

# le naturaliste canadien

Volume 144, numéro 1  
2020

SOCIÉTÉ PROVANCHER

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement



**Caribou au Nunavik (Québec, Canada).**

Source : Sophiane Béland, Caribou Ungava



Société  
Provancher

**Président**

Daniel St-Onge

**1<sup>re</sup> Vice-présidente**

Élisabeth Bossert

**2<sup>e</sup> Vice-président**

Jean Tremblay

**Secrétaire**

Lucie Aubin

**Trésorière**

Catherine Thomassin

**Administrateurs**

Christine Bélanger

Michel Cantin

Guy Chouinard

Agathe Cimon

Ian Lacroix-Langlois

Michel Lepage

René Nault

Sylvain Paradis

Robert Patenaude

le **naturaliste**  
canadien

**Bureau de direction**

Agathe Cimon

Bruno Drolet

Jean Hamann

Claude Lavoie

Michel Lepage

Pierre Périnet

Isabelle Simard

Denise Tousignant

**Équipe éditoriale**

Denise Tousignant,

*rédactrice en chef*

Yan Boucher

François Brassard

Marc-Antoine Couillard

Émilie Champagne,

*rédactrice ad hoc*

Mathieu Cusson

Christian Hébert

Patrick Lajeunesse

Marc Mazerolle

Stéphanie Pellerin

Martin-Hugues

St-Laurent

Junior Tremblay

**Révision linguistique  
et technique**

Daniel Banville

Luc Bélanger

Agathe Cimon

Doris Cooper

Andrew P. Coughlan

Jean-Sébastien

Michaud

Pierre Périnet

**Correction  
des épreuves**

Pierre Périnet

Camille Rousseau

**Mise en page**

Emmanuel Gagnon

*Le Naturaliste canadien* est recensé par Repères, Cambridge Scientific Abstracts et Zoological Records. La version numérique est disponible sur la plateforme Érudit.

*Droits d'auteur et droits de reproduction*

Toutes les demandes de reproduction doivent être acheminées à : Copibec (reproduction papier)  
514 288-1664 – 1 800 717-2022  
licences@copibec.qc.ca

Dépôt légal 1<sup>er</sup> trimestre 2020

Bibliothèque nationale du Québec

© La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada 2020

Bibliothèque nationale du Canada

ISSN 1929-3208 (En ligne)

## LE MOT DE LA RÉDACTION

Le Naturaliste canadien passe au  
« tout numérique »! 2  
*Denise Tousignant*

## HOMMAGE / GENS D'ACTION

Gisèle Lamoureux (1942-2018): vulgarisatrice  
scientifique et militante acharnée 4  
*Francis Boudreau*

## CONSERVATION

Intégration des considérations sociales  
en zone périphérique des aires protégées:  
le cas du parc national de Frontenac 7  
*Maxime Chénier, Dominic Dion,  
René Charest et Geneviève Cloutier*

## MAMMALOGIE

Le rôle des herbivores vertébrés sur la  
dynamique des communautés végétales  
au Nunavik 24  
*Pascale Ropars, Martin Simard  
et Stéphane Boudreau*

## HERPÉTOLOGIE

Une population de tortues serpentines  
(*Chelydra serpentina*) confrontée à des captures  
accidentelles lors d'opérations de contrôle  
de castors 43  
*Jean Lapointe, Marc J. Mazerolle,  
Michel Duranseau et Pierre Fournier*

## ENTOMOLOGIE

Premières observations au Québec du lépidoptère  
*Hypercompe scribonia* (Stoll, 1790) (Erebidae:  
Arctiinae) 56  
*Érik Plante*

## BOTANIQUE

Implantation et propagation du stratiote  
faux-aloès (*Stratiotes aloides*) dans un étang  
artificiel en Estrie 60  
*François Laplante et Valérie Proteau*

## FORESTERIE

Histoire postglaciaire de la végétation  
de la forêt boréale du Québec et du Labrador 63  
*Pierre J. H. Richard, Bianca Fréchette,  
Pierre Grondin et Martin Lavoie*

## LES LIVRES

Deuxième Atlas des oiseaux nicheurs  
du Québec méridional 37  
*Hugo Tremblay*

50 plantes envahissantes. Protéger la nature et  
l'agriculture 38  
*Norman Dignard*

Les sphaignes de l'Est du Canada 39  
*Jean Hamann*

Les lacs. Une brève introduction 40  
*Jean Hamann*

Dragonfly nymphs of North America:  
An identification guide 41  
*Michel Savard*

Le comportement des oiseaux du Québec 42  
*Bruno Drolet*



Société  
Provancher

## Le Naturaliste canadien passe au « tout numérique » !

Vous avez devant les yeux le premier article du premier numéro de *Naturaliste canadien* produit exclusivement en format numérique. Ce changement concrétise un virage important dans l'histoire de la revue, fondée – rappelons-le – en 1868 par l'abbé Léon Provancher.

### Pourquoi abandonner la version imprimée ?

Les formats papier et électronique du *Naturaliste canadien* cohabitaient depuis plusieurs années. En effet, c'est en 2012, pour mieux répondre aux attentes de ses lecteurs et pour augmenter le rayonnement de la revue à l'international, que l'équipe éditoriale du *Naturaliste canadien* avait décidé de produire, en plus de sa version imprimée, une [version électronique](#) diffusée sur la plateforme Érudit. Depuis, le nombre de lecteurs de la revue en format numérique n'a cessé de croître à mesure qu'augmentait le nombre de numéros disponibles en ligne, comme l'indique le tableau 1 :

Tableau 1. Statistiques de fréquentation du *Naturaliste canadien* sur Érudit de 2012 à 2019.

Année	Nombre de visiteurs	Nombre de visites	Nombre de pages vues	Nombre de fichiers PDF téléchargés
2012	1 717	2 274	8 966	313
2013	3 550	6 141	22 012	842
2014	4 974	8 796	32 832	3 210
2015	7 233	15 487	29 147	5 755
2016	9 473	27 856	49 774	10 275
2017	9 264	29 843	75 902	11 037
2018	14 941	55 180	114 828	18 468
2019	21 647	49 892	84 421	32 898

La diffusion et l'indexation en ligne des articles du *Naturaliste canadien* rendent ceux-ci facilement accessibles et repérables aux lecteurs d'ici et d'ailleurs, pourvu que ceux-ci soient dotés d'une connexion Internet. Pendant les 12 premiers mois suivant la parution d'un numéro, l'accès aux articles demeure réservé aux abonnés de la revue (membres de la Société Provancher et diverses institutions). Ensuite, le contenu devient disponible en libre accès. Preuve que les articles du *Naturaliste canadien* sont consultés, même plusieurs années après leur parution : 4 des 5 articles les plus lus l'an dernier proviennent du numéro thématique [Le Saint-Laurent](#), publié en 2016. Ensemble, du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre 2019, ils ont été téléchargés plus de 5 000 fois !

En parallèle, comme tous les médias traditionnels, le nombre de lecteurs du *Naturaliste canadien* utilisant le support papier diminue continuellement depuis plusieurs années. Lors de la prise en charge de la revue par la Société Provancher en 1994, chaque numéro du *Naturaliste canadien* était imprimé à raison de 1 200 exemplaires. Le maximum a été atteint à l'automne 2001, avec le numéro thématique sur la forêt boréale ([Volume 125, n° 3](#)), imprimé à 1 500 exemplaires. Par la suite, le déclin du tirage papier a été constant, si bien qu'en 2019, seulement 170 personnes et organismes désiraient obtenir la copie papier. Les coûts d'impression et des envois postaux sont devenus de plus en plus difficiles à justifier, compte tenu du nombre limité de lecteurs sur papier. De plus, la production du format papier imposait des contraintes au calendrier de travail, avec des dates de tombée strictes et des délais de production plus longs.

L'abandon de la version papier a été un choix déchirant, car il rompt avec une longue tradition. Toutefois, c'était devenu inévitable. À l'automne 2019, le conseil d'administration

de la Société Provancher a donc entériné la recommandation des membres du bureau de direction de la revue d'abandonner la production de la version papier et de revoir le calendrier de production du *Naturaliste canadien*. Ainsi, le numéro d'été 2019 (**Volume 143, n° 2**) aura été le dernier numéro régulier produit à la fois en format papier et électronique. De plus, les deux numéros annuels du *Naturaliste canadien* paraîtront désormais au printemps et en automne, plutôt qu'à l'hiver et en été.

### Les avantages du virage numérique

La production d'une revue en format électronique seulement permet d'adopter un calendrier de production plus souple et comportant moins de goulots d'étranglement. Dorénavant, chaque numéro sera publié en trois tranches, avec la mise en ligne de nouveau contenu tous les deux mois. Ainsi, une fois acceptés à l'issue de la révision scientifique par les pairs, les articles seront diffusés plus rapidement qu'auparavant.

Le format électronique est aussi plus flexible quant au nombre d'articles par numéro. Il facilite l'intégration de dossiers thématiques (3-5 articles) aux numéros réguliers et permet encore la diffusion de numéros thématiques à l'occasion. La production est plus efficace, et les coûts sont réduits.

Les lecteurs habitués constateront certains changements dans les rubriques présentées en plus des articles scientifiques. En effet, la rubrique *Les livres* offrira maintenant chacune des recensions de livres sous forme d'article distinct, pour qu'elles soient ainsi mieux indexées afin de faciliter les consultations futures. Par ailleurs, les informations destinées aux membres de la Société Provancher, contenues jusqu'à présent dans les rubriques *Vie de la Société* et *Saviez-vous que...*, seront maintenant diffusées par l'entremise de l'infolettre de la Société plutôt que dans *Le Naturaliste canadien*.

### Stratégie à plus long terme

L'équipe éditoriale du *Naturaliste canadien* entend miser sur les avantages de la diffusion électronique afin de positionner la revue comme un canal attrayant et incontournable pour les auteurs qui y contribuent. Elle étudie présentement d'autres améliorations possibles à son fonctionnement, à l'intention des lecteurs et des auteurs. Elle souhaite maximiser le rayonnement des articles afin de contribuer à la mission de la Société Provancher de diffuser les connaissances en sciences naturelles.

Maintenir la vitalité d'une revue exige des remises en question fréquentes et, parfois, la prise de décisions qui bousculent les habitudes. Ce repositionnement est le meilleur moyen, selon nous, pour que la plus ancienne revue scientifique d'expression française en Amérique du Nord poursuive sa mission de diffuser des connaissances dans les domaines des sciences naturelles et de l'environnement et de publier, en français, des articles portant sur des sujets nord-américains.

Nous espérons que vous aussi, chers lecteurs, serez du même avis.

Bonne lecture!

Denise Tousignant,  
rédactrice en chef

Michel Lepage,  
membre du conseil d'administration de la Société Provancher  
et membre du bureau de direction du *Naturaliste canadien*

# Gisèle Lamoureux (1942-2018) : vulgarisatrice scientifique et militante acharnée

Francis Boudreau

Dans le présent numéro, les chroniques Hommage et Gens d'action ont été fusionnées. Pour l'ensemble des réalisations de Gisèle Lamoureux, le certificat Gens d'action, décerné conjointement par la Fondation de la faune du Québec et la Société Provancher, lui est remis à titre posthume.

Gisèle Lamoureux, qui a voué sa vie à la connaissance et à la conservation de la flore et de la biodiversité, est née un 5 octobre, jour de la Sainte-Flore. Ainsi prenait-elle un plaisir malicieux à taquiner ses proches, bien que ce soit sans rapport direct ! Elle est née à Montréal et y vivra jusqu'à la fin de son baccalauréat (B. Sc., Université de Montréal) centré sur la botanique. Elle déménage ensuite à Québec, pour sa maîtrise (M. Sc., Université Laval) sur la flore des dunes des îles de la Madeleine. Au cours de sa vie, elle habitera aussi à Grande-Rivière, à Trois-Rivières (le groupe Fleurbec est né à l'Université du Québec à Trois-Rivières), à Saint-Cuthbert, à Saint-Augustin-de-Desmaures, à Saint-Henri-de-Lévis, et, finalement, à Lévis.

Depuis plus de 40 ans, Gisèle Lamoureux est bien connue dans le domaine de la vulgarisation et de la protection du patrimoine floristique québécois.

## Les guides Fleurbec

Botaniste de formation, Gisèle Lamoureux est d'abord une communicatrice qui a voulu faire du langage de la botanique une langue véritablement vivante. En 1973, elle regroupe 14 amis, botanistes ou photographes, qui forment le noyau bénévole du Groupe Fleurbec, un organisme sans but lucratif. Depuis sa fondation, elle en a été l'âme dirigeante, le moteur et la porte-parole. Les neuf guides Fleurbec représentent un effort soutenu étalé sur une quarantaine d'années. L'ensemble des tirages des livres de Fleurbec dépasse les 400 000 exemplaires, indice d'un rayonnement dans toutes les couches de la population.

Gisèle Lamoureux a rendu la botanique attrayante et accessible, tant par la qualité de la photographie que par l'information détaillée sur tous les aspects des plantes. Sa grande force a été d'utiliser une langue française d'une grande justesse, mais compréhensible par tous, pour bien exprimer des réalités complexes. Le souci de la précision sur le plan scientifique, l'utilisation d'une langue parlée et écrite juste et



Francis Boudreau

précise, le haut standard de vulgarisation et la facture technique impeccable des livres qu'elle a publiés constituent des caractéristiques remarquables de son œuvre. Elle a ainsi permis à tous les Québécois d'accéder facilement à la connaissance de la flore identitaire du Québec, en diffusant le savoir des experts. Par le fait même, on peut affirmer qu'au cours de sa carrière, Gisèle Lamoureux a contribué de manière exceptionnelle et remarquable au rayonnement de la langue française.

S'ils sont d'abord conçus pour toucher un grand public et accompagner l'amateur dans ses excursions, les guides Fleurbec s'avèrent des livres savants qui servent aussi d'ouvrages de référence pour de nombreux professionnels et techniciens.

La double vocation de ses ouvrages – à la fois spécialisés et vulgarisés – transparaît dans certains choix, notamment sur le plan de la terminologie. Par exemple, l'utilisation du mot « queue » au lieu de pédoncule, pétiole, pétiole ou stipe était osée, pour une puriste, et n'a guère été appréciée par la majorité des botanistes. Reconnaissons toutefois que le mot fait image pour le public à qui elle s'adresse.

Au fil du temps, les guides d'identification deviennent de plus en plus beaux et fouillés, de sorte que pour l'un des derniers (*Flore printanière*: 576 pages, 290 photos), plus de 50 personnes et 5 institutions spécialisées en botanique collaborent à la préparation du manuscrit. Gisèle Lamoureux ne s'appropriait pas tous les honneurs; en tout temps et sur toutes les tribunes, elle rendra surtout hommage à l'ensemble de ses collaborateurs, sans qui, reconnaissait-elle, elle n'aurait pu réaliser l'œuvre de Fleurbec.

Enfin, on lui doit un imposant travail d'invention imaginative pour proposer des noms français des espèces, autant pour le genre que pour l'épithète spécifique, et qui traduisent mieux les caractéristiques de la plante. Pensons par

[francisboudreau49@gmail.com](mailto:francisboudreau49@gmail.com)

exemple à la lézardelle penchée, à l'arnica à aigrette brune, à la petite bardane et à la grande bardane, de même qu'à la prêle panachée. En ce sens, on lui doit un travail innovateur de terminologie ayant mené à la francisation du quart des noms de plantes du Québec, et à la normalisation du nom français des plantes menacées ou vulnérables.

Malheureusement, Fleurbec ne lui survivra pas, sauf par l'entremise des guides d'identification disponibles encore pour un certain temps dans les librairies.

### Créativité

Gisèle Lamoureux exprimait beaucoup sa créativité, sa capacité d'émerveillement, son âme de poète et ses qualités d'écrivaine. À titre d'exemple, voici des extraits qu'on peut lire au dos des guides d'identification Fleurbec :

*De combien de baisers volés furent témoins les nymphées, les nénuphars et les brasénies? (Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières, 1987)*

*Et la tourbière... lieu mystérieux, fascinant, souvent associé aux mauvais esprits et aux sorcières, où le spectacle courant de plantes se nourrissant d'insectes bouscule les idées classiques sur « qui dévore qui », où le dynamisme et l'évolution de la nature se palpent presque. (Plantes sauvages des lacs, rivières et tourbières, 1987)*

*Les premières plantes terrestres à être aussi grandes que vous. Des êtres étranges, tout droit sortis du château de la belle au bois dormant ou d'un décor de dinosaures. Dentelle végétale : extravagance de formes et de nuances de vert. (Fougères, prêles et lycopodes, 1993)*

### Campagnes de sensibilisation

Gisèle Lamoureux a également milité pour la protection du patrimoine naturel. Elle n'hésite pas à intervenir publiquement, ce qu'elle fait à plusieurs reprises. Trois campagnes de sensibilisation, dans lesquelles elle s'est engagée bénévolement, retiennent particulièrement l'attention par leur envergure et leur impact :

- La campagne de sensibilisation à la protection de l'ail des bois au sein de l'Association des biologistes du Québec (1979), marquante pour l'adoption de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables* (1989), puis la désignation de l'ail des bois à titre d'espèce vulnérable (1995).
- La campagne relative à la circulation des véhicules hors route dans les dunes et autres milieux fragiles (1994-1997), qui donnera lieu au *Règlement sur la circulation des véhicules motorisés dans certains milieux fragiles*.
- Sa lutte pour que cesse, en particulier, la cueillette commerciale des plantes à croissance lente. En 1996, elle fonde et devient présidente de FloraQuebeca, société sans but lucratif vouée à la connaissance, à la promotion

et surtout à la conservation de la flore et des paysages végétaux du Québec. En 2005, le gouvernement désigne neuf espèces comme vulnérables, y compris le trille blanc, porte-étendard de cette campagne.

Au chapitre des symboles de l'identité québécoise, deux interventions importantes de Gisèle Lamoureux ont marqué la vie culturelle et influencé la législation :

- En 1990, elle s'insurge contre l'adoption de l'orme d'Amérique comme emblème arborescent du Québec. Même après des dizaines d'années de recherches, aucun remède n'est connu pour guérir cet arbre atteint de la maladie hollandaise de l'orme. Qui veut d'un arbre mortellement malade comme emblème? Le point de vue de Gisèle Lamoureux est repris par plusieurs journaux et revues, et les discussions vont bon train. Le gouvernement fait finalement marche arrière et retire son projet de règlement.
- En 1963, le lis blanc de jardin, une plante exotique, est adopté comme emblème floral du Québec. Depuis lors, des générations de botanistes, de forestiers et d'horticulteurs tentent de faire adopter plutôt une plante indigène comme emblème floral, ce qui est la norme dans tous les pays. En 1996, Gisèle Lamoureux et de nombreux organismes entament une vigoureuse campagne en faveur de l'iris versicolore, jusqu'à la proclamation, en 1999, de la *Loi sur le drapeau et les emblèmes du Québec*, qui redresse la situation.

Enfin, on ne compte plus le nombre d'articles de vulgarisation ou de sensibilisation qu'elle a écrits, le nombre de conférences qu'elle a données, le nombre d'émissions de radio ou de télévision auxquelles elle fut invitée, le nombre de comités consultatifs, de conseils d'administration et de jurys dont elle a fait partie au cours de sa carrière.

### Reconnaissance par le milieu

Par son engagement, Gisèle Lamoureux a enrichi les débats de société. Elle a su promouvoir le patrimoine floristique comme faisant partie de la diversité des biens collectifs du Québec. Pas surprenant qu'elle ait mérité de nombreux honneurs prestigieux :

- Le prix Georges-Préfontaine de l'Association des biologistes du Québec (1989).
- Le prix Signet d'or décerné par Radio-Québec, dans le cadre de l'émission *Plaisir de lire* (1994).
- L'une des dix Femmes de l'année, par le lectorat de *Châtelaine* (1996).
- Les insignes de chevalier de l'Ordre national du Québec (1996).
- Le Mérite de la conservation de la flore, décerné par le ministre de l'Environnement et de la Faune (1997).
- Un doctorat *honoris causa*, décerné par la Faculté de foresterie et de géomatique de l'Université Laval (1998).
- Membre de l'Ordre du Canada (1999).

- Membre du cercle sélect des Porteurs d'eau, Eau Secours! de la Coalition québécoise pour une gestion responsable de l'eau (2002).
- Membre honoraire de FloraQuebeca (2003) et de l'Institut québécois sur la biodiversité (IQBIO) (2004).
- Membre émérite de l'Association des biologistes du Québec (2009).
- Le prix Georges-Émile-Lapalme, décerné par le gouvernement du Québec (2015).
- Le prix Étienne-Chartier, remis en 2018, à peine un mois avant son décès, par la Société nationale des Québécoises et des Québécois de Chaudière-Appalaches.

Mais, à mon sens, l'honneur le plus senti et le plus chaleureux demeure celui souvent exprimé par ses pairs, les botanistes, pour sa large contribution à faire connaître et apprécier la richesse floristique du Québec. Encore plus que feu Ernest Lepage ait nommé en son honneur, en 1971, une forme rare de sabline faux-péplus qu'elle venait de découvrir en Gaspésie l'*Arenaria peploides* variété *robusta* forma *lamoureuxii*, c'est peut-être le gentil surnom du public, «madame Fleurbec», qui passera à l'histoire.

### En terminant

Dans les derniers moments de sa vie, Gisèle Lamoureux m'a fait le bonheur et l'honneur, en tant qu'ami et collaborateur depuis 40 ans, de me relater avec fierté tout le travail remarquable réalisé grâce à ses collaborateurs chez Fleurbec, ses nombreuses séances de photographies de plantes, seule ou en groupe, à toute heure du jour, même sous la pluie, dans tous les coins du Québec, ses luttes acharnées relatives à la conservation de la flore et de l'environnement, puis ses réalisations pour le ministère de l'Environnement et de la Faune dans la décennie 1990, dans le cadre de la mise en œuvre de la *Loi sur les espèces menacées ou vulnérables*.

À Gisèle Lamoureux, botaniste-écologiste, vulgarisatrice, communicatrice, terminologue, écrivaine, photographe, éditrice, protectrice de l'environnement, je joins mes plus sincères hommages à ceux que lui rendent aussi le public, ses collaborateurs toujours parmi nous, les professionnels et techniciens du monde scientifique. Peut-être partage-t-elle déjà des souvenirs avec ses proches collaborateurs et collaboratrices déjà disparus! ◀



Groupe **Hemispheres**  
15 ans en environnement



- Évaluation environnementale
- Gestion écologique du territoire
- Conservation des lacs et cours d'eau

QUÉBEC MONTRÉAL LÉVIS [www.hemis.ca](http://www.hemis.ca)  
SANS FRAIS 1 866 569-7140 [info@hemis.ca](mailto:info@hemis.ca)

# Intégration des considérations sociales en zone périphérique des aires protégées : le cas du parc national de Frontenac

*Maxime Chénier, Dominic Dion, René Charest et Geneviève Cloutier*

## Résumé

Considérant que la région périphérique des aires protégées joue un rôle important pour l'intégrité écologique de ces dernières et qu'elle est souvent hors du contrôle des gestionnaires, cette étude vise le développement d'un cadre méthodologique permettant de mieux orienter la mise en place des projets de zones périphériques, tout en favorisant la mobilisation des populations locales. La méthode s'appuie sur trois concepts centraux et englobants : le capital social, le niveau de patrimonialisation et le type de relation avec la nature. Celle-ci a été conçue de sorte à pouvoir être appliquée dans plusieurs contextes et régions, mais elle a été testée en périphérie du parc national de Frontenac. Les résultats amènent les gestionnaires de l'environnement à mieux comprendre les enjeux citoyens et leur relation avec le territoire, ce qui leur permettra d'orienter plus aisément les activités de concertation et de sensibilisation entourant le développement de projets de conservation de la nature. Le cadre méthodologique vise une mobilisation accrue des citoyens en faveur des projets, améliorant à la fois les chances de réussite et la durabilité des actions proposées.

**MOTS CLÉS :** capital social, mobilisation citoyenne, parc national, patrimoine, zone périphérique

## Abstract

The peripheral zone around protected areas is important for ensuring their ecological integrity, but is often outside the control of managers. The present study aimed to develop a methodological framework to better guide the implementation of conservation projects in such regions and enhance support for them from within the local community. The approach used is based on three central concepts: social capital, heritagization, and the nature of the relationship that residents have with their natural surroundings. The framework was developed to allow its implementation in different regions and under different contexts, and was tested in the zone bordering the parc national de Frontenac (Québec, Canada). The results provide environmental managers with a better understanding of local social issues and the relationship citizens have with their natural surroundings, making it easier to consult residents and orient awareness activities about proposed nature conservation projects. As the framework developed aims to increase citizen support for such projects, it should enhance the success and sustainability of the actions proposed.

**KEYWORDS:** buffer zone, citizen mobilization, heritagization, national park, social capital

## Introduction

De plus en plus, les spécialistes en conservation et les décideurs du Canada et d'ailleurs constatent que la conservation du patrimoine naturel des aires protégées passe autant par des actions à l'intérieur de ces aires qu'en dehors de leurs limites (Deshaies et Charest, 2018; Maheu-Giroux et collab., 2006; Mathevet et collab., 2010). Par le dynamisme des écosystèmes et les processus biotiques et abiotiques qui s'y déroulent, l'environnement périphérique joue un rôle important pour préserver l'intégrité écologique des zones de protection de la biodiversité. Cependant, les régions périphériques sont souvent hors du contrôle des gestionnaires des aires protégées, ce qui soulève plusieurs enjeux de gestion environnementale (par exemple, en lien avec la qualité de l'eau des rivières et des lacs, les espèces exotiques envahissantes, le développement et la fragmentation du territoire de même que la qualité du paysage).

Notre objectif initial était de définir les meilleures avenues possible afin d'orienter la mise en place de projets en zone périphérique des aires protégées. Les recherches

préliminaires et quelques entretiens avec des répondants clés ont permis de constater qu'une partie importante du problème était liée à la mobilisation des citoyens. Il semble que ces derniers soient peu interpellés par les enjeux de conservation et que le maillage entre les considérations sociales et environnementales reste encore à faire dans bien des régions. L'importance d'examiner cette question émerge

*Maxime Chénier est étudiant à la maîtrise en aménagement du territoire et développement régional (M.ATDR), Université Laval.*

*maxime.chenier.1@ulaval.ca*

*Dominic Dion est étudiant à la maîtrise en aménagement du territoire et développement régional (M.ATDR), Université Laval.*

*René Charest est spécialiste en conservation, vice-présidence Parcs nationaux et campings à la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq).*

*Geneviève Cloutier est professeure à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional (ÉSAD) de l'Université Laval.*

notamment des avantages à faire collaborer la population aux démarches de gestion du territoire. La considération des préoccupations sociales permet de mieux rendre compte des particularités du territoire et de créer une relation de confiance et de réciprocité avec la communauté (Khan et collab., 2007). À long terme, cela permet de contribuer à la prise de conscience environnementale, mais également de favoriser les initiatives de conservation de la nature à l'échelle de l'individu et de la collectivité (Setargie et Mandefro, 2016).

Comment, alors, favoriser la mobilisation des populations locales dans la conservation de l'environnement et de l'aire protégée? Pour participer à la recherche de solutions, nous proposons une méthodologie originale et simple qui s'appuie sur trois concepts centraux déjà établis dans la littérature scientifique: le capital social, la patrimonialisation et la relation avec la nature. Ces trois concepts sont associés à des dimensions caractérisables et mesurables, ce qui facilite leur mise en application. Ils permettent ainsi d'estimer la faisabilité et l'envergure d'un projet pour une zone périphérique du point de vue social, tout en orientant les décideurs vers les thématiques qui auront le plus de chances d'intéresser et de mobiliser la population.

Pour voir si cette nouvelle méthodologie pouvait effectivement remplir ce rôle, elle a été testée dans la zone périphérique du parc national de Frontenac, dans le sud du Québec. La démarche présentée se veut exploratoire et n'a donc pas comme objectif de caractériser exhaustivement le territoire à l'étude. Il s'agit plutôt de mettre à l'épreuve le cadre méthodologique tout en validant son niveau de fonctionnalité.

Dans un premier temps, cet article présente le cadre conceptuel et la méthodologie qui en découle puis nous nous concentrons sur les résultats exploratoires de la zone périphérique du parc national de Frontenac. Finalement, la section discussion se concentre sur les limites de la méthodologie, de même que sur les améliorations souhaitables pour des utilisations futures.

## Concepts théoriques

### **Le capital social**

Le capital social est un concept qui est aujourd'hui employé tant par les disciplines des sciences sociales que celles du projet (urbanisme, architecture, etc.) et des sciences naturelles (Martin-Caron, 2013). Cette appropriation en fait un concept polysémique, ce qui peut compliquer sa définition et son opérationnalisation. La définition proposée par Forgues (2004) et reprise par Martin-Caron (2013) constitue à nos yeux une proposition pertinente et englobante:

*Le capital social désigne les réseaux et les liens sociaux plus ou moins actifs grâce auxquels un individu ou une communauté peut accéder à des ressources (économiques, politiques, culturelles ou humaines) nécessaires à l'atteinte de ses objectifs. (Forgues, 2004)*

Le capital social peut ainsi être vu comme un facilitateur de l'action sociale et permettre à un individu ou à une collectivité d'atteindre certains buts (Gagnon et collab.,

2008). Un capital social fort se traduira par des réseaux sociaux nombreux, au sein desquels les individus sont près les uns des autres, se font confiance, partagent ouvertement leurs idées et s'investissent dans le bien-être de la collectivité. Lorsque le but d'une communauté est de protéger l'environnement (parmi une multitude d'autres buts), le capital social dont elle jouit peut être un atout pour mettre en œuvre des actions qui favoriseront la protection et la conservation de la nature (Herrera-F. et collab., 2016; Setargie et Mandefro, 2016). Cela est possible grâce à la proximité des membres des réseaux qui facilite les apprentissages individuels et collectifs et peut contribuer à maintenir l'intérêt à long terme envers l'environnement (Pretty et Smith, 2004). Les individus dans une communauté à capital social fort seront plus réceptifs à ce qui est proposé par des porteurs de projets, et plus enclins à participer (Herrera-F. et collab., 2016; Milian, 2001). À cet égard, le capital social pourrait favoriser la durabilité du développement.

### **Le patrimoine et la patrimonialisation**

Le second concept pris en considération dans ce travail est la patrimonialisation et, plus largement, le patrimoine. Tous deux s'inscrivent dans une relation entre l'espace (le territoire) et la société (la communauté) (Ghiotti, 2009; Morsel, 2006; Veschambre, 2007). Pour bien cerner le rôle de la patrimonialisation dans ce projet, il importe de lire le territoire à travers le prisme des sciences sociales. De ce point de vue, le territoire représente une construction sociale qui n'existe que par les jugements et la valeur que les humains portent à certains objets et lieux. L'aspect matériel a une importance relative dans le processus de patrimonialisation: ce ne sont pas les caractéristiques physiques qui comptent, mais bien l'importance qui leur est accordée. Le territoire est chargé d'une fonction symbolique et d'un sens particulier pour les communautés qui se le sont approprié. En retour, le territoire et sa valeur symbolique influencent l'identité des communautés (Di Méo, 2002; Ghiotti, 2009; Morsel, 2006; Veschambre, 2007).

Par exemple, dans un village en bord de mer, l'espace côtier influence directement le mode de vie des individus (mobilité par bateau, utilisation du vent comme source d'énergie, etc.), les activités socio-économiques (pêche, exploitation du sel et des herbes, etc.) et les traditions de la collectivité (fêtes associées à la mer, initiations aux activités maritimes, etc.). La construction sociale que constitue le patrimoine donne une valeur symbolique à un objet pour un groupe d'individus (Ghiotti, 2009), qui donne à son tour à la collectivité un caractère identitaire particulier (Di Méo, 2002; Morsel, 2006). La patrimonialisation, soit le processus par lequel un objet acquiert sa valeur symbolique, est un indicateur révélateur de la relation entre une communauté et son territoire. Évaluer la patrimonialisation, ou plutôt son niveau permet de caractériser une population et, plus globalement, les rapports entre les individus évoluant au sein d'un territoire (Veschambre, 2007).

Les travaux sur le patrimoine et la patrimonialisation montrent l'importance de l'adéquation entre le projet et la communauté pour que le premier soit porteur de sens pour la seconde. Ils mettent également en perspective l'intérêt que ce projet soit issu de la communauté ou que celle-ci soit étroitement liée à son développement.

Le niveau de patrimonialisation est un bon indicateur de la force du lien qui unit la collectivité à son territoire. Comme il ne donne qu'une information partielle sur l'essence de ce lien, notre démarche combine l'analyse du niveau de patrimonialisation de certains objets à celle du type de relation avec la nature.

### **Le type de relation avec la nature**

Les différents paradigmes de la relation avec la nature ont été présentés par Godard (1990), qui a repris la qualification des représentations de la nature réalisée par Boltanski et Thévenot (1987) et s'en est inspiré pour faire une typologie des conceptions de l'environnement et du territoire. Cette typologie nous sert de fondement pour caractériser des projets potentiels pour la zone périphérique d'une aire protégée<sup>1</sup>. Elle est constituée de six types de relations à la nature.

#### **La nature marchande**

Ce type de relation est celle que nourrissent les individus qui valorisent les richesses privées. L'appropriation et la propriété sont des valeurs hautement importantes et les biens les plus importants : ce sont les « biens rares ». Le marché et la variation de l'offre et de la demande sont les mécanismes déterminants dans ce type de relation à la nature. Celle-ci est vue comme une marchandise ou un réservoir d'objets monnayables (Godard, 1990). Appliquée à un projet visant la zone périphérique d'une aire protégée, cette relation à la nature inviterait à mettre l'accent sur la valorisation des ressources naturelles uniques à la région et dont l'exploitation est rentable. La gestion durable de ces ressources naturelles uniques comme le sirop d'érable ou la ouananiche (saumon d'eau douce, *Salmo salar*) pourrait faire l'objet du projet.

#### **La nature systémique**

Dans cette perspective, la société est abordée comme un système dont les composantes sont interreliées. Afin de satisfaire les besoins de la population, la prévisibilité, le contrôle et la planification sont à valoriser. Les experts scientifiques et techniques sont vus comme les mieux placés pour gérer et contrôler le système global (Godard, 1990). Dans un projet de zone périphérique, ce rapport à la nature ferait des connaissances sur les services écologiques, notamment, une carte centrale pour la conservation de la biodiversité. Les activités récréotouristiques et la villégiature pourraient ici s'avérer des pistes intéressantes.

1. Nous reprenons les types décrits par Godard (1990), en ajustant parfois leur libellé de manière à mieux coller à la réalité du territoire québécois étudié. La nature industrielle, par exemple, est devenue « nature systémique » dans notre typologie, et la nature inspirée est renommée « nature spirituelle ».

#### **La nature civique**

Dans ce type de relation à la nature où l'intérêt collectif prévaut, la démocratie et l'implication citoyenne sont des valeurs fondamentales. Les institutions publiques revêtent un rôle particulier, puisqu'elles défendent le bien public. La nature n'a pas une place particulière, mais son accessibilité est à préserver pour que toutes les parties de la société puissent en jouir de la même manière ou, du moins, avoir la possibilité de le faire (Godard, 1990). Dans un projet visant la zone périphérique d'une aire protégée, la récréation et le plein air seraient donc des avenues d'intérêt pour les collectivités.

#### **La nature de renom**

Le rapport à la nature de renom place ce qui est grandiose, unique et reconnu au centre des intérêts. La seule nature qui compte est celle qui est magnifiée (Godard, 1990). Il serait donc superflu de faire un projet qui n'est pas centré sur un élément qui serait source de renommée et de fierté pour la région. Dans le contexte québécois, divers objets représentent ce type de relation : les baleines de Tadoussac, le château Frontenac de Québec, les paysages de Charlevoix et du fjord du Saguenay, etc. Les labels sont d'autres outils qui contribuent à des projets pour faire écho à ce type de relation. Bien que ce type ait des similarités avec la « nature marchande », il s'en distingue en favorisant le prestige plutôt que les retombées économiques.

#### **La nature spirituelle**

Dans ce type de relation, la nature réfère à un idéal symbolique, qui « n'est pas de ce monde ». En général, le spirituel et le religieux sont intimement liés à cette vision de la nature. Seuls des êtres « d'exception » trouveront la légitimité pour gérer ces lieux en cohérence avec leur statut et le mythe mobilisateur commun autour de ceux-ci (Godard, 1990). Par exemple, on peut penser au Gange ou à la rivière Yamuna, qui ont tous deux un statut sacré de personne morale en Inde. Pour un projet de zone périphérique, la nature revêt cette importance spirituelle quand elle s'accorde avec le mythe mobilisateur dans la conservation (par exemple, aire de pèlerinage, rivière sacrée, espèce à statut particulier, etc.).

#### **La nature traditionnelle**

Ce dernier type de rapport à la nature met l'accent sur les liens familiaux et généalogiques. Les traditions locales, l'identité collective et le patrimoine sont fondamentaux. C'est le rôle de liaison que joue la nature entre les générations qui lui donne sa valeur. Dans un projet visant la zone périphérique d'une aire protégée, il s'agirait de mettre l'accent sur les traditions en lien avec l'environnement (par exemple, celles des peuples autochtones).

#### **Importance de la relation avec la nature pour un projet de zone périphérique d'une aire protégée**

L'analyse de la relation avec la nature oriente l'approche à valoriser dans la mise en place d'un projet en zone périphérique d'une aire protégée. Puisque le territoire

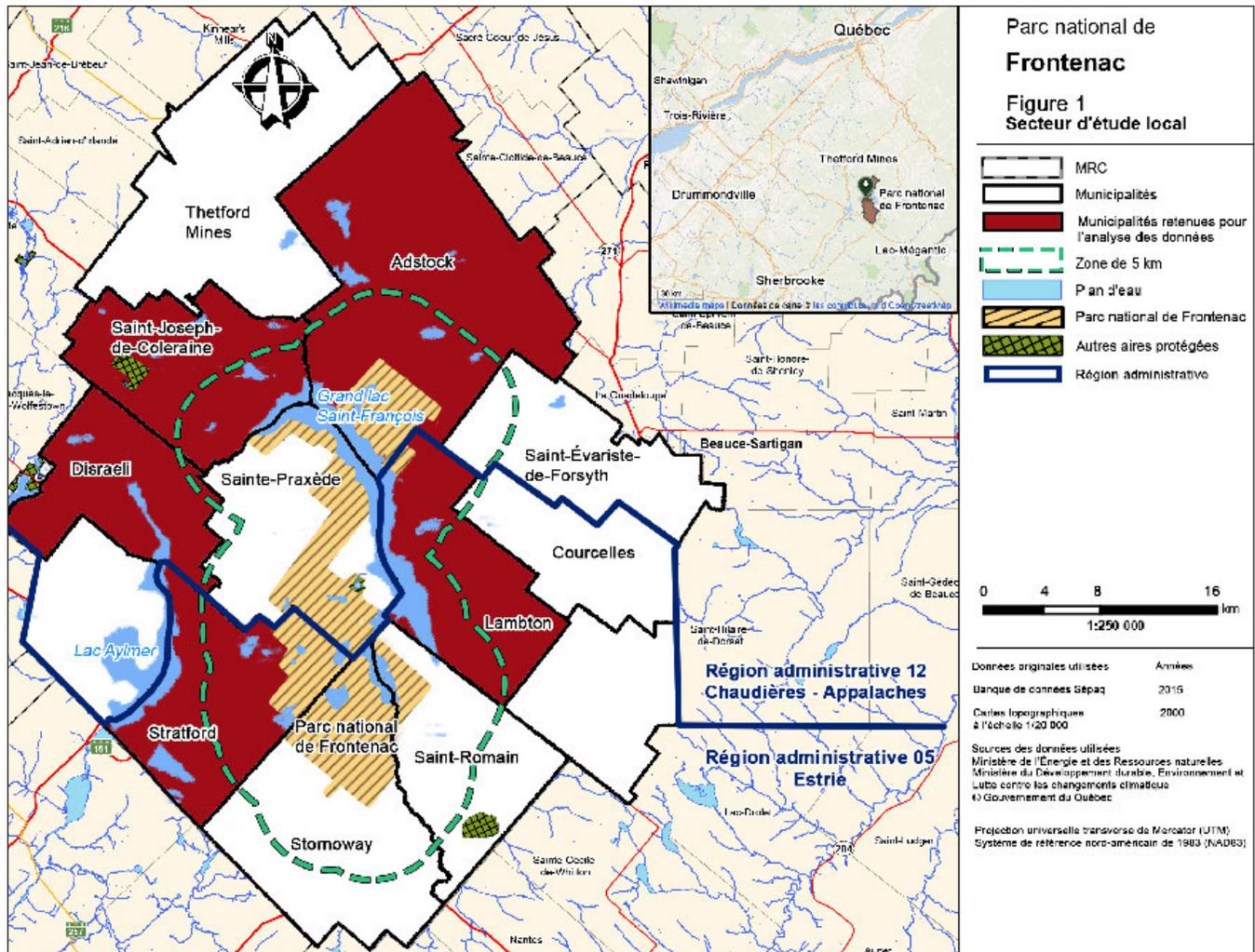


Figure 1. Carte du secteur d'étude : le parc national de Frontenac et sa région périphérique.

doit être perçu non pas comme matériel et immuable, mais plutôt comme une construction sociale dynamique (Morsel, 2006), la nature peut revêtir des significations complètement différentes selon la relation qu'entretient la collectivité.

L'analyse de cette relation permet donc, selon nous, de mieux comprendre comment l'objet patrimonial entre dans la construction de l'identité locale ou régionale et de donner à la proposition une profondeur et une résonance favorables à son acceptabilité et à sa persistance. Ainsi, il ne suffit pas de savoir si la zone de protection de la biodiversité est importante, il faut savoir pourquoi elle est importante.

### Zone à l'étude

Pour appuyer l'élaboration de cette nouvelle méthodologie, nous l'avons mise à l'essai dans la zone périphérique du parc national de Frontenac, situé au sud de Thetford Mines et au nord de Lac-Mégantic. Le choix de cette aire protégée est intéressant puisque son territoire chevauche deux régions administratives, soit celles de l'Estrie et de Chaudière-Appalaches. Plusieurs municipalités régionales de

comté (MRC) sont présentes sur le territoire<sup>2</sup>, ce qui porte à croire que plusieurs groupes identitaires sont présents. De plus, comme cette région est reconnue pour la villégiature, la différence de perspective entre les résidents permanents et saisonniers (généralement des propriétaires de chalet riverain venant de l'extérieur de la région) pourrait aussi contribuer à l'émergence de différentes perceptions du territoire. En raison des distinctions et similarités entre les groupes sociaux, les réalités de la périphérie du parc national de Frontenac semblaient en faire une zone d'étude particulièrement intéressante pour tester la méthodologie mise sur pied.

Les 11 municipalités à l'étude sont contenues dans un rayon de 5 km du parc : Adstock, Saint-Évariste-de-Forsyth, Courcelles, Lambton, Saint-Romain, Stornoway, Stratford, Sainte-Praxède, Disraeli, Saint-Joseph-de-Coleraine, et Thetford Mines (figure 1). Considérant ce nombre élevé, la grandeur du territoire et les ressources limitées dont nous disposons, nous avons choisi d'utiliser un questionnaire pour mesurer les trois concepts mis de l'avant, soit le capital social,

2. Il s'agit des MRC des Appalaches, de Beauce-Sartigan et du Granit.

le niveau de patrimonialisation de différents objets territoriaux et le type de relation avec la nature.

### Méthodologie

Nous avons conçu un questionnaire qui permet de mesurer de manière simple, peu coûteuse et en un minimum de temps, les trois concepts centraux mis de l'avant précédemment. La figure 2 illustre sommairement la manière de mesurer ces concepts. Le sondage a été diffusé par voie électronique par l'entremise des réseaux d'organismes ayant accepté de collaborer à sa diffusion. Il a également été administré par deux des auteurs, en face à face avec les résidents, dans un endroit clé de la région à l'étude (sortie du supermarché). Les résultats obtenus ont été compilés et traités de manière à faire ressortir des différences et similitudes à l'échelle régionale et infrarégionale. Dans l'objectif de développer des projets en zone périphérique destinés aux aires protégées, cette analyse pourra ensuite servir à orienter les décisions et favoriser la mobilisation des citoyens à l'échelle des municipalités et des sous-groupes de la population (tels que les groupes d'âge et les types de résidents – permanents ou saisonniers). Les sections suivantes expliquent la manière dont chacun des concepts a été mesuré à l'aide de ce questionnaire.

#### Mesure du capital social

Le premier concept, le capital social, est utilisé de manière à révéler l'effort qui devrait être investi dans les communautés locales pour le développement de projets de diverses natures (en matière d'accompagnement et de ressources financières) de même que l'acceptabilité éventuelle des interventions. Pour ce faire, et compte tenu de la difficulté d'appliquer une seule de ces approches de mesure du capital social en son entier, nous avons combiné les approches de

Putnam (2000), de Grootaert et collab. (2004) ainsi que de Martin-Caron (2013).

Nous ne prétendons pas ici développer une manière exhaustive de mesurer le capital social, mais nous nous inspirons plutôt de ce qui est fait par d'autres chercheurs et adaptons leurs méthodes à nos besoins. Pour des raisons d'efficacité, et parce que nous faisons également appel aux concepts de patrimonialisation et de relation avec la nature, notre mesure du capital social est de nature quantitative et s'appuie sur la prise en compte de 5 dimensions, inspirées des travaux de Grootaert et collab. (2004) : (1) *empowerment* et action politique, (2) groupes et réseaux, (3) confiance et solidarité, (4) information et communication, (5) cohésion sociale et inclusion (tableau 1).

Pour mesurer ces dimensions, nous avons utilisé 6 questions ou affirmations, accompagnées d'une échelle de mesure sémantique (tableau 1). Elles ont été conçues de manière à résumer au mieux les dimensions choisies, et sont inspirées des questions utilisées dans les méthodes de Dudwick et collab. (2006), Grootaert et collab. (2004), Harpman (2008) et Martin-Caron (2013).

Pour préciser certaines dimensions du capital social sans pour autant alourdir le questionnaire, nous nous sommes aussi appuyés sur des données statistiques complémentaires sélectionnées en fonction de leur disponibilité et de leur pertinence. Cette méthode peu coûteuse, empruntée de Putnam (2000), a déjà été appliquée en partie par Martin-Caron (2013) au Québec. Les indicateurs choisis sont le taux de participation aux élections fédérales, provinciales et municipales, la proportion de personnes ayant au moins un diplôme d'études secondaires, ainsi que le nombre d'associations par 1000 habitants (tableau 1).

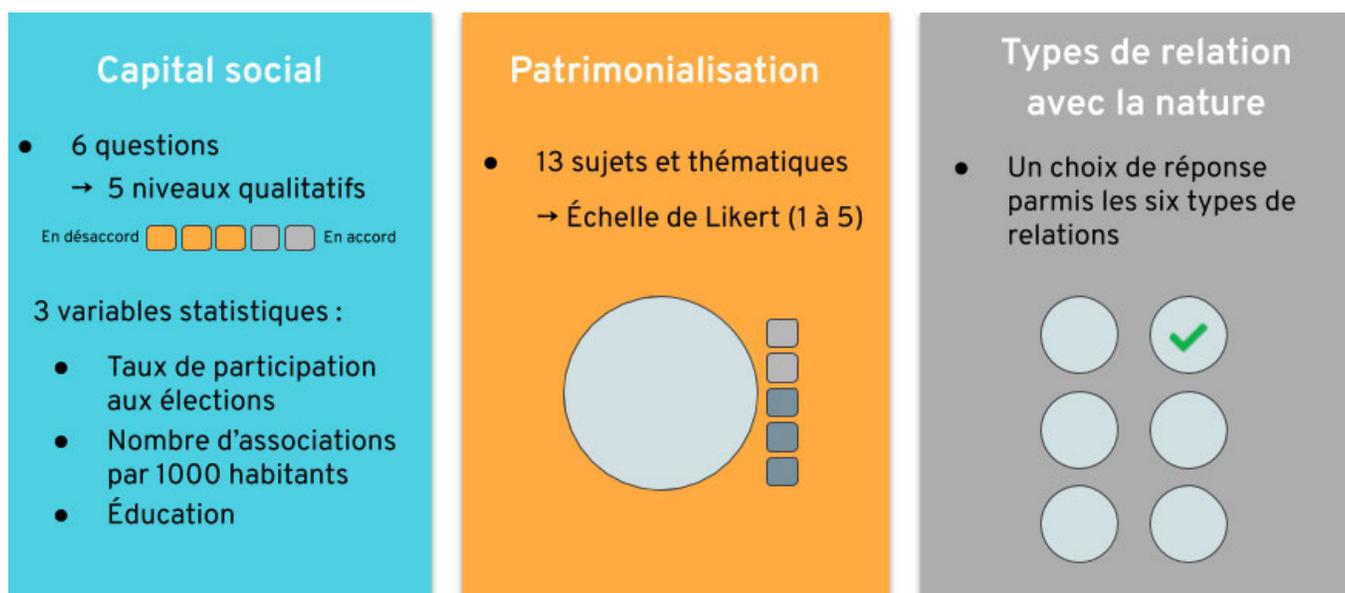


Figure 2. Présentation sommaire de la méthodologie utilisée pour mesurer les concepts de capital social, de patrimonialisation et de relation avec la nature.

Tableau 1. Résumé des dimensions et indicateurs quantitatifs du capital social.

Dimensions et variable indépendante du choix méthodologiques	Définitions	Indicateurs choisis (une question ou mesure chacun)	Source de données
1. <i>Empowerment</i> et action politique	« Sentiment de bien-être, de pouvoir et de satisfaction dans les différents domaines de sa vie. » (Groutaert et collab., 2004)	Prise en compte de l'opinion des citoyens par le conseil municipal	Questionnaire « L'opinion des citoyens est prise en considération par le conseil municipal de la municipalité. »  a. Totalement en désaccord b. Plutôt en désaccord c. Je ne sais pas / neutre d. Plutôt en accord e. Totalement en accord
		Taux de participation aux élections fédérales, provinciales et municipales	Résultats d'Élections Canada et d'Élections Québec
2. Groupe et réseaux	Ensemble des réseaux horisontaux et verticaux présents dans une communauté donnée  « Premier niveau d'inclusion sociale des individus qui s'observe par leur engagement et leur appartenance à un ou plusieurs groupes. » (Putnam, 2000)	Niveau d'implication dans une association	Questionnaire « Si vous avez fait partie d'une ou de plusieurs organisations ou organismes bénévoles au cours des 12 derniers mois, quel a été votre niveau d'implication au sein de celle-ci? »  a. Je n'ai pas fait partie d'une association b. J'ai fait partie d'une association, sans y être réellement actif c. Peu actif d. Plutôt actif e. Très actif
		Nombre d'associations par 1000 habitants	– Coopératives non financières enregistrées au Québec – Organismes à but non lucratif (OBNL) enregistrés au Québec – Liste des associations présentes sur le site Internet de certaines municipalités
3. Confiance et solidarité	« Préjugés favorables ou défavorables, (d'intentions, de capacités et d'intégrité) envers les différents acteurs de la communauté (voisins, propriétaires, police, santé, intervenants, gens d'affaire, politiciens, associations, etc.) » (Martin-Caron, 2013)	Niveau d'entraide dans la communauté	Questionnaire « De manière générale, trouvez-vous que les gens de votre municipalité ont tendance à s'entraider? »  a. Jamais b. Rarement c. Souvent e. Toujours ou presque
4. Information et communication	« Présence, accessibilité et consommation des outils de communication. Opportunités d'échanger sur des sujets en rapport à la communauté ou d'être exposé à de nouvelles idées. » (Martin-Caron, 2013)	Fréquence de prises de nouvelles de la communauté (journaux, Internet, entourage)	Questionnaire « Au cours des 12 derniers mois, à quelle fréquence vous êtes-vous informé des nouvelles dans votre municipalité? (p. ex. : journaux, Internet, radio, entourage). »  a. Jamais ou très rarement b. Quelques fois par année c. Au moins une fois par mois d. Au moins une fois par semaine e. Tous les jours ou presque

**Tableau 1. Résumé des dimensions et indicateurs quantitatifs du capital social (suite).**

Dimensions et variable indépendante du choix méthodologiques	Définitions	Indicateurs choisis (une question ou mesure chacun)	Source de données
5. Cohésion sociale et inclusion	« Sentiment d'appartenance, d'être chez soi (dans le groupe, les réseaux, la communauté, la société). » (Martin-Caron, 2013)	Proximité des gens dans la communauté	Questionnaire  « Les résidents de votre municipalité sont proches les uns des autres. »  a. Totalemment en désaccord b. Plutôt en désaccord c. Je ne sais pas / neutre d. Plutôt en accord e. Totalemment en accord
		Sentiment de sécurité dans la communauté	Questionnaire  « Je me sens en sécurité dans ma municipalité. »  a. Totalemment en désaccord b. Plutôt en désaccord c. Je ne sais pas / neutre d. Plutôt en accord e. Totalemment en accord
6. Taux de scolarité (variable indépendante)	Le taux de scolarité est l'un des facteurs qui influence significativement la confiance sociale et l'engagement communautaire, deux aspects clés du capital social (Helliwell et Putnam, 2007).	Proportion de personnes ayant au moins un diplôme d'étude secondaire (%)	Statistique Canada, données du recensement de la population

Source : Auteurs, Martin-Caron (2013), Grootaert et collab. (2004), Putnam (2000)

Aux fins de compilation post-échantillonnage et d'analyse des données, les réponses aux 6 questions ont été recodées de manière à obtenir un pointage de 1 à 5. Pour chacune de ces questions, la moyenne des réponses pour chaque municipalité et chaque sous-groupe a été ensuite standardisée par rapport aux résultats de la zone d'étude complète, afin de pouvoir les comparer aux données statistiques. Il s'agit donc de mesurer la distance statistique de chaque municipalité par rapport à la moyenne régionale de manière standardisée, par l'entremise du calcul de la cote Z.<sup>3</sup> La même opération a été appliquée pour les données statistiques complémentaires, dont les résultats ont été standardisés selon la moyenne et l'écart-type de la population étudiée. Finalement, nous avons calculé l'intervalle de confiance à 95 % afin de déterminer les différences significatives dans les résultats. Les limites de cette manière de procéder sont expliquées dans une section subséquente.

Avec un pointage standardisé, les résultats du questionnaire et les données statistiques complémentaires peuvent être combinés en une mesure plus complète de chacune des dimensions du capital social. Ces valeurs peuvent être additionnées pour obtenir une valeur globale du capital social pour chaque municipalité. La mesure a ainsi pu être analysée dans son ensemble, de même qu'en fonction de chaque dimension, selon les besoins.

3. La cote Z est une unité de mesure qui permet d'exprimer la position d'une moyenne par rapport à l'ensemble des moyennes de l'échantillon.

### **Mesure de la patrimonialisation**

Pour mesurer le niveau de patrimonialisation de différents objets d'intérêt sur le territoire à l'étude, nous avons d'abord dressé une liste d'objets patrimoniaux à intégrer au questionnaire. Dans le cadre de notre application de la méthodologie dans la zone périphérique du parc national de Frontenac, nous avons choisi les objets et les thématiques à partir d'entrevues avec les gestionnaires du parc national de Frontenac et le Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François (COGESAF). Ces 13 objets ou thématiques (tableau 4) semblaient les plus susceptibles d'être des facteurs identitaires forts en lien avec la nature pour la région. Bien entendu, ils comprennent l'aire protégée au centre de la zone périphérique.

L'ensemble des objets définis ont ensuite été intégrés au questionnaire, accompagnés d'une échelle de mesure mixte (échelle de Likert) qui utilise un support numérique enrichi par un support sémantique pour qualifier la gradation aux extrémités de l'échelle. Elle est graduée de 1 à 5, où une note de 1 correspond à « aucun attachement », et 5 correspond à un « attachement très fort ».

Une fois les résultats du questionnaire obtenus, la moyenne et son intervalle de confiance (95 %) sont calculés pour chaque objet patrimonial selon les municipalités (tableau 4) et les sous-groupes d'intérêt (tableaux 5 et 6). Les

objets ayant les plus hauts pointages étaient donc ceux avec le plus haut niveau de patrimonialisation. Cette manière simple de procéder permet de représenter et de comparer le niveau de patrimonialisation de chaque objet.

Bien que le niveau de patrimonialisation semble être un bon indicateur pour quantifier la force du lien qui unit la collectivité à son territoire, à la nature et au parc national de Frontenac, il ne donne qu'une information partielle sur l'essence et la symbolique particulière de ce lien. Pour compléter le portrait, nous avons combiné l'analyse du niveau de patrimonialisation de certains objets à l'analyse du type de relation avec la nature.

### **Mesure du type de relation avec la nature**

Le type de relation avec la nature a été mesuré à l'aide d'une question qui demande aux répondants de choisir une seule affirmation, parmi six, qui convient le mieux à la représentation qu'ils se font de la nature (figure 3). Les six affirmations ont été conçues de manière à ce qu'elles réfèrent chacune à une des relations à la nature présentées précédemment, formulées distinctement pour éviter les biais de réponses.

Une fois les résultats compilés, nous les avons présentés sous forme de pourcentages dans un tableau montrant la distribution des paradigmes à l'échelle régionale et infrarégionale, pour les différentes municipalités et les sous-groupes.

### **Élaboration et diffusion du questionnaire**

Pour notre application de la méthodologie dans la périphérie du parc national de Frontenac, nous avons intégré l'ensemble des questions dans un questionnaire créé à partir de l'application en ligne *Google Forms*, qui offre un service gratuit pour une quantité illimitée de répondants. La diffusion du questionnaire s'est d'abord faite par voie électronique à l'aide de 198 courriels personnalisés envoyés aux représentants régionaux

(maires, membres de conseils régionaux de l'environnement et représentants de groupes citoyens), ainsi qu'à différentes associations et entreprises de la région. Les adresses courriel ont été obtenues à l'aide du site Internet des municipalités qui contiennent, pour la majorité, une liste de leurs entreprises et organismes. Ces derniers ont été invités à transférer le message à leur réseau de contacts afin de créer une chaîne de courriels ou de partage sur les réseaux sociaux. Cela correspond à la méthode d'échantillonnage par réseau, dite « boule de neige ».

Une fois le questionnaire électronique mis en ligne, quelques sollicitations en personne et sur le terrain ont été effectuées afin d'augmenter le nombre de répondants. Le questionnaire en version papier a ainsi été distribué à des répondants abordés à l'entrée de commerces et d'espaces publics constituant ainsi un échantillonnage de type « accidentel ».

Comme nous voulions tester la méthodologie, mais que nos ressources étaient limitées, nous avons été contraints de nous contenter d'un échantillonnage minimal pour pouvoir procéder à des tests statistiques, soit au moins 30 répondants par municipalité ou sous-groupe ( $n \geq 30$ ). Puisque la méthode d'échantillonnage utilisée n'est pas aléatoire (échantillonnage « boule de neige »), il est impossible de calculer la marge d'erreur de l'échantillon ou d'affirmer que l'échantillonnage est représentatif. Néanmoins, malgré le caractère exploratoire de cette étude, cette manière de procéder nous permet de démontrer l'application de la méthode et de juger de ses limites, ce qui est l'essence de notre travail.

Au total, nous avons obtenu les réponses de 297 répondants, soit 172 à l'aide de la version électronique (qui a été disponible en ligne pendant environ un mois) et 125 avec des visites de terrains (totalisant 3 jours-personnes d'échantillonnage). Un premier tri a retranché de l'échantillon les personnes domiciliées hors de la zone périphérique ou

**Choisissez l'affirmation pour laquelle vous êtes le plus en accord  
(un seul choix de réponse).**

« Pour moi, la nature ... »

1. ... représente un potentiel de développement économique pour ma région. »
2. ... doit être une composante importante de la société pour améliorer le bien-être collectif. »
3. ... appartient à tout le monde et doit être accessible à tous. »
4. ... représente des endroits uniques et exceptionnels. »
5. ... est une composante spirituelle importante que nous ne pouvons contrôler. »
6. ... est intimement liée à l'histoire de ma communauté. »

Figure 3. Question utilisée afin d'évaluer le type de relation avec la nature principal des répondants.

celles qui n'avaient pas rempli tout le questionnaire. En tout, 246 questionnaires ont été retenus pour l'analyse, ce qui représente l'échantillon régional.

Pour l'analyse à l'échelle infrarégionale, nous avons retenu les 5 municipalités qui possédaient au moins 30 répondants, incluant la municipalité de Disraeli, qui en possédait 29. Au total, nous avons donc un échantillon de 211 réponses composé des réponses des municipalités d'Adstock, Disraeli, Lambton, Saint-Joseph-de-Coleraine et Stratford. Bien que le nombre de répondants pour les 6 autres municipalités de la zone périphérique n'ait pas été suffisant pour avoir un échantillon satisfaisant (moins de 30 répondants), nous avons tout de même inclus leurs réponses dans le calcul des moyennes régionales ainsi que dans les résultats pour les comparaisons selon le type de résidence et les groupes d'âge.

### Résultats

Même si les résultats obtenus ne peuvent être considérés comme représentatifs de la région d'étude, ils sont suffisants pour juger de la méthode et de ses limites. En effet, si les résultats permettent de relever des différences au sein de la zone périphérique, cela démontrera la validité et l'intérêt de la méthode. Également, l'analyse des résultats servira de référence pour la critique de ce travail, de même que pour les pistes d'amélioration.

Nous présentons donc ici les résultats obtenus dans la zone périphérique du parc national de Frontenac en les structurant selon ce qu'ils révèlent sur le capital social, le niveau de patrimonialisation et le type de relation avec la nature à l'échelle régionale et à l'échelle infrarégionale (par municipalité et sous-groupes d'intérêt, soit les types de résidents et les groupes d'âge).

#### Capital social

D'abord, les résultats liés à l'indice de capital social témoignent de contrastes entre certaines municipalités de la périphérie du parc national de Frontenac (tableau 2). Ainsi, les

municipalités d'Adstock et de Stratford présentent un niveau de capital social au-dessus de la moyenne régionale, alors que le celui de Lambton semble légèrement inférieur à la moyenne régionale. Ceux des municipalités de Disraeli et de Saint-Joseph-de-Coleraine se situent, quant à eux, bien en dessous de la moyenne régionale et de celui des autres municipalités.

Cette valeur d'index ne reflète cependant pas entièrement les valeurs obtenues pour chacune des dimensions composant le capital social (tableau 2). Une analyse fine permet de mieux saisir les caractéristiques des dynamiques sociales des collectivités et de mettre en relief les forces et faiblesses du milieu étudié. Par exemple, Lambton se démarque positivement par la dimension « empowerment et action politique », tandis que Disraeli et Saint-Joseph-de-Coleraine ont des degrés plus faibles pour cette même dimension.

Par ailleurs, la dimension « groupes et réseaux » présente la plus faible variation dans l'ensemble des municipalités. Elle témoigne de la place des groupes associatifs et communautaires comme caractéristique importante du milieu. Cette dimension semblerait donc contribuer au capital social de l'ensemble de la région.

#### Niveau de patrimonialisation et type de relation avec la nature Échelle régionale

Si le niveau de patrimonialisation semble permettre de quantifier le lien qui unit la population à un objet, c'est seulement en y superposant les résultats du type de relation à la nature qu'il devient possible de comprendre la qualité et les caractéristiques de ce lien. L'analyse conjointe de ces concepts devrait permettre de mieux comprendre la relation qui unit la population à l'aire protégée et, plus globalement, à son territoire et à l'environnement.

D'une part, les résultats exploratoires semblent démontrer une grande variabilité d'attachement entre les objets patrimoniaux mesurés (figure 2). On peut ainsi observer que certains éléments en relation avec le thème « eau » semblent

Tableau 2. Capital social de certaines municipalités de la zone périphérique du parc national de Frontenac.

Municipalité	Rang	Nombre de répondants (n)	Capital social (total)	Dimensions du capital social					Variable indépendante: taux de scolarité
				Empowerment et action politique	Groupes et réseaux	Confiance et solidarité	Information et communication	Cohésion sociale et inclusion	
Stratford	1	31	0,61 ± 0,83 (a)	-0,33 ± 0,31 (a)	0,19 ± 0,53	0,23 ± 0,28 (a)	-0,09 ± 0,35	0,10 ± 0,32 (a)	0,52
Adstock	2	42	0,51 ± 0,68 (a)	0,28 ± 0,26 (b)	0,28 ± 0,38	0,12 ± 0,21 (ab)	-0,20 ± 0,31	0,06 ± 0,33 (a)	-0,03
Lambton	3	70	-0,37 ± 0,57 (a)	1,03 ± 0,29 (c)	0,15 ± 0,38	-0,04 ± 0,20 (ab)	0,03 ± 0,34	0,12 ± 0,35 (a)	-1,66
Saint-Joseph-de-Coleraine	4	39	-3,12 ± 0,71 (b)	-0,50 ± 0,29 (a)	0,07 ± 0,38	-0,26 ± 0,20 (b)	-0,33 ± 0,34	-0,68 ± 0,35 (b)	-1,42
Disraeli	5	29	-3,91 ± 0,84 (b)	-2,29 ± 0,36 (d)	-0,01 ± 0,41	-0,29 ± 0,31 (ab)	0,07 ± 0,35	0,00 ± 0,44 (ab)	-1,38
Moyenne régionale*		246	0,00 ± 0,30 (a)	0,00 ± 0,11 (b)	0,00 ± 0,19	0,00 ± 0,10 (ab)	0,00 ± 0,13	0,00 ± 0,14 (a)	0,00

Les résultats affichés dans le tableau correspondent aux moyennes standardisées de chaque municipalité par rapport à la moyenne régionale. L'écart-type a été calculé à l'aide d'un intervalle de confiance à 95 %. Dans chaque colonne, les lettres indiquent les différences significatives observées pour les résultats des dimensions du capital social entre les municipalités.

\* La moyenne régionale inclut également les résultats des municipalités de Courcelles, Sainte-Praxède, Saint-Évariste-de-Forsyth, Saint-Romain, Stornoway et Thetford Mines.

susciter plus d'intérêt à l'échelle régionale. En d'autres termes, lorsque le répondant choisissait d'associer un fort degré d'attachement aux choix de mots « Grand lac Saint-François », « milieux humides » ou « activités sur l'eau », on déduisait qu'il attribuait à la composante « eau » une valeur fondamentale. Si ce choix est répandu dans la communauté, on en déduit l'importance identitaire de cette dimension. D'ailleurs, les objets complémentaires touchant l'eau se positionneraient mieux que les objets terrestres dans le classement fait par les répondants. Par exemple, les répondants semblent attachés à

la pêche plus qu'à la chasse, et aux sports nautiques motorisés plus qu'à la motoneige et au VTT.

Nous avons porté une attention particulière au résultat permettant de situer le parc national de Frontenac dans la représentation collective. Il semblerait que cette aire protégée suscite un certain intérêt régional, mais qu'elle ne soit pas être un vecteur identitaire de premier plan dans la région, comme l'indique son degré d'attachement moyen de 3,80 sur 5 sur une échelle de Likert. Par comparaison, le Grand lac Saint-François présente un degré d'attachement de 4,26 (figure 2).

**Tableau 3. Type de relations avec la nature de certaines municipalités de la périphérie du parc national de Frontenac.**

Municipalité	Nombre de répondants (n)	Marchande	Systémique	Civique	De renom	Spirituelle	Traditionnelle
Adstock	42	14 %	<b>36 %</b>	19 %	31 %	0 %	0 %
Stratford	31	10 %	<b>48 %</b>	16 %	19 %	0 %	6 %
Lambton	70	19 %	<b>46 %</b>	11 %	19 %	6 %	0 %
Saint-Joseph-de-Coleraïne	39	15 %	<b>33 %</b>	18 %	28 %	5 %	0 %
Disraeli	29	17 %	24 %	21 %	<b>34 %</b>	0 %	3 %
Résultat régional*	246	15 %	38 %	17 %	25 %	4 %	1 %

\* Le résultat régional inclut également les résultats des municipalités de Courcelles, Sainte-Praxède, Saint-Évariste-de-Forsyth, Saint-Romain, Stornoway et Thetford Mines. Les résultats en gras correspondent aux pourcentages les plus élevés de chaque municipalité.

**Tableau 4. Attachement des résidents de la périphérie du parc national de Frontenac aux principaux objets patrimoniaux de la région, compilé par municipalité.**

Objets patrimoniaux	Municipalités					Moyenne régionale *
	Adstock	Stratford	Lambton	Saint-Joseph-de-Coleraïne	Disraeli	
<b>Grand lac Saint-François</b>	<b>4,83 ± 0,13 (a)</b>	3,48 ± 0,47 (b)	4,10 ± 0,29 (ab)	<b>4,85 ± 0,15 (a)</b>	3,90 ± 0,43 (ab)	4,26 ± 0,14 (a)
Santé des milieux humides et aquatiques	4,19 ± 0,34 (b)	4,26 ± 0,33 (ab)	4,19 ± 0,22 (ab)	4,33 ± 0,22 (bc)	3,93 ± 0,45 (ab)	4,18 ± 0,12 (a)
Forêt (produits du bois, érablières, etc.)	4,21 ± 0,28 (b)	4,26 ± 0,27 (a)	3,97 ± 0,27 (ab)	4,26 ± 0,25 (bc)	4,24 ± 0,36 (a)	4,15 ± 0,12 (a)
<b>Biodiversité</b>	4,24 ± 0,33 (b)	4,16 ± 0,30 (ab)	<b>3,99 ± 0,25 (ab)</b>	<b>4,41 ± 0,16 (b)</b>	4,00 ± 0,44 (ab)	4,12 ± 0,13 (ab)
<b>Activités sur l'eau</b>	<b>4,21 ± 0,28 (b)</b>	4,03 ± 0,38 (ab)	<b>4,26 ± 0,23 (a)</b>	<b>4,41 ± 0,22 (bc)</b>	<b>3,31 ± 0,60 (ab)</b>	4,07 ± 0,14 (ab)
Activités de plein air	3,81 ± 0,37 (bc)	3,97 ± 0,42 (ab)	3,73 ± 0,27 (b)	3,92 ± 0,31 (c)	4,17 ± 0,42 (a)	3,88 ± 0,14 (b)
Parc national de Frontenac	4,10 ± 0,31 (bc)	3,68 ± 0,44 (ab)	3,56 ± 0,28 (bc)	3,95 ± 0,29 (c)	3,79 ± 0,42 (ab)	3,80 ± 0,14 (b)
<b>Agriculture locale</b>	<b>3,07 ± 0,36 (cd)</b>	<b>3,90 ± 0,39 (ab)</b>	3,53 ± 0,24 (bc)	<b>2,72 ± 0,42 (de)</b>	<b>3,86 ± 0,40 (ab)</b>	3,48 ± 0,15 (c)
Pêche	3,43 ± 0,42 (c)	3,48 ± 0,44 (b)	3,09 ± 0,30 (c)	3,33 ± 0,36 (cd)	3,10 ± 0,54 (b)	3,22 ± 0,17 (c)
Sports nautiques motorisés	3,62 ± 0,43 (bc)	3,13 ± 0,46 (b)	3,11 ± 0,34 (c)	3,38 ± 0,40 (cd)	3,03 ± 0,55 (b)	3,19 ± 0,18 (c)
<b>Motoneige et VTT</b>	<b>3,29 ± 0,49 (c)</b>	2,87 ± 0,55 (b)	<b>2,40 ± 0,35 (d)</b>	2,72 ± 0,43 (de)	2,93 ± 0,57 (b)	2,76 ± 0,19 (d)
Ouananiche	2,81 ± 0,35 (cd)	2,58 ± 0,55 (b)	2,73 ± 0,32 (cd)	3,03 ± 0,39 (de)	2,34 ± 0,54 (b)	2,72 ± 0,17 (d)
Chasse	2,31 ± 0,46 (d)	3,03 ± 0,56 (b)	2,53 ± 0,36 (cd)	2,26 ± 0,42 (e)	2,76 ± 0,59 (b)	2,56 ± 0,19 (d)

Les valeurs proviennent d'une échelle de Likert comprenant 5 degrés d'attachement envers les objets patrimoniaux. Une note de 1 correspond à aucun attachement, et 5 correspond à un attachement très fort. Les résultats présentés sont les moyennes des réponses au questionnaire pour chacune des municipalités retenues pour l'analyse, avec un intervalle de confiance de 95 %. Dans chaque colonne, les lettres indiquent les différences significatives entre les objets patrimoniaux d'une même municipalité. Les objets patrimoniaux en gras sont ceux pour lesquels des différences significatives ont été identifiées entre les municipalités (résultats en gras).

\* La moyenne régionale inclut également les résultats des municipalités de Courcelles, Sainte-Praxède, Saint-Évariste-de-Forsyth, Saint-Romain, Stornoway et Thetford Mines.

Le type dominant de relation avec la nature en périphérie du parc national de Frontenac serait plutôt la nature de type systémique (tableau 3). Les répondants verraient donc la nature comme une composante essentielle de la société pour améliorer le bien-être collectif.

Les résultats indiquent également que d'autres types de relations sont aussi importantes dans la région, dont les types « de renom », « civique » et, dans une moindre mesure, la relation de type « marchande ». Ainsi, les répondants à notre enquête semblent reconnaître l'intérêt et la valeur des paysages (type de renom), de l'accessibilité (type civique) et de la mise en valeur économique des ressources (type marchande) en lien avec la définition convenue de la nature et de ses composantes territoriales.

### ***Échelle infrarégionale***

Dans cette démarche, nous voulions également voir si la méthodologie permettait de percevoir certaines distinctions à une échelle plus fine. En ce qui concerne la patrimonialisation pour chacune des municipalités, les résultats semblent soulever des différences significatives pour l'attachement à certains objets patrimoniaux (tableau 4). L'attachement au Grand lac Saint-François est plus important pour les habitants des municipalités d'Adstock et de Saint-Joseph-de-Coleraine que pour ceux du reste de la région; l'attachement à la biodiversité est plus important à Saint-Joseph-de-Coleraine qu'à Lambton, l'attachement pour les activités sur l'eau est moindre à Disraeli que dans les trois municipalités adjacentes au Grand lac Saint-François (figure 1); l'attachement à l'agriculture locale est moindre pour les habitants d'Adstock et de Saint-Joseph-de-Coleraine que pour ceux de Stratford et de Disraeli; enfin, l'attachement à la motoneige et au VTT est moindre à Lambton qu'à Adstock.

Par ailleurs, la méthodologie élaborée semble permettre de discerner certaines nuances quant au niveau de la patrimonialisation et du type de relation avec la nature, entre les sous-groupes d'intérêts (par groupes d'âge [tableau 5] et selon le type de résidents [tableau 6]). Ainsi, l'attachement à l'agriculture locale est plus faible chez les répondants saisonniers que chez les résidents permanents. De même, les répondants semblent davantage attachés aux activités sur l'eau qu'à la chasse, la motoneige et le VTT.

Pour les résultats en lien avec le type de relation à la nature, les répondants dont la résidence dans la région est secondaire (résidents saisonniers) accordent plus d'importance aux relations de types « systémique » et « de renom » qu'à celle de type « civique », par rapport aux répondants qui sont résidents permanents (tableau 8). Les résidents permanents auraient plus à cœur l'accessibilité à la nature, alors que les résidents saisonniers seraient plutôt tournés vers les bénéfices directs provenant de l'environnement qui améliorent leur qualité de vie, et seraient plus soucieux de la beauté des paysages naturels.

Quand on analyse les données en fonction de l'âge des répondants, les résultats du sondage en lien avec le niveau

de patrimonialisation montrent que plus les répondants sont âgés, moins ils accordent de l'importance aux objets liés à des activités physiques (tableau 5). C'est le cas pour les activités sur l'eau, les activités de plein air, les sports nautiques motorisés, la motoneige et le VTT. La tranche plus âgée de la population montre aussi un attachement envers les activités plus physiques, le parc national de Frontenac et l'agriculture locale.

Ensuite, sur le plan de la relation avec la nature, celle de type « systémique » est celle qui est dominante pour les trois groupes d'âge selon les résultats obtenus (tableau 7). De plus, on remarque que le groupe plus âgé montre une diminution importante de la relation de type « de renom », mais une augmentation de la relation de type « civique ». Cela pourrait démontrer que l'accessibilité à la nature serait plus importante pour les plus vieilles générations (type « civique »), mais que les générations plus jeunes priorisent plutôt la beauté des paysages et leur caractère exceptionnel (type « de renom »).

### **Interprétation des résultats**

Bien que la démarche soit exploratoire et qu'il soit impossible de considérer les résultats comme étant révélateurs de la réalité, l'analyse demeure primordiale pour mieux comprendre les tenants et aboutissants de la démarche. Ainsi, les résultats montrent des écarts pour les trois concepts, selon les différentes municipalités de la périphérie, les groupes d'âge et les types de résidents. Afin de prendre plus facilement en compte cette variabilité du territoire, nous les avons analysés de manière à faire ressortir les similarités et différences entre les groupes d'intérêts.

### ***Capital social***

Pour l'analyse du capital social, nous nous sommes concentrés sur les municipalités individuellement. Les données recueillies permettent de discerner des variations importantes dans les niveaux de capital social des municipalités de la région, ce qui confirmerait la pertinence de privilégier une approche de développement ancrée dans le contexte. Autrement dit, la caractérisation du capital social permettrait de préciser la nature et l'envergure des projets à mettre en œuvre de manière à accroître leur faisabilité. Par exemple, dans une communauté où le capital social est élevé, il sera plus aisé de mobiliser la communauté et de l'inviter à assurer un leadership des projets. À l'inverse, dans les collectivités où le capital social est plus faible, les décideurs et gestionnaires auront intérêt à fournir plus d'accompagnement. En outre, l'étude des dimensions du capital social permet de mieux cerner, d'une part, les milieux qui seront les plus aptes à soutenir des entreprises de conservation et autres types de projets, et d'autre part, les possibles embûches à surmonter lors de la mise en place des projets.

Si l'on compare nos résultats aux données québécoises, il apparaîtrait que le capital social régional du parc national de Frontenac est relativement faible par rapport au reste de la province (Côté, 2002). Considérant le niveau de capital social obtenu pour la région à l'étude (non représentatif dans le cas présent, rappelons-le), il pourrait être déduit que la communauté

**Tableau 5. Attachement des résidents de la périphérie du parc national de Frontenac aux différents objets patrimoniaux de la région, selon les groupes d'âge.**

Objets patrimoniaux	Groupe d'âge			Moyenne régionale *
	25 à 44 ans	45 à 64 ans	65 ans et plus	
<i>Nombre de répondants</i>	42	117	78	246
Grand lac Saint-François	4,52 ± 0,23 (a)	4,18 ± 0,17 (a)	4,23 ± 0,24 (a)	4,26 ± 0,14 (a)
Santé des milieux humides et aquatiques	4,19 ± 0,24 (ab)	4,19 ± 0,18 (a)	4,22 ± 0,22 (a)	4,18 ± 0,12 (a)
Forêt (produits du bois, érablières, etc.)	4,31 ± 0,26 (ab)	4,28 ± 0,2 (a)	3,96 ± 0,28 (ab)	4,15 ± 0,12 (a)
Biodiversité	4,26 ± 0,28 (ab)	4,11 ± 0,18 (ab)	4,06 ± 0,23 (a)	4,12 ± 0,13 (ab)
<b>Activités sur l'eau</b>	<b>4,40 ± 0,32 (ab)</b>	4,15 ± 0,20 (ab)	<b>3,78 ± 0,27 (ab)</b>	4,07 ± 0,14 (ab)
<b>Activités de plein air</b>	<b>4,33 ± 0,28 (ab)</b>	3,97 ± 0,21 (ab)	<b>3,42 ± 0,26 (b)</b>	<b>3,88 ± 0,14 (b)</b>
Parc national de Frontenac	4,00 ± 0,31 (ab)	3,93 ± 0,19 (ab)	3,53 ± 0,23 (b)	3,80 ± 0,14 (b)
<b>Agriculture locale</b>	3,62 ± 0,31 (ab)	<b>3,69 ± 0,22 (b)</b>	<b>3,10 ± 0,27 (bc)</b>	3,48 ± 0,15 (c)
Pêche	3,43 ± 0,41 (b)	3,33 ± 0,25 (bc)	3,00 ± 0,31 (bc)	3,22 ± 0,17 (c)
<b>Sports nautiques motorisés</b>	<b>3,74 ± 0,40 (b)</b>	3,25 ± 0,27 (bc)	<b>2,81 ± 0,28 (c)</b>	3,19 ± 0,18 (c)
<b>Motoneige et VTT</b>	<b>3,21 ± 0,43 (b)</b>	2,95 ± 0,30 (c)	<b>2,19 ± 0,28 (d)</b>	<b>2,76 ± 0,19 (d)</b>
Ouananiche	2,74 ± 0,25 (c)	2,88 ± 0,17 (c)	2,60 ± 0,18 (cd)	2,72 ± 0,17 (d)
Chasse	2,62 ± 0,46 (bc)	2,68 ± 0,28 (c)	2,37 ± 0,35 (cd)	2,56 ± 0,19 (d)

Les valeurs proviennent d'une échelle de Likert comprenant 5 degrés d'attachement envers les objets patrimoniaux. Une note de 1 correspond à aucun attachement, et 5 correspond à un attachement très fort. Les résultats présentés sont les moyennes des réponses au questionnaire pour chacun des types de résidence, avec un intervalle de confiance de 95 %. Dans chaque colonne, les lettres indiquent les différences significatives entre les objets patrimoniaux d'un même groupe d'âge. Les objets patrimoniaux en gras sont ceux pour lesquels des différences significatives ont été identifiées entre les municipalités (résultats en gras).

\* La moyenne régionale inclut également les résultats des municipalités de Courcelles, Sainte-Praxède, Saint-Évariste-de-Forsyth, Saint-Romain, Stornoway et Thetford Mines.

**Tableau 6. Degré d'attachement des résident(e)s de la périphérie du parc national de Frontenac aux différents objets patrimoniaux de la région, selon le type de résident.**

Objets patrimoniaux	Type de résident		Moyenne régionale*
	Permanent	Saisonnier	
<i>Nombre de répondants</i>	160	86	246
Grand lac Saint-François	4,23 ± 0,15 (a)	4,34 ± 0,2 (a)	4,26 ± 0,14 (a)
Santé des milieux humides et aquatiques	4,16 ± 0,15 (a)	4,22 ± 0,21 (a)	4,18 ± 0,12 (a)
Forêt (produits du bois, érablières, etc.)	4,21 ± 0,17 (a)	4,05 ± 0,22 (ab)	4,15 ± 0,12 (a)
Biodiversité	4,06 ± 0,17 (ab)	4,22 ± 0,24 (a)	4,12 ± 0,13 (ab)
Activités sur l'eau	3,93 ± 0,19 (ab)	4,34 ± 0,26 (a)	4,07 ± 0,14 (ab)
Activités de plein air	3,96 ± 0,17 (ab)	3,73 ± 0,22 (b)	3,88 ± 0,14 (b)
Parc national de Frontenac	3,81 ± 0,16 (b)	3,78 ± 0,19 (b)	3,80 ± 0,14 (b)
<b>Agriculture locale</b>	<b>3,72 ± 0,18 (b)</b>	<b>3,03 ± 0,22 (c)</b>	<b>3,48 ± 0,15 (c)</b>
Pêche	3,11 ± 0,22 (c)	3,42 ± 0,31 (bc)	3,22 ± 0,17 (c)
Sports nautiques motorisés	3,2 ± 0,22 (c)	3,16 ± 0,31 (c)	3,19 ± 0,18 (c)
Motoneige et VTT	2,93 ± 0,24 (cd)	2,43 ± 0,32 (d)	2,76 ± 0,19 (d)
Ouananiche	2,64 ± 0,15 (d)	2,86 ± 0,2 (cd)	2,72 ± 0,17 (d)
Chasse	2,73 ± 0,24 (cd)	2,26 ± 0,34 (d)	2,56 ± 0,19 (d)

Les valeurs proviennent d'une échelle de Likert comprenant 5 degrés d'attachement envers les objets patrimoniaux. Une note de 1 correspond à aucun attachement, et 5 correspond à un attachement très fort. Les résultats présentés sont les moyennes des réponses au questionnaire pour chacun des types de résident, avec un intervalle de confiance de 95 %. Dans chaque colonne, les lettres indiquent les différences statistiques entre les objets patrimoniaux pour un même type de résident. L'objet patrimonial en gras est le seul pour lequel des différences significatives ont été identifiées.

\* La moyenne régionale inclut également les résultats des municipalités de Courcelles, Sainte-Praxède, Saint-Évariste-de-Forsyth, Saint-Romain, Stornoway et Thetford Mines.

**Tableau 7. Relation avec la nature des résident(e)s de la périphérie du parc national de Frontenac, par groupe d'âge.\***

Groupe d'âge	Nombre de répondants (n)	Marchande	Systémique	Civique	De renom	Spirituelle	Traditionnelle
25 à 44 ans	42	14 %	<b>38 %</b>	10 %	31 %	7 %	0 %
45 à 64 ans	117	17 %	<b>35 %</b>	15 %	26 %	4 %	3 %
65 ans et plus	78	12 %	<b>44 %</b>	22 %	21 %	3 %	0 %
Résultat régional*	246	15 %	<b>38 %</b>	17 %	25 %	4 %	1 %

\* Le résultat régional inclut également les résultats du groupe d'âge 18 à 24 ans. Les résultats en gras correspondent aux pourcentages les plus élevés de chaque groupe d'âge.

**Tableau 8. Relation avec la nature des résident(e)s de la périphérie du parc national de Frontenac, selon le type de résident.\***

Type de résident	Nombre de répondants (n)	Marchande	Systémique	Civique	De renom	Spirituelle	Traditionnelle
Permanent	160	15 %	<b>33 %</b>	21 %	24 %	6 %	2 %
Saisonnier	86	14 %	<b>48 %</b>	9 %	28 %	1 %	0 %
Résultat régional	246	15 %	<b>38 %</b>	17 %	25 %	4 %	1 %

\* Les résultats en gras correspondent aux pourcentages les plus élevés pour chaque type de résident.

de la zone périphérique ne soit pas en mesure de soutenir un projet qui demande une mobilisation soutenue d'une part importante des acteurs régionaux. Selon nous, une manière de faire face à ce déficit du capital social à l'échelle régionale serait de s'appuyer sur les forces identifiées dans cette évaluation. En effet, si le taux général est plutôt faible, les groupes et les réseaux présents sur le territoire seraient des atouts. Le nombre d'associations<sup>4</sup> y est élevé en proportion de la population totale (7 associations par 1000 habitants, en moyenne pour l'ensemble de la région), et il se compare très avantageusement à la moyenne québécoise. À titre de comparaison, Montréal aurait approximativement 2,8 associations par 1000 habitants, la Ville de Québec, 2,3, et Sherbrooke, 3,0. Cette force sociale et communautaire pourrait contribuer à stimuler une certaine activité mobilisatrice, notamment autour de projets de conservation de la zone périphérique.

À l'échelle locale, nous avons établi quelles ressources du capital social pourraient être mobilisées. Selon notre enquête, la municipalité de Lambton se distinguerait par la force de la dimension « empowerment et action politique » qui caractérise son milieu. Les citoyens auraient donc confiance en leurs institutions. Ainsi, des projets de collaboration entre les gestionnaires du parc et ceux de la municipalité pourraient être une avenue intéressante.

À Disraeli et à Saint-Joseph-de-Coleraine, la situation semble différente, ce qui confirmerait l'importance de ne pas appliquer une seule formule de développement à l'ensemble de la région. En effet, dans ces deux municipalités à l'ouest du parc national, le rapport des citoyens aux institutions semble moins

positif, et les capacités sociales locales seraient à développer. Des projets élaborés sans travail préliminaire pour renforcer la communication entre les décideurs et la population pourraient voir leur acceptabilité et, donc, leur durabilité amoindries. Par contre, ici aussi les réseaux et l'organisation pourraient être renforcés et servir d'appui pour amorcer un processus de concertation.

Les municipalités locales se distingueraient également quant à l'envergure des projets pouvant être entrepris. Si l'objectif pour le parc est de développer un projet ambitieux pour la zone périphérique, demandant l'implication et l'appui d'une grande variété d'acteurs (par exemple, l'application de mesures contraignantes sur le territoire ou l'élaboration d'un label régional), les municipalités d'Adstock et de Stratford seraient celles où il serait plus aisé et faisable d'amorcer le projet. Notre analyse suggère que le niveau de capital social y est un peu plus élevé qu'ailleurs sur le territoire à l'étude, et que ces milieux pourraient servir de fondements plus solides pour le développement d'un projet d'envergure.

À l'opposé, les municipalités de Disraeli et de Saint-Joseph-de-Coleraine se caractériseraient par un niveau de capital social inférieur à la moyenne régionale. Cela pourrait signifier que les milieux gagneraient à être ciblés dans les secondes phases d'élaboration et de mise en œuvre d'un projet visant la zone périphérique. Dans ces deux municipalités, une étape préalable d'identification des besoins des résidents, d'accompagnement ciblé auprès de petits groupes plus mobilisés et de sensibilisation serait à privilégier. Une autre option adéquate pour ces milieux pourrait être de miser davantage sur les mesures de conservation volontaires.

4. Les associations comptabilisées ici sont les coopératives non financières enregistrées au Québec (ministère de l'Économie et de l'Innovation, 2019) et les organismes à but non lucratif enregistrés au Québec (Agence du revenu du Canada, 2018), alors que la population totale est celle déterminée par l'Institut de la statistique du Québec au 1<sup>er</sup> juillet 2016 (André, 2018).

### **Patrimonialisation et type de relation avec la nature**

En ce qui a trait à la patrimonialisation et au type de relation avec la nature, nous nous sommes attardés aux communautés identitaires sur le territoire pour guider l'orientation des projets des zones périphériques. Le repérage de telles communautés identitaires permet de cibler les thématiques à développer ou à éviter pour chacune des communautés. Cela peut permettre de maximiser l'intérêt et la participation de la population aux projets de conservation. Du même coup, au plan organisationnel, ce repérage permet aux gestionnaires de parc d'organiser les ressources et d'anticiper les efforts à consentir.

Bien que les données soient de nature exploratoire, elles peuvent servir à dresser le portrait de chaque sous-territoire et à mieux cerner leur identité. De plus, l'analyse géographique permet de localiser les groupes similaires ou distincts. Ainsi, notre analyse de l'ensemble des schémas de variation de chaque municipalité pour les objets patrimoniaux (tableau 4) et le type de relation avec la nature (tableau 3) permet de distinguer trois communautés identitaires en périphérie du parc national de Frontenac.

Le pôle identitaire qui semble ressortir le plus clairement et qui apparaît relativement homogène est celui formé d'Adstock et de Saint-Joseph-de-Coleraine. Cette communauté située au nord-ouest du parc se caractériserait par une relation intériorisée avec les grands espaces naturels. Les répondants de ces deux municipalités auraient une représentation de la nature régionale comme étant plus « sauvage » et moins humanisée. D'ailleurs, cette sous-région, qui est adjacente à la ville de Thetford Mines, est reconnue pour son passé minier et forestier. L'agriculture y teinterait moins les représentations qu'ailleurs.

Pour ces habitants, la qualité de l'environnement semble revêtir une très grande importance. Dans la région, il s'agirait d'ailleurs des répondants qui s'approprieraient le plus le Grand lac Saint-François. Ce constat, dans le cas où les résultats seraient représentatifs, pourrait nous orienter vers des projets favorisant la protection et la mise en valeur de ce plan d'eau, qui trouveraient probablement un écho important au sein de cette collectivité. La villégiature de plein air apparaît donc comme une autre avenue prometteuse à mettre de l'avant dans cette région. Finalement, compte tenu de l'analyse du type de relation avec la nature (prédominance des types « systémique » et « de renom »), une approche à valoriser pourrait être de mettre de l'avant des projets faisant la promotion de la beauté des caractéristiques naturelles de la région et les bénéfices d'un environnement sain (notamment par les services écologiques).

La seconde communauté identitaire apparemment présente sur le territoire se concentre dans la municipalité de Lambton. Bien que la plupart des niveaux d'attachement aux différents objets sembleraient comparables à la moyenne régionale, les commentaires supplémentaires recueillis par le biais du questionnaire semblent traduire un intérêt marqué

des répondants de cette municipalité pour les bénéfices qu'apporte l'environnement dans l'amélioration de la qualité de vie des résidents. Sur ce plan, l'aménagement du territoire, le développement d'infrastructures et les schémas d'aménagements conçus dans une optique de durabilité et d'amélioration de la qualité de vie (par exemple, gestion des inondations, protection des milieux humides, développement de moindre impact, services écologiques, etc.) semblent être des voies intéressantes à mettre de l'avant, de même que l'exploitation durable des ressources naturelles. La relation dominante serait de type systémique, avec une sous-composante « marchande » relativement importante. Cette communauté identitaire se caractériserait par son souci d'obtenir les retombées plus tangibles que peut offrir la nature.

Finalement, les municipalités de Stratford et de Disraeli semblent former un troisième pôle identitaire, qui se distinguerait par la représentation humanisée et aménagée de la nature qu'auraient ses résidents. On y accorderait une importance élevée à l'agriculture et à plusieurs éléments de l'environnement et du développement local et régional (produits et attraits régionaux). Cette communauté s'identifierait moins que l'ensemble régional au Grand lac Saint-François. Les thématiques portant précisément sur ce dernier et le parc national de Frontenac seraient à adopter secondairement. Le lac Aylmer y semblerait être un objet patrimonial beaucoup plus important qu'ailleurs sur le territoire.

Somme toute, la composante « eau » et la mise en valeur des paysages, de même que l'importance des bénéfices collectifs de la nature semblent être des bons leviers à l'échelle régionale.

### **Sous-groupes d'intérêt**

L'analyse des ressemblances et divergences entre les groupes d'âge et les types de résidence permet de mieux évaluer les défis et frictions possibles lors de l'élaboration de projets touchant ces différents segments de la population. Ce faisant, il sera possible d'élaborer des projets plus harmonieux, spécialement dans les zones où un sous-groupe prédomine. Ici aussi, nous avons basé notre analyse sur le niveau de patrimonialisation et la relation à la nature. Encore une fois, il importe de préciser que les résultats sont de nature exploratoire.

### **Type de résidents**

Les répondants qui résideraient temporairement dans la région seraient principalement orientés vers les bénéfices directs qu'ils peuvent retirer de leur environnement en lien avec la présence de cours d'eau en santé et les activités aquatiques (tableau 6). Considérant leur attachement important à une faible diversité d'objets patrimoniaux, les projets mis de l'avant devraient porter sur des sujets assez précis, principalement en lien avec l'eau et la beauté des paysages. Une avenue intéressante pourrait être de faire valoir comment certaines pratiques influencent la qualité de l'eau,

en lien avec les bénéfices que les résidents peuvent en tirer : baignade, pêche, kayak, etc.

À l'inverse, les résidents permanents semblent avoir une vision plus englobante de l'environnement et seraient plus attachés à une grande diversité d'objets patrimoniaux. Ainsi, ils seraient plus enclins à s'investir dans des projets qui portent sur des sujets variés, tant en lien avec la qualité de l'eau, la forêt, l'agriculture locale, etc. Bien entendu, le levier le plus important demeurerait le Grand lac Saint-François. Également, l'accès à la nature semble être une facette plus importante pour cette frange de la population. Cette notion devrait donc teinter les projets proposés à ce sous-groupe.

### Groupes d'âge

Pour ce qui est de l'analyse des différences entre les groupes d'âge (tableau 5 et 7), la variation dans les types de relations avec la nature semble indiquer une fracture entre « nature » et « environnement de vie » dans la vision des plus jeunes générations. Comme quoi la nature, à leurs yeux, se trouverait à des endroits assez circonscrits et peu aménagés, comme les parcs nationaux. Cela semblerait indiquer qu'ils percevraient moins la nature dans leur quotidien.

*A contrario*, les personnes plus âgées ne semblent pas faire cette distinction, ou beaucoup moins. Cela laisse présager une vision plus holistique du territoire dont la nature fait partie intégrante, cette dernière pouvant être circonscrite en un endroit. Cela pourrait expliquer pourquoi la notion d'accessibilité revêt une importance plus importante pour ce groupe (relation de type « civique »).

Dans ce contexte, il semblerait logique que le parc national de Frontenac ait un niveau de patrimonialisation plus fort chez les plus jeunes générations que chez les plus vieilles. Pour bien comprendre ce constat (sur la base d'un faible échantillon qui ne permet pas de faire de constats fiables, rappelons-le), il importe de commencer par l'analyse de deux éléments fondamentaux de l'aménagement des aires protégées qui semblent contribuer au renforcement de la relation avec la nature de type de renom. Le premier étant que l'on trace une frontière entre exploitation et conservation (du moins pour les aires protégées de catégorie 2<sup>5</sup>, comme celle étudiée ici). Ainsi, on admet qu'il y a une nature « importante à conserver » (le parc national) et une qui l'est moins, voire qui ne l'est pas sur le plan symbolique (l'extérieur du parc national).

Ce phénomène est jumelé au fait que, dans la plupart des aires protégées, est valorisé ce qui est grandiose et exceptionnel. Bien qu'il s'agisse généralement d'une approche utilisée pour intéresser la population à l'environnement et à ces enjeux, cela peut renforcer la perception que l'importance de protéger la nature n'est pas la même partout.

En considérant les éléments mentionnés ci-dessus, l'approche la plus complexe, mais également celle qui semblerait la plus durable pour améliorer la conservation de la zone périphérique, serait que les gestionnaires du parc, voire l'ensemble du réseau de la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq), développent un discours axé sur la nature dans le quotidien et les bénéfices qu'elle peut apporter pour la collectivité. Cela représenterait un défi certain puisque, sur le plan plus marketing, ce sont les caractéristiques uniques et grandioses des lieux qui semblent avoir le plus d'impact sur leur attractivité.

### Limites de la méthodologie

Les résultats et leur analyse, bien qu'ils soient exploratoires, permettent de valider l'intérêt de la démarche, en plus de cerner ses limites et son potentiel. De fait, la méthode a bel et bien permis de mesurer les concepts théoriques pour la zone périphérique d'une aire protégée. De plus, elle a permis de discerner et de délimiter à la fois des similitudes et des distinctions d'ordre géographique (entre les différentes municipalités à l'étude) et d'ordre sociologique (entre différents groupes).

Nous considérons que la contribution principale de cette étude se trouve dans la réflexion et la mise en relation des différents concepts étudiés dans le domaine de la conservation. Cependant, il est clair que certaines limites d'application pourraient, voire devraient, être améliorées à l'avenir pour solidifier l'application de la méthodologie. Celles-ci concernent principalement trois aspects : la définition de la zone à l'étude, la collecte de données et le traitement des données.

D'abord, en ce qui concerne la zone à l'étude, nous nous sommes concentrés sur les municipalités présentes dans un rayon de 5 km des limites du parc national de Frontenac, soit celles qui y sont directement adjacentes. Bien que cela ait permis de réduire l'effort d'échantillonnage, la délimitation de la zone à l'étude devrait également intégrer une analyse préliminaire des caractéristiques biophysiques de la périphérie élargie, de manière à intégrer l'ensemble des territoires qui ont une influence réelle sur la qualité de l'environnement de l'aire protégée. De plus, considérant qu'une communauté n'est pas nécessairement restreinte à une seule municipalité, il serait important d'agglomérer ensemble les municipalités partageant une identité commune pour l'analyse des données. Pour ce faire, nous suggérons de définir la zone à l'étude à l'aide d'une analyse préliminaire des populations et des groupes identitaires de la zone périphérique.

Ensuite, il importe de mentionner certaines limites concernant la collecte de données en lien avec la représentativité de l'échantillon de la population. Pour des raisons pratiques, la diffusion du questionnaire s'est faite principalement par envoi de courriel dans les différentes associations et entreprises des municipalités. Bien que cela ait pour avantage d'amasser un nombre important de réponses avec un effort moindre, ce type d'échantillonnage n'est pas tout à fait aléatoire et pourrait créer

5. Parmi les six catégories de gestion proposées par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Plus d'explications sont disponibles à ce sujet sur le site Internet du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec : [http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/register/](http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/register/).

certain biais lors de l'analyse et l'interprétation des résultats. Par exemple, nous pouvons penser que les personnes membres d'une association ont un capital social naturellement plus élevé que d'autres qui n'en font pas partie, ce qui aurait pour effet de surestimer la valeur obtenue pour ce concept. De plus, comme un vecteur important du capital social est le niveau d'éducation (Gagnon et collab., 2008), il est probable que les individus plus scolarisés répondent en proportion plus grande au questionnaire. Afin d'obtenir une meilleure idée de la représentativité de l'échantillon, il pourrait donc être opportun d'insérer, dans le questionnaire, certaines questions de nature sociodémographique comme, par exemple, le revenu des ménages et le niveau de scolarisation. Ces données pourraient subséquemment être comparées à celles du recensement du Canada de la population de la région.

Finalement, une autre limite de la méthodologie concerne le traitement des données. L'utilisation des moyennes et des intervalles de confiance pour comparer visuellement les résultats est une manière simple de procéder, et il est possible d'établir des différences statistiquement significatives lorsque les intervalles de confiance de deux moyennes ne se recoupent pas (Payton et collab., 2003). Cependant, cette manière de procéder a pour conséquence de diminuer la puissance statistique de l'analyse, puisque deux résultats pourraient être significativement différents même si leurs intervalles de confiance se recoupent. Un tel manque de puissance statistique accroît le risque d'erreur de type II (Schenker et Gentleman, 2001). Dans ce genre de situation, il serait possible d'utiliser un intervalle de confiance de 85 % pour obtenir une estimation qui se rapproche davantage au seuil de signification de 5 % habituellement utilisé dans un test statistique (Payton et collab., 2003). D'autre part, considérant que les données du niveau de patrimonialisation et du capital social sont ordinales (obtenues à l'aide d'une échelle de 1 à 5) et qu'elles ne suivent pas toutes une distribution normale, il importe de faire attention aux conclusions tirées à l'aide de statistiques paramétriques. L'utilisation d'un test statistique, idéalement non paramétrique, serait un atout majeur pour obtenir des estimations plus précises.

Toujours en lien avec le traitement des données, il importe de préciser que, compte tenu de la nature de ce travail, nous nous sommes contentés d'un minimum de données pour procéder aux analyses. Cela avait pour avantage de pouvoir tester plus simplement la méthode, mais augmentait considérablement la marge d'erreur des estimations. Un échantillonnage plus substantiel devrait donc être mis de l'avant si la méthode devait être reproduite.

Compte tenu de l'intérêt de l'intégration des considérations sociales dans les projets de zones périphériques, deux projets semblables à celui-ci ont lieu en périphérie des parcs nationaux du Fjord-du-Saguenay et du Mont-Tremblant. Ceux-ci ont d'ailleurs pour objectif de bonifier la méthode par un approfondissement des analyses statistiques et un échantillonnage plus important.

## Conclusion

La prémisse de notre démarche était que l'étude du capital social, de la patrimonialisation et de la relation avec la nature peut permettre aux acteurs territoriaux d'orienter les projets des zones périphériques des aires naturelles de manière à ce qu'ils s'accordent au maximum avec les communautés locales. La méthode mise au point pour déterminer les caractéristiques du milieu a permis de mettre en relief que, si l'échantillon était statistiquement solide, on pourrait établir des différences et des similarités notables entre les différentes régions de la zone périphérique du parc national de Frontenac, et même entre les sous-groupes qui occupent ce territoire. Notre cadre méthodologique démontre ainsi son potentiel de mettre en lumière ces caractéristiques, qui sont révélatrices de la diversité des identités, des intérêts, des visions territoriales et des rapports sociaux présents en périphérie des aires protégées.

Une prise en compte des particularités d'un territoire favorise l'appropriation des enjeux de conservation par la collectivité. L'acceptabilité sociale des interventions est susceptible d'être facilitée. L'intérêt de la population pour les zones périphériques devrait, lui, augmenter, contribuant du même coup à la mobilisation des communautés en faveur des projets et à la durabilité de ces derniers.

En mettant en relation le niveau de patrimonialisation de certains objets avec le type de relation avec la nature, il est possible de bien comprendre la valeur symbolique de l'aire protégée pour la population et, plus globalement, de saisir la relation locale ou régionale au territoire et à l'environnement. En d'autres termes, l'information obtenue par le biais de l'approche exposée ici permet de cerner différentes communautés identitaires en périphérie des aires protégées ainsi que leurs caractéristiques. Les approches de conservation à valoriser peuvent ainsi être orientées de manière plus personnalisée, ce qui devrait permettre de maximiser les chances de réussite des projets en zone périphérique.

Bien entendu, chaque zone périphérique a des caractéristiques qui lui sont propres. La formule miracle n'existe pas, mais il semble primordial et, surtout, avantageux de bien connaître les caractéristiques des collectivités en périphérie des aires protégées avant de bâtir des projets de conservation. ◀

## Références

- ANDRÉ, D., 2018. La population des municipalités du Québec au 1<sup>er</sup> juillet 2017. Coup d'œil sociodémographique, Institut de la statistique du Québec, Québec, 5 p. Disponible en ligne à : <http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/population-demographie/bulletins/coupdoeil-no61.pdf>.
- AGENCE DU REVENU DU CANADA, 2018. Liste des organismes de bienfaisance - Recherche de base. Disponible en ligne à : <https://apps.cra-arc.gc.ca/ebci/hacc/srch/pub/dsplyBscSrch>. [Visité le 2019-07-01].
- BOLTANSKI, L. et L. THÉVENOT, 1987. Les économies de la grandeur. Presses Universitaires de France, Paris, 378 p.
- CÔTÉ, L., 2002. Le capital social dans les régions québécoises. Recherches sociographiques, 43 (2) : 353-368. <https://doi.org/10.7202/000542ar>.
- DESHAIES, M. et R. CHAREST, 2018. La conservation des parcs nationaux au-delà de leurs frontières. Le Naturaliste canadien, 142 (1) : 50-63. <https://doi.org/10.7202/1042013ar>.

- DIMÉO, G., 2002. L'identité : une médiation essentielle du rapport espace/société. *Géocarrefour*, 77 (2) : 175-184. <https://doi.org/10.3406/geoca.2002.1569>.
- DUDWICK, N., K. KUEHNAST, V.N. JONES et M. WOOLCOCK, 2006. Analyzing social capital in context—A guide to using qualitative methods and data. The World Bank, Washington, DC, 52 p.
- FORGUES, E., 2004. Capital social, gouvernance et rationalisation des pratiques communautaires; outils théoriques et méthodologiques. Cahier de recherche, Institut canadien de recherche sur les minorités linguistiques. Disponible en ligne à : <https://www.icrml.ca/fr/recherches-et-publications/publications-de-l-icrml/item/8481-capital-social-gouvernance-et-rationalisation-des-pratiques-communautaires-outils-theoriques-et-methodologiques>.
- GAGNON, C., J.-G. SIMARD, L.-N. TELLIER et S. GAGNON, 2008. Développement territorial viable, capital social et capital environnemental : quels liens ? *Vertigo* - la revue électronique en sciences de l'environnement, 8 (2) : 1-12. <https://doi.org/10.4000/vertigo.4983>.
- GHIOTTI, S., 2009. La patrimonialisation des fleuves et des rivières : une comparaison France-Liban. *Mondes en développement*, 1 (145) : 73-91. <https://doi.org/10.3917/med.145.0073>.
- GODARD, O., 1990. Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité : analyse de la catégorie de patrimoine. *Revue économique*, 41 (2) : 215-242. <https://doi.org/10.3406/reco.1990.409208>.
- GROOTAERT, C., D. NARAYAN, V.N. JONES et M. WOOLCOCK, 2004. Measuring social capital — An integrated questionnaire. World Bank Working Paper n° 18. Disponible en ligne à : <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/15033>.
- HARPHAM, T., 2008. The measurement of community social capital through surveys. Dans : KAWACHI, L., S.V. SUBRAMANIAN et D. KIM (édit.). *Social capital and health*. Springer, New York, p. 51-62.
- HELLIWELL, J.F. et R.D. PUTNAM, 2007. Education and social capital. *Eastern Economic Journal*, 33 (1) : 1-19.
- HERRERA-F., B., O. CHASSOT, G. MONGE et L. CANET, 2016. Technical guidelines for the design and management of participatory connectivity conservation and restoration projects at the landscape scale in Latin America. Tropical Agricultural Research and Higher Education Center (CATIE). Disponible en ligne à : <https://portals.iucn.org/library/node/46331>.
- KHAN, S.R., Z. RIFAQAT et S. KAZMI, 2007. *Harnessing and guiding social capital for rural development*. Palgrave Macmillan, New York, 293 p. <https://doi.org/10.1057/9780230609723>.
- MAHEU-GIROUX, M., S. de BLOIS et B. JOBIN, 2006. Dynamique des paysages de quatre Réserves nationales de faune du Québec : Suivi des habitats et des pressions périphériques. Université McGill, Département de sciences végétales et Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, 67 p.
- MARTIN-CARON, L., 2013. Contribution empirique à l'appréciation du capital social dans un territoire. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 196 p. Disponible en ligne à : <http://hdl.handle.net/20.500.11794/23970>.
- MATHEVET, R., J. THOMPSON, O. DELANOË, M. CHEYLAN, C. GIL-FOURRIER, M. BONNIN et R. MATHEVET, 2010. La solidarité écologique : un nouveau concept pour une gestion intégrée des parcs nationaux et des territoires. *Natures Sciences Sociétés*, 18 : 424-433. <https://doi.org/10.1051/nss/2011006>.
- MILIAN, J., 2001. Le projet Natura 2000 et la protection du patrimoine naturel. *Études rurales*, 157-158 : 173-194. Disponible en ligne à : <http://journals.openedition.org/etudesrurales/35>.
- MINISTÈRE DE L'ÉCONOMIE ET DE L'INNOVATION, 2019. Données administratives des coopératives non financières actives constituées en vertu d'une loi du Québec. Disponible en ligne à : <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/donnees-administratives-des-cooperatives-non-financieres>. [Visité le 2019-07-01].
- MORSEL, J., 2006. Appropriation communautaire du territoire, ou appropriation territoriale de la communauté? Observations en guise de conclusion. *Hypothèses*, 1 (9) : 89-104. Disponible en ligne à : <https://www.cairn.info/revue-hypotheses-2006-1-page-89.htm>.
- PAYTON, M.E., M.H. GREENSTONE et N. SCHENKER, 2003. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: What do they mean in terms of statistical significance? *Journal of Insect Science*, 3 (34) : 1-6. Disponible en ligne à : <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC524673/pdf/i1536-2442-003-34-0001.pdf>.
- PRETTY, J.S. et D. SMITH, 2004. Social capital in biodiversity conservation and management. *Conservation Biology*, 18 (3) : 631-638. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00126.x>.
- PUTNAM, R., 2000. *Bowling alone: The collapse and revival of American community*. Simon & Schuster, New York, 541 p.
- SCHENKER, N. et J.F. GENTLEMAN, 2001. On judging the significance of differences by examining the overlap between confidence intervals. *American Statistician*, 55 : 182-186.
- SETARGIE, M. et H. MANDEFRO, 2016. The role of social capital on environment conservation in Lay Gayint Woreda, Amhara Regional State of Ethiopia. *Splint International Journal of Professionals*, 3 (12) : 7-14.
- VESCHAMBRE, V., 2007. Patrimoine : un objet révélateur des évolutions de la géographie et de sa place dans les sciences sociales. *Annales de géographie*, 656 : 361-381. <https://doi.org/10.3917/ag.656.0361>.

# Le rôle des herbivores vertébrés sur la dynamique des communautés végétales au Nunavik

Pascale Ropars, Martin Simard et Stéphane Boudreau

## Résumé

Les changements environnementaux influencent la végétation nordique, mais également les herbivores qui s'en nourrissent. Comme ces changements s'accroîtront, un état de la situation au Nunavik (Québec, Canada) devient nécessaire. Nous discutons ici de l'influence qu'exercent les herbivores vertébrés sur les communautés végétales, et décrivons l'état des populations des deux principales espèces d'herbivores de cette guild au Nunavik. Réparti en deux troupeaux, le caribou migrateur (*Rangifer tarandus*) est un élément structurant des écosystèmes du Nunavik. À forte densité, il peut réduire la productivité végétale dans son aire d'estivage et limiter la croissance des espèces consommées. Espèce introduite dans les années 1960, le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) colonise maintenant l'essentiel des côtes de la région. Quoiqu'il soit connu pour limiter l'expansion arbustive ailleurs dans l'Arctique, l'influence du bovidé au Nunavik demeure marginale jusqu'à maintenant. Sauf pour la bernache du Canada (*Branta canadensis*) qui niche en grandes colonies, l'influence des autres herbivores vertébrés sur les communautés végétales sera vraisemblablement localisée. L'augmentation du couvert arbustif procure des ressources alimentaires et un abri à diverses espèces qui pourraient voir leur aire de répartition se déplacer vers le nord. Les préférences alimentaires de ces herbivores pourraient moduler la réponse des espèces végétales aux changements climatiques.

MOTS CLÉS : bœuf musqué, caribou, changements climatiques, herbivores, Nunavik

## Abstract

Environmental changes influence northern plant communities and the populations of herbivores that feed on them. Given the predicted increased rates of change in the north, it is essential to understand the situation in Nunavik (Québec, Canada). This review outlines the influence of vertebrate herbivores on plant communities and describes the population status of the two main members of this guild in the region. The migratory caribou (*Rangifer tarandus*) is a keystone species, and two herds are present. At high densities, it can reduce plant productivity in its summer range and limit the growth of the species consumed. The muskox (*Ovibos moschatus*), which was introduced in the 1960s, has now colonized most of the region's coastal area. Although it may limit shrub expansion elsewhere in the Arctic, to date, its influence in Nunavik remains marginal. Except for the Canada goose (*Branta canadensis*), which nests in large colonies, the impact of other vertebrate herbivores on plant communities is likely localized. Increases in shrub cover will provide food and shelter for various herbivores that may experience a northward shift in range. Finally, the food preferences of herbivores present in Nunavik is expected to influence the response of plant species to climate change.

KEYWORDS: climate change, herbivores, migratory caribou, muskox, Nunavik

## Mise en contexte

Les herbivores représentent un élément structurant des écosystèmes qui les supportent. Cette influence s'opère à plusieurs niveaux et de diverses façons : par le broutement des espèces végétales bien entendu, mais également par le piétinement, la dissémination des graines et l'enrichissement des sols par les fèces (Hester et collab., 2006). Loin d'échapper à cette réalité, la dynamique des écosystèmes arctiques et subarctiques est souvent considérée comme étant dominée par les relations trophiques de type plantes-herbivores (au Nunavik : Crête et Manseau, 1996, et ailleurs : Jefferies et collab., 1994; Mulder, 1999, mais voir Legagneux et collab., 2012 pour un contre-exemple dans le Haut-Arctique). Au Nunavik (Québec, Canada), deux espèces de grands herbivores dominent la guild des herbivores par leur taille et leur abondance : le caribou migrateur (*Rangifer tarandus*) et le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*). En plus de ces derniers, quelques

autres espèces de mammifères et d'oiseaux consomment les espèces végétales de la toundra québécoise et peuvent de ce fait influencer la dynamique de ces écosystèmes nordiques.

Dans le contexte actuel, où les pressions environnementales influencent à la fois les populations d'herbivores et les écosystèmes dans lesquels ils se nourrissent, il devient important de faire état de la situation dans le Nord québécois. Dans la présente revue de littérature, nous suggérons donc de décrire la situation démographique, de détailler le régime

Pascale Ropars (biologiste, Ph. D.) est chercheuse postdoctorale affiliée à l'UQAR et à l'Université McGill.

pascale.ropars@uqar.ca

Martin Simard (écologiste, Ph. D.) est professeur agrégé au département de géographie de l'Université Laval.

Stéphane Boudreau (biologiste, Ph. D.) est professeur titulaire au département de biologie de l'Université Laval.

alimentaire des deux principales espèces d'herbivores et de discuter de l'influence que chacun des espèces ou groupes taxonomiques d'herbivores vertébrés présents dans la région peut exercer sur les communautés végétales du Nunavik. Les herbivores invertébrés jouent également un rôle clé dans la dynamique des communautés végétales nordiques, mais nous ne les aborderons pas dans le contexte de ce manuscrit, en raison du manque d'information à leur sujet.

### Le caribou migrateur, principal herbivore du Nunavik

Comptant plusieurs centaines de milliers d'individus, le caribou migrateur est, de loin, l'herbivore ayant la plus grande influence sur les écosystèmes terrestres du Nunavik, en plus de revêtir un caractère particulier pour les communautés inuites. C'est, en effet, l'animal terrestre le plus chassé par ces autochtones du Nord, et il occupe une place de choix dans leur culture et leur art traditionnel (Blanchet et Rochette, 2008).

Les caribous migrants du Nunavik sont répartis en deux troupeaux (figure 1) : celui de la rivière George (TRG), dont l'aire de répartition se situe dans la partie est du Nunavik (et qui chevauche également le Labrador et le Nunatsiavut), et celui de la rivière aux Feuilles (TRF) qui occupe une grande partie de la péninsule de l'Ungava (et qui s'étend au sud jusqu'au 52° parallèle). Ces deux troupeaux effectuent de longues migrations annuelles entre la toundra et la forêt boréale (Le Corre et collab., 2017).

L'effectif des deux troupeaux a connu de grandes fluctuations dans les dernières décennies (figure 2), et des études dendroécologiques suggèrent que ces fluctuations ont également existé au cours des derniers siècles (Boudreau et collab., 2003; Payette et collab., 2004). Évalué à un minimum de 60 000 individus dans les années 1950 (Rasiulis, 2015),

l'effectif du TRG a rapidement augmenté jusqu'au début des années 1990, puis il a chuté abruptement pour atteindre 5 500 individus en 2018 (ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec [MFFP], données non publiées). À sa découverte par la communauté scientifique en 1975, la taille du TRF a été estimée à 56 000 individus (Le Hénaff, 1976). Il a ensuite connu une forte croissance jusqu'en 2001, lorsqu'il a été estimé à plus de 628 000 individus. Après avoir connu une courte période de stabilité, le TRF a décliné depuis lors, atteignant moins de 200 000 têtes en 2018 (MFFP, données non publiées). Les grandes fluctuations qu'ont connues les deux troupeaux ont influencé leur occupation de l'espace au Nunavik (figure 1); par conséquent, les variations dans l'abondance d'un troupeau ne se traduisent pas nécessairement par des changements de densité, du moins sur certaines portions du territoire.

### Régime alimentaire

Le caribou migrateur est un herbivore vivant dans l'ensemble de l'Arctique. Son régime alimentaire estival est dominé par les espèces arbustives décidues, mais contient également une forte proportion de lichens ainsi que différentes espèces de plantes graminoides (tableau 1). Bien qu'ayant des teneurs faibles en protéines, certains lichens représentent une source d'énergie hautement digestible (Côté, 1998) et demeurent une part appréciable du régime alimentaire estival de l'espèce (Crête et collab., 1990). En hiver, le caribou migrateur se nourrit en grande partie de lichens terricoles, qu'il trouve en creusant des cratères d'alimentation dans la neige. Différentes observations suggèrent que le caribou migrateur aurait une préférence pour les saules érigés au Nunavik, malgré la grande abondance du bouleau glanduleux (*Betula glandulosa* Michx.) relevée par Crête et collab. (1990).

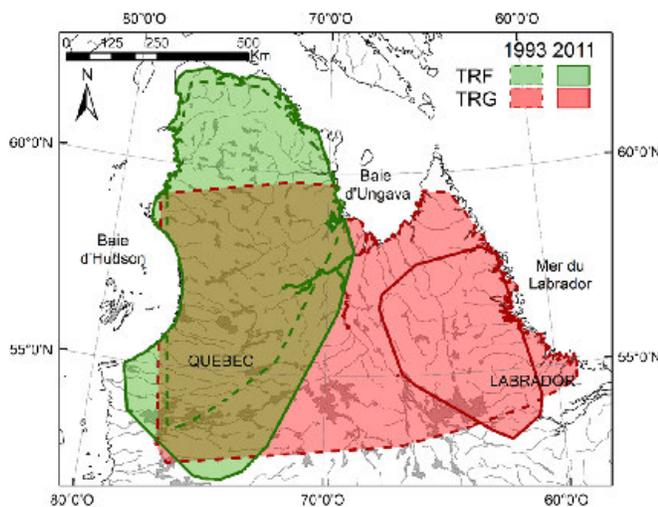


Figure 1. Aires de répartition annuelle des caribous des troupeaux de la rivière aux Feuilles (TRF; vert) et de la rivière George (TRG; rouge). Les traits pointillés représentent la situation en 1993, tandis que les traits pleins représentent celle de 2011. Cette figure est tirée de Le Corre (2016).

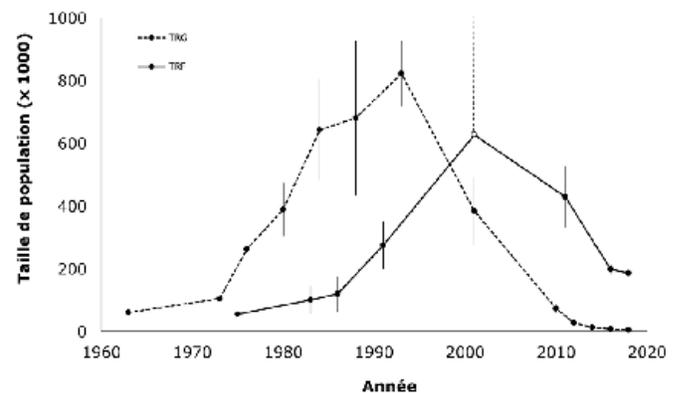


Figure 2. Taille des troupeaux de la rivière aux Feuilles (TRF) et de la rivière George (TRG) évaluée à partir des inventaires du gouvernement du Québec de 1963 à 2016. L'intervalle de confiance (IC) n'est pas disponible pour les estimations antérieures à 1980, et ce, pour les deux troupeaux. Il est à noter que les IC pour le TRG en 2012, 2014, 2016 et 2018 sont trop petits pour être visibles sur la figure. L'estimation du TRF de 2001 (point blanc) correspond à la limite inférieure de l'IC (628 000 caribous).

Tableau 1. Liste des espèces/taxons consommés par le caribou migrateur (*Rangifer tarandus*) au Canada, selon la saison.

Famille/groupe fonctionnel	Espèce ou taxon consommé		Saison	Référence
	Nom latin	Nom vernaculaire		
Bétulacées	<i>Betula glandulosa</i>	Bouleau glanduleux	Juillet	Crête et collab., 1990
Cypéracées	<i>Carex</i> sp.	Laïches	Année	Larter et Nagy, 1997
	<i>Eriophorum</i> sp.	Linaigrettes	Année	Larter et Nagy, 1997
Éricacées	<i>Arctous alpina</i>	Busserole alpine	Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Airelle des marécages	Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Airelle rouge	Juillet	Crête et collab., 1990
Fabacées	Légumineuses (ex. <i>Astragalus</i> sp.)	Légumineuses	Année	Larter et Nagy, 1997
Lichens	<i>Alectoria ochroleuca</i>	Alectorie jaune pâle	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Cetraria</i> sp.	Cétraires	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Cladina</i> sp.	Cladonies	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Cladonia</i> sp.	Cladonies	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Cornicularia</i> sp.	Corniculaires	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Nephroma arcticum</i>	Néphrome arctique	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Sphaerophorus globosus</i>	Sphérophore globuleux	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Stereocaulon</i> sp.	Stéréocauls	Juin-Juillet	Crête et collab., 1990
Rosacées	<i>Dryas integrifolia</i>	Dryade à feuilles entières	Année	Larter et Nagy, 1997
Salicacées	<i>Salix herbacea</i>	Saule herbacé	Juillet	Crête et collab., 1990
	<i>Salix</i> sp.	Saules	Année	Crête et collab., 1990; Larter et Nagy, 1997
Saxifragacées	<i>Saxifraga</i> sp.	Saxifrages	Année	Larter et Nagy, 1997

En effet, Tremblay (2017) mentionne que les saules (*Salix* spp., notamment *Salix glauca* L.) dans la région de la baie Déception (62° 11' 42" N., 74° 45' 32" O.) sont systématiquement broutés, de sorte que l'ensemble des individus érigés du secteur sont moribonds, à l'exception de ceux ayant atteint une taille suffisante pour que l'apex soit hors d'atteinte. Des traces de broutement sont également recensées sur les bouleaux, mais ces derniers semblent bien tolérer un broutement modéré et compensent les pertes par la production de rameaux longs à partir des rameaux courts (Champagne et collab., 2012; Crête et collab. 2001; Manseau et collab., 1996).

Au Nunavik, le régime alimentaire a été caractérisé par Crête et collab. (1990) à la fin des années 1980 alors que le troupeau de la rivière George atteignait son maximum d'abondance et que celui de la rivière aux Feuilles continuait de croître. Une analyse des contenus stomacaux a permis une analyse comparative de l'abondance de différents taxons végétaux dans le régime alimentaire des caribous des deux troupeaux (figure 3).

**Influence sur la dynamique des communautés végétales nordiques**

Grand herbivore grégaire, le caribou migrateur a le potentiel de moduler la structure et la composition des communautés végétales des régions qui le supportent, que ce soit par le broutement ou le piétinement. Ces impacts incluent

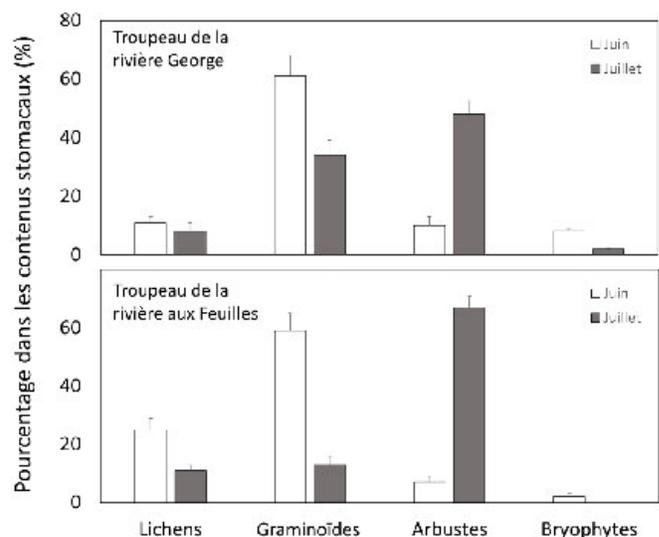


Figure 3. Pourcentage (+ erreur type) de différents taxons végétaux trouvés dans les contenus stomacaux du caribou migrateur du Nunavik, pour les troupeaux de la rivière George (en haut) et de la rivière aux Feuilles (en bas), selon le mois d'échantillonnage. Ces données sont tirées de Crête et collab. (1990).

une forte destruction du couvert lichénique (Boudreau et Payette, 2004; Manseau et collab., 1996) ainsi qu'une diminution du couvert et de la biomasse des arbustes (Crête et collab., 2001; Manseau et collab., 1996). Plusieurs études ont aussi démontré de façon expérimentale l'importance de l'herbivore dans la stabilité des communautés végétales arctiques soumises aux changements climatiques. Un des résultats majeurs de ces travaux est une augmentation importante du couvert arbustif au sein de communautés soustraites au broutement (Olofsson et collab., 2009; Post et Pedersen, 2008; Zamin et Grogan, 2013). Certains rapportent aussi une diminution de la diversité floristique dans les parcelles où le caribou était exclu (Post, 2013; Zamin et Grogan, 2013). Par ailleurs, bien que le couvert arbustif ait augmenté dans les parcelles réchauffées artificiellement, la hausse a été beaucoup moins importante dans celles qui étaient également soumises au broutement (Post et Pedersen, 2008). Un tel frein exercé par les grands herbivores sur l'augmentation du couvert d'arbustes érigés dans un contexte de réchauffement climatique est également avancé par Plante et collab. (2014) à la pointe nord de la péninsule de l'Ungava. Il y est rapporté que l'étendue du couvert arbustif n'a pas changé dans les environs de la baie Déception entre 1972 et 2010, et ce, malgré une hausse des températures moyennes annuelles de 3 °C. L'absence de réponse positive serait en partie expliquée par un broutement intensif par le caribou, dont la population dans ce secteur a culminé en 2001 à des effectifs de plusieurs centaines de milliers de têtes. Une partie de l'explication viendrait également de limites de croissance des espèces arbustives, qui sont soumises dans cette région à des conditions hivernales rigoureuses et qui bénéficient d'un très faible couvert nival protecteur. Ainsi, les méristèmes apicaux dépassant le couvert neigeux sont brisés par l'effet abrasif des vents hivernaux, limitant la croissance en hauteur des arbustes en place (Hadley et Smith, 1989; Marchand et Chabot, 1978).

L'impact qu'aura le caribou migrateur sur son habitat dans les prochaines décennies est fortement influencé par la taille des deux troupeaux du Nunavik. Le caribou a un impact sur son environnement par son broutement, mais également par le piétinement causé par les centaines de milliers de sabots qui foulent le sol (Couturier et collab., 2004; Crête et Huot, 1993). Lors de périodes de forte abondance, le caribou migrateur peut dégrader son habitat d'estivage de façon telle qu'il peut entraîner une diminution de la condition corporelle des individus, de la fécondité des femelles et de la survie des faons (Crête et Huot, 1993; Crête et collab., 1996). C'est vraisemblablement ce qui s'est produit dans les années 1990, sur l'aire d'estivage du TRG, alors que la productivité végétale a été fortement réduite par la pression induite par le broutement et le piétinement (Campeau et collab., 2019). Avec la faible abondance actuelle des caribous de ce troupeau, l'adoucissement prévu des conditions climatiques favorisera vraisemblablement une forte reprise végétale, phénomène déjà bien enclenché à proximité de Kangiqsualujjuaq (Tremblay et collab., 2012), où la population du troupeau de la rivière

George a atteint son plus bas niveau depuis les années 1960. Si la chasse de subsistance le permet, cette reprise végétale pourrait permettre aux caribous migrateurs du TRG de profiter de bonnes conditions sur leur aire d'estivage dans les prochaines années et de restaurer les effectifs du troupeau.

### Le bœuf musqué, un herbivore récemment introduit au Nunavik

Historiquement absent du Nunavik (Jean et collab., 2006), le bœuf musqué a été introduit en 1967 dans le but d'en faire l'élevage, puis relâché progressivement entre 1973 et 1983 (Le Hénaff, 1986). Initialement confiné aux environs des villages nordiques de Kuujuaq et de Tasiujaq, ce bovidé colonise maintenant l'essentiel de la côte de la péninsule de l'Ungava et les rives de la rivière aux Feuilles (figure 4).

Les 55 bœufs musqués initialement relâchés semblent s'être particulièrement bien adaptés aux conditions du Nunavik : la population du bovidé a atteint 533 individus en 1991, puis 1 400 en 2003 (Jean et collab., 2006). Un inventaire récent (mars 2019, MFFP) indique que la population de bœufs musqués du Nunavik continue de croître et atteint maintenant 4 000 individus (Cuyler et collab., 2019). De plus, des observations sur le terrain suggèrent que le taux de recrutement chez le bœuf musqué pourrait permettre à cette population de maintenir une bonne croissance dans les prochaines décennies (S.D. Côté, communication personnelle).

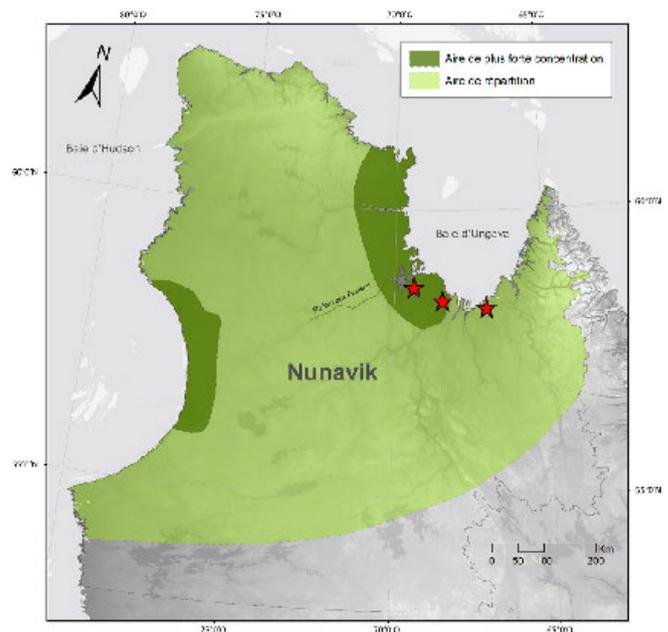


Figure 4. Aire de répartition du bœuf musqué au Québec, et délimitation des zones ayant une plus forte concentration de l'espèce. Les étoiles correspondent aux trois sites de relâchement de bœufs musqués (de l'ouest vers l'est) : dans la région de Tasiujaq, au nord de Kuujuaq et à la rivière à la Baleine (Le Hénaff et Crête, 1989). Les données ont été fournies par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (Vincent Brodeur, MFFP, Chibougamau).

Tableau 2. Liste des espèces/taxons consommés par le bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) au Canada, selon la saison. Les espèces dont le nom est suivi d'un astérisque (\*) ne se trouvent pas au Nunavik, selon le recensement de Blondeau et Roy (2004).

Famille	Espèce ou taxon consommé		Été	Hiver	Prin-temps	Références
	Nom latin	Nom vernaculaire				
Bétulacées	<i>Betula glandulosa</i>	Bouleau glanduleux	x	x		Nault et Mathieu, 1989; Tener, 1965
	<i>Betula nana</i> *	Bouleau nain	x			Bos, 1967
	<i>Betula</i> sp.	Bouleaux	x	x		Bos, 1967
Caryophyllacées	<i>Silene</i> sp.	Silènes	x			Tener, 1965
Cypéracées	<i>Carex</i> sp.	Laïches, Carex	x			Bos, 1967; Nault et Mathieu, 1989; Parker, 1978; Tener, 1965; Wilkinson et collab., 1976
	<i>Carex bigelowii</i>	Carex de Bigelow			x	Robus, 1984
	<i>Carex rupestris</i>	Carex des rochers		x		Parker, 1978
	<i>Eriophorum</i> sp.	Linaigrettes	x			Bos, 1967; Parker, 1978
	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Linaigrette à feuilles étroites		x	x	Parker, 1978
	<i>Eriophorum vaginatum</i>	Linaigrette dense	x		x	Robus, 1984
Éricacées	<i>Empetrum nigrum</i>	Camarine noire		x		Bos, 1967; Tener, 1965
	<i>Rhododendron groenlandicum</i>	Thé du Labrador		x		Tener, 1965
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Airelle des marécages		x		Tener, 1965
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Airelle rouge		x		Tener, 1965
Équisétacées	<i>Equisetum</i> sp.	Prêles	x			Bos, 1967; Tener, 1965
Joncacées	<i>Juncus castaneus</i>	Jonc marron	x			Tener, 1965
	<i>Luzula arctica</i>	Luzule arctique		x		Parker, 1978
Onagracées	<i>Chamaerion latifolium</i>	Épilobe à feuilles larges	x			Robus, 1984; Tener, 1965
Orobanchacées	<i>Castilleja caudata</i> *	Castilléje caudée	x			Robus, 1984
	<i>Pedicularis lanata</i>	Pédiculaire laineuse	x			Robus, 1984
	<i>Pedicularis</i> sp.	Pédiculaires	x		x	Parker, 1978
Poacées	<i>Arctagrostis latifolia</i>	Arctagrostide à larges feuilles			x	Parker, 1978
	<i>Arctophila fulva</i>	Arctophile fauve	x			Wilkinson et collab., 1976
	<i>Calamagrostis canadensis</i>	Calamagrostide du Canada	x			Bos, 1967
	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Deschampsie cespiteuse	x			Tener, 1965; Wilkinson et collab., 1976
	<i>Dupontia fisheri</i>	Dupontie de Fisher	x			Tener, 1965
	<i>Festuca</i> sp.	Fétuques	x	x		Bos, 1967; Parker, 1978
	<i>Poa</i> sp.	Pâturins	x	x		Nault et Mathieu, 1989; Parker, 1978; Tener, 1965
Rosacées	<i>Dryas integrifolia</i>	Dryade à feuilles entières			x	Parker, 1978; Robus, 1984
	<i>Rubus arcticus</i>	Ronce acaule	x			Bos, 1967
Salicacées	<i>Salix alaxensis</i>	Saule d'Alaska	x			Robus, 1984; Tener, 1965
	<i>Salix arctica</i>	Saule arctique			x	Parker, 1978
	<i>Salix glauca</i>	Saule à beaux fruits	x			Nault et Mathieu, 1989
	<i>Salix planifolia</i>	Saule planifolié	x		x	Nault et Mathieu, 1989
	<i>Salix pulchra</i> *	Saule joli	x			Bos, 1967
	<i>Salix vestita</i>	Saule pubescent	x			Nault et Mathieu, 1989
	<i>Salix</i> sp.	Saules	x		x	Tener, 1965

Cependant, cette croissance pourrait être limitée par une multitude d'autres facteurs naturels et anthropiques, dont la prédation, le parasitisme et la chasse. Dans le nord-est de l'Alaska par exemple, la prédation par le grizzli (*Ursus arctos*) semble avoir joué un rôle dans le déclin de la population de bœufs musqués (Arthur et Del Vecchio, 2017).

### Régime alimentaire

Le bœuf musqué est un bovidé de grande taille capable d'ingérer une grande quantité de fourrage de faible qualité (Larter et Nagy, 1997). Comparativement au caribou, il peut donc généralement s'alimenter d'une plus vaste gamme d'espèces végétales (tableau 2). Il semble cependant s'alimenter préférentiellement dans les habitats de basses altitudes en été, notamment les arbustives basses à mousses (Nault et Mathieu, 1989). Ceci pourrait d'ailleurs limiter le chevauchement des habitats utilisés par les deux grands herbivores du Nunavik.

Le régime alimentaire estival du bœuf musqué est dominé par les plantes graminoides, particulièrement par les espèces du genre *Carex* (figure 5). Les plantes arbustives et herbacées sont généralement moins recherchées, mais leur importance varie d'une région à l'autre. D'après Klein (1986), par exemple, les bœufs musqués qui vivent dans le sud de leur aire de répartition utilisent fortement les saulaies comparativement aux prairies ou aux milieux humides qui prennent de l'importance dans le Haut-Arctique. Ceci est corroboré par les observations de Nault et Mathieu (1989) au Nunavik qui stipulent que plusieurs groupes de ce bovidé s'alimentaient en été dans les saulaies situées le long des ruisseaux, principalement celles composées de *Salix planifolia* Pursh. En hiver, le régime alimentaire du bœuf musqué est également dominé par les plantes graminoides et les espèces ligneuses (Nault et Mathieu, 1989). La population de bœufs musqués du Nunavik étant la plus méridionale (Cuyler et collab., 2019), il est probable que certaines espèces végétales s'ajoutent à la liste des espèces consommées par le bovidé.

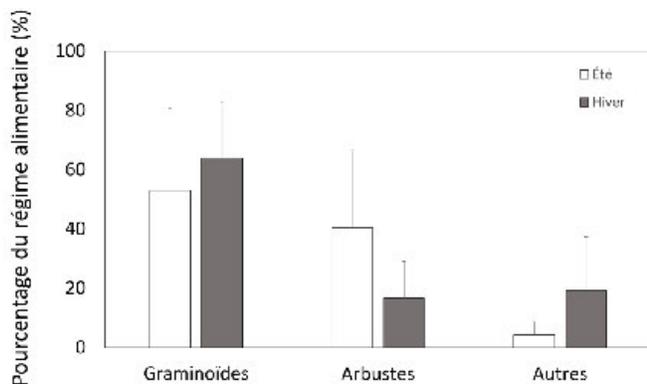


Figure 5. Pourcentage (+ erreur type) de différents taxons végétaux trouvés dans le régime alimentaire du bœuf musqué (*Ovibos moschatus*), selon la saison. Ces données correspondent à des valeurs moyennes recensées dans différentes études au Canada et en Alaska, mais colligées dans Nault et Mathieu (1989).

Comme pour le caribou migrateur, les nouvelles techniques de séquençage génétique disponibles permettront de reconstituer le régime alimentaire du bœuf musqué au Nunavik avec des échantillons de fèces (travaux en cours, S.D. Côté et A. Brodeur, communication personnelle).

### Influence sur la dynamique des communautés végétales nordiques

Le bœuf musqué a un régime alimentaire varié, passant des arbustes érigés comme les bouleaux et les saules aux espèces d'éricacées rampantes et à une grande variété de plantes herbacées (tableau 2). Par contre, la densité et le nombre actuel de bœufs musqués sont probablement trop faibles pour que l'espèce exerce une influence significative sur le couvert végétal de l'Arctique québécois, sauf possiblement à une échelle locale. Il faut néanmoins souligner que les recensements effectués depuis le relâchement de cette espèce au Nunavik montrent une forte augmentation de sa population (Jean et collab., 2006). Ainsi, si cette croissance démographique se maintient dans les prochaines décennies, la situation pourrait changer. Le bœuf musqué est effectivement connu pour influencer la dynamique des écosystèmes ailleurs en Arctique, que ce soit en diminuant la production primaire localement (Elliott et Henry, 2011) ou en limitant l'expansion des espèces arbustives et donc, en favorisant une plus grande diversité végétale (Post et Pedersen, 2008). Au Groenland, cependant, une étude suggère que, même à forte densité, le bœuf musqué ne prélève qu'une très faible quantité de biomasse végétale (0,04 à 0,17 % pour l'ensemble de la saison de croissance; Mosbacher et collab., 2016), limitant ainsi son influence sur les communautés végétales qui le supportent. Cette même étude rapporte néanmoins que ce bovidé favoriserait le transfert de nutriments de ses aires d'alimentation (sites riches) vers des sites de repos plus pauvres où il déféquait davantage. Loin d'être anodin, ce transfert permettait un ajout net d'azote de l'ordre de 0,016 g/m<sup>2</sup> par année, une quantité équivalente au bassin total d'azote inorganique dissout (Mosbacher et collab., 2016).

### Les autres herbivores du Nunavik

#### Les herbivores aviaires

Le Nunavik compte plusieurs autres herbivores vertébrés appartenant à divers groupes taxonomiques (tableau 3). Parmi les oiseaux, notons par exemple certaines espèces d'anatidés : l'oie des neiges (*Chen caerulescens*), la bernache du Canada (*Branta canadensis*), la bernache de Hutchins (*Branta hutchinsii*) et le cygne siffleur (*Cygnus columbianus*). Ces quatre espèces sont des oiseaux de grandes tailles qui migrent annuellement vers les régions arctique et subarctique pour y nidifier. En raison des demandes énergétiques qu'imposent la migration et la reproduction, ces oiseaux ont de grands besoins nutritionnels en arrivant sur leur aire de nidification. Ceci peut engendrer des pressions importantes sur les habitats qui les supportent, surtout lorsque l'effectif de ses populations aviaires est grand et que leurs colonies sont denses.

Tableau 3. Autres espèces d'herbivores vertébrés (oiseaux et mammifères) présents au Nunavik, Québec.

Catégorie	Ordre	Famille	Espèce	
			Nom latin	Nom vernaculaire
Oiseaux	Anseriformes	Anatidés	<i>Chen caerulescens</i>	Oie des neiges
			<i>Branta canadensis</i>	Bernache du Canada
			<i>Branta hutchinsii</i>	Bernache de Hutchins
			<i>Cygnus columbianus</i>	Cygne siffleur
	Galliformes	Phasianidés	<i>Falciennis canadensis</i>	Tétras du Canada
			<i>Lagopus lagopus</i>	Lagopède des saules
<i>Lagopus muta</i>			Lagopède alpin	
Mammifères	Artiodactyles	Cervidés	<i>Alces alces</i>	Orignal, Élan
	Lagomorphes	Leporidés	<i>Lepus americanus</i>	Lièvre d'Amérique
			<i>Lepus arcticus</i>	Lièvre arctique
	Rongeurs	Castoridés	<i>Castor canadensis</i>	Castor du Canada
		Cricetidés	<i>Dicrostonyx hudsonius</i>	Lemming d'Ungava
			<i>Microtus pennsylvanicus</i>	Campagnol des champs
			<i>Myodes gapperi</i>	Campagnol à dos roux de Gapper
			<i>Ondatra zibethicus</i>	Rat musqué
			<i>Phenacomys ungava</i>	Campagnol des bruyères
			<i>Synaptomys borealis</i>	Campagnol-lemming boréal

La dégradation des habitats nordiques causée par la surabondance d'une espèce comme l'oie des neiges est largement connue dans la littérature scientifique (Gauthier et collab., 1995; Handa et collab., 2002), mais cette situation ne semble pas avoir été observée au Nunavik. Contrairement aux régions fortement touchées par cette dégradation de l'habitat (p. ex. : La Pérouse Bay, Manitoba; Handa et collab., 2002), le Nunavik ne supporte pas de grandes colonies d'oies des neiges. La seule espèce d'anatidés qui niche en abondance au Nunavik est la bernache du Canada, qui utilise majoritairement les côtes des baies d'Hudson et d'Ungava (Malecki et Trost, 1990). Malgré des densités relativement fortes (13,5 oiseaux/km<sup>2</sup> sur la côte de la baie d'Hudson; Harvey et collab., 2015), l'influence de cet oiseau sur la composition végétale et la qualité de l'habitat semble minime (Cadieux et collab., 2005). Cette différence est entre autres attribuable aux plus fortes densités des populations d'oies des neiges sur les sites de nidification et aux différentes stratégies d'alimentation adoptées par ces deux espèces (Cadieux et collab., 2005). En mangeant l'entièreté de la plante, y compris les structures souterraines, l'oie des neiges limite en effet la régénération des espèces végétales qu'elle consomme. Les bernaches, en revanche, ne consomment que les structures aériennes, permettant ainsi aux espèces végétales touchées de poursuivre leur croissance.

Oiseau emblématique du Nunavik, le lagopède compte deux espèces qui sillonnent le territoire : le lagopède alpin (*Lagopus muta*) et le lagopède des saules (*Lagopus lagopus*). Peu d'informations sont disponibles sur l'influence

du lagopède sur les communautés végétales, mais une étude récente suggère qu'il peut influencer l'architecture (hauteur, densité de branches) ainsi que la capacité reproductive d'une espèce de saule (*Salix alaxensis* [Anderson] Coville) en Alaska (Christie et collab., 2014). En broutant les bourgeons de cette espèce, le lagopède réduirait de moitié la quantité de chatons produits, limitant de ce fait la capacité du saule à coloniser de nouveaux milieux (Christie et collab., 2014). Les changements climatiques en cours et prévus devraient augmenter la viabilité des graines de différentes espèces d'arbustes (Myers-Smith et collab., 2011), mais celles particulièrement consommées par les herbivores pourraient se voir désavantagées par rapport aux espèces moins appréciées.

Le tétras du Canada (*Falciennis canadensis*), la troisième espèce de phasianidé présente au Nunavik, est un herbivore solitaire dont l'aire de répartition est limitée à la partie forestière de cette région. Les densités estimées de cette espèce étant très faibles (8-12 individus/km<sup>2</sup> en Alaska; Ellison, 1974), il est peu probable qu'elle ait une influence importante sur les communautés végétales qui la supportent.

### **L'orignal, un herbivore marginal**

Encore limité à la partie sud du Nunavik, l'orignal (*Alces alces*) pourrait voir son aire de répartition se déplacer vers le nord en raison des changements climatiques prévus (Berteaux et collab., 2018). Son influence potentielle sur les communautés végétales nordiques est difficile à estimer, car son arrivée au Nunavik pourrait entraîner diverses conséquences aux effets

divergents. D'une part, l'arrivée d'un autre grand herbivore pourrait augmenter la pression de broutement sur les espèces végétales consommées par les herbivores déjà bien ancrés dans le paysage arctique. D'autre part, l'extension de son aire de répartition vers le nord pourrait se traduire par l'arrivée d'un nouveau cortège d'insectes parasites ayant le potentiel d'infecter les herbivores arctiques, chez qui aucune défense immunitaire n'a encore été développée (Taillon et collab., 2016).

### **Les petits mammifères**

Les petits mammifères consomment préférentiellement les arbustes bas (Christie et collab., 2015), y compris des arbustes sempervirents comme *Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditum* (Hagerup) Böcher et *Vaccinium vitis-idaea*. L'influence de ces petits herbivores sur la performance des espèces sempervirentes mentionnées semble fortement dépendante de leur abondance. En Scandinavie, par exemple, la forte densité de petits mammifères caractéristique des épisodes de pics d'abondance peut fortement diminuer l'abondance de ces espèces végétales (Dahlgren et collab., 2009; Hoset et collab., 2014; Olofsson et collab., 2009, 2014), tandis qu'aucune tendance n'a été observée à des densités plus faibles de lemmings et de campagnols (Dahlgren et collab., 2009; Grellmann, 2002). De récentes études portant sur la dynamique des populations de petits mammifères montrent une diminution marquée de l'amplitude de leurs cycles d'abondance (Gilg et collab., 2009; Ims et collab., 2008), changement généralement attribué aux changements climatiques récents (Kausrud et collab., 2008). Les conditions hivernales sont particulièrement critiques pour la reproduction de plusieurs espèces de lemmings; des hivers trop humides favorisant la formation de couches de neige durcie sont associés à une reproduction plus faible et donc, à un effectif moins important de la population l'été suivant (Kausrud et collab., 2008). Avec la tendance climatique qui devrait rester la même dans les prochaines décennies, il est possible de croire que les populations de petits mammifères atteindront de moins en moins fréquemment des densités capables d'influencer les espèces végétales qu'ils consomment.

### **Le lièvre d'Amérique et le lièvre arctique**

Le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) est une figure emblématique de la forêt boréale canadienne, en raison des grands cycles d'abondance que ses populations suivent, mais également pour la proportion importante de la biomasse animale qu'il représente dans certaines régions (Krebs, 2011). Bien qu'il ait un régime alimentaire plus diversifié que les autres herbivores étudiés en Alaska (Christie et collab., 2015), le lièvre d'Amérique consomme une grande quantité de bouleau glanduleux, surtout en hiver. Lors des périodes de fortes densités (environ 3 individus/ha à l'hiver 1981-1982; Krebs, 2011), 80 % des rameaux de cette espèce arbustive avaient été consommés par le lièvre d'Amérique (Smith et collab., 1988). Au Québec, peu d'informations sont disponibles sur l'abondance du lièvre d'Amérique. Or, l'augmentation récente du couvert arbustif à l'écotone forêt boréale-toundra

(Ropars et Boudreau, 2012; Tremblay et collab., 2012) pourrait fournir les ressources nécessaires au lièvre d'Amérique pour s'établir au-delà de son aire de répartition. Dans le contexte où le Québec nordique a vraisemblablement enregistré la plus forte densification arbustive au Canada dans les dernières décennies (Ju et Masek, 2016), il devient de plus en plus pertinent d'étudier la dynamique des populations de lièvre d'Amérique ainsi que l'impact qu'elles peuvent exercer sur les espèces consommées.

Plus petit et plus nordique que son cousin, le lièvre arctique (*L. arcticus*) se nourrit principalement de saules (Klein et Bay, 1994). Au meilleur de nos connaissances, aucune étude ne s'est intéressée à l'impact de cette espèce sur la dynamique des communautés végétales.

### **Le castor du Canada**

Le castor (*Castor canadensis*) est un rongeur fortement associé aux écosystèmes forestiers (Baker et Hill, 2003; Jenkins et Busher, 1979). L'observation de plus en plus fréquente de barrages dans les rivières avoisinant certains villages du Nunavik suggère cependant que le rongeur a repoussé sa limite nord de répartition dans la région, phénomène d'ailleurs déjà recensé en Alaska (Tape et collab., 2018). En haussant les niveaux d'eau grâce à ses barrages, le castor peut causer une certaine mortalité des espèces végétales en bordure des cours d'eau où il s'installe, mais a peu de chances d'influencer la croissance de celles à l'extérieur de la zone riparienne (Campbell et collab., 2013). En effet, les castors s'approvisionnent généralement en arbres et arbustes décidus à l'intérieur d'un mètre de la berge et rarement au-delà de 40 m (Aleksiuk, 1970; Campbell et collab., 2013; Haarberg et Rosell, 2006; Parker et collab., 2001).

### **Influence sur la dynamique des communautés végétales nordiques**

Bien que l'influence des herbivores sur les communautés végétales nordiques demeurera hétérogène en raison des préférences alimentaires variées et de l'abondance des espèces impliquées, il n'en demeure pas moins que certaines tendances peuvent être soulignées. Par exemple, la probabilité d'être consommée, et donc d'être influencée par les herbivores, variera selon la palatabilité des différentes espèces végétales (c'est-à-dire ses propriétés nutritionnelles et la facilité avec laquelle l'herbivore peut la digérer). Cette palatabilité est fonction de la quantité des composés secondaires et de nutriments que les tissus végétaux contiennent (Bryant et Kuropat, 1980). Avec leurs forts taux de croissance, de photosynthèse et d'acquisition de nutriments (Chapin et collab., 1996), les arbustes décidus ont tendance à accumuler une faible quantité de composés secondaires (Mulder, 1999), comparativement aux arbustes sempervirents. Ils tendent donc à être préférentiellement consommés par les herbivores (tableau 4). En plus d'accumuler de grandes quantités de composés secondaires, les arbustes sempervirents ont des structures difficilement digestibles, ce qui les rend d'autant moins attrayants pour les herbivores (Rammul

**Tableau 4. Composés secondaires de défense, abondance moyenne d'azote et palatabilité relative de différentes espèces arbustives nordiques. Ce tableau est tiré de Christie et collab. (2015).**

Groupe	Espèce ou taxon		Composés secondaires produits	% d'azote dans les feuilles	Palatabilité
	Nom latin	Nom vernaculaire			
Sempervirents	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Airelle rouge	Tannins, composés phénoliques, triterpènes	0,9	Faible
	<i>Empetrum</i> spp.	Camarines	Tannins, composés phénoliques, triterpènes, cycloalcène, flavonoïdes	0,9	Faible
Décidus	<i>Alnus viridis</i>	Aulne crispé	Pinosylvine, composées phénoliques	2,3	Faible
	<i>Betula glandulosa</i>	Bouleau glanduleux	Tannins, composés phénoliques, triterpènes	2,3	Modérée
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Airelle des marécages	Tannins, composés phénoliques	1,8	Modérée
	<i>Salix</i> spp.	Saules	Tannins, composés phénoliques	3,0	Élevée

et collab., 2007). Ils pourraient donc profiter des changements climatiques projetés sans être limités par le broutement, comme le démontrent certaines études dendrochronologiques (Bär et collab., 2008; Zamin et collab., 2014). Par contre, leur croissance lente et leur pouvoir compétitif plus faible dans les milieux riches ne leur permettraient pas de prendre l'avantage sur les espèces décidues qui croissent plus rapidement.

À l'intérieur du groupe des arbustes décidus, les saules investissent particulièrement peu d'énergie dans la fabrication de composés de défense comparativement aux bouleaux et aux aulnes (Hansen et collab., 2006). Ils sont par conséquent préférés par un large éventail d'herbivores. Ils montrent d'ailleurs plus de signes de broutement en Alaska. Même si certaines espèces montrent une croissance compensatoire importante (p. ex. : *S. alaxensis*; Christie et collab., 2015), il semble que la préférence marquée des caribous pour les saules érigés résulte en une mortalité importante des individus de cette espèce dans les régions où les populations d'herbivores sont grandes (Norvège: Ravolainen et collab., 2014; baie Déception, Nunavik: Tremblay, 2017). Ces préférences alimentaires différentielles pour les espèces arbustives décidues pourraient avoir des effets marqués sur le devenir des communautés végétales nordiques. En effet, les arbustes décidus composent le groupe fonctionnel répondant le plus promptement aux changements climatiques récents (Elmendorf et collab., 2012). Face à l'augmentation prévue des températures dans les prochaines décennies, les saules pourraient avoir un désavantage relatif en comparaison aux bouleaux et aux aulnes qui sont moins consommés par les herbivores (Christie et collab., 2015). Grâce à sa propension à produire de nombreux méristèmes actifs sous des conditions environnementales favorables (Bret-Harte et collab., 2001), le bouleau glanduleux a rapidement et positivement répondu aux changements climatiques des dernières décennies au Nunavik (Ropars et Boudreau, 2012; Tremblay et collab., 2012) et ailleurs (Myers-Smith et collab., 2011). Comme il produit également une quantité importante de composés secondaires non appréciés des herbivores (Christie et collab., 2015), il pourrait devenir un acteur important de l'expansion de la strate arbustive. Malgré le fait que les fortes densités de caribous

migrateurs du troupeau de la rivière George aient réduit de façon importante son abondance dans les années 1980 et 1990 (Crête et Doucet, 1998), le bouleau glanduleux a su profiter des conditions climatiques plus favorables des dernières décennies (Tremblay et collab., 2012).

## Conclusion

Les herbivores vertébrés, et à plus forte raison les grands herbivores grégaires, ont le potentiel de moduler la réponse des communautés végétales aux changements climatiques en broutant préférentiellement certaines espèces, mais également en piétinant le sol de leurs sabots et en enrichissant ce dernier avec leurs fèces (tableau 5). Au Nunavik, la pression exercée par les deux grands troupeaux de caribous migrateurs semble expliquer en partie la dégradation de leur aire d'estivage (troupeau de la rivière George) et la croissance ralentie des espèces arbustives dans la péninsule d'Ungava (troupeau de la rivière aux Feuilles). Moins nombreux, les bœufs musqués n'ont vraisemblablement pas influencé significativement le couvert végétal du Nunavik, sauf possiblement à une échelle locale. Parmi les autres herbivores colonisant la région, la bernache du Canada est celle atteignant les plus fortes densités. Contrairement à l'oie des neiges, la présence des bernaches du Canada n'est pas associée à une forte dégradation de la végétation dans son aire de nidification. Finalement, l'augmentation du couvert arbustif observée et celle prévue dans les prochaines décennies procureront des ressources alimentaires et un abri à diverses espèces animales qui pourraient voir leur aire de répartition se déplacer vers le nord, notamment le lièvre d'Amérique et le castor du Canada. Les préférences alimentaires de ces herbivores pourraient influencer la réponse des espèces arbustives aux changements climatiques, en donnant par exemple un désavantage relatif aux saules en comparaison aux bouleaux et aux aulnes qui sont moins consommés par les herbivores. Bien que des efforts de recherche sur le caribou migrateur et le bœuf musqué demeurent nécessaires, il est primordial d'étudier l'impact des autres herbivores afin de bien saisir l'influence qu'ils exercent et qu'ils exerceront au Nunavik. Connus pour consommer de grandes proportions de la biomasse arbustive dans l'ouest

**Tableau 5. Synthèse des principaux effets des herbivores sur les communautés végétales du Nunavik (Québec, Canada). Les mécanismes sous-tendant chacun des effets sont indiqués entre parenthèses et les effets les plus importants sur le plan de la taille ou de l'étendue dans la région à l'étude sont indiqués en gras.**

	Effets sur la communauté végétale					Autres effets
	Arbustes décidus	Arbustes sempervirents	Graminoïdes	Lichens	Diversité végétale	
Caribou	<b>Diminution du couvert et de la biomasse<sup>1</sup></b> (broutement)			<b>Diminution du couvert<sup>2</sup></b> (piétinement)	Augmentation <sup>3</sup> (diminution du couvert d'arbustes décidus)	
Bœuf musqué	Diminution du couvert et de la biomasse <sup>4</sup> (broutement)				Augmentation <sup>4</sup> (diminution du couvert d'arbustes décidus)	Redistribution des nutriments <sup>5</sup> (féces)
						Diminution de la productivité primaire <sup>6</sup>
Sauvagine			Diminution de la biomasse <sup>7</sup> (consommation)			
Lagopède	Diminution de la reproduction et changement d'architecture <sup>8</sup> (consommation des bourgeons)					
Orignal	Diminution du couvert et de la biomasse <sup>9</sup> (broutement)					
Petits mammifères		Diminution de l'abondance <sup>10</sup> (consommation)				
Castor	Mortalité des espèces ripariennes <sup>11</sup> (hausse du niveau d'eau)					

1. Crête et collab., 2001; Manseau et collab., 1996
2. Boudreau et Payette, 2004; Manseau et collab., 1996
3. Post, 2013; Zamin et Grogan, 2013
4. Post et Pedersen, 2008
5. Mosbacher et collab., 2016
6. Elliott et Henry, 2011
7. Cadieux et collab., 2005; Gauthier et collab., 1995; Handa et collab., 2002
8. Christie et collab., 2014
9. Taillon et collab., 2016
10. Dahlgren et collab., 2009; Hoset et collab., 2014; Olofsson et collab., 2009; 2014
11. Campbell et collab., 2013

du Canada, le lièvre d'Amérique pourrait être un acteur important de la dynamique de la strate arbustive au Nunavik, notamment à l'écotone forêt boréale-toundra.

## Remerciements

Les auteurs veulent remercier Hugues Dorion pour l'aide avec les cartes, Steeve D. Côté, Émilie Champagne et Marco Festa-Bianchet pour les commentaires constructifs sur le manuscrit, Jean-Sébastien Michaud et Andrew P. Coughlan pour la révision linguistique, ainsi que toute l'équipe éditoriale pour le soin et le professionnalisme avec lesquels elle a traité notre dossier. Le soutien financier pour l'analyse des données présentées dans le présent travail a été fourni par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (Gouvernement du Québec, projet Fondsvert-DCP-20171003). ◀

## Références

- ALEKSIUK, M., 1970. The seasonal food regime of arctic beavers. *Ecology*, 51: 264-270. <https://doi.org/10.2307/1933662>.
- ARTHUR, S.M. et P.A. DEL VECCHIO, 2017. Effects of grizzly bear predation on muskoxen in northeastern Alaska. *Ursus*, 28: 81-91. <https://doi.org/10.2192/URSUS-D-16-00023.1>.
- BAKER, B.W. et E.P. HILL, 2003. Beaver (*Castor canadensis*). Dans: FELDHAMER, A., B.C. THOMPSON et J.A. CHAPMAN (édit.). *Wild mammals of North America: Biology, management, and conservation*, 2<sup>nd</sup> edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA, p. 288-310.
- BÄR, A., R. PAPE, A. BRAUNING et J. LOFFLER, 2008. Growth-ring variations of dwarf shrubs reflect regional climate signals in alpine environments rather than topoclimatic differences. *Journal of Biogeography*, 35: 625-636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01804.x>.
- BERTEAUX, D., N. CASAJUS et P. ROPARS, 2018. Changements climatiques et toundra du Nunavik : exposition, sensibilité et vulnérabilité. Rapport final présenté au consortium Ouranos sur la climatologie régionale et l'adaptation aux changements climatiques. Université du Québec à Rimouski, 61 p. Disponible en ligne à : <https://www.ouranos.ca/publication-scientifique/RapportBerteaux2018.pdf>.
- BLANCHET, C. et L. ROCHETTE, 2008. Nutrition and food consumption among the Inuit of Nunavik. Nunavik Inuit Health Survey 2004, Qanuipitaa? How are we? Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) et Nunavik Regional Board of Health and Social Services (NRBHSS), Québec, 161 p. Disponible en ligne à : [https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/762\\_ESI\\_Nutrition\\_Report\\_MA.pdf](https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/762_ESI_Nutrition_Report_MA.pdf).
- BLONDEAU, M. et C. ROY, 2004. Atlas des plantes des villages du Nunavik. Éditions MultiMondes, Québec, 609 p.
- BOS, G.W., 1967. Range types and their utilization by muskox on Nunivak Island, Alaska: a reconnaissance study. Mémoire de maîtrise, Université de l'Alaska, États-Unis, 133 p.
- BOUDREAU, S. et S. PAYETTE, 2004. Growth performance of *Cladina stellaris* following caribou disturbance in subarctic Québec. *Ecoscience*, 11: 347-355.
- BOUDREAU, S., S. PAYETTE, C. MORNEAU et S. COUTURIER, 2003. Recent decline of the George River Caribou herd as revealed by tree-ring analysis. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 35: 187-195. <https://doi.org/10.1080/011956860.2004.11682842>.
- BRET-HARTE, M.S., G.R. SHAVER, J.P. ZOERNER, J.F. JOHNSTONE, J.L. WAGNER, A.S. CHAVEZ, R.F. GUNKELMAN, S.C. LIPPERT et J.A. LAUNDRE, 2001. Developmental plasticity allows *Betula nana* to dominate tundra subjected to an altered environment. *Ecology*, 82: 18-32. <https://doi.org/10.2307/2680083>.
- BRYANT, J.P. et P.J. KUROPAT, 1980. Selection of winter forage by sub-arctic browsing vertebrates: the role of plant chemistry. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 11: 261-285. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.11.110180.001401>.
- CADIEUX, M.C., G. GAUTHIER et R.J. HUGUES, 2005. Feeding ecology of Canada geese (*Branta canadensis* interior) in sub-arctic inland tundra during brood-rearing. *The Auk*, 122: 144-157. <https://doi.org/10.1093/auk/122.1.144>.
- 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. <https://doi.org/10.1111/gcb.12114>.
- CAMPEAU, A.B., G.J.M. RICKBEIL, N.C. COOPS et S.D. CÔTÉ, 2019. Long-term changes in the primary productivity of migratory caribou calving grounds and summer pasture: the mixed influences of climate change and caribou herbivory. *Polar Biology*, 42: 1005. <https://doi.org/10.1007/s00300-019-02492-6>.
- CHAMPAGNE, E., J.P. TREMBLAY et S.D. CÔTÉ, 2012. Tolerance of an expanding subarctic shrub, *Betula glandulosa*, to simulate caribou browsing. *PLoS ONE*, 7: e51940. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051940>.
- CHAPIN, F.S. III, S.M. BRET-HARTE et S.E. HOBBIÉ, 1996. Plant functional types as predictors of transient responses of Arctic vegetation to global change. *Journal of Vegetation Science*, 7: 347-358. <https://doi.org/10.2307/3236278>.
- CHRISTIE, K.S., R.W. RUESS, M.S. LINDBERG et C.P. MULDER, 2014. Herbivores influence the growth, reproduction, and morphology of a widespread Arctic willow. *PLoS ONE*, 9: e101716. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101716>.
- 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. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv137>.
- CÔTÉ, S. D., 1998. In vitro digestibilities of summer forages utilized by the Rivière George caribou herd. *Arctic*, 51: 48-54.
- COUTURIER, S., D. JEAN, R. OTTO et S. RIVARD, 2004. Demography of the migratory tundra caribou (*Rangifer tarandus*) of the Nord-du-Québec region and Labrador. Direction de l'aménagement de la faune du Nord-du-Québec et Direction de la recherche sur la faune, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, 68 p. ISBN: 2-550-43725-X.
- CRÊTE, M. et G.J. DOUCET, 1998. Persistent suppression in dwarf birch after release from heavy summer browsing by caribou. *Arctic and Alpine Research*, 30: 126-132. <https://doi.org/10.1080/00040851.1998.12002884>.
- CRÊTE, M. et J. HUOT, 1993. Regulation of a large herd of migratory caribou: summer nutrition affects calf growth and body reserves of dams. *Canadian Journal of Zoology*, 71: 2291-2296. <https://doi.org/10.1139/z93-321>.
- CRÊTE, M. et M. MANSEAU, 1996. Natural regulation of cervidae along a latitudinal gradient: change in trophic 1000 km dominance. *Evolutionary Ecology*, 10: 51-62. <https://doi.org/10.1007/BF01239346>.
- CRÊTE, M., J. HUOT et L. GAUTHIER, 1990. Food selection during early lactation by caribou calving on the tundra in Québec. *Arctic*, 43: 60-65.
- CRÊTE, M., S. COUTURIER, B.J. HEARN et T.E. CHUBBS, 1996. Relative contribution of decreased productivity and survival to recent changes in the demographic trend of the Rivière George Caribou Herd. *Rangifer*, 9: 27-36. <https://doi.org/10.7557/2.16.4.1217>.
- CRÊTE, M., J.P. OUELLET et L. LESAGE, 2001. Comparative effects on plants of caribou/reindeer, moose and white-tailed deer herbivory. *Arctic*, 54: 407-417.

- CUYLER, C., J. ROWELL, J. Adamczewski, M. ANDERSON, J. BLAKE, T. BRETTEN, V. BRODEUR, M. CAMPBELL, S.L. CHECKLEY, H.D. CLUFF, S.D. CÔTÉ, T. DAVISON, M. DUMOND, B. FORD, A. GRUZDEV, A. GUNN, P. JONES, S. KUTZ, L.M. LECLERC, C. MALLORY, F. MAVROT, J.B. MOSBACHER, I.M. OKHLOPKOV, P. REYNOLDS, N.M. SCHMIDT, T. SIPKO, M. SUITOR, M. TOMASELLI et B. YTREHUS, 2019. Muskox status, recent variation, and uncertain future. *Ambio*, <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01205-x>.
- DAHLGREN, J., L. OKSANEN, T. OKSANEN, J. OLOFSSON, P.A. HAMBÄCK et A. LINDGREN, 2009. Plant defences to no avail? Responses of plants of varying edibility to food web manipulations in a low Arctic scrubland. *Evolutionary Ecology Research*, 11: 1189-1203.
- ELLIOTT, T. et G. HENRY, 2011. Effects of simulated grazing in ungrazed wet sedge tundra in the High Arctic. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43: 198-206. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-43.2.198>.
- ELLISON, L.N., 1974. Population characteristics of Alaskan Spruce Grouse. *Journal of Wildlife Management*, 38: 383-395.
- ELMENDORF, S.C., G.H.R. HENRY, R.D. HOLLISTER, R.G. Bjork, A.D. BJORKMAN, T.V. CALLAGHAN, L.S. COLLIER, E.J. COOPER, J.H.C. CORNELISSEN, T.A. DAY, A.M. FOSAA, W.A. GOULD, J. GREARS-DOTTIR, J. HARTE, L. HERMANUTZ, D.S. HIK, A. HOFGAARD, F. JARRAD, I.S. JONSDOTTIR, F. KEUPER, K. KLANDERUD, J.A. KLEIN, S. KOH, G. KUDO, S.I. LANG, V. LOWEN, J.L. MAY, J. MERCADO, A. MICHELSEN, U. MOLAU, I.H. MYERS-SMITH, S.F. OBERBAUER, S. PIEPER, E. POST, C. RIXEN, C.H. ROBINSON, N.M. SCHMIDT, G.R. SHAVER, A. STENSTROM, A. TOLVANEN, O. TOTLAND, T. TROXLER, C.H. WAHREN, P.J. WEBBER, J.M. WELKER et P.A. WOOKEY, 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology Letters*, 15: 164-175. <https://doi.org/10.1111/ele.12218>.
- GAUTHIER, G., R.J. HUGHES, A. REED, J. BEAULIEU et L. ROCHEFORT, 1995. Effect of grazing by Greater Snow Geese on the production of graminoids at an arctic site (Bylot Island, NWT, Canada). *Journal of Ecology*, 83: 653-664. <https://doi.org/10.2307/2261633>.
- GILG, O., B. SITTNER et I. HANSKI, 2009. Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the High Arctic. *Global Change Biology*, 15: 2634-2652. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01927.x>.
- GRELLMANN, D., 2002. Plant responses to fertilization and exclusion of grazers on an Arctic tundra heath. *Oikos*, 98: 190-204. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980202.x>.
- HAARBERG, O. et F. ROSELL, 2006. Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. *Journal of Zoology*, 270: 201-208. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00142.x>.
- HADLEY, J.L. et W.K. SMITH, 1989. Wind erosion of leaf surface wax in alpine timberline conifers. *Arctic and Alpine Research*, 21: 392-398. <https://doi.org/10.1080/0040851.1989.12002752>.
- HANDA, I.T., R. HARMSSEN et R.L. JEFFERIES, 2002. Patterns of vegetation change and the recovery potential of degraded areas in a coastal marsh system of the Hudson Bay lowlands. *Journal of Ecology*, 90: 86-99. <https://doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00635.x>.
- HANSEN, A.H., S. JONASSON et A. MICHELSEN, 2006. Long-term experimental warming, shading, and nutrient addition affect the concentration of phenolic compounds in Arctic-alpine deciduous and evergreen dwarf shrubs. *Oecologia*, 147: 1-11. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0233-y>.
- HARVEY, W.F., J. RODRIGUE et S.D. EARSON, 2015. A breeding pair survey of Canada geese in northern Québec–2016. Maryland Department of Natural Resources, Maryland, Canadian Wildlife Service, Québec et U.S. Fish and Wildlife Service, 9 p.
- HESTER, A.J., M. BERGMAN, G. R. IASON et J. MOEN, 2006. Impacts of large herbivore on plant community structure and dynamics. Dans: DANELL, K., R. BERGSTRÖM, P. DUNCAN et J. PASTOR (édit.). *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 97-141.
- HOSSET, K.S., K. KYRO, T. OKSANEN, L. OKSANEN et J. OLOFSSON, 2014. Spatial variation in vegetation damage relative to primary productivity, small rodent abundance, and predation. *Ecography*, 37: 1-8. <https://doi.org/10.1111/ecog.00791>.
- IMS, R.A., J.A. HENDEN et S.T. KILLENGREEN, 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.010>.
- JEAN, D., S. RIVARD et M. BÉLANGER, 2006. Inventaire et structure de population du bœuf musqué (*Ovibos moschatus*) au sud-ouest de la baie d'Ungava (août 2003). *Le Naturaliste canadien*, 130 (2): 42-48.
- JEFFERIES, R.L., D.R. KLEIN et G.R. SHAVER, 1994. Vertebrate herbivores and northern plant communities: reciprocal influences and responses. *Oikos*, 71: 193-206. <https://doi.org/10.2307/3546267>.
- JENKINS, S.H. et P.E. BUSER, 1979. *Castor canadensis*. *Mammalian Species*, 120: 1-8.
- JU, J. 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. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.01.001>.
- KAUSRUD, K.L., A. MYSTERUD, H. STEEN, J.O. VIK, E. OSTBYE, B. CAZELLES, E. FRAMSTAD, A.M. EIKESET, I. MYSTERUD, T. SOLHOY et N.C. STENSETH, 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature*, 456: 93-97. <https://doi.org/10.1038/nature07442>.
- KLEIN, D.R., 1986. Latitudinal variation in foraging strategies. Dans: GUDMUNDSSON, O. (édit.). *Grazing research at northern latitudes*. Plenum Press, New York, p. 237-246.
- KLEIN, D.R. et C. BAY C, 1994. Resource partitioning by mammalian herbivores in the High Arctic. *Oecologia*, 97: 439-450.
- KREBS, C.J., 2011. Of lemmings and snowshoe hares: the ecology of northern Canada. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 278: 481-489. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1992>.
- LARTER, N.C. et J.A. NAGY, 1997. Peary caribou, muskoxen and Banks Island forage: assessing seasonal diet similarities. *Rangifer*, 17: 9-16. <https://doi.org/10.7557/2.17.1.378>.
- 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*. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 165 p. Disponible en ligne à : <https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/270201/32653.pdf>.
- LE CORRE, M.V., C. DUSSAULT et S.D. CÔTÉ, 2017. Weather conditions and variation in timing of spring and fall migrations of migratory caribou. *Journal of Mammalogy*, 98: 260-271. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw177>.
- LE HÉNAFF, D., 1976. Inventaire aérien des terrains de vèlage du caribou dans la région nord et au nord du territoire de la municipalité de la Baie James (mai-juin 1975). Rapport gouvernemental, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 28 p.
- LE HÉNAFF, D., 1986. Bœuf musqué, plan tactique. Rapport gouvernemental, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la Faune, Québec, 48 p.
- LE HÉNAFF, D. et M. CRÊTE, 1989. Introduction of muskoxen in northern Québec: the demographic explosion of a colonizing herbivore. *Canadian Journal of Zoology*, 67: 1102-1105.
- LEGAGNEUX, P., G. GAUTHIER, D. BERTEAUX, J. BÉTY, M.C. CADIEUX, F. BILODEAU, E. BOLDUC, L. MCKINNON, A. TARROUX, J.F. THERRIEN, L. MORISSETTE et C.J. Krebs, 2012. Disentangling trophic relationships in a High Arctic tundra ecosystem through food web modeling. *Ecology*, 93: 1707-1716. <https://doi.org/10.1890/11-1973.1>.
- MALECKI, R.E. et R.A. TROST, 1990. A breeding ground survey of Atlantic flyway Canada geese in northern Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 104: 575-578.
- MANSEAU, M., J. HUOT et M. CRÊTE, 1996. Effects of summer grazing by caribou on composition and productivity of vegetation: community and landscape level. *Journal of Ecology*, 84: 503-513. <https://doi.org/10.2307/2261473>.
- MARCHAND, P.J. et B.F. CHABOT, 1978. Winter water relations of tree-line plant species on Mt. Washington, New Hampshire. *Arctic and Alpine Research*, 10: 105-116. <https://doi.org/10.1080/0040851.1978.12003947>.

- MOSBACHER, J.B., D.K. KRISTENSEN, A. MICHELSEN, M. STELVIG et N.M. SCHMIDT, 2016. Quantifying muskox biomass and nitrogen removal and deposition in a high arctic tundra ecosystem. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 48 : 229-240. <https://doi.org/10.1657/AAAR0015-034>.
- MULDER, C.P.H., 1999. Vertebrate herbivores and plants in the Arctic and subarctic: effects on individuals, populations, communities and ecosystems. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 2 : 29-55. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00064>.
- 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. LÉVESQUE, 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. MÉNARD, S. VENN, S. GOETZ, L. ANDREU-HAYLES, S. ELMENDORF, H.E. EPSTEIN, J. WELKER, P. GROGAN et D. HIK, 2011. Shrub expansion in tundra ecosystems: dynamics, impacts and research priorities. *Environmental Research Letters*, 6 : 610-623. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/045509>.
- NAULT, R. et C. MATHIEU, 1989. Habitats du bœuf musqué au Nouveau-Québec: Anse du comptoir. Rapport gouvernemental, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 74 p. ISBN : 2-550-19593-0.
- OLOFSSON, J., L. OKSANEN, T.V. 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01935.x>.
- OLOFSSON, J., L. OKSANEN, T. OKSANEN, M. TUOMI, K.S. HOSET, R. VIRTANEN et K. KYRÖ, 2014. Long-term experiments reveal strong interactions between lemmings and plants in the Fennoscandian highland tundra. *Ecosystems*, 17 : 606-615. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9740-6>.
- PARKER, G.R., 1978. The diets of muskoxen and Peary caribou on some islands in the Canadian High Arctic. Occasional paper n° 35, Canadian Wildlife Service, Ottawa, 21 p. ISBN: 0-662-01462-6. Disponible en ligne : [http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2018/eccc/CW69-1-35-eng.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2018/eccc/CW69-1-35-eng.pdf).
- PARKER, H., A. HAUGEN, O. KRISTENSEN, E. MYRUM, R. KOLSING et F. ROSELL, 2001. Landscape use and economic value of Eurasian beaver (*Castor fiber*) on a large forest in Southeast Norway. *Proceedings of the 1st European-American Beaver Congress, Kazan*.
- PAYETTE, S., S. BOUDREAU, C. MORNEAU et N. PITRE, 2004. Long-term interactions between migratory caribou, wildfires and Nunavik hunters inferred from tree rings. *Ambio*, 33 : 482-486. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.8.482>.
- PLANTE, S., E. CHAMPAGNE, P. ROPARS, S. BOUDREAU, E. LÉVESQUE, B. TREMBLAY et J.P. TREMBLAY, 2014. Shrub cover in northern Nunavik: can herbivores limit shrub expansion? *Polar Biology*, 37 : 611-619. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1461-6>.
- POST, E., 2013. Erosion of community diversity and stability by herbivore removal under warming. *Proceedings of the Royal Society B—Biological Sciences*, 280 : 2012-2722. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2722>.
- POST, E. et C. PEDERSEN, 2008. Opposing plant community responses to warming with and without herbivores. *Proceeding of the National Academy of Sciences USA*, 105 : 12353-12358. <https://doi.org/10.1073/pnas.0802421105>.
- RAMMUL, U., T. OKSANEN, L. OKSANEN, J. LEHTELÄ, R. VIRTANEN, J. OLOFSSON, J. STRENGBOM, I. RAMMUL et L. ERICSON, 2007. Vole vegetation interactions in an experimental, enemy-free taiga floor system. *Oikos*, 116 : 1501-1514. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.14981.x>.
- RASIULIS, A., 2015. Survie et dynamique de population des caribous migrants du Québec-Labrador. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec, 81 p. Disponible en ligne à : <https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/26075/1/30774.pdf>.
- RAVOLAINEN, V.T., K.A. BRÄTHEN, N.G. YOCOZO, J.K. NGUYEN et R.A. IMS, 2014. Complementary impacts of small rodents and semi-domesticated ungulates limit tall shrub expansion in the tundra. *Journal of Applied Ecology*, 51 : 234-241. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12180>.
- ROBUS, M.A., 1984. Summer food habits of muskoxen in northeastern Alaska. *Proceeding of the First International Muskox Symposium*. Université de l'Alaska, rapport spécial n° 4, 81-85.
- ROPARS, P. et S. BOUDREAU, 2012. Shrub expansion at the forest tundra ecotone: spatial heterogeneity linked to local topography. *Environmental Research Letters*, 7 : 015501. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/015501>.
- SMITH, J.N.M., C.J. KREBS, A.R.E. SINCLAIR et R. BOONSTRA, 1988. Population biology of snowshoe hares II. Interactions with winter food plants. *Journal of Animal Ecology*, 57 : 269-286.
- TAILLON, J., V. BRODEUR et S. RIVARD, 2016. État de la situation biologique du caribou migrateur, troupeau de la rivière aux Feuilles. Rapport gouvernemental, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 75 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/faune/etat-situation-caribou-riviere-Feuilles.pdf>.
- 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. <https://doi.org/10.1111/gcb.14332>.
- TENER, J.S., 1965. Muskoxen in Canada: a biological and taxonomic review. Rapport gouvernemental, Department of Northern Affairs and National Resources, Canadian Wildlife Service, Ottawa, 166 p.
- TREMBLAY, B., 2017. La végétation dans un climat changeant: portrait et perspectives d'évolution. Dans : MAILHOT, A. et D. CHAUMONT (éd.). *Élaboration du portrait bioclimatique futur du Nunavik, Tome I. Rapport présenté au ministère de la Forêt, de la Faune et des Parcs*. Ouranos, p. 86-162.
- TREMBLAY, B., E. LÉVESQUE et S. BOUDREAU, 2012. Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: evidence from Eastern Nunavik. *Environmental Research Letters*, 7 : 035501. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/3/035501>.
- WILKINSON, P.F., C.C. SHANK et D.F. PENNER, 1976. Muskox-caribou summer range relations on Banks Island, NWT. *Journal of Wildlife Management*, 40 : 151-162. <https://doi.org/10.2307/3800170>.
- 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. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12082>.
- ZAMIN, T.J., M.S. BRET-HARTE et P. GROGAN, 2014. Evergreen shrubs dominate responses to experimental summer warming and fertilization in Canadian mesic low Arctic tundra. *Journal of Ecology*, 102 : 749-766. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12237>.

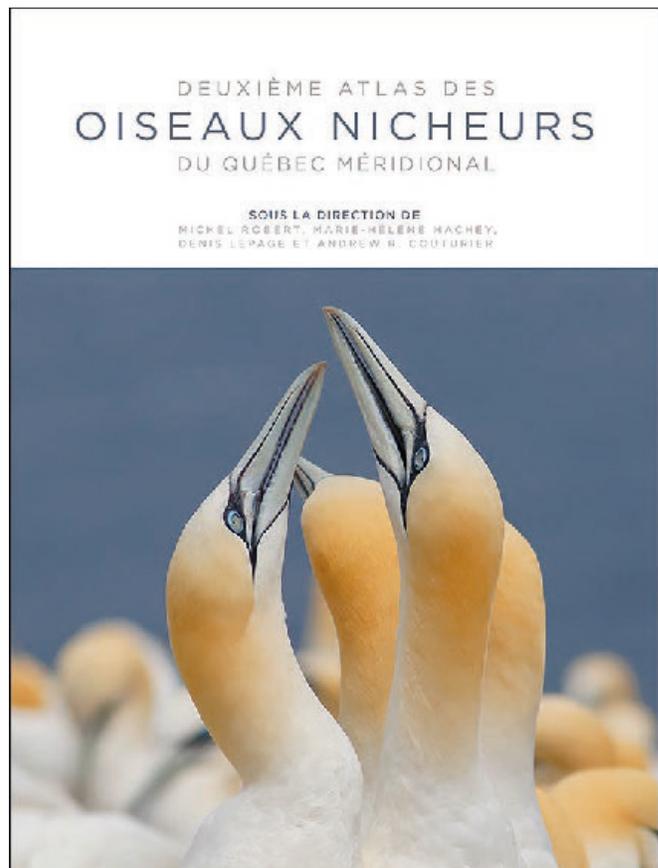
## Deuxième Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional

Le *Deuxième Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional* est le fruit des efforts conjoints de près de 2 000 ornithologues amateurs et spécialistes répartis aux quatre coins du Québec, jusqu'à une latitude de 50,5° N. Ensemble, ceux-ci ont consacré plus de 100 000 heures d'inventaires sur le terrain à l'étude d'une vingtaine d'indices de nidification. Il s'agit de la plus grande réalisation de mobilisation citoyenne au Québec sur le monde aviaire depuis la parution du premier atlas des oiseaux nicheurs du Québec, en 1995.

Ce livre est publié conjointement par le Regroupement QuébecOiseaux, le Service canadien de la faune (Environnement et Changement climatique Canada) et Études d'Oiseaux Canada. Il apporte des données indispensables, tant aux gestionnaires de la faune qu'aux tout nouveaux passionnés d'oiseaux, sur les dynamiques des populations de 253 espèces d'oiseaux nicheurs au Québec. Il permet de mesurer l'écart des changements survenus sur 25 ans dans l'habitat, et dresse un portrait des changements dans l'aire de nidification, les fréquences d'observations ainsi que les populations d'oiseaux nicheurs au Québec. Magnifiquement illustré, l'*Atlas* détaille de manière simple et précise les données recueillies grâce à des textes courts et clairs, juxtaposés à des graphiques et des cartes des plus à jour.

En lisant l'*Atlas*, le lecteur réalise vite la complexité de la réalisation d'un tel ouvrage. La première partie commence par une introduction, une présentation détaillée des méthodes et un sommaire des résultats. Ensuite, un chapitre présente, de façon très bien vulgarisée, les changements d'habitat et de répartition observés depuis la publication du premier *Atlas*. Le chapitre suivant décrit la phénologie de la nidification et pose un regard clair sur l'utilisation des indices de présence des oiseaux nicheurs. Ensuite, un chapitre sur la réalisation cartographique donne au lecteur une vue générale sur la présence de l'ensemble des espèces selon les régions du Québec. Finalement, une mise en contexte prépare le lecteur à bien assimiler le cœur de l'*Atlas*: des comptes rendus détaillés et une mine d'informations sur 251 espèces et 2 hybrides, qui constituent plus des trois quarts de l'ouvrage.

L'*Atlas* s'adresse tant aux ornithologues amateurs et débutants qu'aux chercheurs universitaires. Simple à comprendre et très complet, c'est un ouvrage incontournable pour celui qui veut en apprendre davantage sur le monde aviaire et les interactions entre les oiseaux, leurs habitats et les milieux écologiques. En tant qu'ornithologue amateur, j'ai moi-même beaucoup appris sur la répartition des diverses espèces que j'observe fréquemment lors de mes sorties ainsi que sur les activités de nidification que j'ai eu la chance de voir et d'étudier. En comparant les données à jour dans l'ouvrage avec celles du premier atlas, j'ai pu faire des liens avec certains changements que j'observe sur le terrain, ce que je n'hésite pas à expliquer aux étudiants avec qui je collabore et qui proviennent de plusieurs horizons (biologie, technique forestière, génie forestier, géographie ou géomatique). Par exemple, lors de nos travaux sur le terrain en forêt boréale, les données de l'*Atlas* m'ont aidé à expliquer la forte présence du pic à dos noir après un feu de forêt.



C'est un excellent ouvrage pour qui souhaite approfondir ses connaissances et comprendre l'écologie remarquable des oiseaux. Sans aucun doute, ce livre constitue la nouvelle « Bible » des ornithologues québécois.

Robert, M., M.-H. Hachey, D. Lepage et A.R. Couturier (directeurs de publication), 2019. *Deuxième Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional (version française)* / *Second Atlas of the breeding birds of Southern Québec (version anglaise)*. Regroupement QuébecOiseaux, Environnement et Changement climatique Canada, Études d'Oiseaux Canada, 720 p. Format papier : 89,95 \$. Format PDF : 64,95 \$.

Source: Hugo Tremblay

### Note de la rédaction :

Au moment d'aller sous presse, nous apprenions que pour cet ouvrage, Michel Robert, Marie-Hélène Hachey, Denis Lepage et Andrew Couturier ont reçu le titre de *Scientifiques de l'année 2019* décerné par Radio-Canada.

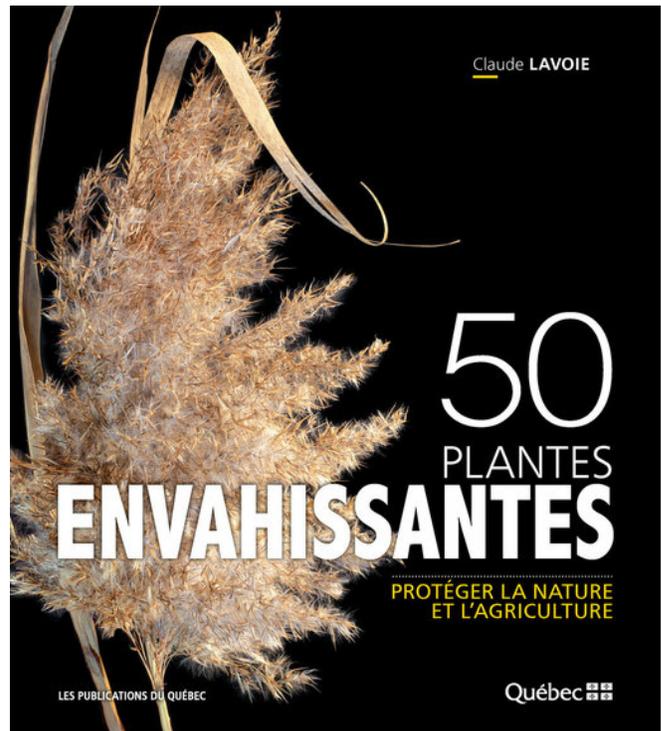
Toutes nos félicitations aux auteurs ainsi qu'aux 1800 ornithologues qui ont pris part à cette exceptionnelle réalisation de science citoyenne!

## 50 plantes envahissantes. Protéger la nature et l'agriculture

Qui ne s'est pas étonné de l'invasion rapide des corridors autoroutiers du sud du Québec par le roseau commun ou de l'omniprésence du gaillet mollugine dans les friches et les champs de l'est du Québec? Et qui n'a pas entendu parler de la berce du Caucase, devenue en quelques années seulement « l'ennemi public numéro un » dans plusieurs municipalités? Il se dit tant de choses, vraies ou fausses, sur les espèces exotiques envahissantes qu'il était devenu impérieux de synthétiser les données scientifiques publiées depuis des décennies afin d'en dégager un portrait plus juste et plus nuancé. L'ouvrage *50 plantes envahissantes. Protéger la nature et l'agriculture* de Claude Lavoie, biologiste et professeur à l'École supérieure d'aménagement du territoire et de développement régional de l'Université Laval, tombe à point nommé pour une pléthore d'utilisateurs. Il propose un tour d'horizon des espèces exotiques envahissantes du Québec, de l'Ontario et des Maritimes et s'attache à documenter leur biologie et leur impact sur l'agriculture, la biodiversité ou la santé humaine ou animale.

L'ouvrage est organisé en deux parties. La première traite des introductions et des invasions d'espèces végétales, et définit les notions de plante exotique, naturalisée, éphémère, envahissante ou nuisible. L'auteur y aborde les principales raisons pour lesquelles les plantes exotiques sont introduites (pour se nourrir, se soigner, se vêtir, pour leur beauté, par accident, etc.), leur provenance géographique et les étapes de leur naturalisation. Il discute ensuite des mécanismes par lesquels certaines plantes exotiques deviennent envahissantes et des phases de leurs invasions: introduction, latence, expansion, stabilisation, consolidation et déclin. L'auteur passe ensuite en revue l'impact des plantes envahissantes sur la biodiversité, les écosystèmes, l'agriculture et la santé, de même que les différentes stratégies d'intervention et les techniques de lutte à mettre en œuvre, en tenant compte du fait qu'il faille parfois leur concéder la victoire.

La seconde partie présente 50 espèces ou hybrides parmi les 87 plantes exotiques que l'auteur a identifiées comme étant les plus nuisibles (sur les 900 espèces exotiques recensées au Québec). Pour chacune sont donnés le nom français, le nom anglais et le nom scientifique, la famille botanique, une courte description, les espèces avec lesquelles il y a confusion possible, l'habitat, la région d'origine, la répartition actuelle dans l'est du Canada, l'historique d'introduction et les modes de reproduction et de dissémination. Viennent ensuite d'autres informations à propos de la biologie et des effets de l'espèce sur l'agriculture, la biodiversité et la santé. Des notes présentent aussi les particularités d'intérêt, les méthodes connues pour les éradiquer ou en contrôler l'expansion et enfin, les précautions qu'il convient de respecter. Un glossaire définissant 150 termes techniques utilisés, une bibliographie de près de 1850 références citées et un index complètent le tout.



Ce livre nous apprend, par exemple, que l'alliaire officinale qui s'établit dans les boisés feuillus, notamment les érablières et les chênaies, libère dans les sols des substances qui perturbent l'activité mycorhizienne de plusieurs champignons forestiers; que la lutte contre l'alpiste roseau est une entreprise hasardeuse et quasi désespérée, et qu'il vaut probablement mieux de tenter d'en tirer profit; et que les infestations d'amarante à racine rouge dans les cultures fourragères et maraîchères peuvent être contrôlées par sarclage ou pyrodés herbage ainsi que par l'application d'herbicides, mais qu'on note l'apparition de plants résistants à l'atrazine, au linuron et à l'imazéthapyr.

Cet ouvrage constitue une référence incontournable sur les plantes exotiques envahissantes pour les régions de l'est du Canada. Il est bien structuré, remarquablement documenté et de surcroît, agréable à lire et abondamment illustré de photographies, de graphiques et de cartes. Il occupera une place de choix dans la bibliothèque des botanistes, des agronomes, des aménagistes et des gestionnaires qui y trouveront matière à alimenter leurs réflexions et leurs échanges et à identifier les moyens de lutte les mieux adaptés.

Lavoie, Claude, 2019. *50 plantes envahissantes. Protéger la nature et l'agriculture*. Les Publications du Québec, 415 p. Disponible en format papier ou PDF. 29,95 \$.

Source : Norman Dignard

## Les sphaignes de l'Est du Canada

Les tourbières et autres milieux humides de l'Est du Canada abritent 60 espèces de sphaignes. Pour les non-initiés, l'identification de ces plantes est un exercice qui exige beaucoup de connaissances et énormément de patience. Les botanistes, écologistes, ingénieurs forestiers ou géographes qui sont appelés à identifier des sphaignes disposent maintenant d'un nouvel outil pour les aider à accoler un nom sur ces déroutantes espèces : l'ouvrage intitulé *Les sphaignes de l'Est du Canada*, que Gilles Ayotte et Line Rochefort, de l'Université Laval, viennent de faire paraître aux Éditions JFD.

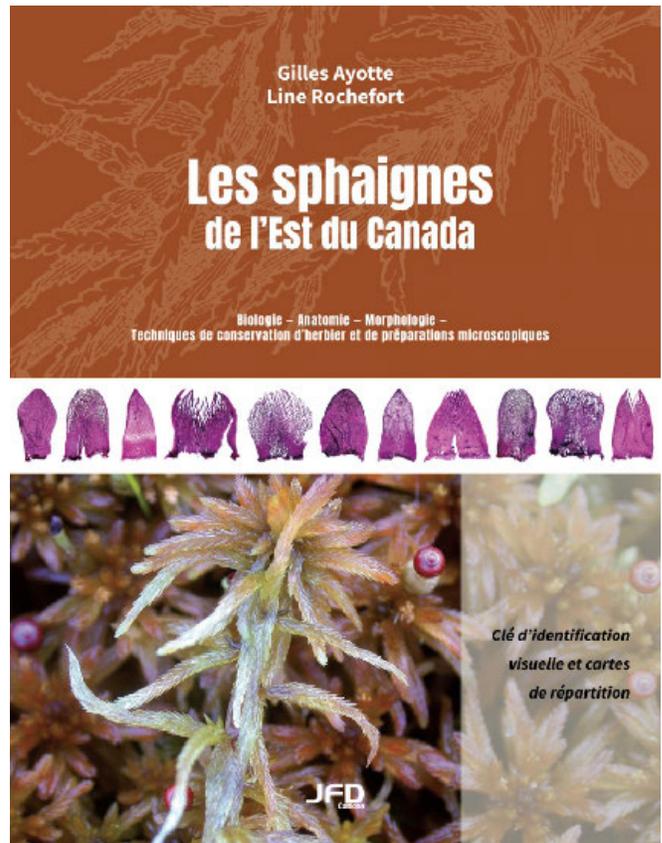
Les deux auteurs possèdent une expertise enviable dans le domaine des sphaignes. À titre de responsable de travaux pratiques et de recherche, Gilles Ayotte s'intéresse à ces plantes depuis le début des années 1980. Au fil des ans, il a constitué une banque de 10 000 images sur ce groupe végétal. Ses photos servent d'ailleurs à illustrer la clé d'identification visuelle qui est au cœur de l'ouvrage.

De son côté, Line Rochefort dirige depuis 1992 le Groupe de recherche en écologie des tourbières de l'Université Laval. En 2003, elle devient titulaire d'une chaire industrielle de recherche sur les tourbières qui se démarque par ses travaux sur la restauration de ces milieux après l'extraction de la tourbe.

L'ouvrage renferme une clé d'identification visuelle et des cartes de répartition des sphaignes de l'Est canadien. D'entrée de jeu, les auteurs précisent que leur livre n'est pas une flore et que les lecteurs devront se référer à d'autres ouvrages pour avoir une description botanique détaillée de chaque espèce. Par contre, ceux qui ont besoin d'un outil pour résoudre le casse-tête que constitue l'identification des sphaignes y trouveront leur compte.

Ayotte, Gilles et Line Rochefort, 2019. *Les sphaignes de l'Est du Canada*. Les Éditions JFD, 270 p. Disponible en format papier ou numérique. 69,95 \$.

Source : Jean Hamann



### Les lacs. Une brève introduction

Une goutte d'eau qui entre dans le lac Saint-Charles, un plan d'eau situé au nord de la ville de Québec, mettra de 30 à 100 jours pour en sortir. Dans le lac Titicaca, il lui faudra 1200 ans. Voilà le genre d'information intrigante qui foisonne dans l'ouvrage *Les lacs. Une brève introduction* qui est paru récemment aux Presses de l'Université Laval.

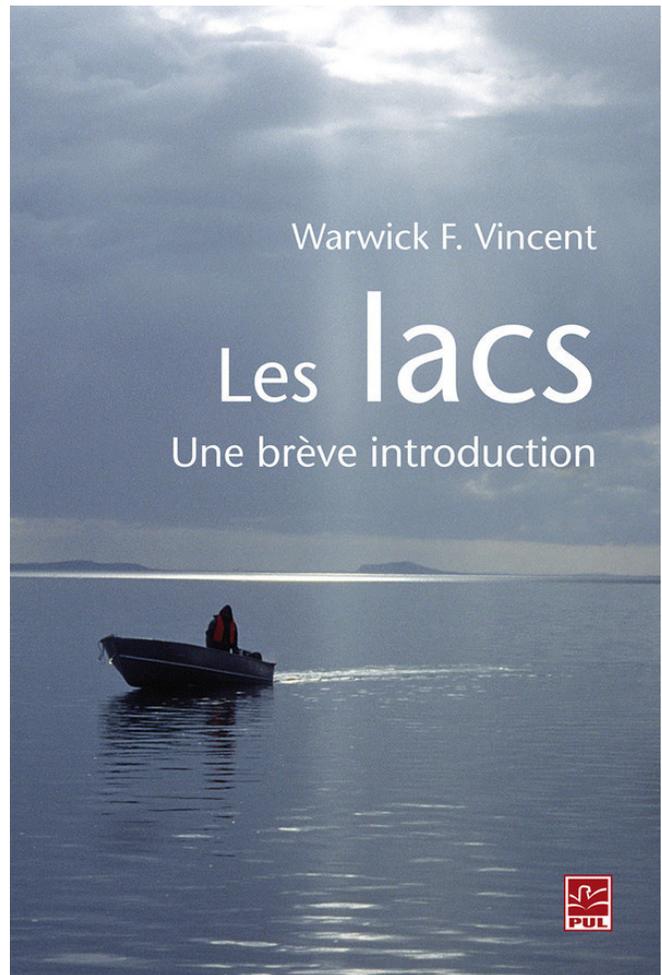
Son auteur, Warwick Vincent, enseigne la limnologie à l'Université Laval depuis près de trois décennies. Ses travaux de recherche l'ont conduit sur une multitude de lacs des deux hémisphères, de l'Arctique à l'Antarctique. Chemin faisant, il s'est intéressé à l'histoire de la limnologie et à celui qui est considéré comme le père de cette discipline, François-Alphonse Forel.

L'ouvrage présente de manière succincte l'essentiel des connaissances sur les composantes physiques, chimiques et biologiques des lacs. Il y est question de la naissance et de la mort des lacs, de ce qui détermine la couleur de leurs eaux, des sédiments lacustres comme archives biologiques et climatiques, des lacs des milieux extrêmes et des proliférations d'algues toxiques. Fidèle à la pensée de Forel, l'auteur aborde aussi les questions qui touchent la place de l'humain dans cet écosystème et les menaces que les activités humaines font peser sur l'avenir des lacs.

Écrit dans un langage accessible aux profanes, cet ouvrage rassemble l'essentiel de ce qu'il faut savoir pour apprécier la complexité des quelque 117 millions de lacs que compte notre planète.

Vincent, Warwick, 2019. *Les lacs. Une brève introduction*. Presses de l'Université Laval, 204 p. Disponible en format papier ou PDF. 24,95 \$.

Source : Jean Hamann



## Dragonfly nymphs of North America: An identification guide

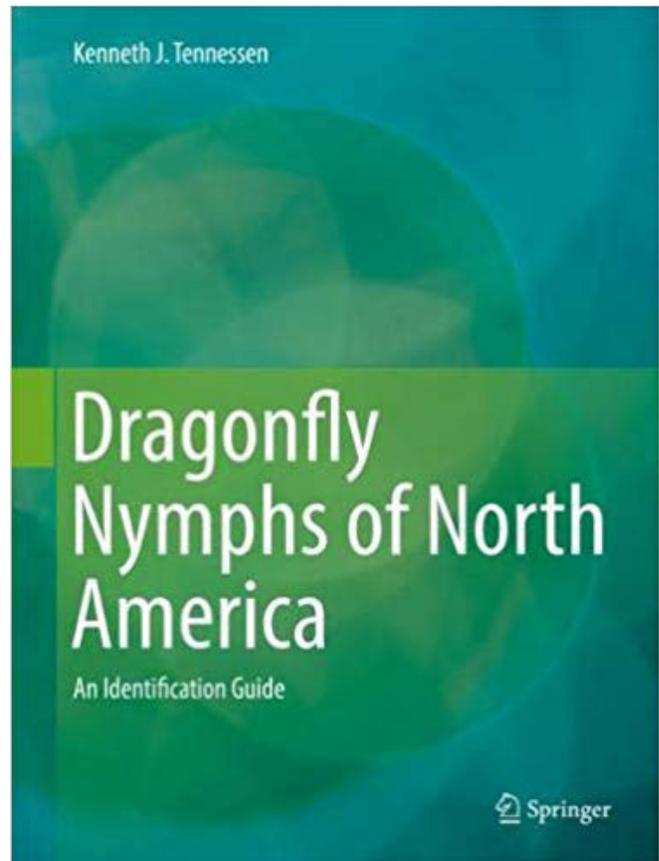
Ce livre fort attendu va ravir les odonatologistes ainsi que les naturalistes intéressés par la diversité et la conservation des organismes peuplant nos eaux douces. Ce manuel de référence sur la taxinomie des naïades d'anisoptères détermine des caractères distinctifs fiables, souvent nouveaux, tenant compte autant que possible des variations au sein des populations réparties à l'échelle de l'Amérique du Nord au nord du Mexique. Les nouvelles clés d'identification à la famille, au genre et à l'espèce, généreusement illustrées de 702 figures, encourageront les recherches écologiques et la surveillance environnementale.

Le livre de Kenneth J. Tennessen, fruit d'une trentaine d'années de recherches, parfait magistralement la caractérisation de 94 % des espèces nord-américaines connues au stade de naïade. L'ouvrage traite de 72 genres d'anisoptères totalisant 330 espèces, dont 12 % sont aussi présentes en Amérique Centrale et en Amérique du Sud. Toutes les 110 espèces inventoriées au Québec sont représentées.

Il s'agit d'un manuel très technique d'identification en laboratoire, de format lettre (8½ po × 11 po), et non d'un « guide » pratique pour l'identification sur le terrain. La morphologie externe d'une naïade est d'abord décrite et illustrée en détail, mettant l'accent sur la définition des termes utilisés dans les clés de détermination. Le nettoyage des spécimens et le recours à un stéréomicroscope au grandissement d'au moins 35× sont nécessaires pour bien apprécier les menus caractères esquissés et pour prendre des mesures biométriques.

L'auteur considère 12 caractères distinctifs pour la clé des familles, dont 6 à valeur phylogénétique. Pour chaque genre, il dresse un aperçu de la biologie du groupe, décrit la morphologie en détail et détermine les caractères propres servant à l'identification. Il illustre ensuite l'habitus par un dessin magnifique et présente une planche morphologique standard illustrant l'antenne, le prémentum, un palpe, les mandibules et les appendices anaux. Il valide les groupements taxinomiques fondés sur les adultes en lien avec les différences morphologiques observées chez la naïade. En plus de fournir une carte générique, il résume la répartition de chaque espèce et précise le nombre et la provenance des spécimens examinés et mesurés. La clé de détermination analytique et dichotomique des espèces comprend des caractères morphologiques illustrés par de grands dessins ainsi que des caractères biométriques souvent équivoques. Pour finir, il commente les difficultés encourues pour distinguer les espèces et les sous-espèces et relève les imprécisions et les incohérences véhiculées dans les publications antérieures. Des tableaux sur l'étendue des mesures et des proportions calculées pour chaque espèce ainsi qu'une abondante bibliographie complètent avantageusement le tout.

Quelques travaux québécois ont retenu l'attention de l'auteur. La description de la naïade de la cordulie de Robert (*Somatochlora brevicincta*) par Raymond Hutchinson et Benoît Ménard en 2000 – une espèce découverte en 1954 au lac Mistassini par le frère Adrien Robert – et celle de son microhabitat en Minganie par Christophe Buidin et Yann Rochepault en 2008 s'imposaient naturellement. L'étude de Robert Trottier (1971) sur le cycle biologique de l'anax précoce (*Anax junius*) et celle d'Éric Caron et Jean-Guy Pilon (1992) sur les stades de croissance de la cordulie de Shurtleff (*Cordulia shurtleffii*) sont aussi citées.



Un chapitre passe aussi en revue les méthodes de prélèvement, d'élevage et de préservation des spécimens de naïades et de leurs exuvies, en évoquant la confection québécoise du fameux filet-passoire de Benoît Ménard. L'auteur suggère des pistes de recherches pour améliorer les connaissances des naïades et pour la surveillance environnementale et la conservation des espèces. Naturaliste de terrain avant tout, il encourage la pêche, l'élevage et l'étude des naïades de libellules afin de mieux connaître leur cycle vital et leurs microhabitats.

L'ouvrage se termine par une histoire succincte de l'étude des naïades d'anisoptères en Amérique du Nord, depuis la première illustration du stade juvénile par John Bartram en 1749. Plusieurs figures dominantes sont évoquées, notamment Hermann August Hagen, Louis Cabot, James G. Needham et Minter J. Westfall.

Ce livre, relié et imprimé sur papier semi-glacé de grande qualité, trônera certainement sur la table de tout naturaliste passionné par l'étude des naïades de libellules.

Tennessen, Kenneth J., 2019. *Dragonfly nymphs of North America: An identification guide*. Première édition. Springer International Publishing, xiv + 620 p. Format papier : 279,99 \$ US (environ 367 \$ CA); format électronique : 219,99 \$ US (environ 288 \$ CA).

Source : Michel Savard, Initiative pour un atlas des libellules du Québec, Entomofaune du Québec (EQ) inc.

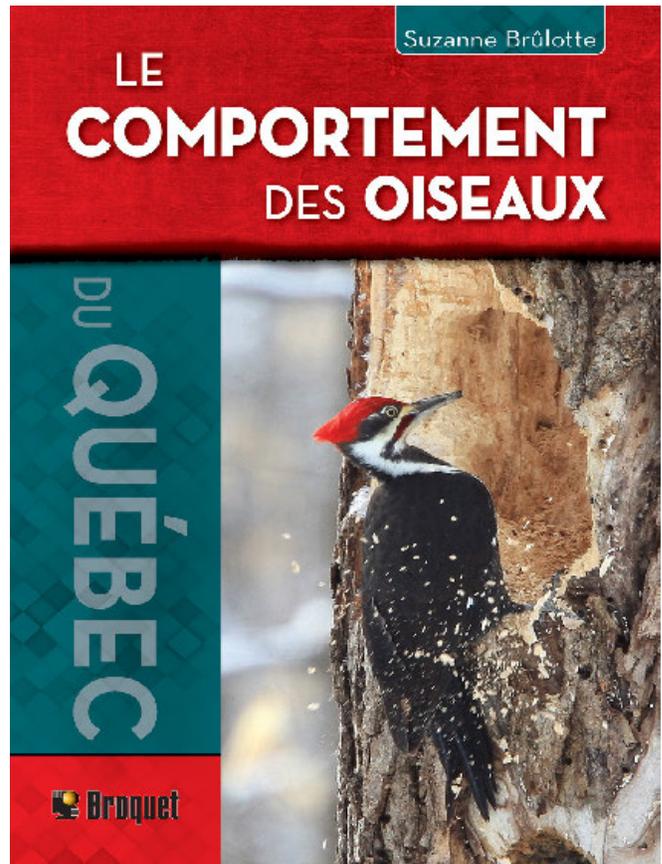
### Le comportement des oiseaux du Québec

Les Éditions Broquet proposent un 28<sup>e</sup> livre en ornithologie conçu par la photographe animalière Suzanne Brûlotte. Les amoureux des oiseaux auront plaisir à feuilleter ce livre de vulgarisation qui, comme le précise l'éditeur, propose « des textes simples et concis » ainsi que « des photos captivantes » réunis par l'autrice sur une période de 40 ans d'observation. Essentiellement, il s'agit d'une invitation toute personnelle de Suzanne Brûlotte à découvrir, par l'observation de belles photographies, l'univers des oiseaux ainsi que certains de leurs secrets. Dans ce livre, l'autrice part du principe que le plumage est un moyen d'expression des oiseaux tout autant que leurs vocalisations. C'est une approche intéressante qui explore d'autres aspects visuels des oiseaux que ceux strictement liés aux critères permettant leur identification.

À la manière d'un album réunissant les meilleures photos de famille, Suzanne Brûlotte propose un collage efficace de plus de 400 photographies réunies avec beaucoup de minutie autour de 8 thèmes comportementaux. On y aborde les activités de base des oiseaux, allant de la recherche de nourriture à la reproduction, en passant par l'entretien du plumage et le repos. Les photos s'accompagnent de courts commentaires qui invitent le lecteur à remarquer un détail en particulier lié à la morphologie ou à l'attitude d'une espèce et à comparer celle-ci avec d'autres. La photographie permet d'approfondir ces détails qui nous échappent bien souvent lors de l'observation d'un oiseau sur le terrain.

Brûlotte, Suzanne, 2019. *Le comportement des oiseaux du Québec*. Éditions Broquet, Saint-Constant, Québec, 136 p. 19,95\$.

Source: Bruno Drolet



# Une population de tortues serpentine (*Chelydra serpentina*) confrontée à des captures accidentelles lors d'opérations de contrôle de castors

Jean Lapointe, Marc J. Mazerolle, Michel Duranseau et Pierre Fournier

## Résumé

La tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) est une espèce préoccupante au Canada. Son déclin est appréhendé en raison des menaces actuelles, dont les principales seraient celles qui augmentent la mortalité des adultes. Nous avons étudié la population du lac Mud à Rouyn-Noranda. Six spécimens adultes, 2 mâles et 4 femelles, ont fait l'objet d'un suivi télémétrique en 2018. L'objectif était de connaître leurs déplacements et de déterminer les habitats sélectionnés pendant la période d'activité. La superficie des domaines vitaux avant la ponte (moyenne = 25,8 ha,  $n = 5$ ) était plus faible qu'après la ponte (moyenne = 204,7 ha,  $n = 5$ ). À l'échelle du domaine vital, les tortues ont sélectionné les ruisseaux et les marécages avant la période de ponte. Toutefois, aucune sélection d'habitats n'a été détectée après la période de ponte. Du 13 mai au début septembre 2018, la plupart (67 %) des spécimens étudiés franchissaient un passage aquatique où le castor était piégé à des fins de contrôle. Cet endroit isolait un secteur d'hibernation important des zones d'activités estivales. Afin de diminuer les risques de mortalité accidentelle, nous recommandons une méthode de contrôle des castors mieux adaptée aux déplacements des tortues serpentine.

**MOTS CLÉS :** déplacements, domaine vital, hibernacle, microhabitat, utilisation de l'habitat

## Abstract

The snapping turtle (*Chelydra serpentina*) is a species of special concern in Canada, where it continues to face a number of threats, the most important being those that increase adult mortality. In 2018, 2 adult males and 4 adult females from the Mud Lake population in Rouyn-Noranda (Quebec) were tracked using telemetry. The objectives of this study were to describe the movements of the individuals and to identify the habitats used. Results showed that the home range before egg laying (mean = 25.8 ha,  $n = 5$ ) was smaller than that used afterwards (mean = 204.7 ha,  $n = 5$ ). Before egg laying, the turtles preferentially selected creeks and swamps. However, after this period, no specific habitat selection was observed. Between mid-May and early September, most (67%) of the individuals studied crossed through a narrow creek where beavers are trapped for control purposes. This waterway separated an important hibernation area from the areas used during the summer. To reduce the risk of incidental take, we recommend the use of a beaver control method that is adapted to and does not interfere with the movement of snapping turtles.

**KEYWORDS:** habitat use, hibernacula, home range, microhabitat, movements

## Introduction

La tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) vit dans les milieux humides d'Amérique du Nord depuis presque 90 millions d'années (Steyermark et collab., 2008). Cette espèce possède des caractéristiques remarquables en matière d'âge correspondant à la maturité sexuelle et de survie annuelle (Steyermark et collab., 2008). La maturité sexuelle des juvéniles est différée chez les individus vivant aux plus grandes latitudes, longitudes et altitudes, et les adultes sont presque invulnérables à la prédation (Moll et Iverson, 2008; Steyermark et collab., 2008). De plus, ils ont la capacité de survivre et de se reproduire pendant des décennies après avoir atteint l'âge de se reproduire. Ces diverses caractéristiques permettent à l'espèce de subsister dans différents milieux humides de son aire de répartition. Cependant, tout comme chez d'autres espèces de tortues, les experts appréhendent un déclin des populations

(COSEPAC, 2008). Au Canada, la tortue serpentine est inscrite comme espèce préoccupante à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (L.C. 2002, ch. 29) depuis 2011 (Gouvernement du Canada, 2010).

Jean Lapointe (biologiste, M. Sc.) est responsable des espèces inexploitées au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue.

Marc J. Mazerolle (biologiste, Ph. D.) est professeur adjoint au Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval.

Michel Duranseau est enseignant. Pour son implication dans le domaine du piégeage, il a reçu le prix Pierre « Esprit » Radisson 2014.

Pierre Fournier est technicien de la faune au MFFP, Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue.

[jean.lapointe@mffp.gouv.qc.ca](mailto:jean.lapointe@mffp.gouv.qc.ca)

Les facteurs associés au déclin de l'espèce incluent l'augmentation prolongée des taux de mortalité juvénile et adulte (Congdon et collab., 1994; COSEPAC, 2008). Par exemple, la chasse a contribué au déclin de la tortue serpentine dans certaines régions situées au nord de son aire de répartition (van Dijk, 2012). Au Canada, la chasse a récemment été bannie pour protéger cette espèce (Gouvernement de l'Ontario, 2017; Government of Saskatchewan, 2014). Par ailleurs, le commerce de spécimens prélevés en nature a récemment pris beaucoup d'ampleur aux États-Unis, notamment pour répondre à la forte demande domestique de la Chine (Colteaux et Johnson, 2017; van Dijk, 2012). D'autres menaces de nature anthropique peuvent contribuer au déclin des populations de tortues serpentes, comme les collisions avec les véhicules sur les routes (Gibbs et Shriver, 2002), les prises accessoires reliées à la pêche et la persécution (COSEPAC, 2008).

Depuis quelques années, des captures accidentelles de tortues serpentes sont rapportées dans le cadre d'opérations de contrôle de castors réalisées dans un rayon de quelques dizaines de kilomètres autour de Rouyn-Noranda au Québec. Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) peut autoriser, selon les conditions qu'il détermine, le contrôle des animaux prédateurs en dehors du cadre légal et réglementaire applicable. Il doit s'assurer du respect de ces conditions, afin que ces opérations n'aient pas pour conséquence de nuire à la faune et ses habitats.

Ces prises accidentelles se manifestent alors que nous assistons, depuis plusieurs années, à une diminution de l'intérêt que les piégeurs portent au castor résultant de la faible valeur de sa fourrure (Fortin et collab., 2001). Actuellement, les castors sont très abondants en Abitibi-Témiscamingue et peuvent causer des dommages s'ils construisent leurs digues à proximité d'infrastructures anthropiques (routes, voies ferrées, bâtiments). Le contrôle des castors s'avère alors nécessaire.

En 2016, des travaux réalisés au lac Mud y ont confirmé la présence d'une population de tortues serpentes, c'est-à-dire d'individus occupant un plan d'eau à un moment précis et d'au moins une femelle utilisant un site de ponte (Galbraith, 2008). C'est à la suite de cette découverte que la Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue (DGFa-08) du MFFP s'est engagée à étudier la population de ce plan d'eau, et ce, en mettant l'accent sur le problème des captures accidentelles lors du contrôle des castors par le piégeage. L'absence de sélectivité des méthodes utilisées lors des opérations de contrôle du castor préoccupe la DGFa-08 et certains intervenants de l'Abitibi-Témiscamingue dans ce domaine. Cette préoccupation provient surtout du fait que les pièges sont installés dans les cours d'eau, aux endroits utilisés par beaucoup d'espèces aquatiques et semi-aquatiques lors de leurs déplacements. Ainsi, des loutres de rivière (*Lutra canadensis*), des visons d'Amérique (*Mustela vison*) et des rats musqués (*Ondatra zibethicus*), mais aussi des espèces de tortues comme la tortue serpentine, peuvent être capturés accidentellement. À Rouyn-Noranda, sur 9 cas portés à notre attention d'une tortue serpentine prise dans un piège à castor, au moins 3 spécimens (22 %) n'ont pas survécu

(BORAQ, 2020). Le tiers de ces prises ont été effectuées dans l'émissaire du lac Mud.

La population du lac Mud occupe la limite septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce, ce qui la rend d'autant plus sensible. À de telles latitudes, les menaces anthropiques sont réduites, mais les populations sont moins denses (Galbraith et collab., 1988). De plus, la maturité sexuelle des individus y est différée par rapport aux régions plus méridionales (Moll et Iverson, 2008). Finalement, le recrutement de nouveaux individus dans la population est plus faible, en raison du climat plus froid et de la saison de croissance plus courte (Bobyn et Brooks, 1994). Face à l'augmentation potentielle de l'abondance du castor et, par le fait même, des opérations de contrôle des spécimens causant des dommages, notre objectif principal était de déterminer l'utilisation de l'habitat par la tortue serpentine du lac Mud, pendant sa période d'activité. Ces informations permettront de recommander des mesures pour diminuer les risques de captures accidentelles et de prioriser la protection des habitats fragiles de la tortue serpentine.

## Description de l'aire d'étude et des méthodes

### Aire d'étude

L'aire d'étude, d'une superficie de 1350 ha, est située dans le bassin hydrographique de niveau 1 de la rivière des Outaouais, à la limite nord-ouest du sous-bassin de niveau 2 de la rivière Barrière (MDDELCC, 2017) (figure 1). Son centroïde (long.: 79,296274° O.; lat.: 48,192432° N.) se trouve à 21 km à l'ouest du centre-ville de Rouyn-Noranda, au Québec. L'aire d'étude est constituée de lacs, de marécages, de tourbières ouvertes (ombrotrophes et minérotrophes), d'étangs, de marais, de rivières et de ruisseaux (Bazoge et collab., 2015; CIC, 2009; Warner et Rubec, 1997) (tableau 1). Le reste du paysage est composé de milieux forestiers quelquefois perturbés par les opérations forestières, de dénudés secs, de sites affectés par l'industrie minière du passé et par d'autres milieux modifiés par l'homme, comme des secteurs de villégiature.

Le complexe des lacs Mud, King of the North et Fortune, qui est situé dans l'aire d'étude, est occupé par des villégiateurs riverains. Les castors sont responsables de la hausse du niveau des eaux de ce complexe lorsqu'ils endiguent un rétrécissement du ruisseau Mud, émissaire du lac du même nom. La digue de castors se trouve à quelques dizaines de mètres en amont d'un barrage aménagé par Canards Illimités Canada (CIC). La hausse du niveau des eaux porte préjudice à certains riverains en mettant en danger leurs infrastructures. La destruction de la digue et le contrôle des castors sont donc périodiquement nécessaires pour permettre le libre écoulement des eaux dans le ruisseau Mud et ramener le niveau d'eau à celui permis par le barrage de CIC.

La cartographie de l'aire d'étude a été réalisée en utilisant ArcGIS version 10 (Environmental Systems Research Institute, Redlands, Californie). Pour aider à la classification des milieux humides, nous avons eu recours aux orthophotographies en haute résolution de la ville de Rouyn-Noranda, aux fichiers numériques des 3<sup>e</sup> et 4<sup>e</sup> inventaires forestiers (MFFP, 2015; MRNF, 2009), à l'imagerie 3D et à des photographies prises lors de relevés de végétation.

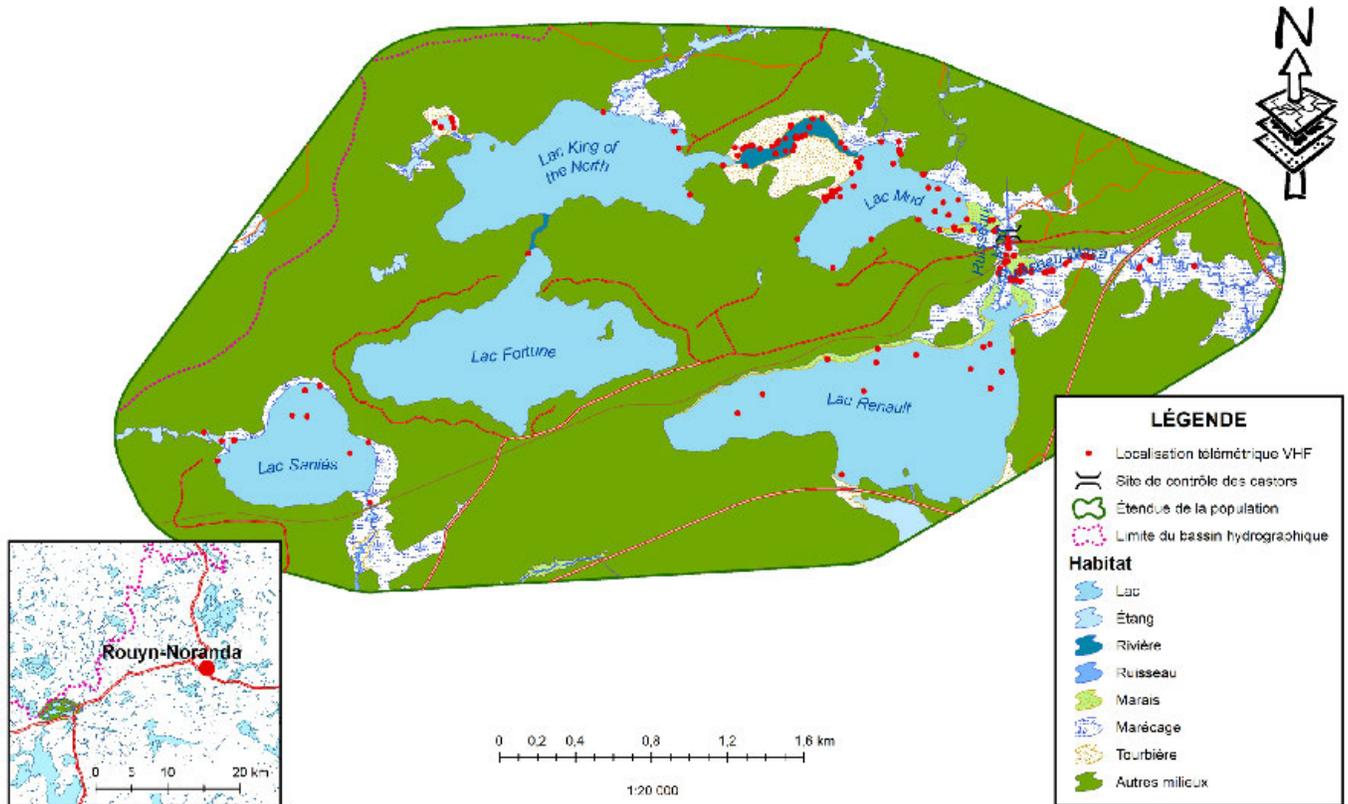


Figure 1. Carte de l'aire d'étude correspondant à l'étendue estimée de la population de tortues serpentes. La limite du bassin hydrographique de niveau 1 de la rivière des Outaouais, les localisations télémétriques VHF des tortues ainsi que l'emplacement du site où ont lieu les opérations de contrôle de castors y sont représentés.

Tableau 1. Description des catégories d'habitats considérées dans les analyses de sélection d'habitats d'une population de tortues serpentes dans la région de Rouyn-Noranda, Québec.

Catégorie	Description	Source	Superficie (ha)
Étang	Étendue d'eau d'une superficie < 8 ha. Cette catégorie comprend les étangs à castors.	CIC (2009)	13,5
Lac	Étendue d'eau d'une superficie ≥ 8 ha.	CIC (2009)	302,5
Marécage	Milieu humide dont la végétation arbustive ou arborescente occupe plus de 25 % de la superficie.	Bazoge et collab. (2015)	79,6
Marais	Milieu humide dont la végétation est dominée par les plantes graminoides, émergées ou latifoliées. Les arbres ou arbustes occupent 25 % ou moins de la superficie.	Bazoge et collab. (2015)	10,5
Rivière	Cours d'eau d'au moins 6 m de largeur et d'une superficie d'au moins 0,2 ha, incluant des zones d'eau profonde et peu profonde.	CIC (2009)	5,8
Ruisseau	Cours d'eau de moins de 0,2 ha de superficie, et dont le lit occupe une largeur d'environ 1 à 6 m. Petit cours d'eau représenté par un trait continu sur les cartes topographiques à l'échelle 1:20 000 du ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec.	CIC (2009)	4,6
Tourbière ouverte	Tourbière ombrotrophe (bog) : milieu humide dont la végétation est dominée par la sphaigne. Tourbière minérotrophe (fen) : milieu humide dont le tapis végétal est dominé par des espèces graminoides et des mousses brunes. Cette catégorie est surtout représentée par des tourbières ombrotrophes.	Bazoge et collab. (2015); Warner et Rubec (1997)	21,4
Autres milieux	Tout autre milieu n'appartenant pas aux autres catégories. En général, des milieux terrestres.		912,5
<b>Total</b>			<b>1350,4</b>

### Capture et manipulations

La campagne de capture a été réalisée du 29 mai au 14 juillet 2017. Les tortues serpentes ont été capturées à l'aide de 25 verveux sans filet-guide (Les Industries Fipic inc., Hope Town, Québec), appâtés avec une boîte de sardines dont le couvercle était entrouvert. Pour chacun des verveux, la boîte de sardines était remplacée approximativement toutes les 24 heures. Après la capture, les tortues ont été maintenues en contention dans un bac bien aéré, gardées à l'ombre et approvisionnées en eau.

Un numéro a été attribué à chacun des spécimens en limant les écailles marginales de la partie postérieure de la dossière. La dossière, le plastron, le poids, la distance entre le plastron et le cloaque (DPC), ainsi que le lobe postérieur du plastron (LLP) ont été mesurés. La longueur totale de la dossière (LTD) a été utilisée pour discriminer les adultes des immatures. Selon Mosimann et Bider (1960), les mâles et femelles deviendraient matures à une LTD d'environ 200 mm dans une population de l'extrémité sud du Québec. Plus au nord-ouest, la première ponte des femelles provenant d'une population du parc provincial Algonquin surviendrait lorsqu'elles ont une LTD de 249 à 258 mm (Galbraith et collab., 1989). Nous avons donc considéré adultes les individus ayant une LTD > 258 mm, puisqu'aucune donnée n'était disponible pour une région aussi nordique que notre aire d'étude et qu'il existe une corrélation positive entre la latitude et la longueur de la dossière à l'âge de la maturité sexuelle (Moll et Iverson, 2008). Le sexe a été déterminé selon le rapport DPC sur LLP. Les mâles présentent généralement un rapport DPC sur LLP > 1,2, alors que chez les femelles, ce rapport est généralement < 1,1 (Ernst et Lovich, 2009).

Une fois les mesures prises, une balise ATS W510 Wildlink GPS Logger (Advanced Telemetry Systems Inc., Isanti, Minnesota) a été installée sur la marge postérieure de la dossière, lorsque l'individu capturé était une femelle adulte. Ce type de balises permet d'emmagasiner des données de localisation, lorsque les tortues sortent de l'eau et se rendent sur les sites de ponte. Pour les mâles adultes, l'installation d'une balise Holohil AI-2F (Holohil Systems Ltd., Carp, Ontario) a été préférée, ceux-ci ne fréquentant pas les sites de ponte. Les balises ont été fixées à la dossière des spécimens à l'aide d'écrous, de boulons et de rondelles en acier inoxydable. Les manipulations étaient encadrées par le certificat de bons soins aux animaux no CPA-17-13 délivré par le Comité de protection des animaux du MFFP.

### Suivi télémétrique

Le suivi télémétrique de 2017 s'est échelonné du 2 juin, le lendemain des premières captures, au 3 novembre. En 2018, le suivi a commencé le 14 mai et a pris fin le 2 novembre. La technologie VHF a été utilisée pour localiser les 2 types de balises. En général, chacune des tortues a été localisée 2 fois par semaine, à l'aide d'une antenne Yagi à 3 éléments de marque Sirtrack (Sirtrack, Hawkes Bay, Nouvelle-Zélande) et d'un récepteur VHF ATS R1000. Une fois une tortue localisée,

un appareil de géolocalisation d'une précision de  $\pm 3-5$  m (Garmin GPSMAP 62s ou Inreach Explorer+; Garmin North America, Olathe, Kansas) a été utilisé pour enregistrer la position en degrés décimaux (NAD 83). Les dates de passage dans le ruisseau Mud, endroit où le contrôle des castors est le plus intensif, ainsi que celles d'arrivée et de départ des sites d'hibernation ont été déterminées de façon approximative, en raison de l'absence de suivi quotidien. Lorsqu'une date exacte était inconnue, la médiane entre la date la plus tardive et la date la plus hâtive a été utilisée comme date de passage. La même méthode a été utilisée pour déterminer les dates d'arrivée et de départ des sites d'hibernation. Par ailleurs, l'imprécision du système de positionnement global (GPS) utilisé a été considérée pour établir les dates d'arrivée et de départ pour ces derniers sites. Les géolocalisations enregistrées dans les balises des femelles ont été récupérées périodiquement pendant la période active, de façon à éviter une perte de données en cas de dysfonctionnement au cours de l'étude. Un suivi des températures de l'eau du ruisseau Wasa, utilisé lors de l'hibernation, a été effectué en y installant un enregistreur iButton FS1923-F5# (Maxim Integrated, San Jose, Californie).

### Analyses statistiques

Les données télémétriques recueillies en 2017 n'ont pas été utilisées dans les analyses statistiques. Les premières femelles fréquentant le lac Mud n'ont été capturées qu'en juillet 2017, la dernière ayant été capturée en octobre (prise opportuniste à l'extérieur de la campagne de capture). Par conséquent, nous n'avons qu'une image incomplète de la période d'activité en 2017. Ainsi, pour la délimitation des domaines vitaux et les analyses de sélection d'habitats, seules les localisations obtenues en 2018 à l'aide de la technologie VHF ont été utilisées. Les localisations de type GPS emmagasinées dans les balises télémétriques ont uniquement été utilisées pour repérer les sites de ponte et documenter le comportement des individus. Le regroupement des localisations obtenues avec les 2 types de technologies aurait apporté un biais dans les analyses. En effet, les GPS des balises ATS W510 sont uniquement fonctionnels lorsque leur antenne est hors de l'eau. Par conséquent, la répartition des localisations obtenues avec cette technologie était inévitablement différente de la répartition des localisations de type VHF (Land et collab., 2008). Les localisations enregistrées par les balises GPS étaient également non représentatives de la répartition réelle.

Les localisations télémétriques des spécimens ont été regroupées en 3 périodes distinctes : avant, pendant et après la ponte. La période avant la ponte a commencé à la date où toutes les tortues avaient quitté leur site d'hibernation et s'est terminée à la date précédant l'arrivée la plus hâtive d'une femelle à son site de ponte. La période de ponte a débuté à la date la plus hâtive d'arrivée d'une femelle à son site de ponte pour prendre fin à la date de ponte la plus tardive. La période après la ponte a commencé à la date suivant la fin de la période de ponte et s'est terminée à la date où toutes les tortues étaient arrivées à leur site d'hibernation. La période active est constituée par le regroupement de ces 3 périodes.

Les domaines vitaux en période de ponte n'ont pas été estimés, faute d'avoir suffisamment de localisations de type VHF. Pour la même raison, la période de ponte n'a pu être considérée dans les analyses de sélection d'habitats. Toutefois, les localisations en période de ponte ont été utilisées pour l'estimation des domaines vitaux et pour les analyses de sélection d'habitats qui concernent toute la période active.

### Domaines vitaux

La délimitation des domaines vitaux à partir des estimateurs par noyau fixe (KDE : *kernel density estimates*) donne des résultats très variables en fonction du facteur de lissage utilisé, bien que cette méthode soit plus pertinente d'un point de vue biologique (Row et Blouin-Demers, 2006). Pour contrer cette incohérence, nous avons utilisé la méthode suggérée par Row et Blouin-Demers (2006) pour les études de sélection d'habitats par l'herpétofaune. Dans un premier temps, nous avons calculé le domaine vital de chaque individu par période avec des polygones minimaux convexes (MCP) à 100 %. Ensuite, la superficie du domaine vital de chacun des individus par période a été recalculée avec des KDE à 95 %, en faisant varier le facteur de lissage. Pour chaque individu par période, un graphique présentant la relation entre le facteur de lissage et la superficie du domaine vital a été tracé. Le facteur de lissage retenu a été celui qui permettait d'obtenir une superficie du domaine vital identique avec les 2 méthodes d'estimation. Il s'agit d'une manière objective de déterminer le facteur de lissage (Row et Blouin-Demers, 2006).

Puisque la superficie d'un domaine vital estimée à partir de données télémétriques est influencée par le nombre de localisations (Girard et collab., 2002), nous avons utilisé des régressions linéaires pour estimer la relation entre ces 2 variables, avant la ponte, après la ponte et pendant toute la période active. Les superficies des domaines vitaux avant la ponte et après la ponte ont été comparées à l'aide d'un test *t* apparié, à un seuil de signification de 10 %. L'estimation des domaines vitaux a été réalisée dans l'environnement R (R Development Core Team, 2019) à l'aide de l'extension *rho* (Signer et Balkenhol, 2015).

### Sélection d'habitats

La sélection d'habitats a été analysée à 2 échelles (Johnson, 1980), soit celles du paysage (2<sup>e</sup> ordre) et du domaine vital (3<sup>e</sup> ordre). Les analyses ont été réalisées pour 3 périodes distinctes : avant la ponte, après la ponte et pendant toute la période active. L'étendue de la population (sélection de 1<sup>er</sup> ordre) a été définie comme le MCP à 100 % de l'ensemble des localisations télémétriques pour les individus regroupés, élargi d'une zone tampon de 470 m, de façon à englober tous les domaines vitaux (sélection de 2<sup>e</sup> ordre) estimés à l'aide des KDE à 95 % de ces individus (Edge et collab., 2010; Paterson et collab., 2012).

La méthode de Conner et Plowman (2001) basée sur les distances euclidiennes a été utilisée pour tester l'utilisation non aléatoire des habitats. À l'intérieur de la superficie correspondant à l'étendue de la population, une

grille de 1357 points espacés de 100 m a été créée. Ces points représentaient les localisations aléatoires. Dans les analyses de sélection de 2<sup>e</sup> ordre, la disponibilité des habitats a été mesurée par la distance moyenne entre les points aléatoires dans l'étendue de la population et le plus proche représentant de la catégorie d'habitat *j*, pour chaque catégorie d'habitats *j*. Pour un habitat *j* donné, la valeur de la distance moyenne ( $r_{ij}$ ) était donc la même pour tous les individus *i*. L'utilisation des habitats a été mesurée par la distance moyenne ( $u_{ij}$ ) entre les points aléatoires inclus dans le domaine vital de l'individu *i* et le plus proche représentant de la catégorie d'habitats *j*.

Dans les analyses de sélection de 3<sup>e</sup> ordre, la disponibilité des habitats a été mesurée par la distance moyenne ( $r_{ij}$ ) entre les points aléatoires inclus dans le domaine vital de l'individu *i* et le plus proche représentant de la catégorie d'habitat *j*. L'utilisation des habitats a été mesurée par la distance moyenne ( $u_{ij}$ ) entre les localisations télémétriques incluses dans le domaine vital de l'individu *i* et le plus proche représentant de la catégorie d'habitats *j*. Pour les 2 niveaux d'analyse, le rapport  $d_{ij} = u_{ij}/r_{ij}$  a été calculé pour chaque individu *i* et chaque catégorie d'habitats *j*. Si l'habitat est utilisé aléatoirement, l'espérance de ce rapport sera égale à 1 pour chacune des catégories d'habitats. Si une catégorie d'habitat est sélectionnée par un individu, la valeur du rapport sera < 1 et inversement, si elle est évitée, elle sera > 1.

Pour chaque niveau de sélection d'habitats et pour chacune des périodes retenues, un jeu de données différent a été créé et analysé. Chaque jeu de données contenait l'identifiant de l'individu, la catégorie d'habitats, le rapport *d* et la variable Contrôle dont la valeur était fixée à 1. L'hypothèse nulle, c'est-à-dire que l'habitat est utilisé aléatoirement, a été testée en utilisant une analyse de la variance multivariée (MANOVA). La variable explicative était la catégorie d'habitat, alors que les variables dépendantes étaient le rapport *d* et la variable Contrôle. Les individus ont été utilisés comme répétitions. Dans le cas d'une différence significative à un seuil de signification de 10 %, un test de Dunnett (Day et Quinn, 1989) a été utilisé pour identifier les habitats sélectionnés et ceux évités en comparant le rapport *d* à la valeur 1. La condition d'homoscédasticité de la variance a été vérifiée à l'aide d'un test de Levene (Brown et Forsythe, 1974). Le calcul des distances euclidiennes a été effectué avec l'outil Proche d'ArcGIS 10. Les comparaisons multiples relatives aux analyses de sélection d'habitats ont été effectuées dans l'environnement R avec l'extension *multcomp* (Hothorn et collab., 2008).

### Type de microhabitats utilisés

Après avoir enregistré une localisation de type VHF, le type de microhabitats était noté, selon les catégories suivantes : sous un surplomb de rive (SR), sous une structure flottante ou semi-flottante (SF), sous un amas de branches (AB), à l'intérieur d'une hutte de castors (HC), dans une cavité autre qu'une hutte de castors (AC), en eau libre (EL) ou dans un autre microhabitat (AU). Lors des relevés télémétriques, les notes sur le type de microhabitats étaient prises à des moments variés, de 8 h à 16 h (HNE). Nous avons comparé les distributions des fréquences

des types de microhabitats utilisés avant la ponte et après la ponte à l'aide d'un test G du rapport de vraisemblance. Nous n'avons pas inclus les données en période de ponte, puisque l'échantillon était trop petit, plusieurs cellules ayant une fréquence < 5 (Scherrer, 1984). Pour les 2 périodes retenues, les classes AC et AB ont été fusionnées à la classe HC, afin de réduire à 1 le nombre de cellules ayant une fréquence inférieure à 5. Lorsqu'une différence était déclarée significative après avoir testé l'homogénéité des distributions de fréquences des types de microhabitats utilisés, les proportions de chacune des catégories étaient comparées en utilisant un test de proportions binomiales (fonction *prop.test* de R) et en appliquant la correction de Bonferroni pour obtenir un seuil de signification global de 10%.

## Résultats

### Effort et succès de capture

La campagne de capture réalisée en 2017 a duré 32 nuits. Au total, 784 nuits-pièges ont été consacrées à la campagne de capture. Le succès de capture s'est établi à 6,4 captures par 1000 nuits-pièges. Trois femelles parmi 5 adultes ont été capturées lors de cette campagne, et une autre femelle adulte a été capturée à la main, de manière opportuniste, à l'automne de cette même année (tableau 2). Une balise télémétrique a été installée sur la dossière des 6 spécimens. Plusieurs des résultats présentés concernent seulement 2 mâles et 3 femelles, puisqu'une des femelles n'a utilisé l'aire d'étude qu'à partir de la fin de l'été jusqu'à la fin de l'hibernation, en 2018.

**Tableau 2. Tortues serpentes capturées dans la région de Rouyn-Noranda, Québec, au cours de la campagne du printemps et de l'automne 2017.**

Nom	Sexe	Longueur de la dossière (cm)	Modèle de balises
Bi	Mâle	35,6	Holohil AI-2F
Bénédictte	Femelle	28,5	ATS W510
Bertha	Femelle	33,7	ATS W510
Forrest	Mâle	35,0	Holohil AI-2F
Pénélope	Femelle	32,1	ATS W510
Zuma	Femelle	28,7	ATS W510

### Périodes d'activité

En 2018, la période active des tortues serpentes de notre échantillon a commencé le 13 mai et s'est terminée le 15 octobre. La date d'entrée et de sortie d'hibernation d'un des mâles adultes est toutefois inconnue. La période avant la ponte s'est échelonnée du 13 mai au 14 juin, la période de ponte, du 15 au 29 juin et la période après la ponte, du 30 juin au 15 octobre.

### Suivi télémétrique

En 2018, le suivi télémétrique a permis d'enregistrer un total de 527 localisations télémétriques en période active, 254 avec la technologie VHF et 273 avec la technologie GPS des

balises ATS W510 (tableau 3). En moyenne, 42 localisations de type VHF (étendue: de 36 à 49;  $n = 6$ ) et 68 localisations de type GPS ont été obtenues par individu (étendue: de 20 à 146;  $n = 4$ ).

**Tableau 3. Nombre de localisations télémétriques de tortues serpentes par type de technologie et par sous-période dans la région de Rouyn-Noranda, Québec, en 2018.**

Type	Période			Total
	Avant la ponte	Ponte	Après la ponte	
VHF	62	31	161	254
GPS	166	90	17	273

### Domaines vitaux

Il n'y avait pas de relation entre le nombre de localisations télémétriques de type VHF et la superficie du domaine vital avant la ponte ( $F_{(1,3)} = 0,645$ ,  $P = 0,481$ ), après la ponte ( $F_{(1,3)} = 0,973$ ,  $P = 0,397$ ) et pendant toute la période active ( $F_{(1,3)} = 4,126$ ,  $P = 0,135$ ). Selon ces résultats, le nombre de localisations par individu était suffisant pour que les domaines vitaux estimés soient représentatifs des vrais domaines vitaux. En période active, la superficie des domaines vitaux s'établissait en moyenne à 234,0 ha (étendue: de 48,5 à 485,6 ha, écart type =  $\pm 165,9$  ha,  $n = 5$ ). Avant la ponte, les domaines vitaux étaient significativement plus petits qu'après la période de ponte ( $P = 0,09$ ). Avant la ponte, ceux-ci avaient une superficie moyenne de 25,8 ha (étendue: de 19,3 à 34,9 ha, écart type =  $\pm 6,3$  ha,  $n = 5$ ), alors qu'après la ponte, ils atteignaient en moyenne 204,7 ha (étendue: de 47,0 à 480,7 ha, écart type =  $\pm 180,5$  ha,  $n = 5$ ).

### Sélection de l'habitat

#### Sélection à l'échelle du paysage (2<sup>e</sup> ordre)

L'analyse MANOVA suggère que la sélection du domaine vital à l'intérieur de l'étendue de la population pendant toute la période active n'était pas aléatoire ( $F_{(14,64)} = 2,961$ ,  $P = 0,002$ ). Les marécages ( $d = 0,467$ ,  $P < 0,001$ ), les lacs ( $d = 0,597$ ,  $P = 0,011$ ), les rivières ( $d = 0,658$ ,  $P = 0,040$ ) et les ruisseaux ( $d = 0,661$ ,  $P = 0,04$ ) étaient sélectionnés pour établir le domaine vital, alors que les milieux terrestres étaient évités ( $d = 1,595$ ,  $P < 0,001$ ) (figure 2a).

Avant la ponte, nos résultats suggèrent également une sélection non aléatoire du domaine vital ( $F_{(14,64)} = 3,657$ ,  $P < 0,001$ ). À cette période, les marécages ( $d = 0,251$ ,  $P = 0,002$ ), les ruisseaux ( $d = 0,459$ ,  $P = 0,031$ ) et les marais ( $d = 0,459$ ,  $P = 0,031$ ) étaient sélectionnés pour établir le domaine vital, alors que les milieux terrestres étaient évités ( $d = 1,870$ ,  $P < 0,001$ ) (figure 2b). Après la ponte ( $F_{(14,64)} = 3,208$ ,  $P < 0,001$ ), la sélection du domaine vital était en faveur des marécages ( $d = 0,466$ ,  $P = 0,006$ ), des lacs ( $d = 0,609$ ,  $P = 0,071$ ) et des marais ( $d = 0,631$ ,  $P = 0,099$ ), alors que les milieux terrestres étaient toujours évités ( $d = 1,772$ ,  $P = 0,011$ ) (figure 2c).

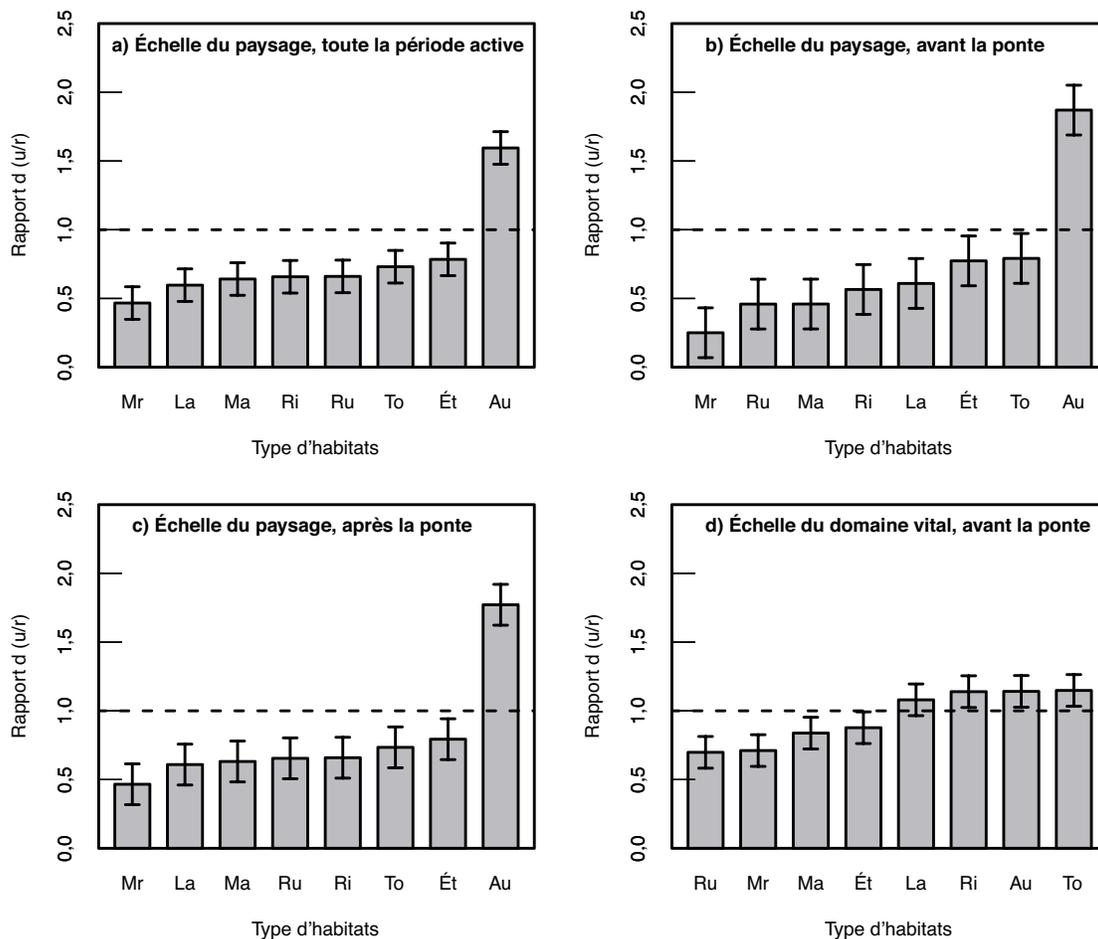


Figure 2. Sélection des habitats (rapport  $d$ ) à l'échelle du paysage: a) pendant toute la période active, b) pendant la période avant la ponte et c) pendant la période après la ponte; d) sélection des habitats à l'échelle du domaine vital pendant la période avant la ponte. Abréviations – Au: autre, Ét: étang, La: lac, Ma: marais, Mr: marécage, Ru: ruisseau, Ri: rivière, To: tourbière. La ligne discontinue représente la valeur 1, correspondant à une absence de sélection par les individus. Un rapport  $d < 1$  représente une sélection de la catégorie d'habitat, alors qu'une valeur  $> 1$  représente un évitement. Les barres d'erreur représentent l'erreur type autour de la moyenne ( $n = 5$ ).

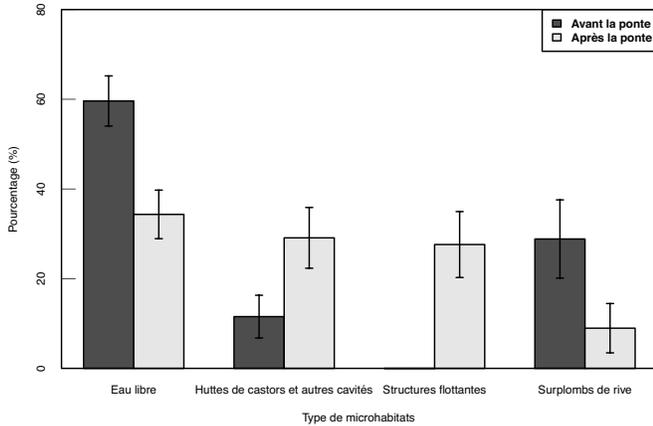
### Sélection à l'échelle du domaine vital (3<sup>e</sup> ordre)

Nous avons aussi testé la sélection des habitats à l'intérieur du domaine vital avec des MANOVA. Nos résultats suggèrent une utilisation non aléatoire des habitats à l'intérieur du domaine vital avant la ponte ( $F_{(14,64)} = 2,621, P = 0,005$ ), après la ponte ( $F_{(14,64)} = 2,788, P = 0,003$ ) et pendant toute la période active ( $F_{(7,32)} = 2,521, P = 0,006$ ). Avant la ponte, les tortues sélectionnaient les ruisseaux ( $d = 0,698, P = 0,073$ ) et les marécages ( $d = 0,711, P = 0,094$ ) (figure 2d). Les tortues évitaient les milieux terrestres après la ponte ( $d = 1,576, P = 0,005$ ) et pendant toute la période active ( $d = 1,638, P = 0,002$ ).

### Types de microhabitats utilisés

Parmi les 211 localisations pour lesquelles le type de microhabitats a pu être enregistré, 93 (45,0%) étaient en eau libre, c'est-à-dire éloignées de la berge, sans être sous un abri

apparent. Trente-huit (18,0%) étaient sous une structure flottante ou semi-flottante (végétation flottante, îlot de végétation), 45 (17,5%) dans une hutte de castors, 27 (12,8%) sous un surplomb de rive, 7 (3,3%) sous un amas de branches, 6 (2,8%) dans une autre cavité qu'une hutte de castors et 1 (0,5%) sous un quai. Les distributions des fréquences des types de microhabitats utilisés avant et après la ponte n'étaient pas homogènes ( $G = 44,187, dl = 3, P < 0,001$ ), ce qui indique que les tortues utilisaient des types de microhabitats différents au cours de ces 2 périodes. Les tortues étudiées ont été localisées moins souvent sous les structures flottantes et semi-flottantes ( $P < 0,001$ ), ainsi que dans les microhabitats de la catégorie HC ( $P < 0,001$ ), avant la période de ponte (figure 3). La catégorie HC ( $n = 45$ ) incluait surtout des huttes de castors ( $n = 33$ ), mais également des amas de branches ( $n = 7$ ) et des cavités dans la berge ( $n = 5$ ).

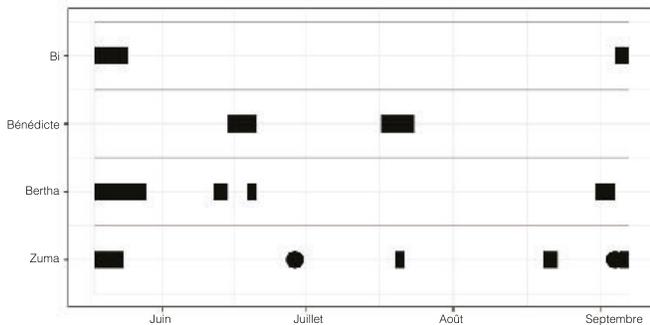


**Figure 3. Types de microhabitats associés à l'emplacement des spécimens lors de la géolocalisation, selon la période. Les barres d'erreur représentent l'erreur type estimée à partir de la variance d'une variable binomiale.**

### Observations comportementales

Plusieurs déplacements saisonniers ont été observés au cours de la période active (figure 4). En 2018, ces migrations ont amené la plupart des tortues de notre étude à emprunter le tronçon du ruisseau Mud où des opérations de contrôle de castors se déroulent. En 2018, 3 des 4 femelles suivies ont traversé ce lieu de 2 à 6 fois, pendant la période active. L'un des mâles a traversé cet endroit 2 fois. Les 2 autres spécimens n'ont pas emprunté le ruisseau Mud.

Avant et pendant la période de ponte, les balises télémétriques ont fourni 163 localisations de type GPS que nous jugeons être surtout associées à un comportement de thermorégulation hors de l'eau ou en partie hors de l'eau. Ces localisations provenaient pour la plupart de la période avant la ponte (76,7%), au début juin 2018. De plus, la plupart de ces localisations ont été enregistrées dans les tourbières (86,5%), les marécages (6,1%) et les étangs (3,7%). Un mâle et 2 femelles marqués ont également été vus alors qu'ils thermorégulaient, en mai et en juin 2018.



**Figure 4. Calendrier des passages des tortues serpentines munies d'une balise télémétrique dans le tronçon du ruisseau Mud (Rouyn-Noranda, Québec) au cours de la saison active de 2018 pendant laquelle des opérations de contrôle de castors ont eu lieu. Les cercles représentent une date réelle, alors que les rectangles délimitent un intervalle de dates possibles.**

### Habitats sensibles

#### Sites de ponte

Un nouveau site de ponte a été découvert dans le cadre de cette étude. Une femelle de notre échantillon a pondu ses œufs le 17 juin 2018 en fin de journée, mais le résultat de la nidification n'est pas connu. Des résidus de coquilles ouvertes ont été trouvés en creusant. Toutefois, il a été impossible de déterminer si les coquilles provenaient de la ponte de 2018. Des résidus de coquilles ont été également découverts au début de l'été, indiquant que le site avait été utilisé antérieurement. Le nid avait été creusé dans le gravier, sur l'accotement d'une route provinciale, du côté sud.

Un deuxième nid a été trouvé à un site de ponte déjà connu (Lapointe, 2018). Le nid était situé en bordure d'une grande cour de gravier, sur un terrain privé. Le 29 juin 2018, une femelle qui n'était pas munie d'un émetteur y a pondu ses œufs. Le 9 octobre 2018, nous sommes allés vérifier le dénouement de la nidification, et 30 nouveau-nés léthargiques ont été découverts dans le nid. Les nouveau-nés peuvent passer l'hiver au nid, mais leur survie serait généralement plus faible que s'ils émergeaient à l'automne (Obbard et Brooks, 1981a; Sims et collab., 2001). Les jeunes tortues ont été transférées au Centre Éco-nature de Laval pour réhabilitation. Le 19 juin 2019, 18 des 21 tortues juvéniles toujours vivantes ont été relâchées dans leur milieu de provenance. Les 3 autres, malades, n'ont pu être relâchées.

#### Sites d'hibernation

En 2017 et 2018, 5 des 6 tortues suivies ont hiberné dans un grand secteur où les ruisseaux Mud et Wasa se rencontrent, en aval du lac Mud. Ces ruisseaux s'intègrent dans une matrice de marécages, de marais et d'étangs. Au cours des 2 années où des données sur l'hibernation sont disponibles, ces 5 spécimens ont hiberné soit en ruisseau ( $n = 6$ ), en étang ( $n = 1$ ) ou en marécage ( $n = 3$ ). L'autre individu a hiberné en tourbière en 2017 et en rivière en 2018, entre les lacs Mud et King of the North. Une seule tortue a hiberné au même site en 2017 et en 2018. La distance moyenne entre les sites d'hibernation d'un même individu s'établissait à 162,3 m (étendue : de 2,2 à 358,8 m, écart type de  $\pm 158,6$  m,  $n = 6$ ).

### Discussion

#### Succès de capture

Le succès de notre campagne de capture était très faible, s'établissant à seulement 6,4 captures par 1000 nuits-pièges. En guise de comparaison, nous avons obtenu un succès de capture de 177,1 tortues serpentines par 1000 nuits-pièges au lac Laperrière (Témiscamingue), en utilisant la même méthode de capture (données de 2017 non publiées). Paisley et collab. (2009) rapportent des succès de 201,2 captures par 1000 nuits-pièges au Wisconsin et de 226,2 captures par 1000 nuits-pièges au Minnesota.

À notre avis, le faible succès enregistré dans l'aire d'étude n'est pas seulement dû à la faible densité de la population de tortues serpentines, mais aussi au choix de la période de capture. En 2017, la campagne de capture a commencé le 29 mai

et a dû être prolongée jusqu'au 14 juillet, faute d'un nombre suffisant de captures. Les femelles sont généralement peu actives avant la ponte (Brown et Brooks, 1993). À cette période, elles se maintiennent dans des endroits peu profonds pour assurer leur thermorégulation. L'installation de verveux aurait été impossible à ces endroits. Il aurait été préférable d'amorcer la campagne de capture en juillet, de façon à avoir un meilleur succès (Brown et Brooks, 1993).

### **Périodes d'activité**

En 2018, notre suivi télémétrique a commencé le 14 mai, alors que toutes les tortues avaient déjà quitté leur site d'hibernation. Toutefois, dans certains cas, les tortues ne s'étaient pas beaucoup éloignées. Nous avons dû utiliser les données emmagasinées dans l'enregistreur iButton du ruisseau Wasa pour estimer la date de sortie des sites d'hibernation. Dans le parc Algonquin en Ontario, les tortues serpentes commencent à être actives lorsque l'eau atteint 7,5°C, soit vers le début mai (Obbard et Brooks, 1981 b). Ainsi, la première journée où l'eau du ruisseau Wasa avait atteint une température moyenne d'au moins 7,5°C était le 13 mai 2018 (9,1°C). Nous avons donc retenu cette date pour le début de la période active.

Le faible nombre de femelles capturées a fourni peu de localisations permettant de déterminer la période de ponte. Selon les déplacements et les comportements observés en 2018, nous estimons que cette période s'échelonnait du 15 au 29 juin. Au Canada, la période de ponte de cette espèce commence généralement dans les 2 premières semaines de juin, mais peut également débuter plus tard. Elle dure de 2 à 3 semaines (Brown et Brooks, 1993; Robinson et Bider, 1988).

En 2018, toutes les tortues de notre étude avaient atteint leur site d'hibernation le 15 octobre. Dans le parc provincial Algonquin en Ontario, les tortues serpentes entrent en hibernation à la fin octobre (Ernst et Lovich, 2009). En comparaison, la période active serait plus courte d'environ 1 mois dans notre aire d'étude.

### **Domaines vitaux**

La superficie moyenne de 234,0 ha des domaines vitaux des tortues que nous avons suivies pendant la période active était très élevée en comparaison avec ce qui est rapporté dans la littérature scientifique. Une étude réalisée dans le parc Algonquin sur 6 mâles et 3 femelles mentionne des superficies variant de 0,95 à 8,38 ha (Obbard et Brooks, 1981 b). Dans un milieu humide côtier du lac Ontario, Pettit et collab. (1995) ont estimé la superficie moyenne des domaines vitaux de 15 femelles à 8,6 et 9,7 ha, alors que celle des mâles était estimée à 2,2 et 3,4 ha, en 1990 et 1991. En Pennsylvanie, 9 adultes avaient en moyenne un domaine vital d'une superficie de 1,8 ha (Ernst, 1968).

La taille estimée des domaines vitaux était plus petite avant la ponte (moyenne = 25,7 ha) qu'après celle-ci (moyenne = 204,7 ha). Paterson et collab. (2012) ont observé le même phénomène dans le parc provincial Algonquin, sauf que la superficie moyenne des domaines vitaux (< 15 ha avant la ponte et < 32 ha après la ponte) était beaucoup plus faible.

Nos observations confirment que les femelles sont plutôt inactives et stationnaires en mai (Brown et Brooks, 1993), de même qu'au début de juin. L'agrandissement de la superficie du domaine vital après la ponte pourrait être dû à une hausse de l'activité d'alimentation pendant les mois plus chauds (Brown et Brooks, 1993). La grande superficie des domaines vitaux estimés au cours de notre étude pourrait être causée par la plus faible productivité des habitats des régions nordiques, qui oblige les individus à couvrir une plus grande superficie pour satisfaire leurs besoins énergétiques (Brown et collab., 1994; Paterson et collab., 2012).

### **Sélection d'habitats**

La tortue serpentine est considérée comme généraliste (Bodie et collab., 2000; Paterson et collab., 2012) et utilise une niche étendue en matière d'habitats (Anthonysamy et collab., 2014). Dans le nord-est de l'Illinois, les résultats d'Anthonysamy et collab. (2014) suggèrent que cette espèce préfère les étangs, mais utilise fréquemment les marais de quenouilles et les cours d'eau. En Ontario, les travaux de Paterson et collab. (2012) suggèrent que les tortues serpentes sélectionnent les marais, les sites de ponte et les marécages, suivis des étangs, des lacs et des tourbières minérotrophes (fens).

### **Sélection à l'échelle du paysage (2<sup>e</sup> ordre)**

En période active, les individus suivis par télémétrie ont sélectionné des domaines vitaux qui contenaient une plus grande proportion de marécages, de lacs, de rivières, de ruisseaux et de marais que leur représentation à l'échelle de l'étendue de la population. Avant la ponte, les marécages, les ruisseaux et les marais étaient sélectionnés pour l'établissement du domaine vital, alors qu'après la ponte, le domaine vital était plutôt constitué de marécages, de lacs et de ruisseaux. La sélection de plusieurs types d'habitats à l'échelle du paysage est cohérente avec le caractère généraliste de l'espèce (Anthonysamy et collab., 2014; Bodie et collab., 2000; Paterson et collab., 2012).

### **Sélection à l'échelle du domaine vital (3<sup>e</sup> ordre)**

Nos analyses suggèrent que les tortues serpentes sélectionnaient les ruisseaux et les marécages à l'intérieur du domaine vital avant la période de ponte. Cette préférence s'explique directement par le fait que la plupart des tortues suivies hibernaient dans ces habitats et en émergeaient au printemps. De plus, nos données de géolocalisation et autres observations sur le terrain montrent que des spécimens se trouvaient sous seulement quelques centimètres d'eau dans les marécages, en mai et juin. Le même comportement a été remarqué dans les tourbières, mais à partir des localisations de type GPS qui n'ont pas été considérées dans les analyses de sélection d'habitats. De toute évidence, les tortues se réchauffaient en eau peu profonde ou en dehors de l'eau.

Après la ponte et pendant toute la période active, aucune sélection des habitats à l'intérieur des domaines vitaux n'a été détectée, mais les milieux terrestres ont été

manifestement évités. Paterson et collab. (2012) mentionnent qu'une population de tortues serpentine du parc provincial Algonquin était composée d'individus généralistes et d'individus hautement spécialisés. Nos analyses à l'échelle du domaine vital pourraient avoir échoué à mettre en évidence les habitats sélectionnés, en raison de préférences d'habitats différentes selon les individus.

### **Types de microhabitats utilisés**

Aucune analyse de sélection des microhabitats en considérant leur disponibilité n'a été effectuée. Cependant, nous avons comparé les fréquences d'utilisation des microhabitats entre les périodes avant et après la ponte. Avant la ponte, les tortues suivies étaient moins souvent présentes sous les structures flottantes ou semi-flottantes, dans les huttes de castors, dans les autres cavités et sous les amas de branches. Ces résultats reflètent probablement des comportements différents pendant les 2 périodes. Avant la ponte, les tortues retireraient un avantage à demeurer immobiles en eau libre plutôt que se cacher, en raison de la nécessité d'accumuler la chaleur pour augmenter leur métabolisme afin de mieux assimiler la nourriture et, dans le cas des femelles, favoriser le développement des œufs (Obbard et Brooks, 1987; Spotila et Bell, 2008).

### **Observations comportementales**

Entre le moment où les tortues quittent leur site d'hibernation en mai et leur retour en septembre, il peut y avoir plusieurs déplacements qui obligent celles-ci à emprunter le ruisseau Mud et à franchir le principal secteur susceptible d'occasionner des blessures ou des mortalités accidentelles. Avant la ponte, les tortues de notre échantillon étaient peu mobiles, prenant des bains de soleil dans des endroits peu profonds des tourbières, des marécages et des étangs, ou à l'extérieur de l'eau (figure 5). Les femelles adultes sont devenues plus actives vers la mi-juin en amorçant leurs déplacements vers les sites de ponte. En juillet et août, bien que les individus des deux sexes soient demeurés actifs, peu de passages ont été enregistrés dans le ruisseau Mud. Avant la ponte, le comportement de thermorégulation confère aux tortues un avantage, puisqu'en raison de leur taille imposante, elles retiennent la chaleur accumulée lorsqu'elles retournent en eaux plus froides. Leur métabolisme peut ainsi garder leur température corporelle de 0,25 à 0,5°C au-dessus de celle de l'eau (Spotila et Bell, 2008). De plus, chez les femelles adultes, le développement des œufs est fortement lié à la température de l'eau (Obbard et Brooks, 1987). Par ailleurs, les tortues profitent des eaux de surface plus chaudes pour augmenter la température de leur corps à un niveau qui permet l'assimilation de la nourriture (Spotila et Bell, 2008).

Les variations saisonnières occasionnées par la précocité du printemps pourraient modifier le calendrier comportemental des tortues (Loncke et Obbard, 1977; Obbard et Brooks, 1981b; 1987). Le début octobre semble être le début d'une période pendant laquelle toutes les tortues sont



**Figure 5. Tortues serpentine se réchauffant en eau peu profonde: a) mâle prenant un bain de soleil dans un marécage, b) femelle thermorégulant dans une tourbière, 6 jours avant de pondre ses œufs. (Photos: Jean Lapointe, MFFP).**

à proximité de leur site d'hibernation et ne risquent plus de franchir le ruisseau Mud ni la route qui traverse ce dernier (BORAQ, 2020). Il n'y aurait donc pas de danger de mortalité accidentelle, jusqu'au moment où les tortues quittent leur site d'hibernation.

### **Habitats sensibles**

#### **Sites de ponte**

En 2018, un nouveau site de ponte a été découvert, et un site de ponte du lac Mud déjà connu a été réutilisé avec succès. Deux femelles considérées comme adultes en raison de leur dossière plus longue que 258 mm ont exploré des sites à potentiel faible, mais ne semblent pas avoir pondu. Bien que la dossière des 2 femelles ait mesuré environ 286 mm, il est possible que celles-ci n'aient pas encore atteint la maturité sexuelle, puisque leur croissance est apparemment plus lente dans notre aire d'étude (Galbraith et collab., 1989). La seule femelle munie d'une balise télémétrique qui a pondu des œufs a dû parcourir une distance d'environ 3 km pour atteindre son site de ponte. Il semble que les sites de ponte potentiels soient peu disponibles dans l'environnement immédiat du lac Mud.

### Sites d'hibernation

La plupart des tortues de notre échantillon hibernaient dans un grand secteur à la rencontre des ruisseaux Wasa et Mud. Cet endroit revêt donc une grande importance pour les tortues de notre aire d'étude. Tout évènement qui modifierait le régime des eaux pourrait menacer la survie de la population de tortues serpentine.

### Recommandations

Nos travaux ont permis de proposer certaines mesures susceptibles de protéger les tortues serpentine et leurs habitats sensibles comme les sites de ponte et les hibernacles. Ces mesures devraient être appliquées en concertation avec les intervenants du milieu, afin d'améliorer leur acceptabilité. De plus, celles-ci pourraient être modulées selon les contraintes des intervenants. Par ailleurs, la méthode de piégeage suggérée pour diminuer les risques de capture de tortues ne s'adresse qu'aux intervenants dont les opérations de contrôle de castors sont encadrées par un permis de gestion de la faune. Au début de l'étude, la ville de Rouyn-Noranda a accepté de réaliser le contrôle des castors avec une méthode de piégeage semblable à celle que nous suggérons. Ainsi, aucune tortue n'a été capturée accidentellement pendant l'étude.

Les opérations de contrôle des castors constituent probablement la principale menace pesant sur la population de tortues serpentine étudiée, puisque la plupart des spécimens munis d'une balise doivent emprunter le ruisseau Mud entre la fin de l'hibernation en mai et le retour à l'hibernacle à l'automne.

De façon préventive, les efforts de capture de castors devraient être concentrés tôt au printemps, soit avant le 15 mai, même si aucune digue n'est encore construite. Les pièges de castor devraient être installés sur la terre ferme, afin de diminuer les risques de capture d'espèces aquatiques et semi-aquatiques non visées par les opérations de contrôle, et ne pas être opérationnels plus de 3 à 5 jours. Il est préférable d'installer beaucoup de pièges à castor, de façon à maximiser le succès de capture pendant une courte période. Lorsque les castors recommencent à endiguer le cours d'eau, les opérations de contrôle devraient être reprises. Exceptionnellement, en cas d'une menace imminente de l'intégrité d'une infrastructure (route, voie ferrée, bâtiment), le contrôle des castors devrait être autorisé autant dans le cours d'eau que sur la terre ferme. Il faudrait toutefois éviter l'installation des pièges de castor à l'entrée des huttes ou sur ces dernières, puisque les tortues serpentine utilisent ces endroits.

Afin d'assurer la pérennité des sites de ponte, il est essentiel que ceux situés le long des routes, dans les sablières et dans les gravières des terres publiques bénéficient d'une protection par le biais de mesures administratives. À cet effet, les travaux dans les sites de ponte devraient uniquement être autorisés à l'extérieur de la période de ponte et d'incubation. En Abitibi, nous recommandons que la réalisation des travaux soit restreinte du 15 juin au 15 octobre. Il est possible que les

jeunes passent l'hiver au nid, mais le taux de mortalité hivernal des nouveau-nés serait élevé dans un tel cas (Obbard et Brooks, 1981a; Parren et Rice, 2004). Ainsi, nous ne recommandons pas de modalité de protection en hiver.

Le secteur d'hibernation principal, situé à la jonction des ruisseaux Wasa et Mud, est l'endroit le plus sensible découvert lors de nos travaux. Il doit faire l'objet d'une protection particulière, puisque les menaces énoncées en discussion pourraient altérer la qualité des sites d'hibernation. Toutes les tortues de notre échantillon qui hibernaient à cet endroit l'ont quitté avant le début de juin et n'étaient de retour qu'à partir du milieu d'août. Ainsi, tous les travaux risquant d'altérer le régime hydrologique dans les ruisseaux Wasa et Mud devraient être réalisés entre le 1<sup>er</sup> juin et le 1<sup>er</sup> août.

### Remerciements

Le financement provient de la Fondation de la faune du Québec. Les personnes et organismes suivants ont collaboré au projet : les employés de la DGFa-08, plusieurs bénévoles, la Ville de Rouyn-Noranda, l'Association des riverains du lac Fortune (ARLF) et l'équipe d'Éco-nature de Laval. Nous remercions particulièrement Alexane Gaudet, technicienne de la faune à la DGFa-08, Myriam Paquette, biologiste à la DGFa-08, Pierre Martineau, botaniste, Nathalie Dufresne, coordonnatrice de la table GIRT et soutien à l'aménagement du territoire de la Ville de Rouyn-Noranda, Ghislain Voyer, piégeur professionnel responsable du contrôle des castors à la Ville de Rouyn-Noranda, Cédric Laplante, alors président de l'ARLF et Anaïs Boutin, directrice de la protection et de la conservation au centre Éco-nature de Laval. Marc-Antoine Couillard, rédacteur adjoint du *Naturaliste canadien*, ainsi qu'un réviseur anonyme ont assuré la révision scientifique d'une précédente version du manuscrit. Par ailleurs, l'équipe du *Naturaliste canadien* a fait sa révision technique et linguistique. Advanced Telemetry Systems Inc. a fourni des balises additionnelles afin de poursuivre le suivi de la ponte, encore quelques années. ◀

### Liste des références

- ANTHONY SAMY, W.J.B., M.J. DRESLIK, D. MAUGER et C.A. PHILLIPS, 2014. A preliminary assessment of habitat partitioning in a freshwater turtle community at an isolated preserve. *Copeia*, 2014 : 269-278. <https://doi.org/10.1643/CE-13-100>.
- BAZOGÉ, A., D. LACHANCE et C. VILLENEUVE, 2015. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'expertise en biodiversité et Direction de l'aménagement et des eaux souterraines, Québec, 106 p. Disponible en ligne à : <http://www.jrenvironnement.com/documents/identification-delimitation-milieux-humides.pdf>.
- BOBYN, M.L. et R.J. BROOKS, 1994. Incubation conditions as potential factors limiting the northern distribution of snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Canadian Journal of Zoology*, 72 : 28-37. <https://doi.org/10.1139/z94-005>.
- BODIE, J.R., R.D. SEMLITSCH et R.B. RENKEN, 2000. Diversity and structure of turtle assemblages: associations with wetland characters across floodplain landscape. *Ecography*, 23 : 444-456. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2000.tb00301.x>.

- [BORAQ], 2020. Banque d'observations sur les reptiles et amphibiens au Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada. [Visité le 2020-02-23].
- BROWN, G.P. et R.J. BROOKS, 1993. Sexual and seasonal differences in activity in a northern population of snapping turtles, *Chelydra serpentina*. *Herpetologica*, 49 (3) : 311-318. <https://www.jstor.org/stable/3892749>.
- BROWN, R.A. et A.B. FORSYTHE, 1974. Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69 : 364-367. <https://doi.org/10.2307/2285659>.
- BROWN, G.P., C.A. BISHOP et R.J. BROOKS, 1994. Growth rate, reproductive output, and temperature selection of snapping turtles in habitats of different productivity. *Journal of Herpetology*, 28 : 405-410. <https://doi.org/10.2307/1564950>.
- [CIC] CANARDS ILLIMITÉS CANADA, 2009. Classification des milieux humides et modélisation de la sauvagine dans le Québec forestier (Documents cartographiques sur DVD). Canards Illimités Canada, Québec.
- COLTEAUX, B.C. et D.M. JOHNSON, 2017. Commercial harvest and export of snapping turtles (*Chelydra serpentina*) in the United States: trends and the efficacy of size limits at reducing harvest. *Journal for Nature Conservation*, 35 : 13-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2016.11.003>.
- CONGDON, J.D., A.E. DUNHAM et R.C. VAN LOBEN SELS, 1994. Demographics of common snapping turtles (*Chelydra serpentina*): implications for conservation and management of long-lived organisms. *American Zoologist*, 34 : 397-408.
- CONNER, L.M. et B.W. PLOWMAN, 2001. Using Euclidian distances to assess nonrandom habitat use. Dans : Millsbaugh, J.J. et J.M. Marzluff (éd.). *Radio tracking and animal populations*. Academic Press, San Diego, p. 275-290.
- [COSEPAC] COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2008. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la tortue serpentine (*Chelydra serpentina*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 51 p. Disponible en ligne à : [https://faune-especes.canada.ca/registre-especes-peril/virtual\\_sara/files/cosewic/sr\\_snapping\\_turtle\\_0809\\_f.pdf](https://faune-especes.canada.ca/registre-especes-peril/virtual_sara/files/cosewic/sr_snapping_turtle_0809_f.pdf).
- DAY, W.D. et G.P. QUINN, 1989. Comparisons of treatments after an analysis of variance in ecology. *Ecological Monographs*, 59 : 433-463. <https://doi.org/10.2307/1943075>.
- EDGE, C.B., B.D. STEINBERG, R.J. BROOKS et J.D. LITZGUS, 2010. Habitat selection by Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*) in a relatively pristine landscape. *Écoscience*, 17 : 90-99. <https://doi.org/10.2980/17-1-3317>.
- ERNST, C.H., 1968. A turtle's territory. *International Turtle and Tortoise Society Journal*, 2 : 9-34.
- ERNST, C.H. et J.E. LOVICH, 2009. *Turtles of the United States and Canada*. 2<sup>nd</sup> edition. The John Hopkins University Press, Baltimore, 827 p.
- FORTIN, C., M. LALIBERTÉ et J. OUZILLEAU, 2001. Guide d'aménagement et de gestion du territoire utilisé par le castor au Québec. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy, 112 p.
- GALBRAITH, D.A., 2008. Population biology and population genetics. Dans : STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS (éd.). *Biology of the snapping turtle (*Chelydra serpentina*)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 168-180.
- GALBRAITH, D.A., C.A. BISHOP et R.J. BROOKS, 1988. Factors affecting the density of populations of common snapping turtles (*Chelydra serpentina serpentina*). *Canadian Journal of Zoology*, 66 : 1233-1240. <https://doi.org/10.1139/z88-178>.
- GALBRAITH, D.A., R.J. BROOKS et M.E. OBBARD, 1989. The influence of growth rate on age and body size at maturity in female snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Copeia*, 1989 : 896-904. <https://doi.org/10.2307/1445975>.
- GIBBS, J.P. et W.G. SHRIVER, 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology*, 16 (6) : 1647-1652. Disponible en ligne à : <https://www.jstor.org/stable/3095421>.
- GIRARD, I., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, C. DUSSAULT et L. BRETON, 2002. Effects of sampling effort based on GPS telemetry on home-range size estimations. *Journal of Wildlife Management*, 66 : 1290-1300. <https://doi.org/10.2307/3802962>.
- GOUVERNEMENT DE L'ONTARIO, 2017. Résumé des règlements de la chasse 2017. Gouvernement de l'Ontario, 92 p. Disponible en ligne à : <http://docs.files.ontario.ca/documents/5041/hunting-regulations-f-final-aug23.pdf>.
- GOUVERNEMENT DU CANADA, 2010. Décret modifiant l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril. *Gazette officielle du Canada*, Ottawa, partie 1, vol. 144, n° 27, p. 1833-1865.
- GOVERNMENT OF SASKATCHEWAN, 2014. The wildlife amendment regulations, 2013, no 2, SR 109/2013. Dans : *The Saskatchewan Gazette*, Regina, Part II, vol. 110, n° 1, p. 89-90.
- HOTHORN, T., F. BRETZ et P. WESTFALL, 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal*, 50 : 346-363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>.
- JOHNSON, D.H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61 (1) : 65-71.
- LAND, E.D., D.B. SHINDLE, R.J. KAWULA, J.F. BENSON, M.A. LOTZ et D.P. ONORATO, 2008. Florida panther habitat selection analysis of concurrent GPS and VHF telemetry data. *Journal of Wildlife Management*, 72 : 633-639. <https://doi.org/10.2193/2007-136>.
- LAPOINTE, J., 2018. *Chelydra serpentina* (Snapping Turtle). Nesting range expansion. *Herpetological Review*, 49 : 316-317.
- LONCKE, D.J. et M.E. OBBARD, 1977. Tag success, dimensions, clutch size and nesting site fidelity for the snapping turtle, *Chelydra serpentina* (Reptilia, Testudines, Chelydridae) in Algonquin Park, Ontario, Canada. *Journal of Herpetology*, 11 : 243-244. <https://doi.org/10.2307/1563158>.
- [MDELCC] MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, 2017. Bassins hydrographiques multiéchelles du Québec. Disponible en ligne à : <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/bassins-hydrographiques-multi-echelles-du-quebec>.
- [MFFP] MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2015. Norme de stratification écoforestière — Quatrième inventaire forestier. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des inventaires forestiers, Québec, 101 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/pdf/norme-stratification.pdf>.
- MOLL, D. et J.B. IVERSON, 2008. Geographic variation in life-history traits. Dans : STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS (éd.). *Biology of the Snapping Turtle (*Chelydra serpentina*)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 181-192.
- MOSIMANN, J.E. et J.R. BIDER, 1960. Variation, sexual dimorphism, and maturity in a Quebec population of the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. *Canadian Journal of Zoology*, 38 : 19-38. <https://doi.org/10.1139/z60-003>.
- [MRNF] MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE, 2009. Normes de cartographie écoforestière, troisième inventaire écoforestier. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers, Québec, 95 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/norme-cartographie-ecoforestiere.pdf>.
- OBBARD, M.E. et R.J. BROOKS, 1981a. Fate of overwintering clutches of the common snapping turtle (*Chelydra serpentina*) in Algonquin Park, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, 95 : 350-352.
- OBBARD, M.E. et R.J. BROOKS, 1981b. A radio-telemetry and mark-recapture study of activity in the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. *Copeia*, 1981 : 630-637. <https://doi.org/10.2307/1444568>.
- OBBARD, M.E. et R.J. BROOKS, 1987. Prediction of the onset of the annual nesting season of the common snapping turtle, *Chelydra serpentina*. *Herpetologica*, 43 : 324-328. <https://www.jstor.org/stable/3892498>.

- PAISLEY, R.N., J.F. WETZEL, J.S. NELSON, C. STETZER, M.G. HAMERNICK et B.P. ANDERSON, 2009. Survival and spatial ecology of the snapping turtle, *Chelydra serpentina*, on the Upper Mississippi River. *Canadian Field-Naturalist*, 123 : 329-337. <https://doi.org/10.22621/cfn.v123i4.1002>.
- PARREN, S.G. et M.A. RICE, 2004. Terrestrial overwintering of hatchling turtles in Vermont nests. *Northeastern Naturalist*, 11 : 229-233. <https://www.jstor.org/stable/3858388>.
- PATERSON, J.E., B.D. STEINBERG et J.D. LITZGUS, 2012. Generally specialized or especially general? Habitat selection by snapping turtles (*Chelydra serpentina*) in central Ontario. *Canadian Journal of Zoology*, 90 : 139-149. <https://doi.org/10.1139/z11-118>.
- PETTIT, K.E., C.A. BISHOP et R.J. BROOKS, 1995. Home range and movements of the common snapping turtle, *Chelydra serpentina serpentina*, in a coastal wetland of Hamilton Harbour, Lake Ontario, Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 109 : 192-200.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienne, Autriche. Disponible en ligne à : <http://www.r-project.org/>. [Visité le 2019-06-04].
- ROBINSON, C. et J.R. BIDER, 1988. Nesting synchrony: a strategy to decrease predation of snapping turtle (*Chelydra serpentina*). *Journal of Herpetology*, 22 : 470-473. <https://doi.org/10.2307/1564342>.
- ROW, J.R. et G. BLOUIN-DEMERS, 2006. Kernels are not accurate estimators of home-range size for herpetofauna. *Copeia*, 2016 : 797-802. <https://www.jstor.org/stable/4126545>.
- SCHERRER, B., 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin, éditeur, Chicoutimi, 850 p.
- SIGNER, J. et N. BALKENHOL, 2015. Reproducible home ranges (rhr): A new, user-friendly R package for analyses of wildlife telemetry data. *Wildlife Society Bulletin*, 39 : 358-363. <https://doi.org/10.1002/wsb.539>.
- SIMS, P.A., G.C. PACKARD et P.L. CHAPMAN, 2001. The adaptive strategy for overwintering by hatchling snapping turtles (*Chelydra serpentina*). *Journal of Herpetology*, 35 (3) : 514-517. <http://www.jstor.org/stable/1565974>.
- SPOTILA, J.R. et B.A. BELL, 2008. Thermal ecology and feeding of the snapping turtle, *Chelydra serpentina*. Dans : STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS (édit.). *Biology of the Snapping Turtle (Chelydra serpentina)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 71-79.
- STEYERMARK, A.C., M.S. FINKLER et R.J. BROOKS, 2008. *Biology of the Snapping Turtle (Chelydra serpentina)*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 225 p.
- VAN DIJK, P.P., 2012. *Chelydra serpentina*. The IUCN red list of threatened species 2012. Disponible en ligne à : <https://www.iucnredlist.org/species/163424/97408395>.
- WARNER, B.G. et C.D.A. RUBEC, 1997. Système de classification des terres humides du Canada. 2<sup>e</sup> édition. Centre de recherche sur les terres humides, Université de Waterloo, Waterloo, 68 p. Disponible en ligne à : [http://www.gret-perg.ulaval.ca/fileadmin/fichiers/fichiersGRET/pdf/Doc\\_generale/frenchWetlands.pdf](http://www.gret-perg.ulaval.ca/fileadmin/fichiers/fichiersGRET/pdf/Doc_generale/frenchWetlands.pdf).

# Premières observations au Québec du lépidoptère *Hypercompe scribonia* (Stoll, 1790) (Erebidae: Arctiinae)

Érik Plante

## Résumé

Le lépidoptère *Hypercompe scribonia* est rapporté pour la première fois au Québec. En 2019, des chenilles ont été observées par trois personnes différentes à trois endroits dans le sud du Québec, ce qui confirme l'expansion de l'aire de répartition de cette espèce.

**MOTS CLÉS:** *Hypercompe scribonia*, Lepidoptera, papillon, première mention, Québec

## Abstract

The giant leopard moth (*Hypercompe scribonia*) is reported for the first time in Québec (Canada). In 2019, three different people observed caterpillars of this species at three separate locations in the southern part of the province, confirming its range expansion.

**KEY-WORDS:** first record, *Hypercompe scribonia*, Lepidoptera, moth, Québec

Le lépidoptère *Hypercompe scribonia* fait partie de la famille des Erebidae. Le papillon, qui est nocturne, arbore de magnifiques motifs alaires (figure 1). La chenille peut atteindre 7,5 cm de long au dernier stade; elle est noire et densément sertie de poils raides (Wagner, 2005). Ses anneaux intersegmentaires et spiracles sont rouge terne. Durant les stades larvaires intermédiaires, les chenilles possèdent des taches orange bien visibles. Actuellement, la carte de répartition (North American Moth Photographers Group, 2019, figure 2) indique que l'Ontario constitue la limite nord du territoire occupé par l'espèce (Handfield et collab., 2011; Wagner, 2005).

Pour la première fois au Québec, une chenille du lépidoptère *Hypercompe scribonia* a été observée et photographiée dans un jardin à Montréal (lat. 45° 28' 29" N., long. 73° 36' 27" O.) le 2 août 2019 par M. Thomas Lornsen (figure 3), qui a par la suite déposé une photographie du spécimen sur le site iNaturalist<sup>1</sup>. L'auteur l'a contacté afin de confirmer les informations de la mention. Quelques semaines plus tard, le 19 septembre 2019, M<sup>me</sup> Marie-Lise Beaudin photographiait aussi une chenille (figure 4) qui se déplaçait au sol, en forêt (figure 5), à la réserve nationale de faune du Lac-Saint-François (lat. 45° 01' 12" N., long. 74° 29' 27" O.). Elle a directement transmis les photographies à l'auteur, qui reçoit fréquemment des demandes d'identification, et a mentionné qu'une de ses connaissances avait également photographié un autre spécimen similaire. En effet, une troisième chenille a été photographiée, le 5 octobre 2019, par M<sup>me</sup> Denise Simon sur la montée Shearer à Elgin (lat. 45° 01' 17" N., long. 74° 11' 17" O.). L'identification de ces trois spécimens a été confirmée à partir des photographies par l'auteur et par M<sup>me</sup> Teá Kesting-

Handly, spécialiste de la famille des Sphingidae et candidate au doctorat à l'Université du Massachusetts à Boston. Ainsi, ces trois découvertes confirment en primeur la présence de l'espèce à l'extrême sud du Québec.

L'espèce passe l'hiver à l'état de chenille sous le bois mort ou l'écorce; elle est donc souvent rencontrée à ce stade en automne ou au printemps (Wagner, 2005). Elle produit 4 à 8 fois moins de glycérol (un composé cryoprotecteur) que *Pyrrharctia isabella*, une espèce d'Arctiinae répandue au Québec (Layne et Leszczynski, 2008). Les premières observations de l'espèce à l'état larvaire en fin d'été et à l'automne, dans l'extrême sud du Québec, démontrent que des adultes ont pu atteindre le Québec et pondre, mais ne confirment pas pour le moment que *H. scribonia* est une espèce résidente du Québec. Il est probable que les chenilles ne survivent pas aux températures hivernales de la région. En Pennsylvanie, les températures de leurs hibernacles vont rarement en dessous de -6°C (Layne et collab., 1999). Par contre, des individus abrités sous un épais couvert de débris et de neige avec des températures hivernales assez élevées pourraient survivre. La tolérance au froid limitée de *H. scribonia* est probablement le facteur principal qui délimite la répartition de l'espèce dans le centre et l'est du Canada. Toutefois, dans un contexte de réchauffement climatique, on peut s'attendre à observer des individus qui survivent à l'hiver au Québec au cours des années à venir.

Érik Plante est étudiant en biologie à l'Université du Québec à Trois-Rivières.

[erikplante@hotmail.fr](mailto:erikplante@hotmail.fr)

1. <https://www.inaturalist.org/>



Figure 1. Adulte du lépidoptère *Hypercompe scribonia*; à gauche : juin 2016, comté de Barnstable, Massachusetts, États-Unis; à droite : juin 2017, comté de Worcester, Massachusetts, États-Unis (photos: Teá Kesting-Handly).

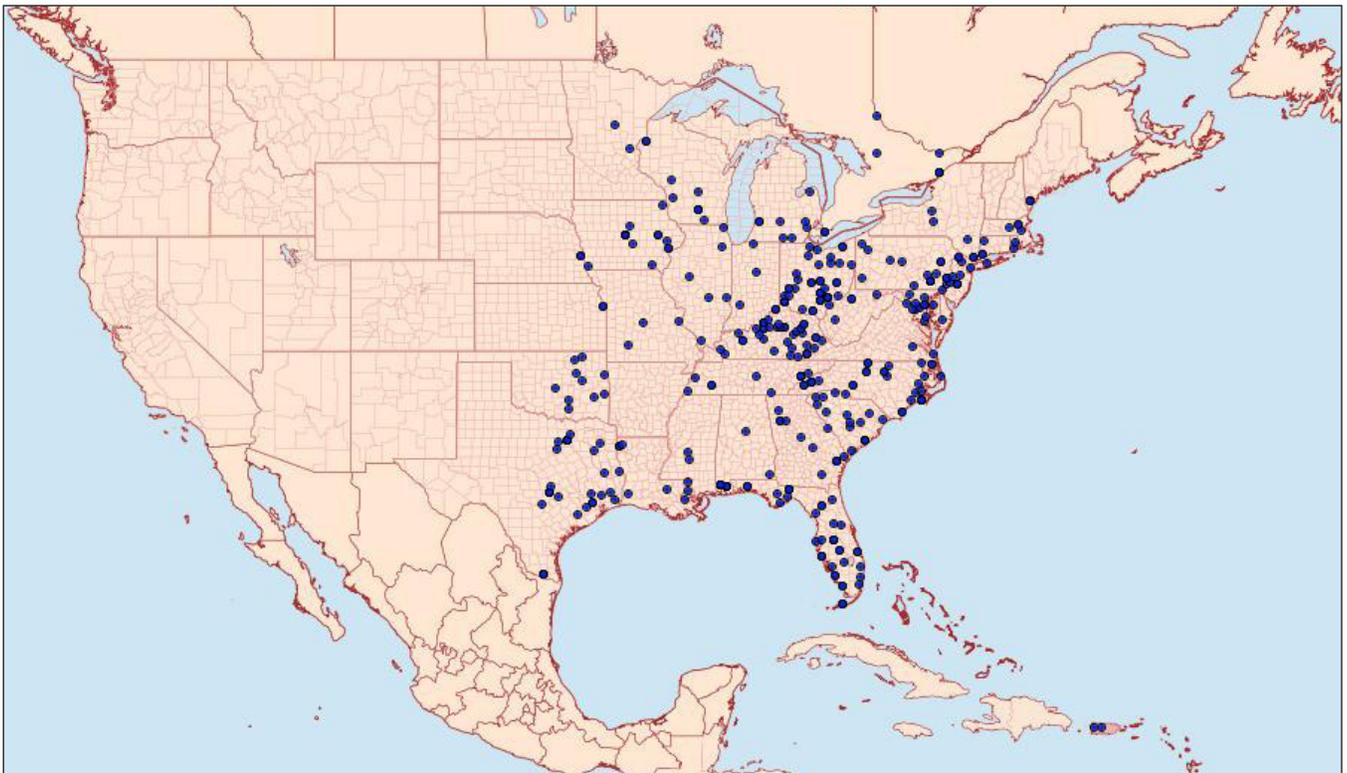


Figure 2. Carte de la répartition de *Hypercompe scribonia* en Amérique du Nord (Moth Photographers Group, 2019, reproduit avec permission).



Figure 3. Chenille de *Hypercompe scribonia*, 2 août 2019, à Montréal, Québec, Canada (photos : Thomas Lornsen).



Figure 4. Chenille de *Hypercompe scribonia*, 19 septembre 2019, à la réserve nationale de faune du Lac-Saint-François, Québec, Canada (photos : Marie-Lise Beaudin).



Figure 5. Lieu d'observation de la deuxième mention, 22 septembre 2019, à la réserve nationale de faune du Lac-Saint-François, Québec, Canada (photo : Marie-Lise Beaudin).

## Remerciements

Je remercie Thomas Lornsen, Marie-Lise Beaudin et Denise Simon de m'avoir communiqué leurs intéressantes découvertes et donné l'autorisation d'en produire cet article. Merci aussi à Teá Kesting-Handly pour avoir confirmé les identifications. Je remercie également Gilles Delisle, Raphaël Proulx, Denise Tousignant, Christian Hébert, Andrew Coughlan ainsi qu'un réviseur anonyme pour leurs commentaires et suggestions lors de la révision de cet article. ◀

## Liste des références

- Handfield, L., D. Handfield, J.D. Lafontaine, B. Landry et F. Lessard, 2011. Le guide des papillons du Québec. Broquet, Saint-Constant, 1200 p.
- Layne, J.R. et C.F. Leszczynski, 2008. Cold hardiness and postfreeze metabolism in caterpillars of *Hypercompe scribonia* (Arctiidae: Lepidoptera). *Environmental Entomology*, 37 (5): 1069-1073. <https://doi.org/10.1093/ee/37.5.1069>.
- Layne, J.R., C.L. Edgar et R.E. Medwith, 1999. Cold hardiness in the woolly bear caterpillar (*Pyrrharctia isabella* Lepidoptera: Arctiidae). *The American Midland Naturalist*, 141 (2): 293-304. [https://doi.org/10.1674/00030031\(1999\)141\[0293:CHOTWB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1674/00030031(1999)141[0293:CHOTWB]2.0.CO;2).
- Moth Photographers Group, 2019. 930323.00 – 8146 – *Hypercompe scribonia* – Giant leopard moth (Stoll, 1790). Disponible en ligne à : <http://mothphotographersgroup.msstate.edu/species.php?hodges=8146>. [Visité le 2020-03-21].
- Wagner, D.L., 2005. *Caterpillars of Eastern North America*. Princeton University Press, Princeton, NJ, 512 p.

# Implantation et propagation du stratiote faux-aloès (*Stratiotes aloides*) dans un étang artificiel en Estrie

François Laplante et Valérie Proteau

## Résumé

Le stratiote faux-aloès (*Stratiotes aloides*) est une plante aquatique d'eau douce vivace de la famille des Hydrocharitacées, qui forme durant l'été d'épais tapis flottants sur la surface de l'eau. Au Canada, il est considéré comme une espèce exotique envahissante. Nous rapportons ici le cas d'un étang artificiel dans la région de l'Estrie, dans le sud du Québec, qui a été envahi par cette plante. En examinant des photographies d'archives, nous avons pu confirmer la présence d'un spécimen de stratiote dans l'étang en 2013 et documenter sa propagation jusqu'en 2019, alors que l'étang était entièrement recouvert par cette plante. Ces observations ajoutent une nouvelle mention de la présence du stratiote faux-aloès au Québec et suggèrent que cette plante a un fort potentiel de propagation. Elles montrent aussi la nécessité de prévenir son introduction, de surveiller la progression des populations déjà établies et éventuellement de mettre en place des méthodes de réduction des effectifs ou d'éradication.

**MOTS-CLÉS :** étang artificiel, Hydrocharitaceae, introduction involontaire, plante aquatique, plante exotique envahissante

## Abstract

*Stratiotes aloides*, or water soldier, is an aquatic freshwater perennial plant in the family Hydrocharitaceae that forms dense floating mats during summer. It is an invasive non-native species in Canada. This article documents the case of an artificial pond in the Eastern Townships region of southern Québec that rapidly became densely colonized by this species. By examining photographs, it was possible to confirm the presence of one specimen in 2013 and to document its spread until 2019, when the pond was entirely covered. These observations add a new mention of the presence of water soldier in Québec and suggest that this plant can spread quickly. They also show the need to prevent introductions, to monitor the progress of already established populations, and to possibly implement methods to reduce or eradicate the species.

**KEYWORDS:** accidental introduction, aquatic plant, artificial pond, Hydrocharitaceae, invasive non-native plant

Le stratiote faux-aloès (*Stratiotes aloides*), aussi appelé aloès d'eau et parfois ananas d'eau, est une plante aquatique d'eau douce vivace de la famille des Hydrocharitacées qui est originaire d'Europe et d'Asie centrale (Cook et Urmi-König, 1983). Au Canada, il est considéré comme une espèce exotique envahissante (MELCC, 2014; OMNRF, 2019). Son habitat comprend les lacs, les étangs, les marais et les rivières où le courant est faible et où la profondeur d'eau est de moins de 5 m (Cook et Urmi-König, 1983). La plante, sessile, flotte à la surface de l'eau durant l'été (pour une description complète de cette espèce, voir Canning, 2017; Snyder et collab., 2016). Cette espèce existe aussi dans une forme submergée avec quelques différences anatomiques et morphologiques (Toma, 2006). Ses feuilles linéaires aux bords dentelés (mesurant environ 40 cm de longueur et jusqu'à 5 cm de largeur) sont de couleur vert vif et disposées en rosette (figure 1). Les racines mesurent en moyenne de 60 à 80 cm de longueur et sont souvent, mais pas toujours, ancrées à la vase au fond du plan d'eau. Durant l'été, cette plante forme d'épais tapis flottants (figure 5) qui peuvent au fil du temps modifier les assemblages phytoplanctoniques par effet allélopathique (Mulderij et collab., 2007). Enfin, le stratiote faux-aloès aurait la capacité d'adapter sa flottaison. Ainsi en été, les plants remonteraient à la surface, alors que lorsque la température atteint environ 0°C, ils plongeraient vers le fond où

ils hivernent sous la glace (Efremov et Sviridenko, 2012). Cette caractéristique, ainsi que son mécanisme qui reste à démontrer avec certitude, aurait permis à cette espèce de se naturaliser et de survivre au Canada malgré la rigueur du climat.

De 2013 à 2019, nous avons été témoins de l'apparition et de la propagation du stratiote faux-aloès dans un étang artificiel situé sur le terrain dont nous sommes propriétaires depuis 2012. Cette plante s'est multipliée pour finalement recouvrir entièrement la surface du bassin. Ce n'est toutefois qu'en août 2019 que nous avons identifié cette plante envahissante avec l'aide des médias sociaux. À la suite de cette identification, nous avons consulté nos propres archives photographiques, prises dans un contexte récréatif de 2012 à 2019, afin de documenter le moment où le stratiote faux-aloès serait apparu ainsi que l'évolution de sa propagation.

Le plan d'eau concerné est un étang artificiel situé sur un terrain agricole privé de la municipalité de Waterville (lat. 45° 17' 02" N.; long. 71° 54' 21" O.), elle-même située dans la

François Laplante est chargé de cours au Département de psychologie de l'Université de Sherbrooke.

francois.p.laplante@usherbrooke.ca

Valérie Proteau est photographe amateur.

municipalité régionale de comté de Coaticook, en Estrie, au Québec. L'étang mesure environ 20 m de diamètre et a une profondeur moyenne de 1,5 m (environ 2 m en son centre) en période d'étiage. Cet étang est alimenté par la pluie, les eaux de fonte des neiges et de ruissellement. Il constitue un système hydrologique fermé, puisqu'aucun ruisseau ne s'y déverse et qu'il n'y a aucune décharge pour évacuer l'eau. Bien qu'à

l'origine, cet étang ait été creusé et aménagé, il se comporte maintenant comme un milieu naturel. Les berges sont colonisées par le roseau commun (*Phragmites australis* subsp. *australis*), qui est la principale plante présente sur le pourtour.

Les archives photographiques suggèrent qu'en septembre 2012, la surface de l'étang était exempte de cette plante (figure 2). Notons qu'il est toutefois possible que des



François Laplante

Figure 1. Spécimen de stratiote faux-aloès immédiatement après son prélèvement dans un étang au début septembre 2019. On peut y voir les feuilles disposées en rosette avec les racines qui étaient ancrées dans la vase. La règle de 30 cm sert d'échelle.



Valérie Proteau

Figure 2. L'étang de Waterville en septembre 2012. On remarque que les berges ont été complètement colonisées par le roseau commun (*Phragmites australis* subsp. *australis*).



Valérie Proteau

Figure 4. L'étang de Waterville au début septembre 2017, alors que le stratiote faux-aloès s'était propagé sur l'ensemble du pourtour de l'étang, laissant le centre libre.



Valérie Proteau

Figure 3. Spécimen isolé de stratiote faux-aloès pris dans l'étang de Waterville en mai 2013.



François Laplante

Figure 5. L'étang de Waterville au début septembre 2019, montrant l'état d'envahissement par le stratiote faux-aloès.

plants immergés aient été présents, mais qu'ils ne soient pas visibles sur la photographie. La présence d'un spécimen de stratiote est cependant clairement visible sur une photographie prise en mai 2013 (figure 3). En 2017, le stratiote faux-aloès avait envahi tout le pourtour de l'étang, tandis que le centre était encore épargné (figure 4). En 2019, toute la surface de l'étang était recouverte par cette plante (figure 5). Nos observations de photos suggèrent qu'en 4 ans, de 2013 à 2017, le stratiote faux-aloès s'est grandement propagé, pour finalement atteindre le maximum de superficie dans ce milieu en 2019. Un degré d'invasion similaire a été observé dans un lac de Hollande (lac Achterweiden, 2 ha de superficie et 1 m de profondeur) sur une période de 3 ans (Geus-Kruyt et Segal, 1973).

Le plus ancien rapport sur le stratiote en Amérique du Nord daterait de 1902, alors que cette plante aquatique était vendue aux États-Unis (Bailey et Miller, 1902). Le stratiote faux-aloès a été importé et cultivé pour son potentiel ornemental. Néanmoins, ce n'est qu'en 2008 que la première occurrence d'une implantation dans un écosystème naturel d'Amérique du Nord a été documentée, avec la découverte d'une population importante en Ontario dans la rivière Trent (OMNRF, 2019). En 2016, des populations étaient signalées à 5 autres endroits, dans le sud de l'Ontario (Snyder et collab., 2016). Depuis, cette plante a continué sa propagation dans cette région de l'Ontario (pour une carte mise à jour de la répartition de l'espèce, voir EDDMapS, 2005). Au Québec, la présence de cette plante a été signalée récemment dans la baie de Carillon, dans la rivière des Outaouais (MELCC, 2014). Le cas présenté ici constituerait donc la seconde mention de la naturalisation du stratiote faux-aloès dans un écosystème du sud du Québec.

Il n'est pas possible de déterminer avec certitude comment cette plante exotique envahissante s'est implantée dans l'étang décrit ici. Le stratiote faux-aloès est une plante dioïque, mais seuls des plants femelles ont été observés à ce jour en Amérique du Nord (Snyder et collab., 2016). De plus, en Ontario, il ne semble pas y avoir de production de semences dans les populations naturalisées (Canning, 2017). Au Canada, mais aussi ailleurs en Europe, la propagation du stratiote faux-aloès se fait donc principalement de manière végétative (Toma, 2012; Weissflog et Sager, 2016), par le développement de nouvelles rosettes de feuilles à l'extrémité de stolons. Si ceux-ci permettent la propagation locale à travers le milieu aquatique, la zoochorie de plantules semble peu efficace comme moyen de dispersion sur une longue distance (Forbes, 2000). Par conséquent, une colonisation naturelle de l'étang par le stratiote semble peu probable. Une introduction accidentelle par les anciens propriétaires semble plus plausible. Ces derniers cultivaient un jardin de plantes aquatiques et utilisaient l'étang comme moyen pour l'hivernement en y immergeant les plants. Il est possible qu'un fragment ou un stolon se soit échappé d'un plant mère en culture et ait généré l'individu observé en 2013. Il est à noter que le spécimen de la figure 3 était situé près du lieu où les pots étaient immergés.

En conclusion, ces observations confirment la présence d'une seconde population naturalisée de stratiote faux-aloès

au Québec et qu'une fois implantée, cette espèce possède un fort potentiel de propagation dans les plans d'eau de l'est de l'Amérique du Nord. Outre les impacts environnementaux possibles de l'espèce (pour une revue, voir Snyder et collab., 2016), les denses tapis flottants qu'elle forme (figure 5) nous permettent de supposer que son implantation dans les lacs et autres cours d'eau compromettrait les activités nautiques et la baignade. Par ailleurs, les tentatives d'élimination par traitement avec des herbicides ou par désherbage manuel ont connu un succès mitigé (Canning, 2017). Cela souligne la nécessité de prévenir de nouvelles introductions dans les écosystèmes nord-américains ainsi que celle de surveiller et de contrer sa présence dans les lacs et rivières par une détection précoce et une réponse rapide pour ultimement éradiquer les populations identifiées.

## Remerciements

Les auteurs remercient les collaborateurs de la page Facebook « La Flore du Québec » et son administrateur M. Frédéric Coursol pour leur aide à l'identification du stratiote faux-aloès, qui a rendu possible la rédaction de cet article. ◀

## Références

- BAILEY, L.H. et W. MILLER (édit.), 1902. *Cyclopedia of American horticulture*. Vol. IV R-Z. Virtue and Company, Toronto, p. 1734.
- CANNING, R., 2017. The biology and management of *Stratiotes aloides* in the Trent River, Ontario. Thèse de maîtrise, Trent University, Peterborough, 187 p. Disponible en ligne à : <https://apirs.plants.ifas.ufl.edu/site/assets/files/375959/375959.pdf>. [Visité le 2020-04-17].
- COOK, C.D.K. et K. URMI-KÖNIG, 1983. A revision of the genus *Stratiotes* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany*, 16: 213-249.
- [EDDMAPS] EARLY DETECTION AND DISTRIBUTION MAPPING SYSTEM, 2005. Disponible en ligne à : <https://www.eddmaps.org/ontario/distribution/viewmap.cfm?sub=6488>. [Visité le 2020-04-24].
- EFREMOV, A.N. et B.F. SVIRIDENKO, 2012. Seasonal and special dynamics of *Stratiotes aloides* (Hydrocharitaceae) plants. *Botanica Serbica*, 36: 59-62.
- FORBES, R.S., 2000. Assessing the status of *Stratiotes aloides* L. (Water-soldier) in Co. Fermanagh, Northern Ireland (v.c. H33). *Watsonia*, 23: 179-196.
- GEUS-KRUYT, M. et S. SEGAL, 1973. Notes on the productivity of *Stratiotes aloides* in two lakes in the Netherlands. *Polish Archives of Hydrobiology*, 20: 195-205.
- [MELCC] MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES DU QUÉBEC, 2014. Sentinelle — Outil de détection des espèces exotiques envahissantes, ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec. Disponible en ligne à : <https://www.pub.mddefp.gouv.qc.ca/scc/>. [Visité le 2020-02-02].
- MULDERIJ, G., B. MAU, E. VAN DONK et E.M. GROSS, 2007. Allelopathic activity of *Stratiotes aloides* on phytoplankton—towards identification of allelopathic substances. *Hydrobiologia*, 584: 89-100.
- [OMNRF] ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES AND FORESTRY, 2019. Water soldier (*Stratiotes aloides*). Disponible en ligne à : <https://www.ontario.ca/page/water-soldier>. [Visité le 2020-02-02].
- SNYDER, E., A. FRANCIS et S.J. DARBYSHIRE, 2016. Biology of invasive alien plants in Canada. 13. *Stratiotes aloides* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 96: 225-242.
- TOMA, C. 2006. Distribution and comparison of two morphological forms of water soldier (*Stratiotes aloides* L.): A case study on Lake Slosineckie Wielkie (Northwest Poland). *Biodiversity Research and Conservation*, 4: 251-257.
- TOMA, C. 2012. Reproduction of *Stratiotes aloides* in Ilmoilanselkä Lake (Finland). *Journal of Ecology and Protection of the Coastline*, 16: 103-111.
- WEISSFLOG, N. et E. SAGER, 2016. An investigation of the reproductive ecology of crab's-claw in the Trent River, Ontario, Canada. *Journal of Aquatic Plant Management*, 54: 72-77.

# Histoire postglaciaire de la végétation de la forêt boréale du Québec et du Labrador

Pierre J. H. Richard, Bianca Fréchette, Pierre Grondin et Martin Lavoie

## Résumé

L'histoire postglaciaire des domaines bioclimatiques actuels des pessières et des sapinières du Québec boréal et du sud du Labrador (Canada) fut reconstituée à partir de 61 diagrammes polliniques de sédiments lacustres. L'époque, la géographie de la déglaciation et le climat associé ont déterminé la présence ou non d'une végétation initiale de toundra selon les endroits. La migration des arbres et le développement ultérieur du couvert forestier se firent surtout en fonction des conditions climatiques changeantes et de l'incidence inégale des incendies naturels au fil du temps. L'afforestation fut très diversifiée, comportant de nombreux paysages végétaux sans analogue moderne. Leur durée fut variable, avec des cas extrêmes de coincement ou d'effusion temporelle ou spatiale de certaines espèces. Des forêts semblables aux couverts modernes se sont établies progressivement. Avec l'amélioration climatique, la progression a culminé entre 8 000 et 4 000 ans avant nos jours par l'abondance accrue d'essences relativement thermophiles. Une régression de la végétation liée à une détérioration climatique s'ensuivit, ce qui mena aux domaines bioclimatiques actuels.

**MOTS CLÉS :** forêt boréale, paléophytogéographie, palynologie, postglaciaire, Québec

## Abstract

The postglacial history of the present-day black spruce and balsam fir-dominated bioclimatic domains of boreal Québec and southern Labrador (Canada) was reconstructed using 61 pollen diagrams from lake sediments. The period, deglaciation geography and climate determined whether or not there was an initial tundra vegetation. The establishment of trees and the subsequent development of forest cover were largely a function of climatic changes and the varied occurrence of fire over time. Afforestation was diverse, with numerous vegetational landscapes lacking modern analogues. Their duration was varied, with certain species showing extreme cases of cornering and effusion, both in space and time. The establishment of forests similar to those found today was gradual. As the climate warmed, there was an increase in the abundance of relatively thermophilous species. This progression culminated between 8,000 and 4,000 years ago. Climatic deterioration then caused a regression of the vegetation cover, giving rise to the present bioclimatic domains.

**KEYWORDS:** boreal forest, palaeophytogeography, palynology, postglacial, Québec

## Introduction

Quelle est l'histoire de la forêt boréale du Québec? Quand a-t-elle adopté la structure et la composition d'essences qu'on y trouve actuellement? Sous quelle forme a-t-elle survécu à la dernière glaciation? Quels changements a-t-elle connus pendant le retrait des glaces et par la suite, dans l'ensemble du territoire? Répondre à de telles questions fait l'objet de cet article.

Pour ce faire, nous nous appuyons principalement sur les résultats fournis par la méthode de l'analyse pollinique (Lavoie, 2008) appliquée aux sédiments des lacs, et notamment sur les récents travaux de Fréchette et collab. (2018; sous presse) qui traitent de l'histoire postglaciaire de la végétation et du climat des domaines bioclimatiques des pessières et des sapinières du Québec et du sud du Labrador. Ces travaux font la synthèse des données pollenanalytiques, publiées ou encore inédites, accumulées sur la forêt boréale du Québec et des environs depuis une cinquantaine d'années. Pour la première fois, nous traitons de l'ensemble du territoire de la forêt boréale de l'est de l'Amérique du Nord, en utilisant des méthodes quantitatives de comparaison des données. Cet exercice livre des reconstitutions uniformes de la végétation et du climat du passé. La présente synthèse en résume l'essentiel des résultats.

Un récent article paru dans *Le Naturaliste canadien* (Couillard et collab., 2019) décrit très bien le gradient longitudinal diversifié qui caractérise de nos jours le domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses au Québec sur les plans physiographique, climatique et écologique. L'histoire postglaciaire des paysages végétaux boréaux que nous proposons ici contribuera à y ajouter une perspective temporelle à long terme. Notre objectif est d'offrir aux naturalistes une image synthétique et nuancée du passé touchant la forêt boréale dans l'ensemble du territoire.

*Pierre J. H. Richard (B. Sc. appl. foresterie, D. Sc.) est paléogéographe et professeur émérite au Département de géographie de l'Université de Montréal.*

*Pierre.Richard@UMontreal.ca*

*Bianca Fréchette (géologue, Ph. D.) est chercheuse en paléoécologie au Centre de recherche sur la dynamique du système Terre à l'Université du Québec à Montréal.*

*Pierre Grondin (B. Sc. appl. foresterie, Ph. D.) est chercheur en écologie au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec.*

*Martin Lavoie (géologue, Ph. D.) est professeur titulaire au Département de géographie et chercheur en paléoécologie au Centre d'études nordiques de l'Université Laval.*

Nous décrivons d'abord l'aire d'étude et la méthodologie employée pour reconstituer la végétation du passé par la méthode de l'analyse pollinique. Nous offrirons ensuite une synthèse de l'histoire de la forêt boréale, en commençant par un bref examen des paysages végétaux ayant longtemps régné au sud des glaces, puisque la quasi-totalité de la flore indigène de nos forêts s'y trouvait confinée au départ. Finalement, nous aborderons l'histoire postglaciaire de la végétation au cours des récents millénaires, de l'établissement des premières plantes aux paysages qui nous sont contemporains, en passant par la constitution des premières forêts, puis par l'époque de leur maximum de diversité.

**Aire d'étude**

L'aire d'étude comprend les domaines et sous-domaines bioclimatiques occidentaux et orientaux des pessières et des sapinières du Québec (figure 1). Ils sont bornés par le domaine de la toundra forestière, au nord, et par celui de l'érablière à bouleau jaune, au sud. Ils appartiennent tous à la forêt boréale, sauf le domaine de la sapinière à bouleau jaune qui relève de la forêt tempérée nordique. Ces domaines bioclimatiques constituent des bandes de végétation qui se succèdent en latitude, mais qui répondent aussi à des gradients longitudinaux du climat (Couillard et collab., 2019; Grondin et collab., 2007; Saucier

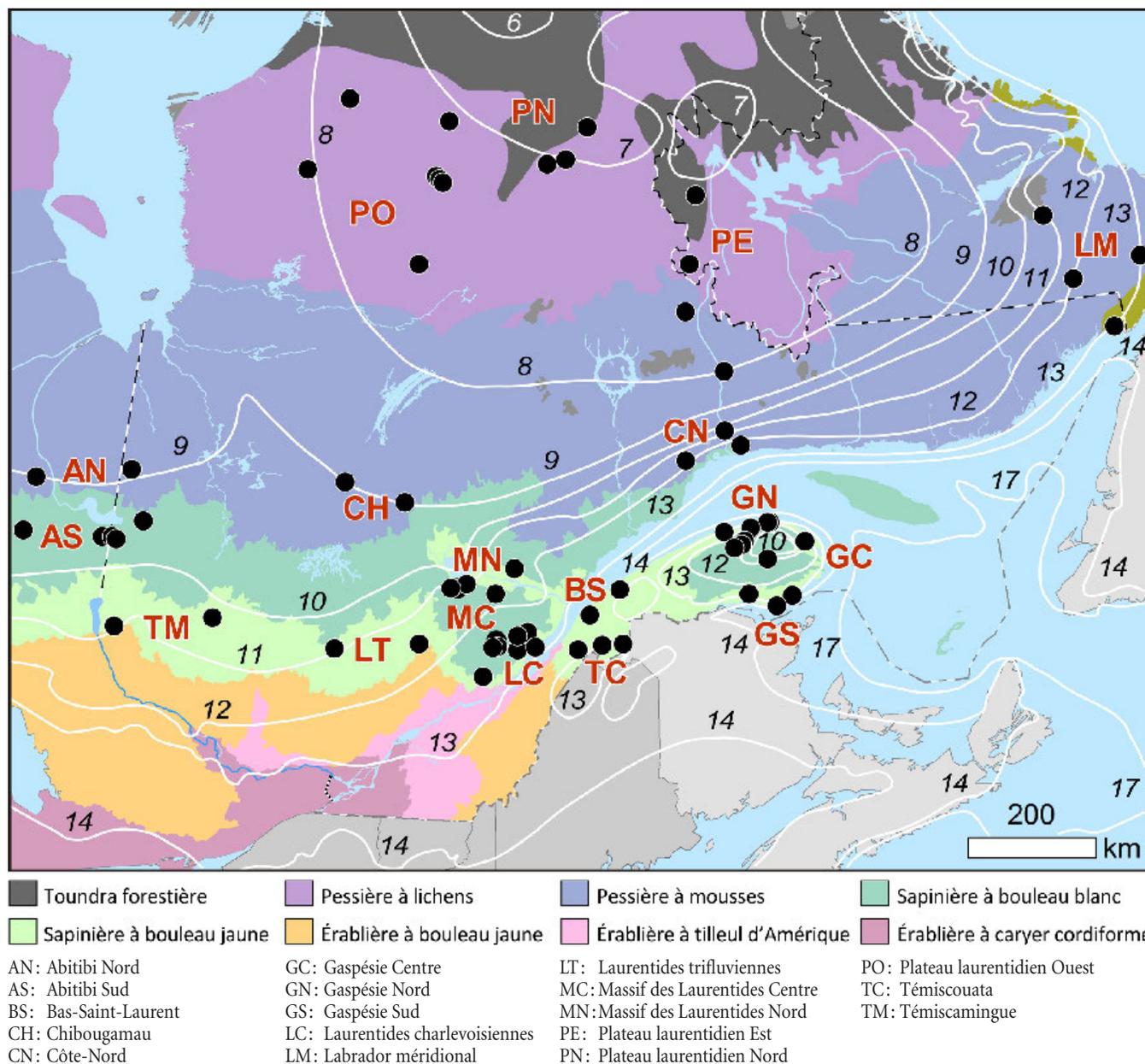


Figure 1. Répartition des lacs (points noirs) dont les sédiments ont livré des diagrammes polliniques et identification des 18 secteurs de la figure 3 dans les divers domaines bioclimatiques de la forêt boréale du Québec et du Labrador selon Saucier et collab. (2009) et selon Baldwin et collab. (2018) pour le Labrador et l'Ontario. Les lignes blanches isochrones de la dernière déglaciation (Dyke et collab., 2003; mis à jour) sont tracées à tous les 1000 ans avant l'Actuel (soit l'année 1950 de notre ère, par convention), sauf pour 17 ka AA dans le golfe du Saint-Laurent. Le nombre en caractères italiques au-dessus de chaque isochrone en indique l'âge.

et collab., 2009). De vastes zones du domaine de la sapinière à bouleau blanc se déploient toutefois plus au sud sur les hauts reliefs, dans le massif des Laurentides au nord de la ville de Québec et aussi dans les Appalaches, en Gaspésie, en réponse au climat plus frais et plus humide qui y règne. Inversement, le domaine de la sapinière à bouleau jaune s'insinue vers le nord en Sagamie, le long du Saguenay et jusqu'au lac Saint-Jean, à cause du climat plus doux qu'on y trouve.

## Méthodologie

L'histoire postglaciaire des pessières et des sapinières du Québec et du sud du Labrador que nous présentons ici s'appuie sur l'examen de 61 diagrammes polliniques de sédiments lacustres provenant de l'ensemble de la forêt boréale du territoire. Nous avons préféré les lacs aux tourbières parce qu'ils sont plus nombreux, et pour nous assurer de comparer des milieux qui enregistrent le dépôt pollinique annuel à peu près de la même façon, sans influence de la végétation tourbicole locale souvent dominée par l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh). Les données pollenanalytiques furent tirées de la Base de données polliniques et macrofossiles du Québec (ancien laboratoire du premier auteur). La Base de données NEOTOMA (<https://www.neotomadb.org/>) a aussi été utilisée pour des sites additionnels au sein de l'aire d'étude.

### Les principes de l'analyse pollinique

D'emblée, rappelons que l'histoire de la végétation peut être retracée grâce à divers témoins préservés notamment dans les archives naturelles que constituent les sédiments accumulés au fond des lacs ou dans les couches des tourbières (Lavoie, 2008). Ces témoins sont des grains de pollen microscopiques, des restes de végétaux visibles à l'œil nu (macrorestes) et des particules minuscules de charbon de bois qui, chacun à sa manière, s'accumulent régulièrement avec les sédiments depuis des millénaires et s'y conservent indéfiniment. Les restes végétaux (graines, feuilles, écailles de bourgeons, cônes, etc.) livrent des preuves directes de la présence des individus sur ou à proximité des milieux de dépôt, de petits lacs dans notre cas. Le pollen, comme les particules microscopiques de charbon, peut provenir de sources diverses (locales, régionales ou lointaines). L'identification des plantes qui ont produit ces témoins permet de reconstituer l'évolution de la végétation et des feux, mais aussi celle du climat en raison de son lien avec la végétation. Dans la présente synthèse, nous n'aborderons toutefois pas le détail des reconstitutions climatiques; elles sont disponibles dans les Mémoires de recherche forestière que nous avons produits (Fréchette et collab., 2018; sous presse) et leur rendre pleinement justice ici dépasserait largement notre objectif.

Dans le cas des lacs, des carottes sédimentaires sont prélevées dans des tubes d'aluminium de 5 cm de diamètre et longs d'un mètre, successivement enfoncés dans les sédiments jusqu'au refus à la pénétration du carottier. Ce refus se produit généralement dans les dépôts inorganiques silteux, sableux ou caillouteux qui tapissent le fond des bassins. Des échantillons

d'un centimètre cube sont ensuite prélevés au laboratoire à des intervalles variés le long des carottes sédimentaires (tous les 20, 10, 5, 2, 1, 0,5 ou même 0,2 cm) selon la résolution stratigraphique, donc temporelle, souhaitée. Les grains de pollen et autres palynomorphes<sup>1</sup> sont extraits de la gangue sédimentaire par diverses manipulations chimiques et physiques, concentrés par centrifugation, puis montés entre lame et lamelle pour examen et dénombrement au microscope (Fægri et collab., 1989). En général, 500 grains de pollen sont comptés à chacun des niveaux analysés, parmi des dizaines ou des centaines de milliers récupérés à partir du centimètre cube de l'échantillon frais de départ, selon la nature plus ou moins organique des sédiments. Ils sont identifiés à divers niveaux de précision taxonomique, de la famille au genre ou même à l'espèce, comme c'est le cas pour la plupart des arbres, arbrisseaux et arbustes de nos forêts.

Pour chaque niveau sédimentaire analysé, le pourcentage de représentation de chaque taxon est calculé, livrant ainsi le spectre, c'est-à-dire l'assemblage pollinique produit par la végétation et qui s'est déposé au fond du lac à l'époque correspondant à la profondeur analysée. L'ensemble des assemblages (ou spectres) polliniques établis pour une même série verticale d'échantillons constitue le diagramme pollinique du site. Ce diagramme livre donc la séquence des assemblages des grains de pollen qui se sont déposés au fond des lacs au fil du temps. La datation au carbone 14 des sédiments en fournit la chronologie, exprimée ici en années étalonnées avant l'Actuel (Richard, 2007).

La figure 2 livre un exemple de diagramme pollinique sous une forme grandement résumée mais complète pour la Forêt Montmorency. En haut à gauche, il montre bien la sous-représentation pollinique du sapin baumier (*Abies balsamea* (Linnaeus) Miller) et, à l'inverse, la surreprésentation pollinique des bouleaux (*Betula* spp.) par rapport à leur abondance réelle dans le paysage environnant. Au sommet, le diagramme montre aussi que des apports de pollen d'essences aujourd'hui absentes de la végétation régionale sont aussi enregistrés, et qu'il en fut de même dans le passé. Les pourcentages polliniques du pin blanc (*Pinus strobus* Linnaeus) ou de la pruche (*Tsuga canadensis* (Linnaeus) Carrière) sont en effet élevés entre 8 000 et 5 000 ans avant l'Actuel; la question se pose de savoir si ces essences, absentes de nos jours, étaient alors présentes autour du milieu de dépôt. Probablement pas, d'après les valeurs relativement faibles atteintes par ces espèces; ce sont sans doute des apports polliniques de sources lointaines, situées plus au sud. En revanche, le pin gris (*Pinus banksiana* Lambert) était sans doute présent autrefois durant la phase de pessière noire (ZAP-4, figure 2), sachant qu'il était alors mieux représenté par son pollen dans des sites voisins (Colpron-Tremblay et Lavoie, 2010). C'est toute la science du palynologue que d'interpréter correctement les

1. Les palynomorphes sont des microfossiles à parois organiques résistantes d'origine continentale (algues d'eaux douces, spores, pollens) ou marine (chitinozoaires, acritarches, dinoflagellés, etc.), ou correspondant à de fins débris d'organismes divers.

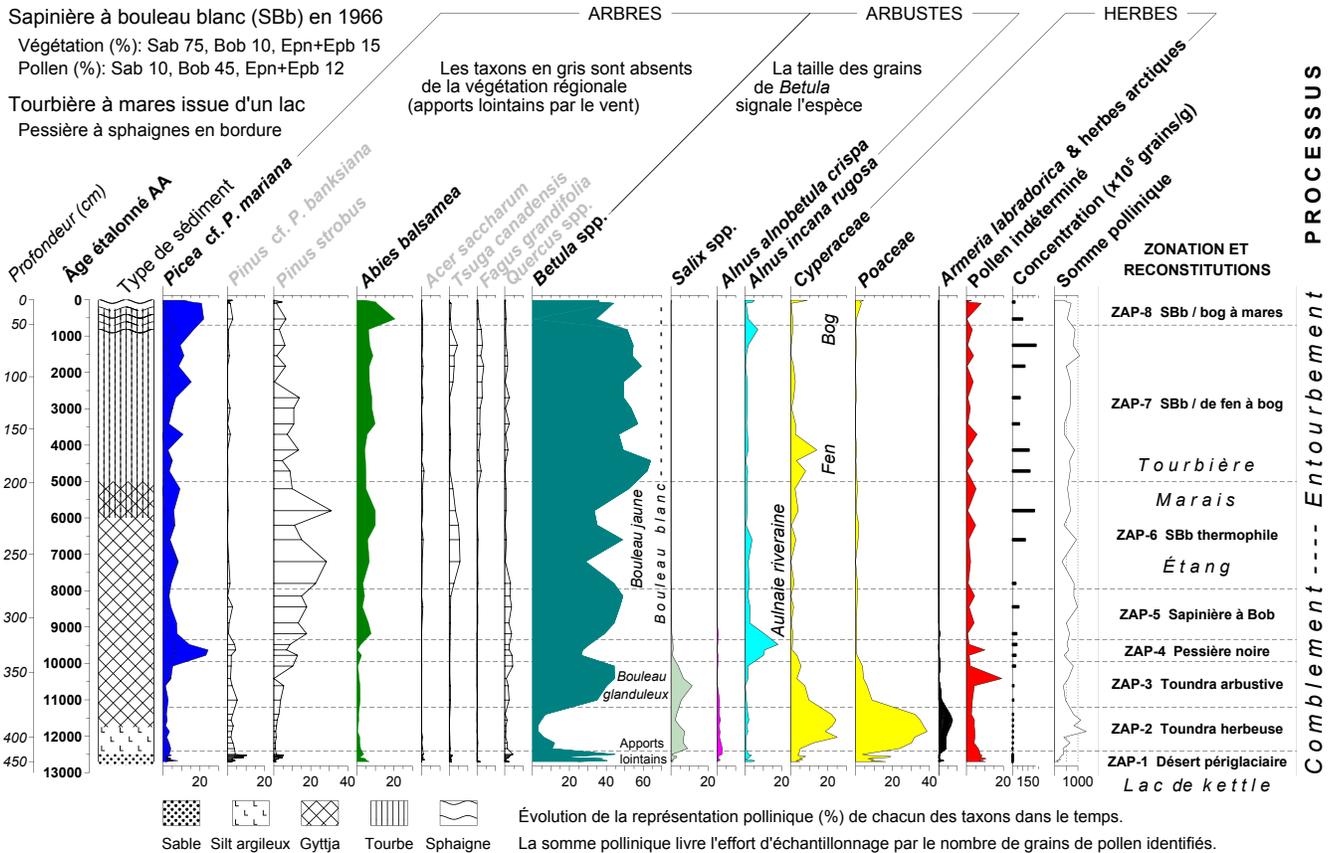


Figure 2. Diagramme simplifié des pourcentages polliniques de la tourbière du ruisseau du lac Joncas à la Forêt Montmorency, dans la réserve faunique des Laurentides (47,26° N. et 71,16° O.; altitude : 747 m). Modifié de Richard (1971) et chronologie révisée grâce à la corrélation palynostratigraphique de sites bien datés (Colpron-Tremblay et Lavoie, 2010; Labelle et Richard, 1981). La composition de la végétation régionale actuelle et sa signature pollinique sont livrées en haut à gauche (Sab : sapin baumier; Bob : bouleau blanc; Epn : épinette noire; Epb : épinette blanche), suivies de la nature du milieu de dépôt. Le type de sédiment accumulé figure dans la colonne de gauche, après les échelles de profondeur et de temps. Quinze palynotaxons (arbres, arbustes, herbes) sont illustrés sur un total de 95 issus de 48 spectres polliniques. Huit zones d'assemblage pollinique (ZAP, à droite de la colonne « Somme pollinique ») furent reconnues, appuyant les reconstitutions de la végétation environnante (en gras) et du milieu local (en italique). SBB : Sapinière à bouleau blanc. Les processus de comblement du plan d'eau initial puis d'entourbement du marais résultant sont indiqués à l'extrême droite.

informations tirées des diagrammes polliniques en s'appuyant sur les connaissances acquises sur la représentation actuelle des plantes par leur pollen, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur de leur aire de peuplement. L'analyse des restes de plantes (graines, feuilles, bourgeons, etc.) contenus dans les sédiments, ou dans les couches des tourbières ou de sols localisés à proximité, livre toutefois des preuves directes de la présence des plantes. Ce ne fut pas le cas du pin blanc et de la pruche dans des sites voisins étudiés par Colpron-Tremblay et Lavoie (2010).

Un exposé exhaustif des diverses techniques et méthodes, de même que les détails de l'approche méthodologique menant à la traduction des diagrammes polliniques en séquences chronologiques de végétation sont livrés dans Fréchette et collab. (2018). Nous en résumons ici les traits essentiels.

### La reconstitution de la végétation

Les assemblages polliniques produits de nos jours par la végétation autour de 1010 sites répartis dans la forêt mixte, la

forêt boréale et la toundra forestière de l'est du Canada, c'est-à-dire ceux enregistrés à la surface des sédiments des lacs, furent d'abord comparés de manière numérique (ressemblances et groupements *K-means*) et associés au domaine bioclimatique dans lequel chaque site se trouve aujourd'hui (Fréchette et collab., 2018). Ces traitements ont établi et mesuré le degré de similitude ou de différence des assemblages polliniques actuels (récents) de chacun des divers domaines bioclimatiques. L'approche a donc permis d'en circonscrire objectivement la signature pollinique, c'est-à-dire l'assemblage pollinique typique produit par chaque domaine.

Pour ce qui est du passé, les spectres polliniques successifs dans chacun des diagrammes polliniques furent comparés numériquement à l'aide d'un groupement agglomératif hiérarchique (Fréchette et collab., 2018; sous presse) afin de définir des assemblages polliniques homogènes superposés, livrant ainsi pour l'aire d'étude 61 palynostratigraphies distinctes. Cette procédure divise le

diagramme en zones d'assemblages polliniques (ZAP), des assemblages dont les spectres individuels sont plus semblables entre eux qu'avec les autres situés plus haut ou plus bas dans la séquence. Cela permet de reconnaître les changements majeurs dans la représentation pollinique de la végétation au cours du temps et d'en apprécier quantitativement la variabilité et l'ampleur, petites ou grandes. Ces ZAP traduisent une palynostratigraphie propre à chaque site (voir la figure 2, à droite). Nous avons exploré la différenciation spatiale des palynostratigraphies sur l'ensemble du territoire, afin d'y circonscrire des expressions polliniques plus ou moins vastes, plus ou moins anciennes et de plus ou moins longue durée.

Afin de reconstituer l'histoire de la végétation, nous avons adopté la méthode des analogues modernes de Guiot et collab. (1989), qui consiste à rechercher, pour chacun des spectres polliniques des niveaux successifs de chaque site, les 5 meilleurs analogues modernes (spectres, ou assemblages unitaires) dans une base de données des assemblages polliniques actuels de 2 418 sites répartis dans tout l'est de l'Amérique du Nord et au Groenland (Whitmore et collab., 2005). Un tel élargissement géographique par rapport à l'aire d'étude est primordial, car l'assemblage pollinique de la végétation du passé et le climat qu'elle représente peuvent trouver leur contrepartie moderne bien au-delà, et ce, dans toutes les directions. Nous avons eu recours à la signature pollinique des divers domaines et sous-domaines bioclimatiques du Québec pour traduire les résultats en termes de végétation plus ou moins semblable à l'actuelle. Nous avons aussi pris en compte la représentation pollinique différentielle des taxons puisque leur pourcentage correspond rarement à leur abondance réelle sur le terrain. Cette représentation est dérivée des observations du couvert végétal récent touchant la sous-représentation ou la surreprésentation pollinique des essences forestières et autres plantes (Richard, 1968; 1976; voir aussi la figure 2, en haut à gauche du diagramme, pour un exemple de différences entre la végétation et le pollen qu'elle produit).

Nous avons enfin procédé au calcul d'assemblages polliniques par tranches de 1 000 ans, afin de simplifier les résultats pour les comparaisons entre les sites et entre les régions ou secteurs. Les 61 sites ont tous fait l'objet d'une reconstitution de la végétation à l'échelle des domaines bioclimatiques.

### **Le modèle de la séquence postglaciaire de végétation : un étalon utile**

La thèse de Richard (1977) prône l'intérêt heuristique (c'est-à-dire propice à des découvertes) que représente la suite latitudinale des domaines actuels de la végétation étalée du nord au sud du Québec, en tant que modèle conceptuel de référence pour l'interprétation des diagrammes polliniques en termes de végétation. Cela permet d'exprimer la séquence des couverts végétaux s'étant établis sur le territoire à la suite du retrait des glaces, dans le même cadre que celui utilisé pour la classification des domaines de végétation du Québec (Grandtner, 1966; Saucier et collab., 2009). En adoptant une telle séquence latitudinale d'unités de végétation comme standard ou étalon

(dans le sens de mètre étalon ou d'étalon-or) auquel comparer la végétation du passé, des séquences temporelles à long terme divergeant de l'étalon de référence peuvent être établies. Les différences peuvent survenir par la composition inusitée des assemblages polliniques (cas de végétation ancienne sans analogue dans la végétation moderne), ou par des inversions dans la séquence attendue des types de végétation, ou encore par des durées anormalement longues ou courtes, voire nulles (effusions et coincements spatiaux et temporels; Dansereau, 1956). La séquence étalon permet donc de raffiner les reconstitutions de la végétation du passé et donne lieu à des découvertes intéressantes et souvent surprenantes.

La procédure quantitative que nous avons utilisée représente une avancée importante par rapport à ce qui a été fait durant les 50 dernières années. En effet, elle permet maintenant de définir et de regrouper plus objectivement les assemblages polliniques récents ou anciens. Elle mesure surtout la similarité ou la différence des signatures polliniques de la végétation du passé, entre elles mais aussi par rapport aux signatures modernes (récentes) de la végétation. Ces évaluations chiffrées renseignent sur le degré d'originalité des couverts végétaux du passé par rapport à ceux qui nous sont contemporains et constituent une réelle percée (Fréchette et collab., 2018; sous presse).

### **L'illustration des résultats**

Ainsi, les diagrammes polliniques révèlent la végétation qui s'est développée autour de chaque site au fil du temps. Les diagrammes de plusieurs sites ont contribué à définir une séquence chronologique moyenne de la végétation pour chaque secteur identifié sur la figure 1. La figure 3 livre ces séquences moyennes pour l'ensemble de la forêt boréale du Québec et du sud du Labrador. Dans les hautes Laurentides, au Témiscouata et en Gaspésie, nous avons toutefois substitué ou inséré la séquence de sites individuels, non illustrés comme tels dans les mémoires (Fréchette et collab., 2018; sous presse). Le but de cet écart dans l'illustration des résultats est de mieux rendre compte de la différenciation spatiale de la couverture végétale des massifs montagneux et de l'arrière-pays du Bas-Saint-Laurent, notamment la longue phase de toundra initiale qui s'est mise en place juste après la déglaciation et les caractères complexes de l'afforestation subséquente. Ce sont : la séquence du centre du massif des Laurentides (MC : une grappe de sites tourbeux fondée sur les diagrammes de Richard, 1971 et de Colpron-Tremblay et Lavoie, 2010); les séquences du Bas-Saint-Laurent (BS : Richard et collab., 1992) et du Témiscouata (TC : Burke et Richard, 2010); la séquence du centre de la Gaspésie (GC : Asnong et Richard, 2003) et enfin la séquence du nord de la Gaspésie (GN : Marcoux et Richard, 1995). Ces séquences individuelles n'en représentent pas moins les divers secteurs auxquels elles sont associées.

À noter que si des traits noirs horizontaux sur les séquences de la figure 3 indiquent l'époque des divers changements de végétation au fil du temps, ces changements furent évidemment graduels, quelque peu étalés de part et

d'autre du moment indiqué. Des changements encore plus graduels sont illustrés par les lignes pointillées en diagonale (figure 3). Lorsque la recherche des meilleurs analogues n'a pas permis de trancher entre deux domaines bioclimatiques semblables aux domaines actuels, alors les deux sont figurés côte à côte dans la même colonne. Mais pour chaque domaine de végétation actuel indiqué au haut des colonnes, il est clair que durant les derniers millénaires, c'est vers lui que converge la végétation, bien que la signature pollinique soit parfois atypique.

Devant l'évidente impossibilité de délimiter précisément l'aire de peuplement de chacun des divers domaines de végétation qui ont existé dans le passé, les cartes de la figure 4 illustrent la végétation de chacun des sites individuels tous

les 2000 ans, de 10 000 ans avant l'Actuel jusque durant les 5 derniers siècles. Ces cartes n'en traduisent pas moins la différenciation spatiale de la couverture végétale au fil du temps.

### Résultats: l'histoire postglaciaire de la végétation

La légende graphique de la figure 3 livre la séquence normalement attendue des types de végétation qui se sont succédé au Québec à la suite de la déglaciation (Richard et Grondin, 2009). Les milieux fraîchement libérés des glaces ont en principe d'abord connu un stade non arboréen. Ce stade comprend le quasi-désert toundrique initial (Td), la toundra herbeuse (Th) et la toundra arbustive (Ta) généralement

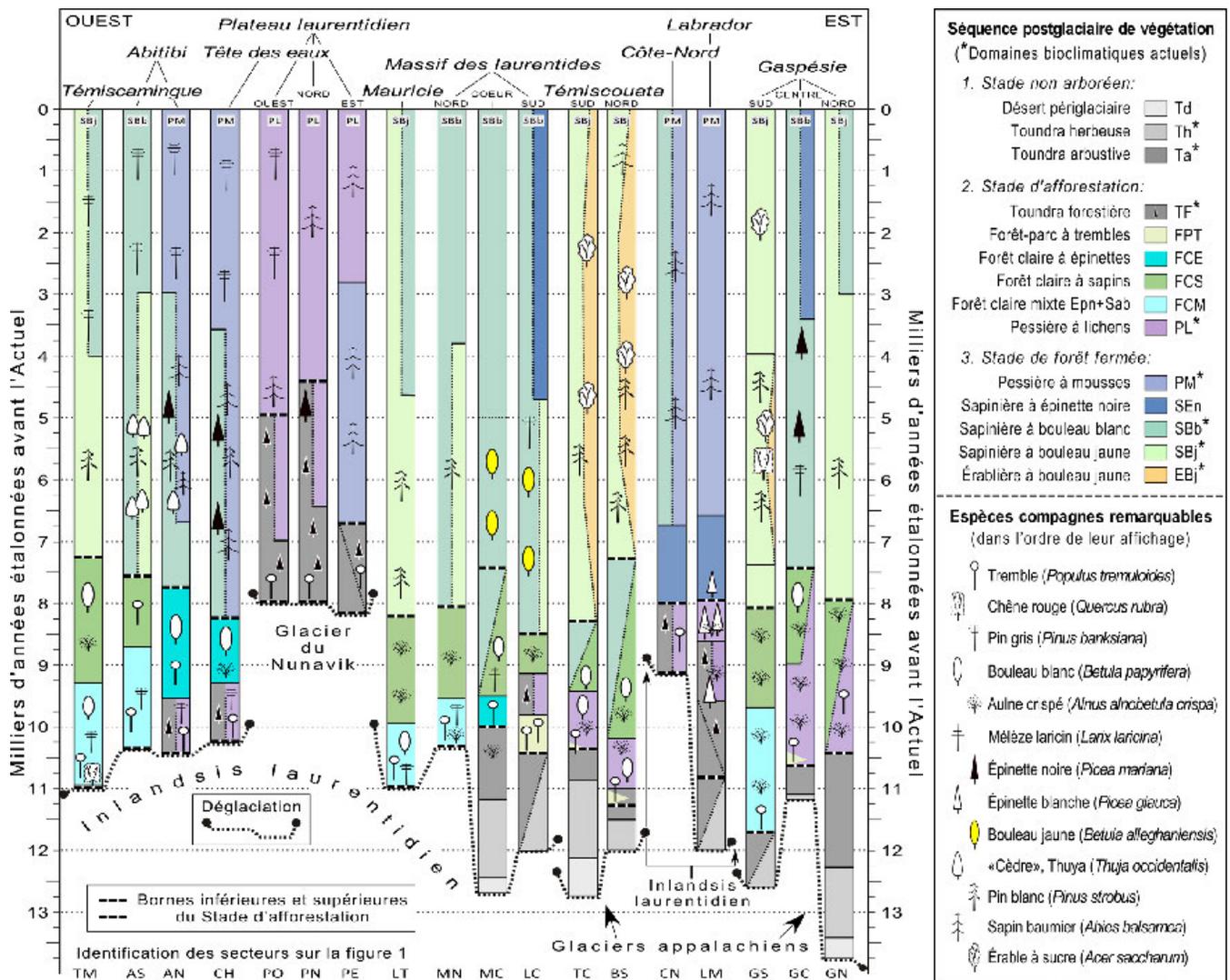


Figure 3. Séquences postglaciaires de la végétation des 18 secteurs (ou régions) de la forêt boréale du Québec et du sud du Labrador qui apparaissent sur la figure 1. Les secteurs sont identifiés au bas de la figure. Ils sont ordonnés d'ouest en est, et le territoire dont ils proviennent est mentionné au haut de la figure. L'espacement plus large entre les séquences distingue les régions. Le sigle du domaine de végétation actuel figure au sommet des séquences. L'échelle de temps est reproduite des deux côtés en milliers d'années avant l'Actuel (soit l'année 1950 de notre ère, par convention). La légende graphique accompagnant la figure livre la séquence étalon des formations végétales (toundras) et des domaines de végétation qui apparaissent sur les colonnes. Elle montre aussi des pictogrammes positionnés à l'époque où certaines essences atteignent une abondance particulièrement élevée dans les paysages végétaux reconstitués.

à bouleau glanduleux (*Betula glandulosa* Michaux). Vient ensuite le stade d'afforestation lors duquel diverses essences forestières se sont établies et des forêts ouvertes se sont formées quand le climat le permettait. La toundra forestière (TF) et la pessière à lichens (PL) actuelles en font partie, mais d'autres types de végétation se sont formés dans le passé : ce sont la forêt-parc à trembles (FPT), la forêt claire à épinettes (FCE), la forêt claire à sapins (FCS) et la forêt claire mixte à épinettes et sapins (FCM). Enfin, un stade de forêt fermée s'est constitué partout où le climat le favorisait. Dans les formations végétales de la toundra et de la toundra forestière contemporaines, la séquence étalon complète ne fut évidemment jamais réalisée. En régions actuellement forestières (figure 1), le stade final de forêts fermées semblables aux domaines bioclimatiques actuels fut atteint, et aussi par des sapinières à épinette noire (SEn) et des intrusions de l'érablière à bouleau jaune (EBj) dans le territoire d'étude.

Durant le stade d'afforestation, la reconnaissance de la pessière à lichens par l'analyse pollinique pose toutefois problème, car nous ne savons pas à ce jour identifier directement des témoins de la couverture lichénique. La signature pollinique actuelle des sites qui se trouvent dans ce domaine bioclimatique permet toutefois de détecter numériquement les assemblages polliniques du passé qui lui ressemblent le plus, et que nous pouvons vraisemblablement lui attribuer. Toutefois, dans l'avenir, la pessière à lichens et la pessière à mousses pourraient être distinguées aussi par leur signature géochimique dans les sédiments des lacs qui s'y trouvent (Bastianelli et collab., 2019). Quant aux diverses forêts claires qui se sont constituées durant l'afforestation (voir la légende graphique de la figure 3), leur identification est fondée sur la représentation pollinique persistante des herbes ou des arbustes, une caractéristique rare en forêt fermée et qui traduit sans aucun doute une sylvie régionale ouverte. Elles s'apparentent le plus souvent à des combinaisons de domaines de végétation reconnus par la recherche numérique des analogues modernes, mais elles n'en constituent pas moins, par leur structure ouverte, des communautés inédites de nos jours.

### **Les paysages végétaux pléniglaciaires**

Au commencement était... la glace. Durant l'ère Quaternaire (les 2,6 derniers millions d'années), les phases glaciaires ont occupé environ 80 % du temps et les phases interglaciaires, environ 20 %. Des glaces couvrant la majeure partie du nord de l'Amérique constituent donc la norme. L'Holocène, c'est-à-dire la période postglaciaire qui couvre les 11 700 dernières années, n'est absolument pas dominante à l'échelle du Quaternaire. Durant les glaciations, la flore du Québec occupait les moyennes latitudes auxquelles elle était naturellement fort bien adaptée en raison de la longue durée de ces périodes. La notion de « refuge glaciaire » est donc inappropriée pour la végétation des périodes glaciaires. Elle ne peut s'appliquer que bien au nord, sur des territoires arctiques au nord des glaces ou sur des nunataks montagnards à l'intérieur de l'aire couverte par les glaces, ou sur les plateaux continentaux

côtiers épargnés par l'inlandsis<sup>2</sup>. Durant les longues périodes glaciaires, la flore ne s'est pas « réfugiée » au sud, puisque c'est sa position normale à l'échelle des temps géologiques. Lors de la dernière période glaciaire, l'inlandsis s'étalait jusqu'à la marge du plateau continental, au-delà des côtes du Labrador, de Terre-Neuve, de la Nouvelle-Écosse et du Maine.

Au Pléniglaciaire, atteint il y a environ 25 000 ans (Dalton et collab., 2020), les données paléocologiques indiquent que des formations conifériennes à épinettes et pins se déployaient bel et bien au sud des glaces, mais la forêt boréale telle que nous la connaissons n'existait alors pas. Les foyers d'abondance des arbres de nos forêts se situaient un peu partout au sud des glaces, mais ils y constituaient des types de végétation fort différents. Des pessières ouvertes abritaient des frênes (*Fraxinus* spp.), des chênes (*Quercus* spp.) et de l'ostryer (*Ostrya* spp.) en quantité, sous des climats plus froids et plus secs surtout en bordure des glaces (Richard, 2016). La température moyenne du globe était alors d'environ 5 °C plus basse qu'aujourd'hui, et le niveau marin mondial, environ 120 m sous le niveau actuel, en raison de l'eau stockée sous forme de glace dans les inlandsis du monde entier.

L'inlandsis laurentidien a commencé à se retirer de sa position maximale au sud des Grands Lacs et à la latitude de New York il y a environ 20 000 ans. Son rythme de recul vers le nord fut très variable. Les plantes ont alors colonisé les terres nouvelles fraîchement déglacées, un phénomène qui ne s'était pas produit avec cette ampleur depuis 120 000 ans, c'est-à-dire lors du début du précédent interglaciaire. Enrichis par la farine de roche produite par l'érosion glaciaire, ces milieux nouveaux étaient particulièrement fertiles. Les plantes herbacées, les arbustes puis les arbres s'y déployèrent successivement ou dans le désordre. L'épinette noire fut parmi les premiers arbres à s'installer. Dominante au début dans la région des Grands Lacs et dans le sud de la Nouvelle-Angleterre, elle s'y fit plus rare durant le retrait des glaces en raison de la compétition engendrée par l'arrivée d'autres arbres mieux adaptés au climat qui se réchauffait, malgré quelques épisodes de retour au froid.

La figure 1 rend compte de la chronologie du retrait des glaces au Québec et aux alentours. Nous prendrons le fil de l'histoire quand elles se retirèrent de notre aire d'étude, à savoir les domaines bioclimatiques modernes des sapinières et des pessières du Québec et du sud du Labrador.

### **L'établissement des premières plantes**

C'est la déglaciation locale qui déclenche la colonisation des terres par les plantes. Un coup d'œil aux figures 1 et 3 permet de constater qu'elle s'est produite à des époques bien différentes dans l'aire d'étude. Remontant à près de 14 000 ans sur la côte gaspésienne septentrionale (secteur GN), elle s'est effectuée il y a 7 500 ans à peine sur le Plateau laurentidien, dans le domaine de la pessière à lichens (secteurs PO, PN et PE). À l'ouest, elle est survenue il y a 11 000 ans au Témiscamingue, dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune (secteur TM).

2. Un inlandsis est une masse de glace d'épaisseur importante s'étendant sur une vaste région terrestre.

En Gaspésie (secteurs GS, GC et GN) et au Bas-Saint-Laurent (BS et TC), c'est la fonte progressive des glaciers appalachiens détachés de l'Inlandsis laurentidien qui a diversement libéré les territoires au fil du temps. Des glaces étaient encore présentes il y a 10 000 ans sur les hauteurs gaspésiennes (GC; Richard et collab., 1997).

Un grand contraste a toujours distingué l'est et l'ouest de la Boréale, tant lors de la déglaciation que par la suite. En effet, un climat maritime règne autour du golfe du Saint-Laurent et du bas estuaire, tandis qu'un climat continental caractérise la façade occidentale de la Boréale malgré la présence de la baie de James et de la mer d'Hudson plus au nord. Contrairement à l'est toujours sous influence maritime depuis 13 000 ans, l'inlandsis s'est attardé jusque vers 11 000 ans AA dans l'ouest de notre aire d'étude. Puis, il y a 8 500 ans, vint l'épisode du lac glaciaire Ojibouai responsable de la formation de la grande ceinture d'argile de l'Abitibi. Les basses terres de la Jamésie furent par la suite envahies par la Mer de Tyrrell.

Les inlandsis et les glaciers sont chapeautés par une masse d'air froid et sec qui, en raison de sa densité, s'écoule violemment tout autour de manière anticyclonique (c'est-à-dire en sens horaire dans l'hémisphère Nord). Ces vents glaciaux furent, entre autres, responsables du façonnement de dunes dans les basses terres laurentiennes il y a environ 10 000 ans, au nord de Trois-Rivières et dans Lotbinière (Filion, 1987). En Boréale orientale (figure 3, secteurs PN, PE et MC à GN), ces vents ont longtemps entretenu des paysages de toundra, notamment sur les côtes gaspésiennes et au Labrador, interdisant la présence des arbres durant des millénaires par endroits (figure 3, secteurs GN et LM). La colonisation végétale s'est d'abord effectuée par le stade non arboréen. Des toundras diverses et variées, entretenues par des climats froids, s'y sont succédé parfois durant des millénaires (figure 3, secteurs MC, LC, BS, TC, GN, GC, GS et LM). Dans ces régions, le climat engendré par la persistance des glaces ou par l'altitude fut donc durant longtemps hostile. Ces toundras sont en quelque sorte des cas d'effusion temporelle des stades non arboréens (Dansereau, 1956). La Côte-Nord (secteur CN) fait toutefois exception en raison de la déglaciation régionale tardive (figures 1 et 3).

Il en fut tout autrement en Boréale occidentale (figure 3, secteurs TM à MN sauf PN et PE). En effet, au sein des actuels domaines bioclimatiques des sapinières et des pessières, le Témiscamingue, l'Abitibi, la région de Chibougamau à la tête des eaux, la Mauricie et l'ouest du massif des Laurentides furent rapidement colonisés par des arbres, notamment par le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michaux) ou le pin gris, même si une toundra arbustive pouvait perdurer, notamment tard dans le nord du Plateau laurentidien, dans la région à l'est du réservoir Caniapiscou (figure 1, secteur PE). L'afforestation y fut donc rapide, les stades de la toundra désertique périglaciaire et de la toundra herbeuse de la séquence étalon y étant absents, coïncés (au sens de Dansereau 1956).

C'est qu'en Boréale occidentale, les vents froids en provenance de l'inlandsis étaient affaiblis car confrontés à la circulation atmosphérique méridienne, c'est-à-dire celle de la masse d'air du Pacifique, modifiée, asséchée et réchauffée par son passage sur le continent. Il y a 11 000 ans, le front de l'inlandsis courait en effet vers le nord-ouest, du nord des Grands Lacs jusqu'au Grand lac des Esclaves dans les Territoires du Nord-Ouest. Ce flanc occidental du grand glacier faisait donc face au flux d'air venant de l'ouest. Il y a 8 000 ans, le Glacier du Nouveau-Québec (ou plus justement, le Glacier du Nunavik) recevait toujours cette masse d'air de plein fouet. En conséquence, la toundra arbustive qui y régnait le plus souvent hébergeait aussi du peuplier faux-tremble et même, un peu plus tard, de l'épinette noire et du pin gris. Sur son flanc oriental, toutefois, le Glacier du Nunavik générait des vents froids qui ont longtemps entretenu une toundra, et ce, jusque vers 6 000 ans AA dans l'arrière-pays du Labrador, entre Nain et Makkovik.

Telles furent les conditions d'établissement des premières plantes et des premiers arbres en Boréale québécoise et labradoréenne, modelées par la situation paléogéographique dans le temps. Des sites du Témiscamingue, juste au sud de la Boréale, offrent toutefois un cas extrême qu'il faut examiner (Richard et Larouche, 1989). Il s'agit de petits lacs situés près du sommet des collines qui furent au départ des îles dans les eaux froides du lac proglaciaire Barlow, un précurseur méridional du lac glaciaire Ojibouai. L'analyse pollinique des tout premiers sédiments accumulés dans les lacs, à partir d'environ 11 000 ans, révèle la présence du pollen d'arbres de la pessière et de la sapinière, mais aussi de plantes de toundra comme le saule herbacé (*Salix herbacea* Linnaeus), la dryade à feuilles entières (*Dryas integrifolia* Vahl), le silène acaule (*Silene acaulis* (Linnaeus) Jacquin) et l'oseille arctique (*Oxyria digyna* (Linnaeus) Hill). Les macrorestes végétaux corroborent cet assemblage pollinique inusité non seulement par des restes de ces plantes de toundra, mais aussi par des graines de mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) et d'épinette noire, de bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marshall), de pin gris, de sapin baumier, de peuplier faux-tremble et de peuplier baumier (*Populus balsamifera* Linnaeus). Nous n'avons pas trouvé de glands ou de feuilles de chêne, ni de macrorestes de l'orme d'Amérique (*Ulmus americana* Linnaeus), du frêne noir (*Fraxinus nigra* Marshall) ou de l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana* (Miller) K. Koch), mais leur pollen est tellement abondant que ces essences devaient alors aussi faire partie du cortège d'espèces. Un mélange bien étrange qui témoigne d'apports de semences par des vents venus du sud, ou peut-être par les canards et les oies dans leurs déplacements. C'est un cas de compénétration des stades de développement postglaciaire du couvert végétal sur les îles du lac proglaciaire Barlow.

### **La constitution des premières forêts**

Le stade de l'afforestation couvre la période qui s'étend de l'arrivée des premiers arbres jusqu'à l'atteinte du stade de forêt fermée. Sa durée varie beaucoup d'une région

à l'autre (figure 3). Elle est la plus courte sur la Côte-Nord (secteur CN) et sur la façade orientale du Plateau laurentidien (secteur PE); elle y couvre toutefois plus de 3 millénaires dans les secteurs PN et PO avant d'atteindre le stade ultime régional de la pessière à lichens il y a 5 000 à 4 500 ans. C'est au Bas-Saint-Laurent (secteur BS) que la durée de l'afforestation est la plus longue, atteignant 4 000 ans.

Ce sont presque toutes les essences de la forêt boréale qui ont migré en ordre dispersé dans les paysages durant l'afforestation. L'épinette noire et le sapin baumier, seuls ou en combinaison, ont le plus souvent dominé des forêts claires, ouvertes, au parterre occupé par des herbes et des arbustes buissonnants. L'aulne crispé (*Alnus alnobetula* subsp. *crispa* (Aiton) Raus) y a joué un rôle important, notamment en Gaspésie (figure 3, secteurs GN, GC, GS), en raison de conditions climatiques plus longtemps sévères, mais favorables à son développement (Fréchette et collab., sous presse). C'est, dans cette région, un cas patent d'effusion temporelle d'une espèce (Dansereau, 1956).

D'après leur signature pollinique et les résultats de la recherche des meilleurs analogues, ces communautés correspondraient souvent à des versions ouvertes des assemblages polliniques modernes de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière à mousses, ou des combinaisons des deux. Ces forêts claires sont donc des paysages végétaux sans analogue moderne à l'échelle des domaines bioclimatiques. La forêt claire à sapin (secteurs TM, AS, LT à BS et GS, GC et GN) et la forêt-parc à peuplier faux-tremble (LC, TC, BS et GC) en sont sans doute les exemples les plus frappants. Cette dernière est souvent éphémère, mais elle est bien développée dans les Laurentides charlevoisiennes (LC) où elle représente un autre cas d'effusion temporelle. Le climat sec qui a suivi le retrait des glaces est sans doute le principal facteur expliquant ces couverts forestiers ouverts. Partout, l'abondance d'essences de début de succession et la présence importante des charbons de bois dans les sédiments suggèrent d'ailleurs une forte activité des feux (Carcaillet et Richard, 2000).

La fin de l'afforestation est survenue surtout entre 8 500 et 7 500 ans avant nos jours dans l'ensemble du territoire, en réponse à l'instauration d'un climat plus chaud et surtout plus humide, sauf sur le Plateau laurentidien, où les conditions sont restées longtemps plus rigoureuses.

### **La diversité maximale des forêts**

L'afforestation terminée, des forêts semblables à celles des domaines bioclimatiques actuels se sont mises en place. Ce furent essentiellement des sapinières à bouleau jaune et des sapinières à bouleau blanc, sauf sur le Plateau laurentidien, sur la Côte-Nord et au Labrador (figure 3).

Dans l'est du Plateau laurentidien près de la frontière du Labrador (secteur PE), la pessière à mousses s'établissait dès 6 750 ans AA, ce qui représente déjà la structure forestière maximale pour la région. Mais à la même époque, au nord et à l'ouest de ce secteur, le couvert végétal des secteurs PN et PO tardait à s'établir en pessière à lichens et les paysages

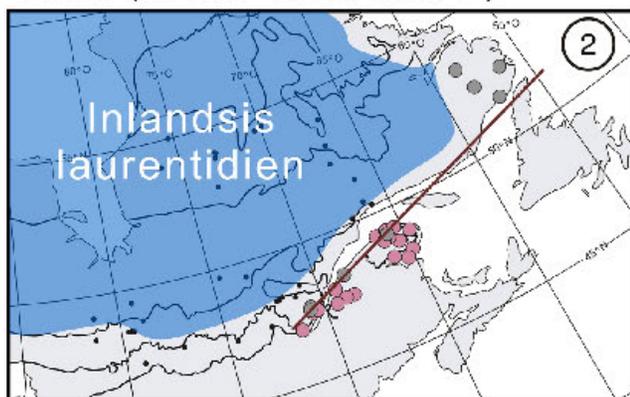
entre 7 000 et 5 000 ans AA devaient être semblables à ceux de l'actuelle toundra forestière (figures 1 et 3).

Sur la Côte-Nord (CN) et au sud-est du Labrador (LM), ce sont des sapinières à épinette noire qui se sont d'abord constituées il y a 8 000 ans. L'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) s'était fortement multipliée au Labrador dès 9 500 ans AA, durant l'afforestation, sans doute en raison de son adaptation au climat maritime frais. Elle a toutefois décliné vers 8 000 ans en raison de l'accumulation de la matière humique dans les horizons superficiels des sols, ce qui aurait entraîné le développement de podzols et favorisé l'épinette noire et le sapin baumier (Engstrom et Hansen, 1985). C'est un cas de régression qui va jusqu'à l'inversion de la séquence étalon, progressive, de développement postglaciaire de la végétation.

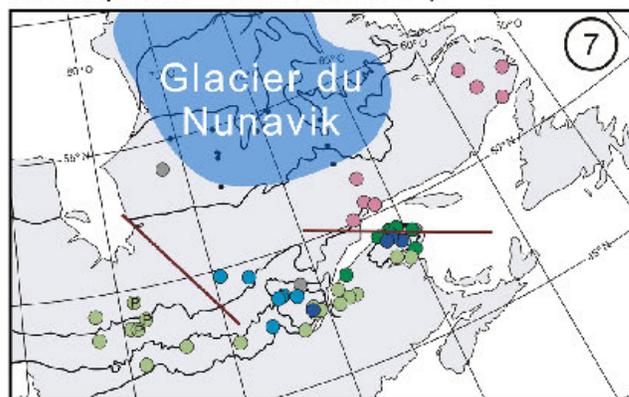
À l'échelle des domaines bioclimatiques, de nombreux changements de végétation se sont produits entre 8 000 à 7 000 ans AA et, par la suite, entre 4 000 et 3 000 ans AA (figure 3). Autour de 7 500 ans AA, le changement consiste dans le passage à des sylves fermées, plus thermophiles, reflétant un climat plus clément. C'est l'instauration de la période de l'optimum climatique, qu'on appelle aussi l'Hypsithermique. Autour de 3 500 ans AA, c'est l'inverse, car le climat s'est généralement détérioré par un refroidissement accompagné d'une augmentation des précipitations et des épisodes orageux générant foudre et feux de forêt. Cette dernière période est appelée le Catathermique ou encore, le Néoglaciare. Le caractère asynchrone des changements de la végétation autour de ces deux charnières temporelles traduit sans doute la résilience des peuplements devant les changements des conditions climatiques régionales. On peut considérer que l'Hypsithermique est une période de progression des espèces, comparativement à une période de régression pour le Néoglaciare (Payette, 1993; Richard, 1993). Durant cette dernière période, l'aire de certaines espèces se serait réduite, créant ainsi des populations marginales, comme ce fut le cas pour le thuya occidental (*Thuja occidentalis* Linnaeus), par exemple (Jules et collab., 2018; Lavoie et Filion, 2001).

Un maximum de diversité est ainsi généralement atteint entre 7 500 et 4 000 ans AA. Le phénomène est illustré sur la figure 3 par l'adjonction de pictogrammes de diverses essences relativement thermophiles sur la trame des domaines bioclimatiques ou de leurs combinaisons. Ces pictogrammes traduisent une abondance accrue de diverses essences aux époques considérées, essences qui étaient auparavant plus rares. C'est le cas du pin blanc, tant dans l'ouest de la Boréale (Terasmae et Anderson, 1970) qu'en Mauricie ou dans les Appalaches. C'est aussi le cas du thuya occidental en Abitibi. Favorisé par la richesse en éléments nutritifs, il fut tellement abondant dans la grande ceinture d'argile il y a 6 500 à 5 000 ans AA, tant côté ontarien que québécois, qu'il est permis d'envisager que les domaines bioclimatiques d'alors aient pu être qualifiés de cédrière à sapin et bouleau blanc ou de cédrière à sapin et bouleau jaune, selon la latitude. Il s'agirait là d'un exemple extrême d'effusion d'une espèce dans l'espace et dans la durée.

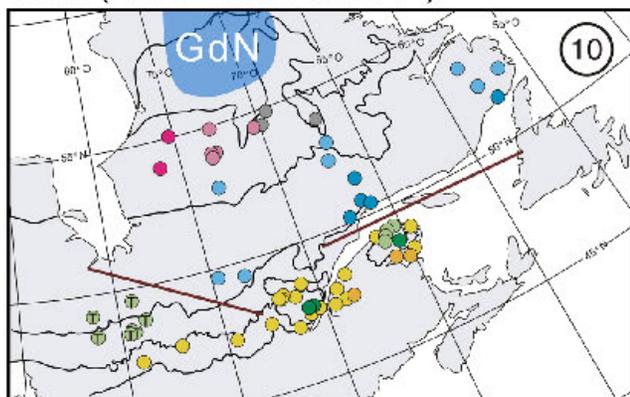
10 000 (10 500 - 9500 ans AA)



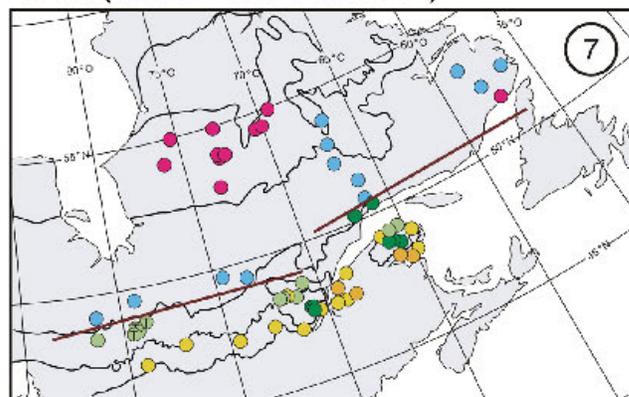
8000 (8500 - 7500 ans AA)



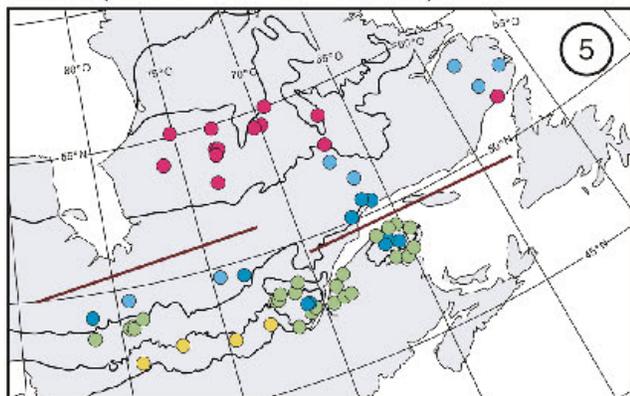
6000 (6500 - 5500 ans AA)



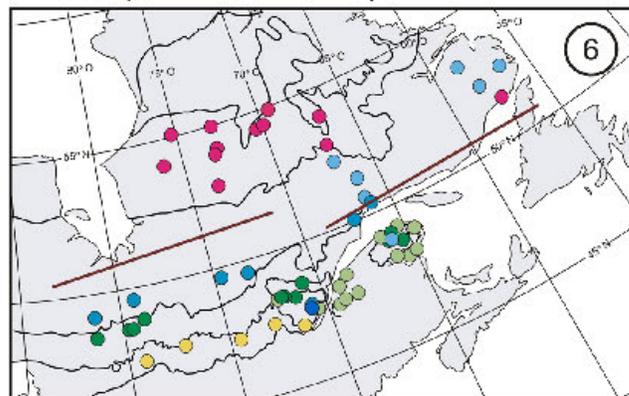
4000 (4500 - 3500 ans AA)



2000 (2500 - 1500 ans AA)



Actuel (500 - 0 ans AA)



- Ta/TF      ● PL      ● PM/SBb      ● SBb      ● SBb/SBj - *Thuja*      ● SBj
- TF/PL      ● PM      ● SEn      ● SBb/SBj      ● SBb/SBj - *Populus*      ● SBj/EBj

Figure 4. Végétation des sites tous les 2000 ans, de 10000 ans avant l'Actuel (AA) jusqu'à nos jours, selon une fenêtre temporelle de 1000 ans sauf pour l'Actuel (5 siècles). Le nombre de domaines de végétation (et leurs combinaisons) reconnus pour chaque époque est affiché au coin supérieur droit, illustrant ainsi la diversité de la couverture végétale au fil du temps. Les sigles des types de végétation sont définis à la figure 3. Des types de végétation sans analogue moderne à dominance de *Thuja* ou de *Populus* sont indiqués sur les cartes de 8000, de 6000 et de 4000 AA. Le trait marron indique l'orientation changeante de gradients climatiquement induits dans l'espace géographique, pour l'ouest et l'est respectivement. Les limites des domaines bioclimatiques actuels (voir la figure 1) sont indiquées par un trait noir.

Au cœur des Laurentides (figure 3, secteur MC), le bouleau jaune s'est sans doute installé sur les bas de pentes dans les abords méridionaux du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc. La grande taille d'une portion des grains de pollen de bouleau soutient cette hypothèse (figure 2). Dans le sud de la Gaspésie (GS), le chêne rouge (*Quercus rubra* Linnaeus) et l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marshall) se sont développés au sein de la sapinière à bouleau jaune; on en trouve encore aujourd'hui des peuplements tout autour de la péninsule, jusqu'à Forillon. Au Bas-Saint-Laurent (secteurs BS et TC), c'est au début de cette période que se sont créées les communautés d'érable à sucre qu'on y trouve encore aujourd'hui, surtout au sommet des basses collines. Dans la région de Chibougamau à la tête des eaux (secteur CH), sur la Côte-Nord (CN) ainsi qu'au Labrador (LM), ce sont les populations de sapin qui se sont multipliées dans les pessières vers la fin de cette période.

### **Vers les forêts modernes**

Il y a environ 3 500 ans, avec le retour à des conditions climatiques plus fraîches et plus humides, les espèces relativement thermophiles ont décliné ou sont devenues rares dans les domaines bioclimatiques des sapinières et des pessières. Le phénomène de régression s'est exprimé. Pour sa part, l'abondance du sapin baumier a nettement diminué dans les domaines de la pessière à lichens et de la pessière à mousses sauf à l'est, sur la Côte-Nord et au Labrador. À l'opposé, le pin gris a gagné de l'importance dans les sous-domaines occidentaux, fort probablement sous l'effet des feux. Ces caractères sont encore manifestes dans la couverture végétale actuelle des pessières (Couillard et collab., 2019; Grondin et collab., 2007).

Par ailleurs, depuis 4 000 ans, plusieurs domaines de végétation ont aussi régressé, le phénomène s'exprimant par une recrudescence des sapinières à bouleau blanc au Témiscamingue (secteur TM), en Abitibi (AN et AS) et en Mauricie (LT) et par l'adjonction de sapinières à épinette noire à la marge orientale du massif des Laurentides (LC) et dans le centre de la Gaspésie (GC) (figure 3). Au Témiscouata (TC), la proportion des peuplements d'érable à sucre a décliné depuis 2 500 ans. Dans ce processus de régression, le nord de l'Abitibi a carrément changé de domaine bioclimatique, passant à celui de la pessière à mousses. Cette réaction régressive s'est manifestée aussi dans la région de Chibougamau, à la tête des eaux (secteur CH), et dans l'est du Plateau laurentidien (PE) où la pessière à mousses fut remplacée par la pessière à lichens durant les 3 000 dernières années. C'est également durant cette période que s'est lentement constituée la pessière à lichens et la toundra forestière, sous l'action répétée des feux (Asselin et Payette, 2005). En définitive, le phénomène de la régression a été observé dans toute la Boréale québécoise et labradoréenne.

### **Des gradients dans l'espace et le temps**

La différenciation spatiale de la couverture végétale de la Boréale au fil du temps ressort manifestement de l'observation de la figure 3. Toutefois, la figure 4 en livre une

représentation cartographique très parlante, tous les 2 000 ans. On y trouve aussi la disposition des glaces d'inlandsis et des glaciers résiduels, ce qui enrichit le contexte paléogéographique déjà évoqué par les isochrones de la figure 1.

Douze domaines bioclimatiques ou combinaisons figurent dans la légende graphique de la figure 4. C'est déjà un renseignement précieux, car le nombre d'entités identifiées numériquement est bien supérieur aux 4 domaines bioclimatiques reconnus actuellement pour les pessières et les sapinières de l'aire d'étude (figure 1), et ce nombre varie d'un millénaire à l'autre (voir les nombres encadrés en haut à droite des cartes). À noter toutefois que les unités mixtes TF/PL et PM/SBb de ces cartes représentent ici l'expression numérique de plusieurs des forêts claires identifiées dans la légende de la figure 3. Durant le 10<sup>e</sup> millénaire, ce nombre n'est que de 2; il grimpe à 7 au 8<sup>e</sup> millénaire et atteint un maximum de 10 au 6<sup>e</sup> millénaire. Il baisse à 7 entités au 4<sup>e</sup> millénaire puis à 5 pour le 2<sup>e</sup> millénaire et remonte à 6 pour l'Actuel, si on ajoute un domaine de la sapinière à épinette noire essentiellement montagnard (Grandtner, 1966). C'est là une démonstration objective de la diversité maximale atteinte lors de l'Hypsithermique.

Au 10<sup>e</sup> millénaire, l'Inlandsis laurentidien exerce encore un contrôle puissant sur le climat, et le gradient climatique est parallèle à son front en recul. Au 8<sup>e</sup> millénaire, c'est un climat contrasté qui affecte l'ouest et l'est du territoire, comme l'illustre la différence de pente des gradients respectifs. Le recul des glaces et l'amélioration climatique favorisent une diversification des domaines de végétation et l'existence d'un domaine inédit à peuplier faux-tremble en Abitibi. Vers 6 000 ans AA, la pente entre les deux gradients se réduit, et ce sont les sapinières à bouleau blanc qui sont les plus variées dans l'ouest du territoire, avec leur composante de thuya occidental. Nous sommes alors durant l'Hypsithermique; la majorité des sites qui se trouvent dans la portion sud de l'aire d'étude appartiennent au domaine de la sapinière à bouleau jaune.

Depuis le 4<sup>e</sup> millénaire avant l'Actuel, le contraste climatique s'oriente de plus en plus de manière à départager d'abord les forêts fermées au sud de celles ouvertes au nord, sauf pour la Côte-Nord qui jouit d'un climat maritime adoucissant, tout en créant des conditions plus semblables aux deux extrémités du territoire. Au 2<sup>e</sup> millénaire, plusieurs sites précédemment caractérisés par une végétation de sapinière à bouleau jaune se sont transformés en une végétation intermédiaire entre la sapinière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc. Ces changements sont associés aux phénomènes de régression actifs au Néoglaciale. Il y a 500 ans, les sites appartiennent tous aux domaines bioclimatiques actuels.

Comme il fallait s'y attendre malgré l'agrégation des données de plusieurs sites par tranches successives d'un millier d'années, le massif des Laurentides, tout comme les montagnes de la Gaspésie perchées sur des plateaux étagés, ont toujours constitué des pôles majeurs de différenciation spatiale de la couverture végétale en raison du gradient climatique que ces reliefs génèrent (figure 4).

## Discussion

La couverture végétale du passé n'était pas moins diversifiée qu'actuellement. Nos reconstitutions par domaine bioclimatique s'expriment forcément à une échelle régionale et masquent nécessairement la différenciation des paysages. Sans aucun doute, le relief, l'exposition, les sols, les microclimats, les feux et les épidémies d'insectes phytophages créaient des mosaïques aussi complexes que de nos jours sur l'ensemble du territoire. Malgré l'apport inestimable de l'identification et de la datation des charbons de bois enfouis dans les sols (Couillard et collab., 2016), les recherches paléoécologiques sont encore largement insuffisantes pour reconstituer le grain de la couverture végétale tel qu'illustré par les sères physiographiques des *Guides de reconnaissance des types écologiques* produits par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs pour chaque région écologique du Québec. S'agissant des résultats de l'analyse pollinique, on ne peut donc que transférer au passé les connaissances tirées du présent et imaginer les plantes des milieux secs dans des stations sèches ou rocheuses, les plantes des milieux humides dans les endroits humides, les plantes des milieux bien drainés à mi-pente des reliefs, etc. En outre, l'analyse pollinique ainsi que la plupart des autres méthodes paléoécologiques appliquées à la reconstitution de la végétation ne reconnaissent au mieux que quelques centaines de taxons parmi les milliers qui constituent la flore québécoise. En conséquence, c'est par analogie réductrice que l'on peut associer aux domaines de végétation du passé l'entière des cortèges floristiques qui caractérisent les domaines bioclimatiques de nos jours. C'est une extrapolation pour le moins osée, mais répandue en paléoécologie. C'est aussi manifestement une hypothèse qu'il convient de vérifier chaque fois que l'occasion se présente.

L'usage du modèle conceptuel de la séquence étalon illustré par la légende graphique de la figure 3 n'en a pas moins permis d'identifier, dans l'histoire postglaciaire des pessières et des sapinières du territoire, des cas de coïncement ou d'effusion de certains stades, ou ceux de divers types de végétation ou de certaines espèces d'arbres ou d'arbustes. Le modèle a aussi permis de révéler la tendance générale à la progression dans la diversité du couvert végétal, progression qui fut suivie d'une régression.

Le présent est la clé du passé. C'est le principe de l'actualisme qu'appliquent les géologues et les géomorphologues depuis Charles Lyell (1797-1875). Pourtant, l'étude du passé révèle aussi des phénomènes qui éclairent le présent.

Le cèdre ou thuya occidental était beaucoup plus abondant dans le passé que de nos jours, comme nous l'avons vu précédemment. Le peuplier faux-tremble n'est pas en reste. Sur le piémont des Laurentides et en quelques endroits en Gaspésie, sa représentation pollinique est énorme durant le stade d'afforestation, au point où nous proposons qu'il ait constitué une forêt-parc, à l'instar de l'*Aspen Parkland* qui ourle le nord des Prairies canadiennes au contact de la forêt boréale (Baldwin et collab., 2018). Mais ce qui est fascinant, c'est de constater que souvent le tremble domine durant de longues

périodes qui peuvent atteindre 500 à 1 500 ans sur les marges méridionales des Laurentides, dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune. Or, il s'agit d'une essence à courte longévité et qui supporte mal la compétition, une espèce forestière dite de transition, censée être vouée à disparaître localement durant le processus de la succession végétale forestière. Quelles sont donc les conditions lui ayant permis de perdurer si longtemps et de façon si abondante à certains endroits dans le passé? L'hypothèse actuellement la plus plausible est liée à une fréquence élevée des feux de forêt sous un climat relativement sec. Le tremble se serait perpétué par drageonnement comme essence dominante, et ce, en présence de ses compétiteurs dont on trouve d'ailleurs le pollen et les graines dans les sédiments. Encore une fois, le passé éclaire le présent en révélant un comportement inusité du peuplier faux-tremble, peu longévif sur de longues périodes; c'est toutefois un comportement assez semblable à celui qu'il présente dans les montagnes plus arides de l'ouest de l'Amérique du Nord (Morris et collab., 2019).

## Conclusion

Le dernier mot n'est pas dit sur l'histoire postglaciaire de la forêt boréale du Québec. De vastes territoires restent encore inexplorés (figure 1), que ce soit par l'analyse pollinique ou par toute autre méthode de reconstitution paléoécologique. Les informations à l'échelle des nombreuses régions écologiques des divers domaines et sous-domaines de végétation de la forêt boréale font encore cruellement défaut. Parmi les thèmes de recherche liés au fonctionnement de la forêt boréale, l'incidence des feux fait l'objet de nombreuses recherches depuis les travaux de Carcaillet et Richard (2000). Des informations locales précises peuvent aussi être tirées de l'étude des charbons de bois enfouis dans les sols (Couillard et collab., 2016). Un autre thème d'importance porte sur l'histoire des épidémies, notamment celles de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clemens). Navarro et collab. (2018a; 2018b) ont pu en reconstituer 10 000 ans d'histoire grâce à l'identification et au dénombrement des écailles des ailes du papillon préservées dans les sédiments du lac Flévy, à la Forêt expérimentale de l'Université du Québec à Chicoutimi. Manifestement, il reste du pain sur la planche pour les recherches paléoécologiques.

De nombreuses questions restent en suspens, comme l'origine des enclaves d'érablières à érable à sucre ou à érable rouge (*Acer rubrum* Linnaeus) trouvées souvent loin à l'intérieur du domaine de la sapinière à bouleau jaune ou même dans celui de la sapinière à bouleau blanc (Paillard, 2018). Quels sont l'origine et l'âge de la mise en place de ces peuplements? Leur abondance a-t-elle varié? Quelle est leur dynamique actuelle? Quel sera leur sort dans la perspective des changements climatiques anticipés pour la Boréale? Ces communautés pourraient-elles coloniser plus de territoire localement, ou même étendre leur aire de peuplement vers le nord?

Quel sera le sort de la forêt boréale elle-même? Comment les changements climatiques affecteront-ils sa composition spécifique, sa diversité, son fonctionnement, la densité et la productivité des peuplements qu'elle abrite,

le régime des perturbations qui s'y produisent? La limite septentrionale des forêts fermées se déplacera-t-elle plus loin au nord? La pessière à lichens sera-t-elle envahie par la pessière à mousses? Déjà, le couvert arbustif de la toundra forestière se développe énormément en étendue et en luxuriance dans la région de Kangiqsualujuaq, par exemple (Tremblay et collab., 2012). La toundra elle-même connaîtra-t-elle un envahissement par les arbres? Où se situera la limite des arbres, elle dont le passé vient à peine d'être dévoilé (Gajewski, 2019; Payette et Lavoie, 1994)? Les récentes études portant sur le legs génétique des changements climatiques du passé (de Lafontaine et collab., 2018) prendront toute leur importance dans l'évaluation du potentiel des arbres pour la conquête de nouveaux espaces à la limite nord de leur aire de peuplement, ou pour le maintien de leurs populations à la limite sud de leur aire, en réaction aux changements climatiques en cours et à venir. Une approche paléocéologique portant sur des archives naturelles variées (sédiments des lacs, couches des tourbières ou bourbiers de sous-bois, sols) et faisant intervenir de multiples méthodes d'investigation permet d'espérer une nette amélioration de nos connaissances.

La forêt boréale telle qu'on la connaît aujourd'hui résulte manifestement d'une longue et lente évolution bien que dans sa forme actuelle, elle soit finalement assez récente: 4000 ans tout au plus. Cette évolution s'est produite dans des contextes environnementaux très divers, et surtout bien différents des conditions historiques, ou même celles des derniers millénaires. L'histoire postglaciaire de la Boréale québécoise et labradoréenne offre une perspective remontant à ses origines et fournit des exemples de la réponse de la végétation aux changements profonds qu'a connus le climat dans le passé. S'agissant de prévoir, ou au moins d'anticiper ses réactions futures, il est sans doute utile de constater que c'est la période de l'établissement des premiers arbres, leur conquête de milieux nouveaux qui fut la plus critique et la plus variée de tout son passé.

À l'origine, les sols issus de la déglaciation étaient très riches en nutriments, plus qu'ils ne l'ont jamais été par la suite. C'est toutefois dans des conditions fortement appauvries que s'effectueront les modifications induites par les changements climatiques, sous des climats difficiles à circonscrire malgré la constante amélioration des modèles prédictifs. La prudence s'impose.

En plus de satisfaire une curiosité intellectuelle certes louable en elle-même, nous espérons que les recherches paléocéologiques contribueront à l'aménagement écosystémique, durable de la forêt boréale québécoise en fournissant une perspective temporelle approfondie de son passé. L'atteinte des cibles d'aménagement, c'est-à-dire les états de référence qu'il faudrait viser pour assurer le maintien de la biodiversité des forêts, ne peut qu'en profiter. Comment au juste? Ce sera aux aménagistes forestiers d'en arrêter le détail. En tant que « vision éthique de la foresterie » (Bélanger, 2001), un aménagement intégré des forêts qui tient compte des valeurs environnementales et des rôles multiples qu'elle joue auprès des citoyens se nourrira certainement des enseignements que

livre son histoire au fil des temps postglaciaires. Ne serait-ce que pour une meilleure connaissance de la Terre Québec.

## Remerciements

Notre gratitude s'adresse d'abord à Monsieur Alayn Larouche, paléobotaniste et palynologue, agent de recherche au Laboratoire Jacques-Rousseau du Département de géographie de l'Université de Montréal, qui a accompagné la création et assuré la gestion des bases de données palynologiques et des macrorestes végétaux. L'appui de Messieurs Jean-Pierre Saucier et Michel Campagna, de la Direction de la recherche forestière du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, fut essentiel à la réalisation de nos synthèses, financées en partie par le Fonds Vert; nous leur sommes infiniment reconnaissants, comme envers Madame Véronique Poirier, géomaticienne au même ministère, pour sa contribution à la figure 1. Notre gratitude s'adresse enfin à l'équipe de rédaction du *Naturaliste canadien* et aux évaluateurs externes anonymes dont les remarques et suggestions nous furent grandement utiles. ◀

## Références

- ASNONG, H. et P.J.H. RICHARD, 2003. La végétation et le climat postglaciaires du centre et de l'est de la Gaspésie, au Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 57 : 37-63.
- ASSELIN, H. et S. PAYETTE, 2005. Late Holocene opening of the forest tundra landscape in northern Québec, Canada. *Global Ecology and Biogeography*, 14 : 307-313.
- BALDWIN, K., L. ALLEN, S. BASQUILL, K. CHAPMAN, D. DOWNING, N. FLYNN, W. MACKENZIE, M. MAJOR, W. MEADES, D. MEIDINGER, C. MORNEAU, J.-P. SAUCIER, J. THORPE et P. UHLIG, 2018. Vegetation zones of Canada: A biogeoclimatic perspective. Map; scale 1:5,000,000. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Sault Ste. Marie, Ontario.
- BASTIANELLI, C., A.A. ALI, Y. BERGERON, C. HÉLY et D. PARÉ, 2019. Tracking open versus closed canopy boreal forest using the geochemistry of lake sediment deposits. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 14 : 3445-3459.
- BÉLANGER, L., 2001. La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est. L'expérience de la Forêt Montmorency. *Le Naturaliste canadien*, 125 (3) : 18-25.
- BURKE, A. et P.J.H. RICHARD, 2010. L'occupation du Témiscouata pendant l'Archaïque: la comparaison du registre archéologique et du registre paléoenvironnemental. Dans: LOEWEN, B., C. CHAPPELAINE et A. BURKE (édit.). *De l'archéologie analytique à l'archéologie sociale. Recherches amérindiennes au Québec*, Collection Paléo-Québec 34, p. 103-127.
- CARCAILLET, C. et P.J.H. RICHARD, 2000. Holocene changes in seasonal precipitation highlighted by fire incidence in eastern Canada. *Climate Dynamics*, 16 : 549-559.
- COLPRON-TREMBLAY, J. et M. LAVOIE, 2010. Long-term stand-scale dynamics of a boreal mixed forest in Québec, Canada. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 161 : 43-58.
- COUILLARD, P.-L., M. FRÉGEAU, S. PAYETTE, P. GRONDIN, M. LAVOIE et J. LAFLAMME, 2016. Dynamique et variabilité naturelle de la pessière à mousses au nord de la région du Lac-Saint-Jean, Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Secteur des forêts, Direction des inventaires forestiers, 35 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/rapport-dynamique.pdf>.
- COUILLARD, P., S. PAYETTE, M. LAVOIE et J. LAFLAMME, 2019. La forêt boréale du Québec: influence du gradient longitudinal. *Le Naturaliste canadien*, 143 (2) : 18-32. <https://doi.org/10.7202/1060052ar>.
- DALTON, A. S., M. MARGOLD, C.R. STOKES, L. TARASOV, A.S. DYKE, R.S. ADAMS, S. ALLARD, H.E. ARENDS, N. ATKINSON, J. ATIG, P.J. BARNETT, R.L. BARNETT, M. BATTERSON, T. BELL, P. BERNATCHEZ, H.W. BORNIS, JR., A. BRECKENRIDGE, J.P. BRINER, E. BROUARD, J.E. CAMPBELL, A.E. CARLSON, J.J. CLAGUE, B.B. CURRY,

- R.A. DAIGNEAULT, H. DUBÉ-LOUBERT, D.J. EASTERBROOK, D.A. FRANZI, H.G. FRIEDRICH<sup>†</sup>, S. FUNDER, M.S. GAUTHIER, A.S. GOWAN, K.L. HARRIS, B. HÉTU, T.S. HOOPER<sup>†</sup>, C.E. JENNINGS, M.D. JOHNSON, A.E. KEHEW, S.E. KELLEY, D. KERR, E.L. KING, K.K. KJELDSEN, A.R. KNAEBLE, P. LAJEUNESSE, T.R. LAKEMAN, M. LAMOTHE, P. LARSON, M. LAVOIE, H.M. LOOPE, T.V. LOWELL, B.A. LUSARDI, L. MANZ, I. MCMARTIN, F.C. NIXON, S. OCCHIETTI, M.A. PARKHILL, D.J.W. PIPER, A.G. PRONK, P.J.H. RICHARD, J.C. RIDGE, M. ROSS, M. ROY, A. SEAMAN, J. SHAW, R.R. STEA, J.T. TELLER, W.B. THOMPSON, H.L. THORLEIFSON, D.J. UTING, J.J. VEILLETTE, B.C. WARD, T.K. WEDDLE et H.E. WRIGHT, Jr.<sup>†</sup>, 2020. An updated radiocarbon-based ice margin chronology for the last deglaciation of the North American Ice Sheet Complex. *Quaternary Science Reviews*, 234 (2020) 106223. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106223>.
- DANSEREAU, P., 1956. Le coincidence, un processus écologique. *Acta Biotheoretica*, 11 : 157-178.
- DYKE, A.S., A. MOORE et L. ROBERTSON, 2003. Deglaciation of North America. Geological Survey of Canada, Open File 1574.
- ENGSTROM, D.R. et B.C.S. HANSEN, 1985. Postglacial vegetational change and soil development in southeastern Labrador as inferred from pollen and chemical stratigraphy. *Canadian Journal of Botany*, 63 : 543-561.
- FÆGRI, K., P.E. KALAND et K. KRZYWINSKI, 1989. Textbook of pollen analysis, 4<sup>th</sup> edition, John Wiley and Sons, New York, x + 328 p.
- FILION, L., 1987. Holocene development of parabolic dunes in the central St. Lawrence Lowlands, Quebec. *Quaternary Research*, 28 : 196-209.
- FRÉCHETTE, B., P.J.H. RICHARD, P. GRONDIN, M. LAVOIE et A.C. LAROUCHE, 2018. Histoire postglaciaire de la végétation et du climat des pessières et des sapinières de l'ouest du Québec. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière n° 179, xvii+165 p., Suppléments : 84 p. Disponible en ligne à <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/recherche/Memoire179.pdf> et <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/recherche/memoire179-supplement.pdf>.
- FRÉCHETTE, B., P.J.H. RICHARD, M. LAVOIE, P. GRONDIN et A.C. LAROUCHE (sous presse). Histoire postglaciaire de la végétation et du climat des pessières et des sapinières de l'est du Québec et du Labrador méridional. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Mémoire de recherche forestière.
- GAJEWSKI, K., 2019. Environmental history of the northwestern Quebec treeline. *Quaternary Science Reviews*, 206 : 29-43.
- GRANDTNER, M.M., 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Les Presses de l'Université Laval, Québec, 216 p.
- GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE, 2007. L'intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d'unités homogènes du Québec méridional. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 150, 62 p. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Grondin-Pierre/Memoire150.pdf>.
- GUIOT, J., A. PONS, J.-L. DE BEAULIEU et M. REILLE, 1989. A 140,000-year continental climatic reconstruction from two European pollen records. *Nature*, 338 : 309-313.
- JULES, A.N., H. ASSELIN, Y. BERGERON et A.A. ALI, 2018. Are marginal balsam fir and eastern white cedar stands relics from once more extensive populations in north-eastern North America? *The Holocene*, 28 : 1672-1679.
- LABELLE, C. et P.J.H. RICHARD, 1981. Végétation tardiglaciaire et postglaciaire au sud-est du parc des Laurentides, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 35 : 345-359.
- LAFONTAINE, G. de, J.D. NAPIER, R.J. PETIT et F.S. HU, 2018. Invoking adaptation to decipher the genetic legacy of past climate change. *Ecology*, 99 : 1530-1546.
- LAVOIE, M., 2008. Les grains de pollen, des témoins de l'histoire du couvert végétal. *Histoires forestières du Québec*, 1 : 10-14.
- LAVOIE, M. et L. FILION, 2001. Holocene vegetation dynamics on Anticosti Island, Québec, and consequences of remoteness on ecological succession. *Quaternary Research*, 56 : 112-127.
- MARCOUX, N. et P.J.H. RICHARD, 1995. Végétation et fluctuations climatiques postglaciaires sur la côte septentrionale gaspésienne, Québec. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 32 : 79-96.
- MORRIS, J.L., R.J. DE ROSE, T. BRUSSEL, S. BREWER, A. BRUNELLE et J.N. LONG, 2019. Stable or seral? Fire-driven alternative states in aspen forests of western North America. *Biology Letters*, 15 : 20190011. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2019.0011>.
- NAVARRO, L., A.-E. HARVEY, A. ALI, Y. BERGERON et H. MORIN, 2018a. A Holocene landscape dynamic multiproxy reconstruction: How do interactions between fire and insect outbreaks shape an ecosystem over long time scales? *PLoS ONE* : <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204316>.
- NAVARRO, L., A.-E. HARVEY et H. MORIN, 2018b. Lepidoptera wing scales: a new paleoecological indicator for reconstructing spruce budworm abundance. *Canadian Journal of Forest Research*, 48 : 302-308.
- PAILLARD, J., 2018. Dynamique holocène de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh) dans l'ouest du Québec. Mémoire de M. Sc., Université du Québec à Montréal et Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 77 p.
- PAYETTE, S., 1993. The range limit of boreal tree species in Québec-Labrador: an ecological and palaeoecological interpretation. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 79 : 7-30.
- PAYETTE, S. et C. LAVOIE, 1994. The arctic tree line as a record of past and recent climate change. *Environmental Reviews*, 2 : 78-90.
- RICHARD, P., 1968. Un spectre pollinique type de la sapinière à bouleau blanc pour la forêt Montmorency. *Le Naturaliste canadien*, 95 : 565-576.
- RICHARD, P., 1971. Two pollen diagrams from the Quebec City area Canada. *Pollen et Spores*, 13 : 523-559.
- RICHARD, P., 1976. Relations entre la végétation actuelle et le spectre pollinique au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 103 : 53-66.
- RICHARD, P.J.H., 1977. Histoire post-wisconsinienne de la végétation du Québec méridional, par l'analyse pollinique. Publications et rapports divers, Service de la recherche, ministère des Terres et Forêts du Québec, tome 1 : texte, 312 p., 41 tableaux; tome 2 : 114 figures et 24 diagrammes polliniques portant sur 21 localités.
- RICHARD, P.J.H., 1993. Origine et dynamique postglaciaire de la forêt mixte au Québec. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 79 : 31-68.
- RICHARD, P.J.H., 2007. Le paysage tardiglaciaire du « Grand Méganticois » : état des connaissances. Dans : Chapdelaine, C. (édit.). *Entre lacs et montagnes au Méganticois, 12 000 ans d'histoire amérindienne. Recherches amérindiennes au Québec, Collection Paléo-Québec* 32, p. 21-45.
- RICHARD, P.J.H., 2016. Voyage à la suite d'un glacier. *Quatre-Temps*, 40 : 42-45.
- RICHARD, P.J.H. et P. GRONDIN, 2009. Histoire postglaciaire de la végétation. Dans : *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (édit.). Manuel de foresterie, 2<sup>e</sup> édition. Ouvrage collectif, Éditions MultiMondes, Québec*, p. 170-176.
- RICHARD, P.J.H. et A.C. LAROUCHE, 1989. La végétation postglaciaire du Témiscamingue, Québec, durant l'épisode glaciolacustre Barlow. *Canadian Journal of Botany*, 67 : 544-558.
- RICHARD, P.J.H., A.C. LAROUCHE et G. LORTIE, 1992. Paléophytogéographie et paléoclimats postglaciaires dans l'ouest du Bas-Saint-Laurent. *Géographie physique et Quaternaire*, 46 : 151-172.
- RICHARD, P.J.H., J. VEILLETTE, A.C. LAROUCHE, B. HÉTU, J.T. GRAY et P. GANGLOFF, 1997. Chronologie de la déglaciation en Gaspésie : nouvelles données et implications. *Géographie physique et Quaternaire*, 51 : 163-184.
- SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE, J. GOSSELIN, C. MORNEAU, P.J.H. RICHARD, J. BRISSON, L. SIROIS, A. LEDUC, H. MORIN, É. THIFFAULT, S. GAUTHIER, C. LAVOIE et S. PAYETTE, 2009. *Écologie forestière. Dans : Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (édit.). Manuel de foresterie, 2<sup>e</sup> édition. Ouvrage collectif, Éditions MultiMondes, Québec*. p. 165-316.
- TERASMAE, J. et T.W. ANDERSON, 1970. Hypsithermal range extension of white pine (*Pinus strobus* L.) in Québec, Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 7 : 406-413.
- TREMBLAY, B., E. LÉVESQUE et S. BOUDREAU, 2012. Recent expansion of erect shrubs in the Low Arctic: evidence from Eastern Nunavik. *Environmental Research Letters*, 7 : 1-11.
- WHITMORE, J., K. GAJEWSKI, M. SAWADA, J.W. WILLIAMS, B. SHUMAN, P.J. BARTLEIN, T. MINCKLEY, A.E. VIAU, T. WEBB III, S. SHAFER, P. ANDERSON et L. BRUNBAKER, 2005. Modern pollen data from North America and Greenland for multi-scale paleoenvironmental applications. *Quaternary Science Reviews*, 24 : 1828-1848.

# LA FAUNE, notre mission, notre passion !

Grâce à la générosité de nos donateurs et aux contributions des chasseurs, pêcheurs et piégeurs, 294 projets de conservation de la faune ont été soutenus en 2018-2019 !

- Des initiatives réalisées par des organismes du milieu ;
- Sélectionnées avec rigueur par des experts ;
- Pour des impacts réels sur les milieux de vie de la faune.

Julie Audet / Québec couleur nature

## › Faites partie du mouvement faunique !

Devenez donateur mensuel :

[www.fondationdelafaune.qc.ca/aide/don\\_mensuel/](http://www.fondationdelafaune.qc.ca/aide/don_mensuel/)



**iA**  
Valeurs mobilières

**Gervais Comeau** Conseiller en placement

1040, avenue Belvédère bureau 101, Québec (Québec) G1S 3G3  
Téléphone : 418 681-2442 • [gervais.comeau@iagto.ca](mailto:gervais.comeau@iagto.ca)



[www.iavaleursmobilières.ca](http://www.iavaleursmobilières.ca)



**Yvan Bedard**  
PHOTONATURE  
Ph.D. Prof. émérite  
Neuville, Qc  
Canada G0A 2R0  
1-418-561-7046

[yvan\\_bedard@hotmail.com](mailto:yvan_bedard@hotmail.com)

PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS

<http://yvanbedardphotonature.com>