



# BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE  
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

## Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de la personne autrice de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'autrice ou l'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

## Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

IMPACTS DE LA PRÉSENCE DE POISSONS SUR LES COMMUNAUTÉS  
D'AMPHIBIENS ET DE ZOOPLANCTON DANS LES LACS DE KETTLE SUR  
ESKER

Mémoire par article  
présenté  
comme exigence partielle  
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par  
Ariane Barrette

Avril 2026

©Ariane Barrette, 2026

## REMERCIEMENTS

Ce projet de maîtrise n'aurait pas pu se réaliser sans les innombrables personnes qui y ont contribué. Je ne pourrai remercier suffisamment Audrey Beaudette, Gabriela Soucy-Cardoso, Myriam Marentette et Marie-Claude Mayotte, ces stagiaires et amies qui ont mis des centaines d'heures dans mon projet, mais qui, surtout, m'ont soutenu émotionnellement et physiquement dans les montagnes russes de l'échantillonnage et de l'analyse en laboratoire. Votre confiance en moi, votre esprit critique, votre persévérance et nos fous rires percés de fatigue ont été une source précieuse de motivation.

Je ne pourrai passer sous le silence l'inestimable support de mon directeur de recherche, Guillaume Grosbois. Quand ma tête était en tempête et que tout me semblait compliqué, je sortais toujours de ton bureau avec les idées remises en place et un sentiment de légèreté. Un immense merci pour la confiance que tu m'as accordée et pour ta personnalité sereine et motivée. Mes remerciements vont dans le même sens pour ma codirectrice, Katrine Turgeon. Je te remercie pour tes précieux conseils, ton esprit critique, ta présence et ton accueil chaleureux dans ton équipe. Même à plusieurs centaines de kilomètres de distance, je me suis toujours sentie intégrée et écoutée dans ton laboratoire de recherche.

Je remercie également tous mes collègues, stagiaires et amis qui, de près ou de loin, m'ont supporté dans ce projet. Je remercie Patrice Bourgault, Mariano Feldman et Akib Hasan, avec qui les nombreux échanges et conseils m'ont aidé à élaborer la méthodologie du projet. Merci également à Louis-Philippe Charest, Julie Arsenault, Martine Hardy et Mathias Mayen pour l'aide à la préparation du matériel d'échantillonnage et de laboratoire et à Miguel Montoro Girona pour le prêt du camion et du drone. Un merci spécial à Amé Bergeron, Élise Berthiaume, Lehann Bouchard, Noé Bruel, Thomas Dubé et Julie-Pascale Labrecque-Foy qui ont participé à la récolte de données et à leur traitement au laboratoire. Je remercie également Philippe Bourassa, Simon Bourgeois, Valentina Buttò, Félix-Olivier Dufour, Camille Lévesque et Hiba Merzouki pour leur support dans les analyses statistiques. Merci à Sabrina Cloutier pour nos nombreux remue-méninges et tes précieux conseils. Sans oublier,

je remercie mes nombreux collègues et amis du GREMA, pour leur énergie, leurs mots d'encouragement, leur rétroaction et les conversations de couloir.

Je souhaite également remercier les membres de mon comité d'encadrement et d'évaluation, Annick Drouin, Gabriel Pigeon, Limoilou Amélie Renaud et Olivier Morissette pour leur support et leurs rétroactions plus que pertinents. Je remercie également Martin Bélanger pour l'octroi de données d'ensemencement en Abitibi-Témiscamingue et l'aide à la compréhension des lois et règlements entourant cette activité. Merci à Magalie Roy pour son support avec ses fines connaissances de l'esker.

Je tiens également à remercier le personnel des campus d'Amos, de Notre-Dame-du-Nord et de Rouyn-Noranda qui m'ont accueilli dans leurs locaux et laboratoires à bras ouvert. Merci pour votre accueil chaleureux et le prêt de votre matériel. Un merci spécial à Hélène Lavoie et Dany Charron pour leur bonne humeur contagieuse et leur support. Merci également à Bianca Bédard qui m'a permis de travailler sur un enjeu qui me tient particulièrement à cœur dans le cadre de mon engagement communautaire. J'aimerais également remercier le Parc national d'Aiguebelle qui nous a permis d'échantillonner trois lacs sur esker à l'intérieur du parc et pour leurs efforts soutenus de vulgarisation scientifique.

J'aimerais remercier la MRC Abitibi et Smartforests Canada pour leur soutien financier à mon projet. Je remercie également le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Fonds de recherche du Québec (FRQNT), Hecla-Québec, Mitacs et la Fondation de l'UQAT pour les octrois de bourses m'ayant permis de réaliser la maîtrise et pour avoir cru en mes compétences. Un merci particulier au Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL) pour l'octroi de bourses, mais, surtout, pour les occasions d'échange, de partage de connaissance et de formations. Mes moments passés avec les membres du GRIL n'ont fait qu'alimenter ma motivation.

Je tiens également à remercier mon amoureux, mes parents et mes frères pour leur support émotif et leur présence réconfortante. Même si ce que je fais restera toujours

un peu flou à vos yeux, je suis reconnaissante de votre support et de vos encouragements. Merci, Anouk, de m'écouter t'expliquer des interactions trophiques et des modèles statistiques, même si les mots que je prononce t'enfoncent dans un couloir tourbillonnant où se mêlent toutes mes explications.

Finalement, « Je tiens à remercier l'esker, qui, sans le vouloir, sans le savoir et sans même pouvoir me l'autoriser, m'a permis de l'explorer, de l'étudier, de le décrire et de l'apprécier. Ses paysages, ses odeurs, ses textures et son goût ont marqué mes journées, et je lui en suis reconnaissante. » Extrait de *Parcelle d'esker* (Barrette, 2025).

Du fond du cœur, je remercie tous ceux qui ont croisé mon parcours durant ce projet de maîtrise. J'en ressors grandie et inspirée. Merci infiniment!

## AVANT-PROPOS

Le présent mémoire est divisé en trois chapitres. Le premier comprend l'introduction de la problématique par sa mise en contexte et une présentation de l'état des connaissances, de même que les objectifs et les hypothèses du projet. Plus précisément, j'y brosse un portrait des ensemencements légaux et illégaux en poissons au Québec et je discute de la colonisation naturelle des plans d'eau par les poissons ainsi que des effets de leur introduction. Ensuite, je décris les lacs de kettle sur esker, leur formation et leur importance en Abitibi-Témiscamingue. Le second chapitre présente l'article intitulé *Fish presence, but not hydrological connectivity, alters amphibian and zooplankton communities in kettle lakes*. Ce dernier a été soumis à la revue scientifique *Freshwater Biology* en décembre 2025 et est en révision par les pairs au moment de l'écriture de ce mémoire. Guillaume Grosbois a été le directeur du projet durant toute sa durée (janvier 2024 - février 2026), excepté lors du dépôt final de ce mémoire où Nicole Fenton a été la directrice (mars - avril 2026). Le premier brouillon a été rédigé par moi-même, puis révisé par Guillaume Grosbois, Katrine Turgeon et Mariano J. Feldman. J'ai conceptualisé l'étude conjointement avec Guillaume Grosbois, et la méthodologie a été développée en collaboration avec Guillaume Grosbois, Katrine Turgeon et Mariano J. Feldman, qui ont également contribué à l'interprétation des résultats. J'ai également effectué la collecte de données et réalisé les analyses statistiques sous la supervision de Guillaume Grosbois et de Katrine Turgeon. Le projet a été financé par la municipalité régionale de comté (MRC) Abitibi, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Fonds de recherche du Québec (FRQNT), Mitacs et le Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL). Le dernier chapitre conclue sur les principaux résultats du projet de recherche, les implications pour la gestion des lacs de kettle sur esker en Abitibi-Témiscamingue, les limites du projet et les perspectives de recherche. Finalement, se trouvent en appendices quelques figures et tableaux pouvant aider à la compréhension de la méthodologie du présent projet, des photos prises lors de l'échantillonnage et mes différentes réalisations lors de mon parcours à la maîtrise.

## RÉSUMÉ

Au Québec, les ensemencements de poissons sont une activité légale visant à répondre à des objectifs écologiques ou à favoriser la pêche sportive. En plus de ces ensemencements, des introductions illégales de poissons ont également lieu dans les plans d'eau. Ces introductions, légales ou illégales, entraînent toutefois des conséquences écologiques et menacent la biodiversité des lacs sans poissons. Alors que les impacts de l'introduction de poissons sont bien documentés dans les lacs sans poissons alpins, ils demeurent toutefois méconnus dans les lacs de kettle sur esker.

Les lacs de kettle sur esker sont des écosystèmes aquatiques typiques de l'Abitibi-Témiscamingue et formés lors du retrait du glacier il y a 10 000 ans dans la région. Alors que le glacier se retirait, des blocs de glace se sont détachés et déposés dans les dépôts sablonneux des eskers, des formations fluvioglaciales. Ces blocs ont créé des dépressions qui ont évolué en lacs de kettle sur esker. Plusieurs de ces lacs sont déconnectés du réseau hydrographique de surface et sont donc naturellement exempts de poissons. Ils offrent alors des habitats aquatiques uniques et dépourvus de la prédation par le poisson. Toutefois, beaucoup des lacs de kettle sur esker ont été ensemencés artificiellement et les conséquences sur les communautés d'amphibiens et de zooplancton, deux taxons pouvant être au sommet du réseau trophique en absence de poissons, sont méconnus.

Ce projet vise à étudier les impacts de la présence de poissons sur les communautés d'amphibiens et de zooplancton des lacs de kettle sur esker. Alors que les lacs de kettle peuvent être connectés ou déconnectés au réseau hydrographique de surface, ce projet vise également à étudier les impacts de la connectivité des lacs de kettle sur ces communautés. À l'été 2024, nous avons échantillonné les communautés aquatiques de 36 lacs avec ou sans poissons à l'aide d'enregistreurs acoustiques, de relevés visuels et de captures. Nos résultats montrent que la présence de poissons affecte les amphibiens durant l'ensemble de leur cycle de vie. Par la prédation qu'ils exercent, les poissons réduisent l'abondance des masses d'œufs et des larves d'amphibiens. Quant aux adultes amphibiens, leur abondance peut être positivement ou négativement influencée par la présence des poissons, tout dépendamment de l'espèce. Nos résultats montrent également que les poissons exercent un contrôle descendant sur la communauté de zooplancton, favorisant les espèces de plus petite taille, modifiant la composition en espèces et réduisant la richesse taxonomique de la communauté. Puis, certaines espèces ne semblent pas coexister avec les poissons, alors que la salamandre à l'état larvaire et la larve du diptère *Chaoborus americanus* n'ont été observées que dans les lacs sans poissons. Toutefois, la connectivité au réseau hydrographique de surface ne semble pas avoir d'impacts sur les communautés d'amphibiens et de zooplancton, à l'exception de quelques espèces.

À la lumière de ces résultats, nous recommandons de ne pas ensemenecer les lacs de kettle sur esker afin de préserver leur biodiversité. Ces lacs constituent en effet des habitats de reproduction cruciaux pour les amphibiens, des refuges pour des espèces de zooplancton sensibles, ainsi que des noyaux de diversité contribuant à l'hétérogénéité spatiale en habitats. Notre étude permet de mieux documenter les

impacts potentiels de l'ensemencement en poissons sur la communauté aquatique des lacs de kettle sur esker ainsi que sur l'écologie de ces écosystèmes. Ces nouvelles connaissances constituent une base essentielle pour orienter la mise en place de mesures de gestion et de conservation adaptées à la vulnérabilité particulière des lacs de kettle sur esker.

Mots-clés : Amphibien ; Connectivité ; Ensemencement ; Esker ; Introduction de poissons ; Lac avec poissons ; Lac de kettle ; Lac sans poissons ; Zooplancton.

## ABSTRACT

In Quebec, fish stocking is a legal activity intended to meet ecological objectives or to support recreational fishing. In addition to these stocking practices, illegal fish introductions also occur in water bodies. Whether legal or illegal, these introductions have ecological consequences and threaten the biodiversity of fishless lakes. While the impacts of fish introductions are well documented in alpine fishless lakes, they remain poorly understood in kettle lakes on esker.

Kettle lakes on esker are aquatic ecosystems typical of the Abitibi-Témiscamingue region and were formed during glacial retreat approximately 10,000 years ago. As the glacier receded, blocks of ice broke off and became buried within sandy esker deposits. These ice blocks created depressions that eventually developed into kettle lakes on esker. Many of these lakes are disconnected from the surface hydrographic network and are therefore naturally fishless. As such, they provide unique aquatic habitats free from fish predation. However, many kettle lakes on esker have been artificially stocked, and the consequences for amphibian and zooplankton communities, two taxa that can occupy top trophic levels in the absence of fish, remain poorly understood.

This project aims to investigate the impacts of fish presence on amphibian and zooplankton communities in kettle lakes on esker. Because kettle lakes may be either connected or disconnected from the surface hydrographic network, this study also examines the impacts of lake connectivity on these communities. During summer 2024, we sampled aquatic communities in 36 lakes, with and without fish, using acoustic recorders, visual surveys, and capture methods. Our results show that fish presence affects amphibians throughout their entire life cycle. Through predation, fish reduce the abundance of amphibian egg masses and larvae. As for adult amphibians, their abundance may be positively or negatively influenced by fish presence, depending on the species. Our results also indicate that fish exert top-down control on zooplankton communities, favoring smaller-bodied species, altering species composition, and reducing taxonomic richness. Furthermore, certain species do not appear to coexist with fish: larval salamanders and larvae of the dipteran *Chaoborus americanus* were observed only in fishless lakes. However, connectivity to the surface hydrographic network does not appear to significantly affect amphibian and zooplankton communities, except for a few species.

In light of these findings, we recommend avoiding fish stocking in kettle lakes on esker in order to preserve their biodiversity. These lakes constitute critical breeding habitats for amphibians, refuges for sensitive zooplankton species, and biodiversity hotspots that contribute to spatial habitat heterogeneity. This study provides a better understanding of the potential impacts of fish stocking on aquatic communities in kettle lakes on esker, as well as on the ecology of these ecosystems. These new insights form an essential basis for guiding the development of management and conservation measures tailored to the particular vulnerability of kettle lakes on esker.

Keywords: Amphibian; Connectivity; Esker; Fish-bearing lakes; Fish introduction; Fishless lakes; Fish stocking; Kettle lake; Zooplankton.

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	II
AVANT-PROPOS .....	V
RÉSUMÉ .....	VI
ABSTRACT .....	VIII
TABLE DES MATIÈRES .....	IX
LISTE DES FIGURES .....	XIII
LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS.....	XV
INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	1
1. FISH PRESENCE, BUT NOT HYDROLOGICAL CONNECTIVITY, ALTERS AMPHIBIAN AND ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN KETTLE LAKES.....	24
1.1 Introduction .....	26
1.2 Methods .....	29
1.2.1 <i>Study sites</i> .....	29
1.2.2 <i>Study design</i> .....	30
1.2.3 <i>Physico-chemical sampling</i> .....	31
1.2.4 <i>Biological data compilation</i> .....	32
1.2.5 <i>Data analysis</i> .....	35
1.3 Results .....	38
1.3.1 <i>Lake characteristics</i> .....	38
1.3.2 <i>Fish communities</i> .....	38
1.3.3 <i>Amphibian communities</i> .....	42
1.3.4 <i>Zooplankton communities</i> .....	50
1.4 Discussion.....	52
1.4.1 <i>Impacts of fish presence on amphibians at different life stages</i> .....	53
1.4.2 <i>Impacts of fish presence on zooplankton</i> .....	56
1.4.3 <i>Impacts of connectivity on amphibians and zooplankton</i> .....	58
1.4.4 <i>Impacts of environmental variables on amphibians and zooplankton</i> .	59
1.5 Conclusions.....	60
1.6 Acknowledgements .....	61
CONCLUSION GÉNÉRALE .....	62

ANNEXE A – LOCALISATION (WGS), SUPERFICIE (HA), PRÉSENCE DE POISSONS (0, ABSENCE ; 1, PRÉSENCE) ET CONNECTIVITÉ AU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DE SURFACE (0, DÉCONNECTÉ ; 1, CONNECTÉ) DES LACS DE KETTLE ÉTUDIÉS.....	69
ANNEXE B – MATRICE DE CORRÉLATION DE PEARSON DES VARIABLES PHYSICO-CHIMIQUES. LES VARIABLES SONT CONSIDÉRÉES CORRÉLÉES SI $ R  > 0.7$ , OÙ R EST LE COEFFICIENT DE CORRÉLATION. ABRÉVIATIONS: CHLO-A, CHLOROPHYLL-A; DIC, CARBON INORGANIQUE DISSOUS; DOC, CARBON ORGANIQUE DISSOUS; TN, AZOTE TOTAL; TP, PHOSPHORE TOTAL; DO, OXYGÈNE DISSOUS.....	71
ANNEXE C – SÉLECTION DES VARIABLES INDÉPENDANTES À INCLURE DANS LES MODÈLES STATISTIQUES EN FONCTION DE LEUR PERTINENCE BIOLOGIQUE, DES RÉSULTATS DE L'ALGORITHME DE SÉLECTION BORUTA, DU MEILLEUR MODÈLE DÉRIVÉ DU CRITÈRE D'INFORMATION D'AKAIKE (AIC) ET DE L'ÉLIMINATION RÉTROGRADE. * INDIQUE UNE INTERACTION ENTRE LES DEUX VARIABLES .....	72
ANNEXE D – ABONDANCE RELATIVE (CAPTURES PAR 24H DE PÊCHE) ET RICHESSE SPÉCIFIQUE MOYENNE EN POISSONS DANS LES LACS CONNECTÉS ET DÉCONNECTÉS (MOYENNE $\pm$ ÉCART-TYPE [MIN, MAX]) .....	74
ANNEXE E – ABONDANCE RELATIVE PRÉDITE DES LARVES DE GRENOUILLES DU NORD DANS LES LACS AVEC OU SANS POISSONS, CONNECTÉS OU DÉCONNECTÉS DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DE SURFACE (INTERVALLES DE CONFIANCE À 95%).....	75
ANNEXE F – ABONDANCE RELATIVE (CAPTURES PAR 1000 L D'EAU FILTRÉE) DE ZOOPLANCTON DANS LES LACS CONNECTÉS OU DÉCONNECTÉS ET AVEC OU SANS POISSONS (MOYENNE $\pm$ ÉCART-TYPE [MIN, MAX])	76
ANNEXE G – RÉSULTATS DES MODÈLES APRÈS AVOIR RETIRÉ TROIS LACS CONSIDÉRÉS NON-INDÉPENDANTS (CP1, CP4, CS3) EN RAISON DE LEUR CONNECTIVITÉ HYDROLOGIQUE ENTRE EUX. LES VARIABLES INDÉPENDANTES INCLUSES DANS LE MODÈLE LE PLUS PARCIMONIEUX, LES	

VALEURS ESTIMÉES ET LES ERREURS STANDARDS ( $B \pm SE$ ), LES VALEURS DE P ASSOCIÉES AINSI QUE LES DEGRÉS DE LIBERTÉS (DF) SONT MONTRÉS. LA VALEUR DU CRITÈRE D'INFORMATION D'AKAIKE (AIC) A ÉTÉ OBTENUE POUR CHAQUE MODÈLE. LES POIDS D'AKAIKE ( $\omega_i$ ) ONT ÉTÉ CALCULÉS UNIQUEMENT POUR LES MODÈLES DANS LESQUELS TOUTES LES COMBINAISONS POSSIBLES DE VARIABLES ONT ÉTÉ COMPARÉES ET CLASSÉES SELON L'AIC AFIN DE PROCÉDER À LA SÉLECTION DES VARIABLES. POUR LES MODÈLES D'ABONDANCE DES MASSES D'OEUF DE GRENOUILLES DES BOIS ET D'ABONDANCE DES TÊTARDS DE GRENOUILLES VERTES, LES POIDS D'AKAIKE N'ONT PAS ÉTÉ CALCULÉS, CAR TROP DE MODÈLES N'ONT PAS CONVERGÉ. LES VARIABLES SIGNIFICATIVES SONT INDIQUÉES EN GRAS. \* :  $P \leq 0,05$  ; \*\* :  $P \leq 0,01$  ; \*\*\* :  $P \leq 0,001$ ..... 78

APPENDICE A – PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA FAUNE AQUATIQUE .. 81

APPENDICE B – LOCALISATION DES ESKERS ET MORAINES DE LA MRC ABITIBI 82

APPENDICE C – INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES SUR LES PÉRIODES DU CYCLE DE VIE DES AMPHIBIENS RETROUVÉS EN ABITIBI..... 83

APPENDICE D – AFFICHE SCIENTIFIQUE, MARS 2025..... 84

APPENDICE E – PRÉSENTATION D'UN ATELIER PAR ARIANE BARRETTE ET SABRINA CLOUTIER AU RENDEZ-VOUS DES RESSOURCES NATURELLES DE L'ASSOCIATION FORESTIÈRE DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE, JUIN 2025..... 85

APPENDICE F – PRÉSENTATION DU PROJET DE RECHERCHE ET DES RÉSULTATS AU PARC NATIONAL D'AIGUEBELLE, MAI 2025..... 86

APPENDICE G – LECTURE PUBLIQUE DE L'ŒUVRE RÉALISÉE DANS LE CADRE DU PROJET *RÉÉCRIRE LA FORÊT BORÉALE*, SYMPOSIUM *SPECTRALITÉS ET SPÉCULATIONS DU LAC OSISKO*, MAI 2025 87

APPENDICE H – PRÉSENTATION PAR AFFICHE AU SYMPOSIUM ANNUEL DU GRIL, MARS 2025..... 88

APPENDICE I – LAURÉATE DU PRIX CHANTIERS CHIBOUGAMAU, PRODUITS FORESTIERS RÉSOLU ET WEST FRASER POUR LA MEILLEURE PRÉSENTATION PAR AFFICHE AU COLLOQUE DE LA CHAIRE AFD EN 2024. 89

APPENDICE J – PRÉSENTATION ÉCLAIR AU SYMPOSIUM ANNUEL DU GRIL SUIVIE D'UNE PRÉSENTATION PAR AFFICHE, MARS 2024 .....	90
APPENDICE K – TÊTARDS AYANT POTENTIELLEMENT ÉCHAPPÉ À LA PRÉDATION. REMARQUEZ LA QUEUE DES TÊTARDS COUPÉE.....	91
APPENDICE L – MASSE D'ŒUFS DE SALAMANDRE MACULÉE. PHOTO AYANT ÉTÉ SÉLECTIONNÉE POUR LE CALENDRIER 2025-2026 DU GRIL .....	92
APPENDICE M – GRENOUILLE DES BOIS ADULTE. PHOTO AYANT ÉTÉ SÉLECTIONNÉE POUR LE CALENDRIER 2025-2026 DU GRIL.....	93
APPENDICE N – RÉCOLTE DE ZOOPLANCTON SOUS LA PLUIE BATTANTE. PHOTO AYANT REÇU LE PRIX CHANTIER CHIBOUGAMEAU DE LA MEILLEURE PHOTO COMIQUE AU COLLOQUE DE LA CHAIRE AFD EN 2024 .....	94
APPENDICE O – <i>DIAPHANOSOMA BIRGEI</i> SOUS BINOCULAIRE.....	95
APPENDICE P – ENREGISTREUR ACOUSTIQUE INSTALLÉ EN PÉRIPHÉRIE D'UN LAC DE KETTLE SUR ESKER AFIN D'ÉCHANTILLONNER LES ANOURES MÂLES EN REPRODUCTION.....	96
APPENDICE Q – ENGIN DE PÊCHE DE TYPE VERVEUX UTILISÉ DANS LE CADRE DE CE PROJET DE RECHERCHE .....	97
LISTE DE RÉFÉRENCES.....	98

## LISTE DES FIGURES

Figure 1 Exploitation forestière en périphérie d'un lac sur esker échantillonné dans le cadre de ce projet. ....	4
Figure 2 Extraction de sable en périphérie d'un lac sur esker échantillonné dans le cadre de ce projet. ....	4
Figure 3 Lac sur esker déconnecté du réseau hydrographique de surface et prisé pour la baignade et le camping. ....	17
Figure 4 Lac sur esker hybride et connecté au réseau hydrographique de surface. ....	18
Figure 5 Résultats attendus des objectifs spécifiques 1 et 2 concernant l'abondance des taxons. Un signe négatif indique un impact négatif de la présence du poisson sur l'abondance du taxon, alors qu'un signe positif indique un impact positif. Les flèches pleines indiquent une relation de prédation et, la flèche pointillée, une relation de compétition. ....	23
Figure 6 Location of the 36 studied kettle lakes, Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada. ....	31
Figure 7 Impacts of fish presence on the life cycle of amphibians. a) Predicted probabilities of egg mass presence in fishless and fish-bearing lakes, with 95% confidence intervals, when fish presence, connectivity and amphibian species are included in the model. All amphibian species were combined. b) Boxplot of larval abundance (all species combined) captured over a 24-hour period in fishless and fish-bearing lakes. Abundances have been rounded upwards before being $\log(x+1)$ -transformed. ....	48
Figure 8 Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot based on the Jaccard index for amphibian communities in summer 2024 (Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada). Green: Fishless lakes (n=17), orange: Fish-bearing lakes (n=17), circle: Disconnected lakes (n=18), triangle: Connected lakes (n=16). Points were jittered slightly to reduce overlap and improve visibility. P-values were obtained from the PERMANOVA analysis. Stress value indicates a good ordination fit. ....	50
Figure 9 NMDS plot based on the Bray-Curtis dissimilarity metric for pelagic zooplankton communities in August 2024, Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada. Green: Fishless lakes (n=17), orange: Fish-bearing lakes (n=19), circle: Disconnected	

lakes (n=18), triangle: Connected lakes (n=18). P-values were obtained from the PERMANOVA analysis. Stress value indicates a potentially poor ordination fit. .... 52

Figure 10 Photos de la même masse d'œufs prises avec a) des lunettes polarisées et b) des lunettes non polarisées. .... 68

## LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

AIC : Critère d'information d'Akaike

AT: Abitibi-Témiscamingue

BACI : Before after control impact (Avant-Après Contrôle-Impact)

Chl-a : Chlorophylle alpha

CMHPQ : Cartographie des milieux humides potentiels du Québec

CRSNG/NSERC : Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du  
Canada

DIC : Carbone inorganique dissous

DOC : Carbone organique dissous

DO : Oxygène dissous

FRQNT : Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies

GAM : Modèle additif généralisé

GLM : Modèle linéaire généralisé

GREMA : Groupe de recherche en écologie de la MRC Abitibi

GRIL : Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie

LAP : Lac avec poissons

LiDAR : Light Detection and Ranging

LSP : Lac sans poissons

MAPAQ : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation

MELCCFP : Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements  
climatiques, de la Faune et des Parcs

MFFP : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

MRNF : Ministère des Ressources naturelles et des Forêts

NMDS : Positionnement multidimensionnel non-métrique

OBVT : Organisme de bassin versant du Témiscamingue

OCAT : Famille catégorielle ordonnée (Ordered categorical family)

RLRQ : Recueil des lois et des règlements du Québec

SD : Écart-type

TN : Azote total

TP : Phosphore total

UQAM : Université du Québec à Montréal

UQAT : Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

UVBR : Rayonnement ultraviolet B

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

En 2020, au Québec, 83 plans d'eau ont étéensemencés en poissons par des stations piscicoles gouvernementales afin de répondre à des objectifs de conservation, comme soutenir des populations de poissons indigènes ou réintroduire des espèces disparues (Gaudreau, 2021). En plus de ces lacs, il est estimé que plus de 2 300 lacs sontensemencés chaque année par des sources privées afin de mettre en valeur des activités de pêches récréatives (Gaudreau, 2021; Annick Drouin, communication personnelle, 29 octobre 2024). Les principales espècesensemencées sont des salmonidés hautement prisés par la pêche récréative, telles que le touladi (*Salvelinus namaycush*), l'omble de fontaine (*S. fontinalis*) et le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Gaudreau, 2021 ; Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF), 2008). En 2017, la production de salmonidés destinée à la mise en valeur de la pêche récréative par l'ensemencement au Québec totalisait 6,6 millions de dollars et une biomasse de 663 097 kg (Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), 2019).

Lesensemencements sont encadrés au Québec par la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune* et par le *Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons*. Toutefois, certains poissons sont introduits de manière illégale et non documentée dans les lacs, et ce, de façon accidentelle ou volontaire (Dextrase et Mandrak, 2006).

Ces introductions de poissons ne sont toutefois pas sans conséquence. Elles peuvent modifier le réseau trophique aquatique par l'ajout de compétition et de prédation (Bourke *et al.*, 1999 ; Nasmith *et al.*, 2010 ; Pearsons et Hopley, 1999). Elles peuvent aussi engendrer des changements comportementaux et morphologiques et nuire à la valeur adaptative des individus en raison des risques d'hybridation et de transfert de pathogènes (Nasmith *et al.*, 2010 ; Pearsons et Hopley, 1999 ; Roberge *et al.*, 2008 ; Rosenfield *et al.*, 2004). Les impacts écologiques peuvent toutefois être plus importants lorsque l'espèce est introduite dans un lac sans poissons (LSP) étant donné que les espèces résidentes n'ont pas co-évolué avec ce prédateur (McPeck, 1990, 1998 ; Sienkiewicz et Gąsiorowski, 2016). Les effets dans les LSP ont été

principalement étudiés dans les lacs alpins où on a observé une restructuration du réseau trophique, menaçant les espèces aquatiques indigènes et leur diversité (Sienkiewicz et Gąsiorowski, 2016 ; Tiberti *et al.*, 2014). Les poissons introduits deviennent les prédateurs primaires et exercent un contrôle descendant sur les niveaux trophiques inférieurs (Detmer et Lewis, 2019). Ils prédatent les espèces les plus visibles, soit celles de grandes tailles, mobiles et pigmentées (Bradford *et al.*, 1998 ; Hylander *et al.*, 2012). Une diminution de l'abondance et de la diversité des amphibiens, des macro-invertébrés et du zooplancton de grande taille est souvent observée après l'ensemencement des LSP (Bradford *et al.*, 1998 ; Osorio *et al.*, 2022 ; Tiberti *et al.*, 2014). Puis, en réponse au recyclage des nutriments par le poisson et à la diminution de l'abondance du zooplancton de grande taille, la productivité primaire peut augmenter dans le lac (Parker et Schindler, 2006 ; Vanni et Layne, 1997).

Les effets de l'introduction de poissons dans les LSP sont toutefois méconnus dans les lacs de kettle sur esker. Ces lacs de kettle sans poissons sont nombreux en Abitibi-Témiscamingue (AT), malgré un important déclin des LSP en Amérique du Nord (Kelso & Shaw, 1995; Pister, 2001; Schilling *et al.*, 2008). Ces lacs sont issus de formations fluvioglaciales caractéristiques de la région : les eskers et les moraines, qui abritent des écosystèmes uniques et peu connus. Lors du retrait du glacier, des blocs de glace se sont détachés de celui-ci et se sont enfouis dans les dépôts sablonneux de ces formations, créant des dépressions qui ont évolué en lac de kettle sur esker (Brönmark et Hansson, 2018). Beaucoup de ces lacs sont isolés du réseau hydrographique de surface et sont donc dépourvus de poissons (Schilling *et al.*, 2008). Malgré un encadrement des ensemencements au Québec, les LSP de l'AT sont difficilement protégés par la loi, car ils ne sont pas connus ni répertoriés (*Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons*. RLRQ c. C-61.1 r. 7). De 1945 à 2022, ce sont 42 lacs sur esker, et probablement naturellement exempts de poisson, qui ont été ensemencés légalement (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), base de données non publiées, 15 janvier 2024).

Les eskers, en plus d'attirer randonneurs et plaisanciers, revêtent une importance économique pour la région. Ils supportent l'exploitation des forêts de pins gris (*Pinus banksiana*) (Figure 1), l'extraction de sable et de gravier (Figure 2), ainsi que le prélèvement de leurs eaux souterraines qui approvisionnent la population de l'AT en eau potable (Nadeau *et al.*, 2011). Conséquemment, les écosystèmes associés aux eskers subissent de fortes pressions anthropiques, notamment les écosystèmes aquatiques dont l'écologie reste mal documentée. D'ailleurs, à ce jour, peu d'études portant sur la biodiversité des lacs sur esker et moraines ont été publiées : Grosbois *et al.* (2025); Hasan *et al.* (2023); Schilling *et al.* (2009a). Les lacs sur esker et moraines sont donc gérés comme les autres lacs de la forêt boréale, malgré leur unicité en termes de physico-chimie, de biodiversité et de services écosystémiques (Hasan *et al.*, 2023 ; MELCCFP, 2024 ; Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), 2013). Sachant que les lacs sur esker offrent des habitats uniques et nécessaires pour certaines espèces, comme le garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) et les plécoptères de la famille des Perlidae (Hasan *et al.*, 2023), et qu'ils contribuent à l'économie de l'AT, il est essentiel de connaître les impacts de la présence de poissons sur le réseau trophique et sur la diversité aquatique de ce milieu afin de mettre en place des mesures de conservation adéquate.



**Figure 1**  
**Exploitation forestière en périphérie d'un lac sur esker échantillonné dans le cadre de ce projet.**

Source : Hengyi Bay, été 2023, drone de type DJI mini pro 3



**Figure 2**  
**Extraction de sable en périphérie d'un lac sur esker échantillonné dans le cadre de ce projet.**

Source : Noé Bruel, été 2025, drone de type DJI mini pro 3

**Portrait des ensemencements légaux au Québec.** L'introduction de poissons dans un lac peut se produire de manière naturelle ou être la conséquence d'activités anthropiques. Au Québec, le gouvernement provincial encadre les activités d'ensemencement en délivrant des permis d'élevage, de transport et d'ensemencement et en ciblant les espèces sujettes à des activités piscicoles (RLRQ c. C-61.1). Afin de minimiser les impacts sur les communautés aquatiques indigènes, le gouvernement du Québec élabore des lignes directrices sur les ensemencements, des plans d'ensemencements et divise le territoire en zones aquacoles (MRNF, 2008). La *Loi sur l'aquaculture commerciale* (RLR. c. A-20.2), et le *Règlement sur l'aquaculture commerciale* (RLRQ c. A-20.2, r.1) qui en découle, encadre l'exploitation des établissements piscicoles et des étangs de pêche.

Au Québec, l'ensemencement vise à soutenir la pêche sportive ainsi qu'à préserver et restaurer des populations de poissons, et peut être soutenu par des programmes financiers (Gouvernement du Québec, 2023). Ce sont les stations piscicoles gouvernementales et les pisciculteurs privés, sous la gouvernance provinciale, qui produisent et élèvent les poissons destinés aux ensemencements (Gouvernement du Québec, 2023). Les salmonidés sont les principales espèces ensemencées comme ils sont prisés par la pêche récréative et par l'aquaculture (Cucherousset et Olden, 2011).

**Portrait des ensemencements illégaux au Québec.** En plus des ensemencements légaux, des poissons peuvent être introduits illégalement, de façon involontaire ou délibérée. Ces introductions informelles peuvent résulter d'une utilisation d'appâts vivants pour la pêche, du rejet des eaux de ballast, de la libération de poissons d'aquarium ou de jardins d'eau, du passage d'un lac à un autre avec une embarcation de plaisance ou par l'intermédiaire de canaux, de barrages ou de dérivations de cours d'eau (Dextrase et Mandrak, 2006 ; Gouvernement du Canada, 2004 ; Gouvernement du Québec, 2024 ; Jude *et al.*, 1992 ; Pêches et Océans Canada, 2018). Des poissons-fourrage ou des poissons d'intérêt pour la pêche peuvent aussi être introduits volontairement par des riverains (Dextrase et Mandrak, 2006). Dans l'état du Montana aux États-Unis, 265 introductions illégales de poissons

ont été recensées depuis 1953 (Clancy et Bourret, 2020) et nous soupçonnons ce type d'ensemencement comme étant responsable de la présence de poissons dans la plupart des lacs sur esker déconnectés du réseau hydrographique de surface en AT.

**Colonisation naturelle de lacs par les poissons.** L'introduction de poissons peut également être le résultat de la colonisation naturelle d'un lac par ceux-ci. La colonisation peut se faire par deux processus : la dispersion active et la dispersion passive. D'abord, la dispersion active implique un déplacement de l'espèce entre deux plans d'eau et une connectivité écologique fonctionnelle entre ces deux milieux. La connectivité du plan d'eau au réseau hydrographique de surface est alors un bon indicateur de la présence de poissons dans le plan d'eau (Schilling *et al.*, 2008 ; Spens *et al.*, 2007). De plus, les inondations peuvent favoriser la connectivité écologique et donc la colonisation par dispersion active des poissons. En effet, par la montée des eaux, une connexion temporaire peut se créer entre les deux plans d'eau (Pont *et al.*, 1991 ; Thomaz *et al.*, 2007). Puis, les poissons peuvent également occuper les ruisseaux intermittents (Hedden et Gido, 2020 ; Hooley-Underwood *et al.*, 2019). L'augmentation du niveau de l'eau de ces ruisseaux, à la suite de la fonte des neiges par exemple, peut favoriser la dispersion des poissons et la colonisation d'un nouveau milieu (Nhim, 2012 ; Taylor et Warren, 2001). La capacité de colonisation par dispersion active peut aussi être influencée par plusieurs facteurs biotiques, dont la mobilité de l'espèce, son abondance dans le milieu d'origine et la taille des individus (Albanese *et al.*, 2004, 2009). Quant aux facteurs abiotiques, l'intermittence de la connectivité, la distance entre les plans d'eau, la complexité de l'habitat, le débit et la température de l'eau (Albanese *et al.*, 2004), la topographie (Adams *et al.*, 2000), le carbone organique dissous (Teillet, 2024), la présence d'installations anthropiques (Warren Jr. et Pardew, 1998), comme des ponceaux, et les barrières naturelles (Spens *et al.*, 2007) peuvent influencer la capacité de colonisation de l'espèce dans un nouveau milieu. Outre la dispersion active, la colonisation naturelle peut également avoir lieu par dispersion passive, nécessitant l'implication d'un agent de dispersion, comme une espèce faunique. Bien que n'ayant jamais été observée empiriquement

dans la nature, la zoochorie par dispersion passive d'œufs par des oiseaux aquatiques ou par des insectes pourrait être possible (Hirsch *et al.*, 2018). Il a en effet été montré que les œufs de certains poissons peuvent survivre au passage dans le tube digestif des oiseaux aquatiques et éclore ensuite (Lovas-Kiss *et al.*, 2020 ; Silva *et al.*, 2019). Les œufs peuvent également être viables à l'extérieur de l'eau pour un certain temps, comme chez le poisson arc-en-ciel de l'Est, *Melanotaenia splendida*, dont près de 20% des œufs sont viables après 1h d'exposition à l'air (Oulton *et al.*, 2013). Les œufs pourraient ainsi être potentiellement transportés d'un plan d'eau à l'autre par la faune. De plus, un œuf de carpe collé aux ailes d'un scorpion d'eau (*Ranatra chinensis*) a déjà été observé, ce qui pourrait également soutenir une dispersion passive de l'espèce (Suetsugu et Togashi, 2020). Ainsi, la zoochorie serait théoriquement possible et permettrait la colonisation de nouveaux plans d'eau par les poissons, et ce, même en absence de connectivité hydrologique de surface.

**Conséquences de l'introduction de poissons dans les lacs avec poissons.** Bien que lesensemencements visent à répondre à des objectifs écologiques ou récréatifs (MRNF, 2008), ils entraînent des conséquences écologiques non négligeables qui peuvent être exacerbées par la fréquence d'ensemencement, et donc, l'abondance totale de poissons relâchés (Schilling *et al.*, 2009a). Il en est de même pour lesensemencements illégaux.

#### *Ensemencement de poissons non indigènes au plan d'eau*

D'abord, l'introduction de poissons non indigènes au plan d'eau peut modifier la structure trophique des écosystèmes aquatiques et entraîner des effets à la fois négatifs et positifs sur les espèces indigènes et les niveaux trophiques inférieurs. Les poissons introduits peuvent notamment ajouter un nouveau niveau trophique, ajouter de la compétition et de la prédation sur les espèces indigènes, en plus de transmettre des pathogènes et des parasites (Hanisch *et al.*, 2013 ; Lorenzen *et al.*, 2010 ; Ogutu-Ohwayo, 1990 ; Tronstad *et al.*, 2010). Ces interactions peuvent réduire le succès reproducteur des espèces indigènes et entraîner un déclin de leurs populations pouvant parfois mener à leur extinction (Hanisch *et al.*, 2013 ; Jellyman et McIntosh,

2010 ; Ogutu-Ohwayo, 1990). Par exemple, dans le lac Yellowstone, aux États-Unis, l'introduction du touladi *S. namaycush* a entraîné une cascade trophique : la prédation exercée par le nouveau salmonidé sur la truite fardée indigène *Oncorhynchus clarkii bouvieri* a provoqué le déclin de cette population, menant à une augmentation de la biomasse de zooplancton et à une diminution du biovolume de phytoplancton (Tronstad *et al.*, 2010). Au contraire, certaines espèces indigènes peuvent être avantagées par l'introduction de poissons. C'est notamment le cas du doré jaune (*Sander vitreus*) dans le réservoir Horsetooth aux États-Unis à la suite de l'introduction de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), une proie de celui-ci (Johnson et Goettl, 1999). Le phytoplancton peut aussi être indirectement facilité par l'introduction du poisson, comme en Nouvelle-Zélande où la truite brune (*S. trutta*) introduite a entraîné une cascade trophique, réduit l'abondance des invertébrés herbivores et ainsi augmenté la biomasse de phytoplancton (Townsend, 1996).

Ensuite, l'ajout d'un nouveau prédateur et compétiteur peut entraîner des changements comportementaux et morphologiques chez les espèces indigènes. C'est le cas de *S. salar* qui, en raison de la compétition avec *O. mykiss*, une espèce introduite, a modifié son comportement de dominance sociale (Roberge *et al.*, 2008). D'autres espèces adaptent leur comportement pour éviter la prédation en réduisant, par exemple, leur niche et en diminuant leurs déplacements à l'extérieur des refuges (Bryan *et al.*, 2002 ; Hanisch *et al.*, 2013 ; Messler *et al.*, 2007 ; Nasmith *et al.*, 2010). Par ailleurs, au niveau des changements morphologiques, la compétition par les poissons introduits peut entraîner une diminution du taux de croissance chez les espèces indigènes. Quant à la prédation, il a été observé que l'introduction de salmonidés peut entraîner une augmentation de la taille moyenne des poissons du genre *Phoxinus*, car le salmonidé introduit se nourrit davantage d'individus de plus petite taille (Marchetti, 1999 ; Nasmith *et al.*, 2010).

#### *Ensemencement de poissons indigènes au plan d'eau*

Lorsque l'espèce introduite est déjà présente dans le plan d'eau, son ensemencement peut permettre d'augmenter son abondance ou de retrouver des abondances passées

dans le cas de restauration écologique (Li *et al.*, 1996 ; Thompson *et al.*, 2016). Cette augmentation en abondance est souvent accompagnée d'une augmentation de la pression de pêche et d'une diminution de la masse moyenne de l'espèce due à la densité-dépendance (Evans et Willox, 1991 ; Li *et al.*, 1996). Toutefois, le succès de l'ensemencement n'est pas assuré, puisque certaines études antérieures n'ont pas noté d'augmentation dans le recrutement et l'abondance des individus à la suite d'ensemencements et ont observé de faibles taux de survie des individus ensemencés et une augmentation de la mortalité naturelle des individus indigènes (Hühn *et al.*, 2023 ; Radinger *et al.*, 2023 ; Thompson *et al.*, 2016). Le succès d'un ensemencement dépend majoritairement de la qualité de l'habitat dans lequel il est effectué. Dans le cas d'une restauration de populations, si les causes qui ont entraîné leur déclin sont toujours présentes, alors les ensemencements auront un succès limité (Blaney *et al.*, 2025).

L'ensemencement de poissons indigènes au plan d'eau peut aussi entraîner l'hybridation entre les individus ensemencés et les individus déjà présents dans le milieu. L'hybridation peut diminuer le succès reproducteur et ainsi réduire la valeur adaptative (Muhlfeld *et al.*, 2009 ; Philipp, 1991). Il arrive même que les « stocks » de poissons d'élevage remplacent les « stocks » de poissons de la même espèce issus de populations naturelles, entraînant ainsi la perte d'adaptations locales (Evans et Willox, 1991).

**Conséquences de l'introduction de poissons dans les lacs sans poissons.** Les conséquences écologiques de l'introduction de poissons dans les lacs avec poissons (LAP) sont atténuées par le fait que les poissons indigènes structurent déjà la communauté aquatique (Hanisch *et al.*, 2013 ; Mushet *et al.*, 2020). À l'opposé, dans les LSP, l'introduction de poissons entraîne une restructuration du réseau trophique et des conséquences sur les espèces des niveaux trophiques inférieurs qui ne sont pas habitués à la présence de poissons et qui n'ont pas développé de mécanismes de défenses efficaces contre ce nouveau prédateur (Hanisch *et al.*, 2013 ; McPeck, 1990, 1998 ; Porcel *et al.*, 2022).

### *Impacts sur les amphibiens*

Étant donné que les amphibiens ne sont pas soumis à la prédation par les poissons dans les LSP, l'introduction de poissons altère la structure et la composition de leur communauté. En absence de poisson, les amphibiens et certains invertébrés peuvent être au sommet du réseau trophique (Holomuzki et Collins, 1987). Ils s'échangent le rôle de prédateur principal ou le cooccupent, selon la taille des individus qui limite leur pression de prédation et selon la composition spécifique de la communauté aquatique (Holomuzki et Collins, 1987). Les LSP présentent alors une richesse spécifique, une diversité et une équitabilité en amphibiens plus élevées que les LAP (Drouin *et al.*, 2006). L'introduction de poissons dans ces communautés peut donc diminuer l'abondance des amphibiens par compétition, mener au déclin de certaines espèces et entraîner un changement dans leur distribution (Dunham *et al.*, 2004 ; Knapp *et al.*, 2001 ; Matthews *et al.*, 2001 ; Tyler *et al.*, 1998 ; Welsh Jr *et al.*, 2006).

Chez les anoures, les différentes phases du cycle de vie ne semblent pas être affectées de la même façon par la présence de poissons. Au niveau des œufs et des larves, ils sont davantage consommés par les poissons en raison de leur petite taille et de leur mobilité réduite, contrairement aux adultes (Hecnar et M'Closkey, 1997 ; Kloskowski, 2011 ; Welsh Jr *et al.*, 2006). Conséquemment, l'abondance des têtards est réduite par la présence de poissons (Bradford *et al.*, 1998 ; Welsh Jr *et al.*, 2006). Par exemple, les têtards de *Rana cascadae* étaient 3.7 fois plus susceptibles d'être observés dans des LSP subalpins du nord de la Californie que dans les LAP de la même région et ceux de *Pseudacris regilla* l'étaient 3 fois plus (Welsh Jr *et al.*, 2006). La présence de refuge en milieu littoral peut toutefois mitiger cet impact (Drouin *et al.*, 2006). Chez les adultes, les poissons sont en compétition avec les anoures comme ils consomment des insectes aquatiques qui, à leur émergence, sont une proie des anoures (Joseph *et al.*, 2011). Les anoures s'alimenteront donc davantage de proies terrestres (Joseph *et al.*, 2011). Toutefois, ce ne sont pas toutes les espèces qui sont affectées de la même manière par les poissons. En effet, Hecnar et M'Closkey (1997) ont montré dans leur étude effectuée en Ontario que les espèces pondant un grand nombre d'œufs et dont les individus de stades larvaire et adulte sont de grande taille

cohabitent davantage avec les poissons prédateurs, comme les truites, la perchaude, les achigans, les brochets et les crapets. C'était notamment le cas du ouaouaron (*Rana catesbeiana*), de la grenouille des bois (*R. sylvatica*), de la grenouille des marais (*R. palustris*), de la grenouille verte (*R. clamitans*) et du crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*). La présence de la grenouille léopard (*Lithobates pipiens*) et des rainettes crucifère (*P. crucifer*) et versicolore (*Dryophytes versicolor*) étaient, quant à elles, négativement impactées par la présence de poissons prédateurs. Les poissons ont également des préférences alimentaires, influençant leur choix de proie (Hecnar et M'Closkey, 1997 ; Welsh Jr *et al.*, 2006).

Chez les urodèles, l'abondance des individus, leur comportement et leur utilisation de l'habitat sont influencés par la présence de poissons. Une étude portée dans le nord de la Californie a montré que la salamandre à longs doigts (*Ambystoma macrodactylum*) était 44 fois plus présente dans les lacs subalpins sans poissons, comparativement aux lacs subalpinsensemencés en truites non indigènes (Welsh Jr *et al.*, 2006). Les œufs et les larves d'urodèles sont en effet prédatés par les poissons (Pagnucco *et al.*, 2011 ; Welsh Jr *et al.*, 2006). Par ailleurs, en présence de poissons, les salamandres peuvent adapter leur comportement en diminuant leurs activités et en utilisant davantage de refuges aquatiques (Pagnucco *et al.*, 2011). L'introduction de poissons peut également entraîner un changement d'habitat chez le triton qui se déplacera vers des lacs exempts de poisson pour se reproduire. Le triton alpestre, *Ichthyosaura alpestris*, utilisera, quant à lui, quatre fois plus le milieu terrestre pour échapper à la prédation (Winandy *et al.*, 2017).

Le contrôle descendant exercé par les poissons sur les amphibiens pourrait toutefois dépendre de l'espèce introduite, et donc de son régime alimentaire. En effet, le régime alimentaire du poisson est souvent restreint par la taille du prédateur, ce qui peut influencer la pression de prédation sur les différents niveaux trophiques (Drouin *et al.*, 2011 ; Schilling *et al.*, 2009a). Ainsi, un petit poisson prédateur comme un méné (cyprinidés) serait limité à consommer des proies de petite taille. Malgré tout, les menés de lac (*Couesius plumbeus*) (70 à 100 mm) consomment des larves de salamandre d'une taille allant jusqu'à 40 mm de longueur (Pagnucco *et al.*, 2011).

*Leucaspilus delineatus*, un cyprinidé, consomme également des œufs et des larves d'amphibiens alors que son alimentation principale est composée de zooplancton (Leu *et al.*, 2009 ; Pinder *et al.*, 2005). Toutefois, à l'opposé des lacs avec poissons piscivores, Hecnar et M'Closkey (1997) n'ont observé aucune différence significative dans la richesse spécifique des amphibiens entre les lacs sans poissons et les lacs avec poissons non piscivores, comme les ménés, les épinoches, les dards ou les espèces herbivores ou charognards.

De surcroît, comme ils sont des habitats importants pour la reproduction et pour les premiers stades de vie des amphibiens, les LSP peuvent agir comme une source d'individus (Pilliod et Peterson, 2001). Les impacts d'une introduction de poisson peuvent ainsi se faire sentir au niveau du lac, du bassin versant et du paysage (Knapp *et al.*, 2001). D'ailleurs, l'introduction de poisson dans les LSP diminue la connectivité écologique entre les habitats aquatiques sans poissons qui favorisent la dispersion de certaines grenouilles, menaçant la survie de ces populations (Bradford *et al.*, 1993).

#### *Impacts sur les macro-invertébrés*

Lorsque les macro-invertébrés sont au sommet du réseau trophique dans les LSP, l'introduction de poissons peut diminuer leur abondance et leur diversité, ainsi qu'entraîner des changements comportementaux (Carlisle et Hawkins, 1998 ; Drouin, 2006 ; Osorio *et al.*, 2022 ; Porcel *et al.*, 2022). En effet, l'introduction de poissons leur ajoute une pression de prédation et de compétition dont ils étaient auparavant exempts (Drouin, 2006 ; Hart, 2002). Les impacts sur les macro-invertébrés peuvent toutefois dépendre de l'espèce de poisson introduite. Certains auteurs ont montré que l'introduction de ménés semble modifier davantage les communautés aquatiques que les salmonidés (Osorio *et al.*, 2022). Comme les ménés se déplacent fréquemment en banc, ils sont plus efficaces pour repérer et capturer leur proie, réduisant davantage l'abondance et la diversité des macro-invertébrés dans les lacsensemencés (Osorio *et al.*, 2022 ; Pitcher *et al.*, 1982). Conséquemment, ces conséquences sur les macro-invertébrés peuvent favoriser les amphibiens prédatés par les macro-invertébrés (Welsh Jr *et al.*, 2006). Lorsque les amphibiens occupent un niveau trophique

supérieur aux macro-invertébrés, ce sont plutôt les macro-invertébrés qui sont prédatés par les amphibiens (Holomuzki et Collins, 1987). L'introduction de poissons peut alors affecter négativement l'abondance des amphibiens et favoriser indirectement certaines populations de macro-invertébrés.

L'introduction de poissons semble affecter négativement l'abondance des macro-invertébrés les plus visibles et les plus exposés à la prédation, soit ceux de plus grandes tailles ou les plus mobiles (Bradford *et al.*, 1998 ; Carlisle et Hawkins, 1998 ; Schilling *et al.*, 2009b ; Tiberti *et al.*, 2014). Ces derniers sont davantage prédatés et certaines espèces viennent à disparaître (Tiberti *et al.*, 2014). Les macro-invertébrés nageurs, accrocheurs et non-fouisseurs sont ainsi plus particulièrement affectés par l'introduction de poissons (Knapp *et al.*, 2001 ; Tiberti *et al.*, 2014). En conséquence, certaines espèces, comme les amphipodes, adapteront leur comportement en modifiant leur diète ou leur distribution spatiale afin d'éviter la prédation (Porcel *et al.*, 2022). Certains auteurs sont ainsi parvenus à identifier des taxons indicateurs de LSP, dont *Graphoderus liberus*, *Hesperocorixa* spp., *Dineutus* spp., *Notonecta insulata* et *Callicorixa* spp, et ont observé que les odonates de la famille des Aeshnidae sont plus abondants dans les LSP (Schilling *et al.*, 2009b). Au contraire, certains macro-invertébrés, comme les Chironomidae et les Oligochaetas, peuvent augmenter en abondance à la suite de l'introduction de poissons en réponse à la réduction de la compétition interspécifique et à l'augmentation de la biomasse des producteurs primaires, et donc de la disponibilité des ressources (Osorio *et al.*, 2022 ; Tiberti *et al.*, 2014).

#### *Impacts sur le zooplancton et le phytoplancton*

L'introduction de poissons dans un LSP entraîne un changement radical dans la structure de la communauté vers du zooplancton de plus petite taille comme le zooplancton représente une ressource alimentaire pour les poissons (Brönmark et Hansson, 2018 ; Brooks et Dodson, 1965). Les poissons introduits exercent une pression de prédation sélective sur le zooplancton de plus grande taille, pigmenté et visible, comme les gros cladocères (*Daphnia*) et les copépodes calanoïdes, diminuant

à la fois leur abondance et leur biomasse et modifiant la composition spécifique (Bradford *et al.*, 1998 ; Ersoy *et al.*, 2019 ; Hylander *et al.*, 2012 ; Knapp *et al.*, 2001 ; McNaught *et al.*, 1999 ; Schindler *et al.*, 2001 ; Tiberti *et al.*, 2014). Conséquemment, le zooplancton de plus petite taille, tel que les petits cladocères (*Bosmina*, *Chydorus*), les copépodes cyclopoïdes et les rotifères, augmente en abondance comme la compétition interspécifique avec le plus gros zooplancton est réduite (Carlisle et Hawkins, 1998 ; Ersoy *et al.*, 2019 ; Knapp *et al.*, 2001 ; McNaught *et al.*, 1999 ; Tiberti *et al.*, 2014). Puis, alors que les poissons prédatent également les macro-invertébrés et les amphibiens, deux prédateurs du petit zooplancton, l'introduction de poissons réduit la pression de prédation sur ce zooplancton et le facilite (Arribas *et al.*, 2015 ; Carlisle et Hawkins, 1998). Toutefois, les impacts de l'introduction sur les rotifères ne sont pas bien connus, comme la revue de littérature n'a recensé que quelques études à ce sujet (Drouin *et al.*, 2009 ; Knapp *et al.*, 2001 ; McNaught *et al.*, 1999 ; Tiberti *et al.*, 2014).

Ensuite, les poissons introduits peuvent favoriser le phytoplancton via des contrôles descendant et ascendant. D'abord, comme le zooplancton de grande taille est moins abondant et que la pression de broutage par le petit zooplancton est moindre, le phytoplancton augmente en abondance par un contrôle descendant exercé par le zooplancton et les poissons (Brooks et Dodson, 1965 ; MacLennan *et al.*, 2015). Ensuite, la participation des poissons au cycle des nutriments et l'augmentation de la remise en suspension de matière organique favorisées par la présence de poissons facilitent le phytoplancton et le zooplancton par un contrôle ascendant (MacLennan *et al.*, 2015 ; McNaught *et al.*, 1999 ; Mushet *et al.*, 2020 ; Porcel *et al.*, 2022 ; Sienkiewicz et Gąsiorowski, 2016). Le contrôle ascendant par les nutriments peut devenir plus important que le contrôle descendant par les poissons introduits (Mushet *et al.*, 2020).

Toutefois, en présence du zooplancton prédateur *Chaoborus americanus*, l'impact de l'introduction de poissons peut être différent comme le contrôle descendant exercé par *C. americanus* peut être plus important que celui exercé par les poissons introduits (Drouin *et al.*, 2009). La larve de *C. americanus* ne pratique pas la migration verticale

pour échapper à la prédation, cette espèce étant alors fortement vulnérable à la prédation par les poissons et se retrouvant ainsi presque exclusivement dans les LSP (Drouin *et al.*, 2009 ; McNaught, 1993). Schilling *et al.* (2009b) l'associent même comme taxon indicateur de LSP. L'introduction de poissons dans ces lacs réduit son abondance et peut mener à sa disparition (Drouin *et al.*, 2009 ; Holmes *et al.*, 2017 ; MacLennan *et al.*, 2015). Alors que *C. americanus* prédate le zooplancton, tel *Daphnia pulex* et *Holopedium americanus*, son absence peut se traduire en une abondance plus importante du zooplancton de grande taille et plus faible de celui de petite taille (Drouin *et al.*, 2009 ; Mushet *et al.*, 2020). Cette observation n'est toutefois pas universelle alors que d'autres auteurs ont observé un contrôle plus important des poissons introduits sur les communautés planctoniques que de *C. americanus* (MacLennan *et al.*, 2015). Drouin *et al.* (2009) suppose que ces différences puissent s'expliquer par l'espèce introduite, de même que son efficacité et son intensité de prédation envers le zooplancton.

Les impacts sur le réseau trophique sont également différents lorsque les zooplanktons prédateurs *Mysis relicta*, *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus* sont présents. Ces prédateurs sont consommés par les poissons, réduisant ainsi la pression de prédation sur le zooplancton de grande taille et facilitant ce dernier (Karus *et al.*, 2014 ; Trippel et Beamish, 1993). Toutefois, la situation est différente lorsque *C. americanus* est présent dans le lac, comme il ne semble pas coexister avec *Leptodora*. McNaught (1993) suggère que *C. americanus* exclue *Leptodora* des LSP par la prédation et la compétition qu'il exerce envers celui-ci. Il suppose également que l'introduction de poissons planctonivores permettrait de réduire l'abondance de *C. americanus* et donc de favoriser *Leptodora*. Finalement, la présence du cladocère envahissant *B. longimanus* dans un lac peut nuire à la réussite de l'ensemencement. Comme il prédate le zooplancton, il diminue la nourriture disponible pour les poissons planctonivores ensemencés, augmentant ainsi la compétition parmi les planctonivores (Goto *et al.*, 2020).

**Cas des eskers en Abitibi-Témiscamingue.** Plusieurs LSP ont été ensemencés en Amérique du Nord et les LSP sont de plus en plus rares (Kelso et Shaw, 1995 ; Pister, 2001 ; Schilling *et al.*, 2008). Toutefois, ces LSP sont nombreux en AT où ils sont positionnés sur des eskers, vestiges de l'époque glaciaire. En effet, les eskers sont des formations fluvioglaciaires retrouvées principalement en Amérique du Nord et en Europe où les calottes glaciaires continentales recouvraient le sol à la période du Quaternaire (Levasseur, 2007). Il y a environ 10 000 ans, les calottes glaciaires ont commencé à se retirer graduellement dans le sud du Témiscamingue et 1 000 à 1 500 ans plus tard en Abitibi (Cloutier *et al.*, 2016 ; Lasalle et Warren, 1968). L'eau de fonte s'infiltrait dans le glacier pour s'accumuler dans de grands tunnels intraglaciers et sous-glaciaires (Cloutier *et al.*, 2016). Par la forte pression de l'eau, les dépôts fins furent transportés sur de longues distances et les dépôts plus grossiers, comme le sable et le gravier, furent déposés dans ces tunnels (Cloutier *et al.*, 2016 ; Hebrand et Åmark, 1989). Ces tunnels ont laissé place à des cordons sinueux, orientés dans l'axe de retrait du glacier, qui forment les eskers (Cloutier *et al.*, 2011). La fonte du glacier a également créé le lac proglaciaire Barlow-Ojibway qui a permis la sédimentation de dépôts fins comme l'argile (Veillette, 1994 ; Veillette *et al.*, 2004). En fonction de leur altitude et du plus haut niveau atteint par le lac, certains eskers de la région ont donc été ensevelis totalement ou partiellement par ces dépôts fins (Veillette *et al.*, 2004).

Les eskers revêtent aujourd'hui une grande importance socio-économique en AT. Ils offrent de nombreux sites pour la pratique d'activités récréatives et sont utilisés à plusieurs fins par les municipalités et les industries : exploitation forestière, extraction de sable et de gravier, dépotoirs, puis captage et embouteillage de l'eau (Cloutier *et al.*, 2009 ; Nadeau *et al.*, 2011).

Le retrait des glaciers a également permis la formation de lacs de kettle sur esker. Ces lacs se sont formés par la fonte de blocs de glace qui se sont détachés du glacier et qui ont créé des dépressions aux pentes abruptes dans les dépôts sablonneux (Brönmark et Hansson, 2018 ; Veillette *et al.*, 2004). Ces dépressions circulaires sont formées de gyttja, une épaisse couche de matière organique étanche (Cloutier *et al.*,

2016 ; Veillette *et al.*, 2004). On retrouve deux types de lacs sur esker qui se distinguent par leur alimentation en eau: les lacs perchés et les lacs hybrides. Les lacs perchés, souvent de petite taille, sont les plus fréquents (Veillette *et al.*, 2004). Ils sont alimentés en eau de pluie et déconnectés du réseau hydrographique de surface et souterrain comme ils sont au-dessus du niveau piézométrique régional de l'esker (Figure 3) (Veillette *et al.*, 2004). Les lacs hybrides sont plutôt alimentés en eau de pluie, en eau souterraine et en eau de surface s'ils sont connectés à un cours d'eau (Figure 4) (Veillette *et al.*, 2004). Les lacs perchés et les lacs hybrides étant alimentés par des sources différentes d'eau se distinguent alors dans leurs caractéristiques hydrochimiques qui s'apparentent à celles de leurs sources d'alimentation (Ala-aho *et al.*, 2013 ; Veillette *et al.*, 2004).



**Figure 3**  
**Lac sur esker déconnecté du réseau hydrographique de surface et prisé pour la baignade et le camping.**

Source : Noé Bruel, été 2025, drone de type DJI mini pro 3



**Figure 4**

**Lac sur esker hybride et connecté au réseau hydrographique de surface.**

Source : Noé Bruel, été 2025, drone de type DJI mini pro 3

De manière générale, les lacs sur esker de l'AT sont plus pauvres en nutriments et en carbone organique que les lacs sur argile et ont un taux plus élevé d'oxygène dissous (Hasan *et al.*, 2023). Toutefois, les lacs perchés ont un pH plus acide et une conductivité plus faible que les lacs hybrides (respectivement dans les voisinages de 4 et 20  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour les lacs perchés et de 6 et 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour les lacs hybrides) (Maqsoud *et al.*, 2004 ; Veillette *et al.*, 2004). Comme les lacs hybrides sont connectés aux eaux souterraines, ces dernières leur offrent des nutriments et des ions inorganiques qui contribuent à une conductivité plus élevée de ces lacs (Hayashi et Rosenberry, 2002).

Comme la majorité des lacs sur esker sont perchés et déconnectés du réseau hydrographique de surface, ils sont souvent dépourvus de poissons qui n'ont pas pu coloniser ces milieux après le retrait du glacier (Hasan *et al.*, 2023 ; Schilling *et al.*, 2008 ; Veillette *et al.*, 2004). Ces lacs, en comparaison aux lacs sur argile, ont un plus

faible couvert de macrophytes et une plus faible diversité en oiseaux aquatiques (Hasan *et al.*, 2023). Néanmoins, ils offrent des habitats exempts de prédation par le poisson et favorables à certaines espèces, comme le garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) et la bernache du Canada (*Branta canadensis*) qui fréquentent davantage les lacs sur esker que les lacs sur argile (Hasan *et al.*, 2023).

Toutefois, plusieurs lacs de kettle sur esker en AT, et probablement naturellement exempts de poissons, sont ou ont déjà étéensemencés en poissons, et ce, légalement ou illégalement. Les impacts d'une telle introduction dans les lacs sur esker naturellement sans poissons de l'AT restent méconnus. En effet, une seule étude, réalisée aux États-Unis, a porté sur les impacts de l'ensemencement des lacs de kettle. Celle-ci a montré de plus faibles diversités et abondances de macro-invertébrés dans les lacs de kettleensemencés (Schilling *et al.*, 2009a). Qui plus est, les communautés aquatiques qu'abritent ces écosystèmes sont méconnues et les communautés d'amphibiens et de zooplancton n'ont jamais été étudiées dans les lacs sur esker de l'AT. Une meilleure connaissance de ces lacs est donc nécessaire pour assurer leur gestion et le maintien de leur biodiversité.

### *Objectifs et hypothèses*

**Objectif général.** Évaluer les impacts de la présence de poissons sur le réseau trophique aquatique des lacs sur esker connectés et déconnectés du réseau hydrographique de surface en Abitibi-Témiscamingue.

- **Objectif spécifique 1.** Évaluer les impacts de la présence de poissons et de la connectivité au réseau hydrographique de surface sur la diversité, l'abondance et la composition spécifique des **amphibiens** dans les lacs sur esker.
- *Hypothèse 1.1 – Effet de la présence de poissons*  
Nous nous attendons à ce que les poissons exercent un contrôle descendant sur les communautés d'amphibiens par la prédation directe sur les œufs et les larves d'amphibiens, ainsi que par la compétition avec les adultes amphibiens (Detmer et Lewis, 2019 ; Joseph *et al.*, 2011 ; Welsh Jr *et al.*, 2006).

*Prédictions (Figure 5)*

*P1* La présence de poissons aura un effet négatif sur l'abondance des masses d'œufs, des larves et des anoues mâles adultes.

*P2* La présence de poissons aura un effet négatif sur la richesse spécifique en amphibiens.

*P3* La composition spécifique des communautés d'amphibiens différera entre les LAP et les LSP.

- *Hypothèse 1.2 – Effet de la connectivité au réseau hydrographique de surface*  
Nous nous attendons à ce que la connectivité favorise l'apport constant de nouveaux individus dans les lacs sur esker (Verboom *et al.*, 1993) et qu'elle puisse ainsi mitiger les impacts de la présence de poissons.

*Prédictions (Figure 5)*

*P1* La connectivité aura un effet positif sur l'abondance des masses d'œufs, des larves et des anoues mâles adultes.

*P2* La connectivité aura un effet positif sur la richesse spécifique en amphibiens.

*P3* La composition spécifique des communautés d'amphibiens différera entre les lacs connectés et déconnectés.

- *Hypothèse 1.3 – Effet de l'interaction entre la présence de poissons et la connectivité au réseau hydrographique de surface*

La connectivité d'un lac peut également permettre de différencier les lacs avec populations de poissons potentiellement naturelles des lacs avec populations potentiellement introduites. En effet, les poissons peuvent coloniser naturellement les lacs connectés, contrairement aux lacs déconnectés, dont la présence de poissons nécessite une introduction anthropique (Schilling *et al.*, 2008). Par conséquent, nous nous attendons à ce que les communautés aquatiques soient davantage adaptées à la présence de poissons dans les lacs connectés comme ils peuvent abriter des populations de poissons depuis plus longtemps (Závorka *et al.*, 2018).

### *Prédictions*

*P1* L'interaction entre la présence de poissons et la connectivité aura un effet positif sur l'abondance des masses d'œufs, des larves et des anoures mâles adultes.

*P2* L'interaction entre la présence de poissons et la connectivité aura un effet positif sur la richesse spécifique en amphibiens.

→ **Objectif spécifique 2.** Évaluer les impacts de la présence de poissons sur la diversité, l'abondance et la composition spécifique du **zooplancton** dans les lacs déconnectés et connectés.

○ *Hypothèse 2.1 – Effet de la présence de poissons*

Nous nous attendons à ce que les poissons exercent un contrôle descendant sur les communautés de zooplancton par la prédation directe sur les individus de plus grande taille (Loewen et al., 2020; Neill, 1981; Tiberti et al., 2014). Conséquemment, la compétition et la prédation sur le zooplancton de plus petite taille devraient être réduites en présence de poissons (Loewen et al., 2020; Neill, 1981; Tiberti et al., 2014).

### *Prédictions (Figure 5)*

*P1* La présence de poissons aura un effet négatif sur l'abondance du zooplancton prédateur *C. americanus* et *M. relicta* et du zooplancton de grande taille et un effet positif sur l'abondance du zooplancton de petite taille.

*P2* La présence de poissons aura un effet négatif sur la richesse spécifique en zooplancton.

*P3* La composition spécifique des communautés de zooplancton différera entre les LAP et les LSP.

- *Hypothèse 1.2 – Effet de la connectivité au réseau hydrographique de surface*  
Nous nous attendons à ce que la connectivité favorise l'apport constant de nouveaux individus dans les lacs sur esker (Verboom *et al.*, 1993) et qu'elle puisse ainsi mitiger les impacts de la présence de poissons.

*Prédictions (Figure 5)*

*P1* La connectivité aura un effet positif sur l'abondance du zooplancton.

*P2* La connectivité aura un effet positif sur la richesse spécifique en zooplancton.

*P3* La composition spécifique des communautés de zooplancton différera entre les lacs connectés et déconnectés.

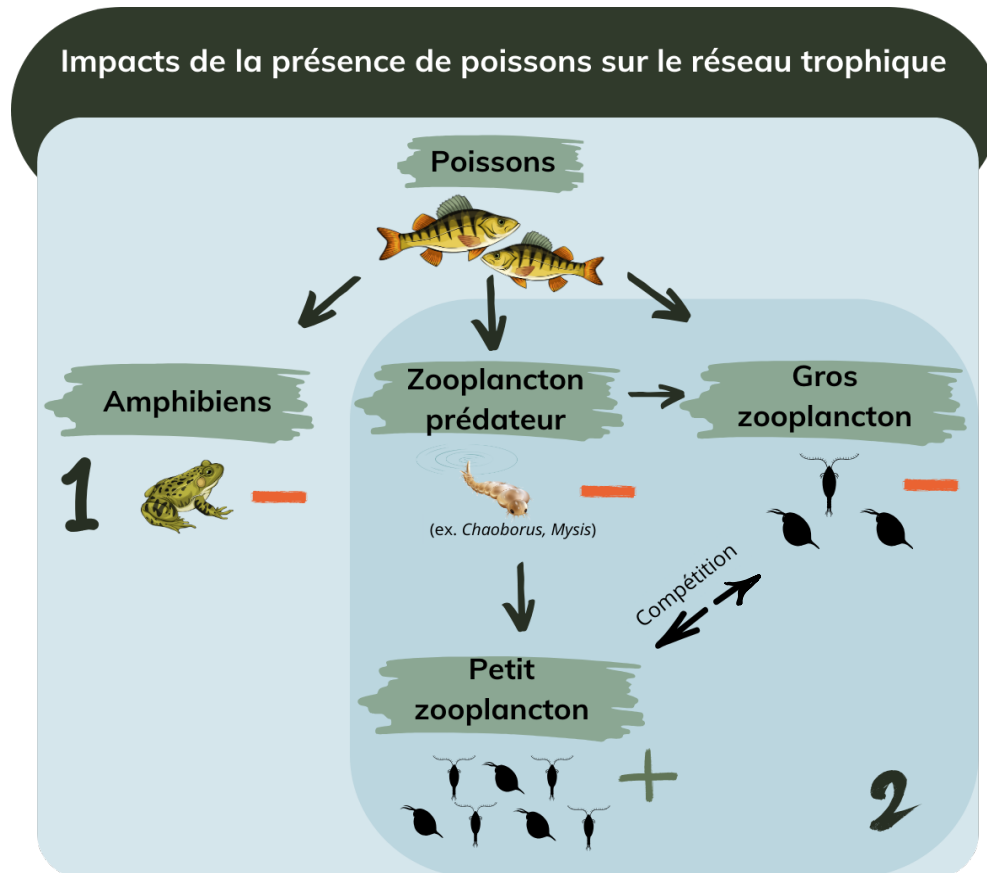
- *Hypothèse 1.3 – Effet de l'interaction entre la présence de poissons et la connectivité au réseau hydrographique de surface*

Nous nous attendons à ce que le zooplancton soit davantage adapté à la présence de poissons dans les lacs connectés comme ils peuvent abriter des populations de poissons depuis plus longtemps.

*Prédictions*

*P1* L'interaction entre la présence de poissons et la connectivité aura un effet positif sur l'abondance du zooplancton.

*P2* L'interaction entre la présence de poissons et la connectivité aura un effet positif sur la richesse spécifique en zooplancton.



**Figure 5**  
**Résultats attendus des objectifs spécifiques 1 et 2 concernant l'abondance des taxons. Un signe négatif indique un impact négatif de la présence du poisson sur l'abondance du taxon, alors qu'un signe positif indique un impact positif. Les flèches pleines indiquent une relation de prédation et, la flèche pointillée, une relation de compétition.**

Source : Ariane Barrette

## **1. FISH PRESENCE, BUT NOT HYDROLOGICAL CONNECTIVITY, ALTERS AMPHIBIAN AND ZOOPLANKTON COMMUNITIES IN KETTLE LAKES**

Ce chapitre a été soumis en décembre 2025 à la revue scientifique *Freshwater Biology*.

Ariane Barrette<sup>1,2</sup>, Katrine Turgeon<sup>2,3</sup>, Mariano J. Feldman<sup>4</sup>, Guillaume Grosbois<sup>\*1,2</sup>

<sup>1</sup> Groupe de Recherche en Écologie de la MRC Abitibi (GREMA), Forest Research Institute, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 341 Rue Principale Nord, Amos (QC), J9T 2L8, Canada

<sup>2</sup> Interuniversity Research Group in Limnology (GRIL), Université de Montréal, Campus MIL C.P. 6128, Stn. Centre-ville, Montréal (QC), H3C 3J7, Canada

<sup>3</sup> Université du Québec en Outaouais (UQO), 283, boulevard Alexandre-Taché, C.P. 1250, succursale Hull, Gatineau (QC), J8X 3X7, Canada

<sup>4</sup> Biodiversity Management and Conservation Programme, Forest Science and Technology Center of Catalonia (CTFC), 25280 Lleida, Spain

\* Corresponding author

**Abstract**

Fishless lakes, critical drivers of biodiversity across freshwater landscapes, are becoming increasingly rare due to fish introductions. Although the impacts of fish introduction are relatively well studied in high-elevation fishless lakes, previous studies have mainly focused on a single invertebrate community or on a particular life stage of a given organism, such as amphibians. In this study, we examined how aquatic communities differ between fishless and fish-bearing kettle lakes, which are understudied ecosystems. We focused on zooplankton and all life stages of amphibians, allowing us to determine not only whether fish presence affects these communities, but also how, by identifying which species and life stages are affected. Furthermore, some kettle lakes are hydrologically connected to surrounding aquatic ecosystems, which allows natural colonization by fish. We therefore also evaluated how amphibian and zooplankton communities differ between connected and disconnected kettle lakes. By comparing 36 kettle lakes in Québec, Canada, we found that fish presence was associated with differences in species abundance at each stage of the amphibian life cycle. Reproductive calls of adult amphibians were detected regardless of fish presence, indicating that reproduction occurred in all lake types. However, the presence of fish was associated with fewer amphibian egg masses and lower larval abundance, and the absence of salamanders at the larval stage. Small-bodied zooplankton were more abundant in fish-bearing lakes, while overall species richness was lower. In particular, *Chaoborus americanus*, a large predatory zooplankton species, was found exclusively in fishless lakes. While hydrological connectivity had no significant effect on most communities, it did influence the abundance of adult American toads, adult wood frogs, and mink frogs' larvae, which responded positively to the interaction between fish presence and connectivity. Based on our results, we recommend avoiding fish stocking of kettle lakes to preserve essential reproductive habitats for amphibians, maintain refuges for sensitive zooplankton species, and safeguard the spatial heterogeneity that underpins landscape-scale biodiversity.

Keywords: Amphibian, Esker, Fishless lakes, Fish stocking, Zooplankton.

### 1.1 *Introduction*

Since 1970, the relative abundance of freshwater vertebrate populations has declined by 85% globally, and currently, about 41% of amphibian species are now considered threatened (Luedtke et al., 2023; WWF, 2024). Fish introductions contribute largely to these declines, with impacts that are particularly pronounced in fishless lakes, where they threaten unique biodiversity and ecological functions (Britton et al., 2023; Miró et al., 2020; Schilling et al., 2008). Fishless lakes are therefore key habitats within freshwater landscapes (Stoks & McPeck, 2003). In the absence of fish, top-predator roles are occupied by alternative taxa such as waterbirds, dragonflies, amphibians, benthic macroinvertebrates, and large zooplankton (Bradford et al., 1998; Hasan et al., 2023). While the effects of fish introductions in high-elevation fishless lakes are well documented, most previous studies have focused on either a single invertebrate community or particular vertebrate life stages, especially amphibians, which are among the groups most affected by fish presence (Joseph et al., 2011; MacLennan et al., 2015; Sienkiewicz & Gaşiorowski, 2016). Consequently, we still lack an integrated understanding of how amphibians respond throughout their entire life cycle, and whether these effects extend beyond high-elevation systems to low-elevation fishless lakes.

Whether through legal stocking or illegal release of sportfish or baitfish, fish introductions into naturally fishless lakes can drastically restructure food webs, reduce biodiversity, and alter ecosystem functions (Sienkiewicz & Gaşiorowski, 2016; Tiberti et al., 2014). As efficient visual predators, introduced fish exerts strong top-down control on lower trophic levels (Tiberti et al., 2014). They prey preferentially on the most visible species, particularly those that are large, mobile and pigmented (Bradford et al., 1998; Hylander et al., 2012). Fish introductions into fishless lakes can therefore reduce the abundance and diversity of key freshwater taxa, such as amphibians, benthic macroinvertebrates, and large zooplankton, and even lead to local extinctions (Bradford et al., 1998; Tiberti et al., 2014). Furthermore, these introductions can affect other trophic levels, for example by increasing primary productivity if large grazing zooplankton are heavily preyed upon (Parker & Schindler, 2006; Vanni & Layne,

1997). These impacts have been primarily studied in high-elevation lakes, where fish are often absent due to limited natural colonization.

Newly introduced fish particularly affect alternative predators in naturally fishless lakes, including amphibians and large zooplankton, through direct predation or competition. For example, in high-elevation fishless lakes, fish introductions have caused major declines of the mountain yellow-legged frog (*Rana muscosa*) in the Sierra Nevada and in the long-toed salamander (*Ambystoma macrodactylum*) in northern California through predation (Knapp et al., 2001; Welsh Jr et al., 2006). However, other factors like amphibian size, palatability and anti-predatory behaviour can mitigate the impacts of these introductions (Hecnar & M'Closkey, 1997; Kats et al., 1988; Welsh Jr et al., 2006). As for zooplankton, introduced fish in fishless lakes exert selective predatory pressure on larger and more visible zooplankton, such as *Chaoborus* species, large-bodied cladocerans, and calanoid copepods (Bradford et al., 1998; Holmes et al., 2017). As a result of reduced interspecific competition for food resources with large-bodied zooplankton, small-bodied taxa, such as smaller cladocerans, cyclopoid copepods, and rotifers, can increase in abundance (Knapp et al., 2001; Tiberti et al., 2014).

In addition to anthropogenic fish introductions, hydrological connectivity allows the natural colonization of lakes by fish. According to metacommunity theories, connectivity promotes the dispersal of aquatic organism, such as fish, amphibians and zooplankton, across connected lakes, thereby supporting ecosystem resilience and species recolonization following disturbances (Bouvier *et al.*, 2009; Verboom *et al.*, 1993). In contrast, aquatic species dispersal is strongly limited in disconnected lakes, which remain isolated from the regional metacommunity. Consequently, disturbances in these ecosystems can have a greater impact on local communities (Haddad *et al.*, 2015). Nevertheless, isolation also creates unique ecological conditions that may foster the emergence of endemic species (Fuke *et al.*, 2024; Nazarov *et al.*, 2023; Power *et al.*, 2024). Thus, disconnected lakes can represent important biodiversity hotspots and may enhance biological productivity at the lake scale (Blackburn-Desbiens *et al.*, 2023).

Kettle lakes on eskers originate from fluvio-glacial formations characteristic of northern regions: the eskers and moraines. As glaciers retreated during the last glaciation, blocks of ice broke off and were buried within the sandy deposits of eskers and moraines, creating depressions that later evolved into kettle lakes (Veillette *et al.*, 2004). Many of these lakes are disconnected from the surface water network and are fed only by groundwater and precipitation, which prevents natural colonization by fish (Schilling *et al.*, 2008; Veillette *et al.*, 2004). Other kettle lakes are hydrologically connected to surface or groundwater networks and can support indigenous fish populations (Veillette *et al.*, 2004). In addition, several lakes have been stocked with fish, legally or illegally, with consequences that remain poorly understood. The biodiversity and ecology of kettle lakes are understudied, with only a few studies focusing on waterbird and macroinvertebrate populations (Grosbois *et al.*, 2025; Hasan *et al.*, 2023; Schilling *et al.*, 2009a). Previous studies have shown that fishless kettle lakes provide habitat that favors certain waterbird species, such as the common goldeneye (*Bucephala clangula*) and the Canada goose (*Branta canadensis*). However, fish stocking in these lakes has been found to reduce macroinvertebrate diversity and abundance (Grosbois *et al.*, 2025; Hasan *et al.*, 2023; Schilling *et al.*, 2009a). Despite these findings, information is lacking on the impact of fish on apex predator taxa in originally fishless lakes, particularly amphibians and zooplankton.

Our study evaluated the abundance, diversity and species composition of amphibians at all life stages and of zooplankton between fishless and fish-bearing kettle lakes that differ in degree of hydrological connectivity. We hypothesized that amphibians would be less abundant and less diverse in fish-bearing lakes because fish prey upon amphibian eggs and larvae and can alter habitat suitability through direct predation and behavioral avoidance, and that species composition would differ between fishless and fish-bearing lakes, with fish-bearing lakes supporting more fish-tolerant species (Hecnar & M'Closkey, 1997; Hopey & Petranka, 1994; Welsh Jr *et al.*, 2006). We also hypothesized that larger predatory zooplankton would be less abundant in fish-bearing lakes, whereas smaller zooplankton would be more abundant due to size-selective predation and top-down control by fish (Loewen *et al.*, 2020; Neill, 1981; Tiberti *et al.*,

2014). We expected fish presence to reduce zooplankton diversity, with differences in species composition between fishless and fish-bearing lakes as some species might be more tolerant to fish predation (Tiberti et al., 2014). Because kettle lakes can be either connected or isolated from the surrounding surface water network, conditions that influence amphibian and zooplankton dispersal across aquatic ecosystems, we also evaluated how connectivity affects their diversity, abundance, and species composition. We hypothesized that connectivity would mitigate the impact of fish presence on these communities by facilitating the exchange of individuals, as zooplankton and amphibian can be effective dispersers (Cohen & Shurin, 2003; Loewen et al., 2019; Shurin, 2000; Werner et al., 2007).

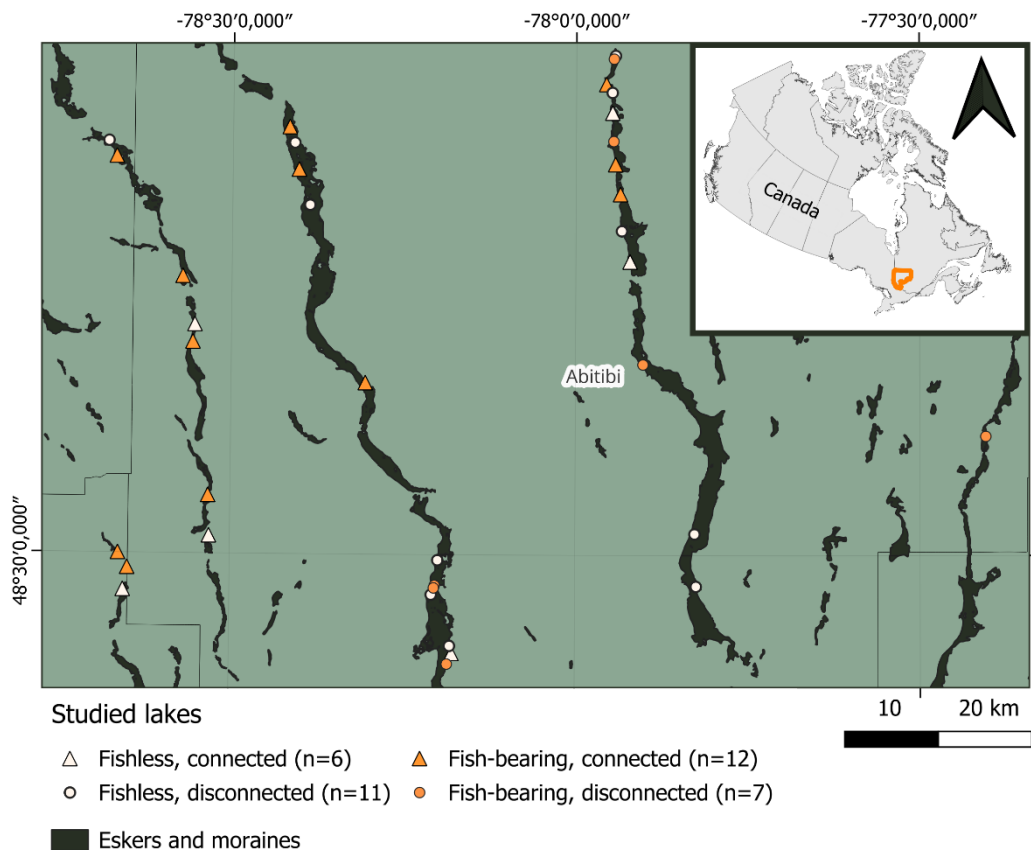
## 1.2 Methods

### 1.2.1 Study sites

The study was conducted from May to August 2024 in the Abitibi-Témiscamingue region of Québec, Canada, an area where eskers are abundant (Fig. 6) (Veillette *et al.*, 2004). The study area is located between 48°23' and 48°58' and between 77°24' and 78°40' (WGS84) within the balsam fir (*Abies balsamea* L. Mill.) – white birch (*Betula papyrifera* Marsh.) bioclimatic domain (MFFP, 2021). The climate is humid continental, with a mean annual temperature of 1.5 °C and an average annual precipitation of 923.2 mm for the 1981–2010 period (MELCCFP, 2025; Natural Resources Canada, 2022). The study was carried out on the Saint-Mathieu - Berry, Vaudray-Joannès, Launay and Lac Despinassy eskers, as well as on the Harricana moraine; given their similar geological composition, we refer to both landforms collectively as “eskers”. Numerous kettle lakes are located on these eskers and intense anthropogenic activities occur on these eskers such as forest harvesting, mining and recreational activities (Guimond *et al.*, 2024), creating complex land-water interactions that affect the ecological functioning of these lakes (Grosbois *et al.*, 2023). These dimictic lakes (i.e., two mixing events annually) are ice-covered from late November to early May on average and undergo two turnovers, in spring and autumn (Brönmark et Hansson, 2018; Grosbois *et al.*, 2024).

### 1.2.2 Study design

We sampled 36 kettle lakes located on eskers, including 17 fishless lakes and 19 fish-bearing (Fig. 6; See *Annexe A*). Among the fishless lakes, six were connected to the surface water network and 11 were disconnected. Of the fish-bearing lakes, 12 were connected to the surface water network, and seven were disconnected from it. Lakes were selected based on documented fish presence or absence (Hasan et al., 2023), connectivity to the surface water network, and accessibility (e.g., distance to the nearest road). A total of 24 lakes were retained from Hasan et al. (2023), and we selected 12 additional lakes to ensure a robust study design and sufficient replication. These additional lakes were selected using the same criteria (connectivity, and accessibility) and fish presence or absence was confirmed for all 36 lakes through a field survey conducted in this study. A lake was classified as fish-bearing if at least one fish was captured, and considered connected if a permanent stream linked it to another connected lake or to a wetland that itself drained into the surface water network. However, the selected connected lakes were not directly connected to one another. Connectivity to the surface water network was assessed using geospatial datasets, including CMHPQ (MELCCFP, 2023) and hydrographic derivatives from LiDAR. To minimize spatial dependence, lakes were separated by at least 1 km. All studied lakes were of small size (mean 2.9ha, min 0.8ha, max 6.9ha; See *Annexe A*).



**Figure 6**  
**Location of the 36 studied kettle lakes, Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada.**

### 1.2.3 Physico-chemical sampling

We measured key limnological variables expected to influence amphibian, fish, and zooplankton assemblages (Dodd, 2023; Marium *et al.*, 2023; Yousef *et al.*, 2024). We collected physico-chemical data once in the littoral zone of each sampled lake at one sample site. Specific conductivity ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH, dissolved oxygen concentration ( $\mu\text{mg}/\text{L}$ ), and dissolved oxygen saturation (%) were measured at 30 cm depth using a multiparameter probe (RBR Concerto, Ottawa, Canada). The euphotic zone, defined as the depth at which irradiance reached 1% of its surface value, was estimated from light attenuation profiles measured using an underwater light sensor and an air control light sensor (LI-1500, LiCor, Lincoln, USA). A single estimate of euphotic depth for each lake was estimated. Light intensity was recorded at the water surface and at three additional depths, incrementing by 10 cm. Suspended algal biomass in lake

water was estimated from chlorophyll a (chl-a) concentration. To measure chl-a, 1 L of epilimnion water was collected from each lake in a brown opaque Nalgene bottle and filtered in triplicate through glass fiber filters (GF/F, 47 mm, 0.7 µm) at the Groupe de Recherche en Écologie de la MRC-Abitibi (GREMA) laboratory of the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT). The filters were wrapped in aluminum foil to protect them from light and stored at -80°C until analysis. To measure total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN), four 50 mL glass vials were acid-washed (10% HCl) for 24h, oven-dried at 200°C, and then filled with lake water. For dissolved organic carbon (DOC) and dissolved inorganic carbon (DIC), four 50mL brown vials were filled with lake water filtered through a 0.45 µm filter. These DOC-DIC vials were previously combusted at 550 °C for at least 4 hours to remove carbon. All water samples were collected at a depth of 30 cm. Nitrogen samples were analyzed with a continuous flow analyzer (OI Analytical Flow Solution 3100 ©, College Station, USA) using an alkaline persulfate digestion method, coupled with a cadmium reactor, following a standard protocol (Patton et Kryskalla, 2003). Phosphorus samples were analyzed using a standard protocol (Wetzel et Likens, 2000) and DOC-DIC samples with an OI Analytical Aurora 1030W TOC Analyzer (<https://www.oico.com/1030W>) (Yellow Springs, USA) using a persulfate oxidation method. All water samples were analyzed at the GRIL analytical laboratory at the Université du Québec à Montréal (UQAM).

#### 1.2.4 Biological data compilation

##### *Fish surveys*

Presence/absence of fish has been estimated in each lake by deploying three baited minnow traps (Gee-Feets G-40, hole entrance of 2.5 cm) and one fyke net (1.22 m high, 1.22 m wide, mesh size of 2 mm) overnight at a maximum depth of 2 m in each lake on one occasion between mid-May and late July 2024. We used both fishing gears because they sample different habitats and size classes of the fish community, thereby improving the detection of a broad range of species present (Fischer et Quist, 2014). Fish and amphibians sampling protocols were preapproved by the ethics committee of UQAT and two sampling permits were obtained from the Québec

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs, one for fish sampling (2024-04-17-024-08-GP) and one for amphibians sampling (2024-04-17-028-08-GF). We identified, measured, and weighted each captured individual before release in accordance with permit requirements.

### *Amphibian surveys*

We used a variety of methods to assess the amphibian community in esker lakes, including acoustic recorders (for male adults), visual surveys (for egg masses), and captures with minnow traps and a fyke net (for larvae and newts). We conducted anuran call surveys based on the breeding phenologies of the species expected to occur within the study area, including early-breeding species such as wood frogs (*Lithobates sylvaticus*), northern spring peepers (*Pseudacris crucifer crucifer*), and American toads (*Anaxyrus americanus*), as well as late-breeding species such as mink frogs (*Lithobates septentrionalis*) and green frogs (*Lithobates clamitans*) (Rodrigue et Desroches, 2018). Calling surveys were conducted in two periods: at the beginning of May (starting April 29<sup>th</sup>) during the breeding season of early-breeding species (first sampling period), and 40 days later during the breeding season of later-breeding species, in June (starting June 7<sup>th</sup>; second sampling period) (Bouthillier *et al.*, 2015; Feldman *et al.*, 2023). We deployed one acoustic recorder (SM4 Song Meter, Wildlife Acoustics, Maynard, USA) at each lake at 2 to 10 m from the lake shore, depending on the position of the first available tree and the most suitable unobstructed location for maximizing sound capture, and at a height of 1.5 m on a tree. Given that the studied lakes are predominantly circular and have a mean fetch of 256 m, and that devices can detect amphibian calls up to 497 m under unobstructed conditions (Feldman *et al.*, 2023; Yip *et al.*, 2017), a single recorder was considered sufficient to adequately sample each lake. Following Feldman *et al.* (2023), we programmed acoustic recorders to record for 3 minutes per hour from 21:00 to 02:00 for seven consecutive days for each sampling period (total of fourteen days of call survey per lake) (Annich *et al.*, 2019; Bevier *et al.*, 2004). Calls were then identified listening to audio sample

by the same person (A. Barrette) to reduce observer bias. In total, 84 audio samples were listened per lake, representing 252 minutes of recordings per lake.

After listening to the full length of the 3-min recordings, we followed the North American Amphibian Monitoring Program (2005) to annotate the calling scores. Calling scores were assigned as follows: 0 if no individuals were heard; 1 if individuals can be counted with no overlap in calls; 2 if a few individuals can be counted despite overlapping calls; and 3 if a chorus with individuals can not be counted. We retained the maximum calling score observed for each species in each lake on each night. These call indices were used as indicators of species abundance.

At the end of each sampling period, after the breeding season of either early or later-breeding species, we conducted visual surveys to quantify the relative abundance of amphibian egg masses (number of egg masses per meter) (Campbell Grant *et al.*, 2005; Egan et Paton, 2004; Heyer, 1994). Visual surveys were conducted between 08:00 and 17:00 at the end of each sampling period (i.e., May 13<sup>th</sup> to 17<sup>th</sup> and June 24<sup>th</sup> to 28<sup>th</sup>). Two observers, equipped with polarized sunglasses to reduce surface glare and improve visibility in the water, surveyed a 200 m shoreline transect in each lake, walking in opposite directions from a common starting point. Each observer independently identified and counted egg masses along a shoreline strip within  $\geq 2$  m wide, extending the shoreline strip when necessary to reach a water depth of 0.5m.

To characterize amphibian larvae communities, we quantified the relative abundance of tadpoles and salamander larvae (*Ambystoma* sp.). Larvae were sampled simultaneously as fish by deploying three baited minnow-traps overnight equipped with glow sticks and one non-baited fyke net in each lake. These fishing gears also permitted the capture of adult eastern newts (*Notophthalmus viridescens viridescens*). Glow sticks were used to improve capture success, as larval amphibians are attracted to light (Bennett *et al.*, 2012). All individuals were identified to species following Rodrigue and Desroches (2018), except salamanders, which were identified to genus, then measured, weighed, and counted before being released.

Finally, we calculated the amphibian species richness and the Jaccard index as biodiversity indices for each lake. Any amphibian species identified at any life stage, through calling surveys, visual surveys, or captures, was considered present for species richness and Jaccard index calculations. Jaccard index was calculated using the R package *vegan* version 2.6-10 (Oksanen *et al.*, 2025).

### *Zooplankton survey*

The diversity and relative abundance of zooplankton in each lake were estimated during daytime with three vertical hauls using a 50 µm mesh zooplankton net of 25 cm diameter in triplicate at the deepest point of the lake. All lakes were visited within seven days at the beginning of August to minimize temporal variation among lakes, a period during which communities are typically more stable compared to the early open-water season (Bellier *et al.*, 2022; Grosbois *et al.*, 2017). Zooplankton samples were preserved in ethanol (final concentration 70%) in 125 ml Nalgene bottles. If necessary, samples were subsampled with a Folsom plankton divider to obtain approximately 400 individuals to standardize counting efforts across samples, as this number is considered the minimum required to adequately represent the community, excluding nauplii, female calanoids, male cyclopoids, and juvenile copepods (Blackburn-Desbiens *et al.*, 2023). We then identified zooplankton to the lowest taxonomic level possible and counted all individuals using a stereomicroscope (Zeiss, Discovery V12, Oberkochen, Germany) in the GREMA-UQAT laboratory (Haney *et al.*, 2013). Mean relative abundance was calculated from the three replicates and reported per 1000 L of water filtered. Individuals identified to the species were selected to calculate lake-level metrics, including species richness, Shannon-Weiner and Simpson's indices, and Pielou's evenness. Bray-Curtis dissimilarity was calculated based on species relative abundances across lakes (R package *vegan*).

### 1.2.5 Data analysis

#### *Physico-chemistry*

DIC and dissolved oxygen saturation data were removed from the analysis as they were highly correlated with other variables ( $|r| > 0.7$ ; See *Annexe B*). Other physico-

chemical variables were compared between lake types using a Two-Sample t-test when applicable, and a Welch Two-Sample t-test or a Wilcoxon's test when homoscedasticity or normality were not met. Data were log-transformed ( $\log_{10}(x+1)$ ) to satisfy the normality and homoscedasticity requirements of the tests if necessary.

### *Amphibian communities*

To assess how fish presence, hydrological connectivity, and their interaction were associated with amphibian reproduction, we modelled egg mass abundance and larvae abundance (response variables) using zero-inflated negative binomial models (R package *glmmTMB*, v. 1.1.11, Brooks *et al.*, 2017), fitting separate models for each species and life stage (egg or larvae). This approach was chosen to capture species-specific responses to fish presence, which were expected to vary in direction and magnitude among species. Fish presence (i.e., fishless; fish-bearing, a two-level factor), connectivity (i.e., connected; disconnected, a two-level factor), their interaction and scaled physico-chemical variables (i.e., mean of 0, SD of 1) were included in models and backward elimination was used to obtain the most parsimonious model (See *Annexe C*). The exact length of the transect for the egg mass survey or the fishing hours was included as a log-transformed offset in the formula. Physico-chemical variables included in the models were preselected through a three-step sequential procedure based on their biological relevance, followed by results from the Boruta feature selection algorithm, and finally by Akaike Information Criterion (AIC) values (See *Annexe C*). Boruta was conducted using R packages Boruta (v. 8.0.0, Kurska *et al.*, 2009) and randomForest (v. 4.7-1.2, Breiman *et al.*, 2024) and AIC using MuMIn (v. 1.48.4, Bartoń, 2010).

The relative abundance of egg masses was converted to presence/absence data because models could not be fitted successfully using the combined relative abundance across all amphibian species. To do so, if at least one observer identified an egg mass of a species, the species was considered to be present. We conducted a Generalized Linear Model (GLM) with a binomial family to assess the effects of fish presence, connectivity, their interaction, species identity and preselected physico-

chemical variables on the probability of egg mass presence. The exact length of the transect was included as a log-transformed offset in the formula. Backward elimination was then applied to derive the most parsimonious model. Model assumptions were evaluated using the function `mod.check` from the R package DHARMA (v. 0.4.7, Hartig *et al.*, 2024), including overdispersion, zero-inflation, and the uniformity and independence of residuals.

A linear model was also conducted to assess the effects of fish presence, connectivity, their interaction, and preselected physico-chemical variables on total relative larval abundance. We then used backward elimination to obtain the most parsimonious model. Relative larval abundance was log-transformed to achieve the assumptions of linear models.

Generalized Additive Models (GAMs) were conducted using the GAM ordered categorical family (OCAT) to assess the effects of fish and connectivity and their interaction on the calling score of each anuran species. Sampling periods were treated in separate models. Fish presence, connectivity and their interaction were set as linear predictors, Julian day as a smooth (non-linear) predictor and the basis dimension  $k$  was set to 10. The R package `mgcv` (v. 1.9-1, Wood, 2000) was used. The function `k.check` was applied to verify that  $k$  was large enough, and `gam.check` was used to examine residual diagnostics and assess whether model assumptions were met. Calling scores were previously summed to 1, as GAMs require positive values.

Finally, Wilcoxon tests were made to compare amphibian species richness between fishless and fish-bearing lakes, and to compare amphibian and fish species richness between connected and disconnected lakes. The Jaccard index matrix was plotted using non-metric multidimensional scaling (NMDS), and a PERMANOVA was conducted using the `adonis` function in the `vegan` R package to assess the effects of fish presence and connectivity on amphibian species assemblages. Two lakes were excluded from the amphibian diversity analysis because the recording devices had been stolen.

### *Zooplankton communities*

Two-sample t-test or Wilcoxon's test were performed to compare zooplankton family abundances, total zooplankton relative abundances, Pielou's evenness, and Shannon-Weaver and Simpson's indices between lake types (fishless vs fish-bearing lakes, connected vs disconnected lakes), depending on homoscedasticity and normality of the data. Data were log-transformed when necessary to meet model assumptions. A GLM with a binomial family was also conducted on the presence of *Chaoborus*, with fish presence, connectivity and their interaction included as independent variables, and backward elimination was used to obtain the most parsimonious model.

The effects of fish presence, connectivity and their interaction on species richness were analysed using a linear model and backward elimination. The Bray-Curtis dissimilarity matrix was plotted using NMDS and a PERMANOVA was conducted to compare species assemblages among lake types. All statistical analyses were completed using R 4.3.3 (R Core Team, 2024) and considered to be significant if  $p < 0.05$ .

## 1.3 Results

### 1.3.1 Lake characteristics

Lakes were similar in their physico-chemistry, except for pH and specific conductivity (Table 1). pH was one unit higher in fish-bearing lakes ( $p = 0.03$ , Table 1). Specific conductivity was about five times higher and more variable in fish-bearing lakes compared to fishless lakes ( $t = -3.711$ ,  $p = 0.001$ , Table 1). Physico-chemical characteristics were also similar between connected and disconnected lakes, but specific conductivity was higher in connected lakes ( $p = 0.007$ ; Table 1).

### 1.3.2 Fish communities

Across the 19 fish-bearing lakes, ten native fish species were caught. The most common species was brook stickleback (*Culaea inconstans*), followed by brown bullhead (*Ameiurus nebulosus*), northern redbelly dace (*Chrosomus eos*), and yellow perch (*Perca flavescens*), and we also captured occasional species of the

Leuciscidae, Cottidae, Salmonidae, and Catostomidae families in some lakes (See *Annexe D*). We captured ten species in connected lakes (mean  $\pm$  SD,  $2.2 \pm 1.3$  per lake; *Annexe D*) and six species in disconnected lakes ( $1.7 \pm 1.3$  per lake), but this difference was not significant ( $p = 0.2$ ).

**Table 1**

**Physico-chemical characteristics of the 36 studied lakes (mean  $\pm$  standard deviation [min,max]). p-values were obtained from a Two Sample t-test (normally distributed data with equal variances), a Welch Two Sample t-test (normally distributed data with unequal variances) or a Wilcoxon test (non-normally distributed data) between fishless and fish-bearing lakes, and between disconnected and connected lakes. If needed, data were log-transformed before applying the statistical test. Significant differences between lake types are highlighted in bold and with an asterisk (\*).**

Lake physico-chemistry	Lake type					
	Fishless (n=17)	Fish-bearing (n=19)	p-value	Disconnected (n=18)	Connected (n=18)	p-value
Dissolved oxygen concentration ( $\mu\text{mol/L}$ )	236.8 $\pm$ 22.9 [196.8 : 270.2]	241.4 $\pm$ 23.3 [196.8 : 292.4]	0.58	233.2 $\pm$ 16.4 [206.5 : 260.6]	245.8 $\pm$ 27.3 [196.7 : 292.4]	0.11
pH	6.5 $\pm$ 0.8 [5.7 : 8.0]	7.4 $\pm$ 1.3 [5.6 : 9.9]	<b>0.025*</b>	6.7 $\pm$ 0.8 [5.7 : 8.8]	7.8 $\pm$ 1.4 [5.6 : 9.9]	0.18
Specific conductivity ( $\mu\text{S/cm}$ )	6.2 $\pm$ 3.6 [2.3 : 13.4]	33.6 $\pm$ 37.3 [2.8 : 113.2]	<b>0.001*</b>	13.2 $\pm$ 23.2 [2.3 : 97.3]	29.7 $\pm$ 35.6 [3.6 : 113.2]	<b>0.007*</b>
Dissolved organic carbon (mg/L)	7.4 $\pm$ 3.4 [3.0 : 14.0]	6.8 $\pm$ 4.2 [1.1 : 15.9]	0.63	6.4 $\pm$ 3.3 [2.7 : 14.0]	7.7 $\pm$ 4.2 [1.1 : 15.9]	0.36
Chlorophyll-a ( $\mu\text{g/L}$ )	6.3 $\pm$ 4.1 [1.7 : 14.9]	5.5 $\pm$ 4.8 [1.8 : 23.1]	0.38	5.5 $\pm$ 3.5 [1.7 : 14.9]	6.3 $\pm$ 5.3 [1.8 : 23.1]	0.79

Total phosphorus ( $\mu\text{g/L}$ )	$21.4 \pm 9.5$ [8.5 : 42.2]	$18.0 \pm 7.3$ [6.7 : 39.7]	0.32	$18.4 \pm 9.0$ [8.5 : 42.2]	$20.8 \pm 7.9$ [6.7 : 39.7]	0.20
Total nitrogen (ppm)	$0.4 \pm 0.1$ [0.2 : 0.8]	$0.4 \pm 0.2$ [0.1 : 1.0]	0.62	$0.4 \pm 0.1$ [0.2 : 0.8]	$0.4 \pm 0.2$ [0.1 : 1.0]	0.24
Photic zone (m)	$3.2 \pm 2.0$ [1.1 : 9.4]	$3.8 \pm 1.9$ [1.2 : 7.4]	0.30	$3.8 \pm 1.5$ [1.7 : 6.7]	$3.2 \pm 2.3$ [1.1 : 9.4]	0.079

---

### 1.3.3 Amphibian communities

#### *Egg masses*

Egg masses of two early-breeders' species, the spotted salamander (*A. maculatum*) and the wood frog, were identified and counted, as well as one late-breeders' species, the mink frog. The presence of fish significantly affected both the presence of egg masses (Fig. 7a) and the abundance of egg masses of early breeders but not of late-breeders. The model showed that spotted salamander egg masses were significantly less abundant in fish-bearing lakes (estimate = -2.55,  $p = 0.027$ ; Table 2). Wood frog egg masses were also less abundant in fish-bearing lakes, but the effect only approached statistical significance (estimate = -3.95,  $p = 0.06$ ; Table 2). During the second sampling period in June, only a few egg masses of the mink frog, a late-breeder, were recorded. Fish presence was not correlated with mink frog egg masses' abundance (estimate = -0.14,  $p = 0.82$ ; Table 2), nor was connectivity (estimate = -0.10,  $p = 0.87$ ; Table 2).

The GLM showed that the presence of fish reduced the odds of observing an egg mass by 71%, all species combined (log-odds = -1.23, odds = 0.29,  $p = 0.014$ ; Table 2). Connectivity did not have a significant effect on the presence of egg masses (log-odds = 0.46, odds = 1.59,  $p = 0.34$ ; Table 2). The predicted probability of observing an egg mass (presence) in fishless lakes is 32%, compared with 12% in fish-bearing lakes, when fish presence, connectivity, and amphibian species are included in the model (Fig. 7a).

Table 2

Model results showing the independent variables included in the most parsimonious model for each dependent variable, estimate values and their standard error ( $\beta \pm SE$ ), associated p-values, and the degrees of freedom (df) corresponding to each model type (df for LM, residual df for GLM and zero-inflated negative binomial models, or reference df for GAMs). An Akaike Information Criterion (AIC) value was obtained for every fitted model. Akaike weights ( $\omega_i$ ) were calculated only for the models in which all possible variable combinations were compared and ranked by AIC to perform variable selection. For wood frog egg masses' abundance and green frog tadpole relative abundance models, Akaike weights wasn't calculated as too many models didn't converge. Statistically significant variables are notes in bold. \*:  $\leq 0.05$ ; \*\*:  $p \leq 0.01$ ; \*\*\*:  $p \leq 0.001$ .

Dependent variables	Independent variables	$\beta \pm SE$	p-values	df	AIC	$\omega_i$
<b>Amphibians</b>						
<b>Zero-inflated negative binomial model</b>						
Spotted salamander egg masses' abundance	Fish presence	-2.55 $\pm$ 1.15	<b>0.027*</b>	32	143.0	0.002
Wood frog egg masses' abundance	Fish presence	-3.95 $\pm$ 2.11	0.06	31	110.2	NA
	Connectivity	1.75 $\pm$ 2.11	0.41			
Mink frog egg masses' abundance	Fish presence	-0.14 $\pm$ 0.61	0.82	31	68.4	0.003
	Connectivity	-0.10 $\pm$ 0.59	0.87			
Mink frog tadpole relative abundance	Fish presence	-3.69 $\pm$ 1.06	<b>&lt;0.001***</b>	30	137.0	0.014
	Connectivity	0.30 $\pm$ 0.76	0.70			
	Fish presence*connectivity	2.89 $\pm$ 1.38	<b>0.031*</b>			
Green frog tadpole relative abundance	Fish presence	-1.72 $\pm$ 4.43	0.589	31	82.5	NA
	Connectivity	2.39 $\pm$ 4.42	0.698			
<b>GLM, binomial family</b>						

Egg masses' presence	Fish presence	-1.23 ± 0.50	<b>0.014*</b>	103	117.8	<0.001
	Connectivity	0.46 ± 0.49	0.342			
	Species					
	Mink frog	-0.35 ± 0.59	0.550			
	Wood frog	0.30 ± 0.55	0.587			
<b>LM (p of the model: &lt;0.001)</b>						
log (amphibian relative larval abundance + 1)	Fish presence	-2.11 ± 0.34	<b>&lt;0.001***</b>	30	97.2	0.05
	Dissolved organic carbon	0.51 ± 0.17	<b>0.006**</b>			
<b>GAM, OCAT family</b>						
Northern spring pepper calling score (1 <sup>st</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>					
	Fish presence	0.35 ± 0.80	0.658		114.9	
	Connectivity	-0.97 ± 0.81	0.230			
	Fish presence*connectivity	-0.56 ± 1.18	0.635			
	<b>Non-linear predictor</b>					
	Julian day		<b>&lt;0.001***</b>	4.1		
Northern spring pepper calling score (2 <sup>nd</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>					
	Fish presence	-0.50 ± 0.38	0.182		420.7	
	Connectivity	-0.13 ± 0.40	0.747			
	Fish presence *connectivity	0.38 ± 0.56	0.494			
	<b>Non-linear predictor</b>					
	Julian day		<b>&lt;0.001***</b>	9.6		

Wood frog calling score	<b>Linear predictors</b>			
	Fish presence	-1.35 ± 0.37	<b>&lt;0.001***</b>	547.7
	Connectivity	-0.37 ± 0.36	0.305	
	Fish presence *connectivity	1.16 ± 0.53	<b>0.03*</b>	
	<b>Non-linear predictor</b>			
	Julian day		<b>&lt;0.001***</b>	5.7
American toad calling score (1 <sup>st</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>			
	Fish presence	2.04 ± 0.65	<b>0.002**</b>	250.7
	Connectivity	1.58 ± 0.68	<b>0.019*</b>	
	Fish presence *connectivity	-0.98 ± 0.82	0.232	
	<b>Non-linear predictor</b>			
	Julian day		<b>&lt;0.001***</b>	6.3
American toad calling score (2 <sup>nd</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>			
	Fish presence	-1.66 ± 0.69	<b>0.016*</b>	207.6
	Connectivity	-0.54 ± 0.60	0.368	
	Fish presence *connectivity	3.19 ± 0.94	<b>&lt;0.001***</b>	
	<b>Non-linear predictor</b>			
	Julian day		<b>&lt;0.001***</b>	5.2
Mink frog calling score	<b>Linear predictors</b>			
	Fish presence	0.72 ± 0.36	<b>0.045*</b>	544.0

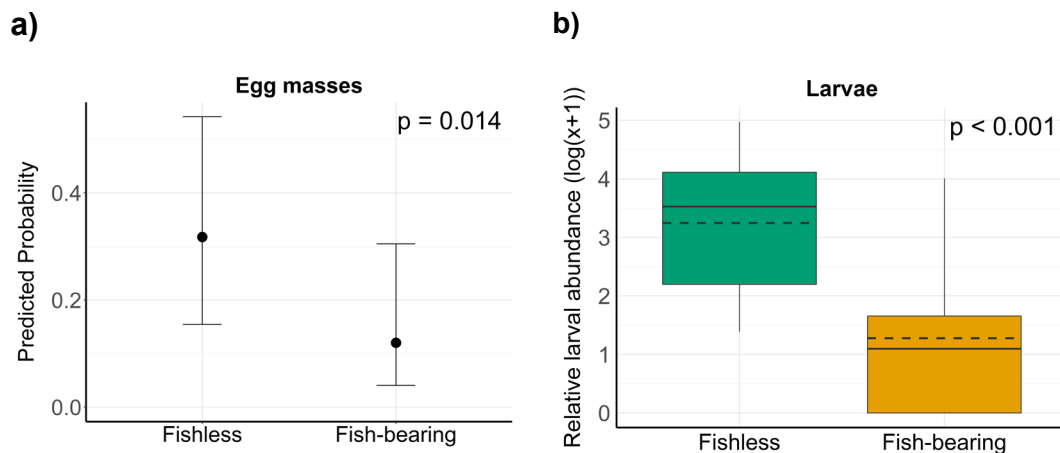
	Connectivity	0.18 ± 0.39	0.647		
	Fish presence *connectivity	0.02 ± 0.53	0.969		
	<b>Non-linear predictor</b>				
	Julian day		<b>&lt;0.001***</b>	5.1	
Green frog calling score	<b>Linear predictors</b>				
	Fish presence	-1.51 ± 0.55	<b>0.006**</b>		314.3
	Connectivity	-0.21 ± 0.44	0.640		
	Fish presence *connectivity	1.31 ± 0.73	0.073		
	<b>Non-linear predictor</b>				
	Julian day		0.126	1.0	
<b>Zooplankton</b>					
<b>GLM, binomial family</b>					
<i>Chaoborus</i> larvae presence	Fish presence	-2.20 ± 0.77	<b>0.005**</b>	34	44.2
<b>LM (<math>p</math> of the model: 0.037)</b>					
log (species richness + 1)	Fish presence	-0.22 ± 0.10	<b>0.037*</b>	34	21.3

### *Amphibian larvae*

Overall, we captured 725 larvae across fishless lakes and 120 in fish-bearing lakes. Mink frog tadpoles were the most frequently captured larvae (recorded in 18 lakes) and represented one-third of the catch. Salamanders, wood frogs, green frogs, and northern spring peepers larvae and adult eastern newts were also captured.

Fish presence was strongly associated to the decrease of larval abundance when all species were combined (catch per 24-hour, log-transformed; estimate = -2.11,  $p < 0.001$ , Fig. 7b; Table 2). Fish presence also significantly decreases mink frog tadpole relative abundance by 98% in disconnected lakes (estimate = -3.69,  $p < 0.001$ ; Table 2; *Annexe E*) but by 56% in connected lakes (estimate = 2.89,  $p = 0.031$ ; Table 2; *Annexe E*). No significant effect of fish presence, nor connectivity, was found to explain green frog larvae abundance, but this species was only captured in six lakes, two of which were fishless. Salamander, wood frog, green frog, and northern spring peeper larvae were too rare to be analyzed statistically, but salamander larvae were only found in fishless lakes.

DOC was found to have a small, but positive impact on total relative larval abundance when all species were pooled (estimate = 0.51,  $p = 0.006$ ; Table 2). Fish presence and dissolved organic carbon accounted for 60% of the variance in log-transformed relative larval abundance.

**Figure 7**

**Impacts of fish presence on the life cycle of amphibians. a) Predicted probabilities of egg mass presence in fishless and fish-bearing lakes, with 95% confidence intervals, when fish presence, connectivity and amphibian species are included in the model. All amphibian species were combined. b) Boxplot of larval abundance (all species combined) captured over a 24-hour period in fishless and fish-bearing lakes. Abundances have been rounded upwards before being  $\log(x+1)$ -transformed.**

#### *Male adults*

The influence of fish presence or connectivity on adult male anuran calling scores differed across species. During the first sampling period, calls of three early breeders were detected: the northern spring peeper, the wood frog, and the American toad. The northern spring peeper was calling in all the sampled lakes, while the wood frog and American toad called in 97% and 56% of the sampled lakes respectively. During the second sampling period, northern spring peeper was heard in 94% of the sampled lakes and American toad in 41%. Two late-breeders were also heard on the recordings: the mink frog in 88% of the sampled lakes and the green frog in 32%.

The American toad calling scores were higher in fish-bearing lakes during the first sampling period (estimate = 2.04,  $p = 0.002$ ; Table 2), but not during the second (estimate = -1.66,  $p = 0.016$ ; Table 2). Mink frog calling scores were also higher in fish-bearing lakes (estimate = 0.72,  $p = 0.045$ ; Table 2). Wood frog (estimate = -1.35,  $p < 0.001$ ; Table 2) and green frog (estimate = -1.51,  $p = 0.006$ ; Table 2) calling scores were lower in fish-bearing lakes, while no clear pattern was observed for the northern spring peeper.

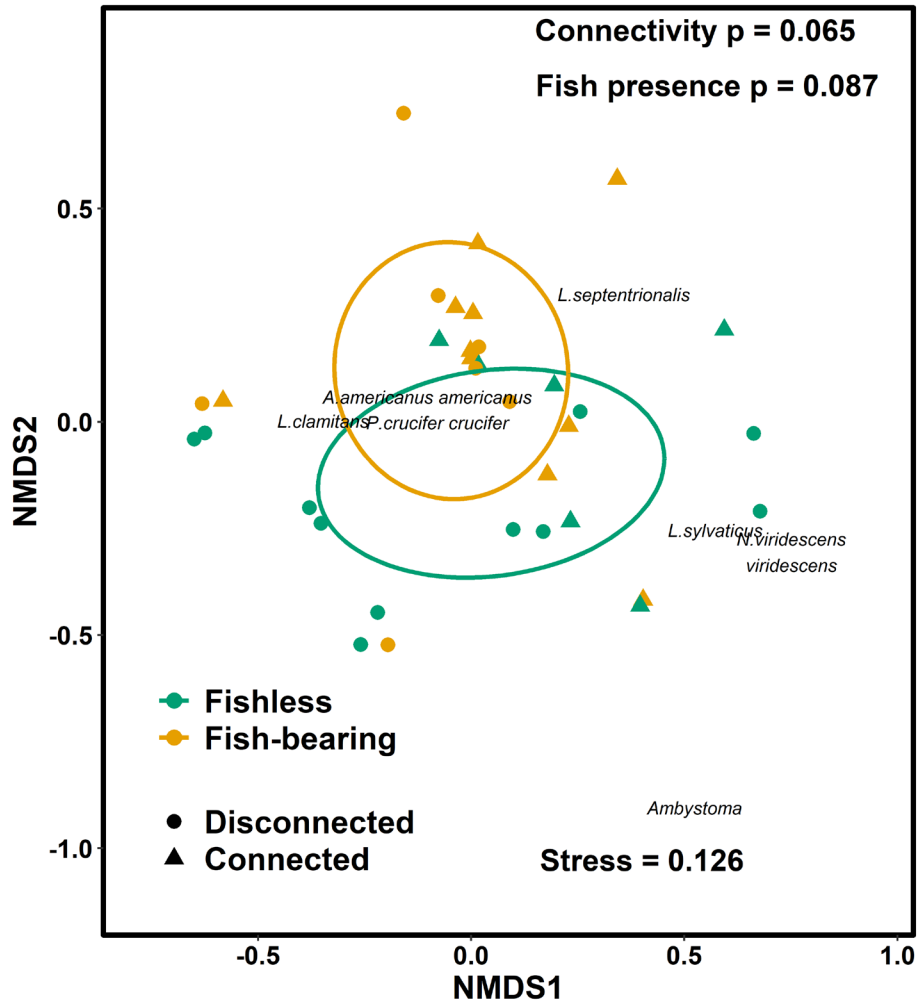
There was also no clear pattern of the impact of connectivity on calling scores of most species. However, connectivity had a positive impact on the American toad calling scores

during the first sampling period (estimate = 1.58,  $p = 0.019$ ; Table 2). During the second sampling period, the interaction between fish presence and connectivity significantly affected American toad and wood frog calling scores (respectively: estimate = 3.19,  $p < 0.001$ ; estimate = 1.16,  $p = 0.03$ ; Table 2).

#### *Diversity and composition*

We recorded a total of seven amphibian species during the sampling period (mating calls of adult males recorded at night and active sampling of egg masses and amphibian larvae). These species included *Ambystoma* sp, wood frog, mink frog, green frog, northern spring peeper, American toad and eastern newt.

Amphibian species richness did not differ ( $p = 0.5$ ) between fishless and fish-bearing lakes, with a mean species richness of  $4.4 \pm 0.9$  and  $4.2 \pm 1.1$  species/lake, respectively. Species richness was also not different between connected and disconnected lakes. Overall, fish presence and connectivity had a marginally non-significant effect on amphibian community composition, as measured by the Jaccard index (Fish:  $F_{(1, 31)} = 2.30$ ,  $p = 0.087$ ; Connectivity:  $F_{(1, 31)} = 2.48$ ,  $p = 0.065$ ) (Fig. 8).



**Figure 8**  
Non-metric multidimensional scaling (NMDS) plot based on the Jaccard index for amphibian communities in summer 2024 (Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada). Green: Fishless lakes (n=17), orange: Fish-bearing lakes (n=17), circle: Disconnected lakes (n=18), triangle: Connected lakes (n=16). Points were jittered slightly to reduce overlap and improve visibility. P-values were obtained from the PERMANOVA analysis. Stress value indicates a good ordination fit.

#### 1.3.4 Zooplankton communities

##### *Diversity, composition, abundance*

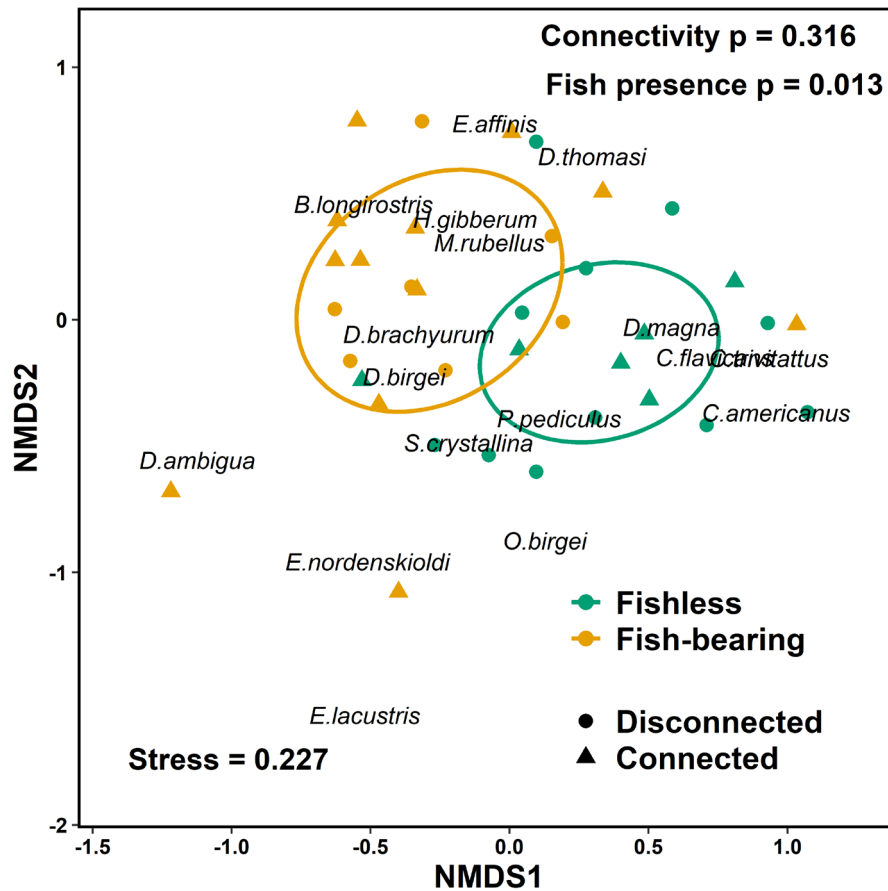
Zooplankton abundance was generally low in all sampled lakes (mean =  $4.5 \pm 7.3$  individuals/L, range = 0.08 to 40.9 individuals/L) and did not differ between fishless and fish-bearing lakes ( $t = -1.343$ ,  $p = 0.19$ ). The zooplankton communities were composed of 14 species and three species of *Chaoborus* (Diptera) (See *Annexe F*). Two different genera of cyclopoids were identified across the 36 lakes sampled, five calanoids and

seven cladocerans. *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Holopedium gibberum* and female calanoids were the four most encountered taxa.

*Chaoborus* larvae were less likely to be captured in fish-bearing lakes (log-odds = -2.20, odds = 0.11,  $p = 0.005$ ; Table 2). Indeed, *Chaoborus americanus* was observed only in fishless lakes. Other *Chaoborus* species were also observed in fish-bearing lakes. Furthermore, Bosminidae was significantly more abundant in fish-bearing lakes (Unilateral Wilcoxon test,  $p = 0.03$ ) as well as Diaptomidae (Unilateral Wilcoxon test,  $p = 0.05$ ). No patterns were detected for other zooplankton families.

Zooplankton species richness was greater in fishless lakes than in fish-bearing lakes (log-transformed species richness, estimate = -0.22,  $p = 0.037$ ; Table 2). Mean species richness in fishless lakes was 5.7 (range 4.0 – 8.0) species compared to 4.6 (range 2.0 – 8.0) in fish-bearing lakes. Pielou's evenness, Shannon-Weiner and Simpson's indices showed no significant distinction between fishless and fish-bearing lakes.

Fishless and fish-bearing lakes supported distinct pelagic zooplankton communities (Fig. 9). Fish presence has a significant effect on zooplankton composition, measured by the Bray-Curtis dissimilarity ( $F_{(1,33)} = 0.798$ ,  $p = 0.013$ ). At the same time, connectivity did not show any effect (PERMANOVA,  $F_{(1,33)} = 0.316$ ,  $p > 0.1$ ).



**Figure 9**  
**NMDS plot based on the Bray-Curtis dissimilarity metric for pelagic zooplankton communities in August 2024, Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada. Green: Fishless lakes (n=17), orange: Fish-bearing lakes (n=19), circle: Disconnected lakes (n=18), triangle: Connected lakes (n=18). P-values were obtained from the PERMANOVA analysis. Stress value indicates a potentially poor ordination fit.**

#### 1.4 Discussion

By comparing fishless and fish-bearing kettle lakes, we showed that the presence of fish impacts several key components of the lake food webs. Amphibians were affected at all life stages, probably because fish can either compete with them or prey on them at each stage, but responses varied among species and life stages, ranging from negative to neutral or even positive effects. The egg and larval stages were the most critical, as fish prey on them more frequently than on adults. The presence of fish also altered zooplankton species composition, eradicated the most vulnerable species and reduced zooplankton diversity. Our conclusions confirmed our hypotheses and are supported by studies on fish introductions in high-elevation lakes (Bradford *et al.*, 1998; Holmes *et al.*, 2017; Knapp *et al.*, 2001; Tiberti *et al.*, 2014).

#### 1.4.1 Impacts of fish presence on amphibians at different life stages

We found that fish presence in kettle lakes negatively affect amphibians throughout their life cycle. The presence of fish was associated with lower amphibian egg mass and larval abundance, and with the absence of certain amphibian species at the larval stage. Specifically, egg masses of *Ambystoma* sp. were observed in both lake types, but larvae were absent in fish-bearing lakes, although we cannot exclude the possibility that they were simply not detected. This pattern may reflect the terrestrial adult stage of *Ambystoma* sp. (Rodrigue et Desroches, 2018), with individuals migrating from surrounding habitats to fish-bearing lakes to breed, but experiencing limited larval recruitment due to predation. Indeed, *Ambystoma* are palatable to fish (Kats *et al.*, 1988), and fish predation is often sufficient to prevent larval recruitment (Maret *et al.*, 2006; Pagnucco *et al.*, 2011). Petranka (1983) demonstrated that fish can eliminate local population of smallmouth salamander larvae (*A. texanum*) in stream pool in the United States. Hecnar & M'Closkey (1997) have also shown that *Ambystoma* do not co-occur with fish. Adults may also be affected indirectly through competition and, at a lower level, directly by fish predation (Joseph *et al.*, 2011; Welsh Jr *et al.*, 2006) but, together, our results support the idea that amphibians are particularly exposed to direct predation by fish during early life stages (eggs, hatching, larvae, and metamorphosis), during which they rely almost exclusively on aquatic environments (Hecnar et M'Closkey, 1997; Rodrigue et Desroches, 2018; Welsh Jr *et al.*, 2006).

Egg masses of the wood frog, a species palatable to fish (Hecnar et M'Closkey, 1997), were also found in lower abundance in fish-bearing lakes. A similar relationship between wood frog egg masses and fish was observed in ponds in the United States by Egan and Paton (2004). Mink frog tadpoles were also negatively impacted by fish, and their relative abundance decreased by 77% in fish-bearing lakes. Given its similarity to other boreal species studied here, we argue that fish also prey on mink frog tadpoles, although no studies have directly examined this. In light of these results, we can conclude that fish presence negatively impacts amphibian reproduction, most likely through the consumption of eggs and larvae, strongly compromising the reproductive success of amphibians in kettle lakes.

In addition to direct predation on eggs and larvae, adult amphibians could also avoid breeding in fish-bearing lakes. For instance, spotted salamanders deposit more egg masses in fishless ponds, and wood frogs preferentially select fishless breeding sites

(Egan et Paton, 2004; Hopey et Petranka, 1994). Adult wood frogs can detect the presence of fish, likely via chemical or mechanical cues, and choose fishless habitats to maximize the fitness of their offspring (Hopey et Petranka, 1994). However, despite the negative impact of fish on amphibian eggs and larvae, we found that adult amphibians call in lakes independently of the presence or absence of fish. Adults are less susceptible to predation than eggs and larvae, as they are larger in size and more mobile (Hecnar & M'Closkey, 1997; Kloskowski, 2011; Welsh Jr et al., 2006), which may explain why they can reproduce in both lake types. Alternatively, some species may be unable to detect fish and thus fail to distinguish between sink habitat, where mortality exceeds natality, and source habitat, where natality exceeds mortality (Delibes et al., 2001). Therefore, reproduction in fish-bearing lakes does not necessarily translate into successful recruitment, consistent with the lack of a clear relationship between calling activity and larval abundance observed in our study. Consequently, these habitats may function as demographic sinks for amphibians, where breeding occurs but recruitment is limited by predation on early life stages and where we should expect bigger extinction rates (Delibes et al., 2001). Nevertheless, although all species were detected calling in both fishless and fish-bearing lakes, the abundance of adult male anurans differed among species in response to fish presence.

Three hypotheses can explain why the relationship between adult anuran abundance and fish presence is species-dependent. First, it may result from indirect interactions among amphibian species, where fish presence alters the behaviour or abundance of one species, which in turn affects another. For example, to avoid predation of their eggs and larvae by wood frogs, American toads select breeding sites where wood frogs are absent (Petranka et al., 1994). Fish predation can reduce wood frog abundance or activity at breeding sites (Hopey & Petranka, 1994), which indirectly benefits American toads by decreasing wood frog predation. Consequently, American toad abundance could be positively influenced by the presence of fish, as observed in our study. Other predatory interactions among amphibian species are well documented (Rodrigue & Desroches, 2018; Werner & McPeck, 1994), as well as interspecific competition for resources (Arribas et al., 2015). However, this choice of breeding habitat may become maladaptive depending on the intensity of fish predation and species-specific tolerance to fish (Schilling et al., 2009a; Werner & McPeck, 1994). Second, amphibian species differ in palatability to fish (Hecnar & M'Closkey, 1997), which could lead to variable responses of adult male

anurans to the presence of fish. However, our results do not fully support this hypothesis because green frogs, which are unpalatable to fish (Kats et al., 1988), were negatively affected by their presence, while northern spring peepers, which are palatable (Kats et al., 1988), were not affected. The latter result is supported by Feldman et al. (2023), who did not detect a relationship between fish presence and adult northern spring peepers in beaver and peatlands ponds. Finally, amphibian species may differ in their antipredator behaviours, such as activity levels and escape responses, which can influence predator efficiency (Werner & McPeck, 1994).

Despite negative impacts on amphibian abundance throughout their life cycle, we did not find a significant effect of fish presence on amphibian species richness, even though we observed lower salamander egg mass abundance and no larvae in fish-bearing lakes. This result agrees with Babbitt et al. (2003), who found no significant effect of predatory fish on larval amphibian species richness in permanent wetlands, even though spotted salamanders and wood frogs occurred only in fishless wetlands. Amphibian species richness can remain unchanged, while the community composition changes. Furthermore, Werner et al. (2007) argue that, because amphibians are vulnerable to fish, the presence of fish is a local factor contributing to species composition turnover through local extinctions. A lack of observed differences in species richness may also be due to the limited number of amphibian species present and the presence of small, opportunistic omnivorous fish in the study lakes. Supporting this hypothesis, Hecnar and M'Closkey (1997) showed that piscivorous fish reduced amphibian species richness, whereas non-piscivorous fish had no impact on richness. Furthermore, some lakes classified as fishless may have contained fish, which could influence our results, since fish sampling was conducted only once between May and July and since sampling effort was the same for each lake regardless of his size. Sampling early in the season (May), when some lakes may have been stratified, could also have reduced detection probability. However, this scenario is unlikely, as most lakes had been sampled for fish three years earlier, and legal stocking records were consulted. In addition, lakes sampled in May were previously surveyed by Hasan et al. (2023), and our sampling confirmed their observations. The use of a standardized sampling effort across lakes of varying sizes (range: 0.9-6.9 ha, median = 1.98 ha) may also have biased estimates of amphibian and zooplankton communities. Because sampling effort did not scale with lake area or shoreline length, surveys in smaller lakes may have captured a greater proportion of the available habitat than in larger lakes

(Alexander et al., 2015; Degerman et al., 1988), potentially leading to more representative estimates of egg mass density, larval abundance, zooplankton abundance, and community diversity and underestimations in larger lakes. The magnitude of this bias is likely limited given the relatively small range of lake sizes and the consistent application of the same sampling protocol across all sites (Morgan & Snucins, 2005), which still allows robust comparisons among lakes.

#### 1.4.2 Impacts of fish presence on zooplankton

Fish can modify zooplankton communities, altering species composition, diversity, and abundance through top-down control. Visual foraging planktivorous fish and juveniles of piscivorous species prey on zooplankton, preferentially selecting large, mobile, and pigmented individuals (Bradford *et al.*, 1998 ; Hylander *et al.*, 2012). High-elevation lakes, similarly to kettle lakes on esker, are often oligotrophic with clear water, forcing organisms to protect themselves from ultraviolet radiations through the accumulation of pigments such as carotenoids or melanin (Sommaruga, 2010 ; Ulbing *et al.*, 2019) which make them more conspicuous and vulnerable to fish predation (Grosbois et Rautio, 2018 ; Schneider *et al.*, 2016, 2017). Consequently, the introduction of fish into naturally fishless lakes may exert a strong predatory pressure on zooplankton such as *Leptodora* and phantom midges (*Chaoborus* larvae), as well as large-bodied zooplankton. Although we did not detect an impact on large-bodied Daphniidae in our system, we observed that *Chaoborus* species were less likely to occur in fish-bearing lakes, and *C. americanus* was captured only in fishless lakes. This species is highly vulnerable to fish predation because it cannot escape through diel vertical migration in the water column (von Ende, 1979). Fish predation therefore regulates both the abundance and distribution of *C. americanus* (Drouin *et al.*, 2009). Holmes et al. (2017), Drouin et al. (2009) and Schilling et al. (2009b) also reported that *C. americanus* was absent from most fish-bearing lakes. Consequently, the reduced predation pressure by *Chaoborus* on Daphniidae in fish-bearing lakes, combined with direct fish predation on Daphniidae, may explain the absence of a pattern in Daphniidae abundance among lake types. This result contrasts with Drouin et al. (2009), who found that *Chaoborus* predation had a greater impact on large-bodied zooplankton than did fish predation in Eastern Boreal Shield lakes. Drouin et al. (2009) attributed this difference to the efficiency and intensity of fish predation on zooplankton. In our study, opportunistic omnivorous fish likely explain the strong impact of fish presence on zooplankton community structure.

As fish prey on *Chaoborus* larvae, and thus reduce predation pressure by *Chaoborus* on zooplankton, we found a higher abundance of small-bodied zooplankton, such as Bosminidae and Diaptomidae in fish-bearing lakes. This pattern is well documented in the literature, where fish reduce the abundance of large-bodied zooplankton and, thus, enhance the abundance of smaller-bodied zooplankton (Brooks & Dodson, 1965; Loewen et al., 2016; MacLennan et al., 2015; Tiberti et al., 2014). Through their top-down control, fish presence also influences zooplankton species composition, which differs between fishless and fish-bearing lakes. *Chaoborus* species and *Daphnia magna* seem to have a strong affinity for fishless lakes and cladocerans, as *Diaphanosoma* sp., *Holopedium gibberum* and Bosminidae, were more characteristic of fish-bearing lakes, which agreed with Mushet et al. (2020). However, the latter interpretation should be considered with caution, as the NMDS stress value indicates a potentially poor ordination fit (Dexter et al., 2018).

Zooplankton species richness was also reduced by the presence of fish in kettle lakes. As opposed to other experiments that noticed an increase in fish-bearing lakes or no difference in zooplankton diversity between fishless and fish-bearing lakes (Drouin et al., 2009 ; Holmes et al., 2017), kettle lakes on esker have very low zooplankton abundance (Couture et al., 2021 ; Drouin et al., 2009). We detected as few as 78 individuals per 1 000 L in some lakes. It is possible that, through their introduction and the new predation pressure they exert, fish eradicate the most vulnerable zooplankton species or the least abundant ones. Sampling time can also influence zooplankton counts, as many species perform diel vertical migration in fish-bearing lakes, staying deeper during daytime to avoid visually predator fish and ascending at night to feed when predation risk is lower (Gliwicz, 1986; Hays, 2003; Lampert, 1993). However, Gliwicz (1986) showed that zooplankton in fishless lakes generally do not migrate vertically as there is no predation risk. Consequently, observed species richness may be higher in fishless lakes simply because zooplankton are easier to capture during the day, whereas in fish-bearing lakes, individuals may be deeper in the water column. Nevertheless, all studied lakes, as well as those in cited references, were sampled during daytime, and our sampling covered the entire water column (from surface to less than 1 m above the bottom), allowing adequate comparison between lake types and studies.

Pielou's evenness, Shannon-Weiner and Simpson's indices are similar between lakes with and without fish in our study. These evenness and diversity indices are not sensitive to

rare taxa, which can be easily eliminated by fish predation due to their low abundance. Yet, the presence of fish may have reduced the abundance or eliminated rare species without being reflected in the evenness and diversity indices.

#### 1.4.3 Impacts of connectivity on amphibians and zooplankton

Connectivity was expected to modulate the impacts of fish on amphibian and zooplankton communities by allowing continuous movement of individuals. However, our results only partly supported this hypothesis, as connectivity had no significant effect on amphibian or zooplankton communities, except for adults' American toads, adults' wood frogs, and mink frog larvae.

Werner et al. (2007) showed that pond connectivity can increase turnover in amphibian species composition, as it facilitates amphibian dispersal and colonization of new ponds. The lack of a significant effect of connectivity in our study, as well as its interaction with fish presence, for most amphibian species may indicate that the strong negative impact of fish on amphibian abundance has outweighed any potential positive effect of connectivity, making the latter undetectable. It is also possible that the connectivity, as we measured it (e.g. hydrological connection), did not reflect the actual dispersal corridors used by amphibian species. Some species preferentially use terrestrial pathways, and recolonization can occur among nearby breeding sites even in the absence of surface water connections (Cayuela et al., 2020; Rodrigue & Desroches, 2018). Consequently, the hydrological connectivity considered here may not adequately represent the functional connectivity relevant to amphibian dispersal, or the pond connectivity used by Werner et al. (2007), leading to a weak effect of connectivity and its interaction with fish presence for most species in our study. However, the significant positive interaction between fish and connectivity for mink frog larvae and calling males of American toad and wood frog suggests that the impact of fish differs between naturally colonized (connected lakes) and stocked (disconnected) lakes. Amphibian communities may be more adapted to long-established, naturally occurring fish populations than to recently introduced stocked fish (Závorka et al., 2018), which could explain why we observed a weaker impact of fish in connected lakes. Historical records of fish presence in these lakes would have provided valuable insight to confirm this hypothesis and to better understand the long-term versus short-term impacts of fish presence on aquatic communities.

Zooplankton have limited dispersal capacities (Havel et Shurin, 2004), constraining their ability to colonize new waterbodies. Thus, no effect of connectivity, or of its interaction with fish presence, on zooplankton abundance, diversity, and community composition was detected in our study. This absence of a connectivity effect is consistent with findings from Loewen et al. (2019), where connectivity was not a primary driver of zooplankton community structure. Although experimental work has shown that access to a diverse regional species pool can mitigate the effects of fish introductions through colonization by tolerant taxa (Loewen & Vinebrooke, 2016), our results suggest that such colonization processes may be limited in our system, potentially due to a relatively small regional species pool. Passive dispersal, through wind or waterbirds, also contributes to zooplankton movement (Vanschoenwinkel et al., 2008; Viana et al., 2016), but its role remains uncertain in kettle lakes compared to active dispersal through hydrological connectivity, highlighting the need for further research.

Accounting connectivity to the surface water network of studied lakes without considering potential hydrological connections may have introduced some degree of non-independence among sampling units. In our dataset, three pairs of lakes were indirectly connected through other water bodies within the same watershed (mean watershed surface area of 90 km<sup>2</sup> in the Abitibi region). To assess the potential influence of this dependence, we conducted sensitivity analyses randomly excluding one lake from each pair. Results were highly consistent, with only marginally differences in parameter estimates (see results of the sensitivity analyses in *Annexe G*). The only notable difference was that the interaction between fish presence and connectivity became statistically significant for adult green frogs ( $p = 0.013$ ; See *Annexe G*). Overall, these findings suggest that any residual hydrological dependence did not affect our conclusions.

#### 1.4.4 Impacts of environmental variables on amphibians and zooplankton

We showed that DOC concentration was positively associated with relative larval abundance of amphibians. DOC is known to hinder light penetration in water and to attenuate ultraviolet B radiation (UVBR) in the water column (Croteau et al., 2008). Consequently, it may release the predation pressure of visual predators on amphibian larvae in kettle lakes on esker that have clear water. As high DOC concentrations degrade lake optical conditions, it reduces foraging success by fish (Weidel et al. (2017), enhancing survivorship of amphibian larvae. Moreover, as UVBR exposure reduced survivorship of

amphibian larvae (Croteau et al., 2008), an increase in DOC can positively impact their relative larval abundance.

Other measured physico-chemical parameters did not impact the amphibian community in our study. However, although both the data and the literature support our hypotheses, the apparent effect of fish presence on amphibians may partly reflect the influence of other unmeasured environmental variables. For instance, Egan and Paton (2004) showed that vegetation cover positively influenced oviposition of wood frogs. Kettle lakes on esker are typically characterized by low macrophyte density with low variability (Hasan *et al.*, 2023), suggesting that vegetation cover likely plays a minor role in determining egg mass distribution in these ecosystems. Lake size and depth could also influence amphibian communities by providing more habitats and supporting higher population densities (Laan et Verboom, 1990). However, Knapp et al. (2003) reported that water depths greater than 4 m have little influence on amphibians. The kettle lakes in our study were almost all deeper than this threshold (AB, personal observation). To minimize the potential confounding effect of lake size, we also selected similar kettle lakes, all smaller than 7 ha. Finally, the shoreline slope may affect amphibian dispersal, as steep shorelines can act as physical barriers by increasing the energetic cost of movement between aquatic and terrestrial environments (Lowe *et al.*, 2006). Because some of the studied kettle lakes exhibited very steep slopes while other had much gentler slopes, slope may have influenced amphibian community structure.

### 1.5 Conclusions

Our study demonstrated that fish presence in kettle lakes affected amphibian and zooplankton communities, and this pattern was not entirely modulated by hydrological connectivity. Amphibians were impacted by the presence of fish throughout their life cycle. Adult amphibians can reproduce in both fish-bearing and fishless lakes, but the lower number of egg masses and the reduced relative larval abundance observed in fish-bearing lakes suggest that fish presence may compromise reproductive success within these lakes, which may therefore act as sink habitats. Fishless kettle lakes can thus constitute critical habitats for amphibians, particularly for salamander larvae, which were absent from fish-bearing lakes. Similarly, *Chaoborus americanus*, a predatory zooplankton species, occurred exclusively in fishless kettle lakes, indicating that these lakes also support unique components of the zooplankton community. Because naturally fishless kettle lakes are unique ecosystems in the landscape, we thus recommend prohibiting fish introduction in

these lakes to preserve essential reproductive habitats for amphibians, maintain refuges for sensitive zooplankton species, and safeguard the spatial heterogeneity that underpins landscape-scale biodiversity.

### *1.6 Acknowledgements*

We thank all the interns, students and employees from GREMA who made this research possible: Audrey Beaudette, Amé Bergeron, Élise Berthiaume, Lehann Bouchard, Noé Bruel, Louis-Philippe Charest, Thomas Dubé, Martine Hardy, Julie-Pascale Labrecque-Foy, Gabriela Soucy-Cardoso, Myriam Marentette, Marie-Claude Mayotte and Mathias Mayen. This work was supported by the regional development funds from the MRC Abitibi, NSERC [589357-2024], FRQNT [<https://doi.org/10.69777/349382>], MITACS, Smartforests Canada [[https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2\\_16](https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2_16)], and the GRIL.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

**Contributions scientifiques.** Depuis 1970, l'abondance relative des populations d'espèces d'eau douce a décliné d'en moyenne 85% à l'échelle mondiale et 41% des amphibiens sont actuellement menacés d'extinction (Luedtke *et al.*, 2023 ; WWF, 2024). Il est connu que les ensemencements en poissons peuvent entraîner de nombreuses conséquences écologiques et menacer la biodiversité aquatique (Townsend, 1996 ; Tronstad *et al.*, 2010). Ces conséquences sont plus importantes lorsque les poissons sont introduits dans un lac qui est naturellement dépourvu de poissons. Les organismes aquatiques des LSP sont naïfs à la présence de poissons et n'ont pas nécessairement développé de comportements anti-prédateurs efficaces contre ce nouveau prédateur introduit (McPeck, 1990, 1998 ; Sienkiewicz et Gąsiorowski, 2016). Les impacts des ensemencements ont été largement étudiés dans les lacs alpins sans poissons, mais demeurent encore peu connus dans les lacs de kettle, dont l'écologie elle-même reste méconnue. Ce projet de recherche visait donc à évaluer les impacts de la présence de poissons sur le réseau trophique aquatique des lacs de kettle sur esker connectés et déconnectés du réseau hydrographique de surface. Spécifiquement, ce projet s'intéressait aux conséquences de la présence de poissons sur les communautés d'amphibiens et de zooplancton, deux taxons pouvant être au sommet du réseau trophique en absence de poissons. Les résultats de ce projet de recherche auront permis de mieux comprendre les impacts potentiels d'un ensemencement en poissons dans les lacs de kettle. Puis, alors que seules les communautés de poissons, de macro-invertébrés et d'oiseaux aquatiques ont été étudiées dans les lacs de kettle sur esker (Grosbois *et al.*, 2025 ; Hasan *et al.*, 2023), le présent projet aura permis de compléter le portrait de biodiversité de ces lacs en caractérisant pour une première fois les communautés d'amphibiens et de zooplancton.

Nos résultats ont montré que la présence de poissons, par le contrôle descendant qu'ils exercent sur le réseau trophique, diminue généralement l'abondance des différents taxons d'amphibiens et de zooplancton, modifie leur composition spécifique et diminue la richesse spécifique en zooplancton. Plus précisément, nos résultats ont montré que la présence de poissons dans les lacs de kettle sur esker impacte les amphibiens durant l'ensemble de leur cycle de vie, les œufs et les larves étant les deux stades les plus fortement affectés comparativement aux adultes. Au niveau des adultes, ils se reproduisent à la fois dans les lacs avec et sans poissons, mais l'abondance de certaines

espèces est positivement ou négativement impactée par la présence de poissons. Au niveau des œufs et des larves, leur abondance est réduite en présence de poissons. Les individus larvaires ou sous forme d'œufs sont entièrement dépendants des milieux aquatiques, sont de petites tailles et peu mobiles, les rendant davantage vulnérables à la prédation par le poisson (Hecnar et M'Closkey, 1997 ; Kloskowski, 2011 ; Leu *et al.*, 2009 ; Rodrigue et Desroches, 2018 ; Welsh Jr *et al.*, 2006). En plus d'impacter l'abondance des amphibiens, la présence de poissons pourrait même nuire au recrutement larvaire de certaines espèces par la prédation qu'ils exercent (Ireland, 1989 ; Maret *et al.*, 2006 ; Pagnucco *et al.*, 2011). C'est notamment le cas de la salamandre qui a été observée sous forme d'œufs dans les LAP, mais qui était absente à l'état larvaire dans ces mêmes lacs. Conséquemment, la présence de poissons a un effet peu important sur la composition spécifique de la communauté d'amphibiens. Ces résultats confirment notre hypothèse selon laquelle la présence de poisson a un effet négatif sur l'abondance des amphibiens. Toutefois, contrairement à notre hypothèse, la diversité en amphibiens n'est pas impactée par la présence de poissons dans les lacs de kettle sur esker.

Ensuite, conformément à notre hypothèse, nos résultats ont montré que les poissons exercent un contrôle descendant sur la communauté de zooplancton et que la présence de poissons impacte l'abondance des différents taxons de zooplancton, la composition de la communauté et la diversité en zooplancton. Alors que le poisson est un prédateur visuel, il prédate davantage les espèces de plus grande taille et mobiles (Bradford *et al.*, 1998 ; Brooks et Dodson, 1965 ; Knapp *et al.*, 2001). Il prédate aussi le zooplancton pigmenté qui est le plus riche nutritivement (Grosbois et Rautio, 2018 ; Hylander *et al.*, 2012). Conséquemment, notre étude a montré que la présence de poissons a un impact négatif sur la probabilité d'occurrence du zooplancton prédateur *Chaoborus* sp., l'espèce *C. americanus* étant même absente des LAP. Toutefois, nous n'avons noté aucun impact de la présence de poissons sur le zooplancton de grande taille (p.ex. Daphniidae). Il est probable que l'impact de la prédation des poissons envers celui-ci soit mitigé par la plus faible probabilité d'occurrence de *Chaoborus*, un prédateur du zooplancton de grande taille, dans les LAP. Puis, alors que le zooplancton prédateur consomme le zooplancton de petite taille (p.e. Bosminidae et Diptomidae), nos résultats ont montré un impact négatif de la présence de poissons sur ce zooplancton. En plus des impacts sur l'abondance des taxons, la présence de poissons dans les lacs de kettle sur esker a un impact significatif sur la composition spécifique en zooplancton. Les poissons semblent

éliminer les espèces les plus vulnérables à la prédation, comme *C. americanus*, modifiant la composition spécifique de la communauté et réduisant la richesse spécifique.

En plus de la présence de poissons, les impacts de la connectivité au réseau hydrographique de surface sur les communautés d'amphibiens et de zooplancton ont également été évalués. Contrairement à notre hypothèse, la connectivité n'a pas eu d'impacts sur les communautés d'amphibiens et de zooplancton, à l'exception du crapaud d'Amérique adulte. Il est probable que la connectivité mesurée dans le cadre de cette étude n'était pas représentative des corridors de migration utilisés par les amphibiens. Toutefois, l'interaction entre la présence de poissons et la connectivité avait un effet significatif et positif sur l'abondance des larves de grenouille du Nord ainsi que sur l'abondance des adultes du crapaud d'Amérique et de la grenouille des bois. Cela suggère que l'impact des poissons pourrait différer selon qu'ils soient présents naturellement dans les lacs connectés ou qu'ils aient été introduits dans les lacs déconnectés. Les communautés d'amphibiens pourraient être mieux adaptées aux populations de poissons établies depuis longtemps et présentes naturellement qu'aux poissons récemmentensemencés (Závorka *et al.*, 2018). Chez le zooplancton, la connectivité au réseau hydrographique de surface n'avait pas d'impact significatif sur la communauté. La migration horizontale du zooplancton n'est probablement pas suffisante pour permettre la colonisation de nouveaux milieux et, ainsi, mitiger les impacts de la présence de poissons.

**Importance des lacs de kettle sur esker et implications pour leur gestion.** En Abitibi-Témiscamingue, les eskers couvrent moins de 4% du territoire, mais revêtent une grande importance économique, socioculturelle et écologique (Cloutier *et al.*, 2016). Or, ils sont soumis à de nombreuses pressions anthropiques, dont l'exploitation forestière de pin gris, l'extraction de sable et de gravier, le captage des eaux souterraines, ainsi que l'occupation du territoire pour la villégiature et les activités récréatives (p.ex. cueillette de baies et de champignons, randonnée pédestre, chasse) (Cloutier *et al.*, 2011 ; Nadeau *et al.*, 2011). Les lacs de kettle, situés sur ces eskers, sont quant à eux sollicités par les riverains et les amateurs de plein air, notamment en raison de leur eau turquoise et de leur plage.

Au niveau écologique, ces lacs représentent des écosystèmes sans poissons d'une rareté et d'une unicité importante, autant à l'échelle régionale que mondiale. En effet, les LSP sont en déclin mondialement (Kelso et Shaw, 1995 ; Pister, 2001 ; Schilling *et al.*, 2008),

et la région de l'Abitibi-Témiscamingue ne fait pas exception à cette tendance. Les lacs de kettle sur esker déconnectés du réseau hydrographique de surface sont pour la plupart dépourvus de poissons (Hasan *et al.*, 2023 ; Schilling *et al.*, 2008 ; Veillette *et al.*, 2004), mais sont menacés par les introductions légales et illégales en poissons. En plus de leur rareté, ces lacs de kettle sur esker offrent des habitats exempts de la prédation par le poisson et donc favorables à certaines espèces, dont le garrot à œil d'or, la bernache du Canada (Hasan *et al.*, 2023), les larves de salamandre et les larves du diptère *Chaoborus americanus*. Les lacs de kettle se différencient aussi des autres lacs de la forêt boréale, fort plus abondants dans la région, par leur plus faible couvert en macrophytes, de plus hauts taux d'oxygène dissous et de plus faible concentration en nutriments et en carbone organique (Hasan *et al.*, 2023). Les lacs de kettle sur esker, par leur unicité, leur différence avec les autres lacs de la forêt boréale et leur faible nombre, participent donc à l'hétérogénéité spatiale des habitats aquatiques dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, favorisant ainsi une plus grande biodiversité régionale. Malgré tout, ces écosystèmes sont, encore à ce jour, gérés comme les autres lacs de la forêt boréale (OBVT, 2013). Nous soutenons que des mesures et des efforts supplémentaires de protection doivent être mis de l'avant afin de protéger ces écosystèmes uniques et vulnérables qui contribuent à la biodiversité régionale et globale.

Par la présente, nous recommandons aux gestionnaires du territoire de reconnaître l'unicité des lacs de kettle sur esker et de leur attribuer des mesures de gestion et de protection adaptées. Les lacs de kettle sur esker sans poissons ne devraient pas êtreensemencés, ni légalement ni illégalement. Conséquemment, un travail d'identification des lacs de kettle et des LSP doit être réalisé afin de localiser ces lacs vulnérables et d'être en mesure de les protéger. D'ailleurs, d'un point de vue légal, il est interdit d'ensemencer une espèce de poissons absente du plan d'eau récepteur, à l'exception de quelques espèces de salmonidés (*Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons*. RLRQ c. C-61.1 r.7). L'ensemencement en salmonidés doit respecter l'annexe I du *Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons* (RAVP) en lien avec le zonage aquacole et le plan d'eau récepteur ne doit pas être listé dans l'annexe III du même règlement (à l'exception de l'ensemencement d'omble de fontaine). L'ensemencement est également interdit dans les lacs de l'Annexe V du RAVP. Toutefois, la localisation des LSP n'est pas connue en Abitibi-Témiscamingue, et ces lacs sont sujets à des ensemencements légaux et illégaux. Ainsi, l'identification des LSP permettrait de les

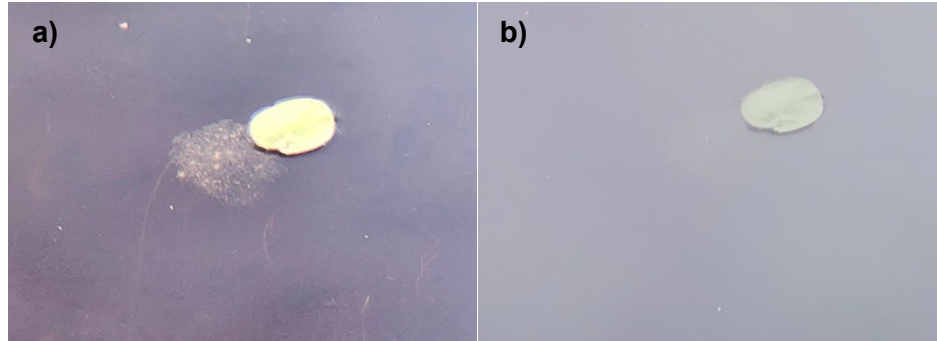
protéger légalement des ensemencements et un échantillonnage préalable aux ensemencements permettrait d'éviter l'introduction de nouvelles espèces de poissons. Finalement, nous recommandons la sensibilisation et l'éducation de la population aux impacts négatifs des ensemencements illégaux et des lois et réglementations à ce sujet.

**Limites de l'étude.** Le présent projet de recherche a permis d'évaluer les impacts de la présence de poissons sur les communautés aquatiques des lacs de kettle sur esker. Les nouvelles connaissances acquises permettent de nous informer sur les impacts potentiels de l'introduction de poissons dans ces plans d'eau. Toutefois, nous ne pouvons pas supposer que les impacts de la présence de poissons seront les mêmes que les impacts de l'introduction de poissons. Une étude de type BACI (avant-après / Before after control impact) aurait été nécessaire pour véritablement montrer les impacts de l'introduction de poissons. D'ailleurs, nous avons comparé des lacs avec et sans poissons pour évaluer l'impact de la présence de poissons. Toutefois, il est possible que les LAP, même déconnectés, hébergent des populations naturelles de poissons (p.ex. l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) en Alaska (Bell *et al.*, 1985) et l'épinoche à neuf épines (*Pungitius pungitius*) dans des étangs isolés en Arctique (Blackburn-Desbiens *et al.*, 2023)). En effet, l'historique des communautés de poissons est inconnue des lacs de kettle sur esker étudiés. Ainsi, les résultats ne reflètent pas nécessairement les impacts de l'introduction de poissons. De surcroît, il est possible que les impacts de la présence de poissons diffèrent selon la date d'introduction ou de colonisation de celui-ci, laquelle est inconnue. Une meilleure connaissance de l'historique des lacs aurait alors pu permettre de renforcer les résultats de l'étude.

Certains aspects du protocole d'échantillonnage présentent également des limites et pourraient être sujets à amélioration dans de futures recherches. D'abord, le dénombrement des masses d'œufs et la capture des larves d'amphibiens n'ont eu lieu qu'à une seule reprise dans le cadre de ce projet de recherche. Conséquemment, il est difficile d'avoir une estimation fiable et représentative de l'abondance de ces espèces à ces différents stades de développement. Nous recommandons alors de réaliser plusieurs campagnes d'échantillonnage par année, et sur plus d'un an, afin de pouvoir inclure une probabilité de détection des espèces dans les analyses statistiques. Ensuite, comme nous n'avons que 18 enregistreurs acoustiques pour 36 lacs, nous avons dû faire une rotation des enregistreurs entre les lacs dans la période de reproduction des anoues. Il est alors possible que l'intensité des chants ait varié entre ces rotations et que la période de chant

de certaines espèces ait été manquée. Nous avons toutefois inclus le jour julien comme variable non linéaire dans nos analyses statistiques afin de prendre en compte ce biais. Puis, au niveau du dénombrement des masses d'œufs d'amphibiens, nous avons noté que les périodes d'ensoleillement permettaient de repérer plus facilement les masses d'œufs que les périodes plus nuageuses, de même que le port de lunettes de soleil polarisées (Figure 10). Nous recommandons alors d'ajouter une variable d'ensoleillement, pour laquelle nous n'avons pas de données, dans les analyses statistiques pour prendre en compte ce biais et de porter en tout temps des lunettes de soleil polarisées. D'ailleurs, le port de lunettes de soleil polarisées a été respecté dans le cadre du dénombrement des masses d'œufs.

Nous soulevons aussi le fait que des variables autres que celles mesurées dans notre étude (e.g., physico-chimiques, liées à la présence de poissons et connectivité) peuvent influencer la présence et l'abondance des amphibiens et du zooplancton. D'ailleurs, il pourrait être pertinent de caractériser les herbiers aquatiques et les tiges ligneuses en zone pélagique qui sont notamment favorables au support physique des masses d'œufs d'amphibiens et qui peuvent servir de refuges spatiaux (Egan et Paton, 2004 ; Schilling *et al.*, 2009a). De plus, il pourrait également être pertinent de mesurer la pente entre la rive et la zone littorale, alors qu'une pente abrupte peut agir comme une barrière physique entre les milieux aquatiques et terrestres pour les amphibiens (Lowe *et al.*, 2006). Enfin, la présence d'habitats sans poissons à proximité des lacs étudiés, comme les étangs vernaux et les marais, pourraient être quantifiée, alors qu'ils pourraient mitiger les effets de la présence de poissons sur les populations d'amphibiens. Ces habitats, généralement sans poissons, pourraient agir comme habitats sources et alimenter les lacs avec poissons en individus, contribuant ainsi au maintien des populations par un effet de sauvetage (Cayuela *et al.*, 2020; Werner *et al.*, 2007; Zamudio et Wieczorek, 2007).



**Figure 10**  
**Photos de la même masse d'œufs prises avec a) des lunettes polarisées et b) des lunettes non polarisées.**  
Source : Ariane Barrette

**Perspective de recherches.** Ce projet de recherche a permis d'acquérir de nouvelles connaissances sur les impacts de la présence de poissons sur les communautés aquatiques des lacs de kettle sur esker et sur l'écologie aquatique de ces lacs. Nos résultats rappellent l'importance des LSP pour maintenir l'hétérogénéité spatiale en habitats et la biodiversité aquatique en eau douce. De futures recherches seront nécessaires pour localiser et dénombrer les LSP sur esker dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue afin de faciliter la protection de ces lacs et afin d'éviter leur ensemencement. Ces recherches pourront également s'intéresser aux impacts des ensemencements par des protocoles de type BACI, évaluer les impacts à long terme et à court terme de ces ensemencements, de même que leur efficacité considérant les ressources limitées en zooplancton des lacs de kettle sur esker.

**ANNEXE A – LOCALISATION (WGS), SUPERFICIE (HA), PRÉSENCE DE POISSONS (0, ABSENCE ; 1, PRÉSENCE) ET CONNECTIVITÉ AU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DE SURFACE (0, DÉCONNECTÉ ; 1, CONNECTÉ) DES LACS DE KETTLE ÉTUDIÉS**

Lake	Location (WGS84)	Area (ha)	Fish presence	Connectivity
DP1	48°28'13.3"N 78°12'8.0"W	1.3	1	0
DP2	48°36'50.6"N 77°24'16.0"W	1.7	1	0
DP3	48°28'4.4"N 78°12'15.2"W	1.5	1	0
DP4	48°23'40.9"N 78°11'5.1"W	1.5	1	0
DP5	48°56'42.1"N 77°57'1.4"W	6.9	0	0
DP6	48°58'38.9"N 77°56'40.9"W	6.6	1	0
DP7	48°41'0.7"N 77°54'6.8"W	1.3	1	0
DP8	48°53'53.7"N 77°56'46.9"W	4.1	1	0
DP9	48°50'7.04"N 78°23'15.5"W	4.9	0	0
DS1	48°28'13.3"N 77°49'35.7"W	2.1	0	0
DS2	48°53'41.1"N 78°24'39.1"W	0.9	0	0
DS3	48°53'42.3"N 78°40'51.0"W	1.6	0	0
DS4	48°31'13.9"N 77°49'45.8"W	1.6	0	0
DS5	48°48'42.6"N 77°55'59.2"W	1.3	0	0
DS6	48°58'49.5"N 77°56'34.0"W	0.8	0	0
DS7	48°24'44.3"N 78°10'54.8"W	3.5	0	0
DS8	48°29'38.0"N 78°11'55.5"W	1.0	0	0
DS9	48°27'41.4"N 78°12'29.0"W	3.9	0	0
CP1	48°42'12.4"N 78°33'29.4"W	6.7	1	1
CP2	48°29'8.6"N 78°38'58.5"W	1.0	1	1

CP3	48°39'53.3"N 78°18'18.8"W	3.0	1	1
CP4	48°50'49.4"N 77° 56'11.1"W	5.3	1	1
CP5	48°57'3.0"N 77°57'16.1"W	1.8	1	1
CP6	48°54'38.9"N 78°24'57.7"W	5.9	1	1
CP7	48°52'7.0"N 78°24'12.6"W	2.6	1	1
CP8	48°30'5.1"N 78°39'43.7"W	1.1	1	1
CP9	48°27'49.7"N 78°39'14.7"W	1.4	0	1
CS1	48°52'52.7"N 78°40'09.6"W	3.7	1	1
CS2	48°43'11.5"N 78°33'12.7"W	1.4	0	1
CS3	48°46'2.9"N 78°34'20.8"W	3.1	1	1
CS4	48°31'1.2"N 78°31'48.9"W	2.7	0	1
CS5	48°46'56.5"N 77°55'16.0"W	2.2	0	1
CS6	48°52'43.4"N 77°56'2.6"W	1.5	1	1
CS7	48°55'31.7"N 77°56'49.3"W	4.2	0	1
CS8	48°33'20.2"N 78°31'57.4"W	1.8	1	1
CS9	48°24'15.9"N 78°10'45.2"W	6.9	0	1

---



**ANNEXE C – SÉLECTION DES VARIABLES INDÉPENDANTES À INCLURE DANS LES MODÈLES STATISTIQUES EN FONCTION DE LEUR PERTINENCE BIOLOGIQUE, DES RÉSULTATS DE L'ALGORITHME DE SÉLECTION BORUTA, DU MEILLEUR MODÈLE DÉRIVÉ DU CRITÈRE D'INFORMATION D'AKAIKE (AIC) ET DE L'ÉLIMINATION RÉTROGRADE. \* INDIQUE UNE INTERACTION ENTRE LES DEUX VARIABLES**

Dependant variables	Independent variables to be included in statistical models based on:			
	Biological relevance of the variables	Boruta feature selection algorithm	Best model based on Akaike Information Criterion (AIC) values	Backward elimination
<b>Egg masses' presence</b>	Fish presence Connectivity Fish presence*connectivity Species Dissolved oxygen concentration Specific conductivity Dissolved organic carbon pH	Dissolved oxygen concentration Specific conductivity Dissolved inorganic carbon	Fish presence Dissolved oxygen concentration pH	Fish presence Connectivity Species
<b>Spotted salamander egg masses' abundance</b>	Fish presence Connectivity Fish presence*connectivity Dissolved oxygen concentration Dissolved organic carbon pH	Fish presence Specific conductivity Dissolved oxygen saturation Dissolved oxygen concentration Dissolved inorganic carbon	Fish presence Connectivity Fish presence * connectivity pH	Fish presence
<b>Wood frog egg masses' abundance</b>	Fish presence Connectivity Fish presence*connectivity Dissolved oxygen concentration Specific conductivity pH		Fish presence Specific conductivity pH	Fish presence Connectivity
<b>Mink frog egg masses' abundance</b>	Fish presence Connectivity Fish presence * connectivity Specific conductivity pH		Fish presence Connectivity Fish presence*connectivity Specific conductivity pH	Fish presence Connectivity
<b>Mink frog tadpole relative abundance</b>	Fish presence Connectivity Fish presence * connectivity Specific conductivity	Fish presence	Fish presence pH	Fish presence Connectivity Fish presence*connectivity

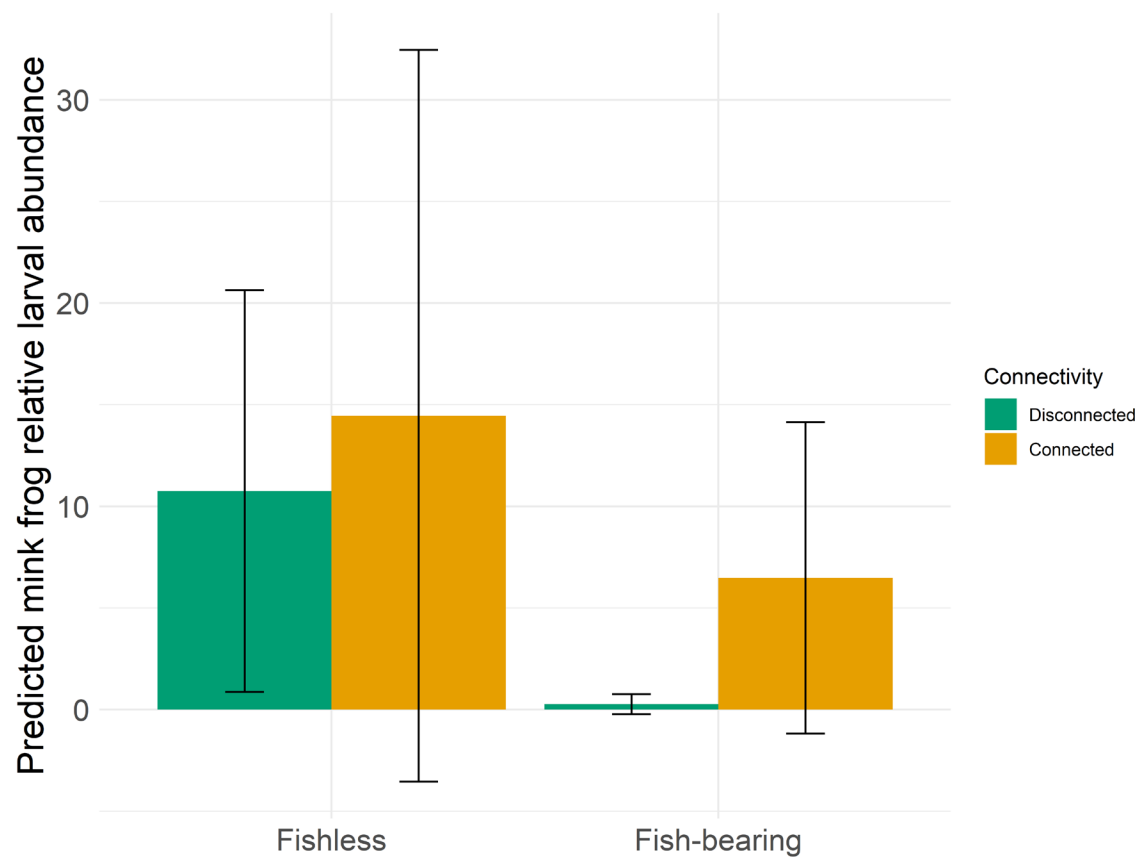
	pH			
<b>Green frog tadpole relative abundance</b>	Fish presence	Dissolved oxygen concentration	Dissolved organic carbon	Fish presence
	Connectivity	Photic zone		Connectivity
	Fish presence*connectivity			
	Dissolved organic carbon			
	pH			
<b>Amphibian relative larval abundance</b>	Fish presence	Fish presence	Fish presence	Fish presence
	Connectivity	Dissolved organic carbon	Dissolved organic carbon	Dissolved organic carbon
	Fish presence *connectivity	Specific conductivity		
	Dissolved oxygen concentration			
	Specific conductivity			
	Dissolved organic carbon			
	pH			

Sources: Bevier *et al.*, 2022 ; Dodd, 2023 ; Mills et Ward, 2015 ; Roby-Thomas, 2006 (pour l'évaluation de la pertinence biologique des variables)

**ANNEXE D – ABONDANCE RELATIVE (CAPTURES PAR 24H DE PÊCHE) ET RICHESSE SPÉCIFIQUE MOYENNE EN POISSONS DANS LES LACS CONNECTÉS ET DÉCONNECTÉS (MOYENNE ± ÉCART-TYPE [MIN, MAX])**

Species	Lake type	
	Connected lakes (n=12)	Disconnected lakes (n=7)
Brook stickleback ( <i>Culaea inconstans</i> )	84.8 ± 152.6 [0, 462]	247.4 ± 391.0 [0, 1053]
Brown bullhead ( <i>Ameiurus nebulosus</i> )	35.0 ± 94.5 [0, 322]	114.3 ± 229.8 [0, 610]
Northern redbelly dace ( <i>Chrosomus eos</i> )	58.3 ± 186.3 [0, 649]	14.6 ± 27.7 [0, 72]
Yellow perch ( <i>Perca flavescens</i> )	73.7 ± 125.1 [0, 424]	27.4 ± 52.2 [0, 136]
White sucker ( <i>Catostomus commersoni</i> )	10.5 ± 36.4 [0, 126]	8.0 ± 19.5 [0, 52]
Pearl dace ( <i>Margariscus margarita</i> )	58.8 ± 153.6 [0, 514]	0
Golden shiner ( <i>Notemigonus crysoleucas</i> )	16.9 ± 58.6 [0, 203]	0
Mottled sculpin ( <i>Cottus bairdi</i> )	0.2 ± 0.6 [0, 2]	0
Fathead Minnow ( <i>Pimephales promelas</i> )	1.3 ± 4.6 [0, 16]	0
Brook trout ( <i>Salvelinus fontinalis</i> )	1.2 ± 4.0 [0, 14]	0
Others Cyprinidae	0	4.0 ± 10.6 [0, 28]
Species richness	2.2 ± 1.3 [1, 5]	1.7 ± 1.3 [1, 4]

**ANNEXE E – ABONDANCE RELATIVE PRÉDITE DES LARVES DE GRENOUILLES DU NORD DANS LES LACS AVEC OU SANS POISSONS, CONNECTÉS OU DÉCONNECTÉS DU RÉSEAU HYDROGRAPHIQUE DE SURFACE (INTERVALLES DE CONFIANCE À 95%)**



**ANNEXE F – ABONDANCE RELATIVE (CAPTURES PAR 1000 L D’EAU FILTRÉE) DE ZOOPLANCTON DANS LES LACS CONNECTÉS OU DÉCONNECTÉS ET AVEC OU SANS POISSONS (MOYENNE ± ÉCART-TYPE [MIN, MAX])**

Taxa	Lake type			
	Fishless and disconnected lakes (n=11)	Fishless and connected lakes (n=6)	Fish-bearing and disconnected lakes (n=7)	Fish-bearing and connected lakes (n=12)
Female calanoids	274.9 ± 461.8 [0, 1 225]	1032.2 ± 1 828.8 [0, 4 598]	1 253.6 ± 960.7 [0, 2 570]	240.0 ± 433.4 [0, 1 178]
Male cyclopoids	21.5 ± 42.7 [0, 143]	0.5 ± 0.8 [0, 2]	60.1 ± 66.3 [0, 184]	3.8 ± 8.7 [0, 29]
Nauplii	589.6 ± 958.4 [10, 3 340]	929.8 ± 763.7 [97, 1 678]	1 892.1 ± 2 047.2 [51, 5 543]	1 136.8 ± 1 879.9 [11, 5 386]
Juvenile calanoids	146.2 ± 280.5 [0, 924]	318.0 ± 647.0 [0, 1 630]	478.3 ± 794.5 [0, 2 256]	55.9 ± 90.5 [0, 315]
Juvenile cyclopoids	94.5 ± 119.2 [7, 399]	113.5 ± 203.1 [2, 522]	304.3 ± 393.5 [0, 1 126]	1 114.4 ± 3 580.5 [0, 12 474]
Cladocerean sp.	0	0	0.1 ± 0.4 [0, 1]	3.0 ± 10.4 [0, 36]
Sididae sp.	7.8 ± 25.9 [0, 86]	0	0.9 ± 2.3 [0, 6]	0.2 ± 0.9 [0, 3]
Bosminidae sp.	1.6 ± 3.5 [0, 11]	0	0.7 ± 1.9 [0, 5]	119.8 ± 415.1 [0, 1 438]
Chydoridae sp.	13.9 ± 33.3 [0, 104]	1.0 ± 2.5 [0, 6]	3.7 ± 5.8 [0, 14]	0
Temoridae sp.	0	0	9.6 ± 25.3 [0, 67]	0.5 ± 1.7 [0, 6]
<i>Diaphanosoma birgei</i>	21.9 ± 43.5 [0, 142]	9.7 ± 18.4 [0, 46]	129.6 ± 268.5 [0, 732]	2.8 ± 6.0 [0, 21]
<i>Holopedium gibberum</i>	5.8 ± 5.1 [0, 16]	113.0 ± 244.1 [0, 610]	793.0 ± 1 259.3 [0, 2 922]	188.3 ± 347.2 [0, 1 124]
<i>Polyphemus pediculus</i>	90.6 ± 295.4 [0, 981]	1.7 ± 3.2 [0, 8]	0	5.8 ± 13.4 [0, 35]
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	28.9 ± 83.2 [0, 278]	3.2 ± 7.8 [0, 19]	67.9 ± 176.9 [0, 469]	83.6 ± 228.2 [0, 799]
<i>Daphniidae</i> sp.	0	0	1.3 ± 3.4 [0, 9]	0

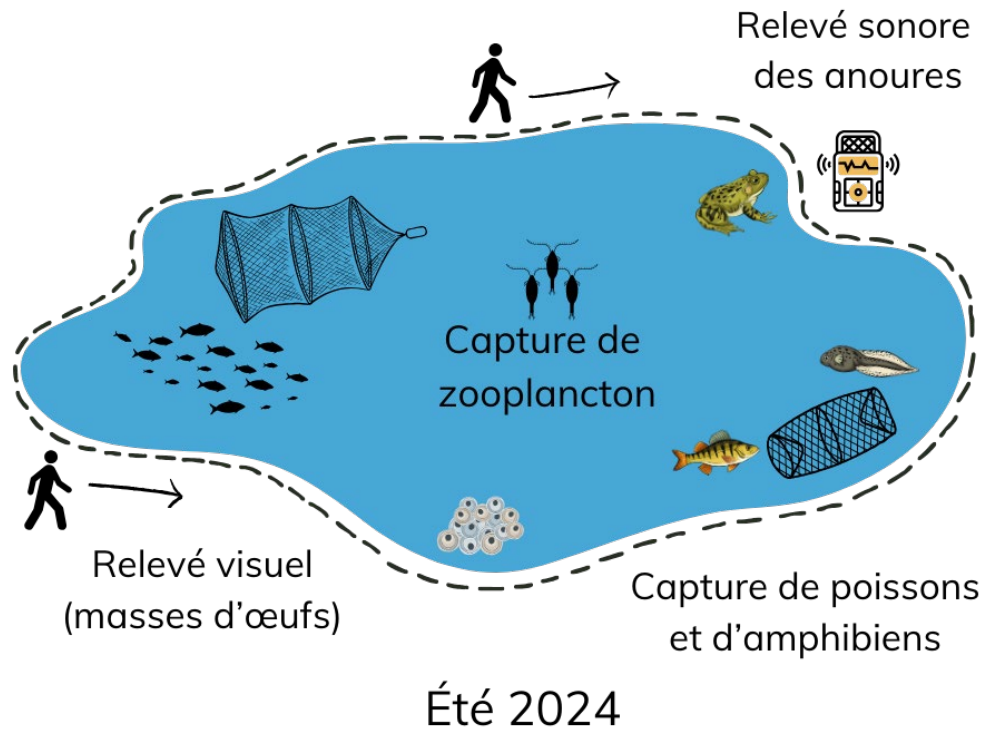
<i>Daphnia ambigua</i>	0	0.3 ± 0.8 [0, 2]	5.1 ± 11.9 [0, 32]	136.6 ± 378.7 [0, 1 298]
<i>Daphnia magna</i>	13.0 ± 27.6 [0, 94]	1.0 ± 1.6 [0, 3]	10.6 ± 26.2 [0, 70]	2.9 ± 10.1 [0, 35]
<i>Cyclopidae</i> sp.	52.9 ± 122.7 [0, 411]	12.2 ± 15.6 [0, 38]	165.1 ± 214.9 [0, 604]	20.4 ± 38.0 [0, 107]
<i>Diaacyclops thomasi</i>	9.7 ± 26.3 [0, 88]	0.7 ± 1.2 [0, 3]	21.0 ± 39.2 [0, 101]	21.1 ± 72.4 [0, 251]
<i>Microcyclops rubellus</i>	9.1 ± 22.5 [0, 72]	1.5 ± 2.5 [0, 6]	8.9 ± 21.0 [0, 56]	3.8 ± 9.0 [0, 27]
<i>Microcyclops</i> sp.	0	0	24.4 ± 50.9 [0, 136]	0
<i>Chaoborus flavicans</i>	10.0 ± 19.7 [0, 67]	33.2 ± 30.3 [0, 74]	1.1 ± 2.0 [0, 5]	2.8 ± 9.5 [0, 33]
<i>Chaoborus americanus</i>	2.6 ± 6.9 [0, 23]	0.3 ± 0.8 [0, 2]	0	0
<i>Chaoborus</i> sp.	4.4 ± 9.5 [0, 30]	4.0 ± 5.6 [0, 15]	1.0 ± 1.3 [0, 3]	1.2 ± 4.0 [0, 14]
<i>Chaoborus trivitattus</i>	4.3 ± 11.2 [0, 37]	6.2 ± 9.9 [0, 26]	0	1.7 ± 5.8 [0, 20]
<i>Bosmina longirostris</i>	86.7 ± 130.9 [0, 20 340]	250.7 ± 525.1 [0, 1 319]	1230.7 ± 1 403.6 [14, 3 235]	1 988.5 ± 5 922.9 [0, 20 773]
<i>Epischura nordenskioldi</i>	0	0	4.6 ± 12.1 [0, 32]	8.1 ± 20.8 [0, 69]
<i>Epischura lacustris</i>	0	0	0	0.4 ± 1.4 [0, 5]
<i>Diaptomidae</i>	19.7 ± 49.8 [0, 162]	43.2 ± 67.0 [0, 172]	223.7 ± 322.0 [0, 898]	26.5 ± 46.1 [0, 133]
<i>Sida crystallina</i>	6.6 ± 14.7 [0, 40]	0	0	0.9 ± 3.2 [0, 11]
<i>Onychodiaptomus birgei</i>	0.1 ± 0.3 [0, 1]	0	0	0
<i>Eurytemora affinis</i>	0.1 ± 0.3 [0, 1]	0	1.7 ± 3.4 [0, 9]	0.7 ± 2.3 [0, 8]

ANNEXE G – RÉSULTATS DES MODÈLES APRÈS AVOIR RETIRÉ TROIS LACS CONSIDÉRÉS NON-INDÉPENDANTS (CP1, CP4, CS3) EN RAISON DE LEUR CONNECTIVITÉ HYDROLOGIQUE ENTRE EUX. LES VARIABLES INDÉPENDANTES INCLUSES DANS LE MODÈLE LE PLUS PARCIMONIEUX, LES VALEURS ESTIMÉES ET LES ERREURS STANDARDS ( $B \pm SE$ ), LES VALEURS DE P ASSOCIÉES AINSI QUE LES DEGRÉS DE LIBERTÉS (DF) SONT MONTRÉS. LA VALEUR DU CRITÈRE D'INFORMATION D'AKAIKE (AIC) A ÉTÉ OBTENUE POUR CHAQUE MODÈLE. LES POIDS D'AKAIKE ( $\omega_i$ ) ONT ÉTÉ CALCULÉS UNIQUEMENT POUR LES MODÈLES DANS LESQUELS TOUTES LES COMBINAISONS POSSIBLES DE VARIABLES ONT ÉTÉ COMPARÉES ET CLASSÉES SELON L'AIC AFIN DE PROCÉDER À LA SÉLECTION DES VARIABLES. POUR LES MODÈLES D'ABONDANCE DES MASSES D'OEUFES DE GRENOUILLES DES BOIS ET D'ABONDANCE DES TÊTARDS DE GRENOUILLES VERTES, LES POIDS D'AKAIKE N'ONT PAS ÉTÉ CALCULÉS, CAR TROP DE MODÈLES N'ONT PAS CONVERGÉ. LES VARIABLES SIGNIFICATIVES SONT INDIQUÉES EN GRAS. \* :  $P \leq 0,05$  ; \*\* :  $P \leq 0,01$  ; \*\*\* :  $P \leq 0,001$

Dependent variables	Independent variables	$\beta \pm SE$	p-values	df	AIC	$\omega_i$
<b>Amphibians</b>						
<b>Zero-inflated negative binomial model</b>						
Spotted salamander egg masses' abundance	Fish presence	-2.48 $\pm$ 1.11	<b>0.026*</b>	29	143.5	0.001
Wood frog egg masses' abundance	Fish presence	-3.96 $\pm$ 2.21	0.07	28	115.8	NA
	Connectivity	1.80 $\pm$ 2.21	0.41			
Mink frog egg masses' abundance	Fish presence	-0.11 $\pm$ 0.60	0.85	28	75.3	0.003
	Connectivity	-0.08 $\pm$ 0.60	0.90			
Mink frog tadpole relative abundance	Fish presence	-3.69 $\pm$ 0.99	<b>&lt;0.001***</b>	27	175.1	0.006
	Connectivity	0.30 $\pm$ 0.68	0.659			
	Fish presence*connectivity	3.26 $\pm$ 1.30	<b>0.012*</b>			
Green frog tadpole relative abundance	Fish presence	-1.59 $\pm$ 4.21	0.705	28	80.0	NA
	Connectivity	2.45 $\pm$ 4.21	0.562			
<b>GLM, binomial family</b>						
Egg masses' presence	Fish presence	-1.15 $\pm$ 0.51	<b>0.023*</b>	94	120.6	<0.001
	Connectivity	0.50 $\pm$ 0.49	0.302			
	Species Mink frog	-0.37 $\pm$ 0.59	0.536			

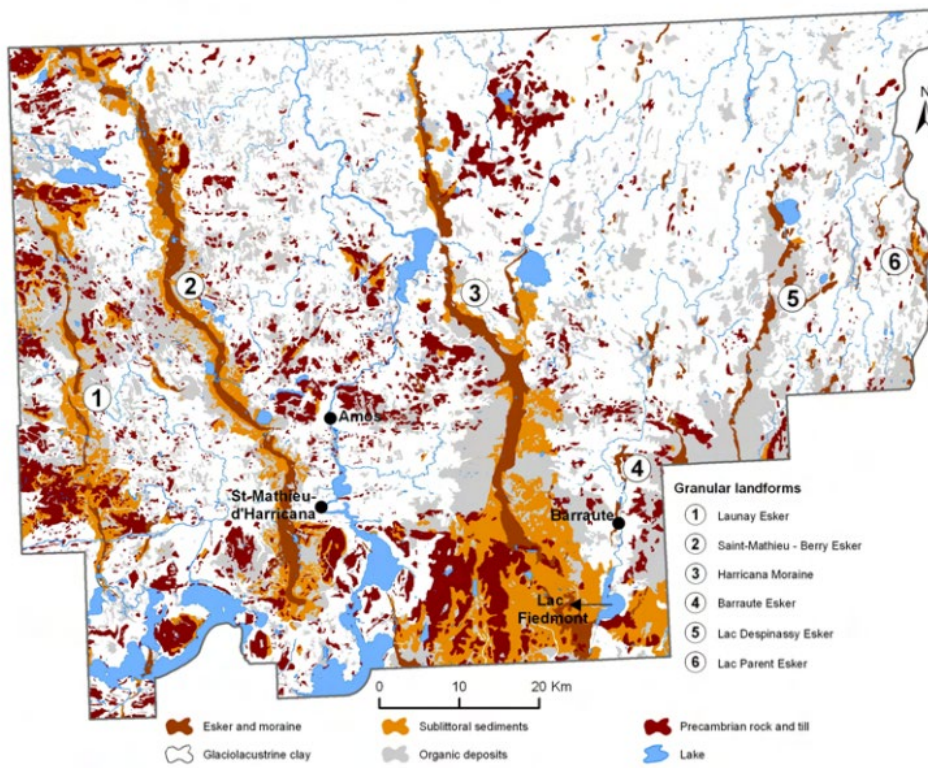
	Wood frog	0.16 ± 0.56	0.779			
<b>LM</b> ( <i>p</i> of the model: <0.001)						
log (amphibian relative larval abundance + 1)	Fish presence	-2.06 ± 0.37	<0.001***	27	91.7	0.17
	Dissolved organic carbon	0.51 ± 0.18	0.009**			
<b>GAM, OCAT family</b>						
Northern spring pepper calling score (1 <sup>st</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>					
	Fish presence	0.36 ± 0.81	0.656		108.4	
	Connectivity	-1.01 ± 0.82	0.222			
	Fish presence*connectivity	-1.37 ± 1.23	0.267			
	<b>Non-linear predictor</b>					
	Julian day		<0.001***	4.2		
Northern spring pepper calling score (2 <sup>nd</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>					
	Fish presence	-0.46 ± 0.37	0.223		387.8	
	Connectivity	-0.12 ± 0.40	0.766			
	Fish presence *connectivity	0.10 ± 0.58	0.861			
	<b>Non-linear predictor</b>					
	Julian day		<0.001***	9.3		
Wood frog calling score	<b>Linear predictors</b>					
	Fish presence	-1.41 ± 0.37	<0.001***		491.0	
	Connectivity	-0.38 ± 0.36	0.295			
	Fish presence *connectivity	1.79 ± 0.57	0.002**			
	<b>Non-linear predictor</b>					
	Julian day		<0.001***	5.8		
American toad calling score (1 <sup>st</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>					
	Fish presence	2.00 ± 0.65	0.002**		222.5	
	Connectivity	1.57 ± 0.67	0.019*			
	Fish presence *connectivity	-0.95 ± 0.83	0.255			
	<b>Non-linear predictor</b>					
	Julian day		0.005**	6.0		

American toad calling score (2 <sup>nd</sup> sampling period)	<b>Linear predictors</b>				
	Fish presence	-1.57 ± 0.69	<b>0.022*</b>		182.2
	Connectivity	-0.51 ± 0.59	0.385		
	Fish presence *connectivity	2.57 ± 0.96	<b>0.007**</b>		
Mink frog calling score	<b>Non-linear predictor</b>				
	Julian day		<b>0.015*</b>	4.6	
	<b>Linear predictors</b>				
	Fish presence	0.73 ± 0.36	<b>0.042*</b>		495.4
	Connectivity	0.20 ± 0.39	0.613		
Green frog calling score	Fish presence *connectivity	-0.41 ± 0.54	0.454		
	<b>Non-linear predictor</b>				
	Julian day		<b>&lt;0.001***</b>	4.7	
	<b>Linear predictors</b>				
	Fish presence	-1.52 ± 0.55	<b>0.005**</b>		302.8
Zooplankton	Connectivity	-0.20 ± 0.44	0.641		
	Fish presence *connectivity	1.83 ± 0.74	<b>0.013*</b>		
	<b>Non-linear predictor</b>				
	Julian day		0.102	1.0	
<b>GLM, binomial family</b>					
<i>Chaoborus</i> larvae presence	Fish presence	-1.97 ± 0.79	<b>0.012*</b>	31	42.6
<b>LM (<i>p</i> of the model: 0.037)</b>					
log (species richness + 1)	Fish presence	-0.25 ± 0.11	<b>0.026*</b>	31	20.7

**APPENDICE A – PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE DE LA FAUNE AQUATIQUE**

Source : Ariane Barrette

## APPENDICE B – LOCALISATION DES ESKERS ET MORAINES DE LA MRC ABITIBI



Source : Veillette *et al.*, 2007

**APPENDICE C – INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES SUR LES  
PÉRIODES DU CYCLE DE VIE DES AMPHIBIENS RETROUVÉS EN  
ABITIBI**

<b>Amphibiens à reproduction hâtives en Abitibi</b>		
<b>Espèce</b>	<b>Période de reproduction</b>	<b>Durée des stades</b>
<b>Rainette crucifère</b> ( <i>Pseudacris crucifer</i> )	Avril à début juin	Œuf : 1 à 3 semaines Têtards : 2 à 3 mois
<b>Crapaud d'Amérique</b> ( <i>Anaxyrus americanus</i> )	Avril à juin Durée : 1 à 2 semaines	Œuf : 2 à 7 jours Têtards : 6 à 9 semaines
<b>Grenouille des bois</b> ( <i>Lithobates sylvaticus</i> )	Avril à juin Durée : 1 à 2 semaines	Œuf : 1 à 3 semaines Têtard : 6 à 12 semaines
<b>Grenouille léopard</b> ( <i>Lithobates pipiens</i> )	Avril à juin	Œuf : 1 à 3 semaines Têtards : 2 à 3 mois
<b>Grenouille des marais</b> ( <i>Lithobates palustris</i> )	Avril à juin	Œuf : 1 à 3 semaines Têtards : 3 à 4 mois
<b>Rainette versicolore</b> ( <i>Hyla versicolor</i> )	Mai à juillet	Œufs : 1 à 3 semaines Têtards : 1 à 2 mois
<b>Amphibiens à reproduction tardive</b>		
<b>Grenouille verte</b> ( <i>Lithobates clamitans</i> )	Mai à août	Œuf : < 1 semaine Têtards : 1 à 2 hivers
<b>Grenouille du Nord</b> ( <i>Lithobates septentrionalis</i> )	Juin à août	Œufs : < 2 semaines Têtards : 1 à 2 ans
<b>Autres amphibiens de l'Abitibi</b>		
<b>Triton vert</b> ( <i>Notophthalmus viridescens</i> )	Printemps ou début de l'été	
<b>Salamandre à points bleus</b> ( <i>Ambystoma laterale</i> )	Début du printemps	
<b>Salamandre cendrée</b> ( <i>Plethodon cinereus</i> )	Printemps ou à l'automne	
<b>Salamandre maculée</b> ( <i>Ambystoma maculatum</i> )	Début du printemps	

Source : Données provenant de Bouthillier et al. (2015), Canadian Herpetological Society (2024), Feldman et al. (2023) et Rodrigue & Desroches (2018).

APPENDICE D – AFFICHE SCIENTIFIQUE, MARS 2025

## Lacs sur esker: Des habitats sans poissons qui grouillent de grenouilles ?

Une étude sur les impacts de l'introduction de poissons sur les réseaux trophiques aquatiques



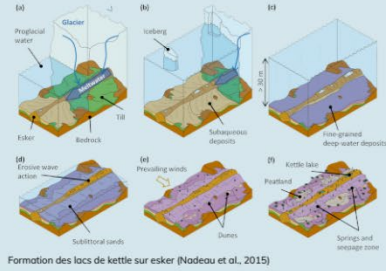
**Ariane Barrette**<sup>1</sup>, **Katrine Turgeon**<sup>2</sup> et **Guillaume Grosbois**<sup>1</sup>

1. Groupe de Recherche en Écologie de la MRC d'Abitibi, Institut de recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue  
2. Chaire de recherche du Canada en socio-écologie de la conservation et de la gestion des poissons et de la faune, Université du Québec en Outaouais



**Mise en contexte**

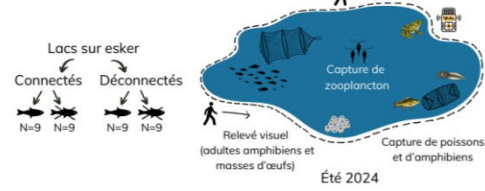
- Majorité des lacs de kettle sur esker sont déconnectés du réseau hydrographique de surface → lacs sans poissons !
- Lacs sans poissons:
  - Habitats exceptionnels sans prédation par le poisson
  - De plus en plus rares (ensemencement légal et illégal)
- Écosystèmes aquatiques sur esker sont méconnus



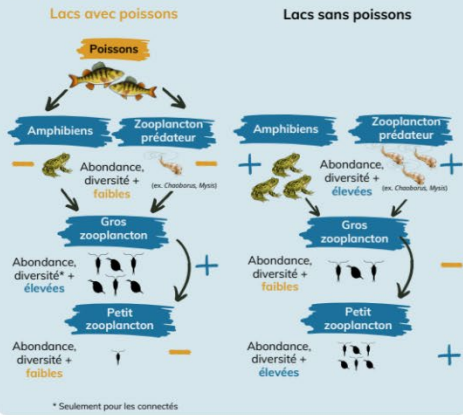
**Objectifs**

Évaluer les impacts de la présence de poissons sur le réseau trophique aquatique des lacs sur esker connectés et déconnectés du réseau hydrographique de surface en Abitibi-Témiscamingue.

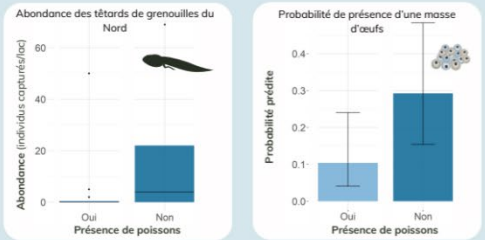
**Méthodes**



**Hypothèses**



**Résultats préliminaires**



- Affecte négativement l'abondance des têtards de grenouille du Nord
- Diminue la probabilité de présence de masses d'œufs d'amphibiens dans les lacs sur esker

**Contributions**

- Première étude sur les amphibiens et sur le zooplancton des lacs sur esker
- Participe à la protection et à la conservation des lacs sans poissons en Abitibi-Témiscamingue






Pour des images exclusives de mon terrain, plonge ICI!





Contact:  
Ariane.Barrette@uqat.ca









**APPENDICE E – PRÉSENTATION D'UN ATELIER PAR ARIANE BARRETTE  
ET SABRINA CLOUTIER AU RENDEZ-VOUS DES RESSOURCES  
NATURELLES DE L'ASSOCIATION FORESTIÈRE DE L'ABITIBI-  
TÉMISCAMINGUE, JUIN 2025**

Source : Ariane Barrette



**APPENDICE F – PRÉSENTATION DU PROJET DE RECHERCHE ET DES  
RÉSULTATS AU PARC NATIONAL D'AIGUEBELLE, MAI 2025**



Source : Guillaume Grosbois

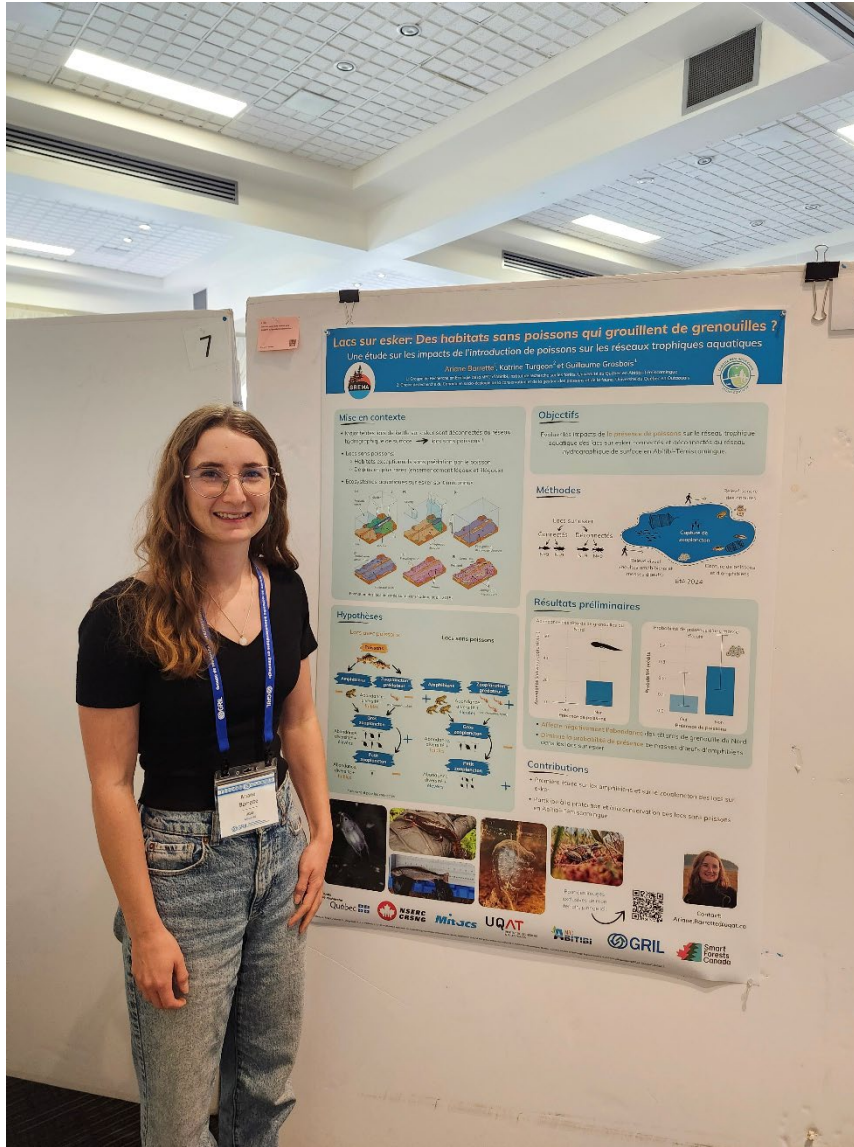
**APPENDICE G – LECTURE PUBLIQUE DE L'ŒUVRE RÉALISÉE DANS LE  
CADRE DU PROJET *RÉÉCRIRE LA FORÊT BORÉALE*,  
SYMPOSIUM SPECTRALITÉS ET SPÉCULATIONS DU LAC OSISKO, MAI  
2025**



Source : Réécrire la forêt boréale

## APPENDICE H – PRÉSENTATION PAR AFFICHE AU SYMPOSIUM ANNUEL DU GRIL, MARS 2025

Source : Ariane Barrette



**APPENDICE I – LAURÉATE DU PRIX CHANTIERS CHIBOUGAMAU,  
PRODUITS FORESTIERS RÉSOLU ET WEST FRASER POUR LA  
MEILLEURE PRÉSENTATION PAR AFFICHE AU COLLOQUE DE LA  
CHAIRE AFD EN 2024**

Source : Chaire en aménagement forestier durable (AFD)



**APPENDICE J – PRÉSENTATION ÉCLAIR AU SYMPOSIUM ANNUEL DU  
GRIL SUIVIE D'UNE PRÉSENTATION PAR AFFICHE, MARS 2024**



Source : Justine Labelle

**APPENDICE K – TÊTARDS AYANT POTENTIELLEMENT ÉCHAPPÉ À LA PRÉDATION. REMARQUEZ LA QUEUE DES TÊTARDS COUPÉE**

Source : Ariane Barrette



**APPENDICE L – MASSE D'ŒUFS DE SALAMANDRE MACULÉE. PHOTO  
AYANT ÉTÉ SÉLECTIONNÉE POUR LE CALENDRIER 2025-2026 DU  
GRIL**



Source : Marie-Claude Mayotte

**APPENDICE M – GRENOUILLE DES BOIS ADULTE. PHOTO AYANT ÉTÉ  
SÉLECTIONNÉE POUR LE CALENDRIER 2025-2026 DU GRIL**



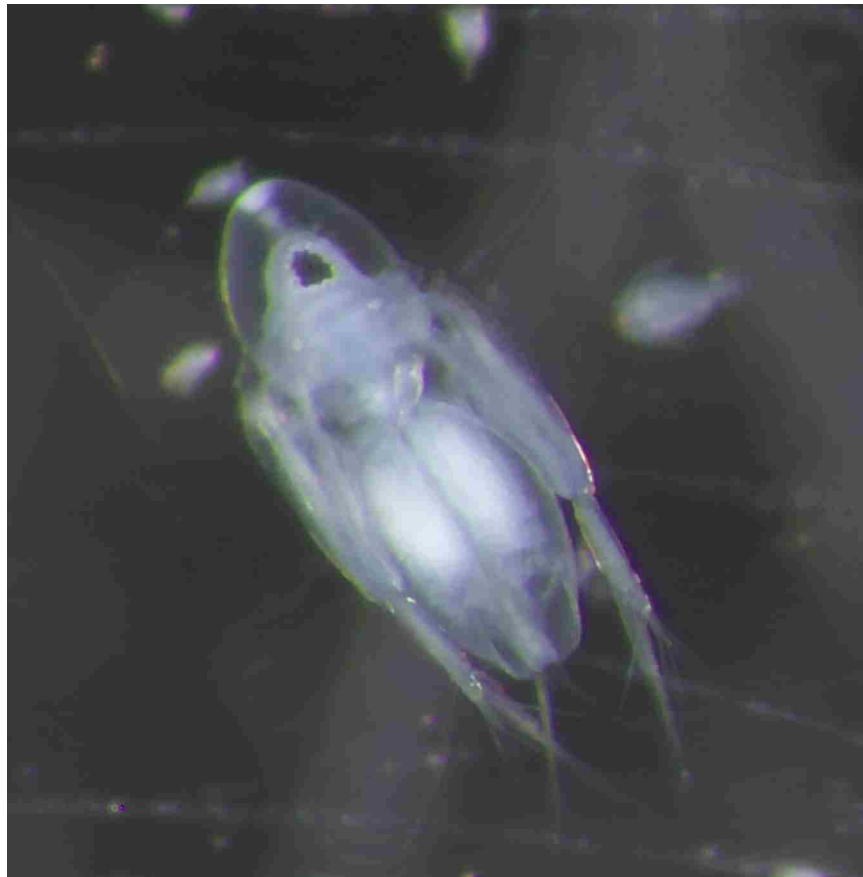
Source : Ariane Barrette

**APPENDICE N – RÉCOLTE DE ZOOPLANCTON SOUS LA PLUIE  
BATTANTE. PHOTO AYANT REÇU LE PRIX CHANTIER  
CHIBOUGAMEAU DE LA MEILLEURE PHOTO COMIQUE AU COLLOQUE  
DE LA CHAIRE AFD EN 2024**



Source : Ariane Barrette

**APPENDICE O – *DIAPHANOSOMA BIRGEI* SOUS BINOCULAIRE**



Source : Myriam Marentette

**APPENDICE P – ENREGISTREUR ACOUSTIQUE INSTALLÉ EN  
PÉRIPHÉRIE D’UN LAC DE KETTLE SUR ESKER AFIN  
D’ÉCHANTILLONNER LES ANOURES MÂLES EN REPRODUCTION**



Source : Ariane Barrette

**APPENDICE Q – ENGIN DE PÊCHE DE TYPE VERVEUX UTILISÉ DANS LE  
CADRE DE CE PROJET DE RECHERCHE**

Source : Ariane Barrette



## LISTE DE RÉFÉRENCES

- Adams, S. B., Frissell, C. A. et Rieman, B. E. (2000). Movements of nonnative brook trout in relation to stream channel slope. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(3), 623-638. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2000\)129%3C0623:monbti%3E2.3.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2000)129%3C0623:monbti%3E2.3.co;2)
- Ala-aho, P., Rossi, P. M. et Kløve, B. (2013). Interaction of esker groundwater with headwater lakes and streams. *Journal of Hydrology*, 500, 144-156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.014>
- Albanese, B., Angermeier, P. L. et Dorai-Raj, S. (2004). Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 61(6), 857-869. <https://doi.org/10.1139/F04-096>
- Albanese, B., Angermeier, P. L. et Peterson, J. T. (2009). Does mobility explain variation in colonisation and population recovery among stream fishes? *Freshwater Biology*, 54(7), 1444-1460. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02194.x>
- Alexander, T. J., Vonlanthen, P., Periat, G., Degiorgi, F., Raymond, J.-C., & Seehausen, O. (2015). Evaluating gillnetting protocols to characterize lacustrine fish communities. *Fisheries Research*, 161, 320-329. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.08.009>
- Annich, N. C., Bayne, E. M. et Paszkowski, C. A. (2019). Identifying Canadian toad (*Anaxyrus hemiophrys*) habitat in northeastern Alberta, Canada. *Herpetological Conservation and Biology*, 14, 503-514.
- Arribas, R., Díaz-Paniagua, C., Caut, S. et Gomez-Mestre, I. (2015). Stable isotopes reveal trophic partitioning and trophic plasticity of a larval amphibian guild. *PLOS ONE*, 10(6), e0130897. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0130897>
- Babbitt, K. J., Baber, M. J. et Tarr, T. L. (2003). Patterns of larval amphibian distribution along a wetland hydroperiod gradient. *Canadian Journal of Zoology*, 81(9), 1539-1552. <https://doi.org/10.1139/z03-131>
- Bahls, P. (1992). The status of fish populations and management of high mountain lakes in the Western United States. *Northwest Science*, 66(3), 183-193.
- Barrette, A. (2025). Parcelle d'esker. Dans *Eskers*. Zinc.
- Bartoń, K. (2010, 28 mai). *MuMIn: Multi-model inference*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.MuMIn>

- Bell, M. A., Francis, R. C. et Havens, A. C. (1985). Pelvic reduction and its directional asymmetry in threespine sticklebacks from the Cook Inlet region, Alaska. *Copeia*, 1985(2), 437-444. <https://doi.org/10.2307/1444855>
- Bellier, E., Engen, S., & Jensen, T. C. (2022). Seasonal diversity dynamics of a boreal zooplankton community under climate impact. *Oecologia*, 199(1), 139-152. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05165-0>
- Bennett, S. H., Waldron, J. L. et Welch, S. M. (2012). Light bait improves capture success of aquatic funnel-trap sampling for larval amphibians. *Southeastern Naturalist*, 11(1), 49-58.
- Bevier, C. R., Lambert, M. R., Arietta, A. Z. A., Persons, T. B. et Watkins-Colwell, G. J. (2022). Early life of the mink frog (*Rana septentrionalis*): from fertilization to metamorphosis. *Ichthyology & Herpetology*, 110(3), 495-501. <https://doi.org/10.1643/h2021133>
- Bevier, C. R., Larson, K., Reilly, K. et Tat, S. (2004). Vocal repertoire and calling activity of the mink frog, *Rana septentrionalis*. *Amphibia-Reptilia*, 25(3), 255-264. <https://doi.org/10.1163/1568538041975107>
- Blackburn-Desbiens, P., Grosbois, G., Power, M., Culp, J. et Rautio, M. (2023). Integrating hydrological connectivity and zooplankton composition in Arctic ponds and lakes. *Freshwater Biology*, 68(12), 2131-2150. <https://doi.org/10.1111/fwb.14181>
- Blaney, P., Sirois, P., Bélanger, M., Enders, E. C., Gabriele, M. et Grosbois, G. (2025). Live fast and die young: accelerated life histories of walleye populations in degraded boreal lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2025-0072>
- Bourke, P., Magnan, P. et Rodríguez, M. A. (1999). Phenotypic responses of lacustrine brook charr in relation to the intensity of interspecific competition. *Evolutionary Ecology*, 13(1), 19-31. <https://doi.org/10.1023/A:1006530029418>
- Bouthillier, L., Pelletier, S. et Tessier, N. (2015). *Méthode d'inventaire des anoures du Québec*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). <https://diffusion.mern.gouv.qc.ca/public/Biblio/Mono/2018/10/1226066.pdf>
- Bouvier, L. D., Cottenie, K. et Doka, S. E. (2009). Aquatic connectivity and fish metacommunities in wetlands of the lower Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(6), 933-948. <https://doi.org/10.1139/F09-050>
- Bradford, D. F., Cooper, S. D., Jenkins, Jr., T. M., Kratz, K., Sarnelle, O. et Brown, A. D. (1998). Influences of natural acidity and introduced fish on faunal

- assemblages in California alpine lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(11), 2478-2491. <https://doi.org/10.1139/f98-128>
- Bradford, D. F., Tabatabai, F. et Graber, D. M. (1993). Isolation of remaining populations of the native frog, *Rana muscosa*, by introduced fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California. *Conservation Biology*, 7(4), 882-888.
- Breiman, L., Cutler, A., Liaw, A. et Wiener, M. (2024, 22 septembre). *randomForest: Breiman and cutlers random forests for classification and regression* (version 4.7-1.2). <https://cran.r-project.org/web/packages/randomForest/index.html>
- Britton, J. R., Lynch, A. J., Bardal, H., Bradbeer, S. J., Coetzee, J. A., Coughlan, N. E., Dalu, T., Tricarico, E., Gallardo, B., Lintermans, M., Lucy, F., Liu, C., Olden, J. D., Raghavan, R., & Pritchard, E. G. (2023). Preventing and controlling nonnative species invasions to bend the curve of global freshwater biodiversity loss. *Environmental Reviews*, 31(2), 310-326. <https://doi.org/10.1139/er-2022-0103>
- Brönmark, C. et Hansson, L.-A. (2018). *The Biology of Lakes and Ponds* (3e édition). Oxford University Press.
- Brooks, J. L. et Dodson, S. I. (1965). Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150(3692), 28-35.
- Brooks, M., Bolker, B., Kristensen, K., Maechler, M., Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C. et Van Benthem, K. (2017, 20 février). *glmmTMB: Generalized linear mixed models using template model builder*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.glmmTMB>
- Bryan, S. D., Robinson, A. T. et Sweetser, M. G. (2002). Behavioral responses of a small native fish to multiple introduced predators. *Environmental Biology of Fishes*, 63(1), 49-56. <https://doi.org/10.1023/A:1013899125938>
- Campbell Grant, E. H., Jung, R. E., Nichols, J. D. et Hines, J. E. (2005). Double-observer approach to estimating egg mass abundance of pool-breeding amphibians. *Wetlands Ecology and Management*, 13(3), 305-320. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7524-7>
- Canadian Herpetological Society. (2024). *Amphibians and reptiles of Canada*. <https://canadianherpetology.ca/species/index.html>
- Carlisle, D. M. et Hawkins, C. P. (1998). Relationships between invertebrate assemblage structure, 2 trout species, and habitat structure in Utah mountain lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 17(3), 286-300. <https://doi.org/10.2307/1468332>

- Cayueta, H., Valenzuela-Sánchez, A., Teulier, L., Martínez-Solano, Í., Léna, J.-P., Merilä, J., Muths, E., Shine, R., Quay, L., Denoël, M., Clobert, J., & Schmidt, B. R. (2020). Determinants and consequences of dispersal in vertebrates with complex life cycles : A review of pond-breeding amphibians. *The Quarterly Review of Biology*, *95*(1), 1-36.
- Clancy, N. G. et Bourret, S. L. (2020). Using social and physical variables to assess vulnerability of northwestern Montana lakes to illegal fish introductions. *Hydrobiologia*, *847*(14), 3055-3065. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04312-z>
- Cloutier, V., Aubert, T., Audet-Gagnon, F., Blanchette, D., Castelli, S., Cheng, L., Dallaire, P.-L., Fallara, F., Godbout, G., Nadeau, S., Pitre, O., Nathalie, R., Roy, M. et Veillette, J. (2011, 28 août). *Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue, Québec*. Groupe de recherche sur l'eau souterraine. [https://www.environnement.gouv.qc.ca/\\_PACES/rapports-projets/Abitibi/ABI-scientif-UQAT-201309.pdf](https://www.environnement.gouv.qc.ca/_PACES/rapports-projets/Abitibi/ABI-scientif-UQAT-201309.pdf)
- Cloutier, V., Rosa, E., Roy, M., Nadeau, S., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Derrien, G. et Veillette, J. (2016). *Atlas hydrogéologique de l'Abitibi-Témiscamingue*. Presses de l'Université du Québec.
- Cloutier, V., Veillette, J., Roy, M. et Bois, D. (2009). Le défi de la gestion et de la protection de l'eau souterraine: le cas des eskers de l'Abitibi-Témiscamingue au Québec. Dans *Management de l'eau et santé* (p. 53-72). Presses de l'École des Hautes Études en Santé Publique.
- Cohen, G. M., & Shurin, J. B. (2003). Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos*, *103*(3), 603-617. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12660.x>
- Couture, S., Hudon, C., Gagnon, P., Taranu, Z. E., Pinel-Alloul, B., Houle, D., Aldamman, L., Beauvais, C. et Lachapelle, M. (2021). Zooplankton communities in Precambrian Shield lakes (Quebec, Canada): responses to spatial and temporal gradients in water chemistry and climate. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *78*(5), 567-579. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0139>
- Croteau, M. C., Davidson, M. A., Lean, D. R. S., & Trudeau, V. L. (2008). Global increases in ultraviolet B radiation : Potential impacts on amphibian development and metamorphosis. *Physiological and biochemical zoology*, *81*(6), 743-761. <https://doi.org/10.1086/591949>
- Cucherousset, J. et Olden, J. D. (2011). Ecological impacts of nonnative freshwater fishes. *Fisheries*, *36*(5), 215-230. <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>

- Degerman, E., Nyberg, P., & Appelberg, M. (1988). Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 64, 91-100.
- Delibes, M., Gaona, P., & Ferreras, P. (2001). Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *The American Naturalist*, 158(3), 277-285. <https://doi.org/10.1086/321319>
- Detmer, T. et Lewis, W. (2019). Influences of fish on food web structure and function in mountain lakes. *Freshwater Biology*, 64. <https://doi.org/10.1111/fwb.13352>
- Dexter, E., Rollwagen-Bollens, G., & Bollens, S. M. (2018). The trouble with stress : A flexible method for the evaluation of nonmetric multidimensional scaling. *Limnology and Oceanography: Methods*, 16(7), 434-443. <https://doi.org/10.1002/lom3.10257>
- Dextrase, A. J. et Mandrak, N. E. (2006). Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions*, 8(1), 13-24. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-0232-2>
- Dodd, C. K. Jr. (2023). *Frogs of the United States and Canada*. Johns Hopkins University Press.
- Drouin, A. (2006). *Comparaison des communautés d'invertébrés entre des lacs avec et sans omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)* [masters, Université du Québec à Chicoutimi]. <https://doi.org/10.1522/24733140>
- Drouin, A., Archambault, P. et Sirois, P. (2011). Distinction of nektonic and benthic communities between fish-present (*Salvelinus fontinalis*) and natural fishless lakes. *Boreal Environment Research*, 16(2), 101-114.
- Drouin, A., Sirois, P. et Archambault, P. (2009). Discriminating zooplankton communities in lakes with brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and in fishless lakes. *Écoscience*, 16(3), 271-281. <https://doi.org/10.2980/16-3-3152>
- Drouin, A., Sirois, P. et Archambault, P. (2006). Structure des communautés d'invertébrés et des espèces d'amphibiens dans des lacs avec et sans omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) en forêt boréale. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 2628, vii + 40 p.
- Dunham, J. B., Pilliod, D. S. et Young, M. K. (2004). Assessing the consequences of nonnative trout in headwater ecosystems in Western North America. *Fisheries*, 29(6), 18-26. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2004\)29%5B18:ATCONT%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2004)29%5B18:ATCONT%5D2.0.CO;2)
- Egan, R. S. et Paton, P. W. C. (2004). Within-pond parameters affecting oviposition by wood frogs and spotted salamanders. *Wetlands*, 24(1), 1-13.

- Ersoy, Z., Brucet, S., Bartrons, M. et Mehner, T. (2019). Short-term fish predation destroys resilience of zooplankton communities and prevents recovery of phytoplankton control by zooplankton grazing. *PLOS ONE*, 14(2), e0212351. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212351>
- Evans, D. O. et Willox, C. C. (1991). Loss of exploited, indigenous populations of lake trout, *Salvelinus namaycush*, by stocking of non-native stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(S1), 134-147. <https://doi.org/10.1139/f91-312>
- Feldman, M., Mazerolle, M., Imbeau, L. et Fenton, N. (2023). Occupancy and abundance of pond-breeding anurans in boreal landscapes. *Journal of Herpetology*, 57. <https://doi.org/10.1670/21-080>
- Fischer, J. R. et Quist, M. C. (2014). Characterizing lentic freshwater fish assemblages using multiple sampling methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(7), 4461-4474. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3711-z>
- Fuke, Y., Musikasinthorn, P., Kano, Y., Tabata, R., Matsui, S., Tun, S., Yun, L. K. C., Touch, B., Thach, P. et Watanabe, K. (2024). Origin of endemic species in a moderately isolated ancient lake: The case of a snakehead in Inle Lake, Myanmar. *Zoologica Scripta*, 53(1), 16-31. <https://doi.org/10.1111/zsc.12633>
- Gaudreau, C. (2021). *Bilan desensemencements effectués par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs en 2020*. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/2752107>
- Gliwicz, M. Z. (1986). Predation and the evolution of vertical migration in zooplankton. *Nature*, 320(6064), 746-748. <https://doi.org/10.1038/320746a0>
- Goto, D., Dunlop, E. S., Young, J. D. et Jackson, D. A. (2020). Shifting trophic control of fishery–ecosystem dynamics following biological invasions. *Ecological Applications*, 30(8), e02190. <https://doi.org/10.1002/eap.2190>
- Gouvernement du Canada. (2004). *Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes*. [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2014/ec/CW66-394-2004-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2014/ec/CW66-394-2004-fra.pdf)
- Gouvernement du Québec. (2023). *Production de poissons pour l'ensemencement*. Gouvernement du Québec. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/gestion-faune-habitats-fauniques/ensemencement-plans-eau/production-poissons>

- Gouvernement du Québec. (2024). *Le carassin*. <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/faune/animaux-sauvages-quebec/liste-des-especes-fauniques/poisson-rouge>
- Grosbois, G., Anjum Mou, T. et Girona, M. M. (2024). Cyanobacteria in winter: Seasonal dynamics of harmful algal blooms and their driving factors in boreal lakes. *Heliyon*, *10*(24), e40687. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40687>
- Grosbois, G., Hasan, A., Noualhaguet, M. et Girona, M. M. (2025). Fish-mediated impacts highlight the conservation value of esker kettle lakes. *Scientific Reports*, *15*(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-025-27496-7>
- Grosbois, G., Lau, D. C. P., Berggren, M., Girona, M. M., Goedkoop, W., Messier, C., Hjältén, J. et Del Giorgio, P. (2023). Land and freshwater complex interactions in boreal forests: A neglected topic in forest management. Dans M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier et Y. Bergeron (dir.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change* (vol. 74, p. 719-745). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6\\_29](https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_29)
- Grosbois, G., Mariash, H., Schneider, T., & Rautio, M. (2017). Under-ice availability of phytoplankton lipids is key to freshwater zooplankton winter survival. *Scientific Reports*, *7*(1), 11543. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10956-0>
- Grosbois, G. et Rautio, M. (2018). Active and colorful life under lake ice. *Ecology*, *99*(3), 752-754. <https://doi.org/10.1002/ecy.2074>
- Guimond, M., Grosbois, G., Waldron, K. et Montoro Girona, M. (2024). Windthrow in riparian buffers affects the water quality of freshwater ecosystems in the eastern Canadian boreal forest. *Scientific Reports*, *14*(1), 23027. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-74013-3>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, *1*(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Haney, J. F., Aliberti, M. A., Allan, E., Allard, S., Bauer, D. J., Beagen, W., Bradt, S. R., Carlson, B., Carlson, S. C., Doan, U. M., Dufresne, J., Godkin, W. T., Greene, S., Kaplan, A., Maroni, E., Melillo, S., Murby, A. L., Smith (Nowak), J. L., Ortman, B., ... Travers, B. (2013). *An image-based key to the zooplankton of North America* [version 5.0]. University of New Hampshire Center for Freshwater Biology. <https://cfb.unh.edu/cfbkey/html/index.html>
- Hanisch, J. R., Tonn, W. M., Paszkowski, C. A. et Scrimgeour, G. J. (2013). Stocked trout have minimal effects on littoral invertebrate assemblages of productive

- fish-bearing lakes: a whole-lake BACI study. *Freshwater Biology*, 58(5), 895-907. <https://doi.org/10.1111/fwb.12095>
- Hart, D. R. (2002). Intraguild predation, invertebrate predators, and trophic cascades in lake food webs. *Journal of Theoretical Biology*, 218(1), 111-128. <https://doi.org/10.1006/jtbi.2002.3053>
- Hartig, F., Lohse, L. et leite, M. de S. (2024, 18 octobre). *DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (Multi-level / mixed) regression models* (version 0.4.7). <https://cran.r-project.org/web/packages/DHARMA/index.html>
- Hasan, A., Montoro Girona, M., Imbeau, L., Lento, J., Hof, A. R. et Grosbois, G. (2023). Indicator species reveal the physical and biological singularity of esker ecosystems. *Ecological Indicators*, 154, 110612. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110612>
- Havel, J. E. et Shurin, J. B. (2004). Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 49(4part2), 1229-1238. [https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4\\_part\\_2.1229](https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1229)
- Hayashi, M. et Rosenberry, D. O. (2002). Effects of ground water exchange on the hydrology and ecology of surface water. *Groundwater*, 40(3), 309-316. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2002.tb02659.x>
- Hays, G. C. (2003). A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia*, 503(1), 163-170. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008476.23617.b0>
- Hebrand, M. et Åmark, M. (1989). Esker formation and glacier dynamics in eastern Skane and adjacent areas, southern Sweden. *Boreas*, 18(1), 67-81.
- Hecnar, S. J. et M'Closkey, R. T. (1997). The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation*, 79(2), 123-131. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00113-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00113-9)
- Hedden, S. C. et Gido, K. B. (2020). Dispersal drives changes in fish community abundance in intermittent stream networks. *River Research and Applications*, 36(5), 797-806. <https://doi.org/10.1002/rra.3599>
- Heyer, R. (1994). *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Smithsonian.
- Hirsch, P. E., N'Guyen, A., Muller, R., Adrian-Kalchhauser, I. et Burkhardt-Holm, P. (2018). Colonizing islands of water on dry land—on the passive dispersal of fish eggs by birds. *Fish and Fisheries*, 19(3), 502-510. <https://doi.org/10.1111/faf.12270>

- Holmes, T. G., Tonn, W. M., Paszkowski, C. A. et Scrimgeour, G. J. (2017). Limited effects of non-native trout on microcrustacean zooplankton in boreal foothills lakes: Comparisons of stocked, unstocked, and fishless lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(4), 598-608. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0495>
- Holomuzki, J. R. et Collins, J. P. (1987). Trophic dynamics of a top predator, *Ambystoma tigrinum nebulosum* (caudata: ambystomatidae), in a lentic community. *Copeia*, 1987(4), 949-957. <https://doi.org/10.2307/1445558>
- Hooley-Underwood, Z. E., Stevens, S. B., Salinas, N. R. et Thompson, K. G. (2019). An intermittent stream supports extensive spawning of large-river native fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 148(2), 426-441. <https://doi.org/10.1002/tafs.10141>
- Hopey, M. E. et Petranksa, J. W. (1994). Restriction of wood frogs to fish-free habitats: How important is adult choice? *Copeia*, 1994(4), 1023-1025. <https://doi.org/10.2307/1446726>
- Hühn, D., Gwinn, D. C., Shaw, S. L., Alós, J., Allen, M. S., Pagel, T., Skov, C. et Arlinghaus, R. (2023). Density- and size-dependent mechanisms modulate the outcome of stocking in a naturally recruiting freshwater piscivore (northern pike, *Esox lucius*): A replicated whole-lake experiment. *Fisheries Research*, 267, 106799. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106799>
- Hylander, S., Souza, M. S., Balseiro, E., Modenutti, B. et Hansson, L.-A. (2012). Fish-mediated trait compensation in zooplankton: Pigmentation and oxidative stress. *Functional Ecology*, 26(3), 608-615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2012.01976.x>
- Ireland, P. H. (1989). Larval Survivorship in Two Populations of *Ambystoma maculatum*. *Journal of Herpetology*, 23(3), 209-215. <https://doi.org/10.2307/1564441>
- Jellyman, P. G. et Mcintosh, A. R. (2010). Recruitment variation in a stream galaxiid fish: multiple influences on fry dynamics in a heterogeneous environment. *Freshwater Biology*, 55(9), 1930-1944. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02427.x>
- Johnson, B. M. et Goettl, J. P., Jr. (1999). Food web changes over fourteen years following introduction of rainbow smelt into a Colorado reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, 19(3), 629-642. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1999\)019%3C0629:FWCOFY%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1999)019%3C0629:FWCOFY%3E2.0.CO;2)
- Joseph, M. B., Piovra-Scott, J., Lawler, S. P. et Pope, K. L. (2011). Indirect effects of introduced trout on Cascades frogs (*Rana cascadae*) via shared aquatic

- prey. *Freshwater Biology*, 56(5), 828-838. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02529.x>
- Jude, D. J., Reider, R. H. et Smith, G. R. (1992). Establishment of gobiidae in the Great Lakes basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(2), 416-421. <https://doi.org/10.1139/f92-047>
- Karus, K., Paaver, T., Agasild, H. et Zingel, P. (2014). The effects of predation by planktivorous juvenile fish on the microbial food web. *European Journal of Protistology*, 50(2), 109-121. <https://doi.org/10.1016/j.ejop.2014.01.006>
- Kats, L. B., Petranka, J. W. et Sih, A. (1988). Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. *Ecology*, 69(6), 1865-1870. <https://doi.org/10.2307/1941163>
- Kelso, J. R. M. et Shaw, M. A. (1995). Annual biomass and production of brook charr (*Salvelinus fontinalis*) introduced into a historically fishless lake. *Ecology of Freshwater Fish*, 4(2), 47-52. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.1995.tb00116.x>
- Kloskowski, J. (2011). Consequences of the size structure of fish populations for their effects on a generalist avian predator. *Oecologia*, 166(2), 517-530. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1862-3>
- Knapp, R. A., Matthews, K. R., Preisler, H. K. et Jellison, R. (2003). Developing probabilistic models to predict amphibian site occupancy in a patchy landscape. *Ecological Applications*, 13(4), 1069-1082.
- Knapp, R. A., Matthews, K. R. et Sarnelle, O. (2001). Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs*, 71(3), 401-421. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2001\)071%5B0401:RAROAL%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2001)071%5B0401:RAROAL%5D2.0.CO;2)
- Kursa, M. B. et Rudnicki, W. R. (2009, 6 décembre). *Boruta: Wrapper algorithm for all relevant feature selection*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.Boruta>
- Laan, R. et Verboom, B. (1990). Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54, 251-262. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90055-T](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90055-T)
- Lampert, W. (1993). Ultimate causes of diel vertical migration of zooplankton : New evidence for the predator-avoidance hypothesis. 79-88. [https://pure.mpg.de/view/item\\_1508686](https://pure.mpg.de/view/item_1508686)
- Lasalle, P. et Warren, B. (1968). *Abitibi: Distribution des eskers* (DP-135 GM-28447). Ministère de l'Énergie et des Ressources. <https://gq.mines.gouv.qc.ca/documents/examine/dp135/DP135.pdf>

- Leu, T., Lüscher, B., Zumbach, S. et Schmidt, B. (2009). Small fish (*Leucaspius delineatus*) that are often released into garden ponds and amphibian breeding sites prey on eggs and tadpoles of the common frog (*Rana temporaria*). *Amphibia-Reptilia*, 30(2), 290-293. <https://doi.org/10.1163/156853809788201153>
- Levasseur, D. (2007). Les eskers : essai de synthèse bibliographique. *Géographie physique et Quaternaire*, 49(3), 459-479. <https://doi.org/10.7202/033066ar>
- Li, J., Cohen, Y., Schupp, D. H. et Adelman, I. R. (1996). Effects of walleye stocking on population abundance and fish size. *North American Journal of Fisheries Management*, 16(4), 830-839. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1996\)016%3C0830:EOWSOP%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1996)016%3C0830:EOWSOP%3E2.3.CO;2)
- Loewen, C. J. G., Strecker, A. L., Gilbert, B., & Jackson, D. A. (2020). Climate warming moderates the impacts of introduced sportfish on multiple dimensions of prey biodiversity. *Global Change Biology*, 26(9), 4937-4951. <https://doi.org/10.1111/gcb.15225>
- Loewen, C. J. G., Strecker, A. L., Larson, G. L., Vogel, A., Fischer, J. M., & Vinebrooke, R. D. (2019). Macroecological drivers of zooplankton communities across the mountains of western North America. *Ecography*, 42(4), 791-803. <https://doi.org/10.1111/ecog.03817>
- Loewen, C. J. G., & Vinebrooke, R. D. (2016). Regional diversity reverses the negative impacts of an alien predator on local species-poor communities. *Ecology*, 97(10), 2740-2749. <https://doi.org/10.1002/ecy.1485>
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*. RLRQ. (2023). c. C-61.1. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/C-61.1>
- Loi sur l'aquaculture commerciale*. RLRQ. (2003). c. A-20.2. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/lc/A20.2#:~:text=1.,p%C3%AAche%20%C3%A0%20des%20fins%20commerciales>.
- Lorenzen, K., Leber, K. M. et Blankenship, H. L. (2010). Responsible approach to marine stock enhancement: An update. *Reviews in Fisheries Science*, 18(2), 189-210. <https://doi.org/10.1080/10641262.2010.491564>
- Lovas-Kiss, Á., Vincze, O., Löki, V., Pallér-Kapusi, F., Halasi-Kovács, B., Kovács, G., Green, A. J. et Lukács, B. A. (2020). Experimental evidence of dispersal of invasive cyprinid eggs inside migratory waterfowl. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(27), 15397-15399. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004805117>

- Lowe, W. H., Likens, G. E., McPeck, M. A. et Buso, D. C. (2006). Linking direct and indirect data on dispersal: Isolation by slope in a headwater stream salamander. *Ecology*, 87(2), 334-339. <https://doi.org/10.1890/05-0232>
- Luedtke, J. A., Chanson, J., Neam, K., Hobin, L., Maciel, A. O., Catenazzi, A., Borzée, A., Hamidy, A., Aowphol, A., Jean, A., Sosa-Bartuano, Á., Fong G., A., de Silva, A., Fouquet, A., Angulo, A., Kidov, A. A., Muñoz Saravia, A., Diesmos, A. C., Tominaga, A., ... Stuart, S. N. (2023). Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. *Nature*, 622(7982), 308-314. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06578-4>
- MacLennan, M. M., Dings-Avery, C. et Vinebrooke, R. D. (2015). Invasive trout increase the climatic sensitivity of zooplankton communities in naturally fishless lakes. *Freshwater Biology*, 60(8), 1502-1513. <https://doi.org/10.1111/fwb.12583>
- Maqsood, A., Veillette, J. et Bakalowicz, M. (2004). Hydrochimie de l'esker Saint Mathieu - Lac Berry. 57ième Congrès Canadien de Géotechnique.
- Marchetti, M. P. (1999). An experimental study of competition between the native sacramento perch (*Archoplites interruptus*) and introduced bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Biological Invasions*, 1(1), 55-65. <https://doi.org/10.1023/A:1010026528711>
- Maret, T. J., Snyder, J. D. et Collins, J. P. (2006). Altered drying regime controls distribution of endangered salamanders and introduced predators. *Biological Conservation*, 127(2), 129-138. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.08.003>
- Marium, A., Chatha, A. M. M., Naz, S., Khan, M. F., Safdar, W. et Ashraf, I. (2023). Effect of temperature, pH, salinity and dissolved oxygen on fishes. *Journal of Zoology and Systematics*, 1(2), 1-12. <https://doi.org/10.56946/jzs.v1i2.198>
- Matthews, K. R., Pope, K. L., Preisler, H. K. et Knapp, R. A. (2001). Effects of nonnative trout on pacific treefrogs (*Hyla regilla*) in the Sierra Nevada. *Copeia*, 2001(4), 1130-1137.
- McNaught, A. S. (1993). *The role of intraguild predation, vertebrate predation and dispersal in the organization of zooplankton communities* [Ph.D., University of Michigan]. <https://www.proquest.com/docview/304067613/abstract/2478CBB865154F52PQ/1>
- McNaught, A. S., Schindler, D. W., Parker, B. R., Paul, A. J., Anderson, R. S., Donald, D. B. et Agbeti, M. (1999). Restoration of the food web of an alpine lake following fish stocking. *Limnology and Oceanography*, 44(1), 127-136. <https://doi.org/10.4319/lo.1999.44.1.0127>

- McPeck, M. A. (1990). Behavioral differences between enallagma species (Odonata) influencing differential vulnerability to predators. *Ecology*, 71(5), 1714-1726. <https://doi.org/10.2307/1937580>
- McPeck, M. A. (1998). The consequences of changing the top predator in a food web: a comparative experimental approach. *Ecological Monographs*, 68(1), 1-23. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1998\)068%5B0001:TCOCTT%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1998)068%5B0001:TCOCTT%5D2.0.CO;2)
- MELCCFP. (2023). *Milieux humides potentiels*. Données Québec. Récupéré le 26 novembre 2025 de <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/milieux-humides-potentiels>
- MELCCFP. (2024). *Réserve écologique des Kettles-de-Berry*. [https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/reserves/kettles\\_berry/res\\_55.htm](https://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/reserves/kettles_berry/res_55.htm)
- MELCCFP. (2025). *Normales climatiques du Québec 1981-2010*. Gouvernement du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/climat/normales/index.asp>
- Messler, A., Wund, M. A., Baker, J. A. et Foster, S. A. (2007). The effects of relaxed and reversed selection by predators on the antipredator behavior of the threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Ethology*, 113(10), 953-963. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2007.01416.x>
- MFFP. Classification écologique du territoire québécois. Direction des inventaires forestiers, juin 2021. 2021.
- Mills, N. E. et Ward, Z. A. (2015). Egg hypoxia decreases posthatching survival and delays metamorphosis in *Ambystoma maculatum* (spotted salamander). *Journal of Herpetology*, 49(4), 616-620. <https://doi.org/10.1670/14-043R1>
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). (2019). *Portrait-diagnostic sectoriel sur l'aquaculture en eau douce au Québec*. Direction des analyses et des politiques des pêches et de l'aquaculture. <https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/DiagnosticSectorielAquacultureeneaudouce.PDF>
- Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF). (2008). Lignes directrices sur lesensemencements de poissons. [https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/faune/documents/ensemencement/outils/LI\\_directrices-ensemencements.pdf](https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/faune/documents/ensemencement/outils/LI_directrices-ensemencements.pdf)
- Miró, A. et Ventura, M. (2013). Historical use, fishing management and lake characteristics explain the presence of non-native trout in Pyrenean lakes:

- Implications for conservation. *Biological Conservation*, 167, 17-24.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.016>
- Morgan, G. E., & Snucins, E. (2005). *NORDIC index netting : Manuel of instructions*. Ontario Ministry of Natural Resources. <http://www.ontario.ca/page/nordic-index-netting-manual>
- Muhlfeld, C. C., Kalinowski, S. T., McMahon, T. E., Taper, M. L., Painter, S., Leary, R. F. et Allendorf, F. W. (2009). Hybridization rapidly reduces fitness of a native trout in the wild. *Biology Letters*, 5(3), 328-331.  
<https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0033>
- Mushet, G. R., Laird, K. R., Leavitt, P. R., Maricle, S., Klassen, A. et Cumming, B. F. (2020). Bottom-up forces drive increases in the abundance of large daphnids in four small lakes stocked with rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*), interior British Columbia, Canada. *Ecosystems*, 23(4), 873-890.  
<https://doi.org/10.1007/s10021-019-00443-0>
- Nadeau, S., Cloutier, V., Daigneault, R.-A. et Veillette, J. (2011). Volume estimate of granular deposits and groundwater reserves of the Abitibi-Témiscamingue eskers, Québec. *Geohydro2011*.
- Nasmith, L. E., Tonn, W. M., Paszkowski, C. A. et Scrimgeour, G. J. (2010). Effects of stocked trout on native fish communities in boreal foothills lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 19(2), 279-289. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00412.x>
- Natural Resources Canada. (2022). *Atlas of Canada Climatic Regions*. Natural Resources Canada. <https://open.canada.ca/data/en/dataset/09ffaeb5-ec8f-5bb5-bdcb-3436ccf26f58>
- Nazarov, R. A., Abduraupov, T. V., Shepelya, E. Yu., Gritsina, M. A., Melnikov, D. A., Buehler, M. D., Lapin, J. D., Poyarkov, N. A. et Grismer, J. L. (2023). The Fergana Valley is an isolate of biodiversity: A discussion of the endemic herpetofauna and description of two new species of *Alsophylax* (sauria: gekkonidae) from eastern Uzbekistan. *Animals*, 13(15), 2516.  
<https://doi.org/10.3390/ani13152516>
- Neill, W. E. (1981). Impact of *Chaoborus* predation upon the structure and dynamics of a crustacean zooplankton community. *Oecologia*, 48(2), 164-177.  
<https://doi.org/10.1007/BF00347959>
- Nhim, T. (2012). *Variability of intermittent headwater streams in boreal landscape : Influence of different discharge conditions* [Uppsala University].  
<https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-183137>

- Ogutu-Ohwayo, R. (1990). The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes*, 27(2), 81-96.  
<https://doi.org/10.1007/BF00001938>
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., Caceres, M. D., ... Weedon, J. (2025, 8 octobre). *vegan: Community ecology package* (version 2.6-10). <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT). (2013). *Plan directeur de l'eau (PDE) du bassin versant du Témiscamingue*. [https://obvt.ca/wp-content/uploads/2020/06/Partie\\_3\\_Diagnostic\\_PDE\\_OBVT\\_FINAL.pdf](https://obvt.ca/wp-content/uploads/2020/06/Partie_3_Diagnostic_PDE_OBVT_FINAL.pdf)
- Osorio, V., Puig, M. Á., Buchaca, T., Sabás, I., Miró, A., Lucati, F., Suh, J., Pou-Rovira, Q. et Ventura, M. (2022). Non-native minnows cause much larger negative effects than trout on littoral macroinvertebrates of high mountain lakes. *Biological Conservation*, 272, 109637.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109637>
- Oulton, L., Carbia, P. et Brown, C. (2013). Hatching success of rainbowfish eggs following exposure to air. *Australian Journal of Zoology*, 61(5), 395.  
<https://doi.org/10.1071/ZO13078>
- Pagnucco, K. S., Paszkowski, C. A. et Scrimgeour, G. J. (2011). Wolf in sheep's clothing: Effects of predation by small-bodied fish on survival and behaviour of salamander larvae. *Écoscience*, 18(1), 70-78. <https://doi.org/10.2980/18-1-3395>
- Parker, B. R. et Schindler, D. W. (2006). Cascading trophic interactions in an oligotrophic species-poor alpine lake. *Ecosystems*, 9(2), 157-166.  
<https://doi.org/10.1007/s10021-004-0016-z>
- Patton, C. J. et Kryskalla, J. R. (2003). *Methods of analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory-Evaluation of alkaline persulfate digestion as an alternative to Kjeldahl digestion for determination of total and dissolved nitrogen and phosphorus* (03-4174) [Water-Ressources Investigations Report]. U.S. Geological Survey.  
<https://pubs.usgs.gov/publication/wri034174>
- Pearsons, T. N. et Hopley, C. W. (1999). A practical approach for assessing ecological risks associated with fish stocking programs. *Fisheries*, 24(9), 16-23. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1999\)024%253C0016:APAFAE%253E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1999)024%253C0016:APAFAE%253E2.0.CO;2)

- Pêches et Océans Canada. (2018, 4 mai). *Perchaude*. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/profiles-profils/yellowperch-perchaude-fra.html>
- Petranka, J. W. (1983). Fish predation: A factor affecting the spatial distribution of a stream-breeding salamander. *Copeia*, 1983(3), 624. <https://doi.org/10.2307/1444326>
- Petranka, J. W., Hopey, M. E., Jennings, B. T., Baird, S. D. et Boone, S. J. (1994). Breeding habitat segregation of wood frogs and American toads: The role of interspecific tadpole predation and adult choice. *Copeia*, 1994(3), 691-697. <https://doi.org/10.2307/1447185>
- Philipp, D. P. (1991). Genetic implications of introducing Florida largemouth bass, *Micropterus salmoides floridanus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48(S1), 58-65. <https://doi.org/10.1139/f91-304>
- Pilliod, D. S. et Peterson, C. R. (2001). Local and landscape effects of introduced trout on amphibians in historically fishless watersheds. *Ecosystems*, 4(4), 322-333.
- Pinder, A. C., Gozlan, R. E., Beyer, K. et Bass, J. a. B. (2005). Ontogenetic induced shifts in the ecology of sunbleak *Leucaspius delineatus* during early development. *Journal of Fish Biology*, 67(sB), 205-217. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2005.00917.x>
- Pister, E. P. (2001). Wilderness fish stocking: History and perspective. *Ecosystems*, 4(4), 279-286. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0010-7>
- Pitcher, T. J., Magurran, A. E. et Winfield, I. J. (1982). Fish in larger shoals find food faster. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10(2), 149-151. <https://doi.org/10.1007/BF00300175>
- Pont, D., Crivelli, A. J. et Guillot, F. (1991). The impact of three-spined sticklebacks on the zooplankton of a previously fish-free pool. *Freshwater Biology*, 26(2), 149-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1991.tb01725.x>
- Porcel, S., Fogel, M. L., Izaguirre, I., Roesler, I. et Lancelotti, J. L. (2022). Effect of rainbow trout introductions on food webs in lakes of the arid Patagonia. *Hydrobiologia*, 849(9), 2057-2075. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04848-2>
- Power, J. F., Carere, C. R., Welford, H. E., Hudson, D. T., Lee, K. C., Moreau, J. W., Ettema, T. J. G., Reysenbach, A.-L., Lee, C. K., Colman, D. R., Boyd, E. S., Morgan, X. C., McDonald, I. R., Craig Cary, S. et Stott, M. B. (2024). A genus in the bacterial phylum Aquificota appears to be endemic to Aotearoa-New Zealand. *Nature Communications*, 15(1), 179. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-43960-2>

- Radinger, J., Matern, S., Klefoth, T., Wolter, C., Feldhege, F., Monk, C. T. et Arlinghaus, R. (2023). Ecosystem-based management outperforms species-focused stocking for enhancing fish populations. *Science*, 379(6635), 946-951. <https://doi.org/10.1126/science.adf0895>
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. [Logiciel]. R Foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Règlement sur l'aquaculture et la vente des poissons*. RLRQ. (2017, 27 juillet). c. C-61.1 r. 7. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/c-61.1,%20r.%207>
- Règlement sur l'aquaculture commerciale*. RLRQ. (2003). c. A-20.2, r.1. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/a-20.2,%20r.%201>
- Roberge, C., Blanchet, S., Dodson, J. J., Guderley, H. et Bernatchez, L. (2008). Disturbance of social hierarchy by an invasive species: A gene transcription study. *PLoS ONE*, 3(6), 1-8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0002408>
- Roby-Thomas, P. (2006). *Amphibian colonization of new habitat : « If you build it, they will come »*. [University of Louisville]. <https://doi.org/10.18297/etd/1223>
- Rodrigue, D. et Desroches, J.-F. (2018). *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes* (Édition revue et augmentée). Éditions Michel Quintin.
- Rosenfield, J. A., Nolasco, S., Lindauer, S., Sandoval, C. et Kodric-Brown, A. (2004). The role of hybrid vigor in the replacement of Pecos pupfish by its hybrids with sheepshead minnow. *Conservation Biology*, 18(6), 1589-1598. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00356.x>
- Schilling, E. G., Loftin, C. S., Degoosh, K. E., Huryn, A. D. et Webster, K. E. (2008). Predicting the locations of naturally fishless lakes. *Freshwater Biology*, 53(5), 1021-1035. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01949.x>
- Schilling, E. G., Loftin, C. S. et Huryn, A. D. (2009a). Effects of introduced fish on macroinvertebrate communities in historically fishless headwater and kettle lakes. *Biological Conservation*, 142(12), 3030-3038. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.003>
- Schilling, E. G., Loftin, C. S. et Huryn, A. D. (2009b). Macroinvertebrates as indicators of fish absence in naturally fishless lakes. *Freshwater Biology*, 54(1), 181-202. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02096.x>
- Schindler, D. E., Knapp, R. A. et Leavitt, P. R. (2001). Alteration of nutrient cycles and algal production resulting from fish introductions into mountain lakes. *Ecosystems*, 4(4), 308-321. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0013-4>

- Schneider, T., Grosbois, G., Vincent, W. F. et Rautio, M. (2016). Carotenoid accumulation in copepods is related to lipid metabolism and reproduction rather than to UV-protection. *Limnology and Oceanography*, 61(4), 1201-1213. <https://doi.org/10.1002/lno.10283>
- Schneider, T., Grosbois, G., Vincent, W. F. et Rautio, M. (2017). Saving for the future: Pre-winter uptake of algal lipids supports copepod egg production in spring. *Freshwater Biology*, 62(6), 1063-1072. <https://doi.org/10.1111/fwb.12925>
- Sienkiewicz, E. et Gąsiorowski, M. (2016). The effect of fish stocking on mountain lake plankton communities identified using palaeobiological analyses of bottom sediment cores. *Journal of Paleolimnology*, 55(2), 129-150. <https://doi.org/10.1007/s10933-015-9870-2>
- Silva, G. G., Weber, V., Green, A. J., Hoffmann, P., Silva, V. S., Volcan, M. V., Lanés, L. E. K., Stenert, C., Reichard, M. et Maltchik, L. (2019). Killifish eggs can disperse via gut passage through waterfowl. *Ecology*, 100(11), e02774. <https://doi.org/10.1002/ecy.2774>
- Sommaruga, R. (2010). Preferential accumulation of carotenoids rather than of mycosporine-like amino acids in copepods from high altitude Himalayan lakes. *Hydrobiologia*, 648(1), 143-156. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0141-y>
- Spens, J., Englund, G. et Lundqvist, H. (2007). Network connectivity and dispersal barriers: using geographical information system (GIS) tools to predict landscape scale distribution of a key predator (*Esox lucius*) among lakes. *Journal of Applied Ecology*, 44(6), 1127-1137. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01382.x>
- Stoks, R. et McPeck, M. A. (2003). Predators and life histories shape lester damselfly assemblages along a freshwater habitat gradient. *Ecology*, 84(6), 1576-1587.
- Suetsugu, K. et Togashi, Y. (2020). Flying carp eggs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18(1), 9-9. <https://doi.org/10.1002/fee.2157>
- Taylor, C. M. et Warren, M. L. (2001). Dynamics in species composition of stream fish assemblages: Environmental variability and nested subsets. *Ecology*, 82(8), 2320-2330. <https://doi.org/10.2307/2680234>
- Teillet, C. (2024). *Les migrations nyctémérales du zooplancton en lien avec la prédation dans des paysages aquatiques hétérogènes* [phd, Université du Québec à Montréal; Université du Québec à Trois-Rivières]. <https://depot-e.uqtr.ca/id/eprint/11725/>

- Thomaz, S. M., Bini, L. M. et Bozelli, R. L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0285-y>
- Thompson, B. C., Porak, W. F., Bonvechio, K. I., Barthel, B. L., Allen, M. S. et Adams, C. M. (2016). Economic and conservation impacts of stocking wild Florida bass into large Florida lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 36(3), 452-464. <https://doi.org/10.1080/02755947.2016.1141120>
- Tiberti, R., von Hardenberg, A. et Bogliani, G. (2014). Ecological impact of introduced fish in high altitude lakes: A case of study from the European Alps. *Hydrobiologia*, 724(1), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1696-1>
- Townsend, C. R. (1996). Invasion biology and ecological impacts of brown trout *Salmo trutta* in New Zealand. *Biological Conservation*, 78(1), 13-22. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00014-6](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00014-6)
- Trippel, E. A. et Beamish, F. W. H. (1993). Multiple trophic level structuring in *Salvelinus – Coregonus* assemblages in boreal forest lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(7), 1442-1455. <https://doi.org/10.1139/f93-165>
- Tronstad, L. M., Hall Jr., R. O., Koel, T. M. et Gerow, K. G. (2010). Introduced lake trout produced a four-level trophic cascade in Yellowstone lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 139(5), 1536-1550. <https://doi.org/10.1577/T09-151.1>
- Tyler, T., Liss, W. J., Ganio, L. M., Larson, G. L., Hoffman, R., Deimling, E. et Lomnický, G. (1998). Interaction between introduced trout and larval salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) in high-elevation lakes. *Conservation Biology*, 12(1), 94-105. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96274.x>
- Ulbing, C. K. S., Muuse, J. M. et Miner, B. E. (2019). Melanism protects alpine zooplankton from DNA damage caused by ultraviolet radiation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1914), 20192075. <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2075>
- Vanni, M. J. et Layne, C. D. (1997). Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the “top-down” effect of fish on algae in lakes. *Ecology*, 78(1), 21-40. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078%5B0021:NRAHAM%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078%5B0021:NRAHAM%5D2.0.CO;2)
- Vanschoenwinkel, B., Gielen, S., Vandewaerde, H., Seaman, M., & Brendonck, L. (2008). Relative importance of different dispersal vectors for small aquatic invertebrates in a rock pool metacommunity. *Ecography*, 31(5), 567-577.

- Veillette, J. (1994). Evolution and paleohydrology of glacial lakes Barlow and Ojibway. *Quaternary Science Reviews*, 13(9-10), 945-971.  
[https://doi.org/10.1016/0277-3791\(94\)90010-8](https://doi.org/10.1016/0277-3791(94)90010-8)
- Veillette, J., Cloutier, V., Corta, H., Gagnon, F., Roy, M., Douma, M. et Bois, D. (2007). A complex recharge network, the Barraute esker, Abitibi, Quebec. 60th Canadian Geotechnical Conference et 8th Joint CGS-IAH-CNC Groundwater Conference.  
[https://gres.uqat.ca/RadFiles/Documents/PUBLICATIONS/Veillette\\_et\\_al\\_Ottawa\\_2007.pdf](https://gres.uqat.ca/RadFiles/Documents/PUBLICATIONS/Veillette_et_al_Ottawa_2007.pdf)
- Veillette, J., Maqsood, A. et de Corta, H. (2004). Hydrogéologie des eskers de la MRC d'Abitibi, Québec. 57e congrès canadien de géotechnique et 5e congrès conjoint SGC/AIH/CNN.  
<https://gres.uqat.ca/RadFiles/Documents/PUBLICATIONS/H26.193.pdf>
- Verboom, J., Metz, J. A. J. et Meelis, E. (1993). Metapopulation models for impact assessment of fragmentation. Dans C. C. Vos et P. Opdam (dir.), *Landscape Ecology of a Stressed Environment* (p. 172-191). Springer Netherlands.  
[https://doi.org/10.1007/978-94-011-2318-1\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-011-2318-1_8)
- Viana, D. S., Santamaría, L., & Figuerola, J. (2016). Migratory birds as global dispersal vectors. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(10), 763-775.  
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.07.005>
- von Ende, C. N. (1979). Fish predation, interspecific predation, and the distribution of two *Chaoborus* species. *Ecology*, 60(1), 119-128.  
<https://doi.org/10.2307/1936474>
- Warren Jr., M. L. et Pardew, M. G. (1998). Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Transactions of the American Fisheries Society*, 127(4), 637-644. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1998\)127%3C0637:RCABTS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1998)127%3C0637:RCABTS%3E2.0.CO;2)
- Weidel, B. C., Baglini, K., Jones, S. E., Kelly, P. T., Solomon, C. T. et Zwart, J. A. (2017). Light climate and dissolved organic carbon concentration influence species-specific changes in fish zooplanktivory. *Inland Waters*, 7(2), 210-217.  
<https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1329121>
- Weir, L. A. et Mossman, M. J. (2005). North American amphibian monitoring program (NAAMP). Dans *Amphibian Declines: The Conservation Status of United States Species* (M. Lannoo, p. 307-313). University of California Press, USA.  
<https://www.sciencebase.gov/catalog/item/583dc314e4b0d1899f9dea8d>
- Welsh Jr, H. H., Pope, K. L. et Boiano, D. (2006). Sub-alpine amphibian distributions related to species palatability to non-native salmonids in the Klamath

- mountains of northern California. *Diversity and Distributions*, 12(3), 298-309. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00254.x>
- Werner, E. E. et McPeck, M. A. (1994). Direct and indirect effects of predators on two anuran species along an environmental gradient. *Ecology*, 75(5), 1368-1382. <https://doi.org/10.2307/1937461>
- Werner, E. E., Yurewicz, K. L., Skelly, D. K. et Relyea, R. A. (2007). Turnover in an amphibian metacommunity: The role of local and regional factors. *Oikos*, 116(10), 1713-1725.
- Wetzel, R. G. et Likens, G. (2000). *Limnological analyses* (3rd edition). Springer Press.
- Winandy, L., Legrand, P. et Denoël, M. (2017). Habitat selection and reproduction of newts in networks of fish and fishless aquatic patches. *Animal Behaviour*, 123, 107-115. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.10.027>
- Wood, S. (2000, 4 octobre). *mgcv: Mixed GAM computation vehicle with automatic smoothness estimation*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.mgcv>
- WWF. (2024). *Living planet report 2024 - A system in peril*. <https://wwflpr.awsassets.panda.org/downloads/2024-living-planet-report-a-system-in-peril.pdf>
- Yip, D., Leston, L., Bayne, E., Sólymos, P., & Grover, A. (2017). Avian conservation and ecology : Experimentally derived detection distances from audio recordings and human observers enable integrated analysis of point count data. *Avian Conservation and Ecology*, 12(1). <https://doi.org/10.5751/ACE-00997-120111>
- Yousef, E. A., El-Mallah, A. M., Abdel-Baki, A.-A. S., Al-Quraishy, S., Reyad, A. et Abdel-Tawab, H. (2024). Effect of environmental variables on zooplankton in various habitats of the Nile river. *Water*, 16(7), 915. <https://doi.org/10.3390/w16070915>
- Zamudio, K. R., & Wieczorek, A. M. (2007). Fine-scale spatial genetic structure and dispersal among spotted salamander (*Ambystoma maculatum*) breeding populations. *Molecular Ecology*, 16(2), 257-274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.03139.x>
- Závorka, L., Buoro, M. et Cucherousset, J. (2018). The negative ecological impacts of a globally introduced species decrease with time since introduction. *Global Change Biology*, 24(9), 4428-4437. <https://doi.org/10.1111/gcb.14323>