

Rapport final du projet

RÉCOLTE FAUNIQUE ET SÉCURITÉ ALIMENTAIRE TRADITIONNELLE DANS L'ARCTIQUE QUÉBÉCOIS

Chercheur Principal:

Murray Humphries

Coordonnatrice de Recherche :

Manuelle Landry-Cuerrier

Centre pour l'Environnement et la Nutrition des Peuples
Autochtones, Université McGill

24 mars 2022

*Ce projet a bénéficié d'un soutien financier du gouvernement du Québec et
répond aux objectifs du Plan pour une économie verte 2030.*

Plan pour une
économie
verte 

Québec 



Table des Matières

.....	6
.....	6
PRÉFACE	6
ÉQUIPE DE RECHERCHE MCGILL.....	7
COMITÉ DIRECTEUR.....	8
SOMMAIRE EXÉCUTIF.....	9
EXECUTIVE SUMMARY.....	10
SOMMAIRE COURT.....	11
CHAPITRE 1 : Résumé des activités d'engagement, d'échange et de transfert de connaissances avec les organisations régionales et locales du Nunavik	12
CHAPITRE 2 : État des connaissances sur les impacts anticipés des changements climatiques sur les espèces fauniques clés	17
Table des matières	20
Liste des figures.....	22
Liste des tableaux.....	22
Préface.....	23
1. Introduction : La sécurité alimentaire face aux changements climatiques dans le nord du Québec .	24
2. Approche méthodologique	26
Comment les espèces ont-elles été choisies?	26
Région à l'étude.....	26
Approche écosystémique	29
3. Les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes terrestres.....	30
3.1 Changements dans la température de l'air, les précipitations et les variations climatiques à grande échelle	30
3.2 Changements dans l'abondance de la végétation, la composition des espèces et le couvert	34
3.3 Dégel du pergélisol et érosion thermique.....	39
3.4 Événements météorologiques extrêmes	40
3.5 Propriétés de la neige.....	42
3.6 Saison de croissance/saison sans neige	44
3.7 bouleversement du régime de perturbations.....	48
3.8 Changement des interactions biotiques	49
3.9 Espèces et maladies émergentes	52
4. Les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes d'eau douce.....	53

4.1	Température/stratification de l'eau.....	54
4.2	Apports de carbone organique dissous.....	67
4.3	Disponibilité de l'oxygène	70
4.4	Phénologie de la glace / durée de la saison de croissance	72
4.5	Processus périglaciaires.....	75
4.6	Variabilité du bilan hydrique des lacs et des rivières	76
4.7	Toxicité accrue des polluants	78
4.8	Espèces émergentes et interactions biotiques changeantes	79
5.	Impacts des changements climatiques sur les écosystèmes marins	84
5.1	Glace de mer	84
5.2	Température de surface de la mer.....	93
5.3	Salinité	99
5.4	Changements dans la chimie des océans	100
5.5	Changements climatiques et phénomènes météorologiques extrêmes	102
5.6	Espèces émergentes et interactions biotiques changeantes	104
	Références.....	108
	Fiches descriptives par espèce	157
	CHAPITRE 3 : Expansion du castor au Nunavik.....	168
	État des connaissances sur les interactions entre l'activité des castors et les salmonidés	169
	Résumé.....	169
	Introduction.....	171
	Écologie du castor	172
	Une introduction sur les habitats des salmonidés	174
	Impacts documentés du castor sur les salmonidés.....	176
	Pratiques de gestion des castors.....	182
	Conclusion	183
	Références.....	184
	Connaissances inuites et relevé aérien de la distribution et de l'impact des castors au Nunavik.....	193
	Résumé.....	193
	Introduction.....	194
	Méthodes et résultats	195
	Discussion	197
	Références.....	200

Distribution et utilisation de l'habitat du castor dans l'ouest de l'Ungava, Nunavik.....	203
Résumé.....	203
Introduction.....	204
Méthodes et résultats.....	206
Discussion.....	207
Références.....	210
Téledétection des changements de paysage liés à la présence du castor dans l'est du Nunavik	216
Résumé.....	216
Introduction.....	216
Méthodes et résultats.....	220
Conclusion.....	222
Références.....	223
CHAPITRE 4 : Méthode d'évaluation du coût de remplacement de la récolte faunique.....	228
Évaluation du coût des aliments traditionnels au Nunavut basée sur le remplacement de l'énergie et des protéines.....	229
Résumé.....	229
Introduction.....	230
Méthodes et résultats.....	231
Discussion.....	233
Références.....	236
CHAPITRE 5 : Déterminants socio-écologiques des systèmes alimentaires autochtones	240
La culture et la socio-écologie de l'utilisation des aliments locaux par les communautés autochtones du nord de l'Amérique du Nord	241
Résumé.....	241
Introduction.....	241
Méthodes et résultats.....	242
Discussion.....	245
Conclusion.....	245
Références.....	246
Évaluation des patrons régionaux de récolte faunique autochtone dans le nord du Québec	248
Résumé.....	248
Introduction.....	248
Méthodes et résultats.....	249
Discussion.....	252

Références.....	253
Peser l'importance de la masse corporelle des animaux sauvages dans les systèmes alimentaires traditionnels	254
Résumé.....	254
Introduction.....	255
Méthodes, résultats et discussion.....	257
Références.....	269
CHAPITRE 6 : Nouvelle initiative conjointe avec le MFFP, la SPN et le MELCC.....	278
CONCLUSION	280
DIFFUSION DES RÉSULTATS.....	282



**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec 

PRÉFACE

Il est important de noter que ce rapport couvre la période de septembre 2018 à décembre 2021 et que les travaux qui y sont présentés se concentrent principalement sur le Nunavik, mais s’imbriquent dans un plus vaste projet intitulé **Wildlife, Environmental Change, and Local Indigenous Food Systems (WECLIFS)**, piloté par Murray Humphries et portant sur l’ensemble du nord québécois (Nunavik et Eeyou Istchee). Le chantier de recherche appliquée du WECLIFS inclue plusieurs autres partenaires et sources de financement (Ouranos, Institut nordique du Québec, Gouvernement de la Nation Cri, etc.). De plus amples informations sur ce projet et ses résultats sont présentées sur www.weclifs.net.

Cette étude a été financée par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) à partir des contributions du Plan d’action 2013-2020 sur les changements climatiques (PACC 2013-2020). Plusieurs personnes ont contribué, de près ou de loin, à la production de ce rapport et nous désirons souligner leurs contributions. Nous remercions le personnel du MFFP et les membres du comité directeur.

CITATION RECOMMANDÉE

Humphries, M. et M. Landry-Cuerrier. 2022. Récolte faunique et sécurité alimentaire traditionnelle dans l’Arctique québécois. Centre pour l’Environnement et la Nutrition des Peuples Autochtones, Université McGill. Rapport final présenté au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la planification et de la coordination, 284 p + annexes.

ÉQUIPE DE RECHERCHE MCGILL

Murray Humphries, chercheur principal

Treena Wasontio Delormier, co-chercheure

Gordon Hickey, co-chercheur

Manuelle Landry-Cuerrier, coordonnatrice de recherche

Catherine Geoffroy, professionnelle de recherche

Pascale Ropars, stagiaire postdoctorale

Gwyneth MacMillan, stagiaire postdoctorale

Duncan Wartier, étudiant au doctorat

Mikhaela Neelin, étudiante à la maîtrise

Vanessa Caron, étudiante à la maîtrise (Ludwig Maximilian University)

Stephanie Chan, assistante de recherche

Annie Annanack, assistante de recherche

Nathalie Chéhab, étudiante au baccalauréat

Roxanne Tremblay, étudiante au baccalauréat

Filip Rakic, étudiant au baccalauréat

Richard Boivin, étudiant au baccalauréat

Vivianne Delisle, étudiante au baccalauréat

Karl-Antoine Hogue, étudiant au baccalauréat

COMITÉ DIRECTEUR

Nom	Organisation	Coordonnées
Jean-François Bergeron	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP)	jean-francois.bergeron@mffp.gouv.qc.ca
James May	Anguvigaq Regional Nunavimmi Umajulirijiit Katujiqagtiginninga (RNUK)/Nunavik Hunting, Fishing and Trapping Association (NHFTA)	president@rnuk.ca
Stéphanie Bleau	Ouranos	stephanie.bleau@ouranos.ca
Véronique Gilbert	Lands and Parks Department, Kativik Regional Government (KRG)	vgilbert@krg.ca
Ellen Avard	Nunavik Research Centre	eavard@makivik.org
Laurie Beaupré	Makivik Corporation	lbeaupre@makivik.org

La première rencontre de démarrage a eu lieu le 18 mars 2019, dans les bureaux du MFFP à Québec, avec la participation de représentants du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) et d'Ouranos, ainsi que de la Société Makivik, Kativik Regional Government (KRG), Regional Nunavimmi Umajulirijiit Katujiqagtiginninga (RNUK or Nunavik Hunting, Fishing and Trapping Association (NHFTA)), Nunavik Marine Region Wildlife Board (NMRWB) et du Nunavik Regional Board of Health and Social Services (NRBHSS). Depuis, nous avons produit un premier rapport d'étape à l'été 2019 et un second à l'été 2020 et avons continué d'interagir régulièrement avec la plupart des organisations mentionnées collaborant à nos recherches (voir chapitre 1). De plus, en avril 2021, nous avons tenu une rencontre de suivi portant sur le projet **WECLIFS** pour l'ensemble du nord québécois (Nunavik et Eeyou Istchee) et incluant des représentants de Makivik et du MELCC.

SOMMAIRE EXÉCUTIF

L'économie de subsistance et la sécurité alimentaire du Nunavik sont soutenues par la faune terrestre et aquatique de l'Arctique québécois. Environ douze mille personnes vivent dans 14 communautés du Nunavik qui sont situées sur la côte et où les activités de récolte se déroulent toute l'année dans la toundra, les lacs et les rivières, la zone intertidale et le long du littoral et de la limite des glaces de la Baie d'Hudson, du Déroit d'Hudson et de la Baie d'Ungava.

Les préoccupations des communautés concernant les impacts négatifs potentiels des changements climatiques se concentrent souvent sur les populations fauniques menacées, en déclin ou en expansion, les changements dans la santé et le comportement des animaux et les difficultés et dangers associés aux déplacements sur la terre, l'eau et la glace. L'accès à des populations d'animaux sauvages en santé permet aux communautés qui les récoltent d'avoir une alimentation et un style de vie sains.

Notre recherche examine les impacts des changements climatiques sur les espèces fauniques clés dans le système alimentaire des Inuits du Nunavik, ainsi que les stratégies d'adaptation qui permettront aux communautés, aux organisations régionales et aux gouvernements d'envisager des pratiques et des politiques qui maintiendront la sécurité alimentaire traditionnelle malgré les changements environnementaux dans l'Arctique québécois. Une partie centrale de notre approche consiste à co-développer et à co-produire nos recherches avec les acteurs locaux, régionaux, et gouvernementaux pour assurer une synergie entre les besoins et les priorités de recherche de chacun.

À travers nos travaux, nous avons réussi à construire un fort partenariat avec les usagers, les institutions et les organismes ayant des mandats liés à la santé et la sécurité alimentaire, à la récolte et à la gestion de la faune, et à la gouvernance, la protection de l'environnement et au développement durable dans le nord québécois.

Le rapport final, couvrant la période septembre 2018 – décembre 2021, fait état des résultats de ce partenariat et des travaux associés au projet intitulé : « Récolte faunique et sécurité alimentaire traditionnelle dans l'Arctique québécois ». Il présente des chapitres distincts portant sur: les activités d'engagement, d'échange et de transfert de connaissances avec nos partenaires ([chapitre 1](#)), l'état des connaissances sur l'impact des changements climatiques sur les espèces fauniques clés ([chapitre 2](#)), les travaux sur l'expansion du castor au Nunavik ([chapitre 3](#)), une nouvelle méthode d'évaluation du coût de remplacement de la récolte faunique ([chapitre 4](#)), les déterminants socio-écologiques des systèmes alimentaires autochtones ([chapitre 5](#)), le développement d'une nouvelle initiative de recherche portant sur les enjeux et solutions d'adaptation des systèmes alimentaires autochtones du nord québécois ([chapitre 6](#)).

Mots-clés : sécurité alimentaire autochtone, Nunavik, changements climatiques, récolte autochtone, espèces alimentaires clés, co-production de connaissance

EXECUTIVE SUMMARY

Nunavik's subsistence economy and food security are sustained by the terrestrial and aquatic wildlife of Quebec's Arctic region. Approximately twelve thousand people live in 14 communities in Nunavik that are located on the coast and where harvesting activities occur year-round on the tundra, lakes and rivers, the intertidal zone, and along the coastline and ice edge of Hudson Bay, Hudson Strait and Ungava Bay.

Community concerns about the potential negative impacts of climate change often focus on threatened, declining, or expanding wildlife populations, changes in animal health and behavior, and the difficulties and hazards associated with travel on land, water, and ice. Access to healthy wildlife populations provides healthy diets and lifestyles for the communities that harvest them.

Our research examines the impacts of climate change on key wildlife species in the Nunavik Inuit food system, as well as adaptation strategies that will enable communities, regional organizations and governments to consider practices and policies that will maintain traditional food security in the face of environmental change in Quebec's Arctic region. A central part of our approach is to co-develop and co-produce our research with local, regional, and governmental actors to ensure synergy between the needs and research priorities of each.

Through our work, we have succeeded in building a strong partnership with users, institutions and organizations with mandates related to health and food security, wildlife harvesting and management, and governance, environmental protection and sustainable development in northern Quebec. This final report, covering the period September 2018 - December 2021, reports on the results of this partnership and the work associated with the project entitled: "Wildlife Harvesting and Traditional Food Security in Quebec's Arctic Region". It presents distinct chapters dealing with: the engagement, exchange and knowledge transfer activities with our partners (Chapter 1), the state of knowledge on the impact of climate change on key wildlife species (Chapter 2), the expansion of beaver in Nunavik (Chapter 3), the new method for assessing the replacement cost of wildlife harvest (Chapter 4), socio-ecological determinants of traditional food systems (Chapter 5), the development of a new research initiative on the issues and adaptation solutions for Indigenous food systems of northern Quebec (Chapter 6).

Keywords: Indigenous food security, Nunavik, climate change, Indigenous harvest, key food species, knowledge co-production

SOMMAIRE COURT

Notre recherche examine les impacts des changements climatiques sur les espèces fauniques clés du système alimentaire des Inuits du Nunavik, ainsi que les stratégies d'adaptation permettant aux communautés, aux organisations régionales et aux gouvernements d'envisager des pratiques et des politiques qui maintiendront la sécurité alimentaire traditionnelle malgré les changements environnementaux. Une partie centrale de notre approche consiste à co-produire nos recherches avec les acteurs locaux, régionaux, et gouvernementaux ayant des mandats liés à la santé et la sécurité alimentaire, à la récolte et à la gestion de la faune, et à la gouvernance, la protection de l'environnement et au développement durable dans le nord québécois.

Ce rapport final présente des chapitres distincts portant sur: les activités d'engagement, d'échange et de transfert de connaissances avec nos partenaires ([chapitre 1](#)), l'état des connaissances sur l'impact des changements climatiques sur les espèces fauniques clés ([chapitre 2](#)), les travaux sur l'expansion du castor au Nunavik ([chapitre 3](#)), une nouvelle méthode d'évaluation du coût de remplacement de la récolte faunique ([chapitre 4](#)), les déterminants socio-écologiques des systèmes alimentaires autochtones ([chapitre 5](#)), et le développement d'une nouvelle initiative de recherche portant sur les enjeux et solutions d'adaptation des systèmes alimentaires autochtones du nord québécois ([chapitre 6](#)).

CHAPITRE 1 : Résumé des activités d'engagement, d'échange et de transfert de connaissances avec les organisations régionales et locales du Nunavik

Afin d'atteindre les objectifs de co-développement de la recherche et de co-production de connaissances avec les acteurs locaux et régionaux, nous nous sommes activement engagés avec plusieurs organisations dotées de responsabilités spécifiques en matière de santé et de sécurité alimentaire (Conseil régional de la santé et des services sociaux du Nunavik), de récolte et de gestion des populations fauniques (Nunavik Hunting, Fishing, Trapping Association (NHFTA), Local Nunavimmi Umajutvijiit Katajuaqatigninga (LNUK), Regional Nunavimmi Umajulivijiit Katujiqatigninga (RNUK), Nunavik Marine Region Wildlife Board), de gouvernance régionale, de protection de l'environnement et de développement durable (Administration Régionale Kativik, Société Makivik) au Nunavik (Figure 1.1). Nous avons pu rencontrer plusieurs représentants de ces organisations et entretenir ce partenariat de recherche lors des assemblées générales annuelles du RNUK (2018 et 2019) et du Nunavik Climate Change Workshop tenu à Kuujjuaq en novembre 2019. Nous avons tenu de multiples communications individuelles avec les représentants des organisations partenaires depuis le début des travaux en mars 2019.



Figure 1.1. Organisations du Nunavik avec lesquelles nous avons développé et entretenons un partenariat de recherche.

Au cours des dernières années, une réalisation majeure a été le développement de notre projet de recherche et de notre équipe de recherche en tant que ressource et initiative clés offrant une opportunité de collaboration centralisée et bien connectée localement et régionalement. Notre approche est fondée sur des collaborations de recherche à long terme, éthiques, efficaces et respectueuses avec les organisations, les communautés, et les individus engagés tout au long du processus de recherche (Figure 1.2).

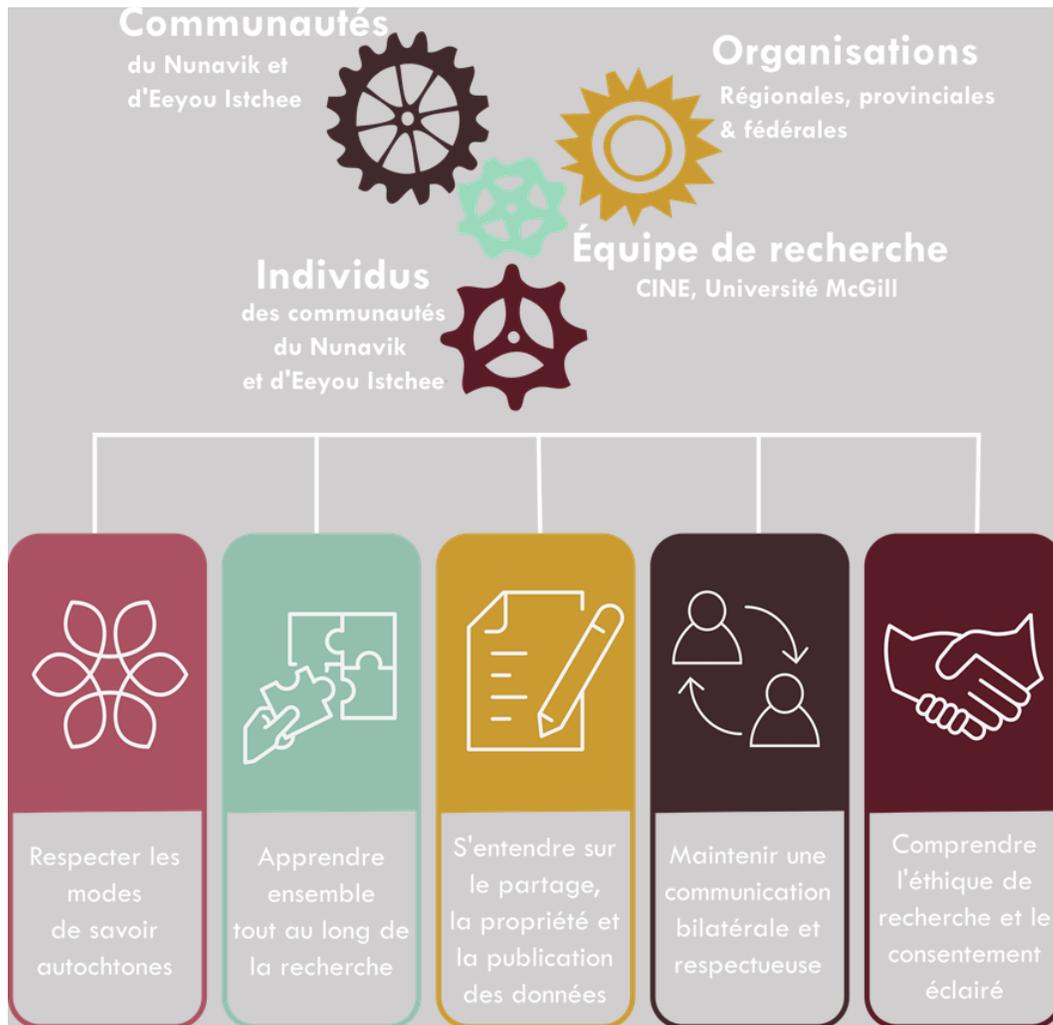


Figure 2.2. Approche collaborative de co-construction de la recherche avec les acteurs des systèmes alimentaires autochtones dans le nord du Québec. Infographie créée par Gwyneth MacMillan.

Une innovation importante de la recherche est l'avantage pour les étudiants de faire des stages dans des organisations partenaires au début de leur programme d'études. Les stages se déroulent généralement dans les bureaux de l'organisation hôte et sont axés sur les résultats et les produits livrables identifiés selon l'intérêt et les besoins de l'organisation. Le stagiaire offre son temps, ses compétences et son expertise à l'organisme et, en retour, il en apprend davantage sur l'organisation, la communauté ou la région, et sur la façon de travailler efficacement dans ce contexte. Cette approche favorise une relation collaborative, un partage

de connaissance et un apprentissage réciproque entre les étudiants et les partenaires de recherche (Figure 1.3).

Le stage permet aux étudiants et aux efforts de recherche associés de s'aligner davantage sur les besoins des organismes partenaires et, en même temps, de transférer les connaissances, les capacités et les possibilités offertes par les organismes partenaires vers le milieu de la recherche universitaire et de la formation.

Il s'agit véritablement d'une approche gagnante pour les chercheurs et les organisations locales et régionales. Les expériences de stage peuvent ainsi déboucher sur des projets de thèse et des possibilités d'emploi ultérieures, y compris au sein des organismes ayant contribué à la recherche. Nous pensons que les expériences de stage ont été parmi les opportunités les plus marquantes tant pour nos étudiants que pour les organisations qui ont contribué à ce projet de recherche collaboratif.

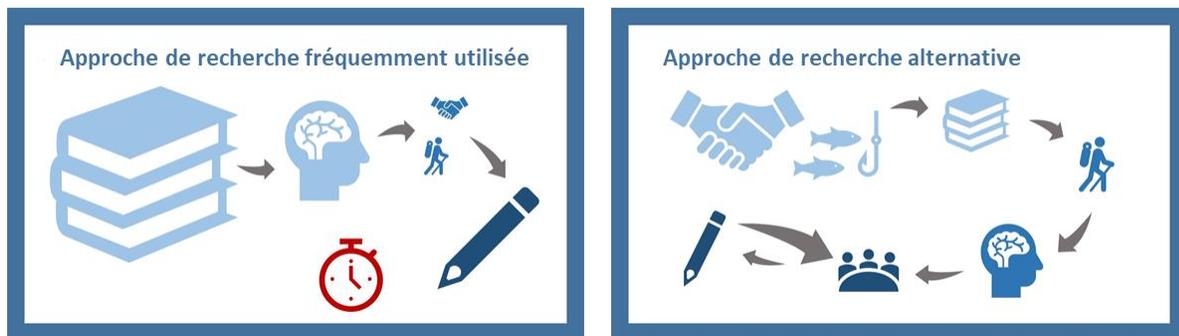


Figure 3.3. Une approche fréquemment utilisée en recherche et une approche alternative de la progression de la recherche et de l'engagement communautaire utilisée lors de nos recherches. Une approche commune consiste à i) formuler des objectifs et une proposition de recherche à l'intérieur du cadre physique et conceptuel universitaire, ii) à rechercher, souvent à distance, le soutien de la communauté pour la recherche proposée, puis iii) à réaliser la recherche dans des délais serrés et finalement, iv) à retourner dans le cadre universitaire pour analyser, interpréter et rédiger les résultats. Une approche alternative consiste à i) commencer par passer du temps dans la région et les communautés pour contribuer au mandat d'une organisation locale, établir des relations, et créer une sensibilisation au contexte de recherche, ensuite ii) sur la base de ces expériences, formuler un axe de recherche qui répond aux lacunes de la recherche universitaire et aux priorités locales et régionales, puis iii) réaliser la recherche, iv) examiner ses implications universitaires et communautaires en tant que recherche, v) collaborer avec les personnes et les organisations impliquées dans la recherche et finalement, vi) rédiger la recherche. Le temps de réalisation de la recherche peut être plus long dans le cadre de l'approche alternative, mais la collaboration, la réciprocité et la pertinence locale et régionale de la recherche sont améliorées. Infographie créée par Mikhaela Neelin.

Les travaux ont aussi permis d'entretenir un réseau collaboratif avec plusieurs chercheurs, incluant l'équipe de Stéphane Boudreau (Université Laval) sur la modélisation de la végétation du Nunavik et l'équipe de Dominique Berteaux (UQAR) sur la modélisation des espèces fauniques au Nunavik. Nous avons aussi établi des liens avec d'autres projets portant sur des

approches et des sujets de recherche similaires au Nunavik (BriGHT, FISHERS, étude du MFFP sur l'omble chevalier, projet Sentinel Nord intitulé *Des systèmes alimentaires locaux durables et résistants pour les générations futures de Nunavimmiut - Promouvoir la sécurité alimentaire tout en s'adaptant à l'évolution des environnements nordiques*). Enfin, nous avons collaboré avec Nunavik Geomatics dans le cadre du développement d'une méthode de détection de la présence du castor par imagerie satellite (voir chapitre 3).

Nous souhaitons poursuivre la collaboration avec nos partenaires du Nunavik afin de répondre à leurs priorités régionales en matière de sécurité alimentaire autochtone et d'adaptation aux changements climatiques. Dans cette optique, un nouveau projet sur les enjeux et solutions de sécurité alimentaire au Nunavik et dans le territoire d'Eeyou Istchee est en démarrage. Le financement du MFFP, de la Société du Plan Nord et du MELCC permettra la réalisation des travaux (voir chapitre 6).

Enfin, notre équipe de recherche a produit trois articles scientifiques et plus d'une dizaine de communications lors de conférences et forums scientifiques. Ces publications et présentations sont présentées sommairement dans les chapitres 2 à 5 et plus en détails dans les annexes 1 à 7 du présent rapport et dans la liste de diffusion des résultats.

CHAPITRE 2 : État des connaissances sur les impacts anticipés des changements climatiques sur les espèces fauniques clés

À travers les travaux de Pascale Ropars (stagiaire postdoctorale), nous avons assemblé et synthétisé l'état des connaissances sur les impacts des changements climatiques sur l'abondance, la répartition et la santé des espèces fauniques clés dans les systèmes alimentaires autochtones du nord québécois, incluant les territoires du Nunavik et d'Eeyou Istchee. La version française du document d'état des connaissances sur les espèces fauniques est présentée dans le présent chapitre aux pages qui suivent (la version anglaise est présentée dans l'annexe 1). Il est important de noter que la limitation majeure de cette synthèse est qu'elle porte principalement sur les connaissances scientifiques et n'intègre pas les connaissances autochtones locales.

En se basant sur les niveaux de récolte de 1970, publiés par le comité de recherche sur la récolte autochtone de la Baie James et du nord québécois, nous avons identifié 32 espèces et groupes d'espèces clés dans les systèmes alimentaires autochtones de cette région. Puisque les changements climatiques induisent d'importantes modifications à l'échelle de l'écosystème qui peuvent affecter de manière similaire certaines espèces sauvages, cette revue est organisée par écosystème et énumère les changements induits ou prévus pour plusieurs facteurs biotiques et abiotiques. La revue traite également des impacts documentés ou anticipés des changements climatiques sur les espèces et populations fauniques clés. Cette revue s'appuie sur la littérature scientifique la plus récente et l'information disponible publiquement, afin de fournir le portrait le plus complet des connaissances des impacts sur ces espèces clés dans un environnement nordique changeant.

En résumé, les changements climatiques affectent différents facteurs biotiques et abiotiques, tels que les précipitations, le couvert végétal, les interactions entre les espèces, etc., qui ont des effets variés sur les écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins et des impacts directs et indirects sur les espèces clés tout aussi variés. Par exemple, dans les écosystèmes terrestres nordiques, le verdissement du paysage peut être bénéfique directement pour certaines espèces comme les lagopèdes, le caribou et l'orignal, mais indirectement néfaste en favorisant certains de leurs prédateurs. Les changements climatiques contemporains ont des effets complexes sur les populations animales causés par la combinaison (non linéaire) de multiples effets directs et indirects sur les individus. Avec ces interactions, il est difficile de prévoir l'impact net et la complexité de la réponse écologique aux changements climatiques. Il est aussi important de considérer le manque de documentation des connaissances écologiques autochtones comme une lacune majeure des connaissances entourant les impacts observés et anticipés des changements climatiques sur les espèces fauniques clés du Nord québécois.

À partir de cette revue, présentée dans le présent chapitre aux pages qui suivent (la version originale en anglais est présentée dans l'annexe 1), nous avons produit des fiches descriptives

des impacts observés et anticipés, incluant les lacunes de connaissances, pour 9 espèces clés des systèmes alimentaires du Nord québécois qui sont présentées en français à la fin du présent chapitre et en anglais dans l'annexe 2.



IMPACTS DES CHANGEMENTS CLIMATIQUES SUR LES ESPÈCES FAUNIQUES CLÉS DES SYSTÈMES ALIMENTAIRES AUTOCHTONES LOCAUX DU NORD DU QUÉBEC

Pascale Ropars, Manuelle Landry-Cuerrier, Murray M. Humphries
Université McGill

Avec le support financier de:

Institut nordique du Québec, financé en partie par le Ministère de l'Économie et de l'Innovation

*Ouranos et le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, financé en partie par le Fonds vert
dans le cadre du Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques du
gouvernement du Québec*

Table des matières

Liste des figures.....	22
Liste des tableaux.....	22
Préface.....	23
1. Introduction : La sécurité alimentaire face aux changements climatiques dans le nord du Québec.....	24
2. Approche méthodologique	26
Comment les espèces ont-elles été choisies?	26
Région à l'étude.....	26
Approche écosystémique	29
3. Les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes terrestres.....	30
3.1 Changements dans la température de l'air, les précipitations et les variations climatiques à grande échelle	30
3.2 Changements dans l'abondance de la végétation, la composition des espèces et le couvert	34
3.3 Dégel du permafrost et érosion thermique	39
3.4 Événements météorologiques extrêmes	40
3.5 Propriétés de la neige.....	42
3.6 Saison de croissance/saison sans neige	44
3.7 bouleversement du régime de perturbations.....	48
3.8 Changement des interactions biotiques	49
3.9 Espèces et maladies émergentes	52
4. Les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes d'eau douce.....	53
4.1 Température/stratification de l'eau.....	54
4.2 Apports de carbone organique dissous.....	67
4.3 Disponibilité de l'oxygène	70
4.4 Phénologie de la glace / durée de la saison de croissance	72
4.5 Processus périglaciaires.....	75
4.6 Variabilité du bilan hydrique des lacs et des rivières	76
4.7 Toxicité accrue des polluants	78
4.8 Espèces émergentes et interactions biotiques changeantes	79
5. Impacts des changements climatiques sur les écosystèmes marins	84
5.1 Glace de mer	84
5.2 Température de surface de la mer.....	93

5.3 Salinité	99
5.4 Changements dans la chimie des océans	100
5.5 Changements climatiques et phénomènes météorologiques extrêmes	102
5.6 Espèces émergentes et interactions biotiques changeantes	104
Références.....	108

Liste des figures

Figure 2.1 Régions à l'étude : Eeyou Istchee (panneau de gauche) et Nunavik (panneau de droite).	27
Figure 2.2 Stratification thermique d'un lac. Figure adaptée de Medina et al. (2018).	55
Figure 2.3 Séries chronologiques de l'étendue totale moyenne mensuelle (lignes continues) pour mars (rouge), septembre (bleu), et la moyenne annuelle (vert) pour 1979-2013 et la tendance linéaire (lignes pointillées). Figure tirée de Meier et al. (2014).	85
Figure 2.4 Moyenne de la température de la surface de la mer dans l'est de la baie d'Hudson en septembre, de 1985 à 2007. Figure modifiée de Bailleul et al. (2012).	94

Liste des tableaux

Tableau 2.1 Espèces incluses dans cette revue littéraire.	28
Tableau 2.2 Préférences de température pour certaines des espèces de poissons incluses dans cette revue de la littérature.	56
Tableau 2.3 Résumé des principaux effets que la modification des concentrations de COD aura sur les principales caractéristiques de l'habitat des poissons. Modifié de Stasko et al. (2012).....	68
Tableau 2.4 Importance des caractéristiques physiques et biotiques des habitats arctiques pour les différentes espèces de mammifères marins de l'Arctique. Ces caractéristiques pourraient être modifiées en raison des changements climatiques. Légende : X, utilisé; XX, important; XXX, critique. Tableau modifié de Laidre et al. (2008).	84

Préface

En nous basant sur les niveaux de récolte de 1970 publiés par le Comité de recherche sur la récolte autochtone de la Baie James et du nord québécois (James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee 1982, 1988), 32 espèces et groupes d'espèces clés ont été identifiés pour les systèmes alimentaires autochtones locaux du nord du Québec, incluant le territoire du Nunavik et d'Eeyou Istchee. Pour ces espèces clés, nous avons compilé et synthétisé l'état des connaissances sur les impacts des changements climatiques sur leur abondance, leur distribution et leur santé. Puisque les changements climatiques induisent d'importantes modifications à l'échelle de l'écosystème qui peuvent affecter de manière similaire certaines espèces sauvages, cette revue est organisée par écosystème et énumère les changements induits ou prévus, ainsi que les impacts documentés ou anticipés sur les espèces et populations fauniques clés. Cette revue s'appuie sur des informations récentes de la littérature scientifique pour fournir une image complète de ce qui est publié dans les sciences naturelles sur les impacts sur ces espèces clés dans un environnement nordique changeant. Nous n'avons pas connaissance d'un examen complet des connaissances autochtones locales sur ce sujet, ce qui représente donc une lacune importante dans les connaissances.

En résumé, les effets des changements climatiques sur les écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins sont variés et les impacts directs et indirects sur les espèces clés le sont tout autant. Les changements climatiques contemporains ont des effets complexes sur les populations animales causés par la combinaison (non linéaire) de multiples effets directs et indirects sur les individus. Avec ces interactions, il est difficile de prévoir l'impact net et la complexité de la réponse écologique aux changements climatiques. Il est important de considérer le manque de documentation des connaissances écologiques autochtones comme une lacune majeure des connaissances entourant les impacts observés et anticipés des changements climatiques sur les espèces fauniques clés du Nord québécois.

1. Introduction : La sécurité alimentaire face aux changements climatiques dans le nord du Québec

La sécurité alimentaire traditionnelle, qui implique la récolte locale durable de plantes et d'animaux sauvages, est un facteur fondamental de la santé et du bien-être des communautés autochtones. Les populations d'animaux sauvages en bonne santé contribuent à une alimentation et à des modes de vie sains, ce qui forment la base de communautés saines, et qui permet de s'assurer que les animaux, la terre, l'eau et l'air sont bien entretenus. Les préoccupations des communautés concernant les effets négatifs potentiels des changements climatiques portent souvent sur le déclin ou la disparition des populations d'animaux sauvages, les changements dans la santé et le comportement des animaux, et les difficultés et dangers liés aux déplacements sur terre, sur l'eau et sur la glace. L'expérience d'un changement écologique et culturel profond n'est pas nouvelle pour les communautés. La continuité de la consommation alimentaire traditionnelle, couvrant les changements historiques et récents, témoigne de la capacité d'innovation et d'adaptation des systèmes alimentaires traditionnels. La recherche sur les changements environnementaux et la sécurité alimentaire traditionnelle doit identifier les impacts probables des changements climatiques sur les principales espèces alimentaires ainsi que les stratégies d'adaptation qui permettent de maintenir la sécurité alimentaire traditionnelle dans des environnements en évolution.

L'une des principales conclusions de l'évaluation de la biodiversité arctique est que les changements climatiques sont de loin la menace la plus grave pour la biodiversité arctique et qu'ils exacerbent toutes les autres menaces (CAFF 2013). Les systèmes marins, terrestres et d'eau douce de l'Arctique, et plus particulièrement du nord du Canada, devraient connaître certains des changements climatiques les plus rapides et les plus profonds, en grande partie liés à la sensibilité des composantes de la cryosphère qui dominent leurs processus hydrologiques, géochimiques et écologiques (Walsh 2005, Prowse et al. 2009). Étant donné que les communautés autochtones dépendent des espèces sauvages pour leurs apports nutritionnels ainsi que pour leurs cultures et identités, les efforts visant à comprendre les menaces actuelles et futures qui pèsent sur les espèces sauvages exploitées revêtent une importance particulière.

Ce document vise à synthétiser et à consolider les impacts documentés et anticipés des changements climatiques sur différentes espèces sauvages clés pour l'alimentation des communautés autochtones du nord du Québec, comprenant Eeyou Istchee et Nunavik (Figure 2.1). Connu pour son climat relativement stable pendant la plus grande partie du 20^e siècle, le nord du Québec a connu un réchauffement important depuis le début des années 1990 (Chouinard et al. 2007, Bhiry et al. 2011). Ce réchauffement a déjà provoqué des changements

importants, comme le dégel du pergélisol à grande échelle (L'Hérault et al. 2016) et le verdissement des écosystèmes terrestres (Ju et Masek 2016).

2. Approche méthodologique

Comment les espèces ont-elles été choisies?

Pour évaluer l'impact des changements climatiques sur la sécurité alimentaire, nous nous sommes concentrés sur les espèces ou les taxons sauvages les plus fréquemment récoltés par les communautés inuites et cries du nord du Québec. Sur la base de sondages sur les récoltes (Cris et Inuits, respectivement : James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee 1982, 1988), nous avons calculé le nombre de kilogrammes comestibles récoltés pour chaque espèce faunique, pour les Inuits de la région du Nunavik et pour les Cris de la région d'Eeyou Istchee. Nous avons ensuite sélectionné les 32 espèces ou taxons fauniques qui étaient les plus importants (tableau 2.1).

Comme les Inuits et les Cris du nord du Québec dépendent d'un large éventail d'espèces fauniques, cette revue englobe les écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins.

Région à l'étude

Comme nous l'avons mentionné plus haut, nous nous sommes concentrés sur les données recueillies par le Comité de recherche sur la récolte autochtone de la Baie James et du nord québécois à la fin des années 1970 (James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee 1982, 1988). Nous nous sommes donc concentrés sur les données de récolte de 8 communautés cries et de 13 communautés inuites. Les communautés cries comprennent Whapmagoostui, Chisasibi, Wemindji, Eastmain, Waskaganish, Nemaska, Mistissini et Waswanipi. Les communautés inuites comprennent Kuujuarapik, Inukjuak, Akulivik, Salluit, Kangiqsujuaq, Quaqtaq, Kangirsuk, Aupaluk, Tasuijaq, Kangiqsualujuaq, Killiniq (non représenté sur la carte) et Chisasibi (connu sous le nom de Mailasi en inuktitut) (Figure 2.1).

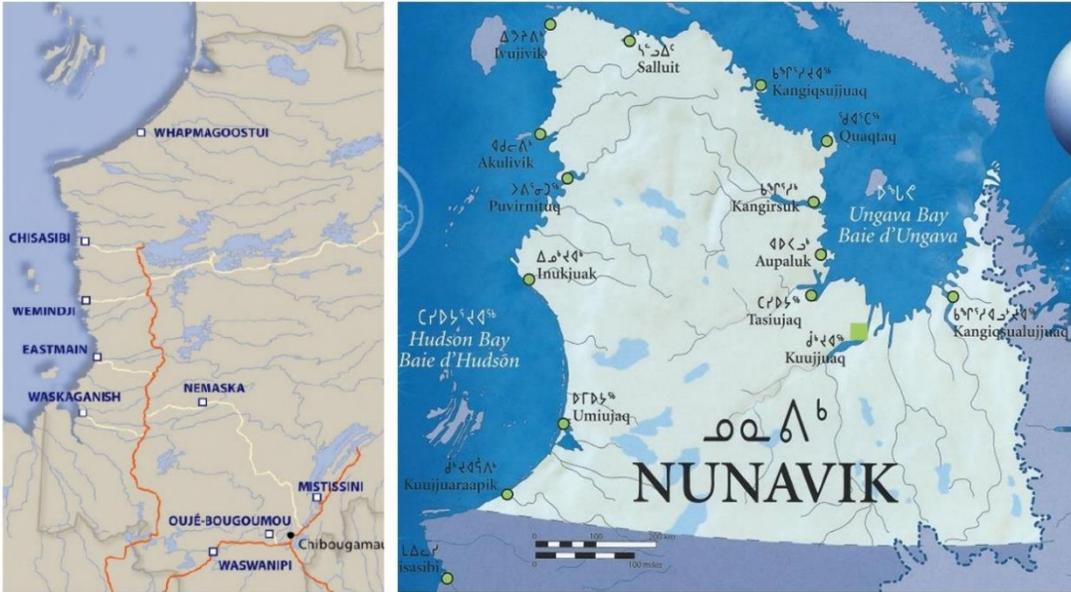


Figure 2.4 Régions à l'étude : Eeyou Istchee (panneau de gauche) et Nunavik (panneau de droite).

Tableau 2.1 Espèces incluses dans cette revue littéraire.

Biome	Nom commun	Espèce note	Nom latin	Nom Inuktitut (1)	Nom Cri (2)
Terrestre					
	Bernache du Canada		<i>Branta canadensis</i>	Nirliq	Nisk
	Petite Oie des neiges		<i>Anser caerulescens</i>	Kanguq	
	Bernache cravant		<i>Branta bernicla</i>	Nirlinaaq	
	Tétras du Canada		<i>Falci pennis canadensis</i>	Aqikili	
	Lagopède	Lagopède alpin	<i>Lagopus muta</i>	Aqiiqtuinaq	
		Lagopède des saules	<i>Lagopus lagopus</i>	Aqiiqqivik	
	Caribou		<i>Rangifer tarandus</i>	Tuktuq	Atihkw
	Orignal		<i>Alces alces</i>	Tuttuvak	Muus
	Ours noir		<i>Ursus americanus</i>	Atsak	Chishaayaakw
	Lièvre	Lièvre arctique	<i>Lepus arcticus</i>	Ukaliq	
		Lièvre d'Amérique	<i>Lepus americanus</i>	Ukaliatsiaq/ Ukiursiuti	Waapush
	Castor		<i>Castor canadensis</i>	Kigiak	Amiskw
	Porc-épic		<i>Erethizon dorsatum</i>	Ilaaqutsiq	Kaakw
Eau douce					
	Touladi		<i>Salvelinus namaycush</i>	Isiuralittaaq	Kilkamesh
	Doré	Doré jaune	<i>Stizostedion vitreum</i>		Ukhw
	Esturgeon	Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>		Nomew
	Brochet	Grand brochet	<i>Esox lucius</i>	Kigijuuq	Chinushew
	Lotte		<i>Lota lota</i>	Suluppaugaq	Miyihka
	Corégone	Grand corégone	<i>Coregonus clupeaformis</i>	Kapisilik	Atihkamekw
		Cisco de lac	<i>Coregonus artedii</i>	Kavisilaruk	Atihkamekw
		Ménomini rond	<i>Prosopium cylindraceum</i>	Kavisilik	Atihkamekw
	Omble chevalier	Incluant non anadrome	<i>Salvelinus alpinus</i>	Iqaluppiq	Susasu
	Omble de fontaine		<i>Salvelinus fontinalis</i>	Aanak	Masimakush
	Meunier	Meunier rouge	<i>Catostomus catostomus</i>	Milugiaq	Namepi
		Meunier noir	<i>Catostomus commersoni</i>	Miugiaq	Mihkwashew
	Plongeon	Plongeon huard	<i>Gavia immer</i>	Tuulliq	
		Plongeon du Pacifique	<i>Gavia pacifica</i>		
		Plongeon catmarin	<i>Gavia stellata</i>	Qarsauk	
	Canard	Eider à duvet	<i>Somateria mollissima</i>	Mitiq	
		Eider à tête grise	<i>Somateria spectabilis</i>	Qjingalik	
		Canard pilet	<i>Anas acuta</i>	Ivujaq	
		Canard noir	<i>Anas rubripes</i>	Mitirluk	
		Macreuse à front blanc	<i>Melanitta perspicillata</i>	Qjmitakkalak	
		Harle huppé	<i>Mergus serrator</i>	Nujalik / Paiq	
		Grand harle	<i>Mergus merganser</i>	Nujalik / Paiq	
	Rat musqué		<i>Ondatra zibethica</i>	Kivvaluk	Wichishkw
Marin					
	Moule	Moule bleue	<i>Mytilus edulis</i>		
	Morue	Morue arctique	<i>Boreogadus saida</i>	Uugaq	
		Poulamon atlantique	<i>Microgadus tomcod</i>	Uugaq	
		Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	Uugaq	
	Saumon	Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>	Saama	Unaw
	Chabot	Chaboisseau à quatre corn	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>	Kanajuq	
	Guillemot	Guillemot à miroir	<i>Cephus grylle</i>	Pitseolak	
		Guillemot de Brünnich	<i>Uria lomvia</i>	Appaq	
	Morse		<i>Odobenus rosmarus</i>	Aiviq	Wiipichiu
	Phoque	Phoque barbu	<i>Erignathus barbatus</i>	Udjuq	Mishtaahchilkw
		Phoque annelé	<i>Phoca hispida</i>	Naksik	
		Phoque du Groenland	<i>Phoca groenlandicus</i>	Qairuliq	Aahchikw
		Phoque commun	<i>Phoca vitulina</i>	Qasigiaq	
	Béluga		<i>Delphinapterus leucas</i>	Qilalugaq	Waapimaakw
	Ours blanc		<i>Ursus maritimus</i>	Nanuk	Waapiskw

(1) Basé sur l'ARK (2015) et l'Institut culturel Avataq

(2) Basé sur Berkes et Mackenzie (1978) et Humphries et al. (2019).

Approche écosystémique

Pour les besoins du rapport, nous avons travaillé dans un cadre basé sur l'écosystème plutôt que sur une espèce en particulier. Les changements climatiques induisent d'importantes modifications à l'échelle de l'écosystème qui pourraient affecter certaines espèces de manière similaire. Afin de réduire la redondance, nous avons donc décidé de dresser une liste des changements biogéographiques induits et/ou prévus par les changements climatiques, et nous avons ajouté les impacts documentés et prévus qu'ils pourraient avoir sur les espèces et les populations d'animaux sauvages.

Nous sommes conscients que les changements climatiques contemporains ont des effets complexes sur les populations animales, causés par la combinaison (non linéaire) de multiples effets directs et indirects sur les individus. Ces interactions rendent difficiles les prévisions de la réponse écologique aux changements climatiques. Nous ne prétendons donc pas connaître l'impact net des changements climatiques sur les différentes espèces couvertes par cette étude; nous prétendons cependant avoir recueilli les informations les plus récentes sur les impacts des changements climatiques sur de nombreuses espèces importantes sur le plan écologique et culturel, en particulier dans le nord du Québec.

3. Les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes terrestres

3.1 Changements dans la température de l'air, les précipitations et les variations climatiques à grande échelle

Chacune des trois dernières décennies a été successivement plus chaude que toutes les décennies précédentes depuis 1850. L'augmentation moyenne de la température mondiale montre une tendance au réchauffement de 0,85°C (0,65 à 1,06) sur la période 1880 à 2012 (IPCC 2013). En raison de l'amplification polaire, la tendance au réchauffement dans l'Arctique a été 2 à 3 fois plus importante (IPCC 2013). La région arctique devrait se réchauffer plus rapidement que la moyenne mondiale, et l'augmentation de la température dans cette région sera probablement plus importante sur la terre que sur l'océan (IPCC 2013).

Les oscillations climatiques à grande échelle se produisent naturellement sur le globe et ont plusieurs impacts régionaux sur les précipitations et la température sur le globe (Haszpra et al. 2020). L'oscillation australe El Niño (ENSO) est le phénomène de fluctuation interannuel dominant dans le système climatique. Il provient de la région tropicale pacifique et affecte la météo et le climat dans le monde entier (Haszpra et al. 2020), y compris dans les régions où les oiseaux migrateurs nord-américains hivernent. Les effets des changements climatiques sur la fréquence de l'ENSO ne sont pas encore totalement clairs, mais il est prévu que les événements El Niño augmentent en intensité avec l'augmentation de la température (Wang et al. 2019).

Comme dans d'autres régions nordiques, le nord du Québec a connu une augmentation de la température annuelle moyenne au cours des dernières décennies, ce qui a entraîné un allongement de la saison sans neige et sans gel (Charron 2015). Les précipitations annuelles totales augmentent; les précipitations liquides suivent une tendance à la hausse, surtout à l'automne, alors que les précipitations totales de neige n'ont pas changé de façon significative (Charron 2015). Ces tendances devraient se poursuivre et, dans certains cas, s'accélérer au cours du 21^e siècle (Mailhot et Chaumont 2017) : par rapport à la période de référence, la température annuelle moyenne devrait augmenter de 5,1 à 9,1°C au cours de la période 2076-2100 selon le scénario RCP 8.5, tandis que les précipitations annuelles moyennes devraient augmenter de 259 mm. Même si les précipitations de neige devraient augmenter entre décembre et février, la forte diminution en l'automne se traduira par une période plus courte de couverture de neige.



Castor Comme les autres espèces boréales, le castor pourrait profiter des conditions climatiques plus douces et des changements écologiques qu'elles entraînent pour se déplacer vers le nord ou pour augmenter sa densité dans son aire de répartition septentrionale. Une étude récente suggère que la densité des colonies de castors dans la province de Québec est positivement liée à l'évapotranspiration annuelle, ainsi qu'à la température maximale au printemps et en été (Jarema et al. 2009). Étant donné que ces trois variables ont augmentées au cours des dernières décennies (Charron 2015) et que la plupart des modèles climatiques prévoient une tendance à la hausse au cours du 21^e siècle (Mailhot et Chaumont 2017), la densité de castors est susceptible d'augmenter au cours de cette période. Cette prédiction est en outre corroborée par divers entretiens menés dans des communautés autochtones, où les habitants du Nord ont observé un nombre croissant de castors dans certaines communautés du Nord du Nunavik (M. Neelin, communication personnelle) mais aussi dans les Territoires du Nord-Ouest et au Yukon (Guyot et al. 2006, Wesche et Chan 2010). Jarema et al. (2009), indiquent toutefois que l'effet des changements climatiques prévus sera probablement beaucoup plus faible à la limite nord de la distribution des espèces qu'en leur centre. Bien que ce résultat n'exclue pas une migration vers le nord de l'aire de répartition du castor, il suggère que les changements climatiques devraient entraîner une augmentation de la densité de l'espèce au sein de sa distribution historique.



Petite Oie des neiges La reproduction des oies est fortement influencée par les conditions météorologiques, particulièrement au printemps. Lorsque le printemps est tôt et chaud, la probabilité de pondre des œufs augmente, la ponte est précoce et les individus pondent de plus grandes couvées, ce qui se traduit généralement par un effort de reproduction élevé au niveau de la population (Skinner et al. 1998, Dickey et al. 2008). Cependant, d'autres facteurs peuvent contrecarrer les effets positifs des changements climatiques. Doiron et al. (2015) ont trouvé des preuves que les années où le printemps est le plus précoce et le plus chaud sur l'île Bylot, la croissance des oisons est réduite car ils éclosent trop tard en été pour bénéficier de la période ayant la plus haute qualité nutritive des plantes. Cela aura à son tour un impact négatif sur le recrutement des jeunes dans la population au cours de ces années, car la survie des jeunes pendant la migration d'automne dépend de leur masse à la fin de l'été. Ainsi, à mesure que le climat se réchauffe, on peut s'attendre à un décalage croissant, ce qui pourrait entraîner une réduction du recrutement dans les populations d'oies.

Dans la baie de La Pérouse, où la population de Petites Oies des neiges est surabondante, Aubry et al. (2013) ont constaté que les signaux de l'oscillation atlantique indiquant des hivers chauds se traduisaient par un état corporel plus faible des oisons, ce qui pourrait être associé au cycle de gel-dégel ou à la profondeur de la neige et au moment de la fonte des neiges. Les

températures chaudes à la fin de l'hiver et au début du printemps peuvent augmenter la fréquence des cycles de gel-dégel. Ces cycles sont associés au lessivage des nutriments, provoquant une diminution des nutriments disponibles dans le sol, et, par conséquent, un déclin de l'activité microbienne (Edwards et al. 2006). Ces nutriments ne peuvent donc être utilisés par certaines espèces de plantes puisque ces événements se produisent bien avant la saison de croissance (Edwards et Jefferies 2010). Un réchauffement hivernal extrême entraîne également une perte de neige isolante et une perte de tolérance au gel des plantes, ce qui peut causer de graves dommages à la végétation par le gel, la dessiccation hivernale ou l'encapsulation par la glace en recongelant la neige, et un retard dans le débourrement ou la production de fleurs (Andrews 1996). Cela pourrait à son tour avoir un impact délétère sur les oies.

Les étés chauds se sont également avérés compromettants à la condition physique des oisons (Aubry et al. 2013). Chez les espèces d'oies subarctiques, les oisons sont les plus sensibles aux conditions météorologiques durant les premiers jours de leur vie en raison de leur petite taille, de leur capacité de thermorégulation incomplètement développée et de leurs faibles réserves d'énergie (Sedinger 1992). Les auteurs ont émis l'hypothèse que les températures estivales élevées pourraient simplement entraîner une surchauffe due à un manque de capacité de thermorégulation chez les oisons. Les températures estivales élevées pourraient également affecter la digestibilité du fourrage, ce qui pourrait à son tour détériorer la condition corporelle des oisons. Enfin, une chaleur supérieure à la moyenne pourrait assécher les étangs d'eau douce, ce qui rendrait difficile l'hydratation des oisons, surtout s'ils sont déjà affaiblis par la surchauffe. Cependant, le succès de reproduction des Petites Oies des neiges était plus élevé pendant les étés chauds, bien que cet effet soit hétérogène à l'échelle du paysage (Iles et al. 2018).



Original Les changements climatiques influencent l'énergie nécessaire à la thermorégulation en hiver comme en été. On a constaté que les orignaux devenaient stressés par la chaleur lorsque la température ambiante dépassait 14°C en été et -5°C en hiver (Renecker et Hudson 1986, 1990), et le stress dû à une température ambiante élevée est généralement considéré comme plus critique que le stress dû à des températures basses (Schwartz et Renecker

2007). Lorsqu'il est stressé par la chaleur, l'original devrait réduire ses déplacements et sa consommation de nourriture, ce qui pourrait avoir des effets néfastes sur sa condition physique (Renecker et Hudson 1986). Si ces effets se maintiennent en raison de l'augmentation constante des températures, la détérioration ultérieure de la condition physique pourrait potentiellement entraîner une réduction de la fécondité et de la valeur adaptative de chaque original. Par exemple, Murray et al. (2006) ont constaté que la croissance de la population d'orignaux était négativement corrélée à la température estivale moyenne dans le nord-ouest

du Minnesota, c'est-à-dire dans l'aire de répartition méridionale de l'espèce. Il a également été suggéré que la chaleur réduisait le taux de recrutement des populations d'orignaux à la limite sud de leur aire de répartition (Monteith et al. 2015). Cependant, une étude récente suggère que les orignaux pourraient avoir une réponse compensatoire à l'augmentation de la température, en augmentant leurs déplacements pendant la période crépusculaire, lorsque les températures ambiantes sont élevées (Dussault et al. 2004, Montgomery et al. 2019) ou pour trouver un abri sous des canopées denses pendant les journées chaudes (Dussault et al. 2004, Melin et al. 2014).



Lagopède Le Lagopède alpin est connu pour être une espèce sensible au climat. En Suisse, par exemple, il semble être confiné aux régions où les températures moyennes de juillet restent inférieures à 10-12°C (Revermann et al. 2012). L'augmentation future de la température estivale due aux changements climatiques pourrait restreindre l'habitat approprié dans le nord du Québec, où sa répartition est déjà limitée à la moitié nord de la région.



Tétras du Canada Bien que les populations forestières de tétras comme le Tétras du Canada n'aient pas connu de déclin à long terme et que leur aire de répartition soit restée relativement stable, les densités à plus petite échelle peuvent varier dans le temps. Entre autres facteurs, la météo peut influencer le nombre de tétraonidés, les printemps froids et humides étant associés à un moindre recrutement (Smyth et Boag 1984, Davis et Bergerud 1988).



Bernache cravant On a constaté que la probabilité de reproduction de la Bernache cravant était plus faible à la suite des événements El Niño, ce qui aurait réduit le nombre de jeunes produits au cours des étés suivant ces événements (Sedinger et al. 2006). Les conditions hivernales sont un déterminant particulièrement important du succès ultérieur de la reproduction chez les oiseaux à corps relativement gros, comme la Bernache cravant (Drent et Daan 1980). On sait que ces nutriments stockés influencent la probabilité de reproduction et l'investissement reproductif (Ferret et al. 2003, Gauthier et al. 2003). Comme il est prévu que les événements El Niño augmentent en intensité avec les changements climatiques (Wang et al. 2019), ces épisodes de faible probabilité de reproduction pourraient devenir plus fréquents.



Eider à duvet En Islande, on a constaté que les femelles pondaient plus tôt après des hivers doux et que la variation du nombre de nids d'une année sur l'autre était liée à la température pendant la saison de reproduction 2 ans auparavant. Des étés plus doux ont été positivement associés au succès de la reproduction et à la survie de la progéniture (D'Alba et al. 2010).

3.2 Changements dans l'abondance de la végétation, la composition des espèces et le couvert

L'un des changements les plus frappants dans les écosystèmes terrestres de l'Arctique est la tendance générale au verdissement, qui a été observée dans toute la région circumpolaire nord, de l'Amérique du Nord (Sturm et al. 2001, Tape et al. 2006, Ropars et Boudreau 2012, Tremblay et al. 2012, Fraser et al. 2014) à l'Eurasie (Forbes et al. 2010, Hallinger et al. 2010). Des comparaisons répétées de photographies aériennes (p. ex. Ropars et Boudreau 2012) et des analyses de l'Indice de végétation par différence normalisée (NDVI) (p. ex. Raynolds et al. 2006) obtenues par satellite ont révélé que cette tendance au verdissement est principalement associée à l'expansion rapide d'espèces arbustives érigées comme le Bouleau glanduleux (*Betula glandulosa* Michx.), une espèce arbustive largement répandue dans le nord du Québec.

Une augmentation de l'abondance des espèces d'arbustes dressés peut entraîner des changements dans l'environnement abiotique, qui à leur tour modifient la dynamique des communautés végétales. En hiver, par exemple, les arbustes érigés favorisent une plus grande accumulation de neige et limitent la compaction de la neige, influençant ainsi le régime thermique du sol, la durée de la saison de croissance, l'humidité du sol et l'activité microbienne (Sturm et al. 2005, Domine et al. 2016), même si le lien entre cette dernière et l'abondance des arbustes semble plus faible qu'on ne le pensait auparavant (Myers-Smith et Hik 2013). Des études expérimentales ont montré qu'une augmentation du couvert arbustif entraînait une diminution de la richesse en espèces végétales de sous-bois (Klein et al. 2004) et du couvert (Cornelissen et al. 2001, Walker et al. 2006, Pajunen et al. 2011). D'autre part, les plantes herbacées et les graminoides ont été positivement corrélés avec le couvert arbustif dans d'autres études (Walker et al. 2006, Pajunen et al. 2012), un phénomène probablement associé à leur plus grande tolérance à la limitation de la lumière (Oksanen et Virtanen 1997).



Oies Les populations de Bernaches du Canada et d'Oies des neiges de l'Arctique canadien ont avancé leur reproduction de 30 jours entre les années 1950 et 1980 (MacInnes et al. 1990). Même si les causes sous-jacentes ne sont pas entièrement comprises, elles sont probablement liées au climat et sont importantes pour comprendre l'abondance et la répartition des espèces (MacInnes et al. 1990, Visser et Both 2005, Hedenstrom et al. 2007). Plus récemment, Brook et al. (2015) ont suggéré que les Bernaches du Canada sont physiologiquement capables de réagir à des printemps plus précoces en fonction des conditions au sud en ajustant leur date d'éclosion, un phénomène également observé dans une population reproductrice tempérée (Clermont et al. 2018).



Tétras du Canada Le Tétrás du Canada est étroitement associé à la forêt boréale, dont il dépend pour se nourrir et se reproduire. Murray et al. (2017) ont montré que les changements climatiques devraient directement modifier la qualité des niches environnementales pour les espèces boréales comme le tétras du Canada, la plupart des aires de répartition des espèces devenant plus petites et se déplaçant vers le nord au cours du 21^e siècle. Il est important de noter que la distribution du Tétrás du Canada sera de plus en plus fragmentée et se caractérisera par une taille moyenne plus petite et un isolement plus important des parcelles de paysage adaptées à l'environnement. Cette perte devrait être particulièrement prononcée le long de la frontière entre l'Ontario et le Québec, où la forêt boréale est la plus étroite. Leurs modèles ont prédit que le Tétrás du Canada pourrait avoir des segments de population est-ouest entièrement disjoints en Amérique du Nord (Murray et al. 2017), ce qui pourrait avoir des conséquences importantes sur la dynamique de la population de l'espèce.



Lagopèdes En hiver, le Lagopède des saules et le Lagopède alpin pourraient bénéficier de l'expansion récente (Myers-Smith et al. 2011) et prévue des arbustes dans l'Arctique, alors que ces deux espèces ont besoin d'arbustes suffisamment grands pour dépasser l'épaisseur de la neige pour se nourrir et se protéger (Christie et al. 2014). En été cependant, les besoins en matière d'habitat des deux espèces divergent : le Lagopède des saules dépend des fourrés d'arbustes pour son habitat de reproduction, tandis que le Lagopède alpin préfère les habitats de toundra plus ouverts (Le Jeune et Lalumiere 1983, Ehrich et al. 2012). L'expansion des arbustes peut donc augmenter l'habitat d'hiver pour les deux espèces, mais réduire l'étendue de l'habitat de reproduction dans la toundra pour le Lagopède alpin (Christie et al. 2014). Ceci est d'ailleurs confirmé par un changement historique (18 000 ans) dans la distribution du Lagopède des saules en Europe, qui a été lié au changement de la végétation en réponse aux changements climatiques (Holm et Svenning 2014).

Cependant, l'effet positif de l'expansion des arbustes pourrait être modulé par la surutilisation par les grands herbivores (Ims et al. 2007, den Herder et al. 2008), en réduisant la couverture et la hauteur des espèces arbustives. La forte densité de caribous (Ims et al. 2007) et la fragmentation du broutage des saules due aux ongulés (Henden et al. 2011) ont toutes deux été associées à une plus faible prévalence du Lagopède des saules en Europe du Nord.



Ours noir La limite nord de l'aire de répartition de l'ours noir dépend probablement de la disponibilité des ressources végétales et de la présence de concurrents. Dans l'ouest du Canada, par exemple, la présence de grizzlis peut limiter la répartition des ours noirs, même si les deux espèces coexistent dans certaines régions (Merkle et al. 2017). Au Nunavik, le grizzli est absent et, à notre connaissance, aucune autre espèce concurrente n'a le potentiel d'exclure l'ours noir. Dans cette région, la limite nord de l'aire de répartition de l'ours noir est donc très probablement limitée par la disponibilité des ressources végétales, elle-même limitée en partie par la température. Le nord du Québec est l'une des régions qui a connu la plus forte augmentation du NDVI (Ju et Masek 2016), un indice utilisé comme indicateur de la croissance des plantes. L'ours noir a probablement plus de ressources végétales sur lesquelles s'appuyer à la limite nord de son aire de répartition.



Original Les orignaux ont entrepris une expansion de leur aire de répartition vers le nord et ont augmenté en nombre dans tout le Canada au cours des dernières décennies (Lamontagne et Lefort 2004), une situation qui a également été observée par les communautés autochtones. Cette expansion est probablement due à l'augmentation de la disponibilité de l'habitat des arbustes, à l'allongement de la saison de croissance et à la modification de l'habitat par l'exploitation forestière (Tape et al. 2016b). Au Québec, l'original a atteint le 53^e parallèle dans les années 1950 et le 57°N dans les années 1970 (Brassard et al. 1974). Au Labrador, l'original était historiquement absent. La première mention de leur présence remonte à la fin des années 1950 (Harper 1961).



Caribou Certaines espèces consommées par les caribous migrants dans leur aire de répartition estivale ont récemment bénéficié de conditions climatiques plus douces (Ropars et al. 2015), permettant ainsi aux ongulés de consommer une ressource estivale plus abondante. C'est le cas notamment du Bouleau glanduleux, dont l'expansion a été observée au cours des dernières décennies au Nunavik (Ropars et Boudreau 2012, Tremblay et al. 2012), mais aussi de diverses espèces d'arbustes au niveau circumpolaire (Myers-Smith et al. 2011). Cependant, les avantages pour le caribou dépendront de conditions

différentes. Premièrement, l'allongement de la saison de croissance ne devra pas entraîner de désynchronisation entre la production végétale maximale et l'arrivée des caribous migrateurs sur leur aire de répartition estivale. Deuxièmement, la meilleure performance des espèces végétales consommées par le caribou devra se produire dans les habitats utilisés par celui-ci. Enfin, les effets négatifs du pâturage et du piétinement ne devront pas masquer les effets positifs d'une augmentation de la température.

À leur arrivée sur leur aire de répartition estivale, les caribous migrateurs manquent de protéines en raison de leur régime hivernal dominé par les lichens (Gerhart et al. 1996). Ils doivent donc compter sur la consommation de feuilles nouvellement produites et riches en protéines pour retrouver un bilan protéinique positif. Ceci est particulièrement vrai pour les femelles allaitantes, car leurs petits dépendent uniquement du lait maternel pour satisfaire leurs besoins caloriques (Cebrian et al. 2008, Taillon et al. 2013). Comme la qualité des feuilles diminue rapidement avec la maturation des plantes (Saucier 2014) et qu'une période de croissance plus précoce est à prévoir avec les changements climatiques, il est essentiel pour les caribous migrateurs de maintenir une synchronisation entre leur arrivée sur leur aire de répartition estivale et la production végétale maximale. Une étude récente montre que les deux troupeaux de caribous migrateurs du nord du Québec ont une certaine flexibilité quant à la date de début de la migration printanière (Le Corre 2016, Le Corre et al. 2017), comme c'est le cas pour d'autres espèces migratrices (Tottrup et al. 2006, Monteith et al. 2011, Altwegg et al. 2012). Comme le début de la saison de croissance devrait être de plus en plus précoce au cours du 21^e siècle, cette flexibilité devra être maintenue chez les caribous migrateurs pour éviter la désynchronisation.

Bien qu'il s'agisse d'un phénomène circumpolaire, l'expansion des arbustes est hétérogène à l'échelle du paysage (Tape et al. 2006, Ropars et Boudreau 2012). Il est donc probable que les caribous migrateurs pourraient ne pas profiter pleinement de ce phénomène. L'expansion des arbustes semble être plus importante dans l'écotone de la forêt boréale et de la toundra (McManus et al. 2012), une région où des études dendrochronologiques ont montré que de grandes zones ont été peu fréquentées par les caribous migrateurs au cours des dernières décennies (Morneau et Payette 1998, A. Truchon-Savard et S. Boudreau, communication personnelle). Le broutage et le piétinement par les caribous migrateurs peuvent également limiter la croissance des espèces d'arbustes consommées, comme le suggèrent de nombreuses études en Europe (p. ex. Olofsson et al. 2009) et en Amérique du Nord (p. ex. Zamin et Grogan 2013). L'effet positif des températures estivales plus chaudes sur la croissance des plantes pourrait donc être réduit par une augmentation de l'herbivorie.



Lièvres La tendance à l'augmentation de la couverture et de la hauteur des arbustes pourrait être bénéfique pour le lièvre d'Amérique. En hiver surtout, le lièvre d'Amérique dépend des arbustes pour ses ressources alimentaires (Wolff 1980, Hik 1994, Krebs et al. 1995, Hodges 2000) et pour se protéger des prédateurs terrestres (p. ex. lynx du Canada, renard roux, et loup; Christie et al. 2015). Plusieurs observations et données empiriques soutiennent cette

hypothèse. Par exemple, la densité des granulés a augmenté avec l'accroissement de la couverture d'arbustes hauts dans la région de la limite des arbres du Manitoba (Ewacha et al. 2014). En Alaska arctique, le réchauffement et l'expansion de l'habitat arbustif sont les raisons les plus plausibles de l'établissement récent des lièvres d'Amérique (Tape et al. 2016a), bien que la disponibilité du fourrage n'ait pas été directement liée à la distribution des lièvres d'Amérique (Zhou et al. 2017). En utilisant des données de suivi à long terme en Alaska, Schmidt et al. (2018) ont trouvé que les précipitations annuelles et la température estivale expliquaient la tendance de la productivité primaire, qui à son tour correspondait à l'amplitude de l'abondance du lièvre d'Amérique.

La récente augmentation de la couverture arbustive dans l'écotone de la toundra boréale (Ropars et Boudreau 2012, Tremblay et al. 2012) pourrait fournir les ressources nécessaires pour que les lièvres d'Amérique s'établissent au-delà de leur aire de répartition. Dans le contexte où le nord du Québec a probablement enregistré la plus forte densité d'arbustes au Canada au cours des dernières décennies (Ju et Masek 2016), il devient de plus en plus pertinent d'étudier la dynamique des populations de lièvres d'Amérique et l'impact qu'ils peuvent avoir sur les espèces qu'ils consomment ainsi que sur les autres espèces avec lesquelles ils pourraient interagir.



Castor Il est généralement admis que la limite nord de la distribution du castor est délimitée par la disponibilité du bois (Tape et al. 2018). Le castor pourrait donc profiter de l'augmentation récente de la couverture arbustive et de la hauteur observée pour différentes espèces de saules, de bouleaux et d'aulnes (Myers-Smith et al. 2011) pour migrer dans la toundra. En effet, on sait que les castors se nourrissent beaucoup d'arbustes (Aleksiuk 1970), en particulier ceux

qui bordent les plans d'eau où ils vivent. Étant de mauvais marcheurs, les castors fouillent généralement à moins d'un mètre de la rive et rarement au-delà de 40 m (Parker et al. 2001). Avec la croissance accrue des arbustes observée dans le nord du Québec (Ropars et al. 2015) et ailleurs dans l'Arctique (Myers-Smith et al. 2011), les rives des rivières et des lacs devraient devenir plus propices aux castors au nord de la limite des arbres et favoriser leur expansion au-delà de leur aire de répartition historique.



Porc-épic La répartition du porc-épic en Amérique du Nord s'est étendue à la limite des arbres dans le nord-ouest du Québec au cours de la deuxième moitié du 20^e siècle, une expansion de l'aire de répartition qui coïncide avec celle de l'Épinette blanche en réponse au réchauffement climatique (Payette 1987).

3.3 Dégel du pergélisol et érosion thermique

Le pergélisol couvre 23 à 25 % de l'hémisphère nord (Zhang et al. 2008) et une grande partie est vieille de plusieurs milliers d'années (Davis 2001). Un climat plus chaud se traduit au fil du temps par un profil vertical de température plus chaud dans le pergélisol et donc par une couche active plus épaisse. Cette tendance est observée dans tout l'Arctique (p. ex. Groenland : Lund et al. 2014, Alaska : Arndt et al. 2017). Dans la région subarctique de l'Est canadien, ce réchauffement a commencé en 1993 et une augmentation générale des températures du sol de 2°C a eu lieu jusqu'en 2005 environ (Allard et al. 2007).

Le dégel du pergélisol dans l'environnement naturel entraîne la formation de dépressions et de mares, qui sont les résultats finaux d'un processus appelé thermokarst. À mesure que l'épaisseur de la couche active augmente et que le thermokarst se produit, le terrain est perturbé et les écosystèmes qu'il supporte sont totalement modifiés. Dans certaines régions du nord du Québec, les lacs et les zones humides thermokarstiques s'étendent en raison du dégel et de l'érosion du pergélisol (p. ex. Vincent et al. 2011), ce qui produit davantage d'habitats pour les oiseaux aquatiques et d'autres animaux.



Oies et canards Dans les zones de toundra des hautes terres où le pergélisol est continu, l'augmentation de la profondeur de la couche active peut en revanche entraîner l'assèchement du sol (Liljedahl et al. 2016), limitant ainsi la croissance de la végétation. De plus, la glace de fond et les coins de glace influencent fortement l'hydrologie locale des terrains plats en limitant la percolation et l'écoulement latéral de l'eau, ce qui favorise la formation et le maintien de zones humides (Woo 2012) allant des petits lacs et des étangs peu profonds aux fens riches dans les polygones concaves (Billings et Peterson 1980, Gauthier et al. 1996). Ces zones humides fournissent des habitats de haute qualité à de nombreuses espèces d'oiseaux aquatiques dans tout l'Arctique (Gauthier et al. 1996), y compris les oies et les canards. En terrain plat, la dégradation des coins de glace due aux changements climatiques peut initialement entraîner une augmentation transitoire de la superficie des masses d'eau, comme l'ont démontré Jorgenson et al. (2015) en Alaska. Avec le temps, cependant, la

dégradation augmente la connectivité et le drainage de ces creux, en particulier dans les terrains en pente (Liljedahl et al. 2016).

3.4 Événements météorologiques extrêmes

Entre autres choses, les changements climatiques augmenteront la fréquence et la gravité des phénomènes météorologiques extrêmes (Diffenbaugh et al. 2005). La tendance à la hausse de la température moyenne mondiale augmentera probablement tant pour les événements chauds que pour les événements humides, même si cette augmentation sera spatialement hétérogène (Diffenbaugh et al. 2005).

Dans l'Arctique, des événements de pluie sur la neige se produisent régulièrement dans certaines parties qui ont un climat d'hiver maritime relativement doux et humide comme au Svalbard (Serreze et al. 2015), alors qu'ils sont encore suffisamment rares pour être caractérisés comme des événements extrêmes dans les zones continentales ayant un climat d'hiver froid et sec comme la Sibérie et le nord-est du Canada (Berteaux et al. 2017). Ces événements peuvent avoir des conséquences écologiques importantes, telles que l'encapsulation des plantes et d'autres ressources alimentaires de sorte qu'elles sont totalement inaccessibles aux herbivores. Étant donné que la fréquence et l'ampleur des événements extrêmes tels que la pluie sur la neige devraient augmenter avec le réchauffement climatique, les impacts écologiques de ces événements sur les espèces sauvages méritent une plus grande attention.



Lagopèdes Les connaissances traditionnelles ont révélé que les lagopèdes auraient faim après des épisodes de pluie sur la neige parce qu'ils ne pourraient pas accéder aux sources de nourriture à travers les couches de glace (Gearheard et al. 2010). Hansen et al. (2013) ont également mesuré une diminution à court terme du taux de croissance de la population suite à des épisodes de pluie sur la neige au Svalbard. Avec le réchauffement prévu en hiver au nord du Québec (Mailhot et Chaumont 2017), ces événements pourraient devenir plus fréquents et avoir des impacts à long terme sur les populations de lagopèdes.

Les épisodes de pluie sur la neige pourraient également limiter l'enterrement en hiver, comme Le Jeune et Lalumière (1983) le suggèrent, la neige compacte ou croûtée pourrait limiter l'enterrement et inciter les lagopèdes à utiliser des épinettes prostrées.



Caribou L'accès au fourrage d'hiver deviendra probablement plus difficile en raison du réchauffement climatique et des précipitations abondantes, ce qui diminuera la condition physique générale des caribous (Lee et al. 2000, Weladji et Holand 2003). L'augmentation prévue des températures et des précipitations hivernales entraînera probablement une augmentation de l'énergie dépensée par les caribous pour creuser afin de trouver de la nourriture à travers un manteau neigeux plus épais (Russell et al. 1993).

En outre, on a observé une importante mortalité hivernale des caribous dans le nord du Canada (Miller et Barry 2009) et dans l'archipel de Svalbard (Hansen et al. 2014). Ces décès sont en partie dus à une diminution de l'accès au fourrage en raison des conditions climatiques hivernales difficiles, notamment des chutes de neige abondantes et une augmentation du givrage (Miller et Gunn 2003, Gunn et al. 2006).



Castor La variabilité des températures et des précipitations ainsi que la plus grande récurrence des phénomènes météorologiques extrêmes peuvent nuire à la survie et au succès de reproduction des castors. Pour le castor d'Eurasie (*Castor fiber*), la variabilité du climat et les fortes pluies estivales sont corrélées à des taux de survie et de reproduction plus faibles (Campbell et al. 2012, Campbell et al. 2013). Les fortes pluies estivales provoquent des inondations le long des rivières et des lacs, ce qui peut affecter la croissance des arbres et des arbustes et donc la performance du castor. L'augmentation prévue des événements extrêmes au Nunavik pourrait donc affecter les castors localement (Mailhot et Chaumont 2017).



Eider à duvet Au cours des années 1990, la colonie d'Eiders à duvet des îles Belcher a connu un déclin de 70 %. Également signalé par les résidents locaux de Sanikiluaq (MacDonald et al. 1997), ce déclin est apparemment dû aux événements météorologiques hivernaux qui ont entraîné des niveaux élevés de mortalité en 1992 (Robertson et Gilchrist 1998). Les Eiders à duvet, comme d'autres espèces marines, dépendent des polynies et des eaux libres à la lisière de la banquise pendant les mois d'hiver. Cependant, ces polynies sont soumises au gel, et la population qui en dépend est vulnérable à la mortalité car elle ne peut pas s'échapper vers d'autres habitats (Robertson et Gilchrist 1998).

3.5 Propriétés de la neige

Comme les régions nordiques sont définies par leur cryosphère, tout changement dans la durée, l'étendue ou les propriétés de la couverture neigeuse peut avoir des impacts de grande portée. Dans la région terrestre panarctique (à l'exception du Groenland), la durée de la couverture neigeuse a diminué de 3,4 jours par décennie entre 1972 et 2009 (Callaghan et al. 2011). Le début plus précoce de la fonte printanière est observé dans tout l'Arctique, ce qui allonge la saison de croissance (Hoye et al. 2007). La dureté de la neige devrait augmenter dans l'Arctique côtier en raison de l'augmentation de la vitesse des vents (Steiner et al. 2015, Stopa et al. 2016), ce qui facilitera les déplacements des grands animaux.

L'épaisseur de la neige devrait augmenter dans les régions arctiques en raison de la hausse des températures de l'air, des changements du régime des précipitations et de l'expansion de la couverture arbustive (AMAP 2012). La profondeur de la neige joue un rôle important pour de nombreuses espèces sauvages. Elle détermine l'accès à la nourriture et la couverture thermique (Wolff 1980, Halpin et Bissonette 1988, Morrison et al. 2003), permet aux individus de se déplacer plus ou moins facilement dans leur habitat et fournit de l'espace sous-nivéal (Korslund et Steen 2006). Par conséquent, l'épaisseur de la neige peut influencer la survie hivernale, la dispersion (Campbell et al. 2005, Kielland et al. 2010), les mouvements quotidiens et les niveaux d'activité de la faune (Fuller 1991, Murray et Boutin 1991).



Lagopèdes Les lagopèdes creusent des tunnels dans la neige pour modifier leur température ambiante et atténuer les conditions de froid extrême (Braun et Schmidt 1971). Les hivers chauds pourraient réduire l'accumulation de neige dans les habitats hivernaux et donc diminuer la condition physique des lagopèdes. En outre, des conditions météo chaudes, dégagées et calmes en hiver semblaient réduire l'activité des lagopèdes et, par conséquent, pouvaient entraver leur recherche de nourriture (Braun et Schmidt 1971).



Original L'original est affecté par une augmentation du manteau neigeux à l'Isle Royale, aux États-Unis (Post et al. 1999). Au cours des années où le manteau neigeux était épais, les originaux étaient trois fois plus souvent tués par les loups que les années moins enneigées, principalement parce que les loups chassaient en plus grandes meutes. Suite à l'augmentation des taux de prédation, l'abondance des originaux a diminué et, après un répit du broutage intensif, la croissance des sapins de sous-bois a augmenté (Post et al. 1999).



Caribou Comme l'original, les populations de caribous pourraient subir une mortalité accrue car les conditions de neige prévues profiteront aux prédateurs au corps plus léger, comme les loups (Gunn et Skogland 1997). Une neige épaisse rend impossible la fuite des caribous face aux prédateurs et les loups pourraient donc augmenter leur efficacité de chasse.

L'accès au fourrage d'hiver, en particulier pour le caribou de la toundra, deviendra probablement plus difficile en raison du réchauffement climatique et des précipitations abondantes, ce qui diminuera la condition physique des caribous (Bergerud 1978, Lee et al. 2000, Weladji et Holand 2003). Les augmentations prévues de la température et des précipitations hivernales entraîneront probablement une augmentation de l'énergie dépensée par les caribous pour creuser afin de trouver de la nourriture à travers un manteau neigeux plus épais (Russell et al. 1993).

Le moment de la fonte des glaces et de la neige au printemps, qui a des implications importantes pour la migration des caribous et le succès de la mise bas (Gunn 1995), pourrait être retardé par l'augmentation des chutes de neige en hiver ou avancé par des printemps plus précoces (Gunn 1995, Weladji et Holand 2003).



Porc-épic Les taux de prédation des porcs-épics semblent fortement liés aux conditions de neige dans l'est du Québec; 95 % des porcs-épics prédatés ont été tués lorsque la neige recouvrait le sol, et les taux de prédation étaient plus élevés les années où les précipitations hivernales étaient plus importantes (Mabille et al. 2010). De même, on a constaté que la prédation et les conditions hivernales difficiles agissent en synergie pour réduire la survie des adultes et le succès de la reproduction à la limite sud de l'aire de répartition du porc-épic (Pokallus et Pauli 2015). La prédation des pékans sur le porc-épic s'est avérée être additive, contrairement à d'autres herbivores tels que les ongulés prédatés par les loups, où la mortalité est principalement compensatoire (Wilmers et al. 2007). Les pékans sont des prédateurs spécialisés du porc-épic et repèrent systématiquement les zones de forte abondance de porcs-épics et tuent de manière opportuniste les porcs-épics qui se déplacent sur le sol pendant les périodes de recherche de nourriture (Powell 1993), indépendamment de la classe d'âge ou de l'état nutritionnel (Mabille et al. 2010). Ainsi, pendant les hivers rigoureux, la pression prédatrice, quels que soient l'âge ou l'état nutritionnel, s'ajoute à la famine et augmente la mortalité hivernale.



Ours polaire Les ours polaires femelles creusent des terriers dans des amas de neige épaisse près de la côte ou en creusant dans la terre et la tourbe. Les variations de température et de précipitations pourraient affecter l'intégrité structurelle de ces tanières (Derocher et al. 2004) en modifiant les propriétés de la neige.

3.6 Saison de croissance/saison sans neige

Les changements climatiques induisent et devraient induire un début plus précoce de la fonte printanière et donc un allongement de la saison de croissance (Hoye et al. 2007). Cela a déjà provoqué une avancée de la floraison et de l'apparition des insectes de 20 jours au cours des dernières décennies dans certaines régions (Hoye et al. 2007). Pour les mammifères herbivores dans les climats saisonniers, le moment de la disponibilité de la nourriture locale, définie au sens large pour englober l'abondance, l'appétibilité et la qualité nutritionnelle, a des conséquences sur des événements critiques du cycle de vie tels que la reproduction, la survie des juvéniles et le gain de masse corporelle saisonnier (Post et Forchhammer 2008). Les mammifères incapables de suivre les changements de la phénologie ou de la composition des plantes peuvent être confrontés à une désynchronisation trophique ou phénologique (Post et Forchhammer 2008, Post et al. 2008).

De nombreuses espèces de l'Arctique muent de façon saisonnière du brun au blanc, de sorte que la couleur du pelage suit la présence de neige (Mills et al. 2013). Pour les prédateurs qui s'approchent de leurs proies comme pour ceux qui les évitent, l'adaptation du pelage à l'environnement de fond présente des avantages évidents (Caro 2005). Les changements climatiques risquent de créer un décalage phénologique entre les changements saisonniers de la couleur du manteau et la période de couverture de neige, car les deux processus ne répondent pas à des facteurs environnementaux similaires. Alors que les changements saisonniers de la couleur du manteau sont probablement régulés par la photopériode, la diminution du nombre de jours avec de la neige au sol est directement liée à l'augmentation de la température dans l'Arctique (McBean et al. 2005).

Des saisons de croissance plus longues peuvent cependant être bénéfiques pour de nombreuses espèces, car elles permettent une plus longue période de recherche de nourriture et une période limitée de stress associée à la température froide.



al. 2008).

Petite oie des neiges La reproduction des oies est fortement influencée par les conditions météorologiques, particulièrement au printemps. Lorsque le printemps est précoce et chaud, la probabilité de pondre des œufs augmente, la ponte est elle aussi précoce et les individus pondent de plus grandes couvées, ce qui se traduit généralement par un effort de reproduction élevé au niveau de la population (Skinner et al. 1998, Reed et al. 2004, Dickey et



En général, la productivité des Bernaches du Canada sera supérieure à la moyenne si la nidification commence à la fin mai dans les parties occidentales et centrales de l'Arctique et au début juin dans l'Arctique oriental (U.S. Fish and Wildlife Service 2019).

Bernache du Canada La Bernache du Canada pourrait être favorisée par une réduction de la couverture neigeuse, en particulier au printemps. En effet, on a constaté que la persistance de la couverture neigeuse réduisait la disponibilité des sites de nidification, retardait l'activité de nidification et entraînait souvent une baisse de l'effort de reproduction et de la productivité.

On s'attend à ce que le réchauffement climatique dans l'Arctique se traduise par des printemps plus précoces et un retard dans l'apparition des conditions hivernales qui affecteront la phénologie des plantes (p. ex. Schwartz et al. 2006, Prowse et al. 2009). Ces changements favoriseront probablement l'expansion de l'aire de répartition de la Bernache du Canada vers le nord. En dehors du nord du Québec, il y a peu de preuves de nidification par les Bernaches du Canada dans l'Arctique nord-américain. En 2013 cependant, Jantunen et al. (2015) ont documenté la nidification réussie d'un couple de Bernaches du Canada dans le nord de l'île de Baffin, à environ 1 200 km au nord du plus proche site connu de nidification régulière de cette espèce dans le nord du Québec. Pour les oies nichant dans l'Arctique, l'étroite fenêtre de temps disponible pour pondre et incuber les œufs et élever les jeunes jusqu'à l'envol est un déterminant majeur de la limite nord de l'aire de reproduction (Jensen et al. 2008). Des conditions climatiques plus douces pourraient donc favoriser une expansion vers le nord des Bernaches du Canada.



Bernache cravant Comme d'autres herbivores migrateurs, la Bernache cravant peut être affectée par l'avancement des saisons de croissance végétative causé par les changements climatiques. Les herbivores migrateurs ont évolué pour faire correspondre le moment de la migration et de l'arrivée dans les zones de reproduction avec la disponibilité optimale des ressources (Sedinger et Raveling 1986, Post et Forchhammer 2008). Les changements dans l'arrivée du printemps pourraient avoir de grandes conséquences sur les dates d'éclosion et la survie et la valeur adaptative des poussins.



Lagopèdes En été, les lagopèdes dépendent des champs de neige persistants pour se cacher, se refroidir et pour recevoir un apport continu de nouvelle croissance végétative à la limite des champs de neige (Martin 2001). Avec l'augmentation de la température et une fonte des neiges plus précoce au printemps, le nombre et l'étendue des champs de neige persistante pourraient être réduits.

Dans le nord du Québec, on prévoit que la date de début de la couverture de neige continue sera retardée de 32 jours d'ici la fin du siècle (Mailhot et Chaumont 2017). Il est possible qu'il y ait un décalage entre la fin de la mue et la couverture de neige en raison des changements climatiques, ce qui augmenterait le risque de prédation des lagopèdes (Imperio et al. 2013).



Ours noir La durée de la saison de croissance s'est allongée au cours des dernières décennies dans le nord du Québec (Charron 2015). Cela suggère que la quantité de ressources végétales disponibles pour l'ours noir a augmenté dans la frange nord de la répartition de l'espèce, ce qui lui aurait permis de se déplacer vers le nord. Les projections climatiques pour la région suggèrent que cette tendance va probablement s'accroître dans le futur (Mailhot et Chaumont 2017). Il doit également être noté que la durée de la période d'hibernation est liée à la disponibilité de la nourriture, à la température et à l'accumulation de neige (Schooley et al. 1994). Comme le réchauffement climatique actuel et prévu au Nunavik allongera la saison sans neige et favorisera une plus grande croissance des plantes, on s'attend à ce que l'habitat de l'ours noir soit plus approprié dans la frange nord de la distribution de l'espèce.



Orignal La fréquence croissante actuelle et prévue des hivers plus courts en raison des changements climatiques est favorable à l'incidence des parasites et des maladies, une source commune de mortalité pour de nombreuses populations d'originaux (Murray et al. 2006). Par exemple, au Canada, la limite nord de la tique d'hiver (*Dermacentor albipictus*) s'est déjà considérablement étendue (Kutz et al. 2009). Les tiques d'hiver peuvent être nuisibles pour les populations d'originaux; dans le nord-est des États-Unis, Jones et al. (2019) ont observé un taux moyen de mortalité des jeunes de 70 % en 2014-2016, qui était lié à trois années consécutives d'épizooties de tiques d'hiver. Dans la forêt Montmorency, juste au nord de Québec, les tiques d'hiver constituent une nouvelle menace pour l'orignal et n'ont été observées que depuis les 5 dernières années (P. Vaillancourt, communication personnelle).



Lièvre d'Amérique Avec la diminution de la durée de la couverture neigeuse due aux changements climatiques, les espèces qui subissent une mue saisonnière risquent d'avoir une couleur qui ne correspond pas à leur milieu. Il a été démontré que c'est effectivement le cas pour le lièvre d'Amérique (Zimova et al. 2014). Une mauvaise correspondance des couleurs peut entraîner un risque de prédation plus important car leur pelage blanc en hiver ne correspondrait pas aux conditions environnementales (Mills et al. 2013, Zimova et al. 2014, Zimova et al. 2016). Dans le Wisconsin (États-Unis) par exemple, la limite sud de l'aire de répartition du lièvre d'Amérique s'est déplacée vers le nord au cours des trois dernières décennies, et Sultaire et al. (2016) indiquent qu'elle est principalement due à une réduction de la couverture neigeuse. Leurs résultats confirment les conséquences sur la survie des différences de couleur du pelage documentées dans les populations méridionales du lièvre d'Amérique ailleurs et suggèrent que les différences phénotypiques associées à un climat hivernal modifié sont un facteur important de la répartition méridionale d'un mammifère adapté à l'hiver (Wilson et al. 2019). En outre, les lièvres d'Amérique présentent une plasticité phénotypique limitée pour le camouflage saisonnier et ne présentent aucune réaction comportementale au décalage des couleurs. (Zimova et al. 2014).



Lièvre arctique Sur l'île d'Ellesmere, dans le Haut-Arctique canadien, l'arrivée précoce de l'hiver a été liée à un très faible nombre de levrauts (Mech 2000). Étant donné qu'avec les changements climatiques, les hivers qui commencent tôt devraient être moins fréquents, il pourrait y avoir un impact positif sur le succès de la reproduction du lièvre arctique. Cependant, il est peu probable que cette situation soit limitante dans le nord du Québec.



Plongeurs Les changements climatiques devraient allonger les saisons de reproduction dans les régions subarctiques et arctiques (Hinzman et al. 2005, Lader et al. 2017). Si les plongeurs sont capables de programmer leur arrivée sur les sites de reproduction selon la disponibilité des eaux libres, cela pourrait engendrer une amélioration de leur succès de reproduction.



Guillemot À Cooper Island, dans le nord de l'Alaska, Divoky (1998) a constaté que les Guillemots à miroir avaient devancé leur saison de reproduction de 4,6 jours en moyenne par décennie entre 1975 et 1995. Il a attribué ce changement à une fonte des neiges plus précoce qui permet aux femelles dans les crevasses de pondre des œufs.

3.7 bouleversement du régime de perturbations

Les écosystèmes terrestres réagissent à différentes variables environnementales et leur maintien dans le temps dépend généralement d'un régime de perturbations naturelles. Certaines forêts boréales, par exemple, dépendent d'un régime d'incendies plus ou moins long pour une régénération efficace des arbres (p. ex. les forêts d'épinettes et de pins), tandis que d'autres sont plutôt sous l'influence d'épidémies d'insectes défoliateurs (p. ex. les forêts de sapins baumier et de mousses). Parce qu'ils se caractérisent par de faibles niveaux de combustibles et sont soumis à des conditions climatiques difficiles (Higuera et al. 2008), les écosystèmes de toundra arbustive et herbacée sont moins fréquemment soumis aux incendies que la forêt boréale (Kasischke et Turetsky 2006). En Alaska, par exemple, les feux de toundra ont été pratiquement absents au cours des 60 dernières années (Rocha et al. 2012). Des études paléoclimatiques ont toutefois montré que cela n'a pas toujours été le cas. En effet, des évidences indiquent que les anciennes zones de toundra dominées par les arbustes brûlaient aussi rapidement que la forêt boréale moderne (Higuera et al. 2008). Les écosystèmes arctiques ont subi des changements au cours des dernières décennies qui pourraient entraîner une augmentation de la récurrence des incendies, notamment une amélioration des conditions climatiques et une augmentation de la couverture d'espèces ligneuses. En conséquence, le nombre d'incendies de toundra enregistrés a augmenté ces dernières années (AICC Alaska Interagency Coordination Center 2014, French et al. 2015, Masrur et al. 2018), brûlant dans certains cas des zones pour lesquelles aucun incendie n'a été observé depuis 5 000 à 10 000 ans (Hu et al. 2010, Chipman et al. 2015, Hu et al. 2015).

Le régime des feux dans la forêt boréale est également influencé par les changements climatiques. La température est le plus important prédictor de la superficie brûlée au Canada et en Alaska, des températures plus élevées étant associées à une augmentation de la superficie brûlée (Duffy et al. 2005, Flannigan et al. 2005). En conséquence, plusieurs recherches ont mesuré une tendance à la hausse de la superficie brûlée au Canada et en Alaska au cours des dernières décennies (Gillett et al. 2004, Kasischke et Turetsky 2006).



Orignal et caribou Une augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies dans les régions arctiques et subarctiques peut également avoir des conséquences sur l'habitat de diverses espèces animales, y compris certains herbivores. Par exemple, Joly et al. (2012) affirment qu'une augmentation de l'intensité des feux pourrait réduire l'habitat hivernal du caribou mais augmenter celui de l'orignal.

En hiver, les caribous se nourrissent principalement de lichens terrestres, dont la croissance peut prendre plusieurs décennies. L'orignal, en revanche, préfère les habitats plus ouverts caractéristiques des premiers stades de succession après une perturbation (Courtois et al. 1998). Une plus grande récurrence des feux limiterait donc l'étendue des habitats où les feux ont été absents pendant plusieurs décennies, tout en augmentant l'étendue des habitats qui sont dans leurs premiers stades de succession (Joly et al. 2012).

3.8 Changement des interactions biotiques

Alors que les changements climatiques auront un impact sur les espèces au niveau individuel, ils auront également un impact sur la chaîne alimentaire reliant les différentes espèces au sein d'un écosystème. L'un des défis auxquels les écologistes sont confrontés aujourd'hui est de comprendre comment les communautés formant une chaîne alimentaire complexe seront réorganisées en fonction des réactions individuelles des espèces aux changements climatiques (Woodward et al. 2010). Des décalages spatiaux ou temporels peuvent séparer des espèces qui interagissaient auparavant (Schweiger et al. 2008, Schleuning et al. 2020), tandis que de nouvelles interactions peuvent apparaître en raison de nouvelles cooccurrences spatiales (Gilman et al. 2010). Dans le Haut-Arctique canadien, par exemple, plusieurs vertébrés de la toundra ont montré peu de réaction au réchauffement climatique, contrairement aux plantes et aux arthropodes (Gauthier et al. 2013). Certaines espèces pourraient migrer plus rapidement que d'autres (Svenning et al. 2014), rompant ainsi la cohérence des réseaux d'interaction. Les interactions trophiques peuvent modifier les effets de perturbations telles que les changements climatiques et transférer des effets à des groupes d'organismes éloignés qui n'auraient pas été touchés autrement (Bruder et al. 2019).



Petite oie des neiges Le long de la côte ouest de la baie d'Hudson, un chevauchement accru, dû au climat, entre les oies nicheuses et les ours polaires arrivant sur le rivage après la rupture des glaces fournit un exemple de décalage trophique. Ce chevauchement accru permet aux ours de se nourrir d'œufs d'oie riches en énergie, ce qui entraîne parfois l'échec généralisé des nids d'oie (Rockwell et al. 2011).



Bernache cravant Le décalage phénologique est particulièrement probable pour les migrants de haute latitude et de longue distance comme la Bernache cravant et d'autres espèces d'oies, car les hautes latitudes se réchauffent plus rapidement que les basses (Visser et Both 2005). En effet, il a été prouvé que la capacité d'adaptation aux changements climatiques varie considérablement selon les espèces d'oiseaux et est souvent associée à la stratégie de migration

d'une population donnée (Ahola et al. 2004, Both et Visser 2005, Tombre et al. 2008, Moe et al. 2009, Van Der Jeugd et al. 2009). Les espèces qui migrent sur de courtes distances entre les zones de reproduction et d'hivernage sont susceptibles de connaître des changements climatiques similaires sur les deux sites, et les migrants qui font plusieurs escales au cours de leur migration peuvent fréquemment rééchantillonner les indices climatiques et réévaluer l'horaire de leur migration. En revanche, les espèces migrant sur de longues distances sans escale sont obligées de se fier exclusivement aux indices climatiques loin des zones de reproduction pour décider du moment de leur migration, et pourraient donc être particulièrement vulnérables aux réchauffements climatiques inégaux à travers l'hémisphère nord (Clausen et Clausen 2013). Ainsi, on s'attend à ce que les espèces qui migrent sur de longues distances, comme la Bernache cravant, arrivent tard, d'un point de vue fonctionnel, dans les zones nordiques de reproduction (Both et al. 2006, Kolzsch et al. 2015, Lameris et al. 2017).



Caribou Dans certaines régions, le début de la saison de croissance des plantes a avancé en réponse au réchauffement, alors que le moment de la mise bas des caribous n'a pas avancé. En conséquence, un décalage trophique s'est développé, et le pic de la demande en ressources par les femelles reproductrices arrive maintenant bien plus tard que le pic saisonnier de disponibilité des ressources, ce qui semble contribuer à réduire la production et la survie des veaux de caribou (Post et Forchhammer 2008).

Limités à l'heure actuelle par la rudesse du climat et l'isolement des populations insulaires, les insectes parasites pourraient devenir plus répandus à mesure que les températures annuelles moyennes de surface continuent d'augmenter (Klein 1999), ce qui pourrait avoir des effets néfastes sur les populations de caribous dans le monde entier.



Lièvre arctique Tel que mentionné dans la section 3.2, le lièvre d'Amérique pourrait bénéficier de la récente expansion des arbustes dans les régions subarctiques. Si c'est effectivement le cas, l'aire de répartition des deux espèces de lièvres pourrait se chevaucher encore davantage, ce qui pourrait avoir des effets néfastes sur le lièvre arctique. Suite à l'introduction du lièvre d'Amérique à Terre-Neuve, la distribution et l'abondance du lièvre arctique ont diminué, probablement parce que les populations de renards roux et de lynx ont augmenté et ont commencé à se déplacer avec les lièvres d'Amérique (Small et Keith 1992). En effet, les lièvres arctiques étaient nettement plus vulnérables que les lièvres d'Amérique à la prédation par les renards : ils étaient tués à un rythme plus élevé et bien que la probabilité de décès avait légèrement augmenté pour les lièvres arctiques au cours d'une période d'essai, elle avait diminué pour les lièvres d'Amérique.



Castor En tant qu'ingénieur des écosystèmes, le castor peut avoir des impacts majeurs sur les écosystèmes riverains et d'eau douce, sur les espèces sauvages qui y vivent ainsi que sur la dynamique du pergélisol. L'arrivée des castors dans les écosystèmes de la toundra marque un point de repère dans la trajectoire des écosystèmes riverains et d'eau douce de l'Arctique. Les castors peuvent perturber la résilience de la toundra en créant des zones humides qui augmentent la température de l'eau en hiver et font dégeler le pergélisol sous et autour des zones nouvellement inondées, créant ainsi un terrain thermokarstique (Tape et al. 2018). Ces changements physiques créent une hétérogénéité accrue des habitats aquatiques, ce qui engendre probablement une augmentation de la diversité biologique, particulièrement pour les espèces d'oiseaux aquatiques.

Les habitants du Nord ont exprimé des inquiétudes quant à la présence accrue des castors dans l'ouest du Nunavik, car ils pensent que les barrages de castors entravent physiquement la migration de l'omble chevalier (M. Neelin, communication personnelle).

3.9 Espèces et maladies émergentes

Les changements climatiques rapides font potentiellement des régions nordiques un point culminant de changements dans les communautés de parasites (Polley et al. 2010). Entre autres, les espèces migratrices sont des véhicules importants pour le déplacement des parasites à travers de vastes zones géographiques munies de conditions environnementales appropriées et d'une disponibilité d'hôtes intermédiaires (Hoberg et al. 2008, Koprivnikar et Leung 2015).



Original L'aire de répartition géographique d'*Onchocerca cervipedis*, un nématode des cervidés arrivé de l'Amérique centrale aux régions boréales de l'Amérique du Nord, atteint maintenant la latitude 66°N dans l'ouest du Canada. Des épidémies et des cas de mortalité associés à des perturbations climatiques ont été signalés pour des espèces de nématodes similaires, comme le *Setaria tundra*, et pourraient devenir un problème émergent pour *O. cervipedis* chez les ongulés de la région subarctique de l'Amérique du Nord (Verocai et al. 2012).



Caribou On a émis l'hypothèse que l'augmentation du nombre d'originaux pourrait entraîner une plus grande densité des populations de loups, ce qui entraînerait une augmentation des taux de prédation sur les caribous menacés (Courtois et Ouellet 2007).

Les effets néfastes des insectes parasites sur les caribous du Haut-Arctique, limités par la rudesse du climat et l'isolement des populations insulaires, pourraient devenir plus fréquents à mesure que les températures annuelles moyennes de surface continuent d'augmenter (Klein 1999).

4. Les impacts des changements climatiques sur les écosystèmes d'eau douce

Les habitats d'eau douce sont souvent naturellement isolés et fragmentés, ce qui signifie que les poissons et autres habitants d'eau douce ne peuvent pas se disperser dans des zones plus appropriées comme le font les animaux terrestres face à des changements tels que ceux induits par le réchauffement climatique. Parmi eux, les espèces de poissons d'eau froide sont supposées être fortement menacées par le réchauffement en raison de leur faible tolérance thermique, de leur distribution limitée et du manque de connectivité entre les systèmes d'eaux de tête qu'elles habitent (Almodovar et al. 2012). Cependant, des travaux récents suggèrent que certains cours d'eau de haute altitude habités par de nombreuses espèces de poissons d'eau froide sont relativement insensibles au réchauffement et peuvent servir de refuges climatiques (Isaak et al. 2016).

Les écosystèmes des lacs et des rivières de l'Arctique canadien seront affectés par les changements climatiques en raison des modifications des régimes thermiques et hydrologiques annuels, modifications qui auront un impact significatif sur les propriétés hydrologiques et limnologiques des systèmes et sur les charges de contaminants. Ces changements environnementaux affecteront à leur tour la biodiversité des eaux douces, y compris les nouvelles espèces potentielles qui se déplacent vers le nord. De nombreux poissons du nord du Canada, dont un grand nombre de salmonidés importants, sont des spécialistes de l'hiver, qui s'adaptent à des périodes prolongées de basses températures, de faible luminosité et de faibles niveaux de nourriture (Shuter et Meisner 1992, Minns et Moore 1995). Cependant, ces adaptations au climat froid laisseront probablement de nombreux poissons arctiques vulnérables aux changements climatiques, car ils entraînent une diminution de la durée de l'hiver et une augmentation de la température des eaux de surface en été, ainsi que d'autres effets cumulatifs, en cascade et synergétiques.

Au Québec, les changements climatiques prévus auront également un impact majeur sur les propriétés physiques des lacs, particulièrement pour les lacs du grand nord (50°N et plus; Bélanger et al. 2017). Les simulations climatiques montrent qu'une augmentation de la température de l'air entraînera une augmentation de la température de l'eau dans les 10 premiers mètres et que l'augmentation de la température aura lieu au début de l'été (Bélanger et al. 2013). Les lacs peu profonds pourraient donc devenir inadaptés aux poissons adaptés au froid au cours du 21^e siècle, tandis que les grands lacs profonds pourraient servir de refuges climatiques pour ces espèces (Bélanger et al. 2013).

Dans le nord du Québec, il existe une relation inverse entre l'altitude et la profondeur des lacs (Belanger et al. 2017), ce qui signifie que les lacs situés dans les régions des monts Torngats et Puvurnituk sont moins profonds.

4.1 Température/stratification de l'eau

L'ampleur des impacts des changements climatiques varie selon les espèces et les régions, mais il est prévu qu'elle soit plus élevée dans les écosystèmes d'eau douce du nord. La température de l'eau des lacs et des rivières devrait augmenter plus rapidement dans les régions nordiques en raison de la réduction de la couverture de glace et de la diminution des effets de l'albédo (Karl et al. 2009). En outre, les caractéristiques morphométriques d'un lac donné sont susceptibles d'influencer sa réponse aux changements climatiques, car elles pourraient influencer sa stratification et sa dynamique thermique (Kraemer et al. 2015).

Dans les régions tempérées, les lacs suivent généralement un patron de renouvellement printanier / stratification estivale / renouvellement automnal / stratification hivernale. La stratification fait référence à un changement de la température du lac le long d'un gradient vertical, et est due à des changements de la densité de l'eau. Au fond, l'eau plus froide et plus dense forme l'hypolimnion, tandis que l'eau plus chaude, moins dense et bien oxygénée se trouve près de la surface, une région appelée épilimnion (**Erreur ! Source du renvoi introuvable..2**). Ces deux régions sont séparées par la région de la thermocline, où la température de l'eau diminue rapidement avec la profondeur. La stratification peut être transitoire ou persistante, variant à des échelles de temps allant de quelques heures à plusieurs décennies. La partition verticale de la colonne d'eau a des implications importantes sur la disponibilité de l'oxygène dissous et des nutriments, ainsi que sur la distribution verticale, la migration et l'alimentation du zooplancton et des poissons (MacIntyre et Melack 2009). Un changement des conditions climatiques affectant le climat local modifiera donc à la fois la structure thermique et le transport vertical par mélange, ce qui à son tour affectera le flux d'oxygène dissous et de nutriments, ainsi que la productivité et la composition des écosystèmes lacustres (Peeters et al. 2002).

Les eaux froides de l'hypolimnion peuvent donc constituer des refuges estivaux pour les espèces d'eau froide dans les lacs plus profonds de leur aire de répartition méridionale. Toutefois, l'allongement de la période de stratification dans certains de ces lacs pourrait entraîner de graves déficits en oxygène à la fin de l'été. Cela pourrait réduire ou éliminer ces refuges, entraînant une diminution de l'abondance des populations locales qui en dépendent (Stefan et al. 2001, Plumb et Blanchfield 2009) et, ultimement, des contractions dans les aires de répartition zoogéographiques de ces espèces (Shuter et al. 2012). Cependant, de nombreux lacs peu profonds ne se stratifient pas en été, ou ne se stratifient que pendant de courtes périodes.

Température et oxygène dissous

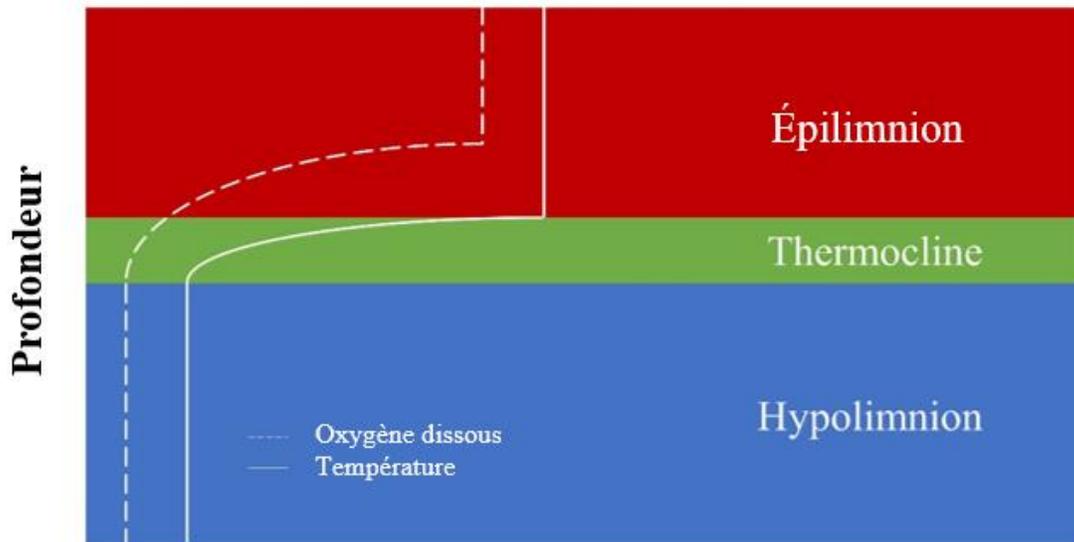


Figure 5.2 Stratification thermique d'un lac. Figure adaptée de Medina et al. (2018).

Parce qu'elles sont des ectothermes (c'est-à-dire qu'elles ne peuvent pas réguler leur température corporelle par des moyens physiologiques) (Moyle et Cech 2004), les espèces de poissons sont très vulnérables aux changements climatiques. Une augmentation des températures mondiales peut affecter les individus de poisson en altérant leurs fonctions physiologiques telles que leur tolérance thermique, leur croissance, leur métabolisme, leur consommation alimentaire, le succès de leur reproduction et leur capacité à maintenir l'homéostasie interne face à un environnement externe variable (Fry 1971). La dispersion et la colonisation subséquente sont très probables, mais seront probablement limitées par les caractéristiques de drainage des bassins versants, et les filtres écologiques et historiques (Tonn et al. 1990). Dans les systèmes de bassins versants qui s'écoulent vers le nord, les augmentations de température sont très susceptibles de permettre à certaines espèces de déplacer leur distribution géographique vers le nord (Reist et al. 2006b).

Les espèces de poissons des régions tempérées peuvent être classées en poissons d'eau froide, d'eau tempérée et d'eau chaude, en fonction de leur préférence thermique (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Parmi les espèces et groupes d'espèces examinés ici, 5 sont classés comme poissons d'eau froide (omble chevalier, touladi, corégone, morue, chabot), et 7 sont classés comme poissons d'eau tempérée (meunier, grand brochet, lotte, doré jaune, touladi, esturgeon jaune, saumon de l'Atlantique). Aucune espèce de poisson d'eau chaude n'a été incluse dans cette étude, mais certaines d'entre elles pourraient migrer vers le nord et constituer une menace sérieuse pour les espèces de poissons d'eau tempérée.

Tableau 2.2 Préférences de température pour certaines des espèces de poissons incluses dans cette revue littéraire.

	Espèce	Température létale supérieure	Température de croissance optimale (adulte)	Température de frai
Eau froide	Ombre chevalier	18.7 – 21.6	11.1 - 16.1	0.5 – 8.3
	Touladi	23.5	10.0 – 14.0	< 6.0 – 14.0
	Corégone	23.9	14.7 – 18.1	< 6.0
	Chabot	NA	5	NA
Eau tempérée	Meunier	26.8 - 27.8	14.1 – 21.2	15.8 – 17.5
	Grand brochet	≈ 29.0	19.0	11.5
	Lotte	27.0	16.6 - 21	1 - 2
	Doré jaune	29.7	22.1	6 - 12
	Ombre de fontaine	25.8	14.4 – 16.1	2.2 – 11.7
	Esturgeon jaune	NA	11.0	≈ 15.0
	Saumon de l'Atlantique	27.8	13.6 – 20.0	2.0 – 10.0



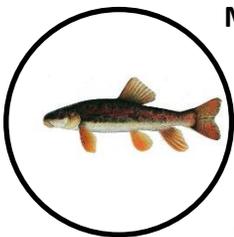
Esturgeon jaune La tolérance thermique maximale de l'esturgeon jaune est incertaine, mais il a été signalé que les températures de l'eau supérieures à 28-30°C sont moins adaptées (Lyons et Stewart 2014). À l'autre extrême, les esturgeons jaunes qui vivent dans les rivières du nord sont capables de survivre à des températures de 0°C pendant une période pouvant aller jusqu'à 6 mois (McDougall et al. 2014a, McDougall et al. 2014b). Les observations sur

le terrain et les tests en laboratoire avec les juvéniles indiquent qu'en général, l'espèce survit et se développe mieux à des températures d'eau tempérée en été, intermédiaires entre les températures plus froides préférées par les salmonidés et les températures plus chaudes préférées par les centrarchidés et les percidés (Scott et Crossman 1973, Wang et al. 1985, Holm et al. 2009).

L'esturgeon jaune est une espèce de poisson menacée à l'échelle régionale qui est sensible aux facteurs de stress environnementaux au cours des premiers stades de sa vie et peut exprimer des modifications comportementales qui affectent sa survie (Wishingrad et al. 2015, Crossman et al. 2018). Entre autres choses, une température de l'eau chaude est connue pour être un facteur de stress pendant les premiers stades ontogénétiques (Van Eenennaam et al. 2005, Zubair et al. 2012, Bates et al. 2014, Dammerman et al. 2016). Par conséquent, une température chaude pendant l'incubation des œufs et pendant le stade d'embryon libre immédiatement

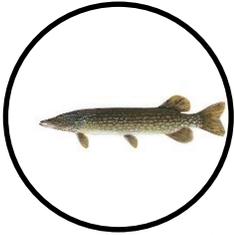
après l'éclosion peut représenter un facteur de stress chronique et peut avoir des effets physiologiques et comportementaux qui influencent la sensibilité des larves à la prédation. Cette sensibilité du développement de l'esturgeon jaune à la température est particulièrement préoccupante compte tenu des changements climatiques actuels, en plus de la surexploitation et de la perturbation de l'habitat qui menacent les populations dans toute l'Amérique du Nord (Ferguson et Duckworth 1997).

Les études intégrant un modèle de distribution des espèces (SDM) prévoient une diminution de l'abondance et de la distribution de quatre espèces d'esturgeons en Europe en raison de la hausse des températures de l'eau (Lassalle et al. 2008, Lassalle et Rochard 2009), ainsi qu'un déclin de l'habitat fluvial thermiquement adapté à l'esturgeon jaune dans le Wisconsin d'ici le milieu du 21^e siècle (Lyons et Stewart 2014). Même si de grandes incertitudes subsistent quant à l'ampleur du déclin des habitats appropriés, les scénarios les plus optimistes prévoient que la quantité d'habitats stressants sera quintuplée (Lyons et Stewart 2014). Malgré cette augmentation substantielle prévue, la plupart des réseaux fluviaux et lacustres devraient avoir des tronçons de rivière en amont ou en aval ou de grands affluents qui resteront thermiquement adaptés à l'avenir selon la plupart des modèles climatiques. Ces zones pourraient servir de refuges thermiques, permettant peut-être aux populations d'esturgeons jaunes d'éviter les températures élevées de l'eau, même si une partie de leur habitat devenait moins adaptée thermiquement. L'esturgeon jaune est très mobile et peut entreprendre de longues migrations de frai à travers les rivières et les lacs (Auer 1999, Knights et al. 2002, Bott et al. 2009, Homola et al. 2012) et même traverser des barrages si des écluses de navigation régulièrement exploitées ou des installations de passage des poissons appropriées sont présentes (Knights et al. 2002, Thiem et al. 2011). Ces attributs suggèrent que l'esturgeon jaune pourrait se déplacer sur de longues distances à partir d'habitats thermiques moins adaptés vers des habitats thermiques plus adaptés au sein d'un réseau.



Meuniers En tant que taxon d'eau tempérée, les meuniers peuvent être vulnérables à l'augmentation de la température de l'air et de l'eau dans leur aire de répartition méridionale. Par exemple, la limite nord de l'aire de répartition du meunier rouge est limitée par la température de l'eau, en raison de l'effet létal des températures froides sur les œufs de l'espèce pendant la période d'incubation (Hamel et al. 1997). Avec l'augmentation de la température de l'eau en réponse aux changements climatiques, la mortalité des œufs pourrait donc être réduite à la limite nord de son aire de répartition, ce qui pourrait avoir un impact sur la dynamique des populations.

Dans l'ensemble, la température préférée des meuniers se situe entre 14,1 et 21,2°C (Cincotta et Stauffer 1984).



Grand brochet Ayant une température optimale pour une croissance maximale qui se situe entre 15 et 18°C (Casselman 1996, Larsson 2005, Larsson et al. 2005), le grand brochet évite activement les températures de surface qui dépassent 25°C. Cependant, dans une grande partie de son aire de répartition, les températures de surface supérieures à 25°C sont très susceptibles de devenir plus fréquentes à mesure que la température de l'air augmente. Dans les lacs moins profonds, les changements de la chimie des lacs associés à l'augmentation de la température auront peut-être pour conséquence que les eaux de fond plus fraîches deviendront anoxiques et que l'habitat approprié du grand brochet sera restreint (Schindler et al. 2008).

À sa limite sud, l'augmentation de la température de l'eau (en particulier dans les lacs peu profonds) peut limiter le potentiel de croissance du grand brochet (Breeggemann et al. 2016), ce qui pourrait entraîner une altération des taux de maturation, de la fécondité et de la condition physique générale (Roff 1984, Shuter et Meisner 1992). Les changements climatiques pourraient également affecter le recrutement et le développement des œufs (Straile et al. 2007, Karjalainen et al. 2015). Étant donné que la dynamique globale des populations pourrait être modifiée, les conséquences de l'augmentation des températures pour le grand brochet à sa limite sud pourraient s'étendre à l'ensemble du réseau trophique en raison de son important rôle de prédateur dans ces écosystèmes (Paukert et Willis 2003). Toutefois, une méta-analyse a révélé que les taux de croissance du grand brochet peuvent présenter des tendances complexes et non linéaires qui varient à de multiples échelles, y compris dans leur interaction avec le climat (Rypel 2012). Les populations de grands brochets vivant à la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce pourraient donc présenter des réponses variables à l'augmentation de la température, ce qui indique une différenciation génétique de la plasticité du développement entre les populations (Sunde et al. 2019).

Comparé à d'autres poissons d'eau tempérée, le grand brochet présente une tolérance relativement bonne aux températures élevées et a une tolérance limite médiane supérieure d'environ 29°C (Casselman 1996). Les effets thermiques létaux directs des changements climatiques sont donc peu probables pour cette espèce. Cependant, la croissance pourrait être affectée par des changements de température convergeant ou divergeant des températures optimales de 22-23°C et 19°C, pour les jeunes et les adultes respectivement (Casselman 1996), ou plus indirectement par des effets sur la disponibilité de la nourriture à travers les impacts sur les populations de proies.



Lotte La maturation du frai de la lotte est fortement liée à la température. Le frai a été observé entre 0 et 4°C (McPhail et Paragamian 2000), mais la maturation du frai était plus rapide lorsque les températures diminuaient rapidement à 1°C (Zarski et al. 2010). Wismer et Christie (1987) ont suggéré une température optimale de frai entre 1 à 2°C.

La spécialisation de la lotte dans des conditions froides et oligotrophiques peut la rendre plus vulnérable aux changements anthropiques. Des températures de l'eau plus chaudes, dues soit au débit des barrages soit aux changements climatiques, ont été constatées dans les populations de lottes en déclin à l'extrémité sud de leur aire de répartition. Certains de ces déclin semblent être dus à des températures de l'eau plus chaudes en été (Jackson et al. 2008). En outre, la lotte est une mauvaise nageuse et pourrait donc être plus vulnérable aux changements climatiques en raison de son incapacité à atteindre les refuges climatiques tels que les cours d'eau surélevés (Walters et al. 2018).



Doré jaune Les modèles climatiques ont prédit que le doré jaune pourrait s'étendre sur une grande partie de son aire de répartition, avec une faible probabilité qu'il s'étende dans les régions du sud de la Saskatchewan, de la Colombie-Britannique et des Maritimes (Chu et al. 2005). Cette expansion du doré jaune dans une grande partie de son aire de répartition et vers le nord est conforme à d'autres études. Par exemple, Van Zuiden et al. (2016) ont prévu que le doré pourrait disparaître des lacs du sud et du centre-sud de l'Ontario au cours du 21^e siècle. En Ontario encore, Shuter et al. (2002) suggèrent que l'habitat thermique approprié pour le doré jaune se déplacera des régions du sud vers les régions du centre et du nord suite aux changements climatiques. Cela pourrait par conséquent déplacer la pêche au doré jaune vers le nord.

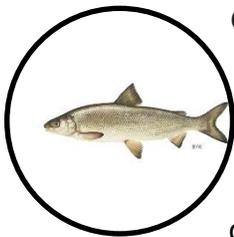
L'augmentation des températures de l'air peut affecter le comportement de frai du doré jaune, car il a tendance à frayer dans des eaux froides (6 - 12°C) et peu profondes (McMahon et al. 1984). Dans les eaux de 6 à 12°C, le taux de survie des œufs du doré jaune varie de 61,5 à 84 %, tandis qu'une baisse à 15 % est observée dans les eaux de 13°C (Koenst et Smith 1976). De plus, les hivers chauds ont favorisé un frai plus précoce pour le doré du lac Érié (May 2015).

Les températures chaudes du printemps et de l'été ont eu un effet positif sur le recrutement du doré jaune dans les Grands Lacs (Honsey et al. 2016). Cependant, une étude multifactorielle a

montré que les effets des changements climatiques sur le recrutement du doré jaune dépendent du comportement spécifique de frai (frai en rivière vs frai en lac) et du stade de vie (juvénile vs. adulte; Jones et al. 2006).

L'augmentation des températures de l'air due aux changements climatiques entraîne des périodes plus longues de stratification des lacs (Winder et Schindler 2004, Adrian et al. 2009), ce qui peut avoir un effet négatif sur la survie du doré jaune en augmentant le stress oxydatif dans l'épilimnion (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**; McMahon et al. 1984).

Ceci étant dit, Galarowicz et Wahl (2003) ont observé que la concordance entre les caractéristiques du cycle biologique et les conditions climatiques au sein des populations de dorés en Amérique du Nord diffèrent selon les zones géographiques qui avaient été colonisées à partir de différents refuges glaciaires. Ces résultats suggèrent que l'adaptation du doré jaune aux conditions climatiques a été le résultat d'une divergence évolutive depuis la dernière glaciation, et fournissent des preuves de la variabilité génétique parmi les populations qui pourraient aider à la résilience du doré jaune face à un climat changeant (Stasko et al. 2012).



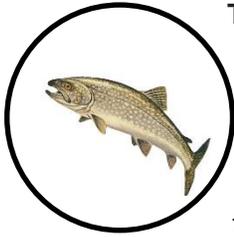
Corégone Des récentes baisses du taux de croissance et de la condition du grand corégone des Grands Lacs ont été documentées (Pothoven et al. 2001, Lumb et al. 2007, Rennie et al. 2010). En effet, les déclinés généralisés et constants de la condition des corégoninés tels que le grand corégone observés dans de grandes régions comme la province de l'Ontario (Rennie et al. 2010) sont révélateurs d'un impact environnemental à grande échelle tel que les changements climatiques (Stenseth et al. 2002). Il a été proposé que le déclin de la condition du grand corégone est probablement un processus «bottom-up», la productivité pélagique annuelle de l'ensemble du lac étant réduite par les températures régionales plus élevées (Rennie et al. 2010). La profondeur de la thermocline et donc le volume épilimnétique des lacs oligotrophes est négativement corrélée avec la température moyenne (King et al. 1999, Keller 2007, Rennie et al. 2009). Les périodes de stratification se sont également considérablement allongées (Winder et Schindler 2004, Jensen et al. 2008, Adrian et al. 2009). Ainsi, un volume réduit pendant une période de stratification plus longue peut entraîner une réduction de la productivité primaire en raison du réchauffement des climats régionaux. Par conséquent, moins d'énergie serait fournie aux deux habitats pélagiques pendant la période stratifiée dans des conditions plus chaudes.

La variabilité du recrutement du grand corégone a été liée aux températures de l'eau et de l'air en automne et au printemps (Christie 1963, Lawler 1965, Freeberg et al. 1990, Brown et al.

1993). Christie (1963) a constaté que les températures froides de l'automne et les températures chaudes du printemps étaient corrélées avec de grandes classes d'âge dans le lac Ontario et que la combinaison inverse produisait des classes d'âge faibles (remarque : "classe d'âge" se réfère à tous les poissons d'une espèce donnée éclos pendant une période de frai annuelle). Un refroidissement rapide à l'automne peut favoriser des concentrations maximales de poissons frayant à une température optimale de l'eau (généralement en dessous de 6°C; Hooper et al. 2001) et donc de meilleures chances de réussite des frayères (Christie 1963). Avec les augmentations observées et prévues de la température automnale, la période de mise en gage du grand corégone pourrait avoir lieu plus tard au cours de l'automne (Lyons et al. 2015).

Les approches de modélisation bioénergétique suggèrent que, parce que le grand corégone et d'autres espèces de poissons sont capables de thermoréguler leur comportement, leur croissance devrait augmenter avec des habitats thermiques plus chauds, si les proies ne deviennent pas limitantes. En revanche, si les proies deviennent limitantes, la croissance devrait diminuer (Kao et al. 2015). Ces résultats suggèrent que les changements dans la disponibilité des proies associés aux changements climatiques peuvent être aussi importants, sinon plus, que les changements dans les habitats thermiques pour la croissance des poissons (Collingsworth et al. 2017).

Les modèles de distribution du grand corégone prévoient la disparition d'un grand nombre de lacs d'ici le milieu du 21^e siècle dans le centre et le sud de l'Ontario. Néanmoins, de nombreux lacs avec des habitats appropriés seront disponibles dans le grand nord de l'Ontario (Edwards et al. 2016). Il est également prévu que la répartition des ciscos se déplace vers le nord et diminue dans une grande partie de leur étendue méridionale en réponse aux changements climatiques (Jacobson et al. 2010, Sharma et al. 2011, Fang et al. 2012, Van Zuiden et al. 2016). Les ciscos préfèrent les températures froides de l'hypolimnion et sont stressés lorsque les niveaux d'oxygène dans cette couche sont épuisés, puisque cela les oblige à se déplacer vers des eaux chaudes qui ne sont pas adaptées à leur croissance, leur survie ou leur reproduction (Aku et al. 1997, Ficke et al. 2007). Dans son aire de répartition méridionale, le cisco est déjà en voie de disparition en raison des changements climatiques et de l'invasion d'éperlans arc-en-ciel d'eau froide (*Osmerus mordax*, une espèce nord-américaine de la famille des Osméridés; Sharma et al. 2011, Fang et al. 2012, Jiang et al. 2012). En outre, l'enrichissement des lacs en nutriments par l'agriculture favorise l'eutrophisation (Carpenter et al. 1998), ce qui limite davantage la conservation d'habitats appropriés pour le cisco (Jacobson et al. 2012).



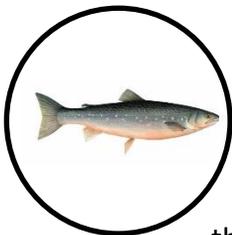
Touladi La température affecte l'activité, le métabolisme, l'alimentation, la croissance et la reproduction des touladis, la sensibilité variant selon l'âge, la taille et la saison. Dans les expériences de laboratoire, la survie des alevins est réduite par les températures chaudes (0% de survie à 13°C) et les truites adultes montrent une nette préférence pour les températures froides (niche thermique préférée de $10 \pm 2^\circ\text{C}$; Magnuson et al. 1990, Grande et Andersen 1991). Bien que la préférence classique du touladi pour les températures froides puisse être différente dans les petits lacs (Sellers et al. 1998, Morbey et al. 2006), on considère que le touladi a une tolérance thermique étroite et une forte affinité pour l'eau froide (Reist et al. 2006b).

Des observations sur le terrain ont montré que l'habitat du touladi est limité en surface par une température inférieure à 12 à 15°C, et en profondeur par une concentration en oxygène supérieure à 4 ou 6 mg/L (Plumb et Blanchfield 2009). Ainsi, bien que les lacs d'eau profonde très froide continueront probablement à fournir un habitat approprié pour le touladi, les changements climatiques entraîneront probablement la disparition des populations locales qui n'ont pas accès à des refuges d'eau froide. Dans le nord de l'Ontario, l'augmentation des températures des lacs de fond a entraîné la perte de touladis juvéniles (Gunn 2002). Les 20°C enregistrés au lac Gullrock (nord-ouest de l'Ontario, 50,97°N 93,62°W) au cours de l'été 1998 ont été désignés comme la principale cause de cette disparition, car le touladi préfère une température de 10 à 13°C (Martin et Olver 1980), et les températures létales supérieures mesurées en laboratoire varient entre 23,5 et 25,9°C (Gibson et Fry 1954, Grande et Andersen 1991).

L'augmentation de la température de l'eau et l'allongement de la période de stratification peuvent diminuer les concentrations d'oxygène hypolimnétique, ce qui entraîne une augmentation de la fréquence des eaux anoxiques. Cela entraînera sans aucun doute une réduction de la quantité d'habitats adéquats disponibles et de l'abondance des populations de touladi dans de nombreux lacs canadiens (Fang et Stefan 1998, King et al. 1999, Shuter et Lester 2004). Par exemple, MacKenzie-Grieve et Post (2006) ont montré qu'une augmentation de la température de 2°C entraînerait une diminution de l'habitat thermique et de la récolte potentielle du touladi dans les lacs du sud du Yukon. Pendant le frai d'automne, lorsque l'hypolimnion n'existe plus, l'augmentation de la température pourrait être encore plus préjudiciable et provoquer une diminution massive de la survie à l'éclosion des embryons du touladi (Casselman 2002). Les changements de la température de l'eau affectent également le comportement du touladi. Les années plus fraîches, il a tendance à manger de plus grandes proies provenant des régions côtières peu profondes, ce qui entraîne une croissance plus élevée et une meilleure condition que les années plus chaudes, où les poissons mangeaient plus de petites proies provenant des régions en eaux profondes (Guzzo et al. 2017). Cela suggère que

les impacts du réchauffement sur les écosystèmes aquatiques peuvent s'étendre du niveau de l'individu à celui de la chaîne alimentaire.

Les effets projetés des changements climatiques sur le touladi comprennent une réduction des habitats thermiques qui sera associée à des réductions de la reproduction, de la croissance et de la survie pour les populations du sud et les populations du nord vivant dans des lacs peu profonds (Jansen et Hesslein 2004, Mackenzie-Grieve et Post 2006, Reist et al. 2006b), ainsi qu'une réduction de l'habitat le long des limites sud des distributions zoogéographiques du touladi (Gunn et al. 2004). Par exemple, des modèles simulant l'impact d'une augmentation de 3°C des températures épilimnétiques de juillet sur les jeunes touladis de l'année vivant dans un lac arctique peu profond (lac Toolik, Alaska) prédisent la décimation de tous les jeunes de l'année au terme de leur premier été, car les augmentations potentielles de la productivité primaire dues à des températures de l'eau plus élevées et à un ruissellement accru sont masquées par des taux métaboliques et des besoins alimentaires des touladis 10 fois plus élevés (McDonald et al. 1996). En combinant les scénarios de changements climatiques avec les taux de dispersion des espèces envahissantes et les interactions interspécifiques avec l'achigan à petite bouche, Sharma et al. (2009) ont prévu que 20 % des populations de touladi en Ontario pourraient devenir vulnérables d'ici 2050 (contre 1 % au cours de la période de référence).



Omble chevalier La prévision des impacts climatiques généraux sur l'omble chevalier est compliquée en raison de la différenciation prononcée de la morphologie et du cycle de vie des populations d'omble chevalier, de l'utilisation combinée des habitats marins et d'eau douce par les populations diadromes, et de la complexité des impacts climatiques sur les régimes thermiques et la productivité des eaux arctiques (Reist et al. 2006b). De plus,

l'augmentation de la température de l'eau pourrait avoir des conséquences variables sur les populations d'ombles chevaliers selon (1) si la température de l'eau qui en résulte est inférieure ou supérieure à la température optimale pour la croissance, (2) la manière dont la production de proies est affectée par la température, (3) le stade de vie qui est le plus touché par les changements climatiques (p. ex. la température létale supérieure pour les œufs est inférieure à celle des autres stades de vie, mais les températures printanières sont également plus froides), (4) si les microhabitats d'eau froide sont conservés ou non, et (5) si d'autres espèces de poissons sont présentes (Elliott 1982, Reist et al. 2006b, Elliott et Elliott 2010, Finstad et al. 2011).

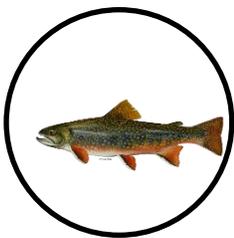
Bien que le réchauffement climatique soit susceptible de profiter à certaines populations d'ombles chevaliers du nord, il est probable qu'il entraîne un déclin important de nombreuses populations du sud (Reist et al. 2006b), en particulier dans les lacs peu profonds et de faible altitude, car les poissons peuvent être incapables d'éviter les températures néfastes en se

déplaçant vers des eaux hypolimnétiques tempérées (Lehtonen 1998). L'augmentation de la température due aux changements climatiques éliminera les habitats thermiques appropriés, provoquera l'enclavement des populations diadromes et entraînera une concurrence accrue avec les poissons adaptés aux eaux plus chaudes dans une grande partie de l'aire de répartition de l'omble chevalier dans le sud (Reist et al. 2006b). Des preuves de la diminution de l'abondance des populations se trouvant à la limite méridionale de l'aire de répartition de l'espèce ont déjà été observées (Winfield et al. 2010). Cependant, dans les eaux où les températures sont inférieures à la plage optimale pour l'omble chevalier (12-16°C; tableau 2.2), on s'attend à ce que les augmentations de la température de l'air augmentent l'étendue des habitats thermiques appropriés dans les lacs profonds et stratifiés, ce qui entraînera une croissance et une smoltification accrues et, par conséquent, un meilleur recrutement (Johnson 1980, Power et al. 2000).

L'augmentation potentielle des précipitations peut également avoir des effets positifs sur la croissance et la survie des ombles anadromes, en augmentant la disponibilité des aliments grâce à l'augmentation de la charge en nutriments et en améliorant les refuges hivernaux grâce à la liaison des flux de surface et des eaux souterraines (Power et al. 2000).

Les températures printanières élevées et l'accélération de la débâcle peuvent avoir des effets négatifs sur les populations qui migrent avec la débâcle (Nilssen et al. 1997). Dans le fleuve Fraser (près de Nain, au Labrador), la débâcle se produit généralement à la fin avril ou au début mai (Dempson et Green 1985) et serait bien avancée, tout comme la migration vers la mer, les années où les températures sont supérieures à la normale en mai.

Sur la base de modèles de distribution des espèces, Chu et al. (2005) ont prévu une diminution de 63 % de la distribution de l'omble chevalier au Canada d'ici 2050, compte tenu des modèles de températures et de précipitations prévues. De même, Gerdeaux (2011) a prévu une réduction de la qualité des habitats en France pour l'espèce.



Omble de fontaine L'omble de fontaine, également appelé truite mouchetée, est un poisson d'eau froide, dont la répartition géographique est fortement contrainte par les températures estivales maximales (Meisner 1990, Keleher et Rahel 1996). Dans les parties centrale et méridionale de son aire de répartition, des études ont montré que les températures estivales chaudes et les faibles débits des cours d'eau sont stressants. Ces conditions ont induit de faibles taux de croissance (Carlson et al. 2007) et de faibles taux de consommation de proies (Sotiropoulos et al. 2006) en raison de la faible disponibilité des proies dans ces conditions. Ces résultats sont

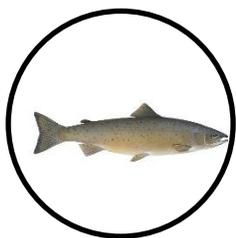
importants étant donné l'augmentation prévue des températures estivales et la variabilité accrue des flux (en particulier la fréquence accrue des sécheresses) prévue sur de grandes portions de l'aire de répartition actuelle de cette espèce (Moore et al. 1997, Huntington et al. 2009).

À la limite nord de son aire de répartition, les températures extrêmes ont été liées à une importante mortalité de l'omble de fontaine. Par exemple, une mortalité accrue a été observée après qu'un lac des basses terres de la baie d'Hudson en Ontario ait enregistré des températures de surface supérieures à 20°C, dépassant de près de 10°C la valeur moyenne (Gunn et Snucins 2010). Cette période de chaleur inhabituelle s'est traduite par une température de l'air supérieure à 30°C ainsi que par des conditions de stratification thermique inhabituelles. Toutefois, en dessous d'un certain seuil, une température de l'eau plus élevée pourrait être bénéfique pour l'omble de fontaine, principalement en raison d'une croissance accrue au printemps et à l'automne. Les modèles bioénergétiques ont prévu qu'au-dessus d'un seuil de 2°C d'augmentation de la température de l'eau, la croissance serait limitée par la disponibilité de la nourriture, car une augmentation de 15 à 20 % de la consommation alimentaire serait nécessaire pour maintenir les taux de croissance actuels avec une augmentation de 2°C, et une augmentation de 30 à 40 % pour une augmentation de 4°C (Ries et Perry 1995).

À la limite sud de la distribution de l'espèce, les températures estivales plus élevées stresseront de plus en plus les populations d'omble de fontaine et entraveront les efforts de rétablissement de cette espèce (Isaak et al. 2012). Par exemple, les températures élevées pendant l'été ont considérablement réduit les taux de survie de l'omble de fontaine dans presque toutes les classes de taille dans un réseau de cours d'eau de l'ouest du Massachusetts (Xu et al. 2010). Cependant, d'autres variables environnementales associées aux changements climatiques (débits estivaux extrêmement faibles) n'ont influencé que des classes de taille spécifiques dans un habitat spécifique (Xu et al. 2010). L'augmentation des températures en été a également été corrélée avec un retard de la fraie et une réduction du nombre total de nids construits pour l'omble de fontaine dans un lac de montagne au nord de l'État de New York (Warren et al. 2012). Les ombles de fontaine qui fraient dans un lac choisissent les sites de nidification en fonction de la présence d'eaux souterraines qui se déversent et dont la température est relativement constante d'une année à l'autre, ce qui entraîne des temps d'incubation des œufs relativement constants (Curry et al. 1995b). Par conséquent, un frai retardé est susceptible de retarder l'émergence des alevins, ce qui pourrait influencer la synchronisation de l'émergence avec les proies.

L'omble de fontaine présente une remarquable plasticité d'habitat. En effet, il vit dans des habitats fluviaux d'eau douce, lacustres, ainsi que marins (Jardine et al. 2005, Spares et al. 2014). Au sein des masses d'eau, l'omble de fontaine peut également modifier ses schémas d'activité ou l'utilisation de son habitat en fonction des conditions environnementales telles que le risque de prédation, la disponibilité de nourriture ou la thermorégulation (Curry et al. 1997, Goyer et al. 2014). Dans les habitats lacustres (Cote et al. 2020), les ombles de fontaine adultes présentaient un comportement complexe et variable, notamment des tendances à adopter un comportement diurne et une utilisation étendue de l'habitat sur une large gamme de températures de l'eau, de niveaux de lumière et de couvertures de glace. Cette aptitude de l'omble de fontaine suggère une forte capacité d'adaptation à son environnement saisonnier variable (Cote et al. 2020), ainsi que, dans une certaine mesure, à l'évolution des conditions climatiques. En fait, la performance thermique de l'organisme entier a été grandement augmentée par l'acclimatation, ce qui suggère que les populations d'omble de fontaine pourraient avoir un certain degré de plasticité pour faire face au stress thermique imposé par les changements climatiques. Cependant, les populations et les souches localisées auront une capacité différente à faire face à ces facteurs de stress thermique, selon les régimes thermiques historiques qu'elles ont connus au cours des périodes ancestrales et contemporaines (Stitt et al. 2014).

Un modèle climatique développé par Chu et al. (2005) a prédit une diminution de 49% de la distribution de l'omble de fontaine d'ici 2050. L'aire de répartition de l'espèce pourrait se déplacer dans deux directions, vers le nord-est en s'éloignant du centre du Canada vers la région Québec-Labrador et vers l'ouest en direction de la Colombie-Britannique (Chu et al. 2005). En 1990, Meisner a prédit que l'omble de fontaine pourrait disparaître des zones les plus méridionales de son aire de répartition naturelle du nord-est des États-Unis, en raison d'une augmentation prévue de 3,8°C de la température de l'eau. Toutefois, un exercice de modélisation plus récent dans l'est des États-Unis, à haute altitude, a prédit un degré élevé de variabilité spatiale et temporelle de la température future des cours d'eau, ce qui a donné lieu à une évaluation complexe de la vulnérabilité des habitats d'eau froide (Merriam et al. 2017). Notamment, Merriam et al. (2017) ont prédit qu'il n'y aurait aucune diminution de l'habitat disponible pour l'omble de fontaine à la fin du 21^e siècle (c'est-à-dire entre 2091 et 2100). Ce résultat s'explique par l'effet de refroidissement du débit des cours d'eau sur la température de l'eau, qui devrait compenser pour l'augmentation causée par les températures élevées de l'air.



Saumon atlantique Pour les salmonidés comme le saumon atlantique, la température est une variable essentielle de l'habitat pour maintenir des populations saines (Daigle et al. 2015). Les projections climatiques révèlent que l'occurrence et la durée des épisodes de température élevée de l'eau dans les rivières à saumon de l'est du Canada entraîneront une demande accrue de refuges thermiques chez les populations de salmonidés (Daigle et al. 2015). En outre, il existe un large consensus sur le déplacement vers le nord de la répartition du saumon atlantique en réponse aux changements climatiques (Plante et Downing 1993, Ishida et al. 2001, Jansen et Hesslein 2004). Certaines observations récentes confirment cette tendance dans les habitats marins et d'eau douce (Power et Power 1994, Minns et Moore 1995, Friedland et al. 1998, Friedland et al. 2000, Holm et al. 2000, Rikardsen et al. 2008, Jonsson et Jonsson 2009).

Dans son aire de répartition septentrionale, l'augmentation prévue de la température aura un impact positif sur la survie du saumon atlantique en hiver. La période hivernale est considérée comme un goulot d'étranglement critique pour le saumon dans les habitats d'eau douce (Cunjak et al. 1998). Les conditions difficiles pendant l'hiver sont corrélées à l'épuisement des réserves d'énergie et à une survie plus faible, en particulier pour les stades juvéniles (Gibson et Myers 1988, Metcalfe 1998, Zydlewski et al. 2005). Le relâchement de cette contrainte avec les changements climatiques pourrait permettre à cette espèce de survivre et de se propager au nord de son aire de répartition historique.

4.2 Apports de carbone organique dissous

Bien que l'augmentation des températures de l'air ambiant puisse avoir un impact direct sur la structure thermique, les plus grandes influences des changements climatiques sur les caractéristiques des habitats d'eau douce seront probablement dues à l'altération des processus biogéochimiques qui affectent les apports terrestres de carbone organique dissous (COD). Le COD est le principal déterminant de la clarté de l'eau et de la profondeur de l'épilimnion dans les petits lacs oligotrophes (moins de 500 ha) (Fee et al. 1996, Schindler et al. 1997, Keller et al. 2006) typiques de ceux que l'on trouve dans les régions tempérées du nord de la forêt boréale. Le COD peut provenir à la fois des eaux lacustres (autochtone; COD provenant du lac lui-même) et des eaux externes au lac (allochtone; COD provenant d'un apport d'eau externe), mais c'est la fraction allochtone qui est la plus colorée (Cuthbert et Delgiorgio 1992, Schindler et Gunn 2003). Le COD coloré produit dans les bassins versants terrestres atténue la lumière par l'absorption de l'énergie solaire, qui à son tour affecte la teneur en chaleur des parties supérieures de la colonne d'eau. Le déterminant le plus important des concentrations en COD des lacs dans une grande partie de l'hémisphère nord est la proportion du bassin versant dominée par les tourbières (Stasko et al. 2012).

La grande influence du COD sur les propriétés optiques et la structure thermique des lacs en fait donc un facteur primordial à prendre en compte lorsqu'on essaie de prévoir l'effet que les changements climatiques auront sur les poissons d'eau douce. Par exemple, des saisons sans glace plus longues entraîneront probablement un appauvrissement accru de l'oxygène dissous en fin de saison dans les eaux de fond des lacs plus profonds (DeStasio et al. 1996) avec quelques pertes d'habitat approprié pour les sténothermes froids. Un résumé des principaux effets que la modification des concentrations de COD aura sur les principales caractéristiques de l'habitat des poissons est présenté dans le tableau 2.3.

On a constaté une augmentation générale du COD dans les systèmes aquatiques au cours des dernières décennies dans l'est de l'Amérique du Nord et dans de grandes parties de l'Europe septentrionale et centrale, qui peut être attribuée à la fois à l'évolution des conditions météorologiques et au rétablissement généralisé suite à l'acidification anthropique (Driscoll et al. 2003, Miettinen et al. 2005, Monteith et al. 2007, Parker et al. 2009). Cela est très probablement dû à l'augmentation des températures, qui fait augmenter les taux de décomposition dans les zones humides et les sols forestiers qui, par conséquent, produisent plus de matière organique disponible pour l'exportation à partir du bassin versant (Freeman et al. 2001, Keller 2007), ainsi qu'à l'augmentation des précipitations qui augmente les taux d'exportation du COD (Andersson et al. 1991, Hinton et al. 1997).

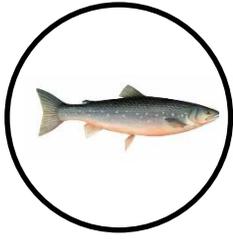
Tableau 2.3 Résumé des principaux effets de la modification des concentrations de COD sur les principales caractéristiques de l'habitat des poissons. Modifié de Stasko et al. (2012).

Caractéristique d'habitat	Augmentation du COD	Diminution du COD
Structure thermique	<ul style="list-style-type: none"> • Thermocline moins profonde • Température épilimnion plus élevée • Température hypolimnion moins élevée 	<ul style="list-style-type: none"> • Thermocline plus profonde • Augmentation du réchauffement hypolimnétique • Conditions isothermiques possible avec stratification (particulièrement en lac clair et peu profond)
Oxygène	<ul style="list-style-type: none"> • Épuisement hypolimnétique dû à une stratification plus longue (consommation par respiration) et une période plus courte de mélange printanier 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation en profondeur dû à plus de mélange en profondeur, malgré que l'eau plus chaude de l'épilimnion contient moins d'oxygène dissous
Clarté visuelle	<ul style="list-style-type: none"> • Environnement visuel plus sombre • Couverture de macrophytes moins étendue • Pénétration UV et radiation photosynthétique active moins profonde • Réduction de production de biomasse benthique 	<ul style="list-style-type: none"> • Environnement visuel plus clair • Couverture de macrophytes plus étendue • Pénétration UV et radiation photosynthétique active plus profonde • Augmentation de production de biomasse benthique
Toxicité des contaminants	<ul style="list-style-type: none"> • Protection accrue contre les métaux et polluants xénobiotiques organiques par complexation moléculaire et changement physiologique de la chimie des membranes branchiales 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicité accrue des métaux et augmentation de la bioaccumulation de polluants xénobiotiques organiques

Comme le résume le tableau 2.3, des apports plus élevés de COD produisent des lacs plus sombres avec des thermoclines moins profondes et un hypolimnion plus froid en raison d'une réduction de la profondeur à laquelle l'énergie solaire peut pénétrer (Fee et al. 1996, Snucins et Gunn 2000). Le réchauffement des eaux de surface induit par le COD peut également réduire les niveaux d'oxygène dans l'hypolimnion des lacs sombres en provoquant une stratification des lacs au début du printemps avant que le mélange ne puisse reconstituer les eaux profondes appauvries en oxygène (Wissel et al. 2003) et en encourageant la respiration bactérienne (Arvola et al. 1996).

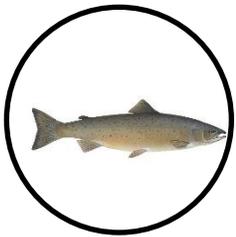
Bien que l'on pense souvent que des températures de l'air plus élevées entraîneront une diminution de l'habitat des espèces d'eau froide en réchauffant la colonne d'eau, les modèles actuels et les observations sur le terrain suggèrent que l'assombrissement des eaux des lacs atténuera généralement cet effet et entraînera plutôt un plus grand volume d'habitat d'eau froide et des températures d'hypolimnion plus basses malgré un épilimnion plus chaud (Snucins et Gunn 2000). Bien sûr, il y aura une certaine disparité entre les lacs, et cet effet tampon ne durera pas si la température continue d'augmenter. Ces modèles supposent que si les espèces d'eau chaude et d'eau tempérée bénéficient d'une expansion de leur habitat grâce à une plus grande épaisseur et à des températures plus élevées de l'épilimnion, les poissons d'eau froide auront la capacité de se déplacer plus profondément dans les eaux hypolimnétiques fraîches dont les températures dans les lacs stratifiés saisonnièrement sont déterminées par les conditions de renouvellement printanier et ne sont donc pas affectées par la clarté de l'eau (Stefan et al. 1996). Cependant, les eaux plus profondes ne sont souvent pas disponibles dans les petits lacs et même si elles le sont, de plus longues périodes de stratification peuvent prolonger la période d'appauvrissement en oxygène et de limitation de nourriture pour les prédateurs d'eau tempérée lorsque les espèces proies pélagiques ne sont pas présentes.

Les avantages de l'augmentation du volume de l'habitat d'eau froide avec l'augmentation du COD (via des thermoclines moins profondes) doivent également être considérés à la lumière des coûts engendrés par une plus grande anoxie due à une stratification estivale prolongée (Stefan et al. 1996, Magnuson et al. 1997). Dans les lacs où l'anoxie empêche l'habitation par les poissons, les espèces d'eau froide ne pourront pas rester dans les refuges thermiques profonds et pourraient être forcées d'endurer les coûts énergétiques liés à de fréquentes incursions dans un habitat thermique sous-optimal, mais bien oxygéné (Pothoven et al. 2009, Roberts et al. 2009, Brandt et al. 2011).



Omble chevalier L'augmentation de la production primaire terrestre due au climat devrait augmenter la production primaire dans les lacs et, à terme, réduire la prévalence de l'anadromie dans les populations d'omble chevalier (Finstad et Hein 2012). En effet, les ombles migrent vers les environnements marins en raison de leur plus grande productivité. Si les habitats d'eau douce deviennent plus productifs en raison de l'augmentation des apports de COD, les avantages de la migration vers les régions marines pourraient être annulés.

L'augmentation potentielle des précipitations prévue pour le nord du Québec (Mailhot et Chaumont 2017) pourrait également avoir des effets positifs sur la croissance et la survie des ombles anadromes en augmentant la disponibilité de leur nourriture grâce à une meilleure charge en nutriments et en améliorant les refuges d'hiver en reliant les flux de surface et d'eau souterraine (Power et al. 2000).



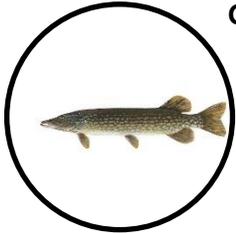
Saumon atlantique Les rivières de la baie d'Ungava deviendront peut-être plus productives en raison de l'augmentation de la température et des apports de COD, et il est donc probable que le nombre de saumons augmente. Les rivières qui ont actuellement de grandes montaisons de saumons deviendront probablement plus productives (p. ex. les rivières George, Koksoak et Whale) et connaîtront donc une augmentation de l'abondance des saumons (Power 1990). Une telle colonisation, cependant, se fera probablement au détriment des populations d'ombles chevaliers qui vivent actuellement dans les rivières en raison de la concurrence entre les deux espèces.

4.3 Disponibilité de l'oxygène

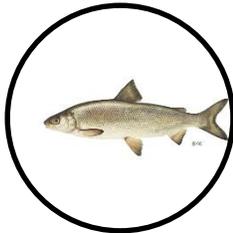
L'oxygène biologiquement disponible (dissous) est beaucoup moins concentré dans l'eau que dans l'air (Moyle et Cech 2004). Des concentrations d'oxygène dissous de 5 mg/L ou plus sont acceptables pour la plupart des organismes aquatiques (Stickney 2000), tandis que des concentrations inférieures à 2-3 mg/L sont considérées comme hypoxiques (Doudoroff et Warren 1965, Kalff 2000).

La solubilité de l'oxygène dans l'eau a une relation inverse avec la température de l'eau. Étant donné que le taux métabolique aérobie de la plupart des organismes aquatiques à sang froid augmente avec la température, une augmentation de la température diminue à la fois l'approvisionnement en oxygène biologique disponible et augmente la demande biologique en

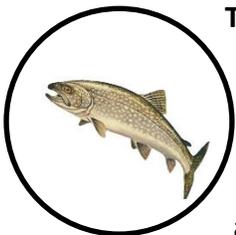
oxygène (Kalff 2000). Les poissons exposés à des températures d'eau élevées (p. ex. en raison des changements climatiques) peuvent être confrontés à une "compression de l'oxygène", c'est-à-dire que la diminution de l'approvisionnement en oxygène ne peut pas répondre à l'augmentation de la demande (Kalff 2000).



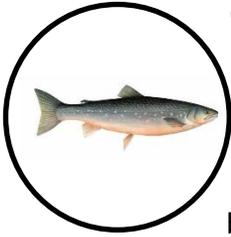
Grand brochet Le grand brochet est peu susceptible de rencontrer des problèmes d'anoxie en eau profonde, principalement parce qu'il est un prédateur essentiellement côtier (Chapman et Mackay 1984).



Corégones Les populations de cisco ne peuvent persister que si un habitat d'eau froide bien oxygénée est disponible, car il préfère les lacs plus grands et plus profonds dans les régions géographiques plus fraîches. Ces conditions sont nécessaires à la croissance et à la reproduction du cisco (Rudstam et Magnuson 1985, Jacobson et al. 2010, Fang et al. 2012), et donc au maintien d'une population viable. Avec les changements climatiques prévus pour augmenter les températures de l'eau et diminuer les concentrations d'oxygène dissous hypolimnétique, les mortalités de ciscos à la fin de l'été peuvent être exacerbées, entraînant des pertes dévastatrices de populations de ciscos dans les parties méridionales de leur aire de répartition (p. ex. Jacobson et al. 2010, Sharma et al. 2011).



Touladi Comme il se nourrit principalement en eaux profondes, le touladi est susceptible de rencontrer de faibles concentrations d'oxygène causées par l'augmentation de la température de l'eau (Jansen et Hesslein 2004). Le touladi est connu pour être intolérant à un faible taux d'oxygène, avec une limite inférieure d'oxygène dissous pour les juvéniles d'environ 2 mg DO/L (Sellers et al. 1998), et une concentration d'oxygène privilégiée supérieure à 4 ou 6 mg/L (Plumb et Blanchfield 2009).



Omble chevalier Les fluctuations accrues de l'eau et les niveaux élevés d'évapotranspiration, deux conséquences des changements climatiques, pourraient entraîner des pertes d'habitat dans les eaux arctiques peu profondes et non stratifiées. Conjugués à l'augmentation du rayonnement UV due à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique, ces effets feront probablement baisser les concentrations d'oxygène dissous dans les lacs stratifiés subarctiques (Magnuson et al. 1997, Rouse et al. 1997, Gunn 2002).

4.4 Phénologie de la glace / durée de la saison de croissance

Il a déjà été démontré que les changements climatiques se traduisent par des modifications des systèmes hydrologiques, dont l'un des effets les plus spectaculaires est la diminution de la durée de la couverture de glace dans certains lacs (Robertson et Gilchrist 1998, Magnuson et al. 2000, Futter 2003, Hodgkins et al. 2003, Duguay et al. 2006, Hayhoe et al. 2007, Huntington et al. 2009). En effet, des tendances généralisées vers des saisons sans glace plus longues ont été observées au cours des 150 dernières années à travers l'Amérique du Nord (Magnuson et al. 2000) et plus régionalement dans le nord du Québec.

Les impacts prévus des changements climatiques sur les lacs arctiques suggèrent que, globalement, la productivité de ces systèmes limités augmentera très probablement en raison d'une saison de croissance sans glace plus longue et de charges en nutriments plus élevées. Cela pourrait par conséquent avoir un impact sur le comportement des poissons (Reist et al. 2006b). Les espèces facultativement anadromes présenteront peut-être un comportement progressivement moins anadrome si, au fil du temps, les avantages de rester dans les systèmes d'eau douce l'emportent sur les avantages de migrer vers les zones côtières pour se nourrir en été. Cela a été le cas pour l'omble chevalier lorsque l'approvisionnement alimentaire en eau douce a été augmenté de manière expérimentale (voir section 4.2; Nordeng 1983). Cependant, l'augmentation de la production estuarienne pourrait éventuellement neutraliser toute tendance à réduire l'anadromie facultative en réponse à l'augmentation de la production d'eau douce (Reist et al. 2006b). La diminution de la durée de la couverture de glace réduira aussi progressivement l'avantage compétitif des espèces spécialistes des conditions hivernales sur les espèces eurythermiques (Portner 2006), engendrant à la fois la diminution de leur abondance locale et la contraction de leurs aires de répartition méridionales (Finstad et al. 2011, Helland et al. 2011, Ulvan et al. 2012).

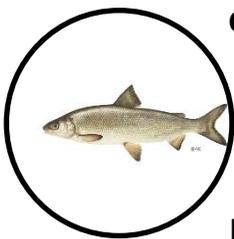
Les changements dans la phénologie de la glace peuvent également avoir un impact sur les espèces terrestres. Les ponts de glace sont largement utilisés par les animaux terrestres de

grande et moyenne taille pour leur permettre d'accéder à certains habitats autrement impossibles à atteindre. Certaines espèces, comme le renard arctique, se sont spécialisées dans l'utilisation de la glace de mer saisonnière comme plateforme d'alimentation (Lai et al. 2015) et peuvent parcourir des milliers de kilomètres sur terre et sur la glace (Tarroux et al. 2010). Les caribous en migration dans le nord du Québec traversent régulièrement de grands lacs lorsqu'ils sont gelés (Leblond et al. 2016). Pour les mammifères non aquatiques, l'utilisation de ponts de glace au lieu de nager dans les eaux libres nécessite moins d'énergie par unité de distance (Alexander 2002), tandis que la thermorégulation nécessite moins de dépenses énergétiques dans l'air que dans l'eau. La saison des ponts de glace pourrait être raccourcie dans les décennies à venir en raison de l'augmentation de la température, ce qui aurait des répercussions importantes sur les déplacements quotidiens, les migrations saisonnières et les événements de dispersion.

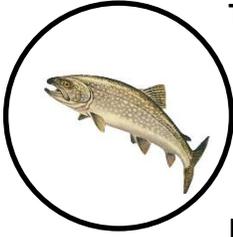


Castor En plus de la disponibilité du bois, on soupçonne que l'accès à une source d'eau constante pendant l'hiver limite l'aire de répartition des castors dans le nord (Macfarlane et al. 2017, Tape et al. 2018). Les castors ont besoin d'eau libre sous la glace pour avoir un lieu d'hivernage, mais aussi pour pouvoir se déplacer, se protéger des prédateurs et accéder à leur réserve de nourriture (Macfarlane et al. 2017). Dans le nord du Québec, les températures

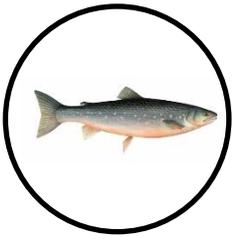
hivernales ont augmenté durant les dernières décennies (Charron 2015) et continueront probablement à le faire au cours des prochaines décennies (Mailhot et Chaumont 2017). Davantage de lacs et de rivières à la limite nord de l'aire de répartition du castor pourraient donc devenir des habitats hivernaux appropriés.



Corégone Des hivers froids avec une couverture de glace au moment opportun sont nécessaires pour protéger les œufs de cisco et de grand corégone des dommages mécaniques (Taylor et al. 1987, McKenna et Johnson 2009, Lynch et al. 2015). La tendance au réchauffement menace de réduire la couverture de glace et peut-être de déplacer le moment du frai des poissons. La diminution de la fréquence de la synchronisation entre les conditions appropriées et les événements du cycle de vie augmente la probabilité d'extinction des espèces ayant des cycles saisonniers (Miller-Rushing et al. 2010).



Touladi Les changements dans la phénologie de la glace peuvent avoir des impacts importants sur l'habitat du touladi. Dans le nord-ouest de l'Ontario, les changements climatiques n'ont pas augmenté la durée de l'été, mais ont entraîné un déplacement de la période estivale. Le début de l'automne et le gel ont été retardés et, puisque ces phénomènes sont combinés à des dégels plus précoces, la période hivernale pour laquelle une couverture de glace est présente s'est raccourcie avec le temps. Cela a entraîné l'élimination de l'habitat optimal, à des degrés divers, dans tous les lacs étudiés, en particulier dans les lacs les plus sombres (Guzzo et Blanchfield 2017).

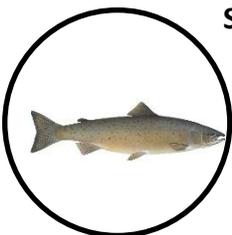


L'omble chevalier En tant que spécialiste des eaux froides, l'omble chevalier est particulièrement vulnérable aux changements climatiques dans le nord du Québec, en particulier à la limite sud de son aire de répartition. En effet, la diminution de la durée de la couverture de glace réduira progressivement l'avantage compétitif des espèces spécialistes des conditions hivernales sur les espèces eurythermiques. Ceci favorisera à la fois la diminution de leur abondance locale et la contraction de leurs aires de répartition (p. ex. Finstad et al. 2011, Helland et al. 2011, Ulvan et al. 2012).

Les changements dans la formation et la rupture de la glace pourraient avoir un impact sur le patron de migration de l'omble chevalier, ainsi que sur la migration des castors vers le nord (M. Neelin, communication personnelle).



Harles L'abondance de harles est fortement associée à la quantité d'eau libre (Barker et al. 2014). Les harles pourraient donc bénéficier de la tendance observée et prédite des débâcles précoces des lacs dans le nord du Québec (Mailhot et Chaumont 2017).



Saumon atlantique Les changements liés à la couverture de glace peuvent avoir un impact direct sur la productivité et la mortalité du saumon atlantique. Par exemple, il a été démontré que la suppression d'une couverture de glace a des effets négatifs importants sur leur budget énergétique (Finstad et al. 2004a). La carence énergétique influence la survie hivernale, et une modification de la couverture de glace peut réduire leur capacité à survivre à l'hiver (Finstad et al.

2004b). Le déplacement des salmonidés vers les habitats d'hivernage a lieu principalement avant la formation de la glace dans les rivières. Cependant, les déplacements locaux entre les habitats ont également lieu après la formation de la glace (Jakober et al. 1998, Linnansaari et al. 2009). La glace de fond répandue empêche l'accès, alors que la glace fragmentaire et les zones couvertes de glace semblent être préférées (Linnansaari et al. 2009) En conséquence, la réduction de la couverture de glace ou de la durée de la glace sur les systèmes fluviaux est susceptible d'entraîner un compromis entre l'augmentation de la quantité d'habitat disponible et la diminution de la préférence pour cet habitat en raison du manque de couverture de glace de surface. L'accès des salmonidés anadromes aux habitats d'hivernage clés peut donc être bénéfique pour la survie et la productivité globales de la population (Prowse et al. 2011).

L'augmentation des températures de l'air, d'autre part, peut entraîner de plus longues périodes d'absence de glace dans de nombreuses rivières arctiques, ce qui sera bénéfique pour le saumon des régions arctiques et subarctiques (Nielsen et al. 2013), comme le nord du Québec.

4.5 Processus périglaciaires

Dans l'Arctique, la glace de fond et les coins de glace influencent fortement l'hydrologie locale en terrain plat en limitant la percolation et l'écoulement latéral de l'eau, ce qui favorise la formation et le maintien des zones humides (Woo 2012). Ces zones humides fournissent des habitats de haute qualité pour l'alimentation, la reproduction et l'élevage de nombreuses espèces d'oiseaux aquatiques dans tout l'Arctique (Gauthier et al. 1996). Les oies se nourrissent de plantes graminoides de haute qualité dans les tourbières, les canards se nourrissent d'invertébrés aquatiques dans les étangs, et tous deux bénéficient de la protection que les plans d'eau offrent contre les prédateurs comme les renards (Gauthier et al. 1996).

La stabilité des zones humides dans les paysages périglaciaires dépend essentiellement de l'intégrité du sol gelé en dessous, et en particulier des coins de glace. Ces coins de glace sont particulièrement sensibles à l'érosion thermique lorsque les eaux de surface pénètrent dans le sol (Jorgenson et al. 2015). En terrain plat, la dégradation des coins de glace peut initialement entraîner une augmentation transitoire de la superficie des masses d'eau, comme l'ont démontré Jorgenson et al. (2015) en Alaska. Avec le temps, cependant, la dégradation augmente la connectivité et le drainage de ces creux, en particulier dans les terrains en pente (Liljedahl et al. 2016). Une dégradation massive des tourbières gelées en permanence et un assèchement sévère des tourbières dans la région nord de l'est du Canada ont déjà été documentés (Tarnocai 2009). Cela contribuera à la disparition des zones humides arctiques

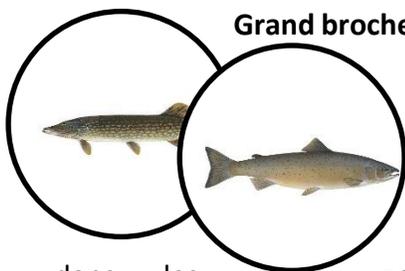
parcellaires qui sont maintenues par les flux d'eau de surface, ainsi qu'à l'augmentation de la charge en sédiments dans les lacs et les rivières.

Les changements des conditions de drainage peuvent avoir des impacts dramatiques sur les communautés végétales, comme le démontrent Perreault et al. (2016) sur l'île Bylot dans le Haut-Arctique canadien. Les auteurs ont documenté une diminution de 40 % de l'humidité du sol dans les polygones drainés et un passage de la végétation de l'état humide à l'état mésique. La végétation qui était dominée par des graminoides tels que *Dupontia fisheri*, *Eriophorum scheuchzeri* et *Carex aquatilis* a été remplacée par d'autres graminoides comme *Arctagrostis latifolia* et par des arbustes comme *Salix arctica*. Cela a fait en sorte que la biomasse aérienne des herbes et des carex, qui sont les plantes fourragères préférées des oies des neiges dans la région, était cinq fois moins élevée suite à ces changements. Le réchauffement climatique a le potentiel de renforcer et d'accélérer ces processus, ce qui pourrait avoir des conséquences pour l'habitat des oies et éventuellement d'autres espèces sauvages de la toundra (Bertheaux et al. 2017).

Les lacs formés par le dégel du pergélisol sont un élément clé de nombreux paysages nordiques, se développant dans les dépressions qui résultent du dégel du pergélisol (Pienitz et al. 2008). Dans certaines parties du Nunavik, les lacs thermokarstiques et les zones humides se développent en raison du dégel du pergélisol et de l'érosion (p. ex. Payette et al. 2004, Vincent et al. 2011), ce qui produit davantage d'habitats pour les oiseaux aquatiques et d'autres animaux.

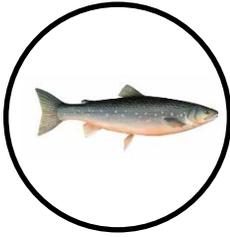
4.6 Variabilité du bilan hydrique des lacs et des rivières

L'effet des futurs changements climatiques sur les milieux d'eau douce du Nord dépend également de l'ampleur relative des changements de température et de précipitations. À moins que les précipitations futures n'augmentent pour compenser l'évapotranspiration élevée associée à des températures de l'air plus élevées, on s'attend à une baisse des niveaux d'eau et à la disparition des tourbières (Rouse et al. 1997, Schindler et al. 1997).



dans les

Grand brochet /Saumon atlantique Les changements dans le moment et l'intensité des conditions d'inondation et de sécheresse peuvent causer des problèmes pour les espèces lotiques et fortement migratrices (Poff et al. 1997). Par exemple, des conditions de faible débit au printemps ou un réchauffement au mauvais moment peuvent rendre difficile l'entrée du grand brochet et du saumon atlantique dans les zones humides pour le frai (Farrell et al. 2006).



Omble chevalier Le niveau de l'eau des environnements d'eau douce pourrait avoir un impact sur les patrons de migration de l'omble chevalier. Combiné à la migration vers le nord des castors dans le Québec subarctique, le faible niveau d'eau dû à l'augmentation de la température pourrait sérieusement entraver la migration de l'omble chevalier.



Plongeon On prévoit que les changements climatiques augmenteront la variabilité intra et interannuelle des températures et des précipitations dans l'Arctique (Bieniek et al. 2014, Alexeev et al. 2016, Lader et al. 2017), ce qui pourrait renforcer les tendances observées en matière de ruissellement de surface et d'inondations des berges (Koch 2016). Cette variabilité accrue, associée au réchauffement des écosystèmes arctiques et au dégel du pergélisol, laisse penser que le niveau des lacs d'eau douce de l'Arctique va devenir plus variable. Les nids de Plongeon du Pacifique étaient susceptibles d'être inondés en raison des précipitations, ce qui contraste avec les Plongeon catmarin qui nichent sur des lacs plus petits où les variations du niveau d'eau sont moins importantes (Uher-Koch et al. 2018). L'augmentation prévue des précipitations et les niveaux d'eau plus variables pourraient donc avoir un impact différent sur les espèces de plongeon du nord du Québec.



Rat musqué On prévoit que les changements climatiques augmenteront la fréquence des sécheresses et l'intensité des précipitations saisonnières dans de nombreuses régions (Dai 2013). Les mammifères semi-aquatiques comme le rat musqué devraient être vulnérables à cette variabilité accrue des précipitations (Ahlers et al. 2015). Dans une étude de 6 ans menée dans l'Illinois (États-Unis), Ahlers et al. (2015) ont constaté que les rats musqués étaient particulièrement touchés par les faibles précipitations estivales. Les taux d'occupation annuels estimés étaient plus de 10 fois plus faibles pendant la grave sécheresse de 2012 (Ahlers et al. 2015). La fréquence accrue des sécheresses estivales est prévue par les modèles climatiques pour de nombreuses régions du monde, et les tendances observées en 2012 pourraient donc être préjudiciables aux mammifères semi-aquatiques.

Dans le nord du Québec, cependant, une augmentation des précipitations totales est prévue par les modèles climatiques (Mailhot et Chaumont 2017). L'augmentation des niveaux d'eau due à l'accroissement des précipitations fournira probablement un habitat plus approprié et augmentera la connectivité entre les zones d'habitat de haute qualité pour les rats musqués, à

moins que les impacts du dégel du pergélisol sur les écosystèmes d'eau douce inhibent les effets de l'augmentation des précipitations (voir section 4.5). L'augmentation du niveau de l'eau peut également offrir des voies pour fuir les prédateurs terrestres et réduire le risque de prédation (Errington 1939). Des recherches antérieures ont démontré que l'occupation des sites par les rats musqués est positivement corrélée à la profondeur de l'eau (Messier et al. 1990). Cependant, des événements extrêmes tels que les inondations peuvent avoir un effet négatif sur la survie des petits (Kinler et al. 1990).

4.7 Toxicité accrue des polluants

Les changements climatiques, en particulier le réchauffement des conditions climatiques que connaissent les lacs des régions tempérées, sont considérés comme l'une des raisons probables de la récente augmentation des niveaux de mercure (Gandhi et al. 2014, Gandhi et al. 2015, Chen et al. 2018). Cela est conforme au fait généralement admis que le climat est l'un des principaux facteurs de variation à grande échelle de la concentration de méthylmercure dans les systèmes aquatiques (Gandhi et al. 2015, Chen et al. 2018). Toutefois, l'effet éventuel des changements climatiques sur les concentrations de mercure chez les espèces aquatiques est un processus complexe ayant lieu à plusieurs échelles et qui demeure mal compris à ce jour. Outre la température, les précipitations ont également un impact sur la disponibilité du mercure dans les systèmes aquatiques, notamment par le biais des dépôts atmosphériques humides et des écoulements de surface (Rudd 1995, Ward et al. 2010). Dans l'ensemble, les conditions climatiques à grande échelle ainsi que les facteurs environnementaux à l'échelle du plan d'eau et du bassin versant déterminent la quantité de méthylmercure (MeHg) biodisponible. Ainsi, ils établissent la base de référence pour l'exposition des poissons et autres espèces aquatiques.

En outre, on s'attend à ce que le réchauffement de l'Arctique libère du mercure précédemment séquestré dans le pergélisol, les glaciers, la glace et le manteau neigeux (Rydberg et al. 2010, Zdanowicz et al. 2013, St Pierre et al. 2018) et modifie les processus liés au cheminement du mercure, tels que le transfert entre les compartiments aérien, océanique et terrestre. L'augmentation du transport maritime dans le passage du Nord-Ouest introduira également des sources locales de mercure anthropique (Braune et al. 2015, Obrist et al. 2018, Outridge et al. 2018). Cependant, il s'agit de changements complexes et souvent concurrents dans ces processus. L'utilisation de modèles pourrait ainsi être bénéfique à la détermination de l'importance relative et de l'impact final de ces processus sur les concentrations de mercure dans les différents milieux environnementaux. De plus, l'Arctique est un puits pour le mercure émis au niveau mondial (Dastoor et al. 2015).

La contamination au mercure est une préoccupation importante pour les habitants du Nord. Il s'agit d'un polluant toxique, persistant et mobile qui s'accumule et se bio-amplifie dans l'environnement (Sundseth et al. 2015). Comme les Inuits dépendent fortement des espèces sauvages pour leur alimentation, le mercure finit par devenir une menace pour la santé humaine via la consommation de ces espèces, en particulier les poissons prédateurs au sommet de la chaîne alimentaire ainsi que les mammifères et oiseaux piscivores tels que les plongeurs et les harles.

4.8 Espèces émergentes et interactions biotiques changeantes

Contrairement aux espèces terrestres, les poissons et les autres espèces aquatiques doivent chercher un habitat approprié dans les limites de leurs lacs et cours d'eau respectifs. Le réchauffement des températures facilitera les changements d'aire de répartition, car les eaux auparavant inhabitables deviendront appropriées aux limites nord, et les eaux auparavant appropriées deviendront inhabitables aux limites sud. Dans le sud du Canada, les espèces d'eau chaude comme l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) sont souvent limitées par la capacité des juvéniles à atteindre une taille suffisante pendant la saison de croissance pour éviter la famine en hiver (Shuter et Post 1990, Jackson et Mandrak 2002). Le réchauffement des températures et l'allongement de la saison de croissance libéreront probablement les populations actuellement à leur limite septentrionale des restrictions liées aux ressources. Ils pourraient ainsi permettre l'expansion de leur aire de répartition sur une échelle de centaines de kilomètres (Shuter et Post 1990, Minns et Moore 1995, Chu et al. 2005, Alofs et al. 2014) avec des conséquences potentiellement graves sur les communautés de poissons indigènes (Vander Zanden et al. 1999, Jackson et Mandrak 2002).

Les changements de régime thermique peuvent affecter les patrons de répartition des ressources parmi la communauté de poissons indigènes (Vander Zanden et al. 1999, Amundsen et al. 2003, Hulsman et al. 2016). Bien que les piscivores co-occurents soient capables de diviser clairement l'habitat et les niches alimentaires pendant la stratification thermique, les altérations potentielles de l'habitat causées en partie par le réchauffement climatique peuvent modifier les patrons de partage des ressources et entraîner des changements dans la dynamique de la communauté. Des températures de l'air plus chaudes développeront également un habitat thermique approprié dans les lacs du nord pour soutenir les poissons d'eau chaude, ce qui peut modifier l'utilisation de l'habitat et la communauté de proies des populations de poissons indigènes (Vander Zanden et al. 1999, Sharma et al. 2007).

Des températures plus chaudes pourraient également favoriser une plus grande abondance des espèces parasites et donc avoir une influence sur les performances et la survie des poissons

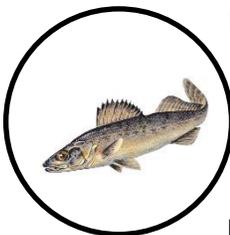
(Marcogliese 2001). Il est bien connu que les parasites des organismes aquatiques sont sensibles aux changements de température, non seulement en termes d'effets directs sur leur cycle de vie et leur transmission, mais aussi sur la biologie de l'hôte (Marcogliese 2001). Les augmentations de température tendent initialement à améliorer la survie des invertébrés et des poissons, mais la persistance de conditions plus chaudes entraîne un stress (Aho et al. 1982). Des températures plus élevées entraîneront probablement une augmentation des épidémies de parasites pathogènes (Pojmanska et al. 1980, Harvell et al. 1999). Toute forme de stress, y compris thermique, peut augmenter la mortalité de l'hôte induite par les parasites (Esch et al. 1975). Par exemple, les lamproies ont bénéficié du réchauffement du lac Supérieur depuis 1979 en devenant plus grandes et plus fécondes (Cline et al. 2014). Ceci est problématique car la lamproie marine envahissante a déjà eu des effets négatifs dévastateurs sur les pêcheries en parasitant et en tuant des piscivores d'importance récréative et commerciale comme les grands corégones d'importance (Bence et al. 2003). De plus grandes lamproies pourraient probablement infliger un taux de mortalité plus élevé à leurs hôtes que les plus petites.



Esturgeon jaune Des inquiétudes concernant les effets des espèces envahissantes ont été soulevées pour différentes populations d'esturgeons jaunes. Les attaques de lamproies marines ont été documentées comme ayant des conséquences négatives graves sur l'esturgeon jaune (Patrick et al. 2009, Sepulveda et al. 2012). Toutefois, le taux d'incidence actuel semble être faible (COSEWIC 2017b), probablement en raison du programme de lutte contre la lamproie marine dans les Grands Lacs (Sea Lamprey Control Program) qui réduit son abondance (O'Connor et al. 2017).

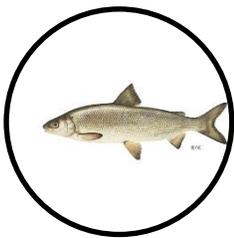


Lotte Dans les lacs, les effets néfastes des espèces exotiques et la pollution semblent être les principaux facteurs de diminution de l'abondance de la lotte. Dans les Grands Lacs laurentiens, les invasions de poissons exotiques ont apparemment entraîné une augmentation substantielle de la mortalité des lottes adultes et des alevins (Stapanian et al. 2010).

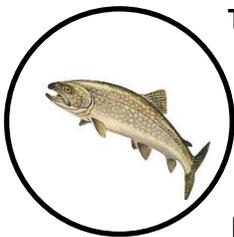


Doré jaune On prévoit une augmentation de la cohabitation entre le doré jaune et l'achigan à petite bouche dans les lacs de l'Ontario au cours du 21^e siècle (Van Zuiden et al. 2016). Cette situation se produira probablement aussi dans le sud du Québec. L'achigan à petite bouche est un prédateur vorace dont on a constaté qu'il surpassait les prédateurs d'eau froide, comme le touladi, lors de la compétition pour les poissons-proies du littoral ayant une forte teneur énergétique (Vander Zanden et al. 1999). L'effet de l'expansion de l'achigan à petite bouche sur les poissons d'eau tempérée tels que le doré jaune est moins clair. En effet, leurs habitats se

chevauchent sur de grandes régions géographiques et certaines études suggèrent que la coexistence est possible lorsque la disponibilité des proies est élevée (Johnson et Hale 1977, Frey et al. 2003, Galster et al. 2012). Cependant, dans les lacs de l'Ontario, l'abondance du doré jaune était négativement liée à la présence d'achigans à petite bouche, indépendamment de la taille, de la profondeur et de la température du lac (Van Zuiden et Sharma 2016). Les auteurs suggèrent différents mécanismes pour expliquer ce phénomène, comme la prédation directe sur les jeunes dorés et la compétition pour l'espace et les proies. Galster et al. (2012) ont analysé les changements d'isotopes stables de carbone et d'azote chez le doré jaune avant et après la colonisation de l'achigan à petite bouche dans quatre lacs. Ils ont constaté que les tissus du doré jaune devenaient plus riches en azote et plus pauvres en carbone après la colonisation, ce qui indique un changement de la consommation de proies benthiques vers les proies pélagiques. Il est possible que ce changement se produise parce que l'achigan à petite bouche présente un comportement territorial compétitif en présence d'autres prédateurs, ce qui pourrait empêcher l'accès aux ressources de proies proches du rivage pour le doré jaune (Wuellner et al. 2011, Galster et al. 2012). Ce comportement pourrait avoir des effets négatifs sur les populations de dorés dans les petits lacs où les proies sont limitées, car l'achigan à petite bouche s'est révélé être un prédateur plus efficace dans des conditions limitant la quantité de proies (Wuellner et al. 2011).



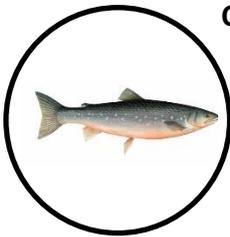
Corégone Des recherches récentes ont suggéré que le cisco est déjà en train de disparaître de son aire de répartition méridionale en raison des changements climatiques et de l'invasion de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), un poisson non indigène introduit au début du 20^e siècle à des fins de pêche sportive (Sharma et al. 2011, Fang et al. 2012, Jiang et al. 2012). Entre autres choses, l'invasion de l'éperlan arc-en-ciel a été directement liée au déclin du recrutement du doré (Beisner et al. 2003).



Touladi Les invasions par des prédateurs littoraux efficaces tels que l'achigan à petite bouche peuvent avoir des effets importants sur les réseaux trophiques aquatiques des lacs boréaux par le biais de la prédation sur les poissons-proies du littoral, avec des conséquences négatives pour les prédateurs indigènes (Vander Zanden et al. 1999, Lepak et al. 2006). C'est le cas de l'impact de l'achigan à petite bouche sur le touladi. Les achigans à petite bouche envahissants agissent comme des prédateurs littoraux voraces qui réduisent considérablement la quantité de poissons fourrage du littoral disponibles pour les truites indigènes (Vander Zanden et al. 1999). En l'absence d'achigans et de poissons fourrage pélagiques et benthiques, le régime alimentaire du touladi se compose d'environ 60 % de cyprinidés du littoral (Vander Zanden et al. 1999). En présence de prédateurs littoraux comme l'achigan à petite bouche, l'assemblage de proies littorales est éliminé ou réduit en abondance (Jackson et al. 1992,

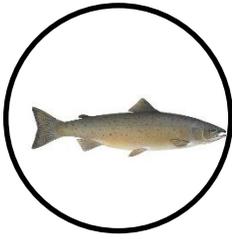
MacRae et Jackson 2001, Jackson et Mandrak 2002). Ainsi, le touladi se nourrit principalement de proies pélagiques, plutôt que de proies littorales dans les lacs où se trouve l'achigan à petite bouche (Vander Zanden et al. 1999, Vander Zanden et al. 2000). Là où les poissons pélagiques fourragers sont absents des lacs avec des achigans à petite bouche, le touladi consomme du zooplancton comme principale source de nourriture (Vander Zanden et al. 1999, Vander Zanden et al. 2000) et seulement environ 20 % du régime alimentaire du touladi est composé de cyprinidés du littoral (Vander Zanden et al. 1999). Ce changement de régime alimentaire en faveur de proies moins énergétiques a des implications négatives sur la croissance et la reproduction du touladi (Vander Zanden et al. 2004). Par exemple, l'introduction de l'achigan à petite bouche a été associée à un déclin de 40 à 70 % de la population de touladis dans le nord de l'Ontario (Lepak et al. 2006, Kaufman et al. 2009).

Cline et al. (2014) ont également montré que la mortalité induite par la lamproie marine chez le touladi peut augmenter avec la température de l'eau.



Omble chevalier Il a été déclaré que les colonisations d'espèces liées au climat pourraient constituer une plus grande menace pour l'omble chevalier que les seules augmentations de température (Reist et al. 2006a,b). L'omble chevalier est généralement présent dans des lacs pauvres en espèces (Klemetsen et al. 2003). Il est souvent exclu des lacs environnementalement adaptés par des concurrents tels que le touladi, la truite brune, le saumon atlantique et le corégone, mais il est généralement un concurrent supérieur dans les lacs froids et improductifs avec une longue période de couverture de glace (Hershey et al. 1999, Sandlund et al. 2010, Finstad et al. 2011). En sympatrie avec d'autres salmonidés, la niche écologique de l'omble chevalier est généralement réduite, mais l'habitat spécifique utilisé dépend de la morphométrie du lac, de la saison et de la composition de l'espèce (Langeland et al. 1991, Sandlund et al. 2010).

L'omble chevalier coexiste rarement avec le grand brochet, qui agit à la fois comme prédateur et comme concurrent (Bystrom et al. 2007, Spens et Ball 2008). Dans le nord de la Suède, par exemple, l'invasion d'un lac subarctique par le grand brochet, où l'omble chevalier est le principal prédateur, a considérablement modifié la composition de la communauté de poissons (Bystrom et al. 2007). Outre la réduction de l'abondance de l'omble chevalier, la communauté est passée de densités élevées d'épinoches à neuf épines en tant que consommateurs intermédiaires en 2002, à un système où le brochet est le prédateur supérieur et on l'observe de très faibles densités d'épinoches à neuf épines et des densités plus élevées de zooplancton et de macro-invertébrés en 2005. (Bystrom et al. 2007).



Saumon atlantique Les changements climatiques pourraient introduire des interactions entre les saumons du Pacifique et le saumon atlantique à mesure que les espèces se répandent dans l'écosystème arctique (Nielsen et al. 2013). L'issue de ces interactions est difficile à prévoir, en partie parce qu'elle dépendra des espèces de saumon du Pacifique qui colonisent l'Arctique avec le

saumon atlantique ainsi que de l'abondance des poissons par rapport à la disponibilité des ressources. L'interaction potentielle concernerait le stade juvénile plutôt que le stade du frai car les saumons du Pacifique (à l'exception de la truite arc-en-ciel anadrome, *Oncorhynchus mykiss*, qui fraie au printemps) fraient à la fin de l'été et à l'automne alors que les saumons atlantiques fraient au printemps.

5. Impacts des changements climatiques sur les écosystèmes marins

Comme les espèces terrestres et d'eau douce, les espèces marines sont aussi touchées par les changements climatiques de nombreuses façons. Entre autres, les espèces de mammifères marins sont étroitement liées à l'état de la glace de mer et l'augmentation actuelle et prévue de la température affectera leur performance et leur survie (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

Tableau 2.4 Importance des caractéristiques physiques et biotiques des habitats arctiques pour les différentes espèces de mammifères marins de l'Arctique. Ces caractéristiques pourraient être modifiées en raison des changements climatiques. Légende : X, utilisé; XX, important; XXX, critique. Tableau modifié de Laidre et al. (2008).

Habitat	Béluga	Phoque annelé	Phoque barbu	Phoque du Groenland	Ours blanc	Morse
Propriétés physiques						
Banquise côtière		XXX	X		XXX	
Banquise annuelle lâche	XXX	XX	XX	XX	XX	XX
Banque annuelle dense		XX	XXX	XXX	XXX	XXX
Banquise multiannuelle	X	X	X		XX	X
Cisaillage de glace	XX	X	XX		XX	X
Polynies	XXX	X				XX
Eau ouverte	XX	X		XXX		XX
Eau peu profonde/plateau continental	XXX	X	XX	XX		XXX
Rupture plateau continental	XX	X		X		
Bassin océanique profond		X				
Estuaire/lagon/fjord	XXX	X				
Site échouerie terrestre		X	X			XXX
Site tanière terrestre					XXX	
Propriétés biotiques						
Macroplancton		XX				
Macrobenthos	X	X	XXX	X		XXX
Poisson pélagique (morue arctique)	XXX	XXX	X	XXX		
Poisson benthique	X	X	XX			
Mammifère marin comme proie					XXX	X

5.1 Glace de mer

Au cours des dernières années, la distribution spatiale de la couverture de glace de mer arctique a considérablement diminué (Comiso 2002, Serreze et al. 2007), atteignant un taux de réduction de 10 % par décennie (Comiso et al. 2008)(**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). La perte de glace de mer diminue l'albédo de surface (rapport entre le rayonnement solaire total réfléchi et incident), ce qui engendre un réchauffement solaire accru des eaux supérieures de l'océan. Ce phénomène crée également une boucle de rétroaction du réchauffement qui contribue à un retrait considérable de la glace de mer vers le nord pendant la saison estivale productive. Les

modèles climatiques et les observations in situ ont estimé une réduction de la glace de mer de 12 à 46 % d'ici 2100, et des étés essentiellement sans glace dans l'Arctique d'ici 2099 (Overpeck et al. 2006). Des recherches récentes suggèrent que la glace de mer arctique pourrait diminuer plus rapidement que prévu (Stroeve et al. 2007). Toutefois, certaines régions ont été caractérisées par une augmentation de la couverture et de la profondeur de la glace au cours de cette période, notamment la baie de Baffin/mer du Labrador et le golfe du Saint-Laurent (Parkinson et al. 1999, Barber et Iacozza 2004).

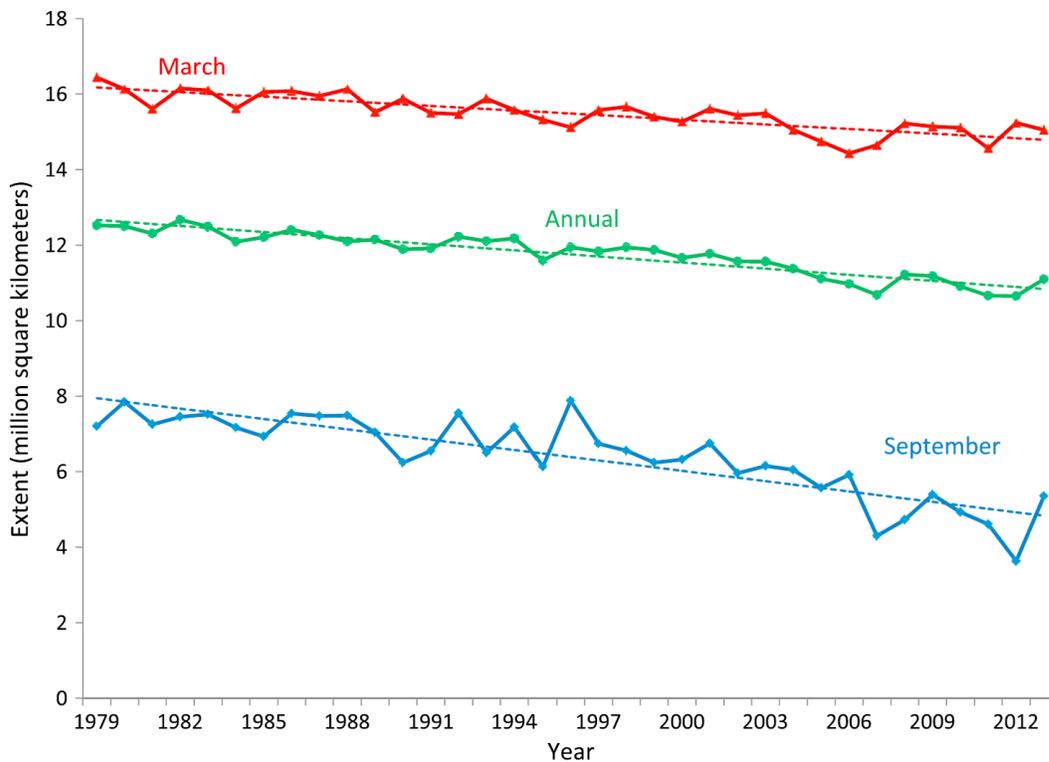


Figure 2.6 Séries chronologiques de l'étendue totale moyenne mensuelle de la glace de mer pour tout l'Arctique (lignes continues) pour mars (rouge), septembre (bleu), et la moyenne annuelle (vert) pour 1979-2013 et la tendance linéaire (lignes pointillées). Figure tirée de Meier et al. (2014).

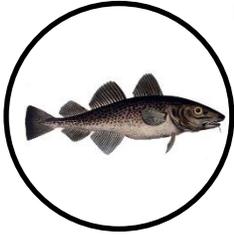
La profondeur de la glace de mer s'est considérablement réduite, peut-être même de 40 % depuis les années 1970 (Lindsay et Zhang 2005). Les estimations de l'épaisseur indiquent un amincissement substantiel de la glace pluriannuelle entre 2003 et 2008 d'environ 0,5 m, mais peu de changements dans l'épaisseur de la glace de première année (Kwok et al. 2009).

Dans l'Arctique, la baie d'Hudson est l'une des régions qui devraient connaître les plus grands changements du régime des glaces de mer à cause de sa situation méridionale (Gough et Wolfe 2001). En raison de la débâcle printanière qui s'y produit plus tôt et de la prise des glaces en automne qui s'y produit plus tard, la durée de la couverture de glace dans cette région a diminué d'environ trois semaines au cours des trois dernières décennies (Stirling et Smith 2004, Gagnon et Gough 2005, Hochheim et al. 2011, Ferguson et al. 2017). Parmi les effets indirects de la modification de la glace de mer dans la baie d'Hudson, l'augmentation des activités maritimes pourrait avoir des conséquences importantes sur les populations de poissons, d'oiseaux et de mammifères qui vivent dans la région (Andrews et al. 2016), notamment en nuisant à leur santé, en endommageant leur habitat ou en introduisant des espèces exotiques (Halpern et al. 2008).

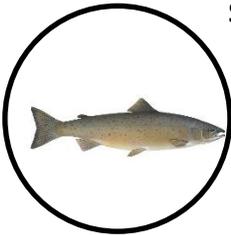
Les changements dans la répartition, la stabilité et la durée annuelle de la glace de mer et de la neige auront des répercussions importantes sur les réseaux trophiques marins. Il est très probable que la production primaire augmente (Arrigo et al. 2008, Pabi et al. 2008, Mundy et al. 2009), ce qui, à son tour, augmentera probablement la production de zooplancton et possiblement de poissons (IPCC 2013). Du même coup, ces changements auront un effet négatif sur les espèces spécialistes ou dépendantes des habitats soumis aux glaces. Certaines espèces qui dépendent de la glace de mer comme plate-forme pour se reposer, mettre bas, muer ou se nourrir présentent déjà un stress à leurs limites méridionales (Learmonth et al. 2006). Les espèces qui dépendent de l'environnement en bordure de la glace, comme le béluga, le narval et le morse, sont les plus vulnérables aux effets de la diminution prévue de la couverture de glace de mer (Learmonth et al. 2006).



Eider à duvet La modélisation écologique des populations d'Eiders à duvet montre que les pertes de glace de mer arctique entraîneront une pression de prédation accrue des ours polaires sur les nids dans les zones où ces espèces se chevauchent (Dey et al. 2018). Néanmoins, l'augmentation de la propension à la reproduction et de la taille des couvées causée par le climat pourrait avoir un effet très positif sur la taille des populations d'eiders. Celles-ci devraient donc rester stables sur une période de 50 ans en raison de la combinaison de ces effets. Selon les modèles, si les populations d'eiders sont affectées par les changements climatiques de la manière prévue, elles ne devraient pas être plus vulnérables aux perturbations externes (p. ex. les phénomènes météorologiques violents et les épidémies de maladies) qu'elles ne l'ont été par le passé (Dey et al. 2018).



Morue arctique Comme la morue arctique est généralement associée à des températures d'eau plus froides (moins de 5°C; Laurel et al. 2016), le déclin de la glace de mer et le réchauffement de l'océan, en particulier aux basses latitudes, continueront à modifier la phénologie de reproduction et de développement larvaire de la morue arctique et entraîneront un retrait vers le nord de son aire de répartition (Hop et Gjosaeter 2013).



Saumon atlantique L'étendue, la distribution et la forme de la glace de mer arctique auront des effets critiques sur les saumons en migration dans les habitats côtiers et marins de l'Arctique. La glace de mer est largement reconnue comme un élément essentiel des systèmes de circulation atmosphérique et océanique ayant un impact significatif sur la chimie et la productivité de l'océan. Les changements des glaces de mer auront donc des répercussions sur le saumon atlantique dans l'Arctique (Stenseth et al. 2002, Smetacek et Nicol 2005, Willis et al. 2006). Par exemple, la perte de glace de mer associée à des températures plus élevées augmentera la production primaire, ce qui influencera à son tour la survie en mer du saumon et l'abondance des habitats d'hivernage (Nielsen et al. 2013).

Les archives historiques des pêches au saumon dans la région de l'Ungava (nord du Québec) montrent une corrélation entre les conditions de glace, l'arrivée tardive du saumon et les mauvaises prises. Cette relation suggère qu'une amélioration de l'abondance des saumons pourrait se produire à l'avenir, et sera associée à une réduction de l'étendue et de la durée de la couverture de glace de mer due au climat (Power et al. 1987).



Guillemot de Brünnich Les Guillemots de Brünnich dépendent fortement des proies associées à la glace de mer, qui est cruciale pour cette espèce. Les années avec une plus grande quantité de glace de mer sont associées à la production d'œufs plus gros et plus denses en énergie (Cusset et al. 2019). Le contenu énergétique des œufs de guillemots était plus important lorsque les ressources en glace étaient plus utilisées et lorsque les oiseaux se nourrissaient à un niveau trophique supérieur, ce qui suggère un investissement plus important dans les œufs pendant les années ayant une grande quantité de glace. En outre, les œufs plus gros contenaient plus d'énergie pour le développement du poussin, ce qui donnait finalement aux oisillons des chances de survie plus élevées (Cusset et al. 2019). D'autres études (Gaston et al. 2005, Hipfner et al. 2005) ont trouvé une relation inverse entre la taille des œufs et les

conditions de glace, mais dans ces dernières études, les conditions de glace ont été définies uniquement en fonction de la distance entre la colonie et la marge de glace.



Morse Les impacts de la perte de glace de mer induite par les changements climatiques sur le morse de l'Atlantique sont incertains. Les écosystèmes marins de l'Arctique pourraient passer d'un système dominé par les algues de glace et fortement couplé à la productivité des communautés benthiques à un système plus ouvert. En tant que chasseur benthique spécialiste des bivalves, ces changements pourraient conduire à des habitats moins

bénéfiques. D'autre part, la couverture de glace de mer ne semble pas être un déterminant essentiel de leurs populations, puisque diverses zones de leur habitat sont saisonnièrement libres de glace (Laidre et al. 2008). Les données fossiles suggèrent que le morse occupait des zones le long de la côte est du Canada entre 9 000 et 1 000 ans AP, où la température estivale de l'eau de surface pouvait varier entre 12 et 15°C (Miller 1997). En outre, une diminution de l'étendue et de la durée de la glace de mer arctique en réponse au réchauffement pourrait augmenter la disponibilité alimentaire pour le morse en améliorant l'accès aux zones d'alimentation dans les eaux côtières peu profondes qui sont actuellement couvertes par la glace de rive en hiver (Born et al. 2003, Laidre et al. 2008). Les morses de l'Atlantique seraient clairement capables de survivre grâce aux bivalves boréaux s'il y a un mouvement vers le nord de ces espèces en réponse au réchauffement (COSEWIC 2017a).

Le morse de l'Atlantique est peut-être moins vulnérable à la perte de glace que le morse du Pacifique. En effet, les aires d'alimentation du morse de l'Atlantique ont tendance à être plus proches des échoueries terrestres et moins d'animaux occupent ces échoueries, sauf peut-être dans le centre-sud du bassin de Foxe. Fischbach et al. (2009) ont émis l'hypothèse que la mortalité de 131 jeunes morses du Pacifique le long de la côte de la mer des Tchoukches, près du Cap Icy, en Alaska, à la mi-septembre 2009, était liée à la perte de la couverture de glace de mer sur le plateau continental. En cas de diminution de la quantité de glace, le morse de l'Atlantique ne ressentirait probablement pas le même besoin d'augmenter ses dépenses énergétiques pour accéder à des zones d'alimentation éloignées, ou ne serait pas confronté au même degré de compétition intraspécifique accrue pour les ressources alimentaires à proximité des sites d'échouerie terrestres. Les femelles ayant des jeunes dépendants sont les animaux les plus susceptibles d'être affectés par les changements en dépense énergétique ou en compétition (Garlich-Miller et al. 2011).

Les effets directs des changements climatiques (réchauffement ou refroidissement) sur le morse de l'Atlantique sont probablement limités et pas nécessairement négatifs, mais le potentiel d'effets indirects est inquiétant. La pression de la chasse hivernale sur les morses pourrait

diminuer à mesure que l'état de la glace se détériore et devient moins prévisible (Laidler et al. 2009). La durée de l'accès aux eaux libres pour le morse pourrait augmenter en réponse à la perte de glace, et le morse pourrait également se concentrer davantage sur les échoueries terrestres (NAMCO 2006). On ne sait toutefois pas si cela causera une augmentation de la pression de chasse. Une réglementation prudente de la chasse pourrait donc devenir nécessaire pour empêcher que le morse ne disparaisse des échoueries comme cela a été le cas dans l'ouest et le nord-ouest du Groenland au cours du 20^e siècle (NAMCO 2006). De plus, la disparition précoce de la glace de mer pourrait inciter les pêcheries marines de l'Arctique à s'étendre dans des zones qui n'ont pas été exploitées jusqu'à présent à des fins commerciales (Christiansen et al. 2014), ce qui augmenterait le potentiel d'interactions entre le morse et les pêcheries.

Les morses sont particulièrement sensibles au bruit mécanique causé par le trafic maritime et aérien, qui peut provoquer des mouvements de panique qui ont été associées à la mortalité due au piétinement, à l'avortement des fœtus et à la séparation des paires vache-veau (COSEWIC 2017a). Des études menées dans la baie d'Hudson montrent que les morses peuvent abandonner les échoueries jusqu'à trois ou quatre jours après avoir été dérangés par des bateaux et des avions (Mansfield et St. Aubin 1991), tandis que des perturbations prolongées ou répétées peuvent entraîner l'abandon à long terme des échoueries et des zones d'alimentation préférées (Ferguson et al. 2019). La croissance prévue du transport maritime, du trafic aérien, du tourisme et du développement portuaire avec le déclin de la glace de mer peut donc avoir un impact négatif sur le morse dans toute la région marine de la baie d'Hudson.



Phoque du Groenland La disponibilité d'une glace convenable est devenue un problème pour les phoques du Groenland dans leur zone de reproduction la plus méridionale. Les changements dans les conditions de la glace de mer (étendue, couverture et/ou épaisseur) ont été liés à l'échec de la reproduction (Bajzak et al. 2011, Johnston et al. 2012), à la mortalité globale (Johnston et al. 2012) et à la réduction considérable de la production et de la

mortalité des petits (Stenson et Hammill 2014). La mortalité des petits était plus élevée les années où les conditions de glace étaient mauvaises, principalement en raison du risque accru de prédation lorsque les petits dérivait sur le rivage. En outre, ces dernières années, un nombre sans précédent de phoques du Groenland a été observé en hiver, concentré le long du centre-ouest du Groenland, ce qui laisse penser que les naissances pourraient avoir lieu dans de nouvelles zones (Rosing-Asvid 2008). Si les jeunes phoques du Groenland connaissent une série d'années de mortalité accrue en raison des mauvaises conditions de glace, comme on le prévoit avec les changements climatiques (p. ex. Walsh 2008), cela pourrait avoir un impact important sur la dynamique de cette population (Hammill et Stenson 2009).

Les changements de la température de la mer arctique et de la phénologie de la glace de mer ont facilité un déplacement ponctuel de la répartition des phoques du Groenland vers les pôles (Laidre et al. 2008). En effet, de grands troupeaux ont été observés de manière inattendue dans le nord, au Svalbard, à la fin de l'hiver (Kovacs et al. 2011).



Phoque commun Florko et al. (2018) ont observé une augmentation du plus grand nombre de phoques communs recensé par an sur le site de l'échouerie de la rivière Churchill (nord-est du Manitoba), ce qui suggère une augmentation de la population entre les années 1990 et 2010. Cette augmentation a été simultanée aux changements dans la dynamique de la glace de mer. Le nombre de phoques communs utilisant le site d'échouerie de la rivière Churchill a peut-être été influencé positivement par la durée croissante de la saison d'eau libre, ce qui a permis d'allonger la saison comportant de l'habitat libre de glace pour les phoques communs (Florko et al. 2018). Si la distribution et l'abondance des phoques communs sont effectivement limitées par les conditions de glace, on peut s'attendre à ce que le nombre de phoques augmente dans d'autres parties de la baie d'Hudson.



Phoque annelé La diminution prévue de l'étendue de la glace de mer devrait avoir un impact négatif sur les populations de phoques annelés en diminuant la disponibilité de la banquise pour l'alimentation, la reproduction et la mue (Tynan et DeMaster 1997, Barber et Iacozza 2004, Ferguson et al. 2005). En outre, les changements climatiques pourraient contribuer à la surchauffe des phoques qui sont contraints de rester hors de l'eau, car les phoques sont dépourvus de glandes respiratoires et ne peuvent pas haleter pour dissiper la chaleur. L'habitat de reproduction des phoques annelés a déjà connu un déclin marqué dans certaines régions de l'Arctique, entraînant une détérioration de la condition physique et du succès reproducteur (Harwood et al. 2012).

Plusieurs études ont démontré la sensibilité démographique des phoques annelés aux changements des conditions de la glace de mer ou de l'habitat relié. Au milieu des années 60, 70 et 80, les échecs de reproduction des phoques annelés dans la mer de Beaufort et le golfe d'Amundsen étaient associés à des conditions de glace difficiles (Smith et Stirling 1978, Stirling et al. 1982, Stirling 2002). Il a fallu environ trois ans avant que la reproduction et la survie des petits ne reviennent à la normale, et l'immigration pourrait avoir été partiellement responsable de la récupération du nombre total de phoques.

Il a été démontré que le recul de l'étendue de la glace de mer pendant l'été (Comiso 2002, Stroeve et al. 2005, Stroeve et al. 2007, Comiso et al. 2008) entraîne des coûts énergétiques importants pour les phoques annelés. En effet, la lisière de glaces est une région clé pour l'alimentation (Freitas et al. 2008). Les fortes concentrations de nourriture à la lisière de glaces (Engelsen et al. 2002) rendent probablement peu rentable en termes de gain énergétique le fait de s'arrêter et de chercher des parcelles de nourriture en chemin. En réponse au recul considérable de la lisière de glaces au Svalbard, les phoques annelés subadultes ont nagé sur de plus grandes distances, ont montré un comportement de recherche moins limité à certains secteurs, ont plongé pendant de plus longues périodes, ont montré des intervalles de surface plus courts, se sont moins reposés sur la glace de mer et ont moins plongé directement sous la glace lors des excursions de recherche de nourriture après la mue. Lorsque combinés, ces changements de comportement suggèrent une augmentation de l'effort de recherche de nourriture et donc probablement une augmentation des coûts énergétiques pour trouver de la nourriture. Le déclin continu de la glace de mer devrait entraîner des changements dans la répartition, des réductions de l'aire de répartition et des déclins de population de cette espèce clé de l'Arctique (Hamilton et al. 2015).

Il a été démontré qu'une diminution de l'épaisseur de la neige et une débâcle plus précoce au printemps affectent la survie et le recrutement des bébés phoques annelés dans l'ouest de la baie d'Hudson. Le réchauffement printanier précoce et les précipitations ont quant à eux été liés à la fonte et à la destruction des tanières de phoques annelés dans le sud-est de l'île de Baffin (Stirling et Smith 2004, Ferguson et al. 2005). En outre, les petits dépendent des tanières sous-nivéales pour se protéger des prédateurs et des conditions difficiles. Les changements dans les conditions d'enneigement avec des températures plus chaudes et l'augmentation des pluies au printemps rendent les petits vulnérables (Stirling et Smith 2004).

Dans la baie d'Hudson, les relevés aériens ont suggéré un déclin progressif de la densité des phoques de 1995 à 2013, la densité la plus faible se produisant en 2013. La condition corporelle s'est dégradée et le stress (cortisol) dans la population de phoques annelés a augmenté au fil du temps en relation avec des périodes d'eau libre plus longues (Ferguson et al. 2017). En 2010, la débâcle printanière la plus précoce et la formation de glace la plus tardive jamais enregistrées ont été observées. Le réchauffement a coïncidé avec un niveau de stress élevé, un faible taux d'ovulation, un faible taux de grossesse, peu de petits dans la récolte des Inuits et des observations de phoques annelés malades. Cet événement suggère qu'un événement climatique extrême pourrait avoir des impacts durables sur la population de phoques annelés (Ferguson et al. 2017).

Ces effets négatifs prévus des changements climatiques sur les phoques annelés pourraient être partiellement compensés par une productivité accrue de certaines populations de proies et une moindre sensibilité aux prédateurs (p. ex. les ours polaires et les renards arctiques; Derocher et al. 2004), ces deux facteurs résultant également de la réduction de l'étendue de la glace de mer.



Ours polaire L'augmentation prévue des températures sur une grande partie de l'aire de répartition de l'ours polaire et la réduction de l'épaisseur, de la durée et de l'étendue de la glace de mer qui en résultera auront des effets directs et indirects sur les ours polaires. Les effets directs pourraient inclure la perte d'habitat (c'est-à-dire l'étendue et la composition de la glace de mer), tandis que les effets indirects pourraient inclure des changements dans

l'écosystème affectant la disponibilité des espèces proies (Hammill 2013). La fonte plus précoce en été et la formation plus tardive en automne de la glace de mer entraîneront probablement une plus grande dépendance des ours polaires aux zones côtières terrestres (Derocher et al. 2004, Stirling et Derocher 2012). En fait, le suivi à long terme de la sous-population de l'ouest de la baie d'Hudson a établi un lien entre la fonte précoce de la glace de mer, la baisse du taux de natalité et la baisse de la condition physique des ours polaires (COSEWIC 2018). Cela a entraîné une diminution du taux de survie des ours adultes et, par conséquent, une diminution de la taille de la sous-population (Regehr et al. 2007). Dans la partie sud de la baie d'Hudson, un déclin de la condition des individus de toutes les classes d'âge de cette espèce a été observé depuis plusieurs années (Obbard et al. 2016), mais n'avait pas entraîné de déclin de la population jusqu'à très récemment. Cependant, les modifications de l'habitat n'ont pas nécessairement un impact négatif sur les ours polaires. Par exemple, la perte de glace pluriannuelle s'accompagne généralement d'une augmentation de la glace de mer annuelle, qui constitue un habitat plus optimal pour les ours polaires (Ferguson et al. 2000, Hamilton et al. 2014). En outre, la variabilité au sein de chaque écosystème signifie que certaines années seront plus productives pour les ours polaires que d'autres.

En réponse à la diminution de l'étendue de la glace de mer, les ours polaires se déplacent de plus en plus vers les environnements terrestres, ce qui entraîne une augmentation des rencontres entre cette espèce et les populations indigènes. Des observations de plus en plus fréquentes d'ours polaires consommant des ressources terrestres ont été signalées, notamment dans la baie d'Hudson et le bassin Fox (Rode et al. 2015). Parmi les exemples de ressources consommées figurent diverses baies, des caribous, des bœufs musqués, des oies et différentes espèces de poissons (Dyck et Romberg 2007, Gormezano et Rockwell 2013). Toutefois, à ce jour, la consommation de ressources terrestres ne semble pas compenser le manque causé par la perte de glace de mer (Rode et al. 2015).

La réduction de l'étendue, de la durée et de l'épaisseur de la glace de mer augmentera probablement la présence et les activités humaines dans l'Arctique (Hovelsrud et al. 2008, Ragen et al. 2008). L'allongement des saisons sans glace et la réduction de la couverture de glace pourraient accroître les activités de transport maritime et augmenter l'exploration, le développement et la production de ressources dans les zones utilisées par les ours polaires. Les effets potentiels du transport maritime sur les ours polaires comprennent la pollution, le bruit, les perturbations physiques liées au déglacage et les déchets. Le nombre et la portée des navires de croisière se déplaçant plus au nord dans les zones utilisées par les ours polaires pourraient également augmenter. Les effets potentiels de l'augmentation du tourisme comprennent la pollution, les perturbations et un risque accru de mort pour des raisons de défense.

En raison de la relation fondamentale entre le maintien des populations d'ours polaires et la disponibilité de la glace de mer, les scientifiques conviennent que l'augmentation prévue des températures et la diminution de l'étendue et de l'épaisseur de la glace de mer peuvent avoir un effet négatif à long terme sur les ours polaires. En 2005, le groupe de spécialistes des ours polaires de l'UICN a convenu à l'unanimité que la population mondiale d'ours polaires pourrait diminuer de plus de 30 % au cours des 45 prochaines années (soit trois générations d'ours polaires) en raison de la réduction prévue de la glace de mer (Aars et al. 2006). Le maintien de suivis à long terme des sous-populations d'ours polaires est donc nécessaire pour une meilleure compréhension des effets des changements climatiques, ainsi que la poursuite des projets de recherche.



Béluga En réponse aux changements observés dans la glace de mer, les bélugas de l'ouest du Groenland et des environs du Svalbard (Hamilton et al. 2019) ont modifié leur distribution estivale. Ces changements ont également été associés à un changement de régime alimentaire puisque les bélugas se nourrissent principalement de proies associées à la glace (Kovacs et al. 2011). Des études récentes ont toutefois démontré que le béluga avait un régime alimentaire flexible, se déplaçant vers des espèces plus boréales lorsque l'abondance de leurs proies préférées diminue, ce qui améliore probablement leurs chances de s'adapter aux conditions de réchauffement (Yurkowski et al. 2018, Hamilton et al. 2019).

5.2 Température de surface de la mer

Depuis 1979, la température moyenne à la surface de la mer a augmenté de 0,13°C par décennie (IPCC 2013). En plus de l'augmentation du forçage radiatif, les changements

climatiques provoquent une augmentation des rejets d'eau douce dans l'océan Arctique (Peterson et al. 2002). Ce phénomène se traduit par un réchauffement des couches de surface jusqu'à 3°C au-dessus de la moyenne dans les régions libres de glace qui étaient auparavant couvertes de glace (McPhee et al. 2009). Dans la baie d'Hudson, la température de la surface de la mer a augmenté de 0,11°C/an entre 1985 et 2007 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

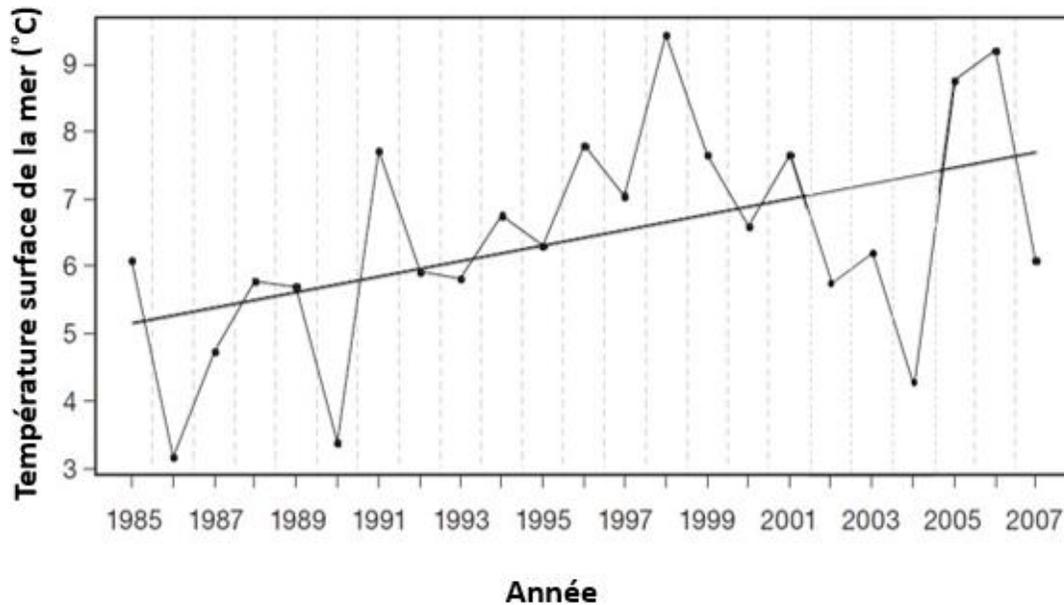


Figure 2.7 Moyenne de la température de la surface de la mer dans l'est de la baie d'Hudson en septembre, de 1985 à 2007. Figure modifiée de Bailleul et al. (2012).

Les températures de surface de la mer, qui devraient se réchauffer de 0,5 à 1,0 °C d'ici le milieu du 21^e siècle, augmenteront le stockage de chaleur dans l'océan et retarderont la croissance de la glace de mer de l'automne à l'hiver (Tynan et DeMaster 1997). Cela induira à son tour un mécanisme de rétroaction entre la glace et l'albédo par lequel la réduction de la couverture et de l'épaisseur de la glace de mer diminuera l'albédo de surface, permettant une plus grande absorption de la lumière solaire, ce qui diminuera davantage l'étendue de la glace (Curry et al. 1995a, Lindsay et Zhang 2005).

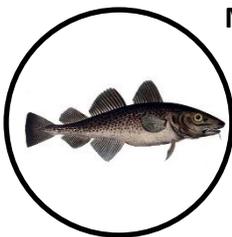


Moule bleue Bien que le changement de la température de l'océan ne soit pas le seul qui aura un impact sur les bivalves, il a été démontré qu'il s'agit du facteur le plus déterministe influençant la croissance et la distribution des mollusques et crustacés. La température de l'océan est aussi l'un des facteurs abiotiques liés aux changements climatiques les plus largement étudiés (Zippay et Helmuth 2012, Rodrigues et al. 2015, Buckley et Huey 2016, Filgueira et al. 2016).

Les données paléo-environnementales suggèrent que la distribution de la moule bleue a changé avec le climat. Par exemple, des fossiles suggèrent une colonisation plus au nord durant les périodes chaudes de l'Holocène, environ 9 000-6 500 ans avant J.-C., lorsque la température de la surface de la mer était plus élevée qu'aujourd'hui (Salvigsen 2002, Mangerud et Svendsen 2018). Dans l'est du Groenland, les moules bleues ont disparu il y a 6 000 ans en raison du refroidissement du climat (Hjort et Funder 1974). La recolonisation récente des moules bleues dans quelques endroits du Haut-Arctique (y compris l'ouest du Groenland et le Svalbard) peut être attribuée au réchauffement et aux changements de la phénologie de la glace dans la région (Berge et al. 2005, Thyrring et al. 2015, Mathiesen et al. 2017).

Une approche expérimentale « space-for-time » a révélé que les changements climatiques prévus pourraient avoir un impact majeur sur l'abondance des moules dans le Groenland arctique, en réduisant le stress thermique sur les recrues et/ou sur l'approvisionnement en larves (Thyrring et al. 2017).

À l'extrémité sud de son aire de répartition, la moule bleue s'est contractée de plus de 350 km en réponse au réchauffement (Jones et al. 2010), a réduit sa distribution verticale intertidale (Harley 2011), et son abondance a diminué de plus de 60 % depuis les années 1970 dans le golfe du Maine (Sorte et al. 2017). Les *M. edulis* juvéniles étaient très vulnérables au stress thermique, subissant des réductions significatives de la survie, de la croissance de la coquille et/ou du poids des tissus à des températures élevées (Stevens et Gobler 2018).



Morue arctique La morue arctique est une espèce cryopélagique généralement associée à des températures d'eau froide (moins de 5°C; Laurel et al. 2016). Le déclin de la glace de mer et le réchauffement de l'océan, en particulier aux basses latitudes, pourraient donc contribuer à son déclin à long terme (Tynan et DeMaster 1997, Bouchard et al. 2017). Une diminution à long terme du nombre de morues arctiques pourrait avoir plusieurs implications. La forte teneur en lipides des morues arctiques adultes les rend relativement riches en énergie par

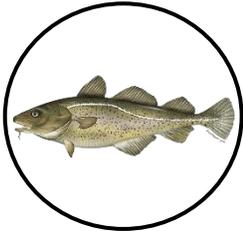
rapport à d'autres espèces pélagiques et démersales proches du rivage, comme le capelan, le lançon et la lompénie tachetée (Van Pelt et al. 1997, Anthony et al. 2000). En rendant l'énergie disponible aux niveaux trophiques supérieurs, la morue arctique est capable de soutenir les prédateurs supérieurs en nombre que d'autres poissons ayant des réserves de graisse plus petites ne pourraient pas (Welch et al. 1992).

Le déclin de la glace de mer et le réchauffement de l'océan, en particulier aux basses latitudes, continueront à modifier la phénologie de reproduction et de développement larvaire de la morue arctique et entraîneront un retrait vers le nord de son aire de répartition (Hop et Gjosaeter 2013). Combiné à une réduction de la glace de mer, le réchauffement de la température de la mer a été identifié comme le principal facteur de réduction de la biomasse reproductrice dans la mer de Béring (Overland et Stabeno 2004). Des études expérimentales ont fait état d'une faible tolérance thermique supérieure dans les premiers stades de vie de la morue arctique. Le succès d'éclosion de la morue arctique a décliné rapidement à des températures supérieures à 3,5°C (Laurel et al. 2018).

Les observations empiriques indiquent déjà un recul vers le nord de la morue arctique par rapport à sa répartition la plus méridionale, par exemple dans les eaux au large de la baie de Disko, au Groenland, dans les eaux de la mer de Barents, de l'île Cooper, de la mer de Béring et dans la Région désignée des Inuvialuit (Hansen et al. 2012, Farrell et al. 2013, Divoky et al. 2015, Harwood et al. 2015, Astthorsson 2016). En outre, un exercice de modélisation prévoit un déclin important de l'abondance de la morue arctique dans le nord-ouest du Canada (Steiner et al. 2019), ce qui suggère qu'elle pourrait déjà se trouver à sa limite nord et que son aire de répartition pourrait donc se réduire à mesure qu'elle est comprimée depuis le sud (Frainer et al. 2017).

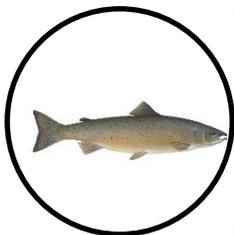
Toutefois, à court terme, des conditions plus chaudes pourraient entraîner une augmentation de la biomasse de la morue arctique en augmentant la survie et le recrutement des larves (Bouchard et al. 2017). L'augmentation de la température de l'eau de mer a été associée à une augmentation du recrutement et de la longueur des morues dans la mer de Barents (Overland et al. 2004) et à une propagation vers le nord et à une augmentation de la biomasse et du recrutement des stocks reproducteurs dans l'Atlantique Nord (Drinkwater 2009). Pour le stock de morue de l'ouest du Groenland, l'abondance, le recrutement et le taux de croissance des individus ont augmenté avec la hausse de la température de la surface de la mer mesurée depuis les années 1990 (Drinkwater 2009).

Des études expérimentales ont étayé l'hypothèse selon laquelle le système cardiorespiratoire de la morue arctique a une certaine capacité d'acclimatation thermique, ce qui pourrait se traduire par une capacité de cette espèce à exploiter l'océan Arctique stratifié thermiquement en été (Drost et al. 2016). Les morues arctiques adultes ont été capables de s'acclimater à des températures de 6,5°C après un mois d'exposition.

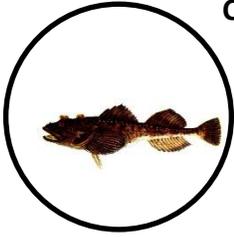


Morue de l'Atlantique En réponse à l'augmentation de la température de l'eau, on prévoit que l'aire de répartition de la morue de l'Atlantique dans l'Atlantique Nord-Est se contractera (Blanchard et al. 2005, Drinkwater 2005). Des preuves ont été apportées que sa limite sud s'est déjà déplacée vers le nord en raison du réchauffement de l'océan (Perry et al. 2005, Rindorf et Lewy 2006, Dulvy et al. 2008). Le réchauffement des mers peut affecter la distribution et la productivité de la morue de l'Atlantique en dépassant la tolérance physiologique dans l'aire de répartition méridionale et en nuisant au recrutement par des changements dans l'abondance et la distribution des proies planctoniques pour les larves, les juvéniles (O'Brien et al. 2000, Beaugrand et al. 2003) et les adultes (Dulvy et al. 2008). Bien que les morues adultes puissent occuper la plupart des températures pendant la saison d'alimentation, la gamme des températures auxquelles le frai a lieu est beaucoup plus étroite. Les changements futurs de la température de la mer, en particulier au moment du frai, peuvent entraîner un ajustement spatial ou temporel du frai (Righton et al. 2010).

Au cours de la première période chaude du 20^e siècle, les stocks de la morue de l'Atlantique dans son aire de répartition septentrionale ont augmenté en abondance, la croissance individuelle était élevée, le recrutement était fort et leur distribution s'est étendue vers le nord (Drinkwater 2009).



Saumon atlantique Les saumons sont limités à des plages thermiques spécifiques pendant les migrations marines qui favorisent la croissance et le développement en mer (Welch et al. 1998). Ces conditions sont étroitement liées à un climat changeant à bien des égards. Les températures mondiales de surface de la mer se réchauffent à mesure que les océans passent à un nouvel état plus chaud (Polyakov et al. 2004, Polyakov et al. 2005). Cette tendance est particulièrement prononcée dans l'Arctique depuis 1995 (Steele et al. 2008). Des températures plus élevées à la surface de la mer et des photopériodes estivales plus longues dans l'Arctique pourraient donc créer des conditions favorables à la croissance des salmonidés (Farley et Trudel 2009).



Chaboisseau à quatre cornes On ne sait pas très bien quels seront les effets des changements climatiques sur le chaboisseau à quatre cornes. Comme cette espèce est censée être eurythermique, elle ne serait pas affectée négativement par le réchauffement des températures. Cependant, sa rareté apparente au sud du détroit de Béring suggère que le chaboisseau à quatre cornes a une adaptation physiologique aux eaux plus froides ou qu'il possède un avantage compétitif sur les espèces d'eau froide à tempérée (Mecklenburg et al. 2002). Si ces hypothèses sont vraies, les effets des changements climatiques pourraient inclure un déplacement vers le nord de la distribution de l'espèce et une augmentation des interactions avec d'autres espèces marines.



Guillemot à miroir Au Royaume-Uni, on a constaté que de nombreuses espèces d'oiseaux pondaient plus tôt depuis les années 1970 (Crick et al. 1997) en réaction à la hausse de la température de la mer. Parmi elles, on a constaté que le Guillemot à miroir ajustait sa date de ponte avec la température de la surface de la mer en avril dans le nord de l'Irlande (Greenwood 2007). Il semble que les Guillemots à miroir utilisent la

température de la surface de la mer comme un indice environnemental pour se reproduire plus tôt.



Morse L'augmentation de la température de la mer et la perte de la couverture de glace pourraient provoquer un changement trophique des algues de glace - benthos vers une dominance du phytoplancton - zooplancton (Piepenburg 2005). Ce changement pourrait réduire la production benthique et donc la nourriture des morses (Bluhm et Gradinger 2008). Dans la mer de Béring, entre 1995 et 2005 environ, une

augmentation des températures de l'air et de l'océan a coïncidé avec une réduction de la glace de mer, une diminution des populations de proies benthiques, une augmentation des populations de poissons pélagiques et un déplacement géographique de la répartition des mammifères marins, dont le morse (Grebmeier et al. 2006).



stable

Phoques Les changements de la température de la mer arctique et de la phénologie de la glace de mer ont entraîné un déplacement ponctuel de la répartition des phoques du Groenland vers le pôle (Laidre et al. 2008). Même s'ils ont une flexibilité relativement importante dans leurs préférences en matière d'habitat, les phoques du Groenland dépendent de façon critique de la glace pour la mise bas et la lactation (Laidre et al. 2008). Les changements dans

la phénologie de la glace peuvent donc les forcer à se déplacer vers le nord pour suivre leurs besoins en matière d'habitat.

Les périodes exceptionnellement chaudes de l'hiver peuvent être préjudiciables aux tanières de naissance des phoques annelés, dont ils ont tant besoin (Stirling et Smith 2004). Ces tanières servent de refuges aux nouveau-nés, tant pour échapper aux conditions difficiles que pour échapper à la prédation par les ours polaires et les renards arctiques. Avec la tendance à la hausse des températures observée dans l'Arctique, il est probable que les pluies seront plus fréquentes au début du printemps. La suppression prématurée de la protection offerte par ces tanières de naissance sous-nivéales pourrait exposer les jeunes bébés phoques annelés à une forte prédation, ce qui pourrait avoir un effet négatif sur les populations de phoques.



Béluga Selon Ono (1995), le stress thermique dans les eaux réchauffées pourrait sérieusement affecter la survie et la distribution des bélugas. Cela pourrait être en partie attribué à la perturbation du réseau trophique. Bien que les bélugas soient généralistes, ils restent vulnérables aux cascades du réseau trophiques induites par le climat (Hansen et al. 2003). Par exemple, la connectivité entre le phytoplancton et les brouteurs de copépodes remontant des profondeurs à des moments spécifiques de l'année pourrait être affectée par la floraison phytoplanctonique précoce déclenchée par la réduction de la couverture de glace de mer (Hunt et al. 2002, Hansen et al. 2003, Bluhm et Gradinger 2008). Un tel découplage trophique pourrait affecter l'abondance des espèces consommées par les bélugas, entraînant une réduction de la disponibilité énergétique pour les bélugas (Bailleul et al. 2012).

Les changements de température de la surface de la mer ont été impliqués dans la modification de la phénologie des mouvements du béluga dans l'Arctique canadien (Bailleul et al. 2012). Pendant l'été, on a constaté que les bélugas recherchaient activement des eaux plus froides, alors que le début de la migration d'automne était retardé. Les retards de migration dus à la température pourraient réduire la période passée dans les zones hivernales, où les bélugas sont censés acquérir la plupart de leurs réserves d'énergie, et pourraient modifier leur bilan énergétique (Bailleul et al. 2012).

5.3 Salinité

L'augmentation prévue des précipitations arctiques combinée à la tendance au réchauffement (IPCC 2013) pourrait augmenter le ruissellement d'eau douce dans l'océan Arctique, ce qui modifiera les niveaux de salinité en changeant l'équilibre entre les précipitations océaniques et l'évaporation. Par exemple, le débit d'eau douce des six plus grands fleuves eurasiens a

augmenté à un taux de 2,0 (\pm 0,7) km³/an entre 1936 et 1999 (Peterson et al. 2002). Il en résulte une quantité d'eau douce sans précédent dans la couche superficielle de l'océan Arctique (Yamamoto-Kawai et al. 2009), ce qui peut déclencher une alternance de la circulation thermohaline (IPCC 2013), une augmentation de la température au-dessus de la moyenne (McPhee et al. 2009) et une réduction de la productivité des algues de glace (Hansell et al. 1998). Cette tendance devrait s'accroître au cours du 21^e siècle. La salinité de l'océan Arctique devrait diminuer de 0,3 à 0,5 unité de salinité pratique (psu) d'ici 2050 et de 0,5 à 1,0 psu à la fin du 21^e siècle (ACIA 2005).

Dans la baie d'Hudson, les changements climatiques en cours devraient entraîner une augmentation du débit d'eau douce en hiver, car on prévoit des températures plus élevées et des précipitations accrues en hiver dans l'est de la baie d'Hudson (Huard et al. 2014). La baisse de la salinité le long de la côte de la baie d'Hudson pourrait accroître la dispersion des espèces, y compris celles qui ne sont pas indigènes au système de la baie d'Hudson.



Moule bleue Les communautés benthiques côtières sont particulièrement vulnérables aux changements de salinité le long de la côte et au sein de l'habitat des espèces benthiques. Goldsmit et al. (2018) ont mis en évidence l'existence d'habitats potentiellement appropriés pour les espèces aquatiques envahissantes telles que la mye commune (*Mya arenaria*) dans le sud de la baie d'Hudson et dans la baie James et le crabe royal (*Paralithodes camtschaticus*) dans la région marine de la baie d'Hudson. Si elles se rendent dans les systèmes de la baie James et de la baie d'Hudson, ces espèces pourraient affecter la structure des communautés benthiques et provoquer le déclin des populations indigènes de mollusques comme les moules bleues (Oug et al. 2011).



Béluga En combinaison avec une stratification accrue de la colonne d'eau et un réapprovisionnement limité en nutriments, une augmentation du ruissellement d'eau douce en provenance des continents peut nuire aux conditions locales d'alimentation des larves de poisson et, par conséquent, aux possibilités d'alimentation des bélugas (Tynan et DeMaster 1997). La tendance à l'augmentation du ruissellement en eau douce pourrait également déclencher des changements interannuels dans l'apparition et la sévérité de la glace saisonnière, ce qui pourrait à son tour affecter la durée de la saison d'alimentation, le moment de la migration, la fécondité et la survie des populations de bélugas (Tynan et DeMaster 1997).

5.4 Changements dans la chimie des océans

L'acidification est favorisée à la fois par les changements climatiques et l'eutrophisation. Le niveau élevé de CO₂ atmosphérique favorise un taux d'échange océan-atmosphère plus élevé,

et des niveaux plus faibles de pH océanique, de CO_3^{2-} et d'états de saturation en carbonate de calcium (CaCO_3), qui favorisent tous l'acidification des océans (Doney et al. 2009, Doney et al. 2012). D'autre part, l'eutrophisation contribue à l'acidification des océans côtiers en raison de la respiration accrue de la matière organique des algues, ce qui tend à augmenter les niveaux de CO_2 et à diminuer le pH (Feely et al. 2010, Cai et al. 2011, Wallace et al. 2014, Cai et al. 2017, Baumann et Smith 2018).

Des modèles prédisent que l'Arctique connaîtra la plus forte acidification de tous les océans, avec une diminution du pH de 0,45 unité, un changement qui est amplifié de plus de 20 % en raison de la dessalure et de l'augmentation de l'absorption de carbone en réponse au recul de la glace de mer (Feely et al. 2009, Steinacher et al. 2009).

Certaines parties de la baie d'Hudson connaissent déjà certaines des plus fortes acidifications océaniques de toutes les régions arctiques et subarctiques, ce qui crée des conditions dans lesquelles le carbonate de calcium aurait tendance à se dissoudre (Capelle et al. 2019). En l'absence de glace de mer, on pourrait s'attendre à ce que les eaux douces et froides de surface de la baie d'Hudson absorbent du CO_2 supplémentaire, ce qui entraînerait une acidification accrue. En outre, il existe de vastes zones de pergélisol et de dépôts de tourbe le long de la côte sud de la baie d'Hudson et dans toute la baie d'Hudson et les basses terres de la baie James (Capelle et al. 2019). Avec les changements climatiques, on prévoit que jusqu'à 50 % de ce pergélisol sera dégradé d'ici 2050 (Gough et Leung 2002), ce qui pourrait libérer de grandes quantités de carbone organique terrigène dans les eaux côtières de la baie d'Hudson (Lawrence et Slater 2005, Frey et McClelland 2009, Letscher et al. 2011). Ce rejet dans la baie d'Hudson favorisera probablement l'acidification des océans (Vonk et al. 2015).

Des niveaux de CO_2 plus élevés dans l'atmosphère ont également fait baisser les niveaux d'oxygène dans les océans (Keeling et al. 2010, Doney et al. 2012). Ces changements dans la chimie des océans, ainsi que les températures plus élevées des océans, influencent la physiologie, le comportement, la taille, la distribution et l'abondance de la vie marine (Doney et al. 2012).



Moule bleue Les changements dans la chimie des carbonates qui accompagnent l'acidification des océans peuvent inhiber la capacité des organismes calcifiants à produire un exosquelette. L'acidification des océans peut également avoir des effets en cascade sur les premiers stades de vie des bivalves, notamment causer un ralentissement de la croissance et la mortalité (Talmage et Gobler 2009, Gazeau et al. 2013, Waldbusser et al. 2013).

Les bivalves exposés à des conditions faibles en oxygène sont vulnérables au ralentissement de la croissance et à la mortalité (Diaz et Rosenberg 1995, Breitbart 2002, Levin et al. 2009), en particulier au cours des premiers stades de leur vie (Zhang et al. 2010, Gobler et Talmage 2014). Cela est dû à une plus grande quantité d'énergie métabolique dépensée pour les processus biologiques adaptatifs, y compris le métabolisme anaérobie (Wu 2002).



Morse L'acidification de l'océan peut modifier la dynamique trophique en réduisant la disponibilité du calcium pour les invertébrés marins, y compris les bivalves dont le morse dépend fortement. Elle peut également modifier les relations hôte-pathogène en faveur des pathogènes, modifiant ainsi l'abondance et la composition des proies du morse (Azetsu-Scott et al. 2010, Kroeker et al. 2013, Asplund et al. 2014). La probabilité de tels changements trophiques, leur horizon temporel et leurs effets possibles sur le morse restent cependant inconnus.

5.5 Changements climatiques et phénomènes météorologiques extrêmes

Étant donné qu'une augmentation de la fréquence des événements météorologiques extrêmes est prévue avec les changements climatiques (IPCC 2013), il est important de comprendre les effets de la mortalité due à l'environnement sur les populations d'animaux marins (Frederiksen et al. 2007, Sandvik et al. 2008). Les phénomènes météorologiques violents peuvent entraîner une mortalité massive des oiseaux de mer, en particulier en hiver (Harris et Wanless 1996, Baduini et al. 2001). La mortalité hivernale en mer semble généralement attribuée à la famine suite à l'indisponibilité ou l'inaccessibilité des proies (Finney et al. 1999, Baduini et al. 2001, Sandvik et al. 2005), mais elle peut également être due à l'exposition à des conditions difficiles (Harris et al. 2007). Les anomalies météorologiques peuvent entraîner des changements dans l'abondance et la distribution des proies principales, ce qui oblige certaines espèces à modifier leur régime alimentaire et à chercher de la nourriture à des niveaux trophiques inférieurs. On sait également que les changements dans la couverture de glace modifient l'accès aux proies,

exacerbant la demande énergétique imposée par des conditions difficiles (Vincent et Marsden 2001, Wilson et al. 2001, Ballerini et al. 2009).



Guillemot de Brünnich Un dépérissement massif des Guillemots de Brünnich à Terre-Neuve a coïncidé avec une période de vents du nord-est soutenus et de glace de mer côtière bloquant les baies côtières plus tard qu'à l'habitude (Tranquilla et al. 2010). La glace a probablement restreint l'accès aux sources de nourriture côtières ou en a modifié la distribution et a provoqué la famine. À l'île Coats, au Nunavut, Smith et Gaston (2012) ont constaté que le taux de

survie des Guillemots de Brünnich adultes était plus élevé après des hivers avec des indices d'oscillation arctique plus faibles, plus de glace dans la partie sud-ouest de l'aire d'hivernage au printemps et des températures de surface de la mer plus fraîches. Même si la tendance à l'augmentation de la température de la surface de la mer n'a pas encore réduit leur succès de reproduction, une baisse significative et continue du taux d'apport en énergie aux oisillons suggère qu'un seuil critique pourrait être éventuellement franchi (Smith et Gaston 2012).

La survie hivernale est considérée comme le trait le plus important du cycle de vie des espèces à longue durée de vie comme le Guillemot de Brünnich (Fort et al. 2009). Avec leur modèle énergétique, Fort et al. (2009) prévoient une forte augmentation de la dépense énergétique entre novembre et décembre pour les guillemots de l'Atlantique Nord-Ouest, principalement due à la température de l'air et à la vitesse du vent. Ces résultats suggèrent fortement l'existence d'un goulot d'étranglement énergétique pour les oiseaux de mer de l'Atlantique Nord vers la fin de l'année, une phase énergétique difficile qui pourrait expliquer les événements récurrents de mortalité massive en hiver. Avec l'augmentation des températures atmosphériques moyennes, ce goulot d'étranglement de la demande énergétique pourrait être réduit. Cependant, la fréquence croissante des événements climatiques extrêmes pourrait avoir des effets inverses (Fort et al. 2009).

Dans certaines circonstances, le harcèlement par les insectes peut être préjudiciable au Guillemot de Brünnich. Les changements des conditions de vent peuvent influencer le harcèlement par les insectes, entre autres choses. Ces dernières années ont vu une augmentation du nombre de jours sans vent et, conséquemment, une augmentation de la mortalité et des échecs de reproduction dus au parasitisme par les moustiques (Gaston et al. 2002, Gaston et Elliott 2013). Par exemple, des taux élevés de désertion des œufs, de prédation par les mouettes et de pertes d'œufs pendant les périodes où les moustiques étaient abondants, même lorsque les températures de l'air étaient dans les limites normales, suggèrent que le harcèlement des moustiques est un facteur majeur à l'origine des pertes d'œufs à l'île

Coats depuis 1997 (Gaston et al. 2002). Des études récentes sur les îles Coats et Digges ont suggéré que le nombre de colonies pourrait avoir diminué de 10 % ces dernières années, probablement en raison de l'effet « top-down » du parasitisme accru des moustiques et de la prédation des ours polaires et de l'effet « bottom-up » de la réduction de la morue arctique.

5.6 Espèces émergentes et interactions biotiques changeantes

La principale menace potentielle indirecte des changements climatiques est qu'ils peuvent avoir des impacts importants sur les réseaux trophiques en modifiant la productivité primaire de la mer (Hoegh-Guldberg et Bruno 2010), ce qui aura à son tour des effets en cascade plus haut dans la chaîne alimentaire (Beaugrand et al. 2002, Hays et al. 2005, Osterblom et al. 2007). Le manque de nourriture en quantité suffisante pendant la saison de reproduction est donc une menace potentielle négative indirecte des changements climatiques (Divoky 2011).



Eiders Parmi les nouvelles menaces qui pèsent sur les eiders figurent les maladies et la perturbation des colonies en reproduction par les ours polaires. En période de réchauffement climatique, les maladies infectieuses pourraient représenter une menace importante pour la biodiversité et la conservation car leur apparition et leurs impacts peuvent être liés à la température

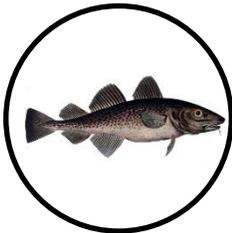
(Harvell et al. 2002, Kutz et al. 2005, Harvell et al. 2009, Rohr et Raffel 2010). Par exemple, plusieurs centaines d'eiders à duvet sont morts du choléra aviaire dans les colonies du nord de la baie d'Hudson et de l'ouest du détroit d'Hudson en juillet et août 2004 et 2005 (Descamps et al. 2011). Au cours de l'été 2006, le choléra a de nouveau été détecté dans les colonies d'eiders le long des côtes nord du Québec, au Nunavik et à East Bay, sur l'île de Southampton, au Nunavut. Ces épidémies ont brusquement inversé une augmentation de la population et ont réduit la population d'une grande colonie de 30 % en seulement trois ans (Buttler 2009).

Les Inuits du Nunavut et du Nunavik ont récemment signalé des pertes catastrophiques d'eiders dans de nombreuses colonies de reproduction en raison de l'activité des ours polaires, un phénomène également signalé par des chercheurs travaillant dans l'Arctique canadien (Iverson et al. 2014, Dey et al. 2018). Bien que l'activité des ours polaires ait été observée de façon intermittente, elle n'a jamais été observée aux niveaux aussi élevés qu'actuellement. Comme la période sans glace s'est allongée, les ours polaires sont présents plus tôt sur le rivage, rencontrant des eiders à duvet en incubation. Depuis que l'invasion d'ours polaires est devenue annuelle à la fin des années 2000, il n'y a eu pratiquement aucun recrutement dans certaines

colonies, car les ours mangent tous les œufs ou poussins avant leur départ (Dey et al. 2017). L'effet des ours polaires sur la dynamique des colonies est prononcé, les ours ayant un effet disproportionné sur les grandes colonies. On s'attend à ce que la taille des colonies d'eiders diminue dans la baie d'Hudson, car les eiders choisiront des colonies plus petites pour éviter la prédation des ours polaires (Dey et al. 2017).



Plongeurs À notre connaissance, aucun effet direct des changements climatiques n'ont été observé et/ou mesuré pour le Plongeon catmarin. Cependant, les effets indirects des changements climatiques, notamment la disponibilité des petits mammifères (Bety et al. 2002, Gauthier et al. 2004) et l'apparition de la rage (Chautan et al. 2000), auront probablement un impact sur la population d'un de ses prédateurs (Rizzolo et al. 2014).



Morue arctique Le retrait vers le nord de la morue arctique dû à l'augmentation de la température de la mer et au retrait de la glace de mer pourrait être exacerbé par l'expansion des espèces concurrentes, comme le capelan, une espèce plus tempérée. En effet, plusieurs éléments indiquent que les assemblages de poissons changent dans la baie d'Hudson et ailleurs dans l'Arctique. Par rapport aux assemblages de poissons larvaires signalés en 1988 près des îles Belcher dans le sud-est de la baie d'Hudson (Drolet et al. 1991), la morue arctique était moins abondante et les espèces de la famille des Stichaeidae plus abondantes en 2005 et 2010. En outre, la proportion de morue arctique dans le régime alimentaire des prédateurs supérieurs diminue (Gaston et al. 2003, Gaston et al. 2012, Provencher et al. 2012), tandis que l'incidence du capelan et du lançon a augmenté (p. ex. Gaston et al. 2003). Cela suggère un changement dans la communauté de poissons, qui passe d'espèces arctiques hyper-spécialisées à des espèces subarctiques généralistes.

Les phoques annelés et les Guillemots à miroir font partie des espèces de super-prédateurs pour lesquelles un changement dans le régime alimentaire a été observé ces dernières années. Dans l'ouest de la baie d'Hudson, par exemple, le régime alimentaire des phoques annelés est passé d'une dépendance à la morue arctique et au lançon au début des années 1990 à une dépendance plus importante au capelan dans les années 2000 (Chambellant et al. 2013). Le Guillemot à miroir nichant dans la baie d'Hudson se nourrissait exclusivement de morue arctique. Cependant, ces dernières années, jusqu'à la moitié du contenu de l'estomac des oiseaux était constitué de petits capelans (Schiermeier 2007).



Guillemot de Brünnich De nombreuses observations ont révélé une augmentation des interactions entre l'ours polaire et le Guillemot de Brünnich. Les incursions d'ours polaires dans les colonies de reproduction de Guillemots de Brünnich dans le détroit d'Hudson et le nord de la baie d'Hudson ont plus que septuplé depuis les années 1980 (Iverson et al. 2014).

De plus, deux raids ont été documentés sur une colonie de reproduction de Guillemots de Brünnich à l'île Coats depuis 2000, une colonie où aucun ours n'avait été vu consommant des œufs ou des oisillons au cours des 17 saisons de terrain précédentes (Smith et al. 2010). De même, Stempniewicz (2005) a signalé que les ours sont devenus plus nombreux pendant la saison de reproduction des oiseaux dans l'ouest du Spitzberg (archipel du Svalbard) et ont été observés en train de consommer les œufs des Guillemot de Brünnich. Lorsqu'ils atteignent une colonie, les ours polaires peuvent avoir un impact considérable sur les populations de Guillemots de Brünnich car ils peuvent consommer jusqu'à 30 % des œufs (Smith et al. 2010, Gaston et Elliot 2013). On pense que l'augmentation apparente de la fréquence de consommation d'œufs par les ours polaires est le résultat du changement des conditions de la glace (Smith et al. 2010).

Outre le phoque annelé et le Guillemot à miroir, le Guillemot de Brünnich a aussi connu un changement de régime alimentaire au cours des dernières décennies. Dans la plupart des colonies du Canada, la morue arctique est la principale proie du Guillemot de Brünnich, et ce fut le cas dans les colonies de la baie d'Hudson jusqu'au milieu des années 1990. Depuis 1997 cependant, le régime alimentaire des guillemots a complètement changé et se compose désormais généralement de moins de 10 % de morue arctique et de plus de 50 % de capelan (Gaston et al. 2003, Gaston et Elliott 2013). Ce changement de régime alimentaire coïncide avec une diminution du succès de reproduction des guillemots dans la baie d'Hudson, probablement parce que le capelan est moins riche en énergie que la morue arctique (Gaston et al. 2005). On peut supposer que la réduction de la couverture de glace ces dernières années a fait que le capelan a remplacé la morue arctique dans les eaux environnantes du nord de la baie d'Hudson (Gaston et al. 2003).

Les changements climatiques entraînent également une plus grande abondance de parasites dans l'Arctique. Descamps (2013) a montré que la température hivernale moyenne au Svalbard, en Norvège arctique, expliquait près de 90 % de la prévalence moyenne des tiques chez le Guillemot de Brünnich. Une augmentation de 1°C de la température hivernale moyenne sur le site de la colonie de reproduction a été associée à une augmentation de 5% du nombre d'oiseaux infectés par ces ectoparasites au cours de la saison de reproduction suivante. Cependant, la condition physique et le succès de la reproduction ne semblaient pas être affectés par la présence de tiques (Descamps 2013).



Phoques Tout comme le changement de régime alimentaire de certains oiseaux de mer de l'Arctique canadien, les phoques ont modifié le leur dans différentes régions. Par exemple, les phoques communs du Svalbard ont modifié leur régime alimentaire de l'automne, passant d'une

dominance de morue arctique à une dominance de morue de l'Atlantique sur une période de dix ans (Colominas 2012). Les analyses isotopiques ont révélé une plus grande importance du capelan dans le régime alimentaire des phoques annelés ces dernières années, probablement en raison des changements d'abondance des espèces proies (Young et Ferguson 2014). Les changements prévus dans la distribution des phoques annelés associés aux changements climatiques entraîneront l'apparition de nouveaux prédateurs (p. ex. les orques; Higdon et Ferguson 2009) et peut-être de nouveaux concurrents tels que les phoques communs (Florko et al. 2018).

Une prévalence plus élevée du parasite *Toxoplasma gondii* a été observée chez les phoques annelés et barbuis du Svalbard, ce qui pourrait être dû à une augmentation du nombre ou de la capacité de survie d'oocystes transportés par le courant de l'Atlantique Nord vers le Svalbard depuis les latitudes méridionales (Jensen et al. 2010). Les températures plus chaudes de l'eau ont entraîné des afflux d'invertébrés marins filtreurs tempérés qui pourraient être des vecteurs d'oocystes. L'eau plus chaude est également susceptible de favoriser une plus grande survivabilité des oocystes (Jensen et al. 2010).



Béluga Les orques, le plus important prédateur des bélugas, ont élu domicile saisonnier dans les eaux arctiques, y compris dans la baie d'Hudson. Higdon et Ferguson (2009) ont résumé les registres d'observation des orques dans le détroit d'Hudson, la baie d'Hudson, la baie James et le bassin Foxe de 1900 à 2006 et ont indiqué une augmentation exponentielle des observations par décennie.

Références

- Aars, J., N. J. Lunn et A. E. Derocher. 2006. Polar Bears: Proceedings of the 14th Working Meeting of the IUCN/SCC Polar Bear Specialist Group. IUCN, Seattle, USA.
- ACIA. 2005. Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press, New York, USA.
- Adrian, R., C. M. O'Reilly, H. Zagarese, S. B. Baines, D. O. Hessen, W. Keller, D. M. Livingstone, R. Sommaruga, D. Straile, E. Van Donk, G. A. Weyhenmeyer et M. Winder. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* **54**:2283-2297.
- Ahlers, A. A., L. A. Cotner, P. J. Wolff, M. A. Mitchell, E. J. Heske et R. L. Schooley. 2015. Summer Precipitation Predicts Spatial Distributions of Semiaquatic Mammals. *Plos One* **10**:14.
- Ahola, M., T. Laaksonen, K. Sippola, T. Eeva, K. Rainio et E. Lehikoinen. 2004. Variation in climate warming along the migration route uncouples arrival and breeding dates. *Global Change Biology* **10**:1610-1617.
- AICC Alaska Interagency Coordination Center. 2014. Historical fire information. Alaska, USA.
- Aku, P. M. K., L. G. Rudstam et W. M. Tonn. 1997. Impact of hypolimnetic oxygenation on the vertical distribution of cisco (*Coregonus artedi*) in Amisk Lake, Alberta. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**:2182-2195.
- Aleksiuk, M. 1970. Seasonal food regime of Arctic beavers. *Ecology* **51**:264-270.
- Alexander, R. M. 2002. The merits and implications of travel by swimming, flight and running for animals of different sizes. *Integrative and Comparative Biology* **42**:1060-1064.
- Alexeev, V. A., C. D. Arp, B. M. Jones et L. Cai. 2016. Arctic sea ice decline contributes to thinning lake ice trend in northern Alaska. *Environmental Research Letters* **11**.
- Allard, M., F. Calmels, D. Fortier, C. Laurent, E. L'Hérault et F. Vinet. 2007. Cartographie des conditions de pergélisol dans les communautés du Nunavik en vue de l'adaptation au réchauffement climatique. Centre d'études nordiques, Université Laval, Québec, Canada.
- Almodovar, A., G. G. Nicola, D. Ayllon et B. Elvira. 2012. Global warming threatens the persistence of Mediterranean brown trout. *Global Change Biology* **18**:1549-1560.
- Alofs, K. M., D. A. Jackson et N. P. Lester. 2014. Ontario freshwater fishes demonstrate differing range-boundary shifts in a warming climate. *Diversity and Distributions* **20**:123-136.
- Altwegg, R., K. Broms, B. Erni, P. Barnard, G. F. Midgley et L. G. Underhill. 2012. Novel methods reveal shifts in migration phenology of barn swallows in South Africa. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **279**:1485-1490.
- AMAP. 2012. Arctic climate issues 2011: changes in Arctic snow, water, ice and permafrost. Arctic Monitoring Assessment Program (AMAP), Tromso, Norway.
- Amundsen, P. A., T. Bohn, O. A. Popova, F. J. Staldivik, Y. S. Reshetnikov, N. A. Kashulin et A. A. Lukin. 2003. Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. *Hydrobiologia* **497**:109-119.

- Andersson, T., A. Nilsson et M. Jansson. 1991. COLORED SUBSTANCES IN SWEDISH LAKES AND RIVERS - TEMPORAL VARIATION AND REGULATING FACTORS.
- Andrews, C. J. 1996. How do plants survive ice? *Annals of Botany* **78**:529-536.
- Andrews, J., D. Babb, M. McKernan, B. Horton et D. G. Barber. 2016. Climate change in the Hudson Bay complex: opportunities and vulnerabilities for the Port of Churchill's marine operations. The Centre for Earth Observation Science.
- Anthony, J. A., D. D. Roby et K. R. Turco. 2000. Lipid content and energy density of forage fishes from the northern Gulf of Alaska. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **248**:53-78.
- Arndt, D. S., J. Blunden, R. J. H. Dunn, A. P. Aaron-Morrison, A. Abdallah, S. A. Ackerman, R. Adler, E. J. Alfaro, R. P. Allan, R. Allan, L. A. Alvarez, L. M. Alves, J. A. Amador, L. M. Andreassen, D. Arce, A. Arguez, D. S. Arndt, N. M. Arzhanova, J. Augustine, E. Awatif, C. Azorin-Molina, J. Baez, M. U. Bardin, J. Barichivich, M. O. Baringer, S. Barreira, S. Baxter, H. E. Beck, A. Becker, K. M. Bedka, M. J. Behrenfeld, G. D. Bell, M. Belmont, A. Benedetti, G. H. Bernhard, P. Berrisford, D. I. Berry, M. L. Bettolli, U. S. Bhatt, M. Bidegain, B. Biskaborn, P. Bissolli, J. Bjerke, E. S. Blake, J. Blunden, M. G. Bosilovich, O. Boucher, D. Boudet, J. E. Box, T. Boyer, G. O. Braathen, J. Brimelow, D. H. Bromwich, R. Brown, S. Buehler, O. N. Bulygina, D. Burgess, B. Calderon, S. J. Camargo, J. D. Campbell, J. Cappelen, P. Caroff, L. Carrea, B. R. Carter, D. P. Chambers, E. Chandler, M. D. Cheng, H. H. Christiansen, J. R. Christy, D. Chung, E. S. Chung, K. R. Clem, C. A. S. Coelho, M. Coldewey-Egbers, S. Colwell, O. R. Cooper, L. Copland, J. N. Cross, J. Crouch, V. Cutie, S. M. Davis, E. de Eyto, R. A. M. de Jeu, J. de Laat, C. L. deGasperi, D. Degenstein, M. Demircan, C. Derksen, L. di Girolamo, H. J. Diamond, S. Dindyal, E. J. Dlugokencky, K. Dohan, M. T. Dokulil, A. J. Dolman, C. M. Domingues, M. G. Donat, S. Dong, W. A. Dorigo, D. S. Drozdov, R. J. H. Dunn, A. M. Duran-Quesada, G. S. Dutton, M. ElKharrim, J. W. Elkins, H. E. Epstein, J. C. Espinoza, S. Etienne-LeBlanc, J. S. Famiglietti, S. Farrell, S. Fateh, R. S. Fausto, R. A. Feely, Z. Feng, C. Fenimore, X. Fettweis, V. E. Fioletov, M. Flannigan, J. Flemming, R. L. Fogt, C. Folland, C. Fonseca, B. C. Forbes, M. J. Foster, S. D. Francis, B. A. Franz, R. A. Frey, S. M. Frith, L. Froidevaux, C. Ganter, S. Gerland, J. Gilson, N. Gobron, S. B. Goldenberg, G. Goni, I. T. Gonzalez, A. Goto, M. D. Greenhough, J. U. Grooss, A. Gruber, C. Guard, S. K. Gupta, J. M. Gutierrez, C. Haas, S. Hagos, S. Hahn, L. Haimberger, B. D. Hall, M. S. Halpert, B. D. Hamlington, E. Hanna, I. Hanssen-Bauer, J. Hare, I. Harris, A. K. Heidinger, R. R. Heim, S. Hendricks, M. Hernandez, R. Hernandez, H. G. Hidalgo, S. P. Ho, W. R. Hobbs, B. Huang, H. K. Huelsing, D. F. Hurst, I. Ialongo, J. A. Ijampy, A. Inness, K. Isaksen, M. Ishii, S. Jevrejeva, C. Jimenez, X. Z. Jin, V. John, W. E. Johns, B. Johnsen, B. Johnson, G. C. Johnson, K. S. Johnson, P. D. Jones, G. Jumaux, K. Kabidi, J. W. Kaiser, D. Kass, S. Kato, A. Kazemi, G. Kelem, L. M. Keller, B. P. Kelly, M. Kendon, J. Kennedy, K. Kerr, A. L. Kholodov, M. Khoshkam, R. Killick, H. J. Kim, S. J. Kim, T. B. Kimberlain, P. J. Klotzbach, J. A. Knaff, B. Kochtubajda, J. Kohler, J. Korhonen, N. N. Korshunova, N. Kramarova, D. P. Kratz, A. Kruger, M. C. Kruk, T. Krumpfen, M. Lakatos, K. Lakkala, J. P. Lanckmann, M. A. Lander, P. Landschutzer, C. W. Landsea, M. Lankhorst, K. Lantz, M. A. Lazzara, E. Leuliette, S. R. Lewis, M. L'Heureux, J. L. Lieser, Lin, H. X. Liu, Y. H. Liu, R. Locarnini, N. G. Loeb, C. S. Long, M. Lorant, A. M. Lorrey, D. Loyola, M. M. Lu, R. Lumpkin, J. J. Luo, K. Luo, J. M. Lyman, G. Macara, A. M. Macdonald, M. Macias-Fauria, G. V. Malkova, G. Manney, S. S. Marchenko, J. A. Marengo, J. J. Marra, W. Marszelewski, B. Martens, R. Martinez-Guingla, R. A. Massom, J. T. Mathis, L. May, M. Mayer, M. Mazloff, C. McBride, M. F. McCabe, G. McCarthy, M. McCarthy, E. L. McDonagh, S. McGree, T. R. McVicar, C. A. Mears, W. Meier, A. Mekonnen, V. V. Menezes, G. M. Tsidu, W. P. Menzel, C. J. Merchant, M. P. Meredith, M. A. Merrifield, P. Minnis, D. G. Miralles, T. Mistelbauer, G. T. Mitchum, S. Mitro, D. Monselesan, S. A.

- Montzka, N. Mora, C. Morice, B. Morrow, T. Mote, L. Mudryk, J. Muhle, A. B. Mullan, R. Muller, E. R. Nash, R. S. Nerem, L. Newman, P. A. Newman, J. J. Nieto, J. Noetzli, S. O'Neel, T. J. Osborn, J. Overland, L. Oyunjargal, R. M. Parinussa, E. H. Park, R. J. Pasch, R. Pascual-Ramirez, A. M. Paterson, P. R. Pearce, V. Pellichero, M. S. Pelto, L. Peng, S. E. Perkins-Kirkpatrick, D. Perovich, I. Petropavlovskikh, A. B. Pezza, C. Phillips, D. Phillips, G. Phoenix, B. Pinty, M. C. Pitts, M. R. Pons, A. O. Porter, J. Quintana, F. Rahimzadeh, M. Rajeevan, D. Rayner, M. K. Raynolds, V. N. Razuvaev, P. Read, J. Reagan, P. Reid, C. Reimer, S. Remy, J. A. Renwick, J. V. Revadekar, J. Richter-Menge, A. Rimmer, D. A. Robinson, M. Rodell, R. Rollenbeck, V. E. Romanovsky, J. Ronchail, F. Roquet, K. H. Rosenlof, C. Roth, J. A. Rusak, J. B. Sallee, A. Sanchez-Lugo, M. L. Santee, J. L. Sarmiento, P. Sawaengphokhai, A. Sayouri, T. A. Scambos, J. Schemm, S. G. Schladow, C. Schmid, M. Schmid, P. Schoeneich, C. J. Schreck, T. Schuur, H. B. Selkirk, U. Send, S. Sensoy, M. Sharp, L. Shi, N. I. Shiklomanov, S. V. Shimaraeva, D. A. Siegel, S. R. Signorini, E. Silov, F. Sima, A. J. Simmons, D. A. Smeed, C. Smeets, A. Smith, S. L. Smith, B. Soden, J. M. Spence, A. K. Srivastava, P. W. Stackhouse, S. Stammerjohn, W. Steinbrecht, J. L. Stella, R. Stennett-Brown, T. S. Stephenson, S. Strahan, D. A. Streletskiy, S. Sun-Mack, S. Swart, W. Sweet, G. Tamar, M. A. Taylor, M. Tedesco, R. L. Thoman, L. Thompson, P. R. Thompson, M. L. Timmermans, M. A. Timofeev, J. A. Tirnanes, S. Tobin, K. Trachte, B. C. Trewin, A. R. Trotman, M. Tschudi, O. Tweedy, D. van As, R. S. W. van de Wal, R. van der Schalie, G. van der Schrier, G. R. van der Werf, C. J. van Meerbeeck, I. Velicogna, P. Verburg, G. Vieira, L. A. Vincent, H. Vomel, R. S. Vose, W. Wagner, A. Wahlin, D. A. Walker, J. Walsh, B. Wang, C. Z. Wang, J. H. Wang, L. Wang, M. Wang, S. H. Wang, R. Wanninkhof, S. Watanabe, M. Weber, R. A. Weller, G. A. Weyhenmeyer, R. Whitewood, D. N. Wiese, S. E. Wijffels, A. C. Wilber, J. D. Wild, K. M. Willett, S. Willie, J. K. Willis, G. Wolken, T. Wong, E. F. Wood, R. I. Woolway, B. Wouters, Y. Xue, S. Y. Yim, X. G. Yin, L. Yu, E. Zambrano, H. M. Zhang, P. Q. Zhang, G. G. Zhao, L. Zhao, J. R. Ziemke et N. Zilberman. 2017. State of the Climate in 2016. *Bulletin of the American Meteorological Society* **98**:S1-S277.
- Arrigo, K. R., G. van Dijken et S. Pabi. 2008. Impact of a shrinking Arctic ice cover on marine primary production. *Geophysical Research Letters* **35**.
- Arvola, L., P. Kankaala, T. Tulonen et A. Ojala. 1996. Effects of phosphorus and allochthonous humic matter enrichment on the metabolic processes and community structure of plankton in a boreal lake (Lake Paajarvi). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**:1646-1662.
- Asplund, M. E., S. P. Baden, S. Russ, R. P. Ellis, N. P. Gong et B. E. Hernroth. 2014. Ocean acidification and host-pathogen interactions: blue mussels, *Mytilus edulis*, encountering *Vibrio tubiashii*. *Environmental Microbiology* **16**:1029-1039.
- Astthorsson, O. S. 2016. Distribution, abundance and biology of polar cod, *Boreogadus saida*, in Iceland-East Greenland waters. *Polar Biology* **39**:995-1003.
- Aubry, L. M., R. F. Rockwell, E. G. Cooch, R. W. Brook, C. P. H. Mulder et D. N. Koons. 2013. Climate change, phenology, and habitat degradation: drivers of gosling body condition and juvenile survival in lesser snow geese. *Global Change Biology* **19**:149-160.
- Auer, N. A. 1999. Population characteristics and movements of Lake Sturgeon in the Sturgeon River and Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research* **25**:282-293.
- Azetsu-Scott, K., A. Clarke, K. Falkner, J. Hamilton, E. P. Jones, C. Lee, B. Petrie, S. Prinsenberg, M. Starr et P. Yeats. 2010. Calcium carbonate saturation states in the waters of the Canadian Arctic Archipelago and the Labrador Sea. *Journal of Geophysical Research-Oceans* **115**.

- Baduini, C. L., K. D. Hyrenbach, K. O. Coyle, A. Pinchuk, V. Mendenhall et G. L. Hunt. 2001. Mass mortality of short-tailed shearwaters in the south-eastern Bering Sea during summer 1997. *Fisheries Oceanography* **10**:117-130.
- Bailleul, F., V. Lesage, M. Power, D. W. Doidge et M. O. Hammill. 2012. Migration phenology of beluga whales in a changing Arctic. *Climate Research* **53**:169-178.
- Bajzak, C. E., M. O. Hammill, G. B. Stenson et S. Prinsenber. 2011. Drifting away: implications of changes in ice conditions for a pack-ice-breeding phocid, the harp seal (*Pagophilus groenlandicus*). *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **89**:1050-1062.
- Ballerini, T., G. Tavecchia, S. Olmastroni, F. Pezzo et S. Focardi. 2009. Nonlinear effects of winter sea ice on the survival probabilities of Adelie penguins. *Oecologia* **161**:253-265.
- Barber, D. G. et J. Iacozza. 2004. Historical analysis of sea ice conditions in M'Clintock channel and the Gulf of Boothia, Nunavut: Implications for ringed seal and polar bear habitat. *Arctic* **57**:1-14.
- Barker, N. K. S., S. G. Cumming et M. Darveau. 2014. Models to predict the distribution and abundance of breeding ducks in Canada. *Avian Conservation and Ecology* **9**.
- Bates, L. C., M. A. Boucher et J. M. Shrimpton. 2014. Effect of temperature and substrate on whole body cortisol and size of larval white sturgeon (*Acipenser transmontanus* Richardson, 1836). *Journal of Applied Ichthyology* **30**:1259-1263.
- Baumann, H. et E. M. Smith. 2018. Quantifying Metabolically Driven pH and Oxygen Fluctuations in US Nearshore Habitats at Diel to Interannual Time Scales. *Estuaries and Coasts* **41**:1102-1117.
- Beaugrand, G., K. M. Brander, J. A. Lindley, S. Souissi et P. C. Reid. 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. *Nature* **426**:661-664.
- Beaugrand, G., P. C. Reid, F. Ibanez, J. A. Lindley et M. Edwards. 2002. Reorganization of North Atlantic marine copepod biodiversity and climate. *Science* **296**:1692-1694.
- Beisner, B. E., A. R. Ives et S. R. Carpenter. 2003. The effects of an exotic fish invasion on the prey communities of two lakes. *Journal of Animal Ecology* **72**:331-342.
- Belanger, C., R. M. Couture, Y. Gratton, O. C. Chiadjeu, T. Logan, I. Laurion, A. St-Hilaire et M. Rautio. 2017. Cartographie des impacts des changements climatiques sur l'habitat des salmonidés dans les lacs nordiques du Québec. Institut national de la recherche scientifique, Quebec, Canada.
- Bélanger, C., D. Huard, Y. Gratton, D. Jeong, A. St-Hilaire, J. Auclair et I. Laurion. 2013. Impacts des changements climatiques sur l'habitat des salmonidés dans les lacs nordiques du Québec. Rapport no. R1514, INRS, Québec, Canada.
- Bence, J. R., R. A. Bergstedt, G. C. Christie, P. A. Cochran, M. P. Ebener, J. F. Koonce, M. A. Rutter et W. D. Swink. 2003. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) parasite-host interactions in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* **29**:253-282.
- Berge, J., G. Johnsen, F. Nilsen, B. Gulliksen et D. Slagstad. 2005. Ocean temperature oscillations enable reappearance of blue mussels *Mytilus edulis* in Svalbard after a 1000 year absence. *Marine Ecology Progress Series* **303**:167-175.
- Bergerud, A. T. 1978. The status and management of woodland caribou in British Columbia. Fish and Wildlife Branch, Victoria, Canada.

- Berkes, F. et M. Mackenzie. 1978. Cree fish names from Eastern James Bay, Quebec. *Arctic* **31**:489-495.
- Berteaux, D., G. Gauthier, F. Domine, R. A. Ims, S. F. Lamoureux, E. Levesque et N. Yoccoz. 2017. Effects of changing permafrost and snow conditions on tundra wildlife: critical places and times. *Arctic Science* **3**:65-90.
- Bety, J., G. Gauthier, E. Korpimäki et J. F. Giroux. 2002. Shared predators and indirect trophic interactions: lemming cycles and arctic-nesting geese. *Journal of Animal Ecology* **71**:88-98.
- Bhiry, N., A. Delwaide, M. Allard, Y. Begin, L. Filion, M. Lavoie, C. Nozais, S. Payette, R. Pienitz, E. Saulnier-Talbot et W. F. Vincent. 2011. Environmental change in the Great Whale River region, Hudson Bay: Five decades of multidisciplinary research by Centre d'études nordiques (CEN). *Écoscience* **18**:182-203.
- Bieniiek, P. A., J. E. Walsh, R. L. Thoman et U. S. Bhatt. 2014. Using Climate Divisions to Analyze Variations and Trends in Alaska Temperature and Precipitation. *Journal of Climate* **27**:2800-2818.
- Billings, W. D. et K. M. Peterson. 1980. VEGETATIONAL CHANGE AND ICE-WEDGE POLYGONS THROUGH THE THAW-LAKE CYCLE IN ARCTIC ALASKA. *Arctic and Alpine Research* **12**:413-432.
- Blanchard, J. L., C. Mills, S. Jennings, C. J. Fox, B. D. Rackham, P. D. Eastwood et C. M. O'Brien. 2005. Distribution-abundance relationships for North Sea Atlantic cod (*Gadus morhua*): observation versus theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**:2001-2009.
- Bluhm, B. A. et R. Gradinger. 2008. Regional variability in food availability for arctic marine mammals. *Ecological Applications* **18**:S77-S96.
- Born, E. W., S. Rysgaard, G. Ehlme, M. Sejv, M. Acquarone et N. Levermann. 2003. Underwater observations of foraging free-living Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) and estimates of their food consumption. *Polar Biology* **26**:348-357.
- Both, C., S. Bouwhuis, C. M. Lessells et M. E. Visser. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* **441**:81-83.
- Both, C. et M. E. Visser. 2005. The effect of climate change on the correlation between avian life-history traits. *Global Change Biology* **11**:1606-1613.
- Bott, K., G. W. Kornely, M. C. Donofrio, R. F. Elliott et K. T. Scribner. 2009. Mixed-Stock Analysis of Lake Sturgeon in the Menominee River Sport Harvest and Adjoining Waters of Lake Michigan. *North American Journal of Fisheries Management* **29**:1636-1643.
- Bouchard, C., M. Geoffroy, M. LeBlanc, A. Majewski, S. Gauthier, W. Walkusz, J. D. Reist et L. Fortier. 2017. Climate warming enhances polar cod recruitment, at least transiently. *Progress in Oceanography* **156**:121-129.
- Brandt, S. B., M. Costantini, S. Kolesar, S. A. Ludsin, D. M. Mason, C. M. Rae et H. Y. Zhang. 2011. Does hypoxia reduce habitat quality for Lake Erie walleye (*Sander vitreus*)? A bioenergetics perspective. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **68**:857-879.
- Brassard, J. M., E. Audy, M. Crete et P. Grenier. 1974. Distribution and winter habitat of Moose in Quebec. *Canadian Field-Naturalist* **101**:67-80.

- Braun, C. E. et R. K. Schmidt. 1971. Effects of snow and wind on wintering populations of white-tailed ptarmigan in Colorado. Pages 238-250 in A. O. Haugen, editor. Proceedings of the snow and ice symposium. Iowa. Cooperative Wildlife Research Unit, Iowa State University, Iowa, USA.
- Braune, B., J. Chetelat, M. Amyot, T. Brown, M. Clayden, M. Evans, A. Fisk, A. Gaden, C. Girard, A. Hare, J. Kirk, I. Lehnerr, R. Letcher, L. Loseto, R. Macdonald, E. Mann, B. McMeans, D. Muir, N. O'Driscoll, A. Poulain, K. Reimer et G. Stern. 2015. Mercury in the marine environment of the Canadian Arctic: Review of recent findings. *Science of the Total Environment* **509**:67-90.
- Breeggemann, J. J., M. A. Kaemingk, T. J. DeBates, C. P. Paukert, J. R. Krause, A. P. Letvin, T. M. Stevens, D. W. Willis et S. R. Chipps. 2016. Potential direct and indirect effects of climate change on a shallow natural lake fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish* **25**:487-499.
- Breitburg, D. 2002. Effects of Hypoxia, and the Balance between Hypoxia and Enrichment, on Coastal Fishes and Fisheries. *Estuaries* **25**:767-781.
- Brook, R. W., J. O. Leafloor, K. F. Abraham et D. C. Douglas. 2015. Density dependence and phenological mismatch: consequences for growth and survival of sub-arctic nesting Canada Geese. *Avian Conservation and Ecology* **10**:15.
- Brown, R. W., W. W. Taylor et R. A. Assel. 1993. FACTORS AFFECTING THE RECRUITMENT OF LAKE WHITEFISH IN 2 AREAS OF NORTHERN LAKE-MICHIGAN. *Journal of Great Lakes Research* **19**:418-428.
- Bruder, A., A. Frainer, T. Rota et R. Primicerio. 2019. The Importance of Ecological Networks in Multiple-Stressor Research and Management. *Frontiers in Environmental Science* **7**.
- Buckley, L. B. et R. B. Huey. 2016. Temperature extremes: geographic patterns, recent changes, and implications for organismal vulnerabilities. *Global Change Biology* **22**:3829-3842.
- Buttler, I. 2009. Avian cholera among arctic breeding common eiders *Somateria mollissima*: temporal dynamics and the role of handling stress in reproduction and survival. Doctoral dissertation, Carleton University.
- Bystrom, P., J. Karlsson, P. Nilsson, T. Van Kooten, J. Ask et F. Olofsson. 2007. Substitution of top predators: effects of pike invasion in a subarctic lake. *Freshwater Biology* **52**:1271-1280.
- CAFF. 2013. Arctic Biodiversity Assessment. Status and trends in Arctic biodiversity. . Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri, Iceland.
- Cai, W. J., X. P. Hu, W. J. Huang, M. C. Murrell, J. C. Lehrter, S. E. Lohrenz, W. C. Chou, W. D. Zhai, J. T. Hollibaugh, Y. C. Wang, P. S. Zhao, X. H. Guo, K. Gundersen, M. H. Dai et G. C. Gong. 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature Geoscience* **4**:766-770.
- Cai, W. J., W. J. Huang, G. W. Luther, D. Pierrot, M. Li, J. Testa, M. Xue, A. Joesoef, R. Mann, J. Brodeur, Y. Y. Xu, B. Chen, N. Hussain, G. G. Waldbusser, J. Cornwell, et W. M. Kemp. 2017. Redox reactions and weak buffering capacity lead to acidification in the Chesapeake Bay. *Nature Communications* **8**.
- Callaghan, T. V., M. Johansson, R. D. Brown, P. Y. Groisman, N. Labba, V. Radionov, R. S. Bradley, S. Blangy, O. N. Bulygina, T. R. Christensen, J. E. Colman, R. L. H. Essery, B. C. Forbes, M. C. Forchhammer, V. N. Golubev, R. E. Honrath, G. P. Juday, A. V. Meshcherskaya, G. K. Phoenix, J.

- Pomeroy, A. Rautio, D. A. Robinson, N. M. Schmidt, M. C. Serreze, V. P. Shevchenko, A. I. Shiklomanov, A. B. Shmakin, P. Skold, M. Sturm, M. K. Woo et E. F. Wood. 2011. Multiple Effects of Changes in Arctic Snow Cover. *Ambio* **40**:32-45.
- Campbell, J. L., M. J. Mitchell, P. M. Groffman, L. M. Christenson et J. P. Hardy. 2005. Winter in northeastern North America: a critical period for ecological processes. *Frontiers in Ecology and the Environment* **3**:314-322.
- Campbell, R. D., C. Newman, D. W. Macdonald et F. Rosell. 2013. Proximate weather patterns and spring green-up phenology effect Eurasian beaver (*Castor fiber*) body mass and reproductive success: the implications of climate change and topography. *Global Change Biology* **19**:1311-1324.
- Campbell, R. D., P. Nouvellet, C. Newman, D. W. Macdonald et F. Rosell. 2012. The influence of mean climate trends and climate variance on beaver survival and recruitment dynamics. *Global Change Biology* **18**:2730-2742.
- Capelle, D. W., Z. Z. A. Kuzyk, C. Guéguen, L. A. Miller, T. Papakyriakou, R. W. Macdonald, M. Ahmed et B. Else. 2019. Carbone cycling in the Greater Hudson Bay marine region. Pages 203-224 *dans* Z. Z. Kuzyk et L. Candlish, éditeurs. *From Science to Policy in the Greater Hudson Bay Marine Region: An Integrated Regional Impact Study (IRIS) of Climate Change and Modernization*. ArcticNet Quebec, Canada.
- Carlson, S. M., A. P. Hendry et B. H. Letcher. 2007. Growth rate differences between resident native brook trout and non-native brown trout. *Journal of Fish Biology* **71**:1430-1447.
- Caro, T. 2005. The adaptive significance of coloration in mammals. *Bioscience* **55**:125-136.
- Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley et V. H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* **8**:559-568.
- Casselman, J. M. 1996. Age, growth and environmental requirements of pike. Pages 69-101 *in* J. F. Craig, editor. *Pike*. Chapman and Hall, London, UK.
- Casselman, J. M. 2002. Effects of temperature, global extremes and climate warming on year-class production of warmwater, coolwater and coldwater fishes. Pages 39-60 *in* N. A. McGinn, editor. *Fisheries in a changing climate*. American Fisheries Society, Bethesda, USA.
- Cebrian, M. R., K. Kielland et G. Finstad. 2008. Forage quality and reindeer productivity: Multiplier effects amplified by climate change. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **40**:48-54.
- Chambellant, M., I. Stirling et S. H. Ferguson. 2013. Temporal variation in western Hudson Bay ringed seal *Phoca hispida* diet in relation to environment. *Marine Ecology Progress Series* **481**:269-+.
- Chapman, C. A. et W. C. Mackay. 1984. VERSATILITY IN HABITAT USE BY A TOP AQUATIC PREDATOR, ESOX-LUCIUS L. *Journal of Fish Biology* **25**:109-115.
- Charron, I. 2015. *Élaboration du portrait climatique régional du Nunavik*. Ouranos, Montréal, Canada.
- Chautan, M., D. Pontier et M. Artois. 2000. Role of rabies in recent demographic changes in Red Fox (*Vulpes vulpes*) populations in Europe. *Mammalia* **64**:391-410.
- Chen, M. M., L. Lopez, S. P. Bhavsar et S. Sharma. 2018. What's hot about mercury? Examining the influence of climate on mercury levels in Ontario top predator fishes. *Environmental Research* **162**:63-73.

- Chipman, M. L., V. Hudspeth, P. E. Higuera, P. A. Duffy, R. Kelly, W. W. Oswald et F. S. Hu. 2015. Spatiotemporal patterns of tundra fires: late-Quaternary charcoal records from Alaska. *Biogeosciences* **12**:4017-4027.
- Chouinard, C., R. Fortier et J. C. Mareschal. 2007. Recent climate variations in the subarctic inferred from three borehole temperature profiles in northern Quebec, Canada. *Earth and Planetary Science Letters* **263**:355-369.
- Christiansen, J. S., C. W. Mecklenburg et O. V. Karamushko. 2014. Arctic marine fishes and their fisheries in light of global change. *Global Change Biology* **20**:352-359.
- Christie, K. S., J. P. Bryant, L. Gough, V. T. Ravolainen, R. W. Ruess et K. D. Tape. 2015. The Role of Vertebrate Herbivores in Regulating Shrub Expansion in the Arctic: A Synthesis. *Bioscience* **65**:1123-1133.
- Christie, K. S., M. S. Lindberg, R. W. Ruess et J. A. Schmutz. 2014. Spatio-temporal patterns of ptarmigan occupancy relative to shrub cover in the Arctic. *Polar Biology* **37**:1111-1120.
- Christie, W. J. 1963. Effects of Artificial Propagation and the Weather on Recruitment in the Lake Ontario Whitefish Fishery. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **20**:597-646.
- Chu, C., N. E. Mandrak et C. K. Minns. 2005. Potential impacts of climate change on the distributions of several common and rare freshwater fishes in Canada. *Diversity and Distributions* **11**:299-310.
- Cincotta, D. A. et J. R. Stauffer. 1984. Temperature preference and avoidance studies of six North American freshwater fish species. *Hydrobiologia* **109**:173-177.
- Clausen, K. K. et P. Clausen. 2013. Earlier Arctic springs cause phenological mismatch in long-distance migrants. *Oecologia* **173**:1101-1112.
- Clermont, J., D. Reale et J. F. Giroux. 2018. Plasticity in laying dates of Canada Geese in response to spring phenology. *Ibis* **160**:597-607.
- Cline, T. J., J. F. Kitchell, V. Bennington, G. A. McKinley, E. K. Moody et B. C. Weidel. 2014. Climate impacts on landlocked sea lamprey: Implications for host-parasite interactions and invasive species management. *Ecosphere* **5**.
- Collingsworth, P. D., D. B. Bunnell, M. W. Murray, Y. C. Kao, Z. S. Feiner, R. M. Claramunt, B. M. Lofgren, T. O. Hook et S. A. Ludsin. 2017. Climate change as a long-term stressor for the fisheries of the Laurentian Great Lakes of North America. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **27**:363-391.
- Colominas, R. 2012. Harbour seal diet in a changing Arctic (Svalbard, Norway). University of Bergen, Norway.
- Comiso, J. C. 2002. A rapidly declining perennial sea ice cover in the Arctic. *Geophysical Research Letters* **29**:17-11-17-14.
- Comiso, J. C., C. L. Parkinson, R. Gersten et L. Stock. 2008. Accelerated decline in the Arctic Sea ice cover. *Geophysical Research Letters* **35**.
- Cornelissen, J. H. C., T. V. Callaghan, J. M. Alatalo, A. Michelsen, E. Graglia, A. E. Hartley, D. S. Hik, S. E. Hobbie, M. C. Press, C. H. Robinson, G. H. R. Henry, G. R. Shaver, G. K. Phoenix, D. G. Jones, S. Jonasson, F. S. Chapin, U. Molau, C. Neill, J. A. Lee, J. M. Melillo, B. Sveinbjornsson et R. Aerts.

2001. Global change and arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology* **89**:984-994.
- COSEWIC. 2017a. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Walrus *Odobenus rosmarus rosmarus*, High Arctic population, Central-Low Arctic population and Nova Scotia-Newfoundland-Gulf of St. Lawrence population in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Canada.
- COSEWIC. 2017b. COSEWIC assessment and status report on the Lake Sturgeon *Acipenser fulvescens*, Western Hudson Bay populations, Saskatchewan-Nelson River populations, Southern Hudson Bay-James Bay populations and Great Lakes-Upper St. Lawrence populations in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Canada.
- COSEWIC. 2018. COSEWIC assessment and status report on the Polar Bear *Ursus maritimus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Canada.
- Cote, D., B. Tibble, R. A. Curry, S. Peake, B. K. Adams, K. D. Clarke et R. Perry. 2020. Seasonal and diel patterns in activity and habitat use by brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a small Newfoundland lake. *Environmental Biology of Fishes* **103**:31-47.
- Courtois, R., J. Labonte et J. P. Ouellet. 1998. Movements and location of home range of Moose, Alces Alces, in eastern Quebec. *Canadian Field-Naturalist* **112**:602-610.
- Courtois, R. et J. P. Ouellet. 2007. Modeling the impact of moose and wolf management on persistence of woodland caribou. *Alces* **43**:13-27.
- Crick, H. Q. P., C. Dudley, D. E. Glue et D. L. Thomson. 1997. UK birds are laying eggs earlier. *Nature* **388**:526-526.
- Crossman, J. A., K. T. Scribner, P. S. Forsythe et E. A. Baker. 2018. Lethal and non-lethal effects of predation by native fish and an invasive crayfish on hatchery-reared age-0 lake sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817). *Journal of Applied Ichthyology* **34**:322-330.
- Cunjak, R. A., T. D. Prowse et D. L. Parrish. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent"? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**:161-180.
- Curry, J. A., J. L. Schramm et E. E. Ebert. 1995a. SEA-ICE ALBEDO CLIMATE FEEDBACK MECHANISM. *Journal of Climate* **8**:240-247.
- Curry, R. A., C. Brady, D. L. G. Noakes et R. G. Danzmann. 1997. Use of small streams by young brook trout spawned in a lake. *Transactions of the American Fisheries Society* **126**:77-83.
- Curry, R. A., D. L. G. Noakes et G. E. Morgan. 1995b. GROUNDWATER AND THE INCUBATION AND EMERGENCE OF BROOK TROUT (*SALVELINUS-FONTINALIS*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**:1741-1749.
- Cusset, F., J. Fort, M. Mallory, B. Braune, P. Massicotte et G. Masse. 2019. Arctic seabirds and shrinking sea ice: egg analyses reveal the importance of ice-derived resources. *Scientific Reports* **9**.
- Cuthbert, I. D. et P. Delgiorgio. 1992. TOWARD A STANDARD METHOD OF MEASURING COLOR IN FRESH-WATER. *Limnology and Oceanography* **37**:1319-1326.

- D'Alba, L., P. Monaghan et R. G. Nager. 2010. Advances in laying date and increasing population size suggest positive responses to climate change in Common Eiders *Somateria mollissima* in Iceland. *Ibis* **152**:19-28.
- Dai, A. G. 2013. Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change* **3**:52-58.
- Daigle, A., D. I. Jeong et M. F. Lapointe. 2015. Climate change and resilience of tributary thermal refugia for salmonids in eastern Canadian rivers. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques* **60**:1044-1063.
- Dammerman, K. J., J. P. Steibel et K. T. Scribner. 2016. Increases in the mean and variability of thermal regimes result in differential phenotypic responses among genotypes during early ontogenetic stages of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Evolutionary Applications* **9**:1258-1270.
- Dastoor, A., A. Ryzhkov, D. Dumford, I. Lehnher, A. Steffen et H. Morrison. 2015. Atmospheric mercury in the Canadian Arctic. Part II: Insight from modeling. *Science of the Total Environment* **509**:16-27.
- Davis, N. 2001. *Permafrost: a guide to frozen ground in transition*. University of Alaska Press, Fairbanks, USA.
- Davis, R. G. et A. T. Bergerud. 1988. Demography and behavior of ruffed grouse in British Columbia. Pages 78-121 *dans* A. T. Bergerud et M. W. Gratson, éditeurs. *Adaptive strategies and population ecology of northern grouse*. University of Minnesota Press, Minnesota.
- Dempson, J. B. et J. M. Green. 1985. LIFE-HISTORY OF ANADROMOUS ARCTIC CHARR, *SALVELINUS-ALPINUS*, IN THE FRASER-RIVER, NORTHERN LABRADOR. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **63**:315-324.
- den Herder, M., R. Virtanen et H. Roininen. 2008. Reindeer herbivory reduces willow growth and grouse forage in a forest-tundra ecotone. *Basic and Applied Ecology* **9**:324-331.
- Derocher, A. E., N. J. Lunn et I. Stirling. 2004. Polar bears in a warming climate. *Integrative and Comparative Biology* **44**:163-176.
- Descamps, S. 2013. Winter Temperature Affects the Prevalence of Ticks in an Arctic Seabird. *Plos One* **8**.
- Descamps, S., M. R. Forbes, H. G. Gilchrist, O. P. Love et J. Bety. 2011. Avian cholera, post-hatching survival and selection on hatch characteristics in a long-lived bird, the common eider *Somateria mollissima*. *Journal of Avian Biology* **42**:39-48.
- DeStasio, B. T., D. K. Hill, J. M. Kleinhans, N. P. Nibbelink et J. J. Magnuson. 1996. Potential effects of global climate change on small north-temperate lakes: Physics, fish, and plankton. *Limnology and Oceanography* **41**:1136-1149.
- Dey, C. J., C. A. D. Semeniuk, S. A. Iverson, E. Richardson, D. McGeachy et H. G. Gilchrist. 2018. Forecasting the outcome of multiple effects of climate change on northern common eiders. *Biological Conservation* **220**:94-103.
- Dey, C. J., E. Richardson, D. McGeachy, S. A. Iverson, H. G. Gilchrist, and C. A. D. Semeniuk. 2017. Increasing nest predation will be insufficient to maintain polar bear body condition in the face of sea ice loss. *Global Change Biology* **23**:1821-1831.

- Diaz, R. J. et R. Rosenberg. 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Pages 245-303 *dans* A. D. Ansell, R. N. Gibson et M. Barnes, éditeurs. *Oceanography and Marine Biology - an Annual Review*, Vol 33.
- Dickey, M. H., G. Gauthier et M. C. Cadieux. 2008. Climatic effects on the breeding phenology and reproductive success of an arctic-nesting goose species. *Global Change Biology* **14**:1973-1985.
- Diffenbaugh, N. S., J. S. Pal, R. J. Trapp et F. Giorgi. 2005. Fine-scale processes regulate the response of extreme events to global climate change. *Proc Natl Acad Sci U S A* **102**:15774-15778.
- Divoky, G. J. 1998. Factors affecting the growth of a Black Guillemot colony in northern Alaska. University of Alaska, Fairbanks, USA.
- Divoky, G. J. 2011. Black Guillemots in a melting Arctic: responding to shifts in prey, competitors, and predators. Pages 125-130 *dans* R. Watson, T. Cade, M. Fuller, G. Hunt et E. Potapov, éditeurs. *Gyrfalcons and Ptarmigan in a Changing World*. The Peregrine Fund, Boise, USA.
- Divoky, G. J., P. M. Lukacs et M. L. Druckenmiller. 2015. Effects of recent decreases in arctic sea ice on an ice-associated marine bird. *Progress in Oceanography* **136**:151-161.
- Doiron, M., G. Gauthier et E. Levesque. 2015. Trophic mismatch and its effects on the growth of young in an Arctic herbivore. *Global Change Biology* **21**:4364-4376.
- Domine, F., M. Barrere et S. Morin. 2016. The growth of shrubs on high Arctic tundra at Bylot Island: impact on snow physical properties and permafrost thermal regime. *Biogeosciences* **13**:6471-6486.
- Doney, S. C., W. M. Balch, V. J. Fabry et R. A. Feely. 2009. OCEAN ACIDIFICATION: A CRITICAL EMERGING PROBLEM FOR THE OCEAN SCIENCES. *Oceanography* **22**:16-+.
- Doney, S. C., M. Ruckelshaus, J. E. Duffy, J. P. Barry, F. Chan, C. A. English, H. M. Galindo, J. M. Grebmeier, A. B. Hollowed, N. Knowlton, J. Polovina, N. N. Rabalais, W. J. Sydeman et L. D. Talley. 2012. Climate Change Impacts on Marine Ecosystems. Pages 11-37 *dans* C. A. Carlson et S. J. Giovannoni, éditeurs. *Annual Review of Marine Science*, Vol 4.
- Doudoroff, P. et C. E. Warren. 1965. Environmental requirements of fishes and wildlife: dissolved oxygen requirements of fishes. Oregon Agriculture Experiment Station, Oregon, USA.
- Drent, R. H. et S. Daan. 1980. The prudent parent - energetic adjustments in avian breeding. *Ardea* **68**:225-252.
- Drinkwater, K. 2009. Comparison of the response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the high-latitude regions of the North Atlantic during the warm periods of the 1920s-1960s and the 1990s-2000s. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* **56**:2087-2096.
- Drinkwater, K. F. 2005. The response of Atlantic cod (*Gadus morhua*) to future climate change. *Ices Journal of Marine Science* **62**:1327-1337.
- Driscoll, C. T., K. M. Driscoll, K. M. Roy et M. J. Mitchell. 2003. Chemical response of lakes in the Adirondack Region of New York to declines in acidic deposition. *Environmental Science & Technology* **37**:2036-2042.
- Drolet, R., L. Fortier, D. Ponton et M. Gilbert. 1991. Production of Fish Larvae and Their Prey in Subarctic Southeastern Hudson Bay. *Marine Ecology Progress Series* **77**:105-118.

- Drost, H. E., M. Lo, E. C. Carmack et A. P. Farrell. 2016. Acclimation potential of Arctic cod (*Boreogadus saida*) from the rapidly warming Arctic Ocean. *Journal of Experimental Biology* **219**:3114-3125.
- Duffy, P. A., J. E. Walsh, J. M. Graham, D. H. Mann et T. S. Rupp. 2005. Impacts of large-scale atmospheric-ocean variability on Alaskan fire season severity. *Ecological Applications* **15**:1317-1330.
- Duguay, C. R., T. D. Prowse, B. R. Bonsal, R. D. Brown, M. P. Lacroix et P. Menard. 2006. Recent trends in Canadian lake ice cover. *Hydrological Processes* **20**:781-801.
- Dulvy, N. K., S. I. Rogers, S. Jennings, V. Stelzenmuller, S. R. Dye et H. R. Skjoldal. 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology* **45**:1029-1039.
- Dussault, C., J. P. Ouellet, R. Courtois, J. Huot, L. Breton et J. Larochelle. 2004. Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest. *Ecoscience* **11**:321-328.
- Dyck, M. G. et S. Romberg. 2007. Observations of a wild polar bear (*Ursus maritimus*) successfully fishing Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and Fourhorn sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*). *Polar Biology* **30**:1625-1628.
- Edwards, B. A., F. M. Southee et J. L. McDermid. 2016. Using climate and a minimum set of local characteristics to predict the future distributions of freshwater fish in Ontario, Canada, at the lake-scale. *Global Ecology and Conservation* **8**:71-84.
- Edwards, K. A. et R. L. Jefferies. 2010. Nitrogen uptake by *Carex aquatilis* during the winter-spring transition in a low Arctic wet meadow. *Journal of Ecology* **98**:737-744.
- Edwards, K. A., J. McCulloch, G. P. Kershaw et R. L. Jefferies. 2006. Soil microbial and nutrient dynamics in a wet Arctic sedge meadow in late winter and early spring. *Soil Biology & Biochemistry* **38**:2843-2851.
- Ehrich, D., J. A. Henden, R. A. Ims, L. O. Doronina, S. T. Killengren, N. Lecomte, I. G. Pokrovsky, G. Skogstad, A. A. Sokolov, V. A. Sokolov et N. G. Yoccoz. 2012. The importance of willow thickets for ptarmigan and hares in shrub tundra: the more the better? *Oecologia* **168**:141-151.
- Elliott, J. M. 1982. The effects of temperature and ration size on the growth and energetics of salmonids in captivity. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry* **73**:81-91.
- Elliott, J. M. et J. A. Elliott. 2010. Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* **77**:1793-1817.
- Engelsen, O., E. N. Hegseth, H. Hop, E. Hansen et S. Falk-Petersen. 2002. Spatial variability of chlorophyll-a in the Marginal Ice Zone of the Barents Sea, with relations to sea ice and oceanographic conditions. *Journal of Marine Systems* **35**:79-97.
- Errington, P. L. 1939. Reactions of muskrat populations to drought. *Ecology* **20**:168-186.
- Esch, G. W., J. W. Gibbons et J. E. Bourque. 1975. An Analysis of the Relationship Between Stress and Parasitism. *The American Midland Naturalist* **93**:339-353.

- Ewacha, M. V. A., J. D. Roth et R. K. Brook. 2014. Vegetation structure and composition determine snowshoe hare (*Lepus americanus*) activity at arctic tree line. *Canadian Journal of Zoology* **92**:789-794.
- Fang, X., L. P. Jiang, P. C. Jacobson, H. G. Stefan, S. R. Alam et D. L. Pereira. 2012. Identifying Cisco Refuge Lakes in Minnesota under Future Climate Scenarios. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**:1608-1621.
- Fang, X. et H. G. Stefan. 1998. Potential climate warming effects on ice covers of small lakes in the contiguous US. *Cold Regions Science and Technology* **27**:119-140.
- Farley, E. V. et M. Trudel. 2009. Growth Rate Potential of Juvenile Sockeye Salmon in Warmer and Cooler Years on the Eastern Bering Sea Shelf. *Journal of Marine Biology* **2009**:640215.
- Farrell, A. P., J. Altimiras, C. E. Franklin et M. Axelsson. 2013. Niche expansion of the shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) to Arctic waters is supported by a thermal independence of cardiac performance at low temperature. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **91**:573-580.
- Farrell, J. M., J. V. Mead et B. A. Murry. 2006. Protracted spawning of St Lawrence River northern pike (*Esox lucius*): simulated effects on survival, growth, and production. *Ecology of Freshwater Fish* **15**:169-179.
- Fee, E. J., R. E. Hecky, S. E. M. Kasian et D. R. Cruikshank. 1996. Effects of lake size, water clarity, and climatic variability on mixing depths in Canadian Shield lakes. *Limnology and Oceanography* **41**:912-920.
- Feely, R. A., S. R. Alin, J. Newton, C. L. Sabine, M. Warner, A. Devol, C. Krembs et C. Maloy. 2010. The combined effects of ocean acidification, mixing, and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **88**:442-449.
- Feely, R. A., S. C. Doney et S. R. Cooley. 2009. Ocean Acidification: Present Conditions and Future Changes in a High-CO₂ World. *Oceanography* **22**:36-47.
- Feret, M., G. Gauthier, A. Bechet, J. F. Giroux et K. A. Hobson. 2003. Effect of a spring hunt on nutrient storage by greater snow geese in southern Quebec. *Journal of Wildlife Management* **67**:796-807.
- Ferguson, M. M. et G. A. Duckworth. 1997. The status and distribution of lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, in the Canadian provinces of Manitoba, Ontario and Quebec: A genetic perspective. *Environmental Biology of Fishes* **48**:299-310.
- Ferguson, S. H., M. Hammill, C. Hornby et C. Matthews. 2019. Whales, seals, and walrus of the great Hudson Bay marine region. Pages 289-304 *dans* Z. Z. Kuzyk et L. Candlish, éditeurs. *From science to policy in the Greater Hudson Bay marine region: an integrated regional impact study (IRIS) of climate and modernization*. ArcticNet inc., Quebec, Canada.
- Ferguson, S. H., I. Stirling et P. McLoughlin. 2005. Climate change and ringed seal (*Phoca hispida*) recruitment in western Hudson Bay. *Marine Mammal Science* **21**:121-135.
- Ferguson, S. H., M. K. Taylor, A. Rosing-Asvid, E. W. Born et F. Messier. 2000. Relationships between denning of polar bears and conditions of sea ice. *Journal of Mammalogy* **81**:1118-1127.

- Ferguson, S. H., B. G. Young, D. J. Yurkowski, R. Anderson, C. Willing et O. Nielsen. 2017. Demographic, ecological, and physiological responses of ringed seals to an abrupt decline in sea ice availability. *Peerj* **5**.
- Ficke, A. D., C. A. Myrick et L. J. Hansen. 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **17**:581-613.
- Filgueira, R., T. Guyondet, L. A. Comeau et R. Tremblay. 2016. Bivalve aquaculture-environment interactions in the context of climate change. *Global Change Biology* **22**:3901-3913.
- Finney, S. K., S. Wanless et M. P. Harris. 1999. The effect of weather conditions on the feeding behaviour of a diving bird, the Common Guillemot *Uria aalge*. *Journal of Avian Biology* **30**:23-30.
- Finstad, A. G., T. Forseth, T. F. Faenstad et O. Ugedal. 2004a. The importance of ice cover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology* **73**:959-966.
- Finstad, A. G., T. Forseth, B. Jonsson, E. Bellier, T. Hesthagen, A. J. Jensen, D. O. Hessen et A. Foldvik. 2011. Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes. *Global Change Biology* **17**:1703-1711.
- Finstad, A. G. et C. L. Hein. 2012. Migrate or stay: terrestrial primary productivity and climate drive anadromy in Arctic char. *Global Change Biology* **18**:2487-2497.
- Finstad, A. G., T. F. Naesje et T. Forseth. 2004b. Seasonal variation in the thermal performance of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Freshwater Biology* **49**:1459-1467.
- Fischbach, A. S., D. H. Monson et C. V. Jay. 2009. Enumeration of Pacific Walrus carcasses on beaches of the Chukchi Sea in Alaska following a mortality event, September 2009. U.S. Geological Survey Open-File
- Flannigan, M. D., K. A. Logan, B. D. Amiro, W. R. Skinner et B. J. Stocks. 2005. Future area burned in Canada. *Climatic Change* **72**:1-16.
- Florko, K. R. N., W. Bernhardt, C. J. C. Breiter, S. H. Ferguson, M. Hainstock, B. G. Young et S. D. Petersen. 2018. Decreasing sea ice conditions in western Hudson Bay and an increase in abundance of harbour seals (*Phoca vitulina*) in the Churchill River. *Polar Biology* **41**:1187-1195.
- Forbes, B. C., M. M. Fauria et P. Zetterberg. 2010. Russian Arctic warming and 'greening' are closely tracked by tundra shrub willows. *Global Change Biology* **16**:1542-1554.
- Fort, J., W. P. Porter et D. Gremillet. 2009. Thermodynamic modelling predicts energetic bottleneck for seabirds wintering in the northwest Atlantic. *Journal of Experimental Biology* **212**:2483-2490.
- Frainer, A., R. Primicerio, S. Kortsch, M. Aune, A. V. Dolgov, M. Fossheim et M. M. Aschan. 2017. Climate-driven changes in functional biogeography of Arctic marine fish communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **114**:12202-12207.
- Fraser, R. H., T. C. Lantz, I. Olthof, S. V. Kokelj et R. A. Sims. 2014. Warming-Induced Shrub Expansion and Lichen Decline in the Western Canadian Arctic. *Ecosystems* **17**:1151-1168.
- Frederiksen, M., M. Edwards, R. A. Mavor et S. Wanless. 2007. Regional and annual variation in black-legged kittiwake breeding productivity is related to sea surface temperature. *Marine Ecology Progress Series* **350**:137-143.

- Freeberg, M. H., W. W. Taylor et R. W. Brown. 1990. EFFECT OF EGG AND LARVAL SURVIVAL ON YEAR-CLASS STRENGTH OF LAKE WHITEFISH IN GRAND TRAVERSE BAY, LAKE-MICHIGAN. Transactions of the American Fisheries Society **119**:92-100.
- Freeman, C., C. D. Evans, D. T. Monteith, B. Reynolds et N. Fenner. 2001. Export of organic carbon from peat soils. Nature **412**:785-785.
- Freitas, C., K. M. Kovacs, R. A. Ims, M. A. Fedak et C. Lydersen. 2008. Ringed seal post-moult movement tactics and habitat selection. Oecologia **155**:193-204.
- French, N. H. F., L. K. Jenkins, T. V. Loboda, M. Flannigan, R. Jandt, L. L. Bourgeau-Chavez et M. Whitley. 2015. Fire in arctic tundra of Alaska: past fire activity, future fire potential, and significance for land management and ecology. International Journal of Wildland Fire **24**:1045-1061.
- Frey, A. P., M. A. Bozek, C. J. Edwards et S. P. Newman. 2003. Diet overlap and predation between smallmouth bass and walleye in a north temperate lake. Journal of Freshwater Ecology **18**:43-54.
- Frey, K. E. et J. W. McClelland. 2009. Impacts of permafrost degradation on arctic river biogeochemistry. Hydrological Processes **23**:169-182.
- Friedland, K. D., L. P. Hansen et D. A. Dunkley. 1998. Marine temperatures experienced by postsmolts and the survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the North Sea area. Fisheries Oceanography **7**:22-34.
- Friedland, K. D., L. P. Hansen, D. A. Dunkley et J. C. MacLean. 2000. Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. Ices Journal of Marine Science **57**:419-429.
- Fry, F. E. J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. Pages 1-98 dans W. S. Hoar et D. J. Randall, éditeurs. Fish physiology. Academic Press, New York, USA.
- Fuller, T. K. 1991. EFFECT OF SNOW DEPTH ON WOLF ACTIVITY AND PREY SELECTION IN NORTH CENTRAL MINNESOTA. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie **69**:283-287.
- Futter, M. N. 2003. Patterns and trends in Southern Ontario lake ice phenology. Environmental Monitoring and Assessment **88**:431-444.
- Gagnon, A. S. et W. A. Gough. 2005. Trends in the dates of ice freeze-up and breakup over Hudson Bay, Canada. Arctic **58**:370-382.
- Galarowicz, T. L. et D. H. Wahl. 2003. Differences in growth, consumption, and metabolism among walleyes from different latitudes. Transactions of the American Fisheries Society **132**:425-437.
- Galster, B. J., M. R. Wuellner et B. D. S. Graeb. 2012. Walleye Sander vitreus and smallmouth bass *Micropterus dolomieu* interactions: an historic stable-isotope analysis approach. Journal of Fish Biology **81**:135-147.
- Gandhi, N., S. P. Bhavsar, R. W. K. Tang et G. B. Arhonditsis. 2015. Projecting Fish Mercury Levels in the Province of Ontario, Canada and the Implications for Fish and Human Health. Environmental Science & Technology **49**:14494-14502.
- Gandhi, N., R. W. K. Tang, S. P. Bhavsar et G. B. Arhonditsis. 2014. Fish Mercury Levels Appear to Be Increasing Lately: A Report from 40 Years of Monitoring in the Province of Ontario, Canada. Environmental Science & Technology **48**:5404-5414.

- Garlich-Miller, J., J. G. MacCracken, J. Snyder, R. Meehan, M. Myers, J. M. Wilder, E. Lance et A. Matz. 2011. Status review of the Pacific Walrus (*Odobenus rosmarus divergens*). U.S. Fish and Wildlife Service, Anchorage, USA.
- Gaston, A. J. et K. H. Elliott. 2013. Effects of Climate-Induced Changes in Parasitism, Predation and Predator-Predator Interactions on Reproduction and Survival of an Arctic Marine Bird. *Arctic* **66**:43-51.
- Gaston, A. J., H. G. Gilchrist et J. M. Hipfner. 2005. Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brunnich's guillemot (*Uria lomvia* L.). *Journal of Animal Ecology* **74**:832-841.
- Gaston, A. J., J. M. Hipfner et D. Campbell. 2002. Heat and mosquitoes cause breeding failures and adult mortality in an Arctic-nesting seabird. *Ibis* **144**:185-191.
- Gaston, A. J., M. L. Mallory et H. G. Gilchrist. 2012. Populations and trends of Canadian Arctic seabirds. *Polar Biology* **35**:1221-1232.
- Gaston, A. J., K. Woo et J. M. Hipfner. 2003. Trends in forage fish populations in northern Hudson Bay since 1981, as determined from the diet of nestling thick-billed murre *Uria lomvia*. *Arctic* **56**:227-233.
- Gauthier, G., D. Berteaux, J. Bety, A. Tarroux, J. F. Therrien, L. McKinnon, P. Legagneux et M. C. Cadieux. 2011. The tundra food web of Bylot Island in a changing climate and the role of exchanges between ecosystems. *Ecoscience* **18**:223-235.
- Gauthier, G., J. Bety, M. C. Cadieux, P. Legagneux, M. Doiron, C. Chevallier, S. Lai, A. Tarroux et D. Berteaux. 2013. Long-term monitoring at multiple trophic levels suggests heterogeneity in responses to climate change in the Canadian Arctic tundra. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **368**.
- Gauthier, G., J. Bety, J. F. Giroux et L. Rochefort. 2004. Trophic interactions in a high arctic snow goose colony. *Integrative and Comparative Biology* **44**:119-129.
- Gauthier, G., J. Bety et K. A. Hobson. 2003. Are greater snow geese capital breeders? New evidence from a stable-isotope model. *Ecology* **84**:3250-3264.
- Gauthier, G., L. Rochefort et A. Reed. 1996. The exploitation of wetland ecosystems by herbivores on Bylot island. *Geoscience Canada* **23**:253-259.
- Gazeau, F., L. M. Parker, S. Comeau, J. P. Gattuso, W. A. O'Connor, S. Martin, H. O. Portner et P. M. Ross. 2013. Impacts of ocean acidification on marine shelled molluscs. *Marine Biology* **160**:2207-2245.
- Gearheard, S., M. Pocerlich, R. Stewart, J. Sanguya et H. P. Huntington. 2010. Linking Inuit knowledge and meteorological station observations to understand changing wind patterns at Clyde River, Nunavut. *Climatic Change* **100**:267-294.
- Gerdeaux, D. 2011. Does global warming threaten the dynamics of Arctic charr in Lake Geneva? *Hydrobiologia* **660**:69-78.
- Gerhart, K. L., R. G. White, R. D. Cameron et D. E. Russell. 1996. Body composition and nutrient reserves of arctic caribou. *Canadian Journal of Zoology* **74**:136-146.

- Gibson, E. S. et F. E. J. Fry. 1954. The performance of the lake trout *Salvelinus namaycush*, at various levels of temperature and oxygen pressure. *Canadian Journal of Zoology* **32**:252-260.
- Gibson, R. J. et R. A. Myers. 1988. INFLUENCE OF SEASONAL RIVER DISCHARGE ON SURVIVAL OF JUVENILE ATLANTIC SALMON, *SALMO-SALAR*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**:344-348.
- Gillett, N. P., A. J. Weaver, F. W. Zwiers et M. D. Flannigan. 2004. Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophysical Research Letters* **31**.
- Gilman, S. E., M. C. Urban, J. Tewksbury, G. W. Gilchrist et R. D. Holt. 2010. A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology & Evolution* **25**:325-331.
- Gobler, C. J. et S. C. Talmage. 2014. Physiological response and resilience of early life-stage Eastern oysters (*Crassostrea virginica*) to past, present and future ocean acidification. *Conservation Physiology* **2**.
- Goldsmith, J., P. Archambault, G. Chust, E. Villarino, G. Liu, J. V. Lukovich, D. G. Barber et K. L. Howland. 2018. Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. *Biological Invasions* **20**:501-517.
- Gormezano, L. J. et R. F. Rockwell. 2013. What to eat now? Shifts in polar bear diet during the ice-free season in western Hudson Bay. *Ecology and Evolution* **3**:3509-3523.
- Gough, W. A. et A. Leung. 2002. Nature and fate of Hudson Bay permafrost. *Regional Environmental Change* **2**:177-184.
- Gough, W. A. et E. Wolfe. 2001. Climate change scenarios for Hudson Bay, Canada, from general circulation models. *Arctic* **54**:142-148.
- Goyer, K., A. Bertolo, M. Pepino et P. Magnan. 2014. Effects of Lake Warming on Behavioural Thermoregulatory Tactics in a Cold-Water Stenothermic Fish. *Plos One* **9**.
- Grande, M. et S. Andersen. 1991. CRITICAL THERMAL MAXIMA FOR YOUNG SALMONIDS. *Journal of Freshwater Ecology* **6**:275-279.
- Grebmeier, J. M., J. E. Overland, S. E. Moore, E. V. Farley, E. C. Carmack, L. W. Cooper, K. E. Frey, J. H. Helle, F. A. McLaughlin et S. L. McNutt. 2006. A major ecosystem shift in the northern Bering Sea. *Science* **311**:1461-1464.
- Greenwood, J. G. 2007. Earlier laying by Black Guillemots *Cephus grylle* in Northern Ireland in response to increasing sea-surface temperature. *Bird Study* **54**:378-379.
- Gunn, A. 1995. Responses of Arctic ungulates to climate change. *dans* D. Peterson et D. Johnson, éditeurs. *Human ecology and climate change: People and resources in the far North*. Taylor and Francis, Washington, USA.
- Gunn, A., F. L. Miller, S. J. Barry et A. Buchan. 2006. A near-total decline in caribou on Prince of Wales, Somerset, and Russell islands, Canadian Arctic. *Arctic* **59**:1-13.
- Gunn, A. et T. Skogland. 1997. Responses of Caribou and Reindeer to Global Warming. Pages 189-200 *dans* W. C. Oechel, T. V. Callaghan, T. G. Gilmanov, J. I. Holten, B. Maxwell, U. Molau et B. Sveinbjörnsson, éditeurs. *Global Change and Arctic Terrestrial Ecosystems*. Springer New York, New York, NY.

- Gunn, A., R. J. Steedman et R. A. Ryder. 2004. Boreal shield watersheds, lake trout ecosystems in a changing environment. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, USA.
- Gunn, J. et E. Snucins. 2010. Brook charr mortalities during extreme temperature events in Sutton River, Hudson Bay Lowlands, Canada. *Hydrobiologia* **650**:79-84.
- Gunn, J. M. 2002. Impact of the 1998 El Nino event on a lake charr, *Salvelinus namaycush*, population recovering from acidification. *Environmental Biology of Fishes* **64**:343-351.
- Guyot, M., C. Dickson, C. Paci, C. Furgal et H. M. Chan. 2006. Local observations of climate change and impacts on traditional food security in two northern Aboriginal communities. *International Journal of Circumpolar Health* **65**:403-415.
- Guzzo, M. M. et P. J. Blanchfield. 2017. Climate change alters the quantity and phenology of habitat for lake trout (*Salvelinus namaycush*) in small Boreal Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **74**:871-884.
- Guzzo, M. M., P. J. Blanchfield et M. D. Rennie. 2017. Behavioral responses to annual temperature variation alter the dominant energy pathway, growth, and condition of a cold-water predator. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **114**:9912-9917.
- Hallinger, M., M. Manthey et M. Wilmking. 2010. Establishing a missing link: warm summers and winter snow cover promote shrub expansion into alpine tundra in Scandinavia. *New Phytologist* **186**:890-899.
- Halpern, B. S., S. Walbridge, K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. M. P. Madin, M. T. Perry, E. R. Selig, M. Spalding, R. Steneck et R. Watson. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* **319**:948-952.
- Halpin, M. A. et J. A. Bissonette. 1988. INFLUENCE OF SNOW DEPTH ON PREY AVAILABILITY AND HABITAT USE BY RED FOX. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **66**:587-592.
- Hamel, P., P. Magnan, M. Lapointe et P. East. 1997. Timing of spawning and assessment of a degree-day model to predict the in situ embryonic developmental rate of white sucker, *Catostomus commersoni*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**:2040-2048.
- Hamilton, C. D., C. Lydersen, R. A. Ims et K. M. Kovacs. 2015. Predictions replaced by facts: a keystone species' behavioural responses to declining arctic sea-ice. *Biology Letters* **11**.
- Hamilton, C. D., J. Vacquie-Garcia, K. M. Kovacs, R. A. Ims, J. Kohler et C. Lydersen. 2019. Contrasting changes in space use induced by climate change in two Arctic marine mammal species. *Biology Letters* **15**.
- Hamilton, S. G., L. C. de la Guardia, A. E. Derocher, V. Sahanatien, B. Tremblay et D. Huard. 2014. Projected Polar Bear Sea Ice Habitat in the Canadian Arctic Archipelago. *Plos One* **9**.
- Hammill, M. 2013. Effects of Climate Warming on Arctic Marine Mammals in Hudson Bay: Living on the Edge? Pages 21-38 *dans* F. J. Mueter, D. M. S. Dickson, H. P. Huntington, J. R. Irvine, E. A. Logerwell, S. A. MacLean, L. T. Quakenbush et C. Rosa, éditeurs. *Responses of Arctic Marine Ecosystems to Climate Change*. University of Alaska Fairbanks, Alaska, USA.

- Hammill, M. et G. B. Stenson. 2009. A preliminary evaluation of the performance of the Canadian management approach for harp seals using simulation studies. Canadian Science Advisory Secretariat Research.
- Hansell, R. I. C., J. R. Malcolm, H. Welch, R. L. Jefferies et P. A. Scott. 1998. Atmospheric change and biodiversity in the Arctic. *Environmental Monitoring and Assessment* **49**:303-325.
- Hansen, A. S., T. G. Nielsen, H. Levinsen, S. D. Madsen, T. F. Thingstad et B. W. Hansen. 2003. Impact of changing ice cover on pelagic productivity and food web structure in Disko Bay, West Greenland: a dynamic model approach. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* **50**:171-187.
- Hansen, B. B., V. Grotan, R. Aanes, B. E. Saether, A. Stien, E. Fuglei, R. A. Ims, N. G. Yoccoz et A. O. Pedersen. 2013. Climate Events Synchronize the Dynamics of a Resident Vertebrate Community in the High Arctic. *Science* **339**:313-315.
- Hansen, B. B., K. Isaksen, R. E. Benestad, J. Kohler, A. O. Pedersen, L. E. Loe, S. J. Coulson, J. O. Larsen et O. Varpe. 2014. Warmer and wetter winters: characteristics and implications of an extreme weather event in the High Arctic. *Environmental Research Letters* **9**:10.
- Hansen, M. O., T. G. Nielsen, C. A. Stedmon et P. Munk. 2012. Oceanographic regime shift during 1997 in Disko Bay, Western Greenland. *Limnology and Oceanography* **57**:634-644.
- Harley, C. D. G. 2011. Climate Change, Keystone Predation, and Biodiversity Loss. *Science* **334**:1124-1127.
- Harper, R. 1961. Land and freshwater mammals of the Ungava Peninsula. University of Kansas, Museum of Natural History, Kansas, USA.
- Harris, M. P., M. Frederiksen et S. Wanless. 2007. Within- and between-year variation in the juvenile survival of Common Guillemots *Uria aalge*. *Ibis* **149**:472-481.
- Harris, M. P. et S. Wanless. 1996. Differential responses of guillemot *Uria aalge* and shag *Phalacrocorax aristotelis* to a late winter wreck. *Bird Study* **43**:220-230.
- Harvell, C. D., K. Kim, J. M. Burkholder, R. R. Colwell, P. R. Epstein, D. J. Grimes, E. E. Hofmann, E. K. Lipp, A. Osterhaus, R. M. Overstreet, J. W. Porter, G. W. Smith et G. R. Vasta. 1999. Review: Marine ecology - Emerging marine diseases - Climate links and anthropogenic factors. *Science* **285**:1505-1510.
- Harvell, C. D., C. E. Mitchell, J. R. Ward, S. Altizer, A. P. Dobson, R. S. Ostfeld et M. D. Samuel. 2002. Ecology - Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science* **296**:2158-2162.
- Harvell, D., S. Altizer, I. M. Cattadori, L. Harrington et E. Weil. 2009. Climate change and wildlife diseases: When does the host matter the most? *Ecology* **90**:912-920.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, J. C. George, S. J. Sandstrom, W. Walkusz et G. J. Divoky. 2015. Change in the Beaufort Sea ecosystem: Diverging trends in body condition and/or production in five marine vertebrate species. *Progress in Oceanography* **136**:263-273.
- Harwood, L. A., T. G. Smith, H. Melling, J. Alikamik et M. C. S. Kingsley. 2012. Ringed Seals and Sea Ice in Canada's Western Arctic: Harvest-Based Monitoring 1992-2011. *Arctic* **65**:377-390.

- Haszpra, T., M. Herein et T. Bodai. 2020. Investigating ENSO and its teleconnections under climate change in an ensemble view - a new perspective. *Earth System Dynamics* **11**:267-280.
- Hayhoe, K., C. P. Wake, T. G. Huntington, L. F. Luo, M. D. Schwartz, J. Sheffield, E. Wood, B. Anderson, J. Bradbury, A. DeGaetano, T. J. Troy et D. Wolfe. 2007. Past and future changes in climate and hydrological indicators in the US Northeast. *Climate Dynamics* **28**:381-407.
- Hays, G. C., A. J. Richardson et C. Robinson. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:337-344.
- Hedenstrom, A., Z. Barta, B. Helm, A. I. Houston, J. M. McNamara et N. Jonzen. 2007. Migration speed and scheduling of annual events by migrating birds in relation to climate change. *Climate Research* **35**:79-91.
- Helland, I. P., A. G. Finstad, T. Forseth, T. Hesthagen et O. Ugedal. 2011. Ice-cover effects on competitive interactions between two fish species. *Journal of Animal Ecology* **80**:539-547.
- Henden, J. A., R. A. Ims, N. G. Yoccoz et S. T. Killengreen. 2011. Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics. *Basic and Applied Ecology* **12**:413-422.
- Hershey, A. E., G. M. Gettel, M. E. McDonald, M. C. Miller, H. Mooers, W. J. O'Brien, J. Pastor, C. Richards et J. A. Schuldt. 1999. A geomorphic-trophic model for landscape control of Arctic lake food webs. *Bioscience* **49**:887-897.
- Higdon, J. W. et S. H. Ferguson. 2009. Loss of Arctic sea ice causing punctuated change in sightings of killer whales (*Orcinus orca*) over the past century. *Ecological Applications* **19**:1365-1375.
- Higuera, P. E., L. B. Brubaker, P. M. Anderson, T. A. Brown, A. T. Kennedy et F. S. Hu. 2008. Frequent Fires in Ancient Shrub Tundra: Implications of Paleorecords for Arctic Environmental Change. *Plos One* **3**.
- Hik, D. S. 1994. Predation risk and the 10-year snowshoe hare cycle. University of British Columbia, Vancouver, Canada.
- Hinton, M. J., S. L. Schiff et M. C. English. 1997. The significance of storms for the concentration and export of dissolved organic carbon from two Precambrian Shield catchments. *Biogeochemistry* **36**:67-88.
- Hinzman, L. D., N. D. Bettez, W. R. Bolton, F. S. Chapin, M. B. Dyurgerov, C. L. Fastie, B. Griffith, R. D. Hollister, A. Hope, H. P. Huntington, A. M. Jensen, G. J. Jia, T. Jorgenson, D. L. Kane, D. R. Klein, G. Kofinas, A. H. Lynch, A. H. Lloyd, A. D. McGuire, F. E. Nelson, W. C. Oechel, T. E. Osterkamp, C. H. Racine, V. E. Romanovsky, R. S. Stone, D. A. Stow, M. Sturm, C. E. Tweedie, G. L. Vourlitis, M. D. Walker, D. A. Walker, P. J. Webber, J. M. Welker, K. Winker et K. Yoshikawa. 2005. Evidence and implications of recent climate change in northern Alaska and other arctic regions. *Climatic Change* **72**:251-298.
- Hipfner, J. M., A. J. Gaston et H. G. Gilchrist. 2005. Variation in egg size and laying date in Thick-billed Murre populations breeding in the low arctic and high Arctic. *Condor* **107**:657-664.
- Hjort, C. et S. Funder. 1974. The subfossil occurrence of *Mytilus edulis* L. in central East Greenland. *Boreas* **3**:23-33.

- Hoberg, E. P., L. Polley, E. J. Jenkins, S. J. Kutz, A. M. Veitch et B. T. Elkin. 2008. Integrated approaches and empirical models for investigation of parasitic diseases in northern wildlife. *Emerging Infectious Diseases* **14**:10-17.
- Hochheim, K. P., J. V. Lukovich et D. G. Barber. 2011. Atmospheric forcing of sea ice in Hudson Bay during the spring period, 1980-2005. *Journal of Marine Systems* **88**:476-487.
- Hodges, K. E. 2000. The ecology of snowshoe hares in northern boreal forests. Pages 117-161 *dans* L. F. Ruggiero, K. B. Aubry, S. W. Buskirk, G. M. Koehler, C. J. Krebs, K. S. McKelvey et J. R. Squires, éditeurs. *Ecology and conservation of lynx in the United States*. University Press of Colorado and USDA Forest Service Rocky Mountain Research Station, Colorado, USA.
- Hodgkins, G. A., R. W. Dudley et T. G. Huntington. 2003. Changes in the timing of high river flows in New England over the 20th Century. *Journal of Hydrology* **278**:244-252.
- Hoegh-Guldberg, O. et J. F. Bruno. 2010. The Impact of Climate Change on the World's Marine Ecosystems. *Science* **328**:1523-1528.
- Holm, E., N. E. Mandrak et M. E. Burridge. 2009. *The ROM field guide to freshwater fishes of Ontario*. Royal Ontario Museum, Toronto, Canada.
- Holm, M., J. C. Holst et L. P. Hansen. 2000. Spatial and temporal distribution of post-smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Norwegian Sea and adjacent areas. *Ices Journal of Marine Science* **57**:955-964.
- Holm, S. R. et J. C. Svenning. 2014. 180,000 Years of Climate Change in Europe: Avifaunal Responses and Vegetation Implications. *Plos One* **9**.
- Homola, J. J., K. T. Scribner, R. F. Elliott, M. C. Donofrio, J. Kanefsky, K. M. Smith et J. N. McNair. 2012. Genetically Derived Estimates of Contemporary Natural Straying Rates and Historical Gene Flow among Lake Michigan Lake Sturgeon Populations. *Transactions of the American Fisheries Society* **141**:1374-1388.
- Honsey, A. E., D. B. Bunnell, C. D. Troy, D. G. Fielder, M. V. Thomas, C. T. Knight, S. C. Chong et T. O. Höök. 2016. Recruitment synchrony of yellow perch (*Perca flavescens*, Percidae) in the Great Lakes region, 1966–2008. *Fisheries Research* **181**:214-221.
- Hooper, G., S. J. Kerr, O. F. Section et T. Lasenby. 2001. *Lake whitefish culture and stocking: an annotated bibliography and literature review*. Fisheries Section, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Canada.
- Hop, H. et H. Gjosaeter. 2013. Polar cod (*Boreogadus saida*) and capelin (*Mallotus villosus*) as key species in marine food webs of the Arctic and the Barents Sea. *Marine Biology Research* **9**:878-894.
- Hovelsrud, G. K., M. McKenna et H. P. Huntington. 2008. Marine mammal harvests and other interactions with humans. *Ecological Applications* **18**:S135-S147.
- Hoye, T. T., E. Post, H. Meltofte, N. M. Schmidt et M. C. Forchhammer. 2007. Rapid advancement of spring in the High Arctic. *Current Biology* **17**:R449-R451.
- Hu, F. S., P. E. Higuera, P. Duffy, M. L. Chipman, A. V. Rocha, A. M. Young, R. Kelly et M. C. Dietze. 2015. Arctic tundra fires: natural variability and responses to climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment* **13**:369-377.

- Hu, F. S., P. E. Higuera, J. E. Walsh, W. L. Chapman, P. A. Duffy, L. B. Brubaker et M. L. Chipman. 2010. Tundra burning in Alaska: Linkages to climatic change and sea ice retreat. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* **115**.
- Huard, D., D. Chaumont, T. Logan, M. F. Sottile, R. D. Brown, B. G. St-Denis, P. Grenier et M. Braun. 2014. A DECADE OF CLIMATE SCENARIOS The Ouranos Consortium Modus Operandi. *Bulletin of the American Meteorological Society* **95**:1213-1225.
- Hulsman, M. F., C. L. Cahill, A. C. Erwin, B. D. Lunn, W. M. Tonn, K. L. Howland et A. B. M. Bakix. 2016. Influence of potential fish competitors on Lake Trout trophic ecology in small lakes of the Barrenlands, NWT, Canada. *Journal of Great Lakes Research* **42**:290-298.
- Humphries, M. M., J. Samson et H. E. Milligan. 2019. The mammals of Wemindji in time, space, and ways of knowing. *Dans* M. E. Mulrennen, C. H. Scott et K. Scott, éditeurs. *Caring for Eeyou Istchee, protected area creation on Wemindji Cree territory*. UBC Press, Vancouver, Canada.
- Hunt, G. L., P. Stabeno, G. Walters, E. Sinclair, R. D. Brodeur, J. M. Napp et N. A. Bond. 2002. Climate change and control of the southeastern Bering Sea pelagic ecosystem. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* **49**:5821-5853.
- Huntington, T. G., A. D. Richardson, K. J. McGuire et K. Hayhoe. 2009. Climate and hydrological changes in the northeastern United States: recent trends and implications for forested and aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* **39**:199-212.
- Iles, D. T., R. F. Rockwell et D. N. Koons. 2018. Reproductive success of a keystone herbivore is more variable and responsive to climate in habitats with lower resource diversity. *Journal of Animal Ecology* **87**:1182-1191.
- Imperio, S., R. Bionda, R. Viterbi et A. Provenzale. 2013. Climate Change and Human Disturbance Can Lead to Local Extinction of Alpine Rock Ptarmigan: New Insight from the Western Italian Alps. *Plos One* **8**.
- Ims, R. A., N. G. Yoccoz, K. A. Brathen, P. Fauchald, T. Tveraa et V. Hausner. 2007. Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? *Ecosystems* **10**:607-622.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The physical science basis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Isaak, D. J., S. Wollrab, D. Horan et G. Chandler. 2012. Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest US from 1980-2009 and implications for salmonid fishes. *Climatic Change* **113**:499-524.
- Isaak, D. J., M. K. Young, C. H. Luce, S. W. Hostetler, S. J. Wenger, E. E. Peterson, J. M. V. Hoef, M. C. Groce, D. L. Horan et D. E. Nagel. 2016. Slow climate velocities of mountain streams portend their role as refugia for cold-water biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**:4374-4379.
- Ishida, Y., T. Hariu, J. Yamashiro, S. McKinnell, T. Matsuda et H. Kaneko. 2001. Archeological evidence of Pacific salmon distribution in northern Japan and implications for future global warming. *Progress in Oceanography* **49**:539-550.
- Iverson, S. A., H. G. Gilchrist, P. A. Smith, A. J. Gaston et M. R. Forbes. 2014. Longer ice-free seasons increase the risk of nest depredation by polar bears for colonial breeding birds in the Canadian Arctic. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **281**:9.

- Jackson, D. A. et N. E. Mandrak. 2002. Changing fish biodiversity: Predicting the loss of cyprinid biodiversity due to global climate change. Pages 89-98 *in* N. A. McGinn, editor. Fisheries in a Changing Climate.
- Jackson, D. A., K. M. Somers et H. H. Harvey. 1992. NULL MODELS AND FISH COMMUNITIES - EVIDENCE OF NONRANDOM PATTERNS. *American Naturalist* **139**:930-951.
- Jackson, J. R., A. J. VanDevalk, J. L. Forney, B. F. Lantry, T. E. Brooking et L. G. Rudstam. 2008. Long-term trends in burbot abundance in Oneida Lake, New York: Life at the southern edge of the range in an era of climate change. Pages 131-+ *dans* V. L. Paragamian et D. H. Bennett, éditeurs. *Burbot: Ecology, Management and Culture*.
- Jacobson, P. C., T. K. Cross, J. Zandlo, B. N. Carlson et D. P. Pereira. 2012. The effects of climate change and eutrophication on cisco *Coregonus artedii* abundance in Minnesota lakes. Pages 417-+ *dans* R. F. Tallman, K. L. Howland, R. D. Rennie et K. Mills, éditeurs. *Biology and Management of Coregonid Fishes - 2008*.
- Jacobson, P. C., H. G. Stefan et D. L. Pereira. 2010. Coldwater fish oxythermal habitat in Minnesota lakes: influence of total phosphorus, July air temperature, and relative depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **67**:2002-2013.
- Jakober, M. J., T. E. McMahon, R. F. Thurow et C. G. Clancy. 1998. Role of stream ice on fall and winter movements and habitat use by bull trout and cutthroat trout in Montana headwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **127**:223-235.
- James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee. 1982. The wealth of the land. Wildlife harvests by the James Bay Cree, 1972-73 to 1978-79. James Bay and Northern Quebec Native Research Committee, Québec, Canada.
- James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee. 1988. Final report: Research to establish present levels of harvesting for the Inuit of Northern Quebec, 1976-1980. James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee, Quebec, Canada.
- Jansen, W. et R. H. Hesslein. 2004. Potential effects of climate warming on fish habitats in temperate zone lakes with special reference to Lake 239 of the experimental lakes area (ELA), north-western Ontario. *Environmental Biology of Fishes* **70**:1-22.
- Jantunen, J., A. C. MacLeod, J. O. Leafloor et K. T. Scribner. 2015. Nesting by Canada Geese on Baffin Island, Nunavut. *Arctic* **68**:310-316.
- Jardine, T. D., D. F. Cartwright, J. P. Dietrich et R. A. Cunjak. 2005. Resource use by salmonids in riverine, lacustrine and marine environments: Evidence from stable isotope analysis. *Environmental Biology of Fishes* **73**:309-319.
- Jarema, S. I., J. Samson, B. J. McGill et M. M. Humphries. 2009. Variation in abundance across a species' range predicts climate change responses in the range interior will exceed those at the edge: a case study with North American beaver. *Global Change Biology* **15**:508-522.
- Jensen, R. A., J. Madsen, M. O'Connell, M. S. Wisz, H. Tommervik et F. Mehlum. 2008. Prediction of the distribution of Arctic-nesting pink-footed geese under a warmer climate scenario. *Global Change Biology* **14**:1-10.

- Jensen, S. K., J. Aars, C. Lydersen, K. M. Kovacs et K. Asbakk. 2010. The prevalence of *Toxoplasma gondii* in polar bears and their marine mammal prey: evidence for a marine transmission pathway? *Polar Biology* **33**:599-606.
- Jiang, L. P., X. Fang, H. G. Stefan, P. C. Jacobson et D. L. Pereira. 2012. Oxythermal habitat parameters and identifying cisco refuge lakes in Minnesota under future climate scenarios using variable benchmark periods. *Ecological Modelling* **232**:14-27.
- Johnson, F. H. et J. G. Hale. 1977. Interrelations Between Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) and Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) in Four Northeastern Minnesota Lakes, 1948–69. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **34**:1626-1632.
- Johnson, L. 1980. The Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. Pages 15-98 in E. K. Balon, editor. *Salmonids Fishes of the genus Salvelinus*. Dr. W. Junk Publishers, The Netherlands.
- Johnston, D. W., M. T. Bowers, A. S. Friedlaender et D. M. Lavigne. 2012. The Effects of Climate Change on Harp Seals (*Pagophilus groenlandicus*). *Plos One* **7**.
- Joly, K., P. A. Duffy et T. S. Rupp. 2012. Simulating the effects of climate change on fire regimes in Arctic biomes: implications for caribou and moose habitat. *Ecosphere* **3**.
- Jones, H., P. Pekins, L. Kantar, I. Sidor, D. Ellingwood, A. Lichtenwalner et M. O'Neal. 2019. Mortality assessment of moose (*Alces alces*) calves during successive years of winter tick (*Dermacentor albipictus*) epizootics in New Hampshire and Maine (USA). *Canadian Journal of Zoology* **97**:22-30.
- Jones, M. L., B. J. Shuter, Y. M. Zhao et J. D. Stockwell. 2006. Forecasting effects of climate change on Great Lakes fisheries: models that link habitat supply to population dynamics can help. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**:457-468.
- Jones, S. J., F. P. Lima et D. S. Wetthey. 2010. Rising environmental temperatures and biogeography: poleward range contraction of the blue mussel, *Mytilus edulis* L., in the western Atlantic. *Journal of Biogeography* **37**:2243-2259.
- Jonsson, B. et N. Jonsson. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* **75**:2381-2447.
- Jorgenson, M. T., M. Kanevskiy, Y. Shur, N. Moskalenko, D. R. N. Brown, K. Wickland, R. Striegl et J. Koch. 2015. Role of ground ice dynamics and ecological feedbacks in recent ice wedge degradation and stabilization. *Journal of Geophysical Research-Earth Surface* **120**:2280-2297.
- Ju, J. C. et J. G. Masek. 2016. The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984-2012 Landsat data. *Remote Sensing of Environment* **176**:1-16.
- Kalff, J. 2000. *Limnology*. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- Kao, Y. C., C. P. Madenjian, D. B. Bunnell, B. M. Lofgren et M. Perroud. 2015. Potential effects of climate change on the growth of fishes from different thermal guilds in Lakes Michigan and Huron. *Journal of Great Lakes Research* **41**:423-435.
- Karjalainen, J., T. Keskinen, M. Pulkkanen et T. Marjomaki. 2015. Climate change alters the egg development dynamics in cold-water adapted coregonids. *Environmental Biology of Fishes* **98**:979-991.

- Karl, T., J. M. Melillo et T. Petersen. 2009. Global climate change impacts in the United States. Cambridge University Press, New York, USA.
- Kasischke, E. S. et M. R. Turetsky. 2006. Recent changes in the fire regime across the North American boreal region-Spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska (vol 33, art no L09703, 2006). *Geophysical Research Letters* **33**.
- Kaufman, S. D., E. Snucins, J. M. Gunn et W. Selinger. 2009. Impacts of road access on lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations: regional scale effects of overexploitation and the introduction of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **66**:212-223.
- Keeling, R. F., A. Kortzinger et N. Gruber. 2010. Ocean Deoxygenation in a Warming World. *Annual Review of Marine Science* **2**:199-229.
- Keleher, C. J. et F. J. Rahel. 1996. Thermal limits to salmonid distributions in the rocky mountain region and potential habitat loss due to global warming: A geographic information system (GIS) approach. *Transactions of the American Fisheries Society* **125**:1-13.
- Keller, W. 2007. Implications of climate warming for Boreal Shield lakes: a review and synthesis. *Environmental Reviews* **15**:99-112.
- Keller, W., J. Heneberry, J. Leduc, J. Gunn et N. Yan. 2006. Variations in epilimnion thickness in small Boreal Shield Lakes: Relationships with transparency, weather and acidification. *Environmental Monitoring and Assessment* **115**:419-431.
- Kielland, K., K. Olson et E. Euskirchen. 2010. Demography of snowshoe hares in relation to regional climate variability during a 10-year population cycle in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* **40**:1265-1272.
- King, J. R., B. J. Shuter et A. P. Zimmerman. 1999. Signals of climate trends and extreme events in the thermal stratification pattern of multibasin Lake Opeongo, Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**:847-852.
- Kinler, Q. J., R. H. Chabreck, N. W. Kinler et R. G. Linscombe. 1990. EFFECT OF TIDAL FLOODING ON MORTALITY OF JUVENILE MUSKRATS. *Estuaries* **13**:337-340.
- Klein, D. R. 1999. The Roles of Climate and Insularity in Establishment and Persistence of Rangifer tarandus Populations in the High Arctic. *Ecological Bulletins*:96-104.
- Klein, J. A., J. Harte et X. Q. Zhao. 2004. Experimental warming causes large and rapid species loss, dampened by simulated grazing, on the Tibetan Plateau. *Ecology Letters* **7**:1170-1179.
- Klemetsen, A., P. A. Amundsen, J. B. Dempson, B. Jonsson, N. Jonsson, M. F. O'Connell et E. Mortensen. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* **12**:1-59.
- Knights, B. C., J. M. Vallazza, S. J. Zigler et M. R. Dewey. 2002. Habitat and movement of lake sturgeon in the upper Mississippi River system, USA. *Transactions of the American Fisheries Society* **131**:507-522.
- Koch, J. C. 2016. Lateral and subsurface flows impact arctic coastal plain lake water budgets. *Hydrological Processes* **30**:3918-3931.

- Koenst, W. M. et L. L. Smith. 1976. Thermal Requirements of the Early Life History Stages of Walleye, *Stizostedion vitreum vitreum*, and Sauger, *Stizostedion canadense*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **33**:1130-1138.
- Kolzsch, A., S. Bauer, R. de Boer, L. Griffin, D. Cabot, K. M. Exo, H. P. van der Jeugd et B. A. Nolet. 2015. Forecasting spring from afar? Timing of migration and predictability of phenology along different migration routes of an avian herbivore. *Journal of Animal Ecology* **84**:272-283.
- Koprivnikar, J. et T. L. F. Leung. 2015. Flying with diverse passengers: greater richness of parasitic nematodes in migratory birds. *Oikos* **124**:399-405.
- Korslund, L. et H. Steen. 2006. Small rodent winter survival: snow conditions limit access to food resources. *Journal of Animal Ecology* **75**:156-166.
- Kovacs, K. M., C. Lydersen, J. E. Overland et S. E. Moore. 2011. Impacts of changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. *Marine Biodiversity* **41**:181-194.
- Kraemer, B. M., O. Anneville, S. Chandra, M. Dix, E. Kuusisto, D. M. Livingstone, A. Rimmer, S. G. Schladow, E. Silow, L. M. Sitoki, R. Tamatamah, Y. Vadeboncoeur et P. B. McIntyre. 2015. Morphometry and average temperature affect lake stratification responses to climate change. *Geophysical Research Letters* **42**:4981-4988.
- Krebs, C. J., S. Boutin, R. Boonstra, A. R. E. Sinclair, J. N. M. Smith, M. R. T. Dale, K. Martin et R. Turkington. 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* **269**:1112-1115.
- KRG. 2015. Parc national de la Baie-aux-Feuilles Project. Status Report. Kativik Regional Government, Renewable Resources, Environment, Lands and Parks Department, Kuujuaq, Canada.
- Kroeker, K. J., R. L. Kordas, R. Crim, I. E. Hendriks, L. Ramajo, G. S. Singh, C. M. Duarte et J. P. Gattuso. 2013. Impacts of ocean acidification on marine organisms: quantifying sensitivities and interaction with warming. *Global Change Biology* **19**:1884-1896.
- Kutz, S. J., E. P. Hoberg, L. Polley et E. J. Jenkins. 2005. Global warming is changing the dynamics of Arctic host-parasite systems. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **272**:2571-2576.
- Kutz, S. J., E. J. Jenkins, A. M. Veitch, J. Ducrocq, L. Polley, B. Elkin et S. Lair. 2009. The Arctic as a model for anticipating, preventing, and mitigating climate change impacts on host-parasite interactions. *Veterinary Parasitology* **163**:217-228.
- Kwok, R., G. F. Cunningham, M. Wensnahan, I. Rigor, H. J. Zwally et D. Yi. 2009. Thinning and volume loss of the Arctic Ocean sea ice cover: 2003-2008. *Journal of Geophysical Research-Oceans* **114**.
- L'Hérault, E., A. Boisson, M. Allard, S. Aubé-Michaud, D. Sarrazin, J. Roger et C. Barrette. 2016. Détermination et analyse des vulnérabilités du Nunavik en fonction des composantes environnementales et des processus physiques naturels liés au climat. Centre d'études nordiques, Université Laval, Quebec, Canada.
- Lader, R., J. E. Walsh, U. S. Bhatt et P. A. Bieniek. 2017. Projections of Twenty-First-Century Climate Extremes for Alaska via Dynamical Downscaling and Quantile Mapping. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* **56**:2393-2409.

- Lai, S., J. Bety et D. Berteaux. 2015. Spatio-temporal hotspots of satellite-tracked arctic foxes reveal a large detection range in a mammalian predator. *Movement Ecology* **3**.
- Laidler, G. J., J. D. Ford, W. A. Gough, T. Ikummaq, A. S. Gagnon, S. Kowal, K. Qrunnut et C. Irngaut. 2009. Travelling and hunting in a changing Arctic: assessing Inuit vulnerability to sea ice change in Igloodik, Nunavut. *Climatic Change* **94**:363-397.
- Laidre, K. L., I. Stirling, L. F. Lowry, O. Wiig, M. P. Heide-Jorgensen et S. H. Ferguson. 2008. Quantifying the sensitivity of arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecological Applications* **18**:S97-S125.
- Lameris, T. K., F. Jochems, A. J. van der Graaf, M. Andersson, J. Limpens et B. A. Nolet. 2017. Forage plants of an Arctic-nesting herbivore show larger warming response in breeding than wintering grounds, potentially disrupting migration phenology. *Ecology and Evolution* **7**:2652-2660.
- Lamontagne, G. et S. Lefort. 2004. Plan de gestion de l'original 2004-2010. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune, Quebec, Canada.
- Langeland, A., J. H. Abeelund, B. Jonsson et N. Jonsson. 1991. RESOURCE PARTITIONING AND NICHE SHIFT IN ARCTIC CHARR *SALVELINUS-ALPINUS* AND BROWN TROUT *SALMO-TRUTTA*. *Journal of Animal Ecology* **60**:895-912.
- Larsson, S. 2005. Thermal preference of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta* - implications for their niche segregation. *Environmental Biology of Fishes* **73**:89-96.
- Larsson, S., T. Forseth, I. Berglund, A. J. Jensen, I. Naslund, J. M. Elliott et B. Jonsson. 2005. Thermal adaptation of Arctic charr: experimental studies of growth in eleven charr populations from Sweden, Norway and Britain. *Freshwater Biology* **50**:353-368.
- Lassalle, G., M. Beguer, L. Beaulaton et E. Rochard. 2008. Diadromous fish conservation plans need to consider global warming issues: An approach using biogeographical models. *Biological Conservation* **141**:1105-1118.
- Lassalle, G. et E. Rochard. 2009. Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East. *Global Change Biology* **15**:1072-1089.
- Laurel, B. J., L. A. Copeman, M. Spencer et P. Iseri. 2018. Comparative effects of temperature on rates of development and survival of eggs and yolk-sac larvae of Arctic cod (*Boreogadus saida*) and walleye pollock (*Gadus chalcogrammus*). *Ices Journal of Marine Science* **75**:2403-2412.
- Laurel, B. J., M. Spencer, P. Iseri et L. A. Copeman. 2016. Temperature-dependent growth and behavior of juvenile Arctic cod (*Boreogadus saida*) and co-occurring North Pacific gadids. *Polar Biology* **39**:1127-1135.
- Lawler, G. H. 1965. FLUCTUATIONS IN SUCCESS OF YEAR-CLASSES OF WHITEFISH POPULATIONS WITH SPECIAL REFERENCE TO LAKE ERIE. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **22**:1197-+.
- Lawrence, D. M. et A. G. Slater. 2005. A projection of severe near-surface permafrost degradation during the 21st century. *Geophysical Research Letters* **32**.
- Le Corre, M., C. Dussault et S. D. Cote. 2017. Weather conditions and variation in timing of spring and fall migrations of migratory caribou. *Journal of Mammalogy* **98**:260-271.

- Le Corre, M. V. 2016. Influence du climat, de la disponibilité des ressources et de la taille des populations sur la phénologie et les patrons de migration du caribou migrateur, Rangifer tarandus. Université Laval, Québec, Canada.
- Le Jeune, R. et R. Lalumière. 1983. Les lagopèdes : perspectives québécoises. Tome 1 - Bioécologie. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec, Canada.
- Learmonth, J. A., C. D. MacLeod, M. B. Santos, G. J. Pierce, H. Q. P. Crick et R. A. Robinson. 2006. Potential effects of climate change on marine mammals. Pages 431-464 *dans* R. N. Gibson, R. J. A. Atkinson et J. D. M. Gordon, éditeurs. Oceanography and Marine Biology - an Annual Review, Vol 44.
- Leblond, M., M. H. St-Laurent et S. D. Côté. 2016. Caribou, water, and ice - fine-scale movements of a migratory arctic ungulate in the context of climate change. *Movement Ecology* **4**:12.
- Lee, S. E., M. C. Press, J. A. Lee, T. Ingold et T. Kurttila. 2000. Regional effects of climate change on reindeer: a case study of the Muotkatunturi region in Finnish Lapland. *Polar Research* **19**:99-105.
- Lehtonen, H. 1998. Does global warming threaten the existence of Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (Salmonidae), in northern Finland? *Italian Journal of Zoology* **65**:471-474.
- Lepak, J. M., C. E. Kraft et B. C. Weldel. 2006. Rapid food web recovery in response to removal of an introduced apex predator. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**:569-575.
- Letscher, R. T., D. A. Hansell et D. Kadko. 2011. Rapid removal of terrigenous dissolved organic carbon over the Eurasian shelves of the Arctic Ocean. *Marine Chemistry* **123**:78-87.
- Levin, L. A., W. Ekau, A. J. Gooday, F. Jorissen, J. J. Middelburg, S. W. A. Naqvi, C. Neira, N. N. Rabalais et J. Zhang. 2009. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. *Biogeosciences* **6**:2063-2098.
- Liljedahl, A. K., J. Boike, R. P. Daanen, A. N. Fedorov, G. V. Frost, G. Grosse, L. D. Hinzman, Y. Iijima, J. C. Jorgenson, N. Matveyeva, M. Necsoiu, M. K. Reynolds, V. E. Romanovsky, J. Schulla, K. D. Tape, D. A. Walker, C. J. Wilson, H. Yabuki et D. Zona. 2016. Pan-Arctic ice-wedge degradation in warming permafrost and its influence on tundra hydrology. *Nature Geoscience* **9**:312-+.
- Lindsay, R. W. et J. Zhang. 2005. The thinning of Arctic sea ice, 1988-2003: Have we passed a tipping point? *Journal of Climate* **18**:4879-4894.
- Linnansaari, T., K. Alfredsen, M. Stickler, J. V. Arnekleiv, A. Harby et R. A. Cunjak. 2009. DOES ICE MATTER? SITE FIDELITY AND MOVEMENTS BY ATLANTIC SALMON (*Salmo salar* L.) PARR DURING WINTER IN A SUBSTRATE ENHANCED RIVER REACH. *River Research and Applications* **25**:773-787.
- Lumb, C. E., T. B. Johnson, H. A. Cook et J. A. Hoyer. 2007. Comparison of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) growth, condition, and energy density between lakes Erie and Ontario. *Journal of Great Lakes Research* **33**:314-325.
- Lund, M., B. U. Hansen, S. H. Pedersen, C. Stiegler et M. P. Tamstorf. 2014. Characteristics of summer-time energy exchange in a high Arctic tundra heath 2000-2010. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* **66**.

- Lynch, A. J., W. W. Taylor, T. D. Beard et B. M. Lofgren. 2015. Climate change projections for lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) recruitment in the 1836 Treaty Waters of the Upper Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* **41**:415-422.
- Lyons, J., A. L. Rypel, P. W. Rasmussen, T. E. Burzynski, B. T. Eggold, J. T. Myers, T. J. Paoli et P. B. McIntyre. 2015. Trends in the Reproductive Phenology of two Great Lakes Fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* **144**:1263-1274.
- Lyons, J. et J. S. Stewart. 2014. Predicted effects of future climate warming on thermal habitat suitability for Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*, Rafinesque, 1817) in rivers in Wisconsin, USA. *Journal of Applied Ichthyology* **30**:1508-1513.
- Mabille, G., S. Descamps et D. Berteaux. 2010. Predation as a probable mechanism relating winter weather to population dynamics in a North American porcupine population. *Population Ecology* **52**:537-546.
- MacDonald, M., L. Arragutainaq et Z. Novalinga. 1997. *Voices from the Bay: Traditional Ecological Knowledge of Inuit and Cree in the Hudson Bay Bioregion*. Canadian Arctic Resources Committee, Ottawa, Canada.
- Macfarlane, W. W., J. M. Wheaton, N. Bouwes, M. L. Jensen, J. T. Gilbert, N. Hough-Snee et J. A. Shivik. 2017. Modeling the capacity of riverscapes to support beaver dams. *Geomorphology* **277**:72-99.
- MacInnes, C. D., E. H. Dunn, D. H. Rusch, F. Cooke et F. G. Cooch. 1990. Advancement of goose nesting dates in the Hudson Bay region, 1951-1986. *Canadian Field-Naturalist* **104**:295-297.
- MacIntyre, S. et J. M. Melack. 2009. Mixing Dynamics in Lakes Across Climatic Zones. Pages 603-612 *in* G. E. Likens, editor. *Encyclopedia of Inland Waters*. Academic Press, Oxford.
- Mackenzie-Grieve, J. L. et J. R. Post. 2006. Projected impacts of climate warming on production of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in southern Yukon lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**:788-797.
- MacRae, P. S. D. et D. A. Jackson. 2001. The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**:342-351.
- Magnuson, J. J., J. D. Meisner et D. K. Hill. 1990. POTENTIAL CHANGES IN THE THERMAL HABITAT OF GREAT-LAKES FISH AFTER GLOBAL CLIMATE WARMING. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**:254-264.
- Magnuson, J. J., D. M. Robertson, B. J. Benson, R. H. Wynne, D. M. Livingstone, T. Arai, R. A. Assel, R. G. Barry, V. Card, E. Kuusisto, N. G. Granin, T. D. Prowse, K. M. Stewart et V. S. Vuglinski. 2000. Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science* **289**:1743-1746.
- Magnuson, J. J., K. E. Webster, R. A. Assel, C. J. Bowser, P. J. Dillon, J. G. Eaton, H. E. Evans, E. J. Fee, R. I. Hall, L. R. Mortsch, D. W. Schindler et F. H. Quinn. 1997. Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. *Hydrological Processes* **11**:825-871.
- Mailhot, A. et D. Chaumont. 2017. *Élaboration du portrait bioclimatique futur du Nunavik – Tome I*. Report presented to Ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs. Ouranos, Montréal, Canada.

- Mangerud, J. et J. I. Svendsen. 2018. The Holocene Thermal Maximum around Svalbard, Arctic North Atlantic; molluscs show early and exceptional warmth. *Holocene* **28**:65-83.
- Mansfield, A. W. et D. J. St. Aubin. 1991. DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF THE ATLANTIC WALRUS, ODOBENUS-ROSMARUS-ROSMARUS, IN THE SOUTHAMPTON ISLAND - COATS ISLAND REGION OF NORTHERN HUDSON-BAY. *Canadian Field-Naturalist* **105**:95-100.
- Marcogliese, D. J. 2001. Implications of climate change for parasitism of animals in the aquatic environment. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **79**:1331-1352.
- Martin, K. 2001. Wildlife communities in alpine and subalpine habitats. Pages 239-260 *dans* D. H. Johnson et T. A. O'Neil, éditeurs. *Wildlife-Habitat Relationships in Oregon and Washington*. Oregon University Press, Corvallis, USA.
- Martin, N. V. et C. H. Olver. 1980. The lake charr, *Salvelinus namaycush*. Pages 205-277 *in* E. K. Balon, editor. *Charrs*. Dr. W. Junk, The Netherlands.
- Masrur, A., A. N. Petrov et J. DeGroot. 2018. Circumpolar spatio-temporal patterns and contributing climatic factors of wildfire activity in the Arctic tundra from 2001-2015. *Environmental Research Letters* **13**.
- Mathiesen, S. S., J. Thyrring, J. Hemmer-Hansen, J. Berge, A. Sukhotin, P. Leopold, M. Bekaert, M. K. Sejr et E. E. Nielsen. 2017. Genetic diversity and connectivity within *Mytilus* spp. in the subarctic and Arctic. *Evolutionary Applications* **10**:39-55.
- May, C. J. 2015. The importance of early life processes to future growth and recruitment in Lake Erie Walleye. University of Ohio, Ohio, USA.
- McBean, G., G. Alekseev, D. Chen, E. Forland, E. Fyfe, P. Y. Groisman, R. King, H. Melling, R. Vose et P. H. Whitfield. 2005. Arctic climate: past and present. Pages 21-60 *Arctic Climate Impact Assessment-Scientific Report*. Cambridge University Press, New York, USA.
- McDonald, M. E., A. E. Hershey et M. C. Miller. 1996. Global warming impacts on lake trout in arctic lakes. *Limnology and Oceanography* **41**:1102-1108.
- McDougall, C. A., P. J. Blanchfield et W. G. Anderson. 2014a. Linking movements of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817) in a small hydroelectric reservoir to abiotic variables. *Journal of Applied Ichthyology* **30**:1149-1159.
- McDougall, C. A., D. J. Pisiak, C. C. Barth, M. A. Blanchard, D. S. MacDonell et D. Macdonald. 2014b. Relative recruitment success of stocked age-1 vs age-0 lake sturgeon (*Acipenser fulvescens* Rafinesque, 1817) in the Nelson River, northern Canada. *Journal of Applied Ichthyology* **30**:1451-1460.
- McKenna, J. E. et J. H. Johnson. 2009. Spatial and temporal variation in distribution of larval lake whitefish in eastern Lake Ontario: Signs of recovery? *Journal of Great Lakes Research* **35**:94-100.
- McMahon, T. E., J. W. Terrell et P. C. Neslon. 1984. Habitat suitability information: walleye. US Fish and Wildlife Service.
- McManus, K. M., D. C. Morton, J. G. Masek, D. D. Wang, J. O. Sexton, J. R. Nagol, P. Ropars et S. Boudreau. 2012. Satellite-based evidence for shrub and graminoid tundra expansion in northern Quebec from 1986 to 2010. *Global Change Biology* **18**:2313-2323.

- McPhail, J. D. et V. L. Paragamian. 2000. Burbot biology and life history. Pages 11-23 *dans* V. L. Paramagian et D. W. Willis, éditeurs. Burbot: Biology, Ecology and Management. American Fisheries Society, Bethesda, USA.
- McPhee, M. G., A. Proshutinsky, J. H. Morison, M. Steele et M. B. Alkire. 2009. Rapid change in freshwater content of the Arctic Ocean. *Geophysical Research Letters* **36**.
- Mech, L. D. 2000. Lack of reproduction in muskoxen and arctic hares caused by early winter? *Arctic* **53**:69-71.
- Mecklenburg, C. W., T. A. Mecklenburg et L. K. Thorsteinson. 2002. Fishes of Alaska. American Fisheries Society, Bethesda, USA.
- Medina, V., K. Pokrzywinski et E. Martinez-Guerra. 2018. Evaluation of Koontz Lake (North Indiana) Ecological Restoration Options – Comparison of Dredging and Aeration – and Broad Application to USACE Projects Environmental Laboratory, US Army Engineer Research and Development Centre, Vicksburg, MS.
- Meier, W. N., G. K. Hovelsrud, B. E. H. van Oort, J. R. Key, K. M. Kovacs, C. Michel, C. Haas, M. A. Granskog, S. Gerland, D. K. Perovich, A. Makshtas et J. D. Reist. 2014. Arctic sea ice in transformation: A review of recent observed changes and impacts on biology and human activity. *Reviews of Geophysics* **52**:185-217.
- Meisner, J. D. 1990. POTENTIAL LOSS OF THERMAL HABITAT FOR BROOK TROUT, DUE TO CLIMATIC WARMING, IN 2 SOUTHERN ONTARIO STREAMS. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**:282-291.
- Melin, M., J. Matala, L. Mehtatalo, R. Tiilikainen, O. P. Tikkanen, M. Maltamo, J. Pusenius et P. Packalen. 2014. Moose (*Alces alces*) reacts to high summer temperatures by utilizing thermal shelters in boreal forests - an analysis based on airborne laser scanning of the canopy structure at moose locations. *Global Change Biology* **20**:1115-1125.
- Merkle, J. A., J. L. Polfus, J. J. Derbridge et K. S. Heinemeyer. 2017. Dietary niche partitioning among black bears, grizzly bears, and wolves in a multiprey ecosystem. *Canadian Journal of Zoology* **95**:663-671.
- Merriam, E. R., R. Fernandez, J. T. Petty et N. Zegre. 2017. Can brook trout survive climate change in large rivers? If it rains. *Science of the Total Environment* **607**:1225-1236.
- Messier, F., J. A. Virgl et L. Marinelli. 1990. DENSITY-DEPENDENT HABITAT SELECTION IN MUSKRATS - A TEST OF THE IDEAL FREE DISTRIBUTION MODEL. *Oecologia* **84**:380-385.
- Metcalfe, N. B. 1998. The interaction between behavior and physiology in determining life history patterns in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**:93-103.
- Miettinen, J. O., M. Kukkonen et H. Simola. 2005. Hindcasting baseline values for water colour and total phosphorus concentration in lakes using sedimentary diatoms - implications for lake typology in Finland. *Boreal Environment Research* **10**:31-43.
- Miller-Rushing, A. J., T. T. Hoye, D. W. Inouye et E. Post. 2010. The effects of phenological mismatches on demography. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **365**:3177-3186.

- Miller, F. L. et S. J. Barry. 2009. Long-Term Control of Peary Caribou Numbers by Unpredictable, Exceptionally Severe Snow or Ice Conditions in a Non-equilibrium Grazing System. *Arctic* **62**:175-189.
- Miller, F. L. et A. Gunn. 2003. Catastrophic die-off of Peary caribou on the western queen Elizabeth Islands, Canadian High Arctic. *Arctic* **56**:381-390.
- Miller, R. F. 1997. New records and AMS radiocarbon dates on quaternary walrus (*Odobenus rosmarus*) from New Brunswick. *Geographie Physique Et Quaternaire* **51**:107-111.
- Mills, L. S., M. Zimova, J. Oyler, S. Running, J. T. Abatzoglou et P. M. Lukacs. 2013. Camouflage mismatch in seasonal coat color due to decreased snow duration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **110**:7360-7365.
- Minns, C. K. et J. E. Moore. 1995. Factors limiting the distributions of Ontario's freshwater fishes: The role of climate and other variables, and the potential impacts of climate change. Pages 137-160 *in* R. J. Beamish, editor. *Climate change and northern fish populations*. Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences,, Ottawa, Canada.
- Moe, B., L. Stempniewicz, D. Jakubas, F. Angelier, O. Chastel, F. Dinessen, G. W. Gabrielsen, F. Hanssen, N. J. Karnovsky, B. Ronning, J. Welcker, K. Wojczulanis-Jakubas et C. Bech. 2009. Climate change and phenological responses of two seabird species breeding in the high-Arctic. *Marine Ecology Progress Series* **393**:235-246.
- Monteith, D. T., J. L. Stoddard, C. D. Evans, H. A. de Wit, M. Forsius, T. Hogasen, A. Wilander, B. L. Skjelkvale, D. S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopacek et J. Vesely. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* **450**:537-U539.
- Monteith, K. L., V. C. Bleich, T. R. Stephenson, B. M. Pierce, M. M. Conner, R. W. Klaver et R. T. Bowyer. 2011. Timing of seasonal migration in mule deer: effects of climate, plant phenology, and life-history characteristics. *Ecosphere* **2**.
- Monteith, K. L., R. W. Klaver, K. R. Hersey, A. A. Holland, T. P. Thomas et M. J. Kauffman. 2015. Effects of climate and plant phenology on recruitment of moose at the southern extent of their range. *Oecologia* **178**:1137-1148.
- Montgomery, R. A., K. M. Redilla, R. J. Moll, B. Van Moorter, C. M. Rolandsen, J. J. Millspaugh et E. J. Solberg. 2019. Movement modeling reveals the complex nature of the response of moose to ambient temperatures during summer. *Journal of Mammalogy* **100**:169-177.
- Moore, M. V., M. L. Pace, J. R. Mather, P. S. Murdoch, R. W. Howarth, C. L. Folt, C. Y. Chen, H. F. Hemond, P. A. Flebbe et C. T. Driscoll. 1997. Potential effects of climate change on freshwater ecosystems of the New England/Mid-Atlantic Region. *Hydrological Processes* **11**:925-947.
- Morbey, Y. E., P. Addison, B. J. Shuter et K. Vascotto. 2006. Within-population heterogeneity of habitat use by lake trout *Salvelinus namaycush*. *Journal of Fish Biology* **69**:1675-1696.
- Morneau, C. et S. Payette. 1998. A dendroecological method to evaluate past caribou (*Rangifer tarandus* L.) activity. *Ecoscience* **5**:64-76.
- Morrison, S. F., G. J. Forbes, S. J. Young et S. Lusk. 2003. Within-yard habitat use by white-tailed deer at varying winter severity. *Forest Ecology and Management* **172**:173-182.

- Moyle, P. B. et J. J. Cech. 2004. Fishes: an introduction to ichthyology, 5th edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, USA.
- Mundy, C. J., M. Gosselin, J. Ehn, Y. Gratton, A. Rossnagel, D. G. Barber, J. Martin, J. E. Tremblay, M. Palmer, K. R. Arrigo, G. Darnis, L. Fortier, B. Else et T. Papakyriakou. 2009. Contribution of under-ice primary production to an ice-edge upwelling phytoplankton bloom in the Canadian Beaufort Sea. *Geophysical Research Letters* **36**.
- Murray, D. L. et S. Boutin. 1991. THE INFLUENCE OF SNOW ON LYNX AND COYOTE MOVEMENTS - DOES MORPHOLOGY AFFECT BEHAVIOR. *Oecologia* **88**:463-469.
- Murray, D. L., E. W. Cox, W. B. Ballard, H. A. Whitlaw, M. S. Lenarz, T. W. Custer, T. Barnett et T. K. Fuller. 2006. Pathogens, nutritional deficiency, and climate influences on a declining moose population. *Wildlife Monographs*:1-29.
- Murray, D. L., M. J. L. Peers, Y. N. Majchrzak, M. Wehtje, C. Ferreira, R. S. A. Pickles, J. R. Row et D. H. Thornton. 2017. Continental divide: Predicting climate-mediated fragmentation and biodiversity loss in the boreal forest. *Plos One* **12**.
- Myers-Smith, I. H., B. C. Forbes, M. Wilmking, M. Hallinger, T. Lantz, D. Blok, K. D. Tape, M. Macias-Fauria, U. Sass-Klaassen, E. Levesque, S. Boudreau, P. Ropars, L. Hermanutz, A. Trant, L. S. Collier, S. Weijers, J. Rozema, S. A. Rayback, N. M. Schmidt, G. Schaepman-Strub, S. Wipf, C. Rixen, C. B. Menard, S. Venn, S. Goetz, L. Andreu-Hayles, S. Elmendorf, V. Ravolainen, J. Welker, P. Grogan, H. E. Epstein et D. S. Hik. 2011. Shrub expansion in tundra ecosystems: dynamics, impacts and research priorities. *Environmental Research Letters* **6**:15.
- Myers-Smith, I. H. et D. S. Hik. 2013. Shrub canopies influence soil temperatures but not nutrient dynamics: an experimental test of tundra snow-shrub interactions. *Ecology and Evolution* **3**:3683-3700.
- NAMCO. 2006. NAMMCO (North Atlantic Marine Mammal Commission) Scientific Committee Working Group on the stock status of Walrus in the North Atlantic and adjacent seas, Final Report. NAMMCO, Copenhagen.
- Nielsen, J. L., G. T. Ruggione et C. E. Zimmerman. 2013. Adaptive strategies and life history characteristics in a warming climate: Salmon in the Arctic? *Environmental Biology of Fishes* **96**:1187-1226.
- Nilssen, K. J., O. A. Gulseth, M. Iversen et R. Kjol. 1997. Summer osmoregulatory capacity of the world's northernmost living salmonid. *American Journal of Physiology-Regulatory Integrative and Comparative Physiology* **272**:R743-R749.
- Nordeng, H. 1983. Solution to the "char problem" based on Arctic char (*Salvelinus alpinus*) in Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**:1372-1387.
- O'Brien, C. M., C. J. Fox, B. Planque et J. Casey. 2000. Fisheries - Climate variability and North Sea cod. *Nature* **404**:142-142.
- O'Connor, L. M., T. C. Pratt, T. B. Steeves, B. Stephens, M. Boogaard et C. Kaye. 2017. In situ assessment of lampricide toxicity to age-0 lake sturgeon. *Journal of Great Lakes Research* **43**:189-198.

- Obbard, M. E., M. R. L. Cattet, E. J. Howe, K. R. Middel, E. J. Newton, G. B. Kolenosky, K. F. Abraham et C. J. Greenwood. 2016. Trends in body condition in polar bears (*Ursus maritimus*) from the Southern Hudson Bay subpopulation in relation to changes in sea ice. *Arctic Science* **2**:15-32.
- Obrist, D., J. L. Kirk, L. Zhang, E. M. Sunderland, M. Jiskra et N. E. Selin. 2018. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *Ambio* **47**:116-140.
- Oksanen, L. et R. Virtanen. 1997. Adaptation to disturbance as a part of the strategy of arctic and alpine plants. Pages 91-113 in R. M. M. Crawford, editor. *Perspectives for management and restoration*. Springer Netherlands, Kluwer, Belgium.
- Olofsson, J., L. Oksanen, T. Callaghan, P. E. Hulme, T. Oksanen et O. Suominen. 2009. Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology* **15**:2681-2693.
- Osterblom, H., S. Hansson, U. Larsson, O. Hjerne, F. Wulff, R. Elmgren et C. Folke. 2007. Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic sea. *Ecosystems* **10**:877-889.
- Oug, E., S. K. J. Cochrane, J. H. Sundet, K. Norling et H. C. Nilsson. 2011. Effects of the invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) on soft-bottom fauna in Vanrangerfjorden northern Norway. *Marine Biodiversity* **41**:467-479.
- Outridge, P. M., R. P. Mason, F. Wang, S. Guerrero et L. E. Heimbürger-Boavida. 2018. Updated Global and Oceanic Mercury Budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. *Environmental Science & Technology* **52**:11466-11477.
- Overland, J. E., M. C. Spillane et N. N. Soreide. 2004. Integrated analysis of physical and biological Pan-Arctic change. *Climatic Change* **63**:291-322.
- Overland, J. E. et P. J. Stabeno. 2004. Is the climate of the Bering Sea warming and affecting the ecosystem? *Eos, Transactions American Geophysical Union* **85**:309-312.
- Overpeck, J. T., B. L. Otto-Bliesner, G. H. Miller, D. R. Muhs, R. B. Alley et J. T. Kiehl. 2006. Paleoclimatic evidence for future ice-sheet instability and rapid sea-level rise. *Science* **311**:1747-1750.
- Pabi, S., G. L. van Dijken et K. R. Arrigo. 2008. Primary production in the Arctic Ocean, 1998-2006. *Journal of Geophysical Research-Oceans* **113**.
- Pajunen, A., R. Virtanen et H. Roininen. 2012. Browsing-mediated shrub canopy changes drive composition and species richness in forest-tundra ecosystems. *Oikos* **121**:1544-1552.
- Pajunen, A. M., J. Oksanen et R. Virtanen. 2011. Impact of shrub canopies on understorey vegetation in western Eurasian tundra. *Journal of Vegetation Science* **22**:837-846.
- Parker, B. R., D. W. Schindler, K. G. Beaty, M. P. Stainton et S. E. M. Kasian. 2009. Long-term changes in climate, streamflow, and nutrient budgets for first-order catchments at the Experimental Lakes Area (Ontario, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **66**:1848-1863.
- Parker, H., A. Haugen, Ø. Kristensen, E. Myrum, R. Kolsing et F. Rosell. 2001. Landscape use and economic value of Eurasian beaver (*Castor fiber*) on large forest in southeast Norway. Pages 77-95 in *Proceedings of the First European-American Beaver Congress, Kazan, Russia*.
- Parkinson, C. L., D. J. Cavalieri, P. Gloersen, H. J. Zwally et J. C. Comiso. 1999. Arctic sea ice extents, areas, and trends, 1978-1996. *Journal of Geophysical Research-Oceans* **104**:20837-20856.

- Patrick, H. K., T. M. Sutton et W. D. Swink. 2009. Lethality of Sea Lamprey Parasitism on Lake Sturgeon. *Transactions of the American Fisheries Society* **138**:1065-1075.
- Paukert, C. P. et D. W. Willis. 2003. Population characteristics and ecological role of northern pike in shallow natural lakes in Nebraska. *North American Journal of Fisheries Management* **23**:313-322.
- Payette, S. 1987. Recent porcupine expansion at tree line - a dendroecological analysis. *Canadian Journal of Zoology* **65**:551-557.
- Payette, S., A. Delwaide, M. Caccianiga et M. Beauchemin. 2004. Accelerated thawing of subarctic peatland permafrost over the last 50 years. *Geophysical Research Letters* **31**.
- Peeters, F., D. M. Livingstone, G.-H. Goudsmit, R. Kipfer et R. Forster. 2002. Modeling 50 years of historical temperature profiles in a large central European lake. *Limnology and Oceanography* **47**:186-197.
- Perreault, N., E. Levesque, D. Fortier et L. J. Lamarque. 2016. Thermo-erosion gullies boost the transition from wet to mesic tundra vegetation. *Biogeosciences* **13**:1237-1253.
- Perry, A. L., P. J. Low, J. R. Ellis et J. D. Reynolds. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* **308**:1912-1915.
- Peterson, B. J., R. M. Holmes, J. W. McClelland, C. J. Vorosmarty, R. B. Lammers, A. I. Shiklomanov, I. A. Shiklomanov et S. Rahmstorf. 2002. Increasing river discharge to the Arctic Ocean. *Science* **298**:2171-2173.
- Pienitz, R., P. T. Doran et S. F. Lamoureux. 2008. Origin and geomorphology of lakes in the polar regions. Pages 25-41 *dans* W. F. Vincent et J. Laybourn-Parry, éditeurs. *Polar lakes and rivers: limnology of Arctic and Antarctic aquatic ecosystems*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Piepenburg, D. 2005. Recent research on Arctic benthos: common notions need to be revised. *Polar Biology* **28**:733-755.
- Plante, C. et J. A. Downing. 1993. RELATIONSHIP OF SALMONINE PRODUCTION TO LAKE TROPHIC STATUS AND TEMPERATURE. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**:1324-1328.
- Plumb, J. M. et P. J. Blanchfield. 2009. Performance of temperature and dissolved oxygen criteria to predict habitat use by lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **66**:2011-2023.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks et J. C. Stromberg. 1997. The Natural Flow Regime. *Bioscience* **47**:769-784.
- Pojmanska, T., B. Grabda-Kazubska, S. L. Kazubski, J. Machalska et K. Niewiadomska. 1980. Parasite fauna of five fish species from the Konin lakes complex, artificially heated with thermal effluents, and from Goplo lake. *Acta Parasitologica Polonica* **27**:319-357.
- Pokallus, J. W. et J. N. Pauli. 2015. Population dynamics of a northern-adapted mammal: disentangling the influence of predation and climate change. *Ecological Applications* **25**:1546-1556.
- Polley, L., E. Hoberg et S. Kutz. 2010. Parasite infections of domestic animals in the Nordic countries - emerging threats and challenges. Abstracts of the 22nd Symposium of the Nordic Committee for Veterinary Scientific Cooperation (NKVet). Helsinki, Finland. September 7-9, 2008. *Acta veterinaria Scandinavica* **52 Suppl 1**:S1-S31.

- Polyakov, I. V., G. V. Alekseev, L. A. Timokhov, U. S. Bhatt, R. L. Colony, H. L. Simmons, D. Walsh, J. E. Walsh et V. F. Zakharov. 2004. Variability of the intermediate Atlantic water of the Arctic Ocean over the last 100 years. *Journal of Climate* **17**:4485-4497.
- Polyakov, I. V., A. Beszczynska, E. C. Carmack, I. A. Dmitrenko, E. Fahrbach, I. E. Frolov, R. Gerdes, E. Hansen, J. Holfort, V. V. Ivanov, M. A. Johnson, M. Karcher, F. Kauker, J. Morison, K. A. Orvik, U. Schauer, H. L. Simmons, O. Skagseth, V. T. Sokolov, M. Steele, L. A. Timokhov, D. Walsh et J. E. Walsh. 2005. One more step toward a warmer Arctic. *Geophysical Research Letters* **32**.
- Portner, H. O. 2006. Climate-dependent evolution of Antarctic ectotherms: An integrative analysis. *Deep-Sea Research Part II-Topical Studies in Oceanography* **53**:1071-1104.
- Post, E. et M. C. Forchhammer. 2008. Climate change reduces reproductive success of an Arctic herbivore through trophic mismatch. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **363**:2369-2375.
- Post, E., C. Pedersen, C. C. Wilmers et M. C. Forchhammer. 2008. Warming, plant phenology and the spatial dimension of trophic mismatch for large herbivores. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **275**:2005-2013.
- Post, E., R. O. Peterson, N. C. Stenseth et B. E. McLaren. 1999. Ecosystem consequences of wolf behavioural response to climate. *Nature* **401**:905.
- Pothoven, S. A., T. F. Nalepa, P. J. Schneeberger et S. B. Brandt. 2001. Changes in diet and body condition of lake whitefish in southern Lake Michigan associated with changes in benthos. *North American Journal of Fisheries Management* **21**:876-883.
- Pothoven, S. A., H. A. Vanderploeg, S. A. Ludsin, T. O. Hook et S. B. Brandt. 2009. Feeding ecology of emerald shiners and rainbow smelt in central Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* **35**:190-198.
- Powell, R. A. 1993. *The fisher: life history, ecology, and behavior*. Second edition. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA.
- Power, G. 1990. Warming rivers (or a changing climate for Atlantic salmon). *Atlantic Salmon Journal* **39**:40-42.
- Power, G., M. Power, R. Dumas et A. Gordon. 1987. Marine migration of Atlantic salmon from rivers in Ungava Bay, Quebec. *American Fisheries Society Symposium* **1**:364-376.
- Power, M., J. B. Dempson, G. Power et J. D. Reist. 2000. Environmental influences on an exploited anadromous Arctic charr stock in Labrador. *Journal of Fish Biology* **57**:82-98.
- Power, M. et G. Power. 1994. MODELING THE DYNAMICS OF SMOLT PRODUCTION IN ATLANTIC SALMON. *Transactions of the American Fisheries Society* **123**:535-548.
- Provencher, J. F., A. J. Gaston, P. D. O'Hara et H. G. Gilchrist. 2012. Seabird diet indicates changing Arctic marine communities in eastern Canada. *Marine Ecology Progress Series* **454**:171-+.
- Prowse, T., K. Alfredsen, S. Beltaos, B. R. Bonsal, W. B. Bowden, C. R. Duguay, A. Korhola, J. McNamara, W. F. Vincent, V. Vuglinsky, K. M. W. Anthony et G. A. Weyhenmeyer. 2011. Effects of Changes in Arctic Lake and River Ice. *Ambio* **40**:63-74.

- Prowse, T. D., C. Furgal, F. J. Wrona et J. D. Reist. 2009. Implications of Climate Change for Northern Canada: Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Ambio* **38**:282-289.
- Ragen, T. J., H. P. Huntington et G. K. Hovelsrud. 2008. Conservation of Arctic marine mammals faced with climate change. *Ecological Applications* **18**:S166-S174.
- Raynolds, M. K., D. A. Walker et H. A. Maier. 2006. NDVI patterns and phytomass distribution in the circumpolar Arctic. *Remote Sensing of Environment* **102**:271-281.
- Reed, E. T., G. Gauthier et J. F. Giroux. 2004. Effects of spring conditions on breeding propensity of greater snow goose females. *Animal Biodiversity and Conservation* **27**:35-46.
- Regehr, E. V., N. J. Lunn, S. C. Amstrup et L. Stirling. 2007. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in western Hudson bay. *Journal of Wildlife Management* **71**:2673-2683.
- Reist, J. D., F. J. Wrona, T. D. Prowse, M. Power, J. B. Dempson, R. J. Beamish, J. R. King, T. J. Carmichael et C. D. Sawatzky. 2006a. General effects of climate change on Arctic fishes and fish populations. *Ambio* **35**:370-380.
- Reist, J. D., F. J. Wrona, T. D. Prowse, M. Power, J. B. Dempson, J. R. King et R. J. Beamish. 2006b. An overview of effects of climate change on selected Arctic freshwater and anadromous fishes. *Ambio* **35**:381-387.
- Renecker, L. A. et R. J. Hudson. 1986. Seasonal energy expenditures and thermoregulatory responses of moose. *Canadian Journal of Zoology* **64**:322-327.
- Renecker, L. A. et R. J. Hudson. 1990. Behavioral and thermoregulatory responses of moose to high ambient temperatures and insect harassment in aspen-dominated forests. Pages 66-72 *dans* M. W. Lankester et H. R. Timmermann, éditeurs. 26th North American Moose Conference and Workshop, Regina, Canada.
- Rennie, M. D., W. G. Sprules et T. B. Johnson. 2009. Resource switching in fish following a major food web disruption. *Oecologia* **159**:789-802.
- Rennie, M. D., W. G. Sprules et A. Vaillancourt. 2010. Changes in fish condition and mercury vary by region, not Bythotrephes invasion: a result of climate change? *Ecography* **33**:471-482.
- Revermann, R., H. Schmid, N. Zbinden, R. Spaar et B. Schroder. 2012. Habitat at the mountain tops: how long can Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) survive rapid climate change in the Swiss Alps? A multi-scale approach. *Journal of Ornithology* **153**:891-905.
- Ries, R. D. et S. A. Perry. 1995. Potential effects of global climate warming on brook trout growth and prey consumption in central Appalachian streams, USA. *Climate Research* **5**:197-206.
- Righton, D. A., K. H. Andersen, F. Neat, V. Thorsteinsson, P. Steingrund, H. Svedang, K. Michalsen, H. H. Hinrichsen, V. Bendall, S. Neuenfeldt, P. Wright, P. Jonsson, G. Huse, J. van der Kooij, H. Mosegaard, K. Hussy et J. Metcalfe. 2010. Thermal niche of Atlantic cod *Gadus morhua*: limits, tolerance and optima. *Marine Ecology Progress Series* **420**:1-U344.
- Rikardsen, A. H., L. P. Hansen, A. J. Jensen, T. Vollen et B. Finstad. 2008. Do Norwegian Atlantic salmon feed in the northern Barents Sea? Tag recoveries from 70 to 78 degrees N. *Journal of Fish Biology* **72**:1792-1798.

- Rindorf, A. et P. Lewy. 2006. Warm, windy winters drive cod north and homing of spawners keeps them there. *Journal of Applied Ecology* **43**:445-453.
- Rizzolo, D. J., J. A. Schmutz, S. E. McCloskey et T. F. Fondell. 2014. Factors influencing nest survival and productivity of Red-throated Loons (*Gavia stellata*) in Alaska. *Condor* **116**:574-587.
- Roberts, J. J., T. O. Hook, S. A. Ludsin, S. A. Pothoven, H. A. Vanderploeg et S. B. Brandt. 2009. Effects of hypolimnetic hypoxia on foraging and distributions of Lake Erie yellow perch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **381**:S132-S142.
- Robertson, G. J. et H. G. Gilchrist. 1998. Evidence of population declines among common eiders breeding in the Belcher Islands, Northwest Territories. *Arctic* **51**:378-385.
- Rocha, A. V., M. M. Loranty, P. E. Higuera, M. C. Mack, F. S. Hu, B. M. Jones, A. L. Breen, E. B. Rastetter, S. J. Goetz et G. R. Shaver. 2012. The footprint of Alaskan tundra fires during the past half-century: implications for surface properties and radiative forcing. *Environmental Research Letters* **7**.
- Rockwell, R. F., L.J. Gormezano et D.N. Koons. 2011. Trophic matches and mismatches: can polar bears reduce the abundance of nesting snow geese in western Hudson Bay?. *Oikos* **120**:696-709.
- Rode, K. D., C. T. Robbins, L. Nelson et S. C. Amstrup. 2015. Can polar bears use terrestrial foods to offset lost ice-based hunting opportunities? *Frontiers in Ecology and the Environment* **13**:138-145.
- Rodrigues, L. C., J. Van den Bergh, F. Massa, J. A. Theodorou, P. Ziveri et F. Gazeau. 2015. SENSITIVITY OF MEDITERRANEAN BIVALVE MOLLUSC AQUACULTURE TO CLIMATE CHANGE, OCEAN ACIDIFICATION, AND OTHER ENVIRONMENTAL PRESSURES: FINDINGS FROM A PRODUCER SURVEY. *Journal of Shellfish Research* **34**:1161-1176.
- Roff, D. A. 1984. THE EVOLUTION OF LIFE-HISTORY PARAMETERS IN TELEOSTS. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**:989-1000.
- Rohr, J. R. et T. R. Raffel. 2010. Linking global climate and temperature variability to widespread amphibian declines putatively caused by disease. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **107**:8269-8274.
- Ropars, P. et S. Boudreau. 2012. Shrub expansion at the forest-tundra ecotone: spatial heterogeneity linked to local topography. *Environmental Research Letters* **7**:9.
- Ropars, P., E. Levesque et S. Boudreau. 2015. How do climate and topography influence the greening of the forest-tundra ecotone in northern Quebec? A dendrochronological analysis of *Betula glandulosa*. *Journal of Ecology* **103**:679-690.
- Rosing-Asvid, A. 2008. A new harp seal whelping ground near South Greenland. *Marine Mammal Science* **24**:730-736.
- Rouse, W. R., M. S. V. Douglas, R. E. Hecky, A. E. Hershey, G. W. Kling, L. Lesack, P. Marsh, M. McDonald, B. J. Nicholson, N. T. Roulet et J. P. Smol. 1997. Effects of climate change on the freshwaters of arctic and subarctic North America. *Hydrological Processes* **11**:873-902.
- Rudd, J. W. M. 1995. Sources of Methyl Mercury to Freshwater Ecosystems: A Review. Pages 697-713 *dans* D. B. Porcella, J. W. Huckabee et B. Wheatley, éditeurs. *Mercury as a Global Pollutant: Proceedings of the Third International Conference held in Whistler, British Columbia, Juillet 10–14, 1994*. Springer Netherlands, Dordrecht.

- Rudstam, L. G. et J. J. Magnuson. 1985. PREDICTING THE VERTICAL-DISTRIBUTION OF FISH POPULATIONS - ANALYSIS OF CISCO, COREGONUS-ARTEDII, AND YELLOW PERCH, PERCA-FLAVESCENS. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**:1178-1188.
- Russell, D. E., A. M. Martell et W. A. C. Nixon. 1993. Range Ecology of the Porcupine Caribou Herd in Canada. *Rangifer* **13**:1-168.
- Rydberg, J., J. Klaminder, P. Rosen et R. Bindler. 2010. Climate driven release of carbon and mercury from permafrost mires increases mercury loading to sub-arctic lakes. *Science of the Total Environment* **408**:4778-4783.
- Rypel, A. L. 2012. Meta-analysis of growth rates for a circumpolar fish, the northern pike (*Esox lucius*), with emphasis on effects of continent, climate and latitude. *Ecology of Freshwater Fish* **21**:521-532.
- Salvigsen, O. 2002. Radiocarbon-dated *Mytilus edulis* and *Modiolus modiolus* from northern Svalbard: Climatic implications. *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* **56**:56-61.
- Sandlund, O. T., J. Museth, T. F. Næsje, S. Rognerud, R. Saksgård, T. Hesthagen et R. Borgstrøm. 2010. Habitat use and diet of sympatric Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) in five lakes in southern Norway: not only interspecific population dominance? *Hydrobiologia* **650**:27-41.
- Sandvik, H., K. E. Erikstad, R. T. Barrett et N. G. Yoccoz. 2005. The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. *Journal of Animal Ecology* **74**:817-831.
- Sandvik, H., K. E. Erikstad, P. Fauchald et T. Tverra. 2008. High survival of immatures in a long-lived seabird: Insights from a long-term study of the Atlantic Puffin (*Fratercula arctica*). *Auk* **125**:723-730.
- Saucier, V. 2014. Réponses du bouleau glanduleux au réchauffement climatique et au broutement par le caribou migrateur. Université Laval, Quebec, Canada.
- Schiermeier, Q. 2007. The new face of the Arctic. *Nature* **446**:133-135.
- Schindler, D. W., P. J. Curtis, S. E. Bayley, B. R. Parker, K. G. Beaty et M. P. Stainton. 1997. Climate-induced changes in the dissolved organic carbon budgets of boreal lakes. *Biogeochemistry* **36**:9-28.
- Schindler, D. W. et J. M. Gunn. 2003. Dissolved organic carbon as a controlling variable in lake trout and other Boreal Shield lakes. Pages 133-146 *dans* J. M. Gunn, R. J. Steedman et R. A. Ryder, éditeurs. *Boreal Shield watersheds: lake trout ecosystems in a changing environment*. Lewis Publishers, New York, USA.
- Schindler, D. W., R. E. Hecky, D. L. Findlay, M. P. Stainton, B. R. Parker, M. J. Paterson, K. G. Beaty, M. Lyng et S. E. M. Kasian. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **105**:11254-11258.
- Schleuning, M., E. L. Neuschulz, J. Albrecht, I. M. A. Bender, D. E. Bowler, D. M. Dehling, S. A. Fritz, C. Hof, T. Mueller, L. Nowak, M. C. Sorensen, K. Bohning-Gaese et W. D. Kissling. 2020. Trait-Based Assessments of Climate-Change Impacts on Interacting Species. *Trends in Ecology & Evolution* **35**:319-328.

- Schmidt, J. H., E. A. Rexstad, C. A. Roland, C. L. McIntyre, M. C. MacCluskie et M. J. Flamme. 2018. Weather-driven change in primary productivity explains variation in the amplitude of two herbivore population cycles in a boreal system. *Oecologia* **186**:435-446.
- Schooley, R. L., C. R. McLaughlin, G. J. Matula et W. B. Krohn. 1994. DENNING CHRONOLOGY OF FEMALE BLACK BEARS - EFFECTS OF FOOD, WEATHER, AND REPRODUCTION. *Journal of Mammalogy* **75**:466-477.
- Schwartz, C. C. et L. A. Renecker. 2007. Nutrition energetics. Page 776 p. dans A. W. Franzmann et C. C. Schwartz, éditeurs. *Ecology and Management of the North American Moose*. University Press of Colorado, Colorado, USA.
- Schwartz, M. D., R. Ahas et A. Aasa. 2006. Onset of spring starting earlier across the Northern Hemisphere. *Global Change Biology* **12**:343-351.
- Schweiger, O., J. Settele, O. Kudrna, S. Klotz et I. Kuhn. 2008. CLIMATE CHANGE CAN CAUSE SPATIAL MISMATCH OF TROPICALLY INTERACTING SPECIES. *Ecology* **89**:3472-3479.
- Scott, W. B. et E. J. Crossman. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada.
- Sedinger, J. S. 1992. Ecology of prefledging waterfowl. Pages 109-127 *dans* B. D. J. Batt, A. D. Afton et M. G. Anderson, éditeurs. *Ecology and Management of Breeding Waterfowl*. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA.
- Sedinger, J. S. et D. G. Raveling. 1986. TIMING OF NESTING BY CANADA GEESE IN RELATION TO THE PHENOLOGY AND AVAILABILITY OF THEIR FOOD PLANTS. *Journal of Animal Ecology* **55**:1083-1102.
- Sedinger, J. S., D. H. Ward, J. L. Schamber, W. I. Butler, W. D. Eldridge, B. Conant, J. F. Voelzer, N. D. Chelgren et M. P. Herzog. 2006. Effects of El Nino on distribution and reproductive performance of Black Brant. *Ecology* **87**:151-159.
- Sellers, T. J., B. R. Parker, D. W. Schindler et W. M. Tonn. 1998. Pelagic distribution of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in small Canadian Shield lakes with respect to temperature, dissolved oxygen, and light. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**:170-179.
- Sepulveda, M. S., H. K. Patrick et T. M. Sutton. 2012. A Single Sea Lamprey Attack Causes Acute Anemia and Mortality in Lake Sturgeon. *Journal of Aquatic Animal Health* **24**:91-99.
- Serreze, M. C., A. D. Crawford et A. P. Barrett. 2015. Extreme daily precipitation events at Spitsbergen, an Arctic Island. *International Journal of Climatology* **35**:4574-4588.
- Serreze, M. C., M. M. Holland et J. Stroeve. 2007. Perspectives on the Arctic's shrinking sea-ice cover. *Science* **315**:1533-1536.
- Sharma, S., D. A. Jackson et C. K. Minns. 2009. Quantifying the potential effects of climate change and the invasion of smallmouth bass on native lake trout populations across Canadian lakes. *Ecography* **32**:517-525.
- Sharma, S., D. A. Jackson, C. K. Minns et B. J. Shuter. 2007. Will northern fish populations be in hot water because of climate change? *Global Change Biology* **13**:2052-2064.
- Sharma, S., M. J. Vander Zanden, J. J. Magnuson et J. Lyons. 2011. Comparing Climate Change and Species Invasions as Drivers of Coldwater Fish Population Extirpations. *Plos One* **6**.

- Shuter, B. J., A. G. Finstad, I. P. Helland, I. Zweimuller et F. Holker. 2012. The role of winter phenology in shaping the ecology of freshwater fish and their sensitivities to climate change. *Aquatic Sciences* **74**:637-657.
- Shuter, B. J. et N. P. Lester. 2004. Climate change and sustainable lake trout exploitation: predictions from a regional life history model. Pages 281-291 in J. M. Gunn, editor. *Boreal shield watersheds: lake trout ecosystems in a changing environment*. Lewis Publications.
- Shuter, B. J. et J. D. Meisner. 1992. Tools for assessing the impact of climate change on freshwater fish populations. *GeoJournal* **28**:7-20.
- Shuter, B. J., C. K. Minns et N. Lester. 2002. Climate change, freshwater fish, and fisheries: Case studies from Ontario and their use in assessing potential impacts. Pages 77-87 in N. A. McGinn, editor. *Fisheries in a Changing Climate*.
- Shuter, B. J. et J. R. Post. 1990. CLIMATE, POPULATION VIABILITY, AND THE ZOOGEOGRAPHY OF TEMPERATE FISHES. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**:314-336.
- Skinner, W. R., R. L. Jefferies, T. J. Carleton, R. F. Rockwell et K. F. Abraham. 1998. Prediction of reproductive success and failure in lesser snow geese based on early season climatic variables. *Global Change Biology* **4**:3-16.
- Small, R. J. et L. B. Keith. 1992. AN EXPERIMENTAL-STUDY OF RED FOX PREDATION ON ARCTIC AND SNOWSHOE HARES. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **70**:1614-1621.
- Smetacek, V. et S. Nicol. 2005. Polar ocean ecosystems in a changing world. *Nature* **437**:362-368.
- Smith, P. A., K. H. Elliott, A. J. Gaston et H. G. Gilchrist. 2010. Has early ice clearance increased predation on breeding birds by polar bears? *Polar Biology* **33**:1149-1153.
- Smith, P. A. et A. J. Gaston. 2012. Environmental variation and the demography and diet of thick-billed murre. *Marine Ecology Progress Series* **454**:237-+.
- Smith, T. G. et I. Stirling. 1978. Variation in the density of ringed seal (*Phoca hispida*) birth lairs in the Amundsen Gulf, Northwest Territories. *Canadian Journal of Zoology* **56**:1066-1070.
- Smyth, K. E. et D. A. Boag. 1984. Production in spruce grouse and its relationship to environmental factors and population parameters. *Canadian Journal of Zoology* **62**:2250-2257.
- Snucins, E. et J. Gunn. 2000. Interannual variation in the thermal structure of clear and colored lakes. *Limnology and Oceanography* **45**:1639-1646.
- Sorte, C. J. B., V. E. Davidson, M. C. Franklin, K. M. Benes, M. M. Doellman, R. J. Etter, R. E. Hannigan, J. Lubchenco et B. A. Menge. 2017. Long-term declines in an intertidal foundation species parallel shifts in community composition. *Global Change Biology* **23**:341-352.
- Sotiropoulos, J. C., K. H. Nislow et M. R. Ross. 2006. Brook trout, *Salvelinus fontinalis*, microhabitat selection and diet under low summer stream flows. *Fisheries Management and Ecology* **13**:149-155.
- Spares, A. D., M. J. Dadswell, J. MacMillan, R. Madden, R. K. O'Dor et M. J. W. Stokesbury. 2014. To fast or feed: an alternative life history for anadromous brook trout *Salvelinus fontinalis* overwintering within a harbour. *Journal of Fish Biology* **85**:621-644.

- Spens, J. et J. P. Ball. 2008. Salmonid or nonsalmonid lakes: predicting the fate of northern boreal fish communities with hierarchical filters relating to a keystone piscivore. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**:1945-1955.
- St Pierre, K. A., S. Zolkos, S. Shakil, S. E. Tank, V. L. St Louis et S. V. Kokelj. 2018. Unprecedented Increases in Total and Methyl Mercury Concentrations Downstream of Retrogressive Thaw Slumps in the Western Canadian Arctic. *Environmental Science & Technology* **52**:14099-14109.
- Stapanian, M. A., V. L. Paragamian, C. P. Madenjian, J. R. Jackson, J. Lappalainen, M. J. Evenson et M. D. Neufeld. 2010. Worldwide status of burbot and conservation measures. *Fish and Fisheries* **11**:34-56.
- Stasko, A. D., J. M. Gunn et T. A. Johnston. 2012. Role of ambient light in structuring north-temperate fish communities: potential effects of increasing dissolved organic carbon concentration with a changing climate. *Environmental Reviews* **20**:173-190.
- Steele, M., W. Ermold et J. L. Zhang. 2008. Arctic Ocean surface warming trends over the past 100 years. *Geophysical Research Letters* **35**.
- Stefan, H. G., X. Fang et J. G. Eaton. 2001. Simulated fish habitat changes in North American lakes in response to projected climate warming. *Transactions of the American Fisheries Society* **130**:459-477.
- Stefan, H. G., M. Hondzo, X. Fang, J. G. Eaton et J. H. McCormick. 1996. Simulated long-term temperature and dissolved oxygen characteristics of lakes in the north-central United States and associated fish habitat limits. *Limnology and Oceanography* **41**:1124-1135.
- Steinacher, M., F. Joos, T. L. Frolicher, G. K. Plattner et S. C. Doney. 2009. Imminent ocean acidification in the Arctic projected with the NCAR global coupled carbon cycle-climate model. *Biogeosciences* **6**:515-533.
- Steiner, N., K. Azetsu-Scott, J. Hamilton, K. Hedges, X. M. Hu, M. Y. Janjua, D. Lavoie, J. Loder, H. Melling, A. Merzouk, W. Perrie, I. Peterson, M. Scarratt, T. Sou et R. Tallmann. 2015. Observed trends and climate projections affecting marine ecosystems in the Canadian Arctic. *Environmental Reviews* **23**:191-239.
- Steiner, N. S., W. W. L. Cheung, A. M. Cisneros-Montemayor, H. Drost, H. Hayashida, C. Hoover, J. Lam, T. Sou, U. R. Sumaila, P. Suprenand, T. C. Tai et D. L. VanderZwaag. 2019. Impacts of the Changing Ocean-Sea Ice System on the Key Forage Fish Arctic Cod (*Boreogadus Saida*) and Subsistence Fisheries in the Western Canadian Arctic-Evaluating Linked Climate, Ecosystem and Economic (CEE) Models. *Frontiers in Marine Science* **6**.
- Stempniewicz, L. 2005. Polar bear predatory behavior toward molting barnacle geese and nesting glaucous gulls on Spitsbergen. *Arctic* **59**:274-251.
- Stenseth, N. C., A. Mysterud, G. Ottersen, J. W. Hurrell, K. S. Chan et M. Lima. 2002. Ecological effects of climate fluctuations. *Science* **297**:1292-1296.
- Stenson, G. B. et M. O. Hammill. 2014. Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? *Ices Journal of Marine Science* **71**:1977-1986.

- Stevens, A. M. et C. J. Gobler. 2018. Interactive effects of acidification, hypoxia, and thermal stress on growth, respiration, and survival of four North Atlantic bivalves. *Marine Ecology Progress Series* **604**:143-161.
- Stickney, R. R. 2000. *Encyclopedia of aquaculture*. John Wiley and Sons Publisher, New York, USA.
- Stirling, I. 2002. Polar bears and seals in the eastern Beaufort Sea and Amundsen Gulf: A synthesis of population trends and ecological relationships over three decades. *Arctic* **55**:59-76.
- Stirling, I. et A. E. Derocher. 2012. Effects of climate warming on polar bears: a review of the evidence. *Global Change Biology* **18**:2694-2706.
- Stirling, I., M. Kingsley et W. Calvert. 1982. The distribution and abundance of seals in the eastern Beaufort Sea, 1974-79. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper*.
- Stirling, I. et T. G. Smith. 2004. Implications of warm temperatures, and an unusual rain event for the survival of ringed seals on the coast of southeastern Baffin Island. *Arctic* **57**:59-67.
- Stitt, B. C., G. Burness, K. A. Burgomaster, S. Currie, J. L. McDermid et C. C. Wilson. 2014. Intraspecific Variation in Thermal Tolerance and Acclimation Capacity in Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*): Physiological Implications for Climate Change. *Physiological and Biochemical Zoology* **87**:15-29.
- Stopa, J. E., F. Ardhuin et F. Girard-Ardhuin. 2016. Wave climate in the Arctic 1992-2014: seasonality and trends. *Cryosphere* **10**:1605-1629.
- Straile, D., R. Eckmann, T. Jungling, G. Thomas et H. Löffler. 2007. Influence of climate variability on whitefish (*Coregonus lavaretus*) year-class strength in a deep, warm monomictic lake. *Oecologia* **151**:521-529.
- Stroeve, J., M. M. Holland, W. Meier, T. Scambos et M. Serreze. 2007. Arctic sea ice decline: Faster than forecast. *Geophysical Research Letters* **34**.
- Stroeve, J. C., M. C. Serreze, F. Fetterer, T. Arbetter, W. Meier, J. Maslanik et K. Knowles. 2005. Tracking the Arctic's shrinking ice cover: Another extreme September minimum in 2004. *Geophysical Research Letters* **32**.
- Sturm, M., C. Racine et K. Tape. 2001. Climate change - Increasing shrub abundance in the Arctic. *Nature* **411**:546-547.
- Sturm, M., J. Schimel, G. Michaelson, J. M. Welker, S. F. Oberbauer, G. E. Liston, J. Fahnestock et V. E. Romanovsky. 2005. Winter biological processes could help convert arctic tundra to shrubland. *Bioscience* **55**:17-26.
- Sultaire, S. M., J. N. Pauli, K. J. Martin, M. W. Meyer, M. Notaro et B. Zuckerberg. 2016. Climate change surpasses land-use change in the contracting range boundary of a winter-adapted mammal. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **283**.
- Sunde, J., P. Larsson et A. Forsman. 2019. Adaptations of early development to local spawning temperature in anadromous populations of pike (*Esox lucius*). *Bmc Evolutionary Biology* **19**.
- Sundseth, K., J. M. Pacyna, A. Banel, E. G. Pacyna et A. Rautio. 2015. Climate Change Impacts on Environmental and Human Exposure to Mercury in the Arctic. *International Journal of Environmental Research and Public Health* **12**:3579-3599.

- Svenning, J. C., D. Gravel, R. D. Holt, F. M. Schurr, W. Thuiller, T. Munkemuller, K. H. Schiffers, S. Dullinger, T. C. Edwards, T. Hickler, S. I. Higgins, J. Nabel, J. Pagel et S. Normand. 2014. The influence of interspecific interactions on species range expansion rates. *Ecography* **37**:1198-1209.
- Taillon, J., P. S. Barboza et S. D. Cote. 2013. Nitrogen allocation to offspring and milk production in a capital breeder. *Ecology* **94**:1815-1827.
- Talmage, S. C. et C. J. Gobler. 2009. The effects of elevated carbon dioxide concentrations on the metamorphosis, size, and survival of larval hard clams (*Mercenaria mercenaria*), bay scallops (*Argopecten irradians*), and Eastern oysters (*Crassostrea virginica*). *Limnology and Oceanography* **54**:2072-2080.
- Tape, K., M. Sturm et C. Racine. 2006. The evidence for shrub expansion in Northern Alaska and the Pan-Arctic. *Global Change Biology* **12**:686-702.
- Tape, K. D., K. Christie, G. Carroll et J. A. O'Donnell. 2016a. Novel wildlife in the Arctic: the influence of changing riparian ecosystems and shrub habitat expansion on snowshoe hares. *Global Change Biology* **22**:208-219.
- Tape, K. D., D. D. Gustine, R. W. Ruess, L. G. Adams et J. A. Clark. 2016b. Range expansion of moose in Arctic Alaska linked to warming and increased shrub habitat. *Plos One* **11**:e0152636.
- Tape, K. D., B. M. Jones, C. D. Arp, I. Nitze et G. Grosse. 2018. Tundra be dammed: beaver colonization of the Arctic. *Global Change Biology* **24**:4478-4488.
- Tarnocai, C. 2009. The Impact of Climate Change on Canadian Peatlands. *Canadian Water Resources Journal* **34**:453-466.
- Tarroux, A., D. Berteaux et J. Bety. 2010. Northern nomads: ability for extensive movements in adult arctic foxes. *Polar Biology* **33**:1021-1026.
- Taylor, W. W., M. A. Smale et M. H. Freeberg. 1987. BIOTIC AND ABIOTIC DETERMINANTS OF LAKE WHITEFISH (*COREGONUS-CLUPEAFORMIS*) RECRUITMENT IN NORTHEASTERN LAKE-MICHIGAN. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**:313-323.
- Thiem, J. D., T. R. Binder, J. W. Dawson, P. Dumont, D. Hatin, C. Katopodis, D. Z. Zhu et S. J. Cooke. 2011. Behaviour and passage success of upriver-migrating lake sturgeon *Acipenser fulvescens* in a vertical slot fishway on the Richelieu River, Quebec. *Endangered Species Research* **15**:1-11.
- Thyrring, J., M. E. Blicher, J. G. Sorensen, S. Wegeberg et M. K. Sejr. 2017. Rising air temperatures will increase intertidal mussel abundance in the Arctic. *Marine Ecology Progress Series* **584**:91-104.
- Thyrring, J., S. Rysgaard, M. E. Blicher et M. K. Sejr. 2015. Metabolic cold adaptation and aerobic performance of blue mussels (*Mytilus edulis*) along a temperature gradient into the High Arctic region. *Marine Biology* **162**:235-243.
- Tombre, I. M., K. A. Hogda, J. Madsen, L. R. Griffin, E. Kuijken, P. Shimmings, E. Rees et C. Verscheure. 2008. The onset of spring and timing of migration in two arctic nesting goose populations: the pink-footed goose *Anser bachyrhynchus* and the barnacle goose *Branta leucopsis*. *Journal of Avian Biology* **39**:691-703.

- Tonn, W. M., J. J. Magnuson, M. Rask et J. Toivonen. 1990. INTERCONTINENTAL COMPARISON OF SMALL-LAKE FISH ASSEMBLAGES - THE BALANCE BETWEEN LOCAL AND REGIONAL PROCESSES. *American Naturalist* **136**:345-375.
- Tottrup, A. P., K. Thorup et C. Rahbek. 2006. Patterns of change in timing of spring migration in North European songbird populations. *Journal of Avian Biology* **37**:84-92.
- Tranquilla, L. M., A. Hedd, C. Burke, W. A. Montevecchi, P. M. Regular, G. J. Robertson, L. A. Stapleton, S. I. Wilhelm, D. A. Fifield et A. D. Buren. 2010. High Arctic sea ice conditions influence marine birds wintering in Low Arctic regions. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **89**:97-106.
- Tremblay, B., E. Levesque et S. Boudreau. 2012. Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: evidence from Eastern Nunavik. *Environmental Research Letters* **7**:035501.
- Tynan, C. T. et D. P. DeMaster. 1997. Observations and predictions of Arctic climate change: potential effects on marine mammals. *Arctic* **50**:308-322.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2019. Waterfowl population status, 2019. U.S. Department of the Interior, Washington, USA.
- Uher-Koch, B. D., J. C. Koch, K. G. Wright et J. A. Schmutz. 2018. Comparative nest survival of three sympatric loon species breeding in the Arctic. *Journal of Avian Biology* **49**.
- Ulvan, E. M., A. G. Finstad, O. Ugedal et O. K. Berg. 2012. Direct and indirect climatic drivers of biotic interactions: ice-cover and carbon runoff shaping Arctic char *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta* competitive asymmetries. *Oecologia* **168**:277-287.
- Van Der Jeugd, H. P., G. Eichhorn, K. E. Litvin, J. Stahl, K. Larsson, A. J. Van Der Graaf et R. H. Drent. 2009. Keeping up with early springs: rapid range expansion in an avian herbivore incurs a mismatch between reproductive timing and food supply. *Global Change Biology* **15**:1057-1071.
- Van Eenennaam, J. P., J. Linares-Casenave, X. Deng et S. I. Doroshov. 2005. Effect of incubation temperature on green sturgeon embryos, *Acipenser medirostris*. *Environmental Biology of Fishes* **72**:145-154.
- Van Pelt, T. I., J. F. Piatt, B. K. Lance et D. D. Roby. 1997. Proximate composition and energy density of some North Pacific forage fishes. *Comparative Biochemistry and Physiology a-Molecular & Integrative Physiology* **118**:1393-1398.
- Van Zuiden, T. M., M. M. Chen, S. Stefanoff, L. Lopez et S. Sharma. 2016. Projected impacts of climate change on three freshwater fishes and potential novel competitive interactions. *Diversity and Distributions* **22**:603-614.
- Van Zuiden, T. M. et S. Sharma. 2016. Examining the effects of climate change and species invasions on Ontario walleye populations: can walleye beat the heat? *Diversity and Distributions* **22**:1069-1079.
- Vander Zanden, M. J., J. M. Casselman et J. B. Rasmussen. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* **401**:464-467.
- Vander Zanden, M. J., J. D. Olden, J. H. Thorne et N. E. Mandrak. 2004. Predicting occurrences and impacts of smallmouth bass introductions in north temperate lakes. *Ecological Applications* **14**:132-148.

- Vander Zanden, M. J., B. J. Shuter, N. P. Lester et J. B. Rasmussen. 2000. Within- and among-population variation in the trophic position of a pelagic predator, lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**:725-731.
- Verocai, G. G., M. Lejeune, K. B. Beckmen, C. K. Kashivakura, A. M. Veitch, R. A. Popko, C. Fuentealba, E. P. Hoberg et S. J. Kutz. 2012. Defining parasite biodiversity at high latitudes of North America: new host and geographic records for *Onchocerca cervipedis* (Nematoda: Onchocercidae) in moose and caribou. *Parasites & Vectors* **5**.
- Vincent, R. F. et R. F. Marsden. 2001. An analysis of the dissolution of ice in Nares Strait using AVHRR imagery. *Atmosphere-Ocean* **39**:209-222.
- Vincent, W. F., T. V. Callaghan, D. Dahl-Jensen, M. Johansson, K. M. Kovacs, C. Michel, T. Prowse, J. D. Reist et M. Sharp. 2011. Ecological Implications of Changes in the Arctic Cryosphere. *Ambio* **40**:87-99.
- Visser, M. E. et C. Both. 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **272**:2561-2569.
- Vonk, J. E., S. E. Tank, W. B. Bowden, I. Laurion, W. F. Vincent, P. Alekseychik, M. Amyot, M. F. Billet, J. Canario, R. M. Cory, B. N. Deshpande, M. Helbig, M. Jammet, J. Karlsson, J. Larouche, G. MacMillan, M. Rautio, K. M. W. Anthony et K. P. Wickland. 2015. Reviews and syntheses: Effects of permafrost thaw on Arctic aquatic ecosystems. *Biogeosciences* **12**:7129-7167.
- Waldbusser, G. G., E. L. Brunner, B. A. Haley, B. Hales, C. J. Langdon et F. G. Prahl. 2013. A developmental and energetic basis linking larval oyster shell formation to acidification sensitivity. *Geophysical Research Letters* **40**:2171-2176.
- Walker, M. D., C. H. Wahren, R. D. Hollister, G. H. R. Henry, L. E. Ahlquist, J. M. Alatalo, M. S. Bret-Harte, M. P. Calef, T. V. Callaghan, A. B. Carroll, H. E. Epstein, I. S. Jonsdottir, J. A. Klein, B. Magnusson, U. Molau, S. F. Oberbauer, S. P. Rewa, C. H. Robinson, G. R. Shaver, K. N. Suding, C. C. Thompson, A. Tolvanen, O. Totland, P. L. Turner, C. E. Tweedie, P. J. Webber et P. A. Wookey. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **103**:1342-1346.
- Wallace, R. B., H. Baumann, J. S. Grear, R. C. Aller et C. J. Gobler. 2014. Coastal ocean acidification: The other eutrophication problem. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **148**:1-13.
- Walsh, J. E. 2005. Cryosphere and Hydrology. Pages 183-242 *in* ACIA, editor. *Arctic Climate Impact Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Walsh, J. E. 2008. Climate of the arctic marine environment. *Ecological Applications* **18**:S3-S22.
- Walters, A. W., C. P. Mandeville et F. J. Rahel. 2018. The interaction of exposure and warming tolerance determines fish species vulnerability to warming stream temperatures. *Biology Letters* **14**.
- Wang, B., X. Luo, Y. M. Yang, W. Y. Sun, M. A. Cane, W. J. Cai, S. W. Yeh et J. Liu. 2019. Historical change of El Nino properties sheds light on future changes of extreme El Nino. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **116**:22512-22517.
- Wang, Y. L., F. P. Binkowski et S. I. Doroshov. 1985. EFFECT OF TEMPERATURE ON EARLY DEVELOPMENT OF WHITE AND LAKE STURGEON, *ACIPENSER-TRANSMONTANUS* AND *ACIPENSER-FULVESCENS*. *Environmental Biology of Fishes* **14**:43-50.

- Ward, D. M., K. H. Nislow et C. L. Folt. 2010. Bioaccumulation syndrome: identifying factors that make some stream food webs prone to elevated mercury bioaccumulation. Pages 62-83 *dans* R. S. Ostfeld et W. H. Schlesinger, éditeurs. Year in Ecology and Conservation Biology 2010.
- Warren, D. R., J. M. Robinson, D. C. Josephson, D. R. Sheldon et C. E. Kraft. 2012. Elevated summer temperatures delay spawning and reduce redd construction for resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Global Change Biology* **18**:1804-1811.
- Weladji, R. B. et O. Holand. 2003. Global climate change and reindeer: effects of winter weather on the autumn weight and growth of calves. *Oecologia* **136**:317-323.
- Welch, D. W., Y. Ishida et K. Nagasawa. 1998. Thermal limits and ocean migrations of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*): long-term consequences of global warming. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**:937-948.
- Welch, H. E., M. A. Bergmann, T. D. Siferd, K. A. Martin, M. F. Curtis, R. E. Crawford, R. J. Conover et H. Hop. 1992. ENERGY-FLOW THROUGH THE MARINE ECOSYSTEM OF THE LANCASTER SOUND REGION, ARCTIC CANADA. *Arctic* **45**:343-357.
- Wesche, S. D. et H. M. Chan. 2010. Adapting to the Impacts of Climate Change on Food Security among Inuit in the Western Canadian Arctic. *Ecohealth* **7**:361-373.
- Willis, K., F. Cottier, S. Kwasniewski, A. Wold et S. Falk-Petersen. 2006. The influence of advection on zooplankton community composition in an Arctic fjord (Kongsfjorden, Svalbard). *Journal of Marine Systems* **61**:39-54.
- Wilmers, C. C., E. Post et A. Hastings. 2007. The anatomy of predator-prey dynamics in a changing climate. *Journal of Animal Ecology* **76**:1037-1044.
- Wilson, E. C., A. A. Shipley, B. Zuckerberg, M. Z. Peery et J. N. Pauli. 2019. An experimental translocation identifies habitat features that buffer camouflage mismatch in snowshoe hares. *Conservation Letters* **12**.
- Wilson, P. R., D. G. Ainley, N. Nur, S. S. Jacobs, K. J. Barton, G. Ballard et J. C. Comiso. 2001. Adelie penguin population change in the pacific sector of Antarctica: relation to sea-ice extent and the Antarctic Circumpolar Current. *Marine Ecology Progress Series* **213**:301-309.
- Winder, M. et D. E. Schindler. 2004. Climatic effects on the phenology of lake processes. *Global Change Biology* **10**:1844-1856.
- Winfield, I. J., J. Hateley, J. M. Fletcher, J. B. James, C. W. Bean et P. Clabburn. 2010. Population trends of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK: assessing the evidence for a widespread decline in response to climate change. *Hydrobiologia* **650**:55-65.
- Wishingrad, V., A. B. Musgrove, D. P. Chivers et M. C. O. Ferrari. 2015. Risk in a changing world: environmental cues drive anti-predator behaviour in lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the absence of predators. *Behaviour* **152**:635-652.
- Wismer, D. A. et A. E. Christie. 1987. Temperature Relationships of Great Lakes Fishes: A Data Compilation. Great Lakes Fishery Commission, Toronto, Canada.
- Wissel, B., W. J. Boeing et C. W. Ramcharan. 2003. Effects of water color on predation regimes and zooplankton assemblages in freshwater lakes. *Limnology and Oceanography* **48**:1965-1976.

- Wolff, J. O. 1980. The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares. *Ecological Monographs* **50**:111-130.
- Woo, M. 2012. *Permafrost Hydrology*. Springer, Berlin, Germany.
- Woodward, G., D. M. Perkins et L. E. Brown. 2010. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **365**:2093-2106.
- Wu, R. S. S. 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. *Marine Pollution Bulletin* **45**:35-45.
- Wuellner, M. R., B. D. S. Graeb, D. W. Willis, B. J. Galster, T. M. Selch et S. R. Chipps. 2011. Competitive interactions between walleye (*Sander vitreus*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) under various controlled conditions. *Journal of Freshwater Ecology* **26**:299-314.
- Xu, C. L., B. H. Letcher et K. H. Nislow. 2010. Size-dependent survival of brook trout *Salvelinus fontinalis* in summer: effects of water temperature and stream flow. *Journal of Fish Biology* **76**:2342-2369.
- Yamamoto-Kawai, M., F. A. McLaughlin, E. C. Carmack, S. Nishino, K. Shimada et N. Kurita. 2009. Surface freshening of the Canada Basin, 2003-2007: River runoff versus sea ice meltwater. *Journal of Geophysical Research-Oceans* **114**.
- Young, B. G. et S. H. Ferguson. 2014. Using stable isotopes to understand changes in ringed seal foraging ecology as a response to a warming environment. *Marine Mammal Science* **30**:706-725.
- Yurkowski, D. J., N. E. Hussey, S. H. Ferguson et A. T. Fisk. 2018. A temporal shift in trophic diversity among a predator assemblage in a warming Arctic. *Royal Society Open Science* **5**.
- Zamin, T. J. et P. Grogan. 2013. Caribou exclusion during a population low increases deciduous and evergreen shrub species biomass and nitrogen pools in low Arctic tundra. *Journal of Ecology* **101**:671-683.
- Zarski, D., D. Kucharczyk, W. Sasinowski, K. Targoska et A. Mamcarz. 2010. The influence of temperature on successful reproductions of Burbot, *Lota lota* (L.) under hatchery conditions. *Polish Journal of Natural Sciences* **25**:93-105.
- Zdanowicz, C., E. M. Krummel, D. Lean, A. J. Poulain, E. Yumvihoze, J. B. Chen et H. Hintelmann. 2013. Accumulation, storage and release of atmospheric mercury in a glaciated Arctic catchment, Baffin Island, Canada. *Geochimica Et Cosmochimica Acta* **107**:316-335.
- Zhang, J., D. Gilbert, A. J. Gooday, L. Levin, S. W. A. Naqvi, J. J. Middelburg, M. Scranton, W. Ekau, A. Pena, B. Dewitte, T. Oguz, P. M. S. Monteiro, E. Urban, N. N. Rabalais, V. Ittekkot, W. M. Kemp, O. Ulloa, R. Elmgren, E. Escobar-Briones et A. K. Van der Plas. 2010. Natural and human-induced hypoxia and consequences for coastal areas: synthesis and future development. *Biogeosciences* **7**:1443-1467.
- Zhang, T., R. G. Barry, K. Knowles, J. A. Heginbottom et J. Brown. 2008. Statistics and characteristics of permafrost and ground-ice distribution in the Northern Hemisphere. *Polar Geography* **31**:47-68.
- Zhou, J. K., L. Prugh, K. D. Tape, G. Kofinas et K. Kielland. 2017. The role of vegetation structure in controlling distributions of vertebrate herbivores in Arctic Alaska. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **49**:291-304.

- Zimova, M., L. S. Mills, P. M. Lukacs et M. S. Mitchell. 2014. Snowshoe hares display limited phenotypic plasticity to mismatch in seasonal camouflage. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **281**.
- Zimova, M., L. S. Mills et J. J. Nowak. 2016. High fitness costs of climate change-induced camouflage mismatch. *Ecology Letters* **19**:299-307.
- Zippay, M. L. et B. Helmuth. 2012. Effects of temperature change on mussel, *Mytilus*. *Integrative Zoology* **7**:312-327.
- Zubair, S. N., S. J. Peake, J. F. Hare et W. G. Anderson. 2012. The effect of temperature and substrate on the development of the cortisol stress response in the lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, Rafinesque (1817). *Environmental Biology of Fishes* **93**:577-587.
- Zydlewski, G. B., A. Haro et S. D. McCormick. 2005. Evidence for cumulative temperature as an initiating and terminating factor in downstream migratory behavior of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**:68-78.

Impacts Changements Climatiques - Fiche Descriptive par Espèce

Les informations résumées dans les fiches descriptives par espèces ont été extraites d'une revue exhaustive de la littérature scientifique sur les impacts du changement climatique sur l'abondance, la distribution et la santé des espèces sauvages qui sont récoltées et consommées dans le nord du Québec par les peuples autochtones du Nunavik et d'Eeyou Istchee (Ropars et al. 2021).

Les mentions d'utilisation autochtone pour la récolte sont basées sur des données historiques de récolte présentées dans James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee (1982, 1988) et pour la consommation comme nourriture traditionnelle, sur des données plus récentes provenant de l'Enquête sur la santé des Inuits de 2004 présentée dans Lemire et al. (2015) pour le Nunavik et de l'étude Nituuchischaayihitaa Aschii présentée dans Nieboer et al. (2011, 2013) et Bonnier-Viger et al. (2007) pour Eeyou Istchee.

La mention du statut de conservation est présenté comme " listé " ou " non listé " selon la liste [COSEPAC des espèces sauvages évaluées \(octobre 2020\)](#), qui classe les espèces comme étant soit disparues, en voie de disparition, menacées ou préoccupantes.

À moins d'indication contraire, les cartes de distribution des espèces sont tirées du [Projet Tundra Nunavik](#) et sont basées sur la probabilité d'occurrence pour 1981-2010 (dans le panneau de gauche) et pour 2011-2040 et 2041-2070 (dans le panneau principal).

Les noms d'espèces en inuktitut ont été tirés de [l'Administration Régionale Kativik \(2005\)](#), tandis que les noms d'espèces en cri sont dans le dialecte nordique et ont été tirés du [Eastern James Bay Cree Dictionary on the Web](#).

Impacts Changements Climatiques - Fiche Descriptive par Espèce

Références

Administration Régionale Kativik. 2005. *Projet de parc de la Kuururjuaq (Monts-Tomgat-et-Rivière-Koroc). État des connaissances.* Administration régionale Kativik, Service des ressources renouvelables, de l'environnement et de l'aménagement du territoire, Section des parcs, Kuujjuaq, Québec.

Bonnier-Viger, Y., Dewailly, E., Egeland, G., Nieboer, E. and Pereg, D. 2007. *Nituuchischaayihitaa Aschii. Multicommunity Environment-and Health longitudinal study in Ilyiyiu Aschii: Mistissini. Technical report: Summary of activities, results and recommendations.* Montreal, QC: Cree Board of Health and Social Services of James Bay.

James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee. 1982. *The wealth of the land, Wildlife Harvests by the James Bay Cree, 1972-73 to 1978-79.* James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee: Québec, Québec City.

James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee. 1988. *Final Report: Research to Establish Present Levels of Harvesting for the Inuit of Northern Québec. 1976-1980.* James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee: Québec, Québec City.

Lemire, M., Kwan, M., Laouan-Sidia, A.E., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P., Dewailly, E. 2015. *Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec Science of the Total Environment 509–510:248–259.*
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.102>.

Nieboer E, Dewailly E, Egeland GM, Château-Degat M-L, Bonnier-Viger Y. 2011. *Nituuchischaayihitaa Aschii. Multi-community environment-and-health longitudinal study in Eeyou Istchee: Eastmain and Wemindji. Technical report: Summary of activities, results and recommendations.* Edited by Nieboer E, Robinson E, and Petrov K. Montreal, QC: Cree Board of Health and Social Services of James Bay.

Nieboer E, Dewailly E, Johnson-Down L, Sampasa-Kanyinga H, Château-Degat M-L, Egeland GM, Atikessé L, Robinson E, Torrie J. 2013. *Nituuchischaayihitaa Aschii Multi-community Environment-and-Health Study in Eeyou Istchee 2005- 2009: Final Technical Report.* Nieboer E, Robinson E, Petrov K, editors. *Public Health Report Series 4 on the Health of the Population.* Chisasibi QC: Cree Board of Health and Social Services of James Bay.

Ropars P, Landry-Cuerrier M, Humphries M. 2021. *Impacts des changements climatiques sur les espèces fauniques clés des systèmes alimentaires autochtones locaux du nord du Québec. État des connaissances présenté dans le rapport final du projet intitulé Récolte Faunique et Sécurité Alimentaire Traditionnelle dans l'Arctique Québécois.* Déposé au Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

Castor

Castor canadensis
Kigiak - Amiskw



CONSERVATION

NON LISTÉ

DISTRIBUTION



UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Aucune récolte
Aucune consommation

Eeyou Istchee
Récolté
Consommé

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

↑ Température
printemps et été
↑ Évapotranspiration



Expansion vers le nord
↑ Occurrence au Nunavik

ANTICIPÉS

↑ Densité des colonies dans la distribution historique
↑ Arbustes pourrait ↑ expansion vers le nord
↑ Météo extrême pourrait ↓ survie et reproduction
↑ Température hivernale pourrait ↑ qualité habitat hivernal

0.2
0.4
0.6
0.8
Probabilité
d'occurrence



2011-2040



2041-2070

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Comment l'augmentation de la présence des castors influencera-t-elle l'expansion des arbustes nordiques, les écosystèmes riverains et d'eau douce, les espèces de poissons et la dégradation du pergélisol?

Omble chevalier

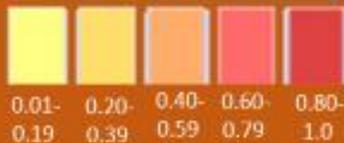
Salvelinus alpinus
Iqaluppiq - Suusaasiu



CONSERVATION

NON LISTÉ

DISTRIBUTION



Probabilité d'occurrence
Adapté de AquaMaps
<https://www.aquamaps.org>

UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Récolté et consommé

Eeyou Istchee
Récolté et consommé

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

↑ Température de l'eau → ↓ Abondance dans le sud de la distribution

ANTICIPÉS

- ↑ Température pourrait ↑ habitat dans les lacs profonds et stratifiés
- ↑ Précipitation et ↑ productivité pourraient ↑ disponibilité des proies
- ↑ Compétition avec les espèces du sud
- Débâcle hâtive des glaces pourrait changer la migration
- ↑ Fluctuation de l'eau et de l'évapotranspiration pourrait ↓ habitat dans les lacs peu profonds et non stratifiés
- ↑ Productivité pourrait ↑ prévalence de la non-anadromie

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Comment les proies seront-elles affectées par l'augmentation de la température et de la productivité?	Quel stade de vie sera le plus affecté par l'augmentation de la température de l'eau?	Les microhabitats d'eau froide seront-ils conservés dans le sud de la répartition?
Comment la présence accrue des castors influencera-t-elle la qualité de l'habitat et la migration?	Quel sera l'impact de la compétition accrue avec les espèces du sud?	Comment les changements dans la formation et la rupture des glaces affecteront-ils la migration?

Phoque annelé

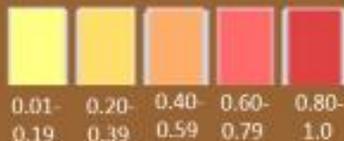
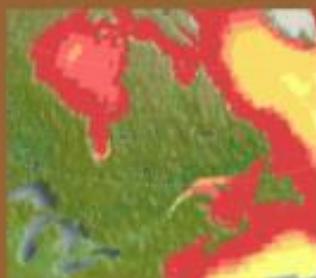
Pusa hispida
Natsiq – Aahchikw (phoque)



CONSERVATION

LISTÉ

DISTRIBUTION



Probabilité d'occurrence
Adapté de AquaMaps
<https://www.aquamaps.org>

UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Récolté et consommé

Eeyou Istchee
Récolté
Aucune consommation

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

- ↓ Habitat de reproduction → ↓ Condition corporelle
↓ Succès reproducteur
- ↓ Dépendance à la morue arctique et au lançon pour l'alimentation → Passage à la dépendance au capelan dans les années 2000
- ↓ Lisière de glace de mer estivale → ↑ Efforts de quête alimentaire
↑ Coût énergétique
- ↓ Épaisseur de neige, débâcle et réchauffement plus hâtifs et précipitations au printemps → Affecte la survie et le recrutement, détruit les tanières et ↑ vulnérabilité des chiots
- Modification de la distribution et de la densité des phoques annelés → ↑ Stress, ↑ prévalence du parasite *Toxoplasma gondii*, nouveaux prédateurs et compétition

ANTICIPÉS

- ↓ Banquise disponible pour la quête alimentaire, la reproduction et la mue
- ↑ Temps hors de l'eau = Surchauffe des phoques forcés de rester hors de l'eau
- ↓ Glace de mer réduit l'aire de répartition et ↓ population
- Impact potentiel à long terme des événements climatiques extrêmes sur la population de phoques annelés
- Destruction des tanières ↑ risque de prédation des chiots

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Comment la réduction de l'étendue de la glace de mer influencera-t-elle la productivité des proies et prédateurs du phoque annelé et compensera-t-elle l'impact négatif des changements climatiques?

Petite Oie des neiges

Anser caerulescens
Kanguq - Waapiwaahwaau



CONSERVATION

NON LISTÉE

DISTRIBUTION



UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Récoltée et consommée

Eeyou Istchee
Récoltée et consommée

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

Étés plus chauds



↑ Succès reproducteur global

Débâcle hâtive



↑ Prédation des nids par les ours polaires

ANTICIPÉS

- Les printemps plus chauds pourraient créer un décalage entre l'éclosion des œufs et la période de disponibilité maximale des nutriments dans les plantes
- La chaleur extrême en été peut entraîner une surchauffe chez les oisons en raison de leur faible capacité à thermoréguler
- Les chaleurs extrêmes peuvent également assécher les étangs et rendre l'hydratation des oisons plus difficile



Probabilité d'occurrence



2011-2040



2041-2070

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Comment la dynamique des populations sera-t-elle affectée par un risque accru de prédation, un possible décalage entre les éclosions et la disponibilité des nutriments et des températures plus élevées?

Caribou

Rangifer tarandus
Tuktuq - Atihkw



CONSERVATION

LISTÉ

DISTRIBUTION



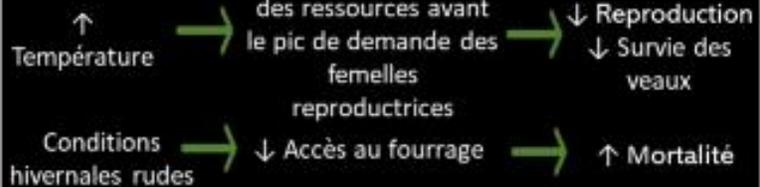
UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Récolté et
consommé

Eeyou Istchee
Récolté et
consommé

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS



ANTICIPÉS

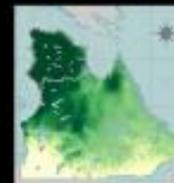
- ↑ Intensité des feux pourrait ↓ habitat hivernal du caribou
- ↑ Températures pourrait ↑ les insectes parasites
- Les loups pourraient suivre les orignaux vers le nord, ce qui entraînerait ↑ taux de prédation sur les caribous
- ↑ Précipitations hivernales et les températures plus chaudes pourraient ↓ accès au fourrage hivernal et mener à ↓ valeur adaptative des caribous
- ↑ Couverture neigeuse pourrait ↑ les prédateurs plus léger et ↑ la pression de prédation sur le caribou



Probabilité
d'occurrence



2011-2040



2041-2070

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

La fonte des neiges sera-t-elle retardée par ↑ précipitations hivernales ou avancée par ↑ températures? La migration et le début de la saison de croissance des plantes resteront-ils synchronisés?

Béluga

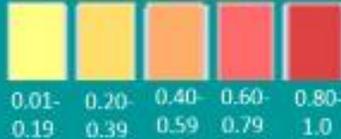
Delphinapterus leucas
Qilalugaq - Waapimaakw



CONSERVATION

LISTÉ

DISTRIBUTION



Probabilité d'occurrence
Adapté de AquaMaps
<https://www.aquamaps.org>

UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Récolté et
consommé

Eeyou Istchee
Récolté
Aucune consommation

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

Évolution de la glace de mer autour de l'ouest du Groenland et du Svalbard



Modification de la distribution estivale et du régime alimentaire

ANTICIPÉS

- ↑ Stratification de la colonne d'eau, ↓ du réapprovisionnement en nutriments et ↑ ruissellement d'eau douce pourraient ↓ population de poissons et les possibilités d'alimentation
- ↑ Ruissellement d'eau douce pourrait affecter la glace saisonnière et modifier la durée de la saison d'alimentation, le moment de la migration, la fécondité et la survie des populations
- Les retards dans la migration pourraient ↓ temps passé dans les aires d'hivernage et les réserves d'énergie
- Le stress thermique pourrait nuire à la survie et à la distribution des bélugas en perturbant le réseau alimentaire, ce qui pourrait entraîner ↓ disponibilité en énergie
- ↑ abondance des orques pourrait ↑ risque de prédation

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Comment le changement observé dans la distribution estivale et le régime alimentaire des bélugas pourrait-il être affecté par une présence grandissante des orques?

Original

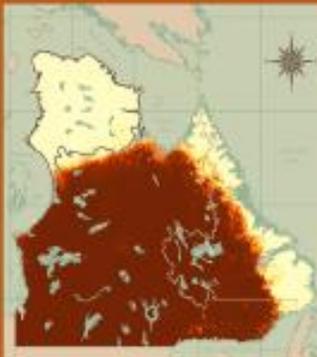
Alces alces
? – Muus



CONSERVATION

NON LISTÉ

DISTRIBUTION



UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Aucune récolte
Aucun consommation

Eeyou Istchee
Récolté et
consommé

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

↑ Saison de croissance
↑ Habitat arbustif
Modification de l'habitat



Expansion de l'aire de répartition vers le nord

↑ Hivers plus courts



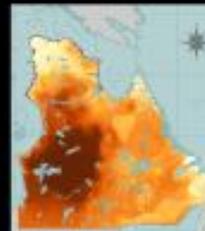
↑ Tiques d'hiver

ANTICIPÉS

- ↑ Feux de forêt pourrait ↑ habitat et la nourriture de début de succession
- ↑ Parasites pourrait ↑ la mortalité
- ↑ Températures pourrait ↑ stress thermique et ↓ condition corporelle dans les populations du sud, ce qui pourrait ↓ fécondité et ↓ valeur adaptative des individus



Probabilité d'occurrence



2011-2040



2041-2071

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

L'original sera-t-il capable d'adapter son comportement pour compenser l'augmentation des températures? Quel sera l'impact des changements de la couverture neigeuse sur le risque de prédation?

Ours noir

Ursus americanus
Atsak - Chishaayaakw



CONSERVATION

NON LISTÉ

DISTRIBUTION



UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Aucune récolte
Aucun consommation

Eeyou Istchee
Récolté et
consommé

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

- ↑ Température
- ↑ Durée de la saison de croissance
- ↑ Croissance des plantes



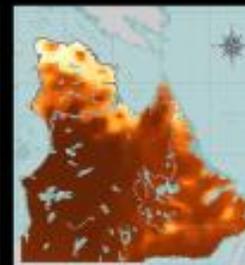
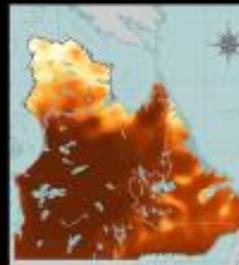
- Expansion de l'aire de répartition vers le nord
- ↑ Densité de population

ANTICIPÉS

- ↑ Durée de la saison sans neige
- ↑ Disponibilité des ressources végétales



- ↑ Qualité des habitats pour les populations nordiques



Probabilité
d'occurrence

2011-2040

2041-2070

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Comment les changements dans la disponibilité de la nourriture, la température et l'accumulation de neige affecteront-ils l'hibernation et la reproduction de l'ours noir ?
Quel sera l'impact de la présence accrue de l'ours noir sur les autres espèces ?

Bernache du Canada

Branta canadensis
Nirliq - Nisk



CONSERVATION

NON LISTÉE

DISTRIBUTION



<https://www.audubon.org/field-guide/bird/canada-goose>

UTILISATION AUTOCHTONE

Nunavik
Récoltée et
consommée

Eeyou Istchee
Récoltée et
consommée

IMPACTS CHANGEMENTS CLIMATIQUES

DOCUMENTÉS

Printemps plus hâtifs et
début des conditions
hivernales retardé



Expansion de l'aire de
répartition vers le nord

Nidification réussie à 1200 km
au nord du site de nidification
régulier le plus proche sur l'île
de Baffin.

ANTICIPÉS

- ↑ Disponibilité des sites de nidification en raison de ↓ couverture neigeuse
- Devancement des activités de nidification
- ↑ Productivité
- Expansion de l'aire de répartition vers le nord en raison de conditions plus douces

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les lieux de reproduction occasionnels dans le nord de l'Amérique du Nord feront-ils partie de l'aire de reproduction commune avec l'expansion vers le nord ? Comment une présence plus accrue de la bernache du Canada aura-t-elle un impact sur les autres espèces de latitudes nordiques ?

CHAPITRE 3 : Expansion du castor au Nunavik

L'aire de répartition du castor d'Amérique serait limitée au nord principalement par la disponibilité de la végétation ligneuse. Avec les changements climatiques et le verdissement des territoires de toundra forestière et de toundra arctique, le castor semble pouvoir repousser la limite nord de sa répartition et coloniser de nouveaux habitats dans l'Arctique québécois. En travaillant en étroite collaboration avec la Société Makivik, le RNUK et les LNUKs, nous avons pu valider l'intérêt et l'importance de la recherche sur l'expansion du castor au Nunavik, particulièrement sur les impacts qu'il peut avoir sur la connectivité des cours d'eau et sur l'omble chevalier.

Nous avons d'abord complété une revue de littérature portant sur les interactions entre le castor et les salmonidés et sur les méthodes de gestion du castor (aménagement ou destruction des barrages, trappage, abattage, etc.) (voir annexe 3 et la section suivante de ce présent chapitre). En voici les conclusions principales:

- Les activités du castor ont des effets connus sur les propriétés physiques, chimiques, et biologiques des écosystèmes aquatiques, incluant des changements de profondeur, de débit, de température, de concentration en oxygène et en nutriments, etc.
- Ces effets ont des impacts sur l'habitat, les mouvements, et la productivité des salmonidés. Toutefois, ces impacts peuvent varier selon l'espèce de salmonidés, être négligeables, positifs ou négatifs, partiels ou temporaires. En effet, les impacts semblent dépendre du contexte et être fortement influencés par les conditions météorologiques, l'hydrologie et la nature des cours d'eau, ainsi que par l'intensité, l'emplacement, et la durée des activités des castors.
- Pour mieux comprendre et gérer les impacts du castor sur l'omble chevalier au Nunavik, il est donc important d'étudier les impacts localement et ce, spécifiquement là où l'activité des castors s'est intensifiée et où elle est projetée d'augmenter.

Selon cette dernière conclusion, la société Makivik avec l'assistance de Mikhaela Neelin (comme stagiaire et étudiante à la maîtrise) ont entrepris une série d'entrevues auprès de 57 chasseurs provenant de six communautés du Nunavik pour synthétiser leurs préoccupations et leurs recommandations concernant les populations d'omble chevalier. Au cours de ces entrevues, l'expansion géographique du castor au Nunavik et les impacts sur l'omble chevalier sont apparus comme une priorité en matière de connaissances locales ([Makivik Corporation, 2021](#)). Pour faire suite à ce stage et à ce rapport, Mikhaela Neelin a entrepris ses travaux de maîtrise ayant comme objectifs 1) de caractériser le changement dans la répartition des castors et de leur habitat au Nunavik, 2) de documenter les connaissances locales sur l'expansion des castors et leurs impacts sur la sécurité alimentaire des Inuits, et 3) d'identifier des stratégies d'adaptation pour minimiser ces impacts, tout en coproduisant des connaissances par le biais de partenariats et de collaborations de recherche. Puisque les Tasiujarmiut (Inuits du village de Tasiujaq) étaient particulièrement préoccupés par les impacts du castor et que le Conseil de la Faune Nanuapiit (HFTA de Tasiujaq) avait déjà des projets de gestion du castor en tête, ils ont donc été les

principaux collaborateurs durant les recherches de Mikhaela Neelin (voir thèse dans l'annexe 4 et la deuxième et troisième sections du présent chapitre). De plus, dans le cadre des travaux de maîtrise de Vanessa Caron (Université Ludwig Maximilian) et avec la collaboration de Nunavik Geomatics, nous avons évalué la possibilité d'utiliser des méthodes de télédétection par imagerie satellite afin de localiser l'impact de l'activité des castors sur les cours d'eau et la végétation (voir thèse dans l'annexe 5 et la dernière section du présent chapitre).

État des connaissances sur les interactions entre l'activité des castors et les salmonidés

Auteure :

Nathalie Chéhab, Natural Resource Sciences, McGill University

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir du document en anglais présenté dans l'annexe 3.

Résumé

Dans l'Arctique, des changements importants ont été observés en raison des changements climatiques et d'autres effets anthropologiques (Assessment-Arctic-Climate-Impact, 2004). Ces changements menacent la sécurité alimentaire des communautés nordiques (White, Gerlach, Loring, Tidwell, & Chambers, 2007). Les communautés du Nunavik ont exprimé des préoccupations concernant l'évolution de leur environnement, comme la récente invasion du castor sur leurs territoires (Johannes, 2018). Les castors sont des ingénieurs de l'écosystème qui modifient radicalement leur environnement en construisant des barrages avec les arbres environnants et la boue dans les cours d'eau qu'ils habitent (Collen & Gibson, 2000). Cela a des impacts sur les caractéristiques de l'écosystème telles que l'hydrologie, la qualité et la composition chimique de l'eau, et les communautés d'invertébrés et de poissons (examiné dans Kemp, 2012 et Collen & Gibson, 2000).

Les effets de l'activité des castors sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'écosystème peuvent avoir un impact sur les poissons migrateurs, tels que les salmonidés, en modifiant leur habitat et en entravant leurs déplacements, ce qui peut finalement affecter la productivité des salmonidés. Les salmonidés sont, et ont été pendant des milliers d'années, importants pour les besoins alimentaires, sociaux, éducatifs, économiques et culturels des groupes autochtones (Columbia River Inter-Tribal Fish Commission, 2018 ; Garner & Parfitt, 2006) et non autochtones du Canada (L. E. Anderson & Lee, 2013 ; Gordon, Edna, Gunnar, & Mouhcine, 2017). Par exemple, le ministère des Pêches et des Océans du Canada (2009) a signalé que plus de 40 Premières Nations et autres groupes autochtones du Canada atlantique et du Québec utilisent le saumon atlantique à des fins alimentaires, sociales et cérémonielles. De plus, selon des données d'une enquête sur la consommation alimentaire présentées par Lemire et al. (2015), il a été constaté que l'omble chevalier était le deuxième aliment traditionnel le plus consommé par les communautés inuites du Nunavik, après le caribou. En fait, la

consommation moyenne d'omble chevalier dans les communautés inuites du Nunavik représentait 19 % de la consommation totale d'aliments traditionnels sur une base annuelle (Lemire et al., 2015).

Des études ont démontré que, dans les habitats des salmonidés, les castors peuvent modifier la profondeur des cours d'eau (Ecke et al., 2017), le courant (Ecke et al., 2017), les niveaux d'oxygène dissous (Cook, 1940 ; Kemp et al., 2012 ; Snodgrass & Meffe, 1998), le substrat (Naiman, Johnston, & Kelley, 1988 ; Taylor, MacInnis, & Floyd, 2010), la composition en nutriments (Devito & Dillon, 1993 ; Ecke et al., 2017 ; Naiman & Melillo, 1984), et la température (Cook, 1940). Les barrages de castors peuvent entraver le déplacement et la distribution des poissons selon la taille du barrage, la durée de vie du barrage, l'emplacement du barrage, les conditions climatiques, le débit d'eau et les espèces de poissons en interaction (Mitchell & Cunjak, 2007 ; Schlosser & Kallemeyn, 2000 ; Snodgrass & Meffe, 1998 ; Taylor, MacInnis, & Floyd, 2010). En raison de ces nombreux facteurs, certaines études ont trouvé un impact partiel ou temporaire des barrages de castors sur les mouvements des poissons (Mitchell & Cunjak, 2007 ; Parker & Rønning, 2007 ; Taylor, MacInnis, & Floyd, 2010), tandis que d'autres n'ont trouvé aucun effet significatif des barrages de castors sur les mouvements et la migration des salmonidés (Bouwes et al., 2016 ; Ecke et al., 2017 ; Grasse, 1951). Des études locales et spécifiques aux espèces devraient être menées afin d'obtenir une meilleure compréhension de l'impact des barrages de castors sur les mouvements des salmonidés.

L'impact de l'activité des castors sur les salmonidés varie selon la taille du cours d'eau. Dans les cours d'eau d'ordre inférieur, l'augmentation de la température de l'eau, des nutriments et de la productivité primaire et secondaire de l'habitat générée par les activités des castors a entraîné, chez les salmonidés, une augmentation de la densité et des tailles (Bouwes et al., 2016 ; Hanson & Campbell, 1963 ; Leidholt-Bruner, Hibbs, & McComb, 1992 ; Malison, Eby, & Stanford, 2015), des taux de survie (Bustard & Narver, 1975) et des taux de croissance (Bustard & Narver, 1975 ; Malison, Eby, & Stanford, 2015). Néanmoins, dans des cours d'eau d'ordre supérieur avec des plaines d'inondation plus importantes, une étude de Malison, Kuzishchin et Stanford (2016) a observé qu'en bloquant l'accès des salmonidés à certaines zones importantes pour leur croissance, les barrages de castors réduisaient la productivité globale des salmonidés dans la plaine inondable.

De nombreuses pratiques de gestion du castor ont été développées dans l'aire de répartition historique du castor. Ces pratiques sont axées sur la protection des infrastructures et ne sont donc pas toutes pertinentes pour la gestion du castor dans l'Arctique, mais peuvent constituer une base de référence utile pour le développement de techniques de gestion appropriées au Nunavik. Les impacts localisés des barrages de castors sur des espèces spécifiques de poissons devraient être déterminés afin de mieux comprendre les risques associés aux interactions castor-salmonidés et de développer des plans de gestion appropriés et efficaces au Nunavik.

Introduction

Les impacts des changements climatiques ont été observés sur une large gamme d'organismes (Hughes, 2000 ; Ishaya & Abaje, 2008 ; Krupnik & Jolly, 2002 ; McCarty, 2001) et sur un éventail d'écosystèmes et de groupes taxonomiques (Walther et al., 2002). Parmi ces impacts, l'un des mieux documentées, tant par les archives paléontologiques que par les observations récentes, est le changement de l'aire de répartition des espèces végétales et animales suivant le déplacement des conditions climatiques appropriées à l'échelle régionale (Bellard et al., 2012). Les communautés autochtones de l'Arctique ont signalé l'arrivée de nouveaux insectes, oiseaux, poissons et mammifères auparavant inconnus ou rares dans leur environnement, ainsi que des changements dans l'abondance et la distribution d'animaux familiers (Berkes, Berkes, & Fast, 2007 ; Krupnik & Jolly, 2002 ; Riedlinger, 1999). En fait, en raison des changements climatiques, de multiples espèces ont déplacé ou étendu leur distribution vers les pôles, et/ou en altitude (Easterling et al., 2000 ; Hickling et al., 2006 ; Parmesan et al., 1999 ; Walther et al., 2002). Par exemple, par le biais de l'arbustification, les changements climatiques ont entraîné la colonisation récente des systèmes riverains de la toundra en Alaska par le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), et l'expansion nordique de l'orignal (*Alces americanus*) dans la toundra de l'Alaska et du nord-ouest du Canada (Tape et al., 2016a ; Tape et al., 2016b).

Au Nunavik, l'expansion de l'aire de répartition et la croissance des arbres et des arbustes dans les paysages de toundra ont été documentées par les Inuits (Cuerrier et al., 2015) et les scientifiques (Lemay et al., 2018 ; McManus et al., 2012 ; Tremblay, 2010 ; Tremblay, Lévesque & Boudreau, 2012). Puisque la présence et la répartition des castors (*Castor canadensis*) est fortement influencé par la disponibilité d'arbres et d'arbustes à feuilles caduques (Collen et Gibson, 2000, Jarema et al., 2009), l'arbustification pourrait permettre au castor de s'établir et de coloniser de nouveaux endroits dans la toundra arctique.

Les castors ont été détectés pour la première fois dans l'Arctique de l'Ouest par les biologistes et les chasseurs inuvialuits (Jung et al., 2017). Selon Richard Gruben, vice-président de l'Association des chasseurs et trappeurs de Tuktoyaktuk, l'expansion de l'aire de répartition des castors cause des problèmes aux chasseurs locaux de Tuktoyaktuk, T.N.-O. (Wangkhang, 2017). Dans une entrevue avec le journaliste de la CBC Rignam Wangkhang, Gruben a déclaré : " Nous avons quelques problèmes avec nos ruisseaux à poissons [...] Certains d'entre eux sont bouchés par les castors [...] et il y a quelques lacs asséchés. " (Wangkhang, 2017). En raison de la capacité des castors à modifier radicalement leur environnement (Collen & Gibson, 2000), les membres des communautés inuites du Nunavik s'inquiètent également des impacts des barrages de castors sur le déplacement et la viabilité des populations anadromes d'ombles chevaliers et de saumons de l'Atlantique (Johannes, 2018), qui constituent des aliments traditionnels importants dans cette région (Van Oostdam & Feeley, 2003).

En raison de la réintroduction généralisée et de l'expansion de l'aire de répartition du castor en Europe, en Amérique du Nord et en Amérique du Sud, ses effets sur l'hydrologie, la qualité et la composition chimique de l'eau, ainsi que sur les communautés d'invertébrés et de poissons

dans les cours d'eau ont été largement étudiés (Butler, 2018 ; Collen & Gibson, 2000 ; Ecke et al., 2017 ; Gaywood, 2018 ; Kemp et al., 2012 ; Pollock, Heim & Werner, 2003). Même si les écosystèmes aquatiques du Nunavik comprennent une variété d'espèces de poissons qui pourraient réagir différemment d'autres salmonidés à l'activité des castors, nous avons choisi de concentrer notre recherche sur les interactions castor-salmonidés - plutôt que sur les interactions castor-poissons - en raison de l'importance économique, nutritionnelle et culturelle des espèces de salmonidés pour les communautés du Nunavik. La plupart des publications font état des impacts du castor sur le saumon coho, le saumon atlantique, l'omble de fontaine, la truite brune, l'omble à tête plate et le saumon quinnat (Kemp et al., 2012). De plus, la littérature s'est principalement concentrée sur les côtes canadiennes et américaines (y compris l'Alaska) pour le castor nord-américain (*Castor canadensis*), et sur les écosystèmes suédois, britanniques et russes pour le castor eurasiatique (*Castor fiber*). Les deux publications traitant de *C. canadensis* et *C. fiber* seront incluses dans cette revue de la littérature car il a été déterminé qu'il n'y a pas de différences significatives entre les impacts écologiques des deux espèces de castors (Ecke et al., 2017 ; Parker et al., 2012).

Puisque la majorité de la littérature disponible sur les interactions entre le castor et les salmonidés ne représente pas l'écosystème et l'espèce que nous visons, cette revue ne tente pas d'expliquer ou de prédire les impacts du castor sur les salmonidés au Nunavik, mais cherche plutôt à mettre en évidence les nombreux effets interreliés que les activités du castor peuvent avoir sur la santé et la productivité des salmonidés, ainsi que les méthodologies pertinentes qui peuvent être utilisées pour évaluer ces effets et développer des pratiques de gestion. L'objectif de cette revue est donc d'examiner la littérature disponible sur les interactions entre les castors et les salmonidés. Cette revue comprendra une introduction à l'écologie du castor, suivie de sections sur les impacts du castor sur l'habitat, les mouvements et la production des salmonidés. La revue se termine par un bref résumé des pratiques actuelles de gestion des castors.

Écologie du castor

Le castor d'Amérique du Nord - que l'on trouve dans toute l'Amérique du Nord, de la limite des arbres de la toundra arctique aux déserts du nord du Mexique (Jenkins & Busher, 1979) - est communément reconnu comme un ingénieur des écosystèmes. Ce grand rongeur semi-aquatique est connu pour modifier considérablement le paysage riverain en créant des barrages qui inondent les berges des rivières et des ruisseaux (Collen & Gibson, 2000). Au Québec, les castors peuvent influencer jusqu'à 30-50% de la longueur totale d'un cours d'eau (Naiman & Melillo, 1984).

Selon Jenkins (1980), les facteurs hydrologiques et physiographiques, tels que le gradient du cours d'eau, la profondeur de l'eau, l'action des vagues, la vitesse d'écoulement et l'approvisionnement en eau, sont des caractéristiques déterminantes de la qualité de l'habitat pour le castor. En effet, les castors favorisent de manière significative la colonisation des habitats où la profondeur de l'eau et la stabilité du débit peuvent être contrôlées et où

l'approvisionnement en eau est permanent (Allen, Energy & Team, 1983 ; Slough & Sadleir, 1977). Les petits cours d'eau sans affluents, qui sont classées comme des cours d'eau de 1er ordre (Horton, 1952), sont donc souvent trop peu profonds et trop variables pour convenir aux activités de construction de barrages, tandis que les débits trop rapides et abondants de plus grands cours d'eau (5e ordre) détruisent souvent les barrages de castors (Naiman et al., 1986). Par conséquent, en Amérique du Nord, les castors sont le plus souvent observés sur les cours d'eau de 2e à 4e ordre parce qu'il leur est possible de contrôler la profondeur de l'eau et l'action des vagues de ces cours d'eau (Naiman & Melillo, 1984 ; Naiman et al., 1986). Selon Slough et Sadleir (1977), le gradient du cours d'eau, qui est une mesure de la pente, est le facteur le plus important pour déterminer la qualité de l'habitat pour les castors dans les régions situées au sud de la limite des arbres. Selon Retzer (1956), les castors préfèrent construire des barrages dans les cours d'eau dont la pente est inférieure à 6 %, mais on les trouve régulièrement dans des cours d'eau dont la pente est comprise entre 7 et 12 %. Les cours d'eau présentant un gradient de 15% ou plus sont généralement évités par les castors (Schulte & Schneider, 1989 ; Żurowski, 1992). De plus, Allen, Energy et Team (1983) ont suggéré qu'un minimum de 0,8 km de cours d'eau et de 1,3 km² d'habitat lacustre ou marécageux doivent être disponibles pour être propices à l'établissement de colonies de castors. Il a également été proposé que les castors préfèrent coloniser les rivières plutôt que les lacs (Żurowski & Kasperczyk, 1986). En ce qui concerne les facteurs physiographiques, les castors préfèrent les bassins versants qui reposent sur du till glaciaire, du schiste et du granite, car ils sont très résistants à l'érosion, et évitent les cours d'eau qui reposent sur du calcaire poreux, moins résistants à l'érosion (Retzer, 1956). De plus, Banville (1978 ; 1919 ; tel que cité par Jarema (2006)) a démontré que les castors préfèrent les plans d'eau entourés de sédiments organiques qui stimulent la croissance de la flore arbustive.

Les densités de population et les déplacements des castors le long d'une rivière sont influencés par la disponibilité d'arbres et d'arbustes à feuilles caduques (Collen & Gibson, 2000). Pendant la période de croissance végétative, les castors se nourrissent de plantes herbacées, comme les macrophytes aquatiques, et de rameaux de plantes ligneuses, y compris les feuilles et l'écorce (Simonsen, 1973). Pour se nourrir pendant l'hiver, les castors dépendent entièrement des plantes ligneuses qu'ils ont stockées dans les caches d'automne (Allen, Energy & Team, 1983 ; Jenkins, 1980). La disponibilité des plantes ligneuses est un facteur crucial pour déterminer l'établissement et la distribution des colonies de castors au Québec (Allen, Energy & Team, 1983; Collen & Gibson, 2000). En fait, Allen, Energy et Team (1983) ont déterminé que la biomasse totale des plantes alimentaires hivernales accessibles limite l'établissement des castors. Parmi les plantes ligneuses disponibles, les castors nord-américains choisissent, par ordre de préférence, les trembles (*Populus tremuloides*) (Jenkins, 1980 ; Johnston & Naiman, 1990), les saules (*Salix spp.*) (Semyonoff 1951 tel que cité par Collen & Gibson, 2000), les peupliers (*P. balsamifera*) et les aulnes (*Alnus spp.*) (Barnes & Mallik, 1996). Les castors peuvent également utiliser temporairement des conifères, mais n'établiront pas de colonies dans des zones dépourvues d'arbres et d'arbustes à feuilles caduques (Allen, Energy & Team, 1983). Pour

survivre, le castor a besoin de 620 à 650 g d'écorce et de brindilles par jour (Jenkins, 1980). Par conséquent, le castor préfère les forêts de feuillus associées à une canopée de 40 à 60 % de recouvrement, des arbres ayant un diamètre de 2,5 à 15,2 cm à hauteur de poitrine et des arbustes de plus de 2 m (Allen, Energy & Team, 1983).

La combinaison de ces facteurs, qui déterminent la qualité de l'habitat, a un impact important sur la densité de la colonie, ce qui peut avoir une incidence sur le nombre de barrages (Collen & Gibson, 2000). En effet, le castor est un animal social qui vit en colonies composées de quatre à huit individus apparentés qui partagent un territoire et des ressources alimentaires (Novak, 1977). Les colonies comprennent habituellement deux adultes parents, deux à quatre petits de la portée du printemps précédent et deux ou trois jeunes de l'année (Novak, 1977). En moyenne, la taille d'une colonie de castors nord-américaine est de 5,2 individus (Rosell et Parker, 1955, cités par Collen et Gibson, 2000), et le nombre moyen de colonies de castors par km de cours d'eau en Amérique du Nord varie de 0,01 à 1,55, tandis que le nombre moyen de colonies de castors par km² varie de 0,01 à 3,51 (Jarema, 2006).

Au cours des dernières décennies, le castor d'Amérique du Nord et celui d'Eurasie ont vu leurs effectifs augmenter et se sont étendus dans leurs aires de répartition d'origine en raison de la fin des activités de piégeage à des fins d'exploitation (Halley, Rosell, & Saveljev, 2012 ; Whitfield et al., 2015). Ils ont également été introduits en Argentine, dans les années 1960, où ils se sont rapidement répandus (Lizarralde, 1993). Bien qu'il ait été observé que la réintroduction des castors a eu des effets positifs sur les saumons et qu'elle est actuellement utilisée dans l'ouest des États-Unis comme une technique de restauration pour améliorer l'habitat du saumon (Bouwes et al., 2016 ; Pollock et al., 2014), cette augmentation de l'abondance des castors a soulevé d'importantes préoccupations concernant les interactions castor-salmonidé et l'impact des barrages de castors sur les habitats, les mouvements et la productivité des poissons (Kemp et al., 2012).

[Une introduction sur les habitats des salmonidés](#)

Plusieurs facteurs abiotiques sont particulièrement importants pour la santé et la production des salmonidés (Armstrong et al., 2003). Puisque les saumons sont sensibles aux conditions environnementales durant la phase embryonnaire de leur cycle de vie (Jensen, Johnsen, & Saksgård, 1989), il est pertinent d'examiner les facteurs clés qui affectent la santé des saumons dans leurs habitats de frai. Dans les sections suivantes, nous examinons les facteurs abiotiques connus pour avoir un impact sur le saumon atlantique et l'omble chevalier, puisque ce sont les principaux salmonidés du Nunavik et qu'ils ont été bien étudiés ailleurs en Amérique du Nord et en Europe.

Les études sur le saumon atlantique soulignent que la profondeur des cours d'eau, le courant, le substrat, l'oxygène et la température sont les caractéristiques les plus importantes de l'habitat de frai qui influent sur la distribution et l'abondance de ce poisson (Heggenes, 1990). L'omble chevalier est un généraliste de l'habitat que l'on trouve dans les cours d'eau à débit rapide, en mer et dans les lacs oligotrophes à débit lent de toutes tailles (Klemetsen et al., 2003). Une

revue par Armstrong et al. (2003) rapporte que le saumon atlantique préfère les habitats de frai où la vitesse moyenne de l'eau est de 40 cm/s dans une rivière norvégienne (Heggberget, 1991), de 53,6 cm/s dans une rivière écossaise (Moir, Soulsby, & Youngson, 1998), et de 53 cm/s dans une rivière canadienne (Beland, Jordan, & Meister, 1982). La revue a également rapporté que la profondeur moyenne de l'eau utilisée par le saumon atlantique pendant le frai était de 50 cm dans une rivière norvégienne (Heggberget, 1991), de 25 cm dans un brûlis écossais (Moir, Soulsby, & Youngson, 1998), et de 38 cm (plage de 17 à 76 cm) dans les rivières canadiennes (Beland, Jordan, & Meister, 1982). La profondeur des frayères de l'omble chevalier est souvent inférieure à 5 m (Klemetsen et al., 2003). Pour frayer, l'omble chevalier préfère fortement les rochers et le substrat rocheux (Klemetsen et al., 2003), tandis que le substrat optimal du saumon est composé de 40-80 % de gravier, 10-40 % de galets, <20 % de rochers et <20 % de limon et de sable combinés (Semple, 1991 tel que cité par Armstrong et al. 2003).

Le niveau optimal d'oxygène dissous pour la plupart des salmonidés se situe entre 70 et 80 % de la saturation en oxygène, avec un minimum de 6,0 mg/l et un maximum de 9,0 mg/l (Molleda, Thorarensen & Johannsson, 2008). Pour l'omble chevalier, la plage de température optimale pour les activités d'alimentation se situe entre 3 et 16°C, la température optimale pour la croissance se situe entre 11 et 14°C (Jensen, Johnsen, & Saksgård, 1989), et la température maximale pour les œufs est de 8°C. Pour le saumon atlantique adulte, il a été déterminé que la température optimale est de 15,9°C, avec des limites de température inférieure et supérieure pour la croissance de 6,0 et 22,5°C respectivement (Elliott & Hurley, 1997). La température maximale pour les œufs de saumon atlantique est de 16°C (Elliott & Elliott, 2010).

Le pH de l'eau est essentiel pour le métabolisme des poissons car il influence leur absorption d'oxygène, l'équilibre entre le sel et l'eau et la régulation acide-base (Jobling, 1995). La productivité maximale des salmonidés se produit à un pH compris entre 6,5 et 8,5 (Jobling, 1995). Les eaux de surface très acides peuvent être mortelles pour les poissons et il est prouvé que l'aluminium, et non la concentration de H⁺, est le principal agent toxique qui tue les poissons dans les eaux acidifiées (Poléo et al., 1997). Dans une étude expérimentale, Poléo et al. (1997) ont déterminé qu'un pH de 5 d'une eau riche en aluminium est létal pour le saumon atlantique (100% de morts) et pour l'omble chevalier (37% de morts). Le saumon atlantique est connu pour être extrêmement sensible à l'acidification en général, et en particulier en eaux riches en aluminium (Howells et al., 1990). Dans une autre étude expérimentale réalisée par Jones, Hara et Scherer (1985), il a été déterminé que des changements de comportement de l'omble chevalier se produisaient à un pH de 4,75 (eau acidifiée avec H₂SO₄). Néanmoins, à des niveaux de pH sous-létaux, une mortalité élevée pendant les premiers stades du développement des poissons a été observée sur le terrain (Sayer, Reader & Dalziel, 1993).

Le carbone organique dissous (COD) absorbe le rayonnement solaire à des longueurs d'onde spécifiques, modifiant ainsi la couleur du lac, un processus communément appelé " brunissement " du lac (Roulet & Moore, 2006). Par conséquent, la distribution verticale de la lumière, de la chaleur, du cycle des nutriments et donc de la stratification générale du lac est

modifiée (Houser, 2006 ; MacIntyre et al., 2006). Cela a un impact direct sur les taux métaboliques des organismes présents dans le lac, la production primaire, les interactions entre les prédateurs visuels et leurs proies, et la taille de l'habitat thermiquement optimal pour les poissons, ce qui entraîne une plus grande compétition intraspécifique (Houser, 2006 ; Solomon et al., 2015). En outre, s'il est connu que les apports en COD constituent un apport énergétique allochtone à la base du réseau trophique lacustre (Pace et al., 2004), une incertitude substantielle demeure quant aux mécanismes qui relient la variabilité spatiale ou temporelle du COD à la productivité lacustre (Solomon et al., 2015).

Les différents aspects des habitats des salmonidés mentionnés ci-dessus sont importants pour leur santé et leur productivité. Pour comprendre les interactions entre le castor et les salmonidés, il est essentiel de savoir si et comment ces éléments de l'habitat des salmonidés vont changer en fonction de la présence et l'activité du castor. Par conséquent, les sections suivantes examinent les effets documentés du castor sur l'hydrologie, la qualité, la composition chimique et la température de l'eau, ainsi que sur les habitats de frai.

Impacts documentés du castor sur les salmonidés

Habitats des salmonidés : Hydrologie

Lorsque le castor endigue les cours d'eau en construisant des barrages, il modifie considérablement l'hydrologie des cours d'eau. Des effets significatifs sur l'écoulement de l'eau, la capacité de rétention d'eau, le contrôle des inondations, la rétention des sédiments et le niveau de la nappe phréatique ont été observés (Grasse, 1951 ; Naiman, Melillo & Hobbie, 1986). Plus précisément, en aval des barrages de castors, la vitesse de l'eau est réduite en raison d'une augmentation du volume d'eau du bassin versant et en raison d'une élévation de la nappe phréatique, ce qui permet une libération lente des eaux souterraines (Ecke et al., 2017 ; Green & Westbrook, 2009 ; Nyssen, Pontzele, & Billi, 2011). En outre, il est prouvé que ces effets hydrologiques dépendent de l'âge du barrage. Lorsque les barrages ont 10 ans et plus, en raison de la solidification du barrage, des effets plus prononcés sont observés, tels qu'une meilleure rétention des sédiments et une réduction de la vitesse du cours d'eau (Ecke et al., 2017 ; Meentemeyer & Butler, 1999).

De plus, les barrages de castors ont la capacité de réduire l'incision fluviale dans les zones d'érosion par ravinement (Collen & Gibson, 2000 ; Pollock et al., 2014 ; Pollock et al., 2004). En effet, dans une étude récente de Bouwes et al. (2016), des analogues artificiels de barrages de castors ont été installés dans un cours d'eau incisé très dégradé afin d'analyser l'impact des barrages de castors sur les habitats des poissons. Après l'installation, les chercheurs ont observé des augmentations significatives en aval des niveaux d'eau souterraine, de la formation de chenaux latéraux, ainsi que de la densité, de la survie et de la production de truites arc-en-ciel juvéniles (augmentation de 175 % de la production de juvéniles) (Bouwes et al., 2016).

Même s'il a été démontré dans certains cas que les barrages de castors peuvent avoir un impact positif sur le recrutement des salmonidés (Kemp et al., 2012), la qualité de l'habitat de

salmonidés peut être impactée négativement lors de certaines saisons plus sèches. En effet, l'assèchement des segments de cours d'eau en aval des barrages de castors lorsque le débit est plus faible peut avoir un impact négatif sur le déplacement des poissons (Lokteff, Roper, & Wheaton, 2013 ; Malison, Kuzishchin & Stanford, 2016 ; Malison et al., 2014 ; Taylor, MacInnis & Floyd, 2010), ainsi que sur la biodiversité des espèces lotiques en raison de l'augmentation des habitats lenticques (Rohde & Arndt, 1991).

Habitats des salmonidés : Qualité de l'eau

De multiples études ont démontré que la chimie de l'eau, et donc la qualité de l'eau, est influencée par la présence de castors dans les cours d'eau (Błędzki et al., 2011 ; Cirimo & Driscoll, 1993 ; Collen & Gibson, 2000 ; Smith et al., 1991). Cette section examine les effets documentés du castor sur les niveaux d'oxygène dissous, la sédimentation et les nutriments. Il est à noter qu'en raison des taux de décomposition réduits dus aux températures froides de l'Arctique, les effets rapportés pourraient ne pas être aussi importants au Nunavik.

La réduction de l'oxygène dissous dans les étangs de castors est l'impact négatif le plus fréquemment cité des barrages de castors sur les cours d'eau (Burchsted et al., 2010 ; Cook, 1940 ; Ecke et al., 2017 ; Kemp et al., 2012 ; Snodgrass & Meffe, 1998). En fait, cette diminution en oxygène dissous a entraîné des conditions anoxiques dangereuses et des préoccupations pour la faune dans une multitude d'étangs de castors à travers l'Amérique du Nord (Bertolo, Magnan & Plante, 2008 ; Schlosser & Kallemeyn, 2000). Les conditions anoxiques se manifestent habituellement dans les sites où les processus de décomposition sont importants et ne sont donc pas une grande préoccupation pour les écosystèmes qui ont de faibles taux de décomposition, comme ceux de l'Arctique qui sont couverts de neige et de glaces sur de longues périodes. En plus d'affecter les régimes d'oxygène, la déposition accrue des sédiments a le potentiel d'augmenter l'acidité dans les étangs de castors (Kemp et al., 2012). L'impact positif ou négatif de ces changements sur la chimie de l'eau pour la communauté de poissons dépendra de la chimie initiale de l'eau (Collen et Gibson, 2000). Néanmoins, il est important de noter que de nombreuses espèces de salmonidés ont besoin d'une eau bien oxygénée et que l'établissement de colonies de castors peut nuire au niveau d'oxygénation d'un cours d'eau (Cook, 1940 ; Dumke et al., 2010).

De plus, et comme mentionné ci-dessus, la présence de barrages de castors dans un cours d'eau entraîne une augmentation du dépôt de sédiments en raison d'une réduction de la vitesse du cours d'eau et de la capacité de transport des sédiments (Naiman, Johnston & Kelley, 1988). Il a été démontré que même les petits barrages pouvaient retenir jusqu'à 2000-6500 m³ de sédiments au cours de leur durée de vie (Naiman, Melillo & Hobbie, 1986). Cet effet des barrages de castors peut être extrêmement néfaste pour les espèces de salmonidés. En effet, lorsque les courants sont réduits, les sédiments fins se déposent et entraîne l'enfouissement des graviers de frai (Butler & Malanson, 1995 ; Knudsen, 1962 ; Malison, Kuzishchin & Stanford, 2016 ; Naiman, Johnston & Kelley, 1988). Par exemple, des chercheurs qui ont étudié des cours d'eau en Nouvelle-Écosse (Taylor, MacInnis & Floyd, 2010) et en Norvège (Halley & Lamberg,

2000) ont constaté que les barrages de castors réduisaient considérablement la qualité de l'habitat de frai des saumons, ce qui a entraîné une diminution du nombre de nids de ponte aux deux endroits.

En reliant les écosystèmes terrestres et aquatiques, les castors peuvent influencer le régime des nutriments dans les ruisseaux, les rivières et les lacs. Naiman et Melillo (1984) ont étudié l'impact des activités des castors sur la dynamique de l'azote (N) et ont constaté que, dans un étang, une colonie de six castors pouvait contribuer jusqu'à 10,3 g N/m²/an. Ce chiffre représente l'azote libéré par les déchets des castors et exclut l'azote ajouté au cours d'eau par les arbres tués par l'inondation ou abattus par les castors. Par ailleurs, en aval d'un barrage de castor sur un cours d'eau, les sulfates, les formes ioniques de l'aluminium et la silice peuvent être réduits, tandis que le pH, la capacité de neutralisation des acides, le fer, le manganèse et le carbone organique dissous peuvent augmenter (Cirimo & Driscoll, 1993 ; Smith et al., 1991). Ecke et al. (2017) ont également constaté des niveaux de nutriments plus élevés, comme le carbone organique dissous, en aval des étangs de castors. Cet apport de matière organique par les castors est donc important pour la dynamique du phosphore et de l'azote et représente une source de nutriments à long terme pour l'écosystème (Devito & Dillon, 1993). Dans un cours d'eau, l'apport de nutriments augmente la productivité des poissons par le biais d'une augmentation de la production primaire (Carpenter, Kitchell & Hodgson, 1985), mais un excès de carbone organique dissous pourrait être néfastes pour les poissons (Kelly et al., 2014). Par conséquent, il n'est pas clair si l'augmentation des nutriments dans un cours d'eau a un impact positif, négatif ou nul sur les poissons. De plus, nous pouvons nous attendre à ce que cet effet soit moins important au Nunavik, où les taux de décomposition sont lents.

L'augmentation du taux de décomposition en aval des barrages de castors peut être associée à la présence de méthylmercure (MeHg). En fait, les étangs de castors - surtout le plus jeune (Ecke et al., 2017) - ont été identifiés comme une source de MeHg (Levanoni et al., 2015 ; Roy, Amyot & Carignan, 2009). En raison de leurs faibles niveaux d'oxygène et de l'activité microbienne accrue due aux taux de décomposition plus élevés, les étangs de castors créent un environnement réducteur et, par conséquent, ont des taux de méthylation plus élevés (Ecke et al., 2017 ; Levanoni et al., 2015 ; Painter et al., 2015 ; Roy, Amyot & Carignan, 2009). Même si les taux de décomposition sont faibles dans l'Arctique, il pourrait s'agir d'un effet préoccupant de l'établissement des castors, car le MeHg est la forme la plus toxique du mercure, qui se bioaccumule efficacement dans le réseau trophique et qui peut se retrouver dans les poissons prédateurs, comme l'omble chevalier (Lockhart et al., 2005).

Habitats des salmonidés : Température de l'eau

L'activité des castors affecte le régime de température de ruisseaux, de rivières et de lacs (Cook, 1940 ; Ecke et al., 2017 ; Majerova et al., 2015). La construction de barrages augmente les températures de l'eau en amont et en aval du barrage de deux manières. Tout d'abord, pour obtenir des matériaux de construction, les castors défrichent la canopée environnante et permettent à davantage de rayonnement solaire de réchauffer le cours d'eau. De plus, en

endiguant les cours d'eau, les castors créent des étangs et augmentent la surface du cours d'eau, ce qui permet à l'eau d'être davantage chauffée par le rayonnement solaire (Cook, 1940). L'augmentation de la température de l'eau peut avoir un impact différent sur les populations de poissons selon l'endroit et l'espèce. Des températures plus élevées peuvent être bénéfiques pour les populations dont la productivité est limitée par la température, et qui se trouvent dans des régions où l'eau est bien en dessous des températures critiques pour les salmonidés (Swales & Levings, 1989 ; Weber et al., 2017). D'autre part, des températures plus élevées peuvent être néfastes aux populations de salmonidés lorsque les températures des cours d'eau s'approchent de la limite supérieure de leur tolérance thermique (Błędzki et al., 2011). Par exemple, une étude menée par Domagała et al. (2013) a révélé que la productivité de la truite fario (*Salmo trutta trutta*) dans les cours d'eau occupés par des castors dans le nord de la Pologne était inférieure à celle des cours d'eau sans présence de castors, potentiellement en raison de l'augmentation de la température dans les cours d'eau. Une attention particulière devrait être accordée à cet effet des barrages de castors dans le contexte des changements climatiques, notamment dans les régions fortement touchées par le réchauffement des températures.

Les températures plus élevées dans les étangs de castors - en plus des faibles vitesses de courant et de la réduction de la couverture de glace - fournissent à certaines espèces de poissons des habitats d'hivernage cruciaux (Cunjak, 1996). Là où la température de l'eau est en dessous de la limite inférieure de leur tolérance thermique, certains salmonidés comme l'omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*), la truite fardée (*Salmo clarki*) (Jakober et al., 1998) et le saumon coho (*Oncorhynchus gorbuscha*) (Nickelson et al., 1992 ; Pollock et al., 2004) présentent des taux de survie hivernale plus élevés lorsqu'ils passent l'hiver dans des étangs de castors qu'ailleurs où ils n'ont pas accès aux étangs de castors.

Habitats des salmonidés : Refuges et habitats de frai

En ralentissant le débit de l'eau et en augmentant la présence de bois mort dans les cours d'eau où ils construisent leurs barrages, les castors offrent aux poissons un refuge contre les prédateurs (Burchsted et al., 2010 ; Naiman, Melillo & Hobbie, 1986 ; Thompson, Vehkaoja & Nummi, 2016). De plus, même si les barrages de castors ont un effet négatif sur les habitats de frai de nombreuses espèces de salmonidés en augmentant la charge sédimentaire, ils créent également des habitats de frai importants pour certaines espèces de salmonidés anadromes, comme le saumon coho (Beechie, Collins & Pess, 2001), le saumon atlantique et l'omble de fontaine (Scruton, Anderson & King, 1998).

Mouvements des salmonidés

Les castors construisent des barrages semi-perméables, en scellant les troncs et les branches des arbres avec de la boue et de la végétation (Collen & Gibson, 2000). Selon la taille du barrage, son âge, l'emplacement, les conditions climatiques, le débit d'eau et les espèces de poissons en interaction, ces structures peuvent entraver le déplacement et la distribution des poissons (Mitchell & Cunjak, 2007 ; Schlosser & Kallemeyn, 2000 ; Snodgrass & Meffe, 1998 ; Taylor, MacInnis & Floyd, 2010). Cette interférence est l'impact négatif le plus souvent cité de

l'activité des castors sur les salmonidés (Cunjak & Therrien, 1998 ; Malison, Kuzishchin & Stanford, 2016 ; Mitchell & Cunjak, 2007 ; Parker & Rønning, 2007 ; Taylor, MacInnis & Floyd, 2010). Pourtant, la plupart de ces études (78,4 %) sont spéculatives plutôt que fondées sur des preuves (examinées dans Kemp 2012). D'autres études montrent que les barrages de castors sont régulièrement inondés pendant les périodes de fortes précipitations, ce qui permet aux surplus d'eau et aux poissons de traverser ces barrages (examiné dans Kemp 2012). De plus, les débits élevés ainsi que les loutres perturbent les barrages et peuvent les détruire partiellement ou complètement (Andersen & Shafroth, 2010 ; Hillman, 1998). Par conséquent, de nombreuses études n'ont trouvé aucun effet significatif des barrages de castors sur la migration et la distribution des salmonidés (Bouwes et al., 2016 ; Ecke et al., 2017 ; Grasse, 1951). En fait, une étude de Bouwes et al. (2016) dans laquelle des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ont été marquées, a révélé que plusieurs géniteurs sont passés à travers plus de 200 barrages de castors (naturels et artificiels) au cours de leur migration.

Néanmoins, la plupart des études ont révélé un impact partiel ou temporaire des barrages de castors sur les mouvements des poissons (examiné dans Kemp 2012). Par exemple, Taylor, MacInnis et Floyd (2010) ont constaté que la migration automnale (octobre-novembre) du saumon atlantique (*Salmo salar*) était entravée par les barrages de castors uniquement lorsque les niveaux de précipitations étaient faibles (175 mm/mois), et lorsque les précipitations étaient très variables (variation des précipitations quotidiennes >220 %). Une autre étude de Lokteff, Roper & Wheaton (2013) a démontré que les barrages de castors n'agissaient comme des barrières de déplacement que pour la truite brune invasive, mais pas pour la truite fardée de Bonneville ou l'omble de fontaine invasive. Même si le passage de certaines espèces n'est pas complètement bloqué, les barrages de castors peuvent avoir un impact négatif sur la production de salmonidés. Cunjak et Therrien (1998) ont constaté que, pendant les périodes de faibles précipitations, pour le saumon atlantique, les barrages de castors créaient une barrière aux sites de frai en amont et causaient un taux de survie des œufs inférieur à la moyenne et une forte prédation des œufs

Naturellement, l'interférence des barrages avec les mouvements et la distribution des poissons entraîne une perte de continuité de l'habitat à travers les cours d'eau et les rivières. Malison, Kuzishchin et Stanford (2016) ont démontré que l'activité des castors réduisait considérablement la connectivité de l'habitat au sein d'un cours d'eau et bloquaient l'accès à de grandes parties de la plaine inondable pour les salmonidés juvéniles et adultes. En réduisant la connectivité de l'écosystème, les barrages ont bloqué l'accès des poissons à de nombreux habitats de croissance importants en amont des barrages. En bloquant l'accès à des habitats de qualité pour les poissons, la présence de barrages de castors dans la plaine inondable a réduit la qualité de l'ensemble du cours d'eau pour les poissons, entraînant une diminution de la santé et de la production des salmonidés (Malison, Kuzishchin & Stanford, 2016). En raison des nombreux facteurs différents qui influencent le passage réussi des saumons à travers les barrages de castors, des recherches spécifiques aux écosystèmes et aux espèces devraient être

menées afin d'obtenir des résultats significatifs qui pourraient être utilisés pour guider les pratiques de gestion.

Productivité des salmonidés

Un impact positif important de l'activité du castor sur les écosystèmes aquatiques est le fait que, en créant des écosystèmes lentiques dans un environnement lotique, les barrages de castor augmentent la diversité des habitats, ce qui tend ensuite à augmenter la biodiversité des cours d'eau dans son ensemble (Hanson & Campbell, 1963). De multiples études ont montré qu'en Amérique du Nord, les barrages de castors, qu'ils soient actifs ou abandonnés, peuvent augmenter de la richesse des espèces végétales et animales (Hanson & Campbell, 1963 ; Mitchell & Cunjak, 2007 ; Schlosser & Kallemeyn, 2000 ; Snodgrass & Meffe, 1998). Cette augmentation de la richesse en espèces peut être observée tout au long de la chaîne alimentaire (Kemp et al., 2012).

Puisque les invertébrés sont la principale source de nourriture de nombreuses espèces de poissons, l'impact du castor sur leur productivité est un aspect essentiel des interactions entre le castor et les poissons (examiné dans Kemp 2012). On ne sait toujours pas si l'activité du castor a un impact positif ou négatif sur les communautés d'invertébrés. Des effets positifs sur la productivité des invertébrés peuvent être observés lorsqu'une augmentation des nutriments dans le cours d'eau provoque une explosion de la production primaire (Anderson et al., 2009 ; Hanson & Campbell, 1963 ; Keast & Fox, 1990). D'autre part, les changements dans la sédimentation et le débit de l'eau pourraient être néfastes aux espèces d'invertébrés adaptées aux conditions antérieures à la présence de castors (Arndt et Domdei, 2011 ; Kaller et Hartman, 2004).

L'augmentation des températures de l'eau, des nutriments, de la production primaire, de la productivité de l'habitat et des invertébrés générée par les activités des castors ont entraîné chez des salmonidés une augmentation de la densité et de la taille (Bouwes et al., 2016 ; Hanson & Campbell, 1963 ; Leidholt-Bruner, Hibbs & McComb, 1992 ; Malison, Eby & Stanford, 2015), des taux de survie (Bustard & Narver, 1975) et des taux de croissance (Bustard & Narver, 1975 ; Malison, Eby & Stanford, 2015). Certaines études ont fait état d'une augmentation des niveaux de productivité des salmonidés, mais uniquement dans les sections endiguées du plan d'eau (Nickelson et al., 1992 ; Pollock, Pess & Beechie, 2004 ; Hägglund & Sjöberg 1999 ; Bouwes et al., 2016). Une revue de la littérature par Kemp et al. (2012) a révélé que plus de 35 études différentes ont détecté des effets positifs des barrages de castors sur la productivité des poissons. Le saumon rouge, le saumon coho et diverses espèces de truites font partie des espèces qui ont pu bénéficier de l'activité des castors, indépendamment du type d'écosystèmes (revue dans Kemp 2012). La plupart des effets positifs de l'activité des castors ont été détectés dans les cours d'eau d'ordre inférieur (examiné dans Kemp 2012).

D'autres études ont montré que l'endiguement des cours d'eau par le castor peut nuire à la productivité des poissons. Par exemple, Malison, Kuzishchin et Stanford (2016) ont constaté qu'en considérant l'ensemble de l'écosystème, l'activité des castors réduisait la productivité des

salmonidés dans les grandes plaines d'inondation. En se concentrant uniquement sur la zone parafluviale de la rivière, l'activité des castors causait une augmentation de la productivité des salmonidés, mais en considérant les zones orthofluviales, de grandes parties des plaines inondables peuvent être bloquées et entraîner une perte d'habitats et donc de productivité pour les salmonidés. Malison, Kuzishchin et Stanford (2016) ont estimé que moins de la moitié de la biomasse et un tiers du nombre de saumons juvéniles sont élevés dans une plaine inondable où il y a des castors comparativement à là où il n'y en a pas, concluant ainsi que l'impact global des castors dans la plaine d'inondation est négatif. Cela démontre l'importance de considérer l'échelle à laquelle est mesuré l'impact des castors sur la production des salmonidés.

Pratiques de gestion des castors

De multiples techniques ont été développées pour gérer les populations de castors et atténuer leurs impacts sur les écosystèmes. Dans les endroits où de fortes densités de castors et d'humains coexistent, les pratiques de gestion ont longtemps été axées sur la protection de différentes infrastructures telles que les routes et les ponts. Bien que ces techniques ne soient peut-être pas directement applicables au Nunavik, elles fournissent une base d'information sur des approches visant à atténuer les impacts du castor et seront donc résumées ici. De plus amples détails peuvent être trouvés à la fin de l'annexe 3.

Des grilles et des clôtures ont été conçues pour protéger les ponts, et des dispositifs de nivellement des étangs pour minimiser les inondations causées par les castors (Vanderhoof, 2017). Les dispositifs de nivellement des étangs consistent principalement à installer des systèmes de canalisation qui traversent le barrage de castor et permettent à l'eau, aux sédiments et aux poissons de se déplacer d'amont en aval et vice versa. Par leur conception, les castors ne détectent pas le flux d'eau à travers le barrage et ne tentent donc pas de bloquer le flux sortant des tuyaux, ce qui permet de minimiser les inondations (Langlois, Decker & Henner, 2003). Des clôtures avec des grillages ont été utilisées pour protéger des arbres de valeur, tels que des arbres plantés pour éviter l'érosion du sol (Newbill & Parkhurst, 2000). La destruction et l'entaillement des barrages ont également été utilisés pour gérer les impacts du castor, mais ces techniques sont infructueuses lorsqu'elles sont utilisées seules (Vanderhoof, 2017). De plus, certains gestionnaires ont choisi d'utiliser la stérilisation comme moyen de contrôler les populations de castors (Vanderhoof, 2017).

Les autres techniques de gestion courantes du castor comprennent le piégeage et la relocalisation ou le contrôle légal. Les pièges non-légaux les plus courants sont de type Hancock et Bailey (Vanderhoof, 2017). Les collets (équipés de blocs) sont des moyens peu coûteux et également efficaces de piéger les castors vivants (McNew, Nielsen & Bloomquist, 2007). Le contrôle légal des populations de castors a été réalisé en utilisant des pièges légaux ou des armes à feu pour abattre les castors en liberté ou ceux capturés vivants. Les pièges légaux les plus couramment utilisés sont les pièges à prise sur le corps tels que les pièges Conibear (voir figure 8a). Ces pièges sont relativement faciles à transporter et à poser (Vanderhoof, 2017). De

même, les trappeurs ont utilisé des pièges vivants tels que le piège Comstock (Figure 8b) sous l'eau pour les transformer en pièges létaux (Vanderhoof, 2017).

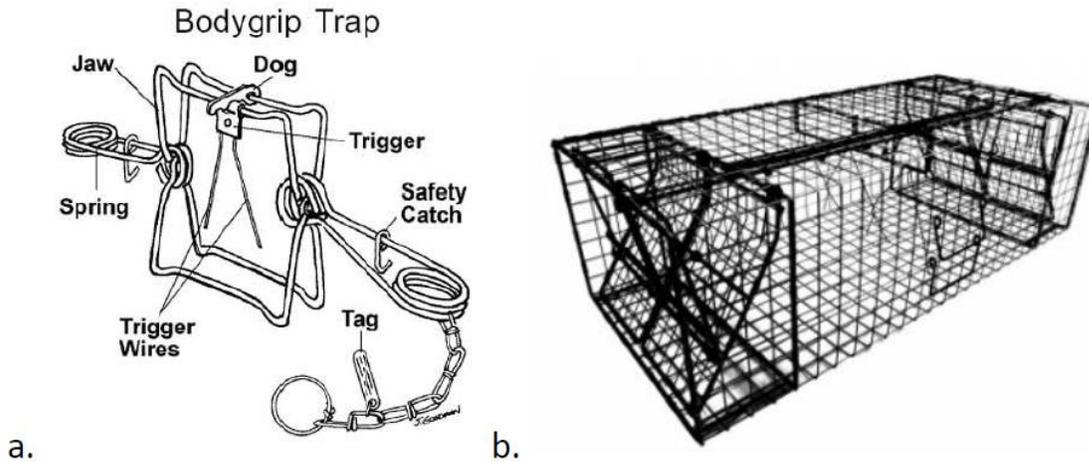


Figure 3.1. Deux pièges courants. a) Conibear (Wild-about-trapping.com, 2018). b) Piège Comstock (Vanderhoof, 2017).

Le piégeage est recommandé plutôt que l'abattage des castors car ils sont nocturnes et aquatiques, ce qui les rend difficiles à abattre à l'aide d'armes à feu (Vanderhoof, 2017). Malgré tout, lorsque des chasseurs compétents sont présents, l'utilisation d'armes à feu peut être une méthode efficace de contrôle des populations. Il est recommandé d'utiliser un fusil de chasse avec des charges lourdes pour gibier d'eau ou de la chevrotine plutôt qu'une carabine, car les tirs de carabine dirigés vers l'eau sont sujets à des ricochets et les balles qui glissent sur l'eau peuvent parcourir des distances importantes (Newbill & Parkhurst, 2000). Il est également recommandé d'essayer de tirer sur les castors lorsqu'ils sont sur la terre ferme, dans la mesure du possible (Newbill & Parkhurst, 2000). D'autres suggestions consistent à entailler le barrage et à attendre la nuit que le castor sorte pour réparer les dégâts, et à chasser aux moments où les castors sont les plus actifs, c'est-à-dire tôt le matin et en soirée, pendant le crépuscule (examiné dans Vanderhoof, 2017).

Conclusion

Les interactions castor-salmonidé sont caractérisées par une multitude de facteurs qui peuvent contribuer aux différentes réponses des salmonidés à la présence de castors. Par conséquent, des effets globaux positifs et négatifs sur les salmonidés ont été observés (Collen & Gibson, 2000 ; Ecke et al., 2017 ; Kemp et al., 2012). Le fait que les salmonidés répondent positivement, négativement ou pas du tout aux impacts de l'activité des castors dépend souvent de l'espèce de salmonidés en particulier, de l'emplacement, du climat et des caractéristiques chimiques et physiques de l'écosystème initial (Ecke et al., 2017 ; Kemp et al., 2012). De plus, l'échelle d'échantillonnage est également susceptible d'affecter les observations des interactions castor-salmonidés et l'évaluation des impacts de l'activité des castors sur les salmonidés - et donc les techniques de gestion appropriées – peuvent varier selon régionalement.

Un autre facteur important à considérer lorsqu'on tente d'élaborer des plans de gestion pour le castor dans l'Arctique est que la majorité de la documentation n'est pas représentative de cet environnement ni de l'espèce en question. De plus, les deux espèces de castors dont il est question dans cette revue, bien que semblables, diffèrent en termes de cycle de vie et de comportement, et les impacts écologiques ne seront donc pas identiques. Par exemple, le castor d'Amérique du Nord construit des barrages plus grands et plus fréquemment que l'espèce eurasiennne, même lorsqu'il est présent dans la même région (examiné dans Kemp 2012).

De plus, une multitude d'autres facteurs, tels que les changements climatiques, le relèvement isostatique et d'autres formes de changement environnemental, influencent cette interaction complexe entre le castor et les salmonidés et peuvent causer un stress supplémentaire aux poissons. Les impacts localisés des barrages de castors sur des espèces spécifiques de poissons doivent être déterminés afin de mieux comprendre les risques associés aux interactions castor-salmonidés et de développer des plans de gestion appropriés et efficaces.

Références

- Allen, A. W., Energy, W., & Team, L. U. (1983). *Habitat suitability index models: beaver* (Vol. 82): Western Energy and Land Use Team, Division of Biological Service, Research and Development, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior Fort Collins.
- Andersen, D. C., & Shafroth, P. B. (2010). Beaver dams, hydrological thresholds, and controlled floods as a management tool in a desert riverine ecosystem, Bill Williams River, Arizona. *Ecohydrology*, 3(3), 325-338.
- Anderson, C. B., Pastur, G., Lencinas, M. V., Wallem, P. K., Moorman, M. C., & Rosemond, A. D. (2009). Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review*, 39(1), 33-52.
- Anderson, L. E., & Lee, S. T. (2013). Untangling the recreational value of wild and hatchery salmon. *Marine Resource Economics*, 28(2), 175-197.
- Armstrong, J., Kemp, P., Kennedy, G., Ladle, M., & Milner, N. (2003). Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries research*, 62(2), 143-170.
- Arndt, E., & Domdei, J. (2011). Influence of beaver ponds on the macroinvertebrate benthic community in lowland brooks. *Polish Journal of ecology*, 59(4), 799-811.
- Assessment-Arctic-Climate-Impact. (2004). *Impacts of a Warming Arctic-Arctic Climate Impact Assessment*.
- Barnes, D., & Mallik, A. (1996). Use of woody plants in construction of beaver dams in northern Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, 74(9), 1781-1786.
- Beechie, T. J., Collins, B. D., & Pess, G. R. (2001). Holocene and recent geomorphic processes, land use, and salmonid habitat in two north Puget Sound river basins. *Geomorphic processes and riverine habitat*, 37-54.
- Beland, K. F., Jordan, R. M., & Meister, A. L. (1982). Water depth and velocity preferences of spawning Atlantic salmon in Maine rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 2(1), 11-13.

- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, *15*(4), 365-377.
- Berkes, F., Berkes, M. K., & Fast, H. (2007). Collaborative integrated management in Canada's north: The role of local and traditional knowledge and community-based monitoring. *Coastal management*, *35*(1), 143-162.
- Bertolo, A., Magnan, P., & Plante, M. (2008). Linking the occurrence of brook trout with isolation and extinction in small Boreal Shield lakes. *Freshwater biology*, *53*(2), 304-321.
- Błędzki, L. A., Bubier, J., Moulton, L., & Kyker-Snowman, T. (2011). Downstream effects of beaver ponds on the water quality of New England first-and second-order streams. *Ecohydrology*, *4*(5), 698-707.
- Bouwes, N., Weber, N., Jordan, C. E., Saunders, W. C., Tattam, I. A., Volk, C., . . . Pollock, M. M. (2016). Ecosystem experiment reveals benefits of natural and simulated beaver dams to a threatened population of steelhead (*Oncorhynchus mykiss*). *Scientific reports*, *6*, 28581.
- Burchsted, D., Daniels, M., Thorson, R., & Vokoun, J. (2010). The river discontinuum: applying beaver modifications to baseline conditions for restoration of forested headwaters. *BioScience*, *60*(11), 908-922.
- Bustard, D. R., & Narver, D. W. (1975). Aspects of the winter ecology of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, *32*(5), 667-680.
- Butler, D. R. (2018). Zoogeomorphology in the Anthropocene. *Geomorphology*, *303*: 146-154.
- Butler, D. R., & Malanson, G. P. (1995). Sedimentation rates and patterns in beaver ponds in a mountain environment. In *Biogeomorphology, Terrestrial and Freshwater Systems* (pp. 255-269): Elsevier.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., & Hodgson, J. R. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, *35*(10), 634-639.
- Cirno, C. P., & Driscoll, C. T. (1993). Beaver pond biogeochemistry: acid neutralizing capacity generation in a headwater wetland. *Wetlands*, *13*(4), 277-292.
- Collen, P., & Gibson, R. (2000). The general ecology of beavers (*Castor* spp.), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish—a review. *Reviews in fish biology and fisheries*, *10*(4), 439-461.
- Columbia River Inter-Tribal Fish Commission. (2018). *Salmon Culture of the Pacific Northwest Tribes*.
- Cook, D. B. (1940). Beaver-trout relations. *Journal of Mammalogy*, *21*(4), 397-401.
- Cuerrier, A., Brunet, N. D., Gérin-Lajoie, J., Downing, A., & Lévesque, E. (2015). The study of Inuit knowledge of climate change in Nunavik, Quebec: a mixed methods approach. *Human ecology*, *43*(3), 379-394.
- Cunjak, & Therrien, J. (1998). Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology*, *5*(3), 209-223.
- Cunjak, R. A. (1996). Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *53*(S1), 267-282.
- Department of Fisheries and Oceans Canada. (2009). *Canada's Policy for Conservation of Wild Atlantic Salmon*.

- Devito, K. J., & Dillon, P. J. (1993). Importance of runoff and winter anoxia to the P and N dynamics of a beaver pond. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(10), 2222-2234.
- Domagała, J., Czerniawski, R., Pilecka-Rapacz, M., & Kesminas, V. (2013). Do beaver dams on small streams influence the effects of trout (*Salmo trutta trutta*) stocking? *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set The Environment Protection)*, 15, 96-106.
- Dumke, J. D., Hrabik, T. R., Brady, V. J., Gran, K. B., Regal, R. R., & Seider, M. J. (2010). Channel morphology response to selective wood removals in a sand-laden Wisconsin trout stream. *North American Journal of Fisheries Management*, 30(3), 776-790.
- Easterling, D. R., Meehl, G. A., Parmesan, C., Changnon, S. A., Karl, T. R., & Mearns, L. O. (2000). Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science*, 289(5487), 2068-2074.
- Ecke, F., Levanoni, O., Audet, J., Carlson, P., Eklöf, K., Hartman, G., . . . Truchy, A. (2017). Meta-analysis of environmental effects of beaver in relation to artificial dams. *Environmental Research Letters*, 12(11), 113002.
- Elliott, J., & Elliott, J. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1793-1817.
- Elliott, J., & Hurley, M. (1997). A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. *Functional Ecology*, 11(5), 592-603.
- Garner, K., & Parfitt, B. (2006). *First nations, salmon fisheries and the rising importance of conservation*: Pacific Fisheries Resource Conservation Council.
- Gaywood, M. J. (2018). Reintroducing the Eurasian beaver *Castor fiber* to Scotland. *Mammal Review*, 48(1), 48-61.
- Gordon, G., Edna, L., Gunnar, K., & Mouhcine, G. (2017). *Economic Impacts of Pacific Salmon Fisheries*. Pacific Salmon Commission.
- Grasse, J. E. (1951). Beaver ecology and management in the Rockies. *Journal of Forestry*, 49(1), 3-6.
- Green, K. C., & Westbrook, C. J. (2009). Changes in riparian area structure, channel hydraulics, and sediment yield following loss of beaver dams. *Journal of Ecosystems and Management*, 10(1).
- Hägglund, Å., & Sjöberg, G. (1999). Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3), 259-266.
- Halley, D., & Lamberg, A. (2000). *Populations of juvenile salmon and trout in relation to beaver damming of a spawning stream*. Paper presented at the The European Beaver in a new millennium. Proceedings of the 2nd Beaver Symposium.
- Halley, D., Rosell, F., & Saveljev, A. (2012). Population and distribution of Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Baltic Forestry*, 18(1), 168-175.
- Hanson, W. D., & Campbell, R. S. (1963). The effects of pool size and beaver activity on distribution and abundance of warm-water fishes in a north Missouri stream. *American Midland Naturalist*, 136-149.
- Heggberget, T. G. (1991). *Some environmental requirements of Atlantic salmon*. Paper presented at the Fisheries Bioengineering Symposium: American Fisheries Society Symposium 10.

- Heggenes, J. (1990). Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. *River Research and Applications*, 5(4), 341-354.
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., Fox, R., & Thomas, C. D. (2006). The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global change biology*, 12(3), 450-455.
- Hillman, G. R. (1998). Flood wave attenuation by a wetland following a beaver dam failure on a second order boreal stream. *Wetlands*, 18(1), 21-34.
- Horton, R. (1952). Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topology. *Bull. Geol. Soc. America*, 63, 1117-1142.
- Houser, J. N. (2006). Water color affects the stratification, surface temperature, heat content, and mean epilimnetic irradiance of small lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(11), 2447-2455.
- Howells, G., Dalziel, T., Reader, J., & Solbe, J. (1990). EIFAC water quality criteria for European freshwater fish: report on aluminium. *Chemistry and Ecology*, 4(3), 117-173.
- Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in ecology & evolution*, 15(2), 56-61.
- Ishaya, S., & Abaje, I. (2008). Indigenous people's perception on climate change and adaptation strategies in Jema'a local government area of Kaduna State, Nigeria. *Journal of geography and regional planning*, 1(8), 138.
- Jakober, M. J., McMahon, T. E., Thurow, R. F., & Clancy, C. G. (1998). Role of stream ice on fall and winter movements and habitat use by bull trout and cutthroat trout in Montana headwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127(2), 223-235.
- Jarema, S. I. (2006). *The abundance and distribution of beavers (Castor canadensis) in Québec, Canada* [Master's thesis, McGill University]. eScholarship.
- Jarema, S. I., Samson, J., McGill, B. J., & Humphries, M. M. (2009). Variation in abundance across a species' range predicts climate change responses in the range interior will exceed those at the edge: a case study with North American beaver. *Global change biology*, 15(2), 508-522.
- Jenkins, S. H. (1980). A size-distance relation in food selection by beavers. *Ecology*, 61(4), 740-746.
- Jenkins, S. H., & Busher, P. E. (1979). *Castor canadensis*. *Mammalian species*(120), 1-8.
- Jensen, A. J., Johnsen, B. O., & Saksgård, L. (1989). Temperature requirements in Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from hatching to initial feeding compared with geographic distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(5), 786-789.
- Jobling, M. (1995). Fish bioenergetics. *Oceanographic Literature Review*, 9(42), 785.
- Johannes, J. (2018). *Perceptions of climate change by Nunavik's hunters*. Paper presented at the Vulnerabilities of the Quebec's Arctic territory in the context of climate change, Kuujuaq, Nunavik, Quebec, Canada
- Johnston, C. A., & Naiman, R. J. (1990). Browse selection by beaver: effects on riparian forest composition. *Canadian Journal of Forest Research*, 20(7), 1036-1043.
- Jones, K. A., Hara, T. J., & Scherer, E. (1985). Behavioral modifications in arctic char (*Salvelinus alpinus*) chronically exposed to sublethal pH. *Physiological Zoology*, 58(4), 400-412.
- Jung, T. S., Frandsen, J., Gordon, D. C., & Mossop, D. H. (2017). Colonization of the Beaufort

- coastal plain by beaver (*Castor canadensis*): a response to shrubification of the tundra? *The Canadian Field-Naturalist*, 130(4), 332.
- Kaller, M., & Hartman, K. (2004). Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 518(1-3), 95-104.
- Keast, A., & Fox, M. G. (1990). Fish community structure, spatial distribution and feeding ecology in a beaver pond. *Environmental Biology of Fishes*, 27(3), 201-214.
- Kelly, P. T., Solomon, C. T., Weidel, B. C., & Jones, S. E. (2014). Terrestrial carbon is a resource, but not a subsidy, for lake zooplankton. *Ecology*, 95(5), 1236-1242.
- Kemp, P. S., Worthington, T. A., Langford, T. E., Tree, A. R., & Gaywood, M. J. (2012). Qualitative and quantitative effects of reintroduced beavers on stream fish. *Fish and Fisheries*, 13(2), 158-181.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J., Jonsson, B., Jonsson, N., O'connell, M., & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish*, 12(1), 1-59.
- Knudsen, G. J. (1962). *Relationship of beaver to forests, trout and wildlife in Wisconsin*: Wisconsin Conservation Department.
- Krupnik, I., & Jolly, D. (2002). *The Earth Is Faster Now: Indigenous Observations of Arctic Environmental Change*. *Frontiers in Polar Social Science*. Arctic Research Consortium of the United States, Fairbanks, AK.
- Langlois, S., Decker, T., & Henner, C. (2003). *The use of water flow devices in addressing flooding problems caused by beaver in Massachusetts*. Massachusetts Division of Fisheries and Wildlife.
- Leidholt-Bruner, K., Hibbs, D. E., & McComb, W. C. (1992). Beaver dam locations and their effects on distribution and abundance of coho salmon fry in two coastal Oregon streams. *Northwest science*, 66(4), 218-223.
- Lemay, M. A., Provencher-Nolet, L., Bernier, M., Lévesque, E., & Boudreau, S. (2018). Spatially explicit modelling and prediction of shrub cover increase near Umiujaq, Nunavik. *Ecological Monographs*, 88(3), 385-407.
- Lemire, M., Kwan, M., Laouan-Sidi, A., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P., & Dewailly, E. (2015). Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec. *Science of the Total Environment*, 509, 248-259.
- Levanoni, O., Bishop, K., Mckie, B. G., Hartman, G. r., Eklöf, K., & Ecke, F. (2015). Impact of beaver pond colonization history on methylmercury concentrations in surface water. *Environmental Science & Technology*, 49(21), 12679-12687.
- Lizarralde, M. S. (1993). Current status of the introduced beaver (*Castor canadensis*) population in Tierra del Fuego, Argentina. *Ambio*, 22(6), 351-358.
- Lockhart, W. L., Stern, G. A., Low, G., Hendzel, M., Boila, G., Roach, P., . . . DeGraff, N. (2005). A history of total mercury in edible muscle of fish from lakes in northern Canada. *Science of the Total Environment*, 351, 427-463. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.11.027
- Lokteff, R. L., Roper, B. B., & Wheaton, J. M. (2013). Do beaver dams impede the movement of trout? *Transactions of the American Fisheries Society*, 142(4), 1114-1125.

- MacIntyre, S., Sickman, J. O., Goldthwait, S. A., & Kling, G. W. (2006). Physical pathways of nutrient supply in a small, ultraoligotrophic arctic lake during summer stratification. *Limnology and Oceanography*, *51*(2), 1107-1124.
- Majerova, M., Neilson, B., Schmadel, N., Wheaton, J., & Snow, C. (2015). Impacts of beaver dams on hydrologic and temperature regimes in a mountain stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, *19*(8), 3541-3556.
- Malison, R. L., Eby, L. A., & Stanford, J. A. (2015). Juvenile salmonid growth, survival, and production in a large river floodplain modified by beavers (*Castor canadensis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *72*(11), 1639-1651.
- Malison, R. L., Kuzishchin, K. V., & Stanford, J. A. (2016). Do beaver dams reduce habitat connectivity and salmon productivity in expansive river floodplains? *PeerJ*, *4*, e2403.
- Malison, R. L., Lorang, M. S., Whited, D. C., & Stanford, J. A. (2014). Beavers (*Castor canadensis*) influence habitat for juvenile salmon in a large Alaskan river floodplain. *Freshwater biology*, *59*(6), 1229-1246.
- McCarty, J. P. (2001). Ecological consequences of recent climate change. *Conservation biology*, *15*(2), 320-331.
- McManus, K. M., Morton, D. C., Masek, J. G., Wang, D., Sexton, J. O., Nagol, J. R., . . . Boudreau, S. (2012). Satellite-based evidence for shrub and graminoid tundra expansion in northern Quebec from 1986 to 2010. *Global change biology*, *18*(7), 2313-2323.
- McNew, L. B., Nielsen, C. K., & Bloomquist, C. K. (2007). Use of snares to live-capture beavers. *Human-Wildlife Conflicts*, *1*(1), 106-111.
- Meentemeyer, R. K., & Butler, D. R. (1999). Hydrogeomorphic effects of beaver dams in Glacier National Park, Montana. *Physical Geography*, *20*(5), 436-446.
- Mitchell, S. C., & Cunjak, R. A. (2007). Stream flow, salmon and beaver dams: roles in the structuring of stream fish communities within an anadromous salmon dominated stream. *Journal of Animal Ecology*, *76*(6), 1062-1074.
- Moir, H., Soulsby, C., & Youngson, A. (1998). Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in the Girnock Burn, Scotland. *Fisheries Management and Ecology*, *5*(3), 241-254.
- Molleda, M. I., Thorarensen, H., & Johannsson, R. (2008). Water quality in recirculating aquaculture systems (ras) for Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) culture. *The United Nation University, Fisheries Training Programme*.
- Naiman, R. J., Johnston, C. A., & Kelley, J. C. (1988). Alteration of North American streams by beaver. *BioScience*, *38*(11), 753-762.
- Naiman, R. J., & Melillo, J. M. (1984). Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (*Castor canadensis*). *Oecologia*, *62*(2), 150-155.
- Naiman, R. J., Melillo, J. M., & Hobbie, J. E. (1986). Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*). *Ecology*, *67*(5), 1254-1269.
- Newbill, C. B., & Parkhurst, J. A. (2000). Managing wildlife damage: Beavers (*Castor canadensis*). Virginia State University.
- Nickelson, T. E., Rodgers, J. D., Johnson, S. L., & Solazzi, M. F. (1992). Seasonal changes in habitat use by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Oregon coastal streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *49*(4), 783-789.

- Novak, M. (1977). Determining the average size and composition of beaver families. *The Journal of Wildlife Management*, 751-754.
- Nyssen, J., Pontzele, J., & Billi, P. (2011). Effect of beaver dams on the hydrology of small mountain streams: example from the Cheval in the Ourthe Orientale basin, Ardennes, Belgium. *Journal of hydrology*, 402(1-2), 92-102.
- Pace, M. L., Cole, J. J., Carpenter, S. R., Kitchell, J. F., Hodgson, J. R., Van de Bogert, M. C., . . . Bastviken, D. (2004). Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. *Nature*, 427(6971), 240.
- Painter, K. J., Westbrook, C. J., Hall, B. D., O'Driscoll, N. J., & Jardine, T. D. (2015). Effects of in-channel beaver impoundments on mercury bioaccumulation in Rocky Mountain stream food webs. *Ecosphere*, 6(10), 1-17.
- Parker, H., Nummi, P., Hartman, G., & Rosell, F. (2012). Invasive North American beaver *Castor canadensis* in Eurasia: a review of potential consequences and a strategy for eradication. *Wildlife Biology*, 18(4), 354-365.
- Parker, H., & Rønning, Ø. C. (2007). Low potential for restraint of anadromous salmonid reproduction by beaver *Castor fiber* in the Numedalslågen River catchment, Norway. *River Research and Applications*, 23(7), 752-762.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, C. D., Descimon, H., . . . Tammaru, T. (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399(6736), 579.
- Poléo, A. B., Østbye, K., Øxnevad, S. A., Andersen, R. A., Heibo, E., & Vøllestad, L. A. (1997). Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: a comparative laboratory study. *Environmental Pollution*, 96(2), 129-139.
- Pollock, M. M., Beechie, T. J., Wheaton, J. M., Jordan, C. E., Bouwes, N., Weber, N., & Volk, C. (2014). Using beaver dams to restore incised stream ecosystems. *BioScience*, 64(4), 279-290.
- Pollock, M. M., Heim, M., & Werner, D. (2003). *Hydrologic and geomorphic effects of beaver dams and their influence on fishes*. Paper presented at the American Fisheries Society Symposium.
- Pollock, M. M., Pess, G. R., Beechie, T. J., & Montgomery, D. R. (2004). The importance of beaver ponds to coho salmon production in the Stillaguamish River basin, Washington, USA. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(3), 749-760.
- Retzer, J. L. (1956). *Suitability of physical factors for beaver management in the Rocky Mountains of Colorado*: State of Colorado Department of Game and Fish.
- Riedlinger, D. (1999). Climate change and the Inuvialuit of Banks Island, NWT: using traditional environmental knowledge to complement Western science. *Arctic*, 52(4), 430-432.
- Rohde, F. C., & Arndt, R. G. (1991). Distribution and status of the sandhills chub, *Semotilus lumbee*, and the pinewoods darter, *Etheostoma mariae*. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society*, 61-70.
- Roulet, & Moore, T. R. (2006). Environmental chemistry: browning the waters. *Nature*, 444(7117), 283.
- Roy, V., Amyot, M., & Carignan, R. (2009). Beaver ponds increase methylmercury concentrations in Canadian shield streams along vegetation and pond-age gradients. *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5605-5611.

- Sayer, M., Reader, J., & Dalziel, T. (1993). Freshwater acidification: effects on the early life stages of fish. *Reviews in fish biology and fisheries*, 3(2), 95-132.
- Schlosser, I. J., & Kallemeyn, L. W. (2000). Spatial variation in fish assemblages across a beaver-influenced successional landscape. *Ecology*, 81(5), 1371-1382.
- Schulte, R., & Schneider, E. (1989). *Dambuilding of European beavers, Castor fiber L. and its importance for the colonisation of fast running streams in the Eifel Mountains (FGR)*. Paper presented at the proceedings of the Fifth international theriological congress.
- Scruton, D., Anderson, T., & King, L. (1998). Pamehac Brook: a case study of the restoration of a Newfoundland, Canada, river impacted by flow diversion for pulpwood transportation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(1), 145-157.
- Simonsen, T. (1973). Feeding ecology of the beaver (*Castor fiber L.*). *Medd. Statens. Viltunders*, 2, 20-61.
- Slough, B. G., & Sadleir, R. (1977). A land capability classification system for beaver (*Castor canadensis* Kuhl). *Canadian Journal of Zoology*, 55(8), 1324-1335.
- Smith, M. E., Driscoll, C. T., Wyskowski, B. J., Brooks, C. M., & Cosentini, C. C. (1991). Modification of stream ecosystem structure and function by beaver (*Castor canadensis*) in the Adirondack Mountains, New York. *Canadian Journal of Zoology*, 69(1), 55-61.
- Snodgrass, J. W., & Meffe, G. K. (1998). Influence of beavers on stream fish assemblages: effects of pond age and watershed position. *Ecology*, 79(3), 928-942.
- Solomon, C. T., Jones, S. E., Weidel, B. C., Buffam, I., Fork, M. L., Karlsson, J., . . . Sadro, S. (2015). Ecosystem consequences of changing inputs of terrestrial dissolved organic matter to lakes: current knowledge and future challenges. *Ecosystems*, 18(3), 376-389.
- Swales, S., & Levings, C. (1989). Role of off-channel ponds in the life cycle of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and other juvenile salmonids in the Coldwater River, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(2), 232-242.
- Tape, K. D., Christie, K., Carroll, G., & O'donnell, J. A. (2016a). Novel wildlife in the Arctic: the influence of changing riparian ecosystems and shrub habitat expansion on snowshoe hares. *Global change biology*, 22(1), 208-219.
- Tape, K. D., Gustine, D. D., Ruess, R. W., Adams, L. G., & Clark, J. A. (2016b). Range expansion of moose in Arctic Alaska linked to warming and increased shrub habitat. *PloS one*, 11(4), e0152636.
- Taylor, MacInnis, C., & Floyd, T. A. (2010). Influence of rainfall and beaver dams on upstream movement of spawning Atlantic salmon in a restored brook in Nova Scotia, Canada. *River Research and Applications*, 26(2), 183-193.
- Thompson, S., Vehkaoja, M., & Nummi, P. (2016). Beaver-created deadwood dynamics in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 360, 1-8.
- Tremblay, B. (2010). *Augmentation récente du couvert ligneux érigé dans les environs de Kangiqsualujjuaq (Nunavik, Québec)*. Masters thesis. Université du Québec à Trois-Rivières.
- Tremblay, B., Lévesque, E., & Boudreau, S. (2012). Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: evidence from Eastern Nunavik. *Environmental Research Letters*, 7(3), 035501.
- Van Oostdam J, D. S., Feeley M. (2003). *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II: Toxic substances in the Arctic and associated effects: Human health*: Minister of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, ON, Canada.

- Vanderhoof, J. (2017). Beaver management technical paper# 1: beaver management tools literature review and guidance. *King Country Department of Natural Resources and Parks Water and Land Resources Division*.
- Wangkhang, R. (2017). Beavers move toward Arctic coastline, mess with Inuvialuit fishing spots. CBC News. Retrieved from <https://www.cbc.ca/news/canada/north/beavers-move-north-1.4152130>
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J., . . . Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, *416*(6879), 389.
- Weber, N., Bouwes, N., Pollock, M. M., Volk, C., Wheaton, J. M., Wathen, G., . . . Jordan, C. E. (2017). Alteration of stream temperature by natural and artificial beaver dams. *PloS one*, *12*(5), e0176313.
- White, D. M., Gerlach, S. C., Loring, P., Tidwell, A. C., & Chambers, M. C. (2007). Food and water security in a changing arctic climate. *Environmental Research Letters*, *2*(4), 045018.
- Whitfield, C. J., Baulch, H. M., Chun, K. P., & Westbrook, C. J. (2015). Beaver-mediated methane emission: The effects of population growth in Eurasia and the Americas. *Ambio*, *44*(1), 7-15.
- Wild-about-trapping.com. (2018). Wild-About-Trapping.com- Explaining the bodygrip trap. [online] Available at: http://www.wild-about-trapping.com/trappers_ed/trappers_ed_010_bodygrip_traps_explained.htm [Accessed 10 May 2018].
- Żurowski, W. (1992). Building activity of beavers. *Acta Theriologica*, *37*(4), 403-411.
- Żurowski, W., & Kasperczyk, B. (1986). Characteristics of a European beaver population in the Suwałki Lakeland. *Acta Theriologica*, *31*(24), 311-325.

Connaissances inuites et relevé aérien de la distribution et de l'impact des castors au Nunavik

Auteurs:

Mikhaela N. Neelin, Natural Resource Sciences, McGill University

Tasiujaq Nanuapiit Board (Local Nunavimmi Uumajulirijiit Katujiqatigiininga or Hunting, Fishing, and Trapping Association/Anguvigapik of Tasiujaq)

Murray M. Humphries, Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir du premier chapitre la thèse de maîtrise de Mikhaela Neelin et présentée dans l'annexe 4.

Résumé

Les changements climatiques et l'arbustification de la toundra facilitent l'expansion de l'aire de répartition des espèces boréales vers l'Arctique. Les chasseurs inuits ont fait part de leurs préoccupations concernant l'augmentation des populations de castors au Nunavik et leur impact sur les espèces alimentaires clés. Nous décrivons ici les connaissances des Inuits et les observations de relevés aériens de la répartition historique et contemporaine des castors au Nunavik, leur impact sur la récolte traditionnelle et les stratégies de gestion potentielles. Des entrevues auprès de 57 répondants de six communautés du Nunavik et des questionnaires remplis par 26 résidents de la communauté de Tasiujaq ont indiqué que les impacts des barrages de castors sur la migration de l'omble chevalier constituent une préoccupation majeure pour les chasseurs du Nunavimmiut et pour les organismes de gestion de la faune. Les résidents de Tasiujaq perçoivent les castors surtout de façons négatives ou neutres et les seules opinions positives étaient associées à l'utilisation de leurs fourrures pour l'habillement. De nombreux répondants avaient très peu de connaissances sur les castors, n'y avaient jamais goûté et étaient incertains ou peu favorables à l'inclusion de la viande de castor dans leur régime alimentaire, étant donné que la nourriture traditionnelle est largement préférée. Les premières observations de castors dans la région de l'Ungava du Nunavik ont eu lieu près de Kangiqsualujjuaq à la fin des années 1950 et près de Kuujjuaq dans les années 1970, tandis que des observations plus récentes confirment la présence de castors beaucoup plus au nord, près de Aupaluk et Kangirsuk. Les relevés effectués par hélicoptère le long de 867 km de lacs et de cours d'eau au nord et au sud de la limite des arbres dans l'ouest de l'Ungava ont permis de confirmer la présence de castor à 109 endroits, dont 78 sites actifs et 31 sites inactifs. Les recommandations de gestion du castor ont porté sur la promotion du piégeage par des incitatifs financiers et par le partage des connaissances avec les Cris, ainsi que sur la création de groupes de travail axés sur la recherche et la gestion par les Inuits.

Introduction

Les changements climatiques ont un impact disproportionné sur les régions arctiques et les Inuits sont souvent parmi les premiers à constater et à subir les effets de la hausse des températures (Cuerrier et al., 2015; Meredith et al., 2019; Riedlinger et Berkes, 2001). Le savoir inuit, ou *Qaujimaqatugangit*, est une compréhension dynamique du monde qui est façonnée par les valeurs et la culture, mais qui ne se limite pas à ce qui est historiquement familier (Pedersen et al., 2020; Wenzel, 2004). Dans le contexte de la recherche sur les changements climatiques, le savoir inuit offre une expérience et des connaissances qui peuvent éclairer les politiques, améliorer les décisions d'adaptation et accroître la résilience (Downing et Cuerrier, 2011; Riedlinger et Berkes, 2001). Il est impératif d'inclure les observations des communautés sur la faune et les changements environnementaux, ainsi que les connaissances inuites plus larges définissant le contexte et la signification de ces observations, dans la recherche et les politiques axées sur les changements climatiques et sur les menaces qui pèsent sur les Inuits à une époque de changement rapide (Ford et al., 2010).

Un impact frappant des changements climatiques dans l'Arctique est l'expansion vers le nord de l'aire de répartition des espèces du sud (Meredith et al., 2019). L'augmentation de la productivité, l'arbustification généralisée et le changement de la composition de la flore ont conduit à la boréalisation de l'Arctique (Fossheim et al., 2015) et à la propagation des vertébrés boréaux vers les biomes de la toundra (Meredith et al., 2019; Parmesan & Yohe, 2003), notamment l'ours noir (*Ursus americanus*), l'orignal (*Alces alces*), le wapiti (*Cervus elaphus*), le pika nordique (*Ochotona hyperborea*), le renard roux (*Vulpes vulpes*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et le castor (*Castor canadensis*) (Cuerrier et al., 2015; Elmhagen et al., 2017; Furgal et al., 2002; Safronov, 2016; Tape, Christie, et al., 2016; Tape et al., 2018; Tape, Gustine, et al., 2016). Une priorité essentielle en matière de connaissances sur l'Arctique est de savoir comment la présence de ces espèces en expansion vers le nord peuvent avoir un impact sur les écosystèmes locaux et sur l'accès à la nourriture traditionnelle pour les populations autochtones (Cuerrier et al., 2015; Elmhagen et al., 2017; Meredith et al., 2019; Wenzel, 2009).

L'apparition récente des castors dans l'Arctique doit être considérée en raison de leur capacité à modifier leur environnement et les conséquences que leurs activités peuvent avoir sur les écosystèmes et les habitats fauniques (Brubaker, Bell, et al., 2011; Brubaker, Berner, Bell, et al., 2011; Jarema, 2006; B. M. Jones et al., 2020; Jung et al., 2017; Tape et al., 2018). Les études de télédétection menées en Alaska ont documenté une augmentation spectaculaire des barrages de castors au-dessus de la limite des arbres entraînant une augmentation des eaux de surface et une dégradation accélérée du pergélisol (Jones et al., 2020; Tape et al., 2018). Bien qu'il soit difficile d'établir un lien de causalité, l'expansion des castors au-delà de la limite des arbres en Alaska a été attribuée à l'amélioration de l'habitat en raison de l'arbustification et de la réduction des pressions de piégeage (Tape et al., 2018). Dans de nombreuses régions arctiques, les membres des communautés ont fait part de leurs inquiétudes quant aux effets des castors sur l'environnement arctique, notamment leurs impacts sur les espèces de poissons arctiques et l'eau potable (Brubaker, Bell, et al., 2011; Brubaker, Berner, Bell, et al., 2011). Bien que ces

préoccupations soient communiquées à l'échelle locale, notamment lors de réunions communautaires, dans les nouvelles locales et dans les médias sociaux, il y a un manque de littérature scientifique décrivant ces inquiétudes des communautés face à la présence croissante des castors dans l'Arctique, leur impact sur d'autres espèces sauvages et les écosystèmes, et les solutions de gestion et d'adaptation envisagées ou utilisées. La présente étude résume les observations des Inuits et des scientifiques sur la distribution historique et contemporaine des castors au Nunavik, leurs impacts sur les espèces alimentaires clés et les stratégies potentielles d'atténuation et d'adaptation.

Méthodes et résultats

Lors de son stage avec Makivik, Mikhaela a mené des entrevues sur l'omble chevalier auprès de 57 répondants de six communautés du Nunavik et dans le cadre de sa thèse, elle a envoyé des questionnaires sur le castor qui ont été remplis par 26 résidents de la communauté de Tasiujaq. Les réponses obtenues indiquent que les répercussions des barrages de castors sur la migration de l'omble chevalier sont une préoccupation majeure des Nunavimmiut et des organismes de gestion de la faune. Les perceptions des résidents de Tasiujaq à l'égard des castors étaient surtout négatives ou neutres. Les opinions positives étant associées à l'utilisation des fourrures pour l'habillement. De nombreux répondants avaient très peu de connaissances sur le castor, n'avaient jamais goûté de viande de castor et étaient incertains ou peu favorables à l'inclusion de la viande de castor dans leur régime alimentaire, puisque la nourriture traditionnelle existante est largement préférée. Les premières observations de castors dans la région d'Ungava, au Nunavik, ont eu lieu près de Kangiqsualujjuaq à la fin des années 1950 et près de Kuujjuaq dans les années 1970. Des observations plus récentes, provenant d'experts locaux, ont confirmé la présence de castors beaucoup plus au nord, près d'Aupaluk et de Kangirsuk (Figure 3.2).

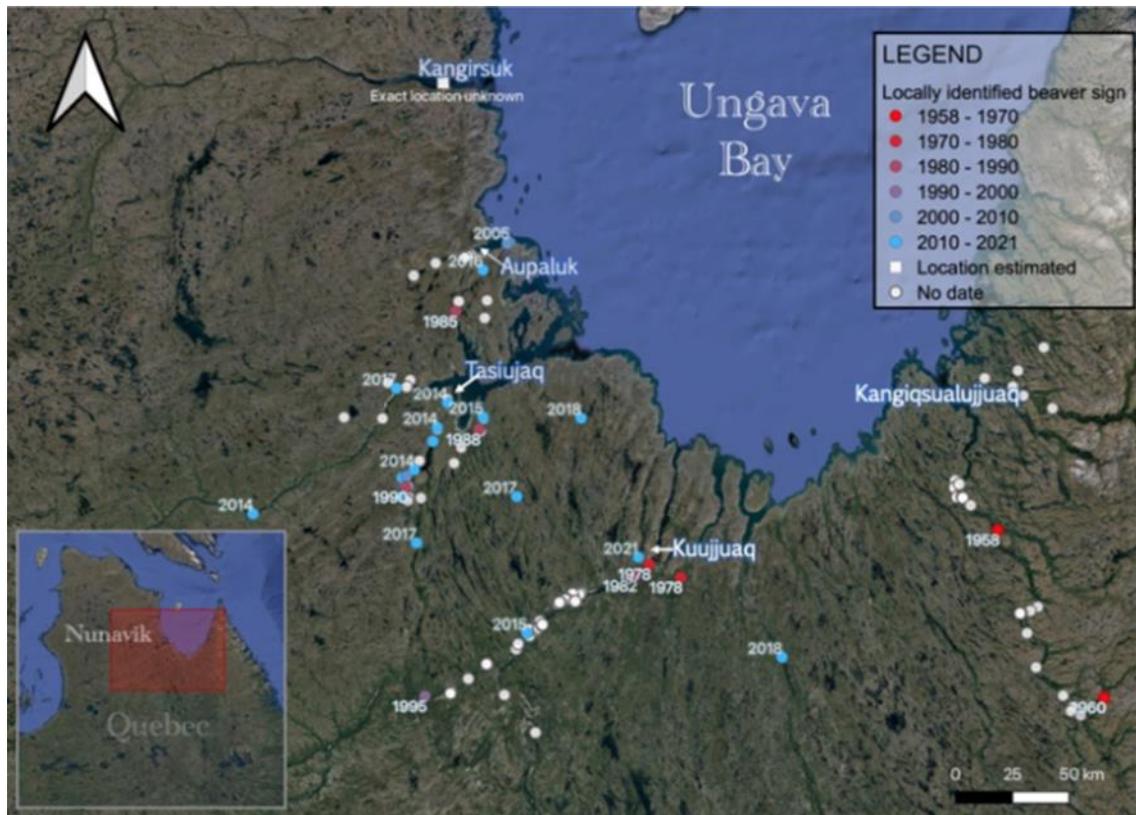


Figure 3.2. Présence d'activité de castors identifiée par des experts locaux dans la région d'Ungava, au Nunavik. L'année d'observation est indiquée lorsque disponible et les observations non datées sont indiquées en blanc.

En 2019, l'équipe a également mené des relevés par hélicoptère des barrages, huttes et caches de nourriture de castors le long des rivières et des ruisseaux ayant été identifiés par des experts locaux (15) et ayant été sélectionnés systématiquement (54). Au total, 69 transects de 10 à 15 km chacun, soit 867 km, ont été survolés (Figure 3.3). L'équipe a recensé plus de 100 observations, incluant 46 huttes et 33 barrages qui représentent 26 colonies actives et 14 colonies abandonnées réparties sur 13 des 69 transects.

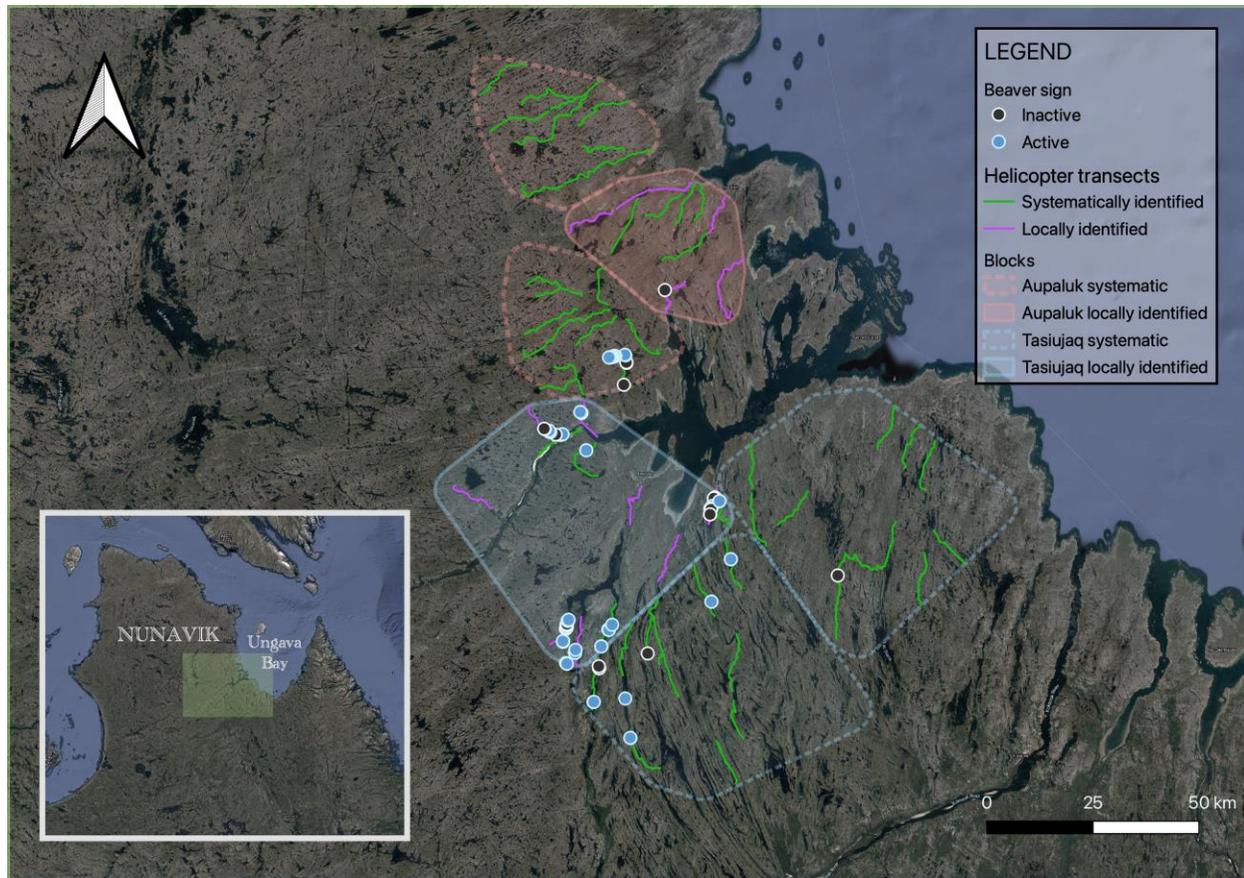


Figure 3.3. Transects relevés par hélicoptère de façon systématique (en vert), ou préalablement identifiés par des experts locaux (en mauve), signes actifs de castor (en bleu) et signes inactifs de castors (en noir).

Discussion

L'expansion de la faune boréale vers l'Arctique restructure les écosystèmes et crée de nouvelles interactions entre espèces qui n'ont encore jamais été étudiées (Gilman et al., 2010; Meredith et al., 2019; Williams and Jackson, 2007). Les communautés inuites sont confrontées à la réalité des changements climatiques à un rythme sans précédent et leurs pratiques de récolte sont directement impactées par ces changements dans l'écosystème (Furgal & Prowse, 2007). Les populations de castors ont été observées en expansion au-delà de la limite des arbres dans plusieurs paysages d'Amérique du Nord. Les communautés autochtones et les chercheurs ont documenté les impacts de cette expansion sur la qualité de l'eau (Brubaker, Bell, et al., 2011; Brubaker, Berner, Bell, et al., 2011; Joling, 2011), la fonte du pergélisol (Jones et al., 2020; Tape et al., 2018), et des interactions nouvelles ou accrues entre espèces ([Makivik Corporation, 2021](#); Tape et al., 2018; Turner et Lantz, 2018). Au Nunavik, l'une des principales préoccupations liées à l'expansion de l'aire de répartition du castor est l'interaction entre le castor et l'omble chevalier, en particulier sur l'impact de leurs barrages sur la migration de l'omble chevalier pendant l'automne. L'expansion de l'aire de répartition du castor dans l'Arctique a été principalement attribuée aux changements climatiques et à l'augmentation de la couverture arbustive (Tape et al., 2018). Bien que cette hypothèse ait été soutenue par certains lors des

entrevues au Nunavik, d'autres ont suggéré que la réduction de la pression de chasse exercée par les trappeurs plus au sud et la détérioration de l'habitat associée au développement hydroélectrique pourraient aussi avoir contribué à l'expansion du castor au Nunavik. Un déplacement rapide de l'aire de répartition, l'ingénierie écologique et les nouvelles interactions entre les espèces font des populations de castors une réelle préoccupation pour les communautés inuites, et la compréhension de la dynamique spatio-temporelle de leur expansion est impérative pour une gestion efficace.

Le suivi de la distribution et de l'abondance des populations fauniques en bordure de leur aire de répartition est essentiel pour documenter leur réponses aux changements climatiques (Parmesan & Yohe, 2003; Pecl et al., 2017) et à d'autres facteurs socio-écologiques (Gallego-Zamorano et al., 2020; García-Valdés et al., 2015). Nous avons présenté ici une méthode mixte qui combine les observations locales des autochtones sur la faune avec un échantillonnage de terrain systématique et aléatoires au-delà des zones où ces observations étaient disponibles. L'inclusion des sites identifiés localement dans la conception du relevé aérien a grandement augmenté notre capacité à détecter la présence de castor dans une vaste région où l'abondance de la population est faible et agrégée. Le relevé aérien a permis de confirmer que les colonies observées localement étaient toujours actives au moment du relevé et de vérifier les zones présentant des conditions d'habitat similaires qui pourraient être moins accessibles pour les chasseurs. Ainsi, notre relevé a couvert une plus vaste région à un moment précis, tandis que les connaissances locales ont permis d'étendre les observations sur une plus longue période, ce qui est nécessaires pour comprendre les événements transitoires. Les observations des chasseurs inuits et des détenteurs de connaissances ont mis en évidence que les castors se déplacent vers le nord, depuis les limites de la forêt boréale jusqu'au paysage sans arbres de la toundra du Nunavik. Il est important de noter que ces observations incluent la présence occasionnelle de castors loin de la limite de leur aire de répartition, où l'on peut observer des individus sans la présence de barrages ou de huttes, ce qui indique que les individus explorent et se dispersent sans pouvoir s'établir. Dans le même ordre d'idées, il est intéressant de noter que, lors du relevé aérien, nous avons pu observer un plus grand nombre de signes récents d'activité du castor sur les transects plus au sud comparativement à ceux plus au nord. En d'autres termes, aux marges des aires de répartition, il était plus fréquent que les observations locales de la présence de castors ne soient pas documentées lors d'un relevé sur une courte période, ce qui souligne l'importance de la connaissance locale pour documenter les événements transitoires. Bien que la présence du castor ne soit qu'occasionnelle dans ces régions, si les changements climatiques augmentent la qualité de l'habitat du castor, notamment par l'arbustification (Duchesne et al., 2018; Myers-Smith et al., 2011), il est possible que les castors puissent s'y établir de façon plus permanente (Gallant et al., 2004; Tape et al., 2018). De plus, des chasseurs du Nunavik ont observé des castors nageant le long du littoral et bien que les castors soient presque toujours associés à des systèmes d'eau douce, ils ont été observés nageant dans des eaux marines et s'établissant dans des marais littoraux dans d'autres régions côtières, par exemple sur la côte atlantique des États-Unis (Anderson et al., 2009; Hood,

2012; Pasternack et al., 2000). Au Yukon, on suppose que les castors ont colonisé la plaine côtière de Beaufort en utilisant la mer de Beaufort comme corridor de dispersion, ce qui leur aurait permis de contourner la barrière créée par la ligne de partage continentale nord-sud (Jung et al., 2017). Ainsi, bien que l'établissement du castor dans les habitats d'eau salée soit peu fréquent, la connectivité marine entre les habitats d'eau douce peut faciliter la dispersion et l'établissement des populations en bordure des aires de répartition. Dans le cas de l'ouest de l'Ungava, la baie peut fournir un couloir de déplacement entre des systèmes d'eau douce autrement isolés, par exemple entre le bassin versant de la rivière aux Feuilles, où les castors sont établis, et le bassin versant de la rivière Payne, plus au nord, où des castors ont été observés occasionnellement. Comme le montre la présente étude, les connaissances des Inuits et la surveillance communautaire sont plus susceptibles de détecter ces événements de dispersion rares et éphémères que les relevés systématiques occasionnelles.

Les impacts négatifs du castor les plus souvent observés et communiqués par les Nunavimmiut sont les barrages, créant une barrière à la migration de l'omble chevalier. Lors des conversations de suivi, des préoccupations ont également été soulevées concernant les impacts du castor sur le frai de l'omble chevalier, d'autres espèces de poissons et l'eau potable. Lorsqu'on a demandé aux Tasiujarmi de décrire le castor en trois mots, la plupart des termes choisis par les Tasiujarmi étaient neutres ou négatifs. Les termes positifs étaient généralement associés aux vêtements et à la couture, comme l'utilisation de la fourrure de castor pour garnir les mitaines (quliuti) ou les bottes (kamiik). Malgré son utilité pour l'habillement, le castor est généralement perçu comme ayant un effet négatif sur la sécurité alimentaire, en raison de son impact sur l'omble chevalier.

De nombreux Nunavimmiut qui ont exprimé des préoccupations au sujet de l'expansion des castors vers le nord avaient des idées sur la façon de s'adapter aux castors ou de les gérer. Les recommandations comprenaient des recherches supplémentaires sur la distribution et les impacts du castor au Nunavik et des incitations financières pour encourager le piégeage du castor. Les suggestions portaient également sur l'amélioration des connaissances des Inuits sur le piégeage et la préparation du castor par des ateliers de partage des connaissances avec des trappeurs cris plus expérimentés. La possibilité d'intégrer le castor au système alimentaire a été rejetée par de nombreuses personnes qui estimaient que le goût du castor n'était pas apprécié par les Inuits et il a été suggéré que la viande puisse être partagée avec le Cris. Parmi les répondants de Tasiujaq, malgré une hésitation à inclure le castor dans leur alimentation, certains ont informellement déclaré être ouverts à la possibilité de reconsidérer leur opinion, en particulier s'ils pouvaient améliorer leurs techniques de préparation et de cuisson en échangeant des conseils et des recettes avec des Cris. À Kuujjuaq, un groupe de travail sur le castor a été formé entre l'Association de chasse, de pêche et de piégeage de Kuujjuaq, le Centre de recherche du Nunavik et la Landholding Corporation afin d'améliorer la gestion du castor et la planification de la recherche. Les conversations, les groupes de travail et les recherches liées à la gestion du castor se multiplient dans tout le Nunavik, car les communautés reconnaissent les impacts potentiels sur les habitats et les espèces clés du système alimentaire traditionnel. Des politiques d'adaptation et d'action fondées sur le savoir inuit, dirigées par les Inuits et

soutenues par la recherche sont essentielles afin d'établir des solutions à long terme pour contrer l'expansion vers le nord des espèces boréales dans les régions arctiques.

Références

- Anderson, C. B., Pastur, G. M., Lencinas, M. V., Wallem, P. K., Moorman, M. C., & Rosemond, A. D. (2009). Do introduced North American beavers *Castor canadensis* engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review*, 39(1), 33–52.
- Brubaker, M., Bell, J., Berner, J., Black, M., Chavan, R., Smith, J., & Warren, J. (2011). *Climate change in Noatak, Alaska strategies for community health*. Alaska Native Tribal Health Consortium.
- Brubaker, M., Berner, J., Bell, J., & Warren, J. (2011). *Climate change in Kivalina, Alaska: Strategies for community health*. Alaska Native Tribal Health Consortium.
- Cuerrier, A., Brunet, N. D., Gérin-Lajoie, J., Downing, A., & Lévesque, E. (2015). The Study of Inuit Knowledge of Climate Change in Nunavik, Quebec: A Mixed Methods Approach. *Human Ecology*, 43(3), 379–394.
- Downing, A., & Cuerrier, A. (2011). A synthesis of the impacts of climate change on the First Nations and Inuit of Canada. *Indian Journal of Traditional Knowledge*, 10(1), 57-70.
- Duchesne, R. R., Chopping, M. J., Tape, K. D., Wang, Z., & Schaaf, C. L. (2018). Changes in tall shrub abundance on the North Slope of Alaska, 2000–2010. *Remote Sensing of Environment*, 219, 221–232.
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R. M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., Ims, R. A., Killengreen, S. T., Niemimaa, J., & Norén, K. (2017). Homage to Hersteinsson and Macdonald: Climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research*, 36(sup1), 3.
- Ford, J. D., Pearce, T., Duerden, F., Furgal, C., & Smit, B. (2010). Climate change policy responses for Canada's Inuit population: The importance of and opportunities for adaptation. *Global Environmental Change*, 20(1), 177–191.
- Fossheim, M., Primicerio, R., Johannesen, E., Ingvaldsen, R. B., Aschan, M. M., & Dolgov, A. V. (2015). Recent warming leads to a rapid borealization of fish communities in the Arctic. *Nature Climate Change*, 5(7), 673–677.
- Furgal, C., Martin, D., & Gosselin, P. (2002). Climate change and health in Nunavik and Labrador: Lessons from Inuit knowledge. In I. Krupnik & D. Jolly (Eds.), *The earth is faster now: Indigenous observations of Arctic environmental change* (Vol. 266). Arctic Research Consortium of the United States.
- Furgal, C., & Prowse, T. D. (2007). Northern Canada. In D. S. Lemmen, F. J. Warren, J. Lacroix, and E. Bush (Eds.), *Impacts to Adaptation: Canada in a Changing Climate* (pp. 57–118). Government of Canada.
- Gallant, D., Bérubé, C. H., Tremblay, E., & Vasseur, L. (2004). An extensive study of the foraging ecology of beavers (*Castor canadensis*) in relation to habitat quality. *Canadian Journal of Zoology*, 82(6), 922–933.
- Gallego-Zamorano, J., Benítez-López, A., Santini, L., Hilbers, J. P., Huijbregts, M. A., & Schipper, A. M. (2020). Combined effects of land use and hunting on distributions of tropical mammals. *Conservation Biology*, 34(5), 1271–1280.

- García-Valdés, R., Svenning, J.-C., Zavala, M. A., Purves, D. W., & Araújo, M. B. (2015). Evaluating the combined effects of climate and land-use change on tree species distributions. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 902–912.
- Gilman, S. E., Urban, M. C., Tewksbury, J., Gilchrist, G. W., & Holt, R. D. (2010). A framework for community interactions under climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 325–331.
- Hood, W. G. (2012). Beaver in tidal marshes: Dam effects on low-tide channel pools and fish use of estuarine habitat. *Wetlands*, 32(3), 401–410.
- Jarema, S. I. (2006). *The abundance and distribution of beavers (Castor canadensis) in Québec, Canada* [Master's thesis, McGill University]. eScholarship.
- Joling, D. (2011, April 7). *Warming brings unwelcome change to Alaska villages*. Anchorage Daily News. www.indiancountrynews.com/index.php/news/indian-and-firstnations/11408-warming-brings-unwelcome-change-to-alaska-villages.
- Jones, B. M., Tape, K. D., Clark, J. A., Nitze, I., Grosse, G., & Disbrow, J. (2020). Increase in beaver dams controls surface water and thermokarst dynamics in an Arctic tundra region, Baldwin Peninsula, northwestern Alaska. *Environmental Research Letters*, 15(7), 075005.
- Jung, T. S., Frandsen, J., Gordon, D. C., & Mossop, D. H. (2017). Colonization of the Beaufort Coastal Plain by Beaver (*Castor canadensis*): A Response to Shrubification of the Tundra? *The Canadian Field-Naturalist*, 130(4), 332.
- Makivik Corporation. 2021. *Arctic char in a changing climate: community priorities and recommendations*. Report. Makivik Corporation, Kuujuaq, Quebec. 91 p. English: <https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86318.pdf>, Inuktitut: <https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86319.pdf>
- Meredith, M., Sommerkorn, M., Cassotta, S., Derksen, C., Ekaykin, A., Hollowed, A., Kofinas, G., Mackintosh, A., Melbourne-Thomas, J., & Muelbert, M. M. C. (2019). *Polar Regions*. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- Myers-Smith, I. H., Forbes, B. C., Wilmking, M., Hallinger, M., Lantz, T., Blok, D., Tape, K. D., Macias-Fauria, M., Sass-Klaassen, U., & Lévesque, E. (2011). Shrub expansion in tundra ecosystems: Dynamics, impacts and research priorities. *Environmental Research Letters*, 6(4), 045509.
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421(6918), 37–42.
- Pasternack, G. B., Hilgartner, W. B., & Brush, G. S. (2000). Biogeomorphology of an upper Chesapeake Bay river-mouth tidal freshwater marsh. *Wetlands*, 20(3), 520–537.
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I.-C., Clark, T. D., Colwell, R. K., Danielsen, F., Evengård, B., Falconi, L., Ferrier, S., Frusher, S., Garcia, R. A., Griffis, R. B., Hobday, A. J., Janion-Scheepers, C., Jarzyna, M. A., Jennings, S., ... Williams, S. E. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, 355(6332).
- Pedersen, C., Otokiak, M., Koonoo, I., Milton, J., Maktar, E., Anaviapik, A., Milton, M., Porter, G., Scott, A., & Newman, C. (2020). SciQ: An invitation and recommendations to combine science and Inuit Qaujimajatuqangit for meaningful engagement of Inuit communities in research. *Arctic Science*, 6(3), 326–339.

- Riedlinger, D., & Berkes, F. (2001). Contributions of traditional knowledge to understanding climate change in the Canadian Arctic. *Polar Record*, 37(203), 315–328.
- Safronov, V. M. (2016). Climate change and mammals of Yakutia. *Biology Bulletin*, 43(9), 1256–1270.
- Tape, K. D., Christie, K., Carroll, G., & O’Donnell, J. A. (2016). Novel wildlife in the Arctic: The influence of changing riparian ecosystems and shrub habitat expansion on snowshoe hares. *Global Change Biology*, 22(1), 208–219.
- Tape, K. D., Gustine, D. D., Ruess, R. W., Adams, L. G., & Clark, J. A. (2016). Range expansion of moose in Arctic Alaska linked to warming and increased shrub habitat. *PLoS One*, 11(4), e0152636.
- Tape, K. D., Jones, B. M., Arp, C. D., Nitze, I., & Grosse, G. (2018). Tundra be damned: Beaver colonization of the Arctic. *Global Change Biology*, 24(10), 4478–4488.
- Turner, C. K., & Lantz, T. C. (2018). Springtime in the Delta: The socio-cultural importance of muskrats to Gwich’in and Inuvialuit trappers through periods of ecological and socioeconomic change. *Human Ecology*, 46(4), 601–611.
- Wenzel, G. W. (2004). From TEK to IQ: Inuit Qaujimagatuqangit and Inuit cultural ecology. *Arctic Anthropology*, 41(2), 238–250.
- Wenzel, G. W. (2009). Canadian Inuit subsistence and ecological instability—If the climate changes, must the Inuit? *Polar Research*, 28(1), 89-99.
- Williams, J. W., & Jackson, S. T. (2007). Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(9), 475–482.

Distribution et utilisation de l'habitat du castor dans l'ouest de l'Ungava, Nunavik

Auteurs:

Mikhaela N. Neelin, Natural Resource Sciences, McGill University

Raja Sengupta, Department of Geography, McGill University

Murray M. Humphries, Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir du deuxième chapitre la thèse de maîtrise de Mikhaela Neelin présentée dans l'annexe 4.

Résumé

L'expansion des espèces boréales dans les régions arctiques, et leurs impacts sur la biodiversité locale et la subsistance des Inuits, est une priorité essentielle en matière de connaissances dans la science arctique et pour les communautés nordiques. Les castors (*Castor canadensis*) sont des ingénieurs de l'écosystème qui reconfigurent les habitats aquatiques et terrestres dans les biomes forestiers et maintenant, au-delà de la limite des arbres dans l'Arctique, selon leur récente expansion vers le nord. Nous combinons ici le savoir inuit, les relevés par hélicoptère et la classification des habitats pour documenter la distribution et l'utilisation de l'habitat du castor dans l'ouest de l'Ungava, au Nunavik (Canada). Les connaissances inuites des communautés de Tasiujaq et d'Aupaluk ont permis de répertorier 24 localités connues pour être habitées récemment ou dans le passé par des castors. Un relevé par hélicoptère des huttes, des caches et des barrages de castors le long des cours d'eau a consisté en 69 transects, chacun d'une longueur de 10 à 15 km, dont 15 transects avec des emplacements de castors identifiés localement et 54 transects systématiques où la présence ou l'absence de castors était inconnue. Sur l'ensemble des 867 km survolés, les signes observés de la présence du castor comprenaient 46 huttes, 22 caches de nourriture, 33 barrages complets et 8 barrages partiels situés dans 5 des 15 (33 %) transects identifiés localement et 8 des 54 (15 %) transects systématiques. La densité des colonies actives était en moyenne de 0,06 colonie/km pour les transects identifiés localement (maximum = 0,5 colonie/km), de 0,02 colonie/km pour les transects systématiques (maximum = 0,3 colonie/km) et de 0,03 colonie/km pour l'ensemble de la région d'étude. En comparant les transects avec et sans présence de castor, l'analyse de sélection de l'habitat à l'échelle du paysage (à travers les transects) a indiqué que le castor sélectionnait le type de plan d'eau (ruisseaux > rivières > petits lacs > grands lacs), la présence de conifères, une faible altitude et une faible latitude, tandis que l'analyse de sélection à l'échelle locale (à l'intérieur des transects) a indiqué une importance primordiale du type de plan d'eau (ruisseau > rivière ≈ petit lac > grand lac). Ces résultats fournissent une quantification par méthodes mixtes de la distribution, de l'abondance et de la sélection de l'habitat du castor au-dessus et au-dessous de la limite des arbres dans la région ouest de l'Ungava au Nunavik et démontrent que la présence de castors est concentrée autour des cours d'eau de basse latitude et de faible altitude, des ruisseaux, des rivières et des petits lacs. Ces informations peuvent être utilisées pour suivre

l'expansion du castor au Nunavik, pour modéliser la qualité actuelle et future de l'habitat et pour prioriser les emplacements pour l'évaluation et le contrôle potentiel des impacts du castor sur les écosystèmes arctiques et le système alimentaire inuit.

Introduction

Les castors sont des ingénieurs de l'écosystème qui modifient considérablement leur environnement (Naiman et al., 1988 ; Collen & Gibson, 2001 ; Kemp et al., 2012 ; Macfarlane et al., 2017). Les activités de construction des castors leur procurent une sécurité contre les prédateurs, un abri pour passer l'hiver et un accès à leur nourriture préférée (Gallant et al., 2004 ; Müller-Schwarze, 2011 ; Salandre et al., 2017 ; Mumma et al., 2018). Les castors construisent des structures, notamment des barrages, des huttes, des terriers sur les berges et des canaux, qui peuvent restructurer les communautés végétales, transformer les cours d'eau en zones humides et modifier la biodiversité (Naiman et al., 1988 ; Pollock et al., 2003 ; Brazier et al., 2021). Ces rongeurs sont appréciés pour les services écosystémiques qu'ils fournissent dans la majeure partie de leur répartition spatiale; cependant, leur récente expansion dans l'Arctique a suscité des inquiétudes quant à l'effet de leurs activités sur le pergélisol, la biodiversité indigène et le déplacement des espèces de poissons arctiques (Tape et al., 2018 ; Jones et al., 2020 ; Neelin, 2021). L'expansion du castor vers le nord pourrait menacer le succès des espèces indigènes et de la récolte autochtone, c'est pourquoi de nombreux chasseurs et organismes de gestion autochtones sont investis dans la compréhension et la résolution du problème (Brubaker, Bell et al., 2011 ; Brubaker, Berner et al., 2011 ; Meredith et al., 2019 ; Jones et al., 2020 ; Makivik Corporation, 2021).

Afin de gérer efficacement une espèce nouvelle et peu familière, il est important de comprendre sa distribution. Dans une région aussi vaste et peu habitée que l'Inuit Nunangat, la région du nord du Canada occupée par les Inuits, il peut être difficile de localiser les castors malgré certains indicateurs de leur présence. Au Nunavik, les communautés ne sont accessibles que par avion et les réseaux routiers autour des villages ne s'étendent pas très loin. Les chasseurs et pêcheurs se déplacent en bateau, en motoneige ou en véhicule tout-terrain, principalement le long des réseaux fluviaux, de la côte et des sentiers à proximité du village (Chanteloup et al., 2018 ; Ready & Collings, 2020). L'observation des signes de présence du castor par les chasseurs inuits est précieuse pour suivre l'expansion du castor, mais il existe encore de nombreuses régions qui sont rarement parcourues. Ainsi, certaines routes de colonisation du castor peuvent être négligées (Neelin, 2021). Afin de combler ces lacunes dans les connaissances et d'améliorer la compréhension de la répartition et de l'expansion du castor, les chercheurs peuvent effectuer des relevés aériens. Puisque le suivi et la surveillance par relevé dans l'Arctique est coûteuse et logistiquement difficile (Christensen et al., 2020), il est important de comprendre la sélection de l'habitat et des sites de colonisation par le castor afin de prioriser et de concentrer les efforts lors de la planification des relevés. Une meilleure documentation des signes d'activité du castor et des variables environnementales susceptibles d'influencer son utilisation de l'habitat au Nunavik peut aider les planificateurs et gestionnaires à évaluer quels plans d'eau sont capables de soutenir la colonisation actuelle et future. Ces

informations peuvent être précieuses pour les chercheurs et les organismes de gestion qui souhaitent comprendre et gérer cette espèce peu connue dans l'Arctique québécois.

Les recherches sur la sélection de l'habitat par les castors ont révélé que leur présence est principalement déterminée par la disponibilité de la végétation riveraine et aquatique, l'approvisionnement constant en eau, la taille du plan d'eau, la pente du cours d'eau et son caractère accidenté, en plus d'autres caractéristiques géomorphologiques et végétales (Smeraldo et al., 2017 ; Touihri et al., 2018 ; Mumma et al., 2018 ; Hood, 2020 ; Ritter et al., 2020). Les castors sont bien connus pour leur consommation de végétation ligneuse, qui se compose principalement d'arbres et d'arbustes à feuilles caduques. Les plantes herbacées et la végétation aquatique constituent toutefois une part importante du régime alimentaire des castors dans de nombreux environnements (Jenkins, 1979 ; Busher, 1996 ; Parker et al., 2007 ; Milligan & Humphries, 2010). Pour le castor, la majorité des activités de recherche de nourriture ont lieu dans une zone d'environ 50 m autour des plans d'eau (Stoffyn-Egli & Willison, 2011), ce qui limite leur dispersion dans de nouvelles zones et peut compliquer l'analyse de la sélection de l'habitat (McGinley & Whitham, 1985 ; Basey et al., 1988 ; Basey & Jenkins, 1995 ; Raffel et al., 2009 ; Hood, 2020). De plus, la sélection de l'habitat par les castors dans une région ne peut généralement pas être appliquée directement à une autre région, car les variables importantes de l'habitat peuvent varier en fonction de l'échelle spatio-temporelle et du cadre écologique (St-Pierre et al., 2017 ; Touihri et al., 2018 ; Hood, 2020). Les variables importantes de l'habitat pendant l'expansion et la colonisation initiale du castor peuvent différer de celles des régions où les populations de castors sont à des densités élevées (Pinto et al., 2009). Ainsi, les études sur la sélection de l'habitat du castor au cœur de son aire de répartition ne peuvent être extrapolées à ses limites septentrionales, où l'hiver long et froid et le manque d'arbres à feuilles caduques peuvent limiter sa survie (Aleksiuk & Cowan, 1969 ; Jarema, 2006). Les études sur la sélection de l'habitat réalisées au Québec se sont limitées au sud du Nunavik, à l'exception de Jarema et al. (2006), de sorte que les facteurs liés à l'habitat qui peuvent influencer la présence du castor dans cette région sont méconnus. Au Nunavik, autour de la rivière Koksoak, près de Kuujuaq, les castors ont choisi des zones avec un couvert de conifères et de petits lacs, mais ont évité les rivières (Jarema, 2006). Dans cette étude, la caractérisation de la végétation aquatique et des arbustes n'a pas été considéré, alors qu'il s'agit de deux éléments importants du régime alimentaire et de la survie des castors à la limite nord de leur aire de répartition (Novakowski, 1965 ; Aleksiuk & Cowan, 1969 ; Milligan & Humphries, 2010). Au nord de Kuujuaq, en particulier au-dessus de la limite des arbres, nous supposons que la couverture d'arbustes à feuilles caduques est le principal facteur limitant pour la survie des castors et qu'elle sera fortement sélectionnée. Nous nous attendons également à ce que les castors soient plus abondants dans les zones de faible altitude, où il y a présence de conifères et d'autre végétation ligneuse et plusieurs cours d'eau avec une faible pente riveraine. Enfin, nous nous attendons à ce que les colonies de castors soient présentes le long des cours d'eau (ruisseaux et rivières) étant suffisamment larges et ayant une faible pente (environ 2-4%) (Touihri et al., 2018). La présente étude vise à évaluer les caractéristiques, la densité et la sélection d'habitat des

colonies de castors le long de l'ouest de l'Ungava afin d'éclairer les recherches futures et les pratiques de gestion.

Méthodes et résultats

Des experts et détenteurs de connaissances de quatre communautés (Kangiqualujuaq, Kuujuaq, Tasiujaq, et Aupaluk) ont identifié les zones où ils avaient vu des signes de la présence de castors (observation de barrages, de huttes ou de l'animal lui-même). Ces zones, qui ont pu être habitées par des castors récemment ou dans le passé, sont appelées sites de castors identifiés localement. Nous avons réalisé un relevé en hélicoptère sur 69 transects, certains incluant les sites de castors identifiés localement à proximité de Tasiujaq et d'Aupaluk et d'autres ayant été défini de façon systématique. Lors du relevé, nous avons enregistré la position des signes de la présence de castors, incluant une distinction entre ceux démontrant des signes récents d'activité et ceux semblant inactifs, et pour chaque segment de 500 m le long des transects, nous avons déterminé s'il y avait présence ou absence de castors. Nous avons défini les colonies actives par la présence d'une seule cache de nourriture ou comme étant séparées par plus de 1 km. Pour évaluer les déterminants environnementaux de la présence du castor, nous avons utilisé les sept variables suivantes : 1) pourcentage de couvert arbustif à l'intérieur de 50 m du rivage, 2) présence ou absence de conifères à l'intérieur de 50 m du rivage, 3) pourcentage de couvert non-ligneux à l'intérieur de 50 m du rivage, 4) type de lacs ou cours d'eau (petit ou grand lac, ruisseau ou rivière), 5) latitude, 6) altitude moyenne à l'intérieur de 50 m du rivage et 7) le niveau moyen du caractère accidenté (pente et escarpement) à l'intérieur de 50 m du rivage.

L'estimé de la densité des colonies actives varie entre 0 et 0.49 colonies par km de cours d'eau recensé (Figure 3.4) et l'estimé moyen de densité à travers les transects est de 0.03 colonies/km. À l'échelle des transects, en comparant ceux avec et sans présence de castors, l'analyse de la sélection de l'habitat du castor révèle l'importance du type de plan d'eau (ruisseau > rivière > petit lac > grand lac), de la présence de conifères, d'une faible altitude et latitude, tandis que l'analyse de la sélection de l'habitat à l'échelle locale (à l'intérieur des transects) indique principalement l'importance du type de plan d'eau (ruisseau > rivière ≈ petit lac > grand lac).

réagir efficacement aux menaces liées aux changements climatiques (Tidball & Krasny, 2012 ; Ford & Pearce, 2012).

Les corrélations environnementales à l'échelle locale et du paysage de la présence de castors à la limite de leur aire de répartition peuvent contribuer à la cartographie de la qualité de l'habitat et à la hiérarchisation du potentiel de sélection des cours d'eau. L'analyse de la sélection de l'habitat peut compléter les approches de surveillance communautaire en étendant les observations locales à la prédiction d'habitats appropriés dans des cours d'eau inconnus et inaccessibles. Les résultats de notre analyse de sélection de l'habitat ont mis en évidence l'importance du type de cours d'eau comme prédicteur de la présence du castor aux deux échelles d'analyse ; les signes de castors étant le plus souvent observés le long des ruisseaux, puis des rivières, puis des petits lacs. À l'inverse, les grands lacs défavorisent l'établissement du castor en raison de l'exposition aux vagues et de l'incapacité pour le castor d'élever le niveau de l'eau pour accéder à la végétation riveraine qui est souvent limitée (Milligan & Humphries, 2010 ; Slough & Sadleir, 1977). Le caractère accidenté des berges est négativement lié à la présence de castors à l'échelle locale. L'escarpement des berges peut entraver la construction de barrages et limiter la superficie inondable, ce qui restreint l'accès à la végétation riveraine pour le castor (McComb et al., 1990). Cependant, pour la construction de terriers sur les berges, les pentes raides peuvent être favorables en fournissant des entrées multiples vers les huttes (Dieter & McCabe, 1989), si le substrat est approprié (Slough & Sadleir, 1977 ; McComb et al., 1990). À l'échelle du paysage, les transects avec des signes de castors se trouvaient plus au sud et étaient plus susceptibles d'avoir un couvert de conifères, que les transects sans signes de castors qui avaient tendance à être plus au nord et à ne pas avoir de conifères (voir aussi Jarema, 2006). Le dénivelé des cours d'eau documentés dans notre étude était généralement plus faible et moins prédictif de la présence de castors que dans d'autres régions (Touihri et al., 2018). Les dénivelés inférieurs à 6 % sont généralement préférés pour la construction de barrages de castors et l'occupation des sites (Northcott, 1964 ; Cotton, 1990 ; Suzuki & McComb, 1998), alors que dans notre étude, la majorité des dénivelés étaient < 1 %, et très rarement > 5 %. À l'intérieur de ces valeurs, le dénivelé des cours d'eau contribue très peu à la qualité de l'habitat du castor ou à sa capacité de construire des barrages (Northcott, 1964 ; Barnes & Mallik, 1997). Le dénivelé des cours d'eau pourrait être un facteur important dans d'autres régions où le relief topographique est plus élevé (Jakes et al., 2007), notamment à Umiujaq sur la côte hudsonienne du Nunavik où le castor est également présent. La présence de castors dans l'ouest de l'Ungava était faiblement associée à la largeur des cours d'eau. Si nous avons analysé les prédicteurs environnementaux des barrages séparément des huttes, il est possible que nous aurions détecté un effet plus important du dénivelé et de la largeur du cours d'eau sur la présence de barrages (Touihri et al., 2018), mais le nombre limité des observations de signes de castors ne nous permettait pas de faire cette séparation. Puisque la latitude et de la présence de conifères étaient de meilleurs prédicteurs de la présence de castors à l'échelle du paysage et que le caractère accidenté des berges était plus important à l'échelle locale, mais que le type de plan d'eau était important aux deux échelles, notre étude confirme l'influence et l'importance de

considérer l'échelle spatiale dans la recherche sur la sélection des habitats (Touihri et al., 2018 ; Zwolicki et al., 2019 ; Rather et al., 2020).

L'augmentation de la couverture et de la hauteur des arbustes peuvent faciliter l'expansion des castors vers le nord (Tape et al., 2018). Par contre, dans notre étude, les endroits sans signe de castors avaient une couverture arbustive plus importante que les endroits avec signes de castors. Puisque nous avons seulement considéré la couverture arbustive à l'intérieur d'une bande de 50 m le long des cours d'eau, il est possible que nous ayons omis des facteurs importants, comme la hauteur ou le diamètre des arbustes (Barnes & Mallik, 1997 ; Myers-Smith et al., 2011), la composition des espèces, la qualité nutritionnelle et la proximité des arbustes des cours d'eau (Gerwing et al., 2013). Alternativement, la présence des castors peut réduire la couverture arbustive autour des sites récemment occupés en raison de l'inondation et de la récolte de nourriture par les castors (Donkor & Fryxell, 1999 ; Hood & Bayley, 2009). Cette possibilité d'appauvrissement des arbustes pourrait être mieux testée en suivant les changements de la couverture arbustive au fil du temps dans les localités où le castor reste absent, où il s'est établi récemment et où il maintient une occupation à long terme (Hood & Bayley, 2009 ; Hood, 2020 ; Ritter et al, 2020).

L'inspection des barrages, des huttes et des caches de nourriture de castors visités sur le terrain dans l'ouest de la région d'Ungava, a révélé que la construction de huttes sur le rivage était plus fréquente que celle de huttes entourées d'eau. Les huttes de rivage, souvent appelées terriers ou tanières de rivage, offre généralement une meilleure isolation thermique (Ranawana, 1994 ; Müller-Schwarze, 2011). L'occupation préférentielle des huttes de rivage peut être influencée par le substrat et la hauteur des berges (Müller-Schwarze, 2011) ou par les propriétés d'isolation. Buech et al. (1989) ont démontré que les tanières de rivage étaient plus fraîches que les huttes entourées d'eau pendant les mois chauds de l'été, mais n'ont pas fait de mesures pendant les mois plus froids de l'hiver. Une comparaison des températures dans différents types de huttes en hiver pourrait être utile pour comprendre si l'utilisation des huttes de rivage par les castors au Nunavik peut être motivée par des facteurs thermiques. Une inspection minutieuse des sites où les castors étaient présents a permis d'observer de la végétation aquatique sur plus d'un quart des sites. Cela contraste avec Jarema et al. (2006), qui ont rapporté une absence de végétation aquatique autour des sites de castors dans le sud de la baie d'Ungava. Des experts locaux dans l'est de la région d'Ungava ont mentionné avoir observé une quantité croissante de plantes aquatiques ressemblant à des herbes qui poussent dans les plans d'eau près de Kangiqsualujjuaq, au Nunavik (Makivik Corporation, 2021). La végétation aquatique est un élément important du régime alimentaire des castors à la limite nord de leur aire de répartition, de sorte que l'augmentation de la végétation aquatique pourrait favoriser la colonisation de nouvelles zones (Milligan et Humphries, 2010 ; Allen, 1982 ; Howard et Larson, 1985). La végétation aquatique est difficile à observer lors des relevés par hélicoptère ou à l'aide de méthodes de télédétection, mais une meilleure compréhension de la distribution et de la diversité de la végétation aquatique dans les plans d'eau du Nunavik pourrait être pertinente

pour les modèles d'occupation et de persistance du castor dans les environnements subarctiques et arctiques.

La télédétection pour identifier la présence, l'habitat et les impacts du castor a été explorée avec succès dans de nombreuses régions, y compris au nord de la limite des arbres en Alaska (Tape et al., 2018 ; Jones et al., 2020), et peut capturer avec succès les événements d'inondation causés par les barrages (Townsend & Butler, 1996 ; Anderson & Bonner, 2014 ; Martin et al., 2015 ; Morrison et al., 2015 ; Pasquarella et al., 2016 ; Henn et al., 2016). La possibilité d'utiliser la télédétection pour évaluer la présence du castor au Nunavik n'en est qu'aux premiers stades d'exploration (voir section suivante et annexe 5) et offre une opportunité prometteuse pour l'identification d'un plus grand nombre de sites avec des signes de présence du castor, pour la validation des prédictions lors de l'extrapolation de modèles de sélection d'habitat et pour l'évaluation des impacts de la présence du castor dans cette région. Le faible nombre de barrages observés lors du relevé par hélicoptère (seulement 26 des 40 colonies incluaient un barrage) rendra cette approche plus difficile, mais pas impossible (Henn et al., 2016). Dans tous les cas, les préoccupations soulevées par les communautés concernant la présence du castor sont généralement liées à la construction de barrages, donc ces détections sont prioritaires pour la prise de décision et les approches de gestion (Tape et al., 2018 ; Makivik Corporation, 2021).

La sélection de l'habitat est depuis longtemps un instrument important dans la boîte à outils des autorités chargées de la gestion de la faune. La compréhension de la sélection de l'habitat du castor aide à identifier les zones où une colonisation peut se produire (Ritter et al., 2020). Dans le contexte du Nunavik, la compréhension de la sélection de l'habitat du castor au nord de la limite des arbres peut contribuer à cibler des zones où il est plus probable que le castor soit capable de s'établir, ce qui peut aider à la priorisation des projets de gestion visant à réduire les impacts sur l'omble chevalier (Makivik Corporation, 2021). D'autres recherches sont recommandées pour améliorer le modèle de sélection d'habitat au Nunavik, notamment par l'ajout d'une variable prédictive décrivant plus précisément la hauteur et la couverture des arbustes, l'inclusion d'un indicateur de la présence de végétation aquatique. Le modèle de sélection d'habitat pourrait également intégrer des informations plus détaillées provenant de la surveillance communautaire sur les dates des événements de colonisation, afin de caractériser l'habitat avant et après, de même que des informations sur l'augmentation du nombre de sites où il y a présence de castors. Bien que la recherche présentée ici constitue une caractérisation préliminaire utile de la présence du castor dans certaines zones du Nunavik, l'application des améliorations recommandées dans les projets futurs permettra d'extrapoler les prédictions à des zones similaires qui n'ont pas encore été étudiées.

Références

Aleksiuk, M., & Cowan, I. M. (1969). Aspects of seasonal energy expenditure in the beaver (*Castor canadensis Kuhl*) at the northern limit of its distribution. *Canadian Journal of Zoology*, 47(4), 471–481.

- Allen, A. W. (1982). *Habitat suitability index models: Beaver*. Fish and Wildlife Service.
- Anderson, J., & Bonner, J. (2014). Modeling habitat suitability for beaver (*Castor canadensis*) using geographic information systems. *Int Conf Futur Environ Energy*, 61, 12–23.
- Barnes, D. M., & Mallik, A. U. (1997). Habitat factors influencing beaver dam establishment in a northern Ontario watershed. *The Journal of Wildlife Management*, 1371–1377.
- Basey, J. M., & Jenkins, S. H. (1995). Influences off predation risk and energy maximization on food selection by beavers (*Castor canadensis*). *Canadian Journal of Zoology*, 73(12), 2197–2208.
- Basey, J. M., Jenkins, S. H., & Busher, P. E. (1988). Optimal central-place foraging by beavers: Tree-size selection in relation to defensive chemicals of quaking aspen. *Oecologia*, 76(2), 278–282.
- Berkes, F., Berkes, M. K., & Fast, H. (2007). Collaborative integrated management in Canada's north: The role of local and traditional knowledge and community-based monitoring. *Coastal Management*, 35(1), 143–162.
- Brazier, R. E., Puttock, A., Graham, H. A., Auster, R. E., Davies, K. H., & Brown, C. M. (2021). Beaver: Nature's ecosystem engineers. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8(1), e1494.
- Brubaker, M., Bell, J., Berner, J., Black, M., Chavan, R., Smith, J., & Warren, J. (2011). *Climate change in Noatak, Alaska strategies for community health*. Alaska Native Tribal Health Consortium.
- Brubaker, M., Berner, J., Bell, J., & Warren, J. (2011). *Climate change in Kivalina, Alaska: Strategies for community health*. Alaska Native Tribal Health Consortium.
- Buech, R. R., Rugg, D. J., & Miller, N. L. (1989). Temperature in beaver lodges and bank dens in a near-boreal environment. *Canadian Journal of Zoology*, 67(4), 1061–1066.
- Busher, P. E. (1996). Food caching behavior of beavers (*Castor canadensis*): Selection and use of woody species. *American Midland Naturalist*, 343–348.
- Chanteloup, L., Joliet, F., & Herrmann, T. M. (2018). The environment of the Nunavimmiut as seen through their own eyes. *Ecoscience*, 25(4), 359–379.
- Christensen, T., Barry, T., Taylor, J. J., Doyle, M., Aronsson, M., Braa, J., Burns, C., Coon, C., Coulson, S., & Cuyler, C. (2020). Developing a circumpolar programme for the monitoring of Arctic terrestrial biodiversity. *Ambio*, 49(3), 655–665.
- Collen, P., & Gibson, R. J. (2001). The general ecology of beavers (*Castor* spp.), as related to their influence on stream ecosystems and riparian habitats, and the subsequent effects on fish – a review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 10, 439–461.
- Cotton, F. E. (1990). *Potential beaver colony density in parts of Québec* [PhD Thesis, Virginia Tech].
- Danielsen, F., Topp-Jorgensen, E., Levermann, N., Lovstrom, P., Schiotz, M., Enghoff, M., & Jakobsen, P. (2014). Counting what counts: Using local knowledge to improve Arctic resource management. *Polar Geography*, 37(1), 69–91.
- Dieter, C. D., & McCabe, T. R. (1989). Factors influencing beaver lodge-site selection on a prairie river. *The American Midland Naturalist*, 122(2), 408–411.
- Donkor, N. T., & Fryxell, J. M. (1999). Impact of beaver foraging on structure of lowland boreal forests of Algonquin Provincial Park, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 118(1–3), 83–92.

- Ford, J. D., & Pearce, T. (2012). Climate change vulnerability and adaptation research focusing on the Inuit subsistence sector in Canada: Directions for future research. *The Canadian Geographer*, 56(2), 275–287.
- Gallant, D., Bérubé, C. H., Tremblay, E., & Vasseur, L. (2004). An extensive study of the foraging ecology of beavers (*Castor canadensis*) in relation to habitat quality. *Canadian Journal of Zoology*, 82(6), 922–933.
- Gerwing, T. G., Johnson, C. J., & Alström-Rapaport, C. (2013). Factors influencing forage selection by the North American beaver (*Castor canadensis*). *Mammalian Biology*, 78(2), 79–86.
- Gofman, V. (2010). *The Community-based Monitoring Handbook: Lessons from the Arctic and beyond*. CAFF International Secretariat.
- Henn, J. J., Anderson, C. B., & Pastur, G. M. (2016). Landscape-level impact and habitat factors associated with invasive beaver distribution in Tierra del Fuego. *Biological Invasions*, 18(6), 1679–1688.
- Hood, G. A. (2020). Not all ponds are created equal: Long-term beaver (*Castor canadensis*) lodge occupancy in a heterogeneous landscape. *Canadian Journal of Zoology*, 98(3), 210–218.
- Hood, G. A., & Bayley, S. E. (2009). A comparison of riparian plant community response to herbivory by beavers (*Castor canadensis*) and ungulates in Canada's boreal mixed-wood forest. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1979–1989.
- Howard, R. J., & Larson, J. S. (1985). A Stream Habitat Classification System for Beaver. *The Journal of Wildlife Management*, 49(1), 19.
- Jakes, A. F., Snodgrass, J. W., & Burger, J. (2007). *Castor canadensis* (Beaver) impoundment associated with geomorphology of southeastern streams. *Southeastern Naturalist*, 6(2), 271–282.
- Jarema, S. I. (2006). *The abundance and distribution of beavers (Castor canadensis) in Québec, Canada* [Master's thesis, McGill University]. eScholarship.
- Jarema, S. I., Samson, J., McGill, B. J., & Humphries, M. M. (2009). Variation in abundance across a species' range predicts climate change responses in the range interior will exceed those at the edge: A case study with North American beaver. *Global Change Biology*, 15(2), 508–522.
- Jenkins, S. H. (1979). Seasonal and year-to-year differences in food selection by beavers. *Oecologia*, 44(1), 112–116.
- Jones, B. M., Tape, K. D., Clark, J. A., Nitze, I., Grosse, G., & Disbrow, J. (2020). Increase in beaver dams controls surface water and thermokarst dynamics in an Arctic tundra region, Baldwin Peninsula, northwestern Alaska. *Environmental Research Letters*, 15(7), 075005.
- Kemp, P. S., Worthington, T. A., Langford, T. E. L., Tree, A. R. J., & Gaywood, M. J. (2012). Qualitative and quantitative effects of reintroduced beavers on stream fish: Impacts of beaver on freshwater fish. *Fish and Fisheries*, 13(2), 158–181.
- Macfarlane, W. W., Wheaton, J. M., Bouwes, N., Jensen, M. L., Gilbert, J. T., Hough-Snee, N., & Shivik, J. A. (2017). Modeling the capacity of riverscapes to support beaver dams. *Geomorphology*, 277, 72–99.
- Makivik Corporation. 2021. *Arctic char in a changing climate: community priorities and recommendations*. Report. Makivik Corporation, Kuujuaq, Quebec. 91 p. English:

<https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86318.pdf>, Inuktitut:
<https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86319.pdf>

- Martin, S. L., Jasinski, B. L., Kendall, A. D., Dahl, T. A., & Hyndman, D. W. (2015). Quantifying beaver dam dynamics and sediment retention using aerial imagery, habitat characteristics, and economic drivers. *Landscape Ecology*, 30(6), 1129–1144.
- McComb, W. C., Sedell, J. R., & Buchholz, T. D. (1990). Dam-site selection by beavers in an eastern Oregon basin. *Great Basin Naturalist*, 50(3), 273–281.
- McGinley, M. A., & Whitham, T. G. (1985). Central place foraging by beavers (*Castor canadensis*): A test of foraging predictions and the impact of selective feeding on the growth form of cottonwoods (*Populus fremontii*). *Oecologia*, 66(4), 558–562.
- Meredith, M., Sommerkorn, M., Cassotta, S., Derksen, C., Ekaykin, A., Hollowed, A., Kofinas, G., Mackintosh, A., Melbourne-Thomas, J., & Muelbert, M. M. C. (2019). *Polar Regions*. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.
- Milligan, H. E., & Humphries, M. M. (2010). The importance of aquatic vegetation in beaver diets and the seasonal and habitat specificity of aquatic-terrestrial ecosystem linkages in a subarctic environment. *Oikos*, 119(12), 1877–1886.
- Morrison, A., Westbrook, C. J., & Bedard-Haughn, A. (2015). Distribution of Canadian Rocky Mountain wetlands impacted by beaver. *Wetlands*, 35(1), 95–104.
- Müller-Schwarze, D. (2011). *The Beaver: Its life and impact* (2nd ed.). Cornell University Press.
- Mumma, M. A., Gillingham, M. P., Johnson, C. J., & Parker, K. L. (2018). Where beavers (*Castor canadensis*) build: Testing the influence of habitat quality, predation risk, and anthropogenic disturbance on colony occurrence. *Canadian Journal of Zoology*, 96(8), 897–904.
- Myers-Smith, I. H., Forbes, B. C., Wilmsking, M., Hallinger, M., Lantz, T., Blok, D., Tape, K. D., Macias-Fauria, M., Sass-Klaassen, U., & Lévesque, E. (2011). Shrub expansion in tundra ecosystems: Dynamics, impacts and research priorities. *Environmental Research Letters*, 6(4), 045509.
- Naiman, R. J., Johnston, C. A., & Kelley, J. C. (1988). Alteration of North American streams by beaver. *BioScience*, 38(11), 753–762.
- Northcott, T. H. A. (1964). An investigation of the factors affecting carrying capacity of selected areas in Newfoundland for the beaver, *Castor canadensis caecator* Bangs, 1913 [Doctoral dissertation, Memorial University of Newfoundland]. Memorial University Research Repository.
- Novakowski, N. S. (1965). Population dynamics of a beaver population in northern latitudes [Doctoral dissertation, University of Saskatchewan]. University of Saskatchewan: HARVEST.
- Parker, J. D., Caudill, C. C., & Hay, M. E. (2007). Beaver herbivory on aquatic plants. *Oecologia*, 151(4), 616–625.
- Pasquarella, V. J., Holden, C. E., Kaufman, L., & Woodcock, C. E. (2016). From imagery to ecology: Leveraging time series of all available Landsat observations to map and monitor ecosystem state and dynamics. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(3), 152–170.

- Pinto, B., Santos, M. J., & Rosell, F. (2009). Habitat selection of the Eurasian beaver (*Castor fiber*) near its carrying capacity: An example from Norway. *Canadian Journal of Zoology*, *87*(4), 317–325.
- Pollock, M. M., Heim, M., & Werner, D. (2003). Hydrologic and geomorphic effects of beaver dams and their influence on fishes. *American Fisheries Society Symposium*, *37*, 213–233.
- Raffel, T. R., Smith, N., Cortright, C., & Gatz, A. J. (2009). Central place foraging by beavers (*Castor canadensis*) in a complex lake habitat. *The American Midland Naturalist*, *162*(1), 62–73.
- Ranawana, K. B. (1994). Evaluating ventilation of lodges of North American beaver *Castor canadensis*, using tracer gas methods [Doctoral dissertation, State University of New York College of Environmental Science and Forestry]. ProQuest Dissertations Publishing.
- Rather, T. A., Kumar, S., & Khan, J. A. (2020). Multi-scale habitat selection and impacts of climate change on the distribution of four sympatric meso-carnivores using random forest algorithm. *Ecological Processes*, *9*(1), 1–17.
- Ready, E., & Collings, P. (2020). “All the problems in the community are multifaceted and related to each other”: Inuit concerns in an era of climate change. *American Journal of Human Biology*, e23516.
- Ritter, T. D., Gower, C. N., & McNew, L. B. (2020). Habitat conditions at beaver settlement sites: Implications for beaver restoration projects. *Restoration Ecology*, *28*(1), 196–205.
- Salandre, J. A., Beil, R., Loehr, J. A., & Sundell, J. (2017). Foraging decisions of North American beaver (*Castor canadensis*) are shaped by energy constraints and predation risk. *Mammal Research*, *62*(3), 229–239.
- Slough, B. G., & Sadleir, R. (1977). A land capability classification system for beaver (*Castor canadensis Kuhl*). *Canadian Journal of Zoology*, *55*(8), 1324–1335.
- Smeraldo, S., Di Febbraro, M., Ćirović, D., Bosso, L., Trbojević, I., & Russo, D. (2017). Species distribution models as a tool to predict range expansion after reintroduction: A case study on Eurasian beavers (*Castor fiber*). *Journal for Nature Conservation*, *37*, 12–20.
- Stoffyn-Egli, P., & Willison, J. M. (2011). Including wildlife habitat in the definition of riparian areas: The beaver (*Castor canadensis*) as an umbrella species for riparian obligate animals. *Environmental Reviews*, *19*, 479–494.
- St-Pierre, M. L., Labbé, J., Darveau, M., Imbeau, L., & Mazerolle, M. J. (2017). Factors affecting abundance of beaver dams in forested landscapes. *Wetlands*, *37*(5), 941–949.
- Suzuki, N., & McComb, W. C. (1998). Habitat classification models for beaver (*Castor canadensis*) in the streams of the central Oregon Coast Range. *Northwest Science*, *72*(2), 102–110.
- Tape, K. D., Jones, B. M., Arp, C. D., Nitze, I., & Grosse, G. (2018). Tundra be dammed: Beaver colonization of the Arctic. *Global Change Biology*, *24*(10), 4478–4488.
- Tidball, K. G., & Krasny, M. E. (2012). A role for citizen science in disaster and conflict recovery and resilience. In J. L. Dickinson & R. Bonney (Eds.), *Citizen Science: Public Participation in Environmental Research* (pp. 226–234). Cornell University Press.
- Touihri, M., Labbé, J., Imbeau, L., & Darveau, M. (2018). North American Beaver (*Castor canadensis Kuhl*) key habitat characteristics: Review of the relative effects of geomorphology, food availability and anthropogenic infrastructure. *Ecoscience*, *25*(1), 9–23.

- Townsend, P. A., & Butler, D. R. (1996). Patterns of landscape use by beaver on the lower Roanoke River floodplain, North Carolina. *Physical Geography*, 17(3), 253–269.
- Zwolicki, A., Pudelko, R., Moskal, K., Świdorska, J., Saath, S., & Weydmann, A. (2019). The importance of spatial scale in habitat selection by European beaver. *Ecography*, 42(1), 187–200.

Téledétection des changements de paysage liés à la présence du castor dans l'est du Nunavik

Auteure : Vanessa Caron, Ludwig Maximilian University

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir de la thèse de maîtrise de Vanessa Caron présentée dans l'annexe 5.

Résumé

Avec les changements climatiques, les écosystèmes nordiques évoluent rapidement et deviennent plus adaptés à la faune du sud. Dans le nord du Québec, les Inuits ont signalé la présence de castors dans les cours d'eau le long de la baie d'Ungava dans l'est du Nunavik, ce qui indique que les castors ont étendu leur aire de répartition et ont commencé à coloniser les écosystèmes de la toundra de l'Arctique québécois. Les communautés locales ont exprimé des inquiétudes quant aux impacts des barrages de castors sur leur capacité à accéder à leurs terres traditionnelles et à leurs aliments traditionnels. Les organisations régionales s'intéressent de plus en plus au développement d'un outil rentable pour surveiller les populations de castors et leur impact sur l'écosystème arctique. La télédétection, utilisant l'imagerie Landsat, a déjà été utilisée pour examiner les impacts du castor sur le paysage. L'objectif de cette thèse est d'évaluer la faisabilité de l'utilisation d'analyses de tendances pour détecter l'activité des castors à partir des indices étant dérivés de l'imagerie Landsat et relatifs à la présence d'eau et de végétation. Ces analyses serviront d'étapes exploratoires préliminaires pour le développement et le raffinement des méthodes de surveillance des castors par télédétection dans la toundra de l'est du Nunavik. À l'aide d'une superposition de toutes les scènes Landsat disponibles entre 1999-2019 pour des sites avec et sans la présence de barrages de castors et pour six indices relatifs à l'eau et à la végétation, nous avons analysé des tendances temporelles à l'aide de modèles de régression linéaire. Les tendances annuelles à long terme de ces indices sur les sites de castors ne révèlent pas de changements évidents dans les propriétés de surface et sont généralement similaires à celles obtenues sur les sites sans castors à travers la zone d'étude. L'algorithme BFAST a réussi à capturer, de manière cohérente sur l'ensemble des sites de castors, un événement de changement abrupt dans certains indices relatifs à l'eau (TCW, MNDWI et NDMI). Ces résultats appuient généralement l'hypothèse selon laquelle les castors créent des perturbations écologiques qui peuvent être détectées dans des séries chronologiques denses de données Landsat. D'autres recherches sont nécessaires pour étudier comment les séries chronologiques denses de Landsat et la détection de changements abruptes peuvent être utilisées pour développer un algorithme automatique capable de cartographier l'emplacement des castors dans la toundra arctique du Nunavik.

Introduction

La colonisation de l'Arctique par le castor

Les écosystèmes de la toundra arctique subissent des changements importants. Le réchauffement climatique se produit deux fois plus vite dans l'Arctique que dans le reste de la planète, et les projections climatiques indiquent une poursuite de la tendance au

réchauffement rapide dans les prochaines décennies (AMAP, 2019). Ce rythme accru de réchauffement, appelé amplification arctique, est associé à de fortes réductions de la glace de mer et de la couverture neigeuse au printemps, au rétrécissement des glaciers et des calottes glaciaires, et au dégel du pergélisol (Serreze et Barry, 2011). Une conséquence majeure de ce réchauffement rapide a été le "verdissement" généralisé des régions arctiques au cours des dernières décennies. Des études de télédétection portant sur les tendances à long terme de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) (un indicateur de la productivité de la végétation) ont mis en évidence une augmentation persistante de la végétation dans les hautes latitudes (Fraser et al., 2012 ; McManus et al., 2012). Des preuves issues d'études in situ dans l'ensemble du biome terrestre de l'Arctique suggèrent que cette tendance au verdissement est alimentée par une augmentation de l'abondance, de la couverture et de la biomasse des arbustes, un phénomène appelé "arbustification" (Ropars et al., 2015). La croissance des arbustes est particulièrement intense dans les zones riveraines ou les zones de dégel ou de perturbation du pergélisol, et leur prolifération pourrait encore amplifier les conditions qui leur permettent de se développer, à savoir des températures plus élevées, une saison de croissance plus longue et des précipitations accrues (Myers-Smith et al., 2011).

L'expansion des arbustes a rendu l'Arctique de plus en plus adapté à une faune plus méridionale. Les herbivores de la forêt boréale, comme l'orignal et le lièvre d'Amérique, étendent désormais leur aire de répartition dans l'Arctique et profitent d'une végétation arbustive plus haute et plus répandue pour leur fourrage hivernal (Tape et al., 2016 ; Wheeler et al., 2018 ; Zhou et al., 2020). Le castor d'Amérique du Nord (*Castor canadensis*), dont la limite septentrionale de distribution a historiquement été la limite des arbres, semble avoir suivi la progression vers le nord des arbustes et a récemment commencé à coloniser la toundra d'Amérique du Nord. Au cours des deux dernières décennies, des chasseurs inuits ont signalé une augmentation des observations de castors dans la toundra sans arbres du nord du Québec (Jarema, 2008) et du Yukon (Jung et al., 2017). La présence du castor a également été documentée sur le versant nord de l'Alaska (Tape et al., 2018). De nombreux facteurs liés au réchauffement climatique semblent contribuer à la capacité des castors à survivre dans ces paysages nordiques. Des hivers plus courts et des températures de l'air plus élevées en hiver améliorent probablement l'habitat d'hivernage des castors, réduisant ainsi le temps pendant lequel ils doivent rester dans leurs huttes et se fier exclusivement à leurs caches de nourriture de l'été précédent (Jones et al., 2020). L'augmentation de la couverture arbustive riveraine fournit aux castors de la nourriture et des matériaux pour la construction de barrages. Le Nunavik (Nord du Québec, Canada) a connu l'une des plus fortes augmentations du couvert végétal depuis 1984 (Ju et Masek, 2016) et les connaissances autochtones locales indiquent une expansion des arbustes au-dessus de la limite des arbres (Cuerrier et al., 2015 ; Tremblay et al., 2012). Puisque la disponibilité et la qualité de la nourriture semble être un facteur limitant l'établissement des castors dans le Nord (Jarema, 2008), le réchauffement climatique et l'arbustification en cours pourraient permettre aux castors de continuer à coloniser la toundra dans les prochaines décennies.

La colonisation de la toundra arctique par les castors a des répercussions importantes sur les processus écosystémiques à l'échelle locale, régionale et continentale (Jones et al., 2020). Les castors sont de formidables ingénieurs des écosystèmes et modifient considérablement l'environnement qu'ils occupent (Wright et al., 2002). À travers leur aire de répartition, les castors construisent des barrages sur les cours d'eau de faible débit, ce qui entraîne l'inondation des zones riveraines et la formation d'étangs peu profonds. Cela peut modifier la morphologie du cours d'eau, le régime thermique, la chimie de l'eau, ainsi que la composition et la succession des plantes (Naiman et al., 1988). Une étude récente portant sur les impacts du castor dans la toundra arctique a démontré qu'à l'échelle régionale, le castor pouvait entraîner une augmentation significative de la superficie des eaux de surface par une augmentation des retenues et des étangs thermokarstiques (Jones et al., 2020). En effet, les étangs de castors augmentent la température de l'eau et des sédiments, ce qui peut induire le dégel du pergélisol (Tape et al., 2018). Les castors sont des agents de perturbation et leur activité dans les régions de la toundra arctique pourrait avoir un impact sur la structure et la fonction des écosystèmes et générer des réponses à l'échelle du paysage qui sont généralement absentes de la modélisation basée sur les écosystèmes (Jones et al., 2020).

Les communautés inuites du Nunavik ont exprimé leurs inquiétudes quant aux effets négatifs des barrages de castors sur les migrations saisonnières de l'omble chevalier, une espèce essentielle à leur sécurité alimentaire traditionnelle. Les barrages de castors peuvent empêcher l'omble chevalier d'atteindre les lacs d'hivernage qui sont des sites de pêche sur glace importants pour les pêcheurs inuits. Dans les communautés inuites plus septentrionales, où les castors commencent tout juste à apparaître, le piégeage des castors est peu fréquent, et les membres des communautés craignent que leur prolifération ne se produise rapidement (Makivik Corporation, 2021). Les communautés inuites sont étroitement liées à la terre et sont grandement touchées par les modifications des écosystèmes dont elles dépendent, notamment pour l'exploitation de la faune à des fins de subsistance, pour leurs activités traditionnelles et culturelles, ainsi que pour leur santé et leur bien-être (Lemay et Allard, 2012). Étant donné les nombreux impacts potentiels des castors et de leurs barrages sur l'écosystème arctique ainsi que sur les moyens de subsistance des Inuits, la distribution et l'abondance des castors dans la toundra arctique doivent être surveillées de près.

Au Nunavik, les efforts de surveillance des colonies de castors reposent principalement sur des études sur le terrain, des relevés par hélicoptère et les connaissances locales des chasseurs et des trappeurs (Jarema, 2008). Cependant, la grande étendue et l'éloignement de cette région rendent la surveillance sur le terrain difficile et peu pratique. Bien que la photographie aérienne ait été fréquemment utilisée pour surveiller les castors et l'impact de leur activité sur le paysage (Cunningham et al., 2006), la faible fréquence d'acquisition des images limite l'utilité de ces données pour saisir la dynamique complexe des perturbations causées par les castors (Martin et al., 2015). Les relevés aériens sont également relativement coûteux et logistiquement complexes sur de grandes zones. L'utilisation de la modélisation de l'habitat pour estimer l'abondance des castors est également un défi dans les hautes latitudes car il est très difficile de

prédire quel habitat les castors vont sélectionner (Jarema, 2008). Par conséquent, il existe un intérêt grandissant envers l'élaboration d'une méthode efficace et peu coûteuse pour surveiller l'expansion du castor dans la toundra du Nunavik et évaluer son impact sur le paysage.

Contrairement aux programmes de surveillance sur le terrain qui sont limités à de petites zones, les données de télédétection offrent la possibilité de surveiller des zones plus vastes et éloignées pour compléter les études sur le terrain ou même en éliminer complètement la nécessité. L'imagerie par satellite permet une couverture répétitive et cohérente d'une vaste zone pour une fraction du coût de la surveillance in situ (Lillesand et al., 2008). De plus, la télédétection par satellite est capable d'évaluer les changements environnementaux à plusieurs échelles, ce qui pourrait constituer un moyen pratique et rentable de surveiller les tendances spatiales et temporelles de l'activité du castor et son impact sur le paysage arctique.

Dans le Plan de Surveillance de la Biodiversité Terrestre de l'Arctique (Arctic Terrestrial Biodiversity Monitoring Plan), la télédétection a été reconnue comme une méthodologie clé pour la surveillance des écosystèmes terrestres, de l'échelle locale à l'échelle mondiale (Christensen et al. 2013). De plus, l'utilisation des données d'observation de la terre peuvent contribuer à l'évaluation et au suivi de la biodiversité (Kuenzer et al., 2014). Les données satellitaires ont été de plus en plus utilisées dans l'Arctique à diverses fins de surveillance du paysage, comme la cartographie de la glace et de la couverture neigeuse (Du, 2019), la surveillance des perturbations et du rétablissement de la végétation arctique (Beamish et al., 2020), l'évaluation de la dynamique de dégel du pergélisol (Beck et al., 2015), ainsi que la compréhension des perturbations terrestres de la dynamique du paysage arctique (Jorgenson et Grosse, 2016 ; Nitze et Grosse, 2016). Cependant, relativement peu d'études ont porté sur l'utilisation de la télédétection pour examiner les impacts associés à l'abondance et à la distribution de la faune et encore moins se sont penchées sur les espèces sauvages en expansion dans l'Arctique (Kuenzer et al., 2014 ; Leyequien et al., 2007 ; Wang et al., 2019).

Télédétection des castors par satellite

Des études antérieures ont établi le potentiel de l'utilisation de l'imagerie Landsat pour étudier les modifications du paysage liées au castor dans les régions méridionales. Contrairement aux enquêtes aériennes ou sur le terrain, l'imagerie satellitaire à moyenne résolution ne peut pas être utilisée pour détecter directement les castors ou leurs structures (c'est-à-dire leurs barrages, leurs huttes et leurs caches de nourriture), mais elle peut être utilisée pour saisir les changements dans l'environnement biotique et abiotique étant provoqués par les activités du castor.

Townsend et Butler (1996) ont cartographié les étangs de castors dans la plaine d'inondation de la rivière Roanoke en Caroline du Nord en utilisant l'imagerie Landsat Thematic Mapper. Les étangs de castors ont été identifiés à l'aide d'une simple comparaison d'images avant-après (post-classification) et de critères d'habitat écologique. Bien que cette méthode ait été efficace pour détecter les étangs de castors de la taille d'un pixel (30 mètres), les étangs plus petits et moins clairement définis n'ont pu être identifiés. Des études récentes ont utilisé l'analyse de

séries temporelles d'images Landsat pour détecter l'activité des castors. Dans une étude de 2014 portant sur la dynamique des forêts mixtes tempérées au Québec, les inondations provoquées par les castors ont été détectées dans les tendances temporelles des indices de végétation dérivés de Landsat (Czerwinski et al., 2014). Pasquarella (2016) a analysé les réponses spectrales-temporelles d'images Landsat aux inondations provoquées par l'activité des castors dans deux zones humides du Massachusetts et a développé un algorithme de détection des inondations pour identifier celles provoquées par les castors. L'algorithme était basé sur des seuils et des trajectoires de changement spécifiques associés aux inondations provoquées par les castors, ce qui rend difficile son application dans d'autres régions présentant des caractéristiques spectrales et phénologiques différentes. Dans le paysage de la toundra de l'Alaska, Tape et al. (2018) ont cartographié les étangs de castors en analysant les tendances à long terme des propriétés de surface le long des rivières et des ruisseaux. Plus précisément, leur méthode était basée sur une classification (supervised machine learning classification) des pixels en tendance d'humidification et d'assèchement, indiquant respectivement la formation et la disparition des étangs de castors. La validation à l'aide d'images satellites à haute résolution a révélé que 67 % des sites identifiés de cette façon étaient liés à l'activité des castors, le reste étant causé par d'autres événements hydrogéologiques tels que la formation de thermokarst et la migration des cours d'eau.

Étant donné la résolution spatiale relativement faible de l'imagerie Landsat, ces approches sont efficaces pour détecter l'activité des castors par les changements brusques et prolongés affectant les caractéristiques de la couverture terrestre sur plus de 30 mètres. Par conséquent, l'imagerie Landsat n'est peut-être pas adaptée à la détection d'événements de changement plus subtils, avec un niveau d'impact plus faible sur une durée relativement courte. Dans les régions de toundra, où le castor commence à s'établir, on sait peu de choses sur les changements spécifiques de la couverture terrestre étant associés à la construction de barrages et à la recherche de nourriture par le castor. C'est pourquoi nous proposons d'évaluer la capacité des méthodes basées sur l'imagerie Landsat à détecter et à surveiller les changements de couverture terrestre liés au castor dans le contexte de l'est du Nunavik, où les castors se sont récemment établis.

Méthodes et résultats

Nous avons utilisé les scènes provenant du capteur Thematic Mapper (TM) de Landsat 5 (1984-2012), du capteur Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) de Landsat 7 (1999-aujourd'hui) et du capteur Operational Land Imager (OLI) de Landsat 8 (2013-aujourd'hui) afin de créer une superposition de toutes les scènes disponibles entre 1999-2019 pour les sites avec et sans présence de castor (Figure 3.5). À l'aide de six indices relatifs à l'eau et à la végétation, nous avons analysé des tendances temporelles à l'aide de modèles de régression linéaire. Les tendances annuelles à long terme de ces indices sur les sites de castors ne révèlent pas de changements évidents dans les propriétés de surface et sont généralement similaires à celles obtenues sur les sites sans castors à travers la zone d'étude. Toutefois, l'algorithme BFAST (Breaks For Additive and Seasonal Trends) a réussi à capturer, de manière cohérente sur

l'ensemble des sites de castors, un événement de changement abrupt dans les indices relatifs à l'eau (TCW, MNDWI et NDMI) (Figure 3.6). Ces résultats appuient généralement l'hypothèse selon laquelle les castors créent des perturbations écologiques qui peuvent être détectées à partir de séries chronologiques denses d'imagerie Landsat. D'autres recherches seront nécessaires pour étudier comment les séries chronologiques denses de Landsat et la détection de changements abruptes peuvent être utilisées pour développer un algorithme automatique capable de cartographier l'emplacement des castors dans la toundra arctique du Nunavik.

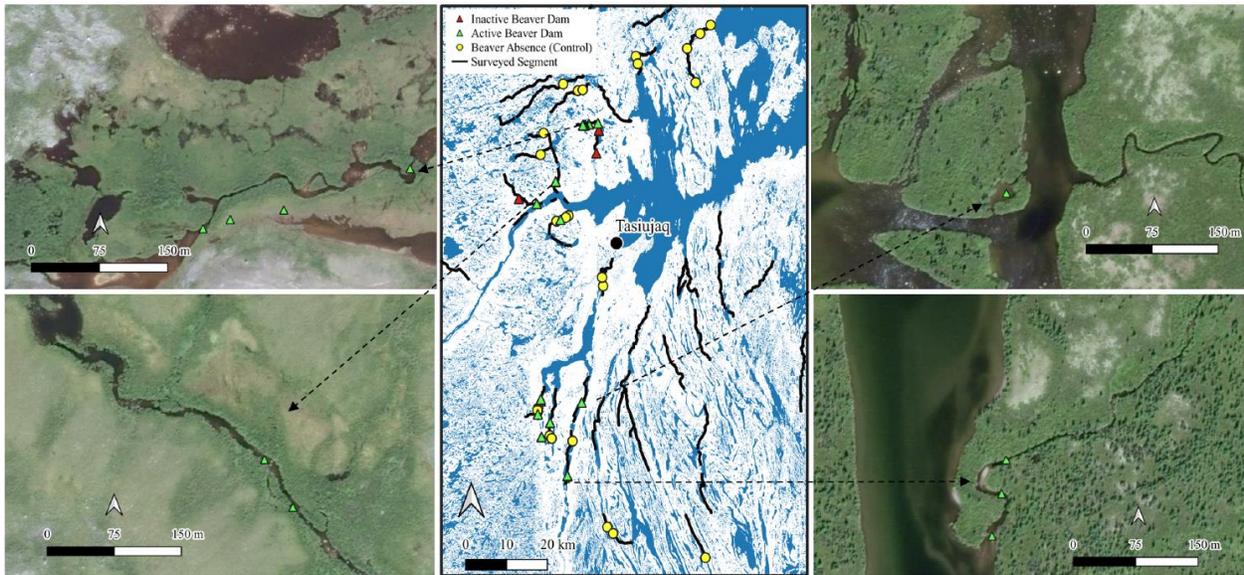


Figure 3.5. Carte des sites avec présence de castors (triangles) et sans présence de castors (cercles). Les transects effectués par hélicoptère sont représentés par des lignes noires dans le panneau central. À titre d'exemple, les quatre panneaux latéraux montrent des images satellites à haute résolution (DigitalGlobe) pour quatre sites avec présence de castors.

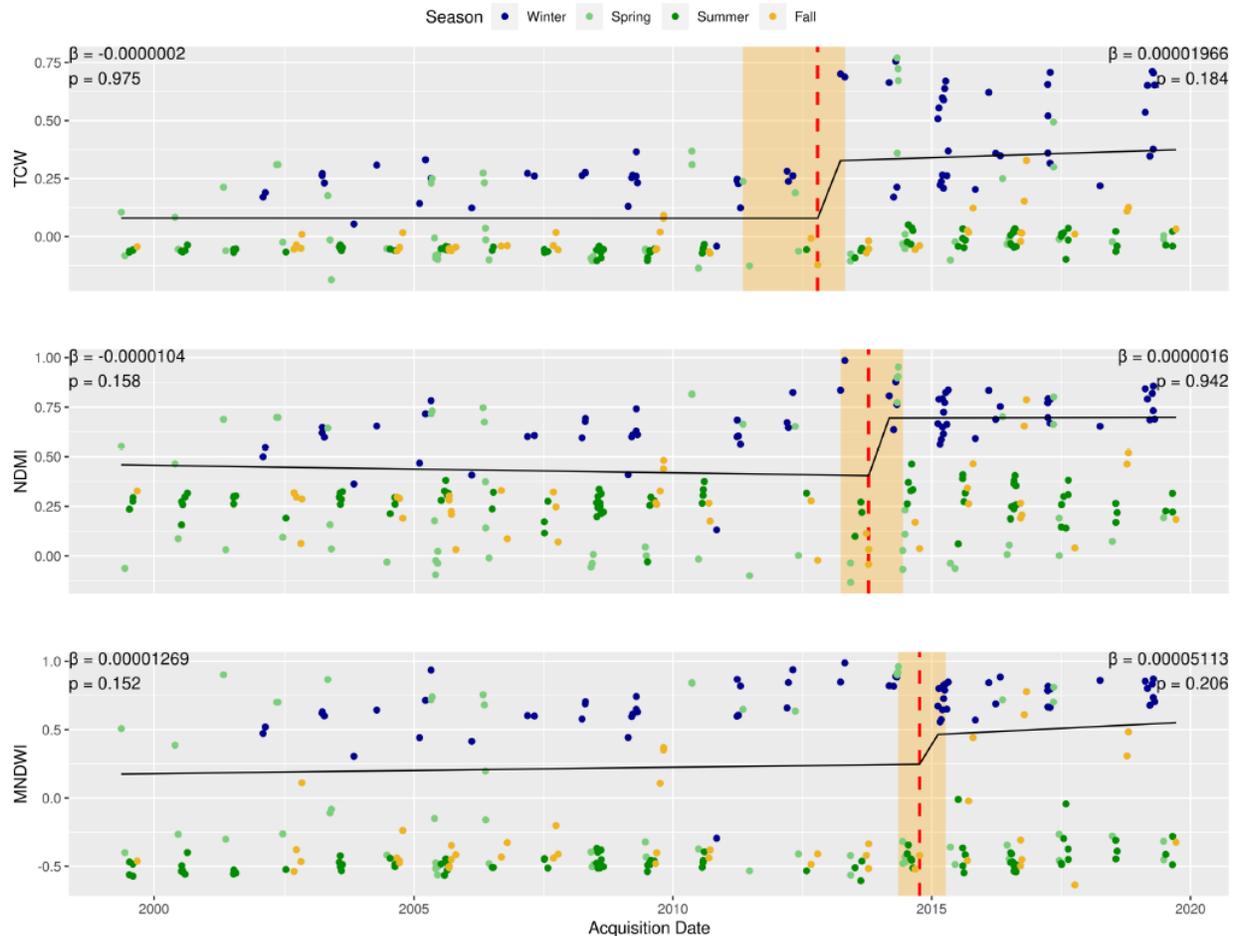


Figure 3.6. Exemple représentatif d'un site avec présence de castor (site 650a) et de la trajectoire temporelle entre 1999 et 2019 pour les indices NDMI, MNDWI et TCW par saison (hiver en bleu, printemps en vert pâle, été en vert foncé et automne en orange) avec leur tendance ajustée (ligne noire pleine), et le changement abrupt significatif (ligne pointillée rouge avec l'intervalle de confiance en orange) identifié à l'aide du modèle BFAST.

Conclusion

Dans cette étude, nous avons examiné le potentiel de l'imagerie Landsat pour détecter l'activité des castors liée à la colonisation récente de la toundra arctique de l'est du Nunavik. Les sites touchés par les castors sont petits, complexes dans le temps et dans l'espace, et caractérisés par une couverture végétale inégale et des niveaux d'eau intermittents, ce qui rend difficile le suivi des changements environnementaux à l'aide d'images à résolution spatiale relativement grossière. Malgré cela, notre étude démontre que la détection de changement abrupte appliquée à des séries chronologiques Landsat denses offre une voie prometteuse pour surveiller les impacts de l'activité des castors dans les paysages de la toundra, même lorsque la modification de l'habitat induite par les castors est plus petite que la résolution spatiale de l'image. Les archives massives de données Landsat en libre accès offrent une fréquence d'échantillonnage suffisante pour révéler la dynamique temporelle, même à l'échelle du sous-

pixel. L'algorithme BFAST peut être utilisé pour détecter les perturbations à l'échelle locale dans un paysage arctique, une région caractérisée par des régimes de perturbation et subissant des changements environnementaux rapides. De plus, BFAST peut être appliqué avec les capacités de Google Earth Engine sur de grandes zones, ce qui le rend utile pour surveiller l'Arctique, car ses paysages vastes et éloignés sont difficiles à surveiller in situ.

Peu d'études ont explicitement examiné l'application de la télédétection par satellite pour la cartographie et la surveillance de l'activité des castors dans les écosystèmes nordiques. À notre connaissance, il s'agit de la première étude à tester l'application de l'algorithme BFAST, ou toute autre approche de segmentation de séries temporelles, pour détecter les perturbations liées aux castors dans les écosystèmes de la toundra. Les résultats de nos travaux fournissent des informations qui pourraient contribuer à des efforts de recherche ciblés visant à développer un flux de travail semi-automatique pour détecter les perturbations liées au castor et surveiller l'expansion du castor dans l'Arctique. Cette recherche met en évidence la complexité du changement de la toundra et ajoute à notre compréhension de la dynamique actuelle et future du paysage du castor. Bien que l'analyse temporelle des changements abruptes ait donné des résultats prometteurs, d'autres travaux sont nécessaires pour déterminer le plein potentiel et les limites de cette approche de surveillance. Puisque ce projet a été élaboré en collaboration avec Nunavik Geomatics, qui poursuit en ce moment ces recherches, les résultats présentés contribuent aux efforts locaux de suivi, de gestion et d'adaptation face à l'expansion du castor au Nunavik. Les travaux récents de Nunavik Geomatics se concentrent sur l'acquisition et l'interprétation d'imagerie satellite à haute résolution (i.e. SPOT and SkySat à une résolution de 50-cm) pour quatre sites d'étude : 1) site ayant été recensé avec présence confirmée de barrages, 2) site n'ayant pas été recensé avec des barrages connus des chasseurs, 3) site n'ayant pas été recensé, sans barrage connu, mais avec des observations de castors par les chasseurs et 4) site n'ayant pas été recensé, sans barrage connus, mais étant caractérisé par un habitat favorable pour le castor.

Les techniques de télédétection offrent des possibilités intéressantes pour étudier l'impact du castor (et d'autres applications environnementales) sur les périodes courtes et graduelles au cours desquelles des changements environnementaux peuvent se produire. La télédétection pourrait contribuer à la caractérisation de l'ensemble des conditions qui déterminent l'établissement du castor dans la toundra et aider à l'élaboration de modèles d'occupation de l'habitat par le castor afin d'évaluer sa distribution et de prédire les changements futurs de son aire de répartition.

Références

AMAP (2019). *Arctic Climate Change Update 2019*.

Beamish, A., Reynolds, M.K., Epstein, H., Frost, G.V., Macander, M.J., Bergstedt, H., Bartsch, A., Kruse, S., Miles, V., Tanis, C.M., Heim, B., Fuchs, M., Chabrilat, S., Shevtsova, I., Verdonen, M., Wagner, J. (2020). Recent trends and remaining challenges for optical remote sensing

of Arctic tundra vegetation: A review and outlook. *Remote Sens. Environ.* 246, 111872. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111872>

- Beck, I., Ludwig, R., Bernier, M., Lévesque, E., Boike, J. J. (2015). Assessing permafrost degradation and land cover changes (1986–2009) using remote sensing data over Umiujaq, sub-arctic Québec. *Permafrost and Periglacial Processes*. 26, 129–141.
- Christensen, T., J. Payne, M. Doyle, G. Ibarguchi, J. Taylor, N.M. Schmidt, M. Gill, M. Svoboda, M. Aronsson, C. Behe, C. Buddle, C. Cuyler, A.M. Fosaa, A.D Fox, S. Heiðmarsson, P. Henning Krogh, J. Madsen, D. McLennan, J. Nymand, C. Rosa, J. Salmela, R. Shuchman, M. Soloviev, and M. Wedege. (2013). *The Arctic Terrestrial Biodiversity Monitoring Plan*. CAFF Monitoring Series Report Nr. 7. CAFF International Secretariat. Akureyri, Iceland. ISBN 978-9935-431-26-4
- Cuerrier, A., Brunet, N.D., Gérin-Lajoie, J., Downing, A., Lévesque, E.J. (2015). The study of Inuit knowledge of climate change in Nunavik, Quebec: a mixed methods approach. *Human Ecology*. 43, 379–394.
- Cunningham, J.M., Calhoun, A.J.K., Glanz, W.E. (2006). Patterns of Beaver Colonization and Wetland Change in Acadia National Park. *Northeast. Nat.* 13, 583–596. [https://doi.org/10.1656/1092-6194\(2006\)13\[583:POBCAW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1092-6194(2006)13[583:POBCAW]2.0.CO;2)
- Czerwinski, C.J., King, D.J., Mitchell, S.W. (2014). Mapping forest growth and decline in a temperate mixed forest using temporal trend analysis of Landsat imagery, 1987–2010. *Remote Sens. Environ.* 141, 188–200. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.11.006>
- Du, J. & W. (2019). Remote Sensing of Environmental Changes in Cold Regions: Methods, Achievements and Challenges. *Remote Sens.* 11.
- Fraser, R., Olthof, I., Carrière, M., Deschamps, A., Pouliot, D. (2012). A method for trend-based change analysis in Arctic tundra using the 25-year Landsat archive. *Polar Rec.* 48, 83–93. <https://doi.org/10.1017/S0032247411000477>
- Jarema, S.I. (2008). *The abundance and distribution of beavers (Castor canadensis) in Québec, Canada* (Thesis/Dissertation). Library and Archives Canada, Ottawa.
- Jones, B.M., Tape, K.D., Clark, J.A., Nitze, I., Grosse, G., Disbrow, J. (2020). Increase in beaver dams controls surface water and thermokarst dynamics in an Arctic tundra region, Baldwin Peninsula, northwestern Alaska. *Environ. Res. Lett.* 15, 075005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab80f1>
- Jorgenson, M.T., Grosse, G. (2016). Remote Sensing of Landscape Change in Permafrost Regions: Remote Sensing of Landscape Change in Permafrost Regions. *Permafrost and Periglacial Processes*. 27, 324–338. <https://doi.org/10.1002/ppp.1914>

- Ju, J., Masek, J.G. (2016). The vegetation greenness trend in Canada and US Alaska from 1984–2012 Landsat data. *Remote Sensing of Environment*. 176, 1–16.
- Jung, T.S., Frandsen, J., Gordon, D.C., Mossop, D.H. (2017). Colonization of the Beaufort Coastal Plain by Beaver (*Castor canadensis*): A Response to Shrubification of the Tundra? *Can. Field-Nat.* 130, 332. <https://doi.org/10.22621/cfn.v130i4.1927>
- Kuenzer, C., Ottinger, M., Wegmann, M., Guo, H., Wang, C., Zhang, J., Dech, S., Wikelski, M. (2014). Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks. *Int. J. Remote Sens.* 35, 6599–6647. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.964349>
- Lemay, M., Allard, M., 2012. Allard, M. and M. Lemay. (2012). *Nunavik and Nunatsiavut: From science to policy. An Integrated Regional Impact Study (IRIS) of climate change and modernization*. ArcticNet Inc., Quebec City, Canada, 303p. <https://doi.org/10.13140/2.1.1041.7284>
- Leyequien, E., Verrelst, J., Slot, M., Schaepman-Strub, G., Heitkönig, I.M.A., Skidmore, A. (2007). Capturing the fugitive: Applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*. 9, 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.08.002>
- Makivik Corporation. (2021). *Arctic char in a changing climate: community priorities and recommendations*. Report. Makivik Corporation, Kuujuaq, Quebec. 91 p. English: <https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86318.pdf>, Inuktitut: <https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86319.pdf>
- Martin, S.L., Jasinski, B.L., Kendall, A.D., Dahl, T.A., Hyndman, D.W. (2015). Quantifying beaver dam dynamics and sediment retention using aerial imagery, habitat characteristics, and economic drivers. *Landsc. Ecol.* 30, 1129–1144. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0165-9>
- McManus, Kelly M., Morton, D.C., Masek, J.G., Wang, D., Sexton, J.O., Nagol, J.R., Ropars, P., Boudreau, S. (2012). Satellite-based evidence for shrub and graminoid tundra expansion in northern Quebec from 1986 to 2010. *Glob. Change Biol.* 18, 2313–2323. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02708.x>
- Myers-Smith, I.H., Forbes, B.C., Wilking, M., Hallinger, M., Lantz, T., Blok, D., Tape, K.D., Macias-Fauria, M., Sass-Klaassen, U., Lévesque, E., Boudreau, S., Ropars, P., Hermanutz, L., Trant, A., Collier, L.S., Weijers, S., Rozema, J., Rayback, S.A., Schmidt, N.M., Schaepman-Strub, G., Wipf, S., Rixen, C., Ménard, C.B., Venn, S., Goetz, S., Andreu-Hayles, L., Elmendorf, S., Ravolainen, V., Welker, J., Grogan, P., Epstein, H.E., Hik, D.S. (2011). Shrub expansion in tundra ecosystems: dynamics, impacts and research priorities. *Environ. Res. Lett.* 6, 045509. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/045509>

- Naiman, R.J., Johnston, C.A., Kelley, J.C. (1988). Alteration of North American Streams by Beaver. *BioScience*. 38, 753–762. <https://doi.org/10.2307/1310784>
- Nitze, I., Grosse, G., 2016. Detection of landscape dynamics in the Arctic Lena Delta with temporally dense Landsat time-series stacks. *Remote Sens. Environ.* 181, 27–41. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.03.038>
- Pasquarella, V. (2016). *Utilizing the Landsat spectral-temporal domain for improved mapping and monitoring of ecosystem state and dynamics* (Thesis/Dissertation). Boston University.
- Ropars, P., Lévesque, E., Boudreau, S. (2015). How do climate and topography influence the greening of the forest-tundra ecotone in northern Québec? A dendrochronological analysis of *Betula glandulosa*. *J. Ecol.* 103, 679–690. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12394>
- Serreze, M.C., Barry, R.G. (2011). Processes and impacts of Arctic amplification: A research synthesis. *Glob. Planet. Change*. 77, 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.03.004>
- Tape, K.D., Gustine, D.D., Ruess, R.W., Adams, L.G., Clark, J.A. (2016). Range Expansion of Moose in Arctic Alaska Linked to Warming and Increased Shrub Habitat. *PLOS ONE*. 11, e0152636. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152636>
- Tape, K.D., Jones, B.M., Arp, C.D., Nitze, I., Grosse, G. (2018). Tundra be dammed: Beaver colonization of the Arctic. *Glob. Change Biol.* 24, 4478–4488. <https://doi.org/10.1111/gcb.14332>
- Townsend, P.A., Butler, D.R. (1996). Patterns of landscape use by beaver on the Lower Roanoke River floodplain, North Carolina. *Phys. Geogr.* 17, 253–269. <https://doi.org/10.1080/02723646.1996.10642584>
- Tremblay, B., Lévesque, E., Boudreau, S. (2012). Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: evidence from Eastern Nunavik. *Environ. Res. Lett.* 7, 035501. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/3/035501>
- Wang, D., Shao, Q., Yue, H. (2019). Surveying Wild Animals from Satellites, Manned Aircraft and Unmanned Aerial Systems (UASs): A Review. *Remote Sens.* 11, 1308. <https://doi.org/10.3390/rs11111308>
- Wheeler, H.C., Høye, T.T., Svenning, J.-C. (2018). Wildlife species benefitting from a greener Arctic are most sensitive to shrub cover at leading range edges. *Glob. Change Biol.* 24, 212–223. <https://doi.org/10.1111/gcb.13837>
- Wright, J.P., Jones, C.G., Flecker, A.S. (2002). An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*. 132, 96–101. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0929-1>

Zhou, J., Tape, K.D., Prugh, L., Kofinas, G., Carroll, G., Kielland, K. (2020). Enhanced shrub growth in the Arctic increases habitat connectivity for browsing herbivores. *Glob. Change Biol.* 26, 3809–3820. <https://doi.org/10.1111/gcb.15104>

CHAPITRE 4 : Méthode d'évaluation du coût de remplacement de la récolte faunique

Les systèmes alimentaires autochtones sont des systèmes socio-écologiques situés à l'intersection de l'économie et de l'environnement. La nourriture traditionnelle contribue à la sécurité alimentaire, à l'apport en nutriments et à l'économie sociale des peuples autochtones. Cependant, l'accessibilité et l'utilisation des aliments traditionnels sont de plus en plus limitées par le coût élevé de l'équipement, l'évolution des préférences alimentaires et les changements environnementaux. Les aliments achetés en magasin contribuent donc également à l'alimentation dans les communautés inuites et le coût élevé de ces aliments, combiné à de faibles revenus, est un obstacle majeur à la sécurité alimentaire dans plusieurs régions. Au Nunavik, selon le Inuit Health Survey de 2004, la contribution des aliments achetés en magasin à l'apport en nutriments était généralement plus élevée que celle des aliments traditionnels qui contribuaient 16% de l'apport en calories et 25% de l'apport en protéines.

Étant donné le manque d'évaluation monétaire de la valeur des systèmes alimentaires autochtones, ils sont souvent marginalisés, voire ignorés ou mis à l'écart, à travers les politiques de développement économique et de sécurité alimentaire. Puisque les systèmes alimentaires autochtones sont fondamentalement inestimables, communiquer leur valeur monétaire nécessite de les comparer à quelque chose de monnayable, tout en reconnaissant que la comparaison reste inévitablement imparfaite et incomplète. À travers les travaux de Duncan Warltier, nous avons développé une approche basée sur un coût de remplacement, soit ce qu'il en coûterait pour acheter en magasin suffisamment d'aliments pour remplacer les protéines et l'énergie obtenues par les autochtones à travers la récolte faunique. En utilisant les données de récolte faunique à travers le Nunavut, la valeur nutritionnelle des aliments traditionnels et des aliments en magasin, ainsi que le coût des aliments en magasin, nous avons évalué le coût de remplacement des protéines contenues dans la récolte faunique du Nunavut (voir l'information présentée dans la section suivante qui a été extraite et traduite en français à partir de l'article scientifique publié dans la revue *Arctic* [en lien ici](#)).

Le système alimentaire traditionnel du Nunavik est inestimable à bien des égards, mais une meilleure évaluation de sa valeur monétaire peut contribuer à la reconnaissance de l'ampleur et de la portée de ses contributions et à ce qu'il soit prioritaire dans les initiatives de sécurité alimentaire et de développement économique du nord québécois. C'est pourquoi, à travers les travaux de Duncan Warltier, nous sommes présentement en train d'utiliser les données de récolte faunique au Nunavik pour appliquer cette nouvelle méthode afin d'évaluer le coût de remplacement du système alimentaire autochtone dans l'Arctique québécois. Les résultats préliminaires de ces travaux réalisés par Duncan Warltier montrent que la récolte faunique permet aux communautés du Nunavik d'obtenir une importante quantité d'énergie et de protéines, la plupart du temps au-delà des valeurs quotidiennes recommandées. De plus, les

coûts de remplacement de cette énergie et de ces protéines provenant de la récolte faunique peuvent atteindre des dizaines de millions de dollars pour l'ensemble du territoire du Nunavik.

Évaluation du coût des aliments traditionnels au Nunavut basée sur le remplacement de l'énergie et des protéines

Auteurs :

Duncan W. Warltier, Manuelle Landry-Cuerrier and Murray M. Humphries

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir de :

Warltier, D.W., Landry-Cuerrier, M. and Humphries, M.M., 2021. Valuation of Country Food in Nunavut Based on Energy and Protein Replacement. *Arctic*, 74(3): 355-371.

<https://doi.org/10.14430/arctic73390>

Résumé

Aborder le concept de valeur à travers les pluralités des systèmes alimentaires des peuples autochtones exige une attention particulière envers l'économie et l'environnement, la nourriture et la faune, ainsi que la santé des personnes et du territoire. Estimer la valeur d'entités distinctes est toujours difficile, mais s'avère souvent essentiel pour décrire la richesse et le bien-être collectifs, quantifier les compromis et envisager une compensation lorsque l'un est favorisé au détriment d'un autre. Dans le cadre de cette étude, nous avons estimé la valeur de remplacement des aliments traditionnels du Nunavut. Nous avons combiné des informations sur la quantité et la composition nutritionnelle des aliments traditionnels récoltés avec le contenu nutritionnel et le prix local des aliments achetés en magasin. En comparant les apports nutritionnels recommandés à la moyenne sur cinq ans de l'énergie et des protéines disponibles dans les récoltes déclarées, on constate que 17 des 21 communautés du Nunavut récoltent suffisamment d'aliments traditionnels pour satisfaire les besoins en protéines de tous les membres de la communauté. Le système d'alimentation traditionnelle du Nunavut récolte annuellement cinq millions de kilogrammes d'aliments riches en protéines à travers tout le territoire, ce qui représenterait des achats d'aliments protéinés en magasin d'une valeur de 198 millions de dollars. La valeur de remplacement se situe entre 13,19 \$ et 39,67 \$ par kilogramme, selon que l'on considère le remplacement de l'énergie ou celui des protéines et si l'on inclut ou non des subventions pour les aliments achetés en magasin. Ces estimations sont plus élevées que la plupart des estimations antérieures de la valeur des aliments locaux, car elles reflètent davantage la richesse énergétique et nutritionnelle des aliments traditionnels ainsi que le prix élevé des aliments achetés en magasin dans les communautés nordiques. Le système alimentaire traditionnel est inestimable à bien des égards. Or, une meilleure connaissance du coût de remplacement de son apport en énergie et en protéines ainsi que de l'étendue de sa

valeur nutritionnelle et culturelle pourrait contribuer à la priorisation des systèmes alimentaires locaux dans les initiatives de sécurité alimentaire et de développement économique du Nord.

Introduction

Les modes de vie des peuples autochtones et des régions nordiques relient l'économie et l'environnement (Kuokkanen 2011), la nourriture et la faune (Kuhnlein et Humphries 2017), et la santé des personnes à la santé de la terre (Dudley et al. 2015). Communiquer la valeur et le statut à travers ces pluralités est toujours difficile car elles sont ségréguées dans la gouvernance, la politique et l'évaluation contemporaines (Lysenko et Schott 2019). C'est toutefois un exercice souvent essentiel pour décrire la richesse et le bien-être collectifs, quantifier les compromis et envisager une compensation lorsqu'un système est favorisé au détriment d'un autre.

Les systèmes alimentaires et la sécurité alimentaire des peuples nordiques et autochtones sont des phénomènes socio-écologiques situés à l'intersection de l'économie et de l'environnement, de la nourriture et de la faune, et du bien-être bioculturel (Kuhnlein et al. 2009). La nourriture traditionnelle (subsistance axée sur la chasse, la pêche et la cueillette locale d'animaux et de plantes sauvages, Searles 2016) contribue de manière essentielle à la sécurité alimentaire (Ford et Berrang-Ford 2009), à l'apport en nutriments (Johnson-Down et Egeland 2010, Kenny et al. 2018a) et à l'économie sociale de l'Inuit Nunangat (Natcher 2009, Harder et Wenzel 2012). Cependant, la consommation d'aliments traditionnels subit les effets négatifs des coûts élevés de l'équipement de récolte (Wenzel 2000, Lambden et al. 2007), de l'évolution des préférences alimentaires (Kuhnlein et Receveur 1996, Sheehy et al. 2013), et des changements climatiques et d'utilisation des terres qui ont un impact sur la faune et restreignent l'accès aux zones de récolte (Chan et al. 2006, Wenzel 2009).

Les aliments achetés en magasin contribuent également de façon importante à la nutrition et à la sécurité alimentaire dans les communautés du Nord et de l'Arctique. Le coût élevé des aliments achetés en magasin, combiné à de faibles revenus et à un accès limité à une économie basée sur les salaires, est un obstacle largement identifié à la sécurité alimentaire au Nunavut (Nunavut Food Security Coalition 2014) et dans l'ensemble des régions du Nord (CCA 2014). Les taux élevés d'insécurité alimentaire dans tout le Nord du Canada ont été attribués à divers facteurs, notamment l'accès limité, la disponibilité et l'utilisation d'aliments sains traditionnels ou d'aliments sains achetés en magasin (CCA 2014). Ceci est particulièrement vrai au Nunavut, où l'insécurité alimentaire touche de 50 % à 80 % des ménages, ce qui est 10 fois plus élevé que la moyenne canadienne (Wakegijig et al. 2013, Nunavut Food Security Coalition 2014). La mesure dans laquelle l'économie, l'environnement et la culture co-déterminent la sécurité alimentaire se reflète dans la façon dont la Coalition pour la Sécurité Alimentaire du Nunavut (Nunavut Food Security Coalition 2014:2) décrit les quatre composantes de la sécurité alimentaire au Nunavut : "la disponibilité (suffisamment d'animaux sauvages sur la terre ou de produits d'épicerie au magasin), l'accessibilité (suffisamment d'argent pour l'équipement de chasse ou les aliments achetés au magasin, et la capacité de s'en procurer), la qualité (des

aliments sains valorisés culturellement) et l'utilisation (les connaissances sur la façon d'obtenir, d'entreposer, de préparer et de consommer les aliments)."

Le développement économique, la sécurité alimentaire et l'adaptation aux changements climatiques sont devenus les principaux piliers des politiques et des investissements dans le Nord.

Méthodes et résultats

Notre méthode d'évaluation du coût des aliments traditionnels combine les données de récolte de la « Nunavut Wildlife Harvest Study » (NWSH, Priest et Usher 2004), la composition nutritionnelle des aliments traditionnels du Fichier Canadien sur les Éléments Nutritifs (FCÉN, Santé Canada 2018), ainsi que le prix et la teneur en éléments nutritifs des aliments achetés en magasin inclus dans les Paniers de Provisions Nordiques Révisés (PPNR, Nutrition Nord Canada 2018). Notre analyse comprend les données sur les récoltes fauniques de 27 communautés du Nunavut (dont 13 communautés de la région de Qikiqtaaluk, sept communautés de la région de Kitikmeot et sept communautés de la région de Kivalliq) et les données sur les prix du PPNR de 21 communautés.

Si l'on compare l'énergie et les protéines disponibles dans les récoltes déclarées à l'apport nutritionnel recommandé (ANR), on constate que 17 des 21 communautés du Nunavut récoltent suffisamment d'aliments traditionnels pour satisfaire les besoins en protéines de tous les membres de la communauté, alors que seulement une des 21 communautés récolte suffisamment d'aliments traditionnels pour satisfaire les besoins en énergie de tous (Figure 4.1). De plus, la comparaison entre les coûts annuels des aliments achetés au magasin et les revenus déclarés indique que les coûts estimés des aliments achetés au magasin représentent plus de 50 % du revenu total médian dans 19 des 21 communautés du Nunavut et plus de 80 % dans 15 des 21 communautés.

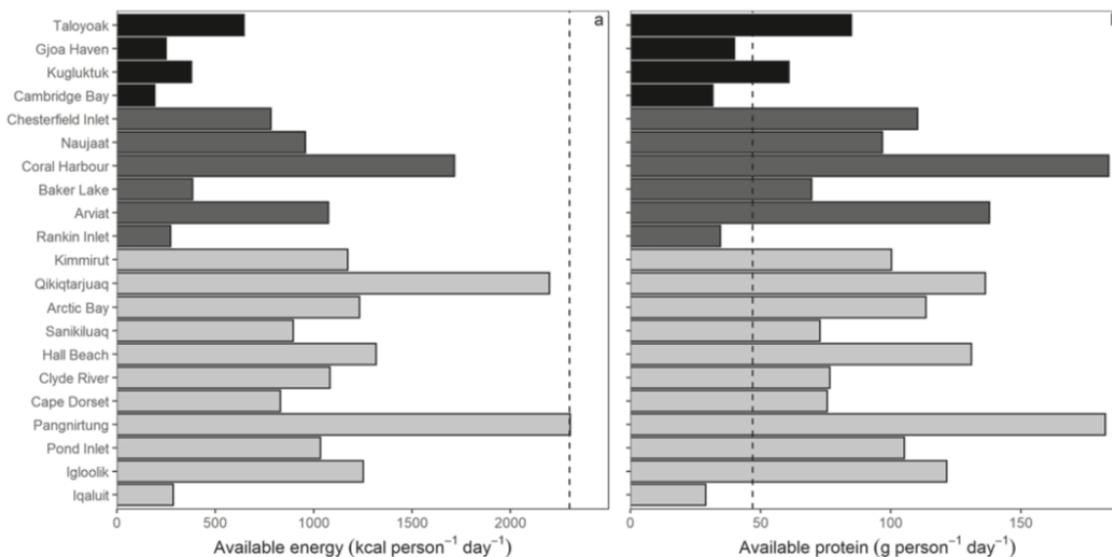


Figure 4.1. Énergie disponible (a, kcal personne⁻¹ jour⁻¹) et protéines (b, g personne⁻¹ jour⁻¹) provenant de la récolte d'aliments traditionnels déclarée dans les régions et communautés du Nunavut, en supposant une distribution et une consommation homogènes de la récolte. Les lignes pointillées représentent les apports nutritionnels recommandés (ANR) moyens pour l'énergie et les protéines.

Selon les teneurs moyennes en énergie et en protéines de la portion consommée des aliments traditionnels et leur valeur estimée de remplacement par des aliments achetés en magasin, une portion de 1 kg d'aliments traditionnels typiques du Nunavut a une valeur énergétique de 13,19 \$ kg⁻¹ (ou 17,53 \$ kg⁻¹ sans subvention) et une valeur protéique de 30,17 \$ kg⁻¹ (ou 39,67 \$ kg⁻¹ sans subvention). Les valeurs de remplacement des protéines et, en particulier, les valeurs de remplacement des protéines excluant la subvention de Nutrition Nord Canada, sont plus élevées que la plupart, sinon toutes les estimations précédentes de la valeur des aliments locaux (Tableau 4.1).

Tableau 4.1. Les évaluations des systèmes alimentaires traditionnels, exprimées en \$ kg⁻¹ de 2016, comparant nos évaluations basées sur le remplacement des nutriments par des protéines ou de l'énergie (avec ou sans la subvention Nutrition Nord) aux évaluations antérieures basées sur le remplacement de la masse ou la valeur d'échange.

Valeur (\$ kg ⁻¹)	Base de l'évaluation	Région	Source
39.67	Remplacement des protéines, coût des aliments achetés localement en magasin, non subventionné	Nunavut	Présente étude
35.52	Remplacement en masse, coût des aliments achetés localement en magasin	Yukon	DeLury et al. 1975
30.17	Remplacement des protéines, coût des aliments achetés localement en magasin, subventionné	Nunavut	Présente étude
18.86	Remplacement en masse, coût des aliments achetés localement en magasin	Baie James et Baie d'Hudson, Ontario	Berkes et al. 1994
17.61	Pas clairement décrit dans la source	Alaska	O'Garra 2017
17.53	Remplacement de l'énergie, coût des aliments achetés localement en magasin, non subventionné	Nunavut	Présente étude
13.19	Remplacement de l'énergie, coût des aliments achetés localement en magasin, non subventionné	Nunavut	Présente étude
17.81	Pas clairement décrit dans la source	Nunavut	Wenzel 2009
9.41	Remplacement en masse, coût des aliments achetés localement en magasin	Fort Severn, Ontario	Pal et al. 2013
3.12	Valeur de troc/échange dans la communauté	Iles Banks, TNO	Usher 1971

Discussion

L'évaluation du système alimentaire traditionnel du Nunavut, en fonction des prix locaux des aliments achetés en magasin nécessaires pour remplacer les nutriments récoltés, indique une valeur de remplacement moyenne territoriale de 13 \$ kg⁻¹ pour l'énergie et de 30 \$ kg⁻¹ pour les protéines contenues dans les aliments traditionnels. Ces valeurs s'élèvent à 18 \$ kg⁻¹ pour l'énergie et à 40 \$ kg⁻¹ pour les protéines lorsque les coûts des aliments achetés en magasin ne sont pas réduits par les programmes de subvention de Nutrition Nord Canada. Ces évaluations sont plus élevées que la plupart des valeurs financières estimées précédemment pour les récoltes d'aliments locaux (Usher 1971, DeLury et al. 1975, Berkes et al. 1994, Wenzel 2009, Pal et al. 2013) parce qu'elles reflètent davantage la richesse énergétique et nutritive des aliments

traditionnels (InterGroup Consultants Ltd. 2013) et le prix élevé et subventionné des aliments achetés en magasin dans les communautés nordiques.

En ajustant la valeur de 40 \$ kg⁻¹ de nourriture traditionnelle à l'échelle de l'ensemble de la récolte faunique documentée au cours des cinq années de la NWHS, on obtient que le système d'alimentation traditionnelle du Nunavut récolte l'équivalent de 198 millions de dollars par an en protéines. Ceci éclipse l'évaluation annuelle de 3,5 millions de dollars appliquée au secteur de la chasse, de la pêche et du piégeage par le Bureau des Statistiques du Nunavut. L'évaluation des secteurs des ressources naturelles fondée sur le PIB met l'accent sur les contributions de l'exploitation minière, du pétrole et du gaz (> 500 millions de dollars en 2016, combinés) à l'économie du Nunavut (GN 2019), mais le système alimentaire traditionnel pourrait être plus susceptible de générer une richesse qui demeure au sein du territoire et qui est bien répartie entre les régions et les ménages (Bernauer 2019).

Le système socio-écologique du Nunavut, plus précisément les régimes fauniques, peut signifier que la sécurité alimentaire locale est sensible à la fois à l'écologie locale, mais également aux politiques de récolte régionales, ce qui souligne l'importance des projets à long terme qui surveillent les changements alimentaires (Redwood et al. 2019). La population du Nunavut a également augmenté depuis la période de la NWHS entre 1996 et 2000. En effet, la NWHS indique une population inuite au Nunavut de 22 947 personnes en 1999 (Priest et Usher 2004), tandis que le recensement canadien de 2016 fait état de 30 140 résidents inuits au Nunavut (Statistique Canada 2017). L'augmentation de la population pose le risque de remettre davantage en question la sécurité alimentaire dans la région, nécessitant soit une augmentation des niveaux de récolte totale, soit le partage de nourriture traditionnelle entre un plus grand nombre de personnes, dans le cas où la récolte totale reste constante ou diminue. La complexité du système alimentaire souligne à nouveau la nécessité que la sécurité alimentaire et les politiques de gestion de la faune soient traitées conjointement, tout en s'assurant que les politiques de santé et la gestion de la faune soient considérées l'une par rapport à l'autre (Kenny et al. 2018b, Lysenko et Schott 2019).

Cette étude met l'emphase sur la richesse en aliments traditionnels des communautés du Nunavut et sur l'importance de la contribution des aliments traditionnels à la nutrition et à la sécurité alimentaire de la région. Les aliments traditionnels sont également des aliments culturellement adéquats, un attribut essentiel qui est délibérément incorporé dans la définition même de la sécurité alimentaire (FAO 1996). Le fait que des aliments soient peu abordables est un obstacle à la sécurité alimentaire reconnu à l'échelle mondiale. Les coûts des aliments qui dépassent 80 % du revenu indiquent une pauvreté alimentaire grave (Lee et al. 2013). En moyenne, dans les communautés du Nunavut, l'achat d'aliments achetés en magasin pour une famille de quatre personnes pendant un an (52 PPNR = 22 489 \$) nécessite 81 % du revenu médian d'une personne seule (moyenne de la communauté du Nunavut = 27 890 \$).

Afin de diminuer la pauvreté alimentaire, il faut réduire le prix des aliments achetés en magasin, augmenter les revenus, ou les deux. Le programme fédéral de subvention Nutrition Nord

Canada réduit déjà d'environ 28 % le coût des aliments achetés en magasin au Nunavut. En l'absence de ce programme de subvention, l'indice de pauvreté alimentaire moyen de toutes les communautés du Nunavut serait de 122 % et celui des communautés du Nunavut excluant les capitales régionales serait de 133 %. Cependant, d'autres mesures de la pauvreté et de la richesse alimentaires sont nécessaires au Nunavut et dans d'autres régions où les aliments achetés au magasin ne sont pas les seuls aliments consommés et où les revenus déclarés ne sont pas la seule forme de richesse des communautés et des ménages (voir Lysenko et Schott 2019 pour une discussion plus approfondie sur la pauvreté alimentaire).

Le mot *inuktitut* désignant la nourriture traditionnelle, *niqituinnaq*, qui signifie " vraie nourriture ", souligne le rôle primordial des aliments qui ne proviennent pas du magasin (Wenzel 1991, 2016). Nos résultats mettent en évidence l'ampleur de la richesse en aliments traditionnels dans l'ensemble des communautés du Nunavut et la concentration de la richesse en aliments traditionnels au sein des communautés caractérisées par une extrême pauvreté alimentaire associée au coût élevé des aliments achetés en magasin par rapport au revenu. Il est important de noter que les évaluations du coût de la nourriture traditionnelle que nous présentons ici sont des valeurs brutes qui ne tiennent pas compte des coûts financiers et d'équipement liés à la récolte. S'adonner à la chasse au Nunavut coûte cher, et les obstacles financiers à l'accès à la nourriture traditionnelle peuvent être aussi importants et graves que les obstacles financiers à l'accès aux aliments achetés en magasin. La nourriture traditionnelle n'a peut-être pas de prix, mais elle n'est pas gratuite. Le maintien et l'amélioration de l'accès aux aliments traditionnels exigent également des ressources financières. La disponibilité de certaines espèces comptées parmi les aliments traditionnels est affectée par la variation naturelle des niveaux de population, et la planification de la sécurité alimentaire doit en tenir compte. La littérature indique que les communautés qui consomment un régime alimentaire diversifié ont une meilleure capacité d'adaptation face à la perte ou à la réduction des niveaux de récolte d'une espèce (Beaumier et al. 2015). Il a également été démontré que les connaissances traditionnelles liées à une grande variété d'espèces récoltées peuvent contribuer à l'adaptation aux changements climatiques en permettant la récolte d'autres espèces lorsque l'abondance ou l'accès à une espèce primaire diminue (Ford et al. 2008, Wenzel 2009).

Les méthodes d'évaluation des aliments traditionnels décrites ici devraient pouvoir être appliquées à d'autres régions de l'Inuit Nunangat et aux systèmes alimentaires traditionnels et locaux des cultures autochtones vivant ailleurs en Amérique du Nord et dans le monde. Plusieurs auteurs ont maintenant souligné l'importance de décrire la sécurité alimentaire autochtone en tenant compte de l'importance de la nourriture locale aux côtés de nombreux autres éléments systématiques contribuant à la sécurité alimentaire des ménages (Kenny et al. 2018b, Lysenko et Schott 2019). L'argent ne définit pas le système alimentaire traditionnel. Toutefois, étant donné la richesse que représentent les aliments traditionnels et l'opportunité bio-culturelle d'une utilisation durable des ressources renouvelables pour les régions éloignées et nordiques, l'investissement financier dans les systèmes alimentaires traditionnels, allant du soutien du revenu des personnes effectuant la récolte à la conservation de la faune, peut être

aussi efficace, voire plus, que les efforts axés sur l'amélioration de l'accessibilité financière des aliments achetés en magasin.

Références

- Beaumier, M., Ford, J.D., and Tagalik, S. 2015. The food security of Inuit women in Arviat, Nunavut: The role of socio-economic factors and climate change. *Polar Record* 51(5):550 – 559. <https://doi.org/10.1017/S0032247414000618>
- Berkes, F., George, P.J., Preston, R.J., Hughes, A., Turner, J., and Cummins, B.D. 1994. Wildlife harvesting and sustainable regional native economy in the Hudson and James Bay Lowland, Ontario. *Arctic* 47(4):350 – 360. <https://doi.org/10.14430/arctic1308>
- Bernauer, W. 2019. The limits to extraction: Mining and colonialism in Nunavut. *Canadian Journal of Development Studies* 40(3):404 – 422. <https://doi.org/10.1080/02255189.2019.1629883>
- CCA (Council of Canadian Academies). 2014. Aboriginal food security in northern Canada: An assessment of the state of knowledge. Ottawa, Ontario: Expert Panel on the State of Knowledge of Food Security in Northern Canada, CCA. https://cca-reports.ca/wp-content/uploads/2018/10/foodsecurity_fullreporten.pdf
- Chan, H.M., Fediuk, K., Hamilton, S., Rostas, L., Caughey, A., Kuhnlein, H., Egeland, G., and Loring, E. 2006. Food security in Nunavut, Canada: Barriers and recommendations. *International Journal of Circumpolar Health* 65(5):416 – 431. <https://doi.org/10.3402/ijch.v65i5.18132>
- DeLury, R.T., Steigenberger, L.W., and Elson, M.S. 1975. Aspects of the historical and present day fisheries exploitation in the northern Yukon Territory. In: Steigenberger, L.W., Elson, M.S., and DeLury, R.T., eds. *Northern Yukon Fisheries Studies, 1971 – 1974, Vol. I. PAC/T-75-19*. Environmental-Social Committee, Northern Pipelines, Task Force on Northern Oil Development. Ottawa, Ontario: Environment Canada, Fisheries and Marine Service. ix + 66 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/15008.pdf>
- Dudley, J.P., Hoberg, E.P., Jenkins, E.J., and Parkinson, A.J. 2015. Climate change in the North American Arctic: A one health perspective. *EcoHealth* 12:713 – 725. <https://doi.org/10.1007/s10393-015-1036-1>
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1996. Rome declaration on world food security and world food summit plan of action. World Food Summit 13 – 17 November 1996, Rome. <https://digitallibrary.un.org/record/195568?ln=en>
- Ford, J.D., and Berrang-Ford, L. 2009. Food security in Igloodik, Nunavut: An exploratory study. *Polar Record* 45(3):225 – 236. <https://doi.org/10.1017/S0032247408008048>
- Ford, J.D., Smit, B., Wandel, J., Allurut, M., Shappa, K., Ittusarjuat, H., and Qrunnut, K. 2008. Climate change in the Arctic: Current and future vulnerability in two Inuit communities in

- Canada. The Geographical Journal 174(1):45 – 62. <https://doi.org/10.1111/j.1475-4959.2007.00249.x>
- GN (Government of Nunavut). 2019. Economic data. Iqaluit: Department of Executive and Intergovernmental Affairs, Nunavut Statistics. <https://www.gov.nu.ca/executive-and-intergovernmental-affairs/information/economic-data>
- Harder, M.T., and Wenzel, G.W. 2012. Inuit subsistence, social economy and food security in Clyde River, Nunavut. Arctic 65(3):305 – 318. <https://doi.org/10.14430/arctic4218>
- Health Canada. 2018. Canadian nutrient file (CNF): Search by food. <https://food-nutrition.canada.ca/cnf-fce/index-eng.jsp>
- InterGroup Consultants Ltd. 2013. Economic valuation and socio- cultural perspectives of the estimated harvest of the Beverly and Qamanirjuaq caribou herds, rev. version. Submitted to: Beverly and Qamanirjuaq Caribou Management Board, PO Box 629, Stonewall, Manitoba R0C 2Z0, Canada. https://arctic-caribou.com/pdf/CaribouEconomicValuationRevisedReport_20131112.pdf
- Johnson-Down, L., and Egeland, G.M. 2010. Adequate nutrient intakes are associated with traditional food consumption in Nunavut Inuit children aged 3–5 years. The Journal of Nutrition 140(7):1311 – 1316. <https://doi.org/10.3945/jn.109.117887>
- Kenny, T.-A., Hu, X.F., Kuhnlein, H.V., Wesche, S.D., and Chan, H.M. 2018a. Dietary sources of energy and nutrients in the contemporary diet of Inuit adults: Results from the 2007–08 Inuit Health Survey. Public Health Nutrition 21(7):1319 – 1331. <https://doi.org/10.1017/S1368980017003810>
- Kenny, T.-A., Fillion, M., Simpkin, S., Wesche, S.D., and Chan, H.M. 2018b. Caribou (*Rangifer tarandus*) and Inuit nutrition security in Canada. EcoHealth 15:590 – 607. <https://doi.org/10.1007/s10393-018-1348-z>
- Kuhnlein, H.V., and Humphries, M.M. 2017. Traditional animal foods of Indigenous peoples of northern North America: Montreal, Québec: Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University. <http://traditionalanimalfoods.org/>
- Kuhnlein, H.V., and Receveur, O. 1996. Dietary change and traditional food systems of Indigenous peoples. Annual Review of Nutrition 16: 417 – 442. <https://doi.org/10.1146/annurev.nu.16.070196.002221>
- Kuhnlein, H.V., Erasmus, B., and Spigelski, D. 2009. Indigenous peoples' food systems: The many dimensions of culture, diversity and environment for nutrition and health. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/i0370e/i0370e00.htm>

- Kuokkanen, R. 2011. Indigenous economies, theories of subsistence, and women: Exploring the social economy model for Indigenous governance. *The American Indian Quarterly* 35(2):215 – 240. <https://doi.org/10.5250/amerindiquar.35.2.0215>
- Lambden, J., Receveur, O., and Kuhnlein, H.V. 2007. Traditional food attributes must be included in studies of food security in the Canadian Arctic. *International Journal of Circumpolar Health* 66(4):308 – 319. <https://doi.org/10.3402/ijch.v66i4.18272>
- Lee, A., Mhurchu, C.N., Sacks, G., Swinburn, B., Snowden, W., Vandevijvere, S., Hawkes, C., et al. 2013. Monitoring the price and affordability of foods and diets globally. *Obesity Reviews* 14(S1):82 – 95. <https://doi.org/10.1111/obr.12078>
- Lysenko, D., and Schott, S. 2019. Food security and wildlife management in Nunavut. *Ecological Economics* 156:360 – 374. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.10.008>
- Natcher, D.C. 2009. Subsistence and the social economy of Canada's Aboriginal North. *Northern Review* 30:83 – 98.
- Nunavut Food Security Coalition. 2014. Nunavut food security strategy and action plan 2014 – 16. Iqaluit: Nunavut Tunngavik Incorporated. https://www.tunngavik.com/files/2014/05/NunavutFoodSecurityStrategy_ENGLISH.pdf
- Nutrition North Canada. 2018. Cost of the Revised Northern Food Basket in 2016 – 2017. <https://www.nutritionnorthcanada.gc.ca/eng/1519997966920/1519998026166>
- O'Garra, T. 2017. Economic value of ecosystem services, minerals and oil in a melting Arctic: A preliminary assessment. *Ecosystem Services* 24:180 – 186. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.024>
- Pal, S., Haman, F., and Robidoux, M.A. 2013. The costs of local food procurement in two northern Indigenous communities in Canada. *Food and Foodways* 21(2):132 – 152. <https://doi.org/10.1080/07409710.2013.792193>
- Priest, H., and Usher, P.J. 2004. The Nunavut wildlife harvest study: Final report. Iqaluit: Nunavut Wildlife Management Board.
- Redwood, D.G., Day, G.M., Beans, J.A., Hiratsuka, V.Y., Nash, S.H., Howard, B.V., Umans, J.G., and Koller, K.R. 2019. Alaska Native traditional food and harvesting activity patterns over 10 years of follow-up. *Current Developments in Nutrition* 3(11): nzz114. <https://doi.org/10.1093/cdn/nzz114>
- Searles, E. 2016. To sell or not to sell: Country food markets and Inuit identity in Nunavut. *Food and Foodways* 24(3- 4):194 – 212. <https://doi.org/10.1080/07409710.2016.1210899>

- Sheehy, T., Roache, C., and Sharma, S. 2013. Eating habits of a population undergoing a rapid dietary transition: Portion sizes of traditional and non-traditional foods and beverages consumed by Inuit adults in Nunavut, Canada. *Nutrition Journal* 12: 70.
<https://doi.org/10.1186/1475-2891-12-70>
- Statistics Canada. 2017. Focus on Geography Series, 2016 census. Ottawa, Ontario: Statistics Canada. <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/as-sa/fogs-spg/Index-eng.cfm>
- Usher, P.J. 1971. *The Bankslanders: Economy and ecology of a frontier trapping community*, Vol. 2: Economy and ecology. Ottawa: Northern Science Research Group, Department of Indian Affairs and Northern Development.
- Wakegijig, J., Osborne, G., Statham, S., and Issaluk, M.D. 2013. Collaborating toward improving food security in Nunavut. *International Journal of Circumpolar Health* 72(1): 21201.
<https://doi.org/10.3402/ijch.v72i0.21201>
- Wenzel, G.W. 1991. *Animal rights, human rights: Ecology, economy and ideology in the Canadian Arctic*. Toronto, Ontario: University of Toronto Press.
<https://doi.org/10.3138/9781442670877>
- Wenzel, G.W. 2000. Sharing, money, and modern Inuit subsistence: Obligation and reciprocity at Clyde River, Nunavut. *Senri Ethnological Studies* 53:61 – 85.
- Wenzel, G.W. 2009. Canadian Inuit subsistence and ecological instability—if the climate changes, must the Inuit? *Polar Research* 28(1):89 – 99. <https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2009.00098.x>
- Wenzel, G.W. 2016. To have and have not; or, has subsistence become an anachronism? In: Coddling, B.F., and Kramer, K.L., eds. *Why forage?: Hunters and gatherers in the twenty-first century*. Albuquerque: University of New Mexico Press. 43 – 60.

CHAPITRE 5 : Déterminants socio-écologiques des systèmes alimentaires autochtones

En nous basant sur le concept écologique de niche trophique, caractérisant l'utilisation des ressources chez différentes espèces, populations ou communautés écologiques, nous avons développé une méthode permettant d'évaluer les facteurs influençant l'importance relative des différentes espèces fauniques dans les systèmes alimentaires autochtones. Nous avons mené une étude sur les facteurs écologiques, géographiques et culturels pouvant influencer l'importance des espèces fauniques dans l'alimentation traditionnelle des peuples autochtones du Nord canadien (voir l'information présentée dans la section suivante qui a été extraite et traduite en français à partir de l'article scientifique publié dans la revue *Ecology & Society* [en lien ici](#)).

En utilisant une méthode similaire, à travers les travaux de Richard Boivin (voir l'information présentée dans la deuxième section suivante qui a été extraite et traduite en français à partir de l'affiche présentée dans l'annexe 6), nous avons exploré les patrons régionaux de récolte faunique des années 70 et avons démontré la différenciation de la récolte selon cinq groupes indiqués par la récolte prédominante de certaines espèces. Nous avons aussi évalué l'effet négatif de la distance géographique et culturelle sur le chevauchement des niches de récolte entre les communautés.

De plus, un article scientifique publié dans la revue FACETS (voir l'information présentée dans la troisième section suivante qui a été extraite et traduite en français à partir du manuscrit présenté dans l'annexe 7). Cette étude porte sur une synthèse de la littérature et des données décrivant comment la masse corporelle des animaux contribue à la sécurité des systèmes alimentaires autochtones par le biais de relations avec la disponibilité, l'accessibilité, l'adéquation et l'utilisation des aliments traditionnels. Nous avons constaté que les espèces vertébrées de grande taille étaient plus disponibles, plus accessibles et, en particulier pour les grands mammifères, plus utilisées. Inversement, les espèces plus grandes n'étaient ni plus ni moins adéquates d'un point de vue nutritionnel et culturel. Les espèces plus grandes représentaient plus de biomasse, et cette biomasse nécessitait moins de temps pour être récoltée, avec des retours caloriques moyens plus importants mais plus variables dans le temps. Les espèces plus petites fournissaient un rendement calorique plus constant et ont été récoltées lors de pénuries d'espèces plus grandes. Cette adaptation des systèmes alimentaires autochtones démontre l'importance de la biodiversité des espèces pour la sécurité alimentaire autochtone en période de changement. Cette synthèse met en évidence les nombreuses corrélations socio-écologiques de la diversité des masses corporelles des espèces et leur lien avec la sécurité des systèmes alimentaires autochtones.

La culture et la socio-écologie de l'utilisation des aliments locaux par les communautés autochtones du nord de l'Amérique du Nord

Auteurs :

Roxanne Tremblay, Manuelle Landry-Cuerrier et Murray M. Humphries, Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir de :

Tremblay, R., M. Landry-Cuerrier, and M. M. Humphries. 2020. Culture and the social-ecology of local food use by Indigenous communities in northern North America. *Ecology and Society* 25(2):8. <https://doi.org/10.5751/ES-11542-250208>

Résumé

Les systèmes socio-écologiques et bioculturels relient les gens à leur environnement et sont à l'intersection entre la nature et la culture. L'exploitation de la faune et de la flore locales à des fins de consommation humaine est d'une importance capitale pour la sécurité alimentaire des peuples autochtones du monde. Elle l'est également pour la conservation de la biodiversité, en tant que facteur de perte de biodiversité ou de protection de la biodiversité, dépendamment des propriétés du système. De par leur nature, les systèmes alimentaires locaux sont supposés être à la fois déterminés écologiquement et définis culturellement. Nous analysons ici des sondages standardisés sur la consommation d'aliments locaux menés dans 21 communautés autochtones du nord de l'Amérique du Nord. À l'aide de mesures de similarité alimentaire issues des sciences écologiques et d'une approche statistique de partitionnement de la variance, nous révélons l'importance profonde et dominante de la culture dans la définition des types et des quantités d'espèces animales consommées comme nourriture dans un contexte de disponibilité locale contrainte par l'environnement. Cette analyse quantitative et multicommunautaire révèle la durabilité et les déterminants culturels inhérents aux systèmes alimentaires locaux, ainsi que l'importance du couplage culture-écologie dans une ère de changements sociaux et environnementaux accélérés.

Introduction

Dans le cadre de cette étude, nous avons caractérisés les facteurs culturels et écologiques contribuant à l'utilisation des aliments locaux dans 21 communautés autochtones réparties dans le nord de l'Amérique du Nord, comprenant 7 communautés ou régions inuites et 14 communautés des Premières Nations (Figure 5.1). Pour chacune des communautés, des sondages sur la consommation d'aliments locaux ont été systématiquement effectués et publiés dans le domaine public. Une analyse linguistique des langues autochtones parlées en Amérique du Nord a été utilisée afin de caractériser la parenté culturelle de ces communautés (Figure 5.1a; Mithun 2001). Celles-ci sont situées dans des paysages écologiques distincts qui sont représentatifs des assemblages locaux d'espèces fauniques disponible (Figure 5.1b; McDonald et al. 2005, Soininen et al. 2007). Nous décrivons l'importance alimentaire de différentes

espèces d'animaux sauvages dans l'ensemble des communautés à l'étude et évaluons dans quelle mesure la diversité alimentaire est corrélée avec la géographie, la culture et l'écologie.

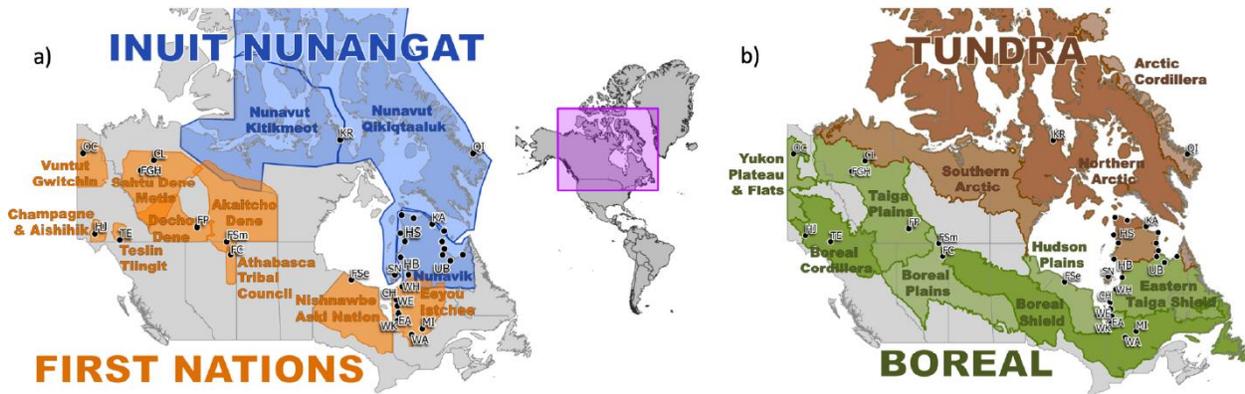


Figure 5.1. Communautés autochtones ou groupes régionaux de communautés inclus dans l'étude (cercles noirs) et leurs affiliations culturelles (a) et écologiques (b). Abréviations des noms de communautés ou de régions : CH = Chisasibi, CL = Colville Lake, EA = Eastmain, FC = Fort Chipewyan, FGH = Fort Good Hope, FP = Fort Providence, FSe = Fort Severn, FSm = Fort Smith, HB = Hudson Bay (y compris Akulivik, Puvirnituq, Inukjuak, Umiujaq, Kuujjuarapik), HJ = Haines Junction, HS = Détroit d'Hudson (y compris Ivujivik, Salluit, Kangiqsujuaq, Quaqtuaq), KA = Kangiqsujuaq, KR = Kugaaruk, MI = Mistissini, OC = Old Crow, QI = Qikiqtarjuaq, SN = Sanikiluaq, TE = Teslin, UB = Baie d'Ungava (incluant Kangirsuk, Aupaluk, Tasiujaq, Kuujuaq, Kangiqsualujuaq), WA = Waswanipi, WE = Wemindji, WH = Whapmagoostui, WK = Waskaganish.

Méthodes et résultats

Une analyse multivariée (échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS)) des valeurs d'importance alimentaire par espèce a positionné les communautés dans l'espace des espèces le long de deux axes multivariés reflétant la variation dans l'ordre du rang des espèces consommées (Figure 5.2). Le premier axe de la NMDS différencie les communautés rapportant des régimes alimentaires dominés par des espèces marines et associées à la mer, comme l'omble chevalier, les phoques et les bélugas, de celles consommant des espèces plus terrestres et associées à l'eau douce, comme l'orignal, la truite et le castor (Figure 5.2). Cet axe reflète une distinction largement reconnue entre les systèmes alimentaires traditionnels des communautés inuites, axés sur les espèces côtières et marines, et les systèmes alimentaires traditionnels des communautés des Premières Nations, axés sur les espèces terrestres et d'eau douce. La position centrale du caribou et des oies sur ce premier axe reflète l'importance commune de ces espèces migratrices pour les Inuits et les Premières Nations. Le deuxième axe de la NMDS a mis en évidence une différence moins discutée, principalement d'est en ouest, dans l'utilisation locale des aliments sauvages. En effet, les communautés inuites du centre consomment plus de caribou et d'omble chevalier par rapport aux communautés inuites de l'est, qui consomment plus de phoques et d'invertébrés marins. Les communautés des Premières Nations du nord-ouest consomment également plus de caribou, d'orignal, de porc-épic et de corégone/cisco par

rapport aux communautés des Premières Nations du nord-est, qui consomment plus de saumage, d'ours, de castor et de poissons d'eau douce, comme le doré et le brochet (du côté terrestre du premier axe; Figure 5.2).

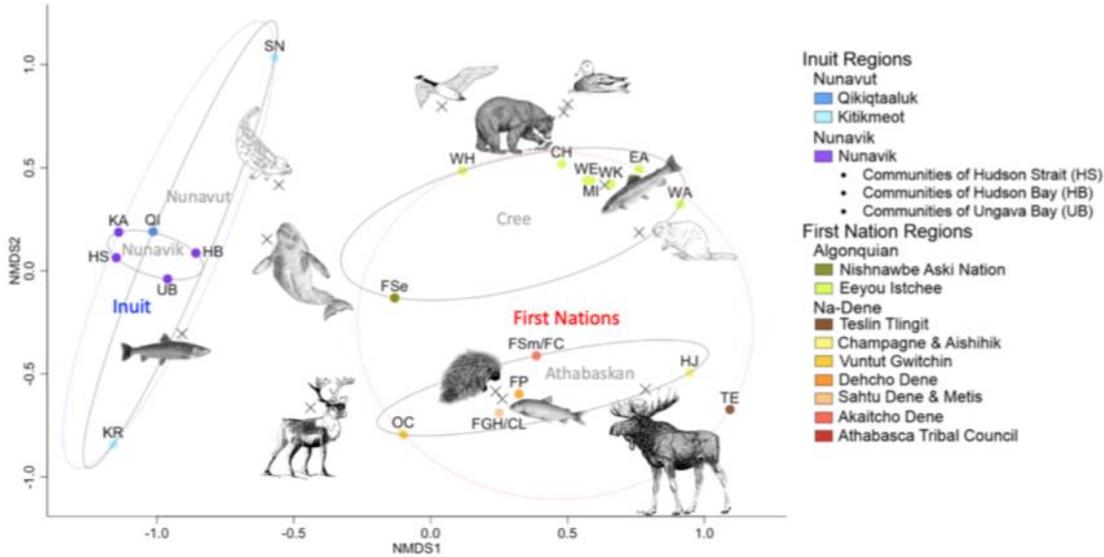


Figure 5.2. Graphique d'ordination pour l'analyse multivariée (échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS)) d'une matrice d'importance alimentaire standardisée par communauté et par espèce et basée sur l'utilisation d'aliments locaux étudiée dans 21 communautés autochtones ou groupes régionaux de communautés. Les communautés sont représentées par des points colorés par culture et sont positionnées le long de deux axes multivariés représentant la variation de l'importance alimentaire des espèces consommées, les points les plus proches ayant des régimes alimentaires plus similaires.

Abréviations des noms de communautés ou de régions : CH = Chisasibi, EA = Eastmain, FGH/CL = Fort Good Hope et Colville Lake, FP = Fort Providence, FSe = Fort Severn, FSm/FC = Fort Smith et Fort Chipewyan, HB = Baie d'Hudson (incluant Akulivik, Puvirnituaq, Inukjuak, Umiujaq, Kuujjuarapik), HJ = Haines Junction, HS = Détroit d'Hudson (incluant Ivujivik, Salluit, Kangiqsujuaq, Quaqtaq), KA = Kangiqsujuaq, KR = Kugaaruk, MI = Mistissini, OC = Old Crow, QI = Qikiqtarjuaq, SN = Sanikiluaq, TE = Teslin, UB = Baie d'Ungava (incluant Kangirsuk, Aupaluk, Tasiujaq, Kuujjuaq, Kangiqsualujjuaq), WA = Waswanipi, WE = Wemindji, WH = Whapmagoostui, WK = Waskaganish. Les espèces qui ont été les plus importantes pour déterminer la variation le long de chaque axe de la NMDS sont indiquées par des croix. Les illustrations des espèces sont positionnées en fonction de la corrélation entre l'importance alimentaire de chaque espèce et chaque axe de la NMDS. Les groupes culturels et linguistiques sont mis en évidence par des ellipses en pointillés pour les Premières Nations (orange) et les Inuits (bleu) et par des ellipses pleines pour les régions linguistiques du Nunavut, du Nunavik, Cree/Algonquienne et Na-dené/Athabascane.

Pour tenter d'expliquer ces différences alimentaires, nous avons obtenu, pour chacune des 210 comparaisons possibles entre les 21 communautés, un index de chevauchement alimentaire, un index de distance ethnolinguistique, un index de distance écologique et la distance géographique. Le meilleur modèle linéaire expliquant 70% de la variation dans l'index de

chevauchement alimentaire inclut les trois paramètres de distance. Toutefois, l'index de distance ethnolinguistique contribue à lui seul à 21% de la variation, tandis que la distance géographique et l'index de distance écologique ne contribuent respectivement à eux seuls qu'à 3% et 1% de la variation dans l'index de chevauchement alimentaire expliquée par le modèle (Figure 5.3). De plus, l'effet de l'index de distance ethnolinguistique contribue conjointement avec la distance géographique et l'index de distance écologique respectivement à 14 et 25% de la variation, tandis que l'effet conjoint des trois paramètres de distance contribue à 6% de la variation dans l'index de chevauchement alimentaire (Figure 5.3).

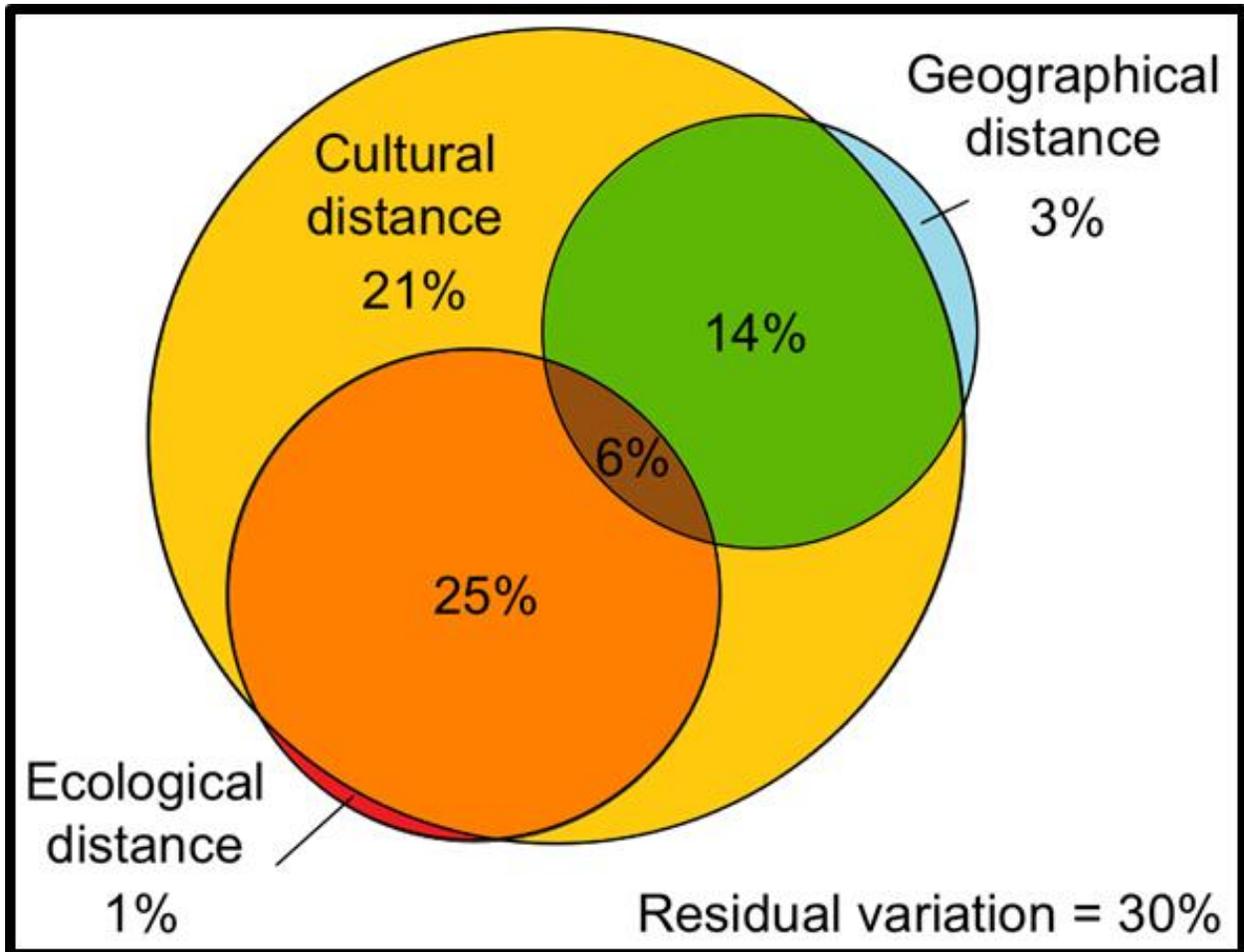


Figure 5.3. Diagramme de Venn de la proportion unique et partagée de la variation dans l'index de chevauchement alimentaire expliquée par la distance culturelle, écologique et géographique.

Ces résultats démontrent clairement l'influence de la culture dans les habitudes alimentaires et souligne l'importante problématique de la capacité d'adaptation des communautés nordiques à travers les changements environnementaux. En fait, s'attendre à ce que les habitudes de récolte et de consommation d'animaux sauvages des communautés autochtones changent simplement

avec l'environnement, c'est d'ignorer l'importance des relations socio-écologiques reliant la culture, la géographie et l'environnement.

Discussion

La dépendance à l'égard de la biodiversité locale en tant que source primaire d'alimentation relie la nature au bien-être des personnes de manière directe et fondamentale. Conformément aux gradients de biodiversité à grande échelle rapportés dans la littérature macro-écologique (Gaston 2000), les communautés situées à des latitudes plus élevées et dans des zones climatiques plus froides avaient des régimes alimentaires moins diversifiés et plus spécialisés (c'est-à-dire des niches trophiques plus étroites) que les communautés situées à des latitudes plus basses et plus chaudes. La variation inter-saisonnière et inter-annuelle de l'abondance et de l'accessibilité de la faune est également susceptible d'être un facteur clé des régimes alimentaires locaux.

Les systèmes alimentaires locaux sont d'une importance cruciale pour la santé et la culture des peuples autochtones du monde, dont beaucoup sont confrontés à une syndémie mondiale d'obésité, de dénutrition et de changements climatiques (Swinburn et al. 2019). Les systèmes alimentaires locaux sont également importants pour la crise mondiale de la biodiversité, soit en tant que moteurs de la perte de biodiversité (Fa et al. 2002), soit en tant que contributeurs à la protection de la biodiversité (Gadgil et al. 1993), dépendamment des propriétés du système (Berkes et Folke 2000). Étant donné que la plupart des recherches sur les systèmes alimentaires autochtones se concentrent sur les impacts et les résultats, il existe un risque de négliger le système alimentaire lui-même. La base matérielle des systèmes alimentaires locaux est la diversité des organismes sauvages qui sont consommés comme nourriture, l'identité de leurs espèces et leurs niches écologiques (Kuhnlein et Humphries 2017). La base culturelle de l'utilisation des aliments locaux comprend non seulement les connaissances écologiques traditionnelles des espèces sauvages et les méthodes et équipements nécessaires à leur récolte, mais également les questions de goût, de préférence, d'identité et de spiritualité (Berkes 2012), qui viennent toutes définir la suffisance alimentaire, le caractère convenable des nutriments, l'acceptabilité culturelle, la sécurité, la certitude et la stabilité (Coates 2013). Afin de documenter les impacts et les résultats des systèmes alimentaires locaux contemporains et prédire ceux qui se produiront à l'avenir, il faut comprendre de manière détaillée et complète les déterminants écologiques et culturels de l'utilisation des aliments locaux et la façon dont ces déterminants s'unissent pour former un système écologique social. Nous espérons que notre application des métriques de niches trophiques provenant des sciences écologiques aux résultats des sondages sur l'alimentation traditionnelle encouragera l'intégration des approches en écologie, en santé et en culture pour décrire la socio-écologie des systèmes alimentaires autochtones locaux, y compris la façon dont ces systèmes varient d'un endroit à l'autre et d'une époque à l'autre.

Conclusion

Comprendre la relation entre les gens et l'environnement est un défi aussi vieux que l'humanité, qui est devenu le problème critique de l'Anthropocène. Pour cette étude, nous avons utilisé des métriques de niches écologiques pour analyser les patrons d'utilisation des aliments locaux des

peuples autochtones. La nourriture et l'alimentation sont largement culturelles et la biodiversité est en grande partie écologique. Lorsque la biodiversité locale est utilisée comme nourriture, le système alimentaire local est-il défini culturellement ou écologiquement ? Nos analyses confirment ce qui peut être le plus difficile à quantifier: l'importance de la culture dans la définition de la façon dont les gens utilisent et profitent de la nature tout en opérant dans les contraintes environnementales définissant la disponibilité locale. Ces résultats révèlent la durabilité et les déterminants culturels inhérentes aux systèmes alimentaires locaux, ainsi que l'importance du couplage culture-écologie à une époque où les changements sociaux et environnementaux s'accélèrent.

Références

- Berkes, F. (2012). *Sacred ecology*. Third edition. Routledge, New York, New York, USA.
- Berkes, F., & C. Folke, editors. (2000). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Coates, J. (2013). Build it back better: deconstructing food security for improved measurement and action. *Global Food Security*, 2(3), 188-194.
- Fa, J. E., C. A. Peres, & J. Meeuwig. (2002). Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison. *Conservation Biology*, 16(1), 232-237.
- Gadgil, M., F. Berkes, & C. Folke. (1993). Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio*, 22(2-3), 151-156.
- Gaston, K. J. (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405(6783), 220-227.
- Kuhnlein, H. V., & M. M. Humphries. (2017). *Traditional animal foods of indigenous peoples of northern North America: the contributions of wildlife diversity to the subsistence and nutrition of indigenous cultures*. Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University, Montreal, Canada.
- Mithun, M. (2001). *The languages of native North America*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- McDonald, R., M. McKnight, D. Weiss, E. Selig, M. O'Connor, C. Violin, & A. Moody. (2005). Species compositional similarity and ecoregions: Do ecoregion boundaries represent zones of high species turnover? *Biological Conservation*, 126(1), 24-40.
- Soininen, J., R. McDonald, & H. Hillebrand. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30(1), 3-12.
- Swinburn, B. A., V. I. Kraak, S. Allender, V. J. Atkins, P. I. Baker, J. R. Bogard, H. Brinsden, A. Calvillo, O. De Schutter, R. Devarajan, M. Ezzati, S. Friel, S. Goenka, R. A. Hammond, G. Hastings, C. Hawkes, M. Herrero, P. S. Hovmand, M. Howden, L. M. Jaacks, A. B. Kapetanaki, M. Kasman, H. V. Kuhnlein, S. K. Kumanyika, B. Larijani, T. Lobstein, M. W. Long, V. K. R. Matsudo, S. D. H. Mills, G. Morgan, A. Morshed, P. M. Nece, A. Pan, D. W. Patterson, G. Sacks, M. Shekar, G. L. Simmons, W. Smit, A. Tootee, S. Vandevijvere, W.

E. Waterlander, L. Wolfenden, & W. H. Dietz. (2019). The global syndemic of obesity, undernutrition, and climate change: *The Lancet* Commission report. *The Lancet*, 393(10173), 791-846.

Évaluation des patrons régionaux de récolte faunique autochtone dans le nord du Québec

Auteurs :

Richard Boivin, Manuelle Landry-Cuerrier, et Murray Humphries, Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir d'une affiche scientifique préparée par Richard Boivin dans le cadre de sa thèse d'Honneur de 1^{er} cycle présentée dans l'annexe 6.

Résumé

L'importance des systèmes alimentaires autochtones et l'utilisation de la faune connaît un regain d'intérêt, mais il existe un manque de documentation récente sur la récolte autochtone dans le nord du Québec. Des enquêtes détaillées sur les récoltes autochtones, menées par le Comité de Recherche sur les Récoltes Autochtones de la Baie James et du Nord Québécois pour le territoire cri d'Eeyou Istchee (1972-79) et le territoire inuit du Nunavik (1976-80), nous permettent de réexaminer les données de récolte historiques en utilisant des approches écologiques multivariées actuelles. À l'aide d'une matrice par espèce et par communauté des kilogrammes annuels de produits comestibles récoltés par habitant, nous explorons d'abord comment les communautés cries et inuites sont positionnées et regroupées dans l'espace des espèces récoltées. Ensuite, nous examinons comment l'ampleur des niches de récolte varie entre les communautés et comment le chevauchement des niches de récolte entre les paires de communautés varie avec la distance géographique et la parenté bio-culturelle. Pour huit communautés cries et 13 communautés inuites, nous montrons que la récolte crie est orientée vers les espèces terrestres et d'eau douce, les communautés côtières se distinguant des communautés de l'intérieur, tandis que la récolte inuite est orientée vers les espèces marines, certaines communautés ayant une récolte plus spécialisée et d'autres une récolte plus généralisée. Le chevauchement des niches de récolte entre les paires de communautés diminue avec la distance géographique et augmente avec la parenté bio-culturelle. Ces résultats donnent un aperçu des tendances régionales et locales en matière d'espèces sauvages récoltées dans les communautés autochtones du nord du Québec et contribuent à une meilleure compréhension du rôle de la culture et de l'environnement dans le façonnement des patrons actuels et futurs de la récolte faunique autochtone.

Introduction

On assiste à un regain d'intérêt pour l'utilisation des espèces fauniques et les systèmes alimentaires autochtones (Kuhnlein & Humphries, 2017). Toutefois, il existe un manque de documentation récente sur la récolte faunique autochtone pour les territoires cries et inuits du nord du Québec, mais des données détaillées provenant d'enquêtes antérieures permettent de réexaminer les données de récolte à l'aide d'approches écologiques multivariées. Nous décrivons ici les tendances régionales et locales des espèces sauvages récoltées dans huit communautés cries et 13 communautés inuites du nord du Québec. Cela permet de mieux

comprendre le rôle de la culture et de l'environnement dans le façonnement des modèles actuels et futurs de récolte faunique autochtone.

Méthodes et résultats

En utilisant les données de récolte faunique provenant des enquêtes détaillées menées par le Comité de Recherche sur les Récoltes Autochtones de la Baie James et du Nord Québécois pour le territoire cri d'Eeyou Istchee (1972-79) et le territoire inuit du Nunavik (1976-80) (James Bay and Northern Québec Native Harvesting Research Committee 1982, 1988), nous avons créé une matrice du nombre de kilogrammes comestibles récoltés par habitant pour 32 espèces fauniques à travers 21 communautés du nord québécois. À partir de cette matrice, nous avons effectué une analyse multivariée (échelle multidimensionnelle non métrique (NMDS)) afin de positionner les communautés le long de deux axes multivariés reflétant l'espace des espèces fauniques récoltées. Nous avons aussi effectué une analyse de groupement (fuzzy clustering) et avons extrait les espèces fauniques indicatrices pour chacun des groupements. Ensuite, nous avons évalué l'ampleur de la niche de récolte pour chaque communauté, ainsi que le chevauchement des niches de récoltes, la distance géographique et la parenté bio-culturelle pour chaque paire de communautés.

Les communautés cries (Eeyou Istchee) se distinguent par leur récolte dominée par les espèces terrestres et d'eau douce, tandis que les communautés inuites (Nunavik) ont une récolte dominée par les espèces marines. Les communautés se sont clairement regroupées en 1 de 5 groupes, à l'exception de deux communautés inuites (Kangirsuk et Kuujuuaq) dont l'association à un groupe est faible. La récolte faunique des Cris de l'intérieur est basée sur le doré, l'original et le brochet, tandis que pour les Cris de la côte et la communauté inuite la plus au sud (Chisasibi (Mailase)), la récolte est basée sur le corégone et la sauvagine migratoire. Pour les communautés inuites plus au nord, six se regroupent selon une récolte faunique généraliste fondée sur diverses espèces de mammifères, de poissons et d'oiseaux, tandis que les autres forment deux groupes distincts démontrant une spécialisation de la récolte fondée respectivement sur l'ours polaire, le phoque et le guillemot et sur le caribou, le chabot et l'omble (Figure 5.4 et 5.5).

L'ampleur des niches de récolte varie selon les communautés, Akulivik étant la plus spécialisée et Killiniq la plus généralisée, mais il n'y a pas de différence significative dans l'ampleur des niches de récolte entre les communautés d'Eeyou Istchee et du Nunavik (Fig. 5.5). Le chevauchement des niches de récolte entre les paires de communautés diminue de manière significative lorsque la distance entre les paires de communautés augmente (R^2 0,58, $p < 0,001$) et augmente de manière significative lorsque la parenté bio-culturelle est plus élevée ($F_{(2, 207)} = 359.7$, $p < 0,001$) (Figure 5.6). De plus, la distance géographique entre les paires de communautés diminue significativement lorsque la parenté bio-culturelle augmente ($r = -0,71$, $p < 0,001$).

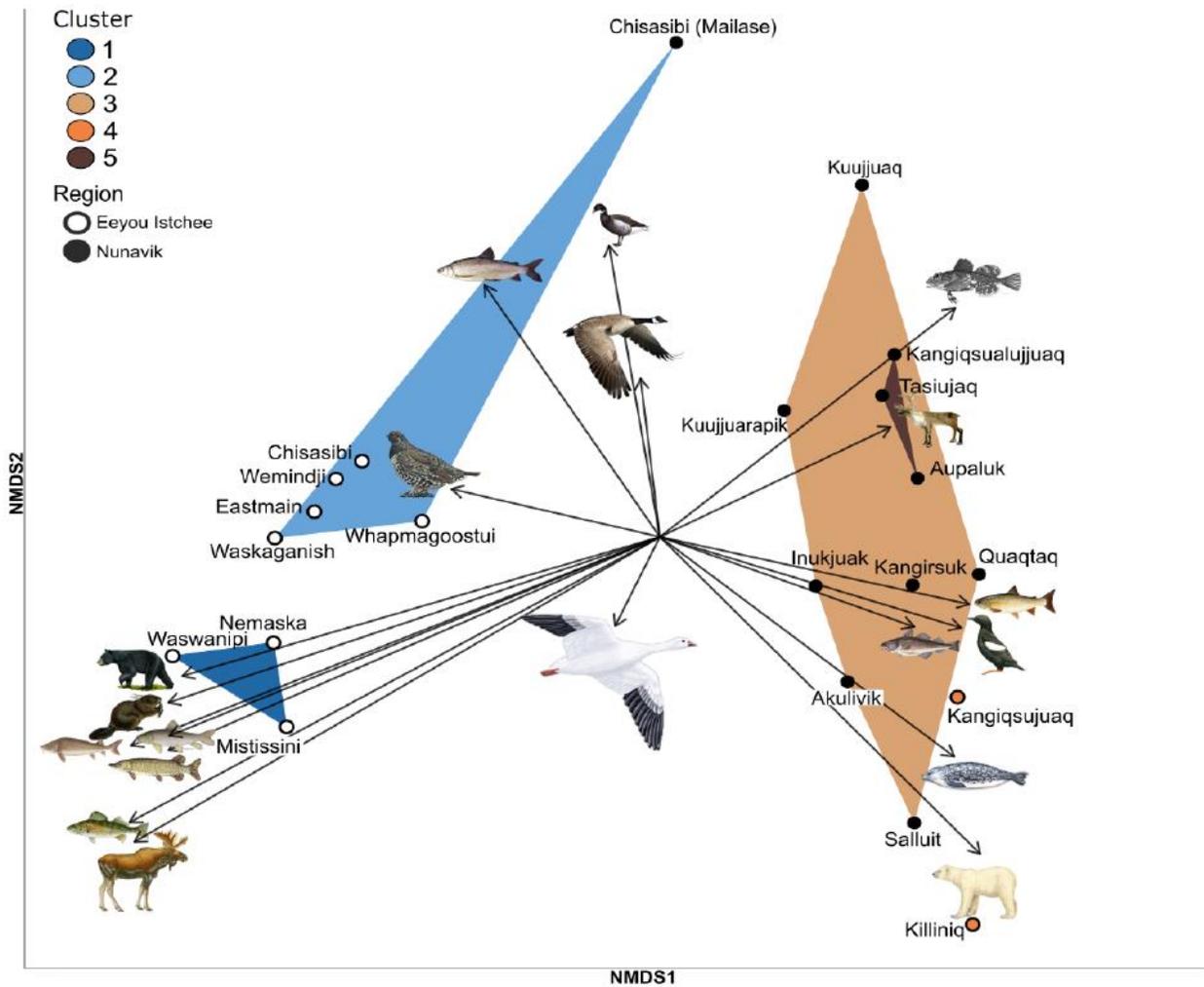


Figure 5.4. Positionnement des communautés du nord québécois dans l'espace des espèces récoltées régionalement, montrant les 19 espèces les plus importantes. Les communautés cries d'Eeyou Istchee y sont représentées par des cercles ouverts et les communautés inuites du Nunavik par des cercles fermés. La proximité des communautés représente une similarité dans la composition des espèces récoltées (flèches et icônes). Quatre groupes de communautés y sont présentés sous forme de polygones colorés et un groupe avec seulement deux communautés inuites étant indiquées par les cercles fermés oranges.

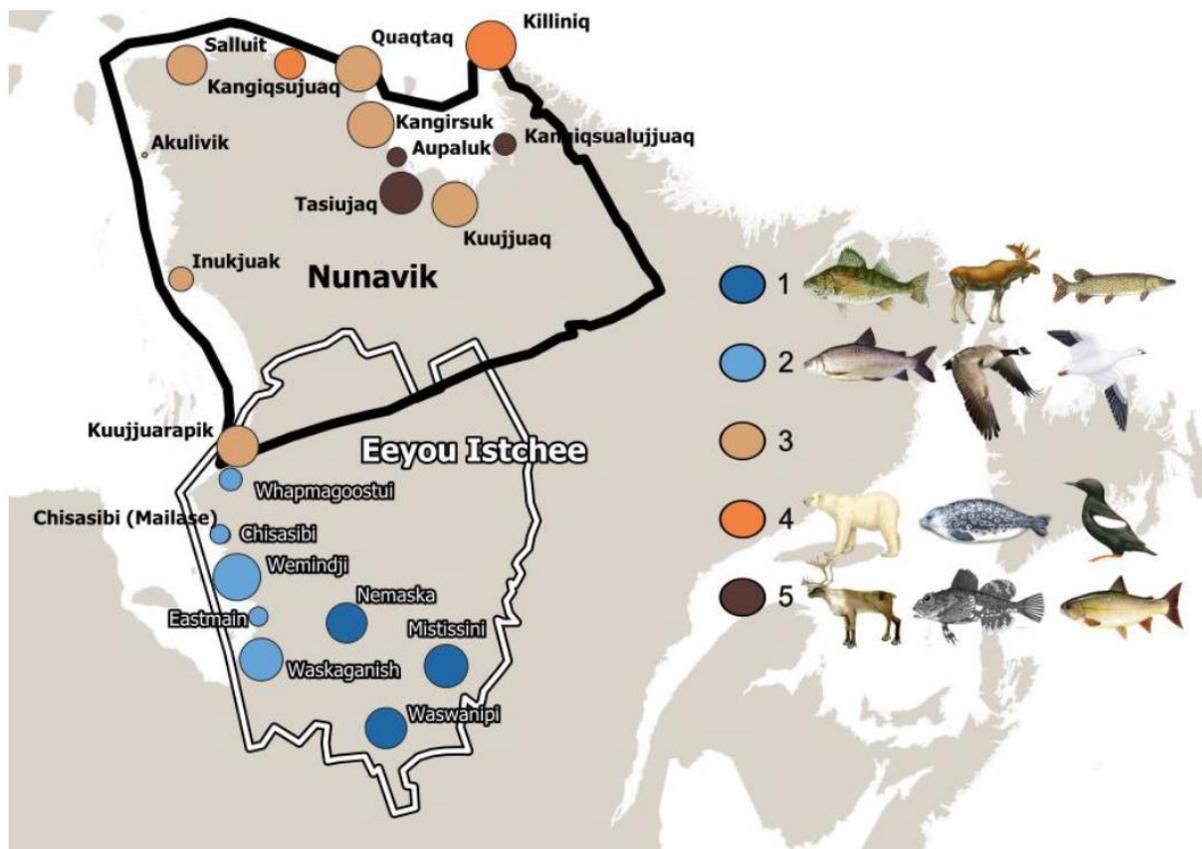


Figure 5.5. Représentation spatiale des groupes et de leurs espèces indicatrices. Les communautés sont colorées par groupes (1 à 5) dans le territoire cri d'Eeyou Istchee (contour blanc) et le territoire inuit du Nunavik (contour noir). Les trois espèces indicatrices les plus significatives sont indiquées à droite à côté de chaque groupe, à l'exception du groupe 3, qui ne comprend aucune espèce indicatrice significative. La taille des cercles indique l'étendue de la niche de récolte (qui peut varier de 0 à 1) pour chaque communauté, où une taille plus petite indique une récolte plus spécialisée, tandis qu'une taille plus grande indique une récolte plus généralisée.

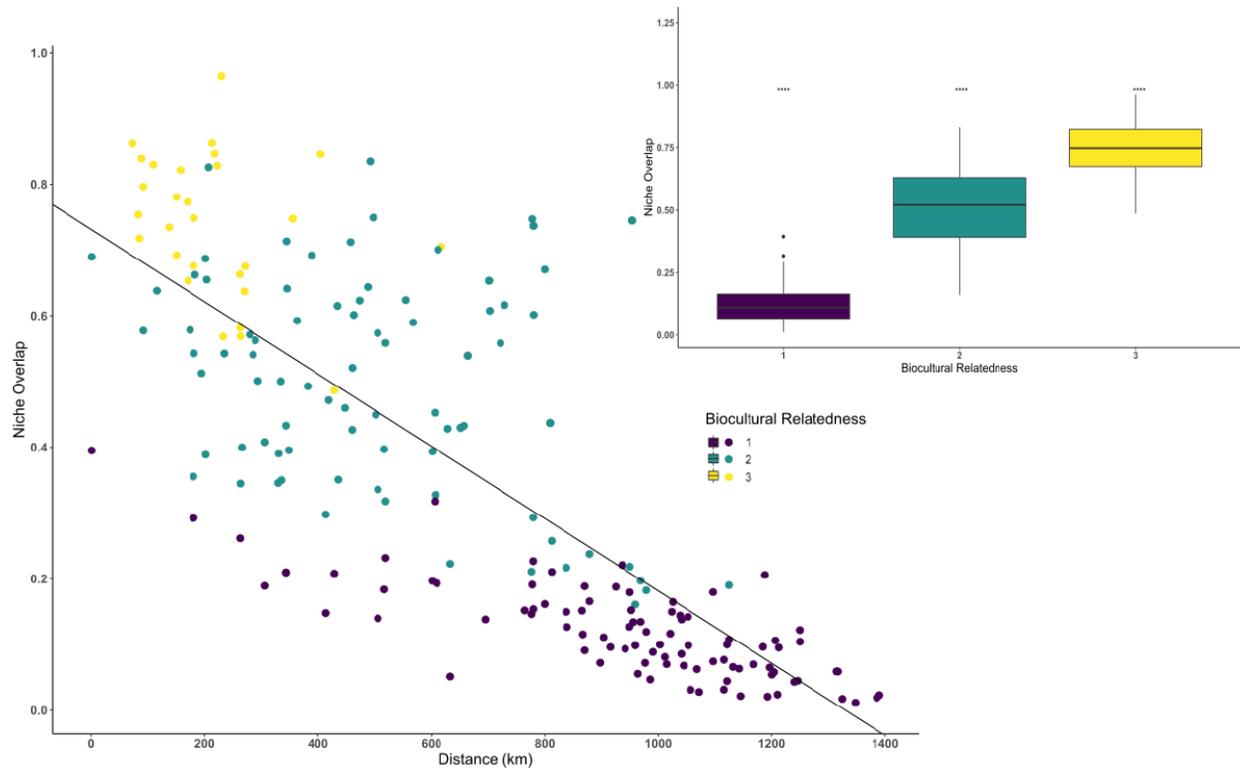


Figure 5.6. Effet négatif de la distance géographique et effet positif de la parenté bio-culturelle sur le chevauchement des niches de récolte par paire de communautés. Le chevauchement des récoltes varie de 0, lorsqu'une paire de communautés ne récolte aucune espèce commune, à 1, lorsqu'une paire de communautés récolte les mêmes espèces dans des proportions identiques. Les paires de communautés sont colorées selon leur parenté bio-culturelle, avec une valeur de 1, lorsque les communautés se trouvent dans des régions bio-culturelles différentes, une valeur de 2, lorsque les communautés sont de la même culture mais ne se trouve pas dans la même région, ou sont dans la même région, mais ne sont pas de la même culture, ou une valeur de 3, lorsque les communautés sont dans la même région et de la même culture.

Discussion

Étant donné que la culture est un facteur important de l'utilisation de la faune dans les systèmes alimentaires autochtones (Tremblay et al., 2020), les patrons régionaux de récolte faunique semblent être principalement déterminés par la culture. En effet, les deux paires de communautés étant de cultures différentes, mais se trouvant au même endroit géographiquement (c.-à-d. Chisasibi et Chisasibi (Mailase) et Whapmagoostui et Kuujuarapik), présentent des patrons de récolte différents. En même temps, la distance géographique affecte également le chevauchement des niches de récolte entre les communautés. Au sein d'une même culture, la récolte faunique présente de fortes tendances locales, probablement basées sur des différences locales dans les préférences et les pratiques et dans la disponibilité des espèces fauniques.

Cette approche peut être utile pour explorer les données de récolte futures et évaluer comment la récolte faunique peut changer au fil du temps dans le nord du Québec. Face aux changements environnementaux et dans la répartition des espèces, il est également possible d'utiliser cette approche afin d'examiner comment les facteurs biotiques et abiotiques peuvent contribuer à prédire les récoltes fauniques futures dans l'espace et le temps.

Références

Kuhnlein, H.V. and M.M. Humphries. 2017. Traditional Animal Foods of Indigenous Peoples of Northern North America: <http://traditionalanimalfoods.org/>. Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment, McGill University, Montreal.

James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee. 1982. The Wealth of the Land, Wildlife Harvests by the James Bay Cree, 1972 73 to 1978 79. James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee: Quebec, Quebec City.

James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee. 1988. Final Report: Research to Establish Present Levels of Harvesting for the Inuit of Northern Quebec. 1976 1980. James Bay and Northern Quebec Native Harvesting Research Committee: Quebec, Quebec City.

Tremblay, R., M. Landry-Cuerrier, and M. M. Humphries. 2020. Culture and the social ecology of local food use by Indigenous communities in northern North America. *Ecology and Society* 25(2):8. <https://doi.org/10.5751/ES 11542 250208>.

Peser l'importance de la masse corporelle des animaux sauvages dans les systèmes alimentaires traditionnels

Auteurs :

Jeremy R. Brammer, Allyson K. Menzies, Laurence S. Carter, Xavier Giroux-Bougard, Manuelle Landry-Cuerrier, Melanie-Louise Leblanc, Mikhaela N. Neelin, Emily K. Studd et Murray M. Humphries.

L'information présentée dans la présente section a été extraite et traduite en français à partir de :

Jeremy R. Brammer, Allyson K. Menzies, Laurence S. Carter, Xavier Giroux-Bougard, Manuelle Landry-Cuerrier, Melanie-Louise Leblanc, Mikhaela N. Neelin, Emily K. Studd et Murray M. Humphries. 2022. Weighing the importance of animal body size in traditional food systems. FACETS. <https://doi.org/10.1139/facets-2020-0023> - Voir annexe 7.

Résumé

De nombreuses communautés continuent de dépendre de la récolte d'animaux sauvages, sources essentielles d'aliments nutritifs, d'activités saines et de liens culturels avec la terre. Mais les systèmes alimentaires basés sur ces espèces fauniques sont soumis à des pressions croissantes en raison des changements sociaux et environnementaux rapides. Par conséquent, l'identification des facteurs qui favorisent la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels est une priorité croissante. L'importance considérable de la masse corporelle des espèces est reconnue depuis des décennies dans différentes disciplines universitaires. Par exemple, les écologistes ont démontré comment la masse corporelle des espèces influence les densités de population, les taux de croissance et la survie, tandis que les anthropologues ont étudié comment la masse corporelle des espèces affecte la sélection des espèces récoltées et le rendement des chasseurs. En d'autres termes, il y a plus de souris que d'orignal dans le monde, mais les orignaux sont plus chassés que les souris. Les associations entre la masse corporelle des espèces fauniques et d'importantes caractéristiques sociales et écologiques sont souvent bien documentées, et notre objectif était d'en faire la synthèse pour démontrer comment la masse corporelle, ou plus précisément comment une diversité de masses corporelles, peut contribuer à la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels.

Nous avons compilé des données et de la documentation provenant de disciplines telles que la biologie, l'anthropologie, la géographie et la science de la sécurité alimentaire, afin de démontrer comment les caractéristiques associées à la masse corporelle moyenne d'une espèce vertébrée influencent sa disponibilité (sont-elles rares ou nombreuses?), son accessibilité (proche ou lointaine?), son adéquation (nutritif et sûr à manger?) et, finalement, son utilisation. Nous avons constaté que les espèces de grande taille, et en particulier les grands mammifères, étaient plus fréquemment utilisées dans les données provenant du nord de l'Amérique du Nord. Dans les études réalisées dans le monde entier, les espèces de grande taille représentaient une plus grande biomasse (c'est-à-dire des kilogrammes par kilomètre carré) dans le paysage et

cette biomasse était plus riche en calories, car elle contenait plus de graisse, et ces calories nécessitaient moins de temps pour être récoltées et transformées. En d'autres termes, les espèces de grande taille maximisaient le rendement calorique moyen pour le temps consacré à la récolte. En revanche, les espèces de petite taille étaient plus diversifiées (plus d'espèces), plus nombreuses (plus d'individus par espèce) et se reproduisaient plus rapidement (plus de jeunes par an), ce qui signifie qu'elles pouvaient supporter des taux de prélèvement plus élevés et rebondir plus rapidement après un déclin de la population. Les espèces de plus petite taille sont souvent plus faciles à récolter et contiennent généralement moins de contaminants, mais elles peuvent coûter plus cher à récolter par kilogramme et contribuer moins au partage de la nourriture. En résumé, les espèces de grande et de petite taille ont toutes deux leurs avantages pour les systèmes alimentaires traditionnels : les espèces plus grandes ont tendance à être plus rentables à récolter tandis que les espèces plus petites ont tendance à être plus résistantes à la récolte. La masse corporelle des espèces n'est, bien entendu, qu'un des nombreux facteurs influençant la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels, et les espèces sont appréciées pour de nombreuses raisons autres que leur utilisation en tant que nourriture. De plus, les données et la théorie synthétisées dans ce document proviennent de sources universitaires qui ont souvent été rédigées sans la participation des détenteurs de savoirs autochtones. Tout en étant conscient de l'origine non autochtone d'une grande partie de ces données et de cette théorie, notre objectif était de les rassembler afin de mettre en évidence les nombreuses tendances liées à la masse corporelle des espèces fauniques et leurs effets potentiels sur les systèmes alimentaires traditionnels, ce qui pourrait fournir un contexte aux décideurs politiques cherchant à promouvoir la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels étant confrontés à des changements sociaux et environnementaux rapides.

Introduction

Les systèmes alimentaires traditionnels, ou systèmes alimentaires basés sur la récolte d'un ensemble diversifié d'espèces culturellement acceptables dans l'environnement local, contribuent de manière significative au bien-être physique et culturel des communautés autochtones du nord de l'Amérique du Nord (Kuhnlein et Receveur 1996). Les aliments traditionnels demeurent une source importante d'énergie, de protéines et de micronutriments dans de nombreuses communautés (Lawn et al. 2002 ; Kuhnlein et al. 2004 ; Kuhnlein et Receveur 2007), et leur consommation a été associée à des taux plus faibles d'obésité, de diabète et de maladies cardiovasculaires, ainsi qu'à des taux plus élevés de sécurité alimentaire¹ (Kuhnlein 1995 ; Murphy et al. 1995 ; Kuhnlein et Receveur 1996 ; Hickey et al. 2016). Pour beaucoup, les avantages des aliments traditionnels pour la santé et les moyens de subsistance sont indissociables de leur importance culturelle (Borré 1994 ; Richmond et Ross 2009). Lorsqu'ils ont été interrogés, 93 à 95 % des répondants Dénés, Métis, des Premières Nations du Yukon et des Inuits au Canada ont convenu que les aliments traditionnels "sont une partie

¹ "lorsque tous les individus ont, à tout moment, un accès physique et économique à une alimentation suffisante, saine et nutritive leur permettant de satisfaire leurs besoins et préférences alimentaires pour mener une vie saine et active." (FAO 1996)

essentielle de la culture d'ici " (Lambden et al. 2007), tandis que la résolution 98-12 du Conseil circumpolaire inuit stipule ce qui suit :

" La chasse, la pêche et les autres formes de récolte de subsistance des Inuits constituent une base commune du mode de vie spirituel, culturel, social, économique et politique des Inuits et sont essentielles à la viabilité continue des communautés et des individus inuits " (ICC, 2010).

La sécurité des systèmes alimentaires traditionnels, c'est-à-dire la disponibilité et l'accès continus et prévisibles à des aliments de qualité et culturellement acceptables provenant de l'environnement local par le biais de pratiques culturelles autochtone (Paci et al. 2004), est gravement remise en question par de nombreuses formes de changements environnementaux, biologiques et sociaux (Samson et Petty 2006 ; Ford 2009 ; Wesche et Chan 2010 ; Council of Canadian Academies 2014). Par exemple, les obstacles à la récolte d'aliments traditionnels couramment signalés par les ménages comprennent l'absence de chasseur et d'équipement, le manque de temps, le manque de connaissances, les règlements restrictifs et la disponibilité réduite des espèces (Chan et al. 2011 ; 2012 ; 2014 ; 2016 ; 2018). Les systèmes alimentaires impliquent des interactions dynamiques entre les environnements biophysiques et humains (Gregory et al. 2005), et les systèmes alimentaires traditionnels ne sont pas différents. Compte tenu de la nature socio-écologique des systèmes alimentaires traditionnels et des changements auxquels ils sont confrontés, la compréhension des caractéristiques qui favorisent la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels nécessite l'intégration de données probantes provenant de l'ensemble des disciplines sociales et biologiques.

Nous avons synthétisé ici un large éventail de données et de documents écologiques, anthropologiques, géographiques et relatifs à la sécurité alimentaire décrivant un facteur fondamental de la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels dans le nord de l'Amérique du Nord : la biodiversité de la masse corporelle des animaux sauvages. Dans le nord du Canada et de l'Alaska, les systèmes alimentaires traditionnels impliquent au moins 100 espèces de vertébrés sauvages couvrant un large éventail de masses corporelles, du poisson dallia (*Dallia pectoralis*) de 0,01 kg à la baleine boréale (*Balaena mysticetus* ; Kruse 2011) de 100 000 kg. L'importance de la masse corporelle des espèces en tant que composante clé de la biodiversité est bien quantifiée et largement discutée dans la littérature écologique. La masse corporelle des animaux est en corrélation avec les taux métaboliques, les temps de génération, la longévité, les taux de croissance intrinsèques, la taille des aires de répartition et les risques d'extinction (Fenchel 1974 ; Peters 1983 ; Lindstedt et al. 1986 ; Cardillo et al. 2005 ; Gaillard et al. 2005 ; Speakman 2005 ; Burger et Ginzburg 2009). La masse corporelle des animaux est également largement discutée dans la littérature anthropologique comme un facteur important dans le choix des proies des chasseurs et dans l'extinction des espèces (Winterhalder 1981 ; Ripple et Valkenburgh 2010 ; Nagaoka 2002 ; Broughton et al. 2011 ; Grund et al. 2012). Cependant, à notre connaissance, l'importance directe de la diversité des masses corporelles des espèces pour la socio-écologie des systèmes alimentaires traditionnels contemporains, et leur sécurité en particulier, n'a pas été explicitement synthétisée.

Méthodes, résultats et discussion

Nous avons compilé les données et la littérature publiées décrivant comment la masse corporelle des espèces est liée à quatre aspects de la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels (adapté de Wesche et Chan 2010 ; Nunavut Food Security Coalition, 2014) : 1) la disponibilité, c'est-à-dire qu'il y a suffisamment d'animaux dans l'environnement pour répondre aux besoins ; 2) l'accessibilité, c'est-à-dire que ces animaux peuvent être atteints et récoltés en toute sécurité ; 3) l'adéquation, c'est-à-dire que ces animaux sont acceptables en tant qu'aliments d'un point de vue nutritionnel, sanitaire et culturel ; et 4) l'utilisation, c'est-à-dire que ces animaux sont récoltés et consommés comme aliments traditionnels. En outre, nous avons brièvement résumé un cadre théorique, la théorie de la recherche optimale de nourriture, qui a été utilisé pour interpréter le rôle de la masse corporelle dans la sélection des espèces dans les systèmes alimentaires traditionnels (McCay 1981 ; Stephens et Krebs 1986 ; Winterhalder et Lu 1997). Notre objectif était d'attirer l'attention d'un public plus large sur les tendances et les théories liées à la masse corporelle des espèces fauniques et leurs implications pour les systèmes alimentaires traditionnels, ainsi que de fournir un contexte aux décideurs politiques qui cherchent à promouvoir la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels.

En compilant trois ensembles de données indépendants sur les systèmes alimentaires traditionnels du nord de l'Amérique du Nord, nous avons constaté que les espèces de grande taille, en particulier les grands mammifères, étaient plus fréquemment utilisées que les espèces de petite taille, notamment les oiseaux (Figure 5.7). Ces résultats étaient cohérents dans les trois ensembles de données indépendants quantifiant l'utilisation : les enquêtes sur la consommation d'aliments traditionnels, les enquêtes sur la récolte faunique et les inventaires archéologiques. Les enquêtes sur la consommation d'aliments traditionnels demeurent les estimations quantitatives les plus directes disponibles sur l'utilisation de la nourriture traditionnelle. En revanche, les enquêtes sur les récoltes sont généralement menées dans le but d'informer la gestion de la faune. Elles incluent donc les espèces récoltées à des fins non alimentaires (par exemple, les animaux à fourrure) et se concentrent sur les espèces dont la gestion est la plus importante. Souvent, la récolte de subsistance, en particulier pour les poissons et le petit gibier, est sous-déclarée (Usher et Wenzel 1987) ; cela pourrait expliquer la plus faible incidence des oiseaux (Figure 5.7g) et les pics plus étroits pour les poissons et les mammifères (Figure 5.7h,i) dans les distributions de densité de récolte. Néanmoins, en raison de l'importance des données sur les récoltes pour la gestion de la faune et les revendications territoriales autochtones, les données sur les récoltes sont de loin les estimations les plus complètes de l'utilisation traditionnelle de la nourriture (Kruse 2011 ; 2017). La distribution de la masse corporelle des spécimens archéologiques est remarquablement similaire à celle des enquêtes sur la consommation d'aliments traditionnels et des enquêtes sur la récolte faunique, la différence la plus notable étant une fréquence relativement plus élevée d'espèces de poissons plus petites (Figure 5.7b ; Surovell et Waguespack 2009). Chaque ensemble de données, indépendamment de leurs origines distinctes et différentes, montre une plus grande fréquence d'espèces de grande taille, et de mammifères en particulier, que ce à quoi on

pourrait s'attendre à partir des distributions de la diversité des vertébrés dans le nord de l'Amérique du Nord.

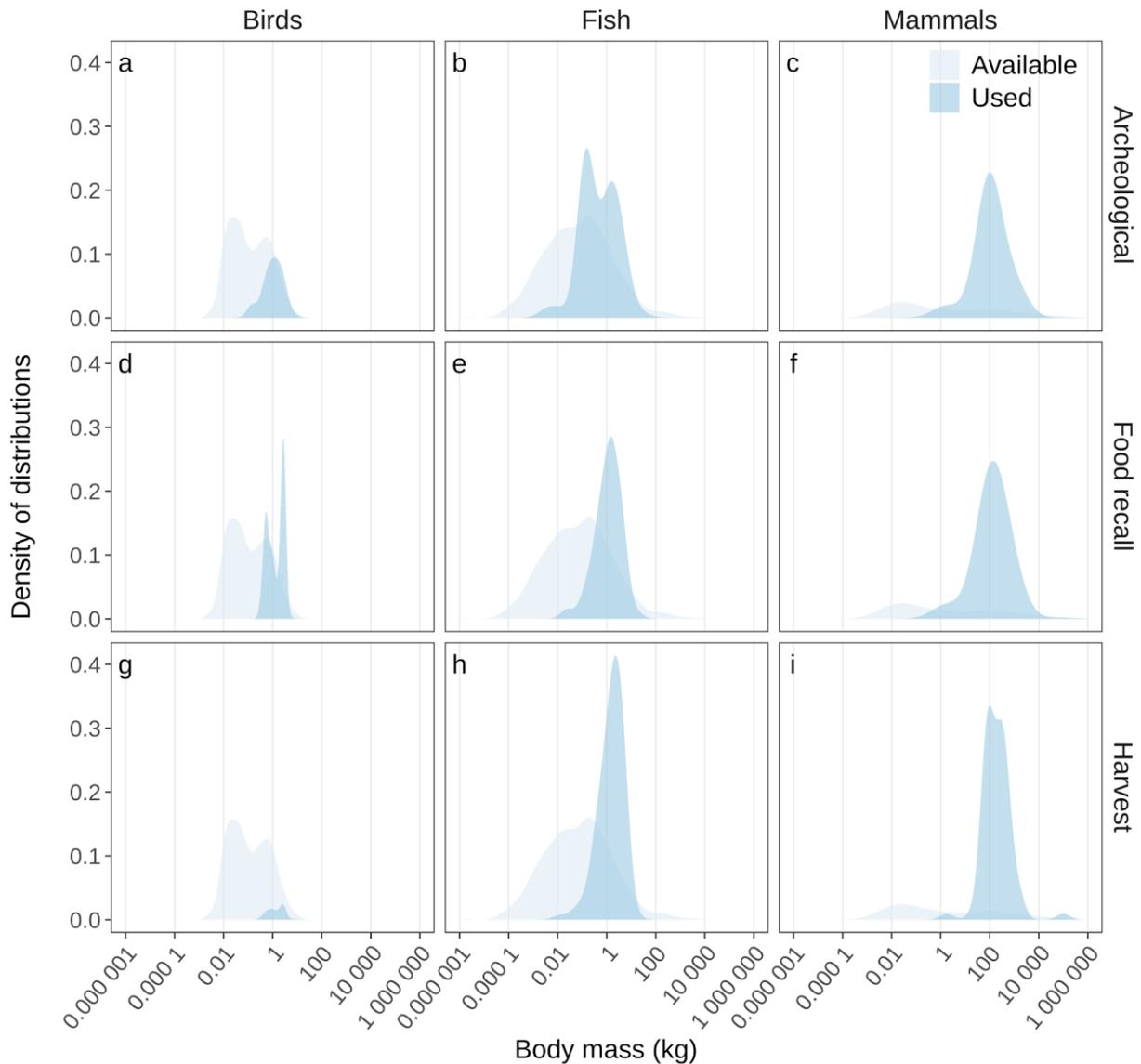


Figure 5.7. Distributions des masses corporelles des espèces fauniques selon trois indices d'utilisation dans le nord de l'Amérique du Nord (archives archéologiques a-c, enquêtes sur la consommation d'aliments traditionnels d-f, et enquêtes de récolte g-i). Les distributions ont été calculées à l'aide de l'estimation de la densité du noyau pondérée selon l'utilisation des espèces, c'est-à-dire la proportion dans laquelle chaque espèce a été utilisée par rapport aux autres espèces dans chaque ensemble de données indépendant (p. ex. kg consommé par rapport au total des kg consommés). La distribution de la disponibilité a été calculée en utilisant la diversité de tous les vertébrés canadiens.

Les espèces de plus grande taille présentaient également des caractéristiques associées à une plus grande disponibilité et accessibilité en tant qu'aliments traditionnels. L'augmentation de la disponibilité des grandes espèces peut sembler contre-intuitive ; les grandes espèces sont

généralement moins diversifiées (Figure 5.8), moins nombreuses (White et al. 2007) et moins productives (Figure 5.9) que les petites espèces, ce qui rend leurs populations plus lentes à se rétablir après une récolte (Frank et al. 2011) et plus sujettes à l'extinction (Gaston et Blackburn 1995 ; Cardillo et al. 2005 ; Olden et al. 2007). Cependant, les espèces de plus grande taille offrent davantage de biomasse (Figure 5.10 ; Peres 2000), notamment lors des rassemblements d'individus (par exemple, les migrations de masse). En cas de pénurie d'espèces de grande taille, la plus grande diversité d'espèces alimentaires traditionnelles de petite taille offre une plus grande sélection sur laquelle se rabattre.

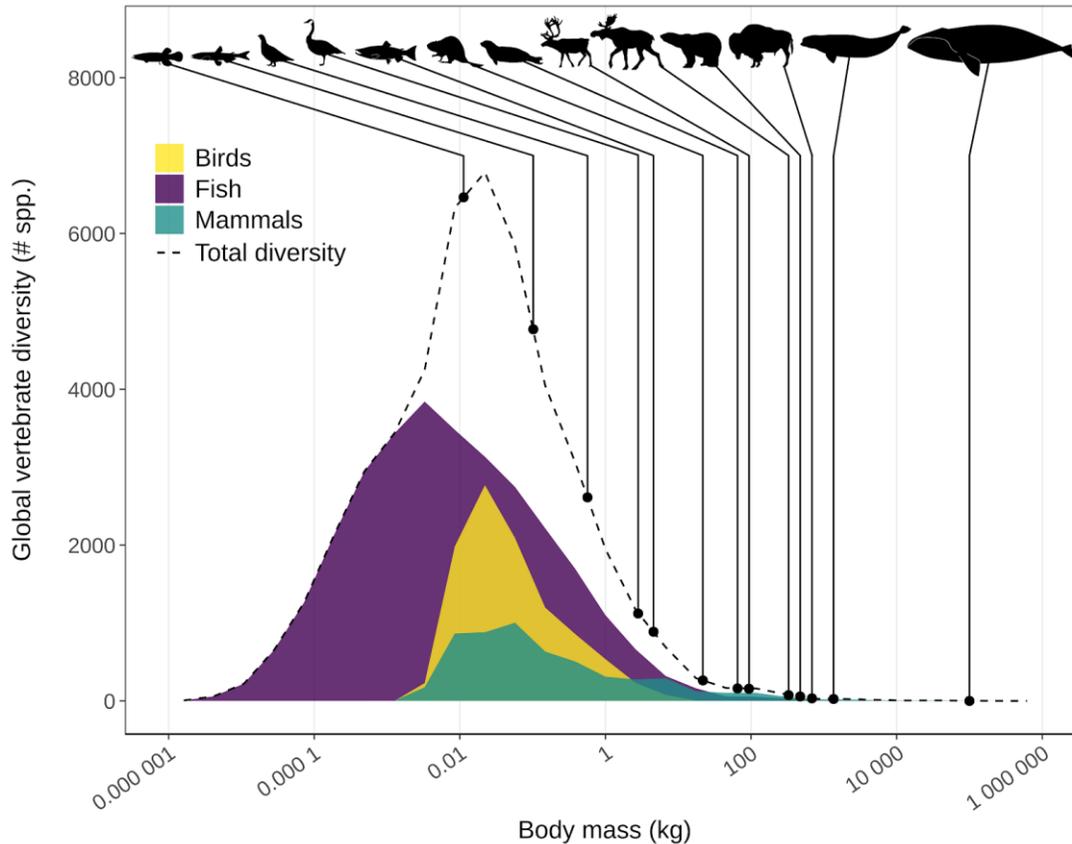


Figure 5.8. La distribution de la masse corporelle des vertébrés (oiseaux, poissons, mammifères) du monde. Les silhouettes des espèces alimentaires traditionnelles servent à situer les lecteurs sur l'axe de la masse corporelle et comprennent de gauche à droite : dallia (*Dallia pectoralis* ; 0,011 kg), eulakane (*Thaleichthys pacificus* ; 0,102 kg), lagopède des saules (*Lagopus lagopus* ; 0,567 kg), bernache du Canada (*Branta canadensis* ; 2,81 kg), saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha* ; 4,52 kg), castor d'Amérique du Nord (*Castor canadensis* ; 21,8 kg), phoque annelé (*Pusa hispida* ; 71,0 kg), caribou (*Rangifer tarandus*, 86,0 kg), orignal (*Alces alces* ; 360 kg), ours blanc (*Ursus maritimus* ; 390 kg), bison (*Bison bison* ; 579 kg), béluga (*Delphinapterus leucas* ; 1 360 kg) et baleine boréale (*Balaena mysticetus* ; 100 000 kg). Les masses corporelles des poissons sont basées sur les conversions courantes de la longueur à la masse de Froese et Pauly (2018). Les tailles corporelles des oiseaux et des mammifères proviennent de Wilman et al. (2014). Les silhouettes sont sous licence Public Domain Mark 1.0.

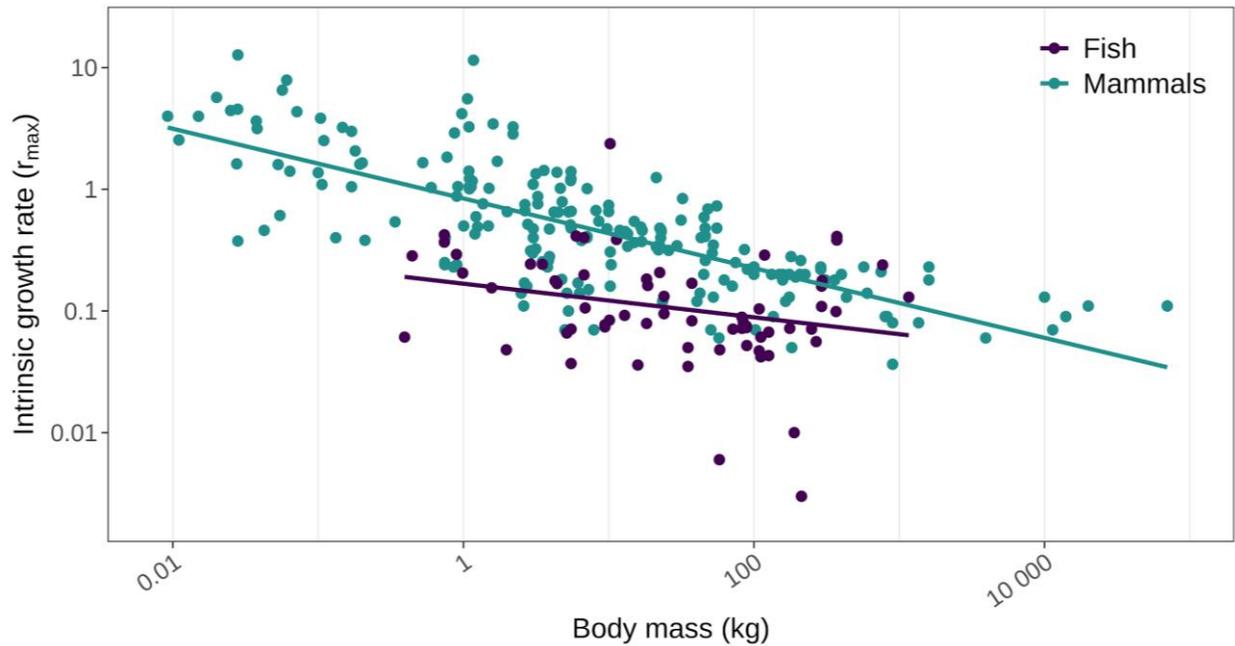


Figure 5.9. Estimations rapportées du taux intrinsèque maximum d'accroissement des populations (r_{max}) en fonction de la masse corporelle moyenne des espèces (Hennemann 1983 ; Schmitz et Lavigne 1984 ; Fenchel 1974 ; Thompson 1987 ; Robinson et Redford, 1986 ; Cortés 2016). Des courbes linéaires ont été incluses pour illustrer les tendances en fonction de la masse corporelle au sein de chaque taxon.

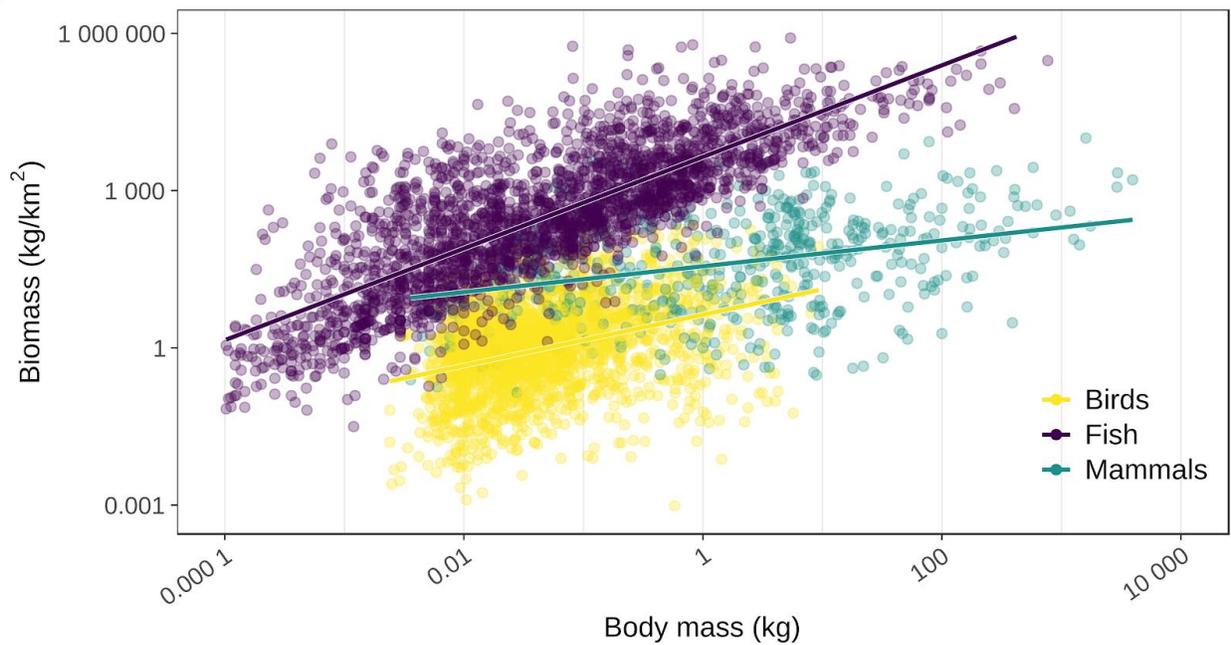


Figure 5.10. Biomasse totale en fonction de la masse corporelle des espèces pour les oiseaux, les mammifères et les poissons. Les estimations de la biomasse ont été dérivées des mesures de densité pour les oiseaux et les mammifères compilées par Stephens et al. (2019), et du Reef Life Survey Program (Edgar et Stuart-Smith 2014) pour les poissons. Des courbes linéaires ont été incluses pour illustrer les tendances en fonction de la masse corporelle au sein de chaque taxon.

Les espèces alimentaires de plus grande taille ne représentent pas seulement une plus grande quantité de biomasse dans le paysage ; cette biomasse tend à être plus accessible à la récolte. Les animaux de plus grande taille ont tendance à contenir plus de calories qui nécessitent moins de temps à récolter, une richesse énergétique qui s'explique en partie par une plus grande proportion de graisse chez les grands mammifères et les grands oiseaux (Figure 5.11). Si le temps nécessaire à la poursuite et à la transformation du gibier augmente avec la masse corporelle, les densités caloriques ont tendance à augmenter plus rapidement avec la masse corporelle, ce qui se traduit par un rendement calorique moyen plus élevé par unité de temps chez les grands animaux (Figure 5.12). Bien que les espèces de plus grande taille soient souvent plus difficiles à récolter, à transformer et à transporter (Condon et al. 1995 ; Lupo et Schmitt 2016), l'utilisation de techniques coopératives (par exemple, le partage de la nourriture, le stockage de la nourriture, la chasse coopérative) permet de gérer ces défis (Binford 1978 ; Kaplan et Gurven 2005). L'accessibilité économique des espèces, à première vue, semble également diminuer avec la masse corporelle (c'est-à-dire que les coûts augmentent avec la masse ; Figure 5.13a), mais lorsqu'elle est calculée par kg de biomasse, cette diminution disparaît (Figure 5.13b ; Usher 1971). Il est important de noter que cette tendance est basée sur une seule communauté (Usher 1971), qu'il existe une variabilité interspécifique significative dans ces estimations de coûts, et que davantage de données sont nécessaires pour décrire avec précision comment l'accessibilité économique des espèces alimentaires traditionnelles varie avec la masse corporelle dans différents contextes. En revanche, les enquêtes sur les récoltes fauniques ont indiqué que le temps, plus que le coût, était l'obstacle le plus fréquent à l'accès aux aliments traditionnels, en particulier pour ceux qui occupent des emplois salariés (Nelson et al. 2005 ; Natcher et al. 2016). Il est intéressant de noter que les enquêtes sur la consommation d'aliments traditionnels et sur les récoltes dans le nord de l'Amérique du Nord font état d'une utilisation disproportionnée d'espèces plus grosses (Figure 5.7d-i), des espèces qui maximisent souvent le rendement calorique par rapport au temps passé.

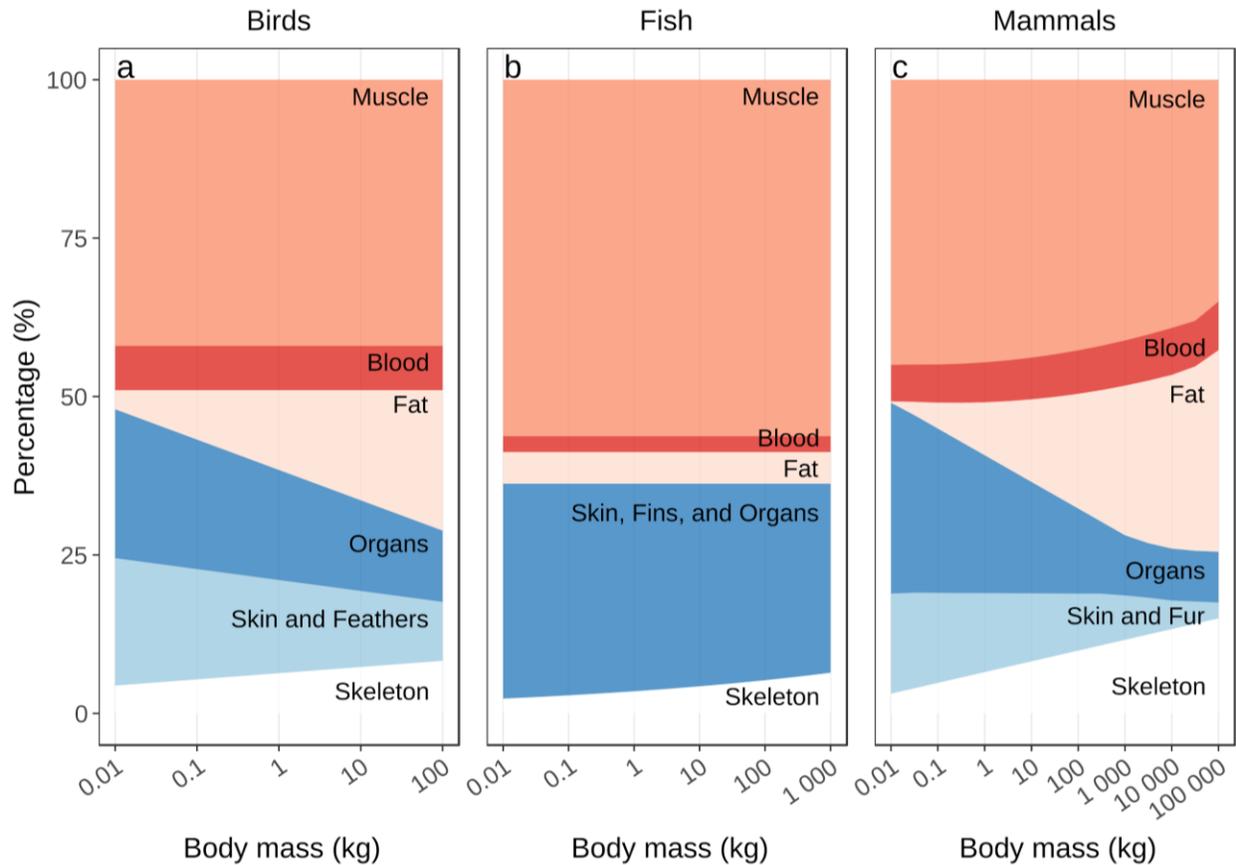


Figure 5.11. La relation entre la masse et la composition corporelle chez (a) les poissons, (b) les oiseaux et (c) les mammifères. Les tendances pour les oiseaux et les mammifères ont été adaptées de Calder (1996) et étendues à la plage de masse de 1 000 à 100 000 kg pour les mammifères en utilisant Nishiwaki (1950). Les tendances allométriques de la composition corporelle des poissons sont basées sur Casadevall et al. (1990) pour le squelette, Thorson (1961) pour le sang, et Murray et Burt (1991) pour les graisses et les protéines, la masse des organes étant supposée représenter le reste. Notez les différentes gammes de masse corporelle pour chaque taxon.

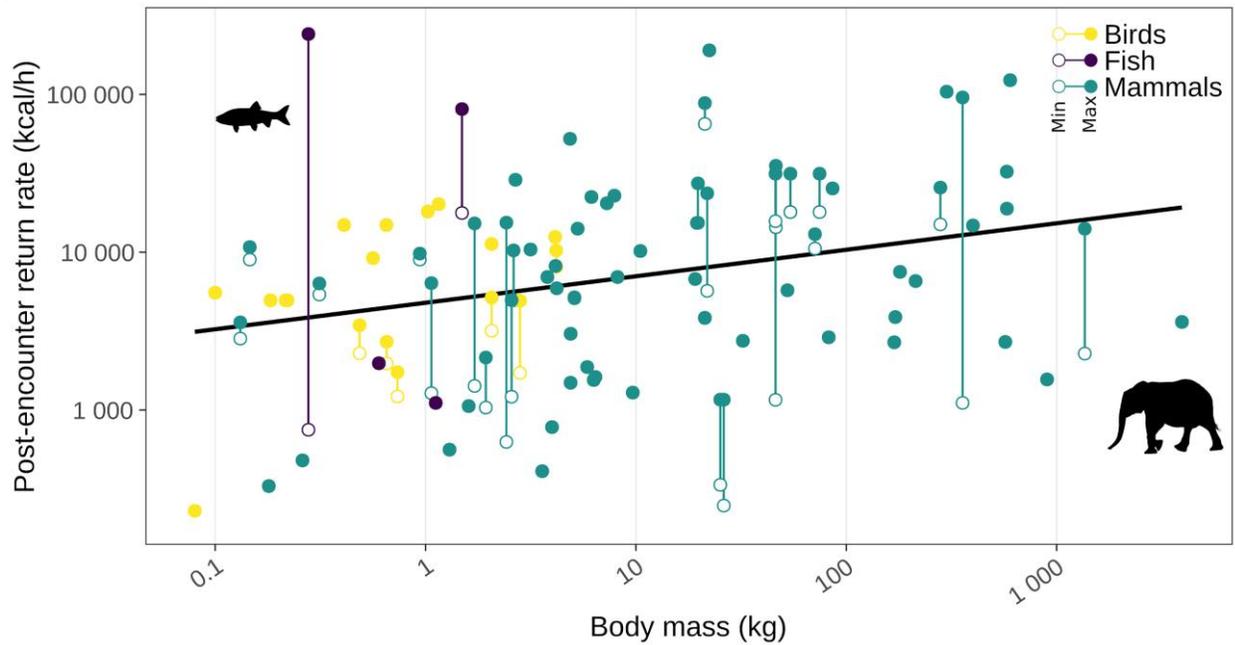


Figure 5.12. Estimations publiées du taux de retour après rencontre en fonction de la masse corporelle des oiseaux, des poissons et des mammifères. Le taux de retour représente les calories par heure investie dans la poursuite, la récolte et la transformation. Les cercles ouverts et pleins représentent respectivement les valeurs minimales et maximales pour cette espèce. Une courbe linéaire calculé sur les taux de retour médians des espèces a été inclus pour illustrer la tendance en fonction de la masse corporelle. (Hawkes et al. 1982 ; Simms 1987 ; Kuchikura 1988 ; Raymond et Sobel 1990 ; Smith 1991 ; Alvard 1993 ; Byers et Ugan 2005 ; Ugan 2005 ; Koster 2008 ; 2010 ; Bird et al. 2009 ; 2013 ; Lupo et Schmitt 2005 ; 2016). Les silhouettes représentent des espèces aberrantes notables : le méné tui (*Siphateles bicolor*) et l'éléphant de brousse d'Afrique (*Loxodonta africana*). Les silhouettes sont sous licence Public Domain Mark 1.0.

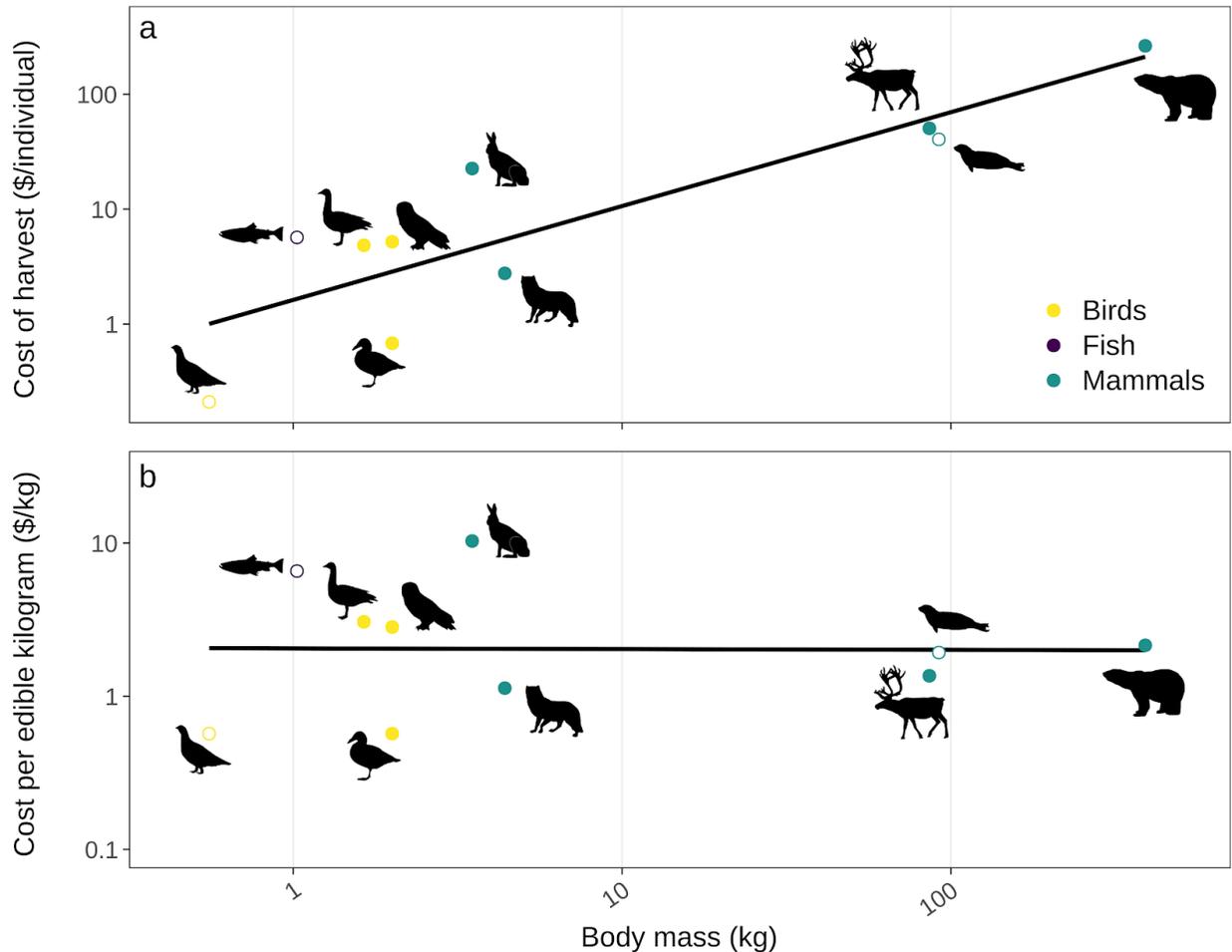


Figure 5.13. Coûts de production (c'est-à-dire les coûts d'investissement et d'exploitation en 2016 CAD) par animal récolté (a) et par kg de tissu comestible récolté (b) pour les Inuits de Sachs Harbour, au Canada, en fonction de la masse corporelle de l'animal (Usher 1971). Les cercles ouverts représentent la masse moyenne calculée pour des groupes d'espèces, comme les lagopèdes (*Lagopus lagopus* et *Lagopus muta*), les poissons (*Salvelinus alpinus*, *Salvelinus namaycush* et *Coregonus clupeaformis*) et les phoques (*Erignathus barbatus* et *Pusa hispida*). Des courbes linéaires ont été ajoutés pour illustrer les tendances en fonction de la masse corporelle. Les silhouettes sont sous licence Public Domain Mark 1.0.

Alors que les ensembles de données décrivant la disponibilité, l'accessibilité et l'utilisation des espèces ont souvent montré des augmentations pour les espèces alimentaires traditionnelles plus grandes, les données sur l'adéquation ne variaient pas de manière cohérente avec la masse corporelle. D'un point de vue nutritionnel, il a été démontré que le passage d'une espèce à l'autre peut modifier l'apport en macro ou micronutriments (par exemple Rosol et al. 2016), mais ces différences interspécifiques n'ont pas montré de relation forte avec la masse corporelle (voir Supplementary Fig. S2-S3 dans l'annexe 7). Nous avons constaté que la composition des tissus chez les espèces changeait de manière constante avec la masse corporelle (Figure 5.11 ; Calder 1996) ; cela a probablement des conséquences nutritionnelles plus importantes, les animaux plus grands contenant généralement plus de graisse et moins

d'organes. Cette augmentation en graisse chez les espèces plus grandes se produit à la fois dans les dépôts de tissus adipeux et dans la moelle osseuse (Speth 1989 ; Thompson et al. 2019). Le fait de manger exclusivement des animaux ayant une quantité insuffisante de graisse, souvent des espèces plus petites, peut provoquer des nausées et des diarrhées répétées, ou le "syndrome de famine du lapin" (rabbit starvation syndrome), avec des conséquences potentiellement mortelles. Ce syndrome est observé lorsqu'une diète ne contenant pratiquement que des protéines et peu ou pas de gras et de carbohydrates est adoptée, causant ainsi une augmentation de la quantité de nourriture consommée, une diminution de la satiété et un empoisonnement aux protéines. Ces conséquences mènent éventuellement aux symptômes mentionnés plus haut (Speth et Speilmann 1983 ; Bilsborough et Mann 2006). Pourtant, de nombreux contaminants, dont le mercure (Figure 5.14), le DDT et les BPC (voir Supplementary Fig. S5 dans l'annexe 7), ont également eu tendance à augmenter en concentration avec la taille du corps, ce qui suggère que la contamination pourrait réduire l'adéquation des espèces plus grandes nutritionnellement souhaitables. Cette tendance se manifeste notamment par des évaluations des risques encourageant le remplacement du béluga (*Delphinapterus leucas*) par des espèces plus petites afin de réduire l'absorption de BPC (Duhaime et al. 2004). Les espèces de plus grande taille étaient également plus souvent visées par des tabous de récolte (Figure 5.7 ; Colding et Folke 1997), mais elles étaient aussi culturellement préférées dans certains contextes. Par exemple, l'ours et le caribou dans la communauté crie de Whapmagoostui étaient considéré comme la viande ayant la meilleure qualité nutritionnelle et la plus grande force spirituelle (Adelson 1998). Dans la plupart des cas, les espèces alimentaires traditionnelles sont par définition culturellement adéquates et les préférences reflètent la tendance d'une culture à consommer une espèce plus fréquemment plutôt que des interdictions absolues (voir Figure supplémentaire. S6 dans l'annexe 7 ; Adelson 1998 ; Koster et al. 2010).

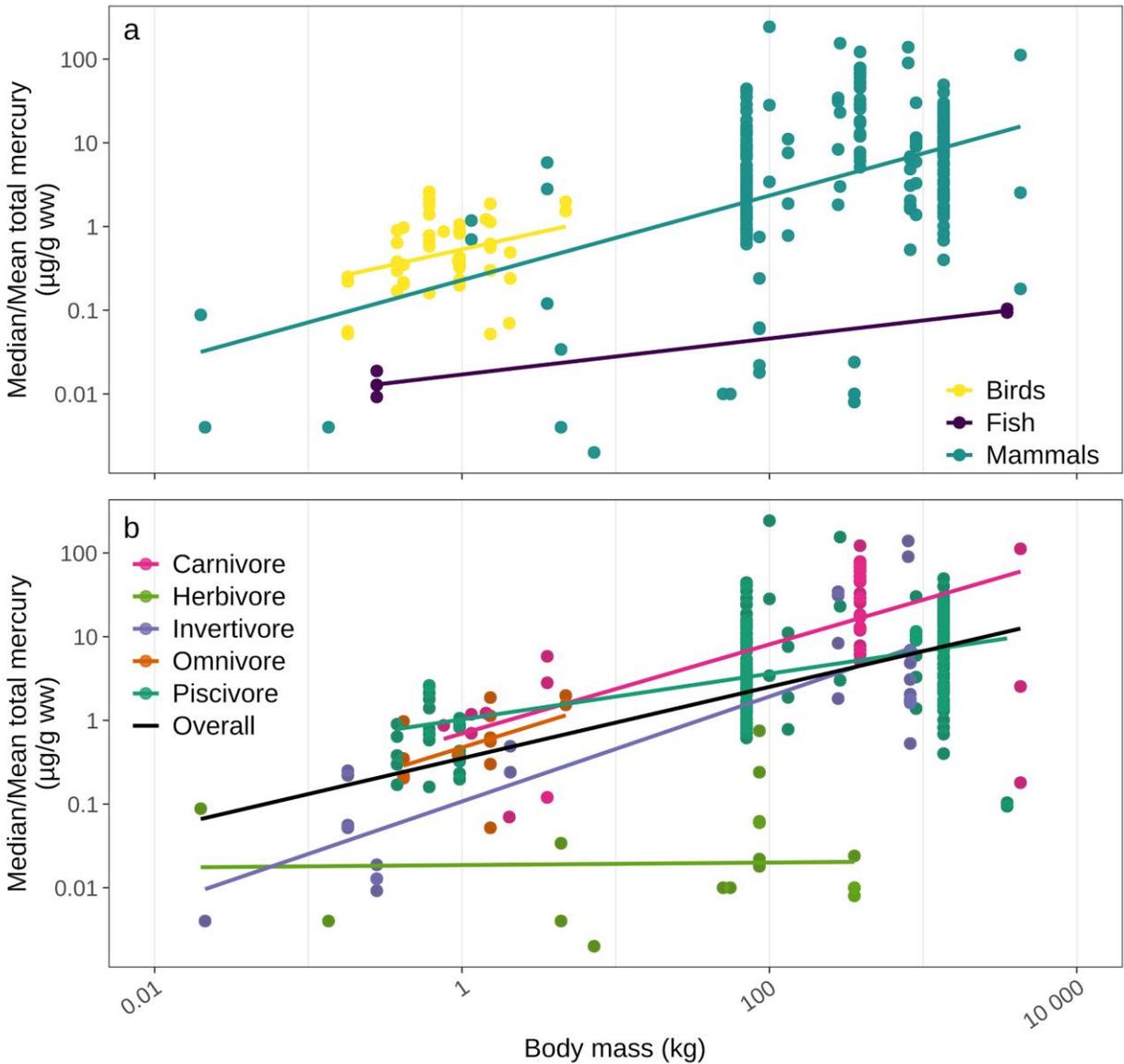


Figure 5.14. Concentrations moyennes et médianes de mercure total dans le tissu hépatique en fonction de la masse corporelle moyenne de l'espèce. Les divisions taxonomiques des espèces (a) et les classifications alimentaires (b) sont indiquées par différentes couleurs. Des courbes linéaires taxonomiques (a), globales et spécifiques au régime alimentaire (b) ont été inclus pour illustrer les tendances. Les mesures des concentrations de mercure total au niveau des populations ont été obtenues à partir des rapports d'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien (2003 ; 2012 ; 2013) et du Programme d'évaluation des ressources marines de l'Arctique (2018). Notez les axes x et y logarithmiques.

Nos ensembles de données décrivant l'utilisation des aliments traditionnels contiennent des entrées pour 298 espèces vertébrées uniques dans le nord de l'Amérique du Nord. Cette extraordinaire biodiversité constitue le fondement biologique de la flexibilité des systèmes alimentaires traditionnels dans cette région, et cela ne représente que les vertébrés. L'ajout des

plantes, des champignons et des invertébrés complètent le fondement de la biodiversité des systèmes alimentaires. Il existe de nombreux exemples documentés de l'utilisation flexible de la biodiversité locale pour s'adapter aux circonstances socio-écologiques changeantes (Tableau 5.1 ; Hayden 1972 ; Rogers et Black 1976 ; Hames et Vickers 1982 ; Berkes et Jolly 2001 ; Nagaoka 2002 ; Broughton et al. 2011 ; Berbesque et al. 2013). Nous n'avons pas été en mesure de représenter empiriquement cette utilisation flexible de la biodiversité, mais cela ne veut pas dire que la flexibilité des systèmes alimentaires traditionnels est sans importance. Bien au contraire, l'histoire (Tableau 5.1) démontre l'importance d'une utilisation flexible de la biodiversité pour maintenir la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels en période de changement.

Tableau 5.1. Exemples de systèmes alimentaires autochtones s'étant adaptés à des changements socio-écologiques en récoltant des espèces de différentes tailles.

Location	Timeframe (years CE)	Socio-ecological change	Harvest focus before (mass in kg)	Harvest focus after (mass in kg)	Reference
Arctic North America	1000-1850	climate cooling	bowhead whales (100 000)	caribou (90); ringed seal (70); Arctic char (0.7)	Wenzel 2009
Nunavut	1940-2008	climate warming	ringed seal (70)	Canada geese (2.8); snow geese (2.6); Arctic char (0.7); Greenland cod (19); shorthorn sculpin (0.2)	Imrie 2009
Alaska-Yukon	500-1850	climate warming, increased fires	caribou (70)	moose (360)	Yesner 1989
Alaska-Yukon	500-1850	habitat change from interior to coastal	caribou (70)	snowshoe hare (1.7); Pacific salmon (1.5-4.6); squirrels (0.2-0.8); hoary marmots (7); beaver (20); porcupine (7); muskrat (1); otter (8)	Yesner 1989
Prince of Wales Island, Alaska	1970s-2020	logging	Pacific salmon (1.5 - 4.6)	black-tailed deer (50)	Brinkman et al. 2007

Northern Ontario	late 1700s-1920	moose & caribou declines	moose (360); caribou (70)	snowshoe hare (1.7); walleye (1.3); lake whitefish (1.3); suckers (0.1-0.7); sturgeon (5.5); lake trout (1.1); pike (0.4)	Rogers and Black 1976
Ecuador	1973-1979	prey declines	tapir (300), peccaries (32), primates (3-4)	paca (8.2); armadillo (1.5-4.4); agouti (2.7); coatimundi (3.8-4.0); squirrel (0.7), tin-tin (0.6-1.0)	Hames and Vickers 1982

Nous avons ici synthétisé les données et les publications qui décrivent les nombreuses corrélations socio-écologiques de la masse corporelle moyenne des espèces, et la manière dont elles influencent la disponibilité, l'accessibilité, l'adéquation et l'utilisation des aliments traditionnels. De manière générale, nous avons constaté que les espèces alimentaires traditionnelles de grande taille représentaient une biomasse digestible plus disponible et plus accessible et, en particulier chez les mammifères, étaient plus fréquemment utilisées.

À l'inverse, les espèces plus petites, bien que moins disponibles et accessibles par kilogramme, étaient plus régulièrement disponibles car elles étaient plus diversifiées et se rétablissaient plus rapidement après la récolte. De plus, les petites espèces n'étaient ni plus ni moins adéquates, en termes d'utilisation, que les espèces plus grandes. En résumé, si les espèces alimentaires traditionnelles de grande taille sont souvent plus avantageuses à récolter, les espèces plus petites font souvent preuve d'une plus grande résilience à la récolte et leurs populations s'en remettent plus rapidement. Il est important de garder à l'esprit que les modes d'utilisation décrits ici sont particuliers au nord de l'Amérique du Nord, que les modes d'utilisation peuvent être différents ailleurs, que l'utilisation présentée ici est statique alors qu'elle est en réalité très dynamique et que les espèces alimentaires traditionnelles sont récoltées pour de nombreuses raisons autres que leur utilisation en tant que nourriture (p. ex. textiles, outils, cérémonie, vision du monde, médecine ; Garibaldi et Turner 2004). Outre la masse corporelle, il faut reconnaître l'importance d'autres déterminants de la sécurité alimentaire traditionnelle.

La taille des espèces n'est que l'un des nombreux traits de biodiversité pertinents pour leur socio-écologie. L'utilisation traditionnelle de la nourriture est influencée par de nombreux autres facteurs (par exemple, la richesse du récolteur, le statut professionnel, les préférences, les connaissances, la santé physique, l'équipement, le réseau social, les réglementations, les saisons, la concurrence, le commerce et le partage ; Nelson et al. 2005 ; Delormier et al. 2009 ; Natcher et al. 2016 ; Batal et al. 2021). Néanmoins, il existe des preuves que les relations d'échelle jouent un rôle important dans de nombreux systèmes socio-écologiques (West 2017), et notre synthèse démontre l'ampleur des caractéristiques corrélées à la masse corporelle des espèces dans les systèmes alimentaires traditionnels. Des cadres théoriques (Winterhalder 1986 ; McCay 1981), ainsi que des preuves empiriques issues de récits ethnographiques, archéologiques et historiques (Tableau 5.1), suggèrent que l'accès à un large éventail d'espèces

présentant une diversité de caractéristiques écologiques et sociologiques peut contribuer à la sécurité des systèmes alimentaires traditionnels.

Références

- Adelson N. 1998. Health beliefs and the politics of Cree well-being. *Health*, 2(1): 5-22. <https://doi.org/10.1177/136345939800200101>.
- Alvard MS. 1993. Testing the “ecological noble savage” hypothesis: Interspecific prey choice by Piro hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology*, 21(4): 355-387.
- AMAP. 2018. AMAP Assessment 2018: Biological Effects of Contaminants on Arctic Wildlife and Fish. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Tromsø, Norway. 84p.
- Batal, M, Chan HM, Fediuk K, Ing A, Berti P, Sadik T, and Johnson-Down L. 2021. Importance of the traditional food systems for First Nation adults living on reserves in Canada. *Canadian Journal of Public Health*, 112(Suppl 1): S20-S28. <https://doi.org/10.17269/s41997-020-00353-y>.
- Berbesque JC, Marlowe FW, Shaw P, and Thompson P. 2014. Hunter-gatherers have less famine than agriculturalists. *Biology Letters* 10(1): 20130853. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.0853>.
- Berkes F, and Jolly D. 2001. Adapting to Climate Change: Social-Ecological Resilience in a Canadian Western Arctic Community. *Conservation Ecology*, 5(2): 18. <https://doi.org/10.5751/ES-00342-050218>.
- Bilsborough S, and Mann N. 2006. A Review of Issues of Dietary Protein Intake in Humans. *International Journal of Sport Nutrition and Exercise Metabolism*, 16(2): 129-152. <https://doi.org/10.1123/ijsnem.16.2.129>.
- Binford LR. 1978. *Nunamiut: Ethnoarchaeology*. Academic Press, New York, New York. 509 p.
- Bird DW, Bird RB, and Codding BF. 2009. In pursuit of mobile prey: Martu hunting strategies and archaeofaunal interpretation. *American Antiquity*, 74(1): 3-29. <https://doi.org/10.1017/S000273160004748X>.
- Bird DW, Codding BF, Bird RB, Zeanah DW, and Taylor CJ. 2013. Megafauna in a continent of small game: Archaeological implications of Martu Camel hunting in Australia’s Western Desert. *Quaternary International*, 297: 155-166. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2013.01.011>.
- Borré K. 1994. The Healing Power of the Seal: The Meaning of Inuit Health Practice and Belief. *Arctic Anthropology*, 31(1): 1-15.
- Brinkman, TJ, Kofinas, GP, Chapin III, FS, and Person, DK. 2007. Influence of hunter adaptability on resilience of subsistence hunting systems. *Journal of Ecological Anthropology*, 11(1): 58-63.

- Broughton JM, Cannon MD, Bayham FE, and Byers DA. 2011. Prey body size and ranking in zooarchaeology: theory, empirical evidence, and applications from the Northern Great Basin. *American Antiquity*, 76(3): 403-428. <https://doi.org/10.7183/0002-7316.76.3.403>.
- Burger O, and Ginzburg L. 2009. On size and extinction: a random walk model predicts the body size of lowest risk for mammals. *Evolutionary Ecology Research*, 11(7): 1017-1029.
- Byers DA, and Ugan A. 2005. Should we expect large game specialization in the late Pleistocene? An optimal foraging perspective on early Paleoindian prey choice. *Journal of Archaeological Science*, 32(11): 1624-1640. <https://doi.org/10.1016/j.jas.2005.05.003>.
- Calder WA. 1996. *Size, Function and Life History*. Dover Publications, Mineola, New York. 431p.
- Cardillo M, Mace GM, Jones KE, Bielby J, Bininda-Emonds ORP, Sechrest W, et al. 2005. Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science*, 309(5738): 1239-1241. <https://doi.org/10.1126/science.1116030>.
- Casadevall M, Casinos A, Viladiu C, and Ontanon M. 1990. Scaling of skeletal mass and mineral content in teleosts. *Zoologischer Anzeiger*, 225(3-4): 144-150.
- Chan L, Receveur O, Sharp D, Schwartz H, Ing A, and Tikhonov C. 2011. *First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from British Columbia (2008/09)*. University of Northern British Columbia. 201 p.
- Chan L, Receveur O, Sharp D, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, et al. 2012. *First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Manitoba (2010)*. University of Northern British Columbia. 180 p.
- Chan L, Receveur O, Sharp D, Schwartz H, Ing A, Fediuk K, et al. 2014. *First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Ontario (2011/2012)*. University of Ottawa. 236 p.
- Chan L, Receveur O, Batal M, David W, Schwartz H, Ing A, et al. 2016. *First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Alberta (2010)*. University of Ottawa. 156 p.
- Chan L, Receveur O, Batal M, Sadik T, Schwartz H, Ing A, et al. 2018. *First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES): Results from Saskatchewan (2010)*. University of Ottawa. 180 p.
- Colding J, and Folke C. 1997. The relations among threatened species, their protection, and taboos. *Conservation Ecology*, 1(1): 18. <https://www.jstor.org/stable/26271644>.
- Condon RG, Collings P, and Wenzel G. 1995. The best part of life: Subsistence hunting, ethnicity, and economic adaptation among young adult Inuit males. *Arctic*, 48(1): 31-46. <https://doi.org/10.14430/arctic1222>.
- Cortés E. 2016. Perspectives on the intrinsic rate of population growth. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(10): 1136-1145. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12592>.

- Council of Canadian Academies. 2014. Aboriginal food security in northern Canada: An Assessment of the State of Knowledge. The Expert Panel on the State of Knowledge of Food Security in Northern Canada, Ottawa, ON. 256 p.
- Delormier T, Frohlich KL, and Potvin L. 2009. Food and eating as social practice - understanding eating patterns as social phenomena and implications for public health. *Sociology of Health & Illness*, 31(2): 215-228. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9566.2008.01128.x>.
- Duhaime F, Chabot M, Fréchette P, Robichaud V, and Proulx S. 2004. The Impact of Dietary Changes Among the Inuit of Nunavik (Canada): A Socioeconomic Assessment of Possible Public Health Recommendations Dealing With Food Contamination. *Risk Analysis*, 24(4): 1007-1018. <https://doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00503.x>.
- Edgar GJ, and Stuart-Smith RD. 2014. Systematic global assessment of reef fish communities by the Reef Life Survey program. *Scientific Data*, 1:140007. <https://doi.org/10.1038/sdata.2014.7>.
- FAO. 1996. Rome declaration on World Food Security [online]: Available from www.fao.org/docrep/003/w3613e/w3613e00.htm.
- Fenchel T. 1974. Intrinsic Rate of Natural Increase: The Relationship with Body Size. *Oecologia*, 14(4): 317-326. <https://doi.org/10.1007/BF00384576>.
- Ford JD. 2009. Vulnerability of Inuit food systems to food insecurity as a consequence of climate change: a case study from Igloolik, Nunavut. *Regional Environmental Change*, 9(2): 83-100. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0060-x>.
- Frank KT, Petrie B, Fisher JAD, and Leggett WC. 2011. Transient dynamics of an altered large marine ecosystem. *Nature*, 477(7362): 86-89. <https://doi.org/10.1038/nature10285>.
- Froese R, and Pauly D. 2018. FishBase [online]: Available from www.fishbase.org.
- Gaillard, JM, Yoccoz, NG, Lebreton, JD, Bonenfant, C, Devillard, S, Loison, A, Pontier, D, and Allaine, D. 2005. Generation time: a reliable metric to measure life-history variation among mammalian populations. *The American Naturalist*, 166(1): 119-123.
- Garibaldi A, and Turner N. 2004. Cultural Keystone Species: Implications for Ecological Conservation and Restoration. *Ecology and Society*, 9(3): 1. <https://doi.org/10.5751/ES-00669-090301>.
- Gaston KJ, and Blackburn TM. 1995. Birds, body size and the threat of extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 347(1320): 205-212. <https://doi.org/10.1098/rstb.1995.0022>.
- Gregory PJ, Ingram JSI, and Brklacich M. 2005. Climate change and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360(1463): 2139-2148. <https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1745>.

- Grund BS, Surovell TA, and Lyons SK. 2012. Range sizes and the shifts of North American Pleistocene mammals are not consistent with a climatic explanation for extinction. *World Archaeology*, 44(1): 43-55. <https://doi.org/10.1080/00438243.2012.648427>.
- Hames RB, and Vickers WT. 1982. Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. *The American Ethnological Society*, 9(2): 358-378. <https://doi.org/10.1525/ae.1982.9.2.02a00090>.
- Hawkes K, Hill K, and O'Connell JF. 1982. Why hunters gather: optimal foraging and the Aché of eastern Paraguay. *American Ethnologist*, 9(2): 379-398. <https://doi.org/10.1525/ae.1982.9.2.02a00100>.
- Hayden B. 1972. Population control among hunter/gatherers. *World Archaeology*, 4(2): 205-221. <https://doi.org/10.1080/00438243.1972.9979533>.
- Hennemann III WW. 1983. Relationship among body mass, metabolic rate and the intrinsic increase in mammals. *Oecologia*, 56(1): 104-108. <https://doi.org/10.1007/BF00378224>.
- Hickey G, Pouliot M, Smith-Hall C, Wunder S, and Nielsen MR. 2016. Quantifying the economic contribution of wild food harvests to rural livelihoods: A global-comparative analysis. *Food Policy*, 62: 122-132. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2016.06.001>.
- ICC (Inuit Circumpolar Council). 2010. Resolution 98-12: Regarding subsistence as a fundamental right of Inuit. Available online at: <http://inuitcircumpolar.com/index.php?ID=180&Lang=En>. Accessed July 2018.
- Imrie DD. 2009. Inuit Knowledge and Adaptation to Sea Ice Change in the Belcher Islands, Nunavut. Ph.D. Thesis. Natural Resources Institute, University of Winnipeg, Winnipeg. 144 p.
- Kaplan H, and Gurven M. 2005. The Natural History of Human Food Sharing and Cooperation: A Review and a New Multi-Individual Approach to the Negotiation of Norms. In *Moral sentiments and material interests: The foundations of cooperation in economic life*, volume 6. Edited by H Gintis, S Bowles, RT Boyd and E Fehr. MIT press. pp. 75-113.
- Koster JM. 2008. Hunting with Dogs in Nicaragua: An Optimal Foraging Approach. *Current Anthropology*, 49(5): 935-944. <https://doi.org/10.1086/592021>.
- Koster JM, Hodgen JJ, Venegas MD, and Copeland TJ. 2010. Is Meat Flavor a Factor in Hunters' Prey Choice Decisions? *Human Nature*, 21(3): 219-242. <https://doi.org/10.1007/s12110-010-9093-1>.
- Kruse J. 2011. Developing an Arctic subsistence observation system. *Polar Geography*, 34(1-2): 9-35. <https://doi.org/10.1080/1088937X.2011.584448>.
- Kruse J. Alaska Observation network Subsistence Database [online]: Available from <http://www.iser.uaa.alaska.edu/Projects/SEARCH-HD/aonsub.htm> [accessed September 15th, 2017].

- Kuchikura Y. 1988. Efficiency and focus of blowpipe hunting among Semaq Beri Hunter-Gatherers of Peninsular Malaysia. *Human Ecology*, 16(3): 271-305. <https://doi.org/10.1007/BF00888448>.
- Kuhnlein HV. 1995. Benefits and risks of traditional food for Indigenous Peoples: focus on dietary intakes of Arctic men. *Canadian Journal of Physiological Pharmacology*, 73(6): 765-771. <https://doi.org/10.1139/y95-102>.
- Kuhnlein H, and Receveur O. 1996. Dietary change and traditional food systems of Indigenous Peoples. *Annual Review of Nutrition*, 16(1): 417-442. <https://doi.org/10.1146/annurev.nu.16.070196.00222>.
- Kuhnlein H, Receveur O, Soueida R, and Egeland GM. 2004. Arctic Indigenous Peoples Experience the Nutrition Transition with Changing Dietary Patterns and Obesity. *Journal of Nutrition*, 134(6): 1447-1453. <https://doi.org/10.1093/jn/134.6.1447>.
- Kuhnlein H, and Receveur O. 2007. Local cultural animal food contributes high levels of nutrients for Arctic Canadian indigenous adults and children. *Journal of Nutrition*, 137(4): 1110-1114. <https://doi.org/10.1093/jn/137.4.1110>.
- Lambden J, Receveur O, Kuhnlein HV. 2007. Traditional food attributes must be included in studies of food security in the Canadian Arctic. *International Journal of Circumpolar Health*, 66(4): 308-319. <https://doi.org/10.3402/ijch.v66i4.18272>.
- Lawn J, Harvey D, Hill F, and Brulé D. 2002. An Update on Nutrition Surveys in Isolated Northern Communities. A report prepared for Indian and Northern Affairs Canada. 55 p.
- Lindstedt SL, Miller BJ, and Buskirk SW. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology*, 67(2): 413-418. <https://doi.org/10.2307/1938584>.
- Lupo KD, and Schmitt DN. 2005. Small prey hunting technology and zooarchaeological measures of taxonomic diversity and abundance: Ethnoarchaeological evidence from Central African forest foragers. *Journal of Anthropological Archaeology*, 24(4): 335-353. <https://doi.org/10.1016/j.jaa.2005.02.002>.
- Lupo KD, and Schmitt DN. 2016. When bigger is not better: The economics of hunting megafauna and its implications for Plio-Pleistocene hunter-gatherers. *Journal of Anthropological Archaeology*, 44: 185-197. <https://doi.org/10.1016/j.jaa.2016.07.012>.
- McCay BJ. 1981. Optimal foragers or political actors? Ecological analyses of a New Jersey fishery. *American Ethnologist*, 8(2): 356-382. <https://doi.org/10.1525/ae.1981.8.2.02a00080>
- Murphy NJ, Schraer CD, Thiele MC, Boyko EJ, Bulkow LR, Doty BJ, and Lanier AP. 1995. Dietary Change and Obesity Associated with Glucose Intolerance in Alaska Natives. *Journal of American Dietetic Association*, 95(6): 676-682. [https://doi.org/10.1016/S0002-8223\(95\)00184-0](https://doi.org/10.1016/S0002-8223(95)00184-0).

- Murray J, and Burt JR. 1991. The Composition of Fish. Tory Advisory Note No. 38, Ministry of Technology, Torry Research Station. 13 p.
- Nagaoka L. 2002. Explaining subsistence change in southern New Zealand using foraging theory models. *World Archaeology*, 34(1): 84-102. <https://doi.org/10.1080/00438240220134278>.
- Natcher D, Shirley S, Rodon T, and Southcott C. 2016. Constraints to wildlife harvesting among aboriginal communities in Alaska and Canada. *Food Security*, 8(6): 1153-1167. <https://doi.org/10.1007/s12571-016-0619-1>.
- Nelson M, Natcher DC, and Hickey CG. 2005. Social and economic barriers to subsistence harvesting in a northern Alberta aboriginal community. *Anthropologica*, 47(2): 289-301.
- Nishiwaki M. 1950. On the body weight of whales. *The Scientific Reports of the Whales Research Institute*. pp. 184-209.
- NCP. 2003. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II - Contaminant Levels, Trends and Effects in the Biological Environment. Northern Contaminants Program (NCP), Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa. 175 p.
- NCP. 2012. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report III - Mercury in Canada's North. Northern Contaminants Program (NCP), Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. 276 p.
- NCP. 2013. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report III - Persistent Organic Pollutants in Canada's North. Northern Contaminants Program (NCP), Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa. 487 p.
- Nunavut Food Security Coalition. 2014. Nunavut Food Security Strategy and Action Plan 2014-16. Nunavut Food Security Coalition. 25 p.
- Olden JD, Hogan ZS, and Zanden MJ. 2007. Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Global Ecology and Biogeography*, 16(6): 694-701. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00337.x>.
- Paci CDJ, Dickson C, Nickels S, Chan L, and Furgal C. 2004. Food Security of Northern Indigenous Peoples in a Time of Uncertainty. *In Proceedings of the 3rd Northern Research Forum Open Meeting*, Yellowknife, NWT, 15-18 September 2004. pp. 1-11.
- Peres CA. 2000. Effects of Subsistence Hunting on Vertebrate Community Structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14(1): 240-253. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98485.x>.
- Peters RH. 1983. The ecological implications of body size. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 329 p.
- Raymond AW, and Sobel E. 1990. The Use of Tui Chub as Food by Indians of the Western Great Basin. *Journal of California and Great Basin Anthropology*, 12(1): 2-18.

- Richmond CA, and Ross NA. 2009. The determinants of First Nation and Inuit health: A critical population health approach. *Health & place*, 15(2), 403-411. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2008.07.004>.
- Ripple WJ, and Valkenburgh BV. 2010. Linking Top-Down Forces to the Pleistocene Megafaunal Extinctions. *Bioscience*, 60(7): 516-526. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.7.7>.
- Robinson JG, and Redford KH. 1986. Intrinsic rate of natural increase in neotropic forest mammals - relationship to phylogeny and diet. *Oecologia*, 68(4): 516-520. <https://doi.org/10.1007/BF00378765>.
- Rogers ES, and Black MB. 1976. Subsistence strategy in the Fish and Hare Period, Northern Ontario: the Weagamow Ojibwa, 1880-1920. *Journal of Anthropological Research*, 32(1): 1-43. <https://doi.org/10.1086/jar.32.1.3629990>.
- Rosol R, Powell-Hellyer S, and Chan HM. 2016. Impacts of decline harvest of country food on nutrient intake among Inuit in Arctic Canada: impact of climate change and possible adaptation plan. *International Journal of Circumpolar Health*, 75(1): 31127. <https://doi.org/10.3402/ijch.v75.31127>.
- Samson C, and Pretty J. 2006. Environmental and health benefits of hunting lifestyles and diets for the Innu of Labrador. *Food Policy*, 31(6): 528-553. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2006.02.001>.
- Schmitz OJ, and Lavigne DM. 1984. Intrinsic rate of increase, body size, and specific metabolic rate in marine mammals. *Oecologia*, 62(3): 305-309. <https://doi.org/10.1007/BF00384261>.
- Simms SR. 1987. Behavioral Ecology and Hunter Gatherer Foraging: An Example from the Great Basin. BAR International Series No. 381, British Archaeological Reports, Oxford, United Kingdom. 157 p.
- Smith EA. 1991. Inujjamiut Foraging Strategies: Evolutionary Ecology of an Arctic Hunting Economy. Aldine de Gruyter, New York, New York. 455 p.
- Speakman JR. 2005. Review: Body size, energy metabolism and lifespan. *The Journal of Experimental Biology*, 208(9): 1717-1730. <https://doi.org/10.1242/jeb.01556>.
- Speth JD. 1989. Early hominid hunting and scavenging: the role of meat as an energy source. *Journal of Human Evolution*, 18(4): 329-343. [https://doi.org/10.1016/0047-2484\(89\)90035-3](https://doi.org/10.1016/0047-2484(89)90035-3).
- Speth JD, and Spielmann KA. 1983. Energy Source, Protein Metabolism, and hunter-Gatherer Subsistence Strategies. *Journal of Anthropological Archaeology*, 2(1): 1-31. [https://doi.org/10.1016/0278-4165\(83\)90006-5](https://doi.org/10.1016/0278-4165(83)90006-5).
- Stephens DW, and Krebs JR. 1986. Foraging theory. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 262 p.

- Stephens PA, Vieira MV, Willis SG, and Carbone C. 2019. The limits to population density in birds and mammals. *Ecology Letters*, 22(4): 654-663. <https://doi.org/10.1111/ele.13227>.
- Surovell TA, and Waguespack NM. 2009. Human Prey Choice in the Late Pleistocene and Its Relations to Megafaunal Extinctions. In *American Megafaunal Extinctions at the End of the Pleistocene*. Edited by G Haynes. Springer. pp. 77-105. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8793-6>.
- Thompson SD. 1987. Body size, duration of parental care, and the intrinsic rate of natural increase in eutherian and metatherian mammals. *Oecologia*, 71(2): 201. <https://doi.org/10.1007/BF00377285>.
- Thompson JC, Carvalho S, Marean CW, and Alemseged Z. 2019. Origins of the Human Predatory Pattern. *Current Anthropology*, 60(1): 1-22. <https://doi.org/10.1086/701477>.
- Thorson T. 1961. The Partitioning of Body Water in Osteichthyes: Phylogenetic and Ecological Implications in Aquatic Vertebrates. *Biological Bulletin*, 120(2): 238-254. <https://doi.org/10.2307/1539380>.
- Ugan A. 2005. Does size matter? Body size, mass collection, and their implications for understanding prehistoric foraging behaviour. *American Antiquity*, 70(1): 75-89. <https://doi.org/10.2307/40035269>.
- Usher PJ. 1971. *The Bankslanders: Economy and Ecology of a Frontier Trapping Community: Volume 2. Economy and Ecology*, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa. 169 p.
- Usher PJ, and Wenzel G. 1987. Native Harvest Surveys and Statistics: A Critique of Their Construction and Use. *Arctic*, 40(2): 145-160. <https://doi.org/10.14430/arctic1759>.
- Wenzel GW. 2009. Canadian Inuit subsistence and ecological instability - if the climate changes, must the Inuit? *Polar Research* 28: 89-99. <https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2009.00098.x>.
- Wesche SD, and Chan HM. 2010. Adapting to the Impacts of Climate Change on Food Security among Inuit in the Western Canadian Arctic. *EcoHealth*, 7(3): 361-373. <https://doi.org/10.1007/s10393-010-0344-8>.
- West G. 2017. *Scale: the universal laws of growth, innovation, sustainability, and the pace of life in organisms, cities, economies, and companies*. Penguin Random House, New York, New York. 479 p.
- White EP, Ernest SKM, Kerkhoff AJ, and Enquist BJ. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(6): 323-330. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.03.007>.

- Wilman H, Belmaker J, Simpson J, de la Rosa C, Rivadeneira MM, and Jetz W. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(7): 2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>.
- Winterhalder BP. 1981. Foraging strategies in the boreal forest: an analysis of Cree hunting and gathering. *In* *Hunter-Gatherer Foraging Strategies: Ethnographic and Archeological Analyses*. Edited by B Winterhalder and EA Smith. University of Chicago Press. pp. 66-98.
- Winterhalder BP. 1986. Optimal foraging: simulation studies of diet choice in a stochastic environment. *Journal of Ethnobiology*, 6(1): 205-223.
- Winterhalder BP, and Lu F. 1997. A Forager-Resource Population Ecology Model and Implications for Indigenous Conservation. *Conservation Biology*, 11(6): 1354-1364. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95184.x>.
- Yesner DR. 1989. Moose Hunters of the Boreal Forest? A Re-examination of Subsistence Patterns in the Western Subarctic. *Arctic*, 42(2): 97-108. <https://doi.org/10.14430/arctic1646>.

CHAPITRE 6 : Nouvelle initiative conjointe avec le MFFP, la SPN et le MELCC

Afin de poursuivre l'initiative développée dans le présent mandat et à travers le plus vaste projet *Wildlife, Environmental Change, and Local Indigenous Food Systems (WECLIFS, voir www.weclifs.net)*, nous avons initié un nouveau projet intitulé « *Acquérir et valoriser les connaissances sur la faune nordique dans une perspective d'adaptation des systèmes alimentaires autochtones aux changements climatiques* ». Dans le cadre de ce projet, l'équipe de recherche sera composée de collaborateurs, incluant des représentants d'organismes locaux, régionaux et provinciaux, ainsi que de chercheurs et d'étudiants universitaires. Il est opportun de réitérer le soutien financier et l'expertise des ministères et organismes participant au projet, soit le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), la Société du Plan Nord (SPN) et le Ministère de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques (MELCC) qui permettront la réalisation des travaux.

Le projet vise à co-produire et à valoriser des connaissances sur l'utilisation des espèces fauniques nordiques et à mieux comprendre leurs rôles dans le maintien des systèmes alimentaires autochtones dans le nord du Québec dans le contexte des changements environnementaux et climatiques. Nos travaux permettront d'identifier des enjeux prioritaires, des mesures ainsi que des solutions pouvant être mise en place pour permettre aux systèmes alimentaires autochtones de s'adapter face à ces changements. Puisque les enjeux et les stratégies d'adaptation varient de région en région et de communauté en communauté, nous souhaitons inclure dans ce projet une quinzaine de communautés dans cinq régions bio-culturelles, soit la région intérieure d'Eenou, la région marine d'Eeyou Istchee le long de la Baie James et les trois régions littorales de la Baie d'Hudson, du Détroit d'Hudson et de la Baie d'Ungava au Nunavik (Figure 6.1).

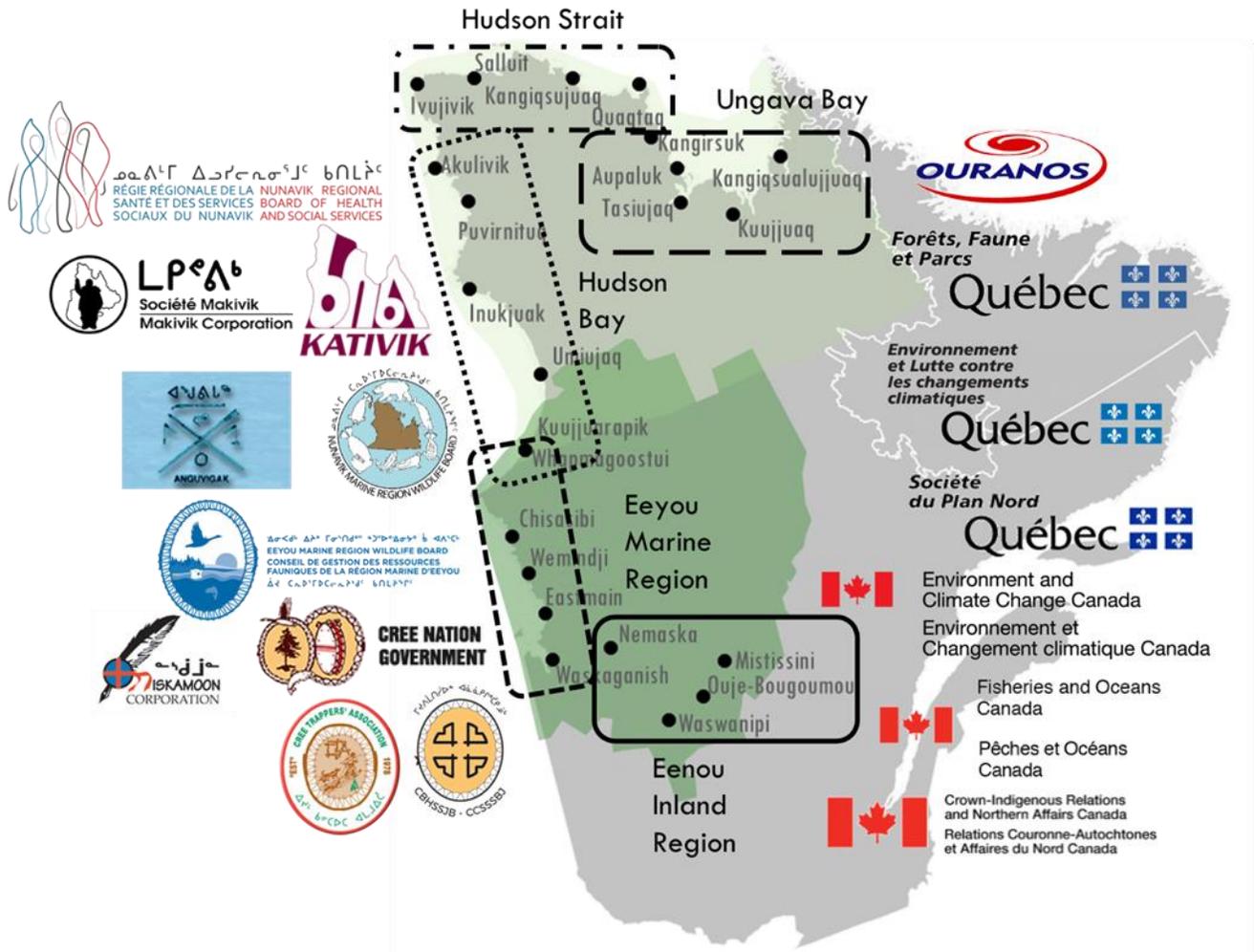


Figure 6.1. Régions bio-culturelles et groupes de communautés suggérés et partenaires de recherche potentiels basés sur leur précédente implication dans le projet WECLIFS et/ou leur mandat relié à la faune, l'environnement et la santé.

Une partie importante du projet consiste à continuer de développer un partenariat de recherche avec les organisations régionales et locales ayant des mandats liés à la récolte faunique, à la gestion de la faune, à la santé et la sécurité alimentaire et à l'adaptation aux changements climatiques au Nunavik et à Eeyou Istchee, tout en arrimant les activités de recherche avec les connaissances existantes et les autres initiatives connexes en cours dans ces régions. Afin de reconnaître l'autorité des Cris d'Eeyou Istchee et des Inuits du Nunavik sur les objets de la recherche et l'intégrité académique dans la recherche, notre approche est fondée sur des collaborations de recherche à long terme, éthiques, efficaces et respectueuses avec les organisations, les communautés, et les individus engagés tout au long du processus de recherche (voir Chapitre 1, Figure 1.2).

CONCLUSION

Les principaux travaux réalisés depuis septembre 2018 sont :

1. Engagement et collaboration avec les institutions et les organismes du Nunavik ayant des mandats liés à la santé, à la sécurité alimentaire, à la récolte et à la gestion de la faune, à la gouvernance, la protection de l'environnement, ainsi qu'au développement durable;
2. Revue de l'état des connaissances sur les impacts des changements climatiques sur les espèces fauniques clés du nord québécois et préparation de fiches descriptives par espèce;
3. Revue sur l'interaction entre les castors et les salmonidés ; enquête sur l'impact de l'expansion du castor sur la connectivité des cours d'eau pour l'omble chevalier au Nunavik ; relevés hélicoptérés de la distribution et la densité des colonies de castor ; évaluation de la sélection de l'habitat du castor ; détection satellitaire de l'activité du castor dans les régions de Tasiujaq et Aupaluk;
4. Évaluation pancanadienne des facteurs écologiques, géographiques et culturels pouvant influencer l'importance des espèces fauniques dans les systèmes alimentaires autochtones ; examen des patrons de récolte et des facteurs influençant ces patrons dans le nord québécois ; une synthèse de la littérature et des données décrivant comment la masse corporelle des animaux contribue à la sécurité des systèmes alimentaires autochtones par le biais de relations avec la disponibilité, l'accessibilité, l'adéquation et l'utilisation des aliments traditionnels;
5. Évaluation du coût de remplacement de la valeur nutritionnelle provenant de la récolte faunique au Nunavut et évaluation en cours pour le Nunavik;
6. Élaboration d'une nouvelle initiative de recherche, en collaboration avec les organismes régionaux, portant sur les enjeux prioritaires et les solutions d'adaptation des systèmes alimentaires autochtones dans le nord québécois.

Pour conclure, puisque la récolte relie l'environnement et la faune à la nourriture et à la santé, la récolte faunique doit être au centre de la recherche et des stratégies d'adaptation en sécurité alimentaire autochtone. Les changements climatiques affectent toutes les parties de l'équation d'une récolte durable, y compris l'abondance, la distribution, la productivité et la santé des populations fauniques, de même que la capacité des communautés à accéder, récolter et utiliser la faune comme nourriture. Bien sûr les changements du climat, de l'environnement et l'accès aux ressources biologiques ont un impact majeur et de longue durée sur le paysage des pratiques et des politiques. Les pratiques et les politiques de récolte durable méritent un examen attentif, en particulier à l'ère des changements climatiques, car elles ont été, sont et

continueront d'être un déterminant essentiel des sensibilités et de la capacité d'adaptation des systèmes alimentaires autochtones.

La recherche que nous avons effectuée répond à des besoins spécifiques du *Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques* du Québec. Les travaux réalisés appuient le développement des connaissances sur la biodiversité nécessaires pour mieux informer et ajuster les efforts de conservation des espèces, la promotion, l'intégration et le transfert des connaissances et des compétences parmi les chercheurs, les communautés et les institutions. Les efforts et résultats obtenus représentent également une contribution dans le maintien de la santé et du bien-être des communautés.

DIFFUSION DES RÉSULTATS

Présentations

Murray Humphries. Wildlife, environmental change, and local indigenous food systems in northern Quebec. RNUK Annual Meeting. 15 novembre 2018.

Mikhaela Neelin. Arctic char stream connectivity knowledge gathering project. RNUK Annual Meeting. 15 novembre 2018.

Murray Humphries. The wealth of the land: wildlife harvesting in northern Quebec. Séance d'information sur la biodiversité nordique du Québec for the Assemblée des partenaires of the Société du Plan Nord. 19 novembre 2018.

Mikhaela Neelin. Connaissances locales sur l'omble chevalier au Nunavik. 3e Journée de la Science de l'Institut nordique du Québec. 28 novembre 2018.

Murray Humphries. McGill-INQ Chaire de Recherche Nordique en Conservation de la Faune et Sécurité Alimentaire Traditionnelle. 3e Journée de la Science de l'Institut nordique du Québec. 28 novembre 2018.

Murray Humphries. Wildlife, environmental change, and local indigenous food systems in northern Quebec. Institut nordique du Québec (INQ) First Peoples Working Group - Knowledge Workshop. Oujé-Bougoumou, Eeyou Istchee, Quebec. 2-3 avril 2019.

Mikhaela Neelin. Connaissances locales sur l'omble chevalier au Nunavik. 22e Colloque annuel du Centre Interuniversitaire de Recherche sur le Saumon Atlantique (CIRSA). Université Laval, Québec. 8 mai 2019.

Murray Humphries. Warm bodies in cold places: the winter behavior and physiology of northern boreal endotherms. Symposium on Winter Ecology of Canadian Ecosystems. 14th Annual Meeting of the Canadian Society for Ecology and Evolution (CSEE). Fredericton, New Brunswick. 18-21 août 2019.

Filip Rakic. Inuit ecological knowledge concerning polar bear diet in Nunavik. Nunavik Marine Region Wildlife Board. 27 août 2019.

Murray Humphries. Wildlife, Environmental Change, & Local Indigenous Food Systems in northern Quebec. Nunavik Climate Change workshop. Kuuujuaq, Quebec. 21 novembre 2019.

Pascale Ropars. Impacts of climate change on traditional food system and food security. Kuuujuaq, Quebec. Nunavik Climate Change workshop. 21 novembre 2019.

Murray Humphries, Manuelle Landry-Cuerrier, and Roxanne Tremblay. Culture and the social-ecology of local food use by Indigenous communities. ArcticNet Annual Scientific Meeting. Halifax, Nova Scotia. 2-5 décembre 2019.

Duncan Warltier, Manuelle Landry-Cuerrier, and Murray Humphries. A novel wild food valuation framework using local retail replacement costs in Nunavut. ArcticNet Annual Scientific Meeting. Halifax, Nova Scotia. 2-5 décembre 2019.

Mikhaela N. Neelin. Communication strategies for effective adaptation to new wildlife in Nunavik. ArcticNet Annual Scientific Meeting. Halifax, Nova Scotia. 2-5 décembre 2019.

Mikhaela N. Neelin. Impacts of beaver expansion in Nunavik. ArcticNet Annual Scientific Meeting. Halifax, Nova Scotia. 2-5 décembre 2019.

Mikhaela N. Neelin. Impacts of beaver expansion in Nunavik. QCBS Symposium. Montreal, Quebec. 18-20 décembre 2019.

Mikhaela N. Neelin. Impacts of beaver expansion in Nunavik. McGill North 4th Northern Research Day. Montreal, Quebec. 24 janvier 2020.

Duncan Warltier, Manuelle Landry-Cuerrier, and Murray Humphries. A novel wild food valuation framework using local retail replacement costs in Nunavut. McGill North 4th Northern Research Day. Montreal, Quebec. 24 janvier 2020.

Gwyneth MacMillan. Community-based environmental monitoring: perspectives of early career researchers. McGill North 4th Northern Research Day. Montreal, Quebec. January 24, 2020.

Mikhaela Neelin. Communication strategies for effective adaptation to new wildlife in Nunavik. Arctic Change Conference. 10 décembre 2020.

Richard Boivin. Evaluating regional patterns of traditional wildlife harvest in northern Quebec. 11th Annual QCBS Symposium. 15 décembre 2020.

Mikhaela Neelin. Arctic colonizers: impacts of the northward expansion of beavers. 11th Annual QCBS Symposium. 15 décembre 2020.

Murray Humphries. Food Security in Indigenous Contexts. Feeding our Communities: First Nations and Inuit Food Security Forum. 16 novembre 2021.

Murray Humphries, Gwyneth Macmillan, Nathan Badry, Alexandra Langwieder, Christine Ha, Mikhaela Neelin and Allison Ford. Wildlife, Environmental Change, and Local Indigenous Food Systems in Eeyou Istchee and Nunavik: A knowledge co-development approach. Ouranos Webinaire sur la sécurité alimentaire dans le Nord-du-Québec. 18 janvier 2022.

Publications

Duncan Warltier, Manuelle Landry-Cuerrier, and Murray Humphries. 2021. Valuation of country food in Nunavut based on energy and protein replacement. *Arctic*, 74(3): 355-371.

<https://doi.org/10.14430/arctic73390>

Jeremy R. Brammer, Allyson K. Menzies, Laurence S. Carter, Xavier Giroux-Bougard, Manuelle Landry-Cuerrier, Melanie-Louise Leblanc, Mikhaela N. Neelin, Emily K. Studd et Murray M. Humphries. 2022. Weighing the importance of animal body size in traditional food systems. FACETS. <https://doi.org/10.1139/facets-2020-0023>

Tremblay, R., M. Landry-Cuerrier, and M. M. Humphries. 2020. Culture and the social-ecology of local food use by Indigenous communities in northern North America. *Ecology and Society* 25(2):8. <https://doi.org/10.5751/ES-11542-250208>

Vanessa Caron. 2020. Detecting beaver-related landscape changes in eastern Nunavik using multispectral remote sensing. Thèse de Maîtrise. Ludwig Maximilian University.

Mikhaela Neelin. 2021. Arctic char in a changing climate: community priorities and recommendations. Report. Makivik Corporation, Kuujjuaq, Quebec. 91 p. English: <https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86318.pdf>, Inuktitut: <https://pubs.aina.ucalgary.ca/makivik/86319.pdf>

Mikhaela Neelin. 2021. Beavers (*Castor canadensis*) in Nunavik: integrating multiple ways of knowing to address climate change concerns related to the expansion of boreal species into tundra regions. Thèse de Maîtrise. Université McGill.