

# le naturaliste canadien

Volume 145, numéro 2  
2021

SOCIÉTÉ PROVANCHER

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement



Remise à l'eau d'un esturgeon jaune dans une frayère de la rivière Saint-François.

Photo : BETO



Société  
Provancher

**Président**

Daniel St-Onge

**Secrétaire**

Lucie Aubin

**Trésorière**

Catherine Thomassin

**Administrateurs**

Philippe Arsenault  
Christine Bélanger  
Hélène Bonnelli  
Agathe Cimon  
René Nault  
Robert Patenaude  
Denis Petit  
Antoine Préfontaine

le **naturaliste**  
canadien

**Bureau de direction**

Agathe Cimon  
Bruno Drolet  
Jean Hamann  
Claude Lavoie  
Pierre Périnet  
Isabelle Simard  
Denise Tousignant

**Équipe éditoriale**

Denise Tousignant,  
*rédactrice 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**

Daniel Banville  
Agathe Cimon  
Doris Cooper  
Andrew P. Coughlan  
Hélène Lahaise  
Jean-Sébastien  
Michaud  
Émilie Peco  
Pierre Périnet

**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 version numérique est disponible sur la plateforme Érudit.

*Droits d'auteur et droits de reproduction*

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

Dépôt légal 3<sup>e</sup> trimestre 2021

Bibliothèque nationale du Québec

© Société Provancher d'histoire  
naturelle du Canada 2021

Bibliothèque nationale du Canada

ISSN 1929-3208 (En ligne)

## LE MOT DE LA RÉDACTION

Publier en français dans *Le Naturaliste canadien* :  
c'est gagnant... et payant ! 2

*Denise Tousignant*

## CONSERVATION

Revue des applications et de l'utilité des drones  
en conservation de la faune 3

*Patrick Charbonneau et Jérôme Lemaître*

## MILIEUX AQUATIQUES

Reproduction de l'esturgeon jaune dans la rivière  
Saint-François : un exemple de participation des  
peuples autochtones à la conservation d'une  
espèce emblématique 35

*Samuel Dufour-Pelletier, Émilie Paquin,  
Philippe Brodeur et Michel La Haye*

## SCIENCES DE LA MER

Rétablissement du flétan atlantique dans le golfe  
du Saint-Laurent : état des connaissances  
biologiques et défis de gestion 49

*Charlotte Gauthier, Mathieu Desgagnés,  
Dominique Robert, Arnault Le Bris,  
Jonathan A. D. Fisher, Dany Dumont  
et Pascal Sirois*

## HOMMAGE

Louis Fortier, O.C., O.Q. (1953-2020) : océanographe  
et grand mobilisateur de la recherche nordique 62

*Martin Fortier, Keith Lévesque et Alexandre Forest*

## ENTOMOLOGIE

Redécouverte de la punaise *Zicrona caerulea*  
(Linnæus, 1758) (Hemiptera : Pentatomidae)  
au Québec 65

*Ludovic Leclerc*

Effets des infrastructures linéaires sur  
la biomasse des insectes nocturnes à l'échelle  
du paysage 68

*Michel Lebeuf, Caroline Chouinard,  
Robin Bourgeois et David Grenier-Héon*

## PALÉONTOLOGIE

Découverte de deux spécimens rares  
d'Arthrodires, poissons fossiles de 400 millions  
d'années, dans les Grès de Gaspé, Québec 79

*Yvon Pageau*

## LES LIVRES

Les « Tableaux d'Histoire naturelle de la Province  
de Québec » : un projet de Léon Provancher  
(8<sup>e</sup> cahier Léon-Provancher) 89

*Frédéric Létourneau*

Science de la forêt. Les arbres au fil des saisons  
(tome 1) 90

*Daniel Dumais*



Société  
Provancher

## Publier en français dans *Le Naturaliste canadien* : c'est gagnant... et payant !

Dans le monde de la recherche, la pression est forte pour que les chercheurs publient dans des revues scientifiques prestigieuses et à rayonnement mondial. Le plus souvent, cela signifie toutefois qu'ils le font en anglais. Dans la course au financement et aux citations, l'enjeu n'est plus seulement de « publier ou périr », mais bien de « publier en anglais ou périr »<sup>1</sup>. Or, au Québec, la publication en français de résultats scientifiques dans une revue comme *Le Naturaliste canadien* offre bien d'autres avantages. En effet, ce choix permet notamment aux chercheurs :

- d'aborder des sujets d'intérêt national ou local, souvent boudés par les revues internationales, mais au cœur des préoccupations de la communauté dans laquelle ils travaillent ;
- de rejoindre plus directement les décideurs, praticiens et utilisateurs locaux de la recherche ;
- d'exprimer les idées plus clairement et avec plus de subtilité, lorsque le français est leur langue maternelle.

Au printemps 2021, soucieux d'encourager et de reconnaître l'importance des publications de recherche en français produites par la communauté scientifique québécoise du milieu universitaire ou collégial, les trois Fonds de recherche du Québec ont créé les [prix Publication en français](#). Chacun d'eux octroie mensuellement un prix de 2 000 \$ pour récompenser le rayonnement d'une publication auprès de la communauté scientifique francophone, son libre accès, sa contribution à l'avancement des connaissances ainsi que sa pertinence et ses retombées sociétales.

Au moment d'écrire ces lignes, les 4 premiers récipiendaires du [prix Publication en français Gisèle-Lamoureux du Fonds de recherche du Québec — Nature et technologies](#) avaient été annoncés. Trois des articles primés ont été publiés dans les pages du *Naturaliste canadien* :

- **Juillet 2021 : Beatrix E. Beisner** (Université du Québec à Montréal) pour l'article intitulé *Effets de différentes conditions environnementales sur la production, l'excrétion et la dégradation des cyanotoxines dans les écosystèmes d'eau douce et saumâtre* — par Jade Dormoy-Boulanger, Irene Gregory-Eaves, Philippe Juneau et Beatrix E. Beisner ;
- **Août 2021 : Richard Cloutier** (Université du Québec à Rimouski) pour l'article intitulé *Le saumon atlantique de la rivière Matane : croissance marine, abondance des retours en rivière et indice de l'oscillation nord-atlantique* — par François Grégoire, Yvon Côté, Alain Caron et Richard Cloutier ;
- **Septembre 2021 : Émilie Saulnier-Talbot** (Université Laval) pour l'article intitulé *Biosuivi du marais Léon-Provancher depuis sa mise en eau (1996-2016) : implications pour la conservation d'un milieu humide aménagé* — par Julie Robitaille, Émilie Saulnier-Talbot et Isabelle Lavoie.

Nous félicitons chaleureusement les récipiendaires et tous leurs coauteurs pour cette belle distinction.

Plus que jamais, *Le Naturaliste canadien* joue un rôle important dans la diffusion de la recherche scientifique en français. Son processus de révision par les pairs garantit la rigueur et la qualité scientifique de son contenu, tandis que sa diffusion numérique sur la plateforme [Érudit](#) en maximise le rayonnement.

Fidèle à la tradition établie depuis 1868 par l'abbé Léon Provancher, notre revue continue de publier, en français, des articles en sciences naturelles portant sur des sujets d'intérêt pour l'Amérique du Nord. Souhaitons que la poursuite de cette mission continue de contribuer, comme le souhaite le Scientifique en chef du Québec, à « mieux faire connaître notre recherche en français ici, au Québec, et partout dans le monde »<sup>2</sup>.

Denise Tousignant, *rédactrice en chef*

1. [ACFAS] Association canadienne-française pour l'avancement de la science, 2021. [Portrait et défis de la recherche en français en contexte minoritaire au Canada](#). Rapport, juin 2021, 137 p.  
2. Quirion, R., 2021. La recherche et la science en français en 2021. *Le Devoir*, 5 mai 2021. Disponible en ligne à : <https://www.ledevoir.com/opinion/idees/600113/idees-la-recherche-et-la-science-en-francais-en-2021>.

# Revue des applications et de l'utilité des drones en conservation de la faune

*Patrick Charbonneau et Jérôme Lemaître*

## Résumé

Les drones deviennent de plus en plus accessibles et performants. La présente synthèse passe en revue la littérature scientifique récente traitant de l'utilisation des drones pour étudier la faune. Nous avons classé 250 références selon 4 applications : inventaires fauniques, réponse comportementale de la faune face aux drones, éthologie et protection de la faune. Notre revue indique que les drones offrent un fort potentiel pour inventorier la faune, en particulier les oiseaux et les mammifères, et que des développements sont en cours pour la faune aquatique, l'herpétofaune et l'entomofaune. Nous exposons aussi les principaux effets des drones sur la faune et, à la lumière des informations obtenues, nous émettons des recommandations préliminaires pour limiter le dérangement de celle-ci. Les avantages des drones sont multiples, et le développement rapide de la technologie laisse croire que plusieurs limites actuelles seront écartées prochainement. Enfin, nous exposons quelques éléments de la réglementation canadienne sur l'usage des drones. En conclusion, les drones pourraient jouer un rôle prépondérant à moyen terme en conservation de la biodiversité.

**MOTS-CLÉS :** comportement, conservation, détection, drone, inventaire

## Abstract

Drones are becoming more accessible and efficient. This article presents a review of recent scientific literature focusing on their use to study wildlife. The 250 publications consulted were grouped into one of 4 categories: wildlife surveys, the behavioural response of wildlife to drones, the study of wildlife behaviour and wildlife protection. The review highlighted the great potential of drones for helping in the survey of animals, especially birds and mammals, and it also revealed the developments underway to allow their use for studying aquatic fauna, amphibians, reptiles and insects. The main impacts of drones on animals are presented and, based on the available information, preliminary recommendations are made to limit their disturbance to wildlife. Drones have multiple advantages and the rapid development of this technology suggests that several of the current limits to their use will soon be overcome. Finally, elements of the Canadian regulations on the use of drones are presented. In conclusion, in the medium-term, drones have the potential to play a significant role in the protection and management of biodiversity.

**KEYWORDS:** behaviour, conservation, detection, drone, survey

## Introduction

Une saine gestion de la faune se base sur des données de qualité, que ce soit sur l'état des populations fauniques ou sur les habitats (Aubry et collab., 2017; Prosekov et collab., 2020). Traditionnellement, les inventaires de la faune se divisent en deux catégories : ceux effectués du haut des airs et ceux effectués à partir du sol (Silvy, 2012; Wich et Koh, 2018). Les avions et les hélicoptères sont généralement réservés aux espèces gibiers, aux espèces de grande taille, aux espèces grégaires et aux grands territoires. Pour tous les autres cas, l'inventaire s'effectue à partir du sol. L'avènement des systèmes aéronautiques sans pilote, aussi appelés drones, semble une avenue prometteuse pour compléter, voire remplacer, certains inventaires traditionnels. En effet, le coût important des aéronefs pilotés limite leur utilisation (López et Mulero-Pázmány, 2019). En outre, un nombre important d'accidents aériens avec décès ont été rapportés lors des travaux d'inventaire (Sasse, 2003). Ainsi, les drones pourraient se substituer dans certains cas aux aéronefs habités de manière plus sécuritaire (Christie et collab., 2016; Rango et collab., 2006) et moins coûteuse (Weissensteiner et collab., 2015). Dans d'autres cas, les drones permettraient

d'inventorier des secteurs inaccessibles par voie terrestre (Allan et collab., 2018; Otero et collab., 2018), de détecter des espèces cryptiques (Beaver et collab., 2020; Bushaw et collab., 2019), d'être moins invasifs envers la faune et d'offrir une capacité fiable de réplication des études (Jewell, 2013). Ils permettent de recueillir de l'information sur l'abondance et la répartition des espèces, de documenter le comportement, le cycle vital et même l'état de santé des individus (Inoue et collab., 2019; 2020; López et Mulero-Pázmány, 2019).

Alors que cette technologie se développe rapidement, on assiste à une utilisation exponentielle des drones en science (López et Mulero-Pázmány, 2019). En biologie, la plupart des études qui y ont recours sont encore descriptives et peu d'études ont comparé l'efficacité des drones aux méthodes traditionnelles d'inventaire. Or, cette information

*Patrick Charbonneau (M. Sc.) est biologiste et pilote de drone certifié au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP).*

*patrick.charbonneau@mffp.gouv.qc.ca*

*Jérôme Lemaître (Ph. D.) est biologiste-chercheur en avifaune au MFFP.*

est nécessaire pour déterminer les conditions optimales d'utilisation des drones et choisir quand et comment les utiliser en comparaison des méthodes traditionnelles.

D'autre part, les drones sont couramment utilisés dans d'autres domaines tels que la cartographie, l'agriculture de précision, l'ingénierie, l'archéologie, la cinématographie et les activités récréatives (López et Mulero-Pázmány, 2019). Cette quantité grandissante de drones dans les airs amène de nouvelles menaces pour la faune, qui doivent être documentées et prises en compte (Mulero-Pázmány et collab., 2017; Wallace et collab., 2018).

Dans cette revue de littérature, nous synthétisons les connaissances actuelles sur l'utilisation des drones pour étudier la faune. Nous présentons d'abord les principaux types de drones et les capteurs les plus utilisés pour inventorier la faune. Puis, nous documentons les principales applications des drones pour inventorier la faune aquatique, l'herpétofaune, l'avifaune, les mammifères terrestres et marins, de même que l'entomofaune. Nous identifions les situations pour lesquelles l'inventaire par drone nous apparaît le plus prometteur. Nous proposons également des recommandations préliminaires pour limiter les effets des drones sur la faune, à partir des études de cas. Enfin, nous présentons les avantages et les limites des drones, ainsi que quelques éléments réglementaires.

### Recherche documentaire

Nous avons recherché les études scientifiques publiées de janvier 1998 à mars 2021 dans deux bases de données bibliographiques : *Current Contents* et *Google Scholar*. Dans un premier temps, la recherche visait à répertorier un ensemble d'applications variées du drone en science à l'aide des mots-clés suivants : *unmanned vehicle system* ou *UVS* ou *unmanned aerial vehicle* ou *UAV* ou *drone* ou *unmanned* ou *remote piloted*. Par la suite, une recherche plus fine a permis d'identifier les travaux en lien avec la faune (*fauna* ou *animal* ou *wildlife* ou *insect* ou *invertebrate* ou *fish* ou *amphibian* ou *reptile* ou *turtle* ou *bird* ou *mammal*) et les inventaires (*survey* ou *surveys* ou *surveying*). Nous avons également consulté les références pertinentes trouvées dans la bibliographie des articles consultés ainsi que deux monographies sur l'usage des drones en conservation (Calvo, 2017; Wich et Koh, 2018) et des sites Internet spécialisés (p. ex. : United States Geological Survey [USGS], National

Oceanic and Atmospheric Administration [NOAA], British Ecological Society [BES]).

Au total, nous avons trouvé plus de 1 000 références. Environ un tiers d'entre elles traitait du développement technologique en sciences physiques et en géomatique, soit la volcanologie, la glaciologie, l'hydrogéomorphologie, la géologie, la télédétection et d'autres sciences physiques. La conservation de la biodiversité et les inventaires fauniques comptaient pour un quart des références consultées, soit 250 références. Parmi ces dernières, la plupart traitaient de l'avifaune (30%), des mammifères terrestres (28%) et marins (22%) (figure 1).

Les inventaires fauniques (regroupant la détection, le dénombrement, le suivi de populations et l'identification des espèces) représentaient 67% de ces références, alors que les études sur la réponse comportementale de la faune face aux drones, l'éthologie et la protection de la faune représentaient respectivement 14%, 6% et 13% des références (figure 2 et tableau 1).

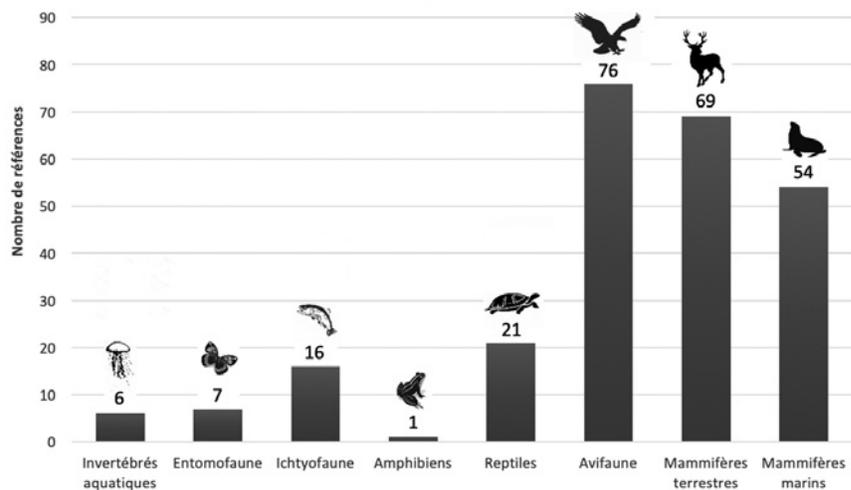


Figure 1. Répartition par taxon des références scientifiques traitant de l'utilisation des drones en lien avec la faune, publiées de janvier 1998 à mars 2021.

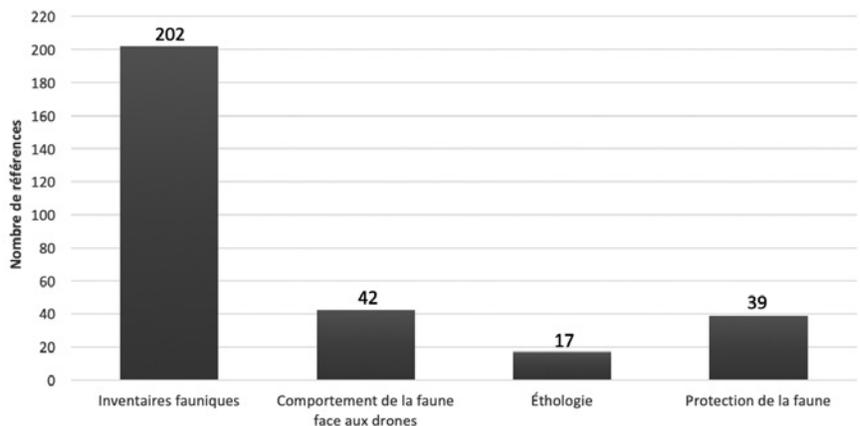


Figure 2. Répartition des références scientifiques publiées de janvier 1998 à mars 2021 selon 4 applications liées à la conservation des espèces fauniques.

**Tableau 1 : Synthèse de l'utilisation des drones pour inventorier et protéger la faune.**

| Applications   | Exemples d'actions  | Taxons   | Types de drone et capteurs   | Avantages (+)/Limites (-)  |
|--|---|--|--|--|
| <b>Inventaires fauniques</b>                               | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Vérifier la présence de différentes espèces, dont les espèces exotiques envahissantes (EEE)</li> <li>• Faire le suivi des EEE</li> <li>• Échantillonner l'ADN environnemental (ADNe)</li> <li>• Détecter la présence de frayères</li> <li>• Détecter la présence de nids de poissons et d'oiseaux</li> <li>• Détecter les poissons captifs dans les cuvettes près des barrages</li> <li>• Inventorier les salmonidés lors de la fraie</li> <li>• Inventorier les poissons en eau peu profonde</li> <li>• Inventorier et évaluer la condition physique des mammifères marins</li> <li>• Inventorier les grenouilles dans des étangs</li> <li>• Détecter les nids de crocodiles et d'alligators</li> <li>• Inventorier les crocodiliens</li> <li>• Identifier les tortues</li> <li>• Identifier les espèces de sauvagine par leur patron de plumage</li> <li>• Inventorier les colonies d'oiseaux</li> <li>• Suivre la productivité des nids de rapaces</li> <li>• Détecter les faons dans les friches et les champs</li> <li>• Inventorier les troupeaux de mammifères terrestres</li> <li>• Dénombrer les nids des primates</li> <li>• Identifier les cétacés (espèces et individus)</li> <li>• Surveiller l'activité du castor</li> <li>• Suivre les populations de papillons dans des microhabitats</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Entomofaune</li> <li>• Ichtyofaune</li> <li>• Amphibiens</li> <li>• Reptiles</li> <li>• Avifaune</li> <li>• Mammifères terrestres</li> <li>• Mammifères marins</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Drone à voilure fixe</li> <li>• Drone à voilure rotative</li> <li>• Caméra couleur et capteur thermique</li> <li>• Zoom</li> <li>• Filtre polarisant</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>+ Efficace sur de petites zones</li> <li>+ Accessibilité des nids</li> <li>+ Visibilité dans les nids d'oiseaux de proie en falaise</li> <li>+ Visibilité dans l'eau claire</li> <li>+ Qualité de la caméra couleur</li> <li>+ Zoom</li> <li>- Détection à l'aide de caméras thermiques sous couvert végétal dense peu efficace</li> <li>- Autonomie énergétique</li> <li>- Vent, température froide et précipitations</li> </ul> |
| <b>Réponse comportementale de la faune face aux drones</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Étudier le dérangement face au drone</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reptiles</li> <li>• Avifaune</li> <li>• Mammifères terrestres</li> <li>• Mammifères marins</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Drone à voilure rotative</li> <li>• Caméra couleur et capteur thermique</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>+ Peu d'effet sur le comportement selon le choix judicieux du drone et des capteurs</li> <li>- Peut faire fuir les oiseaux coloniaux</li> <li>- Approche et altitude de vol à prendre en compte</li> <li>- Potentiel de perturbation des oiseaux en nidification</li> <li>- Autonomie énergétique</li> <li>- Vent, température froide et précipitations</li> </ul>  |
| <b>Éthologie</b>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Étudier le comportement animal</li> <li>• Étudier le comportement territorial des oiseaux de proie</li> <li>• Étudier le comportement des chiroptères en vol</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Reptiles</li> <li>• Avifaune</li> <li>• Mammifères terrestres</li> <li>• Mammifères marins</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Drone à voilure rotative</li> <li>• Caméra couleur et capteur thermique</li> <li>• Zoom</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>+ Permet d'étudier le comportement sans déranger les individus</li> <li>+ Zoom</li> <li>+ Permet des analyses multiples au bureau</li> <li>+ Offre une perspective aérienne</li> <li>- Autonomie énergétique</li> <li>- Vent, température froide et précipitations</li> </ul>   |
| <b>Protection de la faune</b>                              | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Protéger les espèces en situation précaire</li> <li>• Appuyer les efforts de conservation</li> <li>• Lutter contre le braconnage et la pêche illégale</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ichtyofaune</li> <li>• Reptiles</li> <li>• Avifaune</li> <li>• Mammifères terrestres</li> <li>• Mammifères marins</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Drone à voilure rotative</li> <li>• Drone à voilure fixe</li> <li>• Caméra couleur et capteur thermique</li> <li>• Zoom</li> </ul>                              | <ul style="list-style-type: none"> <li>+ Drone peu visible à grande altitude</li> <li>+ Zoom (détection du braconnage)</li> <li>- Grandes superficies à survoler</li> <li>- Autonomie énergétique</li> <li>- Vent, température froide et précipitations</li> </ul>   |

L'ensemble des références consultées dans le cadre de cette revue de littérature est disponible dans l'annexe 2 complémentaire.

### Catégories de drones et de capteurs pour étudier la faune

Les drones sont des véhicules mobiles sans équipage embarqué qui peuvent être télécommandés ou programmés pour se déplacer de manière autonome. Ils peuvent être classés en deux catégories : les drones à voilure rotative et les drones à voilure fixe (Wich et Koh, 2018). Les drones à voilure rotative sont généralement plus petits que les appareils à voilure fixe (figure 3) et leur portée et leur capacité de transport d'équipement sont plus faibles (tableau 2; Nowak et collab., 2018). En outre, des drones expérimentaux qui peuvent effectuer des missions aériennes sur l'eau et sous l'eau en une seule sortie sont en développement (Johnston, 2019). La durée de vol des drones dépend de plusieurs facteurs environnementaux (température, vitesse du vent), opérationnels (vitesse de déplacement, poids des capteurs et autres dispositifs, expérience du pilote) et de la source d'énergie utilisée (piles électriques, piles à l'hydrogène, essence, solaire ou autres). La plupart des drones sont

maintenant dotés de systèmes de géolocalisation par satellites (GNSS [Global Navigation Satellite System]) et de capteurs anticollisions.

Un drone est un véhicule qui transporte un ou des capteurs. Ce sont ces derniers qui prendront la donnée tant recherchée et leur choix est donc très important pour atteindre les objectifs d'une étude (Hodgson et Koh, 2016). Plusieurs types de capteurs et de dispositifs d'échantillonnage peuvent être fixés à un drone (Balestrieri et collab., 2021). On distingue deux catégories de capteurs pour les inventaires fauniques : les capteurs visibles rouge-vert-bleu (RVB) et les capteurs thermiques.

Les capteurs visibles RVB, tels que la caméra couleur, prennent des photographies et des vidéos. Ils sont, par exemple, utilisés en photographie aérienne, en caractérisation des habitats, en photogrammétrie, en modélisation 3D et en inventaires fauniques (López et Mulero-Pázmány, 2019). Leur résolution spatiale est de moins de 1 à 5 cm/pixel. Certains capteurs RVB prennent toute l'information dans une seule image (mode panchromatique) alors que d'autres séparent l'information par bandes de couleur (multispectral pour les 3 bandes RVB et hyperspectral pour plusieurs bandes dans le domaine du visible) (Johnston, 2019).

Tableau 2 : Classification des drones selon leurs applications et leurs performances.

| Drones                                   | Applications  | Poids maximum au décollage (kg) | Distance de vol (km) | Altitude (km) | Durée de vol (h) | Exemples de drone (fabricant : modèle[s])   |
|--|---|---------------------------------|----------------------|---------------|------------------|---|
| Hélicoptères                             | Récréatif/<br>commercial                                      | <0,5 à 5                        | <1                   | <0,25         | <1               | <ul style="list-style-type: none"> <li>Aeroscout: Scout B1-100</li> <li>Yamaha: RMax</li> </ul>   |
| Quadricoptères                           | Récréatif/<br>commercial/<br>recherche/sécurité/<br>militaire | <0,5 à 5                        | <1                   | <0,25         | 0,17 à 0,92*     | <ul style="list-style-type: none"> <li>DJI: Séries Mini, Mavic, Phantom, Inspire et Matrice</li> <li>AerAccess: Hawker Q800X</li> </ul> |
| Hexaoptères                              | Récréatif/<br>commercial/<br>recherche/sécurité/<br>militaire | <0,5 à 25                       | <1                   | <0,25         | <1               | <ul style="list-style-type: none"> <li>iFlight: B850</li> <li>DJI: F550, M600</li> <li>Yuneek: Typhoon H Pro</li> </ul>                 |
| Octocoptères                             | Commercial/<br>recherche                                      | >25                             | >8                   | <0,25         | <1               | <ul style="list-style-type: none"> <li>DJI: S1000 Premium</li> <li>Tarot: T1000 X8</li> </ul>   |
| Planeurs                                 | Commercial/<br>recherche                                      | >25                             | >8                   | <1            | 2                | <ul style="list-style-type: none"> <li>Parrot: Disco</li> <li>ADT: H9+</li> </ul>   |
| Ailes Delta                              | Commercial/<br>recherche                                      | >25                             | >10                  | <1            | 2                | <ul style="list-style-type: none"> <li>SenseFly: eBee</li> </ul>  |
| « Canard »                               | Recherche et développement/<br>militaire                      | >50                             | >20                  | <4            | >10              | <ul style="list-style-type: none"> <li>GIDS: Shahpar</li> <li>JAD: Telos Slope</li> </ul>   |
| Drones à ailes fixes de grande envergure | Commercial/<br>recherche/militaire                            | >100                            | >500                 | >20           | >48              | <ul style="list-style-type: none"> <li>General Atomics: Predator C Avenger</li> <li>Facebook: Aquila</li> </ul>                         |
| Drones hybrides                          | Récréatif/recherche et développement                          | -                               | -                    | -             | -                | <ul style="list-style-type: none"> <li>SwellPro: Splashdrone 3+, Spry</li> <li>NASA: Substance</li> <li>Carbonix: Volanti</li> </ul>    |

Sources : Anderson et Gaston (2013), López et Mulero-Pázmány (2019), Nowak et collab. (2018).

\* Patrick Charbonneau (observations personnelles) et spécifications des fabricants (10 à 55 min).

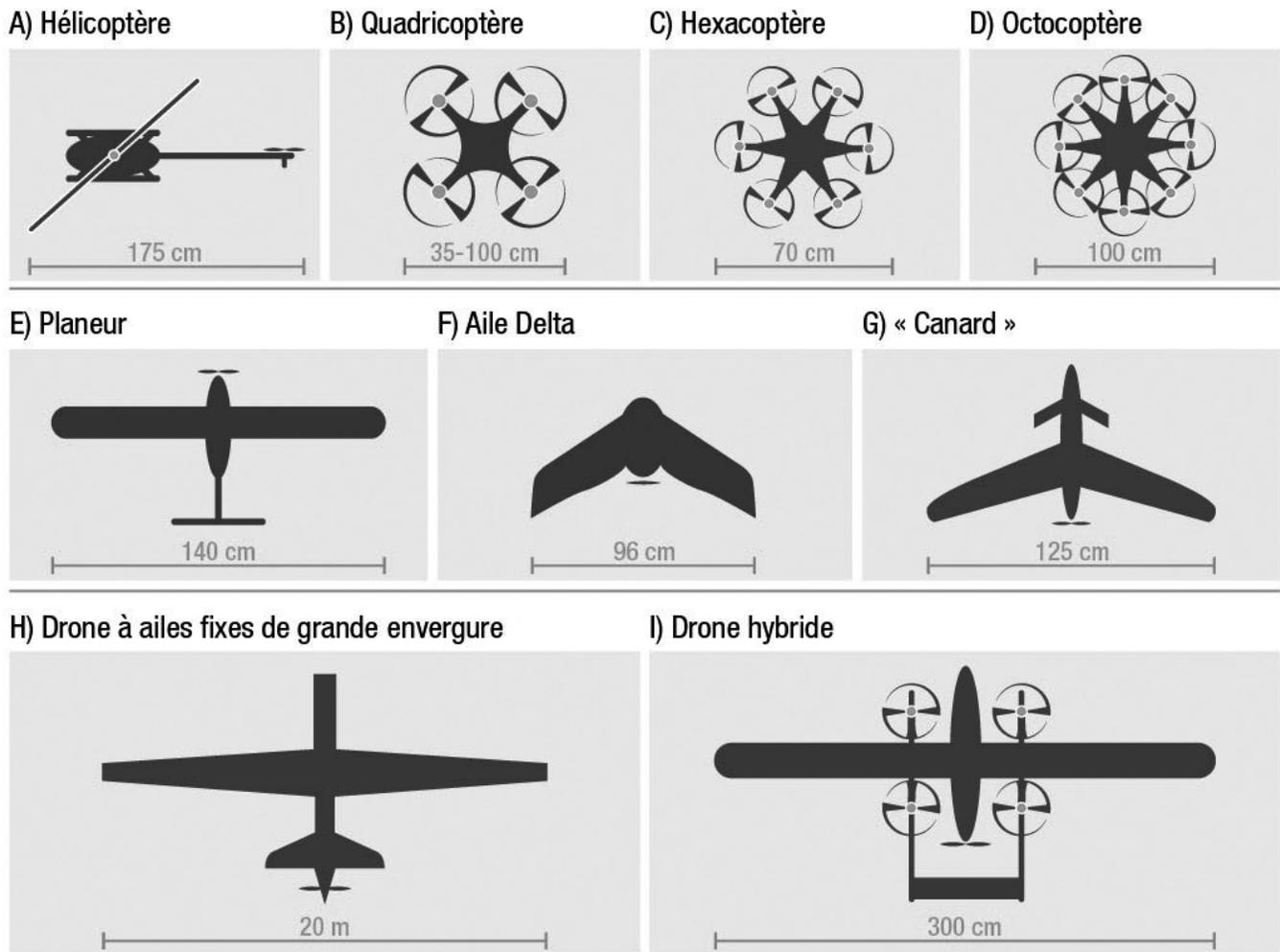


Figure 3. Schématisation de la vue en plan des différentes formes de drones et de leur taille. A à D : drones à voilure rotative de type hélicoptère ou multicoptère (multirotors). E à H : drones à voilure fixe de type avion. I : Drone hybride, permettant des déplacements à la verticale et à l'horizontale. Adaptée de Johnston (2019).

Les capteurs thermiques, quant à eux, peuvent détecter la chaleur à distance, même dans des conditions de faible visibilité, et sont généralement utilisés pour l'inspection et la surveillance industrielles, mais également en pédologie (Faye et collab., 2016), en foresterie et en volcanologie (López et Mulero-Pázmány, 2019), et en écologie animale (Rees et collab., 2018; Seymour et collab., 2017). Les drones équipés de caméras thermiques sont extrêmement utiles pour détecter les espèces nocturnes et cryptiques telles que les strigidés et les félidés (Christie et collab., 2016). Leur résolution spatiale est de 10 à 50 cm/pixel.

### Inventorier la faune à l'aide de drones *Invertébrés aquatiques et ichtyofaune*

Les drones commencent à être utilisés en gestion des pêcheries (Kelaher et collab., 2019; Provost et collab., 2020). Nous avons trouvé 22 études qui ont inventorié les invertébrés

aquatiques et l'ichtyofaune à l'aide de drones (figure 1), principalement les salmonidés et les requins.

Au Japon, un drone hélicoptère s'est avéré une solution de remplacement économique à la méthode traditionnelle de pêche scientifique à la seine pour inventorier les saumons du Pacifique (*Oncorhynchus keta*) (Kudo et collab., 2012). Au total, 8 inventaires aériens ont été réalisés à une altitude de 7 m, suivis immédiatement par les pêches à la seine. Les résultats des dénombrements à l'aide du drone hélicoptère étaient fortement corrélés à ceux effectués à la seine ( $r^2 = 0,933$ ). Selon ces chercheurs, le coût pour inventorier une rivière avec un drone était la moitié de celui réalisé par un inventaire traditionnel avec un avion, et près de 7 fois moindre qu'avec un hélicoptère. En Mongolie, des vidéos aériennes prises avec un drone et à l'aide de lentilles polarisées ont permis de détecter des taimens (*Hucho taimen*), le plus grand salmonidé du monde, à des profondeurs variant de 2 à 3 m (Tyler et collab., 2018).

Dans l'état de Washington, le drone à voilure rotative était plus performant qu'un inventaire par hélicoptère pour dénombrer les nids de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) dans la rivière Snake, puisque les observateurs dans l'hélicoptère n'ont trouvé que 77 % des nids détectés par le drone (Groves et collab., 2016). Cependant, l'inventaire par drone était plus coûteux que celui par hélicoptère puisque l'équipage au sol devait se déplacer d'un tronçon de rivière à l'autre afin de respecter la réglementation en vigueur pour l'utilisation d'un drone et l'autonomie des piles électriques.

En Colombie-Britannique, le drone a permis d'effectuer une orthomosaïque d'images haute définition qui a permis d'identifier chacun des saumons sockeye (*Oncorhynchus nerka*) se reproduisant dans les frayères de la rivière Adams (Whitehead et collab., 2014). Au Québec, un drone à voilure rotative a été utilisé pour dénombrer les poissons captifs dans des cuvettes en aval du déversoir du barrage de Drummondville (Émilie Paquin, biologiste, MFFP, communication personnelle, novembre 2019).

En milieu marin, les requins et les raies ont été détectés et dénombrés avec succès dans des eaux littorales peu profondes et claires à l'aide de petits drones (Hensel et collab., 2018; Kiszka et collab., 2016). Schaub et collab. (2018) ont été en mesure d'évaluer la biomasse et l'étendue d'agrégats de méduses (*Aurelia* spp.) à l'aide de photographies aériennes géoréférencées prises avec un drone.

Les drones peuvent finalement être utilisés pour la cartographie et la modélisation tridimensionnelle des récifs coralliens (Chirayath et Earle, 2016), ainsi que pour évaluer la santé des coraux et les épisodes de blanchiment (Levy et collab., 2018).

### Herpétofaune

Les quelques études que nous avons trouvées sur l'inventaire des tortues à l'aide de drones sont encourageantes, quoique l'identification à l'espèce demeure à améliorer. Ainsi, dans des étangs en Bulgarie, un quadricoptère muni d'une caméra couleur haute définition et d'une lentille de 35 mm a permis de détecter et d'identifier à l'espèce la tortue à oreilles rouges (*Trachemys scripta elegans*) et la cistude d'Europe (*Emys orbicularis*), à une altitude de vol de 10 m (Biserkov et Lukanov, 2017). Les spécimens identifiés se trouvaient sur les rives des étangs ou dans l'eau jusqu'à une profondeur de 20 cm environ. Aux États-Unis, ce même type de drone, muni d'une caméra grand-angle, a permis de détecter des tortues d'eau douce, mais l'identification à l'espèce n'était pas possible à 30 m d'altitude (Daniels, 2018). Au Québec, un drone à voilure rotative muni d'une caméra couleur a permis d'identifier à l'espèce près de 200 tortues d'eau douce à proximité d'ouvrages d'Hydro-Québec situés sur le fleuve Saint-Laurent entre les lacs Saint-François et Saint-Louis, tout en réduisant les coûts d'inventaire et les risques pour la sécurité des travailleurs (Jean-Philippe Gilbert, biologiste, communication personnelle, 30 octobre 2020).

Les inventaires traditionnels de grands reptiles (crocodile, alligator, gavial) visent à dénombrer les individus par classe d'âge, ainsi qu'à suivre les nids. Or, cette tâche est difficile, car ces reptiles sont cryptiques et difficilement observables dans leur habitat (Evans et collab., 2015). Pour ces espèces, les drones semblent une avenue intéressante. Dans le cas des crocodiles du Nil (*Crocodylus niloticus*) du lac Nyamithi en Afrique du Sud, le drone a augmenté le nombre d'individus détectés de 26 % en comparaison des inventaires au sol (Ezat et collab., 2018). De plus, les drones ont permis de déterminer des classes de tailles supérieures à celles connues par les inventaires au sol (Ezat et collab., 2018). En Louisiane, un inventaire par drone de 25 minutes a couvert une superficie de 28 hectares et a permis d'identifier 12 nids d'alligator (*Alligator mississippiensis*), dont 6 nids en temps réel, ce qui se compare à l'inventaire traditionnel par hélicoptère (Else et Trosclair III, 2016). Au Népal, les densités de gavials (*Gavialis gangeticus*) et de crocodiles des marais (*Crocodylus palustris*) ont été estimées sur 46 km de berges en 3 heures avec un drone de type planeur (Thapa et collab., 2018).

Pour ce qui est des amphibiens, nous n'avons trouvé qu'une seule étude explicite sur l'inventaire des anoures à l'aide d'un drone. Il s'agit de la première mention d'inventaire d'amphibiens avec cette technologie (Dufresnes et collab., 2020). Ainsi, dans un étang de la vallée de Joux en Suisse, un total de 30 adultes de petite grenouille verte d'Europe (*Pelophylax lessonae*) ont été dénombrés lors d'un vol effectué au pic de la saison de reproduction. Le survol de l'étang a été fait à une altitude de 6 m au-dessus de l'eau à l'aide d'un drone récréatif muni d'une caméra intégrée haute définition. Le décompte a été fait ultérieurement sur un ordinateur à l'aide des photographies. Lors d'inventaires nocturnes des chorales d'anoures, la population de l'étang a été estimée à 20 à 30 adultes (Dufresnes et collab., 2020). Par ailleurs, Biserkov et Lukanov (2017) entendaient le chant de grenouilles lors de leur inventaire de tortues effectué à une altitude de 10 m, mais ils n'ont pas été en mesure d'identifier ni de détecter les grenouilles à partir des photos et des vidéos prises.

### Avifaune

Les oiseaux comptent parmi les taxons qui ont été les plus étudiés avec des drones (76 références; figure 1; voir également Nowak et collab., 2018; Hyun et collab., 2020). Deux groupes d'oiseaux se prêtent particulièrement aux inventaires à l'aide de drone : les oiseaux coloniaux et les rapaces. Traditionnellement, ces groupes sont inventoriés soit à partir des airs (avions et hélicoptères) ou à partir du sol, pour détecter les nids, mesurer la productivité et estimer la taille des populations (Bird et Bildstein, 2007). Alors que nous avons trouvé des études comparatives sur l'efficacité des drones et les inventaires au sol, nous n'en avons pas trouvé sur la comparaison avec les inventaires aériens pilotés, probablement parce que ces études sont plus coûteuses. Nowak et collab.

(2018) mentionnent que d'un point de vue économique, les drones sont avantageux comparativement aux opérations aériennes habitées.

### **Oiseaux coloniaux**

L'observation au sol amène plusieurs sources d'erreurs, dont la mobilité des individus et la topographie, qui masquent certains secteurs de la colonie à l'observateur. En conséquence, les données dérivées des images de colonies d'oiseaux captées par des drones sont beaucoup plus précises que les méthodes traditionnelles d'inventaire au sol pour ces espèces et elles ont une variance significativement plus faible que les décomptes au sol (Goebel et collab., 2015; Hodgson et collab., 2016; Oosthuizen et collab., 2020).

Chez les frégates ariels (*Fregata ariel*), les sternes huppées (*Thalasseus bergii*) et les gorfous de Schlegel (*Eudypetes schlegeli*), le drone améliorait la précision des inventaires de 43 à 96 % (Hodgson et collab., 2018). Le drone avait une précision de 4 à 7 % inférieure aux estimations de population au sol pour la population d'une colonie de sternes pierregarins (*Sterna hirundo*), au parc national Kouchibouguac, au Nouveau-Brunswick, Canada (Chabot et collab., 2015). Toutefois, les auteurs rapportent que le drone occasionnait un plus faible dérangement dans la colonie que l'inventaire au sol qui consiste à faire un décompte systématique de la colonie, sous forme d'une battue, par plusieurs observateurs marchant côte à côte. Le long des falaises arctiques, le drone était aussi efficace que l'inventaire au sol pour compter le nombre de nids de goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*), de goéland arctique (*Larus glaucooides*), de guillemot marmette (*Uria aalge*) et de guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*). L'avantage du drone était qu'il a permis de détecter 52 % plus de juvéniles qui étaient camouflés et invisibles pour les observateurs au sol (Brisson-Curadeau et collab., 2017). Les drones ont été utilisés avec succès pour inventorier une grande variété d'oiseaux (annexe 1).

La technologie est performante pour l'identification des oiseaux de mer et la sauvagine, et leur dénombrement (Drever et collab., 2015; Francis et collab., 2020). Toutefois, selon McEvoy et collab. (2016), la limite de résolution au sol des images aériennes doit être de 1 cm/pixel pour discerner les caractéristiques du plumage essentielles à l'identification fiable de ces oiseaux. Selon McKellar et collab. (2020), l'imagerie thermique compléterait avantageusement la détection des oiseaux coloniaux avec les images couleurs, qui sont souvent difficiles à voir dans leur environnement. Toutefois, la faible résolution de ces images au sol ne permet pas d'identifier les espèces, contrairement aux images couleur.

### **Rapaces**

Les nids de rapaces sont particulièrement difficiles à détecter puisqu'ils sont isolés et souvent cachés par la végétation ou les saillies d'une falaise. Habituellement, comme au Québec pour les nids d'aigles royaux (*Aquila chrysaetos*) et de faucons pèlerins (*Falco peregrinus*), les inventaires des

nids sont faits par un observateur au sol muni d'un télescope (MFFP, 2021a; 2021b).

En Afrique du Sud, les drones ont permis d'augmenter le nombre de nids de vautours du Cap (*Gyps coprotheres*) détectés de 36 à 77 en comparaison aux inventaires au sol, et le dénombrement des individus est passé de 120 à 200 (Jewitt, 2018).

Junda et collab. (2015; 2016) ont utilisé des drones récréatifs à voilure rotative pour saisir différentes données sur les nids de balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*), de pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), de buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) et de buse rouilleuse (*Buteo regalis*). La qualité des images obtenues par les drones a permis aux chercheurs d'estimer l'âge des oisillons et d'évaluer la façon dont les mâles et les femelles réagissent au drone. En Colombie-Britannique, Chabot (2009) a utilisé un drone à voilure fixe pour observer du haut des airs un nid de pygargue à tête blanche sur un pylône électrique.

### **Mammifères terrestres**

Les mammifères terrestres ont été étudiés efficacement avec des drones (69 références), principalement dans le contexte de la conservation des espèces et des écosystèmes (Christie et collab., 2016). Les grands mammifères qui forment des troupeaux en milieux ouverts se prêtent particulièrement bien aux inventaires avec des drones (Nowak et collab., 2018). En général, ces grands troupeaux sont inventoriés avec des photographies aériennes ou par décomptes directs effectués par des observateurs dans un petit avion (Wilson et collab., 1996). Les mammifères nocturnes qui fréquentent les couverts forestiers denses sont plus difficiles à étudier avec les drones, ce qui nécessite des capteurs plus sophistiqués tels que des zooms performants et des capteurs thermiques (Bushaw et collab., 2019).

Au Burkina Faso, Vermeulen et collab. (2013) ont détecté des éléphants de savane (*Loxodonta africana*) en utilisant un drone à voilure fixe volant à 100 m d'altitude. Cependant, les animaux plus petits comme le cobe de Buffon (*Kobus kob*), les antilopes, et le babouin (*Papio sp.*) n'étaient pas visibles à cette hauteur. Selon Hu et collab. (2020), le dénombrement des antilopes du Tibet (*Pantholops hodgsonii*) à l'aide de drones supplante significativement l'efficacité des inventaires au sol, ces derniers sous-estimant grandement la taille de la population.

La détection des nids de grands primates est possible à l'aide de drones (Semel et collab., 2020), toutefois cette technologie est moins efficace que les relevés à partir du sol (van Andel et collab., 2015; Wich et collab., 2016). En effet, dans des canopées forestières denses, les nids sont souvent non visibles à partir des airs puisque les primates, comme les chimpanzés (*Pan troglodytes*), construisent leurs nids sous le couvert des feuilles (van Andel et collab., 2015). Par contre, les drones sont un peu plus performants chez les orangs-outans (*Pongo pygmaeus*) puisque ces derniers construisent leurs nids plus hauts que ceux des chimpanzés, mais les relevés au sol

demeurent plus performants (Wich et collab., 2016). Semel et collab. (2020) recommandent l'usage de capteurs thermiques pour l'inventaire des primates.

Pour évaluer la faisabilité de dénombrer des ongulés en forêt, Witczuk et collab. (2017) ont utilisé des planeurs équipés de capteurs thermiques pour réaliser des inventaires dans le parc national de Drawiński, en Pologne. Ils ont démontré que les signatures thermiques des ongulés sont visibles à la fois dans les forêts dont les arbres ont perdu leurs feuilles et dans les pinèdes. Les images thermiques de meilleure qualité ont été obtenues au lever du soleil, tard en soirée et pendant la nuit, le milieu environnant étant plus froid que les animaux. Durant la journée, les résultats étaient moins probants. Les chercheurs mentionnent qu'avec une résolution au sol d'environ 10 cm, il est possible de distinguer les grandes espèces (c'est-à-dire les chevreuils et les cerfs). Cependant, il est difficile d'identifier avec certitude les espèces d'ongulés en raison de la résolution relativement basse de ces images (Witczuk et collab., 2017).

Israel (2011) a utilisé un capteur thermique pour détecter la présence et localiser des faons dans des champs. L'objectif principal de l'étude était de mettre au point un système permettant de réduire la mortalité des faons causée par le fauchage mécanique des champs. L'auteur mentionne que la fourrure des faons est peu isolante, ces derniers peuvent être détectés par un drone muni d'un capteur thermique tant que la végétation est perméable à la radiation thermique. Ainsi, en végétation dense, les faons sont difficilement détectables. Selon l'auteur, il est préférable d'inventorier les champs la nuit pour augmenter le contraste thermique entre les faons et la végétation.

Bushaw et collab. (2019) ont utilisé un quadricoptère équipé d'un capteur thermique pour mener des inventaires nocturnes de mésocarnivores dans des champs du sud du Manitoba. Il a été possible de détecter des coyotes (*Canis latrans*), des renards roux (*Vulpes vulpes*), des mouffettes rayées (*Mephitis mephitis*), des blaireaux d'Amérique (*Taxidea taxus*), des visons d'Amérique (*Neovison vison*), des rats laveurs (*Procyon lotor*), des belettes (*Mustela* spp.) et des chats domestiques (*Felis silvestris catus*). Étant donné les vastes domaines vitaux des mésocarnivores par rapport à l'échelle spatiale des relevés avec le drone, les auteurs précisent que les résultats de ce type d'inventaire par dénombrement lors de vols de drone doivent être considérés comme des estimations de l'abondance minimale des individus et non comme un recensement de population.

Mentionnons également une étude exploratoire sur le molosse du Brésil (*Tadarida brasiliensis*), une chauve-souris (Fu et collab., 2018). L'étude a été réalisée avec un quadricoptère muni d'un détecteur d'ultrasons et d'une caméra thermique. Ce drone a été déployé à l'aube à l'ouverture d'une grotte au Nouveau-Mexique, alors que les chauves-souris revenaient à la grotte en essaim. Les chercheurs ont manœuvré le drone pour qu'il puisse planer au milieu de l'essaim pendant 84 minutes à des altitudes allant de 5 à 50 m pour étudier l'écholocation et l'évitement des collisions entre les congénères, de même

qu'avec le drone. De ce fait, aucune collision avec le drone n'est survenue pendant l'expérimentation. Les molosses ont été observés à faire des virages à 90° pour éviter le drone. Les chercheurs ont été en mesure d'enregistrer 3 487 cliquetis d'écholocation liés à des images thermiques de molosse du Brésil. Précisons que le drone a été modifié pour isoler le bruit des moteurs et ainsi diminuer les interférences avec le détecteur d'ultrasons.

En plus des espèces mentionnées précédemment, des études ont été menées sur plusieurs autres espèces de mammifères terrestres (annexe 1).

### **Mammifères marins**

Les espèces marines sont difficiles à étudier et les aéronefs pilotés ont joué un rôle clé dans les recherches sur leur répartition, leurs mouvements et leur abondance. Les progrès de la technologie des drones ont permis de mener à bien des études sur les mammifères marins dans les zones d'alimentation, les échoueries et les sites de mise bas (Koski et collab., 2009). Plusieurs espèces ont été étudiées avec succès en utilisant des drones à voilures fixes et à voilures rotatives équipés de caméras numériques haute résolution (annexe 1).

En plus du dénombrement des mammifères marins, la prise d'images par drone permet d'obtenir des informations sur l'état physique, l'âge et le sexe des individus grâce à la photogrammétrie. Cette technique permet de déterminer la forme, les dimensions et la position d'un objet à partir de l'analyse des perspectives photographiques. Ainsi, les scientifiques de la NOAA (2014) ont utilisé la photogrammétrie à partir d'images prises par drone pour étudier des épaulards (*Orcinus orca*), mesurer leur taille et identifier les femelles gestantes. Des études similaires ont été conduites sur des baleines (Christiansen et collab., 2018; Durban et collab., 2015; 2016) et sur des pinnipèdes, notamment le léopard de mer (*Hydrurga leptonyx*; Krause et collab., 2017).

Enfin, des dispositifs expérimentaux ont été fixés à des drones pour prélever des tissus biologiques provenant de l'évent des baleines lors de l'exhalation (Domínguez-Sánchez et collab., 2018). Cette application permet d'obtenir des informations sur les individus comme l'identité de leur population par des analyses d'ADN, leur condition hormonale, ainsi que leur microbiome et leur virome respiratoires (Apprill et collab., 2017).

### **Entomofaune**

Nous avons trouvé seulement 7 études sur l'inventaire de l'entomofaune par drone. En Corée du Sud, un drone à voilure rotative a filmé de courtes vidéos permettant de détecter, de dénombrer et de suivre la population d'un papillon, l'échancré (*Libythea celtis*) (Ivošević et collab., 2017). Des développements sont en cours avec des méthodes innovantes pour l'inventaire de l'entomofaune (Löcken et collab., 2020). Par exemple, un drone à voilure rotative a été équipé de deux filets à insectes pour les échantillonner en série selon un gradient d'altitude (5, 10, 50 et 100 m) au-dessus

de rizières en Corée du Sud (Kim et collab., 2018). Au total, 21 vols ont été effectués et 251 insectes ont été capturés dans les filets. Les chercheurs concluent que l'échantillonnage aérien avec des drones constitue une solution de remplacement prometteuse aux méthodes d'échantillonnage traditionnelles dans ce type d'habitat, qui consiste en l'installation de filets à insectes stationnaires à une hauteur de 10 m. D'hont et collab. (2021) ont, quant à eux, caractérisé la structure physique tridimensionnelle d'une termitière avec un capteur laser monté sur un quadricoptère.

### **Synthèse pour les inventaires fauniques**

En conclusion, il y a une variabilité quant à l'efficacité des drones selon les taxons, d'où l'importance pour les chercheurs de bien tester et de comparer les méthodes selon les espèces étudiées et les objectifs. Cependant, les drones offrent un très fort potentiel pour inventorier la faune, en particulier les plus grands taxons, de manière plus précise, plus rapide et plus sécuritaire que les méthodes traditionnelles. À l'heure actuelle, les oiseaux et les mammifères semblent se prêter davantage aux inventaires par drones que les autres taxons, mais l'évolution rapide de la technologie pourrait changer la donne.

### **Éthologie**

Même si les drones peuvent fournir de l'information sur le comportement animal, nous n'avons trouvé que 17 études sur le sujet (figure 2), et la plupart traitaient des animaux marins. Par exemple, Rieucou et collab. (2018) ont analysé le comportement des requins à pointes noires (*Carcharhinus melanopterus*) dans les hauts-fonds de récifs tropicaux. Les chercheurs ont étudié l'alignement des individus au sein de différents bancs de requins afin de déterminer les différences de cohésion selon le type d'habitat (eaux peu profondes et eaux profondes), la cohésion du groupe étant plus marquée en eaux peu profondes (Rieucou et collab., 2018). Gallagher et collab. (2018) ont étudié les comportements d'alimentation des crocodiles marins (*Crocodylus porosus*) et des requins-tigres (*Galeocerdo cuvier*) au large de l'Australie alors que Goldbogen et collab. (2017) ont utilisé un drone pour étudier le comportement d'alimentation de la baleine à bosse (*Megaptera novaeangliae*). L'étude du comportement d'accouplement des tortues de mer est un autre exemple d'utilisation des drones en éthologie (Bevan et collab., 2016; Schofield et collab., 2017).

Chez les animaux terrestres, Inoue et collab. (2019; 2020) ont utilisé des drones pour étudier les relations spatiales et sociales d'un troupeau de chevaux sauvages (*Equus* spp.).

### **Synthèse pour l'éthologie**

Le potentiel des drones en éthologie est en développement. Les principales études portant sur le sujet ont été menées sur des espèces marines. Par contre, en milieu terrestre, les drones permettraient d'étudier la dynamique de déplacement des grands troupeaux et le comportement des espèces grégaires (Sun et collab., 2020).

### **Réponse comportementale de la faune face aux drones**

Alors que les drones offrent un potentiel intéressant pour inventorier la faune, leur utilisation pourrait perturber les animaux et contrevenir aux politiques environnementales en vigueur (Wallace et collab., 2018). Ces effets sont variables selon l'espèce étudiée, le type de drone, le pilotage et différents autres facteurs d'ordres biologiques ou environnementaux (Rebolo-Ifrán et collab., 2019).

La réponse comportementale d'un animal à une menace perçue peut être classifiée en 3 catégories: la vigilance, la fuite ou l'agressivité (Eilam, 2005; Eilam et collab., 2011). Ces réponses peuvent engendrer des conséquences pour les espèces étudiées. Par exemple, un drone pourrait faire fuir un oiseau de son nid, laissant les jeunes à la merci des prédateurs (Brisson-Curadeau et collab., 2017). Cette section recense les effets documentés des drones sur la faune aquatique, les reptiles, l'avifaune et les mammifères alors que nous n'avons pas trouvé de littérature explicite aux effets des drones sur les amphibiens et l'entomofaune. De manière générale, les survols de drone à une hauteur de 60 à 100 m de la faune ne semblent pas générer de réponse comportementale forte des animaux (revues dans Christie et collab., 2016 et dans Wich et Koh, 2018). On dénote un gradient de dérangement à la présence d'un drone selon les taxons (Christie et collab., 2016; Daniels, 2018): les oiseaux sont les plus susceptibles d'être perturbés, les reptiles et mammifères terrestres ont des réponses comportementales peu manifestes, alors que les mammifères marins, et vraisemblablement les poissons, seraient les moins dérangés.

#### **Faune aquatique**

La seule étude qui mentionne le comportement des poissons face au drone indique que les saumons n'avaient aucune réaction lorsque le drone survolait la rivière à une altitude de 7 m (Kudo et collab., 2012). Cependant, ils esquivait l'ombre du drone.

#### **Reptiles**

Seulement 6 études ont documenté le comportement des reptiles en réaction aux survols de drones (annexe 1). Les crocodiles marins fuyaient ou se montraient agressifs lorsque le drone était à moins de 50 m d'altitude (Bevan et collab., 2018). Les tortues à oreilles rouges et les cistudes d'Europe plongeaient sous la surface lorsque le drone était à 10 m d'altitude (Biserkov et Lukanov, 2017).

Chez les tortues de mer, Bevan et collab. (2015) ont été en mesure de localiser et de suivre les adultes et l'éclosion des jeunes à l'aide d'un drone qui opérait à une hauteur de 30 à 50 m. Les chercheurs n'ont enregistré aucune réponse comportementale des tortues en présence de l'aéronef télépiloté. Bevan et collab. (2018) ont étudié le comportement de 3 espèces de tortues marines face à la présence d'un drone. Les tortues vertes (*Chelonia mydas*) et les tortues imbriquées (*Eretmochelys imbricata*) ne manifestaient aucun comportement notable (p. ex. plongée rapide) en réponse à des

survol à des altitudes de 10, 20 et 30 m. Les drones en approche et en vol stationnaire, à 10 m d'altitude, ne dissuadent pas les femelles de tortue à dos plat (*Natator depressus*) de ramper sur la plage pour creuser leur nid et pondre.

Dans une étude d'Hydro-Québec (non publiée), les tortues peintes (*Chrysemys picta*) et les tortues serpentines (*Chelydra serpentina*) ne fuyaient pas lorsque le drone était à environ 30 m de distance. La tortue géographique (*Graptemys geographica*) semblait réagir davantage, mais le faible nombre d'individus observés limite la portée de cette interprétation (Jean-Philippe Gilbert, biologiste, communication personnelle, 30 octobre 2020). Dans une autre étude non publiée réalisée dans le Centre-du-Québec, lorsqu'un individu ou un groupe de tortues était repéré, le drone pouvait descendre à 6 m d'altitude sans observer de réponse comportementale des tortues peintes et serpentines (Émile Gariépy, biologiste, Bureau Environnement et Terre d'Odanak, communication personnelle, 26 octobre 2020). Il a été démontré qu'une altitude de vol de 10 à 30 m permettrait une visibilité adéquate des tortues avec un drone quadricoptère muni d'une caméra grand-angle tout en limitant le dérangement (Escobar et collab., 2021).

### Avifaune

La majorité des études sur la réponse animale face aux drones a été menée sur les oiseaux. Étant donné la diversité des méthodes employées et des espèces étudiées (annexe 1), il est difficile de dégager des conclusions claires quant aux effets des drones sur les oiseaux. Par exemple, McEvoy et collab. (2016) et Lyons et collab. (2018) suggèrent que les drones dérangent généralement peu la sauvagine, et Chabot et collab. (2015) indiquent même que les oiseaux de rivage s'acclimateraient progressivement au survol de drones. La même observation a été faite chez l'hirondelle bicolor (*Tachycineta bicolor*; Scholten et collab., 2020). D'un autre côté, Drever et collab. (2015), Bevan et collab. (2018) et Barr et collab. (2020) soulignent que les oiseaux de rivage, de mer et la sauvagine fuyaient lorsque le drone volait à moins de 60 m des individus.

### Vigilance

De manière générale, la vigilance semble davantage une réponse des oiseaux grégaires et lorsque le drone se situe relativement loin des oiseaux. Des caméras de surveillance ont montré que la petite oie des neiges (*Chen caerulescens caerulescens*) augmentait le temps passé en vigilance et diminuait son temps de repos lorsque le drone volait à 75 m d'altitude, en comparaison aux journées sans vol (Barnas et collab., 2018b). Les survols de drones engendraient également la vigilance chez les guillemots (Brisson-Curadeau et collab., 2017).

### Fuite

Lorsque le drone approche trop près des individus, ceux-ci prennent la fuite en général. Alors que les tétras à queue fine (*Tympanuchus phasianellus*) s'envolaient 35 % du temps lorsque le drone volait à 121 m d'altitude, les individus prenaient la fuite 83 % du temps lorsque le drone était à moins de 30 m d'altitude (Rischette et collab., 2020). L'ibis d'Australie fuyait

lorsque le drone était à une altitude de 15 à 20 m par rapport au nid et il y retournait dans les 30 secondes suivant le départ du drone (Lyons et collab., 2018). Toutefois, les ibis ne revenaient pas avant 5 minutes lorsque le drone restait en vol stationnaire à 10 m des nids, engendrant des répercussions sur les poussins et les œufs, laissés sans surveillance. Dans leur étude sur les guillemots, Brisson-Curadeau et collab. (2017) ont montré que 8,5 % des individus fuyaient le drone et que la décision de fuir était influencée par le statut reproducteur des individus puisque 99 % des fuyards n'étaient pas reproducteurs. Les goélands (*Larus* sp.) étaient également susceptibles de s'envoler à l'approche du drone (Barr et collab., 2020; Drever et collab., 2015).

### Agressivité

Les quelques études mentionnant des comportements d'agressivité témoignent, selon nous, d'une trop grande proximité du drone avec les oiseaux. Ainsi, un drone à voile fixe passant à 10 m d'un faucon bérigora (*Falco berigora*) perché dans un arbre en Australie, a engendré une attaque avec contact provoquant l'écrasement du drone alors que le faucon s'en serait sorti indemne (Lyons et collab., 2018). La corneille mantelée (*Corvus cornix*) émettait des cris d'alarme lorsque le drone volait à 5 m du nid (Weissensteiner et collab., 2015) et les cassicans flûteurs (*Gymnorhina tibicen*), une espèce de pie d'Océanie, pouvaient pourchasser un drone lors de la saison de reproduction (Lyons et collab., 2018). Les hirondelles bicolores plongeaient en piqué vers le drone lorsque ce dernier volait à une distance de 1,5 à 10 m du nid (Scholten et collab., 2020).

### Angle d'approche

Vas et collab. (2015) ont mené une étude comparative visant à déterminer les effets du drone sur plusieurs espèces d'oiseaux. Ils ont montré que la vitesse d'approche, la couleur du drone et les vols répétés n'avaient aucune influence significative sur le comportement du canard colvert (*Anas platyrhynchos*), du flamant rose (*Phoenicopterus roseus*) et du chevalier aboyeur (*Tringa nebularia*). En revanche, l'angle d'approche influençait la réponse des oiseaux. Alors qu'aucun effet n'était observé à des angles de 20°, 30° et 60°, une réponse était remarquée à un angle de 90°, c'est-à-dire lorsque le drone était directement au-dessus des oiseaux et qu'il approchait les oiseaux à la verticale. Les auteurs suggèrent que cet angle serait associé à la prédation.

### Comparaison des drones et des méthodes traditionnelles

Peu d'études ont comparé les effets des drones à ceux des méthodes traditionnelles d'inventaire. Les ibis étaient plus tolérants au drone qu'à l'humain puisqu'ils fuyaient le drone lorsqu'il était à 15 et 20 m des nids alors qu'ils fuyaient l'humain lorsqu'il était à 30 et 40 m des nids (Lyons et collab., 2018). Également, seulement 1 pygargue de Steller (*Haliaeetus pelagicus*) sur 26 a fui lorsqu'un drone a survolé son nid, ce qui s'avère moins invasif que la méthode traditionnelle visant à escalader l'arbre et à regarder dans le nid (Potapov et collab., 2013).

### Mammifères

De manière générale, les mammifères ne semblent pas plus influencés par les inventaires avec drone que les oiseaux et les mêmes critères de distance semblent s'appliquer (revue dans Christie et collab., 2016). Ainsi, le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), le chat domestique et le chien domestique (*Canis lupus familiaris*) n'exhibaient pas de réponse comportementale particulière lorsque le drone volait à 200 m d'altitude (Scobie et Hugenholtz, 2016). Pour les éléphants, cette absence de réponse a été documentée à 100 m d'altitude (Vermeulen et collab., 2013). Les caribous (*Rangifer tarandus*) en captivité, quant à eux, ne présenteraient pas de modification de comportement, ou répondraient initialement au stimulus pour ensuite s'acclimater au survol de drones (Christie et collab., 2016). De 60 à 100 m, plusieurs espèces montraient une vigilance accrue dont les éléphants de savane, les girafes (*Giraffa camelopardalis*), les gnous (*Connochaetes taurinus*), les zèbres (*Equus quagga*), les impalas (*Aepyceros melampus*), les cobes de Lechwe (*Kobus leche*) et les tsessebes (*Damaliscus lunatus*) (Bennitt et collab., 2019). Les mésocarnivores nocturnes, comme le coyote et le renard roux, n'avaient aucun comportement notable à un survol de drone à 75 m d'altitude (Bushaw et collab., 2019). Par contre, les bovins (*Bos* sp.) fuyaient le drone à cette altitude (Bushaw et collab., 2019). Sous les 30 m, les kangourous géants (*Macropus giganteus*) fuyaient le drone (Brunton et collab., 2019). Le Garrano (*Equus ferus caballus*), un poney sauvage du Portugal, quant à lui, ne semblait pas exhiber de comportement particulier tant que le drone se tenait à au moins 10 m d'altitude (Inoue et collab., 2019).

D'autre part, même si aucune réaction comportementale n'est apparente, le drone peut engendrer un stress physiologique chez les animaux. Ainsi, les ours noirs (*Ursus americanus*) ne semblaient pas modifier leur comportement en milieu naturel en présence de drones. Cependant, la fréquence cardiaque des ours était toujours élevée en présence d'un drone, même dans le cas d'un ours en hibernation se trouvant dans sa tanière (Ditmer et collab., 2015). En captivité, les ours noirs présentaient une certaine désensibilisation à la présence du

drone dans un temps relativement court (5 vols/jour pendant 3 à 4 semaines; Ditmer et collab., 2018).

Selon la littérature consultée, les mammifères marins ne semblent pas réagir à la présence d'un drone (annexe 1).

### Synthèse pour la réponse comportementale de la faune face aux drones

En conclusion, les drones ne seraient pas sans effets sur la faune. Il semble toutefois que si le drone est suffisamment loin de l'animal, l'effet sera minimal. À ce titre, un critère de distance acceptable semble se dégager de notre revue aux alentours de 100 m pour les oiseaux et les mammifères terrestres (tableau 3). En dessous de cette distance, les animaux avaient tendance à réagir au drone, par exemple en prenant la fuite. Pour les plus petits organismes, le drone pouvait s'approcher davantage sans occasionner de forts dérangements. D'autre part, les approches verticales semblaient déranger davantage les oiseaux que les approches avec des angles moins prononcés. Enfin, les plus longues durées de survol semblaient avoir davantage d'effets sur la faune, quoique peu d'études soient disponibles sur le sujet.

Dans tous les cas, un pilote de drone devrait être conscient des risques de dérangement occasionnés sur la faune, qu'ils soient d'ordre comportemental ou physiologique, et il devrait s'assurer de les minimiser, dans le respect des normes du bien-être animal. À ce titre, The Ornithological Council (2018) propose des lignes directrices pour inventorier les oiseaux par drone en respectant son bien-être, et Harris et collab. (2019) émettent des lignes directrices pour réduire le dérangement de la faune par les opérations de drones en Antarctique.

### Protection de la faune et des habitats

Bien que la protection de la faune ne soit pas le principal objectif de cette revue, certaines études ont retenu notre attention. En effet, la surveillance est un enjeu de conservation, notamment en ce qui a trait à la conservation des espèces en situation précaire (Mulero-Pázmány et

**Tableau 3 : Recommandations préliminaires concernant l'altitude ou la distance minimale à respecter pour les survols de la faune à l'aide de drones au Québec.**

| Taxons/groupes/espèces | Altitude ou distance minimale (m) |   |
|------------------------|-----------------------------------|---|
|                        | Microdrones (< 250 g)             | Hélicoptères, quadricoptères, hexaoptères et octooptères (de 250 g à 25 kg) |
| Entomofaune            | 5                                 | n. d.   |
| Ichtyofaune            | 10                                | 20  |
| Amphibiens             | 10                                | 20  |
| Tortues                | 10                                | 20  |
| Oiseaux coloniaux      | 50                                | 100   |
| Rapaces (nids)         | Ne pas survoler*                  | 100   |
| Mammifères terrestres  | 50                                | 100   |
| Mammifères marins      | 30                                | 50  |

\* Une trop grande proximité d'un microdrone, en raison de son capteur peu performant, pourrait engendrer un stress et un saut prématuré des jeunes hors du nid, menant à la mort, et pourrait augmenter le risque d'attaque du drone par les adultes.

collab., 2014; Ngabinzeke et collab., 2016) ou des territoires les abritant (Stark et collab., 2017; Wang et collab., 2020). Ainsi, au Kenya, au Népal et en Afrique du Sud, les agents de protection utilisent des drones pour trouver et arrêter les braconniers d'espèces menacées tels que les éléphants de savane, les rhinocéros unicorns (*Rhinoceros unicornis*), les rhinocéros noirs (*Diceros bicornis*) et les rhinocéros blancs (*Ceratotherium simum*) (Bergenas et collab., 2013; Mulero-Pázmány et collab., 2014). Les drones ont un effet dissuasif puisqu'ils sont difficiles à détecter, surtout s'ils volent à grande altitude et que leur caméra est performante. Au Népal, après la mise en place du programme de surveillance à l'aide de drones en 2011, le braconnage des rhinocéros se serait raréfié (Bergenas et collab., 2013).

### Avantages des drones

Le principal avantage du drone réside dans son coût de fonctionnement beaucoup plus faible qu'un inventaire aérien traditionnel (Evans et collab., 2015; Kudo et collab., 2012; van Gemert et collab., 2014; Wang et collab., 2019), et même qu'un inventaire au sol (Otero et collab., 2018; Weissensteiner et collab., 2015). De plus, la logistique d'opération d'un drone est généralement plus simple que celle d'un inventaire aérien traditionnel (Goebel et collab., 2015; Nowak et collab., 2018; Rodríguez et collab., 2012), quoique Gentle et collab. (2018) aient démontré un résultat contraire lors d'inventaires de kangourous en Australie.

D'autre part, les inventaires en aéronefs pilotés sont les principales causes de mortalité des biologistes et des techniciens de la faune dans l'exercice de leurs fonctions (Jones IV et collab., 2006; Sasse, 2003; Watts et collab., 2010; Wiegmann et Taneja, 2003). Le drone procure donc un solide avantage pour la sécurité du personnel (Christie et collab., 2016; Rango et collab., 2006). De plus, la petite taille des drones télépilotes leur permet d'accéder à des environnements difficiles, dangereux ou inaccessibles (Allan et collab., 2018; Wallace et collab., 2018) et d'inventorier des espèces sensibles (Hu et collab., 2020) ou agressives de manière sécuritaire, notamment les ours blancs (*Ursus maritimus*; Barnas et collab., 2018a; Chabot et collab., 2019). Enfin, les drones diminuent l'interférence auditive pour la faune et les personnes, comparativement aux hélicoptères (Erbe et collab., 2017).

### Limites des drones

À l'heure actuelle, la principale limite des drones est l'autonomie des piles, qui est de 20 à 55 minutes théoriques pour les quadricoptères alimentés à l'électricité (Christie et collab., 2016). De plus, la température et le vent affectent leur autonomie (Calvo, 2017; Jewitt, 2018). Avec un vent fort (50 km/h et plus) et une température inférieure à 10 °C, la durée de vol peut être inférieure à 15 minutes selon les modèles (Patrick Charbonneau, observation personnelle, juin 2019). Lorsque la température est inférieure à 0 °C, les fabricants spécifient généralement que les drones ne peuvent pas voler ou que la durée de vol est diminuée significativement. Par contre,

certains modèles performants peuvent voler jusqu'à -20 °C. En général, les fabricants spécifient les limites de vol selon des critères de vents et de température à respecter. Par ailleurs, par temps chaud, le moteur travaille plus fort pour générer la portance requise, ce qui réduit le temps de vol (Calvo, 2017). Lorsque le drone est équipé d'un capteur sophistiqué et lourd, son autonomie énergétique est également diminuée (Dijkstra et collab., 2017 cité dans Nowak et collab., 2018). Les précipitations sont également une limite non négligeable à prendre en compte lors d'une mission. Dans la plupart des cas, les drones sont cloués au sol lorsqu'il pleut, qu'il y a du brouillard, qu'il neige ou qu'il y a du givre.

### Traitement des données

La technologie produit une grande quantité de données qu'il faut organiser, stocker et traiter. Bien qu'il soit relativement facile de prendre beaucoup d'images et de vidéos, le traitement des fichiers peut s'avérer énergivore au laboratoire (Christie et collab., 2016; López et Mulero-Pázmány, 2019; Wich et Koh, 2018). Cette tendance à la surabondance de données n'est pas exclusive aux drones, mais est plutôt une conséquence de l'utilisation de capteurs de prises de données. En ce sens, le drone n'est pas différent des pièges photographiques (Rovero et Zimmermann, 2016), ou d'un observateur au sol ou en avion, qui prendrait des clichés en direct pour les analyser plus tard.

On peut distinguer 3 grandes catégories de traitement de données : l'interprétation visuelle directe sur le terrain (p. ex. : visualisation des images et interprétation en direct), l'interprétation visuelle différée (p. ex. : visualisation d'images ou de vidéos au bureau) et le traitement numérique de l'information (p. ex. : traitement d'image et extraction d'information par l'intelligence artificielle). Actuellement, un grand nombre d'études qui utilisent les drones font de l'interprétation visuelle (en direct ou en différé), mais il existe un domaine très actif qui travaille sur le traitement et l'automatisation de l'extraction d'information (Edney et Wood, 2021; Nazir et Kaleem, 2021). La grande différence réside dans le potentiel de généralisation des méthodes de traitement des données par rapport aux approches d'interprétation.

Des programmes automatisés se développent pour améliorer l'efficacité de ces procédures (Kellenberger et collab., 2018; Nazir et Kaleem, 2021). Par exemple, des algorithmes permettent de dénombrer automatiquement les animaux sur les images couleur et thermiques (Barbedo et collab., 2019; Burke et collab., 2019; Edney et Wood, 2021; Francis et collab., 2020; Xu et collab., 2020). À l'heure actuelle, ces outils ne sont applicables qu'aux espèces faciles à repérer dans des environnements ouverts. En effet, la végétation, le faible contraste entre l'animal et son environnement, les ombres et la difficulté de discriminer les différentes espèces sur une même image limitent, pour l'instant, leur application à grande échelle (Edney et Wood, 2021). Ces programmes d'intelligence artificielle nécessitent des infrastructures informatiques adéquates, des procédures standardisées de vérification et

d'analyse, ainsi que du personnel qualifié (Linchant et collab., 2015; López et Mulero-Pázmány, 2019; Pimm et collab., 2015). Mentionnons également que ces programmes d'intelligence artificielle doivent être entraînés à reconnaître les espèces recherchées selon les différents substrats où se déposent ces espèces (sable, galet, gravier, végétation émergente, roches, falaises, billots de bois, milieux humides, amoncellement d'individus, etc.). Cet entraînement nécessite une quantité non négligeable d'images de base sur lesquelles les identifications des espèces recherchées sont validées par des experts.

### Réglementation sur l'utilisation des drones

À ce jour, la réglementation concernant les drones est surtout axée sur la sécurité et les risques associés à la propriété et à la vie privée des humains (Gouvernement du Canada, 2019b; Wallace et collab., 2018). Les opérateurs de drones doivent par exemple obtenir une certification, être accompagnés d'un observateur (membre d'équipage) et voler à vue (Gouvernement du Canada, 2019b). Toutefois, certaines initiatives réglementent l'utilisation des drones pour la protection de la faune. Ainsi, le United States National Park Service (Christie et collab., 2016), l'Agence Parcs Canada (Gouvernement du Canada, 2019a) et la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq, 2020) ont banni les drones récréatifs de leurs espaces aériens. Les directeurs des parcs nationaux canadiens et québécois délivrent toutefois des permis restreints pour l'usage des drones à des fins particulières telles que la recherche scientifique, la gestion et la protection des ressources ou la sécurité publique (Gouvernement du Canada, 2019a; Sépaq, 2020).

### Conclusion

Malgré la variabilité des résultats en fonction des types d'appareils utilisés et des espèces étudiées, les drones offrent un vaste potentiel pour étudier et protéger la faune. Jusqu'à maintenant, les oiseaux et les mammifères ont bénéficié d'une attention plus grande que les autres taxons, principalement parce que les inventaires traditionnels se déroulaient également par voie aérienne pour ces espèces. Toutefois, une myriade d'études voit maintenant le jour sur d'autres taxons, y compris l'herpétofaune et l'entomofaune, avec des résultats fort encourageants. Avec le développement technologique en continu des drones, des capteurs et des logiciels de traitement de données, il est attendu que l'on assiste à l'avènement d'une nouvelle ère en écologie animale, dans laquelle le drone complètera ou remplacera les inventaires traditionnels.

Malheureusement, cette technologie n'est pas sans risque pour la faune. Sur les 250 études que nous avons passées en revue, très peu se sont concentrées à documenter les effets des drones sur la faune. Celles qui l'ont fait présentaient parfois trop peu d'information pour conclure sur l'effet réel du drone. Même si plusieurs interrogations demeurent, des critères généraux semblent se dégager quant à la distance entre le drone et l'animal, la durée des vols à proximité des animaux et l'angle d'approche. Nous suggérons que ces critères soient étudiés

plus en détail afin de dresser des recommandations claires sur l'usage des drones dans le respect du bien-être animal.

Enfin, malgré la quantité grandissante d'études utilisant les drones pour inventorier la faune, peu d'entre elles ont comparé objectivement les drones aux méthodes traditionnelles, sur le plan de l'efficacité et des coûts. Par exemple, les drones semblent très efficaces pour dénombrer les troupeaux d'ongulés en milieu ouvert, mais la superficie d'action de l'appareil demeure limitée. En conséquence, l'utilité réelle des drones pour les grands troupeaux est encore faible, à moins que de nouvelles méthodes d'inventaire ou d'analyse statistique soient développées pour dépasser ces limites. Maintenant que l'utilité des drones a été démontrée, les travaux réalisés dans un futur proche devraient surtout comparer l'efficacité des drones aux méthodes traditionnelles afin d'orienter les décisions de gestion et de conservation de la faune. À terme, les drones devraient ouvrir de nouveaux horizons et permettre de développer de nouvelles méthodes d'inventaire et d'analyse afin d'obtenir des données de meilleure qualité.

### Remerciements

Nous tenons à remercier Francis Bédard, Marc Bélanger, Geneviève Bourget, Anne-Marie Gosselin, Jean Lapointe, Louis-Philippe Lapointe, Sébastien Lefort, Denis Manningham, Antoine Nappi, Danielle St-Pierre, les membres anonymes du comité de révision ainsi que l'équipe d'édition du *Naturaliste canadien* pour leurs commentaires sur le manuscrit. ◀

### Références

- ABD-ELRAHMAN, A., L. PEARLSTINE et F. PERCIVAL, 2005. Development of pattern recognition algorithm for automatic bird detection from unmanned aerial vehicle imagery. *Surveying and Land Information Science*, 65 (1): 37-45.
- ALLAN, B.M., D.G. NIMMO, D. IERODIACONOU, J. VANDERWAL, L.P. KOH et E.G. RITCHIE, 2018. Futurecasting ecological research: The rise of technoecology. *Ecosphere*, 9: e02163. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2163>.
- ANDERSON, K. et K.J. GASTON, 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11: 138-146.
- APPRILL, A., C.A. MILLER, M.J. MOORE, J.W. DURBAN, H. FEARNBACH et L.G. BARRETT-LENNARD, 2017. Extensive core microbiome in drone-captured whale blow supports a framework for health monitoring. *mSystems*, 2: e00119-17. <https://doi.org/10.1128/mSystems.00119-17>.
- ARONA, L., J. DALE, S.G. HEASLIP, M.O. HAMMILL et D.W. JOHNSTON, 2018. Assessing the disturbance potential of small unoccupied aircraft systems (UAS) on gray seals (*Halichoerus grypus*) at breeding colonies in Nova Scotia, Canada. *PeerJ*, 6: e4467. <https://doi.org/10.7717/peerj.4467>.
- AUBRY, K.B., C.M. RALEY et K.S. MCKELVEY, 2017. The importance of data quality for generating reliable distribution models for rare, elusive, and cryptic species. *PLoS ONE*, 12 (6): e0179152. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179152>.
- BALESTRIERI, E., P. DAPONTE, L. DE VITO et F. LAMONACA, 2021. Sensors and measurements for unmanned systems: An overview. *Sensors*, 21: 1518. <https://doi.org/10.3390/s21041518>.
- BARASONA, J.A., M. MULERO-PÁZMÁNY, P. ACEVEDO, J.J. NEGRO, M.J. TORRES, C. GORTÁZAR et J. VICENTE, 2014. Unmanned aircraft systems for studying spatial abundance of ungulates: Relevance to spatial epidemiology. *PLoS ONE*, 9: e115608. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115608>.

- BARBEDO, J.G.A., L.V. KOENIGKAN, T. T. SANTOS et P.M. SANTOS, 2019. A study on the detection of cattle in UAV images using deep learning. *Sensors*, 19: 5436. <https://doi.org/10.3390/s19245436>.
- BARNAS, A.F., C.J. FELEGE, R.F. ROCKWELL et S.N. ELLIS-FELEGE, 2018a. A pilot(less) study on the use of an unmanned aircraft system for studying polar bears (*Ursus maritimus*). *Polar Biology*, 41: 1055-1062. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2270-0>.
- BARNAS, A.F., R. NEWMAN, C.J. FELEGE, M.P. CORCORAN, S.D. HERVEY, T.J. STECHMANN, R.F. ROCKWELL et S.N. ELLIS-FELEGE, 2018 b. Evaluating behavioral responses of nesting lesser snow geese to unmanned aircraft surveys. *Ecology and Evolution*, 8: 1328-1338. <https://doi.org/10.1002/ece3.3731>.
- BARR, J.R., M.C. GREEN, S.J. DEMASO et T.B. HARDY, 2020. Drone surveys do not increase colony-wide flight behavior at waterbird nesting sites, but sensitivity varies among species. *Scientific Reports*, 10: 3781. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60543-z>.
- BEAVER, J.T., R.W. BALDWIN, M. MESSINGER, C.H. NEWBOLT, S.S. DITCHKOFF et M.R. SILMAN, 2020. Evaluating the use of drones equipped with thermal sensors as an effective method for estimating wildlife. *Wildlife Society Bulletin*, 44 (2): 434-443. <https://doi.org/10.1002/wsb.1090>.
- BENNETT, E., H.L.A. BARTLAM-BROOKS, T.Y. HUBEL et A.M. WILSON, 2019. Terrestrial mammalian wildlife responses to unmanned aerial systems approaches. *Scientific Reports*, 9: 2142. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38610-x>.
- BERGENAS, J., R. STOHL et A. GEORGIEFF, 2013. The other side of drones: Saving wildlife in Africa and managing global crime. *Conflict Trends*, 3: 3-9.
- BEVAN, E., T. WIBBELS, B.M.Z. NAJERA, M.A.C. MARTINE, L.A.M. SARTI, F.I. MARTINEZ, J.M. CUEVAS, T. ANDERSON, A. BONKA, M.H. HERNANDEZ, L.J. PENA et P.M. BURCHFIELD, 2015. Unmanned aerial vehicles (UAVs) for monitoring sea turtles in near-shore waters. *Marine Turtle Newsletter*, 145: 19-22.
- BEVAN, E., T. WIBBELS, E. NAVARRO, M. Rosas, B.M.Z. NAJERA, L. SARTI, F. ILLESCAS, J. MONTANO, L.J. PEÑA et P. BURCHFIELD, 2016. Using unmanned aerial vehicle (UAV) technology for locating, identifying, and monitoring courtship and mating behavior in the green turtle (*Chelonia mydas*). *Herpetological Review*, 47: 27-32.
- BEVAN, E., S. WHITING, T. TUCKER, M. GUINEA, A. RAITH et R. DOUGLAS, 2018. Measuring behavioral responses of sea turtles, saltwater crocodiles, and crested terns to drone disturbance to define ethical operating thresholds. *PLoS ONE*, 13 (3): e0194460. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194460>.
- BIRD, D.M. et K.L. BILDSTEIN, 2007. Raptor research and management techniques. Raptor Research Foundation, Surrey, B.C., 463 p.
- BISERKOV, V.Y. et S.P. LUKANOV, 2017. Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying freshwater turtle populations: Methodology adjustment. *Acta Zoologica Bulgarica*, (Supplement 10): 161-163.
- BRISSON-CURADEAU, É., D. BIRD, C. BURKE, D.A. FIFIELD, P. PACE, R.B. SHERLEY et K.H. ELLIOTT, 2017. Seabird species vary in behavioural response to drone census. *Scientific Reports*, 7: 17884. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-18202-3>.
- [BES] BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY, 2018. Drones can detect protected nightjar nests. Disponible en ligne à : <https://www.britishecologicalsociety.org/drones-nightjar-nests/>. [Visité le 2021-04-20].
- BRUNTON, E., J. BOLIN, J. LEON et S. BURNETT, 2019. Fright or flight? Behavioural responses of kangaroos to drone-based monitoring. *Drones*, 3: 41. <https://doi.org/10.3390/drones3020041>.
- BURKE, C., M. RASHMAN, S. WICH, A. SYMONS, C. THERON et S. LONGMORE, 2019. Optimizing observing strategies for monitoring animals using drone-mounted thermal infrared cameras. *International Journal of Remote Sensing*, 40: 439-467.
- BUSHAW, J.D., K.M. RINGELMAN et F.C. ROHWER, 2019. Applications of unmanned aerial vehicles to survey mesocarnivores. *Drones*, 3: 28. <https://doi.org/10.3390/drones3010028>.
- CALVO, K., 2017. Drones for conservation—Field guide for photographers, researchers, conservationists and archaeologists. *Dronesforconservation.org*. 89 p.
- CHABOT, D., 2009. Systematic evaluation of a stock unmanned aerial vehicle (UAV) system for small-scale wildlife survey applications. Mémoire de maîtrise, Department of Natural Resource Sciences, McGill University, Montréal, 79 p. + annexes.
- CHABOT, D. et D.M. BIRD, 2012. Evaluation of an off-the-shelf unmanned aircraft system for surveying flocks of geese. *Waterbirds*, 35(1): 170-174.
- CHABOT, D., S.R. CRAIK et D.M. BIRD, 2015. Population census of a large common tern colony with a small unmanned aircraft. *PLoS ONE*, 10 (4): e0122588. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122588>.
- CHABOT, D., S. STAPLETON et C.M. FRANCIS, 2019. Measuring the spectral signature of polar bears from a drone to improve their detection from space. *Biological Conservation*, 237: 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.022>.
- CHIRAYATH, V. et S.A. EARLE, 2016. Drones that see through waves—Preliminary results from airborne fluid lensing for centimeter-scale aquatic conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26 (Supplement 2): 237-250. <https://doi.org/10.1002/aqc.2654>.
- CHRISTIANSEN, F., F. VIVIER, C. CHARLTON, R. WARD, A. AMERSON, S. BURNELL et L. BEJDER, 2018. Maternal body size and condition determine calf growth rates in southern right whales. *Marine Ecology Progress Series*, 592: 267-281. <https://doi.org/10.3354/meps12522>.
- CHRISTIE, K.S., S.L. GILBERT, C.L. BROWN, M. HATFIELD et L. HANSON, 2016. Unmanned aircraft systems in wildlife research: Current and future applications of a transformative technology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14 (5): 241-251. <https://doi.org/10.1002/fee.1281>.
- DANIELS, K., 2018. Inferences about the conservation utility of using unmanned aerial vehicles to conduct rapid assessments for basking freshwater turtles. Mémoire de maîtrise soumise à la Faculty of Environmental Science, University of Tennessee, Chattanooga, Tennessee, É.-U., 40 p. + annexes.
- D'HONT, B., K. CALDERS, H. BARTHOLOMEUS, T. WHITESIDE, R. BARTOLO, S. LEVICK, S.M. KRISHNA MOORTHY, L. TERRYIN et H. VERBEECK, 2021. Characterising termite mounds in a tropical savanna with UAV laser scanning. *Remote Sensing*, 13: 476. <https://doi.org/10.3390/rs13030476>.
- DITMER, M.A., J.B. VINCENT, L.K. WERDEN, J.C. TANNER, T.G. LASKE, P.A. IAIZZO, D.L. GARSHELIS et J.R. FIEBERG, 2015. Bears show a physiological but limited behavioral response to unmanned aerial vehicles. *Current Biology*, 25: 2278-2283. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2015.07.024>.
- DITMER, M.A., L.K. WERDEN, J.C. TANNER, J.B. VINCENT, P. CALLAHAN, P.A. IAIZZO, T.G. LASKE, et D.L. GARSHELIS, 2018. Bears habituate to the repeated exposure of a novel stimulus, unmanned aircraft systems. *Conservation Physiology*, 6 (1): coy067. <https://doi.org/10.1093/conphys/coy067>.
- DOMÍNGUEZ-SÁNCHEZ, C.A., K.A. ACEVEDO-WHITEHOUSE et D. GENDRON, 2018. Effect of drone-based blow sampling on blue whale (*Balaenoptera musculus*) behavior. *Marine Mammal Science*. <https://doi.org/10.1111/mms.12482>.
- DREVER, M.C., D. CHABOT, P.D. O'HARA, J.D. THOMAS, A. BREAUULT et R.L. MILLIKIN, 2015. Evaluation of an unmanned rotorcraft to monitor wintering waterbirds and coastal habitats in British Columbia, Canada. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3: 256-267. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2015-0019>.
- DUFRESNES, C., J. GOLAY, J. SCHUERCH, T. DEJEAN et S. DUBEY, 2020. Monitoring of the last stronghold of native pool frogs (*Pelophylax lessonae*) in Western Europe, with implications for their conservation. *European Journal of Wildlife Research* 66 (3): 45. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01380-3>.
- DURBAN, J.W., H. FEARNBACH, L.G. BARRETT-LENNARD, W.L. PERRYMAN et D.J. LEROI, 2015. Photogrammetry of killer whales using a small hexacopter launched at sea. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3: 1-5. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2015-0020>.

- DURBAN, J.W., M.J. MOORE, G. CHIANG, L.S. HICKMOTT, A. BOCCONCELLI, G. HOWES, P.A. BAHAMONDE, W.L. PERRYMAN et D.J. LEROI, 2016. Photogrammetry of blue whales with an unmanned hexacopter. *Marine Mammal Science*, 32: 1510-1515. <https://doi.org/10.1111/mms.12328>.
- EDNEY, A.J. et M.J. WOOD, 2021. Applications of digital imaging and analysis in seabird monitoring and research. *Ibis*, 163: 317-337. <https://doi.org/10.1111/ibi.12871>.
- EILAM, D., 2005. Die hard: A blend of freezing and fleeing as a dynamic defense—implications for the control of defensive behavior. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews*, 29: 1181-1191. <https://doi.org/10.1016/j.neubiorev.2005.03.027>.
- EILAM, D., R. IZHAR et J. MORT, 2011. Threat detection: Behavioral practices in animals and humans. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews*, 35: 999-1006. <https://doi.org/10.1016/j.neubiorev.2010.08.002>.
- EISEY, R.M. et P.L. TROSCCLAIR III, 2016. The use of an unmanned aerial vehicle to locate alligator nests. *Southeastern Naturalist*, 15 (1): 76-82.
- ERBE, C., M. PARSONS, A.J. DUNCAN, S.K. OSTERIEDER et K. ALLEN, 2017. Aerial and underwater sound of unmanned aerial vehicles (UAV, drones). *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 5: 92-101. <https://doi.org/10.1139/jjuvs-2016-0018>.
- ESCOBAR, J.E.C., M. ROLLINS et S. UNGER, 2021. Preliminary data on an affordable UAV system to survey for freshwater turtles: Advantages and disadvantages of low-cost drones. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 9: 67-74. <http://dx.doi.org/10.1139/jjuvs-2018-0037>.
- EVANS, L.J., T.H. JONES, K. PANG, M.N. EVANS, S. SAIMIN et B. GOOSSENS, 2015. Use of drone technology as a tool for behavioral research: A case study of crocodylian nesting. *Herpetological Conservation and Biology*, 10 (1): 90-98.
- EZAT, M.A., C.J. FRITSCH et C.T. DOWNS, 2018. Use of an unmanned aerial vehicle (drone) to survey Nile crocodile populations: A case study at Lake Nyamithi, Ndumo Game Reserve, South Africa. *Biological Conservation*, 223: 76-81. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.032>.
- FAYE, E., F. REBAUDO, D. YÁNEZ-CAJO, S. CAUVY-FRAUNIÉ et O. DANGLES, 2016. A toolbox for studying thermal heterogeneity across spatial scales: From unmanned aerial vehicle imagery to landscape metrics. *Methods in Ecology and Evolution*, 7: 437-446. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12488>.
- FRANCIS, R.J., M.B. LYONS, R.T. KINGSFORD et K.J. BRANDIS, 2020. Counting mixed breeding aggregations of animal species using drones: Lessons from waterbirds on semi-automation. *Remote Sensing*, 12 (7): 1185. <https://doi.org/10.3390/rs12071185>.
- FU, Y., M. KINNIRY et L.N. KLOPPER, 2018. The Chirocopter: A UAV for recording sound and video of bats at altitude. *Methods in Ecology and Evolution*, 9: 1531-1535. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12992>.
- GALLAGHER, A.J., Y.P. PAPANASTATIOU et A. BARNETT, 2018. Apex predatory sharks and crocodiles simultaneously scavenge a whale carcass. *Journal of Ethology*, 36: 205-209. <https://doi.org/10.1007/s10164-018-0543-2>.
- GENTLE, M., N. FINCH, J. SPEED et A. POPLÉ, 2018. A comparison of unmanned aerial vehicles (drones) and manned helicopters for monitoring macropod populations. *Wildlife Research*, 45 (7): 586-594. <https://doi.org/10.1071/WR18034>.
- GOEBEL, M.E., W.L. PERRYMAN, J.T. HINKE, D.J. KRAUSE, N.A. HANN, S. GARDNER et D.J. LEROI, 2015. A small unmanned aerial system for estimating abundance of and size of Antarctic predators. *Polar Biology*. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1625-4>.
- GOLDBOGEN, J.A., D.E. CADE, J. CALAMBOKIDIS, A.S. FRIEDLAENDER, J. POTVIN, P.S. SEGRE et A.J. WERTH, 2017. How baleen whales feed: The biomechanics of engulfment and filtration. *Annual Review of Marine Science*, 9: 367-386. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-033905>.
- GONZALEZ, L.F., G.A. MONTES, E. PUIG, S. JOHNSON, K. MENGERSEN et K.J. GASTON, 2016. Unmanned aerial vehicles (UAVs) and artificial intelligence revolutionizing wildlife monitoring and conservation. *Sensors*, 16 (1): 97. <https://doi.org/10.3390/s16010097>.
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2019a. Utilisation de véhicules aériens sans pilote (drones) dans les parcs nationaux du Canada. Disponible en ligne à : <https://www.pc.gc.ca/fr/pn-np/ab/banff/info/permis-permit/drone>. [Visité le 2020-07-07].
- GOVERNEMENT DU CANADA, 2019b. Sécurité des drones. Disponible en ligne à : <https://www.tc.gc.ca/fr/services/aviation/securite-drones.html>. [Visité le 2020-04-15].
- GRENZDÖRFFER, G.J., 2013. UAS-based automatic bird count of a common gull colony. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-1/W2: 169-174. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-1-W2-169-2013>.
- GROVES, P.A., B. ALCORN, M.M. WIEST, J.M. MASELKO et W.P. CONNOR, 2016. Testing unmanned aircraft systems for salmon spawning surveys. *FACETS*, 1: 187-204. <https://doi.org/10.1139/facets-2016-0019>.
- HANSON, L., C.L. HOLMQUIST-JOHNSON et M.L. COWARDIN, 2014. Evaluation of the Raven sUAS to detect and monitor greater sage-grouse leks within the Middle Park population. U.S. Geological Survey Open-File Report 2014-1205, Reston, Virginia, 20 p.
- HARRIS, C.M., H. HERATA et F. HERTEL, 2019. Environmental guidelines for operation of Remotely Piloted Aircraft Systems (RPAS): Experience from Antarctica. *Biological Conservation*, 236: 521-531. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.019>.
- HENSEL, E., S. WENCLAWSKI et C.A. LAYMAN, 2018. Using a small, consumer-grade drone to identify and count marine megafauna in shallow habitats. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46 (5): 1025-1033.
- HODGSON, A., N. KELLY et D. PEEL, 2013. Unmanned aerial vehicles (UAVs) for surveying marine fauna: A dugong case study. *PLoS ONE*, 8: e79556. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079556>.
- HODGSON, J.C. et L.P. KOH, 2016. Best practice for minimising unmanned aerial vehicle disturbance to wildlife in biological field research. *Current Biology*, 26: R404-R405. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2016.04.001>.
- HODGSON, J.C., S.M. BAYLIS, R. MOTT, A. HERROLD et R.H. CLARKE, 2016. Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. *Scientific Reports*, 6: 22574. <https://doi.org/10.1038/srep22574>.
- HODGSON, J.C., R. MOTT, S.M. BAYLIS, T.T. PHAM, S. WOTHERSPOON, A.D. KILPATRICK, R.R. SEGARAN, I. REID, A. THERAUDS et L.P. KOH, 2018. Drones count wildlife more accurately and precisely than humans. *Methods in Ecology and Evolution*, 9: 1160-1167. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12974>.
- HU, J.B., X.M. WU et M.X. DAI, 2020. Estimating the population size of migrating Tibetan antelopes *Pantholops hodgsonii* with unmanned aerial vehicles. *Oryx*, 54 (1): 101-109. <https://doi.org/10.1017/S0030605317001673>.
- HYUN, C.-U., M. PARK et W.Y. LEE, 2020. Remotely piloted aircraft system (RPAS)-based wildlife detection: A review and case studies in maritime Antarctica. *Animals*, 10: 2387. <https://doi.org/10.3390/ani10122387>.
- INOUE, S., S. YAMAMOTO, M. RINGHOFER, R.S. MENDONÇA, C. PEREIRA et S. HIRATA, 2019. Spatial positioning of individuals in a group of feral horses: A case study using drone technology. *Mammal Research*, 64 (2): 249-263. <https://doi.org/10.1007/s13364-019-00434-5>.
- INOUE, S., S. YAMAMOTO, M. RINGHOFER, R.S. MENDONÇA et S. HIRATA, 2020. Lateral position preference in grazing feral horses. *Ethology*, 126: 111-119. <https://doi.org/10.1111/eth.12966>.
- ISRAEL, M., 2011. A UAV-based roe deer fawn detection system. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 38: 1-5. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XXXVIII-1-C22-51-2011>.
- IVOŠEVIĆ, B., Y.-G. HAN et O. KWON, 2017. Monitoring butterflies with an unmanned aerial vehicle: Current possibilities and future potentials. *Journal of Ecology and Environment*, 41: 12. <https://doi.org/10.1186/s41610-017-0028-1>.

- JEWELL, Z., 2013. Effect of monitoring technique on quality of conservation science. *Conservation Biology*, 27: 501-508. <https://doi.org/10.1111/cobi.12066>.
- JEWITT, D., 2018. The use of drones in conservation. Position IT, (Aug/Sep): 20-23.
- JOHNSTON, D.W., 2019. Unoccupied aircraft systems in marine science and conservation. *Annual Review of Marine Science*, 11: 439-463. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010318-095323>.
- JONES IV, G.P., L.G. PEARLSTINE et H.F. PERCIVAL, 2006. An assessment of small unmanned aerial vehicles for wildlife research. *Wildlife Society Bulletin*, 34: 750-758.
- JUNDA, J., E. GREENE et D.M. BIRD, 2015. Proper flight technique for using a small rotary-winged drone aircraft to safely, quickly, and accurately survey raptor nests. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3: 222-236. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2015-0003>.
- JUNDA, J.H., E. GREENE, D. ZAZELENCHUK et D.M. BIRD, 2016. Nest defense behaviour of four raptor species (osprey, bald eagle, ferruginous hawk, and red-tailed hawk) to a novel aerial intruder—A small rotary-winged drone. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 4: 217-227. <http://doi.org/10.1139/juvs-2016-0004>.
- KELAHER, B.P., A.P. COLEFAX, A. TAGLIAFICO, M.J. BISHOP, A. GILES et P.A. BUTCHER, 2019. Assessing variation in assemblages of large marine fauna off ocean beaches using drones. *Marine and Freshwater Research*, 71 (1): 68. <https://doi.org/10.1071/MF18375>.
- KELLENBERGER, B., D. MARCOS et D. TUIA, 2018. Detecting mammals in UAV images: Best practices to address a substantially imbalanced dataset with deep learning. *Remote Sensing of Environment*, 216: 139-153. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.028>.
- KIM, H.G., J.-S. PARK et D.-H. LEE, 2018. Potential of unmanned aerial sampling for monitoring insect populations in rice fields. *Florida Entomologist*, 101 (2): 330-334. <https://doi.org/10.1653/024.101.0229>.
- KISZKA, J.J., J. MOURIER, K. GASTRICH et M.R. HEITHAUS, 2016. Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to investigate shark and ray densities in a shallow coral lagoon. *Marine Ecology Progress Series*, 560: 237-242. <https://doi.org/10.3354/meps11945>.
- KOSKI, W.R., T. ALLEN, D. IRELAND, G. BUCK, P.R. SMITH, A.M. MACRANDER, M.A. HALICK, C. RUSHING, D.J. SLIWA et T.L. McDONALD, 2009. Evaluation of an unmanned airborne system for monitoring marine mammals. *Aquatic Mammals*, 35 (3): 347-357. <https://doi.org/10.1578/AM.35.3.2009.347>.
- KOSKI, W.R., G. GAMAGE, A.R. DAVIS, T. MATHEWS, B. LEBLANC et S.H. FERGUSON, 2015. Evaluation of UAS for photographic re-identification of bowhead whales, *Balaena mysticetus*. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3: 22-29. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2014-0014>.
- KRAUSE, D.J., J.T. HINKE, W.L. PERRYMAN, M.E. GOEBEL et D.J. LEROI, 2017. An accurate and adaptable photogrammetric approach for estimating the mass and body condition of pinnipeds using an unmanned aerial system. *PLoS ONE*, 12 (11): e0187465. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0187465>.
- KUDO, H., Y. KOSHINO, A. ETO, M. ICHIMURA et M. KAERIYAMA, 2012. Cost-effective accurate estimates of adult chum salmon, *Oncorhynchus keta*, abundance in a Japanese river using a radio-controlled helicopter. *Fisheries Research*, 119: 94-98. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.12.010>.
- LAPORTE, P., 2019. La technologie au service de la science ! Société Provancher. Disponible en ligne à : <https://www.provancher.org/infolettres/utilisation-dun-drone-pour-linventaire-de-la-heronniere-de-lile-aux-basques/> [Visité le 2021-04-15].
- LEVY, J., C. HUNTER, T. LUKACZYK et E.C. FRANKLIN, 2018. Assessing the spatial distribution of coral bleaching using small unmanned aerial systems. *Coral Reefs*, 37: 373-387. <https://doi.org/10.1007/s00338-018-1662-5>.
- LHOEST, S., J. LINCHANT, S. QUEVAUVILLERS, C. VERMEULEN et P. LEJEUNE, 2015. How many hippos (HOMHIP): Algorithm for automatic counts of animals with infra-red thermal imagery from UAV. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 40: 355-362. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-3-W3-355-2015>.
- LINCHANT, J., J. LISEIN, J. SEMEKI, P. LEJEUNE et C. VERMEULEN, 2015. Are unmanned aircraft systems (UAS) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. *Mammal Review*, 45: 239-252. <https://doi.org/10.1111/mam.12046>.
- LÖCKEN, H., O.W. FISCHER, J. SELZ et M. BOPPRÉ, 2020. 'Drone-Netting' for sampling live insects. *Journal of Insect Science*, 20 (5): 1-3. <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieaa086>.
- LÓPEZ, J.J. et M. MULERO-PÁZMÁNY, 2019. Drones for conservation in protected areas: Present and future. *Drones*, 3 (10): doi:10.3390. <https://doi.org/10.3390/drones3010010>.
- LYONS, M., K. BRANDIS, C. CALLAGHAN, J. MCCANN, C. MILLS, S. RYALL et R. KINGSFORD, 2018. Bird interactions with drones, from individuals to large colonies. *Australian Field Ornithology*, 35: 51-56. <http://dx.doi.org/10.20938/af035051056>.
- MALLORY, M.L., C.J. DEY, J. MCINTYRE, I. PRATTE, C.L. MALLORY, C.M. FRANCIS, A.L. BLACK, C. GEOFFROY, R. DICKSON et J.F. PROVENCHER, 2020. Long-term declines in the size of northern fulmar (*Fulmarus glacialis*) colonies on Eastern Baffin Island, Canada. *Arctic*, 73 (2): 187-194. <https://doi.org/10.14430/arctic70290>.
- McCLELLAND, G.T.W., A.L. BOND, A. SARDANA et T. GLASS, 2016. Rapid population estimate of a surface-nesting seabird on a remote island using a low-cost unmanned aerial vehicle. *Marine Ornithology*, 44: 215-220.
- McEVOY, J.F., G.P. HALL et P.G. McDONALD, 2016. Evaluation of unmanned aerial vehicle shape, flight path and camera type for waterfowl surveys: Disturbance effects and species recognition. *PeerJ*, 4: e1831. <https://doi.org/10.7717/peerj.1831>.
- McKELLAR, A.E., N.G. SHEPHARD et D. CHABOT, 2020. Dual visible-thermal camera approach facilitates drone surveys of colonial marshbirds. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 7 (2): 214-226. <https://doi.org/10.1002/rse2.183>.
- [MFFP] MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2021a. Protocole standardisé pour le suivi de la nidification et de la productivité du faucon pèlerin au Québec. Gouvernement du Québec, Québec. 20 p. + annexes. Disponible en ligne à : [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PT\\_standardise\\_suivi\\_nidification\\_productivite\\_faucon\\_pelerin.pdf](https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PT_standardise_suivi_nidification_productivite_faucon_pelerin.pdf) [Visité le 9 juillet 2021].
- [MFFP] MINISTÈRE DES FORÊTS, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2021b. Protocole standardisé pour le suivi de la nidification et de la productivité de l'aigle royal au Québec. Gouvernement du Québec, Québec. 24 p. + annexes. Disponible en ligne à : [https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PT\\_standardise\\_suivi\\_nidification\\_productivite\\_aigle\\_royal.pdf](https://mffp.gouv.qc.ca/documents/faune/PT_standardise_suivi_nidification_productivite_aigle_royal.pdf) [Visité le 9 juillet 2021].
- MORELAND, E.E., M.F. CAMERON, R.P. ANGLISS et P.L. BOVENG, 2015. Evaluation of a ship-based unoccupied aircraft system (UAS) for surveys of spotted and ribbon seals in the Bering Sea pack ice. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3: 114-122. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2015-0012>.
- MULERO-PÁZMÁNY, M., R. STOLPER, L.D. VAN ESSEN, J.J. NEGRO et T. SASSEN, 2014. Remotely piloted aircraft systems as a rhinoceros anti-poaching tool in Africa. *PLoS ONE*, 9 (1): e83873. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0083873>.
- MULERO-PÁZMÁNY, M., S. JENNI-EIERMANN, N. STREBEL, T. SATTLER, J.J. NEGRO et Z. TABLADO, 2017. Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review. *PLoS ONE*, 12 (6): e0178448. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178448>.
- NAZIR, S. et M. KALEEM, 2021. Advances in image acquisition and processing technologies transforming animal ecological studies. *Ecological Informatics*, 61: 101212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101212>.
- NGABINZEKE, J.S., J. LINCHANT, S. QUEVAUVILLERS, J.-M. KAHINDO MUHONGYA, P. LEJEUNE et C. VERMEULEN, 2016. Potentiel des véhicules aériens sans pilote dans la détection des activités humaines illégales dans les aires protégées en République Démocratique du Congo. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 4: 151-159. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2015-0035>.

- [NOAA] NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, 2014. Unmanned aerial vehicle offers a new view of killer whales. Disponible en ligne à : <https://videos.fisheries.noaa.gov/detail/videos/west-coast-region/video/3812337968001/unmanned-aerial-vehicle-offers-a-new-view-of-killer-whales?autoStart=true&page=1>. [Visité le 2021-04-15].
- [NOAA] NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, 2017. Beluga whale hexacopter survey. Disponible en ligne à : <https://www.fisheries.noaa.gov/taxonomy/term/1000008786>. [Visité le 2021-04-15].
- NOWAK, M.M., K. DZIÓB et P. BOGAWSKI, 2018. Unmanned aerial vehicles (UAVs) in environmental biology: A review. *European Journal of Ecology*, 4 (2) : 56-74.
- OOSTHUIZEN, W.C., L. KRÜGER, W. JOUANNEAU et A.D. LOWTHER, 2020. Unmanned aerial vehicle (UAV) survey of the Antarctic shag (*Leucocarbo Bransfieldensis*) breeding colony at Harmony Point, Nelson Island, South Shetland Islands. *Polar Biology*, 43 (2) : 187-191. <https://doi.org/10.1007/s00300-019-02616-y>.
- OTERO, V., R. VAN DE KERCHOVE, B. SATYANARAYANA, C. MARTÍNEZ-ESPINOSA, M.A. BIN FISOL, M.R. BIN IBRAHIM, I. SULONG, H. MOHD-LOKMAN, R. LUCAS et F. DAHDOUH-GUEBAS, 2018. Managing mangrove forests from the sky: Forest inventory using field data and unmanned aerial vehicle (UAV) imagery in the Matang Mangrove Forest Reserve, Peninsular Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 411 : 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.049>.
- OTT, M.C., 2020. Using unmanned aerial systems (drones) with a thermal sensor to map and count deer population. Williams Honors College, Honors Research Projects, 1068, 27 p.
- PIMM, S.L., S. Alibhai, R. BERGL, A. DEHGAN, C. GIRI, Z. JEWELL, L. JOPPA, R. KAYS et S. LOARIE, 2015. Emerging technologies to conserve biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 30 : 685-696. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.008>.
- POTAPOV, E.R., I.G. UTEKHINA, M.J. MCGRADY et D. RIMLINGER, 2013. Usage of UAV for surveying Steller's sea eagle nests. *Raptors Conservation*, 27 : 253-260.
- PROSEKOV, A., A. KUZNETSOV, A. RADA et S. IVANOVA, 2020. Methods for monitoring large terrestrial animals in the wild. *Forests*, 11 : 808. <https://doi.org/10.3390/f11080808>.
- PROVOST, E.J., P.A. BUTCHER, M.A. COLEMAN, D. BLOOM et B.P. KELAHER, 2020. Aerial drone technology can assist compliance of trap fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 27 (4) : 381-388. <https://doi.org/10.1111/fme.12420>.
- PUTTOCK, A.K., A.M. CUNLIFFE, K. ANDERSON et R.E. BRAZIER, 2015. Aerial photography collected with a multicopter drone reveals impact of Eurasian beaver reintroduction on ecosystem structure. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3 (3) : 123-130. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0005>.
- RANGO, A., A. LALIBERTE, C. STEELE, J.E. HERRICK, B. BESTELMEYER, T. SCHMUGGE, A. ROANHORSE et V. JENKINS, 2006. Using unmanned aerial vehicles for rangelands: Current applications and future potentials. *Environmental Practice*, 8 : 159-168. <https://doi.org/10.1017/S1466046606060224>.
- RATCLIFFE, N., D. GUIHEN, J. ROBST, S. CROFTS, A. STANWORTH et P. ENDERLEIN, 2015. A protocol for the aerial survey of penguin colonies using UAVs. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3 (3) : 96-101. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0006>.
- REBOLO-IFRÁN, N., M. GRAÑA GRILLI et S.A. LAMBERTUCCI, 2019. Drones as a threat to wildlife: YouTube complements science in providing evidence about their effect. *Environmental Conservation*. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000080>.
- REES, A.F., L. AVENS, K. BALLORAIN, E. BEVAN, A.C. BRODERICK, R.R. Carthy, M.J.A. CHRISTIANEN, G. DUCLOS, M.R. HEITHAUS, D.W. JOHNSTON, J.C. MANGEL, F. PALADINO, K. PENDOLEY, R.D. REINA, N.J. ROBINSON, R. RYAN, S.T. SYKORA-BODIE, D. TILLEY, M.R. VARELA, E.R. WHITMAN, P.A. WHITTOCK, T. WIBBELS et B.J. GODLEY, 2018. The potential of unmanned aerial systems for sea turtle research and conservation: A review and future directions. *Endangered Species Research*, 35 : 81-100. <https://doi.org/10.3354/esr00877>.
- RIEUCAU, G., J.J. KISZKA, J.C. CASTILLO, J. MOURIER, K.M. BOSWELL et M.R. HEITHAUS, 2018. Using unmanned aerial vehicle (UAV) surveys and image analysis in the study of large surface-associated marine species: A case study on reef sharks *Carcharhinus melanopterus* shoaling behaviour. *Journal of Fish Biology*, 93 : 119-127. <https://doi.org/10.1111/jfb.13645>.
- RISCHETTE, A.C., T.J. HOVICK, R.D. ELMORE et B.A. GEAUMONT, 2020. Use of small unmanned aerial systems for sharp-tailed grouse lek surveys. *Wildlife Biology*. <https://doi.org/10.2981/wlb.00679>.
- RODRÍGUEZ, A., J.J. NEGRO, M. MULERO, C. RODRÍGUEZ, J. HERNÁNDEZ-PLIEGO et J. BUSTAMANTE, 2012. The eye in the sky: Combined use of unmanned aerial systems and GPS data loggers for ecological research and conservation of small birds. *PLoS ONE*, 7 (12) : e50336. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0050336>.
- ROVERO, F. et F. ZIMMERMANN, 2016. Camera trapping for wildlife research. Pelagic Publishing, Exeter, UK, 320 p.
- SARDÀ-PALOMERA, F., G. BOTA, C. VIÑOLO, O. PALLARÉS, V. SAZATORNIL, L. BROTONS, S. GOMÁRIZ et F. SARDÀ, 2012. Fine-scale bird monitoring from light unmanned aircraft systems. *Ibis*, 154 : 177-183. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01177.x>.
- SASSE, D.B., 2003. Job-related mortality of wildlife workers in the United States, 1937-2000. *Wildlife Society Bulletin*, 31 : 1015-1020.
- SCHAUB, J., B.P.V. HUNT, E.A. PAKHOMOV, K. HOLMES, Y. LU et L. QUAYLE, 2018. Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to measure jellyfish aggregations. *Marine Ecology Progress Series*, 591 : 29-36. <https://doi.org/10.3354/meps12414>.
- SCHOFIELD, G., K. PAPAITSOROS, R. HAUGHEY et K. KATSELIDIS, 2017. Aerial and underwater surveys reveal temporal variation in cleaning-station use by sea turtles at a temperate breeding area. *Marine Ecology Progress Series*, 575 : 153-164. <https://doi.org/10.3354/meps12193>.
- SCHOLTEN, B.D., A.R. BEARD, H. CHOI, D.M. BAKER, M.E. CAULFIELD et D.S. PROPPE, 2020. Short-term exposure to unmanned aerial vehicles does not alter stress responses in breeding tree swallows. *Conservation Physiology*, 8 (1) : coaa080. <https://doi.org/10.1093/conphys/coaa080>.
- SCOBIE, C.A. et C.H. HUGENHOLTZ, 2016. Wildlife monitoring with unmanned aerial vehicles: Quantifying distance to auditory detection. *Wildlife Society Bulletin*, 40 (4) : 781-785. <https://doi.org/10.1002/wsb.700>.
- SEMEL, B.P., S.M. KARPANTY, F.F. VOLOLONIRINA et A.N. RAKOTONANAHARY, 2020. Eyes in the sky: Assessing the feasibility of low-cost, ready-to-use unmanned aerial vehicles to monitor primate populations directly. *Folia Primatologica*, 91 (1) : 69-82. <https://doi.org/10.1159/000496971>.
- SEYMOUR, A.C., J. DALE, M. HAMMILL, P.N. HALPIN et D.W. JOHNSTON, 2017. Automated detection and enumeration of marine wildlife using unmanned aircraft systems (UAS) and thermal imagery. *Scientific Reports*, 7 : 45127. <https://doi.org/10.1038/srep45127>.
- SILVY, N.J. (édit.), 2012. The wildlife techniques manual—Research (Vol. 1). 7<sup>e</sup> édition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 686 p.
- [Sépaq] SOCIÉTÉ DES ÉTABLISSEMENTS DE PLEIN AIR DU QUÉBEC, 2020. Utilisation des drones. Disponible en ligne à : [https://www.sepaq.com/annexes/quoi-faire/utilisation-drones.dot?language\\_id=2](https://www.sepaq.com/annexes/quoi-faire/utilisation-drones.dot?language_id=2). [Visité le 2021-07-09].
- STARK, D.J., I.P. VAUGHAN, L.J. EVANS, H. KLER et B. GOOSSENS, 2017. Combining drones and satellite tracking as an effective tool for informing policy change in riparian habitats: A proboscis monkey case study. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4 (1) : 44-52. <https://doi.org/10.1002/rse2.51>.
- SUN, T., S. YI, F. HOU, D. LUO, J. HU et Z. ZHOU, 2020. Quantifying the dynamics of livestock distribution by unmanned aerial vehicles (UAVs): A case study of yak grazing at the household scale. *Rangeland Ecology and Management*, 73 : 642-648. <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.05.004>.
- THAPA, G.J., K. THAPA, R. THAPA, S.R. JNAWALI, S.A. WICH, L.P. POUDYAL et S. KARKI, 2018. Counting crocodiles from the sky: Monitoring the critically endangered gharial (*Gavialis gangeticus*) population with an unmanned aerial vehicle (UAV). *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 6 : 71-82. <https://doi.org/10.1139/juvs-2017-0026>.

- THE ORNITHOLOGICAL COUNCIL, 2018. Guidelines to the use of wild birds in—2018 Supplement—Summary of literature reporting use of drones to study birds. Washington, D.C., 14 p.
- TYLER, S., O.P. JENSEN, Z. HOGAN, S. CHANDRA, L.M. GALLAND et J. SIMMONS, 2018. Perspectives on the application of unmanned aircraft for freshwater fisheries census. *Fisheries*, 43 (11): 510-516. <https://doi.org/10.1002/FSH.10167>.
- VAN ANDEL, A.C., S.A. WICH, C. BOESCH, L.P. KOH, M.M. ROBBINS, J. KELLY et H.S. KUEHL, 2015. Locating chimpanzee nests and identifying fruiting trees with an unmanned aerial vehicle. *American Journal of Primatology*, 77: 1122-1134. <https://doi.org/10.1002/ajp.22446>.
- VAN GEMERT, J.C., C.R. VERSCHOOR, P. METTES, K. EPEMA, L.P. KOH et S. WICH, 2014. Nature conservation drones for automatic localization and counting of animals. Dans: AGAPITO, L., M.M. BRONSTEIN et C. ROTHER (édit.). *Lecture notes in computer science*. Vol. 8925, Intelligent Sensory Information Systems, Springer, New York, p. 255-270.
- VAS, E., A. LESCROËL, O. DURIEZ, G. BOGUSZEWSKI et D. GRÉMILLET, 2015. Approaching birds with drones: First experiments and ethical guidelines. *Biology Letters*, 11 (2): 20140754. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2014.0754>.
- VERMEULEN, C., P. LEJEUNE, J. LISEIN, P. SAWADOGO et P. BOUCHÉ, 2013. Unmanned aerial survey of elephants. *PLoS ONE*, 8 (2): e54700. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054700>.
- WALLACE, P., R. MARTIN et I. WHITE, 2018. Keeping pace with technology: Drones, disturbance and policy deficiency. *Journal of Environmental Planning and Management*, 61 (7): 1271-1288. <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1353957>.
- WANG, D.L., Q.Q. SHAO et H.Y. YUE, 2019. Surveying wild animals from satellites, manned aircraft and unmanned aerial systems (UASs): A review. *Remote Sensing*, 11 (11): 1308. <https://doi.org/10.3390/rs11111308>.
- WANG, Y., Z. LU, Y. SHENG et Y. ZHOU, 2020. Remote sensing applications in monitoring of protected areas. *Remote Sensing*, 12 (9): 1370. <https://doi.org/10.3390/rs12091370>.
- WATTS, A.C., J.H. PERRY, S.E. SMITH, M.A. BURGESS, B.E. WILKINSON, Z. SZANTOI, P.G. IFJU et H.F. PERCIVAL, 2010. Small unmanned aircraft systems for low-altitude aerial surveys. *Journal of Wildlife Management*, 74 (7): 1614-1619. <https://doi.org/10.2193/2009-425>.
- WEISSENSTEINER, M.H., J.W. POELSTRA et J.B.W. WOLF, 2015. Low-budget ready-to-fly unmanned aerial vehicles: An effective tool for evaluating the nesting status of canopy-breeding bird species. *Journal of Avian Biology*, 46 (4): 425-430. <https://doi.org/10.1111/jav.00619>.
- WHITE, C.M., N.J. CLUM, T.J. CADE et W.G. HUNT, 2002. Peregrine falcon (*Falco peregrinus*), version 2.0. Dans: POOLE, A.F. et F.B. GILL (édit.). *The Birds of North America*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, États-Unis. <https://doi.org/10.2173/bna.660>.
- WHITEHEAD, K., C.H. HUGENHOLTZ, S. MYSHAK, O. BROWN, A. LECLAIR, A. TAMMINGA, T. E. BARCHYN, B. MOORMAN et B. EATON, 2014. Remote sensing of the environment with small unmanned aircraft systems (UASs), part 2: Scientific and commercial applications. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 2: 86-102. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2014-0007>.
- WICH, S.A. et L.P. KOH, 2018. Conservation drones: Mapping and monitoring biodiversity. Oxford University Press, Oxford, 118 p. <http://doi.org/10.1093/oso/9780198787617.001.0001>.
- WICH, S., D. DELLATORE, M. HOUGHTON, R. ARDI et L.P. KOH, 2016. A preliminary assessment of using conservation drones for Sumatran orang-utan (*Pongo abelii*) distribution and density. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 4: 45-52. <http://dx.doi.org/10.1139/juvs-2015-0015>.
- WIEGMANN, D.A. et N. TANEJA, 2003. Analysis of injuries among pilots involved in fatal general aviation airplane accidents. *Accident Analysis and Prevention*, 35: 571-577. [https://doi.org/10.1016/s0001-4575\(02\)00037-4](https://doi.org/10.1016/s0001-4575(02)00037-4).
- WILSON, D.E., F.R. COLE, J.D. NICHOLS, R. RUDRAN et M.S. FOSTER (édit.), 1996. *Measuring and monitoring biological diversity—Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., 409 p.
- WITCZUK, J., S. PAGACZ, A. ZMARZ et M. CYPEL, 2017. Exploring the feasibility of unmanned aerial vehicles and thermal imaging for ungulate surveys in forests—Preliminary results. *International Journal of Remote Sensing*, 39 (15-16): 5504-5521. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1390621>.
- XU, B., W. WANG, G. FALZON, P. KWAN, L. GUO, G. CHEN, A. TAIT et D. SCHNEIDER, 2020. Automated cattle counting using Mask R-CNN in quadcopter vision system. *Computers and Electronics in Agriculture*, 171: 105300. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105300>.
- ZHANG, H., C. WANG, S. T. TURVEY, Z. SUN, Z. TAN, Q. YANG, W. LONG, X. WU et D. YANG, 2020. Thermal infrared imaging from drones can detect individuals and nocturnal behavior of the world's rarest primate. *Global Ecology and Conservation*, 23: e01101. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01101>.

**Annexe 1 : Liste des espèces fauniques étudiées avec des drones selon la littérature consultée.**

| Espèces  | Drone  | Capteur  | Réponse au drone   | Type d'étude                                | Références   |
|--|--|--|--|---|--|
| <b>Faune aquatique</b>   |  |  |  |   |  |
| Méduse<br><i>Aurelia</i> spp.                                  | Quadricoptère DJI Phantom 3                        | Caméra intégrée du drone                           | Non étudiée  | Évaluation de la biomasse                   | Schaub et collab. (2018)                           |
| Requins et raies (plusieurs espèces)                           | Quadricoptère DJI Phantom 2 et Vision 2+           | Caméra intégrée du drone et filtre polarisant      | Non étudiée<br>Altitude de 7,6 m   | Dénombrement<br>Identification              | Hensel et collab. (2018), Kiszka et collab. (2016) |
| Requin à pointes noires<br><i>Carcharhinus melanopterus</i>    | Quadricoptère DJI Phantom 2                        | Caméra GoPro Hero 3                                | Non étudiée<br>Altitude de 12 m  | Comportement                                | Rieucou et collab. (2018)                          |
| Requin-tigre<br><i>Galeocerdo cuvier</i>                       | Quadricoptère DJI Phantom 4                        | Caméra intégrée du drone                           | Non étudiée<br>Altitude non spécifiée  | Comportement charognard                     | Gallagher et collab. (2018)                        |
| Saumon chinook<br><i>Oncorhynchus tshawytscha</i>              | Quadricoptère Aeryon Scout Hexacoptère Mikrocopter | Caméra GoPro Hero 3                                | Non étudiée  | Dénombrement                                | Groves et collab. (2016)                           |
| Saumon du Pacifique<br><i>Oncorhynchus keta</i>                | Hélicoptère Voyager GSR260                         | Caméra grand-angle EOS Kiss X et filtre polarisant | Évite l'ombre du drone à 7 m d'altitude<br>Altitude de 7 à 32 m  | Dénombrement                                | Kudo et collab. (2012)                             |
| Saumon sockeye<br><i>Oncorhynchus nerka</i>                    | Planeur Outlander UAS                              | Caméra Panasonic Lumix-LX3                         | Non étudiée  | Dénombrement                                | Whitehead et collab. (2014)                        |
| Taïmen<br><i>Hucho taimen</i>                                  | Quadricoptère DJI Phantom 4 Pro                    | Caméra intégrée du drone                           | Non étudiée<br>Altitude de 20 m  | Détection<br>Dénombrement                   | Tyler et collab. (2018)                            |
| <b>Herpétofaune</b>  |  |  |  |   |  |
| Alligator<br><i>Alligator mississippiensis</i>                 | Quadricoptère DJI Phantom 2                        | Caméra intégrée du drone                           | Non étudiée<br>Altitude de 8 à 10 m  | Détection                                   | Elsley et Trosclair III (2016)                     |
| Crocodile du Nil<br><i>Crocodylus niloticus</i>                | Quadricoptère DJI Phantom 3                        | Caméra intégrée du drone                           | Non étudiée<br>Altitudes de 40, 55 et 70 m   | Suivi de population                         | Ezat et collab. (2018)                             |
| Crocodile marin<br><i>Crocodylus porosus</i>                   | Quadricoptère DJI Phantom 4 Pro                    | Caméra intégrée du drone                           | Aucun dérangement dans l'eau<br>Démonstration agressive sur la plage et fuite dans l'eau à moins de 50 m d'altitude<br>Altitude de 10 à 50 m | Réponse comportementale face au drone       | Bevan et collab. (2018)                            |
| Crocodile des marais<br><i>Crocodylus palustris</i>            | Planeur TBS Caipirinha                             | GoPro Hero3+ Silver édition                        | Non étudiée<br>Altitude de 80 m  | Dénombrement<br>Identification              | Thapa et collab. (2018)                            |
| Gavial<br><i>Gavialis gangeticus</i>                           |  |  |  |   |  |
| Petite grenouille verte d'Europe<br><i>Pelophylax lessonae</i> | Quadricoptère DJI Mavic Air                        | Caméra intégrée du drone                           | Non étudiée<br>Altitude de 6 m   | Dénombrement                                | Dufresnes et collab. (2020)                        |
| Cistude d'Europe<br><i>Emys orbicularis</i>                    | Quadricoptère DJI Phantom 3 Pro                    | Caméra intégrée du drone                           | Plonge dans l'eau à une altitude de moins de 10 m<br>Altitudes de 10 et 14 m   | Détection<br>Dénombrement<br>Identification | Biserkov et Lukanov (2017)                         |
| Tortue à oreilles rouges<br><i>Trachemys scripta elegans</i>   |  |  |  |   |  |
| Tortues d'eau douce  | Quadricoptère DJI Mavic Pro                        | Caméra intégrée du drone                           | Non étudiée<br>Altitudes de 10 et 30 m   | Détection                                   | Daniels (2018)                                     |

CONSERVATION

| Espèces  | Drone   | Capteur  | Réponse au drone  | Type d'étude   | Références   |
|--|---|--|---|--|--|
| Tortue géographique<br><i>Graptemys geographica</i>        | Quadricoptère DJI Phantom 4 Pro V2<br>Quadricoptère DJI Mavic 2 Pro                               | Caméra intégrée du drone   | Aucun à 30 m<br>Altitudes de 2 à 30 m   | Détection<br>Dénombrement<br>Identification  | Hydro-Québec (Jean-Philippe Gilbert, biologiste, comm. pers., 30 octobre 2020)       |
| Tortue peinte<br><i>Chrysemys picta</i>                    |   |  |   |  |  |
| Tortue serpentine<br><i>Chelydra serpentina</i>            |   |  |   |  |  |
| Tortue peinte<br><i>Chrysemys picta</i>                    | Quadricoptère DJI Mavic Pro   | Caméra intégrée du drone et filtre polarisant                      | Effarouchement à une altitude inférieure à 6 m<br>Altitudes de 2 à 10 m                         | Détection<br>Dénombrement<br>Identification  | Bureau Environnement et Terre d'Odanak (Émile Gariépy, comm. pers., 26 octobre 2020) |
| Tortue serpentine<br><i>Chelydra serpentina</i>            |   |  |   |  |  |
| Tortue à dos plat<br><i>Natator depressus</i>              | Quadricoptère DJI Inspire 1<br>Quadricoptère DJI Phantom 3 Pro<br>Quadricoptère DJI Phantom 4 Pro | Caméra intégrée du drone   | Aucun dérangement<br>Altitude de 6,2, 10, 20 et 30 m  | Détection<br>Identification<br>Suivi de la reproduction<br>Comportement reproducteur | Bevan et collab. (2016, 2018)<br>Schofield et collab. (2017)                         |
| Tortue imbriquée<br><i>Eretmochelys imbricata</i>          |   |  |   |  |  |
| Tortue verte<br><i>Chelonia mydas</i>                      |   |  |   |  |  |
| <b>Avifaune</b>  |   |  |   |  |  |
| Balbuzard pêcheur<br><i>Pandion haliaetus</i>              | Quadricoptère Draganflyer X-4   | Caméra GoPro Hero 1  | Variable selon les espèces, mais dérangement faible<br>Distances de 3 à 5 m                     | Inventaire de nids   | Junda et collab. (2015; 2016)  |
| Buse à queue rousse<br><i>Buteo jamaicensis</i>            |   |  |   |  |  |
| Buse rouilleuse<br><i>Buteo regalis</i>                    |   |  |   |  |  |
| Pygargue à tête blanche<br><i>Haliaeetus leucocephalus</i> |   |  |   |  |  |
| Bernache du Canada<br><i>Branta canadensis</i>             | Planeur CropCam<br>Planeur Trimble UX5  | CropCam : Caméra intégrée du drone<br>Trimble : Caméra Sony NEX-5R | Aucun dérangement à 183 m d'altitude<br>Vigilance à 75 m d'altitude<br>Altitudes de 75 et 183 m | Dénombrement<br>Réponse comportementale face au drone                                | Chabot (2009)<br>Chabot et Bird (2012)<br>Barnas et collab. (2018 b)                 |
| Oie des neiges<br><i>Chen caerulescens</i>                 |   |  |   |  |  |
| Canard colvert<br><i>Anas platyrhynchos</i>                | Quadricoptère Cileone Phantom   | Caméra GoPro Hero 3  | Peu de dérangement observé<br>Altitudes de 2 à 30 m   | Réponse comportementale face au drone  | Vas et collab. (2015)  |
| Chevalier aboyeur<br><i>Tringa nebularia</i>               |   |  |   |  |  |
| Flamant rose<br><i>Phoenicopterus roseus</i>               |   |  |   |  |  |
| Corneille mantelée<br><i>Corvus cornix</i>                 | Quadricoptère DJI Phantom 2 Vision  | Caméra intégrée du drone   | Cris d'alarme et défense du nid à une altitude de 5 m au-dessus du nid                          | Inventaire de nids   | Weissensteiner et collab. (2015)   |
| Échassiers   | Planeur A.U.A.V.  | Caméra Canon Elura 2 et black-and-white CMOS                       | Non étudiée<br>Altitude non spécifiée   | Développement d'un algorithme pour le dénombrement automatisé                        | Abd-Elrahman et collab. (2005)   |

| Espèces  | Drone  | Capteur  | Réponse au drone  | Type d'étude   | Références  |
|--|--|--|---|--|---|
| Engoulevent d'Europe<br><i>Caprimulgus europaeus</i>                               | Octocoptère Falcon 8   | Non spécifié   | Aucun dérangement<br>Altitudes de 10, 20 et 50 m  | Détection  | BES (2018)  |
| Frégate ariel<br><i>Fregata ariel</i>  | Octocoptère X8,<br>3D Robotics   | Caméra Canon EOS M   | Non étudiée<br>X8: altitude de 75 m<br>FX19: altitude de 120 m  | Dénombrement   | Hodgson et collab. (2018)                             |
| Gorfou de Schlegel<br><i>Eudypetes schlegeli</i>                                   | Planeur FX79   |  |   |  |   |
| Sterne huppée<br><i>Thalasseus bergii</i>  | airframe   |  |   |  |   |
| Fulmar boréal<br><i>Fulmarus glacialis</i>   | Quadricoptère DJI Phantom 4 Pro  | Caméra intégrée du drone                                     | Non étudiée<br>Distance de 150 m  | Suivi de population  | Mallory et collab. (2020)                             |
| Grand héron<br><i>Ardea herodias</i>   | Quadricoptère DJI Spark  | Caméra intégrée du drone                                     | Aucun dérangement<br>Altitude à 90 m  | Inventaire de nids   | Laporte (2019)  |
| Goéland arctique<br><i>Larus glaucooides</i>                                       | Quadricoptère DJI Phantom 4  | Caméra intégrée du drone                                     | Vigilance, fuite lors du passage du drone et prédation des nids abandonnés<br>Distances de 15 et 30 m   | Réponse comportementale face au drone                          | Brisson-Curadeau et collab. (2017)                    |
| Goéland bourgmestre<br><i>Larus hyperboreus</i>                                    |  |  |   |  |   |
| Guillemot de Brünnich<br><i>Uria lomvia</i>  |  |  |   |  |   |
| Guillemot marmette<br><i>Uria aalge</i>  |  |  |   |  |   |
| Goéland cendré<br><i>Larus canus</i>   | Octocoptère Falcon 8<br>Quadricoptère MD4-1000                         | Falcon 8 : Sony NEX5<br>MD4-1000 : Olympus PEN E2            | Non étudiée<br>Altitudes de 50 et 55 m  | Développement d'un algorithme pour le dénombrement automatisé  | Grenzdörffer (2013)                                   |
| Hirondelle bicolor<br><i>Tachycineta bicolor</i>                                   | Quadricoptère DJI Inspire 1  | Caméra intégrée du drone                                     | Comportement agressif<br>Distances de 1,5 m à 10 m  | Réponse comportementale face au drone<br>Réponse physiologique | Scholten et collab. (2020)                            |
| Ibis d'Australie<br><i>Threskiornis spinicollis</i><br>et plusieurs autres espèces | Quadricoptère DJI Phantom 3<br>Aile Delta eBee<br>Hexacoptère DJI S900 | Caméra intégrée du drone                                     | Selon les espèces : aucune réaction, réaction à 10 m, agressivité, vocalisation agressive, attaque du drone, comportement défensif à moins de 5 m<br>Altitudes de 5 à 120 m | Réponse comportementale face au drone                          | Lyons et collab. (2018)                               |
| Manchot à jugulaire<br><i>Pygoscelis antarctica</i>                                | Octocoptère MK-OktoXL<br>Quadricoptère APQ-18<br>Hexacoptère APH-22    | Caméras Sony NEX-5, Canon EOS-M, Olympus E-P1 et Canon EOS M | Aucun dérangement<br>Altitude de 30 m   | Dénombrement   | Goebel et collab. (2015), Ratcliffe et collab. (2015) |
| Manchot papou<br><i>Pygoscelis papua</i>   | Octocoptère DJI Naza F550  |  |   |  |   |
| Mouette rieuse<br><i>Chroicocephalus ridibundus</i>                                | Planeur bimoteur Multiplex Twin Star II                                | Panasonic Lumix FT-1   | Aucun dérangement<br>Altitudes de 30 à 40 m   | Dénombrement   | Sardà-Palomera et collab. (2012)                      |
| Oiseaux de mer (plusieurs espèces)   | Quadricoptère DJI Phantom 2  | Caméra GoPro Hero 4  | Aucun dérangement<br>Altitudes de 20 à 150 m  | Dénombrement   | McClelland et collab. (2016)                          |

C O N S E R V A T I O N

| Espèces   | Drone  | Capteur   | Réponse au drone   | Type d'étude                                     | Références                           |
|---|--|---|--|--|--------------------------------------|
| Pygargue de Steller<br><i>Haliaeetus pelagicus</i>      | Quadricoptère<br>Arducopter                    | Caméra GoPro 2  | Très peu de dérangement lorsque le drone est près du nid<br>Altitude ou distance non spécifiée   | Inventaire de nids                               | Potapov et collab. (2013)            |
| Sterne pierregarin<br><i>Sterna hirundo</i>             | Planeur AI-Multi UAS                           | Caméra Canon PowerShot S90                                    | Aucun dérangement<br>Altitudes de 91 et de 122 m   | Dénombrement                                     | Chabot et collab. (2015)             |
| Tétras à queue fine<br><i>Tympanuchus phasianellus</i>  | Quadricoptère DJI Phantom 4                    | Caméra intégrée du drone                                      | Fuite à moins de 30 m d'altitude<br>Altitudes de 30 et 121 m   | Détection<br>Dénombrement                        | Rischette et collab. (2020)          |
| Tétras des armoises<br><i>Centrocercus urophasianus</i> | Planeur<br>Raven RQ-11A                        | Capteur NADIR infrarouge<br>Caméra GoPro Hero 3 Black Edition | Aucun dérangement<br>Altitudes de 61 à 104 m selon capteur   | Détection<br>Dénombrement<br>Suivi de population | Hanson et collab. (2014)             |
| Vautour du Cap<br><i>Gyps coprotheres</i>               | Non spécifié                                   | Non spécifié  | Non spécifié<br>Altitude non spécifiée   | Dénombrement                                     | Jewitt (2018)                        |
| <b>Mammifères terrestres</b>                            |  |   |  |  |                                      |
| Antilope du Tibet<br><i>Pantholops hodgsonii</i>        | Aile Delta Trimble UX5                         | Caméra Sony a5100 APS-C                                       | Non étudiée<br>Altitudes de 32, 125 et 250 m   | Dénombrement                                     | Hu et collab. (2020)                 |
| Belette<br><i>Mustela spp.</i>                          | Quadricoptère DJI Inspire 1                    | Capteur thermique DJI Zenmuse XT2 R                           | Aucun dérangement<br>Altitudes de 15 et 75 m, distances horizontales de 125 et 300 m<br>Observation : les bovins réagissent à la présence d'un drone (fuite) | Détection  | Bushaw et collab. (2019)             |
| Blaireau d'Amérique<br><i>Taxidea taxus</i>             |  |   |  |  |                                      |
| Bovins<br><i>Bos sp.</i>                                |  |   |  |  |                                      |
| Chat domestique<br><i>Felis silvestris catus</i>        |  |   |  |  |                                      |
| Chien domestique<br><i>Canis lupus familiaris</i>       |  |   |  |  |                                      |
| Coyote<br><i>Canis latrans</i>                          |  |   |  |  |                                      |
| Mouffette rayée<br><i>Mephitis mephitis</i>             |  |   |  |  |                                      |
| Raton laveur<br><i>Procyon lotor</i>                    |  |   |  |  |                                      |
| Renard roux<br><i>Vulpes vulpes</i>                     |  |   |  |  |                                      |
| Caribou<br><i>Rangifer tarandus</i>                     | Quadricoptère Aeryon Scout                     | Non spécifié  | Aucun dérangement<br>Altitude de 60 m (animaux en captivité)   | Réponse comportementale face au drone            | Christie et collab. (2016)           |
| Castor d'Europe<br><i>Castor fiber</i>                  | Hexacoptère 3D Robotics Y6                     | Caméra Canon S100   | Non étudiée<br>Altitude de 25 m  | Influence du castor sur l'environnement          | Puttock et collab. (2015)            |
| Cerf de Virginie<br><i>Odocoileus virginianus</i>       | Canard Ritewing Drak<br>Quadricoptère 3DR Solo | Capteur infrarouge FLIR Vue Pro                               | Non étudiée<br>Altitude de 100 m   | Détection<br>Dénombrement                        | Beaver et collab. (2020), Ott (2020) |

CONSERVATION

| Espèces   | Drone   | Capteur  | Réponse au drone   | Type d'étude   | Références   |
|---|---|--|--|--|--|
| Chevreuril européen<br><i>Capreolus capreolus</i>   | Drone personnalisé à partir d'un fuselage d'un planeur Easy Fly | Caméra Panasonic Lumix LX-3  | Non étudiée<br>Altitude de 100 m   | Détection<br>Dénombrement  | Barasona et collab. (2014),<br>Israel (2011)             |
| Daim européen<br><i>Dama dama</i>                   |   |  |  |  |  |
| Chimpanzé<br><i>Pan troglodytes</i>                 | Planeur Maya  | Caméra Canon Powershot SX230 HS                                    | Non étudiée<br>Nids difficiles à voir sous canopée<br>Altitudes de 80 à 110 m            | Détection  | van An del et collab. (2015)                             |
| Éléphant de savane<br><i>Loxodonta africana</i>     | Aile Delta Gatewing X100  | Caméra Ricoh GR3   | Vigilance à moins de 60 m<br>Aucun dérangement à 100 et 300 m<br>Altitudes de 60 à 300 m | Dénombrement   | Bennitt et collab. (2019)<br>Vermeulen et collab. (2013) |
| Garrano<br><i>Equus ferus caballus</i>              | DJI Phantom 3 Pro   | Caméra intégrée du drone   | Aucun dérangement à 10 m d'altitude<br>Distances de 10 à 50 m                            | Comportement   | Inoue et collab. (2019)                                  |
| Gibbon de Hainan<br><i>Nomascus hainanus</i>        | Hexaoptère DJI Matrice 600 Pro                                  | Capteur infrarouge, marque non spécifiée                           | Non étudiée<br>Altitude de 380 m, soit 50 m au-dessus de la canopée                      | Détection<br>Comportement nocturne                               | Zhang et collab. (2020)                                  |
| Hippopotame commun<br><i>Hippopotamus amphibius</i> | Octooptère Falcon 8+  | Capteur infrarouge Tamarisk 640                                    | Non étudiée<br>Altitudes de 38 à 115 m   | Développement d'un algorithme pour le dénombrement automatisé    | Lhoest et collab. (2015)                                 |
| Kangourou géant<br><i>Macropus giganteus</i>        | Quadricoptère DJI Phantom 3 Advanced                            | Caméra intégrée du drone   | Fuite à 30 m d'altitude<br>Altitudes de 30 à 120 m                                       | Réponse comportementale face au drone                            | Brunton et collab. (2019)                                |
| Koala<br><i>Phascolarctos cinereus</i>              | Hexaoptère S800 EVO   | Capteur infrarouge FLIR Tau 2-640                                  | Non étudiée<br>Altitudes de 20, 60 et 80 m   | Développement d'un algorithme pour le dénombrement automatisé    | Gonzalez et collab. (2016)                               |
| Molosse du Brésil<br><i>Tadarida brasiliensis</i>   | Quadricoptère personnalisé                                      | Détecteur d'ultrasons Ultramic 250<br>Capteur thermique Viento 320 | Aucun dérangement, évite le drone<br>Altitudes de 5 à 50 m                               | Réponse comportementale face au drone<br>Dénombrement acoustique | Fu et collab. (2018)                                     |
| Ongulés   | Planeur AVI-1<br>Aile Delta Skywalker X8 Flying Wing            | Capteur thermique et infrarouge TIR IRMOD v640                     | Non étudiée<br>Altitude de 150 m   | Détection  | Witczuk et collab. (2017)                                |
| Ongulés africains                                   | Quadricoptère DJI Phantom 3 pro<br>Quadricoptère DJI Inspire 1  | Caméra intégrée du drone   | Vigilance à 60 m d'altitude et à 100 m de distance<br>Altitudes de 10 à 100 m            | Réponse comportementale face au drone                            | Bennitt et collab. (2019)                                |
| Orang-outan<br><i>Pongo pygmaeus</i>                | Aile Delta Skywalker 2013                                       | Caméra Canon S100  | Non étudiée<br>Altitude de 80 m  | Dénombrement<br>Distribution spatiale                            | Wich et collab. (2016)                                   |

| Espèces  | Drone  | Capteur  | Réponse au drone  | Type d'étude  | Références   |
|--|--|--|---|---|--|
| Ours noir<br><i>Ursus americanus</i>                   | Quadricoptère Iris+                                | Caméra GoPro Hero 3+   | Aucun dérangement visible<br>Réaction physiologique notée<br>Désensibilisation avec le temps<br>Altitudes de 15 m et 20 m | Réponse comportementale face au drone<br>Réponse physiologique                              | Ditmer et collab. (2015, 2018)                                   |
| Rhinocéros blanc<br><i>Ceratotherium simum</i>         | Planeur Easy Fly St-330                            | Caméra Panasonic Lumix LX-3                                      | Aucun dérangement   | Prévention du braconnage  | Mulero-Pázmány et collab. (2014)                                 |
| Rhinocéros noir<br><i>Diceros bicornis</i>             |  | Caméra GoPro Hero 2<br>Capteur infrarouge Thermoteknix Micro CAM |   |   |  |
| Yack<br><i>Bos mutus</i>                               | Quadricoptère DJI Phantom 3 Pro                    | Caméra intégrée du drone   | Aucun dérangement<br>Altitude de 100 m  | Distribution spatiale   | Sun et collab. (2020)  |
| <b>Mammifères marins</b>                               |  |  |   |   |  |
| Baleine à bosse<br><i>Megaptera novaeangliae</i>       | Hexacooptère APH-22<br>Quadricoptère DJI Phantom 2 | Caméra GoPro Hero 3<br>Dispositif de prise d'échantillon aérien  | Aucun dérangement<br>Altitudes de 2 à 5 m   | Microbiologie   | Apprill et collab. (2017)<br>Dominguez-Sánchez et collab. (2018) |
| Baleine bleue<br><i>Balaenoptera musculus</i>          | Hexacooptère APH-22                                | Caméra Olympus E-PM2   | Aucun dérangement<br>Altitudes de 50 à 60 m   | Photogrammétrie   | Durban et collab. (2016)   |
| Baleine boréale<br><i>Balaena mysticetus</i>           | Planeur TD100E                                     | Caméra GoPro   | Aucun dérangement<br>Altitudes de 120 à 210 m   | Identification des individus  | Koski et collab. (2015)  |
| Baleine franche australe<br><i>Eubalaena australis</i> | Quadricoptère DJI Inspire 1 Pro                    | DJI Zenmuse X5 et filtre polarisant                              | Non étudiée<br>Altitudes de 5 à 120 m   | Photogrammétrie   | Christiansen et collab. (2018)                                   |
| Béluga<br><i>Delphinapterus leucas</i>                 | Hexacooptère, APH-22                               | Non spécifié   | Non étudiée<br>Altitude non spécifiée   | Suivi de population   | NOAA (2017)  |
| Dugong<br><i>Dugong dugon</i>                          | Planeur ScanEagle                                  | Caméra Nikon D90   | Non étudiée<br>Altitude de 152 m  | Suivi de population   | Hodgson et collab. (2013)  |
| Épaulard<br><i>Orcinus orca</i>                        | Hexacooptère APH-22                                | Caméra Olympus E-PM2   | Aucun dérangement<br>Altitudes de 35 à 40 m   | Photogrammétrie   | Durban et collab. (2015)   |
| Léopard de mer<br><i>Hydrurga leptonyx</i>             | Hexacooptère APH-22                                | Caméra Olympus E-PM2   | Aucun dérangement (animaux anesthésiés)<br>Altitudes de 23, 30 et 45 m  | Photogrammétrie   | Krause et collab. (2017)   |
| Loutre de mer<br><i>Enhydra lutris</i>                 | Quadricoptère Aeryon Scout<br>Hexacooptère APH-22  | Non spécifié   | Non étudiée<br>Loutre: altitude non spécifiée<br>Otarie: altitude de 45 m   | Loutre: Comportement d'alimentation<br>Otarie: Dénombrement et identification des individus | Christie et collab. (2016)                                       |
| Otarie de Steller<br><i>Eumetopias jubatus</i>         |  |  |   |   |  |
| Phoque gris<br><i>Halichoerus grypus</i>               | Planeur Ebee                                       | Caméra intégrée du drone   | Aucun dérangement<br>Altitudes de 75 à 80 m   | Réponse comportementale face au drone   | Arona et collab. (2018)  |
| Phoque rubané<br><i>Histiophoca fasciata</i>           | Planeur ScanEagle                                  | Caméra Nikon D300  | Aucun dérangement<br>Altitude de 122 m  | Détection<br>Identification   | Moreland et collab. (2015)                                       |
| Phoque tacheté<br><i>Phoca largha</i>                  |  |  |   |   |  |

CONSERVATION

| Espèces                            | Drone                               | Capteur                  | Réponse au drone   | Type d'étude                   | Références                 |
|------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------|--|--------------------------------|----------------------------|
| <i>Entomofaune</i>                 |                                     |                          |  |                                |                            |
| Échancré<br><i>Libythea celtis</i> | Quadricoptère DJI Phantom 2 Vision+ | Caméra intégrée du drone | À moins de 4 m, le déplacement d'air du drone perturbe le vol des papillons<br>Altitude de 4 m | Suivi de population            | Ivošević et collab. (2017) |
| Termitière                         | Quadricoptère RiCOPTER              | Capteur Lidar VUX-1UAV   | Non étudiée<br>Altitude de 55 m  | Caractérisation structurale 3D | D'hont et collab. (2021)   |

## Annexe 2 : Ensemble des références consultées dans le cadre de cette revue de littérature

- ANDREW, M.E. et J.M. SHEPHARD, 2017. Semi-automated detection of eagle nests: An application of very high-resolution image data and advanced image analyses to wildlife surveys. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3 (2): 66-80. <https://doi.org/10.1002/rse2.38>.
- AOKI K., S. ISOJUNNO, C. BELLOT, T. IWATA, J. KERSHAW, Y. AKIYAMA, L.M. MARTÍN LÓPEZ, C. RAMP, M. BIJW, R. SWIFT, P.J. WENSVEEN, P. POMEROY, T. NARAZAKI, A. HALL, K. SATO et P.J.O. MILLER, 2021. Aerial photogrammetry and tag-derived tissue density reveal feeding patterns of lipid-store body condition of humpback whales on their feeding grounds. *Proceedings of the Royal Society B*, 288: 20202307. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2307>.
- BARR, J.R., M.C. GREEN, S.J. DEMASO et T.B. HARDY, 2018. Detectability and visibility biases associated with using a consumer-grade unmanned aircraft to survey nesting colonial waterbirds. *Journal of Field Ornithology*, 89 (3): 242-57. <https://doi.org/10.1111/jfo.12258>.
- BARRETO, J., L. CAJAIBA, J.B. TEIXEIRA, L. NASCIMENTO, A. GIACOMO, N. BARCELOS, T. FETTERMANN et A. MARTINS, 2021. Drone-monitoring: Improving the detectability of threatened marine megafauna. *Drones*, 5: 14. <https://doi.org/10.3390/drones5010014>.
- BAXTER, P.W.J. et G. HAMILTON, 2018. Learning to fly: Integrating spatial ecology with unmanned aerial vehicle surveys. *Ecosphere*, 9 (4): 2194-94. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2194>.
- BAYRAM, H., K. DODDAPANENI, N. STEFAS et V. ISLER, 2016. Active localization of VHF collared animals with aerial robots. Dans: 2016 IEEE International Conference on Automation Science and Engineering, CASE 2016, IEEE Computer Society, p. 97-103. <https://doi.org/10.1109/COASE.2016.7743503>.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS, D.A. HILL et S.H. MUSTOE, 2000. Bird census techniques. 2<sup>e</sup> édition. Academic Press, New York, 302 p.
- BIRD, C.N., A.H. DAWN, J. DALE et D.W. JOHNSTON, 2020. A semi-automated method for estimating Adélie penguin colony abundance from a fusion of multispectral and thermal imagery collected with unoccupied aircraft systems. *Remote sensing*, 12: 3692. <https://doi.org/10.3390/rs12223692>.
- BLOOM, D., P.A. BUTCHER, A.P. COLEFAX, E.J. PROVOST, B.R. CULLIS et B.P. KELAHER, 2019. Drones detect illegal and derelict crab traps in a shallow water estuary. *Fisheries Management and Ecology*, 26 (4): 311-318. <https://doi.org/10.1111/fme.12350>.
- BOLLARD-BREEN, B., J.D. BROOKS, M.R.L. JONES, J. ROBERTSON, S. BETSCHAT, O. KUNG, S.C. CARY, C.K. LEE et S.B. POINTING, 2014. Application of an unmanned aerial vehicle in spatial mapping of terrestrial biology and human disturbance in the McMurdo Dry Valleys, East Antarctica. *Polar Biology*, 38: 573-578. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1586-7>.
- BOON, M.A., R. GREENFIELD et S. TEFAMICHAEL, 2016. Wetland assessment using unmanned aerial vehicle (UAV) photogrammetry. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XLI-B1: 781-788. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLI-B1-781-2016>.
- BOROWICZ, A., P. MCDOWALL, C. YOUNGFLESH, T. SAYRE-MCCORD, G. CLUCAS, R. HERMAN, S. FORREST, M. RIDER, M. SCHWALLER, T. HART, S. JENOUVRIER, M.I.J. POLITO, H. SINGH et H.J. LYNCH, 2018. Multi-modal survey of Adélie penguin mega-colonies reveals the Danger Islands as a seabird hotspot. *Scientific Reports*, 8: 3926. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22313-w>.
- BOYD, C., R.C. HOBBS, A.E. PUNT, K.E.W. SHELDEN, C.L. SIMS et P.R. WADE, 2019. Bayesian estimation of group sizes for a coastal cetacean using aerial survey data. *Marine Mammal Science*, 35 (4): 1322-1346. <https://doi.org/10.1111/mms.12592>.
- BRACK, I.V., A. KINDEL et L.F.B. OLIVEIRA, 2018. Detection errors in wildlife abundance estimates from unmanned aerial systems (UAS) surveys: Synthesis, solutions, and challenges. *Methods in Ecology and Evolution*, 9 (8): 1864-1873. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13026>.
- BRECKENRIDGE, R.P., M. DAKINS, S. BUNTING, J.L. HARBOUR et S. WHITE, 2011. Comparison of unmanned aerial vehicle platforms for assessing vegetation cover in sagebrush steppe ecosystems. *Rangeland Ecology and Management*, 64: 521-532. <https://doi.org/10.2111/REM-D-10-00030.1>.
- BROKER, K.C.A., R.G. HANSEN, K.E. LEONARD, W.R. KOSKI et M.P. HEIDE-JORGENSEN, 2019. A comparison of image and observer based aerial surveys of narwhal. *Marine Mammal Science*, 35 (4): 1253-1279. <https://doi.org/10.1111/mms.12586>.
- BURKE, C., M. RASHMAN, S. WICH, A. SYMONS, C. THERON et S. LONGMORE, 2019. Optimising observing strategies for monitoring animals using drone-mounted thermal infrared cameras. *International Journal of Remote Sensing*, 40: <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1558372>.
- BUSHAW, J., 2020. Applications of unmanned aerial vehicles for conducting mesocarnivore and breeding waterfowl surveys in Southern Manitoba. *Mémoire de maîtrise LSU, Valley City State University*, 61 p. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1558372>.
- BUSHAW, J.D., K.M. RINGELMAN, M.K. JOHNSON, T. ROHRER et F.C. ROHWER, 2020. Applications of an unmanned aerial vehicle and thermal-imaging camera to study ducks nesting over water. *Journal of Field Ornithology*, 91 (4): 409-420. <https://doi.org/10.1111/jfo.12346>.
- BUTCHER, P.A., A.P. COLEFAX, R.A. GORKIN III, S.M. KAJIURA, N.A. LÓPEZ, J. MOURIER, C.R. PURCELL, G.B. SKOMAL, J.P. TUCKER, A.J. WALSH, J.E. WILLIAMSON et V. RAOULT, 2021. The Drone Revolution of Shark Science: A Review. *Drones*, 5: 8. <https://doi.org/10.3390/drones5010008>.
- CANAL, D. et J.J. NEGRO, 2018. Use of drones for research and conservation of birds of prey. Dans: José SARASOLA, S.H., J.M. GRANDE et J.J. NEGRO. (édit.). *Birds of prey—Biology and conservation in the XXI century*. Springer, Switzerland, p. 325-337.
- CANAL, D., M. MULERO-PÁZMÁNY, J.J. NEGRO et F. SERGIO, 2016. Decoration increases the conspicuousness of raptor nests. *PLoS ONE*, 11 (7): e0157440. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157440>.
- CASELLA, E., A. COLLIN, D. HARRIS, S. FERSE, S. BEJARANO, V. PARRAVICINI, J.L. HENCH et A. ROVERE, 2017. Mapping coral reefs using consumer-grade drones and structure from motion photogrammetry techniques. *Coral Reefs*, 36 (1): 269-275. <https://doi.org/10.1007/s00338-016-1522-0>.
- CASELLA, E., J. DRECHSEL, C. WINTER, M. BENNINGHOFF et A. ROVERE, 2020. Accuracy of sand beach topography surveying by drones and photogrammetry. *Geo-Marine Letters*, 40: 255-268. <https://doi.org/10.1007/s00367-020-00638-8>.
- CASTELBLANCO-MARTINEZ, D.N., M.P. BLANCO-PARRA, P. CHARRUAU, B. PREZAS, I. ZAMORA-VILCHIS et C.A. NINO-TORRES, 2019. Detecting, counting and following the giants of the sea: A review of monitoring methods for aquatic megavertebrates in the Caribbean. *Wildlife Research*, 46 (7): 545-556. <https://doi.org/10.1071/WVR19008>.
- CHABOT, D. et C.M. FRANCIS, 2016. Computer-automated bird detection and counts in high-resolution aerial images: A review. *Journal of Field Ornithology*, 87: 343-359. <https://doi.org/10.1111/jfo.12171>.
- CHABOT, D. et D.M. BIRD, 2013. Small unmanned aircraft: Precise and convenient new tool for surveying wetlands. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 1: 15-24. <https://doi.org/10.1139/juvs-2013-0014>.
- CHABOT, D. et D.M. BIRD, 2015. Wildlife research and management methods in the 21<sup>st</sup> century: Where do unmanned aircraft fit in? *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3: 137-155. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0021>.
- CHABOT, D., C. DILLON, A. SHERROCK, N. WEISSFLOG et E.P.S. SAGER, 2018. Geo-information an object-based image analysis workflow for monitoring shallow-water aquatic vegetation in multispectral drone imagery. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7: 294. <https://doi.org/10.3390/ijgi7080294>.

- CHABOT, D., V. CARIGNAN et D.M. BIRD, 2014. Measuring habitat quality for least bitterns in a created wetland with use of a small unmanned aircraft. *Wetlands*, 34 (3): 527-33.
- CHEEK, B.D., T.B. GRABOWSKI, P.T. BEAN, J.R. GROESCHEL et S.J. MAGNELIA, 2016. Evaluating habitat associations of a fish assemblage at multiple spatial scales in a minimally disturbed stream using low-cost remote sensing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26 (1): 20-34. <https://doi.org/10.1002/aqc.2569>.
- CHRÉTIEN, L.-P., 2016. Détection et dénombrement de la moyenne et grande faune par imagerie visible et infrarouge thermique acquise à l'aide d'un aéronef sans pilote (ASP). Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Faculté des lettres et sciences humaines, Département de géomatique appliquée, Sherbrooke, 143 p. + annexes. Disponible en ligne à : <http://hdl.handle.net/11143/8598>.
- CHRÉTIEN, L.-P., J. THÉAU et P. MÉNARD, 2015. Wildlife multispecies remote sensing using visible and thermal infrared imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV). *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-1/W4: 241-248. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-1-W4-241-2015>.
- CHRÉTIEN, L.-P., J. THÉAU et P. MÉNARD, 2016. Visible and thermal infrared remote sensing for the detection and count of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) using an unmanned aerial vehicle. *Wildlife Society Bulletin*, 40 (1): 181-191. <https://doi.org/10.1002/wsb.629>.
- CHRISTIANSEN, F., A.M. DUJON, K.R. SPROGIS, J.P.Y. ARNOULD et L. BEJDER, 2016. Noninvasive unmanned aerial vehicle provides estimates of the energetic cost of reproduction in humpback whales. *Ecosphere*, 7: e01468. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1468>.
- CHRISTIANSEN, F., L. ROJANO-DOÑATE, P.T. MADSEN et L. BEJDER, 2016. Noise levels of multi-rotor unmanned aerial vehicles with implications for potential underwater impacts on marine mammals. *Frontiers in Marine Science*, 3: 277. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00277>.
- CHRISTIANSEN, P., K.A. STEEN, R.N. JØRGENSEN et H. KARSTOFT, 2014. Automated detection and recognition of wildlife using thermal cameras. *Sensors*, 14: 13778-13793. <https://dx.doi.org/10.3390/s140813778>.
- CHUNG, M., C. DETWEILER, M. HAMILTON, J. HIGGINS, J.-P. ORE et S. THOMPSON, 2015. Obtaining the thermal structure of lakes from the air. *Water*, 7: 6467-6482. <https://doi.org/10.3390/w7116467>.
- CLIFF, O.M., D.L. SAUNDERS et R. FITCH, 2018. Robotic ecology: Tracking small dynamic animals with an autonomous aerial vehicle. *Science Robotics*, 3: eaat8409. <https://doi.org/10.1126/scirobotics.aat8409>.
- CLIFF, O.M., R. FITCH, S. SUKKARIEH, D.L. SAUNDERS et R. HEINSOHN, 2015. Online localization of radio-tagged wildlife with an automated aerial robot system (non paginé). Dans: *Proceedings of robotics: Science and systems*. Rome, Italie. <https://doi.org/10.15607/RSS.2015.XI.042>.
- COLEFAX, A.P., P.A. BUTCHER et B.P. KELAHER, 2018. The potential for unmanned aerial vehicles (UAVs) to conduct marine fauna surveys in place of manned aircraft. *ICES Journal of Marine Science*, 75 (1): 1-8. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx100>.
- CRUTSINGER, G.M., J. SHORT et R. SOLLENBERGER, 2016. The future of UAVs in ecology: An insider perspective from the Silicon Valley drone industry. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 4: 1161-1168. <https://doi.org/10.1139/juvs-2016-0008>.
- CUEVAS, E., N.F. PUTMAN, A. URIBE-MARTÍNEZ, M.C. LÓPEZ-Castro, V. GUZMÁN-HERNÁNDEZ, S.A. GALLEGOS-FERNÁNDEZ, M.Á. LICEAGA-CORREA, J.A. TRUJILLO-CÓRDOVA, R.J. GONZÁLEZ-DÍAZ-MIRÓN, A. NEGRETE-PHILLIPE, H.H. ACOSTA-SÁNCHEZ, R.C. MARTÍNEZ-PORTUGAL, M. LÓPEZ-HERNÁNDEZ, P. HUERTA-RODRÍGUEZ et J. SILVER, 2020. First spatial distribution analysis of male sea turtles in the Southern Gulf of Mexico. *Frontier in Marine Science*, 7: 561846. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.561846>.
- D'HONT, B., K. CALDERS, H. BARTHOLOMEUS, T. WHITESIDE, R. BARTOLO, S. LEVICK, S.M. KRISHNA MOORTHY, L. TERRY et H. VERBEECK, 2021. Characterising termite mounds in a tropical savanna with UAV laser scanning. *Remote Sensing*, 13, 476. <https://doi.org/10.3390/rs13030476>.
- DAVY, C.M., A.T. FORD et K.C. FRASER, 2017. Aeroconservation for the fragmented skies. *Conservation Letters*, 10 (6): 773-780. <https://doi.org/10.1111/conl.12347>.
- DE MELO, F., 2021. Drones for conservation: New techniques to monitor muriquis. *Oryx*, 55(2): 171. <https://doi.org/10.1017/S0030605321000028>.
- DEAR, E.J., P.-J. GUAY, R.W. ROBINSON et M.A. WESTON, 2015. Distance from shore positively influences alert distance in three wetland bird species. *Wetlands Ecology and Management*, 23 (2): 315-318. <https://doi.org/10.1007/s11273-014-9376-0>.
- DEHVARI, A. et R.J. HECK, 2012. Removing non-ground points from automated photo-based DEM and evaluation of its accuracy with LiDAR DEM. *Computer and Geosciences*, 43: 108-117. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.02.013>.
- DESROCHERS, A., J.A. TREMBLAY, Y. AUBRY, D. CHABOT, P. PACE et D.M. BIRD, 2018. Estimating wildlife tag location errors from a VHF receiver mounted on a drone. *Drones*, 2: 44. <https://doi.org/10.3390/drones2040044>.
- DI FRANCO, A., P. THIRIET, G. DI CARLO, C. DIMITRIADIS, P. FRANCOUR, N.L. GUTIÉRREZ, A.J. DE GRISSAC, D. KOUTSOUBAS, M. MILAZZO, M. OTERO, C. PIANTE, J. PLASS-JOHNSON, S. SAINZ-TRAPAGA, L. SANTAROSSA, S. TUDELA et P. GUIDETTI, 2016. Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management. *Scientific Reports*, 6: 38135. <https://doi.org/10.1038/srep38135>.
- DILL, L.M. et A. FRID, 2020. Behaviourally mediated biases in transect surveys: A predation risk sensitivity approach. *Canadian Journal of Zoology*, 98: 697-704. <https://doi.org/10.1139/cjz-2020-0039>.
- DOI, H., Y. AKAMATSU, Y. WATANABE, M. GOTO, R. INUI, I. KATANO, M. NAGANO, T. TAKAHARA et T. MINAMOTO, 2017. Water sampling for environmental DNA surveys by using an unmanned aerial vehicle. *Limnology and Oceanography-Methods*, 15 (11): 939-944. <https://doi.org/10.1002/lom3.10214>.
- DØSSING, A., E. LIMA SIMOES DA SILVA, G. MARTELET, T. MAACK RASMUSSEN, E. GLOUAGEN, J. THEJLL PETERSEN et J.A. LINDE, 2021. A high-speed, lightweight scalar magnetometer bird for km scale UAV magnetic surveying: On sensor choice, bird design, and quality of output data. *Remote Sensing*, 13: 649. <https://doi.org/10.3390/rs13040649>.
- DOUKARI, M., M. BATSARIS, A. PAPA-KONSTANTINOY et K. TOPOUZELIS, 2019. A protocol for aerial survey in coastal areas using UAS. *Remote Sensing*, 11 (16): 1913. <https://doi.org/10.3390/rs11161913>.
- DU, Y., Y. BAI et L. WAN, 2020. Wetland information extraction based on UAV multispectral and oblique images. *Arabian Journal of Geosciences*, 13: 1241. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-06205-w>.
- DUFFY, J.P., L. PRATT, K. ANDERSON, P.E. LAND et J.D. SHUTLER, 2018. Spatial assessment of intertidal seagrass meadows using optical imaging systems and a lightweight drone. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 200: 169-180. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.11.001>.
- DUFFY, J.P., J.D. SHUTLER, M.J. WITT, L. DEBELL et K. ANDERSON, 2018. Tracking fine-scale structural changes in coastal dune morphology using kite aerial photography and uncertainty-assessed structure-from-motion photogrammetry. *Remote Sensing*, 10(9): 1494. <https://doi.org/10.3390/rs10091494>.
- DUGDALE, S.J., C.A. KELLEHER, I.A. MALCOLM, S. CALDWELL et D.M. HANNAH, 2019. Assessing the potential of drone-based thermal infrared imagery for quantifying river temperature heterogeneity. *Hydrological Processes*, 33 (7): 1152-1163. <https://doi.org/10.1002/hyp.13395>.
- DUJON, A.M. et G. SCHOFIELD. Importance of machine learning for enhancing ecological studies using information-rich imagery. *Endangered Species Research*, 39: 91-104. <https://doi.org/10.3354/esr00958>.
- DULAVA, S., W.T. BEAN et O.M.W. RICHMOND, 2015. Environmental reviews and case studies: Applications of unmanned aircraft systems (UAS) for waterbird surveys. *Environmental Practice*, 17: 201-210. <https://doi.org/10.1017/S1466046615000186>.

- DUNFORD, R., K. MICHEL, M. GAGNAGE, H. PIÉGAY et M.-L. TRÉMELO, 2009. Potential and constraints of unmanned aerial vehicle technology for the characterization of Mediterranean riparian forest. *International Journal of Remote Sensing*, 30: 4915-4935. <https://doi.org/10.1080/014311609032023025>.
- EIKELBOOM, J.A.J., J. WIND, E. VAN DE VEN, L.M. KENANA, B. SCHRODER, H.J. de KNEGT, F. VAN LANGEVELDE et H.H.T. PRINS, 2019. Improving the precision and accuracy of animal population estimates with aerial image object detection. *Methods in Ecology and Evolution*, 10 (11): 1875-1887. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13277>.
- ELLIS, S.L., M.L. TAYLOR, M. SCHIELE et T.B. LETESSIER, 2021. Influence of altitude on tropical marine habitat classification using imagery from fixed-wing, water-landing UAVs. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 7 (1): 50-63. <https://doi.org/10.1002/rse2.160>.
- EVANS, A.D., K.H. GARDNER, S. GREENWOOD et B. PRUITT, 2020. Exploring the utility of small unmanned aerial system (suas) products in remote visual stream ecological assessment. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13228>.
- FETTERMANN, T., L. FIORI, M. BADER, A. DOSHI, D. BREEN, K.A. STOCKIN et B. BOLLARD, 2019. Behaviour reactions of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) to multirotor unmanned aerial vehicles (UAVs). *Scientific Reports*, 9: 8558. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44976-9>.
- FIORI, L., A. DOSHI, E. MARTINEZ, M.B. ORAMS et B. BOLLARD-BREEN, 2017. The use of unmanned aerial systems in marine mammal research. *Remote Sensing*, 9 (6): 543. <https://doi.org/10.3390/rs9060543>.
- FRITSCH, C.J. et C.T. DOWNS, 2020. Evaluation of low-cost consumer-grade UAVs for conducting comprehensive high-frequency population censuses of hippopotamus populations. *Conservation Science and Practice*: e281. <https://doi.org/10.1111/csp2.281>.
- FUDALA, K. et R.J. BIALIK, 2020. Breeding colony dynamics of southern elephant seals at Patelnia Point, King George Island, Antarctica. *Remote Sensing*, 12: 2964. <https://doi.org/10.1111/csp2.281>.
- GARTON, E.O., J.S. HORNE, J.L. AYCRIFF et J.T. RATTI, 2012. Research and experimental design. Dans: SILVY, N.J. (éd.). *The wildlife techniques manual—Research* (Vol. 1). 7<sup>e</sup> édition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 1-40.
- GILES, A.B., P.A. BUTCHER, A.P. COLEFAX, D.E. PAGENDAM, M. MAYJOR et B.P. KELAHER, 2019. Responses of bottlenose dolphins (*Tursiops* spp.) to small drones. *Marine and Freshwater Ecosystems*, 2020: 1-8. <https://doi.org/10.1002/aqc.3440>.
- GIONES, F. et A. BREM, 2017. From toys to tools: The co-evolution of technological and entrepreneurial developments in the drone industry. *Business Horizons*, 60: 875-884. <https://doi.org/10.1016/j.bushor.2017.08.001>.
- GOMES, I., L. PETEIRO, J. BUENO-PARDO, R. ALBUQUERQUE, S. PEREZ-JORGE, E.R. OLIVEIRA, F.L. ALVES et H. QUEIROGA, 2018. What's a picture really worth? On the use of drone aerial imagery to estimate intertidal rocky shore mussel demographic parameters. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 213: 185-198. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.020>.
- GRACCHI, T., G. ROSSI, C. TACCONI STEFANELLI, L. TANTERI, R. POZZANI et S. MORETTI, 2021. Tracking the Evolution of riverbed morphology on the basis of UAV photogrammetry. *Remote Sensing*, 13: 829. <https://doi.org/10.3390/rs13040829>.
- GRAY, P.C., K.C. BIERLICH, S.A. MANTELL, A.S. FRIEDLAENDER, J.A. GOLDBOGE et D.W. JOHNSTON, 2019. Drones and convolutional neural networks facilitate automated and accurate cetacean species identification and photogrammetry. *Methods in Ecology and Evolution*, 10 (9): 1490-1500. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13246>.
- GRÉMILLET, D., W. PUECH, V. GARÇON, T. BOULINIER et Y. LE MAHO. 2012. Robots in ecology: Welcome to the machine. *Open Journal of Ecology*, 2: 49-57. <https://doi.org/10.4236/oje.2012.22006>.
- GROOM, G., I.K. PETERSEN, M.D. ANDERSON et A.D. FOX, 2011. Using object-based analysis of image data to count birds: Mapping of lesser flamingos at Kamfers Dam, Northern Cape, South Africa. *International Journal of Remote Sensing*, 32: 4611-4639. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.489068>.
- GUO, X.J., Q.Q. SHAO, Y.Z. LI, Y.C. WANG, D.L. WANG, J.Y. LIU, J.W. FAN et F. YANG, 2018. Application of UAV remote sensing for a population census of large wild herbivores-taking the headwater region of the Yellow River as an example. *Remote Sensing*, 10 (7): 1041. <https://doi.org/10.3390/rs10071041>.
- HABEL, J.C., M. TEUCHER, W. ULRICH, M. BAUER et D. RÖDDER, 2016. Drones for butterfly conservation: Larval habitat assessment with an unmanned aerial vehicle. *Landscape Ecology*, 31: 2385-2395. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0409-3>.
- HADJIKYRIAKOU, T.G., N. KASSINIS, D. SKARLATOS, P. CHARILAOU et A.N.G. KIRSCHER, 2020. Breeding success of Eleonora's Falcon in Cyprus revisited using survey techniques for cliff-nesting species. *The Condor*, 122: 1-13. <https://doi.org/10.1093/condor/duaa045>.
- HAHN, N., A. MWAKATOBE, J. KONUCHE, N. DE SOUZA, J. KEYU, M. GOSS, A. CHANG'A, S. PALMINTERI, E. DINERSTEIN et D. OLSON, 2017. Unmanned aerial vehicles mitigate human-elephant conflict on the borders of Tanzanian Parks: A case study. *Oryx*, 51: 513-516. <https://doi.org/10.1017/S0030605316000946>.
- HAMMILL, M.O., J. DALE, G.B. STENSON, C. DEN HEYER, J.-F. GOSSELIN, P. LEBLANC et D.W. JOHNSTON, 2017. Comparison of methods to estimate grey seal pup production at different colonies. *Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2017/041*, Ottawa, Ontario. 19 p. Disponible en ligne à: <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/4061718x.pdf>.
- HARKNESS, P. et K.R. SPROGIS, 2020. Silver gull harassment of humpback whales in Exmouth Gulf, Western Australia. *Marine and Freshwater Research*. <https://doi.org/10.1071/MF20129>.
- HARRIS, J.M., J.A. NELSON, G. RIEUCAU et W.P. BROUSSARD III, 2019. Use of drones in fishery science. *Transactions of the American Fisheries Society*, 148: 687-697. <https://doi.org/10.1002/tafs.10168>.
- HARVEY, R.J., K. ROSKILLY, C. BUSE, H.K. EVANS, T.Y. HUBEL et A.M. WILSON, 2016. Determining position, velocity and acceleration of free-ranging animals with a low-cost unmanned aerial system. *Journal of Experimental Biology*, 219 (17): 2687-2692. <https://doi.org/10.1242/jeb.139022>.
- HE, G., H. YANG, R. PAN, Y. SUN, P. ZHENG, J. WANG, X. JIN, J.Z. HANG, B. LI et S. GUO, 2019. Using unmanned aerial vehicle with thermal-image acquisition camera for animal survey—A case study on the Sichuan snub-nosed monkeys in Mt. Qinling. *Integrative Zoology*, 15 (1): 79-86. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12410>.
- HELM, C., M.A. HASSAN et D. REID, 2020. Characterization of morphological units in a small, forested stream using close-range remotely piloted aircraft imagery. *Earth and Surface Dynamics*, 8: 913-929. <https://doi.org/10.5194/esurf-8-913-2020>.
- HERLIN, A., E. BRUNBERG, J. HULTGREN, N. HÖGBERG, A. RYDBERG et A. SKARIN. Animal welfare implications of digital tools for monitoring and management of cattle and sheep on pasture. *Animals*, 11: 829. <https://doi.org/10.3390/ani11030829>.
- HILL, D.J., C. TARASOFF, G.E. WHITWORTH, J. BARON, J.L. BRADSHAW et J.S. CHURCH, 2017. Utility of unmanned aerial vehicles for mapping invasive plant species: A case study on yellow flag iris (*Iris pseudacorus* L.). *International Journal of Remote Sensing*, 38: 2083-2105. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1264030>.
- HODGSON, A., D. PEELE et N. KELLY, 2017. Unmanned aerial vehicles for surveying marine fauna: Assessing detection probability. *Ecological Applications* 27 (4): 1253-1267. <https://doi.org/10.1002/eap.1519>.
- HOLLDFORD, E., 2018. Avifauna ethological response to unmanned aircraft systems. Master's Project and Capstones 771, University of San Francisco, San Francisco, Californie, 71 p. Disponible en ligne à: <https://repository.usfca.edu/capstone/771>.
- HUGHEY, L.F., A.M. HEIN, A. STRANDBURG-PESHKIN et F.H. JENSEN, 2018. Challenges and solutions for studying collective animal behaviour in the wild. *Philosophical Transactions of the Royal Society B—Biological Sciences*, 373 (1746): 70005. <https://doi.org/10.1098/rstb.2017.0005>.

- IVOŠEVIĆ, B., Y.-G. HAN, Y. CHO et O. KWON, 2015. The use of conservation drones in ecology and wildlife research. *Journal of Ecology and Environment*, 38 (1): 113-118. <https://doi.org/10.5141/ecoenv.2015.012>.
- JOHNSTON, D.W., J. DALE, K.T. MURRAY, E. JOSEPHSON, E. NEWTON et S. WOOD, 2017. Comparing occupied and unoccupied aircraft surveys of wildlife populations: Assessing the gray seal (*Halichoerus grypus*) breeding colony on Muskeget Island, USA. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 5 (4): 178-191. <https://doi.org/10.1139/juvs-2017-0012>.
- KAYS, R., J. SHEPPARD, K. MCLEAN, C. WELCH, C. PAUNESCU, V. WANG, G. KRAVIT et M. CROFOOT, 2019. Hot monkey, cold reality: Surveying rainforest canopy mammals using drone-mounted thermal infrared sensors. *International Journal of Remote Sensing*, 40 (2): 407-19. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1523580>.
- KILFOIL, J.P., I. RODRIGUEZ-PINTO, J.J. KISZKA, M.R. HEITHAUS, Y. ZHANG, C.C. ROA, L.E. AILLOUD, M.D. CAMPBELL, et A.J. WIRSING, 2020. Using unmanned aerial vehicles and machine learning to improve sea cucumber density estimation in shallow habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 77: 2882-2889. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa161>.
- KISSEL, R.E. et S.K. NIMMO, 2011. A technique to estimate white-tailed deer *Odocoileus virginianus* using vertical-looking infrared imagery. *Wildlife Biology*, 17: 87-92. <https://doi.org/10.2981/10-040>.
- KOH, L.P. et S.A. WICH, 2012. Dawn of drone ecology: Low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, 5: 121-132. <https://doi.org/10.1177%2F194008291200500202>.
- KORCZAK-ABSHIRE, M., A. KIDAWA, A. ZMARZ, R. STORVOLD, S.R., Karlsen, M. RODZEWICZ, K. CHWEDORZEWSKA et A. ZNOJ, 2016. Preliminary study on nesting Adélie penguins disturbance by unmanned aerial vehicles. *CCAMLR Science*, 23: 1-16. Disponible en ligne à: [https://www.ccamlr.org/fr/system/files/science\\_journal\\_papers/Kidawa%20et%20al.pdf](https://www.ccamlr.org/fr/system/files/science_journal_papers/Kidawa%20et%20al.pdf).
- KORNE, N., S.A. FLEMMING, P.A. SMITH et E. NOL, 2020. Applying structure-from-motion habitat reconstruction and GIS terrain analysis to test hypotheses about nest-site selection by shorebirds. *Journal of Field Ornithology*, 91 (4): 421-432. <https://doi.org/10.1111/jof.12351>.
- KRAUSE, D.J., J.T. Hinke, M.E. GOEBEL et W.L. PERRYMAN, 2021. Drones minimize Antarctic predator responses relative to ground survey methods: An appeal for context in policy advice. *Frontier in Marine Science*, 8: 648772. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.648772>.
- LAMBERTUCCI, S.A., E.L. SHEPARD et R.P. WILSON, 2015. Human-wildlife conflicts in a crowded airspace. *Science*, 348 (6234): 502-504. <https://doi.org/10.1126/science.aaa6743>.
- LE MAHO, Y., J.D. WHITTINGTON, N. HANUISE, L. PEREIRA, M. BOUREAU, M. BRUCKER, N. CHATELAIN, J. COURTECUISSIE, F. CRENNER et B. FRIES, 2014. Rovers minimize human disturbance in research on wild animals. *Nature Methods*, 11 (12): 1242-1244. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3173>.
- LEFCOURT, A.M., M.C. SIEMENS et P. RIVADENEIRA, 2019. Optical parameters for using visible-wavelength reflectance or fluorescence imaging to detect bird excrements in produce fields. *Applied Sciences-Basel*, 9 (4): 715. <https://doi.org/10.3390/app9040715>.
- LEJOT, J., C. DELACOURT, H. PIÉGAY, T. FOURNIER, M.-L. TRÉMÉLO et P. ALLEMAND, 2007. Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32: 1705-1725. <https://doi.org/10.1002/esp.1595>.
- LEONARDO, M., A.M. JENSEN, C. COOPMANS, M. MCKEE et Y.Q. CHEN, 2013. A miniature wildlife tracking UAV payload system using acoustic biotelemetry. *Proceedings of the ASME 2013 International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference*, IDETC/CIE 2013, 4-7 août 2013, Portland, Oregon, 4 p. <https://doi.org/10.1115/DETC2013-13267>.
- LETESSIER, T.B., P.J. BOUCHET et J.J. MEEUWIG, 2017. Sampling mobile oceanic fishes and sharks: Implications for fisheries and conservation planning. *Biological Reviews*, 92 (2): 627-646. <https://doi.org/10.1111/brv.12246>.
- LEVY, J., C. HUNTER, T. LUKACZYK et E.C. FRANKLIN, 2018. Assessing the spatial distribution of coral bleaching using small unmanned aerial systems. *Coral Reefs*, 37: 373-387. <https://doi.org/10.1007/s00338-018-1662-5>.
- LEVY, S., 2011. Ravens hunting rabbits: Unmanned aircraft help protect pygmy rabbits. *Unmanned Systems*, 29: 34-35. Disponible en ligne à: [https://uas.usgs.gov/nupo/pdf/mission/ID\\_PygmyRabbitLandscape\\_AUVSI\\_RavensHunting.pdf](https://uas.usgs.gov/nupo/pdf/mission/ID_PygmyRabbitLandscape_AUVSI_RavensHunting.pdf).
- LI, L., D.T. TIETZE, A. FRITZ, Z. LU, M. BURGIE et I. STORCH, 2018. Rewilding cultural landscape potentially puts both avian diversity and endemism at risk: A Tibetan plateau case study. *Biological Conservation*, 224: 75-86. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.008>.
- LIANG, Y.-J., H. KUO, A.J. GIORDANO, K. JAI-CHYI PEI, 2020. Seasonal variation in herd composition of the Formosan sika deer (*Cervus nippon taiouanus*) in a forest-grassland mosaic habitat of southern Taiwan. *Global Ecology and Conservation*, 24: e01283. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01283>.
- LISEIN, J., J. LINCHANT, P. LEJEUNE, P. BOUCHE et C. VERMEULEN, 2013. Aerial surveys using an unmanned aerial system (UAS): Comparison of different methods for estimating the surface area of sampling strips. *Tropical Conservation Science*, 6 (4): 506-520. <https://doi.org/10.1177%2F194008291300600405>.
- LOBERMEIER, S., M. MOLDENHAUER, C.M. PETER, L. SLOMINSKI, R.A. TEDESCO, M. VER MEER, J.F. DWYER, R.E. HARNESS et A.H. STEWART, 2015. Mitigating avian collision with power lines: A proof of concept for installation of line markers via unmanned aerial vehicle. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(4): 252-258. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0009>.
- LONGMORE, S.N., R.P. COLLINS, S. PFEIFER, S.E. FOX, M. MULERO-PAZMANY, F. BEZOMBES, A. GOODWIN, M. DE JUAN OVELAR, J.H. KNAPEN et S.A. WICH, 2017. Adapting astronomical source detection software to help detect animals in thermal images obtained by unmanned aerial systems. *International Journal of Remote Sensing*, 38: 2623-2638. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1280639>.
- LYONS, M.B., K.J. BRANDIS, N.J. MURRAY, J.H. WILSHIRE, J.A. MCCANN, R.T. KINGSFORD et C.T. CALLAGHAN, 2019. Monitoring large and complex wildlife aggregations with drones. *Methods in Ecology and Evolution*, 10 (7): 1024-1035. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13194>.
- MAGNESS, D.R., T. ESKELIN, M. LAKER et H.M. RENNER, 2019. Evaluation of small unmanned aerial systems as a census tool for Aleutian tern *Onychoprion aleuticus* colonies. *Marine Ornithology*, 47 (1): 11-16. Disponible en ligne à: [http://www.marineornithology.org/PDF/47\\_1/47\\_1\\_11-16.pdf](http://www.marineornithology.org/PDF/47_1/47_1_11-16.pdf).
- MARACCCIO, J.V., C.E. MARKLE et P. CHOW-FRASER, 2015. Unmanned aerial vehicles produce high-resolution, seasonally-relevant imagery for classifying wetland vegetation. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 40: 249-256. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-1-W4-249-2015>.
- MARRIS, E. 2013. Drones in science: Fly, and bring me data. *Nature*, 498: 156-158. <https://doi.org/10.1038/498156a>.
- MARTIN, J., H.H. EDWARDS, M.A. BURGESS, H.F. PERCIVAL, D.E. FAGAN, B.E. GARDNER, J.G. ORTEGA-ORTIZ, P.G. IFJU, B.S. EVERS et T.J. RAMBO, 2012. Estimating distribution of hidden objects with drones: From tennis balls to manatees. *PLoS ONE*, 7: e38882. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038882>.
- MATTERN, T., K. REXER-HUBER, G. PARKER, J. AMEY, C.-P. GREEN, A.J.D. TENNYSON, P.M. SAGAR, et D.R. THOMPSON, 2021. Erect-crested penguins on the Bounty Islands: Population size and trends determined from ground counts and drone surveys. *Notornis*, 68 (1): 37-50. Disponible en ligne à: <https://notornis.osnz.org.nz/node/4538>.
- MAXWELL, S.M., N.C. BAN et L.E. MORGAN, 2014. Pragmatic approaches for effective management of pelagic marine protected areas. *Endangered Species Research*, 26: 59-74. <https://doi.org/10.3354/esr00617>.
- MCCOMB, B., B. ZUCKERBERG, D. VESELY et C. JORDAN, 2010. *Monitoring animal populations and their habitats—A practitioner's guide*. CRC Press, New York, 277 p.

- MCINTOSH, R.R., R. HOLMBERG et P. DANN, 2018. Looking without landing—Using remote piloted aircraft to monitor fur seal populations without disturbance. *Frontiers in Marine Science*, 5: 202. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00202>.
- MEEK, P. et P. FLEMING (édit.), 2014. Camera trapping—Wildlife management and research. CSIRO Publishing, Clayton South, Australie, 367 p.
- MICHEZ, A., H. PIÉGAY, J. LISEIN, H. CLAESSENS et P. LEJEUNE, 2016. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188: 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4996-2>.
- MICHEZ, A., S. BROSET et P. LEJEUNE, 2021. Ears in the sky: Potential of drones for the bioacoustic monitoring of birds and bats. *Drones*, 5: 9. <https://doi.org/10.3390/drones5010009>.
- MILNE, S., J.G.A. MARTIN, G. REYNOLDS, C.S. VAIRAPPAN, E.M. SLADE, J.F. BRODIE, S.A. WICH, N. WILLIAMSON et D.F.R.P. BURSLEM, 2021. Drivers of Bornean orangutan distribution across a multiple-use tropical landscape. *Remote Sensing*, 13: 458. <https://doi.org/10.3390/rs13030458>.
- MOGSTAD, A.A., G. JOHNSEN et M. LUDVIGSEN, 2019. Shallow-water habitat mapping using underwater hyperspectral imaging from an unmanned surface vehicle: A pilot study. *Remote Sensing*, 11 (6): 685. <https://doi.org/10.3390/rs11060685>.
- MULERO-PÁZMÁNY, M., J.J. NEGRO et M. FERRER, 2014. A low-cost way for assessing bird risk hazards in power lines: Fixed-wing small unmanned aircraft systems. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 2: 5-15. <https://doi.org/10.1139/juvs-2013-0012>.
- MÜLLEROVÁ, J., J. BR NA, P. DVO ÁK, T. BARTALOŠ et M. VÍTKOVÁ, 2016. Does the data resolution/origin matter? Satellite, airborne and UAV imagery to tackle plant invasions. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 41: 903-908. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLI-B7-903-2016>.
- MÜLLEROVÁ, J., T. BARTALOŠ, J. BR NA, P. DVO ÁK et M. VÍTKOVÁ, 2017. Unmanned aircraft in nature conservation: An example from plant invasions. *International Journal of Remote Sensing*, 38: 2177-2198. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1275059>.
- MURFIT, S.L., B.M. ALLAN, A. BELLGROVE, A. RATTRAY, M.A. YOUNG et D. IERODIACONOU, 2017. Applications of unmanned aerial vehicles in intertidal reef monitoring. *Scientific Reports*, 7: 10259. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10818-9>.
- MUSTAFA, O., A. BARBOSA, D.J. KRAUSE, H.U. PETER, G. VIEIRA et M.C. RUMMLER, 2018. State of knowledge: Antarctic wildlife response to unmanned aerial systems. *Polar Biology*, 41 (11): 2387-2398. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2363-9>.
- [NOAA] NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION, 2015. Studying killer whales with an unmanned aerial vehicle. Disponible en ligne à: <https://www.fisheries.noaa.gov/feature-story/studying-killer-whales-unmanned-aerial-vehicle>. [Visité le 2019-09-05].
- NIWA, H., 2021. Assessing the activity of deer and their influence on vegetation in a wetland using automatic cameras and low altitude remote sensing (LARS). *European Journal of Wildlife Research*, 67: 3. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01450-6>.
- NUHLÍČKOVÁ, S., J. SVETLÍK, M. ŠIBÍKOVÁ, I. JAROLÍMEK et T. ZUNA-KRATKY, 2021. Current distribution, microhabitat requirements and vulnerability of the Keeled Plump Bush-cricket (*Isohya costata*) at the north-western periphery of its range. *Journal of Insect Conservation*, 25: 65-76. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00280-w>.
- O'DONOGHUE, P. et C. RUTZ, 2016. Real-time anti-poaching tags could help prevent imminent species extinctions. *Journal of Applied Ecology*, 53: 5-10. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12452>.
- OLD, J.M., S.H. LIN et M.J.M. FRANKLIN, 2019. Mapping out bare-nosed wombat (*Vombatus ursinus*) burrows with the use of a drone. *BMC Ecology*, 19 (1): 39. <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0257-5>.
- OLEKSYN, S., L. TOSETTO, V. RAOULT, K.E. JOYCE et J.E. WILLIAMSON, 2021. Going batty: The challenges and opportunities of using drones to monitor the behaviour and habitat use of rays. *Drones*, 5: 12. <https://doi.org/10.3390/drones5010012>.
- OLIVEIRA, J.S.F., G. GEORGIADIS, S. CAMPELLO, R.A. BRANDAO et S. CIUTI, 2017. Improving river dolphin monitoring using aerial surveys. *Ecosphere*, 8 (8): 1912. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1912>.
- OLSOY, P.J., L.A. SHIPLEY, J.L. RACHLOW, J.S. FORBEY, N.F. GLENN, M.A. BURGESS et D.H. THORNTON, 2018. Unmanned aerial systems measure structural habitat features for wildlife across multiple scales. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(3): 594-604. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12919>.
- ORE, J.P., S. ELBAUM, A. BURGIN et C. DETWEILER, 2015. Autonomous aerial water sampling. *Journal of Field Robotics*, 32: 1095-1113. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-07488-7\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-319-07488-7_10).
- ORTEGA-TEROL, D., M.A. MORENO, D. HERNANDEZ-LOPEZ et P. RODRIGUEZ-GONZALVEZ, 2014. Survey and classification of large woody debris (LWD) in streams using generated low-cost geomatic products. *Remote Sensing*, 6 (12): 11770-11790. <https://doi.org/10.3390/rs61211770>.
- PAGACZ, S. et J. WITCZUK, 2017. Wykorzystanie samolotów bezałogowych i termowizji do nocnej inwentaryzacji kopytnych [Using drones and thermal imaging for night ungulate surveys in forests]. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 18 (49A/4): 50-57. Disponible en ligne à: <http://agro.icm.edu.pl/agro/element/bwmeta1.element.agro-553ca404-259b-4288-837d-767a1a69262b?q=bwmeta1.element.agro-cefcb80f-c2a8-4f2b-a091-6e264af3d65e;11&qt=CHILDREN-STATELESS>.
- PANDE-CHHETRI, R., A. ABD-ELRAHMAN, T. LIU, J. MORTON et V.L. WILHELM, 2017. Object-based classification of wetland vegetation using very high-resolution unmanned air system imagery. *European Journal of Remote Sensing*, 50: 564-576. <https://doi.org/10.1080/22797254.2017.1373602>.
- PANEQUE-GÁLVEZ, J., M.K. MCCALL, B.M. NAPOLETANO, S.A. WICH et L.P. KOH, 2014. Small drones for community-based forest monitoring: An assessment of their feasibility and potential in tropical areas. *Forests*, 5: 1481-1507. <https://doi.org/10.3390/f5061481>.
- PARSONS, M., D. BRATANOV, K.J. GASTON et F. GONZALEZ, 2018. UAVs, hyperspectral remote sensing, and machine learning revolutionizing reef monitoring. *Sensors*, 18: 2026. <https://doi.org/10.3390/s18072026>.
- PERROY, R.L., T. SULLIVAN et N. STEPHENSON, 2017. Assessing the impacts of canopy openness and flight parameters on detecting a sub-canopy tropical invasive plant using a small unmanned aerial system. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 125: 174-183. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.01.018>.
- PIROTTA V., A. SMITH, M. OSTROWSKI, D. RUSSELL, I.D. JONSEN, A. GRECH et R. HARCOURT, 2017. An economical custom-built drone for assessing whale health. *Frontiers in Marine Sciences*, 4: 425. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00425>.
- POMEROY, P., L. O'CONNOR et P. DAVIES, 2015. Assessing use of and reaction to unmanned aerial systems in gray and harbor seals during breeding and molt in the UK. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3: 102-113. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0013>.
- POTVIN, F. et L. BRETON, 2005. Testing two aerial survey techniques on deer in fenced enclosures—Visual double counts and thermal infrared sensing. *Wildlife Society Bulletin*, 33: 317-325. Disponible en ligne à: <https://www.jstor.org/stable/3784871>.
- POYSA, H., J. KOTILAINEN, V.M. VAANANEN et M. KUNNASRANTA, 2018. Estimating production in ducks: A comparison between ground surveys and unmanned aircraft surveys. *European Journal of Wildlife Research*, 64 (6): 74. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1238-2>.
- PRESTON, T.M., M.L. WILDHABER, N.S. GREEN, J.L. ALBERS et G.P. DEBENEDETTO, 2021. Enumerating white-tailed deer using unmanned aerial vehicles. *Wildlife Society Bulletin*, 45(1): 97-108. <https://doi.org/10.1002/awb.1149>.

- PROENCA, B., F. FRAPPART, B. LUBAC, V. MARIEU, B. YGORRA, L. BOMBRUN, R. MICHALET et A. SOTTOLICCHIO, 2019. Potential of high-resolution Pleiades imagery to monitor salt marsh evolution after *Spartina* invasion. *Remote Sensing*, 11 (8): 968. <https://doi.org/10.3390/rs11080968>.
- PROVOST, E.J., P.A. BUTCHER, M.A. COLEMAN et B.P. KELAHER, 2020. Assessing the variability of small aerial drones to quantify recreational fishers. *Fisheries Management and Ecology*, 27(6): 615-621. <https://doi.org/10.1111/fme.12452>.
- RADIANSYAH, S., M.D. KUSRINI et L.B. PRASETYO, 2017. Quadcopter applications for wildlife monitoring. *Earth and Environmental Science*, 54: 012066. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/54/1/012066>.
- REINTSMA, K.M., P.C. MCGOWAN, C. CALLAHAN, T. COLLIER, D. GRAY, J.D. SULLIVAN et D.J. PROSSER, 2018. Preliminary evaluation of behavioral response of nesting waterbirds to small unmanned aircraft flight. *Waterbirds*, 41 (3): 326-331. <https://doi.org/10.1675/063.041.0314>.
- RIBENSTEIN, D.R. et J. ALCOCK. 2018. *Animal behavior: An evolutionary approach*. Oxford University Press, Oxford, 550 p.
- RISCH, D., T. NORRIS, M. CURNOCK et A. FRIEDLAENDER, 2019. Common and Antarctic minke whales: Conservation status and future research directions. *Frontiers in Marine Science*, 6: 247. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00247>.
- RIVAS, A., P. CHAMOSO, A. GONZÁLEZ-BRIONES et J.M. CORCHADO, 2018. Detection of cattle using drones and Convolutional Neural Networks. *Sensors*, 18: 2048. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fs18072048>.
- RÜMMLER, M.-C., O. MUSTAFA, J. MAERCKER, H.-U. PETER et J. ESEFELD, 2015. Measuring the influence of unmanned aerial vehicles on Adélie penguins. *Polar Biology*, 39(7): 1-6. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1838-1>.
- RUSH, G.P., L.E. CLARKE, M. STONE et M.J. WOOD, 2018. Can drones count gulls? Minimal disturbance and semiautomated image processing with an unmanned aerial vehicle for colony-nesting seabirds. *Ecology and Evolution*, 8 (24): 12322-12334. <https://doi.org/10.1002/ece3.4495>.
- SAMIAPPAN, S., J.M.P. CZARNECKI, H. FOSTER, B.K. STRICKLAND, J.L. TEGT et R.J. MOORHEAD, 2018. Quantifying damage from wild pigs with small unmanned aerial systems. *Wildlife Society Bulletin*, 42 (2): 304-309. <https://www.jstor.org/stable/90022730>.
- SANDBROOK, C., 2015. The social implications of using drones for biodiversity conservation. *Ambio*, 44: 636-647. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0714-0>.
- SANTOS, M.J., M. DISNEY et J. CHAVE, 2018. Detecting human presence and influence on neotropical forests with remote sensing. *Remote Sensing*, 10 (10): 1593. <https://doi.org/10.3390/rs10101593>.
- SCARPA, L.J. et C.I. PINA, 2019. The use of drones for conservation: A methodological tool to survey caimans nests density. *Biological Conservation*, 238: 8235. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108235>.
- SCHIFFMAN, R., 2014. Wildlife conservation drones flying high as new tool for field biologists. *Science*, 344: 459. <https://doi.org/10.1126/science.344.6183.459>.
- SCHOFIELD, G., K.A. KATSELIDIS, M.K.S. LILLEY, R.D. REINA et G.C. HAYS, 2017. Detecting elusive aspects of wildlife ecology using drones: New insights on the mating dynamics and operational sex ratios of sea turtles. *Functional Ecology*, 31: 2310-2319. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12930>.
- SCHOFIELD, G., N. ESTEBAN, K.A. KATSELIDIS et G.C. HAYS, 2019. Drones for research on sea turtles and other marine vertebrates—A review. *Biological Conservation*, 238: 8214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108214>.
- SCHOLTEN, C.N., A.J. KAMPHUIS, K.J. VREDEVOOGD, K.G. LEE-STRYDORST, J.L. ATMA, C.B. SHEA, O.N. LAMBERG et D.S. PROPPE, 2019. Real-time thermal imagery from an unmanned aerial vehicle can locate ground nests of a grassland songbird at rates similar to traditional methods. *Biological Conservation*, 233: 241-246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.001>.
- SHAFFER, M.J. et J.A. BISHOP, 2016. Predicting and preventing elephant poaching incidents through statistical analysis, GIS-based risk analysis, and aerial surveillance flight path modeling. *Tropical Conservation Science*, 9: 525-548. <https://doi.org/10.1177%2F194008291600900127>.
- SHAHBAZI, M., J. THÉAU et P. MÉNARD, 2014. Recent applications of unmanned aerial imagery in natural resource management. *GIScience and Remote Sensing*, 51: 339-365. <https://doi.org/10.1080/15481603.2014.926650>.
- SMITH, C.E., S.T. SYKORA-BODIE, B. BLOODWORTH, S.M. PACK, T.R. SPRADLIN et R. LEBOEUF, 2016. Assessment of known impacts of unmanned aerial systems (UAS) on marine mammals: Data gaps and recommendations for researchers in the United States. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 4 (1): 31-44. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0017>.
- SORRELL, K.J., R.H. CLARKE, R. HOLMBERG et R.R. MCINTOSH, 2019. Remotely piloted aircraft improve precision of capture-mark-resight population estimates of Australian fur seals. *Ecosphere*, 10 (8): 2812. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2812>.
- STANLEY, M.C., J.R. BEGGS, I.E. BASSETT, B.R. BURNS, K.N. DIRKS, D.N. JONES, W.L. LINKLATER, C. MACINNIS-NG, R. SIMCOCK et G. SOUTER-BROWN, 2015. Emerging threats in urban ecosystems: A horizon scanning exercise. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13 (10): 553-560. <https://doi.org/10.1890/150229>.
- STEVENSON, B.C., D.L. BORCHERS et R.M. FEWSTER, 2018. Cluster capture-recapture to account for identification uncertainty on aerial surveys of animal populations. *Biometrics*, 75 (1): 326-36. <https://doi.org/10.1111/biom.12983>.
- STRYCKER, N., A. BOROWICZ, M. WETHINGTON, S. FORREST, V. SHAH, Y. LIU, H. SINGH et H.J. LYNCH, 2021. Fifty-year change in penguin abundance on Elephant Island, South Shetland Islands, Antarctica: Results of the 2019–20 census. *Polar Biology* 44: 45-56. <https://doi.org/10.1007/s00300-020-02774-4>.
- STRYCKER, N., M. WETHINGTON, A. BOROWICZ, S. FORREST, C. WITTHARANA, T. HART et H.J. LYNCH, 2020. A global population assessment of the chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*). *Scientific Reports*, 10: 19474. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-76479-3>.
- SU, X.K., S.K. DONG, S.L. LIU, A.P. CRACKNELL, Y. ZHANG, X.X. WANG et G.H. LIU, 2018. Using an unmanned aerial vehicle (UAV) to study wild yak in the highest desert in the world. *International Journal of Remote Sensing*, 39 (15-16): 5490-5503. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1441570>.
- SUTHERLAND, W.J. (édit.), 2006. *Ecological census techniques—A handbook*. 2<sup>e</sup> édition. Cambridge University Press, 432 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790508>.
- SYKORA-BODIE, S.T., V. BEZY, D.W. JOHNSTON, E. NEWTON et K.J. LOHMANN, 2017. Quantifying nearshore sea turtle densities: Applications of unmanned aerial systems for population assessments. *Scientific Reports*, 7: 17690. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17719-x>.
- TAMMINGA, A., C. HUGENHOLTZ, B. EATON et M. LAPOINTE, 2015. Hyperspatial remote sensing of channel reach morphology and hydraulic fish habitat using an unmanned aerial vehicle (UAV): A first assessment in the context of river research and management. *River Research and Applications*, 31: 379-391. <https://doi.org/10.1002/rra.2743>.
- TEMPLIN, T., D. POPIELARCZYK et R. KOSECKI, 2018. Application of low-cost fixed-wing UAV for inland lakes shoreline investigation. *Pure and Applied Geophysics*, 175 (9): 3263-3283. <https://doi.org/10.1007/s00024-017-1707-7>.
- THOMPSON, W.L. (édit.). 2004. *Sampling rare and elusive species—Concepts, design, and techniques for estimating population parameters*. Island Press, Washington, 429 p.
- TIMM, R.K., L. CALDWELL, A. NELSON, C. LONG, M.B. CHILIBECK, M. JOHNSON, K. ROSS, A. MÜLLER et J.M. BROWN, 2019. Drones, hydraulics, and climate change: Inferring barriers to steelhead spawning migrations. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water*, 6 (6): E1379. <https://doi.org/10.1002/wat2.1379>.

- TOONEN, H.M. et S.R. BUSH, 2018. The digital frontiers of fisheries governance: Fish attraction devices, drones and satellites. *Journal of Environmental Policy and Planning*, <https://doi.org/10.1080/1523908X.2018.1461084>.
- TORRES, L.G., S.L. NIEUKIRK, L. LEMOS et T.E. CHANDLER, 2018. Drone up! Quantifying whale behavior from a new perspective improves observational capacity. *Frontiers in Marine Science*, 5: 319. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00319>.
- TREMBLAY, J.A., A. DESROCHERS, Y. AUBRY, P. PACE et D.M. BIRD, 2017. A low-cost technique for radio-tracking wildlife using a small standard unmanned aerial vehicle. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 5: 102-108. <https://doi.org/10.1139/juvs-2016-0021>.
- URBANO, F., M. BASILLE et F. CAGNACCI, 2014. Data quality: Detection and management of outliers. Dans: URBANO, F. et F. CAGNACCI (édit.). *Spatial database for GPS wildlife tracking data. A practical guide to creating a data management system with PostgreSQL/PostGIS* and R. Springer, New York, p. 115-137. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-03743-1\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-319-03743-1_8).
- VARELA, M.R., A.R. PATRÍCIO, K. ANDERSON, A.C. BRODERICK, L. DEBELL, L.A. HAWKES, D. TILLEY, R.T.E. SNAPE, M.J. WESTOBY et B.J. GODLEY, 2018. Assessing climate change associated sea level rise impacts on sea turtle nesting beaches using drones, photogrammetry and a novel GPS system. *Global Change Biology*, 25: 753-762. <https://doi.org/10.1111/gcb.14526>.
- VENTURA, D., A. BONIFAZI, M.F. GRAVINA et G.D. ARDIZZONE, 2017. Unmanned aerial systems (UASs) for environmental monitoring: A review with applications in coastal habitats. Dans: LOPEZ MEJIA, O.D. et J. ESCOBAR (édit.). *Aerial robots—Aerodynamics, control and applications*. IntechOpen Limited, Londres, p. 166-184. <https://doi.org/10.5772/intechopen.69598>.
- VENTURA, D., A. BONIFAZI, M.F. GRAVINA, A. BELLUSCIO et G. ARDIZZONE, 2018. Mapping and classification of ecologically sensitive marine habitats using unmanned aerial vehicle (UAV) imagery and object-based image analysis (OBIA). *Remote Sensing*, 10 (9): 1331. <https://doi.org/10.3390/rs10091331>.
- VERFUSS, U.K., A.S. ANICETO, D.V. HARRIS, D. GILLESPIE, S. FIELDING, G. JIMENEZ, P. JOHNSTON, R.R. SINCLAIR, A. SIVERTSEN, S.A. SOLBØG, R. STORVOLD, M. BIJW, et R. WYATT, 2019. A review of unmanned vehicles for the detection and monitoring of marine fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 140: 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.009>.
- VINCENT, J.B., L.K. WERDEN et M.A. DITMER, 2015. Barriers to adding UAVs to the ecologist's toolbox. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13: 74-75. <https://doi.org/10.1890/15.WB.002>.
- WALLACE, P., 2016. Managing human disturbance of wildlife in coastal areas. *New Zealand Geographer*, 72 (2): 133-143. <https://doi.org/10.1111/nzg.12124>.
- WAN, H., Q. WANG, D. JIANG, J. FU, Y. YANG, et X. LIU, 2014. Monitoring the invasion of *Spartina alterniflora* using very high resolution unmanned aerial vehicles imagery in Beihai, Guangxi (China). *The Scientific World Journal*: Article ID 638296, 7 p. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/638296>.
- WANG, D., Q. SONG, X. LIAOH. YE, Q. SHAO et J. FAN, 2020. Integrating satellite and unmanned aircraft system (UAS) imagery to model livestock population dynamics in the Longbao Wetland National Nature Reserve, China. *Science of the Total Environment*, 746: 140327. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140327>.
- WATTS, A.C., V.G. AMBROSIA et E.A. HINKLEY, 2012. Unmanned aircraft systems in remote sensing and scientific research: Classification and considerations of use. *Remote Sensing*, 4: 1671-1692. <https://doi.org/10.3390/rs4061671>.
- WAWRZYNIAK, V., H. PIEGAY, P. ALLEMAND, L. VAUDOR et P. GRANDJEAN, 2013. Prediction of water temperature heterogeneity of braided rivers using very high resolution thermal infrared (TIR) images. *International Journal of Remote Sensing*, 34: 4812-4831. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.782113>.
- WEBER, S. et F. KNAUS, 2017. Using drones as a monitoring tool to detect evidence of winter sports activities in a protected mountain area. *Journal on Protected Mountain Areas Research and Management*, 9 (1): 30-34. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000128888>.
- WEIMERSKIRCH, H., A. PRUDOR et Q. SCHULL, 2018. Flights of drones over sub-Antarctic seabirds show species- and status-specific behavioural and physiological responses. *Polar Biology*, 41: 259-266. <https://doi.org/10.1007/s00300-017-2187-z>.
- WESTON, M.A., E.M. MCLEOD, D.T. BLUMSTEIN et P.-J. GUAY, 2012. A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. *Emu-Austral Ornithology*, 112 (4): 269-286. <https://doi.org/10.1071/MU12026>.
- WICH, S.A. 2015. Drones and conservation. Dans: *Drones and aerial observation: New technologies for property rights, human rights, and global development—A primer*. New America, p. 63-71. Disponible en ligne à: [http://www.rhinosourcecenter.com/pdf\\_files/143/1438073140.pdf#page=63](http://www.rhinosourcecenter.com/pdf_files/143/1438073140.pdf#page=63).
- WILSON, A.M., J. BARR et M. ZAGORSKI, 2017. The feasibility of counting songbirds using unmanned aerial vehicles. *The Auk: Ornithological Advances*, 134: 350-362. <https://doi.org/10.1642/AUK-16-216.1>.
- WOLINSKI, H., 2017. Biology goes in the air. *EMBO Reports*, 18 (8): 1284-1289. <https://doi.org/10.15252/embr.201744740>.
- YANG, F., Q.Q. SHAO, X.J. GUO, Y.Z. TANG, Y.Z. LI, D.L. WANG, Y.C. WANG et J.W. FAN, 2018. Effect of large wild herbivore populations on the forage-livestock balance in the source region of the Yellow River. *Sustainability*, 10 (2): 340. <https://doi.org/10.3390/su10020340>.
- YOUNG, B.G., D.J. YURKOWSKI, J.B. DUNN et S.H. FERGUSON, 2019. Comparing infrared imagery to traditional methods for estimating ringed seal density. *Wildlife Society Bulletin*, 43 (1): 121-130. <https://doi.org/10.1002/wsb.958>.
- ZAMAN, B., A.M. JENSEN et M. MCKEE, 2011. Use of high-resolution multispectral imagery acquired with an autonomous unmanned aerial vehicle to quantify the spread of an invasive wetlands species. *Geoscience and Remote Sensing Symposium 2011 IEEE International*, 24-29 juillet 2011, Vancouver, Canada. <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2011.6049252>.
- ZHOU, Z.M., Y.M. YANG et B.Q. CHEN, 2018. Estimating *Spartina alterniflora* fractional vegetation cover and aboveground biomass in a coastal wetland using Spot6 satellite and UAV data. *Aquatic Botany*, 144: 38-45. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.10.004>.
- ZONTEK, T.L., B.R. OGLE, R. HOOVER, J.T. JANKOVIC et S. HOLLENBECK, 2020. Tick dragging: Using a drone to reduce surveyor exposure. *Journal of Environmental Health*, 82 (7): 8-12.

# Reproduction de l'esturgeon jaune dans la rivière Saint-François : un exemple de participation des peuples autochtones à la conservation d'une espèce emblématique

Samuel Dufour-Pelletier, Émilie Paquin, Philippe Brodeur et Michel La Haye

## Résumé

La reproduction de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) à la centrale hydroélectrique de Drummondville, sur la rivière Saint-François, a été étudiée par la communauté abénaquise d'Odanak de 2012 à 2018. Les zones de déposition d'œufs ont été localisées et le contingent reproducteur, la production larvaire ainsi que le pourcentage de succès reproducteur ont été estimés. Cette étude visait à déterminer si les différences interannuelles de l'abondance des reproducteurs et des larves étaient influencées par le débit ou la température de l'eau. De 54 à 188 reproducteurs ont utilisé 3 sites de déposition d'œufs. Le nombre de larves produites variait de 8 953 à 44 218, selon les années, représentant un succès reproducteur variant de 0,29 % à 4,59 %. Les résultats suggèrent que l'abondance des reproducteurs était influencée positivement par le débit pendant la migration printanière et que les nombres de reproducteurs et de larves n'étaient pas influencés par la température de l'eau. Les plus grandes abondances de larves ont été mesurées lors de débits stables d'environ 85 m<sup>3</sup>/s durant la dérive larvaire. Grâce aux travaux effectués par la communauté abénaquise d'Odanak, la présente étude a permis d'orienter la gestion de la pêche et du débit afin de soutenir la conservation de cette espèce.

MOTS-CLÉS : Abénaquis, débit, esturgeon jaune, frayère, rivière Saint-François

## Abstract

The Abenaki First Nation of Odanak studied lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) reproduction in the Saint-François River (Québec, Canada), just downstream of the Drummondville hydroelectric plant, from 2012 to 2018. The spawning population was assessed, egg deposition sites were located, and larval production and reproductive success were estimated. This study aimed to determine if interannual variability in the abundance of spawners and larvae were influenced by water flow rate and temperature. Between 54 and 188 spawners used 3 separate sites for egg deposition. The number of larvae produced differed between years, ranging from 8,953 to 44,218, representing a reproductive success ranging from 0.29% to 4.59%. The results suggest that the river flow rate during migration positively influenced annual spawner abundance. However, water temperature did not affect the number of spawners or larvae. The highest larval abundance values were observed under a stable flow rate of 85 m<sup>3</sup>/s during larval drift. Thanks to the work conducted by the Abenaki community of Odanak, it has been possible to inform and guide fishery and water flow management to support and enhance lake sturgeon conservation.

KEYWORDS: Abenaki, flow rate, lake sturgeon, spawning ground, Saint-François River

## Introduction

Un lien particulier unit la communauté abénaquise d'Odanak à l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*; *Kabasa* en abénaquis) de la rivière Saint-François (*Alsig8ntegw*). Cette espèce est d'ailleurs le symbole officiel de la communauté depuis sa fondation, il y a plus de 350 ans. Encore aujourd'hui, certains membres le pêchent dans la rivière et dans le fleuve Saint-Laurent (*Kchitegw*) et le consomment lors de rassemblements communautaires.

Les esturgeons jaunes qu'exploitent les Abénaquis font partie de la population du fleuve Saint-Laurent, dans la portion comprise entre le barrage de Beauharnois et les eaux saumâtres de l'estuaire en aval de Québec. Cette population est incluse dans l'unité désignable Grands Lacs-Haut-Saint-Laurent pour laquelle le statut d'espèce menacée est recommandé

par le Comité sur la situation des espèces en péril du Canada (COSEPA, 2006) et elle est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable selon la *Loi sur les espèces menacées* ou

Samuel Dufour-Pelletier, M. Sc., est biologiste et directeur du Bureau environnement et terre d'Odanak, au Conseil des Abénaquis d'Odanak.

sdufour@caodanak.com

Émilie Paquin, B. Sc., est biologiste à la Direction de la gestion de la faune Mauricie-Centre-du-Québec du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

Philippe Brodeur, M. Sc., est biologiste à la Direction de la gestion de la faune Mauricie-Centre-du-Québec au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

Michel La Haye, M. Sc., est ichtyologiste et P.-D. G. de Enviro Science et Faune inc.

*vulnérables du Québec*. Contrairement aux autres populations d'esturgeons jaunes présentes au Québec, celle du fleuve Saint-Laurent en aval de Beauharnois montre des signes de rétablissement et supporte une pêcherie commerciale durable (Dumont et collab., 2013). Les mesures d'encadrement de la pêche commerciale instaurées graduellement depuis 1987, combinées aux nombreuses actions d'amélioration de l'habitat de reproduction, ont permis d'accroître l'abondance des juvéniles, d'assurer une production annuelle de cohortes, de protéger les femelles matures et de réduire considérablement le prélèvement par la pêche (Dumont et collab., 2011; Dumont et collab., 2013; Mailhot et collab., 2011). Le plus récent plan de gestion de l'esturgeon jaune du fleuve Saint-Laurent recommande de poursuivre l'identification, la conservation et, au besoin, l'amélioration des frayères dans l'ensemble du système (Dumont et collab., 2013).

Dans la rivière Saint-François, une frayère d'esturgeon jaune a été documentée pour la première fois par La Haye et Clermont (1996) dans le bief aval du barrage hydroélectrique de Drummondville. Des travaux de restauration de cette frayère ont par la suite été réalisés par Faucher et Abbott (2001), avant de confirmer, l'année suivante, l'utilisation par l'esturgeon jaune des sites aménagés (Ouellet et Faucher, 2002). Une dizaine d'années plus tard, le lien traditionnel unissant les Abénakis à l'esturgeon jaune a incité le Bureau environnement et terre d'Odanak (BETO) à documenter davantage la reproduction de cette espèce à la frayère de Drummondville pour favoriser sa conservation (BETO, 2012; 2014; 2015; 2016a; 2018a; 2018b; 2019). Le barrage hydroélectrique de Drummondville constitue le premier obstacle infranchissable de la rivière Saint-François pour la population d'esturgeons jaunes du fleuve Saint-Laurent. Il est le premier d'une série de plus de 300 barrages (dont 19 servent à la production hydroélectrique) situés dans le bassin versant de la rivière Saint-François (Clément-Robert et collab., 2016). Le débit du bief aval du barrage de Drummondville est donc soumis à de grandes variations d'origines naturelle et anthropique (Clément-Robert et collab., 2016; BETO, 2016b). L'amplitude et la durée de ces variations influencent l'écoulement de l'eau sur la frayère (BETO, 2015; 2016a; 2016b; 2018a; 2018b; 2019).

L'esturgeon jaune se reproduit du début-mai à la mi-juin, sur un substrat rocheux ou graveleux exposé à des courants relativement rapides (Baril et collab., 2018). Il a été démontré que les fluctuations du régime hydrologique, dont celles occasionnées par la présence de barrages hydroélectriques, peuvent avoir un effet sur le comportement et sur la reproduction de l'esturgeon jaune (D'Amours et Dion, 2018; Dumont et collab., 2011; Haxton et Findlay, 2008). Les variations de vitesse d'écoulement et de niveau d'eau peuvent ainsi perturber le comportement de fraie, augmenter le taux de mortalité des œufs et des larves, réduire la croissance des larves ou même entraîner les reproducteurs à frayer sur des sites sous-optimaux (BETO, 2018a; Dammerman et collab., 2015; Forsythe et collab., 2013). Ces effets dépendent notamment de la période de l'année, du type d'infrastructure et du mode

de gestion des débits (Auer, 1996; Haxton et Findlay, 2009; Haxton et collab., 2015). Bien que le maintien d'une vitesse d'écoulement d'environ 0,6 m/s soit généralement associé à un habitat de reproduction de bonne qualité (Baril et collab., 2018), d'autres paramètres peuvent influencer la reproduction de l'esturgeon, tels que la qualité du substrat (Johnson et collab., 2006), la prédation (Waraniak et collab., 2018), la température de l'eau (Nilo et collab., 1997; Wassink et collab., 2019) et la phase lunaire (Forsythe et collab., 2012a).

La présente étude a pour but de documenter la reproduction de l'esturgeon jaune dans le bief aval de la centrale de Drummondville. Le premier objectif vise à localiser les zones de déposition d'œufs, ainsi qu'à estimer le contingent de reproducteurs, la production larvaire et le pourcentage de succès reproducteur. Le deuxième objectif consiste à déterminer si les différences interannuelles de l'abondance des reproducteurs et des larves d'esturgeon jaune pouvaient avoir été influencées par le débit ou la température de l'eau.

## Matériel et méthodes

### Zone d'étude

Cette étude a été réalisée de 2012 à 2018 dans la rivière Saint-François, à environ 35 km en amont de la communauté abénakise d'Odanak (figure 1). L'aire d'étude est composée de deux secteurs. Le Secteur 1 comprend la frayère située en aval du complexe hydroélectrique de Drummondville et le Secteur 2, situé à 4 km en aval, a été visité pour le suivi de la dérive larvaire. La centrale au fil de l'eau de Drummondville peut turbiner jusqu'à 200 m<sup>3</sup>/s. Le débit excédentaire est évacué par deux crêtes déversantes situées sur la rive droite avant de rejoindre le cours principal de la rivière quelques centaines de mètres en aval (figure 1). La centrale hydroélectrique de la Chute-Hemmings, située à 4 km en amont, contrôle le niveau d'eau d'un réservoir de petit volume. Des haussoirs y sont installés à la fin de la crue printanière afin de rehausser le niveau d'eau du réservoir en vue de la période estivale.

### Échantillonnage

Des travaux exploratoires ont été menés dans le bief aval de la rivière Saint-François en 2012 et en 2013 afin de localiser des œufs d'esturgeon et de capturer des reproducteurs pendant et après la reproduction (BETO, 2012; 2014). De 2014 à 2018, un protocole d'échantillonnage standardisé visant l'étude de la reproduction de l'esturgeon jaune à la frayère de Drummondville a été appliqué annuellement par un groupe de travail composé de biologistes et de membres de la communauté abénakise d'Odanak (BETO, 2015; 2016a; 2018a; 2018b; 2019). L'effort ainsi que la répartition spatiale et temporelle de l'échantillonnage ont varié selon les années en fonction des conditions hydrauliques contrastées de la rivière (tableau 1). Pour 2012 et 2013, seules les données récoltées selon une méthode comparable avec les années subséquentes ont été conservées.

Tableau 1. Nombre d'engins et effort d'échantillonnage total (valeurs entre parenthèses, en engin-heure) consacrés à la capture de reproducteurs, d'œufs et de larves d'esturgeon jaune de 2012 à 2018 à la frayère située en aval de la centrale de Drummondville.

| Type d'engin                   | Nombre d'engins<br>(effort d'échantillonnage total; engin-heure) |            |               |               |                |               |               |
|--------------------------------|--|------------|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|
|                                | 2012   | 2013       | 2014          | 2015          | 2016           | 2017          | 2018          |
| Filet maillant (reproducteurs) | 0<br>(0)   | 9<br>(116) | 10<br>(130)   | 3<br>(192)    | 3<br>(107)     | 12<br>(165)   | 5<br>(103)    |
| Ovocapteur (œufs)              | 98<br>(7 187)  | 0<br>(0)   | 58<br>(4 056) | 47<br>(9 917) | 43<br>(11 727) | 47<br>(6 997) | 70<br>(5 784) |
| Filet de dérive (larves)       | 0<br>(0)   | 0<br>(0)   | 10<br>(1 584) | 10<br>(1 584) | 10<br>(576)    | 10<br>(1 152) | 10<br>(528)   |

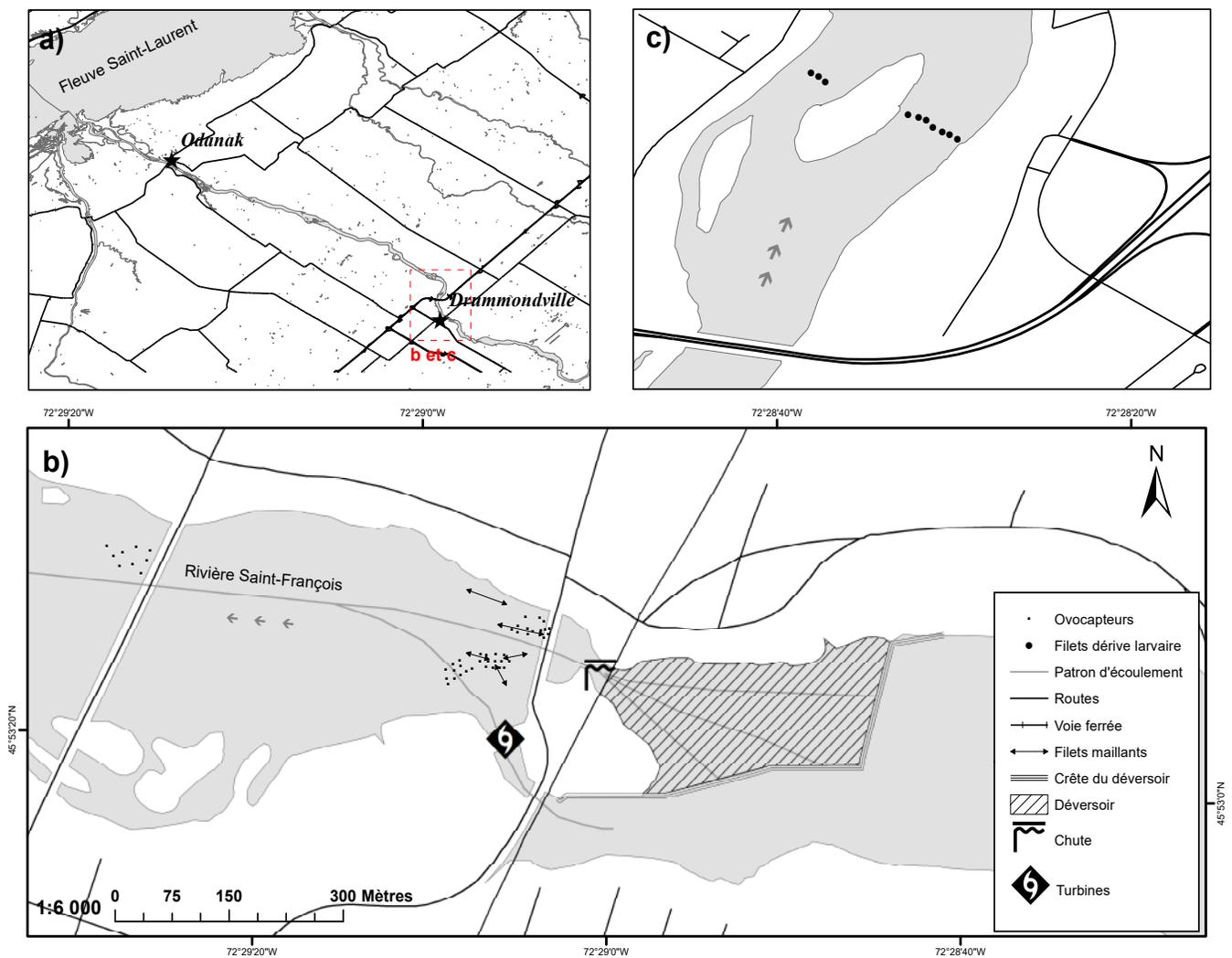


Figure 1. Carte de l'aire d'étude a) à l'échelle régionale, comprenant les Secteurs 1 et 2, b) le Secteur 1 et c) le Secteur 2. Les engins de capture illustrés représentent la stratégie d'échantillonnage visée de 2014 à 2018. L'effort de pêche et la répartition du dispositif expérimental réels ont varié entre les années en fonction du débit de la rivière.

### **Capture et manipulation des reproducteurs**

Des pêches expérimentales aux filets maillants (multifilament de nylon ; 2 m de haut × 30 m de long ; mailles de 203 et de 243 mm correspondant à 8 et à 10 po) ont été réalisées dans le Secteur 1 en mai de chaque année, à l'exception de 2012. La période de pêche débutait lorsque la température de l'eau atteignait 10 °C ou que des signes d'activités de reproduction étaient observés (sauts ou remous). Les filets étaient installés quotidiennement pendant une période d'environ 8 heures et étaient relevés toutes les 2 heures de pêche. L'échantillonnage se terminait lorsqu'aucun esturgeon n'était capturé dans l'ensemble des filets. Avant d'être remis à l'eau, chaque esturgeon a été mesuré (longueur totale maximale et à la fourche, mm), pesé (kg), sexé (par pression abdominale ou biopsie percutanée des gonades) et marqué à l'aide d'une étiquette à ancrage en T (2,5 po) portant un numéro séquentiel. Les recaptures de spécimens marqués ont été notées. Ces manipulations ont été réalisées en conformité avec le Comité institutionnel de protection des animaux de l'Université du Québec à Montréal (CIPA n° 891) ainsi qu'aux permis SEG délivrés par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs.

### **Capture des œufs**

Les sites de dépôt d'œufs ont été localisés en mai de chaque année dans le Secteur 1, à l'exception de 2013. Des ovocapteurs (blocs de béton de 101 mm × 203 mm × 406 mm, entourés d'une bande de filtres à air) ont été installés dès que la température de l'eau atteignait environ 8 °C, ou que des signes d'activités étaient détectés, et ont été retirés lorsqu'aucun œuf n'était capturé dans l'ensemble du secteur d'étude. La grille d'échantillonnage utilisée à partir de 2014 a été établie en fonction des résultats de capture d'œufs et de la caractérisation des sites potentiels de fraie de l'esturgeon jaune dans l'ensemble du cours inférieur de la rivière Saint-François en 2012 (BETO, 2012). Des contraintes logistiques de navigabilité, de sécurité et d'accès ont également été considérées. À l'échelle fine, la localisation des ovocapteurs a été ajustée annuellement afin de couvrir uniformément les secteurs où des esturgeons jaunes étaient observés ainsi que les zones caractérisées par des conditions d'écoulement propice à la fraie basé sur la littérature. Les ovocapteurs ont été inspectés tous les 2 ou 3 jours afin de dénombrer les œufs d'esturgeon jaune.

### **Capture de larves en dérive et profil hydraulique**

À partir de 2014, les larves en dérive ont été échantillonnées quotidiennement dans le Secteur 2, au cours des mois de mai et de juin de chaque année, en utilisant des filets de dérive larvaire (1,0 m de diamètre à l'ouverture × 4,2 m de long ; mailles de 0,75 mm) munis d'un godet (100 mm de diamètre ; mailles de 300 µm). La période de pêche a débuté environ 10 jours après le début de la capture des premiers œufs du Secteur 1 et s'est poursuivie jusqu'à ce qu'aucune larve ne soit capturée dans l'ensemble des filets pendant deux journées consécutives. Un total de 10 filets, pêchant en continu, ont été déployés le long d'un même transect perpendiculaire à la rive.

Les filets de dérive ont été installés au centre de la colonne d'eau (à une profondeur de 0,6 à 2,6 m) et distancés de 30 m l'un de l'autre. Le contenu des godets a été récolté quotidiennement et trié par des aînés de la communauté d'Odanak, sous la supervision d'un des auteurs de la présente étude. Le profil hydraulique transversal de la rivière a été mesuré lorsqu'un nombre maximum de larves en dérive étaient capturées afin de calculer le débit d'eau s'écoulant le long des différentes sections du transect d'échantillonnage des larves (pour plus de détails sur la méthode, voir BETO, 2019).

### **Traitement des données**

#### **Superficie de dépôt d'œufs**

La superficie des habitats utilisés par l'esturgeon jaune pour le dépôt des œufs a été mesurée annuellement en générant, à l'aide du logiciel ArcGIS 10.2, une zone tampon de 7 m de rayon (distance moyenne entre les ovocapteurs) autour des ovocapteurs ayant recueilli des œufs. La superficie totale de dépôt d'œufs a été calculée en additionnant l'aire de l'ensemble des zones tampons.

#### **Abondance relative des reproducteurs, des œufs et des larves et pourcentage de succès reproducteur**

Les abondances relatives des reproducteurs, des œufs et des larves d'esturgeon jaune ont été exprimées en termes de captures par unité d'effort (CPUE), soit en nombre/filet-heure, en nombre/ovocapteur-jour et en nombre/filet-10 000 m<sup>3</sup> d'eau filtrés, respectivement.

Le contingent de reproducteurs a été estimé chaque année, à l'exception de 2012 et de 2016, à l'aide de modèles de Capture-Marquage-Recapture (CMR) pour population ouverte de type Jolly-Seber. Ces analyses ont été réalisées en considérant le sexe des individus en covariable selon la formulation POPAN (Schwarz et Arnason, 1996) de la bibliothèque RMark (Laake, 2013) du progiciel R (version 4.0.1; R Core Team, 2020). Ce type de formulation permet, en fonction de l'historique des captures quotidiennes, d'estimer la taille de la population ( $N$ ) pour chaque niveau de la covariable incluse dans le modèle, et où  $p_i$  représente la probabilité de capture à l'occasion  $i$ ,  $\varphi_i$  représente la probabilité qu'un poisson survive entre l'occasion  $i$  et  $i+1$ , et  $b_i$  représente la probabilité qu'un poisson immigre dans la population entre l'occasion  $i$  et  $i+1$  et survive jusqu'à la prochaine occasion  $i+1$  (Cooch et White, 2014).

À partir de 2014, le contingent de larves en dérive a été estimé selon la méthode de Garceau et Bilodeau (2004), adaptée au contexte de la rivière Saint-François (pour plus de détails sur la méthode, voir BETO, 2019). Cette méthode prend en compte le nombre quotidien de larves capturées, la vitesse du courant à l'entrée des filets lors de la mesure du profil hydraulique transversal de la rivière, la surface de l'ouverture des filets, la durée de la pêche, la proportion du débit total s'écoulant dans chacune des sections de la rivière échantillonnées par les filets de dérive, ainsi que le débit journalier de la rivière.

Finalement, le pourcentage de succès reproducteur a été évalué sur la base du rapport entre le nombre estimé de larves en dérive et le nombre total d'œufs potentiellement déposés sur la frayère, estimé en fonction de l'équation fécondité-masse proposée par Fortin et collab. (1992) et de la masse moyenne des femelles capturées (pour plus de détails sur la méthode, voir BETO, 2019).

### Analyses statistiques

Dans le but de déterminer si le débit et la température pouvaient avoir influencé les différences interannuelles de l'abondance des reproducteurs et des larves, plusieurs analyses ont été effectuées. De 2014 à 2018, le débit total et la température de l'eau de la rivière Saint-François lors de la période de migration, correspondant à 14 jours avant la capture du premier œuf (Bruch et Binkowski, 2002), ont été comparés entre les années en utilisant des modèles linéaires suivant une distribution gaussienne. La même analyse a été appliquée à la période de dérive larvaire, définie entre la première et la dernière capture de larves.

D'autres périodes ont également été évaluées, par exemple la période d'incubation et d'éclosion des œufs, mais n'ont pas été retenues en raison des importantes variations de débits survenant lors de ces périodes plus longues, rendant complexe l'interprétation. Les débits totaux et les températures de l'eau ont été mesurés toutes les heures à la centrale hydroélectrique de la Chute-Hemmings, située à 4 km en amont du Secteur 1.

L'abondance des reproducteurs sur la frayère a été comparée entre les années à l'aide d'un modèle linéaire généralisé mixte suivant une distribution binomiale négative et ayant comme effets aléatoires la date d'échantillonnage ainsi que le numéro du filet. Le temps de pêche a été utilisé comme variable de standardisation.

Les CPUE de larves en dérive ont été comparées entre les années à l'aide d'un modèle linéaire mixte suivant une distribution gaussienne. La racine cubique des données a été utilisée afin de respecter le postulat de normalité des résidus. La date d'échantillonnage ainsi que le numéro du filet ont été utilisés comme variables aléatoires. Seuls les filets ayant contribué à la capture de 90 % des larves ont été conservés pour cette analyse afin de réduire le nombre de valeurs nulles, souvent associées à des limitations méthodologiques en présence de faibles débits ou de zones de contre-courants.

Les modèles linéaires mixtes ont été réalisés en utilisant la bibliothèque *nlme* (Pinheiro et collab., 2018) du progiciel R, tandis que les modèles linéaires généralisés mixtes ont été réalisés avec la bibliothèque *lme4* (Bates et collab., 2015). Les comparaisons multiples à posteriori entre les années ( $\alpha = 0,05$ ) ont été effectuées avec la bibliothèque *lsmeans* (Lenth, 2016).

## Résultats

### Déroulement de la reproduction

De 2012 à 2018, la reproduction de l'esturgeon jaune dans le bief aval du complexe hydroélectrique de Drummondville s'est déroulée sur une période moyenne ( $\pm$  erreur type) de

6,5  $\pm$  0,8 jours, du 9 au 19 mai (tableau 2). Le contingent annuel de reproducteurs, tous sexes confondus, a varié de 54 à 188 (IC à 95 % : 41-240), avec un nombre de femelles variant de 4 à 29 (IC à 95 % : 2-45). Les valeurs moyennes de CPUE pour les reproducteurs ont été les plus faibles en 2016 (0,06  $\pm$  0,01 individu/filet-h) et les plus élevées en 2018 (1,13  $\pm$  0,34 individu/filet-h). Le taux de recapture interannuel des reproducteurs a varié de 0 % (2014 et 2016) à 15 % (2017). Les valeurs moyennes de CPUE pour les œufs ont été les plus faibles en 2016 et 2012 (0 et 0,10  $\pm$  0,04 œuf/ovocapteur-jour, respectivement) et les plus élevées en 2015 (3,83  $\pm$  1,49 œufs/ovocapteur-jour; tableau 2). Des œufs d'esturgeon jaune ont été trouvés à 3 sites de ponte, soit sous le pont de la route 122, devant la centrale et devant le déversoir (figure 2). Des œufs ont été trouvés sur une superficie de 766 m<sup>2</sup> au site du pont de la route 122 en 2015 et 2017 (figure 2), alors qu'aucun œuf n'a été trouvé à cet endroit en 2016 et en 2018 (tableau 2). En 2014 et en 2017, des œufs ont été récoltés uniquement plus près du barrage en aval de l'exutoire du déversoir sur une superficie de 1 225 m<sup>2</sup>. En 2015, des œufs ont été trouvés autant en aval de l'exutoire du déversoir que de la centrale, sur une superficie totale de 3 981 m<sup>2</sup>. En 2018, des œufs ont été trouvés uniquement en aval de l'exutoire du déversoir, sur une superficie plus grande totalisant 4 595 m<sup>2</sup>.

De 2014 à 2018, la dérive larvaire a eu lieu du 20 mai au 7 juin, soit en moyenne 14 jours après la capture du premier œuf, et a duré en moyenne 9  $\pm$  1,4 jours (tableau 2). La durée de la dérive larvaire a été la plus courte en 2018 et la plus longue en 2017 (tableau 2). Le nombre estimé de larves en dérive et le pourcentage de succès reproducteur ont été les plus faibles en 2018 et les plus élevées en 2017 (8 953 et 44 218 larves; 0,29 % et 4,59 %, respectivement; tableau 2).

### Relation entre le débit ainsi que la température de l'eau et l'abondance des reproducteurs

De 2014 à 2018, pendant les 14 jours précédant le début de la fraie, le débit total de la rivière Saint-François et la température de l'eau ont varié de façon hautement significative entre les années ( $F_{1,4} = 867,3$ ;  $p < 0,001$  et  $F_{1,4} = 336,5$ ;  $p < 0,001$ , respectivement; figures 3a et 3b). Le débit moyen a été le plus faible en 2016 et le plus fort en 2018; il a été significativement différent d'une année à l'autre, à l'exception de 2014 et 2015 (figure 3a). La température moyenne de l'eau a été significativement différente d'une année à l'autre (figure 3b). La valeur la plus faible et la valeur la plus élevée ont été observées en 2015 et 2014, respectivement. Le nombre moyen de reproducteurs capturés par filet-h a varié de façon significative entre les années ( $\chi^2 = 10,4$ ;  $p = 0,034$ ; figure 3c). La valeur moyenne de CPUE a été la plus faible en 2016 et la plus élevée en 2018. Seules les années 2016 et 2018 étaient significativement différentes (figure 3c). Les figures 4a et 4b montrent les fluctuations quotidiennes de débit et de température de l'eau pendant la période précédant la fraie.

Tableau 2. Moyenne des captures par unité d'effort (CPUE  $\pm$  erreur type) pour les reproducteurs (nombre/filet-heure), les œufs (nombre/ovocapteur-jour) et les larves (nombre/filet-10 000 m<sup>3</sup>) d'esturgeon jaune à la frayère de Drummondville de 2012 à 2018. Les périodes de fraye et de dérive larvaire, la superficie des zones de dépôt d'œufs sous le pont de la route 122 (P122) et au barrage de Drummondville (Barrage), le contingent estimé de reproducteurs et de larves, ainsi que le pourcentage de succès reproducteur sont également présentés.

| Année  | 2012            | 2013                     | 2014                   | 2015                     | 2016            | 2017                    | 2018                        |
|--|-----------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------|-------------------------|-----------------------------|
| Période de fraye                                 | 9 au 15 mai     | ND                       | 14 au 16 mai           | 6 au 11 mai              | ~ 9 au 16 mai   | 12 au 19 mai            | 10 au 16 mai                |
| Période de dérive larvaire                       | ND*             | ND                       | 28 mai au 7 juin       | 20 au 30 mai             | 26 au 31 mai    | 27 mai au 7 juin        | 27 au 31 mai                |
| <b>Reproducteurs</b>                             |                 |                          |                        |                          |                 |                         |                             |
| Nombre de captures/filet- heure                  | ND              | 40                       | 46                     | 58                       | 6               | 74                      | 110                         |
| CPUE   | ND              | 0,33 $\pm$ 0,16          | 0,37 $\pm$ 0,13        | 0,25 $\pm$ 0,08          | 0,06 $\pm$ 0,01 | 0,66 $\pm$ 0,17         | 1,13 $\pm$ 0,34             |
| Contingent estimé [IC 95 %]†                     | ND              | 54 [41-73]<br>19 [14-25] | 69 [52-99]<br>7 [2-22] | 92 [74-116]<br>12 [9-16] | ND              | 106 [91-125]<br>4 [3-5] | 188 [150-240]<br>29 [19-45] |
| Taux de recapture interannuel                    | ND              | ND                       | 0%                     | 9,26%                    | 0%              | 15,00%                  | 13,83%                      |
| <b>Œufs</b>                                      |                 |                          |                        |                          |                 |                         |                             |
| Nombre de captures/ovocapteur-jour               | 55              | ND                       | 24                     | 421                      | 0               | 171                     | 695                         |
| CPUE   | 0,10 $\pm$ 0,04 | ND                       | 0,14 $\pm$ 0,05        | 3,83 $\pm$ 1,49          | 0,00            | 0,59 $\pm$ 0,22         | 3,23 $\pm$ 1,21             |
| Superficie des zones de dépôt (m <sup>2</sup> ): |                 |                          |                        |                          |                 |                         |                             |
| P122   | ND              | ND                       | ND                     | 766                      | 0               | 766                     | 0                           |
| Barrage  | ND              | ND                       | 1 225                  | 3 981                    | 0               | 1 225                   | 4 595                       |
| <b>Larves</b>                                    |                 |                          |                        |                          |                 |                         |                             |
| Nombre de captures/filet-10 000 m <sup>3</sup>   | ND              | ND                       | 104                    | 79                       | 69              | 125                     | 33                          |
| CPUE   | ND              | ND                       | 0,20 $\pm$ 0,04        | 0,78 $\pm$ 0,22          | 2,81 $\pm$ 1,21 | 6,04 $\pm$ 1,84         | 0,83 $\pm$ 0,39             |
| Contingent estimé                                | ND              | ND                       | 24 094                 | 12 982                   | 12 768          | 44 218                  | 8 953                       |
| <b>Pourcentage de succès reproducteur</b>        |                 |                          |                        |                          |                 |                         |                             |
| Succès estimé [IC 95 %]                          | ND              | ND                       | 1,81% [0,6-6,3]        | 0,67% [0,5-0,9]          | ND              | 4,59% [3,7-6,1]         | 0,29% [0,2-0,4]             |

\* ND : non déterminé.

† : IC 95 % : intervalle de confiance à 95 %.

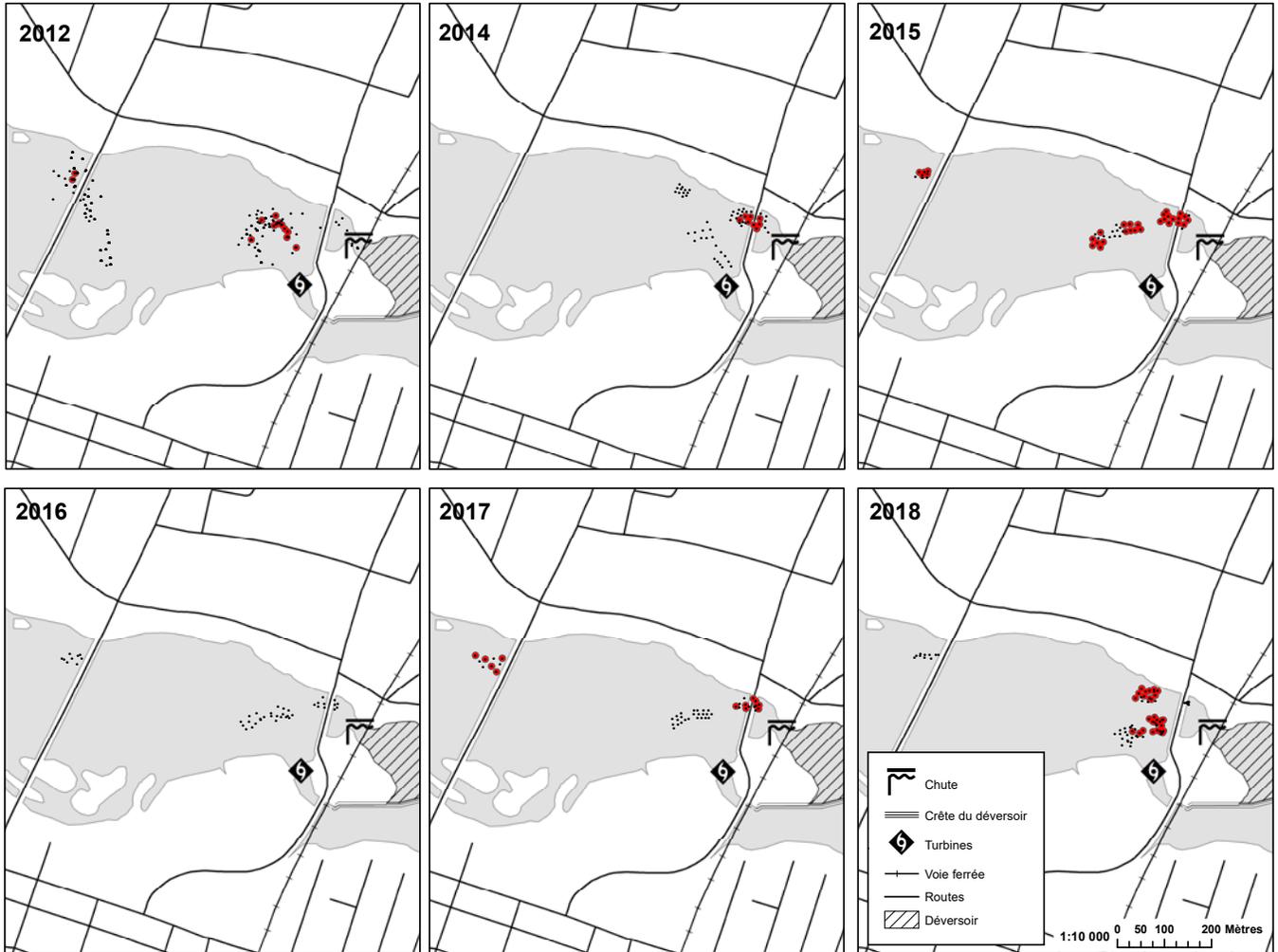


Figure 2. Emplacement des captures d'œufs d'esturgeon jaune de 2012 à 2018 à la frayère située en aval de la centrale de Drummondville. Les ovocapteurs sont représentés par un point noir; les cercles rouges délimitent une zone tampon de 7 m de rayon autour des ovocapteurs ayant capturé au moins un œuf.

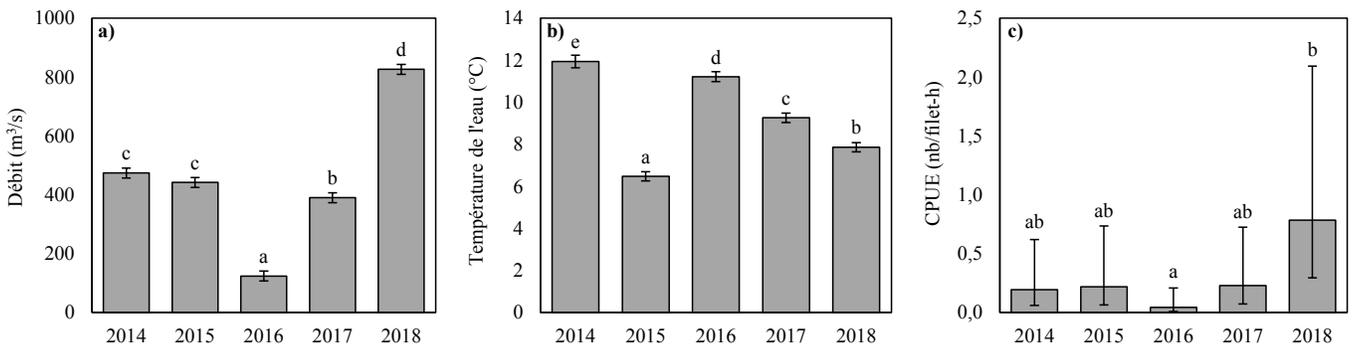


Figure 3. Moyennes annuelles ajustées ( $\pm$  intervalle de confiance de 95 % [IC 95 %]) du débit total (a) et de la température de l'eau (b) de la rivière Saint-François mesurées de 2014 à 2018 lors de la période de migration des esturgeons jaunes vers la frayère de Drummondville (c.-à-d. 14 jours avant la capture du premier œuf). En (c), les moyennes ajustées ( $\pm$  IC 95 %) des captures par unité d'effort (CPUE) pour les reproducteurs d'esturgeon jaune sont également représentées. Dans chaque graphique, les années qui ne partagent pas une même lettre indiquent une différence significative ( $\alpha = 0,05$ ) des moindres carrés entre 2 années.

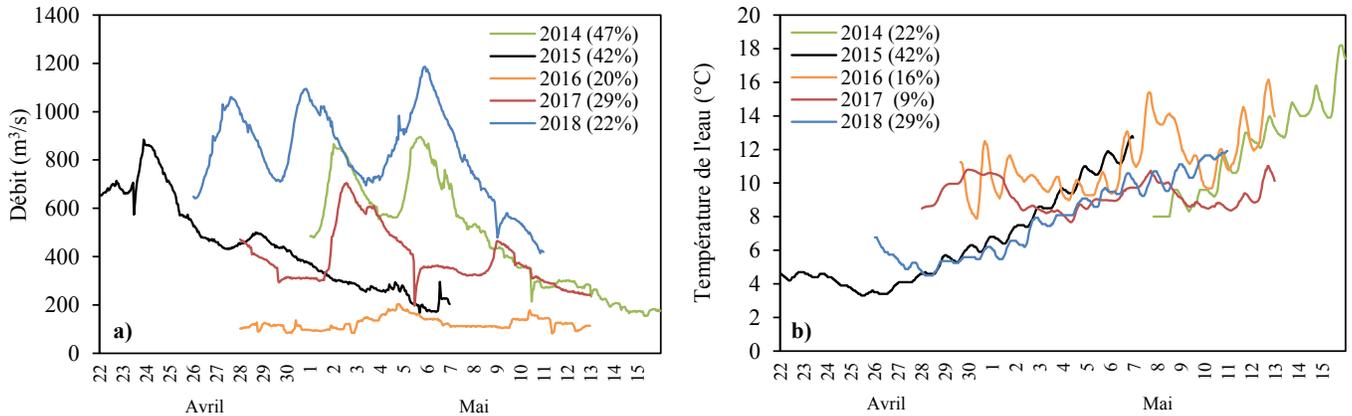


Figure 4. Débit total (a) et température de l'eau (b) quotidiens de la rivière Saint-François mesurés de 2014 à 2018 lors de la période de migration des esturgeons jaunes vers la frayère de Drummondville (c.-à-d. 14 jours avant la capture du premier œuf). Les nombres entre parenthèses représentent les coefficients de variation (%) annuels.

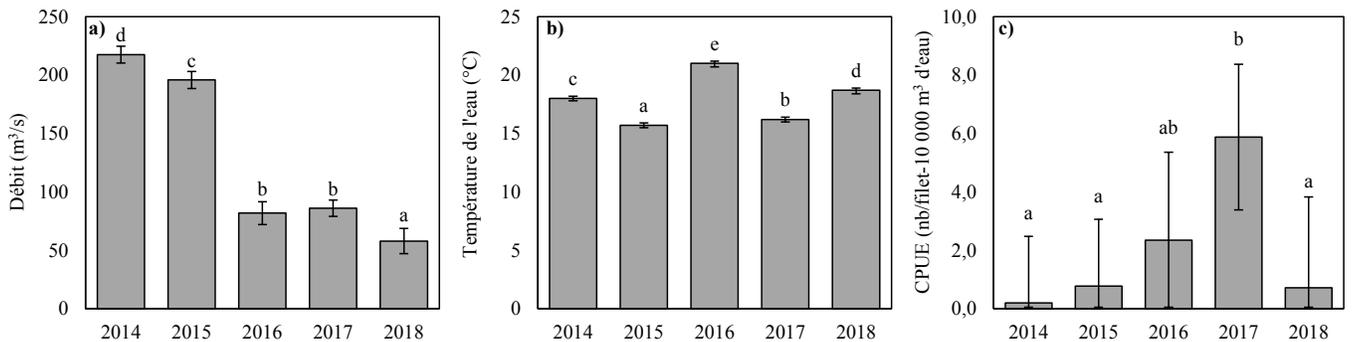


Figure 5. Moyennes annuelles ajustées ( $\pm$  intervalle de confiance à 95 % [IC 95 %]) du débit total (a) et de la température de l'eau (b) de la rivière Saint-François mesurées de 2014 à 2018 lors de la période de dérive larvaire (c.-à-d. de la première à la dernière larve capturée). Les moyennes ajustées ( $\pm$  IC 95 %) des captures par unité d'effort (c) (CPUE) pour les larves d'esturgeons jaunes sont également représentées. Dans chaque graphique, les années qui ne partagent pas une même lettre indiquent une différence significative ( $\alpha = 0,05$ ) des moindres carrés entre deux années.

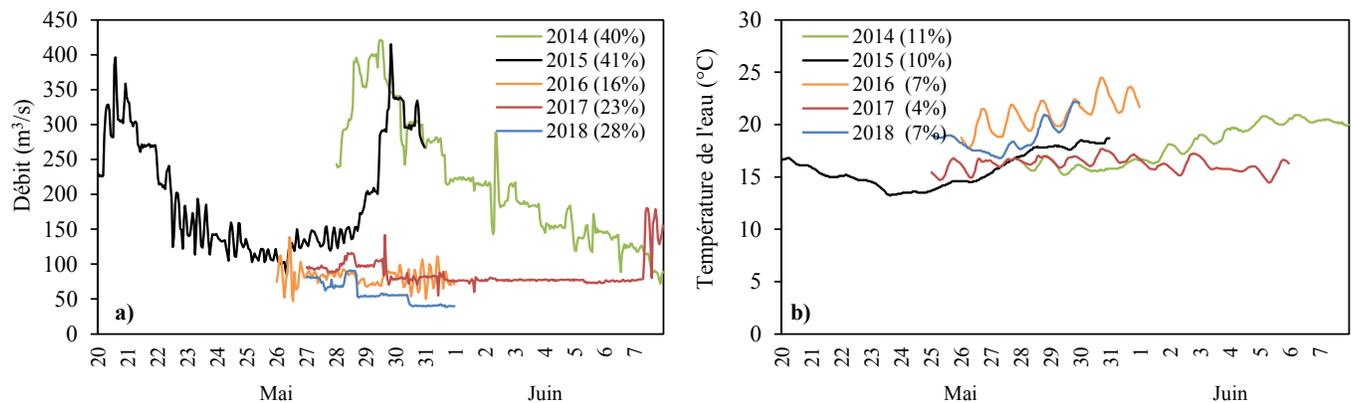


Figure 6. Débit total (a) et température de l'eau (b) quotidiens de la rivière Saint-François mesurés de 2014 à 2018 lors de la période de dérive larvaire (c.-à-d. de la première à la dernière larve capturée). Les nombres entre parenthèses représentent les coefficients de variation (%) annuels.

### **Relation entre le débit ainsi que la température de l'eau et l'abondance des larves**

De 2014 à 2018, le débit total de la rivière et la température de l'eau pendant la période de dérive larvaire ont varié de façon hautement significative entre les années ( $F_{1,4} = 314,5; p < 0,001$  et  $F_{1,4} = 381,4; p < 0,001$ , respectivement; figure 5a). Le débit moyen a été significativement différent d'une année à l'autre, à l'exception de 2016 et de 2017. Le débit moyen a été significativement le plus faible en 2018 et le plus fort en 2014 (figure 5a). Les printemps 2016 et 2017 ont été marqués par une plus grande stabilité des débits pendant la dérive larvaire (coefficients de variation de 16 % et de 23 % respectivement). La température moyenne de l'eau pendant la dérive larvaire a été significativement différente d'une année à l'autre. La température la plus faible et la température la plus élevée ont été mesurées en 2015 et en 2016, respectivement (figure 5b). Les CPUE moyennes pour les larves ont également varié de façon hautement significative entre les années ( $\chi^2 = 20,5; p < 0,001$ ). Ces valeurs ont été significativement plus élevées en 2017 par rapport aux autres années, sauf en 2016, année montrant une tendance vers une valeur plus faible, mais non significativement différente des autres (figure 5c). Les figures 6a et 6b montrent les fluctuations quotidiennes de débits et de températures de l'eau pendant la période de dérive larvaire.

## **Discussion**

### **Dynamique et habitat de reproduction**

La présente étude confirme que l'esturgeon jaune utilise annuellement le bief aval de la centrale hydroélectrique de Drummondville, dans la rivière Saint-François, pour se reproduire. Cette frayère constitue l'un des 19 sites de reproduction connus de l'esturgeon jaune dans le fleuve Saint-Laurent, dans la portion située en aval de Beauharnois (Paradis et collab., en préparation). Huit de ces sites, dont celui de la rivière Saint-François à Drummondville, ont fait l'objet de travaux d'aménagement dans le passé (Paradis et collab., en préparation).

Trois sites de déposition d'œufs ont été identifiés sur la frayère de Drummondville : un premier en aval immédiat du déversoir (alimenté par le débit déversé), un deuxième en aval de la centrale (alimenté par le débit turbiné) et un troisième environ 500 m plus en aval, sous le pont de la route 122 (alimenté par le débit total de la rivière) (BETO, 2012; 2015; 2016a; 2018b; 2019). L'utilisation par l'esturgeon du site de déposition d'œufs situé sous le pont de la route 122, soit la frayère identifiée par La Haye et Clermont (1996), est plus marginale comparativement à ceux situés près du barrage. En effet, ce site n'est pas fréquenté sur une base annuelle, et sa superficie ainsi que l'abondance des œufs y sont plus faibles. La localisation des œufs dans les deux sites situés près du barrage montre des variabilités spatiales journalières et interannuelles. Ces fluctuations sont reliées à la répartition du débit entre le déversoir et la centrale, aux variations de débit lors de la reproduction et à leur intensité (BETO, 2012; 2015; 2016a; 2018a; 2018b; 2019). Telle que décrite en 2015, la répartition

du débit total de la rivière entre le déversoir et la centrale contribue à l'utilisation d'une plus vaste superficie d'habitat pour le dépôt des œufs (BETO, 2016a). En 2017, malgré un débit turbiné soutenu, la déposition des œufs dans le bief aval du barrage a été observée uniquement en aval du déversoir lors d'une hausse rapide de débit déversé (BETO, 2018b). De forts débits soutenus tout au long de la fraie ont aussi été associés à une plus grande superficie de frayère utilisée en 2018 (BETO, 2019). À l'inverse, les 3 sites peuvent être délaissés lors de faibles débits, comme ce fut le cas en 2016 (BETO, 2018a). Cette même année, des larves ont tout de même été capturées, ce qui suggère l'existence d'un ou de plusieurs sites de ponte inconnus à ce jour en amont du Secteur 2 (BETO, 2018a).

Comme l'indiquent les intervalles de confiance, le contingent estimé de reproducteurs à Drummondville a varié annuellement de 41 à 240 esturgeons jaunes, pour un total de 2 à 45 femelles gravides. Très peu d'estimations par CMR, intégrant une variabilité interannuelle, sont disponibles à ce jour pour les frayères d'esturgeon jaune du fleuve Saint-Laurent. Selon Paradis et collab. (en préparation), la frayère de Drummondville est qualifiée comme un site de reproduction fréquenté par un faible contingent (< 1 000 reproducteurs). On trouve dans cette catégorie les frayères des rivières L'Assomption, Ouareau, des Mille Îles, Richelieu (Chambly), Saint-Maurice et Montmorency. À titre de comparaison, la frayère de la rivière des Prairies, qui est considérée comme la plus importante pour la population d'esturgeons jaunes du fleuve Saint-Laurent, présente un contingent de géniteurs variant de 4 163 à 7 166 individus (Fortin et collab., 2002). D'autres frayères d'envergure (> 1 000 reproducteurs) seraient présentes dans les rivières Richelieu (Saint-Ours) et Chaudière (Paradis et collab., en préparation).

Selon les contingents de reproducteurs estimés à la frayère de Drummondville, la superficie des habitats de fraie utilisés de 2012 à 2018 n'y serait pas limitante. En considérant la limite de confiance supérieure du nombre annuel de femelles, la superficie disponible par femelle se situait entre 56 m<sup>2</sup> en 2014 et 398 m<sup>2</sup> en 2017. Ces valeurs sont supérieures au critère de 13 à 48 m<sup>2</sup> par femelle suggéré par Fortin et collab. (2002) pour optimiser le taux de survie des œufs. La qualité du substrat de fraie à Drummondville n'est toutefois pas uniforme. Le site de ponte situé en aval de l'exutoire du déversoir se compose majoritairement de roche mère (BETO, 2012). Ce type de substrat n'est généralement pas associé à un habitat propice pour la reproduction (voir Kerr et collab., 2010). Inversement, le substrat des deux autres sites se compose d'un mélange, plus propice pour la fraie, de galets et de gravier parsemés de blocs (BETO, 2012). Dans le cadre de la présente étude, aucune donnée ne semble permettre d'établir de façon robuste un lien direct entre l'emplacement des sites de ponte, leurs caractéristiques et le pourcentage de succès annuel de la reproduction.

Les 3 sites de ponte se situent dans les secteurs aménagés en 2000 par Faucher et Abbot (2001). Le site de déposition d'œufs du pont de la route 122 est situé à proximité du haut fond qui a été nettoyé et agrandi et les deux autres

se trouvent dans le bief aval du barrage, où 15 abris de courant accompagnés de matériaux granulaires hétérogènes ont été aménagés (Faucher et Abbott, 2001). Il est toutefois impossible de statuer sur l'effet et sur l'intégrité structurelle de ces aménagements considérant l'absence d'état de référence avant aménagement et d'information sur la localisation précise des structures. Le barrage de Drummondville entrave cependant le transit sédimentaire dans la rivière, ce qui réduit le renouvellement de substrat propice à la fraie de l'esturgeon. L'ajout de substrat résistant aux grandes variations de débit et propice à la rétention et au développement des œufs, plus spécifiquement en aval de l'exutoire du déversoir, pourrait améliorer le succès de reproduction de l'esturgeon jaune à Drummondville (voir McLean et collab., 2015).

La production annuelle de larves issues de la frayère de Drummondville varie d'une année à l'autre d'un facteur pouvant atteindre 5 fois (de 8 953 à 44 218 larves annuellement). Cette variabilité est cohérente avec les connaissances disponibles sur la dynamique du recrutement de la population d'esturgeons jaunes du fleuve Saint-Laurent (Dumont et collab., 2013), ainsi qu'avec celles issues d'autres systèmes comparables dans la région des Grands Lacs (Lawrence et collab., 2020).

#### ***Relation entre le débit ainsi que la température de l'eau et l'abondance des reproducteurs***

La plus grande moyenne de CPUE pour les reproducteurs correspond à l'année où le débit moyen pendant la période de migration a été le plus fort, soit 826 m<sup>3</sup>/s en 2018. À l'inverse, la moyenne la plus faible a été observée en 2016, soit une année de faible débit moyen (estimé à 124 m<sup>3</sup>/s). Il est généralement reconnu qu'un appel d'eau important et constant durant la saison printanière déclenche des signaux de reproduction et stimule la migration vers l'amont de certaines espèces, comme les Acipensérédés (Auer, 1994; 1996; Kerr et collab., 2010; Kohlhörst et collab., 1991). La diminution du niveau de l'eau et du débit en période printanière peut, au contraire, retarder la montaison des esturgeons jaunes adultes (Friday et Chase, 2005) et même entraîner une relocalisation de la fraie chez d'autres espèces d'esturgeon (Paragamian et collab., 2002). Le débit, à lui seul, ne peut cependant expliquer les variations interannuelles de CPUE observées dans la présente étude pour les reproducteurs. Des conditions de débit contrastées, telles qu'observées aux printemps 2017 et 2018, n'étaient pas associées à des différences significatives dans l'abondance des reproducteurs. Le nombre de reproducteurs présents à un site de fraie pourrait plutôt être influencé par une combinaison de facteurs, tels que le débit printanier du fleuve Saint-Laurent et de ses autres tributaires, le patron d'écoulement de l'eau sur la frayère ou encore le taux de retour interannuel des reproducteurs (Forsythe et collab., 2012a; 2012b). Des taux de recapture interannuels de 0 à 15 % ont été mesurés dans le cadre de cette étude. Bien que les taux de retour interannuels puissent varier en fonction des années

et du sexe (Pledger et collab., 2013), leur estimation tend à augmenter et à se préciser en fonction du nombre croissant de poissons marqués dans la population et du temps écoulé depuis la première capture, ce qui explique les taux les plus élevés obtenus en 2017 et en 2018.

Les températures de l'eau mesurées au début de la fraye de chaque année correspondent à celles généralement documentées, soit de 11,5°C à 16,0°C (Baril et collab., 2018; Bruch et Binkowski, 2002). Cependant, aucun lien entre la valeur moyenne de CPUE pour les reproducteurs et la température de l'eau lors des 14 jours précédant la fraye n'a été établi dans la présente étude.

#### ***Relation entre le débit ainsi que la température de l'eau et l'abondance des larves***

Comparativement aux autres années, le printemps 2017 a été marqué par une plus grande stabilité des débits pendant la fraye et la dérive larvaire, ainsi que par la moyenne la plus élevée de CPUE pour les larves en dérive. La seconde valeur la plus élevée d'abondance relative de larves (bien que non statistiquement différente des autres années) a été observée au printemps 2016, une année de débit moyen intermédiaire et semblable à celui de 2017 (86,08 m<sup>3</sup>/s). La période de dérive larvaire de 2016 a cependant été caractérisée par de nombreuses variations d'amplitude modérée. En 2018, malgré le nombre élevé de reproducteurs et d'œufs capturés, la moyenne de CPUE pour les larves en dérive a été une des plus faibles (BETO, 2019). En 2018, le débit était fort pendant la fraye, mais faible pendant la dérive larvaire. De forts débits combinés à de grandes variations pourraient déloger les œufs et les larves de leur substrat d'incubation (Kerr et collab., 2010; Swanson et collab., 1990), notamment dans des conditions de substrat sous-optimales (Peake, 2006). Comme c'est le cas en aval de l'exutoire du déversoir de la centrale de Drummondville (substrat composé essentiellement de roc), il est possible que des conditions d'écoulement stables et modérées favorisent une meilleure survie des œufs et ultimement, une plus grande production larvaire. D'Amours et Dion (2018) ont observé, dans la rivière Rupert, une relation négative entre la vitesse d'écoulement pendant la dérive larvaire et le nombre de larves capturées. De plus, la majorité des larves dénombrées dans le cadre de la présente étude avaient résorbé leur sac vitellin, suggérant une alimentation exogène au moment de la capture (BETO, 2016). Puisque les larves d'esturgeon jaune ont une capacité natale limitée au cours des premières semaines de vie et qu'elles s'alimentent principalement de macro-invertébrés qui dérivent, des conditions d'écoulement stables et modérées pourraient favoriser leur alimentation (COSEPAC, 2006; D'Amours et Dion, 2018; Kempinger, 1996). Un trop faible débit peut toutefois limiter la capture de larves en dérive en empêchant le fonctionnement optimal des filets, comme cela a été constaté en 2018 alors que plusieurs filets se rabattaient au fond en périphérie de la veine d'eau principale, ce qui a pu contribuer à sous-estimer la production larvaire dans ces conditions (voir BETO, 2019).

Contrairement à ce qui a été documenté dans d'autres systèmes, aucun lien n'a été établi entre la température de la rivière Saint-François et les CPUE pour les larves en dérive. Dans la rivière Rupert, des températures de l'eau inférieure à 17°C pendant la dérive larvaire favorisaient la survie des larves (D'Amours et Dion, 2018). Dans la rivière Saint-François, la plus grande abondance relative de larves (2017) correspond à la seconde année la plus froide, alors que la deuxième plus forte abondance (2016) est associée à l'année la plus chaude (figure 5). Même si la température de l'eau peut influencer le développement des œufs, ainsi que la survie des larves (Wang et collab., 1985), ce sont généralement les conditions hydrologiques qui constituent le principal facteur influençant le nombre de larves dérivantes (Auer et Baker, 2002; Krieger et collab., 2018; Verdon et collab., 2013). C'est aussi ce que suggèrent les résultats de la présente étude.

### **Implications pour la gestion de la ressource**

Les travaux sur l'esturgeon jaune réalisés dans la rivière Saint-François de 2012 à 2018 ont permis d'orienter plusieurs décisions de gestion visant la protection de l'espèce. Malgré l'interdiction de pêche à l'esturgeon en vigueur dans le secteur à l'étude, plusieurs captures de cette espèce (intentionnelles ou non) ont été observées à la frayère de Drummondville. Une démarche impliquant les agents de protection de la faune et les biologistes du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) ainsi que le BETO a mené, en 2017, à la création d'une zone d'interdiction totale de pêche durant la période de reproduction de l'esturgeon, soit du 1<sup>er</sup> avril au 14 juin. La même année, cette réglementation a aussi été appliquée à la frayère d'esturgeon jaune de la rivière Saint-Maurice, située en aval du barrage de la Gabelle, en raison d'une problématique similaire.

Deux événements ont mené à la mise en œuvre d'un plan de gestion des débits des centrales hydroélectriques de Drummondville et de la Chute-Hemmings, qui prend en compte les besoins de l'esturgeon jaune. D'une part, un épisode de mortalité de poissons, majoritairement composés de chevaliers blancs (*Moxostoma anisurum*) et de chevaliers rouges (*Moxostoma macrolepidotum*), est survenu en 2013 en aval du déversoir du barrage de Drummondville à la suite d'une coupure du débit déversé ayant entraîné la formation de cuvettes isolées et anoxiques. D'autre part, en 2016, le rehaussement du niveau d'eau en amont du barrage de la Chute-Hemmings (opération effectuée sur une base annuelle) a entraîné un assèchement partiel du cours inférieur de la rivière Saint-François pendant plus de 24 heures, et ce, en période de déposition d'œufs. Après cet assèchement, aucun œuf d'esturgeon jaune n'a été récolté aux 3 sites de ponte connus malgré la capture de reproducteurs en aval du barrage. Des larves ont tout de même été capturées. Depuis 2017, un plan de gestion des débits est appliqué par Hydro-Québec du 1<sup>er</sup> avril au 15 juin. Il comprend un débit réservé printanier à la centrale de la Chute-Hemmings afin d'éviter l'assèchement des

habitats présents en aval, notamment la frayère d'esturgeon jaune, ainsi qu'un débit minimal déversé par le barrage de Drummondville afin d'éviter la formation de cuvettes isolées en aval du déversoir. Ce plan contribue à la protection des activités de reproduction de l'esturgeon et de plusieurs autres espèces qui utilisent les mêmes habitats pour la reproduction, dont le doré jaune (*Sander vitreus*), la laquaiche argentée (*Hiodon tergisus*), le chevalier blanc, le chevalier rouge, le meunier noir (*Catostomus commersonii*) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*).

La mise en place du plan de gestion des débits par Hydro-Québec aux deux centrales hydroélectriques de Drummondville constitue un premier pas vers une amélioration de la gestion des débits de la rivière Saint-François. Les analyses réalisées lors de la présente étude suggèrent qu'un débit total fort lors de la montaison (de la mi-avril à la mi-mai) contribuerait à une plus grande présence de reproducteurs à la frayère de Drummondville, tandis qu'un débit stable d'environ 85 m<sup>3</sup>/s pendant la dérive larvaire (de la mi-mai à la mi-juin) favoriserait une plus grande abondance de larves dérivantes. Une étude sur les variations de débits à l'échelle du bassin versant (Clément-Robert et collab., 2016) et une autre plus spécifique à la centrale de la Chute-Hemmings (BETO, 2016b) ont identifié cet ouvrage comme étant la principale source des variations de débit mesurées à la frayère de Drummondville. Certaines fluctuations de débit de la rivière Saint-François pendant la période d'incubation des œufs d'esturgeon jaune et de dérive larvaire pourraient être évitées ou amoindries par une amélioration de la gestion des centrales hydroélectriques de Drummondville et de la Chute-Hemmings (BETO, 2016b; 2018a; 2018b; 2019), ainsi que par d'autres ouvrages de contrôle de l'eau situés dans le bassin versant (Clément-Robert et collab., 2016). Une réflexion approfondie sur la gestion du débit de la rivière Saint-François serait souhaitable et devrait impliquer l'ensemble des gestionnaires d'ouvrage de contrôle du bassin versant.

### **Conclusion**

Les résultats de cette étude suggèrent que l'abondance de l'esturgeon jaune en période de reproduction dans la rivière Saint-François, en aval du barrage de Drummondville, est influencée positivement par le débit de la rivière pendant la période de migration des esturgeons adultes. Toutefois, aucun lien n'a été établi entre le contingent de reproducteurs à cette frayère et la production de larves, ce qui suggère que plusieurs facteurs influencent individuellement ou conjointement la survie des œufs et des larves après la reproduction. Les facteurs hydrologiques se sont avérés déterminants dans le choix des habitats de fraye et la production de larves en dérive. Les larves ont été les plus abondantes lorsque les débits étaient stables et que les niveaux d'eau étaient intermédiaires durant la reproduction. Les résultats issus de ce projet permettent d'orienter la gestion du débit et de la pêche pour améliorer la conservation de l'esturgeon jaune de la rivière Saint-François.

Ce projet démontre aussi la pertinence d'impliquer les communautés autochtones dans le développement de connaissances scientifiques. L'embauche et la formation de nombreux membres des Premières Nations, demeurés soudés à la culture abénakise, ont permis le partage de savoirs technique, scientifique, traditionnel et de ressources humaines qui ont contribué à la réussite du projet tout en permettant de développer l'intérêt et les compétences de la communauté dans le domaine des sciences halieutiques. En plus d'avoir favorisé la conservation d'une espèce emblématique pour la Nation, les partenariats établis avec les gouvernements provincial et fédéral, ainsi qu'Hydro-Québec, ont contribué à consolider le BETO. Ce bureau du Conseil des Abénakis d'Odanak se dévoue depuis à l'étude et à la protection de l'environnement.

### Remerciements

Ce projet a été financé par le Fonds autochtone pour les espèces en péril de Pêches et Océans Canada, ainsi que par la Fondation de la Faune du Québec. Nous tenons d'abord à remercier le personnel du BETO, en particulier Luc G. Nolett et Christopher Coughlin, le Conseil des Abénakis d'Odanak, ainsi que tous les membres de la communauté ayant participé au projet et sans qui il n'aurait jamais été réalisé. Merci également aux différents organismes et personnes qui ont participé à l'élaboration et au soutien du projet, Dr Carl Uhland, Hydro-Québec, le MFFP, les firmes Enviro-Science et Faune et Aecom, ainsi que la Ville de Drummondville. Nous soulignons également la contribution de l'équipe éditoriale du *Naturaliste canadien* et de deux réviseurs anonymes pour leurs commentaires constructifs qui ont permis d'améliorer le manuscrit. ◀

Le Bureau environnement et terre d'Odanak (BETO ; Mziaow8gan ta Aki) est un département du Conseil des Abénakis d'Odanak qui, depuis 2007, se consacre à l'étude et à la protection de l'environnement. Au fil des ans, le BETO a participé et a développé de nombreux projets en lien avec des espèces en péril ou ayant une importance significative pour la Nation Waban-Aki (inventaires, aménagements d'habitat, recherche, éducation). Ces travaux ont permis de développer de nombreux partenariats et de faire valoir les valeurs de la Nation Waban-Aki tout en permettant la consolidation et la pérennité d'une équipe multidisciplinaire consacrée à la Terre-Mère.

### Références

- AUER, N.A., 1994. Effects of change in operation of a small hydroelectric facility on spawning characteristics of lake sturgeon. *Lake and Reservoir Management*, 9: 52-53.
- AUER, N.A., 1996. Response of spawning lake sturgeons to change in hydroelectric facility operation. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125: 66-77. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1996\)125%3C066:ROSLST%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1996)125%3C066:ROSLST%3E2.3.CO;2).
- AUER, N.A. et A. BAKER, 2002. Duration and drift of larval lake sturgeon in the Sturgeon River, Michigan. *Journal of Applied Ichthyology*, 18: 557-564. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2002.00393.x>.
- BARIL, A.-M., J.T. BUSZKIEWICZ, P.M. BIRON, Q.E. PHELPS et J.W.A. GRANT, 2018. Lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) spawning habitat: A quantitative review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75: 925-933. <http://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0100>.
- BATES, D., M. MAECHLER, B. BOLKER et S. WALKER, 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67: 1-48. <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2012. Restauration de l'esturgeon jaune dans le bassin inférieur de la rivière Saint-François. Bureau environnement et terre d'Odanak et Aecom, Odanak, 55 p. Disponible en ligne à : [https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2012.-Esturgeon\\_Drummondville\\_Odanak\\_2012.pdf](https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2012.-Esturgeon_Drummondville_Odanak_2012.pdf).
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2014. Restauration de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) dans le bassin inférieur de la rivière Saint-François. Capture-marquage-recapture et utilisation du cours inférieur de la rivière Saint-François en période estivale. Bureau environnement et terre d'Odanak et Aecom, Odanak, 44 p. Disponible en ligne à : [https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2014.-Esturgeon\\_Drummondville\\_Odanak\\_2013.pdf](https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2014.-Esturgeon_Drummondville_Odanak_2013.pdf).
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2015. Évaluation du succès de reproduction de l'esturgeon jaune à la frayère de Drummondville et influence des débits, printemps 2014. Bureau environnement et terre d'Odanak et Enviro Science et Faune inc., Odanak, 42 p. Disponible en ligne à : [https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2015.-Esturgeon\\_Drummondville\\_Odanak\\_2014.pdf](https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2015.-Esturgeon_Drummondville_Odanak_2014.pdf).
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2016a. Évaluation du succès de reproduction de l'esturgeon jaune à la frayère de Drummondville et influence des débits, printemps 2015. Bureau environnement et terre d'Odanak et Enviro Science et Faune inc., Odanak, 38 p. Disponible en ligne à : [https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2016.-Esturgeon\\_Drummondville\\_Odanak\\_2015.pdf](https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2016.-Esturgeon_Drummondville_Odanak_2015.pdf).
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2016b. Analyse des facteurs naturels et anthropiques des variations de débit de la rivière Saint-François en aval du barrage de Drummondville — 2014-2015. Bureau environnement et terre d'Odanak, Odanak, 7 p.
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2018a. Évaluation du succès de reproduction de l'esturgeon jaune à la frayère de Drummondville et influence des débits, printemps 2016. Bureau environnement et terre d'Odanak et Enviro Science et Faune inc., Odanak, 38 p. Disponible en ligne à : [https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2018.-Esturgeon\\_Drummondville\\_Odanak\\_2016.pdf](https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2018.-Esturgeon_Drummondville_Odanak_2016.pdf).
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2018b. Évaluation du succès de reproduction de l'esturgeon jaune à la frayère de Drummondville et influence des débits, printemps 2017. Bureau environnement et terre d'Odanak et Enviro Science et Faune inc., Odanak, 44 p. Disponible en ligne à : [https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2018.-Esturgeon\\_Drummondville\\_Odanak\\_2017.pdf](https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-2018.-Esturgeon_Drummondville_Odanak_2017.pdf).
- [BETO] BUREAU ENVIRONNEMENT ET TERRE D'ODANAK, 2019. Évaluation du succès de reproduction de l'esturgeon jaune à la frayère de Drummondville et influence des débits, printemps 2018. Bureau environnement et terre d'Odanak, Odanak, 33 p. Disponible en ligne à : <https://caodanak.com/wp-content/uploads/2018/10/BETO-Bureau-environnement-et-terre-dOdanak-2019-%C3%89valuation-du-succ%C3%A8s-de-reproduction-de-l%E2%80%99esturgeon-jaune.pdf>.
- BRUCH, R.M. et F.P. BINKOWSKI, 2002. Spawning behavior of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Journal of Applied Ichthyology*, 18: 570-579. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2002.00421.x>.
- CLÉMENT-ROBERT, G., S. GINGRAS, M. PELLERIN, et R. POIRIER, 2016. Enquête sur les sources de variation de débits de la rivière Saint-François durant la période de fraie de l'esturgeon jaune. Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 88 p.
- COOCH, E.G. et G.C. WHITE, 2014. Program MARK—'A gentle introduction'. Disponible en ligne à : <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book>.

- [COSEPAC] COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) au Canada — Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 124 p. Disponible en ligne à : [https://faune-especes.canada.ca/registre-especes-peril/virtual\\_sara/files/cosewic/sr\\_Lake\\_Sturgeon\\_0807\\_f.pdf](https://faune-especes.canada.ca/registre-especes-peril/virtual_sara/files/cosewic/sr_Lake_Sturgeon_0807_f.pdf).
- DAMMERMAN, K.J., J.P. STEIBEL et K.T. SCRIBNER, 2015. Genetic and environmental components of phenotypic and behavioral trait variation during lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) early ontogeny. *Environmental Biology of Fishes*, 98: 1659-1670. <https://doi.org/10.1007/s10641-015-0392-6>.
- D'AMOURS, J. et R. DION, 2018. Juvenile lake sturgeon monitoring and determinants of year-class strength in the Rupert River, mid-northern Québec, Canada. *Journal of Applied Ichthyology*, 35: 344-354. <https://doi.org/10.1111/jai.13748>.
- DUMONT, P., J. D'AMOURS, S. THIBODEAU, N. DUBUC, R. VERDON, S. GARCEAU, P. BILODEAU, Y. MAILHOT et R. FORTIN, 2011. Effects of the development of a newly created spawning ground in the Des Prairies River (Québec, Canada) on the reproductive success of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Journal of Applied Ichthyology*, 27: 394-404. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01718.x>.
- DUMONT, P., Y. MAILHOT et N. VACHON, 2013. Révision du plan de gestion de la pêche commerciale de l'esturgeon jaune dans le fleuve Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, 127 p. Disponible en ligne à : <https://mern.gouv.qc.ca/publications/monteregie/esturgeon-jaune.pdf>.
- FAUCHER, R. et M. ABBOT, 2001. Restauration d'habitats propices à la reproduction de l'esturgeon jaune dans la rivière Saint-François — secteur Drummondville. Bilan des travaux 1999-2001. GDG Conseil inc. et ABBOTT Experts-conseils, 10 p.
- FORSYTHE, P.S., K.T. SCRIBNER, J.A. CROSSMAN, A. RAGAVENDRAN, E.A. BAKER, C. DAVIS et K.K. SMITH, 2012a. Environmental and lunar cues are predictive of the timing of river entry and spawning-site arrival in lake sturgeon *Acipenser fulvescens*. *Journal of Fish Biology*, 81: 35-53. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2012.03308.x>.
- FORSYTHE, P.S., J.A. CROSSMAN, N.M. BELLO, E.A. BAKER, K.T. SCRIBNER et W. TONN, 2012b. Individual-based analyses reveal high repeatability in timing and location of reproduction in lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69: 60-72. <https://doi.org/10.1139/f2011-132>.
- FORSYTHE, P.S., K.T. SCRIBNER, J.A. CROSSMAN, A. RAGAVENDRAN et E.A. BAKER, 2013. Experimental assessment of the magnitude and sources of lake sturgeon egg mortality. *Transactions of the American Fisheries Society*, 142: 1005-1011. <https://doi.org/10.1080/00028487.2013.790847>.
- FORTIN, R., S. GUÉNETTE et P. DUMONT, 1992. Biologie, exploitation, modélisation et gestion des populations d'esturgeons jaunes (*Acipenser fulvescens*) dans 14 réseaux de lacs et de rivières du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec, 213 p.
- FORTIN, R., J. D'AMOURS et S. THIBODEAU, 2002. Effets de l'aménagement d'un nouveau secteur de frayère sur l'utilisation du milieu en période de fraie et sur le succès de reproduction de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) à la frayère de la rivière des Prairies. Université du Québec à Montréal, Montréal, 131 p.
- FRIDAY, M.J. et M.E. CHASE, 2005. Biology and management of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Kaministiquia River. Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, 45 p.
- GARCEAU, S. et P. BILODEAU, 2004. La dérive larvaire de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) à la rivière des Prairies aux printemps 2002 et 2003. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, Québec, 21 p. Disponible en ligne à : <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs66784>.
- HAXTON, T.J. et C.S. FINDLAY, 2008. Variation in lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) abundance and growth among river reaches in a large regulated river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 645-657. <https://doi.org/10.1139/f08-005>.
- HAXTON, T.J. et C.S. FINDLAY, 2009. Variation in large-bodied fish-community structure and abundance in relation to water-management regime in a large regulated river. *Journal of Fish Biology*, 74: 2216-2238. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02226.x>.
- HAXTON, T.J., M. FRIDAY, T. CANO et C. HENDRY, 2015. Assessing the magnitude of effect of hydroelectric production on lake sturgeon abundance in Ontario. *North American Journal of Fisheries Management*, 35: 930-941. <https://doi.org/10.1080/02755947.2015.1074962>.
- JOHNSON, J.H., S.R. LAPAN, R.M. KLINDT et A. SCHIAVONE, 2006. Lake sturgeon spawning on artificial habitat in the St. Lawrence River. *Journal of Applied Ichthyology*, 22: 465-470. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00812.x>.
- KEMPINGER, J.J., 1996. Habitat, growth, and food of young lake sturgeons in the Lake Winnebago system, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 102-114.
- KERR, S.J., M.J. DAVISON et E. FUNNELL, 2010. A review of lake sturgeon habitat requirements and strategies to protect and enhance sturgeon habitat. Ontario Ministry of Natural Resources, Thunder Bay, 58 p.
- KOHLHORST, D.W., L.W. BOTSFORD, J.S. BRENNAN et G.M. CAILLIET, 1991. Aspects of the structure and dynamics of an exploited central California population of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*). Dans : WILLIOT, A.P. (éd.). *Proceedings of the first international symposium on sturgeon*, Bordeaux, p. 277-294.
- KRIEGER, J.R., R.T. YOUNG et J.S. DIANA, 2018. Evaluation and comparison of a habitat suitability model for postdrift larval lake sturgeon in the St. Clair and Detroit Rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 38: 1091-1104. <https://doi.org/10.1002/nafm.10217>.
- LA HAYE, M. et S. CLERMONT, 1996. Localisation d'une frayère à esturgeon jaune dans le cours inférieur de la rivière Saint-François. Association des pêcheurs commerciaux du lac Saint-Pierre, Notre-Dame-de-Pierreville, 15 p.
- LAAKE, J.L., 2013. RMark: An R interface for analysis of capture-recapture data with MARK. Disponible en ligne à : <https://apps-afsc.fisheries.noaa.gov/Publications/ProcRpt/PR2013-01.pdf>.
- LAWRENCE, D.A., R.F. ELLIOTT, M.C. DONOFRIO et P.S. FORSYTHE, 2020. Larval lake sturgeon production and drift behaviour in the Menominee and Oconto Rivers, Wisconsin. *Ecology of Freshwater Fish*. <https://doi.org/10.1111/eff.12549>.
- LINTH, R.V., 2016. Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software*, 69: 1-33. <https://doi.org/10.18637/jss.v069.i01>.
- MAILHOT, Y., P. DUMONT et N. VACHON, 2011. Management of the lake sturgeon *Acipenser fulvescens* population in the lower St. Lawrence River (Québec, Canada) from the 1910s to the present. *Journal of Applied Ichthyology*, 27: 405-410. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2011.01727.x>.
- MCCLEAN, M., E.F. ROSEMAN, J.J. PRITT, G. KENNEDY et B.A. MANNY, 2015. Artificial reefs and reef restoration in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 41: 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2014.11.021>.
- NILO, P., P. DUMONT et R. FORTIN, 1997. Climatic and hydrological determinants of year-class strength of St. Lawrence Riverlake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 774-780. <https://doi.org/10.1139/f96-330>.
- OUELLET, G. et R. FAUCHER, 2002. Restauration d'habitats propices à la reproduction de l'esturgeon jaune dans la rivière Saint-François — secteur Drummondville. Suivi de l'utilisation des frayères aménagées — printemps 2002. Alliance Environnement, GDG Conseil inc. et Daniel Arbour & Associés, 19 p.
- PARADIS, Y., S. BERNATCHEZ, É. VALIQUETTE, M. MINGELBIER, D. HATIN, P. BRODEUR, É. PAQUIN, C. CÔTÉ, L. L'ITALIEN, T. CALVÉ, J.-P. HAMEL, M. BÉLANGER et T. J. HAXTON, en préparation. A review of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) spawning sites in the Lower St. Lawrence and Ottawa Rivers systems.
- PARAGAMIAN, V., V. WAKKINEN et G. KRUSE, 2002. Spawning locations and movement of Kootenai River white sturgeon. *Journal of Applied Ichthyology*, 18: 608-616. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0426.2002.00397.x>.

- PEAKE, S.J., 2006. The effect of water velocity on adhesion and survival of lake sturgeon eggs in an experimental raceway. Présentation à la Great Lakes Lake Sturgeon Coordination Meeting, Sault Ste. Marie, Michigan. Disponible en ligne à : [https://www.fws.gov/midwest/sturgeon/documents/2006-2\\_Steve\\_Peake\\_Velocity\\_Adhesion.pdf](https://www.fws.gov/midwest/sturgeon/documents/2006-2_Steve_Peake_Velocity_Adhesion.pdf).
- PINHEIRO, J., D. BATES, S. DEBROY et D. SARKAR, 2018. R Core Team. 2018. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3. 1-137. Disponible en ligne à : <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/nlme.pdf>.
- PLEDGER, S., E. BAKER et K. SCRIBNER, 2013. Breeding return times and abundance in capture-recapture models. *Biometrics*, 69: 991-1001. <https://doi.org/10.1111/biom.12094>.
- R CORE TEAM, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en ligne à : <https://www.R-project.org/>.
- SCHWARZ, C.J. et A.N. ARNASON, 1996. A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations. *Biometrics*, 52: 860-873. <https://doi.org/10.2307/2533048>.
- SWANSON, G.M., K.R. KANSAS et S.M. MATKOWSKI, 1990. A report on the fisheries resources of the lower Nelson River and the impacts of hydroelectric development. Manitoba Department of Natural Resources, Winnipeg, 260 p.
- VERDON, R., J.C. GUAY, M. LA HAYE, M. SIMONEAU, A. CÔTÉ-BHERER, N. OUELLET et M. GENDRON, 2013. Assessment of spatio-temporal variation in larval abundance of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in the Rupert River (Québec, Canada), using drift nets. *Journal of Applied Ichthyology*, 29: 15-25. <https://doi.org/10.1111/jai.12088>.
- WANG, Y.L., F.P. BINKOWSKI et S.I. DOROSHOV, 1985. Effect of temperature on early development of white and lake sturgeon, *Acipenser transmontanus* and *A. fulvescens*. *Environmental Biology of Fishes*, 14: 43-50.
- WARANIAK, J.M., E.A. BAKER et K.T. SCRIBNER, 2018. Molecular diet analysis reveals predator-prey community dynamics and environmental factors affecting predation of larval lake sturgeon *Acipenser fulvescens* in a natural system. *Journal of Fish Biology*, 93: 616-629. <https://doi.org/10.1111/jfb.13726>.
- WASSINK, L., U. BUSSY, W. LI et K. SCRIBNER, 2019. High-stress rearing temperature in *Acipenser fulvescens* affects physiology, behaviour and predation rates. *Animal Behaviour*, 157: 153-165. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2019.09.005>.



**Groupe Hemispheres**  
L'heure juste en environnement



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

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

# Rétablissement du flétan atlantique dans le golfe du Saint-Laurent : état des connaissances biologiques et défis de gestion

Charlotte Gauthier, Mathieu Desgagnés, Dominique Robert, Arnault Le Bris, Jonathan A. D. Fisher, Dany Dumont et Pascal Sirois

## Résumé

Le flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) est le poisson de fond possédant la plus haute valeur commerciale par unité de poids dans le golfe du Saint-Laurent (GSL). Il constitue ainsi une ressource importante sur le plan socio-économique au Québec et dans les provinces de l'Atlantique. Les débarquements de flétan atlantique y sont en constante augmentation depuis les années 2000, après un effondrement du stock au début des années 1950 qui a été suivi d'une longue période de faible abondance. En 2019, les débarquements (plus de 1 383 tonnes) étaient les plus importants des 60 dernières années. À la suite de ce retour marqué, de meilleures connaissances sur l'écologie larvaire et l'utilisation de l'habitat tout au long de l'ontogénie sont essentielles pour assurer une gestion durable du stock. Nous présentons l'histoire de l'exploitation du stock de flétan atlantique du GSL et l'état actuel des connaissances de l'espèce dans cette unité de gestion. Nous abordons également les défis auxquels les gestionnaires font face en vue d'assurer une exploitation durable, et les projets de recherche en cours visant à combler les lacunes dans nos connaissances. Finalement, nous abordons les enjeux spécifiques à l'instauration d'une pêche récréative hivernale durable pour le flétan atlantique dans le fjord du Saguenay.

**MOTS-CLÉS :** état du stock, gestion des ressources halieutiques, golfe du Saint-Laurent, *Hippoglossus hippoglossus*, historique d'exploitation

## Abstract

Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) is the groundfish with the highest commercial value per unit weight and is thus an important socio-economic resource in Québec and the Atlantic provinces (Canada). Landings of Atlantic halibut from the Gulf of St. Lawrence have been steadily increasing since the early 2000s, after a stock collapse in the early 1950s that was followed by a long period of low abundance. In 2019, landings exceeded 1,383 tons, the highest in the last 60 years. Following this strong return, improved knowledge of larval ecology and habitat use throughout its ontogeny is essential for sustainable management of the stock. This paper presents a history of the Atlantic halibut harvest from the Gulf of St. Lawrence and the current state of knowledge concerning this management unit of the species. It also outlines the challenges managers face in ensuring a sustainable fishery and the research currently underway to fill key knowledge gaps. Finally, the specific issues involved in establishing a sustainable recreational Atlantic halibut ice fishery in the Saguenay Fjord are discussed.

**KEYWORDS:** fishery resource management, harvesting history, Gulf of St. Lawrence, *Hippoglossus hippoglossus*, stock status

## Introduction

Le flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*)<sup>1</sup> est un poisson plat d'intérêt commercial, réparti sur une large portion des plateaux continentaux de l'Atlantique Nord. Dans l'Atlantique Nord-Ouest, sa distribution s'étend du Groenland jusqu'au golfe du Maine (Trumble et collab., 1994). Au Canada, les gestionnaires des pêches reconnaissent deux stocks, celui du golfe du Saint-Laurent (GSL) (divisions 4RST de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest [OPANO]) et celui du plateau néo-écossais et du sud des Grands bancs de Terre-Neuve (divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO) (figure 1). Chaque stock représente l'ensemble des flétans exploitables dans une zone géographique définie. Le reste des plateaux à l'est de Terre-Neuve et du Labrador (divisions 2GHJ3KL de l'OPANO) ne soutient aucune pêche dirigée au flétan en raison

1. Partout dans le texte, le mot « flétan » désigne l'espèce flétan atlantique, sauf si le nom d'une autre espèce est précisé.

Charlotte Gauthier est étudiante au doctorat en biologie à l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC) et s'intéresse aux mouvements du flétan atlantique dans le golfe du Saint-Laurent.

Charlotte.Gauthier1@uqac.ca

Mathieu Desgagnés est biologiste en sciences halieutiques à l'Institut Maurice-Lamontagne du ministère de Pêches et Océans Canada.

Dominique Robert est professeur en océanographie biologique à l'Institut des sciences de la mer de Rimouski (ISMER) et titulaire de la Chaire de recherche du Canada en écologie halieutique.

Arnault Le Bris et Jonathan Fisher sont chercheurs au Centre for Fisheries Ecosystems Research (CFER) à l'Université Memorial de Terre-Neuve.

Dany Dumont est professeur en océanographie physique à l'ISMER et directeur général du Réseau Québec Maritime (RQM).

Pascal Sirois est professeur au département des sciences fondamentales de l'UQAC et titulaire de la Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées.

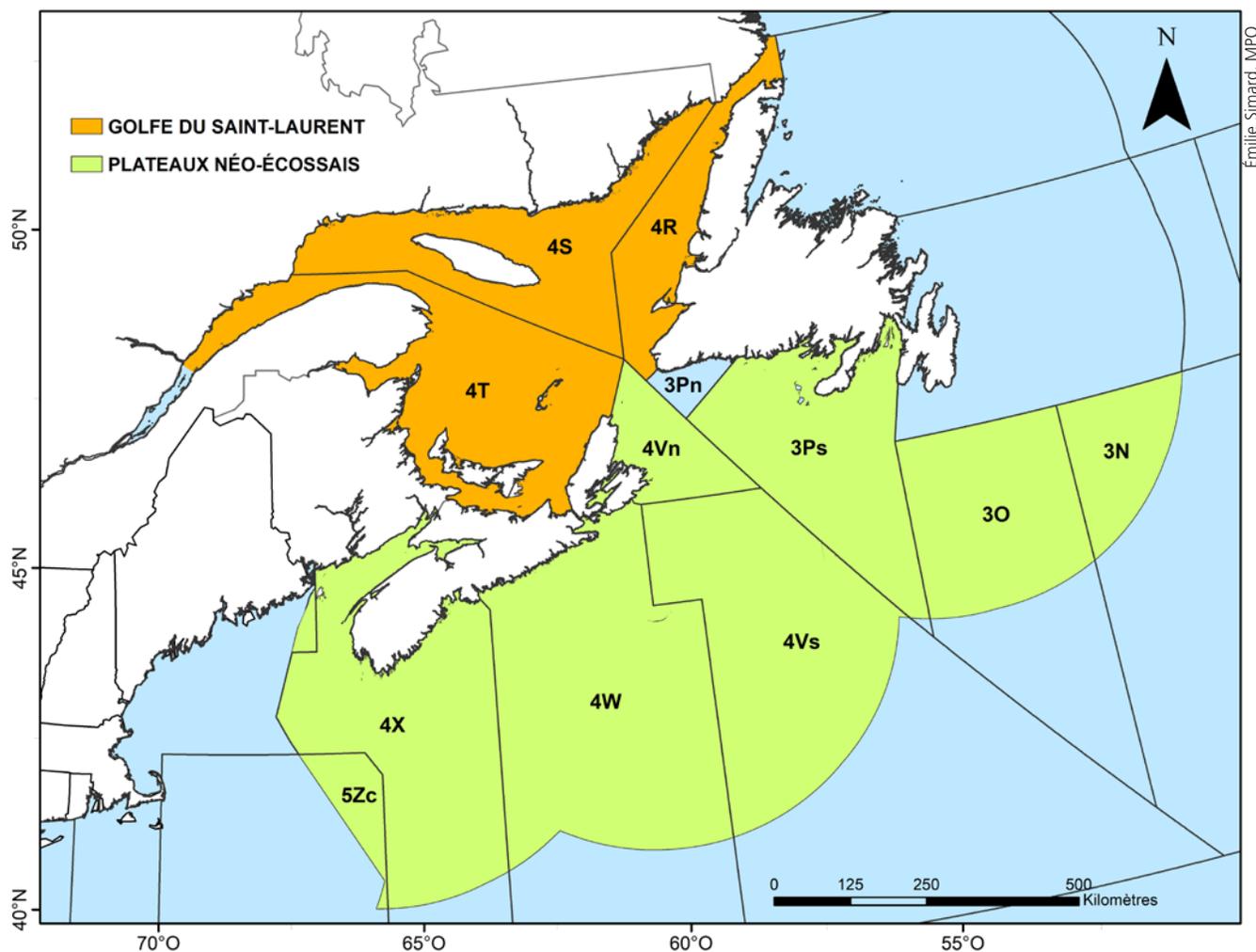


Figure 1. Carte des sous-divisions de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) montrant la désignation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (en orange) délimitée par les zones 4R, 4S et 4T.

de sa faible abondance. La division 3Pn de l'OPANO constitue une unité indépendante, avec son propre quota. Au total, en 2019, les revenus engendrés par la pêche au flétan dans les provinces de l'est du Canada représentaient plus de 66 millions de dollars (MPO, 2019a). Pour atteindre cette valeur, plus de 5 500 tonnes de flétan ont été prélevées, dont près de 1400 provenant du GSL. L'importance socio-économique du flétan est majeure pour les communautés maritimes du Québec et des provinces de l'Atlantique.

Le flétan était une espèce très abondante dans le GSL jusqu'au milieu du 20<sup>e</sup> siècle. Sa population a ensuite subi un fort déclin dans les années 1950, probablement causé par la surpêche (Archambault et Grégoire, 1996; Armsworthy et Campana, 2010). Les débarquements commerciaux ont atteint leur plus bas niveau en 1982 et sont demeurés faibles pendant les deux décennies suivantes, avant leur augmentation constante du début des années 2000 jusqu'à aujourd'hui (figure 2) (MPO, 2019b). Les débarquements de 1 383 tonnes (donnée préliminaire) en 2019 sont les plus élevés des 60 dernières

années, reflétant l'augmentation constatée de l'état de santé du stock (MPO, 2019b). En parallèle, une forte demande sur le marché mondial a fait en sorte que l'espèce est devenue celle qui a la plus grande valeur commerciale par unité de poids chez les poissons de fond du GSL.

Plusieurs lacunes dans nos connaissances de la biologie du flétan limitent actuellement notre capacité à assurer une gestion durable de la ressource dans le GSL. La majeure partie des données disponibles provient des différents relevés de monitoring de Pêches et Océans Canada (MPO). Dans le GSL, des relevés au chalut de fond (engin de pêche constitué d'un filet de forme conique remorqué par un navire) réalisés en été sur une base annuelle ont lieu dans les portions sud et nord du GSL depuis 1971 et 1990, respectivement (MPO, 2019c). Différents projets de marquage traditionnel avec étiquettes en T ont été réalisés dans le GSL au fil des ans. Les étiquettes en T, aussi appelées étiquettes spaghetti, permettent d'identifier les poissons en leur attribuant un numéro unique. Lorsqu'ils sont recapturés par les pêcheurs commerciaux, on peut documenter

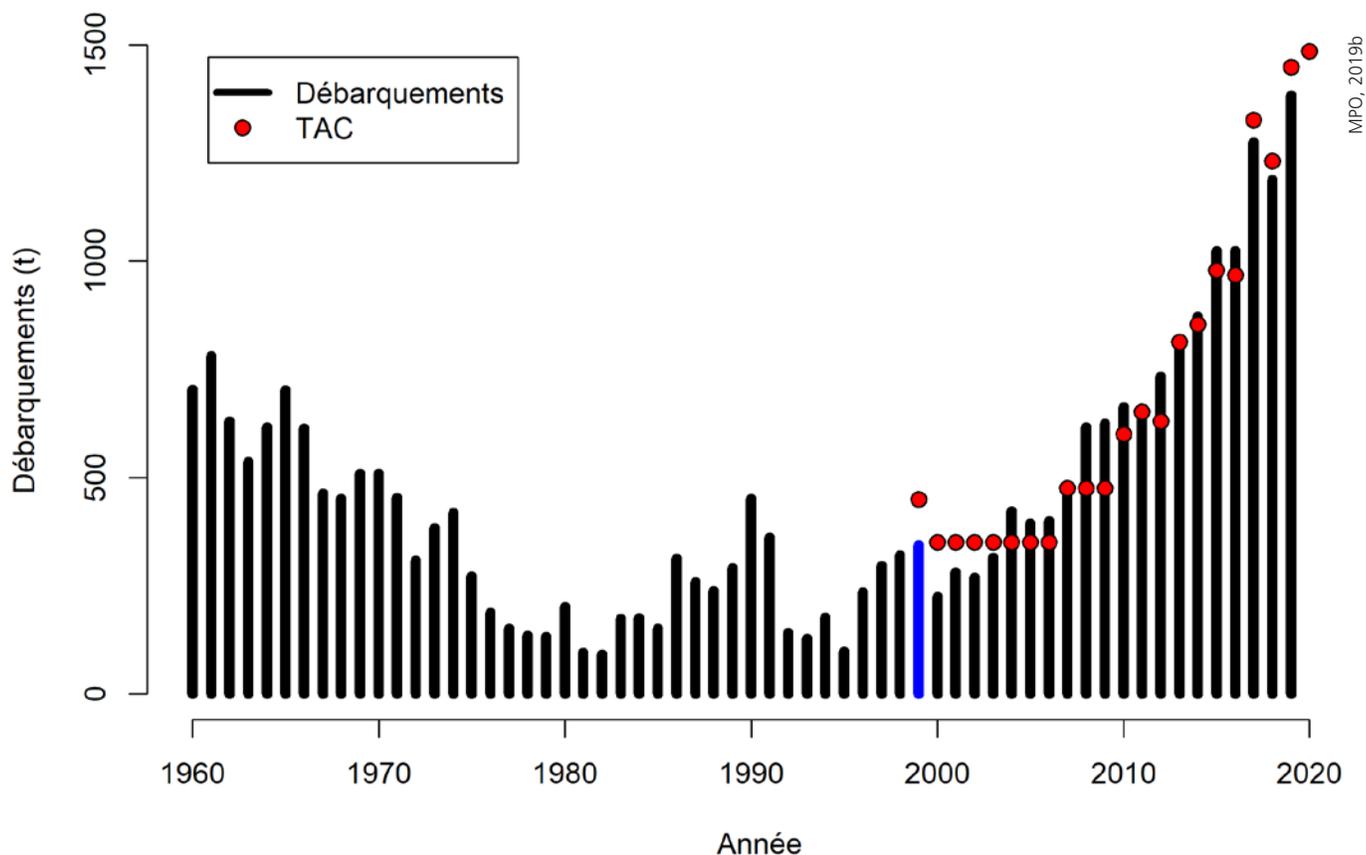


Figure 2. Débarquements (en tonnes) de flétan atlantique et total autorisé de captures (TAC) par année de gestion de pêche pour l'ensemble du golfe du Saint-Laurent. Le TAC correspond à la quantité maximale de poisson pouvant être prélevée pour éviter la surpêche. Les données de 2016 à 2019 sont préliminaires. En 1999 (bâton bleu), l'année de gestion est passée de l'année civile à l'année de quota, c'est-à-dire du 15 mai de l'année courante au 14 mai de l'année suivante.

le temps écoulé et la distance entre les deux sites de capture, ainsi que le gain en taille. Depuis 2017, un projet de relevé à la palangre (engin de pêche constitué d'une ligne lestée au long de laquelle sont attachés des avançons munis d'hameçons appâtés) et de marquage traditionnel a lieu. Issu d'une collaboration entre le MPO et différents partenaires de l'industrie de la pêche présents au Québec et dans les provinces de l'Atlantique, il permet de poser systématiquement des étiquettes en T sur tous les flétans capturés lors du relevé dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (MPO, 2019d). À moyen terme, ce relevé permettra d'obtenir des indices fiables de la biomasse reproductrice et du taux d'exploitation par la pêche. Ces informations sont déjà connues pour le stock du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs puisqu'un relevé similaire y est effectué depuis 1998 (MPO, 2019c). Finalement, un programme de marquage satellite ayant débuté en 2013 constitue une autre source de données pour mieux comprendre la dynamique du stock du GSL (Le Bris et collab., 2018). Les balises satellites apposées sur des flétans matures (figure 3) permettent de modéliser les migrations de chaque individu en se basant sur les données de profondeur et de température à haute résolution associées à leurs déplacements quotidiens tout au long d'une année. À ce jour, 114 balises satellites ont été déployées dans l'ensemble du GSL. Tous les

efforts de recherche mis de l'avant au cours des dernières années permettront d'obtenir plusieurs informations cruciales pour une gestion rigoureuse du stock, dont des estimations d'abondance, de structure et de répartition de la population de flétans.

Le MPO effectue tous les deux ans un examen scientifique pour évaluer l'état de la ressource en fonction des dernières données récoltées dans le GSL (MPO, 2019b). Cette revue par les pairs regroupe l'expertise de plusieurs spécialistes, y compris des scientifiques et des gestionnaires des pêches du MPO, des chercheurs universitaires, ainsi que des représentants de l'industrie halieutique, des gouvernements provinciaux, des Premières Nations et des organisations environnementales. À la suite de cette revue, un avis scientifique est rédigé pour guider la prise de décision quant aux mesures de gestion à appliquer pour les saisons de pêches à venir. Lors de la dernière revue qui a eu lieu en mars 2021, il a été reconnu que de meilleures connaissances sur les migrations saisonnières et les aires de pontes sont nécessaires pour améliorer l'évaluation du stock (MPO, en préparation). Le manque de connaissances sur l'habitat des juvéniles et l'utilisation de l'habitat tout au long de l'ontogénie constituent également des limitations aux connaissances scientifiques disponibles.



Photo: Paul Gatti

Figure 3. Flétan capturé dans le cadre du projet de marquage satellite.

L'objectif de cet article est de dresser un bref historique de l'exploitation du flétan dans le GSL et de présenter l'état des connaissances sur la biologie de cette espèce et les défis pour une gestion durable de la ressource.

### Historique de l'exploitation

Les premières mentions de captures de flétan dans le GSL remontent aux explorations européennes du 17<sup>e</sup> siècle. Ces captures se faisaient accidentellement lors de la pêche à la morue. À cette époque, le flétan était considéré comme impropre à la consommation, mais en raison de son abondance, la tête et les flancs charnus des nageoires étaient parfois consommés (Grasso, 2008). La pêche dirigée au flétan dans le GSL n'a débuté que dans les années 1860 près des côtes de Terre-Neuve. La pratique s'est étendue aux Îles-de-la-Madeleine en 1870, puis dans le reste du GSL une dizaine d'années plus tard (Grasso, 2008; Zwanenburg, 1991). À cette époque, la pêche au flétan s'effectuait à l'aide de lignes à la main, au bout desquelles se trouvaient un seul hameçon et un appât de hareng, d'aiglefin ou de morue (Zwanenburg, 1991). La pêche au flétan s'est développée avec la hausse de la demande pour la chair de poisson frais, au détriment du poisson traditionnellement salé. Les techniques de conservation sur glace et la chair ferme du flétan lui ont permis

de devenir un poisson de choix, dont la pêche a rapidement gagné en popularité (Grasso, 2008). Les premières données archivées de débarquements remontent à 1893 où les prises ont atteint 4766 tonnes (MPO, 2000). Les débarquements ont longtemps été utilisés comme indice d'abondance du stock, faute d'indice plus précis. Jusqu'au début des années 1930, la pêche commerciale au flétan dans le GSL était effectuée exclusivement par des flottes américaines (Archambault, 1996). Il a fallu attendre 1933 avant que la pêche commerciale au flétan soit entreprise par des pêcheurs du Québec, des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador.

Les revenus engendrés par la pêche au flétan atteignaient des sommes considérables jusque dans les années 1950. Dans la deuxième moitié du 20<sup>e</sup> siècle, le stock de flétan a subi un fort déclin (Archambault et Grégoire, 1996). À l'exception des années 1960, les débarquements n'ont jamais atteint des quantités supérieures à 500 tonnes, ce qui correspond à moins du cinquième des débarquements des années les plus prolifiques du début du 20<sup>e</sup> siècle (MPO, 2000). Ce déclin a été associé à la surpêche (Armsworthy et Campana, 2010). Le gouvernement du Canada a instauré, pour la première fois en 1988, une réglementation pour la pêche au flétan dans le GSL: les totaux autorisés de captures (TAC — voir encadré 1) limitant la quantité de poisson pouvant être prélevée pour éviter la surpêche et assurer la pérennité du stock (MPO, 2000). La réglementation pour la pêche au flétan a été instaurée plus tardivement que celle d'autres espèces exploitées du GSL. Ce délai a été associé au faible intérêt économique du flétan par rapport à d'autres espèces de poissons de fond comme la morue (Trumble et collab., 1994).

Les plus faibles captures de flétan ont été atteintes en 1982, avec des débarquements de 91 tonnes (MPO, 2000). Les débarquements sont demeurés très faibles jusqu'à la fin des années 1990. Cette diminution s'explique également par une baisse de l'effort de pêche et de l'instauration des moratoires

### Calcul des totaux autorisés de capture (TAC)

Les scientifiques du MPO utilisent les données récoltées sur le flétan atlantique pour publier, tous les 2 ans, un avis sur l'état de la ressource. Ces analyses sont alimentées par différentes sources, notamment les pêcheurs eux-mêmes par le biais de journaux de bord remplis au cours de l'activité de pêche, les observateurs indépendants participant à certains voyages de pêche, les usines qui achètent les débarquements et valident les quantités capturées, différents relevés scientifiques indépendants de la pêche, ainsi que des recherches réalisées par des équipes universitaires. Ces résultats sont discutés en comité consultatif, où des intervenants de différents horizons sont invités à mettre en perspective les enjeux scientifiques et les aspects socio-économiques liés à l'exploitation de la ressource. Des ajustements aux mesures de conservation, notamment le TAC, peuvent alors être déterminés par les décideurs. Le TAC peut ensuite être réparti entre les différentes flottilles de pêche sous forme de quotas.

pour la pêche au sébaste et à la morue (MPO, 2000). En raison de ces moratoires, plusieurs des bateaux de pêche dont les quotas n'étaient pas uniquement consacrés au flétan ont cessé leurs activités. Avec l'arrivée de techniques de capture plus efficaces et la diminution des stocks de poissons de fond traditionnellement exploités comme la morue ou l'aiglefin au début des années 1990, la pression de pêche sur le flétan s'est accrue (MPO, 2017b; MPO, 2019e; Trumble et collab., 1994). En 1997, le MPO a établi une taille minimale légale (TML) de 81 cm dans le but d'augmenter la probabilité qu'un individu ait l'occasion de se reproduire avant d'être pêché, et ainsi favoriser le renouvellement de la population. En 2010, la TML est passée de 81 cm à 85 cm pour le stock du GSL (MPO, 2019b).

Depuis le début des années 2000, les débarquements sont en augmentation et la pêche commerciale au flétan est réalisée majoritairement à la palangre, bien qu'une faible proportion des captures s'effectue toujours à l'aide de filets maillants (MPO, 2019b). Les captures avec engins mobiles ne sont maintenant qu'accessoires. En 1999, à la suite des recommandations du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques, un organisme consultatif national indépendant du MPO, le TAC alloué pour la période de pêche de 1999-2000 est passé de 300 à 350 tonnes (MPO, 2000). Les TAC ont augmenté à plusieurs reprises depuis ce temps. Ces augmentations découlent notamment d'une hausse des prises par unité d'effort (PUE), qui correspondent au poids des captures pour 1 000 hameçons. Un processus décisionnel complexe s'appuyant sur des connaissances scientifiques est appliqué pour justifier que l'abondance de la ressource est suffisante pour soutenir des TAC plus élevés. On estime que depuis 1997, les PUE connaissent un accroissement annuel d'environ 12 % (MPO, 2019b). Pour l'année de pêche s'étendant du 15 mai 2020 au 14 mai 2021, le TAC a été établi à 1 492 tonnes (MPO, 2020a).

## Biologie de l'espèce

### Répartition et habitat

Le stock de flétan du GSL se trouve dans l'ensemble de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent ainsi que dans le fjord du Saguenay (MPO, 2019b). Le flétan est généralement plus abondant dans les eaux de 3 à 6 °C, bien qu'il ait été détecté dans des eaux associées à des températures variant entre 1 et 17 °C (Gatti et collab., 2020; Le Bris et collab., 2018; McCracken, 1958). Du printemps à l'automne, le flétan se situe majoritairement sur les talus, en bordure des chenaux profonds, à des profondeurs d'environ 200 m. Certains individus se situent également dans les eaux moins profondes (< 50 m) du sud du GSL ou dans les zones côtières du nord du GSL durant l'été (Archambault, 1996; Magnussen, 2002; MPO, 2019b). Des études suggèrent que la taille des individus influence la profondeur à laquelle on peut les trouver. Les petits flétans seraient répartis généralement moins profondément que les plus gros individus (Magnussen, 2002; McCracken, 1958), notamment en période hivernale (Gatti et collab., 2020).

### Croissance et développement

Le flétan est le plus grand poisson de fond présent dans le GSL, pouvant mesurer jusqu'à 175 cm pour les mâles et 232 cm pour les femelles (Armsworthy et Campana, 2010). Une croissance moyenne et continue de 7,5 à 8,5 cm par année est estimée pour les deux sexes (Archambault, 1996; MPO, 2019b). Toutefois, dans toutes les classes d'âge, les femelles montrent des tailles plus élevées que les mâles (Jákupsstovu et Haug, 1988). Dans le cadre d'une étude menée sur des flétans d'élevage, Hagen et collab. (2007) ont attribué ces différences de taille à la présence de 24 % plus de fibres musculaires rapides chez les femelles avant la maturation. Cinquante pour cent des individus sont matures à une taille de 92 et 130 cm, respectivement, pour les mâles et les femelles (MPO, 2019b). Zwanenburg (1991) a estimé que la maturité sexuelle était atteinte entre 7 et 11 ans chez les mâles et entre 10 et 12 ans chez les femelles. Les plus vieux individus peuvent atteindre l'âge de 38 ans pour les femelles et de 50 ans pour les mâles (Armsworthy et Campana, 2010).

### Alimentation

Le contenu d'estomacs de flétans récoltés de 1995 à 2019 a été analysé pour décrire leur régime alimentaire dans le GSL. L'étude a montré qu'à une taille inférieure à 30 cm, les individus consomment majoritairement des crustacés, comme le krill, la crevette nordique (*Pandalus borealis*) et d'autres crevettes (MPO, 2019b). Lorsque la taille du flétan se situe entre 30 et 80 cm, son alimentation est composée de différentes espèces de petits poissons (p. ex.: capelan [*Mallotus villosus*], motelle à quatre barbillons [*Enchelyopus cimbrius*], plie grise [*Glyptocephalus cynoglossus*], lompénies, lycodes et chaboisseaux), de crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) et de l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) (MPO, 2019b). À taille commerciale, soit 85 cm et plus, le flétan s'alimente principalement de hareng (*Clupea harengus*), de morue franche (*Gadus morhua*), de sébaste (*Sebastes* spp.) et de poissons plats (MPO, 2019b). Bien que les proies principales aient peu changé au fil des années, la consommation de poisson a augmenté par rapport à celle des crustacés. Durant la période 2011-2018, les flétans ont consommé plus de morue et de sébaste, mais moins de flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) que de 1995 à 2010 (MPO, 2019b). Le flétan du Groenland, communément appelé turbot, est une espèce différente du flétan et se distingue du fait de sa plus petite taille et de sa chair plus grasse. Ces changements dans la proportion des proies ingérées reflètent les données d'abondance de ces stocks de poissons dans le GSL. De plus, les flétans de taille > 40 cm capturés depuis 2011 avaient des estomacs plus remplis à une taille donnée que ceux pêchés avant 2010 (MPO, 2019b). Cette augmentation du contenu stomacal était reliée uniquement à la consommation de poisson, et pouvait être due au retour marqué du sébaste dans le GSL, une proie importante du flétan (MPO, 2020b).

### Reproduction

À ce jour, le nombre d'études menées sur la reproduction du flétan en milieu naturel demeure faible. Pour mieux comprendre les bases de sa reproduction, des comparaisons ont été faites avec le flétan du Pacifique (*Hippoglossus stenolepis*), une espèce qui partage de nombreuses caractéristiques biologiques avec le flétan (Trumble et collab., 1994). Le flétan du Pacifique est étudié par une commission internationale depuis 1923. Ces études réalisées sur le flétan du Pacifique ont montré que les individus se déplacent vers les eaux plus profondes vers la fin de l'automne et au début de l'hiver pour la fraie (Loher et Seitz, 2008; Trumble et collab., 1994; Zwanenburg, 1991). Seitz et collab. (2005) ont conclu, à l'aide de données de marquage satellite et de comparaisons avec les comportements d'autres poissons plats, que des migrations verticales rapides sont effectuées pour la reproduction chez le flétan du Pacifique. Les femelles hydratent leurs œufs en plusieurs lots successifs, puis elles effectuent de rapides remontées de 100 à 200 m (Haug, 1990; Murphy et collab., 2017; Seitz et collab., 2016) pour relâcher un lot donné. Les œufs, de flottabilité neutre, seraient ainsi relâchés à une profondeur optimisant le taux de survie (Seitz et collab., 2016). De récentes études menées dans le GSL jumelant le marquage satellite à un modèle de géolocalisation ont permis de déterminer des patrons de mouvements verticaux très similaires à ceux observés chez le flétan du Pacifique (figures 4, 5 et 6) (Gatti et collab., 2020; Le Bris et collab., 2018; Murphy et collab., 2017). Les comportements associés

à la reproduction ont été observés à partir de la fin décembre jusqu'en avril, avec un maximum d'observations lors du mois de février, à des profondeurs de 250 à 500 m dans les chenaux profonds du GSL (figures 4 et 6) (Gatti et collab., 2020; Le Bris et collab., 2018; Marshall, 2020). Les hypothèses précédentes suggéraient que la reproduction s'effectuait en eaux profondes (> 180 m) de la mi-janvier à la mi-mars, l'apogée ayant lieu au mois de février (Archambault, 1996; Godø et Haug, 1988; Jákupsstovu et Haug, 1988). Selon Stobo et collab. (1988) et Trumble et collab. (1994), les flétans matures se reproduisent chaque année. Cependant, Loher et Seitz (2008) ont trouvé, chez les flétans du Pacifique, qu'un faible pourcentage n'effectue pas de migration vers les zones de fraie chaque année, et que parmi ceux qui s'y rendent, certains ne montrent pas de comportements de reproduction, comme les migrations verticales rapides. Ces informations correspondent à ce qui a été observé dans l'étude de Marshall (2020), où les données de marquage satellite montrent que certains flétans de taille > 130 cm n'ont pas présenté de remontées associées à la ponte au cours d'un cycle annuel. Après la fraie, on estime que la période pélagique des larves s'étend sur 6 à 7 mois, après quoi la métamorphose en poisson plat se produirait à des tailles de 17 à 45 mm (Kvenseth et collab., 1996; Solbakken et Pittman, 2004; Zwanenburg, 1991). Ces informations sont, pour l'instant, encore difficiles à vérifier dans le GSL puisque des œufs n'y ont jamais été prélevés, et que l'habitat des juvéniles demeure inconnu.

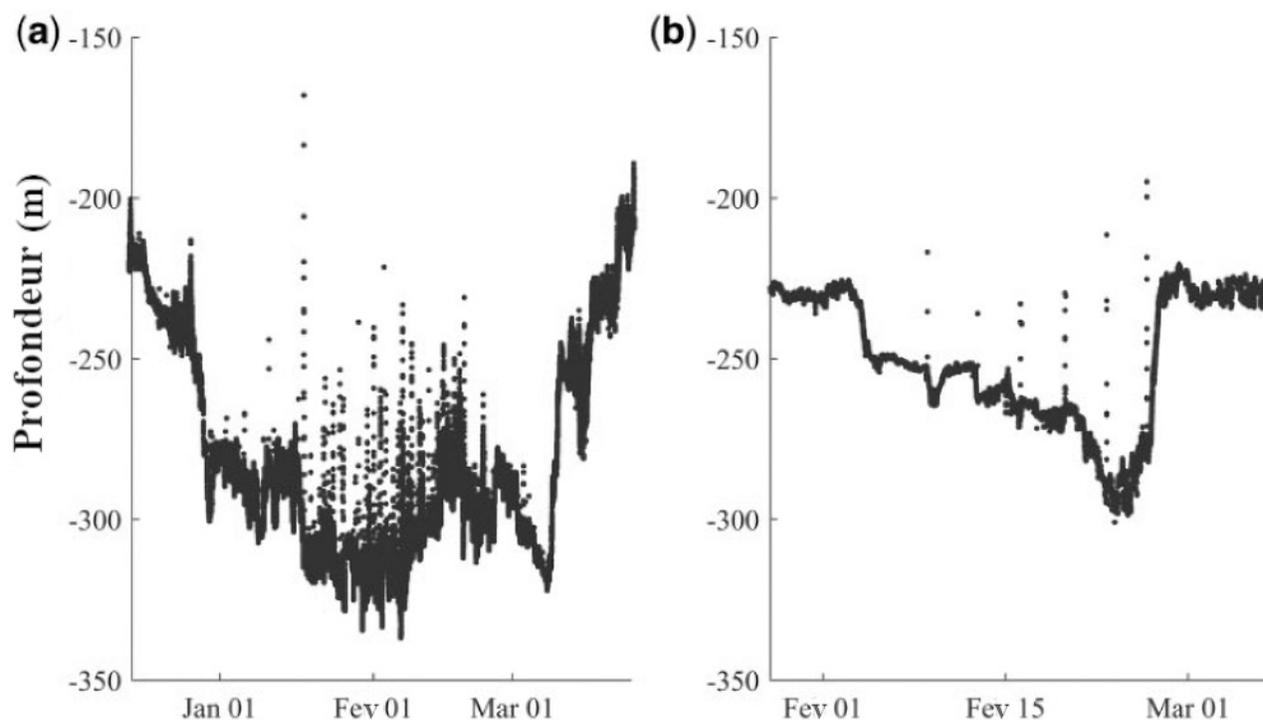


Figure 4. Comportements reproducteurs présumés pour deux flétans détectés dans le golfe du Saint-Laurent à l'aide de balises satellites. Les lignes verticales de points représentent les remontées rapides associées à la reproduction. Cette figure, tirée de l'article de Le Bris et collab. (2018), est traduite avec la permission de Oxford University Press.

### Mouvements et migrations

Les récentes études de marquage satellite et traditionnel ont permis d'en apprendre davantage sur les comportements migratoires du flétan dans le GSL. Elles ont notamment révélé que le flétan montre un comportement de fidélité à ses aires de distribution estivales. En effet, les recaptures de flétans marqués se situaient à une distance médiane de 76 km des lieux de marquage (MPO, 2017a) malgré des migrations annuelles pouvant représenter plusieurs centaines de kilomètres (Gatti

et collab., 2020). Ce comportement de fidélité à un site a déjà été répertorié chez le flétan du Pacifique (Loher et Seitz, 2008; Nielsen et Seitz, 2017; Seitz et collab., 2011) et chez le flétan (den Heyer et collab., 2013; Godø et Haug, 1988; Kersula et Seitz, 2019; Seitz et collab., 2014). L'étude de Le Bris et collab. (2018) a montré deux comportements distincts chez les flétans du GSL lors de la période estivale; certains poissons demeurent dans les régions profondes, tandis que d'autres migrent vers les zones côtières. Plus récemment, Gatti et collab. (2020)

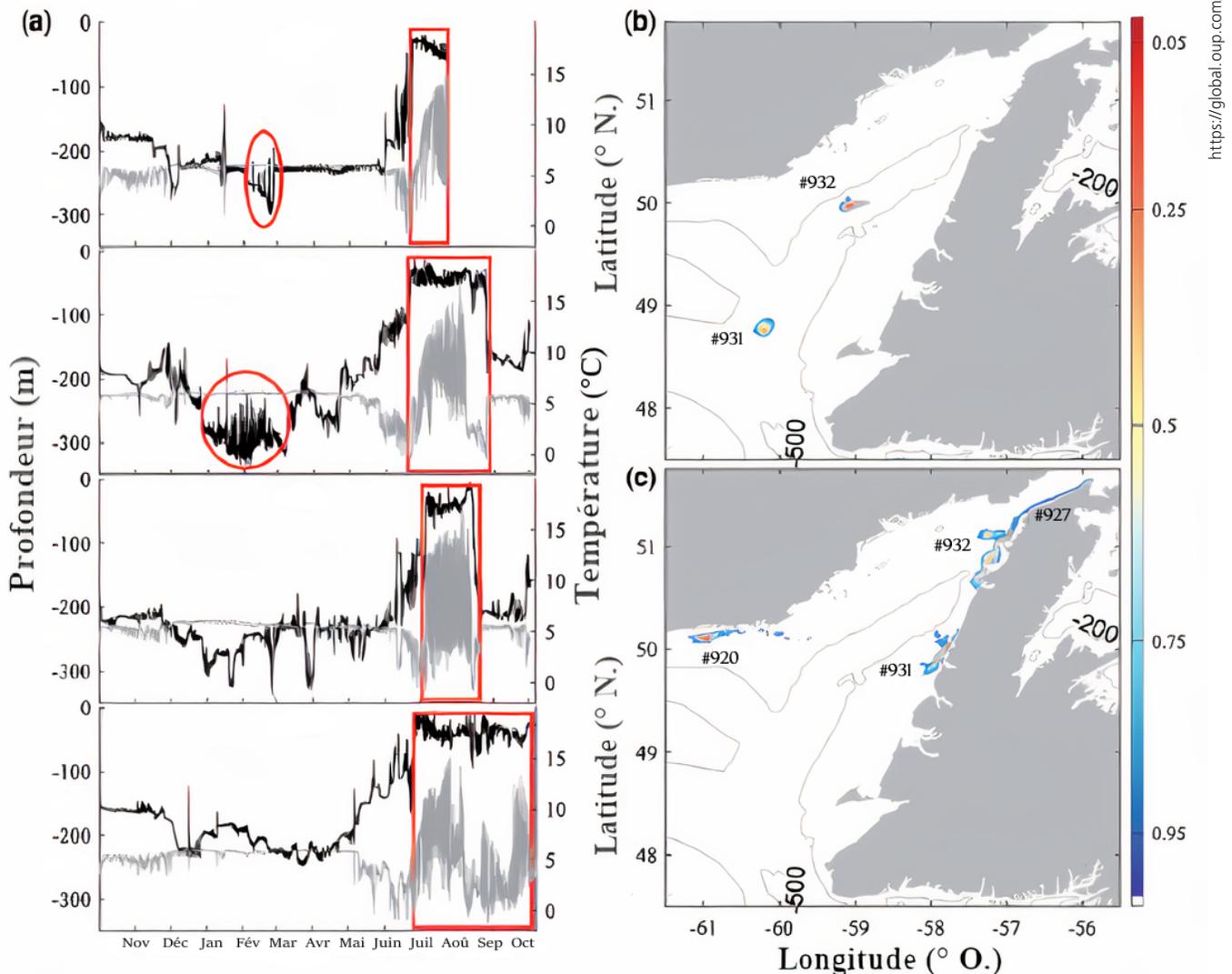


Figure 5. (a) Séries chronologiques de profondeur (lignes noires) et de température (lignes grises) enregistrées par les balises satellites PSAT n<sup>os</sup> 932, 931, 920 et 927. Les cercles indiquent les périodes pendant lesquelles des comportements de reproduction présumés ont été observés: du 1<sup>er</sup> au 25 février pour la balise n<sup>o</sup> 932 et du 1<sup>er</sup> janvier au 28 février pour la balise n<sup>o</sup> 931. Les rectangles indiquent les périodes où des comportements d'alimentation présumés ont été observés: du 6 juillet au 16 août pour la balise n<sup>o</sup> 920, du 26 juin au 6 octobre pour la balise n<sup>o</sup> 927, du 22 juin au 26 août pour la balise n<sup>o</sup> 931 et du 24 juin au 1<sup>er</sup> octobre pour la balise n<sup>o</sup> 932. (b) Fonctions de densité de probabilité des positions des flétans au cours des comportements de reproduction présumés. (c) Fonctions de densité de probabilité des positions des flétans pendant les comportements présumés d'alimentation. La barre de couleur indique la proportion de la fonction de densité englobée par les contours colorés. Les lignes gris clair indiquent les isobathes de 200 m et de 500 m. Les numéros d'identification des balises sont indiqués sur les cartes des fonctions de densité de probabilité. Cette figure, tirée de l'article de Le Bris et collab. (2018), est traduite avec la permission de Oxford University Press.

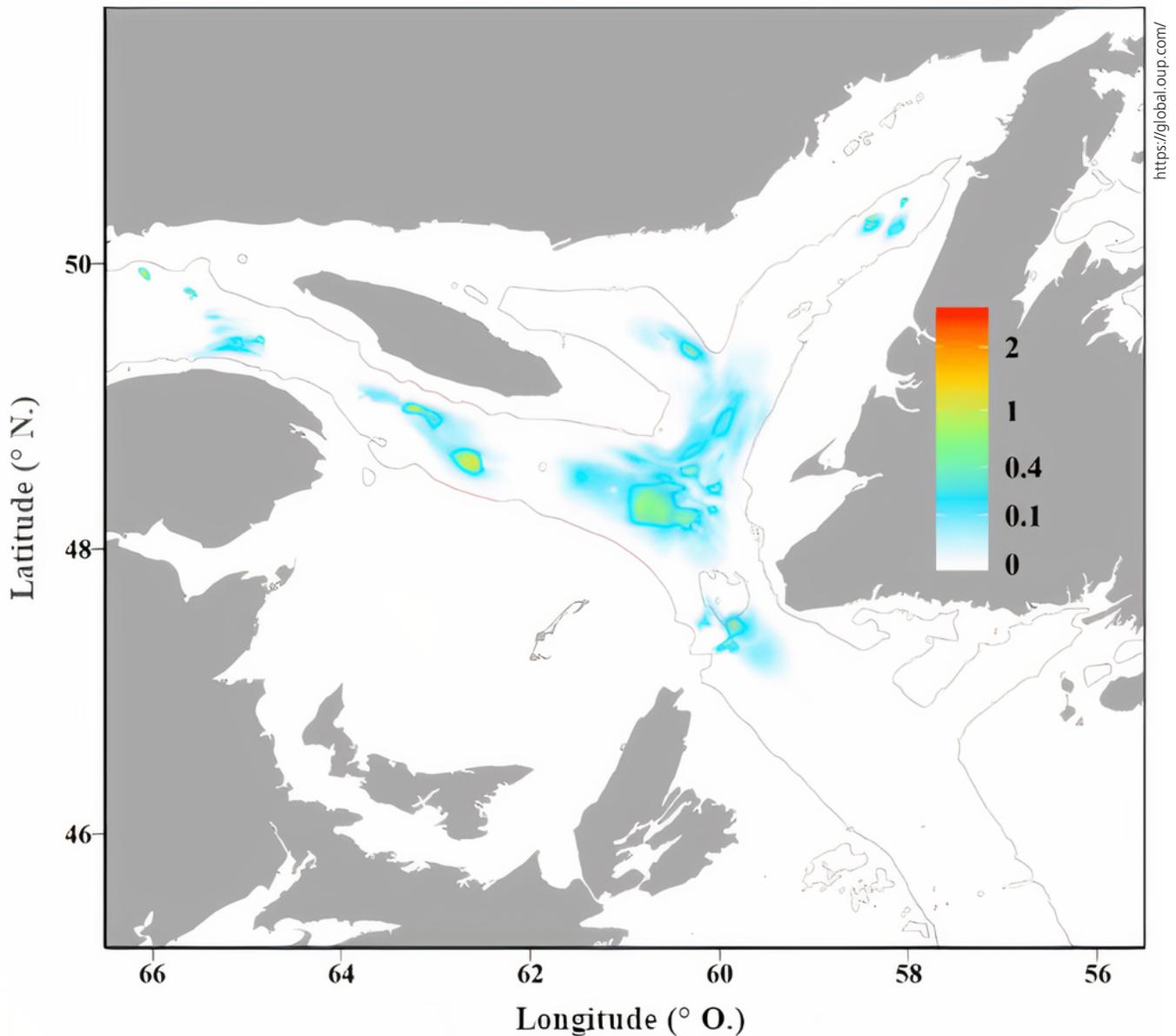
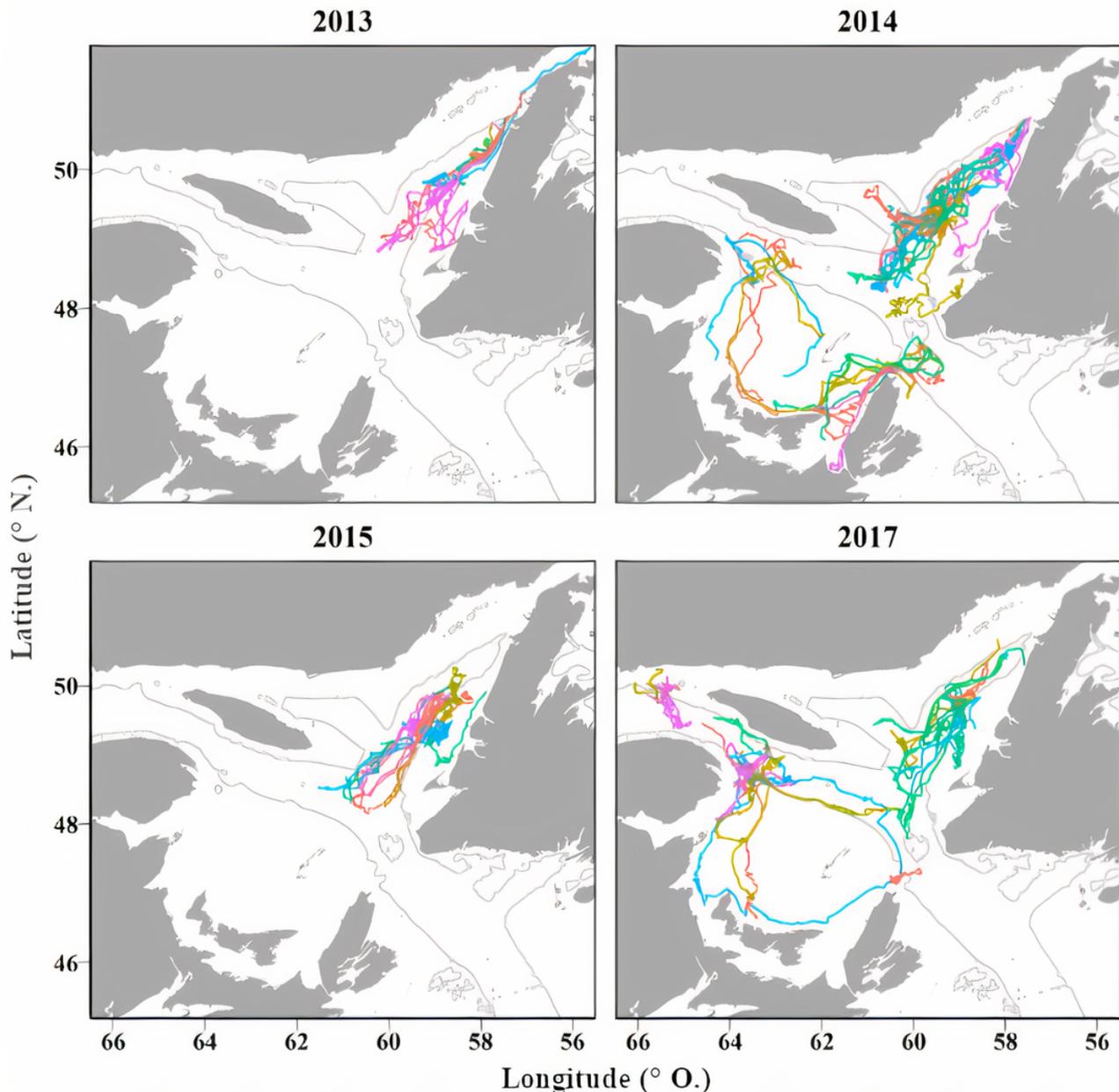


Figure 6. Distribution spatiale des événements présumés de reproduction aux hivers 2014-2016 et 2018, représentée par le nombre d'événements individuels de reproduction par cellule de la grille de 2 km × 2 km. Les fines lignes grises représentent les isobathes de 200 m et de 500 m. Cette figure, tirée de l'article de Gatti et collab. (2020), est traduite avec la permission de Oxford University Press.

ont offert un portrait plus complet des migrations des flétans dans le GSL tout au long de l'année (figure 7). De janvier à avril, ils se situent entre 200 et 500 m de profondeur, à une température moyenne de 5,7°C. Cette moyenne correspond aux températures typiques de la couche profonde (Galbraith, 2006). Les flétans migrent ensuite vers des eaux moins profondes (en moyenne, de 50 à 300 m; Gatti et collab., 2020). Les températures rencontrées par les flétans en période estivale de 2013 à 2017 étaient majoritairement d'environ 6°C, mais ont atteint jusqu'à 17,4°C (Gatti et collab., 2020). Les migrations vers les côtes pourraient être motivées par l'alimentation (Le Bris et collab., 2018).

### Connaissances manquantes dans l'évaluation du stock et défis de gestion

L'évaluation de l'état du stock de flétan dans le GSL se base principalement sur l'analyse combinée des données issues de la pêche commerciale et de relevés de recherche indépendants de la pêche. D'autres projets de recherche connexes viennent également s'ajouter aux connaissances qui sont utilisées pour déterminer l'état de la ressource. Malgré les efforts de recherche, plusieurs aspects de l'écologie du flétan tout au long de son ontogénie demeurent méconnus, voire inconnus. Ces lacunes engendrent plusieurs défis en ce qui concerne l'évaluation et la gestion de la ressource.



<https://global.oup.com/>

Figure 7. Trajectoires prédites pour toutes les balises satellites déployées de 2013 à 2017. Les couleurs représentent les différentes balises déployées lors d'une même année. Les fines lignes grises représentent les isobathes de 200 m et de 500 m. Cette figure, tirée de l'article de Gatti et collab. (2020), est traduite avec la permission de Oxford University Press.

Tout d'abord, le cycle de vie du flétan est encore mystérieux à plusieurs égards. Bien que des connaissances existent sur la biologie et l'écologie larvaire de l'espèce, le stade larvaire n'a jamais fait l'objet d'un échantillonnage ciblé dans le GSL et les rares observations à ce jour demeurent limitées à des captures anecdotiques. Le stade larvaire étant une phase clé pour déterminer la force du recrutement en raison d'un taux de mortalité élevé et variable (Houde, 2002), l'absence de connaissances sur sa dynamique constitue une véritable boîte noire pour le stock du GSL. Dans le GSL, les études de Le Bris et collab. (2018), Gatti et collab. (2020) et Marshall (2020)

ont fourni de l'information sur l'emplacement des zones de pontes. Cependant, très peu d'études se sont concentrées sur l'habitat des juvéniles. En fait, il n'existe présentement que des informations fragmentaires sur l'habitat utilisé lors des deux premières années de vie du flétan, soit avant qu'il n'atteigne la taille d'environ 30 cm à laquelle il commence à être capturé par les relevés au chalut du MPO. Lors du stade adulte, il demeure incertain si les individus se reproduisent chaque année ou à une fréquence plus faible, une caractéristique qui peut avoir des implications considérables sur l'estimation de la capacité de reproduction du stock. Également, comme le

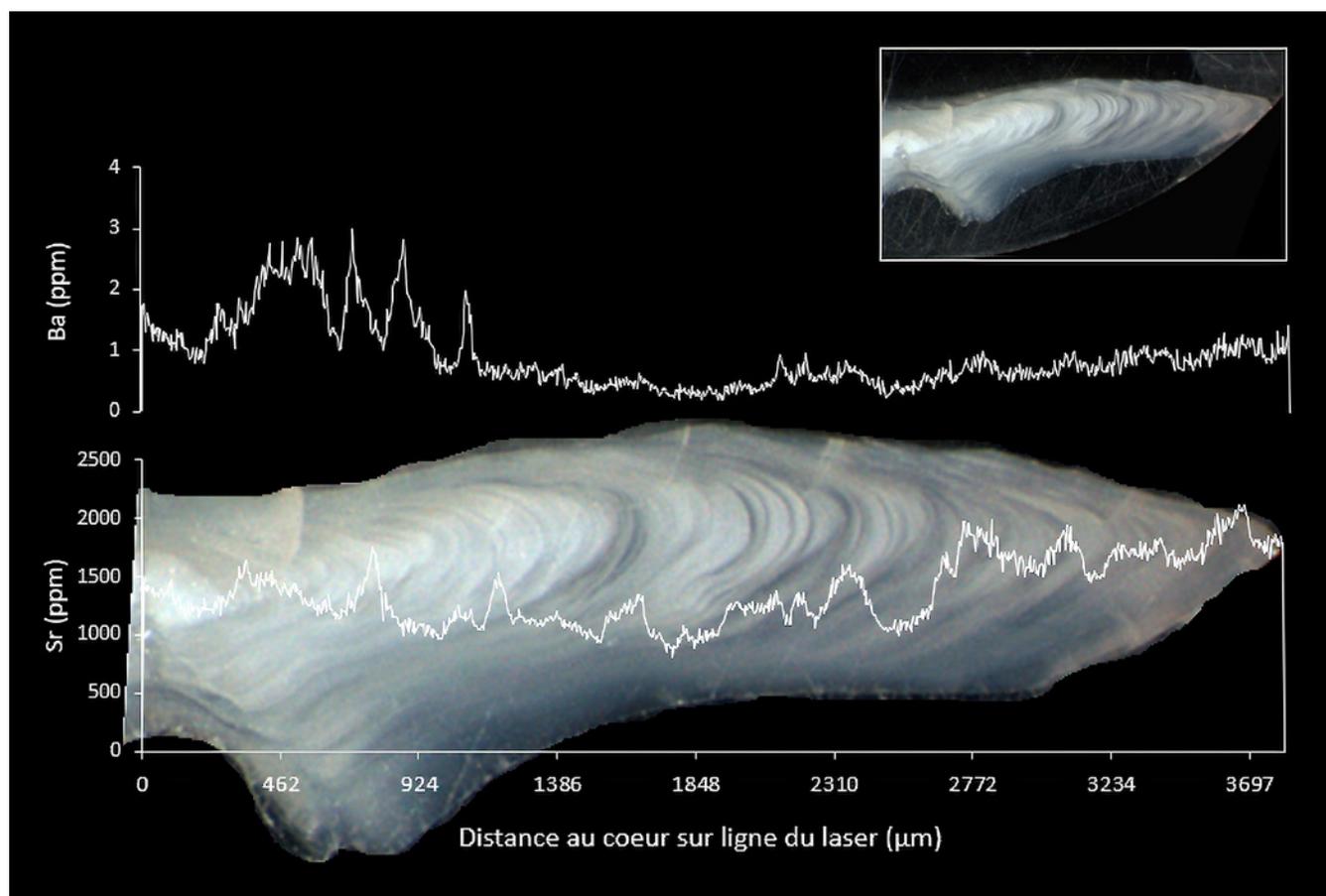
relevé à la palangre consacré au flétan n'a débuté qu'en 2017, la biomasse reproductrice du stock est encore inconnue, et il n'existe pas encore d'indice fiable du potentiel reproducteur du stock du GSL.

En plus des lacunes dans nos connaissances relatives aux phases clés de l'ontogénie du flétan, l'existence potentielle de contingents caractérisés par des patrons de migration différents reste à tester pour le stock du GSL. Le terme contingent est défini comme étant une sous-population dont les membres présentent un comportement de migration similaire au cours des principales phases du cycle de vie ou sur une génération entière (Secor, 1999). Ainsi, plusieurs contingents peuvent être observés au sein d'une même population. Les notions de mouvements et de migrations sont particulièrement importantes dans un contexte de gestion, puisqu'elles jouent un grand rôle dans la définition des limites du stock (Cadrin et collab., 2014). Aussi, le fait de connaître les habitats utilisés tout au long de la vie des poissons permet de mieux cerner la structure de la population et de déterminer les endroits où ils sont plus vulnérables à la pêche (Cadrin et collab., 2014; Olsen et collab., 2012). Sans toutes ces informations, il est plus difficile d'anticiper les réactions du stock relativement à l'exploitation et à la variabilité de la qualité de l'habitat.

## Recherches en cours

Plusieurs projets de recherche sont en cours pour optimiser l'évaluation et la gestion du stock de flétan du GSL. Un projet stratégique financé par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) a été mis sur pied pour étudier différents aspects de la biologie du flétan. En ce qui concerne les comportements migratoires, un volet du projet s'appuyant sur le marquage satellite à l'échelle du stock permet de déterminer la trajectoire de migration des individus marqués sur une année complète à l'aide d'un modèle de géolocalisation basé sur les données de profondeur et de température enregistrées par les balises (Gatti et collab., 2020). Ce programme se poursuit présentement avec l'analyse de données provenant de balises supplémentaires ayant été déployées dans les secteurs constituant les limites de la distribution du stock.

Un autre volet du projet stratégique mise sur l'empreinte chimique des otolithes pour reconstituer les changements d'habitat du flétan dans le GSL tout au long de son ontogénie. Les otolithes sont de petites concrétions constituées de carbonate de calcium présentes dans l'oreille interne de tous les poissons téléostéens et ils ont le potentiel de servir d'archives des changements d'habitats d'un individu de sa naissance à sa capture (figure 8). Puisque l'otolithe



Charlotte Gauthier, UQAC

s'accroît à une fréquence quotidienne tout en étant une structure calcaire inerte, il conserve le dépôt journalier des éléments chimiques présents dans l'environnement, dont certains sont intégrés dans l'otolithe en proportion de leur concentration dans le milieu environnant. La composition des différents éléments enregistrés au sein de l'otolithe à un moment donné forme l'empreinte élémentaire, dont l'étude permet de reconstituer l'historique des lieux visités par le poisson au cours de sa vie. L'empreinte élémentaire sera utilisée pour découvrir les nourriceries dans le GSL où sont distribués les plus petits juvéniles présentement invisibles aux relevés traditionnels.

La position des nourriceries, inférée à l'aide de l'empreinte élémentaire, sera comparée aux résultats d'un autre volet du projet stratégique qui se penche sur la dérive passive des œufs et des larves depuis les lieux de ponte pour déterminer les zones probables de nourriceries où se déposent

les juvéniles à la suite de leur métamorphose. Cette étude se base sur un modèle de circulation océanique du GSL pour estimer, à l'aide d'algorithmes lagrangiens, les trajectoires d'un grand nombre de particules représentant les œufs depuis des lieux connus de la fraie jusqu'au stade larvaire (Lett et collab., 2008 ; Saucier et collab., 2003 ; Smith et collab., 2006). Les résultats préliminaires de ce volet indiquent que l'ampleur de la dérive des œufs est fortement contrainte par leur densité, un paramètre méconnu chez le flétan.

Ces objectifs de recherche complémentaires permettront de déterminer les différentes zones de fraie ainsi que les habitats occupés par les flétans juvéniles dans le GSL. Ils aideront également à définir les contingents migratoires qui caractérisent le stock. Ces informations permettront à leur tour de favoriser la saine gestion de cette ressource et d'assurer sa pérennité.

### La pêche blanche au flétan atlantique dans le fjord du Saguenay

La pêche récréative hivernale, aussi appelée pêche blanche, est une activité très populaire, bien ancrée dans la culture locale et qui représente aujourd'hui une source de revenus considérable pour la région du Saguenay (Québec, Canada). Elle se pratique principalement de janvier à mars dans des cabanes installées dans des villages de pêche sur la banquise. Depuis 1998, on dénombre en moyenne près de 1 500 cabanes dispersées entre les différents villages qui bordent le fjord (Gauthier, 2018). Près de 60 % de ces installations sont consacrées à la pêche aux poissons de fond, qui fait l'objet du programme de suivi coordonné par le MPO (Gauthier, 2018).

Lors de la pêche hivernale au Saguenay, 4 espèces de poisson de fond peuvent être pêchées et conservées légalement. Dans les dernières années, des moyennes annuelles d'environ 20 000, 1 800, 1 000 et 800 individus ont respectivement été capturés pour le sébaste, la morue franche, la morue ogac (*Gadus ogac*) et le flétan du Groenland (MPO, 2019f). L'éperlan arc-en-ciel anadrome est aussi beaucoup pêché dans les eaux peu profondes du fjord. Avec le retour en force du flétan atlantique dans le GSL, les prises se font de plus en plus fréquentes dans le fjord du Saguenay. Cependant, depuis 1998, toutes les captures de flétan atlantique doivent être remises à l'eau, au grand désarroi de plusieurs adeptes de la pêche. La remise à l'eau ne représente pas un grand risque pour le flétan atlantique puisque lorsqu'il a été accroché par la bouche et manipulé correctement, son taux de survie après la remise est élevé (Ferber et collab., 2017).

La possibilité de conserver une prise aussi impressionnante qu'un grand flétan atlantique pourrait favoriser une hausse de popularité considérable pour la pêche blanche au Saguenay. Une augmentation des revenus engendrés par le tourisme lié à cette activité pourrait également être bénéfique pour la région.

Sur le plan scientifique, tout indique que le stock du flétan atlantique du GSL se porte bien, et que son abondance est à son niveau le plus élevé depuis les 60 dernières années. Nos connaissances actuelles sur les mouvements du flétan et sur sa capacité à se trouver dans une large gamme de profondeurs et de températures permettent d'envisager que les flétans effectuent des déplacements entre le Saguenay et le GSL, contrairement au sébaste chez qui il est estimé que les individus présents dans le Saguenay sont isolés du reste du GSL en raison d'un seuil peu profond (20 m) qui sépare les deux zones (COSEPA, 2010). Le prélèvement du flétan atlantique par la pêche récréative pourrait provoquer une diminution locale à court terme et nous ne connaissons pas le temps de remplacement par la population du GSL. Une étude sur les mouvements migratoires entre le GSL et le fjord du Saguenay permettrait de mesurer la vitesse de remplacement. Le renouvellement sera toutefois dépendant de la bonne santé du stock du GSL et d'une exploitation durable de celui-ci par les pêcheurs, aussi commerciaux que récréatifs. Des groupes s'organisent présentement pour proposer des avenues qui permettraient de quantifier l'impact d'une telle pêche sur le stock et ainsi d'estimer la quantité de flétan pouvant être prélevée de manière durable. Ils font également valoir qu'une réouverture de la pêche permettrait de valoriser la ressource et de sensibiliser la population régionale à son exploitation, tout en offrant des occasions de récolte d'échantillons pour différents projets scientifiques. La communauté des pêcheurs récréatifs souhaite que ces avenues soient envisagées par les instances du MPO et rêvent du jour où ils pourront exhiber fièrement dans leurs campagnes de promotion de beaux flétans atlantiques capturés à la main, et en toute légalité.

## Remerciements

La production de cette contribution a été possible grâce à une subvention de partenariat stratégique du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), à une participation importante de Pêches et Océans Canada, de Ressources Aquatiques Québec, du ministère des Pêches et des Ressources terrestres de Terre-Neuve-et-Labrador, et du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Nous remercions M. Marc-André Galbrand de Contact Nature et M. Rémi Aubin pour leur précieuse contribution. Nous remercions également Marc-Antoine Couillard, Claude Samson, deux réviseurs scientifiques anonymes ainsi que l'équipe éditoriale du *Naturaliste canadien* pour leurs commentaires constructifs qui ont aidé à bonifier ce document. ◀

## Références

- ARCHAMBAULT, D., 1996. Le flétan atlantique du Golfe. Pêches et Océans Canada, Ottawa, Rapport sur l'état des stocks, 96/57, 8 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/196834.pdf>.
- ARCHAMBAULT, D. et F. GRÉGOIRE, 1996. Revue des données historiques de pêche du flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (Divisions de l'OPANO 4RST) (1893-1995). Pêches et Océans Canada, Ottawa, Document de recherche, 96/56, 8 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/212673.pdf>.
- ARMSWORTHY, S. et S. CAMPANA, 2010. Age determination, bomb-radiocarbon validation and growth of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) from the Northwest Atlantic. *Environmental Biology of Fishes*, 89 : 279-295. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9696-8>.
- CADRIN, S.X., L. KERR et S. MARIANI, 2014. Stock identification methods: Applications in fishery science. 2<sup>e</sup> édition. Academic Press, London, 588 p.
- [COSEPAC] COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA, 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le complexe sébaste atlantique/sébaste d'Acadie (*Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 84 p. Disponible en ligne à : [https://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/document/doc2044/ind\\_f.cfm?pedisable=true](https://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/document/doc2044/ind_f.cfm?pedisable=true).
- DEN HEYER, C.E., C.J. SCHWARZ et M.K. TRZCINSKI, 2013. Fishing and natural mortality rates of Atlantic halibut estimated from multiyear tagging and life history. *Transactions of the American Fisheries Society*, 142 : 690-702. <https://doi.org/10.1080/00028487.2012.760482>.
- FERTER, K., A.H. RIKARSDEN, T.H. EVENSEN, M.-A. SVENNING et S.R. TRACEY, 2017. Survival of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) following catch-and-release angling. *Fisheries Research*, 186 : 634-641. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.05.022>.
- GALBRAITH, P.S., 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 111, C06022. <https://doi.org/10.1029/2005JC003159>.
- GATTI, P., D. ROBERT, J. FISHER, R. MARSHALL et A. LE BRIS, 2020. Stock-scale electronic tracking of Atlantic halibut reveals summer site fidelity and winter mixing on common spawning grounds. *ICES Journal of Marine Science*, 77 : 2890-2904. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa162>.
- GAUTHIER, J., 2018. Le programme de suivi de la pêche récréative hivernale aux poissons de fond dans le fjord du Saguenay : un effort collectif. *Le Naturaliste canadien*, 142 (2) : 115-126. <https://doi.org/10.7202/1047153ar>.
- GODØ, O. et T. HAUG, 1988. Tagging and recapture of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.) on the continental shelves off Eastern Canada, and off Western and Eastern Greenland. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 8 : 25-31. Disponible en ligne à : <https://journal.nafo.int/Portals/0/1988/godo.pdf>.
- GRASSO, G., 2008. What appeared limitless plenty: The rise and fall of the nineteenth-century Atlantic halibut fishery. *Environmental History*, 13 : 66-91. <https://doi.org/10.1093/envhis/13.1.66>.
- HAGEN, Ø., V. VIEIRA, C. SOLBERG et I. JOHNSTON, 2007. Sexual dimorphism of muscle growth in a large flatfish, the Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 146, Issue 4, Supplement : S187-S188. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2007.01.411>.
- HAUG, T., 1990. Biology of the Atlantic Halibut, *Hippoglossus hippoglossus* (L., 1758). Dans : BLAXTER, J.H.S. et A.J. SOUTHWARD (édit.). *Advances in Marine Biology*, Academic Press, 26 : 1-70. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(08\)60198-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(08)60198-4).
- HOUDE, E.D., 2002. Mortality. Dans : FUIMAN, L.A. et R.G. WERNER (édit.). *Fishery science: The unique contribution of early life stages*. Blackwell Scientific Publishing, Oxford, p. 64-87.
- JÁKUPSSTOVU, H.S. et T. HAUG, 1988. Growth, sexual maturation, and spawning season of Atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus*, in Faroese waters. *Fisheries Research*, 6 : 201-215. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(88\)90014-8](https://doi.org/10.1016/0165-7836(88)90014-8).
- KERSULA, M. et A.C. SEITZ, 2019. Diverse migratory behaviors of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*, L.) based on the 2000–2017 Maine halibut tagging program. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 50 : 13-24. <https://doi.org/10.2960/J.v50.m719>.
- KVENSETH, A.M., K. PITTMAN et J.V. HELVIK, 1996. Eye development in Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*): Differentiation and development of the retina from early yolk sac stages through metamorphosis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 : 2524-2532. <https://doi.org/10.1139/f96-205>.
- LE BRIS, A., J.A.D. FISHER, H.M. MURPHY, P.S. GALBRAITH, M. CASTONGUAY, T. LOHER et D. ROBERT, 2018. Migration patterns and putative spawning habitats of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence revealed by geolocation of pop-up satellite archival tags. *ICES Journal of Marine Science*, 75 : 135-147. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx098>.
- LETT, C., P. VERLEY, C. MULLON, C. PARADA, T. BROCHIER, P. PENVEN et B. BLANKE, 2008. A Lagrangian tool for modelling ichthyoplankton dynamics. *Environmental Modelling & Software*, 23 : 1210-1214. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.02.005>.
- LOHER, T. et A.C. SEITZ, 2008. Characterization of active spawning season and depth for eastern Pacific halibut (*Hippoglossus stenolepis*), and evidence of probable skipped spawning. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 41 : 23-36. <https://doi.org/10.2960/J.v41.m617>.
- MAGNUSSEN, E., 2002. Demersal fish assemblages of Faroe Bank: Species composition, distribution, biomass spectrum and diversity. *Marine Ecology Progress Series*, 238 : 211-225. <https://doi.org/10.3354/meps238211>.
- MARSHALL, R.C., 2020. Multidisciplinary perspectives on Atlantic halibut spawning behavior and vulnerability in the Gulf of St. Lawrence. Mémoire de maîtrise, Memorial University of Newfoundland, St. John's, 133 p. Disponible en ligne à : <https://research.library.mun.ca/14902/>.
- MCCRACKEN, F.D., 1958. On the biology and fishery of the Canadian Atlantic halibut, *Hippoglossus hippoglossus* L. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 15 : 1269-1311. <https://doi.org/10.1139/f58-070>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2000. Le flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST). Pêches et Océans Canada, Rapport sur l'état des stocks, A4-02, 12 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/243929.pdf>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2017a. Proceedings of the regional framework discussion on stock substructure of Northwest Atlantic Fisheries Organization (NAFO) Divisions 3NOPs4VWX5Zc Atlantic Halibut, *Hippoglossus hippoglossus* (Scotian Shelf and Southern Grand Banks); March 9-11, 2016. Compte rendu, Pêches et Océans Canada, Ottawa, Secrétariat canadien de consultation scientifique, 2017/010, 52 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40619035.pdf>.

- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2017b. Évaluation du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2016. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Ottawa, Avis scientifique, 2017/042, 14 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40646002.pdf>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2019a. Débarquements des pêches maritimes. Disponible en ligne à : <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/sea-maritimes-fra.htm>. [Visité le 2021-05-04].
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2019b. Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2018. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Avis scientifique, 2019/038, 16 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40807198.pdf>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2019c. Mise à jour de l'état du stock de flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs dans les divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Ottawa, Réponse des Sciences, 2019/017, 10 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40865861.pdf>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2019d. Compte rendu de l'examen régional par des pairs sur l'évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (4RST); du 18 au 19 février 2019. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, compte rendu, 2019/013, 11 p. Disponible en ligne à : <https://publications.gc.ca/site/eng/9.884184/publication.html>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2019e. Évaluation du stock d'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) de la sous-division 3Ps de l'organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Ottawa, Avis scientifique, 2019/007, 12 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40781732.pdf>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2019f. La pêche récréative hivernale au poisson de fond dans le fjord du Saguenay, 2017-2018. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Ottawa, Avis scientifique, 2019/005, 21 p. Disponible en ligne à : [https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2019/2019\\_005-fra.html](https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2019/2019_005-fra.html).
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2020a. Plan de gestion du flétan atlantique dans le golfe du Saint-Laurent. Disponible en ligne à : <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/decisions/fm-2020-gp/atl-22-fra.html>. [Visité le 2021-04-14].
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, 2020b. Évaluation des stocks de sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) des Unités 1 et 2 en 2019. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Ottawa, Avis scientifique, 2020/019, 24 p. Disponible en ligne à : <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/Library/40879069.pdf>.
- [MPO] PÊCHES ET OCÉANS CANADA, en préparation. Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2020. Secrétariat canadien de consultation scientifique, Pêches et Océans Canada, Ottawa, Avis scientifique, 2021/nnn.
- MURPHY, H., J. FISHER, A. LE BRIS, M. DESGAGNÉS, M. CASTONGUAY, T. LOHER et D. ROBERT, 2017. Characterization of depth distributions, temperature associations, and seasonal migrations of Atlantic halibut in the Gulf of St. Lawrence using pop-up satellite archival tags. *Marine and Coastal Fisheries*, 9 : 341-356. <https://doi.org/10.1080/19425120.2017.1327905>.
- NIELSEN, J.K. et A.C. SEITZ, 2017. Interannual site fidelity of Pacific halibut: Potential utility of protected areas for management of a migratory demersal fish. *ICES Journal of Marine Science*, 74 : 2120-2134. <https://doi.org/10.1093/icesjms/afx040>.
- OLSEN, E.M., M.R. HEUPEL, C.A. SIMPFENDORFER et E. MOLAND, 2012. Harvest selection on Atlantic cod behavioral traits: Implications for spatial management. *Ecology and Evolution*, 2 : 1549-1562. <https://doi.org/10.1002/ece3.244>.
- SAUCIER, F. J., F. ROY, D. GILBERT, P. PELLERIN et H. RITCHIE, 2003. Modeling The formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 108 (C8) 3269. <https://doi.org/10.1029/2000JC000686>.
- SECOR, D.H., 1999. Specifying divergent migrations in the concept of stock: the contingent hypothesis. *Fisheries Research*, 43 : 13-34. [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(99\)00064-8](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(99)00064-8).
- SEITZ, A.C., B. NORCROSS, D. WILSON et J. NIELSEN, 2005. Identifying spawning behavior in Pacific halibut, *Hippoglossus stenolepis*, using electronic tags. *Environmental Biology of Fishes*, 73 : 445-451. <https://doi.org/10.1007/s10641-005-3216-2>.
- SEITZ, A.C., T. LOHER, B.L. NORCROSS et J.L. NIELSEN, 2011. Dispersal and behavior of Pacific halibut *Hippoglossus stenolepis* in the Bering Sea and Aleutian Islands region. *Aquatic Biology*, 12 : 225-239. <https://doi.org/10.3354/ab00333>.
- SEITZ, A.C., K. MICHALSEN, J.L. NIELSEN et M.D. EVANS, 2014. Evidence of fjord spawning by southern Norwegian Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*). *ICES Journal of Marine Science*, 71 : 1142-1147. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fst227>.
- SEITZ, A.C., M. EVANS, M. COURTNEY et J. KANWIT, 2016. Continental shelf residency by adult Atlantic halibut electronic tagged in the Gulf of Maine. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 48 : 33-40. <https://doi.org/10.2960/J.v48.m713>.
- SMITH, G.C., F.J. SAUCIER et D. STRAUB, 2006. Formation and circulation of the cold intermediate layer in the Gulf of Saint Lawrence. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 111 : C06011. <https://doi.org/10.1029/2005jc003017>.
- SOLBAKKEN, J.S. et K. PITTMAN, 2004. Photoperiodic modulation of metamorphosis in Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). *Aquaculture*, 232 : 613-625. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00518-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00518-0).
- STOBO, W.T., J.D. NEILSON et P.G. SIMPSON, 1988. Movements of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Canadian North Atlantic. *Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques*, 45 : 484-491. <https://doi.org/10.1139/f88-058>.
- TRUMBLE, R.J., J.D. NEILSON, W.R. BOWERING et D.A. MCCAUGHAN, 1994. Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) and Pacific halibut (*H. stenolepis*) and their North American fisheries. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* n° 227, NRC Research Press, 96 p.
- ZWANENBURG, K., 1991. Atlantic halibut. Pêches et Océans Canada, Ottawa, 8p.

# Louis Fortier, O.C., O.Q. (1953-2020) : océanographe et grand mobilisateur de la recherche nordique

*Martin Fortier, Keith Lévesque et Alexandre Forest*

C'est un immense honneur pour nous de rendre cet hommage et de faire un survol de la prolifique carrière du professeur et océanographe Louis Fortier, qui nous a quittés prématurément à l'âge de 66 ans, le 4 octobre 2020, des suites d'une leucémie.

Pendant plus de 30 ans, Louis a consacré sa vie et sa carrière à placer l'Université Laval, le Québec et le Canada à l'avant-scène internationale de la recherche sur l'Arctique. Tout en menant ses propres recherches sur l'impact des changements climatiques sur les écosystèmes marins, il a été un promoteur infatigable de la collaboration multidisciplinaire et le fer de lance de la mise en œuvre de certains des plus importants programmes de recherche sur l'Arctique au Canada et dans le monde.

Ses réalisations et contributions extraordinaires ont été récompensées par les plus grands honneurs, notamment l'Ordre du Canada, l'Ordre national du Québec et le Prix Armand-Frappier (voir encadré).



Photo: Keith Lévesque

C'est très jeune, alors qu'il vivait au Cap-de-la-Madeleine sur les berges du Saint-Laurent, que Louis développe un intérêt pour la mer et une passion du savoir qui l'accompagneront tout au long de sa vie. Il poursuit des études supérieures en biologie et en océanographie à l'Université Laval et à l'Université McGill ainsi qu'un stage postdoctoral à l'Université Plymouth en Angleterre. Après un court passage au ministère des Pêches et des Océans, il retourne à l'Université Laval où il deviendra professeur au département de biologie en 1992. Spécialiste de la dynamique du plancton et du recrutement des larves de poissons, il commence sa carrière de professeur-chercheur au sein du Groupe interuniversitaire de recherches

océanographiques du Québec (GIROQ) dont il assurera la direction générale pendant près de 10 ans. C'est sous sa direction que le GIROQ deviendra Québec-Océan en 2002, un regroupement stratégique dynamique qui, encore aujourd'hui, rassemble les équipes de recherche québécoises en océanographie avec leurs partenaires nationaux et internationaux pour renforcer l'excellence, former la relève et accompagner la société vers une interaction plus durable avec le milieu marin.

## Reconnaissance

La contribution de Louis Fortier comme grand mobilisateur de forces, communicateur et professeur, a été reconnue par les plus grands prix et honneurs, notamment :

- Chevalier de l'Ordre national de la Légion d'honneur — France (2017)
- Prix de la recherche scientifique sur le Nord (2015)
- Médaille Timothy R. Parsons pour l'excellence en recherche océanique (2012)
- Prix de la famille Weston pour l'ensemble des réalisations en recherche nordique (2012)
- Médaille du Gouverneur général pour la nordicité (2011)
- Prix Armand-Frappier — Prix du Québec (2010)
- Officier de l'Ordre national du Québec (2008)
- Officier de l'Ordre du Canada (2007)
- Doctorat *honoris causa* de l'Université du Manitoba (2007)
- Grand diplômé de l'Université Laval (2006)
- Scientifique de l'année — Radio-Canada (2004)

*Martin Fortier, Ph. D., est directeur général de Sentinelle Nord et adjoint à la vice-rectrice à la recherche, à la création et à l'innovation (Université Laval). Il a étudié sous la supervision de Louis Fortier (1991-1999).*

*[martin.fortier@sn.ulaval.ca](mailto:martin.fortier@sn.ulaval.ca)*

*Keith Lévesque est directeur adjoint de Sentinelle Nord (Université Laval) et conseiller scientifique principal au Bureau du partenariat et de la collaboration de Pêches et Océans Canada. Il a étudié sous la supervision de Louis Fortier (1999-2005).*

*Alexandre Forest, Ph. D., est directeur exécutif d'Amundsen Science. Il a étudié sous la supervision de Louis Fortier (2003-2009).*

## Sa mission

Louis se rend pour la première fois sur la banquise arctique à la fin des années 1980, dans le cadre de recherches sur les effets du développement hydroélectrique de la Grande rivière de la Baleine, au sud-est de la baie d'Hudson. Bien qu'il poursuive aussi ses travaux dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, l'Arctique prend vite une place croissante dans son laboratoire et il se positionne rapidement à la tête de projets d'envergure en recherche nordique concertée. Maître dans l'écriture des demandes de subventions, il cumule les réussites. Fort du succès d'un premier programme international de recherche sur l'Arctique avec le Japon (Saroma-Resolute [SARES]; 1992-1995), il obtient une importante subvention pour assurer la participation canadienne à une mission océanographique internationale dans la polynie des Eaux du Nord-Est (NEW; 1993), au nord du Groenland, à bord du puissant brise-glace de recherche allemand RV *Polarstern*. C'est sur ce navire ultramoderne entièrement dédié à la recherche polaire qu'il est frappé par le manque criant d'infrastructures comparables au Canada, pourtant le pays avec le second plus vaste territoire arctique au monde. Appuyé par un rapport alarmant<sup>1</sup> illustrant le déclin de la recherche nordique canadienne, il embrasse avec véhémence la mission de reconstruire, affirmer et consolider le leadership du Canada en recherche sur l'Arctique.

C'est en 1997, sous sa direction, que l'Étude internationale de la polynie des Eaux du Nord (NOW; 1997-2001) est déployée afin de mieux comprendre cette vaste région marine libre de glaces considérée comme une véritable oasis de vie entre le Canada et le Groenland. Financé par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le réseau NOW réunit pas moins de 60 laboratoires de 8 pays et constitue le premier grand programme international dirigé par le Canada à bord de ses propres brise-glaces. Le vif succès de NOW donne lieu à un plan encore plus ambitieux visant à hiverner un brise-glace en mer de Beaufort afin de suivre l'ensemble de l'écosystème marin sur un cycle annuel complet, de la nuit polaire au soleil de minuit.

Ce rêve d'une aventure scientifique encore plus ambitieuse est toutefois freiné par l'absence d'un brise-glace canadien adéquat. En Louis germe alors l'audacieuse idée de réactiver un brise-glace retiré du service de la garde côtière canadienne afin de le convertir en navire voué à la recherche. Il forme alors un consortium d'universités et d'agences fédérales qui obtiendra en 2002 une subvention de 27,5 millions de dollars de la Fondation canadienne pour l'innovation pour transformer et mobiliser ce navire déclassé en une plateforme de recherche de pointe. En août 2003, appuyé par une collaboration exceptionnelle avec la garde côtière canadienne,

le brise-glace de recherche canadien NGCC *Amundsen* est inauguré à Québec. Muni des équipements scientifiques et des appareils les plus modernes, le navire quitte Québec en septembre en direction de la mer de Beaufort pour son expédition inaugurale de 390 jours dans l'Arctique en soutien au mégaprojet de l'Étude internationale du plateau continental arctique canadien (CASES; 2002-2007). Plus de 200 scientifiques de 9 pays se relayent à bord du navire dans le cadre de CASES, la plus importante expédition arctique jamais réalisée à l'époque.

Source de grande fierté pour Louis et toujours pleinement opérationnel, le navire a été un acteur clé dans la revitalisation des sciences arctiques canadiennes; il est considéré comme le fleuron des navires de recherche au pays. Depuis 2003, l'*Amundsen* a procuré à plus de 1 800 personnes de 22 pays un accès sans précédent à l'océan Arctique. Il a soutenu certains des programmes internationaux sur l'Arctique les plus ambitieux au monde, notamment les missions annuelles d'ArcticNet, les programmes Malina et GreenEdge menés avec la France, une deuxième expédition d'hivernage de 16 mois en soutien à l'Étude sur le chenal de séparation circumpolaire pendant l'Année polaire internationale (2007-2008), et plusieurs enquêtes de santé majeures dans toutes les régions inuites du Canada. Témoignage du succès, de la visibilité et de la reconnaissance publique du navire et de ses recherches, l'*Amundsen* apparaît sur le billet canadien de 50 dollars depuis 2012.

## La mobilisation

Accompagné de plusieurs proches collègues, notamment à l'Université Laval et à l'Université du Manitoba, Louis mobilise ensuite les chercheurs nordiques en sciences naturelles, sociales et de la santé dans plus de 35 universités canadiennes ainsi que des partenaires inuits, du secteur public et du secteur privé au sein du réseau de centres d'excellence ArcticNet. Lancé en 2004, ce réseau, dont il assurera la direction scientifique jusqu'en 2019, devient rapidement l'un des programmes nationaux de recherche sur l'Arctique les plus complets et multidisciplinaires au monde. Encore en plein essor aujourd'hui, ArcticNet rassemble des centaines de scientifiques, d'étudiants et d'étudiantes de partout au Canada, qui travaillent avec leurs partenaires nationaux et internationaux du nord et du sud pour aider le Canada à faire face à l'impact du changement climatique et de la mondialisation dans l'Arctique. Avec un financement annuel de près de 10 millions de dollars, ArcticNet aura donné un coup de fouet à l'effort de recherche canadien dans l'Arctique en brisant les barrières traditionnelles entre les disciplines, en offrant aux chercheurs un meilleur accès au Nord, en appuyant la participation des communautés et organisations inuites dans la planification, la gestion et le déploiement des activités de recherche et en soutenant les programmes multidisciplinaires d'envergure nécessaires pour s'attaquer aux grands enjeux planétaires.

1. Groupe de travail sur la recherche nordique, 2000. De l'état de crise à la relance. Rétablir le rôle du Canada dans la recherche nordique. Rapport final présenté au CRSNG et au CRSH. Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Gatineau, Québec. [http://www.nserc-crsng.gc.ca/\\_doc/northern-nordique/crise.pdf](http://www.nserc-crsng.gc.ca/_doc/northern-nordique/crise.pdf).



Photo : Keith Lévesque

au Canada, au nord comme au sud, a mené à la création et au financement de l'Institut nordique du Québec (INQ), qu'il voyait comme la composante québécoise de ce grand réseau national. Avec comme mission de fédérer les forces en recherche nordique et arctique, de favoriser l'innovation et de créer une synergie entre chercheurs et utilisateurs de la recherche, l'INQ regroupe plus de 250 chercheurs de 15 universités québécoises et sera bientôt doté d'un nouveau complexe scientifique érigé au coût de plus de 90 millions de dollars sur le campus de l'Université Laval.

Même si sa mission a été interrompue de manière dramatique et soudaine par la maladie, Louis aura réussi à concrétiser sa vision de placer

En tant que professeur à l'Université Laval et titulaire de la Chaire de recherche du Canada sur la réponse des écosystèmes marins arctiques au réchauffement climatique, Louis a également mené une prolifique carrière de chercheur. Avec plus de 150 publications scientifiques primaires, son laboratoire a grandement enrichi les connaissances sur les populations de zooplancton et de poissons, en particulier de sa morue arctique bien-aimée, en relation avec le climat océanique et la dynamique de la glace de mer. Au fil des ans, Louis a supervisé les travaux de plus de 60 étudiants diplômés et postdoctorants. Plusieurs d'entre eux sont devenus de proches collègues et collaborateurs, occupant des postes importants de professeurs-chercheurs ou de gestionnaires de la recherche au Canada ou à l'international. Nous trois étions également de proches amis qui partageaient ses passions pour l'aventure, la pêche, la chasse, la gastronomie et le bon vin.

Vulgarisateur et conférencier hors pair, Louis était également un ardent défenseur du partage et du transfert des résultats scientifiques afin d'informer les politiciens et les décideurs à tous les niveaux, des gouvernements aux communautés nordiques. Depuis le début des années 2000, il consacrait une part croissante de son temps à sensibiliser le grand public et les responsables politiques du Canada et de l'étranger aux conséquences du réchauffement en cours et attendu de l'hémisphère Nord. Ces efforts de communication ont été soulignés entre autres par la Société Radio-Canada, qui l'a désigné scientifique de l'année en 2004.

### Sa vision

Au cours des dernières années, Louis a piloté avec succès le renouvellement d'ArcticNet pour un troisième cycle de financement, une première pour un réseau de centres d'excellence au Canada. Jusqu'à la fin, il a mené bataille pour assurer un financement pérenne pour la recherche nordique concertée au Québec et au Canada. Sa vision d'un réseau pancanadien alliant les universités, ministères et organisations nordiques de partout

le Québec et le Canada dans le peloton de tête des nations en recherche nordique. Les nombreuses initiatives concertées qu'il a mises en œuvre et dirigées auront injecté plusieurs centaines de millions de dollars pour consolider le leadership canadien grâce à des programmes ambitieux, novateurs et inégalés. Les milliers de publications scientifiques de haut calibre qui en émanent ont fait grandement progresser notre compréhension du bouleversement en cours de l'environnement arctique qui se répercute sur les êtres humains, leur santé et leur mode de vie.

Ces initiatives majeures auront également permis de former plusieurs cohortes de chercheuses et de chercheurs nordiques dans un contexte de recherche interdisciplinaire internationale. En effet, grâce à ces programmes et aux infrastructures telles que l'*Amundsen*, des centaines d'étudiantes et d'étudiants, de professeures et de professeurs, ainsi que de scientifiques du Canada et de l'étranger ont pu établir ou poursuivre leur carrière nordique. Louis laisse ainsi derrière lui une communauté scientifique arctique canadienne solide, dynamique, renouvelée et diversifiée, munie d'exceptionnelles infrastructures de recherche. Il revient maintenant à cette riche nouvelle génération de prendre la balle au bond et de poursuivre les efforts de mobilisation afin de développer et faire évoluer cette capacité de recherche essentielle pour faire face aux grands enjeux auxquels l'Arctique de demain sera confronté.

On se souviendra de Louis pour sa passion, sa vision, son dévouement, son audace, sa rigueur, son dynamisme, sa curiosité et son énergie contagieuse qui se propageaient à quiconque travaillait étroitement avec lui. Pour nous trois qu'il appelait ses bras droits, l'accompagner pendant 30 ans dans ces ambitieuses aventures nordiques a été sans contredit le point marquant de nos carrières. Ce fut un formidable privilège de côtoyer Louis, de collaborer et de travailler avec un homme de son envergure, un fonceur sans retenue qui nous entraînait dans son sillage et savait tirer le meilleur de nous-mêmes.

La communauté de recherche nordique a perdu un grand champion. Merci Louis! ◀

# Redécouverte de la punaise *Zicrona caerulea* (Linnæus, 1758) (Hemiptera: Pentatomidae) au Québec

Ludovic Leclerc

## Résumé

La punaise à bouclier *Zicrona caerulea* (Linnæus, 1758) (sous-famille: Asopinae) est rapportée pour la première fois depuis 1933 au Québec. Un historique des récoltes pour le Québec est présenté. Les affinités écologiques provenant de la littérature et la distribution géographique en Amérique du Nord sont également abordées.

**MOTS-CLÉS:** deuxième mention, forêt boréale, Pentatomidae, province de Québec, *Zicrona caerulea*

## Abstract

The Blue Shieldbug *Zicrona caerulea* (Linnaeus, 1758) (subfamily: Asopinae) is reported for the second time in Quebec (Canada). Previously, this species was known from a specimen collected in 1933. Collection notes for the province are given, along with ecological affinities obtained from the literature, and its distribution range in North America.

**KEYWORDS:** boreal forest, Pentatomidae, Quebec, second record, *Zicrona caerulea*

## Description de l'espèce

La punaise à bouclier *Zicrona caerulea* appartient à la famille des Pentatomidae et à la sous-famille des Asopinae, un groupe de punaises prédatrices. L'insecte adulte arbore une coloration bleue à violacée et métallique. Il mesure de 7,0 à 9,0 mm (McPherson, 1982; Paiero et collab., 2013) (figure 1). Ce genre se distingue également des autres genres d'Asopinae par son frenum<sup>1</sup> dont la longueur dépasse la moitié de celle du scutellum<sup>2</sup> et l'absence d'une épine à la base du premier sternite<sup>3</sup> abdominal (Paiero et collab., 2013).

L'insecte s'attaque seulement à des proies de petite taille. L'adulte est carnivore et se nourrit de larves de coléoptères (Coleoptera), lépidoptères (Lepidoptera), hémiptères (Hemiptera) et diptères (Diptera) (Barrion et Litsinger, 1987; Chen, 1986; Schumacher, 1911 cités par De Clercq, 2000; Southwood et Leston, 1959). En Eurasie, *Z. caerulea* est un prédateur des larves d'altise (*Altica* spp.) (De Clercq, 2000).

Cette espèce est dite holarctique, c'est-à-dire qu'elle occupe une vaste aire de répartition géographique incluant l'Eurasie et l'Amérique du Nord (De Clercq, 2000; McPherson, 1982). Aux États-Unis, l'espèce est recensée autant dans des États de l'est (Maine, New Hampshire et Michigan) que de l'ouest, comme l'Idaho, l'Utah, le Colorado, le Nouveau-Mexique, l'Arizona et la Californie (McPherson, 1982). Au Canada, cette espèce est considérée comme peu commune et rarement récoltée dans les provinces de l'est, y compris l'Ontario (Paiero et collab., 2013). Maw et collaborateurs (2000) rapportent sa

1. Frenum: marge latérale située dans la portion antérieure du scutellum et entre les hémélytres d'une punaise.
2. Scutellum: portion triangulaire du thorax où s'attachent les hémélytres d'une punaise.
3. Sternite: segment abdominal chez une punaise (Paiero et collab., 2013).

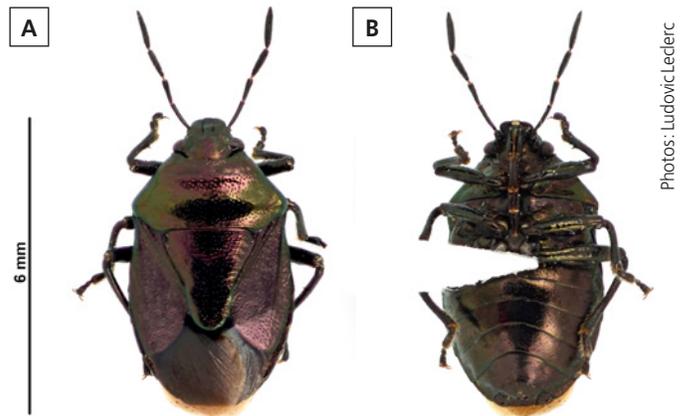


Figure 1. Spécimen adulte de la punaise *Zicrona caerulea* de la collection de Ludovic Leclerc: a) vue dorsale; b) vue ventrale du même spécimen.

présence dans 8 des 10 provinces canadiennes, de la Colombie-Britannique à l'ouest jusqu'au Nouveau-Brunswick à l'est.

## Observations et données de récolte

En Angleterre, Bantock et Botting (2010) précisent que *Z. caerulea* a été récoltée dans les landes, les prairies humides, les lisières de forêt ainsi qu'en haute altitude. L'espèce serait aussi associée aux hautes altitudes en Amérique du Nord (Blatchley, 1926). Des spécimens ont été récoltés dans

Ludovic Leclerc est étudiant en environnement à l'Université Laval et entomologiste amateurs'intéressant particulièrement aux coléoptères saproxyliques, araignées et hémiptères.

[ludovic.leclerc.1@ulaval.ca](mailto:ludovic.leclerc.1@ulaval.ca)

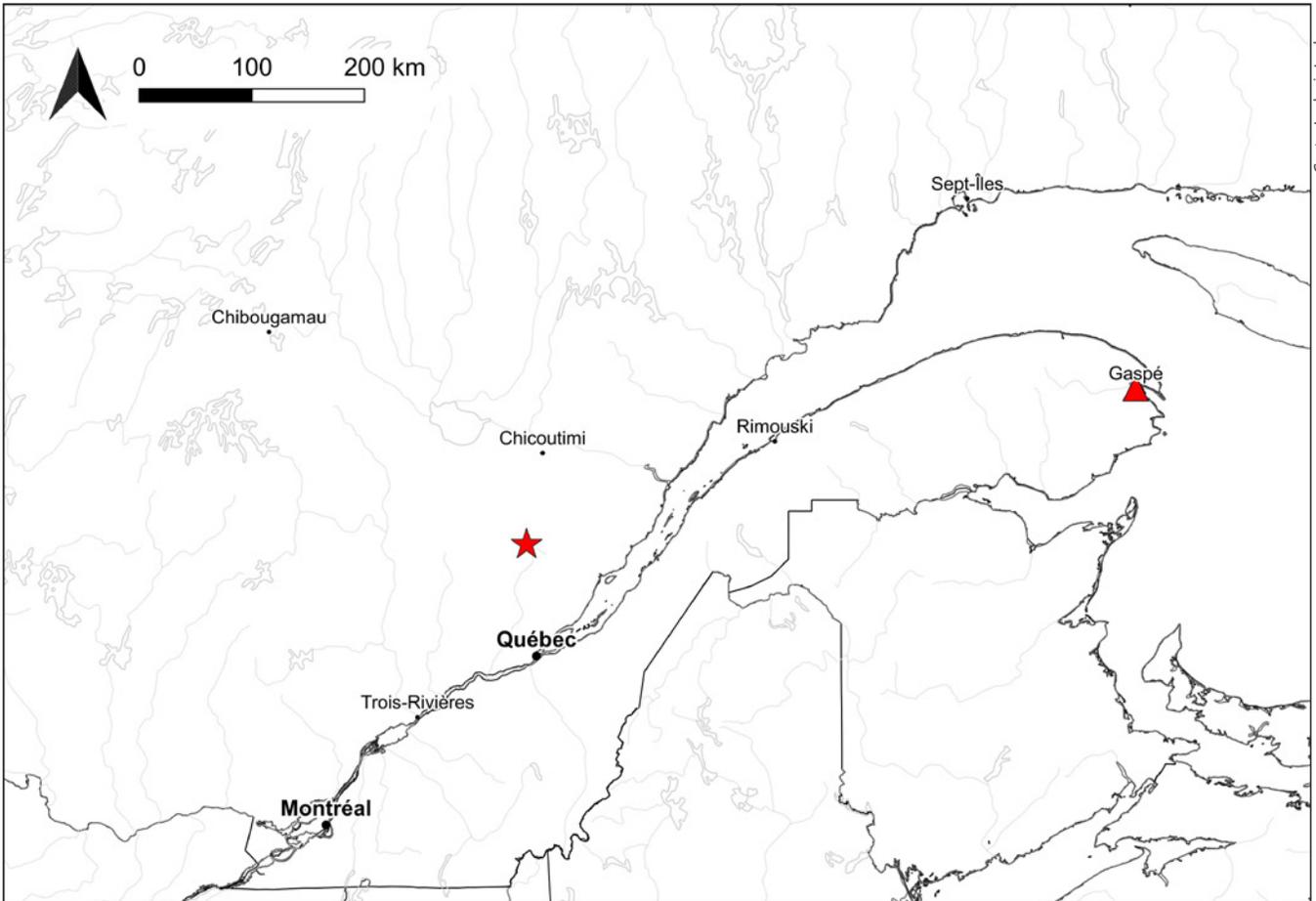


Figure 2. Carte de la répartition de *Zicrona caerulea* au Québec. Le triangle rouge représente la mention de 1933; l'étoile rouge représente la nouvelle localité.

des végétaux appartenant aux taxons suivants: *Alnus* spp., *Eriogonum* spp. (Van Duzee, 1914), *Yucca* spp., *Atriplex* spp. (Stroud, 1950) et graminées (Ruckes, 1937). De Clercq (2000) mentionne également que cette punaise est davantage un prédateur terrestre et ne vole que très peu.

E. B. Watson avait rapporté pour la première fois la présence de *Z. caerulea* au Québec à Gaspé, dans la municipalité régionale de comté de La Côte-de-Gaspé, le 8 juillet 1933 (Roch, 2016). L'auteur rapporte ici la capture d'un individu le 9 juillet 2019 dans le parc national de la Jacques-Cartier, à environ 2 kilomètres au sud-est du lac Honorine (47° 39' 52.5" N., 71° 19' 05.7" O.; coordonnées prises avec un GPS et dans le système de coordonnées géographiques NAD83) (figure 2). Ce spécimen a été récolté directement sur un sol sablonneux situé en bordure d'un chemin forestier en forêt boréale. Le milieu était une régénération mixte composée de jeunes tiges de bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marshall), de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), de saules (*Salix* spp.), d'épinette noire (*Picea mariana* Mill., Britton, Sterns et Poggenb.) et de sureau rouge (*Sambucus racemosa* subsp. *pubens* (Michx.) Hultén) (figure 3).

L'auteur a obtenu les dates et lieux de capture par l'entremise du *Guide d'identification des punaises à bouclier*



Figure 3. Lieu de récolte du second spécimen de *Zicrona caerulea* (9 juillet 2019), dans le parc national de la Jacques-Cartier, Québec, Canada.

**Tableau 1. Liste des collections d'insectes consultées pour recenser la présence de *Zicrona caerulea* au Québec (d'après Roch, 2016).**

| Acronyme de la collection | Nom de la collection  | Ville                         |
|---------------------------|---|-------------------------------|
| CARO                      | Collection Alain-Roy  | Saint-Nicolas                 |
| CBBE                      | Collection Benoit-Bérard  | Boucherville                  |
| CCEQ                      | Collection Entomofaune du Québec inc.                                 | Saguenay                      |
| CFL                       | Insectarium René-Martineau, Centre de foresterie des Laurentides      | Québec                        |
| CINM                      | Collection de l'Insectarium de Montréal                               | Montréal                      |
| CIQ                       | Collection des insectes du Québec                                     | Québec                        |
| CJDU                      | Collection Jocelyn-Dumais   | Saint-Hyacinthe               |
| CJFR                      | Collection Jean-François-Roch   | Longueuil                     |
| CJPM                      | Collection Jean-Philippe-Mathieu                                      | Sainte-Julienne               |
| CLLE                      | Collection Laurent-Lesage   | Ottawa                        |
| CLLC                      | Collection Ludovic-Leclerc  | Québec                        |
| CLPL                      | Collection Léo-Paul-Landry  | Saint-Gabriel-des-Laurentides |
| CMRA                      | Collection Michel-Racine  | Charlesbourg                  |
| CNC                       | Collection nationale canadienne des insectes, arachnides et nématodes | Ottawa                        |
| CORUM                     | Collection Ouellet-Robert, Université de Montréal                     | Montréal                      |
| CPTO                      | Collection Pierre-de Tonnancour                                       | Terrasse-Vaudreuil            |
| CSDU                      | Collection Sylvain-Durand   | Sainte-Lucie-des-Laurentides  |
| LEMM                      | Le Musée entomologique Lyman, Campus Macdonald de l'Université McGill | Sainte-Anne-de-Bellevue       |
| ULQ                       | Collection de l'Université Laval                                      | Québec                        |

du Québec: (*Hemiptera: Pentatomoidea*) (Roch, 2016). La liste des collections consultées par Roch (2016) est présentée dans le tableau 1. Une validation par Jean-François Roch (communication personnelle, 2019) de l'identification de cette espèce pour ce second spécimen récolté en 83 ans au Québec confirme la présence de *Z. caerulea* dans la province.

### Remerciements

L'auteur remercie particulièrement Jean-François Roch pour l'aide apportée par la confirmation de cette deuxième mention et pour le partage de documentation qui a permis d'enrichir le présent article. Des remerciements vont aussi à un expert anonyme ainsi qu'à l'équipe du *Naturaliste canadien*, notamment Claude Samson, Denise Tousignant, Louise Champoux, Hélène Lahaise, Pierre Périnet et Andrew Coughlan. Je remercie également le rédacteur adjoint spécialisé en entomologie, Christian Hébert, pour ses suggestions et commentaires sur l'article. ◀

### Références

BANTOCK, T. et J. BOTTING, 2010. *Zicrona caerulea* Blue Shieldbug. Disponible en ligne à : [http://www.britishbugs.org.uk/heteroptera/Pentatomidae/zicrona\\_caerulea.html](http://www.britishbugs.org.uk/heteroptera/Pentatomidae/zicrona_caerulea.html). [Visité le 2021-02-14].

BLATCHLEY, W.S., 1926. Heteroptera or true bugs of eastern North America: With especial reference to the faunas of Indiana and Florida. The Nature publishing company, Indianapolis, 1132 p.

DE CLERCQ, P., 2000. Predaceous stinkbugs (Pentatomidae: Asopinae). Dans: SCHAEFER, C.W. et A.R. PANIZZI (édit.). Heteroptera of economic importance. CRC Press, Boca Raton, p. 737-789.

MAW, H.E.L., R.G. FOOTITT, K.G.A. HAMILTON et G.G.E. SCUDDER, 2000. Checklist of the Hemiptera of Canada and Alaska. NRC Press, Ottawa, 220 p.

MCPHERSON, J.E., 1982. The Pentatomoidea (Hemiptera) of northeastern North America with emphasis on the fauna of Illinois. Southern Illinois University Press, Carbondale, 256 p.

PAIERO, S.M., S.A. MARSHALL, J.E. MCPHERSON et M.-S. MA, 2013. Stink bugs (Pentatomidae) and parent bugs (Acanthosomatidae) of Ontario and adjacent areas: A key to species and a review of the fauna. Canadian Journal of Arthropod Identification, 24: 1-183. <https://doi.org/10.3752/cjai.2013.24>.

ROCH, J.-F., 2016. Guide d'identification des punaises à bouclier du Québec: (*Hemiptera: Pentatomoidea*). Entomofaune du Québec (EQ) inc., Saguenay, 244 p.

RUCKES, H., 1937. An annotated list of some pentatomids (Heteroptera) from New Mexico. Bulletin of the Brooklyn Entomological Society, 32 (1): 32-36.

SOUTHWOOD, R. et D. LESTON, 1959. Land and water bugs of the British Isles. Frederick Warne Publishers Ltd., London, 440 p.

STROUD, C.P., 1950. A survey of the insects of white sands national monument, Tularosa Basin, New Mexico. The American Midland Naturalist, 44 (3): 659-677. <https://doi.org/10.2307/2421827>.

VAN DUZEE, E.P., 1914. A preliminary list of the Hemiptera of San Diego County, California. Transactions of the San Diego Society of Natural History, 2: 1-57.

# Effets des infrastructures linéaires sur la biomasse des insectes nocturnes à l'échelle du paysage

*Michel Leboeuf, Caroline Chouinard, Robin Bourgeois et David Grenier-Héon*

## Résumé

Les pressions anthropiques affectent les fonctions écosystémiques, la biodiversité et les niveaux trophiques des milieux naturels, dont les populations d'insectes. À partir d'un réseau de 27 stations d'inventaire biologique réparties au sein de territoires protégés dans la région de Lanaudière (Québec, Canada), nous avons mesuré l'effet de variables locales d'habitat et de paysage sur la richesse en espèces et la biomasse d'invertébrés récoltés à l'aide de pièges lumineux. Un total de 1 880 spécimens, provenant de 34 familles différentes, ont été récoltés durant la campagne d'échantillonnage. Une seule variable explicative à l'échelle du paysage a permis d'établir des régressions positives et significatives. Ainsi, c'est la distance à des infrastructures linéaires anthropiques, principalement des routes, qui explique la plus grande part de variabilité de la richesse et de la biomasse des insectes récoltés dans les échantillons : plus la station d'inventaire se trouve loin d'une route, plus sa richesse et sa biomasse sont grandes. À la mortalité de proximité des insectes, c'est-à-dire celle directement attribuable au passage des véhicules sur une route, s'ajoutent des effets négatifs sur les populations à l'échelle du paysage.

**MOTS-CLÉS :** conservation des insectes, déclin des insectes, écologie du paysage, protocoles d'inventaire biologique, région de Lanaudière (Québec)

## Abstract

Human pressures on natural environments affect ecosystem function, biodiversity and organisms at different trophic levels, including insects. Light traps, installed at 27 permanent biological survey stations in a network of protected areas in the Lanaudière region (Quebec, Canada), were used to measure the effect of local habitat and landscape variables on the species richness and biomass of invertebrates. A total of 1 880 specimens from 34 families were collected during the sampling period. Survey stations further from linear infrastructures (mainly roads) had greater insect richness and biomass. The closeness to such infrastructures was the only landscape-level explanatory variable that provided a positive and significant linear regression describing a large part of the variability between the samples. In addition to direct insect mortality due to road traffic, there were also negative effects on populations at the landscape level.

**KEYWORDS:** biological monitoring program protocols, insect conservation, insect decline, Lanaudière (Quebec), landscape ecology

## Introduction

À l'échelle mondiale, les écosystèmes subissent des bouleversements de grande ampleur engendrés par l'anthropisation croissante des milieux terrestres et aquatiques. Ces pressions affectent les fonctions écosystémiques, la biodiversité et les niveaux trophiques des milieux naturels (Luque et collab., 2013; Vitousek et collab., 1997). Plusieurs travaux récents ont mis en lumière des déclinés importants de populations chez de nombreux groupes d'insectes dans différents biomes (Conrad et collab., 2006; Lister et Garcia, 2018; Loboda et collab., 2018; Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019; Seibold et collab., 2019; Wagner, 2020).

Les causes les plus fréquemment évoquées dans le cas de déclinés avérés ou de modifications importantes dans les assemblages d'espèces sont diverses : modification, perte et fragmentation des habitats (Andrén, 1994; Wagner, 2020); pratiques agricoles industrialisées de plus en plus intensives (Raven et Wagner, 2021); utilisation à large échelle de pesticides (Hallmann et collab., 2017); réchauffement climatique (Lister et Garcia, 2018; Loboda et collab., 2018).

Les lépidoptères sont souvent utilisés comme porte-étendards pour attirer l'attention de l'opinion publique quant aux changements dans les populations d'insectes (Leboeuf, 2002). Par exemple, à partir d'un corpus de 597 espèces de papillons récoltés dans les années 1950 dans une réserve naturelle suédoise, des chercheurs ont mis en évidence un déclin pour 45 % d'entre elles lors d'une campagne d'échantillonnage similaire réalisée au même endroit en 2004 (Franzén et Johannesson, 2007). Par ailleurs, environ 27 % des espèces répertoriées à l'origine (159) ne s'y trouvaient plus lors de la seconde campagne.

*Michel Leboeuf (biologiste, M. Sc.) est directeur général de la Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière (FCEL).*

*michel.leboeuf@fcelanaudiere.ca*

*Caroline Chouinard (biologiste, M. Sc.) est fiduciaire bénévole pour le même organisme.*

*Robin Bourgeois est technicien de la faune pour la FCEL.*

*David Grenier-Héon est candidat au doctorat en sciences biologiques à l'Université du Québec à Montréal.*

Au Groenland, Loboda et collab. (2018) ont mesuré les patrons temporels d'abondance, de richesse et de composition des assemblages d'espèces de la famille des muscédés en relation avec le climat entre 1996 et 2014. Un déclin significatif de 80 % de l'abondance globale des espèces a été observé pour cette période.

Lister et Garcia (2018) ont analysé des données d'abondance d'arthropodes et d'insectes dans la forêt de Puerto Rico de 1976 à 2012. Ils ont observé le déclin significatif de la biomasse récoltée, parallèlement à une élévation de 2°C de la température moyenne pour la même période.

Une étude réalisée en Allemagne (Hallmann et collab., 2017) a révélé une chute de 76 % de la biomasse d'insectes aériens au cours des 27 dernières années. Toujours en Allemagne, Seibold et collab. (2019) ont analysé les données de plus d'un million de spécimens (représentant environ 2 700 espèces) provenant d'inventaires standardisés dans 3 régions, réalisés de 2008 à 2017, au sein de 150 sites en milieu ouvert et de 140 en milieu forestier fermé. Ils ont montré, entre autres, que la richesse en espèces (-34 %), la biomasse (-67 %) et l'abondance (-78 %) avaient chuté de façon importante au fil des dernières années, à la fois dans les milieux ouverts et les milieux fermés.

Au moins une étude (Daskalova et collab., 2021) met toutefois en doute de telles conclusions en soulignant l'existence de biais dans les analyses statistiques de certains des travaux publiés récemment. En effet, selon ces auteurs, répéter des mesures d'une année à l'autre, aux mêmes endroits, ne constitue pas une répétition de l'expérience; ces mesures sont prises sur des sites qui ne sont pas indépendants entre eux, conduisant ainsi à des effets de pseudorépétition temporelle qui peuvent être confondants. D'autres encore (p. ex., Montgomery et collab., 2019) recommandent la prudence quant à la généralisation de résultats géographiquement restreints ou s'intéressant à des groupes d'insectes précis, lesquels résultats tendraient à soutenir la thèse d'un « Armageddon des insectes » généralisé à l'échelle planétaire.

### **Récoltes d'insectes nocturnes dans des territoires protégés dans la région de Lanaudière**

La Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière (FCEL) est une fiducie d'utilité sociale dont la mission est de protéger, de conserver à perpétuité et de mettre en valeur des milieux naturels et des paysages à haute valeur écologique, patrimoniale ou esthétique, situés prioritairement dans la région de Lanaudière, au Québec (Canada), et ce, au bénéfice des communautés locales et du public en général. Afin de suivre avec la plus grande précision possible l'évolution des conditions abiotiques et biotiques de ses propriétés en conservation, et ainsi assurer l'intégrité écologique de son patrimoine de façon globale, la FCEL a établi un protocole de suivi biologique nécessitant des récoltes de données tous les 5 ans (FCEL, 2018). D'une part, le protocole de suivi a été élaboré en sélectionnant des stations permanentes

d'échantillonnage composant un jeu de données spatialement et temporellement explicite et couvrant le plus possible l'ensemble des grandes unités écologiques du territoire. D'autre part, il a été conçu pour recourir à des indicateurs biologiques fiables et relativement faciles à inventorier par des équipes d'observateurs formées d'employés ou de bénévoles, dont la composition est appelée à changer dans le temps.

Un indicateur biologique devrait notamment être : 1) suffisamment sensible pour permettre la détection rapide de changements écologiques; 2) suffisamment bien réparti géographiquement pour être détectable en de multiples stations (Noss, 1999). Afin de répondre à ces critères, la FCEL a opté pour un jeu d'indicateurs biologiques composé de 3 groupes fonctionnels : 1) les végétaux vasculaires (producteurs primaires); 2) les arthropodes terrestres (papillons de nuit et autres insectes nocturnes : consommateurs principalement primaires); 3) les oiseaux et les chauves-souris (consommateurs secondaires).

À partir de données récoltées en 2018 (végétaux vasculaires et oiseaux) et 2019 (insectes nocturnes et chauves-souris) dans 27 stations permanentes d'inventaire biologique sur ses propriétés protégées, la FCEL a mené une série d'analyses statistiques afin de mesurer l'effet des variables explicatives sélectionnées par cette première campagne d'échantillonnage, et ce, dans la mesure où de pareils efforts de récolte de données auront lieu dans les prochaines décennies, à intervalles réguliers, aux mêmes endroits.

Autant en nombre d'espèces, qu'en nombre d'individus ou en biomasse, les arthropodes dominent les niveaux trophiques inférieurs des écosystèmes terrestres (Kremen et collab., 1993). Ils fournissent en outre des données abondantes, année après année. Nous avons ainsi utilisé la richesse en espèces et la biomasse comme variables d'intérêt pour mesurer les effets sur les communautés d'un jeu de variables explicatives à 2 échelles spatiales, soit l'échelle locale, qui correspond à la station d'inventaire et celle, plus large, du paysage. Notre objectif de travail était double : 1) déterminer quel jeu de variables (locale ou de paysage) explique le mieux les variations observées dans les échantillons d'un site à l'autre; 2) déterminer si la biomasse seule (méthode plus simple, moins coûteuse et ne recourant pas à des experts pour l'identification des spécimens) pourrait être utilisée comme indice de qualité de l'habitat dans les aires protégées sous la responsabilité de la FCEL.

## **Matériel et méthodes**

### **Description de l'aire d'étude**

La région de Lanaudière couvre une superficie de 12 300 km<sup>2</sup>. Elle se caractérise par 3 composantes physiographiques : la plaine, le piémont et le plateau laurentien. Ses écosystèmes terrestres s'étendent globalement sur 5 domaines bioclimatiques : du sud au nord, il s'agit de l'érablière à tilleul (dans la plaine des basses-terres du Saint-Laurent), de l'érablière à bouleau jaune (sur le piémont et le

plateau laurentien), de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc (aux confins nord du territoire et essentiellement sur les terres publiques) (Boisseau, 2009). Une toute petite zone appartenant à l'érablière à caryer cordiforme est aussi présente dans l'extrême sud-ouest du territoire (Saucier et collab., 2009), dans la MRC des Moulins, où se trouvent les municipalités de Mascouche et de Terrebonne.

**Variables locales d'habitat dans les stations permanentes de la FCEL**

Dans la mesure où les sites protégés actuellement par la FCEL sont répartis selon un gradient latitudinal s'étalant sur le tiers le plus méridional de l'aire d'étude (de 45° 46' 36" N. à 46° 22' 35" N.), les 27 stations permanentes d'inventaire couvrent ainsi différents milieux terrestres forestiers (milieux secs, humides ou mésiques) dans la plaine, sur le piémont et le plateau laurentien (figure 1 et tableau 1). Les travaux d'inventaires floristiques et fauniques ont eu recours à divers protocoles.

Les inventaires floristiques ont permis de caractériser la végétation locale dans un quadrat de 200 m<sup>2</sup> (10 m × 20 m). À l'intérieur du quadrat, nous avons noté: les espèces des strates arborescente, arbustive et herbacée avec le pourcentage de recouvrement de chaque strate; le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) des 10 plus gros individus arborescents et leur espèce; une classe de décomposition de tous les arbres morts debout et les débris ligneux au sol de plus de 10 cm de DHP et leur espèce (Barbour et collab., 1999; Imbeau et Desrochers, 2002; Lebœuf, 2004).

Pour mieux connaître la faune aviaire, la méthode des points d'écoute a été choisie (Bibby et collab., 1992; Verner, 1985). Une distance minimum de 400 m séparait chaque station afin d'assurer l'indépendance entre les observations (Bibby et collab., 1992). À chaque visite, un observateur notait pendant 10 minutes les espèces vues ou entendues dans des rayons de 0-30 m, 30-75 m et au-delà de 75 m. Toutes les stations ont été visitées 2 fois, par 2 observateurs différents, durant les 4 premières heures suivant le lever du soleil (soit de 5 h à 9 h), par temps calme et sans pluie, de la troisième semaine de mai à la dernière semaine de juin 2018. Seules les données relatives aux oiseaux insectivores ont été utilisées dans les analyses statistiques présentées ici.

Les inventaires de chauves-souris ont eu lieu du 20 juin au 31 juillet 2019. À chaque station, des appareils d'enregistrement captant les ultrasons émis par les chiroptères ont été déployés (Anabat Express<sup>MD</sup>, Titley Scientific) sur une période de 3 nuits consécutives, à compter de 21 h chaque soir, soit au même moment où les insectes nocturnes étaient récoltés dans des pièges lumineux. Les données d'enregistrement ont ensuite été analysées à l'aide d'un logiciel permettant de visualiser les cris sous forme de sonagrammes révélant l'identité des espèces émettrices et le nombre de passages de chauves-souris par nuit, toutes espèces confondues (AnalogW, version 4.4a, www.hoary.com).

Les données botaniques, celles des inventaires d'oiseaux insectivores et des chauves-souris ont été regroupées pour fins d'analyse dans ce que nous avons appelé les variables locales explicatives d'habitat, soit un ensemble de variables documentant non seulement la diversité végétale et certains attributs d'habitat aux points de récolte des insectes, mais aussi la présence possible de prédateurs d'invertébrés dans l'habitat. Le tableau 2 détaille à la fois les variables

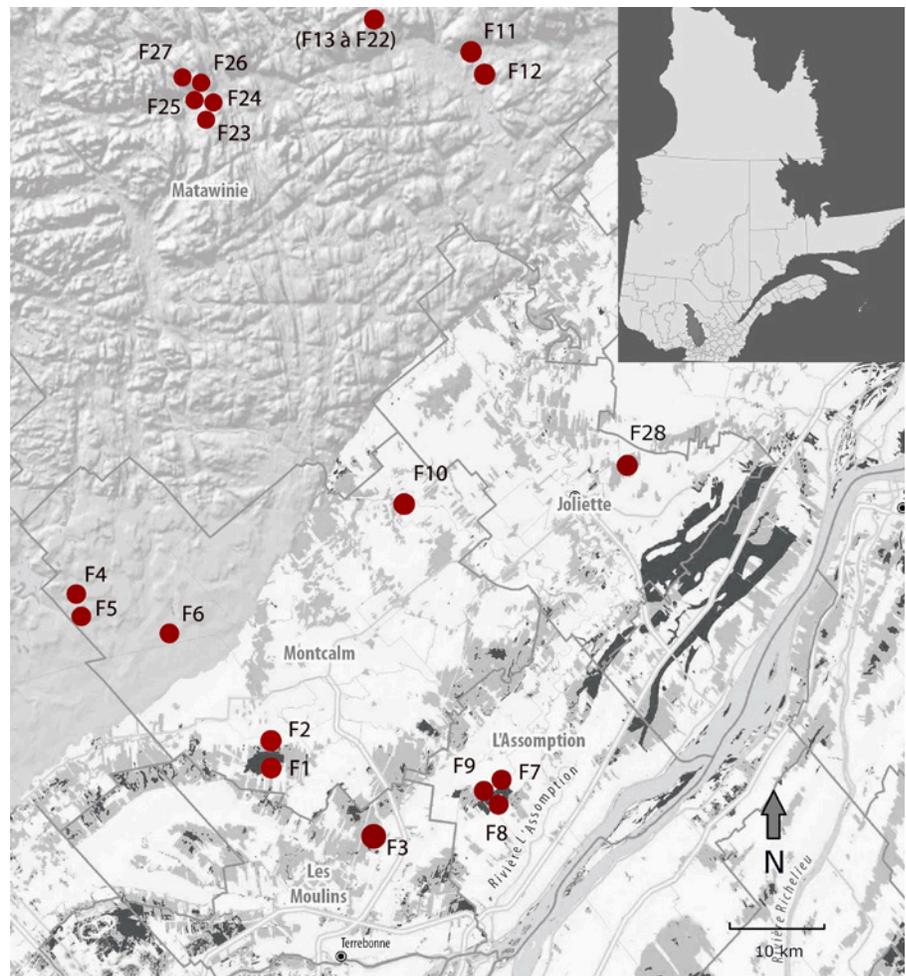


Figure 1. Répartition spatiale des 27 stations permanentes d'inventaire de la Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanauidière dans l'aire d'étude de la région administrative de Lanauidière (en médaillon). (Nature sauvage, 2013. Sources des données: BDGA, SIEF, Canards Illimités Canada et GéoMont).

**Tableau 1. Caractéristiques des stations d’inventaire permanentes de la Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière.**

| Station | Domaine bioclimatique         | Latitude Nord | Longitude Ouest | Altitude (m) | Peuplement forestier principal                                 |
|---------|-------------------------------|---------------|-----------------|--------------|--|
| F1      | Érablière à caryer cordiforme | 45° 49' 15,8" | 73° 43' 03,4"   | 65           | Érablière rouge à feuillus intolérants                         |
| F2      | Érablière à caryer cordiforme | 45° 49' 28,9" | 73° 43' 04,0"   | 67           | Érablière rouge  |
| F3      | Érablière à caryer cordiforme | 45° 46' 36,3" | 73° 36' 53,2"   | 59           | Érablière rouge à pruche et feuillus tolérants                 |
| F4      | Érablière à bouleau jaune     | 45° 54' 50,6" | 73° 54' 35,8"   | 188          | Érablière sucrière à feuillus tolérants                        |
| F5      | Érablière à bouleau jaune     | 45° 55' 04,8" | 73° 54' 39,1"   | 188          | Sapinière à feuillus et autres résineux                        |
| F6      | Érablière à bouleau jaune     | 45° 54' 13,7" | 73° 49' 26,6"   | 153          | Sapinière à feuillus et autres résineux                        |
| F7      | Érablière à caryer cordiforme | 45° 49' 08,2" | 73° 28' 31,8"   | 25           | Peupleraie à peuplier faux-tremble et feuillus intolérants     |
| F8      | Érablière à caryer cordiforme | 45° 48' 49,6" | 73° 28' 36,9"   | 25           | Forêt décidue à feuillus intolérants                           |
| F9      | Érablière à caryer cordiforme | 45° 49' 00,4" | 73° 28' 48,0"   | 24           | Forêt décidue à feuillus intolérants                           |
| F10     | Érablière à tilleul           | 46° 01' 08,3" | 73° 35' 57,0"   | 58           | Érablière rouge à noyer cendré et autres feuillus intolérants  |
| F11     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 19' 11,6" | 73° 34' 41,6"   | 211          | Érablière argentée   |
| F12     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 19' 02,7" | 73° 34' 38,2"   | 208          | Érablière argentée en régénération                             |
| F13     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 25,7" | 73° 41' 53,5"   | 314          | Bétulaie jaune   |
| F14     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 12,7" | 73° 41' 45,1"   | 319          | Bétulaie jaune   |
| F15     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 01,6" | 73° 41' 33,9"   | 317          | Bétulaie jaune   |
| F16     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 35,3" | 73° 41' 39,8"   | 312          | Peupleraie à peuplier faux-tremble et résineux                 |
| F17     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 17,9" | 73° 41' 36,3"   | 305          | Sapinière à feuillus intolérants                               |
| F18     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 05,2" | 73° 41' 22,6"   | 308          | Sapinière à feuillus intolérants                               |
| F19     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 18,1" | 73° 41' 16,1"   | 372          | Forêt mixte à feuillus tolérants et sapin baumier              |
| F20     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 22' 10,2" | 73° 41' 00,9"   | 387          | Pessière blanche à épinette noire, sapin et feuillus tolérants |
| F22     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 21' 54,9" | 73° 40' 35,4"   | 342          | Bétulaie jaune à sapin baumier                                 |
| F23     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 13' 57,0" | 74° 02' 45,3"   | 383          | Pessière blanche   |
| F24     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 14' 03,6" | 74° 03' 04,2"   | 369          | Sapinière à épinette blanche                                   |
| F25     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 14' 14,5" | 74° 03' 24,2"   | 385          | Pessière blanche à sapin baumier                               |
| F26     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 14' 23,8" | 74° 03' 23,2"   | 391          | Pessière blanche   |
| F27     | Érablière à bouleau jaune     | 46° 14' 24,8" | 74° 03' 37,8"   | 395          | Érablière rouge à feuillus intolérants                         |
| F28     | Érablière à tilleul           | 46° 02' 58,5" | 73° 22' 25,3"   | 58           | Érablière sucrière à feuillus tolérants                        |

**Tableau 2. Variables explicatives locales d’habitat et de paysage utilisées pour les analyses statistiques.**

| Variables locales d’habitat                             | Explication  |
|---|--|
| Richesse végétale                                       | Nombre d’espèces végétales vasculaires sur 200 m <sup>2</sup>  |
| Diamètre à hauteur de poitrine (DHP) des arbres vivants | Moyenne du DHP des 10 plus gros arbres vivants   |
| DHP des arbres morts                                    | Moyenne du DHP des arbres morts sur pied ou au sol de plus de 10 cm de diamètre  |
| Richesse des prédateurs aériens 1                       | Nombre d’espèces d’oiseaux insectivores  |
| Richesse des prédateurs aériens 2                       | Nombre d’espèces de chauves-souris recensées   |
| Activités chauves-souris                                | Nombre moyen de passages de chauve-souris pour 3 nuits d’inventaire  |
| Température moyenne                                     | Température moyenne journalière  |
| Variables de paysage                                    | Explication  |
| Occupation du sol                                       | Pourcentage de forêt mature; de couvert arbustif; de milieux humides (marécage, marais, tourbière); en eau libre; en culture pérenne ou annuelle et en milieu anthropique dans un rayon de 1 km autour du point d’inventaire |
| Distance  | Distance (en m) à une infrastructure anthropique linéaire (route, voie ferrée, ligne à haute tension, etc.)  |



Photo: Michel Leboeuf

**Figure 2.** Piège lumineux de type Luminoc<sup>MD</sup> utilisé pour capturer les spécimens dans les stations permanentes d'inventaire.

locales d'habitat et les variables de paysage utilisées pour les analyses statistiques.

Les inventaires d'insectes se sont déroulés simultanément à ceux des chiroptères, avec des récoltes d'insectes aux mêmes stations et durant les mêmes nuits que les captations d'ultrasons, à raison de 3 nuits successives de récolte par station. Des pièges lumineux de type Luminoc<sup>MD</sup> (figure 2) ont été utilisés pour capturer les spécimens (Hébert et collab., 2000).

Attirés par la lumière, les spécimens tombaient dans un réceptacle contenant une solution d'eau (45 %), de vinaigre (5 %) et d'alcool éthylique dénaturé (50 %). Les insectes récoltés ont ensuite été transférés dans une solution d'alcool à 80 % pour permettre leur conservation à long terme. À raison de 3 nuits d'inventaire par station, nous avons ainsi obtenu 81 échantillons. Suivant le dénombrement des spécimens de chaque échantillon – et leur identification par espèce, genre ou famille – tous les échantillons ont été pesés à l'aide d'une balance scientifique, de précision 0,0001 g (© Ohaus, modèle AR1140 – Adventurer). Lors de la pesée réalisée en laboratoire, les échantillons, préalablement égouttés pendant 10 secondes (Hallmann et collab., 2017), ont été déposés sur la balance; la lecture de la biomasse de l'échantillon a été faite à la dixième seconde suivant le dépôt sur la surface de contact avec la balance, de manière à s'assurer de l'uniformité du taux d'humidité dans les échantillons.

### **Données météorologiques**

Dans la mesure où la quantité d'insectes volants augmente avec la température moyenne journalière (Goulson et collab., 2005; Nooker et collab., 2005), il est raisonnable de croire que moins d'insectes sont capturés lors des soirées plus froides. Nous avons ainsi pris soin de consulter les données météorologiques régionales des périodes d'inventaire du corpus des 27 stations afin de vérifier l'effet possible de conditions nuisibles au taux de capture des pièges. Les données utilisées proviennent des stations météorologiques d'Environnement et Changement climatique Canada de L'Assomption (altitude de

20 m), pour les stations F1 à F10 et F28 dans le sud de l'aire d'étude et de Saint-Michel-des-Saints (altitude de 353 m) pour les stations F11 à F27 dans le nord : [https://climat.meteo.gc.ca/historical\\_data/search\\_historic\\_data\\_f.html](https://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html). La numérotation des stations s'étale de F1 à F28, pour un corpus de 27 stations, car une station (F21) n'a pas été visitée durant les inventaires d'insectes en raison de difficultés logistiques pour l'atteindre.

À seulement 2 occasions durant la période de récolte des insectes – une durant la première nuit d'inventaire (14 °C) et une durant la troisième nuit d'inventaire (14,1 °C) –, la température moyenne journalière a chuté sous le seuil de 15,5 °C, seuil identifié par Winkler et collab. (2013) comme étant significatif quant aux différences dans l'abondance des insectes en vol. Pour minimiser ces effets, nous avons choisi d'utiliser comme variable météorologique explicative de référence la moyenne des valeurs de la température moyenne journalière étalée sur les 3 nuits consécutives d'échantillonnage.

### **Variables de paysage**

Un jeu de 9 variables explicatives à l'échelle du paysage a été utilisé (tableau 2). Dans un rayon de 1 km autour de la station d'inventaire, le pourcentage occupé par diverses classes de sol (forêt mature, milieu arbustif, marécage, marais, tourbière, milieu aquatique, culture pérenne, culture annuelle, milieu anthropique) a été calculé à partir des données ouvertes de cartographie de l'occupation du sol dans les basses-terres du Saint-Laurent (ECCC et MDDELCC, 2018). Une dixième variable, l'éloignement de la plus proche infrastructure linéaire anthropique (une route, une voie ferrée, une ligne de transport d'énergie, un pipeline), a également été prise en compte (une seule infrastructure linéaire notée par station). Les distances entre les stations d'inventaire et les infrastructures linéaires ont été mesurées à l'aide de Google Earth Pro (version 7.3.3. © Google).

### **Analyses statistiques**

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (version 4.0.2, R Core Team, 2020). Pour respecter les conditions initiales de normalité et de distribution des résidus des régressions linéaires, 2 variables (soit la distance à une infrastructure linéaire, et la proportion de milieux humides dans le rayon de 1 km autour de la station) ont subi une transformation logarithmique. Une suite de régressions linéaires a été effectuée avec toutes les variables explicatives disponibles (variables locales d'habitat et de paysage) pour mesurer et comparer leurs effets sur la richesse et la biomasse moyennes des espèces d'insectes. Des modèles de régression multiple ont ensuite été construits en utilisant la sélection cumulative (*forward*) de manière à tenter de trouver le ou les modèles avec les meilleurs coefficients de détermination (les  $R^2$  ajustés les plus élevés) et les plus grandes valeurs de signification statistique. Le choix du meilleur modèle de régression a été corroboré en ayant recours au critère d'information d'Akaike (AIC: *Akaike information criterion*, Quinn et Keough, 2002).

Le respect des conditions de base des modèles statistiquement significatifs (indépendance, normalité et homoscédasticité des résidus: Quinn et Keough, 2002) a été validé par l'étude des graphiques de diagnostic dans R et par des tests Shapiro-Wilk de normalité sur les résidus. Pour respecter les conditions des tests en régression, une station (F4) a été retranchée du jeu initial de 27 stations, car son maintien engendrait un effet de levier important, principalement en raison de sa courte distance (20 m) d'une infrastructure linéaire à proximité.

**Résultats**

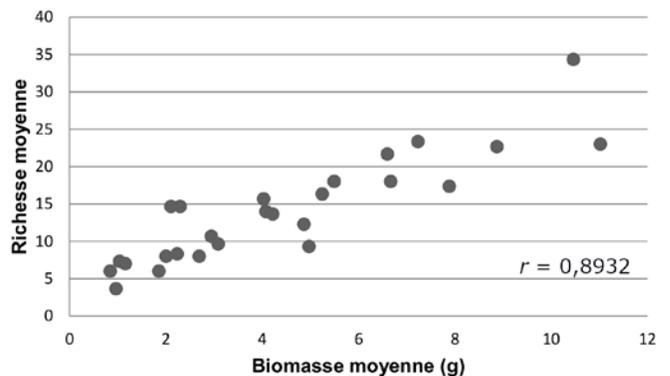
Un total de 1 880 spécimens représentant 34 familles ont été récoltés durant la campagne d'échantillonnage (tableau 3).

Une analyse de corrélation entre la richesse moyenne en espèces et la biomasse moyenne récoltée par station indique que ces 2 variables sont corrélées positivement, avec un coefficient *r* de Pearson de 0,8932 (figure 3).

**Tableau 3. Nombre de spécimens récoltés dans les stations d'inventaire permanentes de la campagne d'échantillonnage 2019, étalée sur 81 nuits.**

| Ordre       | Famille                      | Nombre de spécimens |
|-------------|------------------------------|---------------------|
| Lepidoptera | Tortricidae                  | 84                  |
|             | Pterophoridae                | 2                   |
|             | Crambidae                    | 28                  |
|             | Nymphalidae                  | 1                   |
|             | Drepanidae                   | 3                   |
|             | Geometridae                  | 278                 |
|             | Lasiocampidae                | 4                   |
|             | Notodontidae                 | 10                  |
|             | Erebidae                     | 67                  |
|             | Euteliidae                   | 1                   |
|             | Noctuidae                    | 83                  |
|             | Microlépidoptères (inconnus) | 908                 |
|             | <b>Total</b>                 | <b>1 469</b>        |
| Diptera     | Tipulidae                    | 17                  |
|             | Culicidae                    | 22                  |
|             | Muscidae                     | 94                  |
|             | Syrphidae                    | 2                   |
|             | Tephritidae                  | 4                   |
|             | Diptères (inconnus)          | 35                  |
|             | <b>Total</b>                 | <b>174</b>          |
| Coleoptera  | Carabidae                    | 3                   |
|             | Scarabaeidae                 | 8                   |
|             | Buprestidae                  | 1                   |
|             | Elateridae                   | 4                   |
|             | Lampyridae                   | 28                  |
|             | Lycidae                      | 21                  |
|             | Melandryidae                 | 3                   |
|             | Mycetophagidae               | 1                   |
|             | Pyrochroidae                 | 12                  |
|             | Nitidulidae                  | 2                   |
|             | Curculionidae                | 7                   |
|             | Cerambycidae                 | 6                   |
|             | Coleoptères (inconnus)       | 49                  |
|             | <b>Total</b>                 | <b>145</b>          |

| Ordre                | Famille                 | Nombre de spécimens |
|----------------------|-------------------------|---------------------|
| Trichoptera          | Inconnus                | 48                  |
|                      | <b>Total</b>            | <b>48</b>           |
| Hymenoptera          | Apidae                  | 2                   |
|                      | Braconidae              | 20                  |
|                      | Vespidae                | 1                   |
|                      | Hyménoptères (inconnus) | 14                  |
|                      | <b>Total</b>            | <b>37</b>           |
| Mecoptera            | Panorpidae              | 3                   |
|                      | <b>Total</b>            | <b>3</b>            |
| Neuroptera           | Chrysopidae             | 1                   |
|                      | <b>Total</b>            | <b>1</b>            |
| Megaloptera          | Corydalidae             | 1                   |
|                      | <b>Total</b>            | <b>1</b>            |
| Plecoptera           | Inconnu                 | 1                   |
|                      | <b>Total</b>            | <b>1</b>            |
| Hemiptera            | Inconnu                 | 1                   |
|                      | <b>Total</b>            | <b>1</b>            |
| <b>Total général</b> |                         | <b>1 880</b>        |



**Figure 3. Graphique montrant la corrélation entre la richesse moyenne en espèces et la biomasse moyenne des échantillons (*r* de Pearson = 0,8932).**

En contrepartie, les analyses de régression linéaire simple et multiple n'ont fourni que de faibles relations significatives entre la richesse spécifique et la biomasse et les variables explicatives locales et de paysage (tableaux 4 et 5).

À l'échelle locale, au chapitre de la richesse en espèces par station, aucune variable explicative ne s'est avérée statistiquement

significative dans les modèles de régression linéaire simple respectant les conditions d'indépendance, de normalité et d'homoscédasticité des résidus (tableau 4). Toutefois, en ce qui concerne la biomasse, la température moyenne journalière explique une part de la différence statistique significative relevée ( $R^2$  ajusté = 0,1546;  $P$  = 0,0267) (tableau 5).

**Tableau 4. Valeurs des modèles de régression linéaire et respect des conditions de test pour l'ensemble des variables explicatives en fonction de la richesse moyenne en insectes par station.**

| Catégorie de variable | Variables explicatives   | F      | R <sup>2</sup> ajusté | P      | Conditions de test respectées (si P < 0,05)* |
|-----------------------|--------------------------|--------|-----------------------|--------|--|
| Locale                | Richesse végétale        | 1,333  | 0,0131                | 0,2597 |  |
|                       | DHP arbres vivants       | 5,756  | 0,1598                | 0,0246 | Non  |
|                       | DHP arbres morts         | 14,35  | 0,3482                | 0,0008 | Non  |
|                       | Richesse prédateurs 1    | 2,002  | 0,0385                | 0,1699 |  |
|                       | Richesse prédateurs 2    | 0,5764 | 0,0172                | 0,4551 |  |
|                       | Activités chauves-souris | 0,0044 | 0,0415                | 0,9479 |  |
|                       | Température moyenne      | 2,331  | 0,0506                | 0,1399 |  |
| De paysage            | Forêt mature             | 0,9296 | 0,0373                | 0,3446 |  |
|                       | Arbustif                 | 0,2593 | 0,0107                | 0,6152 |  |
|                       | Milieus humides (log)    | 0,8438 | 0,0339                | 0,3675 |  |
|                       | Eau libre                | 2,78   | 0,0665                | 0,1085 |  |
|                       | Culture pérenne          | 0,9151 | 0,0367                | 0,3483 |  |
|                       | Culture annuelle         | 1,623  | 0,0243                | 0,2149 |  |
|                       | Anthropique              | 0,0564 | 0,0023                | 0,8143 |  |
|                       | Distance (log)           | 10,33  | 0,2718                | 0,0037 | Non  |

\*Indépendance, normalité et homoscédasticité des résidus.

**Tableau 5. Valeurs des modèles de régression linéaire et respect des conditions de test pour l'ensemble des variables explicatives en fonction de la biomasse moyenne des insectes par station.**

| Catégorie de variable        | Variables explicatives   | F      | R <sup>2</sup> ajusté | P      | Conditions de test respectées (si P < 0,05)* |
|------------------------------|--------------------------|--------|-----------------------|--------|--|
| Locale                       | Richesse végétale        | 1,509  | 0,0199                | 0,2312 |  |
|                              | DHP arbres vivants       | 2,227  | 0,0468                | 0,1486 |  |
|                              | DHP arbres morts         | 9,15   | 0,2459                | 0,0058 | Non  |
|                              | Richesse prédateurs 1    | 3,968  | 0,1061                | 0,0578 |  |
|                              | Richesse prédateurs 2    | 0,1914 | 0,0079                | 0,6656 |  |
|                              | Activités chauves-souris | 0,0082 | 0,0416                | 0,9929 |  |
|                              | Température moyenne      | 5,572  | 0,1546                | 0,0267 | Oui  |
| De paysage                   | Forêt mature             | 4,549  | 0,1243                | 0,0434 | Non  |
|                              | Arbustif                 | 1,066  | 0,0425                | 0,3121 |  |
|                              | Milieus humides (log)    | 0,088  | 0,0037                | 0,7693 |  |
|                              | Eau libre                | 3,066  | 0,0763                | 0,0927 |  |
|                              | Culture pérenne          | 2,928  | 0,0716                | 0,0999 |  |
|                              | Culture annuelle         | 5,257  | 0,1455                | 0,0309 | Non  |
|                              | Anthropique              | 0,4408 | 0,0180                | 0,5131 |  |
|                              | Distance (log)           | 13,34  | 0,3305                | 0,0013 | Oui  |
| Distance (log) + température | 7,367                    | 0,3375 | 0,0034                | Oui    |  |

\*Indépendance, normalité et homoscédasticité des résidus.

De la même manière, à l'échelle du paysage, une seule variable explicative a permis d'établir une régression simple statistiquement significative. Ainsi, c'est la distance à une infrastructure linéaire anthropique qui explique la plus grande part de variabilité de la biomasse moyenne d'insectes : plus la station se trouve loin d'une infrastructure linéaire, plus la biomasse récoltée est grande ( $R^2$  ajusté = 0,3305;  $P = 0,0013$ ) (tableau 5; figure 4). Notons ici que la régression simple de la variable explicative de distance pour la variable réponse de richesse en espèces était également significative dans des proportions similaires ( $R^2$  ajusté = 0,2718;  $P = 0,0037$ ), mais la condition de normalité dans la distribution des résidus n'était par contre pas satisfaite (test Shapiro-Wilk:  $W = 0,916$ ;  $P = 0,03633$ ).

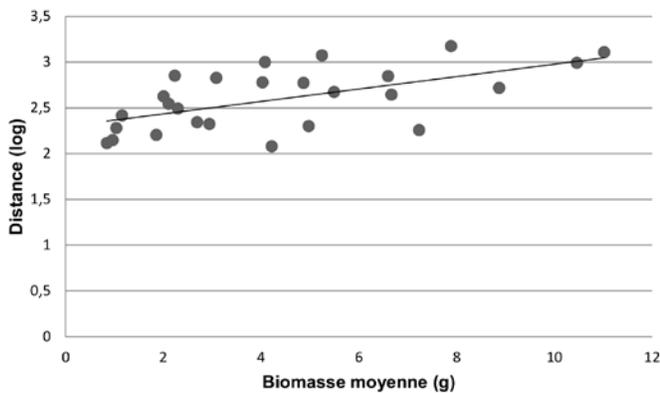


Figure 4. Graphique montrant la relation entre la biomasse récoltée par station et la distance (log) de la station à une infrastructure linéaire anthropique.

Les distances entre les stations d'inventaire et les infrastructures linéaires variaient de 20 à 1 490 m (pour une distance moyenne de 536,55 m) (tableau 6).

Un seul modèle de régression multiple respectant les conditions de base et incorporant plus d'une variable explicative a obtenu un  $R^2$  légèrement plus élevé et une probabilité statistique significative que le modèle à une variable mettant en relation la distance et la biomasse. Il s'agit d'un modèle incorporant une variable de paysage (la distance) à une variable locale (la température moyenne journalière) pour expliquer la variation de la biomasse récoltée (tableau 7).

Tableau 6. Distances entre la station d'inventaire et l'infrastructure linéaire anthropique la plus proche (la station F4 a été retranchée des analyses statistiques).

| Station | Distance à l'infrastructure linéaire la plus proche (m) | Type                |
|---------|---|---------------------|
| F1      | 590   | Route principale    |
| F2      | 1 000   | Route principale    |
| F3      | 200   | Ligne haute tension |
| F4      | 20  | Route secondaire    |
| F5      | 160   | Route secondaire    |
| F6      | 710   | Route secondaire    |
| F7      | 1 280   | Route principale    |
| F8      | 1 180   | Route principale    |
| F9      | 1 490   | Route principale    |
| F10     | 220   | Route principale    |
| F11     | 420   | Route secondaire    |
| F12     | 700   | Route secondaire    |
| F13     | 520   | Route principale    |
| F14     | 440   | Route principale    |
| F15     | 470   | Route principale    |
| F16     | 140   | Route principale    |
| F17     | 210   | Route principale    |
| F18     | 190   | Route principale    |
| F19     | 130   | Route principale    |
| F20     | 260   | Route principale    |
| F22     | 310   | Route principale    |
| F23     | 350   | Route principale    |
| F24     | 120   | Route principale    |
| F25     | 600   | Route secondaire    |
| F26     | 670   | Route secondaire    |
| F27     | 180   | Route secondaire    |
| F28     | 980   | Route principale    |

Tableau 7. Modèle de régression simple pour la biomasse moyenne en fonction de la distance (log) à une infrastructure linéaire anthropique et modèle de régression multiple de la distance (log) + la température en station. (\*:  $P < 0,05$ ; \*\*:  $P < 0,01$ ).

| Biomasse moyenne     | Coefficient | Erreur type | Valeur de t | P         | P (modèle) | $R^2$ (ajusté) | AIC      |
|----------------------|-------------|-------------|-------------|-----------|------------|----------------|----------|
| Ordonnée à l'origine | -9,246      | 3,771       | -2,452      | 0,02185*  | 0,0013     | 0,3305         | 122,9779 |
| Distance (log)       | 5,259       | 1,440       | +3,653      | 0,00126** |            |                |          |
| Biomasse moyenne     | Coefficient | Erreur type | Valeur de t | P         | P (modèle) | $R^2$ (ajusté) | AIC      |
| Ordonnée à l'origine | -11,7104    | 4,3500      | -2,692      | 0,0130*   | 0,0034     | 0,3375         | 123,6005 |
| Distance (log)       | 4,4410      | 1,6083      | +2,761      | 0,0111*   |            |                |          |
| Température          | 0,2381      | 0,2129      | 1,119       | 0,2749    |            |                |          |

Mais bien que l'ensemble du modèle affiche un  $R^2$  ajusté de 0,3375 et une valeur de  $P$  de 0,0034, comme la pente de la relation de la variable météorologique ne s'écarte pas significativement d'une pente de zéro ( $P = 0,2749$ ), ce modèle a été rejeté.

Enfin, le seul modèle respectant l'ensemble des conditions (celui expliquant la biomasse en fonction de la distance à une infrastructure linéaire) est aussi celui dont la valeur de l'AIC est la plus faible (122,9779, tableau 7).

## Discussion et conclusion

Notre premier objectif était de déterminer si un jeu spécifique de variables (les variables locales d'habitat ou les variables de paysage) explique mieux les variations observées dans les échantillons d'insectes récoltés lors d'inventaires nocturnes. Il semble qu'ici, les variables de paysage, essentiellement les infrastructures linéaires anthropiques, apportent une meilleure explication dans les différences de richesse en espèces et de biomasse que les variables locales.

La présence d'une infrastructure linéaire traversant divers milieux naturels à l'échelle du paysage a un effet significatif sur la biomasse des insectes. Dans notre aire d'étude, les routes étaient les infrastructures dominantes : dans les 26 paysages sélectionnés pour les analyses statistiques, 25 des infrastructures linéaires étaient des routes principales (provinciales) ou secondaires, et une seule était une ligne à haute tension (station F3).

À la mortalité de proximité des insectes, c'est-à-dire celle directement attribuable au passage des véhicules sur une route (Baxter-Gilbert et collab., 2015; Keilsohn et collab., 2018; Martin et collab., 2018), s'ajoutent des effets négatifs sur les populations, à l'échelle du paysage cette fois.

Si, pour la plupart des groupes de vertébrés, l'impact négatif des routes à l'échelle du paysage a été observé et rapporté dans la littérature, des études similaires sur les invertébrés sont encore peu courantes (Baxter-Gilbert et collab., 2015). Knapp et collab. (2013) ont néanmoins montré que ces effets étaient plus importants dans les habitats forestiers que dans les habitats ouverts, et que les espèces spécialistes des forêts, du moins pour les arthropodes de la litière forestière, subissaient davantage d'effets négatifs que les espèces généralistes ou de milieux ouverts, dans la mesure où, aux abords des routes, le contraste d'habitat entre le milieu fermé et le milieu ouvert est plus radical et que les niches écologiques créées dans l'emprise routière sont plus favorables aux espèces généralistes et de milieux ouverts. Les distances perpendiculaires évaluées lors de ces travaux variaient de 0 à 100 m. Les présents travaux documentent des effets négatifs à des distances plus grandes, allant jusqu'à 1 490 m.

Par contre, en Australie, Bhardwaj et collab. (2018) ont souligné un manque d'indices quant à l'existence d'un effet négatif des routes sur la biomasse des insectes nocturnes. En effet, dans leurs travaux, la biomasse d'échantillons récoltés par piège lumineux n'a pas changé sur des distances perpendiculaires à la route variant de 0 à 2 km. Cette absence d'effets s'explique ici, peut-être, par des conditions

environnementales différentes entre les biomes étudiés. Selon Muñoz et collab. (2015), la pollution atmosphérique (particules en suspension) générée par une route affecte négativement les espèces. Ces mêmes auteurs rapportent, par exemple, la présence de concentrations significativement plus élevées de plomb dans les tissus d'insectes (aux stades larvaires ou adulte) récoltés près des routes, comparativement à ceux des insectes capturés loin des infrastructures. De telles études cherchant à expliquer pourquoi, à l'échelle du paysage, les routes auraient un effet négatif sur les insectes sont encore fort peu nombreuses. Mesurer l'impact des routes sur des distances allant jusqu'à plus d'un kilomètre dans d'autres groupes taxinomiques, par exemple chez les diptères ou les coléoptères, pourrait nous permettre de creuser cette question. Voici sans aucun doute un champ d'investigation qui mériterait davantage d'efforts de recherche dans les prochaines années.

À l'échelle des conditions locales d'habitat, nous avons pu constater un effet de la température moyenne journalière sur la biomasse des récoltes, un effet attendu et documenté dans la littérature (Winkler et collab., 2013). Dans nos travaux, cet effet local de la température a toutefois eu moins d'impacts négatifs que la proximité d'une route.

Aucune autre variable locale n'a eu d'effet significatif. Un premier biais possible dans les résultats présentés ici est que le nombre de variables locales d'habitat de notre étude était limité. De plus, une prise en compte des conditions météorologiques locales aux sites précis de récolte des échantillons (température, humidité, couverture nuageuse ou ciel clair, etc.) aurait peut-être permis de mieux contrôler les facteurs météorologiques dans l'élaboration des modèles de régression. Pour certains auteurs, par exemple Nowinszky et collab. (2010), même le plafond du ciel, c'est-à-dire la hauteur des premières couches de nuages, et le cycle lunaire ont des effets sur la richesse et l'abondance des insectes nocturnes récoltés par piège lumineux. Puisqu'il s'agissait d'une première campagne d'échantillonnage d'insectes pour la FCEL, ces facteurs pourraient faire l'objet d'une plus grande attention dans les prochains inventaires réalisés sur les territoires protégés gérés par l'organisme. Bien qu'une plus longue période d'échantillonnage aurait permis d'interpréter le rôle joué par les facteurs météorologiques avec plus d'assurance, nous avons néanmoins confiance que le fait d'avoir utilisé la valeur moyenne de la température régionale étalée sur les 3 nuits consécutives d'échantillonnage donne une estimation représentative des conditions météorologiques au point de récolte.

Enfin, un échantillonnage plus grand, au-delà de 30 stations, nous aurait permis d'appuyer avec plus de certitude la thèse d'un impact négatif des infrastructures linéaires sur les populations d'insectes à l'échelle du paysage.

### **Richesse ou biomasse : quelle mesure est la plus efficace ?**

Notre second objectif de travail visait à déterminer si la biomasse seule (méthode plus simple, moins coûteuse et ne recourant pas à des experts pour l'identification des spécimens)

pourrait être utilisée comme signe de qualité de l'habitat dans les aires protégées sous la responsabilité de la FCEL. À la lumière des résultats obtenus, il semble bien que la biomasse des insectes puisse prédire, avec des résultats similaires à ceux utilisant la richesse taxinomique, les effets négatifs de certaines variables à l'échelle du paysage. Encore ici toutefois, une plus longue période d'échantillonnage aurait pu nous permettre d'interpréter les résultats obtenus avec plus de confiance.

Dans la mesure où la détermination de la biomasse permet d'obtenir rapidement des données fiables et précises (jusqu'à 0,0001 g) qu'elle ne nécessite pas le recours à des spécialistes pour l'identification des spécimens ou à du matériel spécialisé (microscope stéréoscopique, clés d'identification de groupes taxinomiques moins connus, etc.), et enfin qu'elle peut être compilée par des non-spécialistes sans biais d'identification, le recours à cette mesure – en lieu et place de la richesse taxinomique – est sans doute à privilégier. Par ailleurs, rappelons que dans les présents travaux, en dépit de résultats similaires quant à la richesse et à la biomasse, seule cette dernière variable a permis d'établir une relation statistiquement significative respectant toutes les conditions de base des modèles de régression. La mesure de la biomasse permet ainsi la réplication aisée des campagnes d'échantillonnage et la multiplication des efforts de recherche visant à mieux comprendre l'effet des routes et des autres infrastructures anthropiques sur les populations d'invertébrés.

Soulignons enfin que la biomasse ne peut pas indiquer à elle seule la qualité d'un habitat. La mesure est certes intéressante, mais la détermination de la qualité d'un habitat est une tâche des plus complexes et fait intervenir de multiples variables. Nul doute que la FCEL, dans les prochaines années, mettra par exemple en parallèle la biomasse des insectes nocturnes récoltés dans ses stations permanentes d'inventaire avec les autres indicateurs biologiques de son jeu de données sur les végétaux vasculaires, les oiseaux et les chauves-souris. Ce n'est qu'avec la multiplication des signaux, mis en parallèle les uns avec les autres, à différentes échelles spatiales et temporelles, que la FCEL sera en mesure de mieux cerner les impacts anthropiques en cours et à venir sur les écosystèmes naturels et limiter la perte globale de biodiversité.

## Remerciements

Les auteurs désirent remercier le Cégep régional de Lanaudière pour l'utilisation des laboratoires de biologie du campus de Joliette lors de la pesée des échantillons et, plus particulièrement, Katia Deschênes, technicienne en travaux pratiques, le Service canadien des forêts d'Environnement et Changement climatique Canada, et plus précisément Christian Hébert, chercheur scientifique en écologie et diversité des insectes forestiers, pour le prêt de matériel ayant servi aux récoltes (pièges lumineux) et le Département de sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal (laboratoire de Daniel Kneeshaw) pour le prêt de matériel ayant servi à la récolte des données de chiroptères (Anabat). Finalement, les auteurs tiennent à remercier également Martin Lavoie,

rédacteur en chef adjoint du *Naturaliste canadien* et professeur titulaire à l'Université Laval, de même qu'un réviseur scientifique anonyme, pour leurs commentaires sur des versions précédentes de cet article, de même que toute l'équipe de la revue, pour son travail d'édition. ◀

## Références

- ANDRÉN, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos*, 71 : 355-366. <https://doi.org/10.2307/3545823>.
- BARBOUR, M.G., J.H. BURK, W.D. PITTS, F.S. GILLIAM et M.W. SCHWARTZ, 1999. *Terrestrial plant ecology*. 3<sup>e</sup> édition. Benjamin-Cummings, Menlo Park, Californie, 649 p.
- BAXTER-GILBERT, J.H., J.L. RILEY, C.J.H. NEUFELD, J.D. LITZGUS et D. LESBARRÈRES, 2015. Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation*, 19 : 1029-1035. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9808-z>.
- BHARDWAJ, M., K. SOANES, J.J. LAHOZ-MONFOR, L.F. LUMSDEN et R.V.D. REE, 2018. Little evidence of a road-effect zone for nocturnal, flying insects. *Ecology and Evolution*, 9 : 65-72. <https://doi.org/10.1002/ece3.4609>.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS et D.A. HILL, 1992. *Bird census techniques*. Academic press, London, 257 p.
- BOISSEAU, G., 2009. Forêts de haute valeur pour la conservation sur le territoire public de Lanaudière. Conférence régionale des élus de Lanaudière, Joliette, 124 p.
- CONRAD, K.F., M.S. WARREN, R. FOX, M.S. PARSONS et I.P. WOIWOD, 2006. Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132 : 279-291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.04.020>.
- DASKALOVA, G.N., A.B. PHILLIMORE et I.H. MYERS-SMITH, 2021. Accounting for year effects and sampling error in temporal analyses of invertebrate population and biodiversity change: A comment on Seibold *et al.* 2019. *Insect Conservation and Diversity*, 14 : 149-154. <https://doi.org/10.1111/icad.12468>.
- [ECCC et MDDELCC] ENVIRONNEMENT ET CHANGEMENT CLIMATIQUE CANADA ET MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES, 2018. Cartographie de l'occupation du sol des Basses-terres du Saint-Laurent, circa 2014. Plan d'action Saint-Laurent, Québec, 49 p. Données disponibles en ligne à : <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/cartographie-de-l-occupation-du-sol-des-basses-terres-du-saint-laurent>.
- [FCEL] FIDUCIE DE CONSERVATION DES ÉCOSYSTÈMES DE LANAUDIÈRE, 2018. Plan de suivi biologique des propriétés de la FCEL 2018-2028. Fiducie de conservation des écosystèmes de Lanaudière, Joliette, 15 p. et annexes.
- FRANZÉN, M. et M. JOHANNESSEN, 2007. Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation*, 11 : 367-390. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9053-6>.
- GOULSON, D., L.C. DERWENT, M.E. HANLEY, D.W. DUNN et S.R. ABOLINS, 2005. Predicting calyptate fly populations from the weather, and probable consequences of climate change. *Journal of Applied Ecology*, 42 : 795-804. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01078.x>.
- HALLMANN, C.A., M. SORGE, E. JONGEJANS, H. SIEPEL, N. HOFLAND et H. SCHWAN, 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>.
- HÉBERT, C., L. JOBIN, M. FRÉCHETTE, G. PELLETIER, C. COULOMBE, C. GERMAIN et M. AUGER, 2000. An efficient pit-light trap to study beetle diversity. *Journal of Insect Conservation*, 4 : 191-202. <https://doi.org/10.1023/A:1009611501133>.

- IMBEAU, L. et A. DESROCHERS, 2002. Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. *Journal of Wildlife Management*, 66 : 222-231. <https://doi.org/10.2307/3802888>.
- KEILSOHN, W., D.L. NARANGO et D.W. TALLAMY, 2018. Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation*, 22 : 183-188. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0051-2>.
- KNAPP, M., P. SASKA, J. KNAPPOVÁ, P. VONIČKA, P. MORAVEC, A. KÖRKA et P. ANDĚL, 2013. The habitat-specific effects of highway proximity on ground-dwelling arthropods: Implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 164 : 22-29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.012>.
- KREMEN, C., P.K. COLWELL, T.L. ERWIN, D.D. MURPHY, R.F. NOSS et M.A. SANJAYAN, 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7 : 796-808.
- LEBŒUF, M., 2002. Lépidoptères : porte-étendards efficaces pour la conservation de la faune entomologique. *Antennae*, 9 : 5-9.
- LEBŒUF, M., 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, 111 p.
- LISTER, B.C. et A. GARCIA, 2018. Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115. <https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115>.
- LOBODA, S., J. SAVAGE, C.M. BUDDLE, N.M. SCHMIDT et T.T. HØYE, 2018. Declining diversity and abundance of High Arctic fly assemblages over two decades of rapid climate warming. *Ecography*, 41 : 265-277. <https://doi.org/10.1111/ecog.02747>.
- LUQUE, G.M., M.E. HOCHBERG, M. HOLYOAK, M. HOSSAERT, F. GAIL et F. COURCHAMP, 2013. Ecological effects of environmental change. *Ecological Letters*, 16 : 1-3. <https://doi.org/10.1111/ele.12050>.
- MARTIN, A.E., S.L. GRAHAM, M. HENRY, E. PERVIN et L. FAHRIG, 2018. Flying insect abundance declines with increasing road traffic. *Insect Conservation and Diversity*, 11 : 608-613. <https://doi.org/10.1111/icad.12300>.
- MONTGOMERY, G.A., R.R. DUNN, R. FOX, E. JONGEJANS, S.R. LEATHER, M.E. SAUNDERS, C.R. SHORTALL, M.W. TINGLEY et D.L. WAGNER, 2019. Is the insect apocalypse upon us? How to find out. *Biological Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108327>.
- MUÑOZ, P.T., F.P. TORRES et A.G. MEGIAS, 2015. Effects of roads on insects: A review. *Biodiversity Conservation*, 24 : 659-682. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0831-2>.
- NOOKER, J.K., P.O. DUNN et L.A. WHITTINGHAM, 2005. Effects of food abundance, weather, and female condition on reproduction in tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *The Auk*, 122 : 1225-1238. <https://doi.org/10.1093/auk/122.4.1225>.
- NOSS, R.F., 1999. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 : 355-364.
- NOWINSZKY, L., J. PUSKÁS et Z.S. KÚTI, 2010. Light trapping as a dependent of moonlight and clouds. *Applied Ecological and Environment Research*, 8 : 301-312. Disponible en ligne à [http://www.aloki.hu/indvol08\\_4.htm](http://www.aloki.hu/indvol08_4.htm).
- QUINN, G.P. et M.J. KEOUGH, 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Royaume-Uni, 537 p.
- R CORE TEAM, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- RAVEN, P.H. et D.L. WAGNER, 2021. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117>.
- SANCHÉZ-BAYO, F. et K.A.G. WYCKHUYS, 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232 : 8-27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.
- SAUCIER, J.-P., P. GRONDIN, A. ROBITAILLE, J. GOSSELIN, C. MORNEAU, P.J.H. RICHARD, J. BRISSON, L. SIROIS, A. LEDUC, H. MORIN, É. THIFFAULT, S. GAUTHIER, C. LAVOIE et S. PAYETTE, 2009. Écologie forestière. Dans : ORDRE DES INGÉNIEURS FORESTIERS (édit.). *Manuel de foresterie*, 2<sup>e</sup> édition, Éditions MultiMondes, Québec, p. 165-316.
- SEIBOLD, S., M.M. GOSSNER, N.K. SIMONS, N. BLÜTHGEN, J. MÜLLER, D. AMBARLI, C. AMMER, J. BAUHUS, M. FISHER, J.C. HABEL, K.E. LINSENMAIR, T. NAUSS, C. PENONE, D. PRATI, E.-D. SCHULZE, J. VOGT, S. WÖLLAUER et W.W. WEISSER, 2019. Arthropod decline in grassland and forests in associated with landscape-level drivers. *Nature*, 574 : 671-674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>.
- VERNER, J., 1985. Assessment of counting techniques. Dans : JOHNSTON, R.F. (édit.). *Current Ornithology*, vol. 2. Plenum Press, New York, p. 247-302.
- VITOUSEK, P.M., H.A. MOONEY, J. LUBCHENCO et J.M. MELILO, 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277 : 494-499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>.
- WAGNER, L., 2020. Insect declines in the anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65 : 457-480. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>.
- WINKLER, D.W., M.K. LUO et E. RAKHIMBERDIEV, 2013. Temperature effects on food supply and chick mortality in tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *Oecologia*, 173 : 129-138. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2605-z>.

# Découverte de deux spécimens rares d'Arthrodires, poissons fossiles de 400 millions d'années, dans les Grès de Gaspé, Québec

Yvon Pageau

## Résumé

La faune des vertébrés inférieurs (poissons) des Grès de Gaspé était presque inconnue il y a 50 ans, sauf un *Cephalaspis* ostéostracé (poisson sans mâchoires) décrit en 1954 par Russell, dont Belles-Isles a changé le genre en 2011. En 1969, Pageau a décrit d'autres Ostéostracés : des Placodermes Arthrodires (poissons avec mâchoires), des Acanthodiens (poissons avec épines osseuses aux nageoires) et des Sélaciens (requins). Dans cet article, 2 spécimens rares d'Arthrodires sont décrits dans leur contexte géologique, un milieu deltaïque fait de dépôts provenant de l'érosion d'une chaîne de montagnes en pleine surrection. L'un est le toit crânien d'un bouclier céphalique, l'autre est un bouclier thoracique. Ils sont rares parce que ce sont des spécimens articulés (le bouclier thoracique a même la plaque spinale en place) et qu'ils proviennent de la formation géologique York River des Grès de Gaspé à L'Anse-à-Brillant, au sud de la baie de Gaspé, ce qui est nouveau. Ces spécimens confirment que la formation York River à L'Anse-à-Brillant est du Dévonien inférieur d'âge emsien (407-394 Ma) et que la formation géologique Battery Point à Cap-aux-Os, au nord de la baie de Gaspé, est proche du sommet de la formation York River, donc aussi d'âge emsien.

MOTS-CLÉS : Dévonien, fossile, Gaspé, poisson, Québec

## Abstract

The inferior vertebrates (fish) fauna of the Gaspé Sandstone (Quebec, Canada) was almost unknown 50 years ago, except for an Osteostracan *Cephalaspis* (jawless fish) described by Russell in 1954, which was later referred to a new genus by Belles-Isles in 2011. In 1969, Pageau described many Osteostracans, Arthrodira Placoderms (fish with jaws), Acanthodians (fish with bony spines on fins), and Selacians (sharks). In this article, 2 rare Arthrodira specimens are described in their geological setting, a deltaic environment created by the erosion of a mountain range undergoing active uplift. One is a cephalic shield (dermal skull), the other, a thoracic shield. These are rare because they are articulated (the thoracic shield has the spinal plate in place) and because they represent the first record from the geological York River Formation of Gaspé Sandstone at L'Anse-à-Brillant (on the south side of Baie de Gaspé). These fossils confirm that the York River Formation at L'Anse-à-Brillant is Lower Devonian of Emsian age (407-394 Ma), and that the Battery Point Formation at Cap-aux-Os on the north side of Baie de Gaspé is near the top of the York River Formation, therefore also of Emsian age.

KEYWORDS: Devonian, fish, fossil, Gaspé, Quebec

## Introduction

Les Arthrodires (figure 1) sont des poissons cuirassés formant l'ordre le plus diversifié de la classe des Placodermes ; ce sont des poissons primitifs recouverts de plaques osseuses parcourues de canaux sensoriels dont le réseau comporte des caractéristiques permettant de les identifier. Le deuxième ordre en importance est celui des Antiarches. Les Arthrodires se distinguent de ces derniers par leur articulation entre le crâne et le thorax. Chez les Antiarches, la fosse glénoïde<sup>1</sup> est sur le thorax et le condyle d'articulation sur le crâne, alors que chez les Arthrodires, c'est l'inverse : la fosse glénoïde se trouve à l'arrière du crâne et le condyle d'articulation sur une plaque du bouclier thoracique. Enfin, les Arthrodires du Dévonien inférieur sont souvent de petits animaux de 10 cm et moins, crâne et thorax inclus. Plus tard, par contre, au Dévonien supérieur, il existait des espèces de très grande taille comme celles appartenant au genre *Dunkleosteus* dont le crâne et le thorax mesuraient 2 m. Le gigantisme a souvent

mené à l'extinction. Ce fut le cas pour les Arthrodires (Young, 2010) qui ont disparu à la fin du Dévonien.

Cet article présente, dans leur contexte géologique, 2 spécimens rares d'Arthrodires : un bouclier céphalique et un bouclier thoracique, découverts dans les Grès de Gaspé à L'Anse-à-Brillant sur la rive sud de la baie de Gaspé (figures 2 et 3). Les Grès de Gaspé, décrits initialement par Logan (1846) et par Logan et collab. (1863), ont été divisés plus tard par McGerrigle (1950) en 2 formations géologiques : celle de York River et celle de Battery Point, située au-dessus. Les 2 spécimens décrits dans cet article proviennent de la formation York River. Leur description est suivie d'une discussion sur la signification de leur provenance dans la formation York River et de leur âge à L'Anse-à-Brillant. Enfin, le contexte géologique du milieu de vie de ces poissons est abordé.

Yvon Pageau est professeur retraité du Département des sciences de la Terre et de l'atmosphère, Université du Québec à Montréal.

yvon.pageau@videotron.ca

1. Pour une définition des termes techniques, voir le glossaire en encadré.

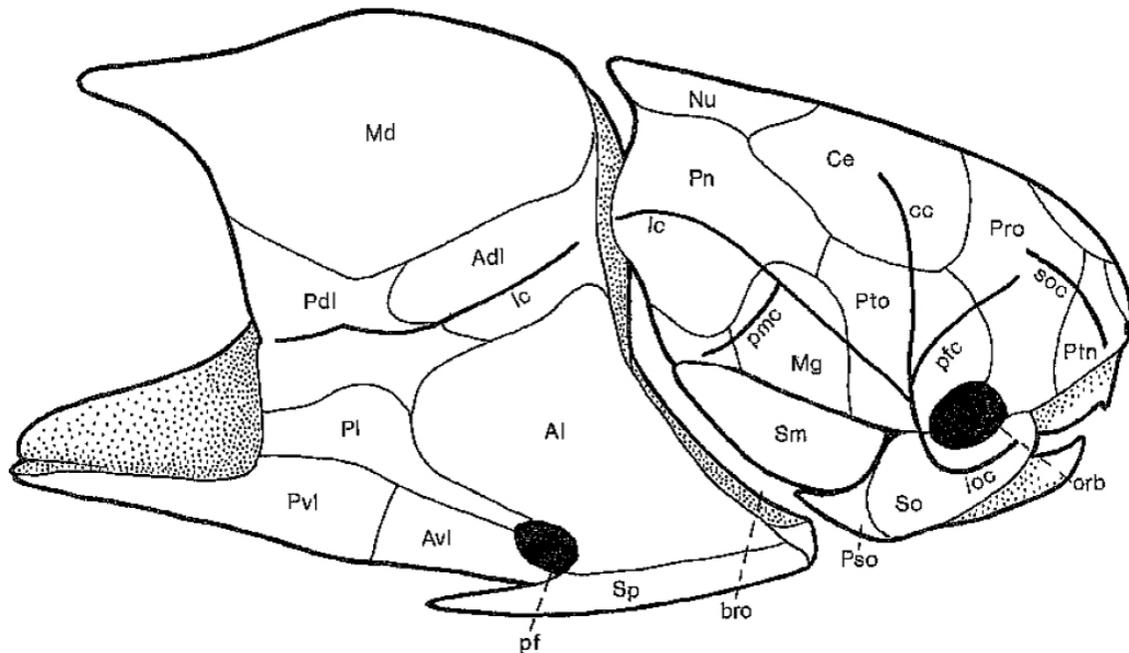


Figure 1. Reconstitution de l'arthrodire *Bryantolepis brachycephala* (le crâne est long de 3 cm) d'après Denison (1978), montrant, entre autres, les plaques pertinentes aux deux spécimens de l'article. Dans le bouclier céphalique (partie de droite): plaques Ce (centrale), Nu (nuchale), Pn (para-nuchale). Dans le bouclier thoracique (partie de gauche): plaques Al (antéro-latérale), Adl (antéro-dorso-latérale), Avl (antéro-ventro-latérale). Md (médio-dorsale), Pvl (postéro-ventro-latérale), Sp (spinale).



Photo : Yvon Pageau

Figure 2. Vue générale des falaises de Cap-aux-Os, sur la rive sud de la baie de Gaspé, juste sous le Camping Baie-de-Gaspé.

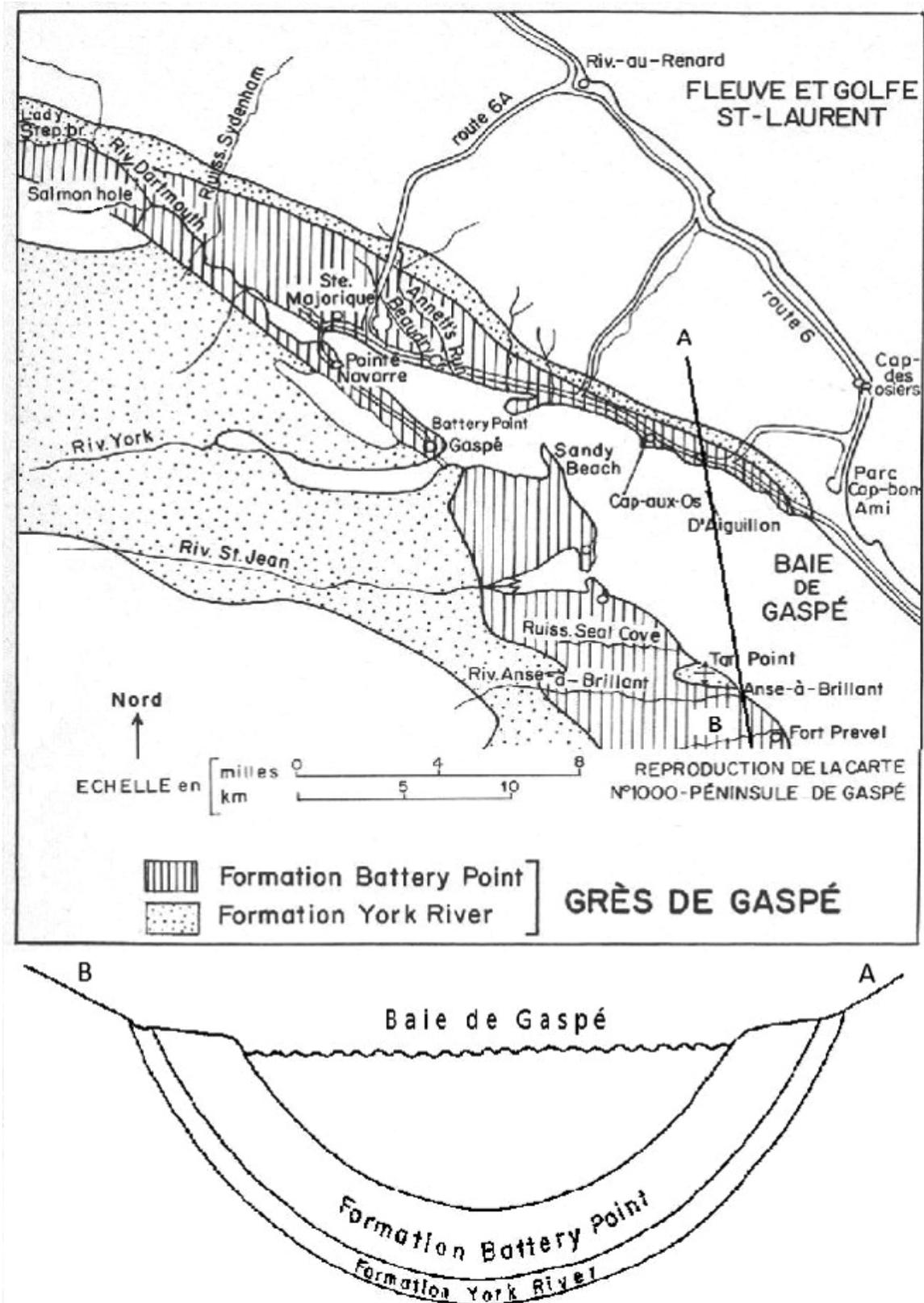


Figure 3. En haut : carte de la baie de Gaspé avec transect A-B (adaptée de McGerrigle, 1953). En bas : transect A-B (coupe transversale) du synclinal des Grès de Gaspé sous la baie de Gaspé, entre Cap-aux-Os (A) sur la rive nord de la baie et L'Anse-à-Brillant (B) sur la rive sud.

**Glossaire**

|                  |   |
|------------------|---|
| Argilite         | Glaise pétrifiée schisteuse (voir aussi mudstone).  |
| Anticlinal       | Pli convexe causé par des forces de compression dans le même sens (voir aussi synclinal).                                       |
| Condyle          | Proéminence de l'extrémité d'un os qui s'emboîte dans la cavité d'un autre os pour former un joint d'articulation.              |
| Fosse glénoïde   | Cavité dans un os dans lequel s'emboîte l'extrémité d'un autre os.  |
| Grès             | Roche provenant de l'érosion d'un relief composée à 85 % de grains dont la taille varie de 1/16 de mm (0,0625 mm) à 2 mm.       |
| Grès entrecroisé | Indique un dépôt de torrent fort en forme de lentille biconvexe.  |
| Mudstone         | Glaise pétrifiée solide (voir aussi argilite).  |
| Pendage          | Angle entre des strates horizontales devenues plus ou moins penchées.   |
| Strates (lits)   | Roches de sédiments déposées horizontalement à l'origine.   |
| Subsidence       | Enfoncement causé par le poids même des sédiments, ou effondrement dû à des forces de tension (forces opposées).                |
| Synclinal        | Pli concave causé par des forces de tension (forces opposées; voir anticlinal).   |
| Tubercules       | Renflements plus ou moins gros, répartis uniformément ou en rangées, au sommet plus ou moins arrondi. Ornementation tuberculée. |

**Description du bouclier céphalique de *Cartieraspis nigra***

Le premier spécimen MHNM 02-11820, *Cartieraspis nigra* (holotype Pageau, MNC-10889, 1969b: 811), est un toit crânien d'un bouclier céphalique, recouvert de l'os dermique tuberculé (figure 4). Il a été découvert en 1987.

**Classification**

- Subphylum: Vertebrata Lamarck 1801.
- Classe: Placodermi M'Coy 1848A.
- Ordre: Arthrodira Woodward 1890.
- Sous-ordre: Actinolepina Miles 1973.
- Famille: Actinolepidae Gross 1940.

**Étymologie**

Le nom *Cartieraspis* réfère à Jacques Cartier, découvreur du Canada. L'adjectif *nigra* réfère à la couleur noire de l'os.

**Gisement**

Le spécimen MHNM 02-11820 provient de L'Anse-à-Brillant, sur la rive sud de la baie de Gaspé. Le gisement se trouve en longeant la rive gauche de la rivière jusqu'à la mer, puis en marchant sur la grève vers l'ouest jusqu'au pied de la falaise.

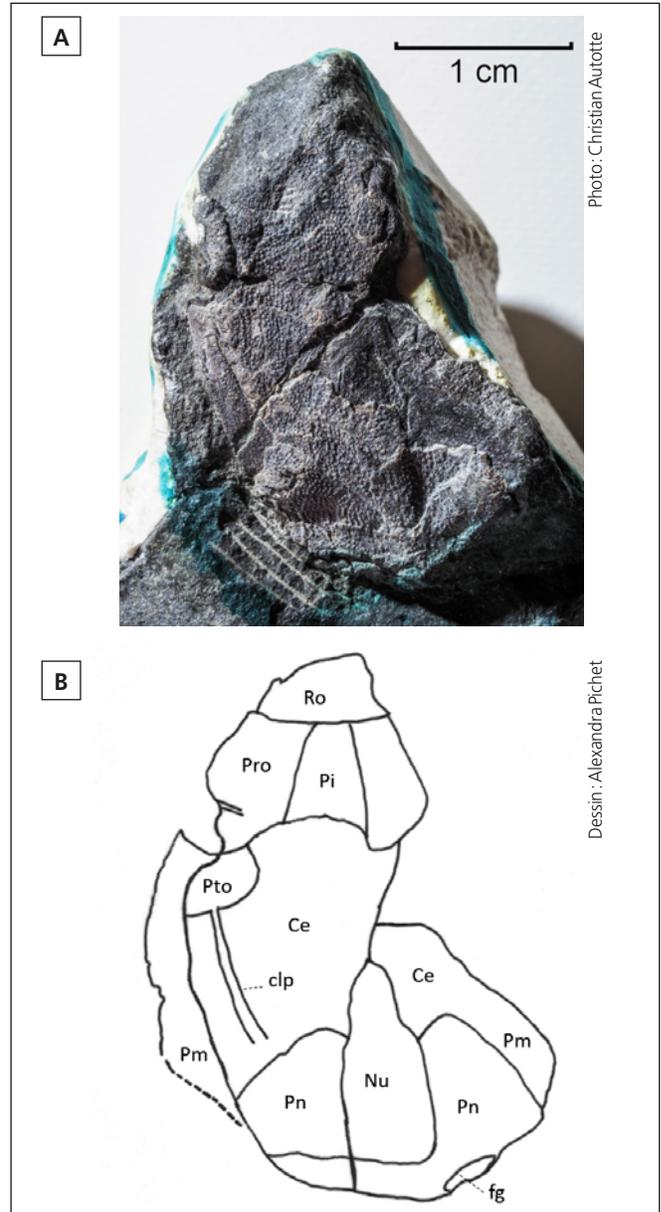


Figure 4. a) Photo et b) schéma du toit crânien (x3) du bouclier céphalique de *Cartieraspis nigra* (spécimen MHNM 02-11820). Plaques: Ce (centrale), Nu (nuchale), Pn (para-nuchale), Pi (pinéale), Pm (para-marginale), Pro (pro-orbitale), Pto (post-orbitale), Ro (rostrale); clp (canal latéral principal), fg (fosse glénoïde).

**Diagnose**

Le spécimen MHNM 02-11820 est long de 25 mm et large de 20 mm. L'ornementation compte 2 tubercules par millimètre. Les tubercules du toit crânien s'alignent sur des crêtes bien prononcées (figure 4a), notamment sur la plaque para-nuchale (Pn) et sur le bord antérieur de la plaque centrale (Ce) comme sur l'holotype *C. nigra* de Cap-aux-Os (non illustré ici). De plus, par le contour de ses plaques centrales (Ce) et nuchale (Nu), ce toit crânien est semblable à l'holotype de Cap-aux-Os (figures 4b et 5). La plaque nuchale (Nu) est longue et étroite; elle mesure 10 mm de longueur et son centre de radiation est situé postérieurement. Les plaques centrales (Ce) ensèrent la plaque nuchale (Nu) jusqu'au milieu de sa longueur où elle s'élargit pour lui donner la forme d'une ogive. Enfin, sur la plaque para-nuchale (Pn), on distingue la fosse glénoïde (fg) allongée transversalement pour recevoir un condyle en forme de tube. C'est un caractère primitif des Actinolépидés par rapport au condyle plus évolué de forme sphérique de *Forillonaspis lehmani* (Pageau, 1982, planche I) de Cap-aux-Os, qui annonce la tête du fémur humain, comme *Elpistostege* (Cloutier et collab., 2020) annonce les doigts humains.

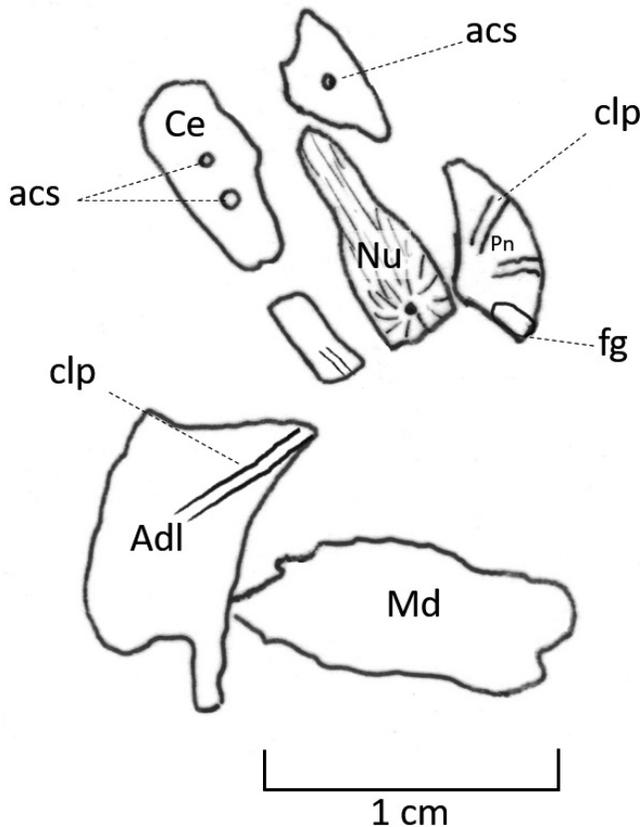


Figure 5. Calque de la photo du fragment de toit crânien de l'holotype *Cartieraspis nigra* de Cap-aux-Os (MNC-10889) (Pageau, 1969b, p. 861, planche XXXV). Légende: acs (ampoule canal semi-circulaire), clp (canal latéral principal), fg (fosse glénoïde). Plaques: Adl (antéro-dorso-latérale), Ce (centrale), Nu (nuchale), Md (médio-dorsale), Pn (para-nuchale).

L'espèce *Cartieraspis nigra* Pageau (1969b) (holotype: MNC-10889) a été décrite à partir de plusieurs gisements dans la formation Battery Point à Cap-aux-Os (figure 3), notamment dans le gisement 6A (falaises du 910, boulevard de Forillon, Gaspé) qui a déjà fourni une vingtaine de plaques médio-dorsales (Md) isolées. Ce spécimen de Cap-aux-Os (figure 5) mérite attention, car on s'y réfère pour la diagnose du toit crânien du spécimen de L'Anse-à-Brillant. Il s'agit de la partie postérieure du toit crânien d'un bouclier céphalique désarticulé avec les plaques centrales (Ce), nuchale (Nu) et para-nuchale (Pn) ainsi que les plaques antéro-dorso-latérale (Adl) et médio-dorsale (Md) d'un bouclier thoracique. Le spécimen mesure 30 mm de longueur, y compris les plaques du bouclier thoracique. La taille estimée du toit crânien seul est de 2,5 mm, car les plaques rostrale, pinéale, pré et post-orbitaire sont manquantes. Le contour des plaques centrales (Ce), nuchale (Nu) para-nuchale (Pn) et des canaux sensoriels se trouvent aussi sur le spécimen MHNM 02-11820 (figure 4b) de L'Anse-à-Brillant de même que l'ornementation de tubercules en rangées sur des crêtes. Surtout, la plaque nuchale (Nu) est longue et étroite dans la moitié antérieure de sa longueur, puis plus large dans la moitié postérieure formant une sorte d'ogive. Cette plaque nuchale est une caractéristique générique de l'espèce *Cartieraspis nigra* et elle est bien visible sur le spécimen. De plus, on voit que la fosse glénoïde (fg) a une forme plus allongée que sphérique, un caractère d'Actinolépидé.

**Description du bouclier thoracique de *Desbiensaspis yorki***

Le deuxième spécimen (MHNM 02-11818a) est un bouclier thoracique en vue ventrale, empreinte de la face externe de l'os dermique (figure 6a). Son holotype est *Desbiensaspis yorki* n. gen. n. sp. Il a été découvert en 1988.

**Classification**

- Subphylum: Vertebrata Lamarck 1801.
- Classe: Placodermi M'Coy 1848A.
- Ordre: Arthrodira Woodward 1890.
- Famille: Phlytaeniidae Fowler 1947.

**Étymologie**

Le nom *Desbiensaspis yorki* réfère à Sylvain Desbiens, spécialiste de la formation York River.

**Gisement**

Le spécimen MHNM 02-11818a (figure 6a) provient de L'Anse-à-Brillant, sur la rive sud de la baie de Gaspé, dans la formation York River, soit du même gisement que celui de *C. nigra*.

**Diagnose**

La longueur visible est de 35 mm et la longueur totale estimée est de 40 mm, car la partie postérieure des plaques postéro-ventrales (Pv) est manquante; la longueur des plaques antéro-ventro-latérales (Avl) est de 25 mm et celle de la plaque spinale (Sp) est de 35 mm. La longueur de la plaque spinale

Desin: Alexandra Pichet

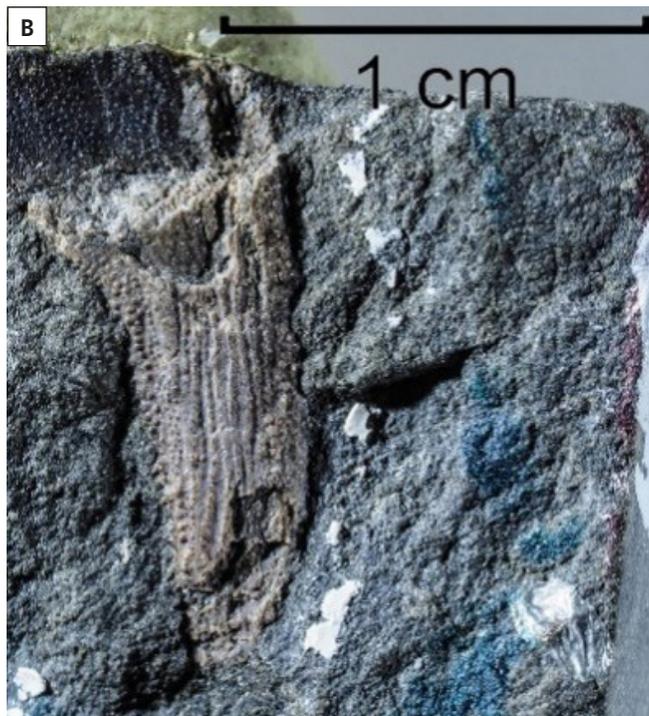


Figure 6. Photos du spécimen MHNM 02-11818a — *Desbiensaspis yorki* n. gen. n. sp.: a) bouclier thoracique, b) détail de la plaque spinale (Sp) (grossissement: 5×).

et le fait que le bouclier thoracique soit plat côté ventral sont retenus comme des caractères génériques. Comme caractères spécifiques, on a retenu les tubercules très fins (figure 6a) de l'ornementation de l'os dermique, leur répartition en lignes de croissance concentriques à la périphérie des plaques antéro-ventro-latérales, ainsi que le grand nombre de ces lignes qui indique que malgré sa petite taille, cet animal était un adulte.

*Desbiensaspis yorki* est d'abord comparé au toit crânien du bouclier céphalique de *Cartieraspis nigra* décrit ci-dessus. Puisque les 2 spécimens proviennent du même gisement, on pourrait penser qu'ils appartiennent à la même espèce, d'autant que leur taille est équivalente. Toutefois, ils diffèrent par leur ornementation. En effet, on compte 4 tubercules par millimètre sur le bouclier thoracique, mais seulement 2 par millimètre sur le toit crânien de *C. nigra*. De plus, les tubercules de ce dernier se présentent en rangées sur des crêtes, mais pas sur *D. yorki*. Ce dernier est ensuite comparé au bouclier thoracique articulé de *Gaspaspis cassivii* (Pageau, 1969b) de la formation Battery Point à Cap-aux-Os. Les tubercules de *D. yorki* sont plus fins et les lignes concentriques plus fines que chez *G. cassivii*. C'est par un hasard de l'évolution que l'ornementation tuberculée très fine de *D. yorki* a été conservée pendant 400 millions d'années. En effet, le poisson a été enseveli dans une boue fine comme de la glaise, dont les grains sont plus petits que les tubercules eux-mêmes.

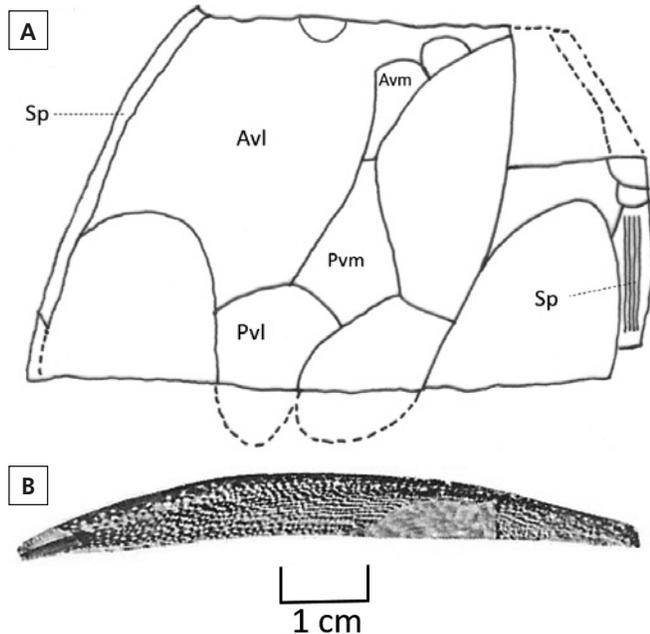


Figure 7. a) Schéma du bouclier thoracique du spécimen MHNM 02-11818a (Holotype *Desbiensaspis yorki* n. gen. n. sp.) de L'Anse-à-Brillant. Plaques: Avl (antéro-ventro-latérale), Avm (antéro-ventro-médiane), Pvl (postéro-ventro-latérale), Pvm (postéro-ventro-médiane), Sp (spinale). Dessin: Alexandra Pichet. b) Photo de la plaque spinale (Sp) d'un arthrodire (*Quebecaspis russelli* n. gen. n. sp. Spécimen NMC-11143, Pageau, 1969b, p. 843, planche XXXII, fig. 4.) du gisement 6A de Cap-aux-Os montrant une ornementation tuberculée semblable à celle de la spinale de *D. yorki*.

Finalement, sur la plaque spinale (Sp) (figure 6b), l'ornementation est faite de côtes longitudinales, mais avec un grossissement 5×, on voit que ces lignes sont recouvertes de tubercules sur les côtés proximal et distal. Là où les tubercules ont été érodés, des côtes apparaissent et la spinale ressemble à celle d'un Acanthodien. Mais ici, il n'y a pas de doute, car la spinale de *D. yorki* est articulée *in situ* sur un Arthrodire.

Par son côté ventral plat, ses grandes plaques Avl et ses longues plaques spinales, délicates et tuberculées, *Desbiensaspis* est un nouveau genre de Phlyctaenaspidé, caractérisé par des plaques spinales longues (Denison, 1978).

On compare maintenant *D. yorki* à d'autres spécimens de taille équivalente d'âge emsien (407-393 Ma) du Dévonien inférieur (tableau 1), qu'ils proviennent des États-Unis, du Canada, du Spitzberg (Norvège), de Podolie (Hongrie), de Grande-Bretagne ou de Biélorussie (Plax et Newmann, 2020). Ainsi *Sigaspis lepidophora* est un Actinolépide d'âge emsien inférieur du Dévonien de Wood Bay Series Spitsberg (Goujet, 1984). Son crâne fait 5 cm avec un os dermique finement tuberculé, mais la plaque spinale est courte et robuste alors qu'elle est longue et délicate chez *Desbiensaspis*. Enfin, *D. yorki* se compare davantage à l'espèce *Groenlandaspis antarctica* Ritchie du Dévonien supérieur, en raison de son bouclier thoracique orné de fins tubercules répartis uniformément et de ses longues spinales (Sp). Mais *G. antarctica* diffère de *D. yorki* par sa plaque antéro-ventro-médiane (Avm) plus évasée antérieurement que chez *D. yorki*.

*Desbiensaspis* est donc un nouveau genre de Phlyctaenaspidé, qui se distingue par son bouclier thoracique plat côté ventral, ses grandes plaques antéro-ventro latérales (Avl) et sa longue plaque spinale (Sp) étroite et délicate, sans denticules épineux côté proximal. *Desbiensaspis yorki* est une nouvelle espèce caractérisée par sa plaque spinale (Sp) tuberculée et l'ornementation de tubercules très fins répartis sur les plaques antéro-ventro-latérales (Avl) en de nombreuses lignes de croissance concentriques.

Tableau 1. Divisions du Dévonien. La bande grise souligne que la base de la formation Battery Point est du même âge que le sommet de la formation York River. L'Emsien (ICS, 2020) dure environ 14 Ma.

| Série              | Étage         | Âge (millions d'années [Ma]) |
|--------------------|---------------|------------------------------|
| Dévonien supérieur | Famennien     | 372,2-358,6                  |
|                    | Frasnien      | 382,7-372,2                  |
| Dévonien moyen     | Givétien      | 387,7-382,7                  |
|                    | Eifelien      | 393,3-387,7                  |
| Dévonien inférieur | Emsien        | 407,6-393,3                  |
|                    | Battery Point |                              |
|                    | York River    |                              |
|                    | Praguien      |                              |
|                    | Lochkovien    | 410,8-407,6                  |
|                    |               | 419,2-410,8                  |

## Discussion

### Gisement de L'Anse-à-Brillant

L'Anse-à-Brillant est situé sur la rive sud de la baie de Gaspé entre Douglstown et Fort Prével, en face de Cap-aux-Os (figure 3). Les spécimens MHNM 02-11820 et MHNM 02-11818a décrits ici proviennent de L'Anse-à-Brillant, alors que ceux avec lesquels on les compare proviennent de Cap-aux-Os. Les deux sites se trouvent de part et d'autre du synclinal au travers de la baie, large de 10 km au niveau du transect A-B. Comme la carte géologique de la péninsule de Gaspé montrait que la formation Battery Point formait un synclinal bordant les 2 rives de la baie de Gaspé, l'auteur a exploré L'Anse-à-Brillant dès 1964. Un gisement a été trouvé avec des plaques d'Arthrodiens, décrites comme provenant de la formation Battery Point (Pageau, 1969b). Le gisement a attiré l'attention parce que juste au-dessus, il y avait une rangée de *Renssaelaria ovoides* (coquillages brachiopodes). L'auteur a noté dans son carnet de terrain en avoir cueilli 8, qu'il a donnés en 1969 à son département. Il les avait déjà reconnus en 1957 dans la formation Indian Cove (Lespérance, 1980) des Calcaires de Gaspé à Forillon. Il se trouve qu'à L'Anse-à-Brillant, la formation York River des Grès de Gaspé, qui est sous-jacente à la formation Battery Point, forme un anticlinal (McGerrigle, 1950) qui affleure au travers de cette dernière. Logan (1863) s'y réfère par Tar Point (un lit rocheux qui sentait le goudron), sans savoir que ces Grès seront divisés plus tard en 2 formations. En 1844, Logan (1846) est à la baie de Bréhant (L'Anse-à-Brillant) en face du Grand cap Oiseau (Cap-aux-Os). Logan (1863, p. 399 et 405) a reconnu à Tar Point des *Renssaelaria* probablement de l'espèce *ovoides*, que Cloud (1942) a redéfinis comme *Etymothyris* (coquillage brachiopode). Desbiens (1990) a repris ceux-ci pour établir, avec le bivalve *Montanaria* (Desbiens, 1994), que la formation York River était d'âge emsien du Dévonien inférieur. Les observations présentées ici viennent résoudre le casse-tête: le gisement de L'Anse-à-Brillant est dans la formation York River et non dans la formation Battery Point. Cela est nouveau. Les 2 spécimens décrits ci-dessus, proviennent de la formation York River d'âge emsien. C'est un dénouement inattendu.

Résumons. À L'Anse-à-Brillant, le sommet (McGerrigle, 1950) de la formation York River affleure en anticlinal encerclé par la formation Battery Point. Par ailleurs, comme on sait qu'à Cap-aux-Os, la base de la formation Battery Point touche au sommet de la formation York River sous-jacente (figure 3 et tableau 1), on conclut que la formation Battery Point, tout au moins à Cap-aux-Os, est d'âge emsien comme celui de la formation York River à L'Anse-à-Brillant. D'autant plus que les spécimens MHNM 02-11820 et MHNM 02-11818a trouvés dans la formation York River à L'Anse-à-Brillant ont une affinité frappante avec les spécimens de la formation Battery Point à Cap-aux-Os, au point qu'il y a similarité pour *Cartieraspis nigra*. La similarité est frappante aussi entre la plaque spinale du bouclier thoracique de *D. yorki* et la plaque spinale tuberculée de Cap-aux-Os (figure 7a et b). Cela suggère que la formation Battery Point à Cap-aux-Os est stratigraphiquement proche du sommet de la formation York River comme à L'Anse-à-Brillant, et donc d'âge emsien.

### Âge des Grès de Gaspé

Pageau (1968) a discuté de l'âge de la formation Battery Point. Ici, il associe son âge à celui de la formation sous-jacente de York River. Plusieurs auteurs ont discuté de l'âge des Grès de Gaspé: McGregor (1973) a retenu l'âge emsien pour la formation Battery Point par l'étude des pollens. Richardson et McGregor (1986) ont élargi l'étude des pollens à l'Europe et au monde. D'autres auteurs ont discuté de l'âge des Grès de Gaspé en étudiant les Acanthodiens de la formation York River, après la découverte d'épines d'Acanthodiens aux monts Lyall et Tuzo au centre de la Gaspésie. Ces épines sont bien conservées et sont souvent les seuls restes de ces poissons. Les Acanthodiens sont cosmopolites dans le temps et l'espace, depuis le Silurien supérieur jusqu'au Permien (Kennedy et Gibling, 2011). Plusieurs auteurs (Burrow et Desbiens, 2005; Burrow et collab., 2008), en étudiant les épines de Chondrichthyens (Sélaciens) et d'Acanthodiens des Grès de Gaspé au Québec et au Nouveau-Brunswick, ont conclu qu'ils étaient du Dévonien inférieur d'âge emsien ou eifelien (393,3-387,7 Ma). On a aussi montré (Burrow et collab., 2010) que le genre *Machaeracanthus* était un Acanthodien et que différentes espèces de ce genre étaient d'âge eifelien ou givétien (tableau 1), voire même lochkovien (419,3-410,8 Ma) pour *Machaeracanthus bohemicus*. On apprend aussi que les épines de *Doliodus latispinosus* (Burrow et collab., 2017) sont celles d'un Acanthodien. Finalement, l'âge de l'affleurement de Campbellton (Miller et collab., 2003) est basé sur une rhyolite (lave volcanique éruptive) sous-jacente, estimée à 409 Ma, plus vieille que la base même de l'âge emsien qui est de 407,6 Ma  $\pm$  2,6 Ma (ICS, 2020) et qui dure pendant 14 Ma jusqu'à 393,3 Ma  $\pm$  1,6 Ma (tableau 1). La formation de Campbellton est plus jeune que la rhyolite puisqu'elle est située au-dessus. On ne sait pas combien de temps s'écoule entre la rhyolite et la formation de Campbellton: peut-être 7 Ma, ce qui donnerait environ 400 Ma: âge emsien pour la formation York River à L'Anse-à-Brillant et pour la formation Battery Point à Cap-aux-Os. C'est la valeur retenue ici.

### Les Grès de Gaspé: les dépôts d'un delta

Un delta est un ensemble de lits entrecroisés de multiples chenaux. C'est un système dynamique, qui change au gré des oscillations isostasiques (changements du niveau de la mer), des affaissements (subsidence par synclinal), entraînant des transgressions marines, ou encore des soulèvements (par anticlinal) qui entraînent des régressions de la mer, faisant place à de l'eau douce ou saumâtre. Ce système s'enfoncé sous le poids même des sédiments qu'il charrie. Un delta, c'est un réseau de cours d'eau qui s'entrecroisent et déposent leurs sédiments les uns sur les autres, dans le désordre. Pour comprendre un complexe deltaïque fossile, il faut regarder les grands deltas actuels dans le monde: ceux du Nil, du Gange, du McKenzie, du Mississippi, car le présent est la clé du passé. Par exemple, on estime que le delta du Gange se sera affaissé de 1,5 m d'ici 50 ans. Mais voyons le delta du Mississippi (De Koninck, 2006) qui se jette dans le golfe du Mexique à La Nouvelle-Orléans. Il s'agit d'un grand fleuve des États-Unis,

qui entraîne dans le golfe des millions de tonnes de sédiments depuis des siècles. Ce delta en patte d'oie s'est modifié maintes fois depuis 7 500 ans, si l'on en juge par les 7 lobes fossiles entrecroisés les uns sur les autres à son embouchure (Lewis et Ernston, 2019). Bien loin des 14 Ma qu'a duré l'Emsien.

### **Formation du delta des Grès de Gaspé dans un milieu géologique instable**

Les Grès de Gaspé ont été divisés en 2 formations géologiques (McGerrigle, 1950) : celle de York River qui repose sur les Calcaires de Grande-Grève et celle de Battery Point qui surmonte la première (figure 3 et tableau 1). La formation York River a été décrite comme un complexe deltaïque (Desbiens, 1990) et celle de Battery Point comme un delta d'eaux douces en raison de ses dépôts fluviaux (Lawrence et Williams, 1984). Ce delta était très étendu et important par sa puissance (son épaisseur) : 3 500 m pour les Grès de Gaspé. Ce n'est pas le delta d'une plaine tranquille comme celui du Mississippi, mais un delta bouleversé par une activité géologique importante : la surrection d'une chaîne de montagnes (l'orogénèse acadienne). Tous les ingrédients sont là. En effet, on observe une succession de changements rapides de faciès : on passe de lits de grès à des lits de schistes, de lits épais et massifs à des lits minces, de lits gris à des lits verts ou rouges, de pendages de 10 à 90 degrés. On y relève des failles (Béland, 1978), des anticlinaux et synclinaux, le tout marqué par des intrusions magmatiques comme au mont Lyall (Simard, 1988) qui chambardent les dépôts deltaïques déjà en place. C'est un système complexe, dynamique, aux pulsations irrégulières, aux soubresauts aléatoires, qui aboutit à une stratigraphie déroutante. Les fossiles d'Arthrodires trouvés de part et d'autre de la baie de Gaspé, les uns dans la Formation Battery Point à Cap-aux-Os, les autres dans la Formation York River à L'Anse-à-Brillant, montrent une telle parenté qu'ils peuvent être contemporains. Il y a là une continuité de la vie qui transcende les aléas d'un delta. Prenons l'exemple des Arthrodires de la formation Battery Point à Cap-aux-Os. Dans le lit de mudstone de la zone 1 de Cap-aux-Os (Pageau et Prichonnet, 1976), on a trouvé des plaques isolées de *Cartieraspis nigra*, un Arthrodire primitif par sa fosse glénoïde tubulaire. Or, ce lit se situe à 35 m au-dessus du lit qui a donné l'Arthrodire *Forillonaspis lehmani* (Pageau, 1982), plus évolué par sa fosse glénoïde sphérique. On s'attendrait à ce que ce dernier, en principe plus récent, plus jeune, soit dans une strate au-dessus du lit de mudstone qui contient *C. nigra*. Mais dans un delta, de surcroît instable, tout est chambardé. Le lit qui contient *F. lehmani* est d'une épaisseur de 3 m au niveau de la grève et s'amenuise à 10 cm, plus haut dans la falaise de 20 m. C'est une lentille qui représente un chenal typique, un torrent qui n'a pas duré longtemps, peut-être juste le temps d'un orage. Il est possible que ce torrent soit quand même plus jeune, plus récent que le lit à *C. nigra* au-dessus, mais qu'il se soit frayé un chemin sous celui-ci. Autre indice de chambardement : 4 m plus bas que le lit à *F. lehmani* se trouve le lit célèbre à *Psilophyton* (McGregor, 1973), une des plus vieilles plantes vasculaires terrestres. Presque toutes

les espèces appartenant à ce genre sont d'âge emsien, de 408 à 393 Ma. Entre ces 2 lits si proches, au faciès si différent, on ne sait pas combien de temps s'est écoulé. Dans ce contexte, il n'est pas surprenant de trouver *C. nigra* de part et d'autre du synclinal de la baie de Gaspé (figure 3), l'un à L'Anse-à-Brillant, au sommet (Logan, 1863) de la formation York River d'âge emsien, par définition près de la base de la formation Battery Point (tableau 1), l'autre à Cap-aux-Os, dans la formation Battery Point, elle aussi d'âge emsien du Dévonien inférieur de 400 Ma. Les voilà réunis à quelques millions, voire quelques milliers d'années près. McGerrigle (1950, p. 95) l'a peut-être pensé en écrivant : « il n'y a peut-être pas une grande différence d'âge entre les Calcaires de Grande Grève et les Grès de Gaspé », ce qui rejoint le concept de faciès de Twenhofel (1950), résumé comme suit : ce n'est pas parce que le faciès change, passant par exemple de calcaire à du grès, que l'âge change.

### **Conclusion**

La présente étude montre :

1. que les 2 fossiles découverts dans la formation York River à L'Anse-à-Brillant (ce qui est nouveau) sont indubitablement des Arthrodires ;
2. qu'ils sont de l'âge de la formation York River, soit du Dévonien inférieur d'âge emsien ;
3. que la formation Battery Point (du moins à Cap-aux-Os) est aussi d'âge emsien ;
4. que les Arthrodires de la formation York River à L'Anse-à-Brillant sont si apparentés à ceux de la formation Battery Point à Cap-aux-Os qu'on peut conclure que les gisements de Cap-aux-Os sont près du sommet de la formation York River, qu'ils sont d'âge emsien comme celui de la formation York River à L'Anse-à-Brillant ;
5. enfin, que ces Arthrodires ont réussi à vivre dans un delta géologiquement instable et à laisser leur empreinte jusqu'à ce jour.

Les Grès de Gaspé ont encore beaucoup à révéler sur la faune vertébrée du passé, notamment celle des Arthrodires. Ces poissons, que l'on qualifie de vertébrés inférieurs, ne sont pourtant pas si inférieurs, puisqu'ils furent les premiers à posséder du tissu osseux, des mâchoires et une colonne vertébrale. Il aura toutefois fallu plus de 450 millions d'années pour que la colonne vertébrale des poissons passe de l'horizontale à la verticale chez les humains. L'évolution a besoin de temps.

### **Remerciements**

L'auteur remercie le Musée d'histoire naturelle du parc national de Miguasha pour le prêt des spécimens, son conservateur-chef, Olivier Matton, et Johanne Kerr, conservatrice. De plus, l'auteur remercie spécialement l'équipe du *Naturaliste canadien* pour son professionnalisme à relever la qualité du manuscrit soumis, notamment la rédactrice en chef, Denise Tousignant, le rédacteur en chef adjoint, Martin Lavoie, et Agathe Cimon, Hélène Lahaise, Andrew Coughlan et Pierre Périnet. ◀

## Références

- BÉLAND, J., 1978. Les failles du Bras (Bassin) Nord-Ouest et du Troisième Lac de l'Est de la Gaspésie. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, rapport DP-740c, 20 p. Disponible en ligne à : <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/DP740/DP740.pdf> et [https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/DP740/DP740PLAN\\_1-7.pdf](https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/DP740/DP740PLAN_1-7.pdf).
- BELLES-ISLES, M., 2011. *Yvonaspis*, nouveau genre d'Osteostraci (Vertebrata, Agnatha) du Dévonien (Emsien-Eifélien) des Grès de Gaspé (Québec, Canada). *Canadian Journal of Earth Sciences*, 26 (11): 2396-2401. <https://doi.org/10.1139/e89-204>.
- BURROW, C.J. et S. DESBIENS, 2005. Vertebrate fauna of the Gaspé sandstone Group. *Devonian Emsian, Eifelian, Québec. PaleoBios*, 25 (supplément 2): 26-27.
- BURROW, C.L., S. TURNER, S. DESBIENS et R.F. MILLER, 2008. Early Devonian putative gyracanthid acanthodians from eastern Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 45: 897-908. <https://cdnsiencepub.com/doi/full/10.1139/E08-033>.
- BURROW, C.J., S. DESBIENS, B. ERKT et W.H. SINDKAMP, 2010. A new look at *Machaeracanthus*. Dans: ELLIOT, D.K., J.G. MAISEY, X. YU et D. MIAO (édit.). *Morphology, phylogeny and palaeobiogeography of fossil fishes*. Verlag Dr Friedrich P. Feil, Munich, Allemagne, p. 59-84.
- BURROW, C.J., S. TURNER, J. MAISEY, S. DESBIENS et R.F. MILLER, 2017. Spines of the stem chondrichthyan *Doliodus latispinosus* (Whiteaves) comb. nov. from Lower Devonian of eastern Canada. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 54: 1248-1262. <https://doi.org/10.1139/cjes-2017-0059>.
- CLOUD, P.E. Jr., 1942. Terebratuloid Brachiopoda of the Silurian and Devonian. *Special Papers of the Geological Society of America*, 38: 182 p. <https://doi.org/10.1130/SPE38>.
- CLOUTIER, R., A.M. CLEMENT, M.S.Y. LEE, R. NOËL, I. BÉCHARD, V. ROY, C. AHLBERG et J.A. LONG, 2020. *Elpistostege* and the origin of the vertebrate hand. *Nature*, 579, 549-554. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2100-8>.
- DE KONINCK, R., 2006. Le delta du Mississippi : une lutte à finir entre l'homme et la nature. *Hérodote*, 121: 19-41. <http://doi.org/10.3917/her.121.0019>.
- DENISON, R.H., 1978. Placodermi, Volume 2. Dans: SCHULTZE, H.-P. (édit.). *Handbook of Palaeoichthyology*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 128 p.
- DESBIENS, S., 1990. La Formation de York River de la région de Gaspé : un complexe deltaïque. Dans: MALO, M., D. LAVOIE et D. KIRKWOOD (édit.). *Séminaire sur les Appalaches du segment Québec-Maine-Nouveau-Brunswick*, 30-31 mars et 1<sup>er</sup> avril 1990, Université Laval, Commission géologique du Canada, dossier public 2235, p. 21-24.
- DESBIENS, S., 1994. Le bivalve *Montanaria* Priestersbach 1909. Habitat et morphologie d'une nouvelle espèce emsienne de la Formation York River, Gaspé, Québec. *Commission géologique du Canada, contribution 16293* et dans le *Canadian Journal of Earth Sciences*, 31 (1): 381-392. <https://doi.org/10.1139/e94-035>.
- GOUJET, D., 1984. Les poissons placodermes du Spitsberg, Arthrodières *Dolicothoraci* de la formation de Wood Bay (Devonien inférieur) Expedition 1969. *Museum national d'histoire naturelle de Paris, Éditions du Centre national de la recherche scientifique, Paris*, 284 p.
- [ICS] INTERNATIONAL COMMISSION ON STRATIGRAPHY, 2020. Chronostratigraphic chart. v. 2020-03. Disponible en ligne à : <https://stratigraphy.org/ICSChart/ChronostratChart2020-03.pdf>.
- KENNEDY, K. et M. GIBLING, 2011. The Campbellton Formation, New Brunswick, Canada: Paleo environments in an important Early Devonian terrestrial locality. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 48 (12): 1561-1580. <https://doi.org/10.1139/e11-055>.
- LAWRENCE, D.A. et B.P.J. WILLIAMS, 1984. Evolution of fluvial style Lower Devonian Battery Point Formation, Gaspé Peninsula, Qc, Canada. *American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, 68 (4): 499.
- LESPÉRANCE, P.J., 1980. Les calcaires supérieurs de Gaspé : les aires types et le prolongement ouest. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, rapport DPV-595, 79 p. Disponible en ligne à : <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/DPV595/DPV595.pdf>.
- LEWIS, J.A. et H. ERNSTON, 2019. Contesting the coast: Ecosystems as infrastructure in the Mississippi River Delta. *Progress in planning*, 129: 1-30. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2017.10.003>.
- LOGAN, W.E., 1846. Exploration géologique du Canada. Rapport de progrès pour l'année 1844. Lowell et Gibson, Montréal, 109 p. <https://doi.org/10.4095/123554>.
- LOGAN, W.E., A. MURRAY, T.S. HUNT et E. BILLINGS, 1863. *Geology of Canada. Report of progress from its commencement to 1863*. Geological survey of Canada, Dawson Brothers, Montréal, 983 p. et figures. <https://doi.org/10.4095/123563>.
- MILLER, R.F., R. CLOUTIER et S. TURNER, 2003. The oldest articulated chondrichthyan from the Early Devonian period. *Nature*, 425: 501-504. <https://doi.org/10.1038/nature02001>.
- MCGERRIGLE, H.W., 1950. La géologie de l'Est de Gaspé. Ministère des Mines, Québec, Rapport Géologique n° 35, 174 p. Disponible en ligne à : <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/RG035/RG035.pdf>.
- MCGERRIGLE, H.W., 1953. Carte géologique n° 1000: Péninsule de Gaspé. Ministère des Mines, province de Québec, Service de la Carte géologique. Disponible en ligne à : <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/CARTE1000/CARTE1000PLAN.pdf>.
- MCGREGOR, D.C., 1973. Lower and Middle Devonian spores of Eastern Gaspé, Canada. 1. Systematics. *Paleontographica Abteilung B Band 142 (1-3): 1-77*.
- PAGEAU, Y., 1968. Nouvelle faune ichthyologique du Dévonien moyen dans les Grès de Gaspé (Québec), 1. Géologie et écologie. *Le Naturaliste canadien*, 95: 1459-1497.
- PAGEAU, Y., 1969a. Nouvelle faune ichthyologique du Dévonien moyen dans les Grès de Gaspé (Québec). II. Morphologie et Systématique, 1<sup>re</sup> section: A.- Euryptérides, B.- Ostracodermes, C.- Acanthodiens et Sélaciens. *Le Naturaliste canadien*, 96: 399-478.
- PAGEAU, Y., 1969b. Nouvelle faune ichthyologique du Dévonien moyen dans les Grès de Gaspé (Québec). II. Morphologie et systématique, 2<sup>e</sup> section: Arthrodières. *Le Naturaliste canadien*, 96: 805-889.
- PAGEAU, Y., 1982. *Forillonaspis*, Nouvel Arthrodière du Dévonien moyen des Grès de Gaspé, Québec. *Le Naturaliste canadien*, 109: 1-11.
- PAGEAU, Y. et G. PRICHONNET, 1976. Interprétation de la paléontologie et de la sédimentologie d'une coupe géologique dans la Formation de Battery Point (Dévonien moyen) Grès de Gaspé. *Le Naturaliste canadien*, 103: 111-118.
- PLAX, D.P. et M. NEWMAN, 2020. New Early Devonian (late Emsian) placoderms from Belarus. *Journal of Paleontology*, 94 (4): 773-787. <http://doi.org/10.1017/jpa.2020.6>.
- RICHARDSON, J.B. et D.C. MCGREGOR, 1986. Silurian and Devonian spores zones of the Old Red Sandstone Continent and adjacent regions. *Geological Survey of Canada, Bulletin 364: 79*.
- RUSSELL, L.S., 1954. A new species of *Cephalaspis* from the Devonian Gaspé Sandstone at D'aguillon. *Le Naturaliste canadien*, 81: 245-254.
- SIMARD, M., 1988. Géologie de la région de Dufour (Gaspésie). Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles du Québec, rapport ET 87-12, 20 p. Disponible en ligne à : <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/ET8712/ET8712.pdf>.
- TWENHOFEL, W.H., 1950. *Principles of sedimentology*, 2<sup>e</sup> édition. McGraw-Hill, New York, 673 p.
- YOUNG, G.C., 2010. Placoderms (armored fish): Dominant vertebrates of the Devonian period. *Annual Reviews of Earth and Planetary Sciences*, 38: 523-550. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-040809-152507>.

## Les « Tableaux d'Histoire naturelle de la Province de Québec » : un projet de Léon Provancher (8<sup>e</sup> cahier Léon-Provancher)

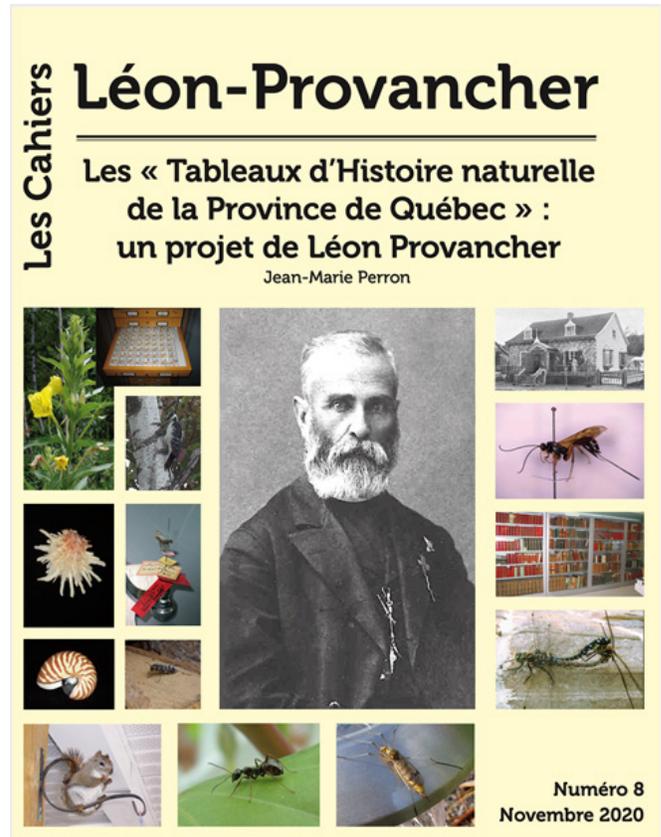
Au XIX<sup>e</sup> siècle, l'abbé Léon Provancher, naturaliste pionnier, déterminé et rigoureux, fut l'un des premiers au Québec à se préoccuper de la vulgarisation et de la transmission du savoir à un public plus large que l'élite intellectuelle.

Depuis 2003, ayant à cœur de faire connaître et de synthétiser la vie, l'œuvre et l'héritage du naturaliste, Jean-Marie Perron a contribué à la série *Les Cahiers Léon-Provancher* publiée par Entomofaune du Québec. Certains de ces cahiers parlent de l'œuvre et des contemporains de Léon Provancher, alors que d'autres traitent de sa contribution à l'entomologie et à d'autres disciplines.

Ce 8<sup>e</sup> cahier se distingue des précédents par sa composition et sa structure. En effet, *Les « Tableaux d'Histoire naturelle de la Province de Québec » : un projet de Léon Provancher* a pour objectif de présenter un projet majeur et ambitieux, mais encore inédit, de l'abbé Provancher, soit la synthèse de ses études dans un format imagé. À l'aide de 8 tableaux dépliant, accompagnés de textes explicatifs et d'anecdotes, Jean-Marie Perron montre la volonté d'instruire qui animait Léon Provancher à son époque et comment l'intérêt porté à la science a évolué du XIX<sup>e</sup> siècle à aujourd'hui. Les thématiques abordées dans cet ouvrage sont agrémentées de gravures d'époque illustrant la flore, les mammifères, les oiseaux, les reptiles, les insectes, les mollusques, les araignées et les crustacés.

Les explications de l'auteur dans ce 8<sup>e</sup> cahier illustrent bien le contexte dans lequel évoluait Léon Provancher. Déjà utilisées en Europe et aux États-Unis, les gravures constituaient, à cette époque, un médium plus « avenant » et « accessible » que les encyclopédies. Elles permettaient non seulement de populariser la science, mais aussi de l'enseigner. Elles captaient l'attention des gens, même ceux qui ne savaient pas lire et écrire. Avec ses *Tableaux d'Histoire naturelle*, Léon Provancher cherchait à rejoindre un large public qui incluait une fraction considérable encore illettrée, à l'époque, de la population du Québec.

Jusqu'à maintenant, les tableaux de ce cahier n'avaient jamais été publiés. Faute d'investisseurs intéressés par son projet, Léon Provancher n'avait pu rassembler le financement nécessaire à la réalisation des gravures et avait dû renoncer à son projet. Plusieurs décennies après sa mort et en même temps que le 200<sup>e</sup> anniversaire de naissance du naturaliste, ce rêve se concrétise. Comme il l'avait souhaité, ses tableaux voient enfin le jour, mais avec un médium plus moderne.



Cet ouvrage permet aux lecteurs de constater l'esprit d'initiative qui habitait le personnage et sa volonté de populariser l'étude des sciences naturelles. Ainsi, les passionnés des sciences naturelles, d'histoire et des reproductions visuelles d'époque seront comblés.

Perron, Jean-Marie, 2020. *Les « Tableaux d'Histoire naturelle de la Province de Québec » : un projet de Léon Provancher*. Les Cahiers Léon-Provancher, n° 8. Entomofaune Québec, 36 p. + 8 tableaux. Prix : 50 \$. Vendu en ligne à <http://entomofaune.qc.ca/Commander.html>.

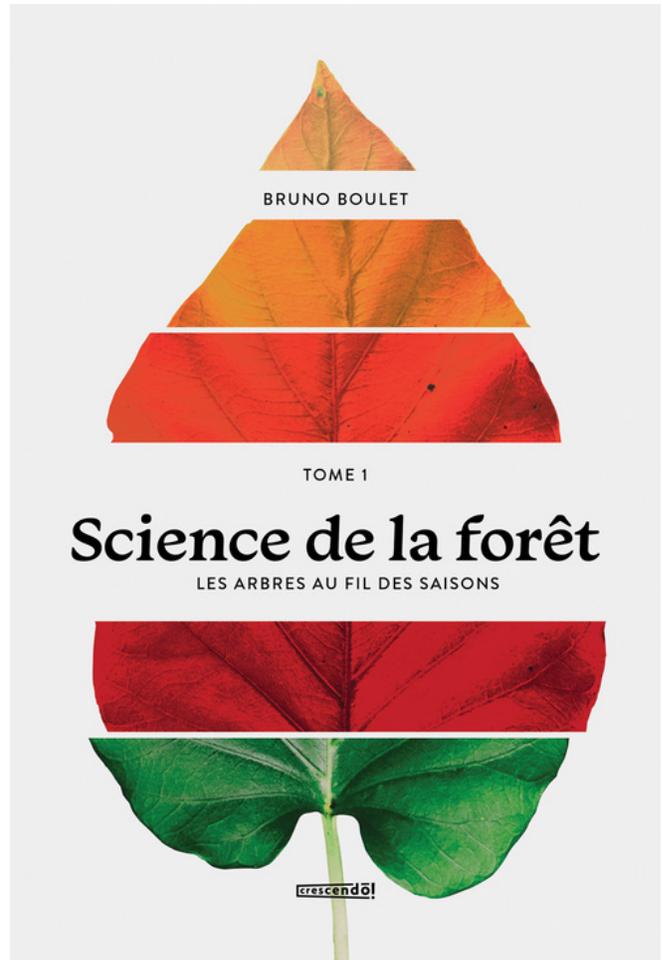
Source : Frédérick Létourneau

## Science de la forêt. Les arbres au fil des saisons (tome 1)

*Les arbres au fil des saisons* est le premier tome d'une série sur la science de la forêt et l'univers de la physiologie végétale, entièrement rédigée par Bruno Boulet et publiée aux Éditions CRESCENDO! Les 5 autres tomes à paraître s'intitulent *Les arbres en pénurie d'eau* (tome 2), *Les arbres défiant le temps* (tome 3), *Les arbres, un refuge aux champignons* (tome 4), *Les arbres dans les forêts en mutation* (tome 5) et *La vie des arbres en ville* (tome 6). Rédacteur en chef du *Guide sylvicole du Québec* — un document incontournable paru en 2013 — et détenteur de plusieurs prix, dont celui d'ingénieur forestier de l'année en 1998 et 2004 (décerné par l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec), l'auteur est un écrivain et un photographe passionné qui a fait carrière dans le domaine de la protection des forêts.

Illustré par des schémas simples et de superbes clichés photographiques de l'auteur, ce premier tome traitant des changements des saisons se penche sur 3 grands thèmes de la science forestière répartis en autant de chapitres ou de questions, soit : 1) la physiologie fondamentale des arbres (que nous enseigne la physiologie des arbres?), 2) les mécanismes menant à la coloration automnale des feuilles (pourquoi les feuilles se colorent-elles en automne?) et 3) la préparation des arbres en prévision de la longue froidure hivernale (comment les arbres défient-ils l'hiver?). Les nombreux aspects abordés varient des fonctions vitales de l'arbre, dont la photosynthèse et la respiration, jusqu'au phénomène de la dormance, en passant par la gestion des ressources et la pigmentation des feuilles, de même que son interaction avec les stress environnementaux, pour n'en nommer que quelques-uns. Certains sujets (p. ex., la phénologie) sont présentés sous forme d'un encadré anecdotique suscitant l'intérêt et la curiosité. Enfin, on trouve en annexe une nomenclature pratique des noms français et scientifiques des arbres, arbustes et arbrisseaux, un glossaire et une bibliographie complète.

Facile à lire et à comprendre, le livre utilise un langage clair et précis, mais suffisamment vulgarisé pour être accessible aux novices en la matière. En même temps, il fournit assez d'informations pour intéresser les étudiants de tous les niveaux ainsi que les professionnels de la forêt. À maintes reprises dans le texte, les récentes avancées en recherche scientifique sont présentées et fournissent une mise à jour des connaissances qui évoluent sans cesse. La force du présent ouvrage réside aussi en sa référence constante aux inévitables changements climatiques en cours et futurs et à la manière dont ceux-ci risquent d'affecter ces arbres qui nous sont si chers. En somme, par son caractère en quelque sorte touchant (du moins, en ce qui me concerne), ce



petit bouquin fait prendre conscience de l'importance des arbres et de leur étonnante capacité d'adaptation dans un monde en constante transformation.

Bonne lecture et bonnes découvertes!

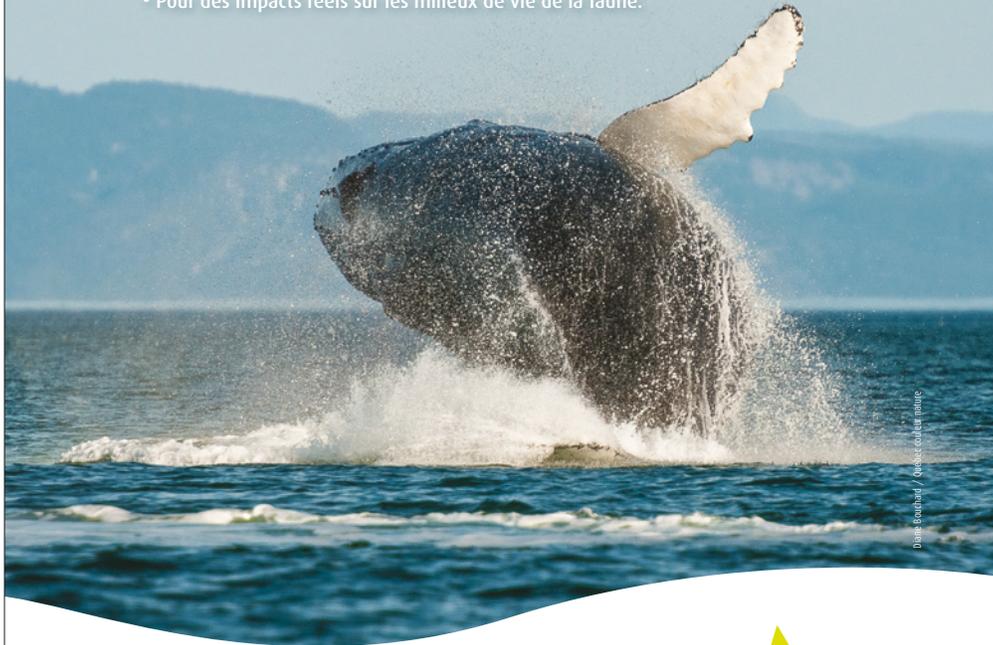
Boulet, Bruno, 2021. *Science de la forêt. Les arbres au fil des saisons* (tome 1). Les Éditions CRESCENDO!, Québec, 110 p. Disponible en format papier (15 × 23 cm). 24,95 \$.

Source : Daniel Dumais

# LA FAUNE, notre mission, notre passion !

Grâce à la générosité de nos donateurs et aux contributions des chasseurs, pêcheurs et piégeurs, **239 projets** de conservation de la faune ont été soutenus en 2020-2021 !

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



Danielle Fontana / Association des chasseurs

› **Faites partie du mouvement faunique !**

Faites un don :  
[www.fondationdelafaune.qc.ca](http://www.fondationdelafaune.qc.ca)



Fondation  
de la faune  
du Québec



**Gervais Comeau**, Conseiller en placement

[gervais.comeau@iagestionprivee.ca](mailto:gervais.comeau@iagestionprivee.ca) • [gervaiscomeau.com](http://gervaiscomeau.com)

[iagestionprivee.ca](http://iagestionprivee.ca)



**Yvan Bedard**  
PHOTONATURE

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

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

PHOTOS-LICENCES-COURS-CONSEILS

<http://yvanbedardphotonature.com>