

le naturaliste canadien

Volume 146, numéro 2
2022

SOCIÉTÉ PROVANCHER

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement



Dans les profondeurs des lacs des Laurentides, le roc conserve la mémoire des millénaires.

Photo : Jacques Lech



Société
Provancher

Président

Daniel St-Onge

Vice-président

Philippe Arsenault

Trésorière

Catherine Thomassin

Administrateurs

Christine Bélanger

Agathe Cimon

René Nault

le **naturaliste**
canadien

Bureau de direction

Agathe Cimon

Bruno Drolet

Jean Hamann

Claude Lavoie

Pierre Périnet

Yvan Pouliot

Isabelle Simard

Denise Tousignant

Équipe éditoriale

Denise Tousignant,

rédacrice en chef

Martin Lavoie,

rédacteur en chef adjoint

Claude Samson,

rédacteur en chef adjoint

Yan Boucher

François Brassard

Marc-Antoine Couillard

Mathieu Cusson

Christian Hébert

Patrick Lajeunesse

Marc Mazerolle

Stéphanie Pellerin

Martin-Hugues

St-Laurent

Junior Tremblay

**Révision linguistique
et technique**

Louise Champoux

Agathe Cimon

Andrew P. Coughlan

Hélène Lahaise

Émilie Peco

Nancy Pelletier

Pierre Périnet

Yanick Plourde

**Correction
des épreuves**

Marc Dufresne

Pierre Périnet

Camille Rousseau

Mise en page

Emmanuel Gagnon

Le Naturaliste canadien est recensé par Repères, Cambridge Scientific Abstracts et Zoological Records. La revue 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 : 3^e trimestre 2022

Bibliothèque nationale du Québec

© Société Provancher d'histoire

naturelle du Canada 2022

Bibliothèque nationale du Canada

ISSN 1929-3208 (En ligne)

MILIEUX AQUATIQUES

- Inventaire ichtyologique du bassin versant de la zone du Chêne et de la forêt de la Seigneurie de Lotbinière au moyen de l'ADN environnemental** 3
*François Caron, Martin Laporte
et Louis Bernatchez*

GÉOMORPHOLOGIE

- Sous la surface des lacs des Laurentides: des témoignages de la dernière période glaciaire** 19
*Benoît Faucher, Jean-Louis Courteau
et Bernard Lauriol*

HERPÉTOLOGIE

- Survie hivernale d'une tortue de Reeves (*Mauremys reevesii*) au Québec** 26
*Myriame Tanguay, Jean-François Desroches,
Étienne Marcotte et Mathieu Ouellette*

ORNITHOLOGIE

- Densité de population de la chouette rayée (*Strix varia*) au mont Saint-Bruno** 30
*François Morneau, Pierre Wery
et Donald Rodrigue*

LES LIVRES

- Repenser la conservation de l'environnement** 41
Jean Hamann

Inventaire ichthyologique du bassin versant de la zone du Chêne et de la forêt de la Seigneurie de Lotbinière au moyen de l'ADN environnemental

François Caron*, Martin Laporte* et Louis Bernatchez

Résumé

L'inventaire ichthyologique sur le territoire de l'Organisme de bassins versants (OBV) de la zone du Chêne et de la forêt de la Seigneurie de Lotbinière (FSL) a été réalisé par l'analyse de l'ADN environnemental (ADNe). Le but principal consiste à documenter la diversité et l'abondance relative des poissons dans plusieurs sites de la FSL ainsi qu'en territoire agroforestier, et de comparer la richesse spécifique détectée par l'ADNe à celle obtenue lors d'inventaires antérieurs. Quarante et une espèces de poissons sont présentes sur le territoire, dont l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) recherchés par les pêcheurs, ainsi que deux espèces d'un intérêt particulier pour la conservation, le fouille-roche gris (*Percina copelandi*) et le méné bec-de-lièvre (*Exoglossum maxillingua*). Quatre espèces y sont répertoriées pour la première fois. Lorsque la capture de poissons n'est pas nécessaire, l'ADNe est une technique très efficace qui permet de dresser un portrait plus complet des espèces en présence avec un effort d'échantillonnage moindre que les techniques d'inventaires traditionnels, et ce, de manière beaucoup moins invasive.

MOTS-CLÉS : ADNe, conservation, inventaire ichthyologique, poisson, rivière

Abstract

An analysis of environmental DNA (eDNA) was used to document the fish community in the watershed managed by the Organisme de bassin versant de la zone du Chêne and in the Forêt de la Seigneurie de Lotbinière (FSL) (Québec, Canada). The main goal was to document species diversity and relative abundance at different sites within the FSL and in the adjacent agroforestry landscape, and to compare the species richness detected by eDNA with that obtained during previous traditional inventories. Forty-one species of fish were detected, including 2 species sought after by anglers, the brook charr (*Salvelinus fontinalis*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*), and 2 species of particular conservation interest, the channel darter (*Percina copelandi*) and cutlip minnow (*Exoglossum maxillingua*). Four species were new records for the watershed. When fish do not need to be caught, eDNA sampling offers a highly effective and much less invasive means of obtaining a detailed picture of the species present. Furthermore, it requires a lower sampling effort than traditional survey techniques.

KEYWORDS: conservation, eDNA, fish, river, survey

Introduction

Origine et mandat des organismes de bassins versants

En 2009, le gouvernement du Québec a adopté la loi sur l'eau (MELCC, 2009) et a redécoupé le Québec méridional en 40 zones de gestion, chacune prise en charge par un organisme de bassin versant (ROBVQ, 2022). Leurs mandats consistent, entre autres, à « élaborer le plan directeur de l'eau (PDE) pour les bassins versants de leur zone hydrographique en informant et en faisant participer la population » (ROBVQ, 2022).

En 2014, l'Organisme de bassins versants de la zone du Chêne (OBV du Chêne) a produit un premier PDE qui rapportait la présence connue à ce jour des poissons inventoriés par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et par ses propres inventaires (OBV du Chêne, 2020a). Pour combler certaines lacunes dans ce document, un plan d'action prévoyant la « mise à jour des données ichthyologiques et des données concernant les espèces menacées et vulnérables » a été adopté (OBV du Chêne, 2020b). C'est dans ce cadre qu'il

a été décidé de procéder à un inventaire ichthyologique en utilisant une nouvelle technique plus appropriée pour évaluer la diversité ichthyologique du territoire.

François Caron est biologiste à la retraite du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Il est membre du conseil d'administration de l'Organisme de bassins versants de la zone du Chêne, 6375, rue Garneau, Sainte-Croix (Québec) G0S 2H0.

fr1caron@gmail.com

Martin Laporte est biologiste à la Direction de l'expertise de la faune aquatique du MFFP.

martin.laporte@mffp.gouv.qc.ca

Louis Bernatchez est directeur de l'Institut de biologie intégrative et des systèmes à l'Université Laval ainsi que de la Chaire de recherche du Canada en génomique et conservation des ressources aquatiques.

louis.bernatchez@bio.ulaval.ca

* co-premiers auteurs

Importance de l'inventaire de la faune piscicole en rivière

La conservation des ressources halieutiques et fauniques exige, en premier lieu, une connaissance des espèces en présence. L'inventaire exhaustif de la biodiversité des poissons des cours d'eau d'un territoire présente d'importants défis en raison des multiples habitats qui s'y trouvent depuis leur source jusqu'à leur embouchure, souvent à plusieurs kilomètres de distance. La vitesse du courant, en particulier, est variable, influencée non seulement par les précipitations, par le couvert de glace ou sous nos latitudes, par la débâcle printanière, mais aussi par la topographie environnante, la granulométrie des sols et la couverture végétale des berges. La qualité et la quantité des apports d'eau peuvent être également très variables le long du parcours des différents cours d'eau et ne pas convenir à certaines espèces de poissons. Un poisson peut aussi se déplacer d'un habitat à l'autre au cours d'une même année, selon ses besoins vitaux pour trouver des sites d'alimentation, de reproduction ou même des refuges thermiques dont les caractéristiques ne sont pas nécessairement les mêmes pour chacune des espèces (Roussel et Bardonnet, 2002).

Par ailleurs, les techniques d'inventaire de poissons en milieu lacustre, comme le filet maillant et la seine de rivage, sont beaucoup moins performantes en milieu lotique, (c'est-à-dire les ruisseaux et les rivières; Casselman et collab., 1990). La technique la plus utilisée depuis plusieurs décennies, particulièrement pour les inventaires dans les petits cours d'eau au Québec, est la pêche à l'électricité, aussi appelée pêche électrique (PÉ). Celle-ci permet la capture de spécimens, temporairement paralysés par le courant électrique que l'on fait circuler entre une anode et une cathode. Pour inventorier l'ensemble des habitats et obtenir un portrait complet des espèces présentes, il faut alors qu'une équipe, idéalement de trois personnes, se déplace dans plusieurs types d'habitats à plus d'une occasion. Au Québec, cette technique nécessite une formation particulière. De plus, l'obtention d'un permis de bons soins aux animaux et d'un permis SEG (scientifique, éducatif et de gestion faunique) est maintenant exigée pour capturer et manipuler les spécimens récoltés. L'identification des captures peut aussi être laborieuse et requiert généralement une solide expertise taxonomique, particulièrement pour les poissons juvéniles et les espèces de petite taille, comme ceux de la famille des cyprinidés, aux caractéristiques externes parfois semblables d'une espèce à l'autre. Enfin, cette technique de capture peut aussi causer des stress, voire des mortalités indésirables, notamment en présence d'espèces qui revêtent un intérêt particulier pour la conservation.

Dans ce contexte, l'étude actuelle a été entreprise dans le but de : i) documenter la diversité et l'abondance relative des poissons par l'analyse de l'ADN environnemental (ADNe) ; ii) comparer la communauté de poissons de la forêt de la Seigneurie de Lotbinière (FSL) avec celle du milieu agroforestier hors de la FSL ; iii) comparer la richesse

spécifique détectée par l'analyse de l'ADNe à celle obtenue lors d'inventaires antérieurs par diverses autres méthodes.

Qu'est-ce que l'ADNe?

L'ADNe est l'ADN résiduel que les organismes libèrent dans leur environnement sous différentes formes, telles que les cellules cutanées, le mucus, les déchets métaboliques ou encore les gamètes libérés au moment de la reproduction. Au cours de la dernière décennie, l'augmentation fulgurante des connaissances en génétique et l'amélioration constante des séquenceurs d'ADN ont permis de développer cet outil très performant pour identifier l'ADN des organismes présents dans l'environnement (Deiner et collab., 2021). Dans les systèmes lotiques, il est possible de recueillir de l'ADN d'individus se trouvant plus en amont dans le cours d'eau en plus de celui des individus présents au site d'échantillonnage. L'utilisation d'amorces génétiques spécifiques à une espèce permet d'amplifier, puis de séquencer son ADN en ne récoltant que quelques centaines de millilitres d'eau. Il est alors possible de détecter la présence d'une espèce et d'estimer son abondance en utilisant le nombre de séquences d'ADN trouvées dans l'échantillon. Il est aussi possible d'obtenir un portrait global de la biodiversité d'un groupe taxonomique donné en utilisant i) des amorces génétiques permettant d'amplifier et de séquencer l'ADN de l'ensemble du taxon étudié présent dans un environnement donné et ii) une base de données de référence permettant d'associer les séquences d'ADNe à chacune des espèces du taxon étudié (Deiner et collab., 2017).

L'analyse de l'ADNe est rapidement devenue très utile pour les inventaires en eau douce puisqu'elle est moins coûteuse que les techniques conventionnelles et qu'elle ne demande pas de sacrifier des individus. De plus, cette technique pourrait mieux détecter l'ensemble des espèces présentes que les méthodes conventionnelles, soit la PÉ, les filets maillants, les pièges de capture et les inventaires en apnée (Kelly et collab., 2014; Taylor et Gemmill, 2016). Au Québec, des études récentes réalisées dans les laboratoires de l'Institut de biologie intégrative et des systèmes (IBIS¹) ont démontré l'efficacité de l'analyse de l'ADNe en lac et en rivière pour détecter et estimer l'abondance d'une espèce de poisson (Lacoursière-Roussel et collab., 2016; Laporte et collab., 2020) et pour documenter la composition en espèces des communautés de poissons, autant à des petites qu'à de grandes échelles spatiales (Afzali et collab. 2021; Berger et collab., 2020; Boivin-Delisle et collab., 2021; Garcia-Machado et collab., 2022; Laporte et collab., 2021). Bien que notre étude soit dirigée vers l'inventaire des poissons, les amorces génétiques utilisées peuvent également permettre de détecter la présence de certains autres vertébrés, y compris des mammifères, des oiseaux et des amphibiens qui utilisent les cours d'eau.

Aire d'étude

Le cadre écologique du Québec permet de situer la zone à l'étude dans la province naturelle des basses-terres du Saint-Laurent, là où vit la majorité de la population du Québec (Ducruc et collab., 2019). Les rives des ruisseaux et des rivières

1. <http://www.ibis.ulaval.ca/>

sont en grande partie déboisées, parfois même bétonnées. Leur lit est souvent creusé et redressé pour faire place à l'agriculture, aux industries et aux milieux urbains qui occupent plus de la moitié du territoire (Li et collab., 2019). Le fleuve Saint-Laurent et ses principaux tributaires ont subi de grandes modifications à la suite du creusage et de l'entretien de la voie maritime, de la construction de ports et de l'apport des eaux usées des municipalités riveraines dont la qualité est parfois douteuse (Giroux, et collab., 2016). Il n'est donc pas étonnant que l'habitat d'eau douce des 8 espèces de poissons menacés ou vulnérables au Québec se situe dans les basses-terres du Saint-Laurent (MFFP, 2021).

L'Organisme de bassins versants de la zone du Chêne

L'OBV du Chêne couvre une superficie de 1 182 km² sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à une quarantaine de kilomètres en amont de la ville de Québec (OBV du Chêne, 2020a). Elle s'étend d'ouest en est depuis Leclercville jusqu'à la partie est de la ville de Lévis (figure 1). La rivière du Chêne constitue son plus important cours d'eau, parcourant plus de 100 km depuis sa source au pied des Appalaches à Sainte-Agathe-de-Lotbinière jusqu'à son embouchure à Leclercville, où

elle se déverse directement dans la partie fluviale (eau douce) du Saint-Laurent sous l'influence des marées. Les poissons peuvent donc circuler librement du fleuve vers la rivière du Chêne. Par contre, ce n'est pas le cas pour les autres bassins de drainage de plus petites superficies, comme ceux de la rivière du Petit Saut, de la rivière Aulneuse, du ruisseau Beaudet et d'une vingtaine d'autres petits ruisseaux. En effet, une chute ou une cascade près de leur embouchure restreint ou bloque la connectivité du fleuve vers ces affluents pour les poissons (OBV du Chêne, 2020a). Nous avons inclus ces cours d'eau dans l'inventaire afin d'avoir un meilleur aperçu de la diversité ichtyologique sur le territoire.

La forêt de la Seigneurie de Lotbinière

Située au sud-ouest de la zone à l'étude, dont 70 % à l'intérieur de l'OBV du Chêne, la FSL, d'une superficie de 163 km², contraste avec le reste du territoire en étant la plus grande forêt d'un seul tenant de l'ensemble des basses-terres du Saint-Laurent. Elle est baignée par la rivière du Chêne et par plusieurs de ses tributaires. Dans sa partie nord-ouest, deux ruisseaux y prennent naissance, mais se déversent dans le bassin versant de la petite rivière du Chêne sur le territoire de l'OBV du GROBEC (figure 1). Les rives boisées des cours d'eau y ont été relativement bien protégées de l'exploitation

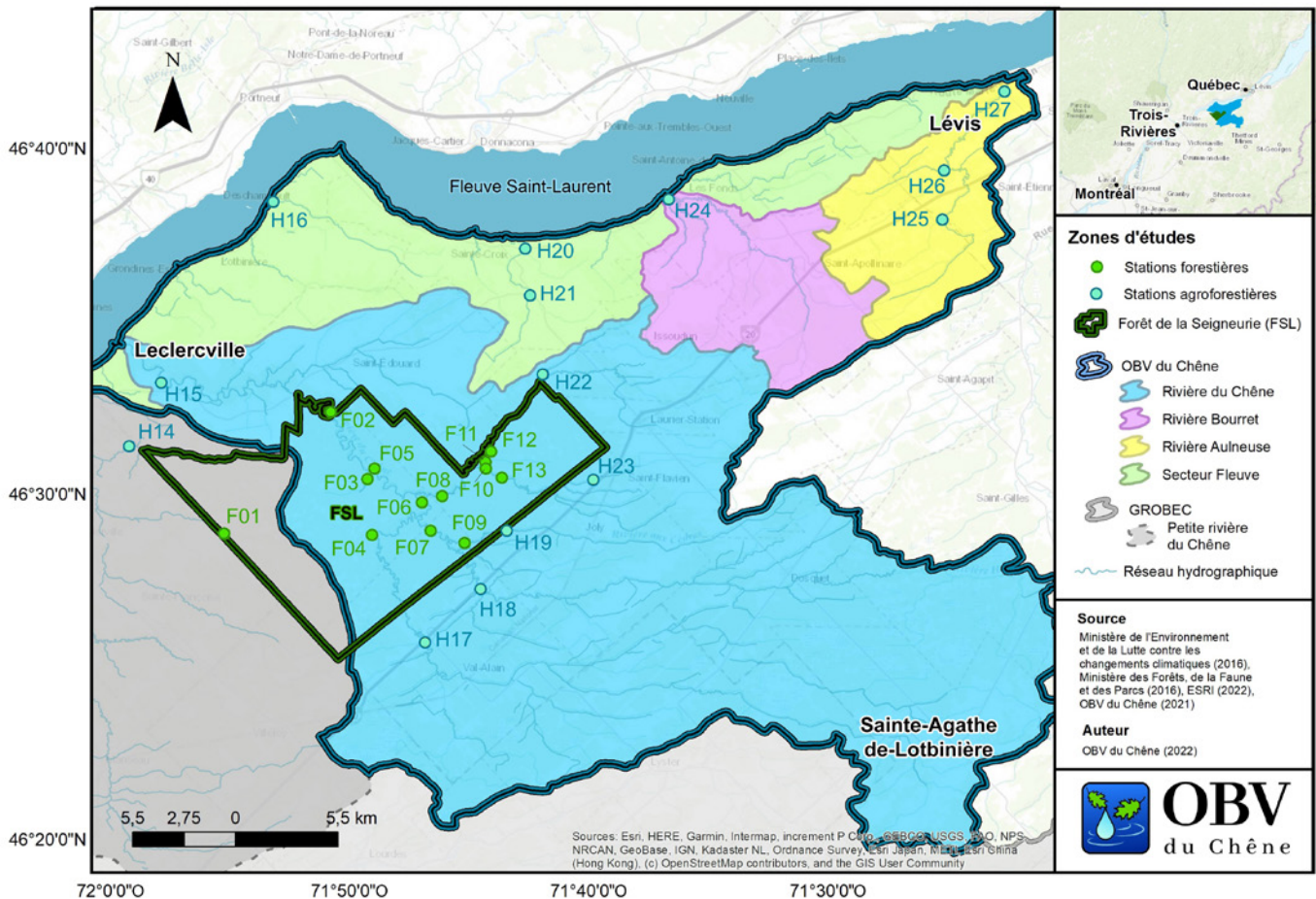


Figure 1. Carte montrant l'emplacement des sites d'échantillonnage des bassins versants de l'OBV du Chêne et de deux sites d'échantillonnage qui se déversent dans la petite rivière du Chêne.

forestière, du fait que les berges aux pentes fortement inclinées sont peu propices à la construction de routes et à la récolte de bois. La pente des rivières y est faible et ne comporte pas de chutes susceptibles de présenter un obstacle à la libre circulation des poissons jusqu'aux stations d'échantillonnage.

Aucun lac de plus de 0,03 km² ne se trouve dans le territoire à l'étude, seulement quelques étangs. Des roches d'origine sédimentaire, dominées par des shales et des grès, constituent l'essentiel du socle rocheux recouvert d'une couche d'épaisseurs variables d'argiles marines, de sables marins ou littoraux et de tills glaciaires, plus ou moins remaniés par les eaux de la mer de Champlain, et de plusieurs tourbières (OBV du Chêne, 2020a). Hormis la FSL qui est une forêt publique, la majeure partie du territoire est de tenure privée et principalement vouée à la production agricole et forestière (OBV du Chêne, 2020a).

Méthode

Échantillonnage

Du 1^{er} au 6 août 2019, des échantillons de 250 ml d'eau ont été prélevés et filtrés à l'aide de seringues puis préservés dans des billes desséchantes, en provenance de 27 stations: 13 en milieu boisé dans la FSL, notées d'ouest en est de F01 à F13, et 14 hors de la FSL en milieu agricole ou agroforestier, notées de la même façon de H14 à H27 (tableau 1). Les stations F01 et H14 sont liées de près à la FSL, mais appartiennent au bassin versant de la petite rivière du Chêne, à l'ouest de l'OBV du Chêne. Toutes ces stations se trouvent en dehors de la zone d'influence des marées.

Huit témoins de terrain constitués de 250 ml d'eau distillée, manipulés de la même manière que les échantillons de terrain, ont également été prélevés afin de quantifier le niveau

Tableau 1. Position géographique des stations d'échantillonnage. La lettre F est utilisée pour les stations dans la FSL, et la lettre H, pour les stations en dehors de celle-ci.

Station	Rivière	Longitude	Latitude	Commentaire
F01	Bras du Nord Riv. aux Ormes (ouest)	-71,9231	46,4823	Bassin versant petite riv. du Chêne
F02	Rivière du Chêne	-71,8557	46,5407	
F03	Ruisseau de l'Ours	-71,8238	46,5095	
F04	Ruisseau de la constance	-71,8185	46,4832	
F05	Cours d'eau sans nom	-71,8179	46,5155	Connecté à la rivière du Chêne
F06	Rivière du Chêne	-71,7863	46,4994	Aval rivières Henri et Huron
F07	Rivière Henri	-71,7792	46,4860	
F08	Rivière Huron	-71,7713	46,5020	
F09	Rivière aux Cèdres	-71,7558	46,4797	
F10	Rivière aux Ormes	-71,7420	46,5165	
F11	Cours d'eau sans nom	-71,7403	46,5187	Connecté au ruisseau Gagnon
F12	Cours d'eau sans nom	-71,7375	46,5237	Connecté au ruisseau Gagnon
F13	Rivière aux Ormes	-71,7295	46,5113	
H14	Ruisseau de l'Espérance	-71,9913	46,5237	Bassin versant petite riv. du Chêne
H15	Rivière du Chêne	-71,9689	46,5547	Moulin du Portage
H16	Ruisseau Saint-Eustache	-71,8925	46,6430	Près du fleuve, amont de la chute
H17	Rivière du Chêne	-71,7802	46,4311	
H18	Rivière Henri	-71,7438	46,4577	
H19	Rivière aux Cèdres	-71,7263	46,4861	
H20	Rivière du Petit Saut	-71,7161	46,6226	Près du fleuve, amont de la chute
H21	Rivière du Petit Saut	-71,7122	46,6000	
H22	Rivière Huron	-71,7027	46,5616	
H23	Rivière aux Ormes	-71,6658	46,5114	
H24	Rivière Bourret	-71,6162	46,6468	Près du fleuve, amont de la chute
H25	Rivière Aulneuse	-71,4244	46,6389	
H26	Rivière des Moulanges	-71,4237	46,6626	Tributaire de la rivière Aulneuse
H27	Rivière Aulneuse	-71,3816	46,7014	

d'ADN contaminant résiduel dans le matériel de terrain ainsi que dans l'équipement de filtration.

Extraction et amplification de l'ADNe

L'ADNe a été extrait dans les laboratoires de l'IBIS à l'aide des kits QIAshredder et DNeasy Blood and Tissue kit (Qiagen) tels que décrits par Goldberg et collab. (2011) et utilisés en routine dans nos travaux précédents (Berger et collab., 2020; Laporte et collab., 2021). L'ADNe ainsi extrait a été congelé à -20°C jusqu'à son amplification par la méthode en chaîne par polymérase (PCR, pour *polymerase chain reaction*). Pour chaque série d'extraction, un contrôle négatif (sans ADN) a été intégré afin d'identifier les possibles contaminations en laboratoire lors de cette étape.

Afin d'éliminer toute contamination possible au laboratoire, les amplifications d'ADN réalisées par réactions PCR ont été effectuées sous une hotte traitée aux rayons UV avec du matériel stérile (javellisé et/ou traité aux UV). Les amorces utilisées amplifient une région hypervariable du gène 12S de l'ADN mitochondrial (Miya et collab., 2015; MiFish-U-F 5'-GTC GGT AAA ACT CGT GCC AGC-3'; MiFish-U-R 5'-CAT AMitoGT GGG GTA TCT AAT CCC AGT TTG-3'). Aux amorces présentées ci-dessus, est ajouté un identifiant unique pour chaque échantillon, lequel permet de regrouper ceux provenant de plusieurs stations et de les séquencer sans en perdre l'identité. De plus, un contrôle négatif de PCR est ajouté afin de vérifier la présence possible de contamination. Chaque réaction PCR comprend 12,5 μl de Qiagen MasterMix, 2 μl de chaque amorce (10 μM), 5,5 μl de dH_2O et 3 μl d'ADNe. L'amplification suit le programme suivant : 15 min à 95°C , 35 cycles d'amplification (30 s à 94°C , 90 s à 65°C , 60 s à 72°C) et un délai additionnel de 10 min à 72°C . Cinq répétitions par échantillon sont ainsi amplifiées, et par la suite, regroupées afin de vérifier la présence de produits amplifiés sur gel d'électrophorèse (absence de produits amplifiés [amplicon] pour les contrôles négatifs). Une fraction de chaque échantillon amplifiée est ensuite nettoyée par billes (Axygen) en suivant le protocole du fabricant, éluée dans 35 μl d'eau et quantifiée par méthode de fluorescence. L'ensemble de la collection d'échantillons a été préparé de façon à ce que chaque échantillon soit représenté par la même quantité d'ADN amplifié.

Séquençage

Le séquençage a été réalisé à la plateforme d'analyses génomiques de l'IBIS sur un séquenceur MiSeq d'Illumina (réactifs V3, Illumina, San Diego, É.-U.) selon un protocole en usage sur cette plateforme.

Bio-informatique

L'analyse des séquences obtenues consiste à rechercher la correspondance à l'espèce parmi les séquences 12S disponibles dans les bases de données MitoFish (Iwasaki et collab., 2013) et GENBank (Benson et collab., 2013), combinées à notre propre banque de données de références². Les données ont été analysées à l'aide du pipeline BARQUE,

mis au point par É. Normandeau dans notre laboratoire², qui rivalise d'efficacité avec les pipelines similaires couramment en usage tout en étant plus rapide (Mathon et collab., 2021).

En résumé, les amplicons d'ADNe sont séquencés, puis les lectures d'ADN sont filtrées afin de retirer les séquences des amorces ajoutées lors de la PCR et les portions de mauvaise qualité. Pour chaque amplicon, les deux lectures (sens 3' et 5') sont ensuite combinées. Seules les séquences d'amplicons avec la bonne longueur sont conservées. Les chimères potentielles (erreurs d'amplification), issues de la réaction de PCR, sont retirées. Finalement, chaque séquence est comparée à la base de données 12S décrite ci-haut afin de l'assigner à une espèce. Pour obtenir une identification positive, le degré de similarité minimale entre la séquence obtenue et celles présentes dans les bases de données de référence est fixé par convention à 97 %. Les espèces représentées par moins de 10 lectures par site d'échantillonnage n'ont pas été retenues pour l'analyse afin de limiter l'occurrence de faux positifs dans la base de données analysée tout en permettant de conserver les espèces qui sont peu abondantes ou qui sont éloignées du site d'échantillonnage. Ce seuil a été choisi afin de ne pas rater les occurrences d'ADNe d'espèces rares ou ayant un statut de conservation.

Analyses statistiques

Afin de comparer la structure des communautés de poissons entre les sites FSL et hors FSL, une analyse en composantes principales (ACP) a été produite à l'aide du logiciel R après avoir effectué, comme il est recommandé dans la littérature, une transformation Hellinger sur les données brutes (Laporte et collab., 2021; Legendre et Legendre, 1998; R Core Team, 2018). Les composantes principales (CP), expliquant une partie non aléatoire de la variation des communautés d'espèces selon un test de bâton rompu (Legendre et Legendre, 1998), ont été extraites. Sur chacune de celle-ci, le test t de Student a été effectué afin de vérifier la présence d'une différence de communautés de poissons entre ces deux groupes (FSL et hors FSL). La méthode de Bonferroni a été utilisée afin de corriger les valeurs de probabilités (P) pour les tests multiples. Finalement, pour les CP montrant une différence significative de communautés de poissons entre les groupes, les espèces contribuant à cette différence ont été identifiées (contribution $> 0,1$).

Résultats

Les 8 témoins de terrain, avec un nombre moyen de 590 séquences chacun, ainsi que les témoins de laboratoire avec un nombre moyen de 2 séquences seulement, démontrent une faible contamination de 0,3 % par rapport au nombre moyen de séquences, qui se chiffre à 203 400 par échantillon. Nous avons extrait pour chaque espèce le nombre de séquences maximales parmi les témoins afin de le déduire dans la base de données (minimum de 0). Les 5 491 898 séquences attribuées à des poissons obtenues sur l'ensemble des 27 échantillons ont pu être associées à 41 espèces, et 8 échantillons, à une combinaison

2. <https://github.com/enormandeau/barque>

de 2 espèces non différenciées (tableau 2). Afin de simplifier les analyses subséquentes, 6 de ces combinaisons, impliquant un total de 4 972 séquences (0,09 %) et dont les espèces combinées étaient aussi présentes en tant que groupe spécifique, ont été retirées de la base de données. Les 2 combinaisons conservées sont celles du chabot visqueux (*Cottus cognatus*) et du chabot tacheté (*C. bairdi*), 2 espèces dont la présence est confirmée dans la zone à l'étude, mais dont la séquence ADN est la même, ainsi que celles du fouille-roche gris (*Percina copelandi*) et du fouille-roche zébré (*P. caprodes*) comportant des séquences d'ADN similaires qui sont aussi difficiles à différencier. Cependant, plusieurs des séquences « *Percina* » ont pu être assignées avec confiance à l'une ou l'autre de ces 2 espèces. Conséquemment, puisque le fouille-roche gris est une espèce inscrite sur la liste des espèces vulnérables au Québec, les séquences spécifiquement associées à l'une de ces 2 espèces, avec un taux de confiance au-dessus de 97 %, ont aussi été conservées afin d'identifier des sites où le fouille-roche gris pourrait être présent. En fin de compte, la base de données inclut un total de 5 486 926 séquences représentant 41 espèces de poissons (tableau 2). Quarante d'entre elles se trouvent sur le territoire de l'OBV du Chêne et une autre, le méné à museau noir (*Notropis heterolepis*), uniquement sur le territoire de l'OBV du GROBEC. Toutes ces espèces sont indigènes au Québec (tableau 2).

Le nombre de séquences brutes détectées n'est pas une mesure directe de l'abondance d'une espèce : certaines peuvent relarguer plus d'ADN que d'autres, se trouver plus près du point d'échantillonnage ou encore être dans une période où elles libèrent plus d'ADN dans l'environnement, par exemple au moment de l'alimentation ou de la reproduction (Deiner et collab., 2017). Comme l'ADN est amplifié en laboratoire pour en permettre la lecture, le nombre de séquences détectées constitue tout de même un indice fiable permettant de comparer l'abondance relative d'espèces entre des stations et entre les espèces au sein d'une même station (Berger et collab., 2020; Laporte et collab., 2021). Le nombre brut de séquences détectées par espèce à chacune des stations est présenté aux tableaux 3a et 3b.

Analyses comparatives des communautés de poissons dans la FSL et hors FSL

De l'analyse en composantes principales (ACP) sur les 27 sites d'échantillonnage, 4 CP ont été conservées suivant l'analyse de bâton rompu. Ces 4 CP représentent 77,3 % de la variation en ADN des communautés d'espèces (CP-1 : 42,7 % ; CP-2 : 14,9 % ; CP-3 : 11,6 % ; CP-4 : 8,2 %). De ces CP, seule la deuxième montre une différence significative, après correction de Bonferroni, entre les sites FSL et hors FSL ($t = 2,77$; $P = 0,011$; seuil $\alpha = 0,05/4$, soit 0,0125 ; figure 2). Les sites de la FSL montrent une association prépondérante avec un total de 7 espèces, incluant le raseux-de-terre noir (*Etheostoma nigrum* ; contribution de 0,32), le mullet à cornes (*Semotilus atromaculatus* ; 0,26), le dard barré (*Etheostoma flabellare* ; 0,25), l'épinoche à cinq épines

Tableau 2. Liste alphabétique des espèces de poissons répertoriées. L'astérisque (*) indique les espèces nouvellement reconnues sur le territoire grâce à l'ADNe.

Nom commun	Nom latin
Achigan à petite bouche	<i>Micropterus dolomieu</i>
Anguille d'Amérique	<i>Anguilla rostrata</i>
Barbotte brune	<i>Ameiurus nebulosus</i>
Barbotte des rapides	<i>Noturus flavus</i>
Barbue de rivière *	<i>Ictalurus punctatus</i>
Chabot tacheté	<i>Cottus bairdii</i>
Chabot visqueux	<i>Cottus cognatus</i>
Chevalier blanc	<i>Moxostoma anisurum</i>
Chevalier rouge	<i>Moxostoma macrolepidotum</i>
Crapet de roche	<i>Ambloplites rupestris</i>
Dard barré	<i>Etheostoma flabellare</i>
Doré jaune	<i>Sander vitreus</i>
Doré noir	<i>Sander canadensis</i>
Épinoche à cinq épines	<i>Culaea inconstans</i>
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>
Fouille-roche zébré	<i>Percina caprodes</i>
Lamproie de l'Est	<i>Lampetra appendix</i>
Lamproie marine *	<i>Petromyzon marinus</i>
Lotte	<i>Lota lota</i>
Méné à grosse tête	<i>Pimephales promelas</i>
Méné à museau arrondi	<i>Pimephales notatus</i>
Méné à museau noir	<i>Notropis heterolepis</i>
Méné à nageoires rouges	<i>Luxilus cornutus</i>
Méné à tête rose	<i>Notropis rubellus</i>
Méné bec-de-lièvre	<i>Exoglossum maxillingua</i>
Méné bleu *	<i>Cyprinella spiloptera</i>
Méné jaune	<i>Notemigonus crysoleucas</i>
Meunier noir	<i>Catostomus commersonii</i>
Meunier rouge	<i>Catostomus catostomus</i>
Mulet à cornes	<i>Semotilus atromaculatus</i>
Mulet de lac *	<i>Couesius plumbeus</i>
Mulet perlé	<i>Margariscus margarita</i>
Naseux des rapides	<i>Rhinichthys cataractae</i>
Naseux noir	<i>Rhinichthys atratulus</i>
Ombre de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>
Omisco	<i>Percopsis omiscomaycus</i>
Ouitouche	<i>Semotilus corporalis</i>
Perchaude	<i>Perca flavescens</i>
Raseux-de-terre gris	<i>Etheostoma olmstedii</i>
Raseux-de-terre noir	<i>Etheostoma nigrum</i>
Umbre de vase	<i>Umbra limi</i>

Tableau 3. Nombre de séquences d'ADN détectées (ADN total) a) dans la FSL, b) en dehors de la FSL. L'ordre de présentation est celui du nombre total décroissant de séquences pour l'ensemble des 27 stations.

Nom latin	Nom commun	ADN total	Station												
			F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12	F13
<i>Semotilus atromaculatus</i>	Mulet à cornes	874 496	116 888	313	197 258	63 871	112 787	1947	4157	38 574	78 829	51 140	69 654	108 073	31 005
<i>Catostomus commersonii</i>	Meunier noir	374 353	7 673	17 270	8 990	90 073	46 830	16 381	12 143	51 295	16 225	55 280	11 969	3 231	36 993
<i>Rhinichthys cataractae</i>	Naseux des rapides	154 442	1 110	29 826	67	601	83	29 962	11 057	18 444	9 450	8 944	2 778	1 408	40 712
<i>Etheostoma nigrum</i>	Raseux-de-terre noir	145 707	1 606	2 504	23	33 230	32	3 273	20 205	15 813	22 781	23 814	24	14	22 388
<i>Rhinichthys atratulus</i>	Naseux noir	181 363	453	31	963	20	86	10	776	5 470	6 069	143 977	5 506	18 002	
<i>Etheostoma flabellare</i>	Dard barré	197 898	25 514	30 404	534	9 642	21	35 730	23 096	5 579	24 386	6 028	334	12	36 618
<i>Percina caprodes/P. copelandi</i>	Fouille-roche zébré et/ou gris	191 922	30	66 826	242	7 839	26	72 910	40 038	10 623	1 088	143	22		
<i>Semotilus corporalis</i>	Ouitouche	142 194	408	14 490	227	7 839	26	35 748	39 999	22 966	19 921	526	19	25	
<i>Micropterus dolomieu</i>	Achigan à petite bouche	111 364	29	29 941	53	18 059	50 799	11 868	498	102	15				
<i>Luxilus cornutus</i>	Méné à nageoires rouges	57 186	8 721	383	13	8 967	22	9 526	2 328	10 209	4 963	9 148	37	11	2 858
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble de fontaine	138 744	42	66	6 765	251	58	57	81	232	407	11 096	119 073	579	
<i>Gulaea inconstans</i>	Épinoche à cinq épines	49 124	4 989	22 552	1 931	18 468		40	1 020						
<i>Margariscus margarita</i>	Mulet perlé	41 091	27 706	13 385											
<i>Cottus bairdii/C. cognatus</i>	Chabot tacheté et/ou visqueux	5 640	5 640												
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	Omisco	15 434	3 296						194	4 652	5953			1 339	
<i>Umbra limi</i>	Umbre de vase	26 849	2 156	151	650	742			60				2 123	20 859	108
<i>Pimephales promelas</i>	Méné à grosse tête	13 892	71	13 740	81	89									
<i>Etheostoma olmstedi</i>	Raseux-de-terre gris	2 780	883	10	45	63			63	419	59	1 054			158
<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	2 481	36	380	224	235	48	317	62	596	182	180	65	38	118
<i>Noturus flavus</i>	Barbotte des rapides	7 916	3 456					2 928	1 383	149					
<i>Notropis rubellus</i>	Méné à tête rose	5 022	1 304					2 784	870	64					
<i>Exoglossum maxillingua</i>	Méné bec-de-lièvre	2 065						1 183	802	80					
<i>Lota lota</i>	Lotte	397	296					101							
<i>Percina caprodes</i>	Fouille-roche zébré	1 923	756					522	492	93	60				
<i>Ambloplites rupestris</i>	Crapet de roche	409						150	196	63					
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barbotte brune	1 016	92	860				39			25				
<i>Ictalurus punctatus</i>	Barbue de rivière	770	119	651											
<i>Moxostoma anisurum</i>	Chevalier blanc	644	55					480		109					
<i>Percia flavescens</i>	Perchaude														
<i>Pimephales notatus</i>	Méné à museau arrondi	218								218					

Tableau 3. Nombre de séquences d'ADN détectées (ADN total) a) dans la FSL, b) en dehors de la FSL. L'ordre de présentation est celui du nombre total décroissant de séquences pour l'ensemble des 27 stations (suite).

Nom latin	Nom commun	ADN total	Station																									
			F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F12	F13													
<i>Sander vitreus</i>	Doré jaune	122		122																								
<i>Percina copelandi</i>	Fouille-roche gris	653		211						227	176	39																
<i>Petromyzon marinus</i>	Lamproie marine	842	53	10		623				10	25	27	94															
<i>Lampetra appendix</i>	Lamproie de l'Est	511	16		419	21						24	31															
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Méné jaune	193				193																						
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	Chevalier rouge	165		165																								
<i>Coxeius plumbeus</i>	Mulet de lac	79		24						16																		
<i>Sander canadensis</i>	Doré noir	156		156																								
<i>Anguilla rostrata</i>	Anguille d'Amérique																											
<i>Cyprinella spiloptera</i>	Méné bleu																											
<i>Norropis heterolepis</i>	Méné à museau noir	24	24																									
Total de chaque station		2 750 085	204 140	202 565	237 722	234 543	192 135	232 442	208 171	192 821	184 169	168 953	243 155	258 267	191 002													

Tableau 3. Nombre de séquences d'ADN détectées (ADN total) a) dans la FSL; b) en dehors de la FSL. L'ordre de présentation est celui du nombre total décroissant de séquences pour l'ensemble des 27 stations (suite).

Nom latin	Nom commun	ADN total	Station													
			H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23	H24	H25	H26	H27
<i>Semotilus atromaculatus</i>	Mulet à cornes	709059	55795	330	20054	11221	5157	71131	75623	105546	51299	82869	18086	75096	78178	58674
<i>Catostomus commersonii</i>	Meunier noir	383744	14405	44790	88754	26182	5274	23516	28053	15899	20042	26424	13687	18344	8273	50101
<i>Rhinichthys cataractae</i>	Naseux des rapides	526559	1964	56759	65227	13268	42130	5840	41826	17306	17889	12813	160815	7118	32546	51058
<i>Etheostoma nigrum</i>	Raseux-de-terre noir	198499	26773	3967	15	34358	11965	39792	14	54097	24270	3209			12	27
<i>Rhinichthys atratulus</i>	Naseux noir	151541	20852	187	1131	79	329	2759	5661	4424	531	14158	21015	8560	43648	28207
<i>Etheostoma flabellare</i>	Dard barré	111130	36037	4074	11	33791	27678	10	19	3427	370	5703			10	
<i>Percina caprodes/P. copelandi</i>	Fouille-roche zébré et/ou gris	108243	14	69454		29994	8667	10		15	56	11				22
<i>Semotilus corporalis</i>	Ouitouche	120161	28	13795	1635	55075	44497	4702		12	375	17			11	14
<i>Micropterus dolomieu</i>	Achigan à petite bouche	119899		53440		16838	49576			25	10					10
<i>Luxilus cornutus</i>	Méné à nageoires rouges	117560	17254	196	1727	7561	2047	14246	15309	5698	6062	5690	3227	11967	7283	19293
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble de fontaine	8635	5096	75	69	325	140	83	54	71	121	87	44	544	1874	52
<i>Culaea inconstans</i>	Épinoche à cinq épines	29833	28421	14	293	993	98		14							
<i>Margariscus margarita</i>	Mulet perlé	11172	113						366	10693						
<i>Cottus bairdii/Cottus cognatus</i>	Chabot tacheté et/ou visqueux	43618		5469										6702	14149	17298
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	Omisco	22022		499		6046		15			2073			3775	2470	7144
<i>Umbra limi</i>	Umbre de vase	5608	4444					294		32	42	202		594		
<i>Pimephales promelas</i>	Méné à grosse tête	12898	1770	10		45	22	976	1051	6133	307			2335	44	205
<i>Etheostoma olmstedii</i>	Raseux-de-terre gris	20864	85	659		86	30	120		3845	200	15839				
<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	9870	75	5347	2535	503	35	762	103	44	94	152	43	75	21	81
<i>Noturus flavus</i>	Barbotte des rapides	4367		1993		326	2017				31					
<i>Notropis rubellus</i>	Méné à tête rose	1330		173		999	158									
<i>Exoglossum maxillingua</i>	Méné bec-de-lièvre	3968	797			2299	872									
<i>Lota lota</i>	Lotte	5347		175	5172											
<i>Percina caprodes</i>	Fouille-roche zébré	1797		996		617	184									
<i>Ambloplites rupestris</i>	Crapet de roche	1173		290		571	312									
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Barbotte brune	540				28								512		
<i>Ictalurus punctatus</i>	Barbue de rivière	763		763												
<i>Moxostoma anisurum</i>	Chevalier blanc	842		233		609										
<i>Perca flavescens</i>	Perchaude	1353		1197										156		
<i>Pimephales notatus</i>	Méné à museau arrondi	889									889					
<i>Sander vitreus</i>	Doré jaune	912		912												

Tableau 3. Nombre de séquences d'ADN détectées (ADN total) a) dans la FSL; b) en dehors de la FSL. L'ordre de présentation est celui du nombre total décroissant de séquences pour l'ensemble des 27 stations (suite).

Nom latin	Nom commun	ADN total	Station														
			H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23	H24	H25	H26	H27	
<i>Percina copelandi</i>	Fouille-roche gris	351		233		93	25										
<i>Petromyzon marinus</i>	Lamproie marine	160				78	82										
<i>Lampetra appendix</i>	Lamproie de l'Est	433	36			32			14					173	36	142	
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Méné jaune	444				203					241						
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	Chevalier rouge	385		65	320												
<i>Cottus plumbeus</i>	Mulet de lac	131		11	34	12	16			41		17					
<i>Sander canadensis</i>	Doré noir																
<i>Anguilla rostrata</i>	Anguille d'Amérique	94		67	27												
<i>Cyprinella spiloptera</i>	Méné bleu	62		62													
<i>Notropis heterolepis</i>	Méné à museau noir																
Total de chaque station		2736256	213959	260766	192473	242204	201339	164256	168107	165914	161446	167290	241668	135951	188555	232328	

(*Culaea inconstans*; 0,22), la ouitouche (*Semotilus corporalis*; 0,21), le mullet perlé (*Margariscus margarita*; 0,11) et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*; 0,10) (figure 2). En comparaison, les sites en milieu agroforestier sont associés principalement à 5 taxons qui incluent le naseux des rapides (*Rhinichthys cataractae*; 0,68), le naseux noir de l'Est (*Rhinichthys atratulus*; 0,34), les chabots tachetés et/ou visqueux, ainsi que le meunier noir (*Catostomus commersonii*; 0,11) (figure 2). De cette analyse, nous retenons que malgré une similarité observable en matière de partage d'espèces entre les sites, la composition des communautés de poissons montre une différence significative entre les sites de la FSL et ceux hors de celle-ci, en milieu agroforestier.

Six espèces omniprésentes

L'ADN de 6 espèces était particulièrement abondant ou à tout le moins détecté dans chacune des 27 stations à l'étude. Par ordre décroissant du nombre de séquences obtenues, on trouve le mullet à cornes (figure 3a), le meunier noir, et le naseux des rapides, dont la somme des PCR compte pour 55 % de l'ensemble des séquences des poissons. L'ADN du méné à nageoires rouges (*Luxilus cornutus*), de l'omble de fontaine (figure 3b) et du meunier rouge (*Catostomus catostomus*) est moins abondant, mais omniprésent, totalisant 6 % des lectures. Les 35 autres espèces se partagent donc 39 % du nombre total de séquences d'ADN de poissons détectées.

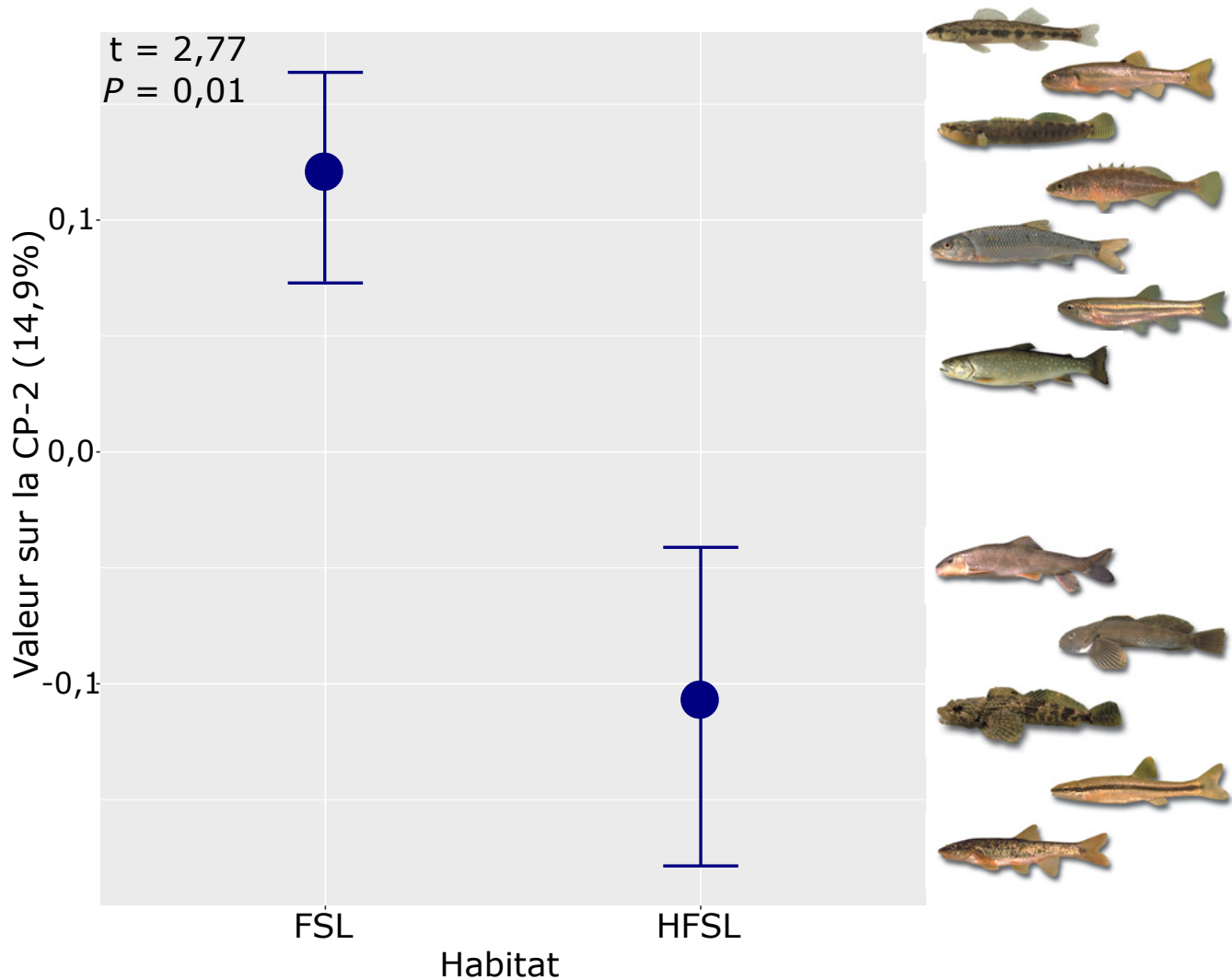


Figure 2. Diagramme en boîte montrant une différence significative de la communauté d'espèces entre les stations de la FSL et hors FSL (HSFL) sur le second axe d'une composante principale. Sept espèces différencient la communauté de poissons de la FSL, soit le naseux-de-terre noir, le mullet à cornes, le dard barré, l'épinoche à cinq épines, la ouitouche, le mullet perlé et l'omble de fontaine, alors que les sites hors FSL sont associés à 5 espèces, soit le naseux des rapides, le naseux noir de l'Est, les chabots tachetés et/ou visqueux ainsi que le meunier noir.

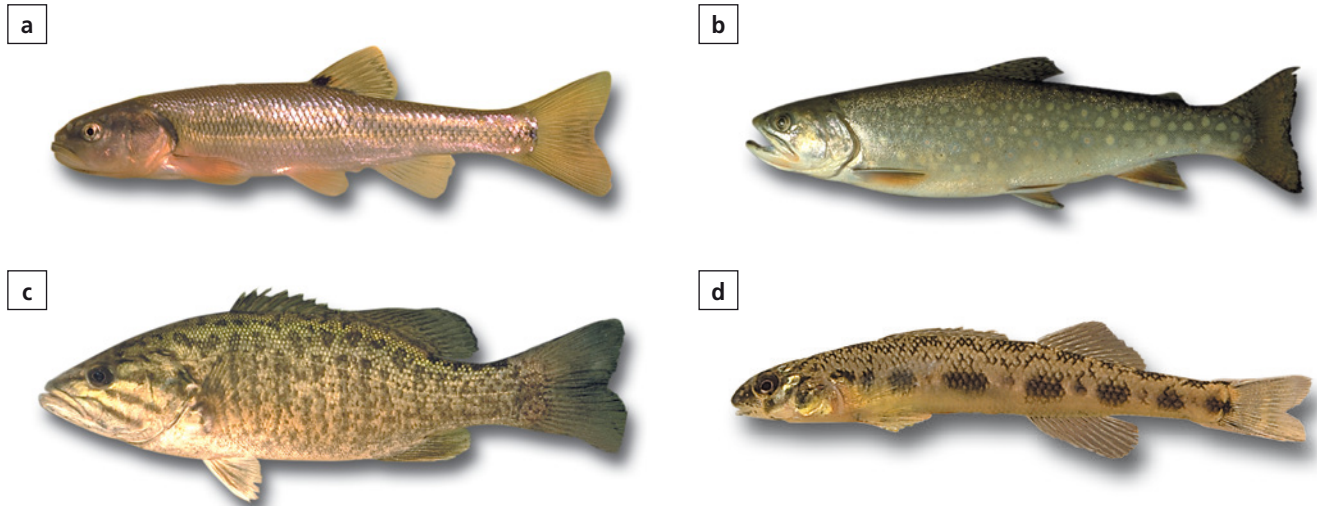


Figure 3. Quatre espèces représentatives de la biodiversité du territoire : a) le mulot à cornes, l'espèce pour laquelle on trouve le plus grand nombre de séquences d'ADN ; b) l'omble de fontaine, aussi appelé truite mouchetée ou truite de ruisseau, beaucoup plus abondant dans la FSL qu'en dehors de celle-ci ; c) l'achigan à petite bouche, le poisson le plus recherché par les pêcheurs, présent surtout dans la rivière du Chêne ; d) le fouille-roche gris, qui figure sur la liste des espèces vulnérables au Québec et menacées au Canada.

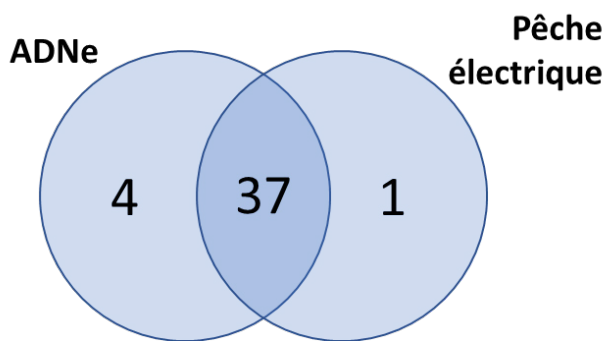


Figure 4. Diagramme de Venn représentant le nombre d'espèces répertoriées à la fois par l'ADNe et la pêche électrique, uniquement par l'ADNe et uniquement par la pêche électrique.

Espèces moins présentes

L'ADN de 7 espèces était peu fréquent ou peu abondant. La faible représentation du méné jaune (*Notemigonus crysoleucas*), du chevalier rouge (*Moxostoma macrolepidotum*), du mulot de lac (*Couesius plumbeus*) et du doré noir (*Sander canadensis*) n'est pas surprenante, puisque leur habitat préférentiel se trouve plutôt en lacs ou en rivières de plus grands débits (Bernatchez et Giroux, 2012; Desroches et Picard, 2013). Pour leur part, 2 espèces qui se trouvent près de la limite nord-est de leur aire de répartition n'ont été repérées qu'à une seule station : le méné bleu (*Cyprinella spiloptera*) à la station H15 et le méné à museau noir à la station F01, station de la FSL qui est à l'extérieur de l'OBV du Chêne. Ce cyprin est toutefois sur la liste des poissons de l'OBV du GROBEC dans le réseau de la petite rivière du Chêne (OBV du GROBEC, 2022). L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) est présente uniquement aux stations H15 et H16, près du fleuve, et aucunement plus

en amont, et ce, même en l'absence d'obstacles. L'espèce est pourtant très présente dans les rivières plus à l'est de notre région et remonte habituellement les cours d'eau, même en présence de chutes, lorsqu'elle est en grand nombre.

Stations se démarquant des autres

Les stations de la forêt seigneuriale F11 et F12 sont dans de petits cours d'eau qui prennent naissance dans la FSL et, par conséquent, ne subissent pas d'influences de la zone agricole. Elles sont remarquables puisqu'on y trouve 88 % de l'ensemble des séquences d'ADN d'omble de fontaine (tableau 3a) de la présente étude.

Située dans la partie aval de la rivière du Chêne à plus de 1 km de la zone de marée, la station H15, à proximité de l'endroit connu sous le nom de Moulin du Portage, se distingue par la présence du plus grand nombre d'espèces, soit 30 (tableau 3a). On y trouve 50 % des séquences d'ADN de barbe de rivière (*Ictalurus punctatus*), 71 % des séquences d'anguille d'Amérique, 88 % de celles du doré jaune (*Sander vitreus*) et de la perchaude (*Perca flavescens*) et 100 % de celles du méné bleu de l'ensemble des échantillons, ce qui pourrait s'expliquer par la proximité et l'accessibilité au fleuve pour les poissons de cette station. C'est également l'une des deux stations où l'on trouve le moins de séquences de mulot à cornes, espèce qui fréquente davantage les petits cours d'eau (Bernatchez et Giroux, 2012; Desroches et Picard, 2013).

Distribution spatiale d'espèces d'intérêt particulier

Deux espèces présentes dans la zone d'étude sont grandement recherchées par les pêcheurs. L'ADN de l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*; figure 3c), l'espèce la plus connue des pêcheurs de la région, a été détecté à

15 stations principalement dans le bassin versant de la rivière du Chêne. L'ADN de l'omble de fontaine, présent surtout dans la FSL avec 94 % des séquences lues, domine la communauté de poissons à la station F12. La présence de son ADN à chacune des 27 stations, bien que faible en dehors de la FSL, est tout de même remarquable. Ces deux espèces se trouvent donc en quantité appréciable, mais uniquement dans le réseau de la rivière du Chêne.

Deux autres espèces présentent un intérêt certain du point de vue écologique et de la conservation de la biodiversité; il s'agit du fouille-roche gris (figure 3d), inscrit sur la liste des espèces vulnérables au Québec et menacées au Canada, qui est présent uniquement dans la FSL (F2, F6, F7, F8) ou à proximité de celle-ci (H15, H17, H18), alors que l'ADN du méné bec-de-lièvre (*Exoglossum maxillingua*), cyprin sur la liste canadienne et ontarienne des espèces menacées, se trouve en faible quantité aux stations F6, F7, F8, H14, H17 et H18.

Comparaison avec les inventaires précédents

La liste d'espèces obtenues par l'ADNe (tableau 2) a été comparée aux résultats d'inventaire en PÉ du bassin versant de la petite rivière du Chêne pour les stations F01 et H14 (OBV du GROBEC, 2022) et à celle de l'OBV du Chêne pour les autres stations (OBV du Chêne, 2020a). Trente-sept espèces sont communes aux deux types d'inventaires alors que 4 espèces sont mentionnées pour la première fois grâce à l'ADNe, la barbue de rivière, la lamproie marine (*Petromyzon marinus*), le mulot de lac et le méné bleu (figure 4; tableau 2). Une seule espèce, le méné paille (*Notropis stramineus*) n'a été rapporté que lors d'inventaires en PÉ (figure 4).

Le MFFP nous a également fourni les résultats d'inventaire de PÉ de 23 stations situées à proximité de nos sites d'échantillonnage, ce qui permet la comparaison avec notre inventaire. (A. Carrier, Direction de la gestion de la faune, MFFP, 30 septembre 2020, communication personnelle). Le nombre d'espèces inventoriées par l'analyse de l'ADNe est toujours significativement plus élevé que celui obtenu en PÉ (test t pairé: $t = -8,67$; 21 degrés de liberté; $P < 0,001$). Plus précisément, le nombre moyen d'espèces identifiées par l'ADNe est de 19, soit plus du double que celui obtenu par la PÉ qui est de 9 espèces par station (tableau 4).

Autres vertébrés

En plus des séquences d'ADN de poissons, un total de 64 588 séquences représentant 13 autres espèces de vertébrés, dont celles de 9 mammifères, 2 oiseaux et 2 amphibiens, ont été détectées (tableau 5).

Tableau 5. Nombre de séquences d'ADN appartenant à d'autres vertébrés.

Nom commun	Nom latin	Séquences ensemble des stations
Salamandre à deux lignes	<i>Eurycea bislineata</i>	62 423
Bovin	<i>Bos taurus</i>	632
Rat musqué	<i>Ondatra zibethicus</i>	347
Orignal	<i>Alces alces</i>	254
Canard branchu	<i>Aix sponsa</i>	238
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	220
Humain	<i>Homo sapiens</i>	178
Porc	<i>Sus scrofa</i>	125
Castor	<i>Castor canadensis</i>	93
Souris à pattes blanches	<i>Peromyscus leucopus</i>	27
Petite chauve-souris brune	<i>Myotis lucifugus</i>	24
Salamandre cendrée	<i>Plethodon cinereus</i>	16
Grande chauve-souris brune	<i>Eptesicus fuscus</i>	11
Total autres vertébrés		64 588

La salamandre à deux lignes (*Eurycea bislineata*), abondante dans les ruisseaux au Québec (Desroches et Rodrigue, 2018), est de loin l'espèce la plus représentée, avec 97 % de l'ensemble des séquences (60 782/62 423) trouvées dans la FSL, dont 83 % aux stations F11 et F12, soit les deux mêmes stations où 94 % de l'ADNe de l'omble de fontaine ont été séquencées. Les séquences de porc et de bovin obtenues suggèrent une contamination dont l'origine serait principalement l'épandage de lisier sur les terres agricoles. Les séquences de quelques mammifères communs dans nos forêts ont été observées, comme l'ADN de rat musqué (*Ondatra zibethicus*), d'orignal (*Alces alces*), de castor (*Castor canadensis*), de la grande chauve-souris brune (*Eptesicus fuscus*), de la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*) et de la souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*) ainsi que quelques séquences d'ADN d'origine humaine. L'ADN de deux espèces d'oiseaux, soit le canard branchu (*Aix sponsa*) et la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*), et enfin l'ADN d'une autre salamandre, la salamandre cendrée (*Plethodon cinereus*) sont aussi présents dans nos échantillons (tableau 5).

Comme les amorces MiFish utilisées pour cette étude ont été spécifiquement conçues pour analyser l'ADN des poissons, il est important de noter que l'interprétation du nombre de séquences amplifiées pour ces autres taxons comporte des biais supplémentaires lorsqu'elles sont utilisées

Tableau 4. Comparaison du nombre d'espèces répertoriées antérieurement à certaines stations par la pêche électrique (PÉ) et par l'analyse de l'ADNe.

Station	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10	F11	F13	H14	H16	H17	H18	H20	H21	H22	H23	H25	H26	Moy.
ADNe	22	27	12	22	12	23	22	25	15	17	15	12	13	18	30	16	27	24	15	13	13	19	19
PÉ	8	9	5	10	8	15	15	11	9	10	10	2	12	10	9	8	12	9	11	8	5	9	9

comme un indicateur de leur abondance par rapport aux poissons. Il est également possible que plusieurs autres espèces de vertébrés n'aient pas été détectées.

Discussion

Malgré la popularité sans cesse croissante de l'analyse de l'ADNe pour l'étude des communautés aquatiques, les études portant spécifiquement sur les rivières et les ruisseaux de petits gabarits sont peu représentées, du moins dans l'est du Canada. À notre connaissance, seule la rivière Saint-Charles a été étudiée de la sorte sur le même territoire (Laporte et collab., 2021). Ce travail dans le bassin de la rivière du Chêne et les petits cours d'eau adjacents s'ajoute donc aux travaux précédents qui démontrent l'efficacité de l'analyse de l'ADNe pour étudier les communautés de poissons de petits systèmes lotiques. L'observation générale est que l'analyse de l'ADNe permet de détecter plus d'espèces que les approches de captures conventionnelles, et ce, avec un effort d'échantillonnage moindre. Par exemple, dans l'étude de Boivin-Delisle et collab. (2021) dans le bassin versant de la rivière Rupert dans le nord du Québec, l'analyse d'ADNe a détecté deux fois plus d'espèces que les engins de capture conventionnels, soit 20 plutôt que 10, ce qui représente une proportion semblable à ce que nous avons observé dans notre étude (19 espèces au lieu de 9). De même, l'étude de Berger et collab. (2020) dans le fleuve Saint-Laurent a permis de détecter 14 espèces de plus (65 contre 51), avec un effort de travail beaucoup moins important. À noter que le nombre de séquences détectées n'est pas une mesure fiable de l'abondance d'une espèce, puisque l'hétérogénéité environnementale et l'espèce peuvent influencer la production d'ADN dans l'environnement (Caza-Allard et collab., 2022). De plus, la proximité du point d'échantillonnage peut affecter la quantité d'ADN (Deiner et collab., 2017; Laporte et collab., 2020; Laporte et collab., 2022).

Ceci dit, notre étude, tout comme les précédentes, n'est pas sans contraintes d'interprétation. Bien qu'un nombre croissant d'études démontrent que l'ADNe est une méthode plus efficace pour détecter les espèces moins abondantes, il faut garder en tête que les espèces les plus rares peuvent ne pas être détectées dans certains cas, comme cela se produit lors d'inventaires réalisés à l'aide d'engins de capture conventionnels. Il est aussi possible que certaines espèces, pourtant présentes dans le cours d'eau, soient trop éloignées des sites au moment de l'échantillonnage, ce qui empêche leur présence d'être révélée. Ainsi, un plus grand nombre de sites d'échantillonnage, à des moments différents de l'année, pourrait s'avérer utile dans certaines situations. Enfin, comme on l'a déjà indiqué, il ne faut pas interpréter le nombre de séquences comme une indication absolue d'abondance, car plusieurs facteurs biologiques ou expérimentaux peuvent influencer le nombre de séquences obtenues (Caza-Allard et collab., 2022; Deiner et collab., 2017). De plus, le choix de notre seuil d'un minimum de 10 séquences pourrait engendrer la présence de faux positifs. Nous avons opté pour augmenter nos chances de détection d'espèces rares, à défaut de considérer localement présentes des espèces qui

seraient plus en amont. Il faut donc voir ces résultats d'analyse des communautés par analyse métagénomique de l'ADNe comme une méthodologie permettant de saisir rapidement la diversité des espèces présentes dans un cours d'eau. Cet exercice pourra être complété, au besoin, par des observations sur le terrain. Il faut aussi considérer que le recours à l'analyse en laboratoire nécessite du matériel et du personnel spécialisés. Néanmoins, un nombre sans cesse croissant de laboratoires offrent ce type de services analytiques, autant ici, au Québec, qu'ailleurs dans le monde.

Compte tenu des incertitudes inhérentes à l'analyse de l'ADNe, nos résultats suggèrent que dans notre système d'étude, le mulot à cornes est l'espèce la plus représentée, suivie de près par le meunier noir et le naseux des rapides. De plus, notre analyse a permis de confirmer la présence de 4 espèces qui n'avaient pas été rapportées à ce jour sur le territoire de l'OBV du Chêne. Seul le méné paille aurait échappé à notre analyse, ce qui devrait faire l'objet d'une vérification, car ce cyprin de petite taille peut parfois être confondu avec d'autres espèces. Il serait étonnant, mais pas impossible qu'il ait disparu des stations F06 et F07 de la FSL où il aurait été récolté antérieurement par la PÉ. Une validation pourrait nous apporter une conclusion plus définitive. À cette exception près, les espèces recensées en PÉ ont toutes été confirmées par l'ADNe.

Le nombre d'espèces s'est toujours révélé supérieur avec l'ADNe que par la PÉ. Ce résultat est important lorsqu'on s'intéresse à la biodiversité ichtyologique d'un cours d'eau puisqu'il indique que la présence d'espèces rares peut échapper à un inventaire par PÉ, mais être détectée par l'ADNe. Ceci n'enlève pas l'intérêt de la PÉ ou des autres techniques permettant la capture des poissons. En effet, celles-ci demeurent utiles pour déterminer précisément l'endroit et l'habitat où se trouve une espèce, pour récolter des données sur la structure d'âge, la croissance et le sexe des individus ou encore pour observer la variation morphologique lorsque ces informations sont nécessaires.

La quantité moyenne d'ADNe détectée dans les stations de la FSL est semblable à ce que l'on trouve en dehors de la FSL en milieu agroforestier. Toutefois, l'ADN de 8 espèces s'y trouve en quantité nettement supérieure, notamment pour l'omble de fontaine et le fouille-roche gris, des espèces sensibles à la qualité du milieu. Ceci laisse croire que l'habitat peu modifié à proximité des cours d'eau que l'on trouve dans la FSL favorise la présence de ces espèces en plus grande abondance. Les stations F11 et F12, surtout, méritent une attention particulière puisqu'elles contiennent à la fois 94 % de l'ensemble des séquences d'ADN d'omble de fontaine et 83 % de celui des salamandres à deux lignes. Il n'est donc pas étonnant que ces 2 stations soient visées par un projet de réserve de biodiversité dans le milieu (MRCL, 2021).

L'espèce qui cause une surprise est sans doute l'omble de fontaine. Elle est abondante dans la FSL, ce qui était attendu, mais son ADN est confirmé à chacune des 27 stations, même en milieu agricole où l'habitat ne lui semble pas favorable. Cette espèce était auparavant largement répandue et abondante

partout sur le territoire. Il est donc possible que des individus subsistent dans des sections de cours d'eau où l'habitat le permet, ou encore qu'il s'agisse dans certains cas de faux positifs relatifs à la méthode de l'ADNe. La présence de petits réservoirs de populations qui se trouvent vraisemblablement en amont de chaque ruisseau en milieu agroforestier démontre tout l'intérêt d'une restauration d'habitat qui permettrait le rétablissement de populations naturelles de cette espèce prisée par les pêcheurs.

La présence du fouille-roche gris est aussi particulièrement intéressante puisque ce petit poisson, inscrit sur la liste des espèces menacées au Canada et vulnérables au Québec, est ici à la limite est de son aire de répartition. Son abondance pourrait être plus importante que ce signal distinct puisque 300 203 occurrences de fouille-roche gris ou de fouille-roche zébré n'ont pu les distinguer l'un de l'autre. Il en va de même pour le méné bec-de-lièvre, qui est en difficulté en Ontario et dont la distribution est restreinte au Québec. Dans un avenir rapproché, il serait pertinent d'inclure des mesures de gestion spécifiques à ces deux espèces vulnérables.

Conclusion

Nous sommes d'avis que l'analyse de l'ADNe est appelée à se généraliser pour l'étude des communautés en milieu lotique, particulièrement là où un inventaire d'un territoire à large échelle, comme celui d'un OBV, est nécessaire. De fait, l'Association canadienne de normalisation a tout récemment publié un document portant sur les « Exigences en matière de terminologie et de production de rapports sur l'ADN environnemental (ADNe) » (Groupe CSA, 2021). Puisqu'il est possible de recenser en un seul point les espèces présentes dans les habitats en amont, la cueillette des échantillons peut se faire à des endroits accessibles avec peu d'équipement. Aucune formation exhaustive et aucun permis de bons soins aux animaux ni équipement coûteux ne sont nécessaires pour la capture et l'identification des espèces. L'ADNe s'avère un moyen efficace pour repérer la présence d'espèces et se renseigner sur leur abondance relative. Cette approche nécessite un effort de terrain moindre que les techniques utilisées jusqu'ici, soit la PÉ, le filet maillant et la seine de rivage. Dans le cas de la présente étude, elle a permis de confirmer la présence de 41 espèces de poissons dont 40 sur le territoire de l'OBV du Chêne, de démontrer que la forêt de la Seigneurie de Lotbinière assure le maintien d'habitats propices à des espèces intolérantes aux perturbations environnementales et d'ajouter 4 espèces à la liste des poissons déjà connus sur le territoire de l'OBV du Chêne.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent à Marie-Andrée Boisvert, ex-directrice de l'OBV de la zone du Chêne, qui a initié le projet et choisi les points d'échantillonnage, à Sylvie Leduc et à Alexandra Éthier-Houle, qui ont recueilli les échantillons de terrain, à Éric Normandeau pour le traitement bio-informatique des données, à Marie-Ève Beaulieu et Cecilia

Hernandez, qui ont réalisé les analyses et l'interprétation des données de laboratoire, à Dominique Adam et William Boissonneault pour la réalisation de la cartographie et le soutien pour la présentation de la bibliographie, et à Nicole Boivin pour la relecture et la correction de l'orthographe du manuscrit.

Les auteurs adressent enfin leurs remerciements à l'équipe éditoriale de cette revue, en particulier au comité de lecture (Claude Samson [rédacteur en chef adjoint], Marc-Antoine Couillard [rédacteur adjoint] et un réviseur anonyme) ainsi qu'à l'équipe de bénévoles du *Naturaliste canadien* pour leur contribution essentielle à l'amélioration de la version initiale de cet article (vérification technique et édition finale). ◀

Références

- AFZALI, S.F., H. BOURDAGES, M. LAPORTE, C. MÉROT, É. NORMANDEAU, C. AUDET et L. BERNATCHEZ, 2021. Comparing environmental metabarcoding and trawling survey of demersal fish communities in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Environmental DNA*, 3: 22-42. <https://doi.org/10.1002/edn3.111>.
- BENSON, D.A., M. CAVANAUGH, K. CLARK, L. KARSCH-MIZRACHI, D.J. LIPMAN, J. OSTELL et E.W. SAYERS, 2013. GenBank. *Nucleic Acids Research*, 41 (D1): D36-D42. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1195>.
- BERGER, C.S., C. HERNANDEZ, M. LAPORTE, G. CÔTÉ, Y.T. PARADIS, W.K. DOMINIQUE, É. NORMANDEAU et L. BERNATCHEZ, 2020. Fine-scale environmental heterogeneity shapes fluvial fish communities as revealed by eDNA metabarcoding. *Environmental DNA*, 2 (4): 647-666. <https://doi.org/10.1002/edn3.129>.
- BERNATCHEZ, L. et M. GIROUX, 2012. Les poissons d'eau douce du Québec et leur répartition dans l'est du Canada, 3^e édition. Éditions Broquet, Saint-Constant, 348 p.
- BOIVIN-DELISLE, D., M. LAPORTE, F. BURTON, R. DION, É. NORMANDEAU et L. BERNATCHEZ, 2021. Using environmental DNA for biomonitoring of freshwater fish communities: Comparison with established gillnet surveys in a boreal hydroelectric impoundment. *Environmental DNA*, 3 (1): 105-120. <https://doi.org/10.1002/edn3.135>.
- CASSELMAN, J.M., T. PENCZAK, L. CARL, R.H.K. MANN, J. HOLCÍK et W.A. WOITOWICH, 1990. An evaluation of fish sampling methodologies for large river systems. *Polish Archives of Hydrobiology*, 37: 521-551.
- CAZA-ALLARD, I., M. LAPORTE, G. CÔTÉ, J. APRIL et L. BERNATCHEZ, 2022. Effect of biotic and abiotic factors on the production and degradation of fish environmental DNA: An experimental evaluation. *Environmental DNA*, 4 (2): 453-468. <https://doi.org/10.1002/edn3.266>.
- DEINER, K., H.M. BIK, E. MÄCHLER, M. SEYMOUR, A. LACOURSIÈRE-ROUSSEL, F. ALTERMATT, S. CREER, I. BISTA, D.M. LODGE, N. DE VERE, M.E. PPRENDER et L. BERNATCHEZ, 2017. Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology*, 26 (21): 5872-5895. <https://doi.org/10.1111/mec.14350>.
- DEINER, K., H. YAMANAKA et L. BERNATCHEZ, 2021. The future of biodiversity monitoring and conservation utilizing environmental DNA. *Environmental DNA*, 3 (1): 3-7. <https://doi.org/10.1002/edn3.178>.
- DESROCHES, J.-F. et I. PICARD, 2013. Les poissons d'eau douce du Québec et des Maritimes. Éditions Michel Quintin, Montréal, 472 p.
- DESROCHES, J.-F. et D. RODRIGUE, 2018. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes. Édition revue et augmentée, Éditions Michel Quintin, Montréal, 376 p.
- DUCRUC, J.-P., F. POISSON, V. GERARDIN, G. DOMON, J. RUIZ et J.E. MEDINA MENA, 2019. Le cadre écologique de référence du Québec : perspectives historiques, concepts et applications. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec, 179 p. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/cadre-ecologique/rapports/cadre-eco-ref-perspective-historique-concepts-applications.pdf>.

- GARCÍA-MACHADO, E., M. LAPORTE, É. NORMANDEAU, C. HERNÁNDEZ, G. CÔTÉ, Y. PARADIS, M. MINGELBIER et L. BERNATCHEZ, 2022. Fish community shifts along a strong fluvial environmental gradient revealed by eDNA metabarcoding. *Environmental DNA*, 4: 117-134. <https://doi.org/10.1002/edn3.221>.
- GIROUX, I., S. HÉBERT et D. BERRYMAN, 2016. Qualité de l'eau du Saint-Laurent de 2000 à 2014 : paramètres classiques, pesticides et contaminants émergents. *Le Naturaliste canadien*, 140 (2): 26-34. <https://doi.org/10.7202/1036500ar>.
- GOLDBERG, C.S., D.S. PILLIOD, R.S. ARKLE et L.P. WAITS, 2011. Molecular detection of vertebrates in stream water: A demonstration using Rocky Mountain Tailed Frogs and Idaho Giant Salamanders. *PLoS ONE*, 6 (7): e22746. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022746>. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022746>.
- GROUPE CSA, 2021. Exigences et terminologie des rapports sur l'ADN environnemental (eDNA). Disponible en ligne à : <https://www.csagroup.org/store/product/2705165/>.
- IWASAKI, W., T. FUKUNAGA, R. ISAGOZAWA, K. YAMADA, Y. MAEDA, T.P. SATOH, T. SADO, K. MABUCHI, H. TAKESHIMA, M. MIYA et M. NISHIDA, 2013. MitoFish and MitoAnnotator: A mitochondrial genome database of fish with an accurate and automatic annotation pipeline. *Molecular Biology and Evolution*, 30(11): 2531-2540. <https://doi.org/10.1093/molbev/mst141>.
- KELLY, R.P., J.A. PORT, K.M. YAMAHARA et L.B. CROWDER, 2014. Using environmental DNA to census marine fishes in a large mesocosm. *PLoS ONE*, 9 (1): e86175. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086175>.
- LACOURSIÈRE-ROUSSEL, A., C. CÔTÉ, V. LECLERC et L. BERNATCHEZ, 2016. Quantifying relative fish abundance with eDNA: A promising tool for fisheries management. *Journal of Applied Ecology*, 53: 1148-1157. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12598>.
- LAPORTE, M., C.S. BERGER, E. GARCÍA-MACHADO, G. CÔTÉ, O. MORISSETTE, L. BERNATCHEZ, 2022. Cage transplant experiment shows weak transport effect on relative abundance of fish community composition as revealed by eDNA metabarcoding. *Ecological Indicators*, 137, 108785. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108785>.
- LAPORTE, M., B. BOUGAS, G. CÔTÉ, O. CHAMPOUX, Y. PARADIS, J. MORIN et L. BERNATCHEZ, 2020. Caged fish experiment and hydrodynamic bidimensional modeling highlight the importance to consider 2D dispersion in fluvial environmental DNA studies. *Environmental DNA*, 2 (3): 362-372. <https://doi.org/10.1002/edn3.88>.
- LAPORTE, M., E. RENY-NOLIN, V. CHOUINARD, C. HERNANDEZ, É. NORMANDEAU, B. BOUGAS, C. CÔTÉ, S. BEHMELE et L. BERNATCHEZ, 2021. Proper environmental DNA metabarcoding data transformation reveals temporal stability of fish communities in a dendritic river system. *Environmental DNA*, 3 (5): 1007-1022. <https://doi.org/10.1002/edn3.224>.
- LEGENDE, P. et L. LEGENDRE, 1998. Numerical ecology, vol. 24, 2^e édition. *Developments in Environmental Modelling* 20. Elsevier Science, Amsterdam, 852 p. <https://www.elsevier.com/books/numerical-ecology/legendre/978-0-444-89249-2>.
- LI, T., J.-P. DUCRUC, M.-J. CÔTÉ, D. BELLAVANCE et F. POISSON, 2019. Les provinces naturelles : première fenêtre sur l'écologie du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de la connaissance écologique, Québec, 24 p. Disponible en ligne à : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/cadre-ecologique/rapports/provinces-naturelles.pdf>.
- MATHON, L., A. VALENTINI, P.-E. GUÉRIN, É. NORMANDEAU, C. NOËL, C. LIONNET, E. BOULANGER, W. THUILLER, L. BERNATCHEZ, D. MOUILLOT, T. DEJEAN et S. MANEL, 2021. Benchmarking bioinformatic tools for fast and accurate eDNA metabarcoding species identification. *Molecular Ecology Resources*, 21: 2565-2579. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13430>.
- [MELCC] MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, 2009. Adoption de la loi sur l'eau. Un geste historique pour l'eau du Québec. Disponible en ligne à : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/infuseur/communique.asp?no=1514>. [Visité le 2022-03-24].
- [MFFP] MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC, 2021. Espèces fauniques menacées ou vulnérables. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/especes-menacees-vulnerables/>. [Visité le 2021-08-16].
- MIYA, M., Y. SATO, T. FUKUNAGA, T. SADO, J.Y. POULSEN, K. SATO, T. MINAMOTO, S. YAMAMOTO, H. YAMANAKA, H. ARAKI, M. KONDOH et W. IWASAKI, 2015. MIFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: Detection of more than 230 subtropical marine species. *Royal Society Open Science*, 2 (7): 150088. <https://doi.org/10.1098/rsos.150088>.
- [MRCL] MRC DE LOTBINIÈRE, CONSEIL RÉGIONAL DE L'ENVIRONNEMENT DE CHAUDIÈRE APPALACHES, AMIS DE LA FORÊT DE LA SEIGNEURIE DE LOTBINIÈRE, OBV DU CHÊNE et NATURE QUÉBEC, 2021. Proposition de réserve de biodiversité dans la Forêt de la Seigneurie de Lotbinière. 18 p. Disponible en ligne à : <https://www.mrclopbiniere.org/wp-content/uploads/2021/09/Proposition-reserve-de-biodiversite-FSL-1.pdf>.
- [OBV DU CHÊNE] ORGANISME DE BASSINS VERSANTS DE LA ZONE DU CHÊNE, 2020a. Partie 1 – Portrait des bassins versants de la zone du Chêne, Plan directeur de l'eau de la zone du Chêne, 158 p. + ann. Disponible en ligne à : https://www.obvduchene.org/wp-content/uploads/2022/04/PDE_version-ameliore%CC%81e_20-04-2022.pdf. [Visité le 2022-03-28].
- [OBV DU CHÊNE] ORGANISME DE BASSINS VERSANTS DE LA ZONE DU CHÊNE, 2020b. Partie 4 – Plan d'action, Plan directeur de l'eau de la zone du Chêne, 16 p. + ann. Disponible en ligne à : <https://www.obvduchene.org/wp-content/uploads/2020/10/Partie-4-revise-avril2016.pdf>. [Visité le 2022-03-28].
- [OBV DU GROBEC] GROUPE DE CONCERTATION DES BASSINS VERSANTS DE LA ZONE BÉCANCOUR, 2022. Étude et caractérisation du bassin versant de la petite rivière du Chêne – 2019. 70 p. + ann. Disponible en ligne à : <http://www.grobec.org/2019.php>. [Visité le 2022-03-28].
- R CORE TEAM, 2018. R: A language and environment for statistical computing. www.r-project.org/foundation/.
- [ROBVQ] REGROUPEMENT DES ORGANISMES DE BASSINS VERSANTS DU QUÉBEC, 2022. Qui sommes-nous? Disponible en ligne à : <https://robvq.qc.ca/obv-du-quebec/>. [Visité le 2022-03-24].
- ROUSSEL, J.M. et A. BARDONNET, 2002. Habitat de la truite commune (*Salmo trutta* L.) pendant la période juvénile en ruisseau: préférences, mouvements, variations journalières et saisonnières. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 365/366: 435-454. EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/kmae:2002044>.
- TAYLOR, H.R. et N.J. GEMMELL, 2016. Emerging technologies to conserve biodiversity: Further opportunities via genomics. *Response to Pimm et al. Trends in Ecology & Evolution*, 31 (3): 171-172. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.01.002>.

Sous la surface des lacs des Laurentides : des témoignages de la dernière période glaciaire

Benoit Faucher, Jean-Louis Courteau et Bernard Lauriol

Résumé

De remarquables formes rocheuses insolubles se dressent dans le fond de lacs creusés dans le marbre de Grenville de la région des Laurentides, au Québec (Canada). Elles atteignent une hauteur pouvant aller jusqu'à plusieurs décimètres. Selon les études sur les taux de dissolution du marbre du Bouclier canadien, il est improbable que celles-ci aient été mises en relief seulement pendant l'Holocène. Nous proposons qu'une érosion hydrique dans des poches d'eau alimentées par l'eau de fonte de la dernière calotte de glace des Laurentides soit à l'origine de la mise en relief de ces roches insolubles. Nous envisageons aussi la possibilité que les roches insolubles aient été dégagées de leur matrice de marbre par une eau courante bien avant la dernière déglaciation, et que celle-ci ait été précédée par un ou des lacs sous-glaciaires.

MOTS CLÉS : érosion sous-glaciaire, glaciation wisconsinienne, lac des Seize Îles, Laurentides, marbre de Grenville

Abstract

Remarkable insoluble rock forms resulting from differential hydraulic erosion of Grenville marble have been discovered at the bottom of lakes in the Laurentian region (Québec, Canada). Some of these forms are several decimetres tall. Given the results of studies on the chemical dissolution rate of Canadian Shield marble, it is unlikely that these insoluble units were only released from the encasing marble during the Holocene. Instead, it is proposed that they likely result largely from differential hydraulic erosion caused by pockets of meltwater fed by the retreating Laurentide ice sheet. The authors also consider the possibility that the insoluble rocks were released from their marble matrix by running water well before the last deglaciation, and that this retreat of the ice would have been preceded by one or more subglacial lakes.

KEYWORDS: Grenville marble, lac des Seize Îles, Laurentides, subglacial erosion, Wisconsin glaciation

Introduction

La découverte de formes spectaculaires d'érosion différentielle sur le substrat rocheux du fond de trois lacs de la région des Laurentides (Québec) par des plongeurs explorateurs est à l'origine de cette étude. Ces formes inusitées d'érosion différentielle ont été portées à notre attention par l'un des coauteurs (J.-L. C.) de cet article, qui est lui-même plongeur. En collaboration avec ses collègues, ce dernier a observé et photographié ces formes d'érosion, lesquelles occupent une position préférentielle dans le fond de ces lacs, soit dans le voisinage immédiat de la partie sud de leurs îles (Courteau, 2021).

Les formes d'érosion découvertes par les plongeurs n'ont été observées que dans les formations de marbres précambriens aux lacs des Seize Îles, Tremblant et Marie-Lefranc (figure 1). Leur hauteur exceptionnelle ainsi que leur emplacement dans une région qui fut autrefois couverte de glace lors de la dernière glaciation nous ont emmenés à proposer un mécanisme d'érosion beaucoup plus efficace ou actif sur une période plus longue que celle observée en milieu subaérien, donc postglaciaire, et capable de produire une telle intensité érosive.

C'est ainsi que nous proposons que ces formes d'érosion différentielle résultent de l'action de l'eau de fonte, probablement par un écoulement turbulent sous pression, dans un environnement sous-glaciaire. En érodant le marbre, l'eau aurait épargné les inclusions de roches silicatées,

lesquelles exhibent une morphologie qui date de la période pendant laquelle elles se sont révélées, c'est-à-dire il y a un peu plus de 1 milliard d'années, lors de l'orogénèse de Grenville (Corriveau, 2013; Fensome et collab., 2014).

Région à l'étude

Les Laurentides, au nord des basses-terres du Saint-Laurent du Québec, offrent un paysage de collines séparées de vallées au fond comblé de sédiments glaciaires ou occupées par de nombreux lacs. Le sommet des collines culmine à des hauteurs de 250 à 300 m, tandis que la plus grande profondeur des lacs varie de -60 à -80 m d'après les cartes publiées notamment par le Conseil régional de l'environnement (CRE) des Laurentides. Les lacs situés de part et d'autre des vallées des rivières Gatineau et du Lièvre se trouvent parfois creusés

Benoit Faucher est scientifique du Quaternaire à la Commission géologique du Canada (Programme GEM-GéoNord, Ottawa) et enseigne la géographie au Département de géographie, environnement et géomatique de l'Université d'Ottawa (Ontario).

bfaucher@uottawa.ca.

Jean-Louis Courteau est auteur, artiste, coproducteur de documentaires vidéo et directeur du Centre d'interprétation des eaux laurentiennes à Lac-des-Seize-Îles (Québec).

Bernard Lauriol est professeur émérite de l'Université d'Ottawa (Ontario). Il a récemment publié deux ouvrages sur l'Outaouais et son passé géologique.

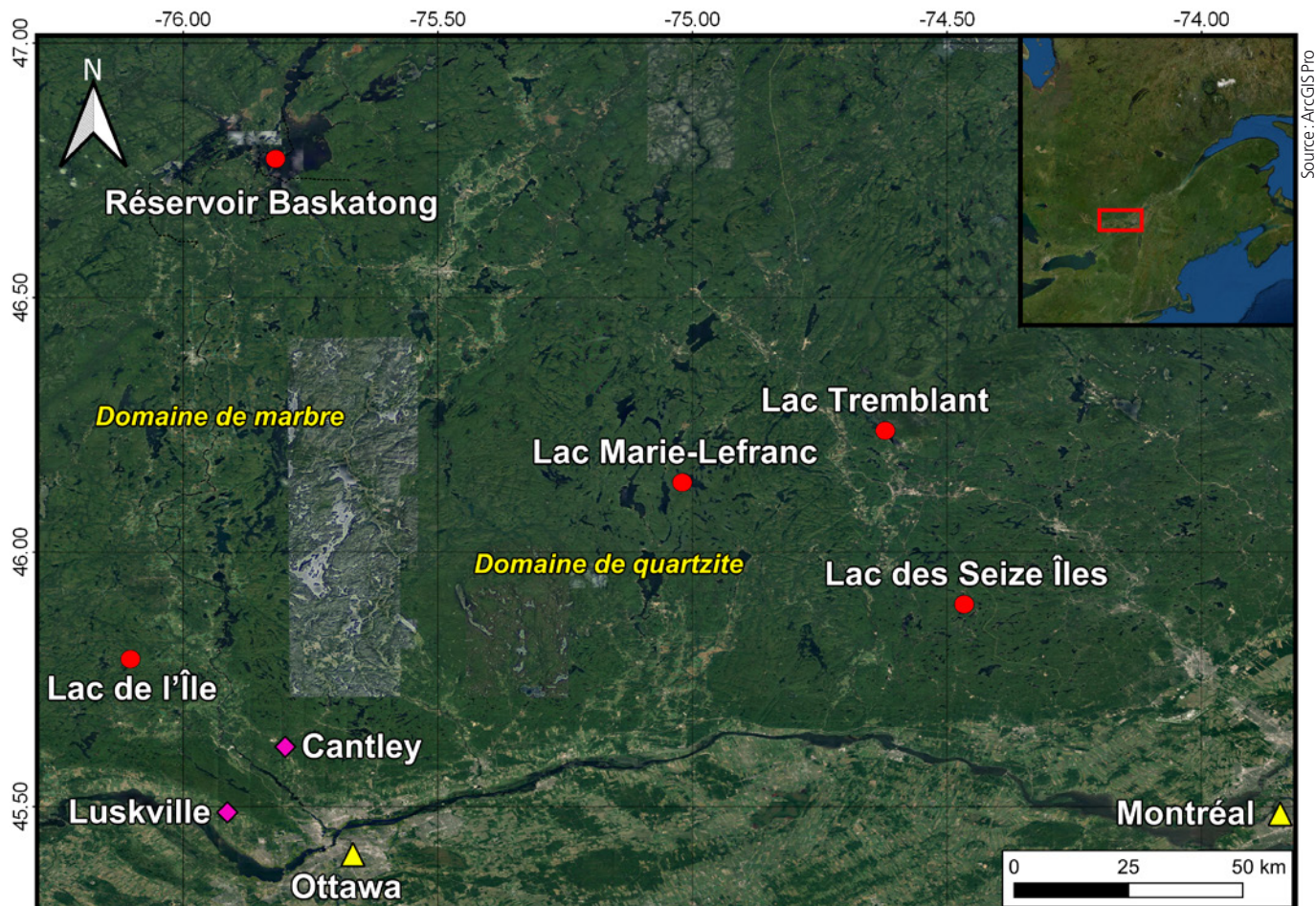


Figure 1. Carte de localisation des sites terrestres et des lacs étudiés dans les Laurentides et en Outaouais (Québec, Canada). Triangles jaunes = villes majeures; losanges roses = sites terrestres; cercles rouges = lacs (à noter que le réservoir du Baskatong y est inséré à seul titre de référence géographique). Les affleurements de marbre sont peu nombreux, mais présents dans le domaine de quartzite.

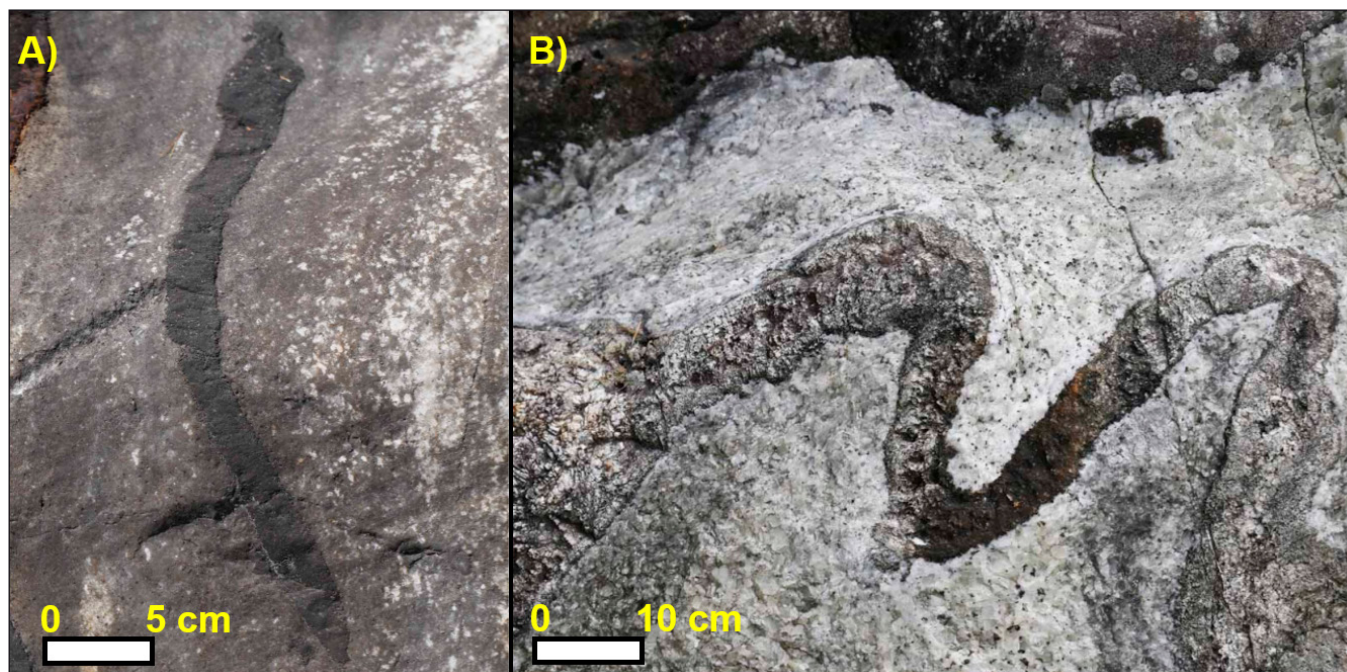
dans le marbre précambrien, qui est une roche plus sensible à l'érosion que le gneiss et la syénite, deux roches communes des Laurentides (Hogarth, 1962).

En s'éloignant des vallées de la Lièvre et de la Gatineau, le marbre devient plus rare (Hogarth, 1962). Néanmoins, il en existe des affleurements souvent modestes et dispersés, à l'ouest, jusqu'à la vallée de la rivière Noire et à l'est, jusqu'à la vallée de la rivière du Nord. Rappelons que le marbre de Grenville provient du métamorphisme du calcaire accumulé sur les rivages de l'océan Moravia il y a environ 1 milliard d'années (Fensome et collab., 2014). Le calcaire fut intégré dans les racines de l'immense chaîne de Grenville, laquelle fut par la suite érodée, ramenant à la surface un calcaire métamorphisé riche en inclusions de roches silicatées (Dresser et Denis, 1946).

L'inclusion des roches silicatées dans le marbre résulte de lits, de veines, et de dykes riches en silice qui ont été brisés, retournés et écrasés durant le métamorphisme du calcaire. Leurs fragments apparaissent de nos jours discontinus, rectilignes, mais aussi parfois plissés et même contorsionnés (figure 2). Le plus souvent cependant, le matériel silicaté diffus dans le calcaire s'est aggloméré pour former des

agrégats qui, lorsque dégagés du marbre, forment des blocs pouvant atteindre plusieurs décimètres de diamètre. Il s'est produit aussi durant l'orogénèse de Grenville de nombreuses explosions souterraines engendrées par des vapeurs dégagées par le magma. Elles ont laissé en héritage des roches brisées ou pyroclastes aux contours anguleux (Lauriol et Bertrand, 2017).

Ce n'est qu'après la déglaciation, survenue dans la région d'étude vers 12 000 années avant le présent (Dalton et collab., 2020; Prichonnet, 1977) que la différence de dureté entre le marbre et les roches silicatées qu'il contient va s'exprimer sous l'effet des processus de météorisation, soit la gélifraction, le ruissellement et la pédogenèse. Des observations faites dans la vallée de la Gatineau ont permis d'estimer à 10 cm la tranche moyenne de marbre érodée par ces processus depuis 10 000 ans, mais seulement là où celui-ci a été exposé aux intempéries (Lauriol et Prévost, 1994; Prévost, 1991). Là où une couverture de limon, de sable, ou de gravier glaciaires et fluvioglaciaires recouvre le marbre, l'érosion différentielle ne s'est alors fait sentir que très faiblement (souvent moins de 1 cm) (Lauriol et Prévost, 1994).



Photos: B. Lauriol

Figure 2. Deux affleurements de marbre voisins (A et B) exhibant une roche silicatée érodée par le passage du glacier et qui, par la suite, ont été recouverts par du gravier et du sable qui en ont assuré la préservation. Carrière de Cantley (Québec). Voir la figure 1 pour l'emplacement du site.

L'érosion sous la surface des lacs

Dans les Laurentides, suivant nos observations, les roches silicatées mises en relief par la météorisation du marbre de Grenville n'affleurent que sur une hauteur moyenne de 5 à 10 cm sur les rives rocheuses actuelles des lacs. Il en est de même sous l'eau, selon les mesures faites par Jean-Louis Courteau et ses collègues au cours de centaines d'heures de plongée. C'est pourquoi les formes d'érosion très localisées aux lacs des Seize Îles, Tremblant et Marie-Lefranc constituent une curiosité géologique. Elles méritent d'être étudiées, car elles n'ont jamais été décrites ailleurs dans d'autres lacs encaissés dans le marbre du Bouclier canadien. En effet, dans chacun de ces lacs, des roches silicatées sont dégagées de leur matrice de marbre sur une hauteur remarquable de plusieurs décimètres. Elles présentent des morphologies variées; les plus communes sont les roches plissées tandis que les plus spectaculaires sont celles qui reposent sur un pilier de marbre (ce qui évoque des cheminées de fée), ou encore celles qui ressemblent à des troncs d'arbres brisés et submergés dans les marais (figure 3). Dans chacun des lacs, les roches silicatées dégagées de leur matrice de marbre ont été observées de -5 à -30 m de profondeur. Il n'est pas impossible qu'il y en ait aussi à de plus grandes profondeurs, mais l'eau froide, l'obscurité et surtout les obligations de décompression rendent la plongée plus hasardeuse.

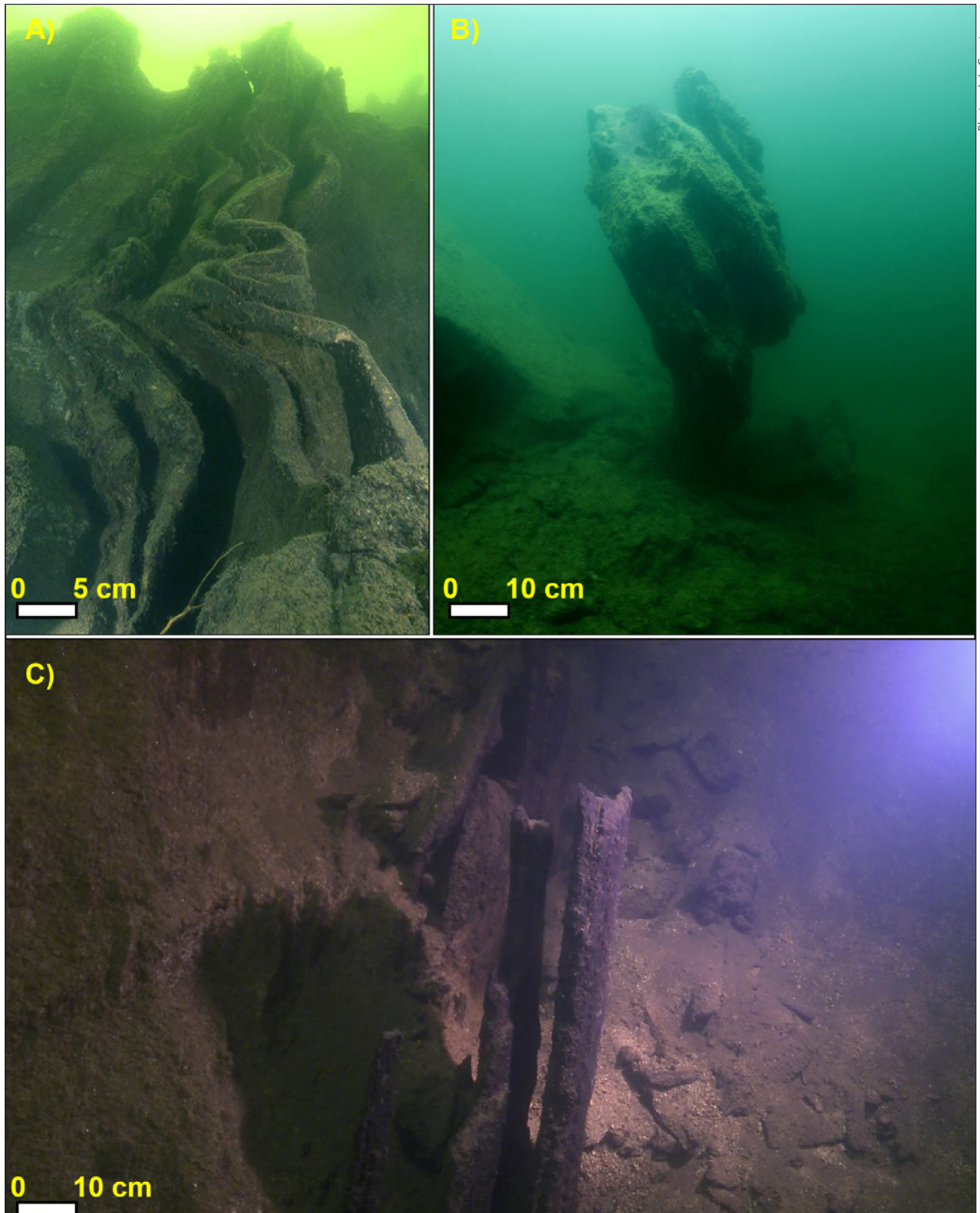
L'emplacement géographique où ces roches insolubles ont été trouvées est le même dans les trois lacs étudiés, soit au sud de bosses rocheuses d'une hauteur de quelques mètres au-dessus de l'eau. Ces bosses sont partiellement constituées de marbre, et contiennent du gneiss. À leur périphérie, il n'est pas rare d'y apercevoir des accumulations de galets bien

arrondis d'origine fluvio-glaciaire. Au lac des Seize Îles, ces accumulations forment ce qu'on nomme un moulin de kame; il s'agit d'une preuve d'un écoulement d'eau sous-glaciaire violent. De plus, des blocs erratiques (à moins qu'il s'agisse de *drop stones*, c'est-à-dire de blocs rocheux délestés par des glaces flottantes) reposent ici et là sur des affleurements rocheux sous-aquatiques.

Le pH de l'eau des lacs étudiés se situe entre 6 et 7, ce qui correspond à une eau peu agressive. Cela est attribuable aux sols carbonatés qui tamponnent l'acidité de l'eau de pluie, des ruisseaux et des nappes phréatiques qui alimentent les lacs. Nos mesures physicochimiques (pH, conductivité et température) effectuées en surface en plusieurs points au cours des saisons 2018 et 2019, et en profondeur jusqu'à -30 m dans le lac des Seize Îles, n'indiquent pas une eau d'une acidité anormale pouvant rendre compte d'une dissolution élevée dans ce lac et localisée (au sud d'îlots rocheux). Il en est probablement de même dans les lacs Tremblant et Marie-Lefranc, et ce fut sans doute aussi le cas depuis le retrait du dernier inlandsis.

L'érosion du marbre par l'eau des glaciers

Une érosion du marbre dans des cavités sous-glaciaires au sud d'obstacles rocheux (c'est-à-dire en position d'abri par rapport à un écoulement glaciaire venant du nord) offre une explication possible pour rendre compte du déchaussement exceptionnel des roches silicatées au sud d'obstacles rocheux. Ils ont joué le rôle de bouclier. En effet lors de la dernière déglaciation, la fonte de l'inlandsis s'est accompagnée d'un écoulement d'eau duquel le volume fut de plusieurs millions de mètres cubes. Une partie de l'écoulement s'est produite



Photos: J.-L. Courteau

Figure 3. Formes spectaculaires d'érosion différentielle sur le substrat rocheux du fond de 3 lacs des Laurentides. A) formation plissée; B) roche insoluble reposant sur un pilier de marbre; C) roches insolubles verticalement dénudées de leur matrice de marbre.

sous les glaciers, et notamment dans le fond des vallées comme en témoignent les dépôts fluvio-glaciaires qui les remplissent en partie.

Dans la région à l'ouest de la rivière du Nord, l'écoulement de la glace et de l'eau s'est toujours fait du nord vers le sud (Prichonnet, 1977). Bien que cela ne soit pas documenté, il est probable que cet écoulement s'est accompagné de la formation de cavités sous-glaciaires (voir la figure 1 dans Livingstone et collab. [2022] pour un croquis illustrant ce phénomène). Elles résultaient du décollement du glacier à l'aval de lobes rocheux particulièrement résistants à l'érosion, phénomène bien connu dans les glaciers alpins où l'on parle de cavitation par une eau turbulente chargée de limon et de sable. Cette eau érode les parois rocheuses de façon très efficace (Lliboutry, 1968). Dans les Laurentides, l'érosion fluvio-glaciaire dans des cavités sous-glaciaires aurait attaqué le marbre plus sensible à l'érosion que les roches silicatées, insolubles et dures, qu'il contient. Le phénomène a possiblement été d'une plus grande extension géographique que ce que nous observons de nos jours, mais une phase d'érosion glaciaire postérieure en aurait détruit les évidences.

De fait, l'hypothèse de roches érodées dans des cavités sous-glaciaires puis détruites par le passage de la glace est supportée par la présence de blocs erratiques portant des marques d'érosion par l'eau. Ils ont été trouvés dans deux sites des collines des Laurentides. Le premier site est au lac de l'Île, à l'ouest de la municipalité de Low, dans la vallée de la Gatineau. Ce lac ne possède qu'une seule île dont la superficie est proche d'un hectare. Constituée de marbre et de gneiss, l'île s'élève à une dizaine de mètres au-dessus de la surface du lac. Sous l'eau, à 5 m de profondeur, entre l'île et la rive sud du lac, un bloc de plus de 1 m de diamètre présente des traces de dissolution, mais les blocs les plus remarquables sont ceux de plus de 1 m³ exhumés d'un till très limoneux à l'occasion de la construction d'une résidence, située à 20 m au-dessus de la surface du lac et à 300 m de sa rive. L'un d'entre eux n'est constitué que de marbre (figure 4) et un deuxième d'un mélange de roches silicatées et de marbre. À cela s'ajoutent de plus petits blocs. Leur forme générale, tout comme le détail de leur surface, témoigne d'une sculpture par l'écoulement de l'eau avant que l'érosion glaciaire ne les arrache au plancher rocheux. Tout comme aux lacs des Seize Îles, Tremblant et Marie-Lefranc, les accumulations glaciaires et fluvio-glaciaires abondent dans les environs immédiats du lac, lequel est dominé par des collines de gneiss et de quelques affleurements de marbre.

Un autre bloc erratique de marbre montrant une évidence d'érosion par l'eau se situe à l'entrée de la municipalité de Luskville, dans la vallée de l'Outaouais, 30 km à l'ouest d'Ottawa. Ce bloc a été exhumé de l'argile de la mer de Champlain lors de la construction d'une résidence. Ses parois montrent au moins 2 coups de gouge de grande dimension (20 à 30 cm), ce qui laisse supposer un courant d'eau très violent. Un petit bloc de roche silicatée, soutenu par une courte colonne de marbre, lui donne l'allure d'un dragon (figure 5).



Photo : J.-L. Courteau

Figure 4. Bloc erratique de marbre, situé au lac de l'Île, montrant des signes d'érosion par l'eau sous-glaciaire. Le bloc est formé d'un pinacle de 110 cm de hauteur se dressant sur un ancien plancher rocheux.



Photo : B. Lauriol

Figure 5. Bloc erratique de marbre avec une protubérance formée par un bloc de roche silicatée (Luskville, Québec). Le cercle blanc a été ajouté par les propriétaires du terrain.

Discussion

Les blocs erratiques du lac de l'Île et de Luskville montrent que les formes d'érosion différentielle sur le substrat rocheux sont une curiosité géologique qui se rencontre au-delà du secteur formé par les lacs des Seize Îles, Tremblant et Marie-Lefranc. Dans l'état actuel des connaissances, nous proposons qu'elles s'expliquent par la formation de poches d'eau dans des cavités résultant du décollement de la glace à l'interface de l'inlandsis et de son substratum rocheux. Mais ont-elles existé un siècle? Un ou plusieurs millénaires? Pour l'instant, ces questions sont sans réponses définitives.

Nos observations permettent d'imaginer néanmoins un processus qui se serait déroulé sous la surface de l'inlandsis laurentidien qui a recouvert le nord-est de l'Amérique lors du dernier épisode glaciaire. Le processus aurait été quelque peu différent de celui décrit dans la carrière de Cantley (Sharpe et Leduc, 2018; Sharpe et Shaw, 1989). Ce site, localisé à 20 km au nord de Gatineau, a d'abord connu une phase d'érosion

glaciaire, et une phase d'érosion par un écoulement d'eau sous-glaciaire laminaire (Jean Veillette, communication personnelle). La phase glaciaire a arasé les blocs silicatés inclus dans le marbre, tandis que la phase hydrique les a légèrement déchaussés pour former des queues-de-rat de plusieurs mètres de long. La couche de sable et de gravier qui les a recouverts les a préservés de la météorisation jusqu'à leur exhumation moderne par l'activité humaine (Fulton et collab., 1987). Dans les lacs des Seize Îles, Tremblant et Marie-Lefranc, le contexte a été différent. Les unités rocheuses ont pris forme dans des poches d'eau formées par cavitation et ont été protégées de la météorisation par l'eau des lacs qui a succédé au retrait de la glace de l'inlandsis.

Finalement, est-ce que l'hydrologie des cavités évoquée par Davison et collab. (2019) dans la zone marginale du sud-ouest de l'inlandsis du Groenland constitue aujourd'hui un analogue à ce que nous observons dans les Laurentides? À cet endroit, des cavités immergées en aval d'obstacles rocheux sont reliées entre elles par un réseau hydrographique de quelques centaines de kilomètres en arrière du front glaciaire. En fut-il de même dans les Laurentides? La très grande abondance des sédiments et des marques d'érosion fluvio-glaciaires dans le fond des vallées permet de se poser la question.

Conclusion

Les observations rapportées par les plongeurs nous ont conduits à émettre l'hypothèse que les roches silicatées dégagées de leur matrice de marbre sont des témoignages de l'existence passée d'une érosion associée à un processus de cavitation sous-glaciaire. Cependant, quelques autres observations laissent entrevoir une histoire plus complexe. Pensons au fait que des sédiments fluvio-glaciaires recouvrent des argiles au lac des Seize Îles, et surtout à ce que le site du lac de l'Île révèle: une destruction de piliers de marbre par l'érosion glaciaire puis un charriage sur quelques centaines de mètres en même temps que celui des argiles silteuses qui leur servent aujourd'hui de matrice. Est-il envisageable que le processus de cavitation ait précédé la formation d'un lac dans lequel se seraient déposées des argiles et qu'un écoulement glaciaire et fluvio-glaciaire (à la suite de la fonte finale de la glace) ait érodé le fond des lacs ou parfois déposé des sédiments?

De fait, les travaux de Montgomery et Korup (2011) suggèrent que des formes sculptées par l'eau peuvent survivre à des épisodes glaciaires, surtout si elles sont recouvertes de sédiments. Cette même explication est prise en compte par Lajeunesse (2014). Ils démontrent que plusieurs vallées dans l'est de l'Amérique du Nord ont conservé des traces d'érosion fluviale en dépit du fait qu'elles ont été recouvertes postérieurement par les dépôts glaciaires de l'inlandsis laurentidien. Cela s'apparente à ce que nous avons observé au fond de lacs des Laurentides: des formes d'érosion hydrique ont survécu au passage du dernier écoulement glaciaire.

La question qui demeure est donc celle de savoir si les formes d'érosion observées aux lacs des Seize Îles, Tremblant et Marie-Lefranc sont imputables à une érosion hydrique

subaérienne ayant précédé la dernière glaciation (ou même celles antérieures) ou bien à une érosion hydrique sous-glaciaire. Faute d'éléments de datation absolue, les deux hypothèses se défendent. Néanmoins, compte tenu du fait que le contexte géomorphologique des formes d'érosion décrites par Lajeunesse (2014) est différent de celui que nous avons observé, il est probable qu'une seule et même explication ne convienne pas. Dans un cas, l'érosion hydrique aurait été subaérienne; dans l'autre, elle aurait été sous-glaciaire. Les formes d'érosion de la première ont été préservées par des sédiments glaciaires remplissant des vallées profondes. Les formes d'érosion de la seconde ont été créées et préservées dans un contexte glaciaire en aval d'obstacles rocheux qui aujourd'hui forment des îlots dans trois lacs des Laurentides. Ces formes constituent des curiosités géologiques qui méritent d'être préservées de toute destruction.

Remerciements

Les auteurs remercient la municipalité de Lac-des-Seize-Îles pour le soutien financier en provenance des FDT (Fonds de développement des territoires) apporté à Jean-Louis Courteau dans le cadre de l'élaboration et de l'opération du Centre d'interprétation des eaux laurentiennes (CIEL). Les auteurs remercient Jean Veillette pour la lecture du manuscrit et pour ses notes personnelles. Ils remercient aussi les propriétaires riverains qui ont accepté de collaborer à l'investigation des lacs. Les auteurs aimeraient aussi remercier Henri Lessard (blogue Géo-Outaouais) d'avoir partagé ses connaissances et des photos. Finalement, ils remercient Martin Lavoie, rédacteur en chef adjoint, Patrick Lajeunesse, rédacteur adjoint et un réviseur anonyme pour leurs commentaires scientifiques, de même que les nombreux membres de l'équipe du *Naturaliste canadien* pour leur contribution au travail d'édition de cet article. ◀

Références

- CORRIVEAU, L., 2013. Architecture de la ceinture métasédimentaire centrale au Québec, province de Grenville: un exemple de l'analyse de terrains de métamorphisme élevé. Commission géologique du Canada, Ottawa, Bulletin 586, 264 p. <https://doi.org/10.4095/226449>.
- COURTEAU, J.L., 2021. Seize îles. Éditions XYZ, Montréal, 182 p.
- DALTON, A.S., M. MARGOLD, C.R. STOKES, L. TARASOV, A.S. DYKE, R.S. ADAMS, S. ALLARD, H.E. ARENDS, N. ATKINSON, J.W. ATTIG et COLLAB., 2020. An updated radiocarbon-based ice margin chronology for the last deglaciation of the North American Ice Sheet Complex. *Quaternary Science Reviews*, 234, Article 106223. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106223>.
- DAVISON, B.J., A.J. SOLE, S.J. LIVINGSTONE, T.R. COWTON et P.W. NIENOW, 2019. The influence of hydrology on the dynamics of land-terminating sectors of the Greenland Ice Sheet. *Frontiers in Earth Science*, 7 (10), 24 p. <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00010>.
- DRESSER, J.A. et T.C. DENIS, 1946. La géologie de Québec, géologie descriptive. Ministère des Mines, Québec, Rapport géologique, 20 (2), 647 p. <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/EXAMINE/RG020II/RG020II.pdf>.
- FENSOME, R., G. WILLIAMS, A. ACHAB, J. CLAGUE, D. CORRIGAN, J. MONGER et G. NOWLAN, 2014. Quatre milliards d'années d'histoire. Fédération canadienne des sciences de la Terre. Éditions MultiMondes, Québec, 408 p.

- FULTON, R.J., H.M. FRENCH et P. RICHARD, 1987. Le Quaternaire de l'Outaouais et la description des excursions locales, XII^e Congrès de l'INQUA, Ottawa, Commission géologique du Canada, 31 juillet au 9 août 1987, p. 127-130.
- HOGARTH, D.D., 1962. A guide to the geology of the Gatineau-Lievre District. *The Canadian Field-Naturalist*, 76 (1): 1-55.
- LAJEUNESSE, P., 2014. Buried preglacial fluvial gorges and valleys preserved through Quaternary glaciations beneath the eastern Laurentide Ice Sheet. *Geological Society of America Bulletin*, 126 (3-4): 447-458. <https://doi.org/10.1130/B30911.1>.
- LAURIOL, B. et C. PRÉVOST, 1994. Variabilité de l'érosion actuelle et holocène : le cas des marbres de Grenville en Outaouais québécois. *Géographie physique et Quaternaire*, 48 (3): 297-304. <https://doi.org/10.7202/033010ar>.
- LAURIOL, B. et P. BERTRAND, 2017. Au-delà du paysage : des Laurentides aux basses-terres du Saint-Laurent. Éditions Vents d'Ouest, Gatineau (Québec), 160 p.
- LIVINGSTONE, S.J., Y. Li, A. RUTISHAUSER et COLLAB., 2022. Subglacial lakes and their changing role in a warming climate. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3: 106–124. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00246-9>.
- LLIBOUTRY, L., 1968. General theory of subglacial cavitation and sliding of temperate glaciers. *Journal of Glaciology*, 7: 21–58. <https://doi.org/10.3189/S0022143000020396>.
- MONTGOMERY, D.R. et O. KORUP, 2011. Preservation of inner gorges through repeated Alpine glaciations. *Nature Geoscience*, 4: 62-67. <https://doi.org/10.1038/ngeo1030>.
- PRÉVOST, C.L., 1991. Processus et intensité actuelle et holocène de l'érosion du marbre de Grenville, région de Gatineau-Lièvre, Québec. Thèse de maîtrise, Université d'Ottawa, Ottawa, 278 p. <https://ruor.uottawa.ca/handle/10393/7853>.
- PRICHONNET, G., 1977. La déglaciation de la vallée du Saint-Laurent et l'invasion marine contemporaine. *Géographie physique et Quaternaire*, 31 (3-4): 323-345. <https://doi.org/10.7202/1000281ar>.
- RICHARDSON, K. et P.A. CARLING, 2005. A typology of sculpted forms in open bedrock channels. *Geological Society of America Special Paper*, 392: 108 p. <https://doi.org/10.1130/SPE392>.
- SHARPE, D.R. et G. LEDUC, 2018. Bedrock erosion landforms, Cantley, Québec. Excursion, CANQUA-AMQUA. 12 p. <https://www.cantley1889.ca/images/Sharpe%20Field%20Guide%20Cantley%20Quarry%2018.pdf>.
- SHARPE, D.R. et J. SHAW, 1989. Erosion of bedrock by subglacial meltwater, Cantley, Québec. *Geological Society of America Bulletin*, 101: 1011-1020. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1989\)101%3C1011:EOBB SM%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1989)101%3C1011:EOBB SM%3E2.3.CO;2).



Gervais Comeau, Conseiller en placement

gervais.comeau@iagestionprivee.ca - gervaiscomeau.com

iagestionprivee.ca

Survie hivernale d'une tortue de Reeves (*Mauremys reevesii*) au Québec

Myriame Tanguay, Jean-François Desroches, Étienne Marcotte et Mathieu Ouellette

Résumé

Une tortue de Reeves (*Mauremys reevesii*) a été découverte en 2019 et en 2020 sur un terrain résidentiel à Longueuil, au Québec. Les données recueillies suggèrent qu'elle aurait survécu tout l'hiver à l'extérieur. Il s'agit de la première mention documentée de survie hivernale de cette espèce asiatique au Québec.

MOTS CLÉS: espèce exotique, *Mauremys reevesii*, Québec, survie en hiver, tortue de Reeves

Abstract

A Reeves' turtle (*Mauremys reevesii*) was recorded in a residential garden in Longueuil (Québec, Canada) in 2019 and 2020. The information collected suggests that the individual overwintered outside. This is the first documented record of winter survival of this Asiatic species in Québec.

KEYWORDS: exotic species, *Mauremys reevesii*, Québec, Reeves' turtle, winter survival

Introduction

Les conditions hivernales nordiques du Québec sont un frein à la survie de nombreuses espèces de reptiles (Rodrigue et Desroches, 2018). Elles empêchent ainsi l'établissement de plusieurs espèces exotiques qui ne peuvent survivre au froid intense ou à la congélation. Parmi les espèces exotiques envahissantes trouvées au Québec, on remarque la quasi-absence de reptiles (MFFP, 2021) : seule la tortue à oreilles rouges (*Trachemys scripta elegans*) y est officiellement inscrite. L'observation d'un même individu de la tortue de Reeves (*Mauremys reevesii*) en septembre 2019 et en avril 2020 dans une cour extérieure de Longueuil constitue la première observation documentée suggérant la survie hivernale de cette tortue au Québec.

Description de l'espèce

La tortue de Reeves fait partie de la famille des *Geoemydidae* (Lovich et collab., 2011). On la reconnaît aux 3 carènes longitudinales sur sa carapace et aux rayures jaunâtres sur sa tête et son cou (Vander Schouw, 2013). C'est une espèce aquatique qui fréquente divers habitats d'eau douce tels que les rivières à débit lent, les lacs, les étangs, les marais et les marécages (Lovich et collab., 2011 ; Suzuki et collab., 2011). La tortue de Reeves est omnivore et se nourrit d'algues, de plantes et d'animaux morts ou vivants (Lovich et collab., 2011). Ses puissantes mâchoires lui permettent d'ingérer des crustacés ainsi que des escargots (Vander Schouw, 2013). Les insectes aquatiques et terrestres, les vers de terre, les têtards et les grenouilles font aussi partie de son régime alimentaire (Lovich et collab., 2011).

Situation de l'espèce

La tortue de Reeves est originaire d'Asie, mais elle a été introduite à divers endroits. Plus précisément, son aire de répartition naturelle comprend la Chine, la Corée du Nord et

la Corée du Sud (Lovich et collab., 2011). Bien qu'abondante et largement répandue au Japon, il s'agit probablement du résultat d'introductions anciennes provenant de multiples sources continentales (Suzuki et collab., 2011). L'hypothèse de l'introduction est également privilégiée pour expliquer sa présence à Taïwan (Fong et Chen, 2010). Elle aurait également été introduite au Timor-Leste, en Indonésie et aux Palaos (van Dijk et collab., 2014). Depuis quelques années, sa situation est considérée comme préoccupante en Asie en raison de la perte d'habitat et du prélèvement pour le commerce des aliments et des animaux de compagnie (Lovich et collab., 2011). En Chine, elle se trouve d'ailleurs à l'Annexe III de la Convention internationale sur le commerce des espèces menacées (CITES) (CITES, 2013). Depuis 2011, la tortue de Reeves a été ajoutée à la liste rouge de l'UICN avec la mention en danger (van Dijk, 2011).

La tortue de Reeves a été introduite en Amérique du Nord (Kaiser et collab., 2010) et elle est appréciée comme animal de compagnie. Au Canada, la tortue de Reeves est désignée comme étant une espèce introduite en Colombie-

Myriame Tanguay est technicienne en bioécologie, expérimentée en herpétologie, co-auteure de rapports et d'articles sur les amphibiens et les reptiles ainsi que présidente du Groupe ELISO.

myriametanguay@hotmail.com

Jean-François Desroches est biologiste, spécialisé en herpétologie et chargé de projets pour le Groupe ELISO, co-auteur du livre « Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes ».

Étienne Marcotte est enseignant en philosophie au cégep Édouard-Montpetit.

Mathieu Ouellette est passionné des amphibiens et des reptiles depuis son tout jeune âge. Il travaille dans le domaine de la géomatique.

Britannique, suggérant que l'espèce survit aux hivers dans cette région du Canada (The Western Painted Turtle Recovery Team, 2016). Elle a aussi été aperçue en nature dans certaines régions des États-Unis (Kaiser et collab., 2010). Au Québec, l'espèce n'avait encore fait l'objet d'aucune mention en milieu naturel.

Observations faites en 2019 et en 2020

Le 6 septembre 2019, l'un des auteurs (É. M.) a découvert une tortue dans son jardin, cachée sous un amas de feuilles de bette à cardes, dans un potager en butte, sur son terrain à Longueuil, Québec. Il a été intrigué par cette première observation d'une tortue à cet endroit, en plein quartier urbain densément peuplé. De plus, aucun milieu humide n'est cartographié et le fleuve Saint-Laurent se trouve à 1,8 km à vol d'oiseau, sur un territoire parsemé de nombreuses routes et coupé par l'autoroute 132. Il a photographié la tortue et l'a laissée sur place. Il a ensuite publié son observation sur la page Facebook « Faune inusitée au Québec » (figure 1). Personne n'avait alors réussi à déterminer de quelle espèce il s'agissait à partir des photographies, la tortue y étant cachée en partie par le feuillage. Le 28 avril 2020, il a retrouvé la tortue dans son jardin, au même endroit. Le trou dans lequel elle se trouvait avait de 20 à 25 cm de profondeur. Une marque caractéristique sur la dossière de la tortue indiquait qu'il s'agissait fort probablement du même individu. La tortue est demeurée sur

son terrain durant quelques semaines et a été observée pendant plusieurs jours.

Ces nouvelles observations ont été publiées sur les réseaux sociaux. La publication n'est pas passée inaperçue : une équipe de spécialistes en herpétologie a identifié le spécimen comme étant une tortue de Reeves et a contacté rapidement É. M. afin d'obtenir plus de détails sur ce spécimen. C'est ainsi que les auteurs du présent manuscrit se sont associés dans le but de documenter lesdites observations. Afin de retrouver la tortue et ses potentiels propriétaires, un avis de recherche a été distribué en mai 2020 dans le quartier où elle avait été aperçue (figure 2).

Le 12 juillet 2020, les propriétaires de la tortue se sont manifestés, ayant reconnu leur tortue sur l'affiche distribuée dans plusieurs boîtes à courrier du quartier. Ils ont indiqué qu'ils s'étaient procuré la tortue il y a plus de 30 ans. Durant l'hiver, celle-ci était à l'intérieur et n'hibernait pas. Durant l'été, la tortue était gardée dans un étang clôturé dans leur cour. Cette dernière s'est échappée de son enclos en août 2019 par un trou creusé sous la clôture. Le 19 juillet 2020, les propriétaires se sont rendus sur le terrain où la tortue avait été observée et ont placé de la viande pour l'attirer. Peu de temps après, l'animal a été retrouvé au même endroit. La tortue était probablement cachée tout près et a été attirée par l'appât.

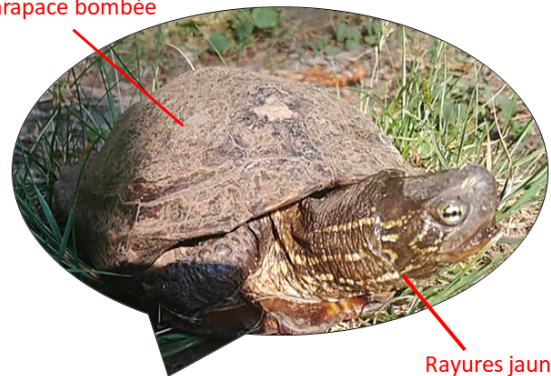


Photo : Étienne Marcotte

Figure 1. La tortue de Reeves (*Mauremys reevesii*), lors de sa découverte dans un potager à Longueuil.

Avez-vous vu cette tortue?

Carapace bombée



Rayures jaunes

Si vous avez vu cette tortue dans le quartier (ou êtes le propriétaire), veuillez s.v.p contacter notre équipe. Nous sommes des scientifiques intrigués par cette tortue et aimerions documenter ses habitudes.

Merci pour votre collaboration!

Jean-François Desroches (Biologiste)
triseriata@hotmail.com
1 (819) 919-6812

Photo : Étienne Marcotte; conception de l'affiche : Myriame Tanguay

Figure 2. L'affiche distribuée dans le quartier où la tortue a été vue à Longueuil.

Discussion

Analyse de la situation

La distance entre le lieu de disparition de la tortue de Reeves en août 2019 et sa découverte en septembre 2019 (puis en avril 2020) est de 130 m en ligne droite. Lors de son périple, la tortue a dû traverser 2 rues, en plein quartier urbanisé. Les observations de cette tortue au même endroit en septembre 2019 et en avril 2020 suggèrent qu'elle a passé l'hiver là ou non loin de là. L'absence de plans d'eau naturels à proximité laisse présager qu'elle a survécu durant l'hiver enfouie dans le sol. C'est d'ailleurs à demi enfouie qu'elle avait été vue en avril 2020. Il est à noter que les tortues d'eau douce hibernent habituellement sous l'eau, quoique certaines observations d'individus hibernant en milieu terrestre aient été rapportées (Ultsch, 1989). Pour ce qui est de *M. reevesii*, Haramura et collab. (2010) ont pu observer 2 mâles hiberner dans une partie peu profonde d'une rivière au Japon (Haramura et collab., 2010).

Lors de sa découverte finale par ses propriétaires le 19 juillet 2020, la tortue avait la patte arrière gauche amputée. Il est possible que ce soit une blessure causée par un prédateur, potentiellement un raton laveur (*Procyon lotor*), une mouffette rayée (*Mephitis mephitis*) ou un autre animal. Ce type de blessure est observé chez les tortues en milieu naturel. Il y a également la possibilité que le membre ait subi une engelure ayant causé l'amputation.

Potentiel d'établissement de l'espèce au Québec

L'introduction d'espèces exotiques est une problématique globale (Seburn et Seburn, 2000). Le territoire québécois en est partiellement protégé par son climat annuel inhospitalier pour la majorité des reptiles. Toutefois, les changements climatiques pourraient permettre, dans le futur, l'établissement de nouvelles espèces (Poland et collab., 2021). Les animaux faisant l'objet d'une commercialisation sont donc sujets à se retrouver et à survivre dans de nouveaux territoires.

La présente observation suggère que la tortue de Reeves possède la capacité de survivre à l'hiver dans le sud du Québec, et ce, même si les températures moyennes observées durant les mois correspondant généralement à sa période d'hibernation sont plus élevées dans le nord de son aire de répartition naturelle qu'à Longueuil. En effet, les températures minimales sont plus élevées ($M = 5,3^{\circ}\text{C}$, $ET = 1,9^{\circ}\text{C}$) de même que les températures maximales ($M = 7,7^{\circ}\text{C}$, $ET = 1,6^{\circ}\text{C}$) qu'à Longueuil (NOAA, 2022). Toutefois, nous jugeons très peu probable que cette espèce puisse s'établir et devenir une espèce envahissante dans la province. En effet, au Canada, l'importation de tortues à des fins commerciales est interdite depuis des décennies. La tortue de Reeves est relativement rare sur le marché et est majoritairement offerte à la vente par des animaleries ou des éleveurs spécialisés. Selon nos recherches, un nouveau-né se vend actuellement entre 140 \$ et 250 \$. À titre de comparaison, la situation de la tortue de Reeves sur le marché des reptiles de compagnie diffère donc de celle de

la tortue à oreilles rouges, dont les nouveau-nés étaient jadis disponibles dans la majorité des animaleries pour une somme modique. Ainsi, il apparaît peu probable que de nombreuses tortues de Reeves se trouvent en nature au Québec.

De plus, même si la présente observation suggère que l'espèce pourrait dans certaines conditions survivre à l'hiver, il faudrait également que les individus arrivent à se reproduire avec succès pour que la tortue de Reeves soit considérée comme une espèce envahissante. Néanmoins, la survie hivernale en nature de la tortue de Reeves demeure importante à consigner puisqu'il s'agit d'une condition sine qua non à l'établissement d'une espèce de reptile exotique au Québec.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Elizabeth Beauchamp et Nicolas Lamarre-Tremblay, les propriétaires de la tortue, pour les précieux renseignements obtenus. Ils sont également reconnaissants envers l'équipe de rédaction du *Naturaliste canadien* pour leur contribution à l'édition finale du document, de même qu'à Marc J. Mazerolle et à un réviseur anonyme pour leurs commentaires et suggestions. ◀

Références

- [CITES] CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPÈCES DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACÉES D'EXTINCTION, 2013. Annexes I, II et III. <https://www.cites.org/sites/default/files/fra/app/2013/F-Appendices-2013-06-12.pdf>.
- FONG, J.J. et T.-H. CHEN, 2010. DNA evidence for the hybridization of wild turtles in Taiwan: Possible genetic pollution from trade animals. *Conservation Genetics*, 11 : 2061-2066. <https://doi.org/10.1007/s10592-010-0066-z>.
- HARAMURA, T., M. YAMANE et A. MORI, 2010. Radiotelemetric study of movement patterns of lotic freshwater turtles during breeding and hibernation seasons. *Journal of Freshwater Ecology*, 25 : 251-259. <https://doi.org/10.1080/02705060.2010.9665075>.
- KAISER, H., V. LOPEZ CARVALHO, P. FREED et M. O'SHEA, 2010. A widely traveled turtle: *Mauremys reevesii* (Testudines: Geoemydidae) in Timor-Leste. *Herpetology Notes*, 3 : 93-96.
- LOVICH, E.J., Y. YASUKAWA et H. OTA, 2011. *Mauremys reevesii* (Gray 1831) – Reeves' Turtle, Chinese Three-keeled Pond Turtle. Dans : RHODIN, A.G.J., P.C.H. PRITCHARD, P.P. VAN DIJK, R.A. SAUMURE, K.A. BUHLMANN, J.B. IVERSON et R.A. MITTERMEIER (édit.). 2014. *Conservation biology of freshwater turtles and tortoises: A compilation project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*. Chelonian Research Monographs N° 5, p. 050.1 à 050.10.
- [MFFP] MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC, 2021. Liste des espèces exotiques envahissantes animales. Disponible en ligne à : <https://mffp.gouv.qc.ca/la-faune/especes/envahissantes/>. [Visité le 2021-12-01].
- [NOAA] NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, 2022. National Centers for Environmental Information. Disponible en ligne à : <https://www.ncei.noaa.gov/>. [Visité le 2022-06-22].
- POLAND, T.M., T. PATEL-WEYNAND, D.M. FINCH, C. FORD MINIAT, D.C. HAYES et V.M. LOPEZ (éditeurs), 2021. *Invasive species in forests and rangelands of the United States: A comprehensive science synthesis for the United States forest sector*. Éditions Springer, Suisse, 455 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1>.
- RODRIGUE, D. et J.-F. DESROCHES, 2018. *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes*. Éditions Michel Quintin, Montréal, 375 p.

- SEBURN, D. et C. SEBURN, 2000. Conservation priorities for the amphibians and reptiles of Canada. World Wildlife Fund Canada et Canadian Amphibian and Reptile Conservation Network, 92 p.
- SUZUKI, D., H. OTA, H.-S. OH et T. HIKIDA, 2011. Origin of Japanese populations of Reeves' Pond Turtle, *Mauremys reevesii* (Reptilia : Geoemydidae), as inferred by a molecular approach. Chelonian Conservation and Biology, 10 (2) : 237-249. <https://doi.org/10.2744/CCB-0885.1>.
- THE WESTERN PAINTED TURTLE RECOVERY TEAM, 2016. Recovery plan for the Painted Turtle – Pacific Coast population (*Chrysemys picta* pop. 1), in British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Victoria, 89 p. Disponible en ligne à : <https://a100.gov.bc.ca/pub/eirs/finishDownloadDocument.do;jsessionid=F3888F1DA23EE17CD6DFFCFE64EEB495?subdocumentId=10602>.
- ULTSCH, G.R., 1989. Ecology and physiology of hibernation and overwintering among freshwater fishes, turtles, and snakes. Biological Reviews 64 (4) : 435-515. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1989.tb00683.x>.
- VANDER SCOUW, P., 2013. Reeve's turtle care. <https://www.reptilesmagazine.com/reeves-turtle-care/>. [Visité le 2021-12-01].
- VAN DIJK, P.P., 2011. *Mauremys reevesii* –, The IUCN Red List of Threatened Species 2011. <https://www.iucnredlist.org/species/170502/97431862>.
- VAN DIJK, P.P., J.B. IVERSON, A.G.J. RHODIN, H.B. SHAFFER et R. BOUR, 2014. Turtles of the world, 7th Edition: Annotated checklist of taxonomy, synonymy, distribution with maps, and conservation status. Dans : RHODIN, A.G.J., P.C.H. PRITCHARD, P.P. VAN DIJK, R.A. SAUMURE, K.A. BUHLMANN, J.B. IVERSON et R.A. MITTERMEIER (édit.). 2014. Conservation biology of freshwater turtles and tortoises: A compilation project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs N° 5, p. 382-383.

Densité de population de la chouette rayée (*Strix varia*) au mont Saint-Bruno

François Morneau, Pierre Wery et Donald Rodrigue

Résumé

L'écologie de la chouette rayée (*Strix varia*) est peu documentée bien que l'espèce soit largement répandue en Amérique du Nord. L'abondance des couples territoriaux de cette espèce a été estimée au mont Saint-Bruno (Québec) pendant 6 années (2016-2021), principalement par la recherche de nids. Elle a fluctué quelque peu durant l'étude, pour atteindre un maximum de 24 en 2020 et en 2021. Cela correspond à une densité de population qui varie de 2,2 couples territoriaux/km² pour l'aire d'étude à 3,0/km² dans sa partie centrale. Ces valeurs sont les plus élevées rapportées pour l'espèce. La distance moyenne séparant les nids voisins se chiffrait pour ces 2 années à 622 m et à 640 m respectivement (minimum : 332 m). Ces fortes densités peuvent s'expliquer par plusieurs facteurs, notamment l'âge avancé des peuplements forestiers et l'éclaircissement du sous-bois résultant du broutage par le cerf de Virginie. La présence d'individus non territoriaux suggère une légère sous-estimation de l'abondance et donc de la densité, de même que leur stabilité.

MOTS CLÉS : chouette rayée, couple territorial, distance internids, individu non territorial, recherche de nids, *Strix varia*

Abstract

Although the barred owl (*Strix varia*) is widely distributed across North America, its ecology is relatively poorly documented. The present study estimated the abundance of territorial pairs on Mont Saint-Bruno (Québec, Canada) over a 6-year period (2016-2021). The principal technique used was nest-searching. The number of pairs fluctuated somewhat, reaching a maximum of 24 in 2020 and 2021. This corresponds to a population density of 2.2 territorial pairs/km² for the whole of the study area and 3.0/km² for the central portion. These values are the highest reported for the species. The mean distance between neighbouring nests was 622 m in 2020, and 640 m in 2021. The minimum inter-nest distance was 332 m. These high densities can be explained by several factors, including the advanced age of the forest stands and the sparse undergrowth resulting from browsing by white-tailed deer. The presence of non-territorial individuals (floaters) suggests a slight underestimation of abundance and therefore of density, and a high population stability.

KEYWORDS: barred owl, floaters, inter-nest distance, nest-searching, *Strix varia*, territorial pairs

Introduction

La chouette rayée (*Strix varia*) vit seulement en Amérique du Nord. Dans l'est du continent, son aire de reproduction s'étend du sud de la forêt boréale au Québec et en Ontario à la Floride. Dans l'ouest, elle comprend une mince bande de forêts boréales au nord des Prairies, l'ouest de l'Alberta, la Colombie-Britannique, le sud du Yukon et le nord de la cordillère occidentale aux États-Unis (Mazur et James, 2000). Elle habite les forêts vieilles ou matures à la canopée fermée, tant feuillues que mixtes, mais moins souvent résineuses (Livezey, 2007; Mazur et James, 2000). On l'associait naguère à l'intérieur des forêts et elle semblait même éviter les zones développées (Bosakowski et Smith, 1997; Livezey, 2007; Mazur et James, 2000). Toutefois, des études récentes révèlent que cet oiseau peut prospérer dans des forêts suburbaines et fragmentées, et même dans des villes (Bierregaard, 2018; Clément et collab., 2019; 2021; Dykstra et collab., 2012). De plus, selon le *Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord*, les populations de la chouette rayée auraient augmenté annuellement, en moyenne de 1970 à 2019, de 3,0 % au Canada et de 2,45 % au Québec (Smith et collab., 2020). Malgré la vaste aire de reproduction de la chouette rayée, sa proximité avec l'humain et les tendances de ses effectifs, plusieurs paramètres

de ses populations ne sont pas encore bien documentés, y compris la densité de population.

Chez les oiseaux de proie, la population comprend généralement 2 composantes : les couples territoriaux et les individus non territoriaux (en anglais : *floaters*). Ces derniers, comme l'indique leur nom, ne sont pas cantonnés (Newton, 1979). De ce fait, l'estimation de la densité des individus non territoriaux est ardue. Par conséquent, elle se limite habituellement aux couples territoriaux. La densité s'exprime par le nombre de couples par unité de superficie ou au moyen de la distance séparant les couples, particulièrement l'intervalle entre 2 nids utilisés (Newton, 1979). Elle repose donc sur la connaissance de l'abondance des couples ou des nids.

Il existe plusieurs techniques pour dénombrer les couples territoriaux d'oiseaux de proie, mais l'une des plus précises s'appuie sur la recherche de nids (Kochert, 1986).

François Morneau est biologiste retraité.

morneau_francois@videotron.ca

Pierre Wery est garde-parc au parc du Mont-Saint-Bruno à la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq).

Donald Rodrigue est biologiste retraité de la Sépaq.

Ceux de la chouette rayée s'avèrent particulièrement difficiles à découvrir, principalement parce que la femelle lorsqu'elle couve est rarement visible du sol et que le couple ne laisse habituellement aucun indice de présence à proximité du nid (Bent, 1938; Frith et collab., 1997). Ceci explique sans doute que les quelques valeurs de densité de population présentées dans la littérature scientifique pour cette espèce ont été obtenues à l'aide de méthodes relatives. La densité a ainsi été évaluée à 0,142 couple/km² dans le nord du New Jersey, à partir de stations d'écoute (Bosakowski et collab., 1987). En Oklahoma, elle a été estimée à 0,6 couple/km² en 1995 et à 1,0 couple/km² en 1996, en employant une méthode similaire mais avec plusieurs visites par station (Winton et Leslie, 2004). Dans cette dernière étude, un seul nid a été découvert en 2 ans.

La densité de population de la chouette rayée est aussi calculée à partir de domaines vitaux moyens déterminés par télémétrie (Haney, 1997; Livezey, 2007). Ces derniers sont caractérisés individuellement mais parfois attribués à des couples. Il aurait fallu en plus supposer qu'il n'y a pas de chevauchement entre eux et qu'ils sont tous contigus. Les auteurs n'ont pas mentionné ces prémisses. Dans l'est du continent, cette approche a mené à des densités estimées de 0,37 couple/km² au Minnesota (Nicholls et Fuller, 1987); de 0,35 couple/km² au Michigan (Elody et Sloan, 1985) et de 0,9 couple/km² dans une banlieue de Charlotte, en Caroline du Nord (Harrold, 2003). En Caroline du Sud, 1,1 couple/km² a été calculé dans un paysage amplement urbanisé, mais en incluant seulement les domaines vitaux adjacents et en excluant ceux qui sont isolés et le reste de l'aire d'étude (Clément et collab., 2021).

La présente étude a pour objectif d'estimer l'abondance et la densité de population des couples territoriaux de la chouette rayée au mont Saint-Bruno, principalement à l'aide d'une méthode basée sur le dénombrement des nids, une première pour cette espèce.

Aire d'étude

L'aire d'étude s'étend sur 11,1 km² dans le domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme (Robitaille et Saucier, 1998); elle comprend le mont Saint-Bruno et les zones boisées qui l'encerclent (figure 1). Le parc national du Mont-Saint-Bruno en couvre la majeure partie (71 %). La forêt de l'aire d'étude occupe 9,5 km² (86 %). Des zones urbaines, des friches, des terres agricoles et une carrière l'entourent. Seulement 7,6 % de son périmètre (25,7 km) est cerné de tissu forestier (figure 1). L'érable à sucre (*Acer saccharum*), le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*) et le chêne rouge (*Quercus rubra*) dominent la plupart des peuplements forestiers de l'aire d'étude. Les conifères comptent pour moins de 3 % des arbres et se composent essentiellement de la pruche du Canada (*Tsuga canadensis*) et du pin blanc (*Pinus strobus*). Le sous-bois est très clairsemé, la visibilité y atteignant fréquemment plus de 100 m.

La principale perturbation naturelle ou d'origine anthropique qui a altéré l'aire d'étude depuis 1980 est une grosse tempête de pluie verglaçante qui a entraîné une épaisse

couche de verglas en 1998, mais elle a laissé peu de cicatrices. Au cours des dernières années, l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*) a tué de nombreux frênes (*Fraxinus* spp.), ce qui a créé des trouées ponctuelles dans le tissu forestier, particulièrement dans les marécages. Étant donné l'absence de perturbations majeures ou modérées, 34 ans ont été ajoutés à l'âge minimal des peuplements forestiers d'une carte forestière produite en 1987 (Gratton, 1987). Actuellement, la majeure partie de la forêt serait ainsi âgée de plus de 110 ans. Plusieurs peuplements excèderaient même 135 ans. Des dizaines d'arbres mesurent plus de 1 m de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) (F. M., données non publiées). La forêt est généralement beaucoup plus jeune à la périphérie de l'aire d'étude.

Les milieux ouverts incluent essentiellement un terrain de golf, des pistes de ski alpin, des aires de pique-nique et de stationnement ainsi que des vergers, ces derniers en partie abandonnés et en reprise forestière. Ils composent 7,6 % de l'aire d'étude. Les plans d'eau comprennent 5 lacs et quelques étangs qui couvrent ensemble 70,5 ha (6,4 % de l'aire d'étude); le plus grand lac mesurant à lui seul 42 ha.

Le réseau de sentiers s'étend sur au moins 50 km, dont 35 dans le parc national du Mont-Saint-Bruno. Il a permis d'accéder à la plupart des territoires des chouettes et de se déplacer facilement le soir et la nuit. Une seule route publique coupe l'aire d'étude, dans sa partie sud. Le parc inclut 9 propriétés privées dont le couvert arborescent est très développé. Les principales activités humaines sont la randonnée pédestre, le ski de fond, la course à pied et l'observation de la nature.

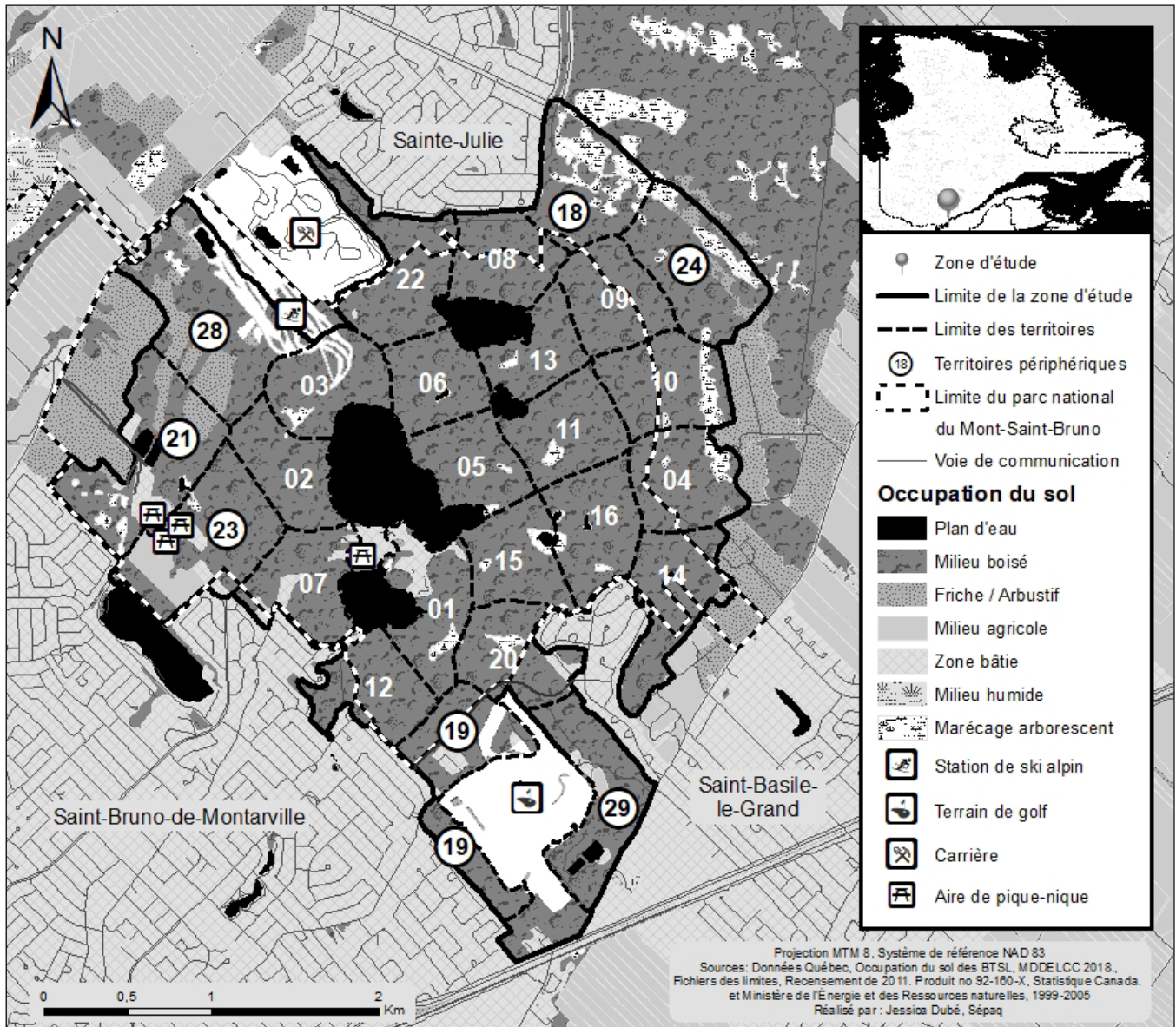
Méthodes

Dénombrement des couples territoriaux

En 2016, la campagne de terrain a débuté à la fin mars alors que les 5 années suivantes elle a été amorcée dans la dernière semaine de février. Elle s'est terminée à la fin août ou au début septembre pour les 6 années de l'étude. L'unité de l'abondance est le couple territorial. Il est préférable au vocable couple nicheur, car certaines années, aucune reproduction n'a été décelée (Mazur et James, 2000; Postupalsky et collab., 1997). Trois approches complémentaires ont été employées pour dénombrer les couples territoriaux: la recherche de nids, les vocalisations territoriales et la recherche de jeunes chouettes après leur départ du nid. La plus grande partie de l'effort a été allouée à la recherche de nids.

Recherche de nids

La chouette rayée niche essentiellement à l'intérieur de cavités d'arbres, occasionnellement sur des plates-formes de branches construites par d'autres espèces d'oiseaux ou des écureuils et rarement à d'autres emplacements (Livezey, 2007; Mazur et James, 2000; Postupalsky et collab., 1997). Dans l'aire d'étude, les nids ont été découverts seulement dans des cavités. La recherche de nids consiste en 2 opérations: le repérage des sites de nidification où les activités associées à la reproduction se déroulent (la parade, la copulation,



les échanges de nourriture entre mâle et femelle, etc.) et la recherche de nids proprement dite dans ces sites.

En 2016, la première année de l'étude, quelques sites de nidification et des nids ont été repérés à partir de données historiques (F. M., données non publiées; P. W., Sépaq, données non publiées); la chouette rayée peut en effet nicher durant des décennies au même endroit et utiliser une cavité pendant plusieurs années, consécutives ou non (Bent, 1938; Mazur et James, 2000; Postupalsky et collab., 1997).

En 2016 et en 2017, la plupart des sites de nidification ont été localisés en se basant sur la méthode de Frith et collab. (1997). Celle-ci consiste en 2 ou 3 visites crépusculaires ou nocturnes au cours desquelles leur localisation est graduellement précisée. Lors de la première visite, des enregistrements de vocalisations territoriales de l'espèce sont émis à une station

afin de provoquer une réponse du couple local. Le cas échéant, une seconde visite a lieu à l'endroit où il a été entendu. Enfin, si nécessaire, une dernière séance d'écoute passive au crépuscule permet de préciser l'emplacement du site de nidification grâce à la direction des vocalisations et à l'évaluation de la distance entre celles-ci et l'observateur. Les modifications suivantes ont été apportées à la méthode: les stations étaient habituellement séparées de 0,5 km plutôt que de 1,0 km; l'activité s'est déroulée parfois le jour plutôt que seulement le soir ou la nuit et en 1 ou 2 visites. À partir de 2018, seule l'écoute passive a été poursuivie dans la plupart des territoires, habituellement entre 1 h avant et 30 min après le coucher du soleil ou jusqu'au moment où les chouettes deviennent difficiles à repérer en raison de l'obscurité.

Les observateurs ont découvert la majorité des nids en suivant un mâle qui transportait une proie ou une femelle hors cavité, sortie pour un échange de nourriture, une rencontre avec le mâle et quelquefois après avoir été attirée par l'émission de vocalisations enregistrées ou d'imitations. Dans plusieurs situations, la femelle hululait dans la cavité ou elle était visible du sol, révélant son nid. Enfin, d'autres nids ont été repérés grâce à la vue d'une tectrice ou de jeunes chouettes à l'entrée d'une cavité, ou encore grâce à des cris de quémante à l'intérieur de cette dernière. Le cognement avec une branche sur des troncs d'arbres pourvus d'une cavité pour déloger une éventuelle femelle (Frith et collab., 1997) a été exceptionnellement employé, car cette technique est perturbante et peu efficace (F. M., données non publiées, Devereux et Mosher, 1982); l'expérience a en effet révélé que certaines femelles sont indélogeables.

Vocalisations territoriales

La technique consiste à différencier les couples voisins à l'aide de leurs hululements territoriaux lorsque ces derniers ou les mâles se répondent (Bosakowski et collab., 1987). La femelle est distinguée du mâle par son hululement plus aigu avec une note terminale plus longue (Odom et Mennill, 2010) après un calibrage lors de quelques séances réalisées tôt au printemps, au moment où les 2 sexes vocalisent. Un

avantage de cette technique réside dans le fait que les chouettes rayées peuvent hululer à toute heure de la journée, mais plus fréquemment en début et en fin de nuit (Odom et Mennill, 2010), et pendant une grande partie de l'année (Mazur et James, 2000). Les hululements ont parfois été provoqués par l'émission d'enregistrements ou d'imitations au cours des 2 premières années de l'étude mais rarement après.

Recherche des jeunes

Plusieurs couples ont été différenciés grâce à la présence de jeunes chouettes après leur départ du nid (figure 2). La façon la plus courante consistait à repérer au cours d'une même soirée 2 ou plusieurs groupes de jeunes en vérifiant ultérieurement que le ou les premiers observés étaient toujours au même endroit. Quelquefois la vérification n'était pas nécessaire, car leur nombre ou leur âge étaient distincts ou parce qu'ils ne pouvaient pas encore voler. Les observateurs repéraient les jeunes chouettes grâce à leur cri de quémante de nourriture (Mazur et James, 2000). Bien que ce cri puisse occasionnellement être entendu le jour, il est émis beaucoup plus fréquemment le soir, soit environ 30 min avant le coucher du soleil et au moins jusqu'à 2 h après. Dans l'aire d'étude, la meilleure période pour détecter les jeunes couvre la dernière semaine de juin et le mois de juillet.



Photo : François Morneau

Figure 2. Jeune chouette rayée âgée d'environ 9 semaines.

Distance entre les nids

La distance entre les nids voisins a été mesurée à l'aide d'un GPS (Garmin, modèle 60CSx). Les coordonnées ont été notées lorsque l'appareil indiquait une erreur de moins de 8 m (minimum 4 m). Deux nids étaient considérés comme voisins si les territoires dans lesquels ils se trouvaient avaient une frontière commune. Ce qui exclut ceux séparés par un lac dont la largeur est de plus de 150 m.

Recherche d'individus non territoriaux

Quelques observations fortuites de 3 chouettes rayées dans un même territoire, au cours d'une visite tôt au printemps, ont incité à la recherche d'autres cas. Celle-ci a été entreprise en janvier et en février 2021 dans 4 territoires retenus pour leur accessibilité en hiver. Ils étaient couverts à pied ou en raquettes, sur des transects plus ou moins équidistants de 70 m, de façon à pouvoir scruter chaque arbre à la recherche de l'espèce. Cette opération se déroulait entre 8 h et 15 h, période pendant laquelle les oiseaux sont perchés et au repos. Elle se terminait par l'observation d'un troisième oiseau ou par la couverture complète du territoire, ce qui pouvait nécessiter jusqu'à 5 heures. Aussi, un seul pouvait être parcouru par jour et par personne. Une grande précaution était de mise pour éviter d'effaroucher les chouettes. Chacune était photographiée sur son perchoir et sa localisation notée par des coordonnées estimées par GPS. Lorsque plus d'un individu était localisé, l'observateur revenait sur ses pas pour s'assurer que le ou les premiers étaient toujours sur les mêmes perchoirs, ce qui pouvait être vérifié par la photo et les coordonnées GPS.

Analyse des données

La plupart des observations ont été géoréférencées à l'aide d'un appareil GPS et positionnées à l'aide de Google Earth. Les coordonnées ont été notées lorsque l'appareil indiquait une erreur de moins de 8 m ou moins (minimum 4 m). Une seule représentation des territoires a été esquissée pour la période d'étude, car leurs limites changent peu d'une année à l'autre et même d'une décennie à l'autre (Nicholls et Fuller, 1987). Elle repose donc sur l'ensemble des résultats, mais surtout sur les manifestations territoriales.

Les couples de chouette rayée ont été qualifiés chaque année selon 3 degrés de certitude de leur présence: confirmé, probable ou possible. Un couple est désigné confirmé pour une année lorsqu'un nid est découvert ou que des jeunes sont observés dans son territoire et qu'ils sont différents de ceux de tous ses voisins ou encore lorsque des vocalisations territoriales permettent de le distinguer de tous ses voisins. Il se classe comme probable si le couple est observé, mais que le nid n'est pas repéré ni de jeunes aperçus et que la dernière condition n'est pas entièrement remplie. Enfin, le degré de certitude possible est similaire au second à la différence qu'un seul individu territorial est observé.

La densité a été estimée seulement pour les 2 dernières années de l'étude, car auparavant, la connaissance du nombre de couples était en progression. L'espèce ne fréquente pas les

milieux ouverts sans arbres (Mazur et James, 2000). L'effet de la superficie des milieux ouverts sur la densité a été analysé en comparant celle-ci dans 3 lieux: 1) l'aire d'étude au complet; 2) idem sans les grands milieux terrestres ouverts (> 35 m de largeur); 3) idem en excluant 7 territoires périphériques, les grands milieux terrestres ouverts et les lacs; ce dernier lieu sera désormais désigné par les 18 territoires centraux. L'incidence de l'âge des peuplements sur la densité a été analysée en comparant celle des 18 territoires centraux (surtout > 110 ans) à celle des 7 territoires périphériques (surtout < 80 ans) sans le terrain de golf.

Résultats

Abondance des territoires et des couples

L'effort consacré à déterminer les territoires et les couples territoriaux a augmenté progressivement de 2016 à 2018 pour se stabiliser à près de 400 heures par année, sauf en 2021 où le nombre d'heures a diminué, en partie parce que la majorité des cavités étaient des réutilisations (annexe). Il totalise 1935 heures sur le terrain.

Pendant la période d'étude, les couples de chouette rayée ont occupé 25 territoires (figure 1). Au moins 1 individu territorial a été repéré chaque année dans 23 territoires durant la saison de reproduction. Le nombre maximal de couples a été observé en 2020 et en 2021, soit 24 (probables ou confirmés) (figure 3). Les plus faibles valeurs ont été observées en 2017 et en 2019, coïncidant avec 2 années de faible reproduction. Dans 4 territoires (n^{os} 19, 20, 28 et 29), les couples n'ont pu être confirmés qu'une ou 2 années au cours de l'étude. Dans l'un d'eux (n^o 19), une chouette a été trouvée morte au milieu d'une route, le 25 mars 2021.

Des zones résidentielles limitent une partie de 13 territoires (figure 1). Des lacs, y compris une ancienne carrière inondée, en longent aussi 13. Trois lacs entourent partiellement l'un de ces derniers (n^o 6). Enfin, des zones agricoles ou des friches jouxtent 6 territoires. Des chouettes rayées ont été aperçues en train de chasser sur la plupart des 9 propriétés privées enclavées dans le parc. Un nid a même été découvert en 2020 à 8 m d'une des résidences. Avant la période d'étude, un couple a occupé pendant plusieurs saisons une cavité située sur une autre de ces propriétés.

Le parc national du Mont-Saint-Bruno enclave complètement 11 des 25 territoires, 8 autres y ont plus de 50 % de leur superficie, 4 y ont moins de 50 % et 2 se trouvent à l'extérieur. La forêt est plus vieille dans 18 territoires comprenant le centre de l'aire d'étude et une partie de sa périphérie. Peu de peuplements forestiers y sont âgés de moins de 100 ans. L'un des territoires est couvert uniquement de peuplements de plus de 135 ans. À l'inverse, les 7 autres territoires, tous situés à la périphérie, se composent en bonne partie de peuplements de moins de 80 ans.

La plupart des couples ont été confirmés par la découverte de leurs nids ou de l'observation de leur progéniture (tableau 1). Les vocalisations territoriales seules n'ont permis de confirmer qu'une poignée de couples.

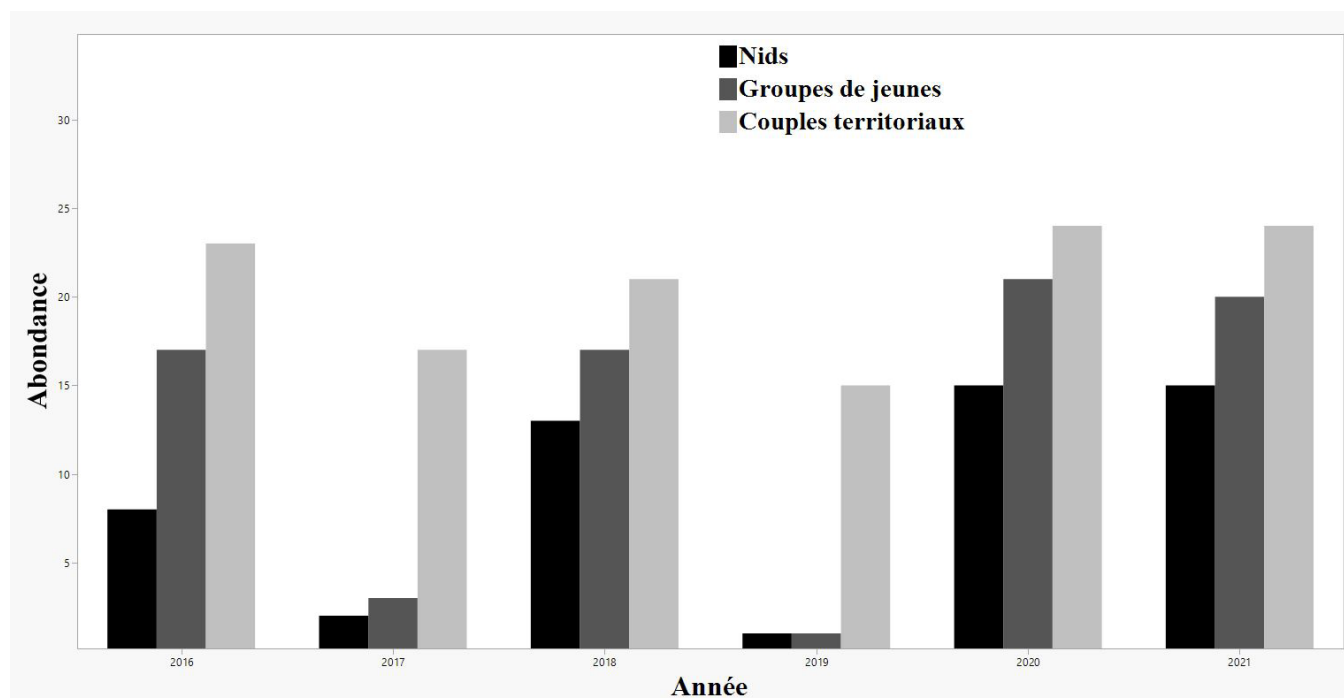


Figure 3. Abondance annuelle (nombre) de la chouette rayée au mont Saint-Bruno : couples territoriaux (probables et confirmés), nids découverts et groupes de jeunes repérés de 2016 à 2021.

Tableau 1. Distribution des territoires selon le degré de certitude de la présence d'un couple de chouette rayée (la désignation « nid + jeunes » décrit un territoire dans lequel un nid a été découvert ou au moins une jeune chouette a été observée).

Critère	Degré de certitude	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Nid + jeunes ^a	Confirmé	18	4	17	2	22	24
Vocalisations territoriales ^b	Confirmé	1	0	0	3	1	0
Couple seulement	Probable	4	12	4	10	1	0
1 oiseau territorial	Possible	1	7	3	10	0	1
Pas d'observation	–	1	2	0	0	1	0
Non examiné	–	0	0	1	0	0	0
Nombre de territoires		25	25	25	25	25	25

^a Certains couples ont été déterminés par 2 ou 3 approches (nid, jeunes et vocalisations).

^b Couples déterminés seulement par cette approche (nid non découvert, jeunes non observés).

Densité de population

En 2020 et en 2021, la densité de population de la chouette rayée atteignait 2,2 couples territoriaux/km² dans l'aire d'étude (tableau 2). Elle s'avérait plus élevée sans les grands milieux ouverts comme le terrain de golf, les aires de pique-nique et les zones de stationnement. Enfin, sur un espace couvrant la majeure partie du parc du Mont-Saint-Bruno et abritant 18 territoires, elle comprenait 3,0 couples territoriaux/km² en écartant les lacs et une aire de pique-nique (seul grand milieu ouvert terrestre). La densité dans ces 18 territoires centraux (avec les milieux ouverts) dépassait de presque 70 % celle des 7 territoires périphériques où les peuplements forestiers sont nettement plus jeunes (tableau 3). Dans l'aire d'étude et dans les 18 territoires centraux, les

couples disposaient en moyenne respectivement de 45,9 ha et de 33,7 ha, couverts essentiellement de forêts.

Distance entre nids voisins

La distance moyenne entre nids voisins atteignait annuellement entre 512 m et 650 m et variait peu entre les années (tableau 4). En 2017, un seul nid a été découvert, ce qui n'a pas permis de calculer de distance internids. Idem en 2019, mais parce que les 2 seuls nids trouvés n'étaient pas voisins, étant séparés par 2 territoires occupés. La distance la plus courte entre 2 nids (332 m) a été observée en 2020 et en 2021 (même 2 nids voisins). Elle n'a pratiquement pas fluctué au cours des années. L'écart maximal a changé quelque peu, atteignant sa valeur la plus élevée en 2020 et en 2021

Tableau 2. Densité de population des couples territoriaux de chouette rayée dans l'aire d'étude en 2020 et en 2021.

Zone considérée	Superficie (km ²)	Nombre de couples	Densité (nombre de couples/km ²)
Aire d'étude	11,1	24,0	2,2
Aire d'étude sans les grands milieux ouverts	9,4	24,0	2,6
18 territoires centraux sans les grands milieux ouverts	6,1	18,0	3,0

Tableau 3. Comparaison de la densité de population des couples territoriaux de chouette rayée observés en 2020 et en 2021 dans 2 secteurs de la zone d'étude selon l'âge des peuplements forestiers.

Zone considérée	Âge des peuplements forestiers	Superficie (km ²)	Nombre de couples	Densité (nombre de couples territoriaux/km ²)
18 territoires centraux de l'aire d'étude	surtout > 110 ans	6,8	18,0	2,7
7 territoires périphériques de l'aire d'étude (sans le terrain de golf)	surtout < 80 ans	3,7	6,0	1,6

Tableau 4. Statistiques descriptives de la distance (m) entre les nids voisins de chouette rayée par année. À noter qu'en 2017 et en 2019, le nombre de nids découverts était trop faible pour permettre le calcul de ces paramètres (voir résultats).

Paramètre	2016	2018	2020	2021
Moyenne	512	650	622	640
Écart type	124	205	220	224
Minimum	349	351	332	332
Maximum	697	1046	1174	1174
Effectif	5	11	18	16

(même 2 nids voisins). Ces derniers nids se situaient presque à l'opposé de leur frontière commune.

Individus non territoriaux

À 6 reprises, 3 chouettes rayées ont été aperçues dans un même territoire au cours d'une visite, et ce, dans 3 territoires différents, dont 2 voisins. Les 3 premières observations ont été réalisées au début de la période de reproduction (23 février 2020, 7 avril 2019, 4 mai 2019). Il s'agissait de 2 oiseaux perchés sur la même branche ou sur des arbres voisins tandis que le troisième se trouvait à une distance variant de 150 m à 320 m des premiers, mais à au moins 100 m à l'intérieur des territoires. Les 3 derniers épisodes se sont déroulés en janvier et en février 2021. Dans chaque cas, 2 chouettes étaient perchées à proximité l'une de l'autre (entre 22 m et 142 m) tandis que la troisième a été observée entre 219 m et 260 m de celles-ci. Au moins 100 m séparaient tous ces oiseaux de la frontière la plus près avec un voisin. L'un des troisièmes individus se trouvait même près du centre d'un territoire. Cette chouette chassait et a capturé une proie en plein jour (10 h 28). Pour arriver à ces derniers résultats, 4 territoires ont été visités à 9 occasions. Au cours des 6 autres visites, 1 ou 2 chouettes ont été observées.

Discussion

Abondance des territoires et des couples

Le nombre de couples connus de l'espèce a fluctué quelque peu au cours de l'étude pour augmenter et se stabiliser au cours des 2 dernières années. Cette fluctuation découle

principalement de la faible reproduction en 2017 et en 2019 et non pas d'un réel changement d'abondance puisque la détermination des couples repose en grande partie sur la quantité de nids et de groupes de jeunes découverts. Des années de reproduction faible ou nulle ont déjà été observées au Michigan, en Nouvelle-Écosse ou ailleurs. Deux hypothèses sont suggérées pour rendre compte du phénomène : une grosse tempête de pluie verglaçante à la fin de l'hiver et la rareté des proies (Elderkin, 1987 dans Mazur et James, 2000 ; Postupalsky et collab., 1997).

Les vocalisations territoriales n'ont pas permis de suppléer à la faible reproduction pour distinguer les couples. En effet, des échanges de vocalisation ont été notés moins de 3 fois en 6 ans entre certains couples voisins. Ce phénomène s'expliquerait par le fait que les limites des territoires sont très stables (Nicholls et Fuller, 1987) et que les couples n'auraient pas à les défendre constamment. De plus, les chouettes rayées pourraient reconnaître leurs voisins par la voix, comme cela semble être le cas chez la chouette hulotte (*Strix aluco*) (Choi et collab., 2019), une espèce apparentée. Un individu n'aurait donc pas à répéter souvent son message territorial à moins de l'arrivée d'un nouveau voisin. Au Danemark, Sunde et Bølstad (2004) ont observé que, chez la chouette hulotte, le nombre de disputes territoriales (vocalisations et parades aériennes) s'avérait fortement corrélé avec le pourcentage de chevauchement des territoires. Elles étaient rarement observées lorsque ce dernier était très faible (< 5%) ou nul. Cela pourrait être la même situation pour la chouette rayée.

Il est improbable que le nombre de couples territoriaux ait été surestimé, compte tenu des méthodes employées. D'abord, à moins de cas de polygynie (voir plus loin), les nids découverts représentent certainement chacun un couple. De plus, les jeunes chouettes quittent le nid en moyenne à l'âge de 4,5 semaines et ne peuvent voler avant l'âge de 10 semaines (Mazur et James, 2000), ce qui fait qu'elles se déplacent peu pendant les 6 premières semaines de leur vie hors du nid.

Densité de population

La densité de population des couples territoriaux de chouette rayée se chiffrait à 2,2/km² pour l'aire d'étude et jusqu'à 3,0/km² dans sa partie centrale, en excluant certains territoires périphériques et les grands milieux ouverts. La première valeur est certainement la plus objective, car elle repose sur des limites déterminées a priori et ne fait intervenir qu'un minimum de jugement et de connaissances des habitats que l'espèce exploite. En effet, les grands milieux terrestres ouverts ont été retranchés des 2 autres estimations de densité, mais il n'est pas impossible que l'espèce utilise parfois ces milieux. D'ailleurs, un individu au repos a déjà été observé le jour dans le plus grand verger abandonné. En Ontario, en hiver, une chouette rayée chassait dans un champ, à une distance de 30 m à 159 m du couvert arborescent le plus près (James, 2007).

Enfin, les plans d'eau pourraient être importants pour l'oiseau. L'espèce a été aperçue en train de chasser ou de pêcher sur leurs rives à plusieurs occasions (F. M., P. W., données non publiées). De plus, il est probable que la partie des territoires bordés par un lac n'ait pas besoin d'être défendue ou qu'elle soit plus facile à défendre, du moins pour ceux séparés par des plans d'eau assez larges. Livezey (2007) a relevé que la chouette rayée préfère les sites situés près de l'eau dans 7 des 15 études qui ont considéré cette variable.

La densité de population des couples territoriaux de la chouette rayée obtenue dans l'aire d'étude dépasse de loin les valeurs présentées dans la littérature scientifique. Outre les disparités entre les méthodes, le type d'habitat et l'âge avancé de la forêt expliqueraient une partie des écarts observés entre les valeurs de densité de la présente étude et celles de la littérature scientifique. Au Minnesota, des domaines vitaux comprenaient des champs et des marais (Nicholls et Fuller, 1987). En Caroline du Sud, la superficie de 20 domaines vitaux variait entre 0,38 km² et 3,38 km² et augmentait avec le pourcentage de milieux sans arbres dont des champs et des emprises de lignes de transport d'électricité (Clément et collab., 2021).

Au mont Saint-Bruno, la densité la plus élevée est associée au secteur qui abrite la plus grande proportion de peuplements forestiers de plus de 110 ans. En Oklahoma, Winton et Leslie (2004) ont travaillé dans des forêts d'environ 60 ans. Au Michigan, l'âge des peuplements n'est pas présenté, mais, dans les chênaies, les arbres mesuraient entre 7 m et 19 m de hauteur (Nicholls et Warner, 1972) alors qu'au mont Saint-Bruno, les arbres entre 25 m et 30 m de hauteur ou plus abondent. Dans une région urbanisée de Caroline du Sud, la hauteur moyenne des arbres était la variable qui

prédisait le mieux l'occupation de sites par la chouette rayée, indépendamment de la couverture forestière (Clément et collab., 2019). En Pennsylvanie, Haney (1997) a observé que l'espèce préférait les forêts anciennes de plus de 200 ans. En Pologne, une augmentation de la densité de la chouette hulotte sur une période de 18 ans découlait en partie de l'accroissement de l'âge de la forêt (Wiącek et collab., 2010). Toutes ces données laissent croire que l'abondance devrait augmenter lentement dans l'aire d'étude au cours des prochaines décennies avec le vieillissement de la forêt, notamment en périphérie.

L'importance de l'âge de la forêt pour l'espèce pourrait en fait refléter celle de plusieurs facteurs, dont l'abondance et la diversité des proies. Le régime alimentaire de la chouette rayée est très éclectique (Livezey, 2007). Elle se nourrit d'une variété d'oiseaux, de mammifères, de couleuvres, d'amphibiens, de poissons, d'insectes, d'autres invertébrés et même de charognes (Kapfer et collab., 2011; Livezey, 2007; Livezey et collab., 2008). Au mont Saint-Bruno, elle s'attaque, par exemple, au tamia rayé (*Tamias striatus*), à la souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*), à la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*), au grand mille-pattes d'Amérique (*Narceus americanus*) et même au grand pic (*Dryocopus pileatus*) (F. M., données non publiées; P. W., Sépaq, données non publiées). Il est possible, voire probable, que certaines de ces espèces et d'autres soient plus abondantes dans les vieilles forêts que dans les jeunes.

La rareté ou l'absence de certains prédateurs et compétiteurs de la chouette rayée pourrait favoriser une densité plus élevée de cette dernière qu'en leur présence. Le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*) s'attaquent tant aux jeunes qu'aux adultes de la chouette rayée tandis que la buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) est un prédateur potentiel. D'aucuns soupçonnent aussi le grand-duc de compétitionner avec la chouette pour les ressources alimentaires (Bent, 1938; Bosakowski et Smith, 1992; Mazur et James, 2000). Depuis environ 40 ans, ces oiseaux se sont raréfiés dans l'aire d'étude. Alors qu'à la fin des années 1970, celle-ci abritait 3 couples de grand-duc d'Amérique, 1 d'autour des palombes et 2 (peut-être 3) de buse à queue rousse, nombres appuyés par des nids (F. M., données non publiées), il ne restait qu'un territoire de grand-duc et 1 de buse pendant la période d'étude. Il est possible que la diminution de l'abondance de ces espèces ait profité à la chouette rayée, particulièrement en réduisant potentiellement la compétition par exploitation. Il n'y a aucune valeur comparative dans la littérature scientifique.

Depuis plusieurs années, les inventaires aériens révèlent une surpopulation du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) sur le mont Saint-Bruno. En 2021, sa densité y était évaluée à près de 19 têtes/km² (Nathalie Rivard, Sépaq, communication personnelle), entraînant ainsi un broutage excessif du sous-bois. Il est maintenant très dégagé, la vision pouvant atteindre par endroits plus de 100 m, même en été. Cette modification de l'habitat a possiblement été bénéfique à la chouette rayée en favorisant son activité de chasse; l'espèce peut plus facilement repérer des proies potentielles et son vol

n'est pas handicapé par la végétation ou susceptible de causer du bruit en la heurtant avec ses ailes. Plusieurs auteurs ont mentionné l'importance d'un sous-bois clair pour les activités de chasse de l'oiseau (Haney, 1997; Mazur et collab., 1998; Nicholls et Warner, 1972), mais la démonstration reste à faire.

Enfin, un dernier facteur pourrait avoir une incidence sur la densité, soit l'utilisation par la chouette rayée du tissu urbain environnant. En Caroline du Nord, une population de cet oiseau habite dans de vieux quartiers de la ville de Charlotte, hors des milieux naturels (Bierregaard, 2018). Des territoires de l'aire d'étude pourraient donc se prolonger dans les quartiers urbains les plus boisés, ce qui entraînerait une diminution de la densité estimée. Même si des zones résidentielles longent 13 territoires, aucune observation n'y a été rapportée. Néanmoins, on ne peut exclure une visite occasionnelle d'individus territoriaux sur les terrains adjacents, spécialement en hiver lorsque les proies sont plus rares. La télémétrie permettrait de vérifier et de quantifier ce phénomène.

Distance entre nids voisins

Il n'existe aucune donnée dans la littérature scientifique pour comparer la distance entre des nids voisins de chouette rayée. Toutefois, dans le nord du New Jersey, Bosakowski et collab. (1987) ont calculé que les couples étaient distants en moyenne de 1,96 km.

Individus non territoriaux

Au moins 3 explications peuvent rendre compte de l'observation d'une troisième chouette dans un territoire: l'intrusion d'un voisin, un cas de polygynie et la visite d'un oiseau non territorial. La première est peu plausible, car les frontières ont été déterminées principalement en suivant un individu après que celui-ci ait hululé ou par les vocalisations territoriales entre mâles ou couples voisins. De plus, une étude télémétrique effectuée au Minnesota révèle que les domaines vitaux voisins ne se chevauchent pas ou très peu (Nicholls et Fuller, 1987). Enfin, même si certaines frontières souffrent d'imprécision, toutes ces observations ont été réalisées à plus de 100 m de celles qui sont les plus rapprochées d'un voisin.

La polygynie n'est pas connue ni même suspectée chez la chouette rayée (Mazur et James, 2000). Cette forme d'accouplement a été détectée chez 7 espèces européennes de Strigiformes (Korpimäki, 1988) et, en Amérique du Nord, chez la petite nyctale (*Aegolius acadicus*), bien que la multipaternité n'ait pas été corroborée par des analyses génétiques (Marks et collab., 1989). Elle ne semble courante que chez la nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*) (Carlsson et collab., 1987; Korpimäki, 1988), une espèce répandue tant en Amérique du Nord qu'en Europe. Le dernier auteur a analysé les caractéristiques et les facteurs qui favorisent la polygynie chez les oiseaux de proie. Aucun de ceux-ci ne concerne la chouette rayée comme le nomadisme et une faible territorialité (Mazur et James, 2000). Le nomadisme est le déplacement du lieu de reproduction entre 2 années consécutives, souvent sur une grande distance (Korpimäki, 1988). En outre, les

espèces polygynes sont en règle générale des spécialistes des campagnols, ce qui n'est pas le cas de la chouette rayée (Livezey, 2007).

Enfin, les individus non territoriaux sont très répandus chez les oiseaux de proie (Newton, 1979; Penteriani et Delgado, 2009; Tapia et Zuberogoitia, 2018). Selon Penteriani et Delgado (2009), ils correspondent à des individus en dispersion qui peuvent rejoindre la population reproductrice lorsqu'un territoire de nidification se libère. Il est donc hautement probable qu'une grande partie des observations de 3 chouettes rayées dans un territoire au cours d'une même visite comprenaient le couple local et un individu non territorial de passage. Le cas échéant, ce surplus suggère que tous les territoires étaient occupés par des couples, au moins durant les 3 dernières années de l'étude. En corollaire, cela impliquerait une légère sous-estimation de la densité des couples territoriaux de l'aire d'étude et une grande stabilité de leur population.

Prospectives et conservation

Il est délicat d'inférer les résultats de la zone d'étude à d'autres lieux au Québec ou ailleurs étant donné ses particularités, mais il serait étonnant que ce soit un cas unique. Pour le vérifier, l'étude devrait être étendue à une ou à des forêts suburbaines distinctes et au moins à un vaste site forestier situé loin des milieux agricoles et urbains. La densité élevée de la chouette rayée au mont Saint-Bruno et sa population plutôt stable témoignent de l'importance de la conservation de massifs résiduels de vieilles forêts au Québec méridional. C'est le cas pour cette espèce et de toutes celles qui dépendent des vieilles forêts.

Remerciements

Nous remercions les personnes suivantes qui nous ont autorisés ou facilité l'accès aux terrains composant l'aire d'étude: Nathalie Rivard et Sophie Tessier de la Sépaq pour le parc du Mont-Saint-Bruno, Trevor Anderson (surveillant général) et Christian Pilon (secrétaire général) du Mount Bruno Country Club pour la forêt ceinturant le terrain de golf, Robert Werbiski et Frank Sirieix du ministère de la Défense nationale pour l'accès aux terrains de ce ministère et leur appui au projet et finalement, Véronique Benoit-Chabot et Mélissa Loiseau de Nature-Action Québec pour l'accès à 2 petites aires protégées. Les personnes suivantes nous ont généreusement communiqué une ou plusieurs observations de chouette rayée: François Taillefer, Valérie Picard, Adrien Gervais, Marie-Andray Chouinard, Maxime Muylaert, feu Michel Tanguay, Sophie Beauregard, Denis Henri, Charles Bélanger, Céline Pèlerin, Isabelle Gélinas, gardes-parc ou employés de la Sépaq, Michael Hentges, Martin Kuhnigk et plusieurs autres. Un merci spécial à Claire Lépine et à Marc-André Villard pour leurs commentaires sur le manuscrit et à Jessica Dubé, de la Sépaq, pour la réalisation de la carte. Nous remercions aussi Claude Samson, Junior A. Tremblay et les 2 réviseurs anonymes qui ont évalué le manuscrit, de même que l'équipe du *Naturaliste canadien* pour le travail d'édition de l'article. ◀

Références

- BENT, A.C., 1938. Northern Barred Owl. Dans : UNITED STATES GOVERNMENT PRINTING OFFICE (édit.). Life histories of North American birds of prey, Part 2. Smithsonian Institution, United States National Museum Bulletin 170, Washington, p. 182-197.
- BIERREGAARD, R.O., 2018. Barred Owls: A nocturnal generalist thrives in wooded, suburban habitats. Dans : BOAL, C.W. et C.R. DYKSTRA (édit.). Urban raptors: Ecology and conservation of birds of prey in cities. Island Press, Washington, D.C., p. 138-151. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-841-1_10.
- BOSAKOWSKI, T. et D.G. SMITH, 1992. Comparative diets of sympatric nesting raptors in the eastern deciduous forest biome. Canadian Journal of Zoology, 70 : 984-992. <https://doi.org/10.1139/z92-140>.
- BOSAKOWSKI, T. et D.G. SMITH, 1997. Distribution and species richness of a forest raptor community in relation to urbanization. Journal of Raptor Research, 31 : 26-33.
- BOSAKOWSKI, T., R. SPEISER et J. BENZINGER, 1987. Distribution, density, and habitat relationships of the Barred Owl in northern New Jersey. Dans : NERO, R.W., R.J. CLARK, R.J. KNAPTON et R.H. HAMRE (édit.). Biology and conservation of northern forest owls. Proceedings of a symposium, 3-7 February 1987, Winnipeg, Manitoba, General Technical Report RM-142, United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, p. 135-143.
- CARLSSON, B., G.B. HÖRNFELDT et O. LÖFGREN, 1987. Bigyny in Tengmalm's owl *Aegolius funereus*: Effect of mating strategy on breeding success. Ornis Scandinavica, 18 : 237-243.
- CHOI, W., J.-H. LEE et H.-C. SUNG, 2019. A case study of male tawny owl (*Strix aluco*) vocalizations in South Korea: Call feature, individuality, and the potential use for census. Animal Cells and Systems, 23 : 90-96. <https://doi.org/10.1080/19768354.2019.1592022>.
- CLÉMENT, M.A., K. BARRETT et R.F. BALDWIN, 2019. Key habitat features facilitate the presence of Barred Owls in developed landscapes. Avian Conservation & Ecology, 14 : 12. <https://doi.org/10.5751/ACE-01427-140212>.
- CLÉMENT, M.A., K. BARRETT, R.F. BALDWIN, C.M. BODINOF JACHOWSKI, A. CARTER et D. BRINKER, 2021. An unexpected backyard hunter: Breeding Barred Owls exhibit plasticity in habitat selection along a development gradient. Urban Ecosystems, 24 : 175-186. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01031-0>.
- DEVEREUX, J.G. et J.A. MOSHER, 1982. Nesting habits of the Barred Owl in western Maryland. Maryland Birdlife, 38 : 124-126.
- DYKSTRA, C.R., M.M. SIMON, F.B. DANIEL et J.L. HAYS, 2012. Habitats of suburban barred owls (*Strix varia*) and red-shouldered hawks (*Buteo lineatus*) in southwestern Ohio. Journal of Raptor Research, 46 : 190-200.
- ELODY, B.I. et N.F. SLOAN, 1985. Movements and habitat use of Barred Owls in the Huron Mountains of Marquette County, Michigan, as determined by radiotelemetry. Jack-Pine Warbler, 63 : 3-8.
- FRITH, S.D., K.M. MAZUR et P.C. JAMES, 1997. A method for locating Barred Owl (*Strix varia*) nests in the southern boreal forest of Saskatchewan. Dans : DUNCAN, J.R., D.H. JOHNSON et T.H. NICHOLLS (édit.). Biology and conservation of owls of the Northern Hemisphere. Proceedings 2nd International Symposium, General Technical Report NC-190, United States Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, p. 545-547.
- GRATTON, L., 1987. Inventaire des strates arborescentes du mont Saint-Bruno en vue de la révision de la carte de végétation. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Parc du Mont Saint-Bruno, 29 p.
- HANEY, J.C., 1997. Spatial incidence of Barred Owl (*Strix varia*) reproduction in old-growth forest of the Appalachian Plateau. Journal of Raptor Research, 31 : 241-252.
- HARROLD, E.S., 2003. Barred Owl (*Strix varia*) nesting ecology in the southern Piedmont of North Carolina. Master's thesis, University of North Carolina, Charlotte, 170 p.
- JAMES, R.D., 2007. Barred Owl snow-plunging in an open field in daylight. Ontario Birds, 25 : 12-15.
- KAPFER, J.M., D.E. GAMMON et J.D. GROVES, 2011. Carrion-feeding by Barred Owls (*Strix varia*). The Wilson Journal of Ornithology, 123 : 646-649.
- KOCHERT, M.N., 1986. Raptors. Dans : COOPERRIDER, A.Y., R.J. BOYD et H.R. STUART (édit.). Inventory and monitoring of wildlife habitat. United States Department of Interior, Bureau of Land management, Denver, p. 313-349.
- KORPIMÄKI, E., 1988. Factors promoting polygyny in European birds of prey – A hypothesis. Oecologia, 77 : 278-285.
- LIVEZEY, K.B., 2007. Barred Owl habitat and prey: A review and synthesis of the literature. The Journal of Raptor Research, 41 : 177-201.
- LIVEZEY, K.B., M.F. ELDERKIN, P.A. COTT, J. HOBBS et J. P. HUDSON, 2008. Barred owls eating worms and slugs: The advantage in not being picky eaters. Northwestern Naturalist, 89 : 185-190.
- MARKS, J.S., J.H. DOREMUS et R.J. CANNINGS, 1989. Polygyny in the Northern Saw-whet Owl. The Auk, 106 : 732-734.
- MAZUR, K.M. et P.C. JAMES, 2000. Barred Owl (*Strix varia*). Dans : POOLE, A. (édit.). The birds of North America. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca. <https://doi.org/10.2173/bna.508>.
- MAZUR, K.M., S.D. FRITH et P.C. JAMES, 1998. Barred Owl home range and habitat selection in the boreal forest of central Saskatchewan. The Auk, 115 : 746-754.
- NEWTON, I., 1979. Population ecology of raptors. Academic Press, London, 399 p.
- NICHOLLS, T.H. et M.R. FULLER, 1987. Territorial aspects of Barred Owl home range and behavior in Minnesota. Dans : NERO, R.W., R.J. CLARK, R.J. KNAPTON et R.H. HAMRE (édit.). Biology and conservation of northern forest owls. Proceedings of a symposium, 3-7 February 1987, Winnipeg, Manitoba, General Technical Report RM-142, United States Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, p. 121-128.
- NICHOLLS, T.H. et D.W. WARNER, 1972. Barred Owl habitat use as determined by radiotelemetry. Journal of Wildlife Management, 36 : 213-224.
- ODOM, K.J. et D.J. MENNILL, 2010. A quantitative description of the vocalizations and vocal activity of the Barred Owl. The Condor, 112 : 549-560.
- PENTERIANI, V. et M. DEL MAR DELGADO, 2009. Thoughts on natal dispersal. Journal of Raptor Research, 43 : 90-98.
- POSTUPALSKY, S., J.M. PAPP et L. SCHELLER, 1997. Nest sites and reproductive success of the Barred Owls (*Strix varia*) in Michigan. Dans : DUNCAN, J.R., D.H. JOHNSON et T.H. NICHOLLS (édit.). Biology and conservation of owls of the Northern Hemisphere. Proceedings 2nd International Symposium, General Technical Report NC-190, United States Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, p. 325-337.
- ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER, 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les Publications du Québec, Québec, 213 p.
- SMITH, A.C., M.-A.R. HUDSON, V.I. APONTE et C.M. FRANCIS, 2020. Site Web du Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord – Tendances démographiques au Canada, version des données de 2019. Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec) K1A 0H3. Disponible en ligne à : <https://faune-especes.canada.ca/resultats-releve-oiseaux-nicheurs/P004/A001/?lang=f&m=s&r=BADO&p=L>. [Visité le 2022-07-06].
- SUNDE, P. et M.S. BØLSTAD, 2004. A telemetry study of the social organization of a tawny owl (*Strix aluco*) population. Journal of Zoology (London), 263 : 65-76. <https://doi.org/10.1017/S0952836904004881>.
- TAPIA, L. et I. ZUBEROGOITIA, 2018. Breeding and nestling biology in raptors. Dans : SARASOLA, J.H., J.M. GRANDE et J.J. NEGRO (édit.). Birds of prey: Biology and conservation in the XXI century. Springer International Publishing, Berlin. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_3.
- WIĄCEK, J., M. POLAK et G. GRZYWACZEWSKI, 2010. The role of forest age, habitat quality, food resources and weather conditions for tawny owl *Strix aluco* populations. Polish Journal of Environmental Study, 19 : 1039-1043.
- WINTON, B.R. et D.M. LESLIE, Jr., 2004. Density and habitat associations of Barred Owls at the edge of their range in Oklahoma. Southeastern Naturalist, 3 : 475-482.

Annexe. Nombre d'heures d'observation sur le terrain consacrées à la détermination de la densité de population de la chouette rayée de 2016 à 2021

Année	Nombre d'heures d'observation
2016	201
2017	280
2018	430
2019	372
2020	372
2021	280
Total	1935

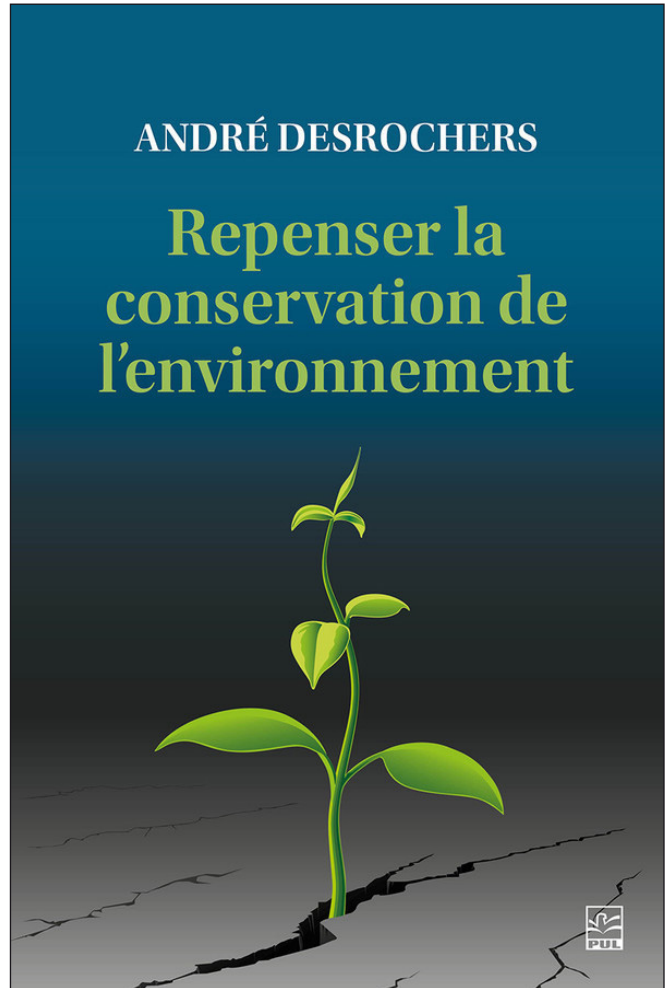
Repenser la conservation de l'environnement

Dire que les nouvelles qui touchent l'environnement sont généralement mauvaises est un euphémisme. En fait, elles sont le plus souvent désastreuses, voire apocalyptiques. Les écosystèmes disparaissent, les espèces sont menacées, la planète se réchauffe, les événements climatiques extrêmes se multiplient et l'humanité court à sa perte. La plupart d'entre nous acceptent ce diagnostic glauque sans le remettre en question, convaincus qu'il repose sur des bases scientifiques fiables. Ce n'est pas le cas d'André Desrochers.

Dans *Repenser la conservation de l'environnement*, paru aux Presses de l'Université Laval, le professeur d'écologie animale de l'Université Laval se livre à un réquisitoire contre cette représentation fataliste de l'état de la planète et le détournement de la science au profit d'un *establishment* environnemental dont le modèle d'affaires repose sur la catastrophe appréhendée. Il revisite l'histoire de la conservation et de ses fondements, il passe au crible des idées reçues et il en fait l'analyse à la lumière des connaissances scientifiques actuelles.

Ceux qui ont lu les billets du blogue d'André Desrochers ou qui ont suivi ses interventions dans les médias connaissent sa propension à bousculer les idées. Son ouvrage adopte le même ton. On peut s'étonner qu'un scientifique remette en question de quasi-dogmes environnementaux, notamment les conclusions du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Mais, à ses yeux, la conservation de l'environnement est une idéologie politique et, peu importe la justesse des principes qu'elle défend, elle ne doit pas être soustraite à la pensée critique.

Repenser la conservation de l'environnement ne convaincra pas tous les lecteurs, mais l'ouvrage a le mérite de forcer la réflexion.



DESROCHERS, André, 2022. *Repenser la conservation de l'environnement*. Presses de l'Université Laval, Québec, 268 p. Disponible en format papier ou en PDF. 30,00 \$.

Source : Jean Hamann

EN ACTION

POUR LA FAUNE EN DANGER




Grâce à la générosité de nos donateurs et aux contributions des chasseurs, des pêcheurs et des piégeurs, la Fondation de la faune soutient des projets de protection et de restauration d'habitats des espèces menacées et vulnérables du Québec.



Fondation
de la faune
du Québec

› **Faites un don:** www.fondationdelafaune.qc.ca




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

yvan_bedard@hotmail.com
PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS
<http://yvanbedardphotonature.com>