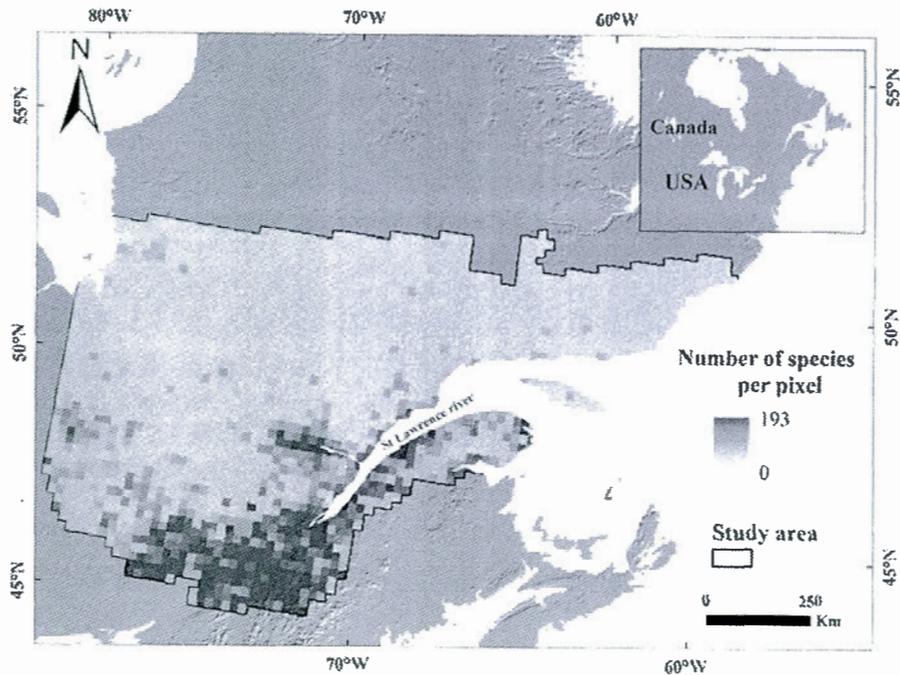


Figure 3.1. Study area in southern Quebec and number of species assessed (birds, amphibians and trees) with the NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI) per 20 km x 20 km pixel.

Species distribution data

We assessed the vulnerability to climate change of 184 birds, 18 amphibians, and 48 trees (see Appendix 3.1 for species list). We reported on our study grid occurrence data from the following sources. Birds: North American Breeding Bird Survey (BBS, 2009), a standardized breeding season roadside survey; *Étude des Populations d'Oiseaux du Québec* (Droege *et al.*, 1998), a compilation program of observations from amateur birders in Quebec. Amphibians: *Atlas des Amphibiens et Reptiles du Québec* (AARQ, 2010), a checklist compilation program that gathers observations from amateur herpetologists in Quebec; National Amphibian Atlas, which provides species distribution data for the U.S at the county level; Atlantic Canada Conservation Data Center, which provides information about species distribution for New-Brunswick, Canada (ACCDC, 2011; USGS, 2011). Trees: Species range maps from Atlas of United States trees (including Canada) by Little (1971), as digitalized by USGS (USGS, 2013).

Climate data

Climate data were needed both to calculate exposure values entered in the CCVI and to build the SDMs allowing projection of potential future distribution of species. We defined the reference period as 1961-1990 and the future time horizon as 2041-2070 (2050). Details about climate variables and data sources appear in Appendix 3.2.

3.2.2 Description of the Climate Change Vulnerability Index

We used the freely available CCVI, an Excel (Microsoft corporation[®]) workbook, to perform our trait-based analysis (NatureServe, 2015). The CCVI considers vulnerability as the product of exposure and sensitivity (Williams *et al.*, 2008; Young *et al.*, 2011). Vulnerability is assessed from the information entered into four sections (grey shading in Fig. 3.2). Two sections (direct and indirect climate exposure) represent exposure, one represents sensitivity, and an optional section allows refinement of the score obtained from the first three sections, taking into account documented or modeled responses to climate change. A full description of the index is available in Young *et al.* (2011).

We used the difference in annual mean temperature and annual moisture availability between the reference period and 2050 to assess direct climate exposure (Young *et al.*, 2011, Appendix 3.2). The exposure to climate change is used to modulated the “Indirect climate exposure” and “Sensitivity” factors, with respectively four and 16 factors in each section (Fig. 3.2, Young *et al.*, 2011). Indeed, changes in climate should amplify the effect of the sensitivity factors, and thus increase vulnerability to climate change (Young *et al.*, 2011). Finally, the optional section “Documented response to climate change” is composed of four factors where the user can include results from SDMs (Fig. 3.2).

For each factor, an intermediate horizontal classification (between three and six classes: greatly increase, increase, somewhat increase, neutral, somewhat decrease and decrease) must be made to reflect the potential impact of the factor on the overall vulnerability (Rowland *et al.*, 2011; Young *et al.*, 2011). This classification is done according to guidelines provided by the index developers. Users can choose more than one class if several appear equally appropriate. Afterward, the CCVI algorithm

generates a vulnerability score from a summation of all the factors, which is linked to a vulnerability class as shown in Table 3.1.

The CCVI algorithm also provides a value of “confidence in species information” (i.e. low, moderate, high, very high) associated with the vulnerability classes. The index uses a Monte Carlo simulation (1,000 runs) to recalculate the index when the user has selected more than one intermediate horizontal class for at least one factor. Interpretation of confidence in species information should be viewed as the chance to be classified in one vulnerability class instead of another.

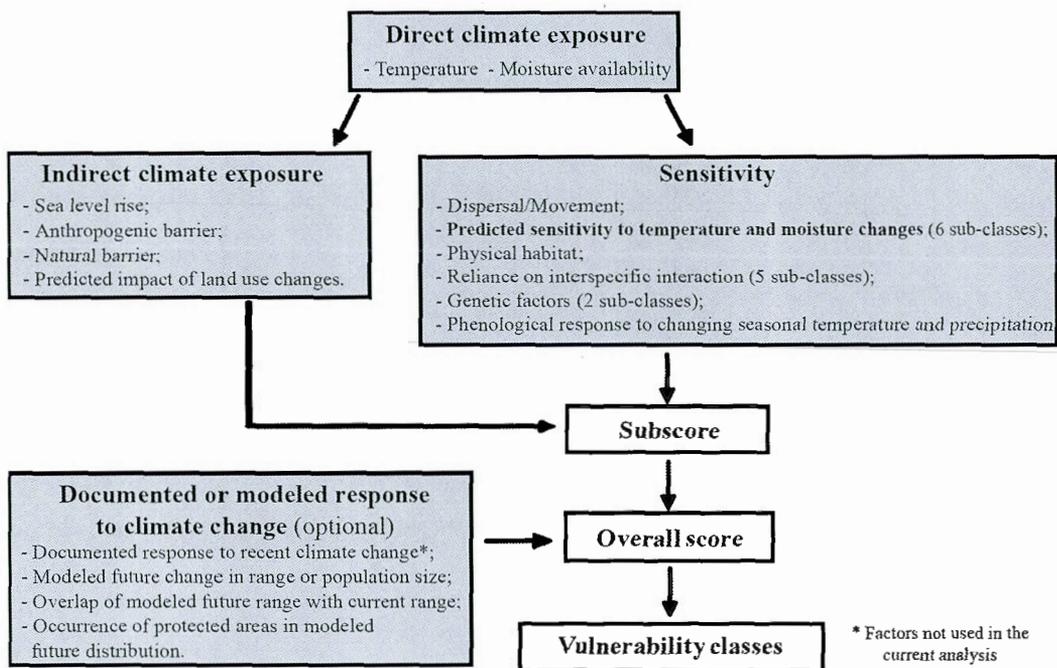


Figure 3.2 Structure diagram of the NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI). Light grey boxes show sections and factors of the CCVI. Factors including spatial components (see text) are in bold characters.

Application of the Climate Change Vulnerability Index

For our trait-based analyses we included species that are currently present in at least one 20 km x 20 km cell of our Quebec study area (range 1-1640), and controlled for the number of cells by including this variable as a covariate in our analysis. Moreover, we included sensitivity factors with a spatial component (Fig. 3.2, in bold) only for species having ten cells or more as presence. Other sensitivity factors are mostly biological traits independent of species distribution.

Data on intrinsic and extrinsic factors used to feed the CCVI came from Birds of North America (Poole, 2005) (birds), NatureServe Explorer database (NatureServe, 2011) (amphibians) and Burns et al. (1990) (trees).

3.2.3 Species distribution models

We used the BIOMOD package (Thuiller *et al.*, 2009) developed for the R statistical software (R Core Team, 2013) to build species distribution models. We evaluated predictive performances of models using the area under the curve (AUC) of the receiver-operating characteristic (ROC) plot (Fielding et Bell, 1997), and used a split-sample procedure to assess predictive performances on pseudo-independent data (Araújo *et al.*, 2005). Each model was projected in 2050 under each of the selected climate change scenarios. We summarized all the projections using a consensus technique (Araújo et New, 2007). We aggregated probabilities of occurrence (the raw output of the models) for the reference period and for 2050 using the weighted average approach (Marmion *et al.*, 2009), with AUC as the weight. Finally, we converted these probabilities in presence/absence using the sensitivity-specificity sum

maximization approach (Liu *et al.*, 2005). Additional information of our modeling approach is available in Berteaux *et al.* (2010).

Of the 250 species for which we had performed the trait-based analyses (without SDMs), we selected 159 birds and 17 amphibians that had enough data to build SDMs (data on trees are from distribution maps and are not suitable to build SDMs), both assuming unlimited dispersal (species can track their bioclimatic envelope without constraint) and no dispersal (species cannot move out of their current bioclimatic envelope). SDM results on these 176 species offered a good potential to examine the effects of SDMs inclusion in the output of the CCVI.

Table 3.1 Definitions of vulnerability classes used in the NatureServe Climate Change Vulnerability Index (CCVI) (Young *et al.*, 2011).

| CCVI classes | Definitions |
|--------------------------------|---|
| Extremely vulnerable | Abundance and/or range extent within geographical area assessed extremely likely to substantially decrease or disappear by 2050. |
| Highly vulnerable | Abundance and/or range extent within geographical area assessed likely to decrease significantly by 2050. |
| Moderately vulnerable | Abundance and/or range extent within geographical area assessed likely to decrease by 2050. |
| Not vulnerable/Presumed stable | Available evidence does not suggest that abundance and/or range extent within the geographical area assessed will change (increase/decrease) substantially by 2050. Actual range boundaries may change. |
| Not vulnerable/Increase likely | Available evidence suggests that abundance and/or range extent within geographical area assessed is likely to increase by 2050. |
| Insufficient evidence | Available information about a species' vulnerability is inadequate to calculate an index score. |

3.2.4 Analyses

We first applied the CCVI to the 250 species without using its last section on “Documented response to climate change” (thus without taking into account SDM results). To investigate differences in vulnerability scores between the taxonomic groups (objective 1), we ran a G-test in R (R Core Team, 2013), and performed a Bonferroni post-hoc test to identify which groups differed from others. For frequency tests, the p-value of the Bonferroni post-hoc test was obtained by dividing the standard p-value of 0.05 by the number of sub contingency tables (MacDonald et Gardner, 2000).

Then, we explored which of exposure or intrinsic factors of the CCVI are the most influential on species vulnerability scores (objective 2). We built a classification tree with the *rpart* package in R (Therneau *et al.*, 2013) to examine differences among CCVI classification scores based on exposure values and CCVI intrinsic factors horizontal classification. The number of occurrences (cells) was included in the analysis as covariate to control for its potential effects. The aim of the classification tree is to split the data into homogeneous groups with the lower misclassification rate possible (De'ath et Fabricius, 2000).

As a further step to reach our goals, we investigated if conservation status and type of distribution (two extrinsic factors) of species were linked to their vulnerability score (objective 3). We created a binary variable indicating if the species was at risk (according to either the Quebec or Canada legislations; CDPNQ 2008) or not. We also created, after CDPNQ (2008), a 6-categories variable indicating the type of distribution of each species: 1) northern limit, 2) southern limit, 3) eastern limit (when the northern, southern or eastern limit of the species range was located in our study area, respectively), 4) central distribution (neither the northern nor the southern

range limit was located in our Quebec study area), 5) disjunct distribution (the species had a rather continuous range but presented isolated patches in Quebec), and 6) sporadic distribution (the species range was discontinuous on its entire range).

To test the effect of including the modeled response to climate change on the CCVI (objective 4), we used a G-test, as described above, to compare CCVI scores according to whether the optional factor *modeled response to climate change* (our SDM outputs) was absent from the trait-based analyses, was included assuming unlimited dispersal, or was included assuming no dispersal.

3.3 Results

3.3.1 Species vulnerability to climate change

As shown in Fig. 3.3a, 235 (94%) of the 250 studied species were classified as Not vulnerable. Taxonomic groups differed in their level of vulnerability (Fig. 3.3a, G-test: $G=233.3$, $df=6$, $p<0.0001$). Birds appeared as the less vulnerable group (100% of species classified as Not vulnerable), followed by amphibians (83.3%) and trees (75%). Four species, all trees (*Carya cordiformis*, *Carya ovata*, *Juglans cinerea*, *Juniperus virginiana*), were ranked as Highly vulnerable, and 8 trees and 3 amphibians were classified as Moderately vulnerable (Fig. 3.3a). The Bonferroni post-hoc test set the p-value at 0.02 when making pair-wise comparisons ($df=3$ for all comparisons). Birds appeared less vulnerable than amphibians ($G=86.0$, $p<0.0001$) and trees ($G=185.4$, $p<0.0001$), while vulnerability did not differ between amphibians and trees ($G=2.67$, $p=0.45$).

The level of confidence of CCVI scores differed across vulnerability classes ($G=22.2$, $df=6$, $p=0.001$), with Highly vulnerable and Moderately vulnerable showing a lower confidence level than other classes. Appendix 3.1 presents vulnerability and confidence scores for all species.

3.3.2 Role of factors intrinsic to the CCVI in determining species vulnerability

According to the classification tree analysis, out of the 16 sensitivity factors, the two direct exposure factors, the four indirect exposure factors and the number of occurrences, only three sensitivity factors (Physical habitat, Anthropogenic barrier, Dispersal/movement) allowed to assess the vulnerability of the 250 species with a misclassification rate of only 6.8% (Fig. 3.4a). Species for which the Physical habitat factor decreased vulnerability, were more likely to be classified as Not vulnerable/Increase likely (Fig. 3.4a, left branch of the tree). When this factor increased species vulnerability, or when it was neutral or unknown, species were more likely to be ranked as Not vulnerable/Presumed stable if the Anthropogenic barrier factor had no effect on their vulnerability to climate change (branch of the tree located at the far right). Finally, when the Anthropogenic barrier factor increased species vulnerability, species for which Dispersal/Movement increased vulnerability were more likely to be classified as Moderately vulnerable, whereas species for which this factor greatly increased vulnerability were more likely to be ranked as Not vulnerable/Presumed stable.

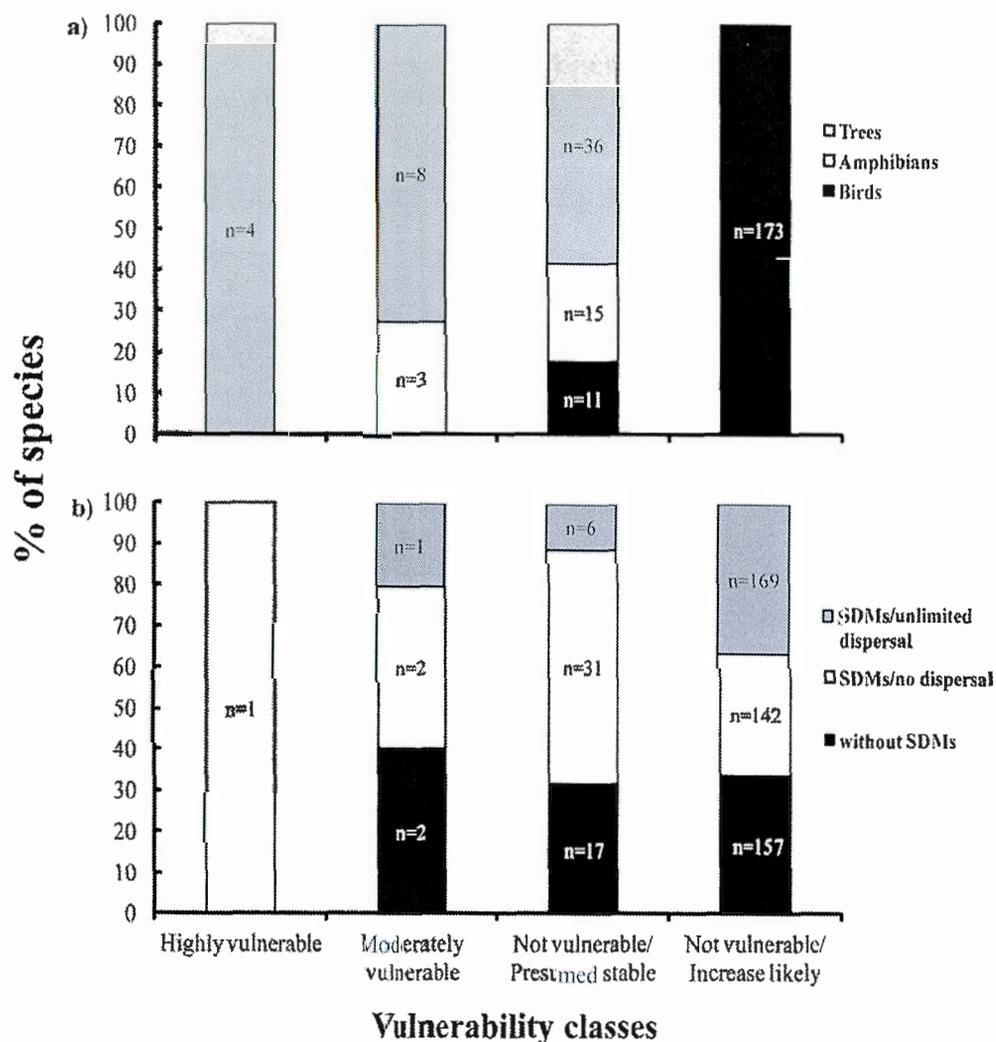


Figure 3.3. NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI) for 250 species in southern Quebec, Canada. a) Number of species per vulnerability class for 184 species of birds, 18 species of amphibians and 40 species of trees assessed in southern Quebec without SDMs. b) Number of species per vulnerability class for 159 species of birds and 17 species of amphibians based on the model without SDMs, with SDMs (no dispersal allowed) and with SDMs (unlimited dispersal allowed). See Table 1 for a description of vulnerability classes.

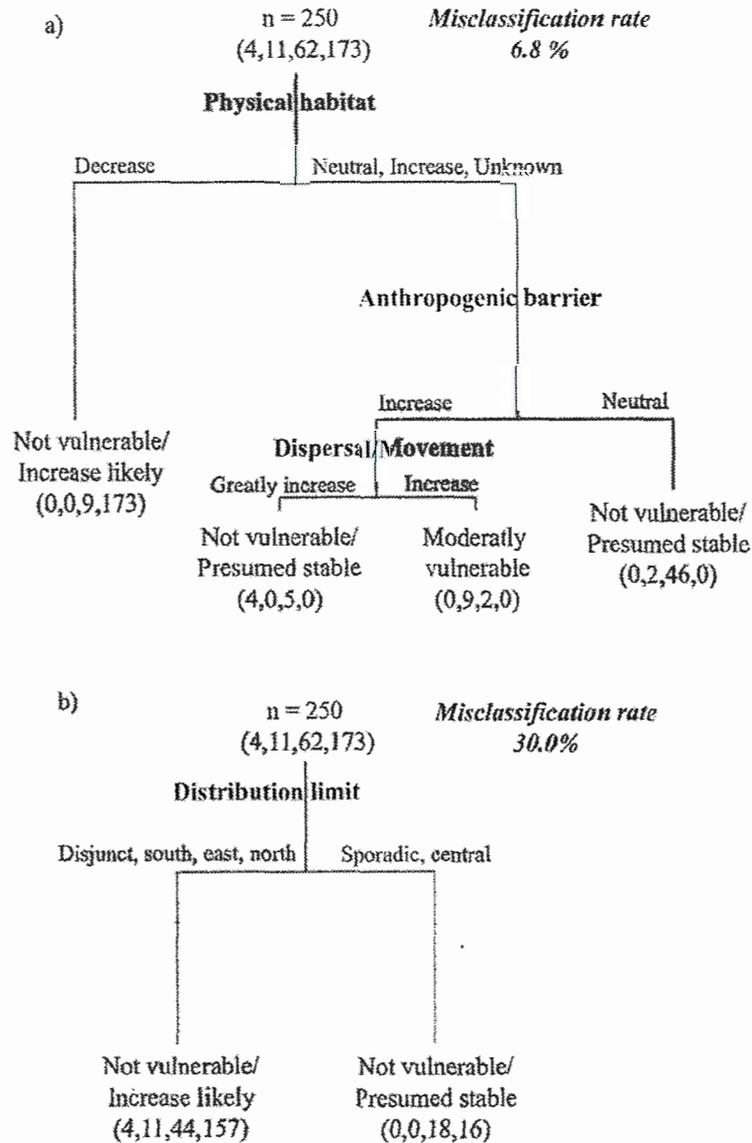


Figure 3.4 Results of classification trees selecting factors influencing the outputs of the NatureServe Climate change vulnerability index (CCVI) for 250 species in southern Quebec, Canada. a) Intrinsic factors included in the calculations of the CCVI for which the effect on vulnerability is either: Greatly increase, Increase, Neutral, Decrease or Unknown, b) Type of distribution of each species in the assessment area is the only extrinsic factor (not included in the calculations of the CCVI) kept by the classification tree analysis. The number of species in each of four vulnerability classes (Highly vulnerable, Moderately vulnerable, Not vulnerable/Presumed stable, Not vulnerable/increase likely) is shown in parentheses.

3.3.3 Role of factors extrinsic to the CCVI in determining species vulnerability

According to the classification tree analysis, Distribution limit was the only extrinsic factor discriminating among the 250 species, with a misclassification rate of 30% (Fig. 3.4b). A majority of species with a disjunct, southern, eastern or northern distribution within our assessment area were classified as Not vulnerable/Increase likely. On the other hand (Fig. 3.4b; right branch of the tree), species with a sporadic or central distribution were more likely to be classified as Not vulnerable/Presumed stable.

3.3.4 Effect of including SDM responses to climate change in the CCVI

The proportion of species falling into the various CCVI categories differed according to whether SDM outputs were excluded from the CCVI calculations, SDM outputs were included (but no dispersal allowed), or SDM outputs were included with unlimited dispersal allowed ($G=23.6$, $df=6$, $p=0.0006$, Fig. 3.3b). However, this significant difference was caused by the effect of allowing or not dispersal in SDMs ($G=22.6$, $p<0.0001$), rather than by the inclusion of SDM outputs into CCVI calculations (without SDMs versus SDMs without dispersal: $G=6.28$, $p=0.09$; without SDMs versus SDMs with unlimited dispersal: $G=6.26$, $p=0.1$). This result is well illustrated in Fig. 3.3b, where the number of species falling in the two categories Not vulnerable is always intermediate when CCVI calculations do not include SDM outputs.

3.5 Discussion

3.5.1 Species vulnerability to climate change

The NatureServe Climate Change Vulnerability Index indicates that the vast majority of species assessed in southern Quebec are not vulnerable to climate change at the 2050 horizon. The differences in vulnerability between taxonomic groups in our study are similar to those reported by IPCC, where birds are considered to be the less vulnerable group, followed by amphibians and trees (Settele *et al.*, 2014). Moreover, having a majority of species scoring as not vulnerable is consistent with the "northern biodiversity paradox" hypothesis, suggesting that in northern regions, where low temperatures limit species distributions, climate warming could lead to a potential increase in regional biodiversity (Berteaux *et al.*, 2010). This makes intuitive sense because the northern limit of the distribution range of 63.6% of the 250 assessed species is located in our study area, mostly because of temperature limitations (Tardif *et al.*, 2005). We can thus expect an expansion of their climate space northward with climate change (Chen *et al.*, 2011; Parmesan et Yohe, 2003), and no particular vulnerability to climate change at the scale of the study area. This interpretation is supported by the classification tree analysis, which retained Distribution limit as the only extrinsic factor, with species having a distribution limit ending north being more likely to be classified Not vulnerable/Increase likely.

Yet, from a conservation point of view, several important cautionary notes are needed. First, 6% of species were classified as being Moderately or Highly vulnerable to climate change. Careful examination of these species is thus required. In particular, four tree species (*Carya cordiformis*, *Carya ovata*, *Juglans cinerea*, *Juniperus virginiana*) appear Highly Vulnerable, with moderate to high score confidence level

(Appendix 3.1). A closer examination of their conservation status should be a priority. Second, the CCVI was calculated for all species at the 2050 horizon, which is within less than one generation for most long-lived species. Our short-term assessment should be completed by longer-term assessments to provide a full picture of species vulnerability to climate change in southern Quebec. Third, the proportion of vulnerable species varied greatly between taxa, and we only studied three taxa (birds, amphibians, trees). Although these groups cover a wide range of life-history traits, it is possible that some other taxonomic groups might be more vulnerable than those studied here. Fourth, the trait-based analysis for birds was done on nesting site, and do not include the winter range. It is possible that some of the birds we assessed would have been classified vulnerable if we had considered their winter range (Small-Lorenz *et al.*, 2013).

3.5.2 Factors explaining CCVI vulnerability scores

Classification trees allowed us to identify which factors included in the CCVI calculations (intrinsic factors) were most influential in determining CCVI scores. Physical habitat, Anthropogenic barriers, and Dispersal/Movement emerged from the analysis. The first one describes a species' need for a particular soil/substrate, geology, water chemistry, or specific habitat feature in relation to the availability of those features in the assessment area (Young *et al.*, 2011). It thus assesses if a species is a habitat generalist or specialist. Habitat generalists are less likely than habitat specialists to be negatively impacted by habitat changes, and they are even known to increase their range with climate change (Warren *et al.*, 2001). Anthropogenic barriers are defined as anthropogenic features or areas that prevent species movements or dispersal (e.g., large cities or agricultural areas) (Young *et al.*, 2011).

Such barriers reduce connectivity and the ability of species to adapt to climate change (Hannah, 2011). In our study area, the south-west part of Quebec has a high proportion of urban areas, crop lands, and highly fragmented natural habitats (Carignan, 2006; CEC, 2014). As a majority of the species we assessed have their distribution limit within this area (Fig. 3.1), it can explain why this factor is important in our analysis. Finally, species' dispersal and movement capacities tell us about the ability of species to shift location in the absence of barriers as climate conditions change (Young *et al.*, 2011). Species with low dispersal capacities might thus be more vulnerable to climate change.

3.5.3 Using SDMs with trait-based analysis

Our analyses show that including SDMs in the calculation of the CCVI did not significantly change vulnerability scores compared to CCVI without SDMs. However, the vulnerability decreases with SDMs/unlimited dispersal while it increases for the opposite assumption, which in this case, leads to a difference in CCVI scores between both SDMs outputs. Those results are consistent because, as a majority of our species have a northern distribution limit in our study area, SDMs/unlimited dispersal extend their potential niche for 2050. For SDMs/no dispersal, the potential species distribution in 2050 cannot increase. Thereby, in the best case, the potential distribution range in 2050 will be the same as the one for the reference period, but it is more likely to decrease, which can explain the higher vulnerability ranking.

3.5.4 CCVI review

We relied only on one biologist (first author) to assess species vulnerability with the CCVI. The guidelines for the CCVI are clear and leave little room for ambiguity, and when there is ambiguity, it is still possible to choose more than one horizontal class (if several appear equally appropriate). Having one person assessing all species provides a more standardized approach than splitting species among people. Yet, we recognize that having several experts assessing all species might give more robust results, as it was done in some other studies (Liebezeit *et al.*, 2012).

The CCVI in itself does not integrate statistical or mechanistic relationships between the species traits and their exposure (Liebezeit *et al.*, 2012). The tool does not include all possible sensitivity traits and the user should keep that in mind. As an example, NatureServe did not include factors related to species abundance or range size, while those two factors can impact vulnerability (Pearson *et al.*, 2014). Moreover, as shown above, including SDMs with or without allowing species dispersal can affect their vulnerability score, and the CCVI user guide should warn users about that. Here, it could be possible to use the horizontal score of the Dispersal/Movement sensitivity factor as a proxy to identify the best SDMs output for the species assessed. If this factor is classified as decreasing vulnerability, the species should be able to execute large movements, while if it is classified as increasing vulnerability, the species is not able to displace easily.

Because we cannot wait until 2050 to validate the results of trait-based analyses, one validation strategy would be to run the analyses for a given period in the past (i.e. >35 years ago) and to compare vulnerability scores with known population trends. Such assessment, however, would assume that climate change did cause observed population changes in size or distribution. Trait-based vulnerability

analyses are heuristic methods that do not analyse quantitatively the mechanisms affecting species vulnerability (Maggini *et al.*, 2014). They can thus be difficult to validate (Maggini *et al.*, 2014).

On the other hand, trait-based analyses are built on a solid holistic approach that lists biological traits known from the literature or by specialists to affect species vulnerability to climate change (Foden *et al.*, 2013). All factors included in the index are supported by scientific literature and it is possible to include SDM outputs. Moreover, in the CCVI, the exposure is used to modulate sensitivity factors, which is not the case in other similar methods (Gardali *et al.*, 2012; Rowland *et al.*, 2011). Indeed, if all the sensitivity factors are classified as “Greatly increasing” species vulnerability, but the exposure (temperature and moisture availability) is null (no climate change predicted in the assessment area), the species will not be classified as vulnerable to climate change.

Finally, the major strength of the CCVI relies on its capability to handle the complex subject of the effects of climate change on biodiversity in a simple way.

3.5.6 Conclusion

Our results are similar to those reported by IPCC, where birds are considered to be the less vulnerable group, followed by amphibians and trees (Settele *et al.*, 2014). The IPCC assessed species vulnerability based on their capability to track suitable climates. In our case, the three most influential intrinsic factors (Physical habitat, Anthropogenic barriers, and Dispersal/Movement) are also linked to the capability of our species to track their suitable climate and/or habitat. Moreover, because species in the CCVI including SDMs/no dispersal are more vulnerable than those with

SDMs/unlimited dispersal, it appears that dispersal capabilities can reduce vulnerability. Furthermore, because a majority of populations we assessed are at the leading edge (north) of the species distribution range, they are more likely to enjoy an expansion of their range (SDMs/unlimited dispersal) in Quebec (Thuiller *et al.*, 2008).

Therefore, conservation actions that will increase species capability to track their climate should help species to adapt to climate change in southern Quebec. Increasing connectivity appears to be an important action to support species adaptation to climate change in this region, where the natural habitat is highly fragmented (Gonzalez *et al.*, 2014). Moreover, the presence of major anthropogenic (crop fields and urban areas (Carignan, 2006; CEC, 2014, Gonzalez *et al.*, 2014)) and natural barriers might create need for species translocation from southern Quebec to the north shore of the St Lawrence river (especially amphibians and trees) (Thomas, 2011).

We showed that trait-based analyses can help identify sensitivity factors that make species more vulnerable and help to narrow the conservation options available to support species adaptation to climate change. In return, it leads to a more cost-efficient way for conservation managers to deal with the impacts of climate change on biodiversity.

Acknowledgments

The CC-Bio project was led by Université du Québec à Rimouski and was financially supported by (alphabetical order) Ducks Unlimited Canada, the Government of Canada, the Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, the Ouranos Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change, and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (Strategic Project Grant STPGP 350816-07). Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies and the NSERC-CREATE training program Environorth provided scholarships to Y. Gendreau. We thank all the naturalists who provided information on biodiversity.

CHAPITRE IV

IS CLIMATE CHANGE AN OPPORTUNITY FOR RANGE EXPANSION OF PLANTS-AT-RISK AT THE LEADING EDGE OF THEIR DISTRIBUTION?

Yanick Gendreau^{ab}, Nicoals Casajus^{ab}, Patrick Nantel^c et Dominique Berteaux^{ab}

^aChaire de recherche du Canada en conservation des écosystèmes nordiques, Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski.

^b Centre de la science de la biodiversité du Québec.

^cParcs Canada

(à soumettre)

Contribution des auteurs (initiales)

Idée originale (YG)

Analyse des données (YG, NC)

Rédaction du manuscrit (YG, DB)

Figures (YG)

Commentaires et correction du manuscrit (YG, NC, PN, DB)

Financement (DB)

Résumé

Dans les pays nordiques, de nombreuses espèces à statut précaire atteignent la limite nord de leur aire de répartition. Les changements climatiques pourraient représenter une opportunité pour l'expansion de la répartition de ces espèces vers le nord et ainsi mener à une réduction de leur niveau de précarité. Cependant, pour augmenter leur répartition conformément aux prédictions des modèles de niches bioclimatiques, les espèces doivent trouver des habitats appropriés et avoir une bonne capacité de dispersion. Nous avons analysé, avec les modèles de niches bioclimatiques, la répartition potentielle future de 136 plantes à statut précaire dans le sud du Québec (Canada) pour l'horizon 2071-2100, en supposant que les changements climatiques pourraient offrir des possibilités d'expansion de la répartition de ces espèces dans cette province. Nous avons également évalué l'influence de l'affinité à un habitat spécifique en raffinant les sorties des modèles de niches bioclimatiques à l'aide d'un filtre géologique pour les espèces ayant une affinité pour les sols calcaires ($n = 30$). Nous avons ensuite comparé les résultats des modèles de niches supposant que les espèces ont une capacité de dispersion illimitée avec ceux supposant qu'elles n'ont aucune capacité de dispersion. Enfin, nous avons testé si les possibilités d'expansion de l'aire de répartition diffèrent selon le type de répartition de l'espèce au Québec (périphérique nord vs périphérique sud). Les résultats démontrent que la possibilité d'expansion de l'aire de répartition des plantes calcicoles est fortement réduite lorsque la spécificité de l'habitat est prise en compte. D'autre part, la capacité de dispersion joue un rôle important : on a observé une augmentation de l'aire de répartition potentielle (médiane = 803%) dans le cas où le modèle permettait une dispersion illimitée des espèces et une contraction significative (médiane = -8%) dans le scénario sans capacité de dispersion. La vitesse de déplacement moyenne des niches climatiques vers le nord mesurée est de 42 km/décennie pour l'ensemble des 136 plantes, ce qui est jusqu'à 247 fois plus élevé que la capacité de déplacement rapportée dans la littérature pour les plantes. Nous n'avons pas trouvé de différence dans le potentiel d'expansion de l'aire de répartition selon le type de répartition des espèces. Cependant, les plantes ayant une répartition périphérique nord sont plus susceptibles de conserver la même répartition entre les deux périodes. Nous concluons que les changements climatiques pourraient contribuer à réduire le niveau de précarité de certaines espèces à statut précaire en favorisant l'expansion de leur aire de répartition dans la province. Cependant, il est peu probable qu'une telle opportunité se réalise sans la mise en place d'une stratégie d'adaptation pour la conservation de ces plantes.

Mots clés :

Plantes à statut précaire, changements climatiques, modèles de niches bioclimatiques, Québec

Abstract

In northern countries, many species-at-risk are at the leading edge of their distribution and climate change may represent an opportunity for northern expansion and thus potential reduction of their threat level. However, to expand their range in accordance to predictions of niche models, species must find suitable habitats and have sufficient dispersal capabilities. We first analysed the potential future distribution of 136 plants-at-risk in southern Quebec (Canada) for 2071-2100 using species distribution models (SDM), thus assessing the potential of climate change to provide opportunities for range expansion. We then evaluated the influence of habitat affinity, through a geological filter fine tuning SDM outputs for species with a calcareous affinity (n=30). We then compared outputs of SDMs assuming unlimited dispersal versus no dispersal. Finally, we tested if opportunities for range expansion would differ according to whether Quebec populations were located at the northern or southern limit of their species range. Results show that the potential range expansion of calciphile plants is highly reduced when habitat specificity is taken into account. The effect of dispersal capacity was dramatic since a large potential range expansion was found for most species when assuming unlimited dispersal (median= 803%), whereas a significant contraction was predicted for many species when assuming no dispersal (median= -8%). The average displacement rate of the climatic niche is 42km/decade for the 136 plants, which is up to 247 times higher than the value reported in the literature for plants. We did not find any difference in the potential for expansion according to species distribution type, but northern peripheral plants are more likely to keep their range between both time periods. We conclude that climate change may represent a conservation opportunity for many plants-at-risk in Quebec, and possibly contribute to reduce the threat level of some of them. However, it is unlikely that such an opportunity will realize without active management.

Keywords:

Plants-at-risk, climate change, species distribution model, Quebec

4.1 Introduction

Climate change is an important threat to biodiversity, particularly for species-at-risk (Pearson *et al.*, 2014). Indeed, species-at-risk are already impacted by habitat destruction, overexploitation, pollution, and invasive species, which make them potentially more vulnerable than other species to climate change (Brook *et al.*, 2008; Leadley *et al.*, 2010; Sala *et al.*, 2000). Moreover, climate change acts in synergy with the traditional biodiversity threats, which might put a stress on species-at-risk at a level never reached before (Lovejoy et Hannah, 2005). For those reasons, planning for conservation of species-at-risk in a climate change context is a challenging, but necessary task (Dawson *et al.*, 2011).

By definition, species-at-risk are those most likely to go extinct. The conservation of species-at-risk is thus the cornerstone of many conservation strategies (e.g. protected area establishment, habitat restoration) and their protection can act as an umbrella for more common species (Lawler *et al.*, 2003). In addition, species-at-risk play specific functions in ecosystems that are not played by common species, due to their often unique biological traits (Mouillot *et al.*, 2013). Because of the above, it is important to predict the potential impacts of climate change on species-at-risk.

In the face of climate change, species can either move, acclimate, adapt or die (Bellard *et al.*, 2012). Poleward or uphill movements could be the most common responses of species-at-risk, as is the case for other species (Chen *et al.*, 2011; Parmesan et Yohe, 2003; Walmsley *et al.*, 2007). Consequently, populations at the leading edge of their distribution could possibly extend their range and benefit from climate change, while those at the trailing edge are more likely to face a contraction of their range (Fig. 4.1, Angert *et al.*, 2011). In addition, because of the anticipated poleward movement of species' climate niche, populations at the northern edge of

their species range are more likely to stay in favorable climate conditions than those located at the southern edge (Fig.4.1, Chen *et al.*, 2011; Parmesan et Yohe, 2003).

In many northern countries such as Canada, Finland, Great Britain and Sweden, most of the species-at-risk listed are found in the southern part of the country where many of them reach their northern distribution limit (northern peripheral) (Gibson *et al.*, 2009). Political borders divide many species' ranges, with the result that some species are considered at risk north of a border while having a stable core population south of it (Warman *et al.*, 2004). This situation could have major implications in conservation, because following a range expansion, some species could lose their conservation status and not be considered at-risk anymore.

The aim of our study was to assess if climate change represents opportunities or threats for plants-at-risk in the southern half of the province of Quebec (Canada), where the majority of plants-at-risk are considered northern peripheral (CDPNQ, 2008). To identify species for which climate change is likely to be an opportunity (potential expansion) or a threat (potential contraction) in terms of distribution change, we modeled their potential range for 2080 using species distribution models (SDMs), and compared projections with ranges during the reference period (Fig. 4.1). In examining this issue, many constraints to range expansion, such as habitat needs and dispersal capability, must be considered. For example, some plants-at-risk in southern Quebec are associated to calcareous substrate (Tardif *et al.*, 2005). As first objective, we thus used habitat characteristics to refine the SDM outputs. We expected that the potential for a northward expansion of calciphile species would be limited due to the major geological contrast between the south of the province, where most of the calcareous soils are found, and its center and north, dominated by the Canadian Shield and where calcareous soils are rare (Fig. 4.2, Wheeler *et al.*, 1997). As second objective, we evaluated the influence of dispersal on potential range change of plants-at-risk in 2080, contrasting SDMs allowing unlimited dispersal of

plants to SDMs allowing no dispersal (Fig. 4.1). In the case of unlimited dispersal, we refined our analysis by comparing projected displacement rates of the northern distribution limit of species with colonization rates reported in literature for these species (Fig. 4.1). Finally, as third objective, we tested whether SDMs (unlimited dispersal) predicted a greater range expansion for populations located in Quebec at the northern periphery of the species' range than for those located at the southern periphery (Fig. 4.1).

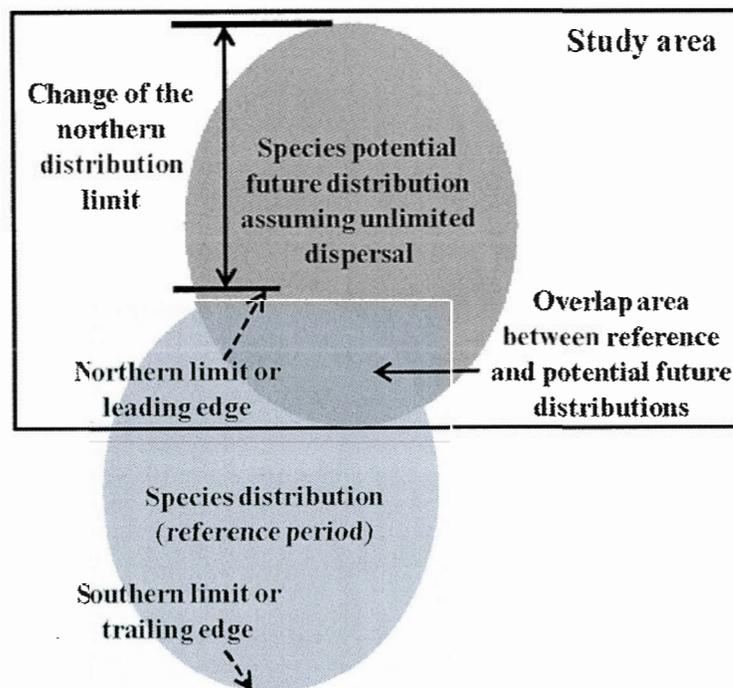


Figure 4.1. Simplified representation of concepts used in this paper. The light grey disk is a fictive species distribution for the reference period and the dark grey disk is the potential future distribution as assessed from species distribution models. In this example, the species is considered northern peripheral because its northern distribution limit is located in our study area during the reference period.

4.2 Methods

4.2.1 Study areas

Our study area is located in southern Quebec, Canada, and covers approximately 860,800 km². Its northern limit is close to the 53th parallel because of the lack of species occurrence data north of this parallel (Fig. 4.2). The study area presents both strong climatic and biodiversity gradients, with species richness getting lower when moving north to colder regions (Berteaux *et al.*, 2010).

Even if our focus is southern Quebec, we modeled species distributions over a larger area, to include most of the species ranges during the model calibration process. This modeling area includes all eastern states of the United States (east of the 90th meridian, excluding Florida) (Fig. 4.2). We overlaid on our study area a 20 km x 20 km grid, on which all occurrence and climate data were applied.

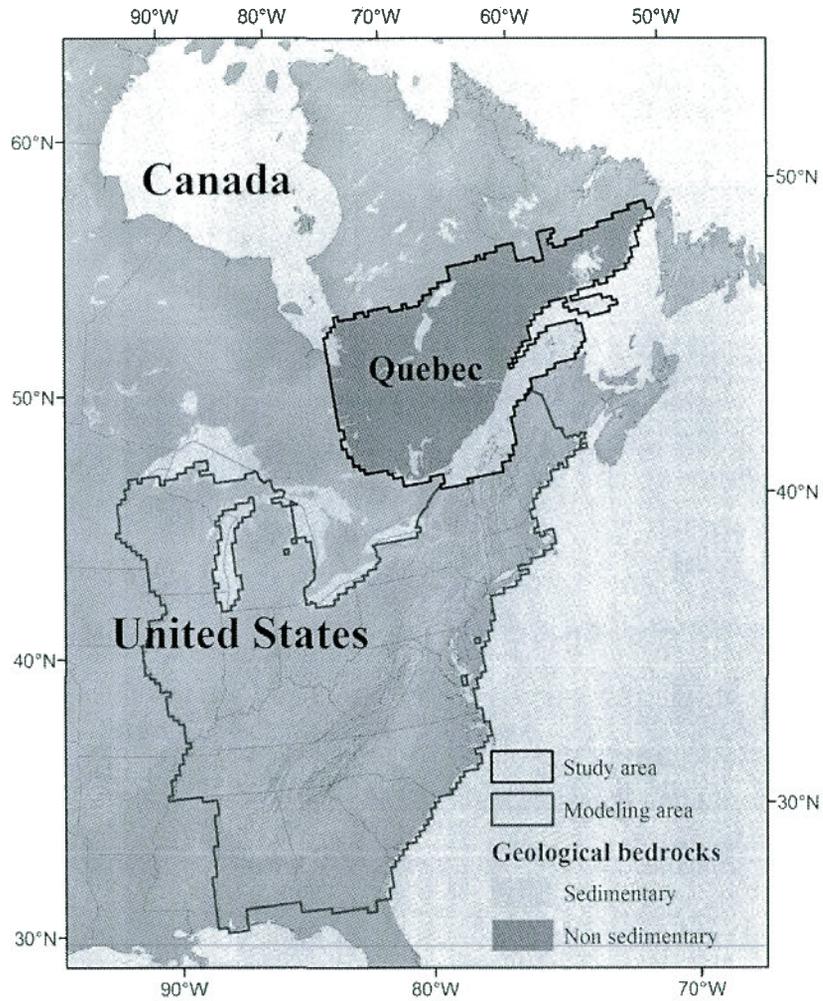


Figure 4.2. Study area in southern Quebec (black contour) and larger area used for species distribution modeling (red + black contours). The geological bedrocks in southern Quebec are shown in yellow (sedimentary) and brown (not sedimentary).

4.2.2 Data

Species distribution data

We could assess the potential effects of climate change on 136 species of plants-at-risk (see list in Appendix 3.1), among the 392 listed by the Quebec government (threatened, endangered or special concern) (CDPNQ, 2014). Species excluded were only found in northern Quebec (n=7), were associated to marine habitats (n=5), did not have enough occurrences to perform SDMs (n=152), or had a Quebec distribution that could not be predicted by SDMs for the reference period (n=92). Occurrence data for Quebec came from the *Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec* (CDPNQ, 2014), while those for the United States were downloaded from the USDA plant database web site (USDA et NRCS, 2011). There were 115 northern peripheral plants-at-risk, 15 southern peripheral, four eastern peripheral and two with a disjunct distribution in our study area in Quebec (CDPNQ, 2008). Finally, 30 plants out of 136 are associated with calcareous soils (CDPNQ, 2008).

Climate data

We defined the reference period as 1961-1990 and used interpolated weather station climate data calculated by Rehfeldt (2006) to set the climate variables for this period. We averaged these raw climate data (1 km x 1 km grain size) for each 20 km x 20 km grid cell. To project species distributions under the 2071-2100 time period (hereafter called 2080), we used 70 climate change scenarios made available by the World Climate Research Program (Meehl *et al.*, 2007). These scenarios were derived from 15 atmosphere-ocean general circulation models (AOGCMs) coupled with three

greenhouse gas emission scenarios (A2, A1B, B1; (Nakicenovic *et al.*, 2000). Some of these AOGCMs were run with different initial conditions (Meehl *et al.*, 2007).

Because it is computationally intensive to project a large number of species under 70 climate change scenarios, we used the multivariate clustering approach as described in Casajus *et al.* (submitted) to select a representative subset of climate change scenarios among the 70 indicated above. This method retains the coverage of uncertainty in future climatic conditions while minimizing the number of climate change scenarios used. We slightly modified Casajus *et al.*'s method in that we retained the number of clusters that explained 75% of the variability (whereas Casajus *et al.* used an optimal approach to set the threshold) and selected the climate change scenario closest to the center of each cluster. Based on the clusters, we used 4 (out of the 70) climate change scenarios for plants-at-risk.

4.2.3 Analyses

Species distribution models

We used the BIOMOD package (Thuiller *et al.*, 2009) developed for the R statistical software (R Core Team, 2013) to build species distribution models. We evaluated predictive performances of models using the area under the curve (AUC) of the receiver-operating characteristic (ROC) plot (Fielding *et Bell*, 1997), and we used a cross-validation procedure to assess predictive performances on pseudo-independent data (Araújo *et al.*, 2005). Each model was run for the 2080 horizon under each of the selected climate change scenarios. We summarized all the projections using a consensus technique (Araújo *et New*, 2007). We aggregated probabilities of occurrence (the raw output of the models) for the reference period and for 2080 using

the weighted average approach (Marmion *et al.*, 2009), with AUC as the weight. Finally, we converted these probabilities in presence/absence using the sensitivity-specificity sum maximization approach (Liu *et al.*, 2005).

We ran the SDMs allowing the plants-at-risk an unlimited dispersal in the study area (Fig. 4.1). We also ran the SDMs not allowing species dispersal, which forced potential future ranges to be within the reference range (Fig. 4.1). From SDM outputs, we calculated the potential range expansion (or contraction) as the difference between the number of cells potentially gained (or lost) divided by the number of cells occupied by the species in the reference period.

Effect of calcareous affinity on potential distribution change

No map of calcareous soils is available for Quebec. However, since all calcareous soils are located on sedimentary bedrocks, we used a map from the Canadian geological commission showing sedimentary and non-sedimentary bedrocks to build our geological filter (Wheeler *et al.*, 1997). Regions with non-sedimentary bedrocks were considered free of calcareous soils. Moreover, we used the observed occurrence data of our 136 plants to validate if those known to be calciphile (n=30) are more likely to be found on sedimentary bedrocks than other plants. Afterwards, we identified as sedimentary cells those grid cells for which sedimentary bedrock covers $\geq 50\%$ of the cell surface. We did not allow the modeled distribution of plants with calcareous affinity to be present in non-sedimentary cells, both for the reference period and for 2080. We compared potential range expansion (or contraction) estimated with and without the geological filter using the Wilcoxon test for paired data, as our data did not have a normal distribution.

Effect of dispersal on potential distribution change

To assess whether the modeled distribution of plants-at-risk changed between the reference period and the 2080 horizon, we compared proportion of range change using the Wilcoxon test for paired data. For each species, this was done with models allowing dispersal and with those not allowing dispersal. To assess displacement rates between the two periods, we first estimated the northern limit of each species' modelled distribution using the average latitude of the 10% northernmost occupied cells (Chambers *et al.*, 2013). Afterward, we calculated the displacement rates of these northern range limits (in km/decade) by comparing modeled distributions for the reference period and for the 2080 horizon. Positive values reflected northward displacements while negative values reflected southward displacements.

Effect of distribution type on potential distribution change

Here, we compared possible opportunities for future range expansion (or contraction) between species with a northern peripheral vs. a southern peripheral distribution in our Quebec study area. Plants with their eastern distribution limit (n=4) or with a disjunct distribution (n=2) in our study area were excluded from comparisons because of small sample sizes.

We contrasted results from models allowing unlimited dispersal to those allowing no dispersal (the latter preventing range expansions, see Fig. 4.1). To test possible range expansions (or contractions) with SDMs/unlimited dispersal, we used GLMs with negative binomial distribution to avoid data overdispersion (when the residual deviance is larger than the degrees of freedom). For SDMs/no dispersal, we used GLMs for zero inflated dataset with negative binomial distribution (ZINB) because 58 plants-at-risk out of the 130 included in this analysis had kept the same distribution between time periods (value = 0). A GLM for zero inflated dataset

consists in a GLM on count data (in our case on plants with a contraction of their range between time periods) with a negative binomial distribution, as well as a GLM with a logit function (Zuur, 2012). The logit function used the zero data (unchanged distribution) and used the count data (changed distribution) as 1. The ZINB, by controlling for zero inflation, reduces bias in the estimated parameters and standard errors and controls for possible overdispersion (Zuur, 2012). For both GLMs, we included the affinity of plants for calcareous soils as covariate, to control for the possible impacts of our geological filter on the potential response of plant distribution to climate change. We selected the best model based on the Akaike information criterion.

4.3 Results

4.3.1 Effect of calcareous affinity on potential distribution change

First, we confirmed with observed occurrence data that calciphile plants are more likely to be found on sedimentary bedrocks than non-calciphile plants (chi squared = 69.3, $df = 1$, $p < 0.001$). For the 30 calciphile species of plants-at-risk, we found a median potential range expansion of 778% (mean [dispersion]) = 2680% [16% – 21200%]) when allowing species unlimited dispersal into all geological substrates (Fig. 4.3b), but the median range expansion was reduced to 264% (1667% [-64% – 13300%]) when filtering SDM outputs of calciphile species with sedimentary bedrocks (Fig 4.3c). The sedimentary bedrock filter had a significant impact ($W = 305$, $p = 0.03$, Fig. 4.3c,d) on potential range expansion. From here, all analyses were thus performed with the sedimentary bedrock filter for calcareous plants-at-risk.

4.3.2 Effect of dispersal on potential distribution change

For all plants-at-risk, SDMs/unlimited dispersal showed a potential range expansion, with a median value of 803% by 2080 (2399% [-64% – 25400%]) ($W = 17816$, $p < 0.001$). When we used SDMs/no dispersal we found a contraction of their potential range of 8% (median) by 2080 (-27% [-100% – 0%]) ($W = 14416$, $p < 0.001$). In this latter scenario, five species might be extirpated from Quebec in 2080 (*Carex formosa*, *Cypripedium arietinum*, *Platanthera macrophylla*, *Pterospora andromedea*, *Spiranthes casei* var. *casei*). For both SDM outputs, results of range expansion or contraction can be found in Appendix 4.1. We found that the northern limit of the 136 plants-at-risk shows a median potential northern displacement rate of 42.6 km/per decade (42 km/per decade [15.5 – 66 km/per decade]) between the reference period and 2080.

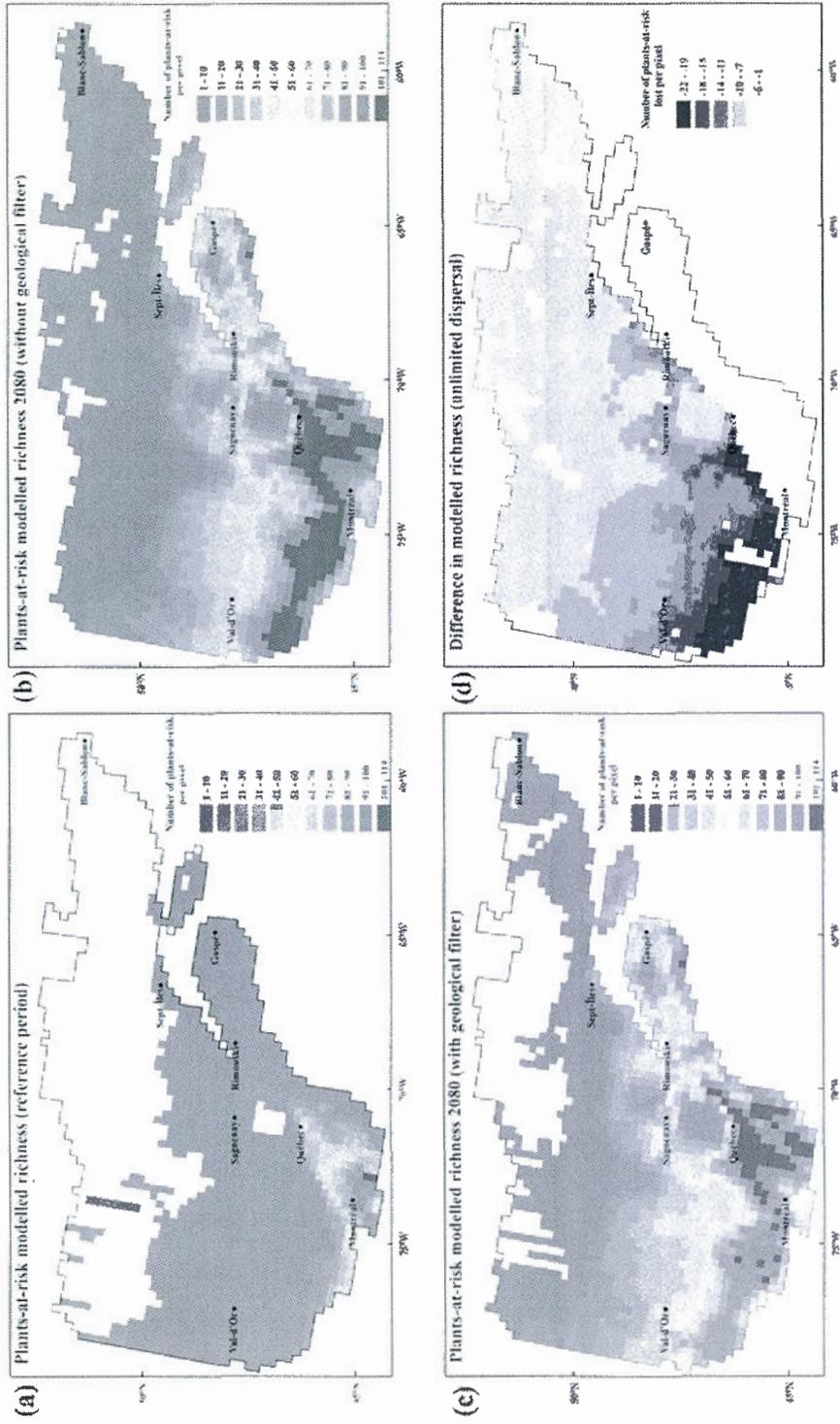


Figure 4.3 Number of plants-at-risk listed in Quebec (n=136) per 20 km x 20 km cell, as modelled for 1961-1990 (a) and 2071-2100 assuming climate change and unlimited dispersal (b) or climate change and dispersal limited to sedimentary bedrocks for species (n=30) with calcareous affinity (c). The difference between (b) and (c) appears in (d).

[Cette page a été laissée intentionnellement blanche]

4.3.3 Effect of distribution type on potential distribution change

Northern peripheral plants-at-risk did not show a greater potential range expansion than southern peripheral species when using SDMs/unlimited dispersal (Table 4.1, Fig. 4.4). Indeed, none of the GLMs significantly performed better than the null model ($\Delta AIC \leq 2$) (Table 4.1). The best model included geological affinity and distribution limit (Table 4.1).

Table 4.1. Model selection results regarding the effects of distribution limit (northern or southern peripheral in our study area) and geological affinity (calciphile or not) on potential distribution change of species of plants-at-risk in Quebec. Separate analyses were done with species distribution models (SDMs) assuming unlimited dispersal and no dispersal.

| Models | K | AIC | ΔAIC | w_i |
|--|---|--------|--------------|-------|
| <i>SDMs/unlimited dispersal</i> | | | | |
| <i>(Negative binomial)</i> | | | | |
| Model (geological affinity) | 2 | 2291.0 | 0 | 0.465 |
| Null | 1 | 2292.8 | 1.8 | 0.189 |
| Model (distribution limit + geological affinity) | 3 | 2293.0 | 2.0 | 0.171 |
| Model (distribution limit) | 2 | 2294.0 | 3.0 | 0.104 |
| Model (distribution limit*geological affinity) | 4 | 2294.8 | 3.8 | 0.069 |
| <i>SDMs/no dispersal</i> | | | | |
| <i>(Zero inflated model)</i> | | | | |
| Model (distribution limit + geological affinity) | 3 | 867.8 | 0 | 0.557 |
| Model (distribution limit) | 2 | 869.0 | 1.2 | 0.305 |
| Model (distribution limit*geological affinity) | 4 | 871.3 | 3.5 | 0.097 |
| Model (geological affinity) | 2 | 873.7 | 5.9 | 0.029 |
| Null | 1 | 875.7 | 7.9 | 0.011 |

For SDMs/no dispersal, the best model included species distribution limit and geological affinity (Table 4.1). No difference was found in range contraction (nonzero values in the GLM ZINB) between northern and southern peripheral plants (estimate \pm SE = 0.25 ± 0.25 , not different than zero). However, plants with an affinity for calcareous soils showed a potentially larger contraction of their range (0.51 ± 0.23). We found that northern peripheral plants were more likely to have an overlap in their range between both time periods than plants with a southern peripheral distribution in our study area (estimate \pm SE = 1.93 ± 0.81 , logit part of ZINB). Indeed, of the 58 plants-at-risk with a perfect overlap between time periods, 56 were northern peripheral while only 2 were southern peripheral. Overall, 49% of the northern peripheral plants had a perfect overlap of their range between periods, while this proportion was only of 13% for southern peripheral (median closer to zero for plants at their northern limit in Fig. 4.4 SDMs/no dispersal). The affinity of species for calcareous soils did not have a significant effect on their range overlap between time periods (estimate \pm SE = -0.27 ± 0.47).

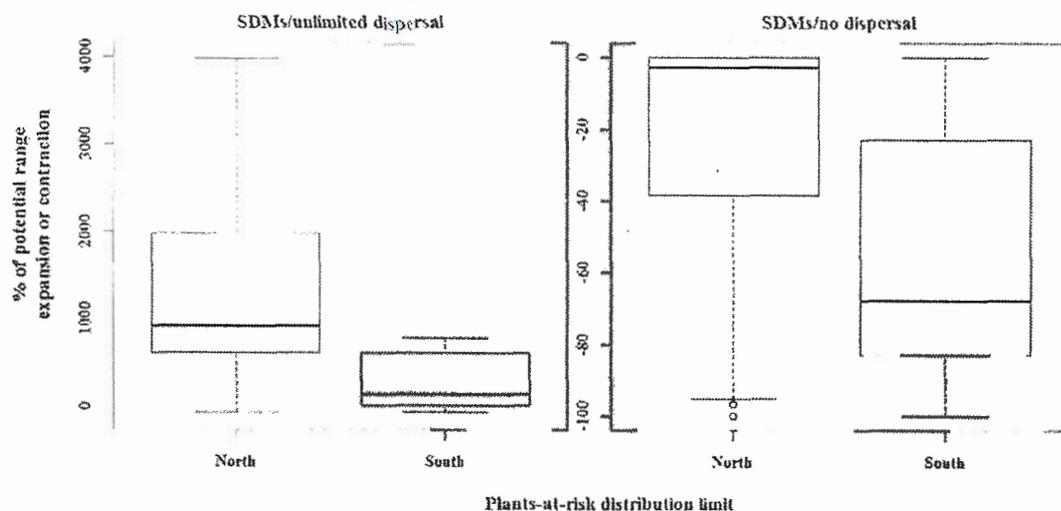


Figure 4.4 Boxplot of the potential relative range expansion (positive values) or contraction (negative values) of plants-at-risk in Quebec, in relation with their type of distribution in our study area (North: northern peripheral and South: southern peripheral). Separate analyses were done with species distribution models (SDMs) assuming unlimited dispersal (left panel) and no dispersal (right panel). Outliers have been omitted for the graphs.

4.4 Discussion

Our results support the idea that climate change could potentially represent an opportunity for range expansion of plants-at-risk in Quebec and, more generally, of species-at-risk in northern countries. In the future, range expansion of those species could potentially reduce their threat level. However, plants-at-risk in Quebec face constraints not related to climate that may prevent them from taking advantage of this opportunity for range expansion.

4.4.1 Effect of calcareous affinity on potential distribution change

Our results suggest that there is room for potential range expansion for the majority of calciphile plants-at-risk in southern Quebec. Indeed, the overall trend for the 30 plants-at-risk with an affinity for calcareous soils shows an expansion of their potential range in 2080, but this expansion is reduced by 514% when applying a sedimentary filter. Furthermore, our estimated potential range expansion for calciphile plants is overestimated because we considered in our geological filter all sedimentary substrates as potential calcareous soils, which is likely not the case. Notwithstanding, with the filter, five of the studied species (see Appendix 4.1) might even witness a contraction of their range up to 65% relative to that of the reference period, while none showed range contraction without the geological filter. In Quebec, association with calcareous soils is an important characteristic of many plants-at-risk (Tardif *et al.*, 2005). Actually, the association of species-at-risk with rare geological features is a common characteristic of those species (Anderson et Ferree, 2010). Our results highlight that the lack of sedimentary bedrocks (and calcareous soils) in northern Quebec (Fig. 4.2) could limit the climate-induced potential range expansion of some species in this area. This idea also applies to other species with specific habitat needs (often species-at-risk). In general, such habitat-specific species are more likely to be negatively impacted by climate change than species with high ecological valence, because they have a lower probability of colonizing suitable habitats (Parmesan, 2006; Warren *et al.*, 2001).

4.4.2 Effect of dispersal on potential distribution change

Overall, for all the plants-at-risk analysed, species distribution models assuming unlimited dispersal suggested the potential for a major expansion of the distribution ranges for 2080, while, for the same period, models assuming no dispersal suggested significant range contractions. Obviously, the future responses of plants will fall between those two extreme scenarios. Because we do not know the rate at which each species will be able to colonize newly suitable habitats, we compared the potential displacement rates of the northern limit of the bioclimatic niches with observed values of colonization rates found in literature. In the last IPCC report, the maximum colonization rate for plants and trees reported is 30 km/per decade, with a median value below 1km/per decade (Settele *et al.*, 2014). In a review on plant colonization rates, Corlet *et al.* (2013) report rates between 0.17 – 15 km/per decade in unfragmented habitats. With our model considering unlimited dispersal, the displacement rates of the northern limits of the bioclimatic niches for our 136 plants-at-risk averaged 42 km/per decade, which is 2.8 to 247 higher than values reported by Corlet *et al.* (2013). Considering this major difference between the colonization rates reported in literature and the average bioclimatic niche displacement rate found in this study, and considering that the south-western part of Quebec is highly fragmented and is characterized by a high degree of habitat loss (Carignan, 2006; Sarakinos *et al.*, 2001), it is unlikely that plants-at-risk will follow the scenarios suggested by the models assuming unlimited dispersal. The scenarios assuming no dispersal are not realistic either (plants can disperse on short distances), but appears to be closer to plants' actual displacement capability at the time scale of this study.

4.4.3 Effect of distribution type on potential distribution change

Results did not support our prediction that populations of plants-at-risk at the leading edge of their species distribution might enjoy a greater potential expansion than those at their trailing edge (assuming unlimited dispersal). However, when looking at Fig. 4.4, we can see a trend for southern peripheral plants having a smaller and less variable expansion of their distribution than those considered northern peripheral. Moreover, with SDMs/unlimited dispersal, only four species (on 130) had a contraction of their potential range in 2080. From those four, only one was considered northern peripheral (0.8% of all northern peripheral plants) while 3 were southern peripheral (20% of all southern peripheral plants), suggesting that southern peripheral plants are more likely to witness a contraction of their future range.

Nevertheless, we found that northern peripheral plants-at-risk in Quebec are more likely to keep their original distribution range in 2080 than those with a southern peripheral distribution. Plants for which the reference and potential future distributions fully overlap should not be threatened directly by climate change. However, they could be threatened by indirect climate change factors such as competition with invasive species (de Blois *et al.*, 2013). From a conservation point of view, this result is very interesting as it can be interpreted without speculating about species displacement capabilities.

4.4.4 Conclusion

Many species-at-risk are habitat specialists associated with a particular geological substrate (Anderson et Ferree, 2010). In Quebec, the geological contrast between the southern and northern parts of the province could limit poleward species movements, as many of them might not find proper habitats (such as calcareous soils) more to the north. Conservation of rare physical features associated to species-at-risk should thus be a priority in a climate change context (Anderson *et al.*, 2014). In Quebec, there is already an effort to protect areas with calcareous soils in the northern part of the province (Brassard *et al.*, 2010). In the future, those protected areas could potentially act as climate refuges for plants species with an affinity for calcareous soils.

However, because the calcareous soils are isolated from each other in the north (Fig. 4.2) and because bioclimatic niche displacement rates are higher than plant colonization rates, the probability of plants-at-risk expanding their distribution range to the north remains limited. Consequently, conservation biologists in Quebec might have to consider assisted migration as an adaptation strategy to support plants-at-risk in the province.

Finally, in Quebec, 60% of all species-at-risk are northern peripheral (Tardif *et al.*, 2005). Plants with such a type of distribution are those most likely to show a large overlap of their distribution range between 1961-1990 and 2071-2100. If other conditions remain stable, those species are unlikely to be threatened by climate change and may even enjoy a reduction of their threat level if they can expand their range. This conclusion can be extended for other northern countries where many species-at-risk are known to reach the northern limit of their distribution.

Acknowledgments

This research was part of the CC-Bio project led by Université du Québec à Rimouski and was financially supported by the Ministère du Développement durable, Environnement, et Lutte contre les changements climatiques, the Ouranos Consortium on Regional Climatology and Adaptation to Climate Change, and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (Strategic Project Grant STPGP 350816–07). Fonds de recherche du Québec - Nature et technologies and the NSERC-CREATE training program Environorth provided scholarships to Y. Gendreau. We thank all the naturalists who provided information on biodiversity.

CHAPITRE V

CONCLUSION GÉNÉRALE

5.1 Contexte

Les changements climatiques vont avoir des effets importants sur la biodiversité et le Québec n'échappera pas à cette tendance (Berteaux *et al.*, 2014). Ces effets ont déjà commencé à se faire sentir (Chen *et al.*, 2011; Parmesan et Yohe, 2003) et si aucune entente sur la réduction des gaz à effet de serre n'est conclue sous peu, les effets des changements climatiques sur la biodiversité risquent de s'amplifier (IPCC, 2014). De plus, même si les émissions de gaz à effet de serre s'arrêtaient demain matin, il faudrait quelques décennies avant que le climat ne se stabilise (IPCC, 2007b).

Dans ce contexte, les gestionnaires en conservation font face à un important défi; celui d'assurer le maintien d'espèces qui sont vulnérables aux changements climatiques et qui, pour plusieurs, sont également menacées par la perte d'habitats, la pollution, la surexploitation et les espèces invasives (Brook *et al.*, 2008).

Autrement dit, peu importe l'ampleur et l'efficacité des actions entreprises dans la lutte contre les changements climatiques, les gestionnaires doivent apprendre à gérer les risques que représentent ces changements sur la biodiversité. Pour ce faire, ces derniers doivent avoir accès à des outils et à des connaissances qui leur permettront d'élaborer des stratégies d'adaptation tout en évaluant les coûts, les

bénéfices, l'efficacité, les retombés et la faisabilité de ces stratégies d'adaptation (IPCC, 2007a).

5.2 Originalité et portée de l'étude

Le projet CC-Bio, dans lequel s'inscrit ce doctorat, est le premier projet de recherche qui s'est intéressé aux effets des changements climatiques sur la biodiversité au Québec. Une des particularités du projet CC-Bio (et de ce doctorat) est d'inclure plusieurs partenaires de différents horizons (ministères, organismes non gouvernementaux en conservation, universités) ayant pour objectif commun la protection de la biodiversité.

Ce projet de doctorat est innovateur, car il touche à la fois aux outils de gestion (chapitre II) et à l'acquisition de connaissances (chapitre III et IV). Ces deux éléments sont nécessaires au travail des gestionnaires pour qu'ils puissent cibler et mettre en place des stratégies d'adaptation pour conserver la biodiversité dans un contexte de changements climatiques. D'un point de vue plus technique, l'analyse de la vulnérabilité des espèces à partir de leurs traits biologiques combinée à celle des modèles de niche bioclimatique qui sont couramment utilisés (chapitre III), s'avère être une approche moins commune permettant de jeter un œil différent sur les impacts possibles des changements climatiques sur les espèces (Foden *et al.*, 2013).

Les connaissances acquises dans ce projet de doctorat sont d'intérêt pour les gestionnaires en conservation du Québec. Ainsi, afin d'assurer le transfert de ces connaissances et d'en faciliter l'utilisation à des fins de gestion, certains éléments de ce doctorat ont fait l'objet de trois rapports (qui ne paraissent pas dans la thèse) pour les gestionnaires en conservation du gouvernement du Québec et pour les décideurs

locaux de la Conférence régionale des élu(e)s du Bas-Saint-Laurent (Chambers *et al.*, 2012; Gendreau, 2013; Gendreau *et al.*, 2015). Les résultats ont également été présentés à des fonctionnaires agissant en conservation (MDDELCC, Parcs Canada, Norwegian Polar Institute), à des décideurs lors d'audiences publiques et à de nombreuses conférences scientifiques.

Finalement, la portée de ce projet s'étend bien au-delà du Québec. En effet, certaines des conclusions qui en sont issues sont applicables à d'autres provinces canadiennes ainsi qu'aux pays nordiques où le patron de distribution de la biodiversité est similaire à celui du Québec, c'est-à-dire là où la répartition des espèces est principalement limitée par le froid.

5.3 Rappel des objectifs et principaux résultats

5.3.1 Cogestion adaptative des parcs du Nunavik dans un contexte de changements climatiques

L'objectif de cette recherche était de présenter une méthode novatrice de gestion des parcs, à partir de l'exemple du Nunavik, qui tient compte à la fois de la problématique des changements climatiques et de la flexibilité nécessaire à une implication accrue des Inuits au niveau de la gestion des parcs. L'urgence d'agir dans le contexte des changements climatiques et la nécessité d'impliquer les populations locales dans la prise de décisions sur la gestion des ressources et du territoire ont motivé l'élaboration de ce modèle de cogestion adaptative.

Pour atteindre cet objectif, nous avons proposé un modèle conceptuel de cogestion adaptative qui se décline en cinq étapes : 1) Élaboration d'un plan régional, 2) Élaboration d'un plan de gestion spécifique à chaque parc, 3) Application du plan de gestion à chaque parc, 4) Surveillance socio-environnementale et acquisition de connaissances, 5) Synthèse, analyses et modification des objectifs. Cette approche se veut flexible et intégrative, car elle permet de tenir compte de l'évolution des connaissances sur l'effet des changements climatiques sur la biodiversité tout en permettant d'inclure à la fois les connaissances scientifiques et celles issues du savoir traditionnel (dans ce cas-ci, celui des Inuits du Nunavik).

5.3.2 La vulnérabilité des espèces du Québec aux changements climatiques

L'objectif général de cette recherche était d'évaluer la vulnérabilité aux changements climatiques de 250 espèces d'oiseaux, d'amphibiens et d'arbres présentes dans le sud du Québec. Pour ce faire, nous avons utilisé une méthode basée sur les traits biologiques des espèces qui se nomme l'Indice de vulnérabilité aux changements climatiques (IVCC) développé par NatureServe, une ONG très active en conservation. Un des rôles de cet organisme est de soutenir les gestionnaires en conservation en développant des outils pour ces derniers. Ainsi, un sous-objectif de ce chapitre était de fournir un premier cas documenté dans la littérature scientifique de l'utilisation de ce type d'outil qui est de plus en plus utilisé par les gestionnaires en conservation (Foden *et al.*, 2013; Liebezeit *et al.*, 2012; Rowland *et al.*, 2011).

Dans ce chapitre, nous avons trouvé que 94 % des espèces étudiées n'étaient pas vulnérables aux changements climatiques dans le sud du Québec. Les oiseaux apparaissent moins vulnérables que les amphibiens et les arbres, mais il n'y aurait pas de différence entre ces deux derniers groupes. Les espèces considérées comme

vulnérables sont celles dites spécialistes en termes d'utilisation de l'habitat, celles faisant face à des barrières anthropiques importantes limitant leurs déplacements et finalement, celles dont la capacité de déplacement en elle-même est limitée.

De plus, l'IVCC a comme particularité de pouvoir inclure les résultats des modèles de niches bioclimatiques dans ses calculs de vulnérabilité. L'inclusion de ces modèles (avec ou sans déplacement des espèces) n'a cependant pas eu d'effet sur le niveau de vulnérabilité des espèces obtenu sans l'ajout des modèles. Toutefois, les espèces étaient moins vulnérables avec le modèle permettant un déplacement illimité qu'avec celui sans déplacement.

5.3.3 Est-ce que les changements climatiques représentent une opportunité pour les plantes à statut précaire du Québec?

L'objectif général de ce chapitre était de vérifier si les changements climatiques représentent une opportunité ou une menace pour les plantes à statut précaire du Québec. Au Québec, comme dans plusieurs pays nordiques, de nombreuses espèces sont considérées à statut précaire parce qu'elles sont peu abondantes et ont une répartition limitée par le climat froid, alors qu'elles ont des populations stables au sud de la frontière (Gibson *et al.*, 2009; Warman *et al.*, 2004). Ainsi, le réchauffement du climat pourrait permettre à ces espèces d'étendre leur aire de répartition plus au nord (Berteaux *et al.*, 2010). Dans le futur, ces espèces pourraient donc ne plus être considérées comme vulnérables au Québec. Toutefois, certaines contraintes comme la disponibilité des habitats et la capacité de déplacement pourraient venir entraver cette expansion des plantes à statut précaire vers le nord.

Pour cette section, nous avons utilisé les résultats des modèles de niches bioclimatiques (horizon 2080) pour 136 espèces de plantes à statut précaire listées au

Québec. Pour les plantes calcicoles, nous avons également intégré l'affinité au substrat calcaire comme contrainte en termes de disponibilité d'habitat. Pour quantifier l'effet de la capacité de déplacement sur l'expansion ou la contraction potentielle de la répartition des plantes en 2080, nous avons utilisé, lors de la modélisation, un scénario permettant un déplacement illimité des espèces et un autre sans déplacement des espèces. De plus, nous avons évalué la vitesse de déplacement de la niche bioclimatique des espèces afin de vérifier si cette vitesse de déplacement se rapproche de celles rapportées pour les plantes dans la littérature. Finalement, nous avons évalué si, dans le futur, les espèces qui atteignent la limite nord de leur aire de répartition dans la zone d'étude maintiennent une plus grande partie de leur aire actuelle de répartition (scénario sans déplacement) ou profitent d'une plus grande expansion (scénario avec déplacement) que celles étant à leur limite sud.

Selon nos modèles, les 30 espèces de plantes calcicoles considérées pourraient profiter d'une expansion moyenne de leur aire de répartition de 264 % pour 2080. Cependant, cette expansion aurait pu être de plus de 514 % si ces plantes n'étaient pas limitées aux sols calcaires. Certaines de ces espèces pourraient par contre subir une contraction allant jusqu'à 64 % de leur aire de répartition. Selon le modèle permettant un déplacement illimité des espèces, les plantes à statut précaire du Québec pourraient expérimenter une expansion de 803 % (valeur médiane) de leur répartition alors que dans le scénario sans déplacement les plantes pourraient subir une contraction de 8 % (valeur médiane) de celle-ci. Dans ce dernier scénario, 5 plantes (*Carex formosa*, *Cypripedium arietinum*, *Platanthera macrophylla*, *Pterospora andromedea*, *Spiranthes casei* var. *casei*) pourraient voir leur niche bioclimatique disparaître du Québec (possible extirpation). Le déplacement de la limite nord de la niche bioclimatique des plantes analysées serait, en moyenne, de 42 km par décennie, ce qui est de 2,8 à 247 fois plus rapide que la capacité de colonisation des plantes rapportée dans la littérature dans un paysage non fragmenté (Corlett et Westcott, 2013). Finalement, nous n'avons pas trouvé de différence en

termes d'expansion possible de l'aire de répartition entre les plantes à la limite nord de leur répartition et celles à la limite sud (scénario avec déplacement illimité). Toutefois, avec le scénario sans déplacement, nous avons trouvé que les plantes à la limite nord de leur répartition ont plus de chances que celles à la limite sud de conserver la répartition qu'elles occupaient pour la période de référence (1961-1990).

5.4 Extrapolation des résultats et limitations de l'étude

5.4.1 Recommandations pour la gestion de la biodiversité du Québec

Dans cette section, nous allons utiliser l'ensemble des résultats des chapitres II, III et IV afin de formuler des recommandations générales pour la conservation des espèces au Québec dans un contexte de changements climatiques. Cette liste de recommandations n'est pas exhaustive, mais se veut un survol des principaux enjeux identifiés à partir de nos résultats.

Connectivité dans le sud de la province

Au chapitre III, nous avons trouvé que les barrières anthropiques (ex. villes, zones agricoles) sont des facteurs qui contribuent à augmenter la vulnérabilité des espèces aux changements climatiques. De plus, au chapitre IV nous avons démontré qu'il y aura une opportunité pour les espèces d'étendre leur aire de répartition potentielle en 2080. Pour profiter de l'opportunité d'expansion, les plantes devront pouvoir se déplacer librement. Ces résultats indiquent que la connectivité entre les habitats est un enjeu important pour aider les espèces à s'adapter aux changements climatiques dans

le sud de la province. Toutefois, il s'agit d'un territoire très fragmenté, où la perte d'habitats est reconnue comme facteur à l'origine du statut de précarité de plusieurs espèces (Carignan, 2006; Sarakinos *et al.*, 2001). Dans cette région, les pressions anthropiques sont parmi les plus importantes de la province (CEC, 2014). La figure 5.1 illustre d'ailleurs cette situation, en présentant la connectivité entre les aires protégées au Québec. On peut voir que la connectivité est particulièrement faible dans le sud de la province (Brassard *et al.*, 2010).

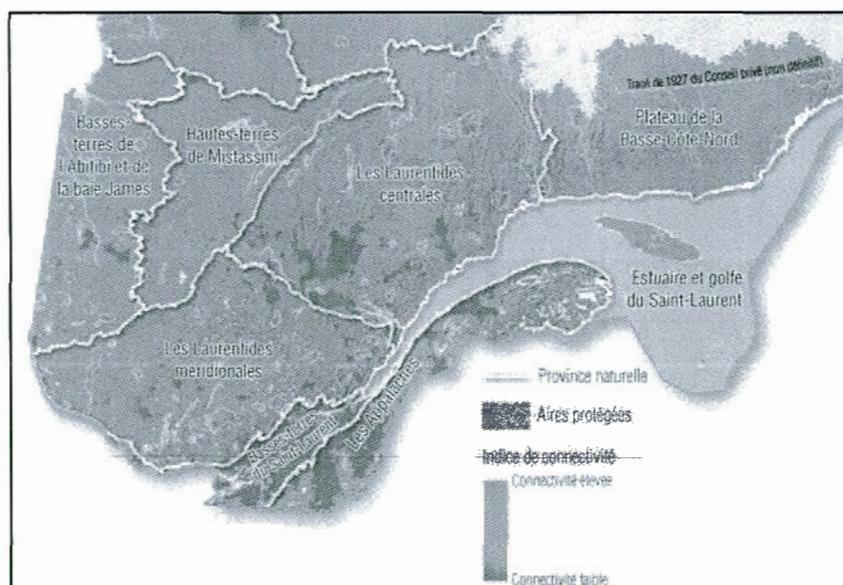


Figure 5.1 Indice de connectivité du réseau d'aires protégées au Québec en 2009. Tiré de Brassard *et al.* (2010).

Le rôle des aires protégées

Au chapitre II, nous avons présenté les rôles importants des aires protégées dans le contexte des changements climatiques. Un de ces rôles est de réduire les effets synergiques entre les menaces qui agissent sur la biodiversité (Sarakinos *et al.*, 2001;

Tardif *et al.*, 2005). D'ailleurs, au chapitre IV, nous avons démontré que les plantes à statut précaire avec une limite de distribution sud devraient avoir de la difficulté à maintenir leur niche bioclimatique dans le futur. Ainsi, avec l'ajout d'aires protégées dans le sud du Québec, on pourrait réduire les impacts liés à la perte d'habitat et on favoriserait l'adaptation de ces plantes aux changements climatiques. De plus, au chapitre IV, nous avons démontré qu'au nord du fleuve Saint-Laurent, les sols calcaires sont beaucoup plus rares qu'au sud. Comme plusieurs espèces de plantes qui sont vulnérables aux changements climatiques ont une affinité avec ce type de substrat, la protection de ces territoires au nord du Saint-Laurent devrait être prioritaire, car, dans le futur, ceux-ci pourraient servir de refuges climatiques. De plus, on peut faire un lien avec la connectivité dans le sud de la province (discuté ci-haut) et l'ajout d'aires protégées dans cette partie de la province pour réduire la fragmentation.

Finalement, il est important de mentionner qu'au sud du Québec, le gouvernement provincial n'a pas chiffré son objectif d'augmentation des aires protégées, alors qu'au nord, les efforts de conservation sont plus importants et pourraient atteindre 50 % du territoire pour une moyenne provinciale de 12 % (Berteaux, 2013; MDDEP, 2011). Ainsi, le manque d'aires protégées dans le sud de la province pourrait rendre plus difficile l'adaptation aux changements climatiques pour les espèces qui s'y retrouvent.

Migration assistée

Au chapitre III, nous avons démontré que les barrières anthropiques augmentent la vulnérabilité des espèces de même que leur capacité de déplacement. De plus, au chapitre IV, nous avons démontré que la vitesse de déplacement de la limite nord des niches bioclimatiques des plantes à statut précaire est beaucoup plus élevée que la

capacité de déplacement réelle de ces espèces. Ainsi, la migration assistée est une méthode envisageable pour aider les espèces du sud de la province à suivre le déplacement de leurs niches bioclimatiques. En considérant la faible connectivité entre les habitats dans le sud de la province, la barrière naturelle importante que représente le fleuve Saint-Laurent et le cas des plantes calcicoles dont l'habitat est très rare et localisé au nord, la migration assistée pourrait être une solution permettant d'assurer le maintien de certaines espèces au Québec face aux changements climatiques.

La migration assistée est cependant une intervention controversée, car elle présente des risques (p. ex. concurrence avec d'autres espèces déjà établies) (Berteaux *et al.*, 2014). Ce type d'intervention mérite donc une analyse approfondie, au cas par cas, avant d'être mis en œuvre, et ce, même s'il pourrait bien s'agir de la seule solution pour éviter l'extinction de certaines espèces (Thomas, 2011).

5.5 Limitations

L'une des plus grandes limitations quand on travaille sur les effets des changements climatiques, c'est qu'il est impossible de manipuler le climat et de faire des expériences en milieu contrôlé pour quantifier les impacts de ces derniers sur la biodiversité (Krebs et Berteaux, 2006). Toutefois, cette difficulté ne justifie pas l'inaction et, pour documenter les impacts potentiels des changements climatiques sur la biodiversité, les scientifiques utilisent la modélisation. Cependant, les limitations sont aussi nombreuses lorsque vient le temps d'anticiper (modéliser) les effets des changements climatiques sur la biodiversité. Les principales limitations sont liées aux nombreuses sources d'incertitude inhérentes à ce type d'analyses (IPCC, 2014). Il y a une incertitude associée aux projections climatiques (IPCC, 2013). Il y a également

une incertitude liée aux données d'occurrence des espèces. En effet, les modèles de niches bioclimatiques font la supposition que les données d'occurrence pour la période de référence représentent l'entièreté de la niche réalisée de l'espèce, alors que ce n'est assurément pas toujours le cas. Il y a aussi de l'incertitude en lien avec le modèle statistique utilisé pour faire les projections de la répartition potentielle future des espèces (Thuiller *et al.*, 2009). Dans le cadre de notre projet, nous avons tenté de limiter l'impact de ces sources d'incertitude en utilisant une combinaison de plusieurs projections climatiques et en modélisant la niche bioclimatique à l'aide de différents modèles statistiques. Il n'en reste pas moins qu'il est impossible de confirmer avec certitude les conséquences que ces changements auront sur les écosystèmes et les espèces, ce qui complique les prises de décisions en matière de gestion environnementale (Krebs et Berteaux, 2006). Il semble d'ailleurs que cette perception de l'incertitude chez les gestionnaires agisse comme un frein à la mise en place des stratégies d'adaptation (Geyer *et al.*, 2014).

5.6 Perspectives

5.6.1 La gestion de l'incertitude liée aux effets des changements climatiques sur la biodiversité

La mise en place de stratégies d'adaptation pour aider les espèces à faire face aux changements climatiques n'est pas une tâche simple pour les gestionnaires (Geyer *et al.*, 2014). Nous suggérons, dans cette section, une approche pour favoriser la mise en place des stratégies d'adaptation tout en contrôlant l'incertitude à laquelle font face les gestionnaires en conservation. Cette approche est inspirée du travail réalisé dans ce doctorat.

Dans un premier temps, il apparaît primordial de favoriser la communication entre les chercheurs qui élaborent les modèles et les gestionnaires (Guisan *et al.*, 2013). Pour ce faire, il est suggéré d'intégrer dans le processus une personne (ou un groupe de personnes) étant en mesure de comprendre à la fois la modélisation utilisée par les chercheurs et les besoins des gestionnaires (Guisan *et al.*, 2013). Cette personne (ou groupe de personnes) est présentée sous le nom de « traducteur » (Guisan *et al.*, 2013) (voir figure 1.5).

Une autre façon de réduire l'incertitude des effets des changements climatiques sur la biodiversité est d'utiliser des informations provenant de plusieurs sources (ex. modèles de niches bioclimatiques et analyse par les traits biologiques) pour évaluer la vulnérabilité de la biodiversité. Cette évaluation plus détaillée permettra la mise en place des stratégies d'adaptation de la biodiversité les plus appropriées (Dawson *et al.*, 2011). En effet, la mise en place d'un modèle de gestion basée sur une approche scientifique unique expose les gestionnaires à un risque accru de mauvaise interprétation de la problématique. Une approche basée sur plusieurs sources d'informations et méthodes d'analyses réduit les risques en procurant une meilleure vue d'ensemble de la problématique (Dawson *et al.*, 2011).

Il n'en reste pas moins qu'une incertitude persistera toujours malgré les recommandations mentionnées précédemment. En effet, il est souvent impossible de déterminer avec certitude la gravité et la chronologie des incidences qu'auront les changements climatiques sur la biodiversité et l'efficacité des stratégies d'adaptation envisageables (GIEC, 2014). Pour cette raison, les gestionnaires doivent se doter d'un modèle de gestion flexible qui permet de réagir face au caractère imprévisible des changements climatiques. Ce modèle de gestion doit pouvoir faire face à des situations complexes et évolutives tout en permettant de contrôler le risque et de réagir aux changements (IPCC, 2014). Ce modèle est celui de la gestion (cogestion) adaptative (Geyer *et al.*, 2014; IPCC, 2014).

Inspirés du modèle de cogestion adaptative présenté au chapitre II et du travail de Glick *et al.* (2011), nous suggérons un modèle de cogestion adaptative de la biodiversité dans le contexte des changements climatiques. Ce modèle est présenté à la figure 5.2.

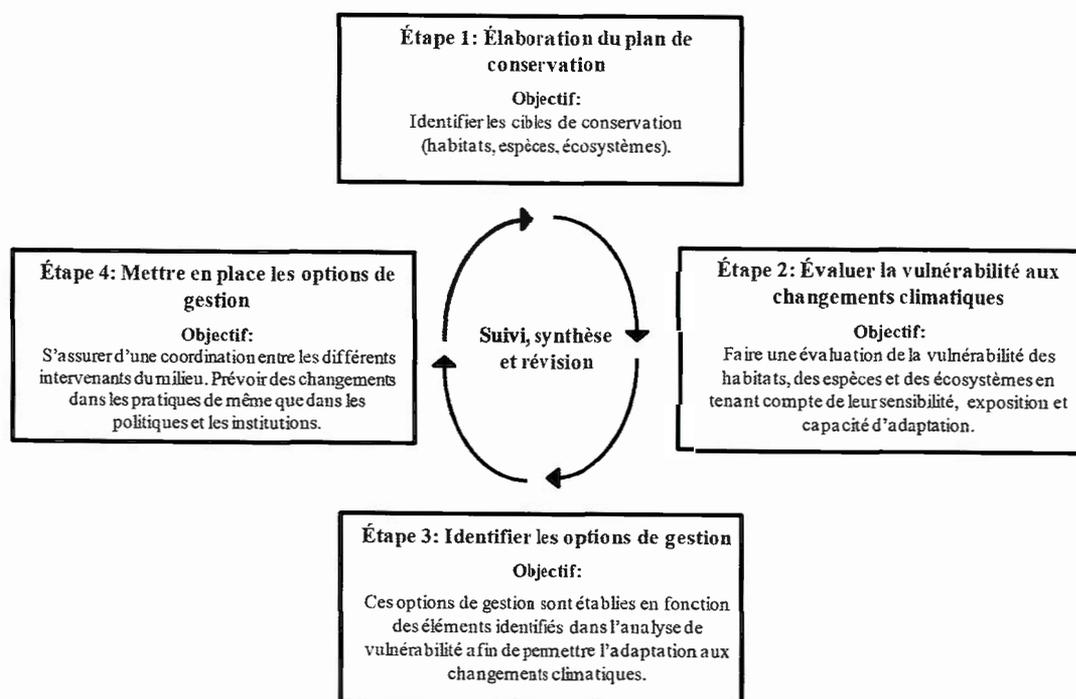


Figure 5.2 Schéma du modèle de cogestion adaptative proposé pour la gestion de la biodiversité dans le contexte des changements climatiques.

À la figure 5.2, les étapes 1 à 4 sont des jalons du processus de cogestion adaptative, alors que le suivi, la synthèse et la révision des objectifs se font tout le long du processus afin de pouvoir réagir aux changements. Toutefois, pour que le modèle puisse évoluer, il doit être alimenté par des connaissances (voir Encadré 1, chapitre II pour les types de connaissances). Les études et suivis à long terme sont des

sources d'information essentielles pour documenter les tendances observées jusqu'à ce jour, mais également pour alimenter les modèles qui peuvent nous informer sur la tendance et l'ampleur des changements à venir. Les objectifs de gestion fixés dans le processus de cogestion adaptative pourront être révisés périodiquement en fonction des nouvelles connaissances acquises et des résultats obtenus. Un tel modèle de cogestion adaptative permet de structurer la prise de décision dans des situations complexes où l'on retrouve un haut niveau d'incertitude tout en tenant compte des influences climatiques et non climatiques qui évoluent au fil du temps (IPCC, 2014).

5.6.2 Conclusion

Le présent projet a d'abord permis de décrire les effets potentiels des changements climatiques sur un grand nombre d'espèces animales et végétales. Dans un deuxième temps, ces effets potentiels ont permis d'identifier des mesures d'adaptation qui devraient être appliquées dans les prochaines années par les gestionnaires en conservation de la province. Troisièmement, des éléments de réflexion sur une méthode de gestion adaptative des effets des changements climatiques sur la biodiversité sont suggérés, afin de favoriser la mise en place de stratégies d'adaptation et de tenir compte des différentes sources d'incertitudes liées à la projection des effets des changements climatiques sur la biodiversité. De plus, étant donné qu'il s'agit du premier projet du genre au Québec, ce travail pourra servir de point de référence pour les gestionnaires. Il sera possible d'y référer dans le futur pour voir dans quelle mesure les changements anticipés se sont réellement produits. À partir de ces constats, il sera possible d'utiliser ces résultats pour améliorer les nouvelles générations de modèles et de mieux adapter les orientations de gestion.

Dans le cadre plus large du projet CC-Bio, ce sont près de 1 000 espèces qui ont été étudiées (Berteaux *et al.*, 2014). Bien que le travail réalisé dans le cadre du projet CC-Bio soit colossal, il n'inclut qu'une faible proportion de la biodiversité du Québec (environ 1,5% selon les estimations de la biodiversité totale). L'exclusion de certains groupes taxonomiques a été dictée par le manque de données d'occurrence pour ces groupes au Québec. De plus, nous avons dû limiter nos analyses au sud du 53^{ième} parallèle, car les données d'occurrence sont quasi inexistantes au-delà de ce parallèle.

Ainsi, pour avoir une meilleure idée des effets des changements climatiques sur la biodiversité au Québec, il faudrait inclure des données sur d'autres espèces (groupes taxonomiques) et aussi inclure le nord de la province, là où les changements climatiques risquent d'être les plus importants (Berteaux *et al.*, 2014). De plus, pour alimenter la démarche de cogestion adaptative, il serait essentiel de mettre en place un programme de suivi de la biodiversité sur l'ensemble de la province afin de documenter dans le temps et de façon précise les effets des changements climatiques sur la biodiversité au Québec. À ce sujet, il est important de souligner les efforts du Centre de la science de la biodiversité du Québec qui travaille à faciliter l'accès aux données sur la biodiversité recueillies par les ministères et les chercheurs. Le Centre travaille actuellement avec le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs à la mise en place d'un système de suivi à long terme de la biodiversité au Québec dont les bases ont été élaborées dans le cadre du projet CC-Suivi soutenu par Ouranos.

Finalement, les changements climatiques risquent de modifier le portrait de la biodiversité du Québec tel qu'on le connaît aujourd'hui (Berteaux *et al.*, 2014). Toutefois, avec l'expertise en place, appuyée par des moyens financiers appropriés, une bonne stratégie de gestion et la collaboration de tous les acteurs, il sera possible de bien documenter les effets des changements climatiques sur la biodiversité et d'implanter des actions de conservation pour faciliter l'adaptation des espèces à ces changements.

[Cette page a été laissée intentionnellement blanche]

ANNEXES

[Cette page a été laissée intentionnellement blanche]

Appendix 3.1 Climate change vulnerability index classes and confidence for the 250 species analysed.

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|---|---------------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| Birds | | | | | | | | |
| <i>Accipiter cooperii</i> | Cooper's Hawk | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Accipiter striatus</i> | Sharp-shinned Hawk | IL | Moderate | IL | Moderate | IL | Very high | North |
| <i>Aegolius acadicus</i> | Northern Saw-whet Owl | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Agelaius phoeniceus</i> | Red-winged Blackbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Aix sponsa</i> | Wood Duck | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Ammodramus henslowii</i> | Henslow's Sparrow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Ammodramus nelsoni</i> ^e | Nelson's Sparrow | IL | Moderate | IL | Moderate | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Ammodramus savannarum</i> ^e | Grasshopper Sparrow | IL | High | IL | High | IL | Very high | North |
| <i>Anas americana</i> | American Wigeon | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Anas clypeata</i> | Northern Shoveler | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Anas discors</i> | Blue-winged Teal | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Anas platyrhynchos</i> | Mallard | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Anas strepera</i> | Gadwall | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Aquila chrysaetos</i> ^e | Golden Eagle | PS | Low | PS | Low | PS | Very high | North |
| <i>Archilochus colubris</i> | Ruby-throated Hummingbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Ardea alba</i> | Great Egret | PS | Moderate | HV | Moderate | MV | Moderate | Disjunct |
| <i>Ardea herodias</i> | Great Blue Heron | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Asio flammeus</i> ^e | Short-eared Owl | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Aythya affinis</i> | Lesser Scaup | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | East |
| <i>Bartramia longicauda</i> | Upland Sandpiper | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Bombycilla cedrorum</i> | Cedar Waxwing | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Bonasa umbellus</i> | Ruffed Grouse | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Botaurus lentiginosus</i> | American Bittern | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|---|---------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Bubulcus ibis</i> | Cattle Egret | IL | Moderate | | | | | Disjunct |
| <i>Bucephala albeola</i> | Bufflehead | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | East |
| <i>Bucephala islandica</i> ^a | Barrow's Goldeneye | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Buteo jamaicensis</i> | Red-tailed Hawk | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Buteo lineatus</i> | Red-shouldered Hawk | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Buteo platypterus</i> | Broad-winged Hawk | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Butorides virescens</i> | Green Heron | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Calidris canutus</i> ^a | Red Knot | PS | Low | | | | | Disjunct |
| <i>Caprimulgus vociferus</i> ^a | Whip-poor-will | IL | Moderate | IL | Moderate | IL | Very high | North |
| <i>Cardinalis cardinalis</i> | Northern Cardinal | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Carduelis pinus</i> | Pine Siskin | IL | High | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Carduelis tristis</i> | American Goldfinch | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Carpodacus purpureus</i> | Purple Finch | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Cathartes aura</i> | Turkey Vulture | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Catharus bicknelli</i> ^a | Bicknell's Thrush | PS | Very high | | | | | Sporadic |
| <i>Catharus fuscescens</i> | Veery | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Catharus guttatus</i> | Hermit Thrush | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Catharus ustulatus</i> | Swainson's Thrush | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | South |
| <i>Certhia americana</i> | Brown Creeper | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Chaetura pelagica</i> ^a | Chimney Swift | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Charadrius melodus</i> ^a | Piping Plover | IL | Moderate | | | | | Disjunct |
| <i>Charadrius vociferus</i> | Killdeer | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Chlidonias niger</i> | Black Tern | IL | Moderate | IL | Moderate | IL | Very high | East |
| <i>Chondestes grammacus</i> | Lark Sparrow | IL | Very high | | | | | Disjunct |
| <i>Chordeiles minor</i> ^a | Common Nighthawk | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Circus cyaneus</i> | Northern Harrier | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Cistothorus palustris</i> | Marsh Wren | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Cistothorus platensis</i> ^a | Sedge Wren | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|---------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Coccothraustes vespertinus</i> | Evening Grosbeak | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Coccyzus americanus</i> | Yellow-billed Cuckoo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Coccyzus erythrophthalmus</i> | Black-billed Cuckoo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Contopus cooperi</i> st | Olive-sided Flycatcher | IL | Very high | | | | | Central |
| <i>Contopus virens</i> | Eastern Wood-Pewee | IL | Very high | | | | | North |
| <i>Corvus brachyrhynchos</i> | American Crow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Cyanocitta cristata</i> | Blue Jay | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Dendroica caerulescens</i> | Black-throated Blue Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Dendroica castanea</i> | Bay-breasted Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | South |
| <i>Dendroica cerulea</i> ^d | Cerulean Warbler | IL | High | IL | High | IL | High | Disjunct |
| <i>Dendroica discolor</i> | Prairie Warbler | IL | High | IL | High | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Dendroica fusca</i> | Blackburnian Warbler | IL | High | IL | High | IL | Very high | North |
| <i>Dendroica magnaolia</i> | Magnolia Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Dendroica palmarum</i> | Palm Warbler | IL | Moderate | PS | Moderate | IL | Moderate | South |
| <i>Dendroica pensylvanica</i> | Chestnut-sided Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Dendroica petechia</i> | Yellow Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Dendroica pinus</i> | Pine Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Dendroica tigrina</i> | Cape May Warbler | IL | Moderate | IL | High | IL | Very high | South |
| <i>Dendroica virens</i> | Black-throated Green Warbler | IL | Moderate | IL | High | IL | Very high | North |
| <i>Dolichonyx oryzivorus</i> | Bobolink | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Dryocopus pileatus</i> | Pileated Woodpecker | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Dumetella carolinensis</i> | Gray Catbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Egretta caerulea</i> | Little Blue Heron | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Egretta thula</i> | Snowy Egret | IL | High | | | MV | High | Disjunct |
| <i>Empidonax alborum</i> | Alder Flycatcher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Empidonax flaviventris</i> | Yellow-bellied Flycatcher | IL | Moderate | | | | | South |
| <i>Empidonax minimus</i> | Least Flycatcher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Empidonax traillii</i> | Willow Flycatcher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Empidonax virens</i> | Acadian Flycatcher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|--|-------------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Euphagus carolinus</i> ^a | Rusty Blackbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Euphagus cyanocephalus</i> | Brewer's Blackbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | East |
| <i>Falco peregrinus</i> ^a | Peregrine Falcon | IL | Moderate | | | | | Disjunct |
| <i>Falco sparverius</i> | American Kestrel | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Fulica americana</i> | American Coot | IL | High | IL | Low | IL | Very high | North |
| <i>Gallinula chloropus</i> | Common Moorhen | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Geothlypis trichas</i> | Common Yellowthroat | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Haliaeetus leucocephalus</i> ^a | Bald Eagle | PS | Low | PS | Low | IL | Very high | South |
| <i>Helmitheros vermivorum</i> | Worm-eating Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Hirundo rustica</i> | Barn Swallow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Histrionicus histrionicus</i> ^a | Harlequin Duck | PS | Moderate | | | | | South |
| <i>Hylocichla mustelina</i> | Wood Thrush | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Icteria virens</i> | Yellow-breasted Chat | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Icterus galbula</i> | Baltimore Oriole | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Icterus spurius</i> | Orchard Oriole | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Ixobrychus exilis</i> ^a | Least Bittern | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Lanius ludovicianus</i> ^a | Loggerhead Shrike | IL | Very high | PS | Very high | PS | Very high | Disjunct |
| <i>Larus delawarensis</i> | Ring-billed Gull | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Lophodytes cucullatus</i> | Hooded Merganser | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Loxia curvirostra</i> | Red Crossbill | IL | High | IL | High | IL | Very high | North |
| <i>Megasceryle alcyon</i> | Belted Kingfisher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Megascops asio</i> | Eastern Screech-Owl | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Melanerpes carolinus</i> | Red-bellied Woodpecker | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Melanerpes erythrocephalus</i> ^a | Red-headed Woodpecker | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Melospiza georgiana</i> | Swamp Sparrow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Melospiza melodia</i> | Song Sparrow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Mimus polyglottos</i> | Northern Mockingbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Mniotilta varia</i> | Black-and-white Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|---|----------------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Molothrus ater</i> | Brown-headed Cowbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Myiarchus crinitus</i> | Great Crested Flycatcher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Nyctanassa violacea</i> | Yellow-crowned Night-Heron | IL | Very high | | Very high | MV | Very high | Disjunct |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> | Black-crowned Night-Heron | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Oceanodroma leucorhoa</i> ^e | Leach's Storm-Petrel | PS | Very high | | Very high | | Very high | Sporadic |
| <i>Oporornis agilis</i> | Connecticut Warbler | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | East |
| <i>Oporornis formosus</i> | Kentucky Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Oporornis philadelphia</i> | Mourning Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Fandion haliaetus</i> | Osprey | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | South |
| <i>Parula americana</i> | Northern Parula | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Passerina cyanea</i> | Indigo Bunting | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Petrochelidon pyrrhonota</i> | Cliff Swallow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Pheucticus ludovicianus</i> | Rose-breasted Grosbeak | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Picoides arcticus</i> | Black-backed Woodpecker | IL | Moderate | IL | Moderate | IL | Very high | South |
| <i>Picoides pubescens</i> | Downy Woodpecker | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Picoides villosus</i> | Hairy Woodpecker | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Pipilo erythrophthalmus</i> | Eastern Towhee | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Piranga olivacea</i> | Scarlet Tanager | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Piranga rubra</i> | Summer Tanager | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Plegadis falcinellus</i> | Glossy Ibis | IL | Very high | IL | Very high | MV | Very high | Disjunct |
| <i>Podiceps auritus</i> ^e | Horned Grebe | PS | High | | High | | Very high | Disjunct |
| <i>Podiceps grisegena</i> | Red-necked Grebe | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Podilymbus podiceps</i> | Pied-billed Grebe | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Poecile atricapillus</i> | Black-capped Chickadee | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Polioptila caerulea</i> | Blue-gray Gnatcatcher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Poocetes gramineus</i> | Vesper Sparrow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Porzana carolina</i> | Sora | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Progne subis</i> | Purple Martin | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Protonotaria citrea</i> | Prothonotary Warbler | IL | High | | High | | Very high | Disjunct |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|--------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Quiscalus quiscula</i> | Common Grackle | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Rallus limicola</i> | Virginia Rail | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Regulus satrapa</i> | Golden-crowned Kinglet | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Riparia riparia</i> | Bank Swallow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Sayornis phoebe</i> | Eastern Phoebe | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Scolopax minor</i> | American Woodcock | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Seiurus aurocapilla</i> | Ovenbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Seiurus motacilla^a</i> | Louisiana Waterthrush | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Setophaga ruticilla</i> | American Redstart | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Sialia stalis</i> | Eastern Bluebird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Sitta canadensis</i> | Red-breasted Nuthatch | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Sitta carolinensis</i> | White-breasted Nuthatch | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Sphyrapicus varius</i> | Yellow-bellied Sapsucker | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Spiza americana</i> | Dickcissel | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Spizella pallida</i> | Clay-colored Sparrow | IL | Moderate | PS | Moderate | IL | Moderate | East |
| <i>Spizella passerina</i> | Chipping Sparrow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Spizella pusilla</i> | Field Sparrow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Stelgidopteryx serripennis</i> | Northern Rough-winged Swallow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Sterna caspia^a</i> | Caspian Tern | PS | Moderate | | | | | Sporadic |
| <i>Sterna dougallii^a</i> | Roseate Tern | PS | High | | | | | Sporadic |
| <i>Strix varia</i> | Barred Owl | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Sturnella magna</i> | Eastern Meadowlark | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Sturnella neglecta</i> | Western Meadowlark | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Tachycineta bicolor</i> | Tree Swallow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Thryothorus ludovicianus</i> | Carolina Wren | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Toxostoma rufum</i> | Brown Thrasher | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Tringa flavipes</i> | Lesser Yellowlegs | IL | Very high | PS | Very high | IL | Very high | East |
| <i>Tringa melanoleuca</i> | Greater Yellowlegs | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | South |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^a |
|--|-------------------------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Troglodytes aedon</i> | House Wren | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | Winter Wren | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Tyrannus tyrannus</i> | Eastern Kingbird | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Tyto alba</i> ^a | Barn Owl | IL | High | | | | | North |
| <i>Vermivora celata</i> | Orange-crowned Warbler | IL | Very high | IL | Low | IL | Very high | South |
| <i>Vermivora chrysoptera</i> ^a | Golden-winged Warbler | IL | Moderate | IL | Moderate | IL | Very high | North |
| <i>Vermivora peregrina</i> | Tennessee Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | South |
| <i>Vermivora pinus</i> | Blue-winged Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Vermivora ruficapilla</i> | Nashville Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Vireo flavifrons</i> | Yellow-throated Vireo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Vireo gilvus</i> | Warbling Vireo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Vireo griseus</i> | White-eyed Vireo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Vireo olivaceus</i> | Red-eyed Vireo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Vireo philadelphicus</i> | Philadelphia Vireo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Vireo solitarius</i> | Blue-headed Vireo | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Wilsonia canadensis</i> ^a | Canada Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Wilsonia citrina</i> | Hooded Warbler | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Disjunct |
| <i>Zenaidura macroura</i> | Mourning Dove | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Zonotrichia albicollis</i> | White-throated Sparrow | IL | Very high | IL | Very high | IL | Very high | Central |
| Amphibians | | | | | | | | |
| <i>Ambystoma laterale</i> | Blue-spotted salamander | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Ambystoma maculatum</i> | Spotted salamander | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Desmognathus fuscus</i> ^a | Northern dusky salamander | PS | Moderate | PS | Moderate | IL | Moderate | North |
| <i>Desmognathus ochrophaeus</i> ^a | Alleghany mountain dusky salamander | MV | Low | MV | Low | PS | Low | North |
| <i>Eurycea bislineata</i> | Northern two-lined salamander | PS | High | PS | High | IL | High | North |
| <i>Gyrinophilus porphyriticus</i> ^a | Spring salamander | MV | Moderate | MV | Moderate | PS | Moderate | North |
| <i>Hemidactylium scutatum</i> ^a | Four-toed salamander | MV | Moderate | MV | Moderate | PS | Moderate | Disjunct |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|--|-----------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Hyla versicolor</i> | Gray treefrog | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Lithobates catesbeianus</i> | Bull frog | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Lithobates clamitans</i> | Green frog | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Lithobates palustris</i> ^a | Pickrel frog | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | North |
| <i>Lithobates pipiens</i> | Northern Leopard frog | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | Central |
| <i>Lithobates septentrionalis</i> | Mink frog | PS | Very high | PS | Very high | PS | Very high | Central |
| <i>Lithobates sylvaticus</i> | Wood frog | PS | Very high | PS | Very high | PS | Very high | Central |
| <i>Necturus maculosus</i> | Mudpuppy | PS | Moderate | PS | Moderate | PS | Moderate | North |
| <i>Notophthalmus viridescens</i> | Eastern newt | PS | Moderate | PS | Moderate | IL | Moderate | North |
| <i>Plethodon cinereus</i> | Redback salamander | PS | High | PS | High | IL | High | North |
| <i>Pseudacris crucifer</i> | Spring peeper | PS | Very high | PS | Very high | IL | Very high | Central |
| Trees | | | | | | | | |
| <i>Abies balsamea</i> | Balsam fir | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Acer nigrium</i> ^a | Black maple | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Acer pensylvanicum</i> | Striped maple | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Acer rubrum</i> | Red maple | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Acer saccharinum</i> | Silver maple | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Acer saccharum</i> | Sugar maple | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Acer spicatum</i> | Mountain maple | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Betula alleghaniensis</i> | Yellow birch | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Betula papyrifera</i> | Paper birch | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Betula populifolia</i> | Gray birch | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Carpinus caroliniana</i> | Blue Beech | PS | Moderate | | | | | North |
| <i>Carya cordiformis</i> | Bitternut hickory | HV | Moderate | | | | | North |
| <i>Carya ovata</i> ^a | Shagbark hickory | HV | Moderate | | | | | North |
| <i>Celtis occidentalis</i> ^a | Common hackberry | MV | Low | | | | | Disjunct |
| <i>Fagus grandifolia</i> | American beech | PS | Low | | | | | North |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|---|-----------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Fraxinus americana</i> | White ash | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Fraxinus nigra</i> | Black ash | PS | Moderate | | | | | North |
| <i>Fraxinus pennsylvanica</i> | Red ash | PS | High | | | | | North |
| <i>Juglans cinerea</i> ^a | Butternut | HV | Moderate | | | | | North |
| <i>Juniperus virginiana</i> | Eastern redcedar | HV | High | | | | | North |
| <i>Larix laricina</i> | Tamarack | PS | Moderate | | | | | Central |
| <i>Ostrya virginiana</i> | Eastern hophornbeam | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Picea glauca</i> | White spruce | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Picea mariana</i> | Black spruce | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Picea rubens</i> | Red spruce | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Pinus banksiana</i> | Jack pine | MV | Moderate | | | | | South |
| <i>Pinus resinosa</i> | Red pine | PS | High | | | | | North |
| <i>Pinus rigida</i> ^a | Pitch pine | MV | Moderate | | | | | Disjunct |
| <i>Pinus strobus</i> | White pine | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Populus balsamifera</i> | Balsam poplar | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Populus deltoides</i> | Eastern cottonwood | PS | High | | | | | Disjunct |
| <i>Populus grandidentata</i> | Bigtooth aspen | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Populus tremuloides</i> | Quaking aspen | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Prunus pennsylvanica</i> | Pin cherry | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Prunus serotina</i> | Black cherry | MV | Moderate | | | | | North |
| <i>Prunus virginiana</i> | Chokecherry | PS | Very high | | | | | Central |
| <i>Quercus alba</i> ^a | White oak | MV | Moderate | | | | | North |
| <i>Quercus bicolor</i> ^a | Swamp white oak | MV | Moderate | | | | | Disjunct |
| <i>Quercus macrocarpa</i> | Bur oak | MV | Moderate | | | | | North |
| <i>Quercus rubra</i> var. <i>Borealis</i> | Northern red oak | PS | Moderate | | | | | North |
| <i>Salix nigra</i> | Black willow | PS | High | | | | | North |
| <i>Sorbus americana</i> | American mountain ash | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Thuja occidentalis</i> | Arborvitae | PS | Very high | | | | | North |

| Latin names | English names | without SDM ^b | Confidence without SDM ^c | SDM/no dispersal ^b | Confidence SDM/no dispersal ^c | SDM/unlimited dispersal ^b | Confidence SDM/unlimited dispersal ^c | Distribution limits ^d |
|------------------------------------|-------------------|-----------------------------|---|----------------------------------|--|---|---|-------------------------------------|
| <i>Tilia americana</i> | American basswood | PS | High | | | | | North |
| <i>Tsuga canadensis</i> | Eastern hemlock | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Ulmus americana</i> | American elm | PS | Very high | | | | | North |
| <i>Ulmus rubra</i> | Slippery elm | PS | Moderate | | | | | North |
| <i>Ulmus thomasii</i> ^d | Rock elm | MV | Moderate | | | | | Disjunct |

^a Species-at-risk regarding Quebec or Canada legislations.

^b CCVI class : HV=Highly vulnerable, MV=Moderately vulnerable, PS= Not vulnerable/Presumed stable, IL= Not vulnerable/increase likely (see Table 1 for definition).

^c CCVI confidence level : Low, Moderate, High, Very high (see material and methods for details).

^d Distribution limit of the species in the assessment area (see material and methods for details).

Appendix 3.2 Climate data used to calculate exposure values entered in the CCVI and to build the SDMs allowing projection of potential future distribution of species

Climate data

Our climate data for exposure were prepared for the CC-Bio project by Ouranos, a consortium in climatology in Quebec (Berteaux *et al.*, 2010). We used interpolated weather station climate data calculated by Rehfeldt (2006). We averaged these raw climate data (1 km x 1 km grain size) for each 20 km x 20 km grid cell using Anusplin (Rehfeldt, 2006). For the climate projection under the time period 2041-2070 (2050), we used 70 climate change scenarios made available by the World Climate Research Programme's Coupled Model Intercomparison Project phase 3 (Meehl *et al.*, 2007). These scenarios were derived from 15 atmosphere-ocean general circulation models (AOGCMs) coupled with three greenhouse gas emissions scenarios (A2, A1B, B1; (Nakicenovic *et al.*, 2000). Some of these AOGCMs were run with different initial conditions (Meehl *et al.* 2007).

CCVI – Exposure data

From the climate data, we calculated the exposure by using the difference between our climate projection for 2050 and the climate for the reference period. Afterward, we built the classes by using the mean as a central value and used the standard deviation (mean \pm 0.5 SD) to create upper and lower classes (Fig. A3.1, Young pers. com.).

Although the CCVI uses the Hamon method (Hamon, 1963) to assess the moisture metric (or potential evapotranspiration, PET), the moisture metric from the CC-Bio project was rather calculated with the Thornthwaite method (Thornthwaite, 1948). This should have limited impact on the output of the CCVI, however, because the Hamon

and Thornwaite methods belong to the same family (Federer *et al.*, 1996) and yield strongly correlated values (Lu *et al.*, 2005).

CCVI - Historical thermal and hydrological sensitivity factors

The historical thermal and hydrological sensitivity factors in the CCVI required a period of 50 years (1941-1990). However, we were not able to use the same method to interpolate the climate for this period, as the one used for the reference period in the CC-Bio project covers only the period from 1961 to 1990. In this case, the interpolation was assessed by the BioSIM 9 software directly at the size of our 400 km² grid (Régnière, 1996; Régnière et Saint-Amant, 2008). We tested to see if there was any difference in mean temperature and total precipitations between both methods for the period we had in common (1961-1990). We compared the values in a regression for every pixel of our study area (n= 12,237) and there were no difference for annual mean temperature (F-statistic: 5.582e+06, df= 12,236, p < 0.0001, adjusted R²=1) and for annual total precipitations (F-statistic: 3.865e+05, df= 12,236, p < 0.0001, adjusted R²=0.97).

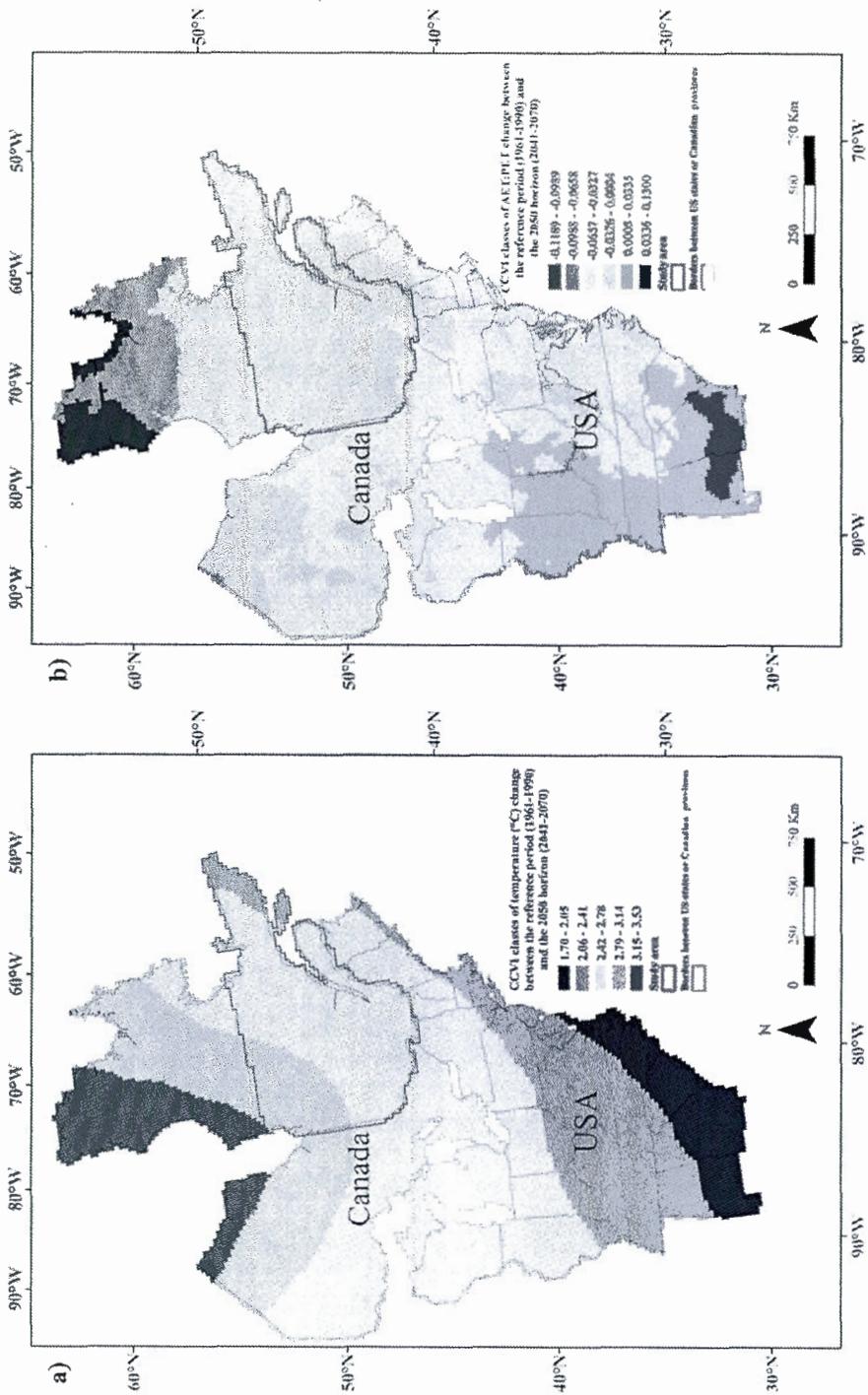


Figure A3.1 CCVI exposure classes in eastern North America for a) Changes in mean annual temperature and b) Changes in moisture availability calculated with the Thornthwaite method (AET= Actual evapotranspiration, PET= Potential evapotranspiration).

[Cette page a été laissée intentionnellement blanche]

SDMs - Climate variables

Because it is computationally intensive to project a large number of species under 70 climate change scenarios, we used the multivariate clustering approach described in Casajus et al. (submitted) to select a representative subset of climate change scenarios among the 70 indicated above. This method retains the coverage of uncertainty in future climatic conditions while minimizing the number of used climate change scenarios. We slightly modified Casajus et al. (submitted) in that we retained the number of clusters that explained 75% of the variability (whereas Casajus et al. used an optimal approach to set the threshold) and selected the climate change scenario that was the closest to the center of each cluster. As this method depends on the variables used to define the bioclimatic envelope of the species, the number of climate change scenarios selected varies with taxa. We used eight climate change scenarios for birds and trees, and seven for amphibians.

To relate species distributions to climate, we used the most biologically pertinent climate variables. We used the mean annual temperature (°C) for birds, amphibians and trees, the total annual precipitations (mm) for amphibians and trees, the seasonality of precipitations for birds and amphibians, the range between the maximum annual temperature and the minimum annual temperature (°C) for birds, amphibians and trees, the precipitations of the wettest month (mm) for birds and trees, and the coefficient of variation of the total annual precipitations for trees. Further details on these climate variables are available in Rehfeldt (2006).

[Cette page a été laissée intentionnellement blanche]

Appendix 4.1 List of 136 studied plants-at-risk and their potential expansion or contraction in 2071-2100 relative to 1961-1990 in Quebec. "North" and "South" distribution limits indicate whether the northern or southern distribution limit of species occurs in Quebec.

| Latin names | English names | Soil affinity | Distribution limit | Potential expansion or contraction | |
|--|-------------------------|---------------|--------------------|------------------------------------|--------------------------|
| | | | | SDMs/no dispersal | SDMs/unlimited dispersal |
| <i>Acer nigrum</i> | Black maple | Calcareous | North | 0 | 275.6 |
| <i>Adlumia fungosa</i> | Climbing fumitory | Calcareous | North | -44.4 | 176.9 |
| <i>Allium canadense</i> var. <i>canadense</i> | Meadow garlic | | North | -10 | 1265 |
| <i>Allium tricoccum</i> | Small white Leek | | North | -7.7 | 524.4 |
| <i>Amelanchier amabilis</i> | Beautiful serviceberry | | North | -59.8 | 642 |
| <i>Aristida basiramea</i> | Forked three-awn grass | | North | -91.4 | 184.3 |
| <i>Asarum canadense</i> | Canadian wildginger | Calcareous | North | 0 | 386.8 |
| <i>Asclepias exaltata</i> | Poke milkweed | | North | 0 | 2281.2 |
| <i>Asclepias tuberosa</i> subsp. <i>interior</i> | Butterflyweed | | North | 0 | 557.1 |
| <i>Asplenium rhizophyllum</i> | Walking-fern spleenwort | Calcareous | North | 0 | 544.4 |
| <i>Asplenium ruta-muraria</i> | Wallrue spleenwort | Calcareous | North | 0 | 6266.7 |
| <i>Bartonia virginica</i> | Yellow screwstem | | North | -10.5 | 1029 |
| <i>Botrychium oneidense</i> | Blunt-lobe grapefern | | North | -29.7 | 943.3 |
| <i>Bromus kalmii</i> | Arctic brome | | North | -37.5 | 1346.9 |
| <i>Calypso bulbosa</i> var. <i>americana</i> | Fairy slipper | Calcareous | South | -88.3 | -63.5 |
| <i>Cardamine bulbosa</i> | Bulbous bitter-cress | | North | 0 | 9800 |
| <i>Cardamine concatenata</i> | Cutleaf toothwort | Calcareous | North | 0 | 757.1 |
| <i>Cardamine diphylla</i> | Crinkleroot | | North | -14.5 | 630.2 |
| <i>Cardamine maxima</i> | Large toothwort | | North | -32.3 | 611.5 |
| <i>Carex annectens</i> | Yellow-fruit sedge | Calcareous | North | 0 | 795.8 |
| <i>Carex appalachica</i> | Appalachian sedge | | North | -41.1 | 788.9 |
| <i>Carex argyrantha</i> | Hay sedge | | North | -19.4 | 577.7 |
| <i>Carex atlantica</i> subsp. <i>capillacea</i> | Howe's sedge | | North | 0 | 10400 |

| Latin names | English names | Soil affinity | Distribution limit | Potential expansion or contraction | |
|---|---------------------------|---------------|--------------------|------------------------------------|--------------------------|
| | | | | SDMs/no dispersal | SDMs/unlimited dispersal |
| <i>Carex baileyi</i> | Bailey's sedge | | North | -39.2 | 764.6 |
| <i>Carex cephalophora</i> | Oval-leaf sedge | | North | 0 | 3833.3 |
| <i>Carex cumulata</i> | Clustered sedge | | North | -80.5 | 763.4 |
| <i>Carex digitalis</i> var. <i>digitalis</i> | Slender wood sedge | | North | -46.3 | 858.2 |
| <i>Carex folliculata</i> | Long sedge | | North | -2.8 | 787.9 |
| <i>Carex formosa</i> | Handsome sedge | Calcareous | North | -100 | -61.7 |
| <i>Carex hirsutiella</i> | Hirsute sedge | Calcareous | North | 0 | 7150 |
| <i>Carex laxiculmis</i> var. <i>laxiculmis</i> | Spreading sedge | | North | -33.3 | 1188.9 |
| <i>Carex lupuliformis</i> | False hop sedge | | North | 0 | 1906.7 |
| <i>Carex molesta</i> | Troublesome sedge | | North | -6.7 | 1266.6 |
| <i>Carex prairea</i> | Prairie sedge | | South | -89 | 698.7 |
| <i>Carex siccata</i> | Dry-spike sedge | | East | -67.9 | 665.7 |
| <i>Carex sparganioides</i> | Bur-reed sedge | | North | 0 | 895.5 |
| <i>Carex swanii</i> | Swan's sedge | | North | 0 | 3036.4 |
| <i>Carex trichocarpa</i> | Hairy-fruit sedge | | North | -96.7 | 950 |
| <i>Carya ovata</i> var. <i>ovata</i> | Shagbark hickory | | North | -56.2 | 143.1 |
| <i>Claytonia virginica</i> | Narrowleaf springbeauty | | North | 0 | 3133.3 |
| <i>Conopholis americana</i> | American cancer-root | | North | 0 | 5260 |
| <i>Crataegus brainerdii</i> | Brainerd's hawthorn | | North | -91.5 | 442.4 |
| <i>Crocanthemum canadense</i> | Canada frostweed | | North | -9.5 | 1642.9 |
| <i>Cyperus lupulinus</i> subsp. <i>macilentus</i> | Great plains flatsedge | | North | -5.7 | 408.6 |
| <i>Cyperus odoratus</i> | Rusty flatsedge | | North | 0 | 13700 |
| <i>Cypripedium arietinum</i> | Ram's head lady's-slipper | Calcareous | South | -100 | 3.3 |
| <i>Cypripedium reginae</i> | Showy lady's-slipper | Calcareous | South | -67.9 | 119 |
| <i>Desmodium nudiflorum</i> | Bare-stemmed tick-trefoil | | North | 0 | 25400 |

| Latin names | English names | Soil affinity | Distribution limit | Potential expansion or contraction | |
|--|----------------------------|---------------|--------------------|------------------------------------|--------------------------|
| | | | | SDMs/no dispersal | SDMs/unlimited dispersal |
| <i>Eurybia divaricata</i> | White wood-aster | | North | 0 | 2409.1 |
| <i>Floerkea proserpinacoides</i> | False mermaidweed | | South | -65.4 | 784.6 |
| <i>Galearis rotundifolia</i> | Round-leaved orchis | Calcareous | South | -77.7 | -52.8 |
| <i>Galearis spectabilis</i> | Showy orchis | | North | 0 | 1912.9 |
| <i>Gentiana clausa</i> | Closed gentian | | North | -6.2 | 1768.8 |
| <i>Gentianopsis crinita</i> | Fringed gentian | Calcareous | North | -51.6 | 182.8 |
| <i>Geranium maculatum</i> | Wild crane's-bill | | North | 0 | 8633.3 |
| <i>Goodyera pubescens</i> | Downy rattlesnake plantain | | North | 0 | 1316.2 |
| <i>Hedeoma hispida</i> | Rough false pennyroyal | | North | -53.3 | 777.8 |
| <i>Hudsonia tomentosa</i> | Sand-heather | | South | -63.2 | 146.2 |
| <i>Hypericum ascyron</i> subsp. <i>pyramidatum</i> | Great St. John's-wort | | North | -75.6 | 623.3 |
| <i>Hypericum virginicum</i> | Marsh St. John's-wort | | North | -12.1 | 791.9 |
| <i>Ionactis linariifolius</i> | Flaxleaf aster | | North | 0 | 11450 |
| <i>Iris virginica</i> var. <i>shrevei</i> | Southern blueflag | | Disjunct | 0 | 966.7 |
| <i>Isoetes tuckermanii</i> | Tuckerman's quillwort | | South | -13.9 | 542.3 |
| <i>Juglans cinerea</i> | Butternut | | North | 0 | 934.8 |
| <i>Lactuca hirsuta</i> | Hairy lettuce | | North | -19.2 | 650 |
| <i>Lathyrus venosus</i> var. <i>intonus</i> | Veiny pea | Calcareous | Disjunct | 0 | 5900 |
| <i>Listera australis</i> | Southern twayblade | | North | 0 | 741 |
| <i>Lycopus virginicus</i> | Virginia bugleweed | | North | 0 | 13150 |
| <i>Lysimachia hybrida</i> | Lance-leaf loosestrife | | North | 0 | 1045 |
| <i>Lysimachia quadrifolia</i> | Whorled loosestrife | | North | 0 | 3983.3 |
| <i>Minuartia michauxii</i> | Michaux's stitchwort | Calcareous | North | -96.8 | 251.6 |
| <i>Muhlenbergia sylvatica</i> | Woodland muhly | | North | 0 | 2051.7 |

| Latin names | English names | Soil affinity | Distribution limit | Potential expansion or contraction | |
|--|-------------------------|---------------|--------------------|------------------------------------|--------------------------|
| | | | | SDMs/no dispersal | SDMs/unlimited dispersal |
| <i>Muhlenbergia tenuiflora</i> | Slender muhly | | North | 0 | 14900 |
| <i>Myriophyllum heterophyllum</i> | Broadleaf water-milfoil | | North | -86.7 | 1240 |
| <i>Myriophyllum humile</i> | Low water-milfoil | | North | 0 | 981.9 |
| <i>Panax quinquefolius</i> | American ginseng | | North | 0 | 872.7 |
| <i>Panicum flexile</i> | Wiry witch grass | Calcareous | North | 0 | 7500 |
| <i>Panicum philadelphicum</i> | Philadelphia panicgrass | Calcareous | North | 0 | 1026.1 |
| <i>Persicaria careyi</i> | Carey's smartweed | | North | -16.3 | 620.7 |
| <i>Persicaria robustior</i> | Stout smartweed | | North | -47.9 | 852.1 |
| <i>Phegopteris hexagonoptera</i> | Broad beech fern | | North | 0 | 12850 |
| <i>Phytolacca americana</i> var. <i>americana</i> | Common pokeweed | Calcareous | North | 0 | 3140 |
| <i>Pinus rigida</i> | Pitch pine | | North | 0 | 2425 |
| <i>Platanthera flava</i> var. <i>herbiola</i> | Pale green orchid | | North | -20.3 | 642.1 |
| <i>Platanthera macrophylla</i> | Large roundleaf orchid | | North | -100 | 273.1 |
| <i>Poa saltuensis</i> subsp. <i>languida</i> | Drooping bluegrass | | North | -35.7 | 517.1 |
| <i>Podostemum ceratophyllum</i> | Threadfoot | | North | 0 | 10433.3 |
| <i>Polanisia dodecandra</i> subsp. <i>dodecandra</i> | Common clammyweed | | North | 0 | 810.5 |
| <i>Polygala polygama</i> | Racemed milkwort | | North | -37.5 | 2800 |
| <i>Polygala senega</i> | Seneca snakeroot | Calcareous | South | 0 | 13300 |
| <i>Polygonella articulata</i> | Eastern jointweed | | North | -42.2 | 910.8 |
| <i>Potamogeton illinoensis</i> | Illinois pondweed | Calcareous | North | -79.1 | 214.9 |
| <i>Potamogeton vaseyi</i> | Vasey's pondweed | | North | -52.7 | 398.5 |
| <i>Proserpinaca palustris</i> | Marsh mermaidweed | | North | 0 | 10850 |
| <i>Prunus susquehanae</i> | Susquehanna cherry | | East | -28.5 | 643.8 |
| <i>Pterospora andromedea</i> | Giant pinedrops | Calcareous | South | -100 | 30.5 |
| <i>Pycnanthemum virginianum</i> | Virginia mountainmint | | North | 0 | 947.2 |
| <i>Quercus bicolor</i> | Swamp white oak | | North | 0 | 1152.4 |

| Latin names | English names | Soil affinity | Distribution limit | Potential expansion or contraction | |
|---|----------------------------|---------------|--------------------|------------------------------------|--------------------------|
| | | | | SDMs/no dispersal | SDMs/unlimited dispersal |
| <i>Ranunculus flabellaris</i> | Yellow water-crowfoot | | North | 0 | 669.5 |
| <i>Rhynchospora capillacea</i> | Horned beakrush | Calcareous | North | -95.3 | 300 |
| <i>Rhynchospora capitellata</i> | Brownish beakrush | | North | 0 | 2625 |
| <i>Rorripa aquatica</i> | Lake-cress | | North | -46.7 | 220 |
| <i>Rubus flagellaris</i> | Northern dewberry | | North | 0 | 1800 |
| <i>Sanguinaria canadensis</i> | Bloodroot | | North | 0 | 1823.5 |
| <i>Schoenoplectus heterochaetus</i> | Slender bulrush | | North | -81.7 | 728.1 |
| <i>Solidago ptarmicoides</i> | Prairie goldenrod | Calcareous | East | -78.5 | -50.8 |
| <i>Sparganium androcladum</i> | Branching bur-reed | | North | -8.3 | 745.8 |
| <i>Spiranthes casei</i> var. <i>casei</i> | Case's ladies'-tresses | | North | -100 | 148.1 |
| <i>Spiranthes lucida</i> | Shining ladies'-tresses | | North | -12 | 564 |
| <i>Sporobolus cryptandrus</i> | Sand dropseed | | North | -42.1 | 350.9 |
| <i>Sporobolus vaginiflorus</i> var. <i>vaginiflorus</i> | Poverty dropseed | | North | -1.4 | 915.5 |
| <i>Staphylea trifolia</i> | American bladdernut | Calcareous | North | 0 | 1090 |
| <i>Stellaria alsine</i> | Trailing stitchwort | Calcareous | South | -5.9 | 372 |
| <i>Symphotrichum pilosum</i> var. <i>pringlei</i> | White heath aster | Calcareous | North | -12.5 | 202.5 |
| <i>Taenidia integerrima</i> | Yellow pimpinell | | North | 0 | 3666.7 |
| <i>Thelypteris simulata</i> | Bog fern | | North | 0 | 1293.2 |
| <i>Torreyochloa pallida</i> var. <i>pallida</i> | Pale manna grass | | North | -12.7 | 563.7 |
| <i>Toxicodendron vernix</i> | Poison-sumac | | North | -50 | 1425 |
| <i>Trichophorum clintonii</i> | Clinton's clubrush | | South | -70.6 | 100.2 |
| <i>Trichostema dichotomum</i> | Forked bluecurls | | North | 0 | 9250 |
| <i>Trillium grandiflorum</i> | White trillium | | North | -25 | 652.6 |
| <i>Ulmus thomasii</i> | Rock elm | Calcareous | North | -69.1 | 26.5 |
| <i>Utricularia geminiscapa</i> | Hidden-fruited bladderwort | | South | -31.8 | 509.9 |

| Latin names | English names | Soil affinity | Distribution limit | Potential expansion or contraction | |
|---------------------------------------|-------------------------|---------------|--------------------|------------------------------------|--------------------------|
| | | | | SDMs/no dispersal | SDMs/unlimited dispersal |
| <i>Utricularia gibba</i> | Humped bladderwort | | South | 0 | 12900 |
| <i>Uvularia grandiflora</i> | Large-flowered bellwort | | North | 0 | 691.4 |
| <i>Valeriana uliginosa</i> | Marsh valerian | Calcareous | South | -74.9 | -8.4 |
| <i>Veronica anagallis-aquatica</i> | Brook-pimpernel | | North | 0 | 938.1 |
| <i>Viburnum recognitum</i> | Northern arrow-wood | | North | -2.7 | 1075.7 |
| <i>Vicia americana</i> | American purple vetch | | East | -80 | 440 |
| <i>Viola affinis</i> | Le Conte's violet | | North | 0 | 1084.4 |
| <i>Viola rostrata</i> | Long-spur violet | Calcareous | North | -71.4 | 235.7 |
| <i>Viola sagittata var. ovata</i> | Arrowleaf violet | | North | 0 | 1600 |
| <i>Viola sagittata var. sagittata</i> | Arrowleaf violet | | North | 0 | 8700 |
| <i>Wolffia borealis</i> | Dotted watermeal | | North | -27.5 | 239.2 |
| <i>Woodwardia virginica</i> | Virginia chain fern | | North | -34.6 | 737 |
| <i>Zizania aquatica var. aquatica</i> | Indian wild rice | | North | -35.2 | 648.1 |

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AARQ. 2010. Atlas des amphibiens reptiles du Québec. [Base de données]. Récupéré de <http://www.atlasamphibiensreptiles.qc.ca/>
- ACCDC. 2011. Atlantic Canada Conservation Data Center-Amphibian. Atlantic Canada Conservation Data Center Sackville, New-Brunswick. [Base de données]. Récupéré de <http://www.accdc.com/Products/fineprint.html>
- Administration régionale Kativik. 2007. *Mémoire présenté aux audiences publiques sur le projet de parc national de la Kuururjuaq*. Administration régionale Kativik, Kangiqsualujjuaq. Récupéré de <http://www.mddep.gouv.qc.ca/parcs/kuururjuaq/Kuururjuaq.htm>. (Janvier 2010)
- Aitken, S. N., Yeaman, S., Holliday, J. A., Wang, T., et Curtis-McLane, S. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1:95-111.
- Anderson, M. G., Clark, M., et Sheldon, A. O. 2014. Estimating climate resilience for conservation across geophysical settings. *Conservation Biology* 28:959-970.
- Anderson, M. G., et Ferree, C. E. 2010. Conserving the stage: climate change and the geophysical underpinnings of species diversity. *PLoS ONE* 5:e11554.
- Angert, A. L., Crozier, L. G., Rissler, L. J., Gilman, S. E., Tewksbury, J. J., et Chunco, A. J. 2011. Do species' traits predict recent shifts at expanding range edges? *Ecology Letters* 14:677-689.
- Araújo, M. B., et New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22:42-47.
- Araújo, M. B., Pearson, R. G., Thuiller, W., et Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11:1504-1513.

- Armitage, D., Berkes, F., et Doubleday, N. 2007a. *Adaptive co-management: collaboration, learning, and multi-level governance*. UBC Press, Vancouver, BC. 360 pages.
- Armitage, D., Berkes, F., et Doubleday, N. 2007b. *Introduction: moving beyond co-management*. Dans *Adaptive co-management: collaboration, learning, and multi-level governance*. Éditeurs : Armitage, D., Berkes, F., et Doubleday, N. UBC Press, Vancouver, BC. 360 pages.
- Armitage, D., Marschke, M., et Plummer, R. 2008. Adaptive co-management and the paradox of learning. *Global Environmental Change* **18**:86-98.
- BBS. 2009. North american breeding birds survey. USGS. [Base de données]. Récupéré de <http://www.pwrc.usgs.gov/bbs/> .
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., et Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* **15**:365-377.
- Berkes, F. 1999. *Sacred ecology: traditional ecological knowledge and resource management*. Taylor & Francis, Philadelphia, PA. 363 pages.
- Berkes, F. 2009. Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management* **90**:1692-1702.
- Berkes, F., Armitage, D., et Doubleday, N. 2007. *Synthesis: adapting, innovating, evolving*. Dans *Adaptive co-management: collaboration, learning, and multi-level governance*. Éditeurs : Armitage, D., Berkes, F., et Doubleday, N. UBC Press, Vancouver, BC. 360 pages.
- Berkes, F., et Folke, C. 1998. *Linking social and ecological systems : management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge. 459 pages.
- Berkes, F., George, P. J., et Preston, R. J. 1991. Co-management: The evolution in theory and practice of the joint administration of living resources. *Alternatives* **18**:12-18.
- Berteaux, D. 2013. Québec's large-scale Plan Nord. *Conservation Biology* **27**:242-243.

- Berteaux, D., Casajus, N., et DeBlois, S. 2014. *Changements climatiques et biodiversité du Québec: vers un nouveau patrimoine naturel*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada. 169 pages.
- Berteaux, D., de Blois, S., Angers, J. F., Bonin, J., Casajus, N., Darveau, M., Fournier, F., Humphries, M. M., McGill, B., Larivée, J., Logan, T., Nantel, P., Périé, C., Poisson, F., Rodrigue, D., Rouleau, S., Siron, R., Thuiller, W., et Vescovi, L. 2010. The CC-Bio Project: Studying the effects of climate change on Quebec biodiversity. *Diversity* 2:1181-1204.
- Berteaux, D., Reale, D., McAdam, A. G., et Boutin, S. 2004. Keeping pace with fast climate change: Can arctic life count on evolution? *Integrative and Comparative Biology* 44:140-151.
- de Blois, S., Boisvert-Marsh, L., Schmucki, R., Lovat, CA, Byun, C., Gomez-Garcia, P., Otfinowski, R., Groeneveld, E., & Lavoie, C. (2013). Outils pour évaluer les risques d'invasion biologique dans un contexte de changements climatiques. Université McGill. Montréal, Québec. 80 p. + annexes.
- Borrini-Feyerabend, G., Pimbert, M., Farvar, M. T., Kothari, A., et Renard, Y. 2004. *Sharing power: learning-by-doing in co-management of natural resources throughout the world*. IIED and IUCN/ CEESP/ CMWG, Cenesta, Tehran.
- Boulangeat, I., Gravel, D., et Thuiller, W. 2012. Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters* 15:584-593.
- Brassard, F., Bouchard, A. R., Boisjoly, D., Poisson, F., Bazoge, A., Bouchard, M.-A., Lavoie, G., Tardif, B., Bergeron, M., Perron, J., Balej, R., et Blais, D. 2010. *Portrait du réseau d'aires protégées au Québec. Période 2002/2009*. Gouvernement du Québec. 229 pages.
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., et Bradshaw, C. J. A. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution* 23:453-460.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., et Hilton-Taylor, C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16:909-923.
- Burns, R. M., Honkala, B. H., et Service, U. S. F. 1990. *Silvics of North America*. Volume 1 et 2. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service.

- Callaghan, T. V., Bjorn, L. O., Chernov, Y., Chapin, T., Christensen, T. R., Huntley, B., Ims, R. A., Johansson, M., Jolly, D., Jonasson, S., Matveyeva, N., Panikov, N., Oechel, W., Shaver, G., Schaphoff, S., Sitch, S., et Zockler, C. 2004. Synthesis of effects in four Arctic subregions. *Ambio* **33**:469-473.
- Carignan, V. 2006. *Détermination de la valeur écologique des forêts du sud-ouest du Québec pour l'avifaune sensible à la fragmentation*. (Thèse de doctorat) Université du Québec à Montreal (Canada). 293 pages.
- Carlsson, L., et Berkes, F. 2005. Co-management: concepts and methodological implications. *Journal of Environmental Management* **75**:65-76.
- CDPNQ. 2008. *Les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec*. 3e édition. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine et des parcs. Gouvernement du Québec. 180 pages.
- CDPNQ. 2014. *Espèces menacées ou vulnérables au Québec*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, et de la Lutte contre les changements climatiques. Récupéré de www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/.
- CEC. 2014. Land Cover: North America 2010. Commission for Environmental Cooperation. [Base de données]. Récupéré de http://www.cec.org/Page.asp?PageID=924&ContentID=2336&AA_SiteLanguageID=1.
- Chambers, D., Périé, C., Casajus, N., et de Blois, S. 2013. Challenges in modelling the abundance of 105 tree species in eastern North America using climate, edaphic, and topographic variables. *Forest Ecology and Management* **291**:20-29.
- Chambers, J., Gendreau, Y., Bédard, M. C., Gagnon, A. E., et Pelletier, F. 2012. *Impacts des changements climatiques sur la biodiversité du Québec: Aires protégées*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine et des parcs. Gouvernement du Québec. 68 pages.
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., et Diaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* **405**:234-242.

- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., et Thomas, C. D. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* **333**:1024-1026.
- Corlett, R. T., et Westcott, D. A. 2013. Will plant movements keep up with climate change? *Trends in Ecology & Evolution* **28**:482-488.
- Cross, M. S., McCarthy, P. D., Garfin, G., Gori, D., et Enquist, C. A. F. 2013. Accelerating adaptation of natural resource management to address climate change. *Conservation Biology* **27**:4-13.
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., et Mace, G. M. 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science* **332**:53-58.
- De'ath, G., et Fabricius, K. E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* **81**:3178-3192.
- Droege, S., Cyr, A., et Larivée, J. 1998. Checklists: An under-used tool for the inventory and monitoring of plants and animals. *Conservation Biology* **12**:1134-1138.
- Dudley, N., Stolton, S., Belokurov, A., MacKinnon, K., Sandwith, T., et Sekhran, N. 2010. *Natural solutions: Protected areas helping people cope with climate change*. IUCN-WCPA, TNC, UNDP, WCS, The World Bank, WWF, Gland (Switzerland), Washington DC and New York (USA). 130 pages.
- Dunn, R. R., Harris, N. C., Colwell, R. K., Koh, L. P., et Sodhi, N. S. 2009. The sixth mass coextinction: are most endangered species parasites and mutualists? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **276**:3037-3045.
- Dupont, S., Dorey, N., Stumpp, M., Melzner, F., et Thorndyke, M. 2013. Long-term and trans-life-cycle effects of exposure to ocean acidification in the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis*. *Marine Biology* **160**:1835-1843.
- Eamer, J. 2006. *Keep it simple and be relevant: the first ten years of the Arctic Borderlands Ecological Knowledge Co-op*. Dans *Bridging scales and knowledge systems : concepts and applications in ecosystem assessment*. Éditeurs: Reid, W. V., Berkes, F., Wilbanks, T., et Capistrano, D. Island Press, Washington, D.C. 368 pages.
- Federer, C. A., Vorosmarty, C., et Fekete, B. 1996. Intercomparison of methods for calculating potential evaporation in regional and global water balance models. *Water Resources Research* **32**:2315-2321.

- Fielding, A. H., et Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* **24**:38-49.
- Foden, W. B., Butchart, S. H. M., Stuart, S. N., Vié, J.-C., Akçakaya, H. R., Angulo, A., DeVantier, L. M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S. D., Katariya, V., Bernard, R., Holland, R. A., Hughes, A. F., O'Hanlon, S. E., Garnett, S. T., Şekercioğlu, Ç. H., et Mace, G. M. 2013. Identifying the World's Most Climate Change Vulnerable Species: A systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PLoS ONE* **8**:e65427.
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C., Walker, B., Bengtsson, J., Berkes, F., Colding, J., Danell, K., Falkenmark, M., Gordon, L., Kasperson, R., Kautsky, N., Kinzig, A., Levin, S., Mäler, K.-G., Moberg, F., Ohlsson, L., Olsson, P., Ostrom, E., Reid, W., Rockström, J., Savenije, H., et Svedin, U. 2002. *Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformation*. Scientific background paper on resilience for the process of The World Summit on Sustainable Development on behalf of the Environmental Advisory Council to the Swedish Government. 34 pages.
- Forcada, J., et Trathan, P. N. 2009. Penguin responses to climate change in the Southern Ocean. *Global Change Biology* **15**:1618-1630.
- Gagnon, C.-A., et Berteaux, D. 2006. *Integrating traditional and scientific—knowledge: management of Canada's national parks*. Dans *Climate change: integrating traditional and scientific knowledge*. Éditeurs Riewe, R., et Oakes, J. Aboriginal Issues Press, Winnipeg, Manitoba, Canada. 285 pages.
- Gagnon, C.-A., et Berteaux, D. 2009. Integrating traditional ecological knowledge and ecological science: a question of scale. *Ecology and Society* **14**:19.
- Garcia, R. A., Cabeza, M., Rahbek, C., et Araújo, M. B. 2014. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science* **344**.
- Gardali, T., Seavy, N. E., DiGaudio, R. T., et Comrack, L. A. 2012. a climate change vulnerability assessment of california's at-risk birds. *PLoS ONE* **7**:e29507.
- Gendreau, Y. 2013. *Rôle du réseau d'aires protégées proposé au Bas-Saint-Laurent dans le contexte des changements climatiques : Avis scientifique*. Chaire du Canada en biodiversité nordique, Université du Québec à Rimouski,

Rimouski. Pour la Conférence régionale des élu(e)s du bas-Saint-Laurent. 48 pages.

- Gendreau, Y., Lachance, A., Gilbert, H., Casajus, N., et Berteaux, D. 2015. *Analyse des effets des changements climatiques sur les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec*. Université du Québec à Rimouski, Chaire du recherche du Canada en biodiversité nordique, Bureau d'écologie appliquée. Pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques. 68 pages.
- Geyer, J., Strixner, L., Kreft, S., Jeltsch, F., et Ibisch, P. L. 2014. Adapting conservation to climate change: a case study on feasibility and implementation in Brandenburg, Germany. *Regional Environmental Change* **15**:139-153.
- Gibson, S. Y., Marel, R. C. V. D., et Starzomski, B. M. 2009. Climate Change and Conservation of Leading-Edge Peripheral Populations. *Conservation Biology* **23**:1369-1373.
- GIEC. 2014. *Changements climatiques 2014: Incidences, adaptation et vulnérabilité – Résumé à l'intention des décideurs*. Éditeurs : Field, C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., Mastrandrea, M. D., Bilir, T. E., Chatterjee, M., Ebi, K. L., Estrada, Y. O., Genova, R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastrandrea, P. R., et White, L. L. Contribution du Groupe de travail II au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Organisation météorologique mondiale, Genève (Suisse). 40 pages.
- Glick, P., Stein, B. A., et Edelson, N. A. 2011. *Scanning the conservation horizon: A guide to climate change vulnerability assessment* National Wildlife Federation, Washington, D.C. 168 pages.
- Gonzalez, A., Abert, C., Rayfield, B., Dumitru, A., Dabrowski, A., Bennett, E. M., Cardille, J. et Lechowicz, M. J. 2013. Corridors, biodiversité, et services écologiques: un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'Ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent. Ouranos. Projet 554014.
- Guisan, A., et Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**:993-1009.

- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R., Possingham, H. P., et Buckley, Y. M. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* **16**:1424-1435.
- Hamon, W. R. 1963. Computation of direct runoff amounts from storm rainfall. *International Association of Hydrological Sciences. Pub.* **63**:52-62.
- Hannah, L. 2010. A global conservation system for climate-change adaptation. *Conservation Biology* **24**:70-77.
- Hannah, L., Lovejoy, T. E., et Schneider, S. H. 2005. *Biodiversity and climate change in context*. Dans *Climate change and biodiversity*. Éditeurs: Lovejoy, T. E., et Hannah, L. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA. 398 pages.
- Hannah, L., Midgley, G., Anelman, S., Araujo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., et Williams, P. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**:131-138.
- Hannah, L., et Salm, R. 2005. *Protected areas management in a changing climate*. Dans *Climate change and biodiversity*. Éditeurs: Lovejoy, T. E., et Hannah, L. Yale University press, New haven and London.398 pages.
- Hannah, L. E. E. 2011. Climate change, connectivity, and conservation success. *Conservation Biology* **25**:1139-1142.
- Hansen, L. J., Biringer, J. L., et Hoffman, J. R. 2003. *Buying time: a user's manual for building resistance and resilience to climate change in natural systems*. World Wildlife Fund. 246 pages.
- Hassan, R. M., Scholes, R., Ash, N. Millennium Ecosystem Assessment (Program). Condition and Trends Working Group. 2005. *Ecosystems and human well-being : current state and trends Vol. 1: findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC. pages 745 à 794
- Hautier, Y., Tilman, D., Isbell, F., Seabloom, E. W., Borer, E. T., et Reich, P. B. 2015. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science* **348**:336-340.

- Hayhoe, K., Wake, C. P., Huntington, T. G., Luo, L. F., Schwartz, M. D., Sheffield, J., Wood, E., Anderson, B., Bradbury, J., DeGaetano, A., Troy, T. J., et Wolfe, D. 2007. Past and future changes in climate and hydrological indicators in the US Northeast. *Climate Dynamics* **28**:381-407.
- Heller, N. E., et Zavaleta, E. S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* **142**:14-32.
- Hilborn, R., et Ludwig, D. 1993. The limits of applied ecological research. *Ecological Applications* **3**:550-552.
- Hoffmann, A. A., et Sgro, C. M. 2011. Climate change and evolutionary adaptation. *Nature* **470**:479-485.
- Holling, C. S. 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. Wiley, London. 377 pages.
- Holling, C. S. 1996. Surprise for science, resilience for ecosystems, and incentives for people. *Ecological Applications* **6**:733-735.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution* **15**:56-61.
- Huntington, H., Callaghan, T., Fox, S., et Krupnik, I. 2004. Matching traditional and scientific observations to detect environmental change: A discussion on Arctic terrestrial ecosystems. *Ambio*:18-23.
- Hutchinson, G. E. 1957. Population Studies - Animal Ecology and Demography - Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* **22**:415-427.
- IPCC 2007a. *Climate Change 2007 : Impacts, adaptation and vulnerability : contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge ; New York. 976 pages.
- IPCC 2007b. *Climate Change 2007 : The physical science basis : contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge ; New York. 996 pages.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental*

- Panel on Climate Change*. Éditeurs: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., et Midgley, P. M. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA. 1535 pages.
- IPCC 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Éditeurs: Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R. et White, L.L. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1132 pages.
- Isbell, F. I., Polley, H. W., et Wilsey, B. J. 2009. Biodiversity, productivity and the temporal stability of productivity: patterns and processes. *Ecology Letters* 12:443-451.
- Jeffree, E. P., et Jeffree, C. E. 1994. Temperature and the biogeographical distributions of species. *Functional Ecology* 8:640-650.
- Kofinas, G., Aklavik, Arctic Village, Old Crow, et McPherson, F. 2002. *Community Contributions to Ecological Monitoring: Knowledge Co-production in the U.S.-Canada Arctic Borderlands*. Dans *The Earth is Faster Now: Indigenous Observations of Arctic Environmental Change*. Éditeurs: Krupnik, I., et Jolly, D. Arctic Research Consortium of the United States, Fairbanks. 384 pages.
- Krebs, C. J., et Berteaux, D. 2006. Problems and pitfalls in relating climate variability to population dynamics. *Climate Research* 32:143-149.
- Krupnik, I., et Jolly, D. 2002. *The Earth is Faster Now: Indigenous Observations of Arctic Environmental Change*. Arctic Research Consortium of the United States, Fairbanks. 384 pages.
- Lawler, J. J., White, D., Sifneos, J. C., et Master, L. L. 2003. Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology* 17:875-882.
- Leadley, P., Pereira, H. M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J. F., Proença, V., et Scharlemann, J. P. W. 2010. *Biodiversity scenarios: projections of 21st century change in biodiversity, and associated ecosystem services : a technical report for the Global Biodiversity Outlook 3*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. 96 pages.

- Liebezeit, J., Rowland, E., Cross, M., et Zack, S. 2012. *Assessing climate change vulnerability of breeding birds in Arctic Alaska*. A report prepared for the Arctic Landscape Conservation Cooperative. Wildlife Conservation Society, North America Program, Bozeman, Montana. 170 pages.
- Little, E. L. 1971. *Atlas of United States trees, volume 1, conifers and important hardwoods*. U.S. Department of Agriculture Miscellaneous Publication 1146
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P., et Pearson, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* **28**:385-393.
- Lomolino, M. V. 1986. Mammalian community structure on islands: the importance of immigration, extinction and interactive effects. *Biological Journal of the Linnean Society* **28**:1-21.
- Lovejoy, T. E., et Hannah, L. 2005. *Climate change and biodiversity*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA. 398 pages.
- Lu, J., Sun, G., McNulty, S. G., et Amatya, D. M. 2005. A comparison of six potential evapotranspiration methods for regional use in the southeastern United States. *Journal of the American Water Resources Association* **41**:621-633.
- MacDonald, P. L., et Gardner, R. C. 2000. Type I error rate comparisons of post hoc procedures for I j chi-square tables. *Educational and Psychological Measurement* **60**:735-754.
- Mace, G. M., Norris, K., et Fitter, A. H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* **27**:19-26.
- Maggini, R., Lehmann, A., Zbinden, N., Zimmermann, N. E., Bolliger, J., Schröder, B., Foppen, R., Schmid, H., Beniston, M., et Jenni, L. 2014. Assessing species vulnerability to climate and land use change: the case of the Swiss breeding birds. *Diversity and Distributions* **20**:708-719.
- Malcolm, J. R., Liu, C. R., Neilson, R. P., Hansen, L., et Hannah, L. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology* **20**:538-548.
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K., et Thuiller, W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* **15**:59-69.

- Mawdsley, J. R., O'Malley, R., et Ojima, D. S. 2009. A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. *Conservation Biology* **23**:1080-1089.
- McCarthy, M. A., et Possingham, H. P. 2007. Active adaptive management for conservation. *Conservation Biology* **21**:956-963.
- MDDEP. 2011. *Orientation stratégique du Québec en matière d'aires protégées 2011-2015*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Gouvernement du Québec. 8 pages.
- MEA. 2005. *Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. 100 pages.
- Meehl, G. A., Covey, C., Delworth, T., Latif, M., McAvaney, B., Mitchell, J. F. B., Stouffer, R. J., et Taylor, K. E. 2007. The WCRP CMIP3 multi-model dataset: A new era in climate change research. *Bulletin of the American Meteorological Society* **88**:1383-1394.
- Mouillot, D., Bellwood, D. R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, C. E. T., Renaud, J., et Thuiller, W. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS Biology* **11**:e1001569.
- Munday, P. L., Warner, R. R., Monro, K., Pandolfi, J. M., et Marshall, D. J. 2013. Predicting evolutionary responses to climate change in the sea. *Ecology Letters* **16**:1488-1500.
- Nadasdy, P. 1999. The politics of TEK: power and the 'integration' of knowledge. *Arctic Anthropology* **36**:1-18.
- Nadasdy, P. 2003. Reevaluating the co-management success story. *Arctic* **56**:367-380.
- Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., de Vries, B., Fenhann, J., Gaffin, S., Gregory, K., Grübler, A., Jung, T. Y., Kram, T., La Rovere, E. L., Michaelis, L., Mori, S., Morita, T., Pepper, W., Pitcher, H., Price, L., Riahi, K., Roehrl, A., Rogner, H.-H., Sankovski, A., Schlesinger, M., Shukla, P., Smith, S., Swart, R., van Rooijen, S., Victor, N., et Zhou, D. 2000. *IPCC Special Report on Emissions Scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge. 599 pages.
- NatureServe. 2011. *NatureServe Explorer*, Arlington, VA. [Base de données].
Récupéré de <http://www.natureserve.org/explorer/>

- NatureServe. 2015. *NatureServe Climate Change Vulnerability Index*. NatureServe. Récupéré de <https://connect.natureserve.org/science/climate-change/ccvi>
- Nicotra, A. B., Atkin, O. K., Bonser, S. P., Davidson, A. M., Finnegan, E. J., Mathesius, U., Poot, P., Purugganan, M. D., Richards, C. L., Valladares, F., et van Kleunen, M. 2010. Plant phenotypic plasticity in a changing climate. *Trends in Plant Science* **15**:684-692.
- Ostrom, E., Janssen, M. A., et Anderies, J. M. 2007. Going beyond panaceas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**:15176-15178.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **37**:637-669.
- Parmesan, C., Duarte, C., Poloczanska, E., Richardson, A. J., et Singer, M. C. 2011. Overstretching attribution. *Nature Climate Change* **1**:2-4.
- Parmesan, C., et Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**:37-42.
- Pearson, R. G., et Dawson, T. P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* **12**:361-371.
- Pearson, R. G., Stanton, J. C., Shoemaker, K. T., Aiello-Lammens, M. E., Ersts, P. J., Horning, N., Fordham, D. A., Raxworthy, C. J., Ryu, H. Y., McNeese, J., et Akcakaya, H. R. 2014. Life history and spatial traits predict extinction risk due to climate change. *Nature Climate Change* **4**:217-221.
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P. W., Fernandez-Manjarrés, J. F., Araújo, M. B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W. W. L., Chini, L., Cooper, H. D., Gilman, E. L., Guénette, S., Hurtt, G. C., Huntington, H. P., Mace, G. M., Oberdorff, T., Revenga, C., Rodrigues, P., Scholes, R. J., Sumaila, U. R., et Walpole, M. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* **330**:1496-1501.
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., et Brooks, T. M. 1995. The future of biodiversity. *Science* **269**:347-350.
- Plard, F., Gaillard, J. M., Coulson, T., Hewison, A. J., Delorme, D., Warnant, C., et Bonenfant, C. 2014. Mismatch between birth date and vegetation phenology slows the demography of roe deer. *PLoS Biology* **12**:e1001828.

- Plummer, R., et Armitage, D. 2007. A resilience-based framework for evaluating adaptive co-management: Linking ecology, economics and society in a complex world. *Ecological Economics* **61**:62-74.
- Plummer, R., et FitzGibbon, J. 2004. Co-management of natural resources: a proposed framework. *Environmental Management* **33**:876-885.
- Poole, A. 2005. Éditeurs: Cornell Laboratory of Ornithology; Retrieved from The Birds of North America Online database: , Ithaca. [Base de données]. Récupéré de <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>
- Prévot-Julliard, A. C., Coppens, Y., Alain, K., et Maris, V. 2010. *Biodiversité: Nouveaux regards sur le vivant*. Le Cherche Midi. 276 pages.
- Québec. 2012. *Plan de développement de l'industrie touristique 2012-2020 : Un itinéraire vers la croissance*. Ministère du Tourisme, Gouvernement du Québec. 110 pages.
- R Core Team, 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Récupéré de <http://www.R-project.org>
- Réale, D., McAdam, A. G., Boutin, S., et Berteaux, D. 2003. Genetic and plastic responses of a northern mammal to climate change. *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences* **270**:591-596.
- Régnière, J. 1996. Generalized approach to landscape-wide seasonal forecasting with temperature-driven simulation models. *Environmental Entomology* **25**:869-881.
- Régnière, J., et Saint-Amant, R. 2008. *BioSIM 9 - User's manual*. Laurentian Forestry Centre, Service canadien des forêts, Ministère des ressources naturels du Canada. Québec. 76 pages.
- Rehfeldt, G. E. 2006. *A spline model of climate for the Western United States*. Dans RMRS-GTR-165, G. T. R., Éditeur. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO. 21 pages.
- Reid, W. V., Berkes, F., Wilbanks, T., et Capistrano, D. 2006. *Bridging scales and knowledge systems : concepts and applications in ecosystem assessment*. Island Press, Washington, D.C. 343 pages.
- Reusch, T. B. H., et Wood, T. E. 2007. Molecular ecology of global change. *Molecular Ecology* **16**:3973-3992.

- Riedlinger, D., et Berkes, F. 2001. Contributions of traditional knowledge to understanding climate change in the Canadian Arctic. *Polar record* **37**:315-328.
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., et Pounds, J. A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**:57-60.
- Rowland, E., Davison, J., et Graumlich, L. 2011. Approaches to evaluating climate change impacts on species: a guide to initiating the adaptation planning process. *Environmental Management* **47**:322-337.
- Sainsbury, K. J., Punt, A. E., et Smith, A. D. M. 2000. Design of operational management strategies for achieving fishery ecosystem objectives. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* **57**:731-741.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., et Wall, D. H. 2000. Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**:1770-1774.
- Sarakinos, H., Nicholls, A. O., Tubert, A., Aggarwal, A., Margules, C. R., et Sarkar, S. 2001. Area prioritization for biodiversity conservation in Quebec on the basis of species distributions: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation* **10**:1419-1472.
- Scheffers, B. R., Joppa, L. N., Pimm, S. L., et Laurance, W. F. 2012. What we know and don't know about Earth's missing biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* **27**:501-510.
- Scott, D., Malcolm, J. R., et Lemieux, C. 2002. Climate change and modelled biome representation in Canada's national park system: implications for system planning and park mandates. *Global Ecology and Biogeography* **11**:475-484.
- Settele, J., Scholes, R., Betts, R., Bunn, S. E., Leadley, P., Nepstad, D., Overpeck, J. T., et Taboada, M. A. 2014. *Terrestrial and inland water systems*. Dans *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change*. Éditeurs: Field, C.B., Barros, V. R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., et

White, L.L. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pages 271 à 359.

Small-Lorenz, S. L., Culp, L. A., Ryder, T. B., Will, T. C., et Marra, P. P. 2013. A blind spot in climate change vulnerability assessments. *Nature Climate Change* **3**:91-93.

Société Makivik. 2007. *Presentation by Makivik Corporation, Johnny Peters, Vice President and George Berthe, Corporate Secretary. Public Hearings on the proposed «Parc national de la Kuururjuaq»*. Société Makivik, Kangiqsualujjuaq. Récupéré de <http://www.mddep.gouv.qc.ca/parcs/kuururjuaq/Kuururjuaq.htm>

Steffen, W., Burbidge, A. A., Hughes, L., Kitching, R., Lindenmayer, D., Musgrave, W., Stafford Smith, M., et Werner, P. 2009. *Australia's biodiversity and climate change*. CSIRO publishing, Collingwood, Australia. 236 pages.

Stewart, E. J., Draper, D., et Johnston, M. E. 2005. A Review of Tourism Research in the Polar Regions. *Arctic* **58**:383-394.

Tardif, B., Lavoie, G., et Lachance, Y. 2005. *Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs. Gouvernement du Québec. 60 pages.

Therneau, T., Atkinson, B., et Ripley, B. 2013. *rpart: Recursive Partitioning. R package version 4.1-3*. Récupéré de <http://CRAN.R-project.org/package=rpart>

Thomas, C. D. 2011. Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities. *Trends in Ecology & Evolution* **26**:216-221.

Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B.F. N., de Siqueira, M.F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., et Williams, S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* **427**:145-148.

Thornthwaite, C. W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* **38**:55-94.

Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M. B., Berry, P. M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, G. F., Paterson, J., Schurr, F. M., Sykes, M. T., et Zimmermann, N. E. 2008. Predicting global change impacts on plant species'

- distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **9**:137-152.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., et Araújo, M., B. . 2009. BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* **32**:369-373.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., et Prentice, I. C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**:8245-8250.
- USDA, et NRCS. 2011. *The PLANTS database*. National plant data team, Greensboro, NC. [Base de données] Récupéré de <http://plants.usda.gov>
- USGS. 2011. *National Amphibian Atlas* Patuxent Wildlife Research Center, version 2.2, Laurel, Maryland. [Base de données] Récupéré de <http://igsaceeswb00.er.usgs.gov:8080/mapserver/naa/>
- USGS. 2013. *Digital Representations of Tree Species Range Maps from "Atlas of United States Trees" by Elbert L. Little, Jr.* USGS. [Base de données] Récupéré de <http://esp.cr.usgs.gov/data/little/>
- Visser, M. E. 2008. Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **275**:649-659.
- Wagner, C. L., et Fernandez-Gimenez, M. 2008. Does community-based collaborative resource management increase social capital? *Society & Natural Resources* **21**:324-344.
- Walmsley, C. A., Smithers, R. J., Berry, P. M., Harley, M., Stevenson, M. J., et Catchpole, R. 2007. *Modelling Natural Resource Responses to Climate Change – a synthesis for biodiversity conservation*. UKCIP, Oxford.
- Walters, C. J. 1986. *Adaptive management of renewable resources*. MacMillan publishing compagny, New York, London. 374 pages.
- Walther, G. R., Hughes, L., Vitousek, P., et Stenseth, N. C. 2005. Consensus on climate change. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:648-649.
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J. M., Hoegh-Guldberg, O., et Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**:389-395.

- Warman, L. D., Forsyth, D. M., Sinclair, A. R. E., Freemark, K., Moore, H. D., Barrett, T. W., Pressey, R. L., et White, D. 2004. Species distributions, surrogacy, and important conservation regions in Canada. *Ecology Letters* 7:374-379.
- Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D., et Thomas, C. D. 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* 414:65-69.
- Welch, D. 2005. What should protected area managers do in the face of climate change? *The George Wright forum* 22:75-93.
- Wheeler, J. O., Hoffman, P. F., Card, K. D., Davidson, A., Sanford, B. V., Okulitch, A. V., et Roest, W. R. 1997. *Geological map of Canada/Carte géologique du Canada*. « A » Series Map 1860A, Commission géologique du Canada.
- Williams, S. E., Shoo, L. P., Isaac, J. L., Hoffmann, A. A., et Langham, G. 2008. Towards an Integrated Framework for Assessing the Vulnerability of Species to Climate Change. *PLoS Biology* 6:e325.
- Young, B., Byers, E., Gravuer, K., Hammerson, G., et Redder, A. 2011. *Guidelines for Using the NatureServe Climate Change Vulnerability Index* release 2.1. NatureServe. 58 pages.
- Young, B. E., Kimberly, R. H., Byers, E., Gravuer, K., Hammerson, G., Redder, A., et Szabo, K. 2013. *Rapid assessment of plant and animal vulnerability*. Dans *Wildlife conservation in a changing climate*. Éditeurs: Broodie, J. F., et Post, E. The University of Chicago Press Ltd., Chicago, London. 416 pages.
- Zuur, A. 2012. *Zero Inflated Models and Generalized Linear Mixed Models with R*. Highland Statistics Limited. 336 pages.