

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

RÉPONSES DES COMMUNAUTÉS DE POISSONS AUX ACTIVITÉS AGRICOLES  
DANS LA PLAINE INONDABLE DU LAC SAINT-PIERRE

MÉMOIRE PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR  
ANTOINE SÉNÉCHAL

JUILLET 2022

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire, de cette thèse ou de cet essai a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire, de sa thèse ou de son essai.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire, cette thèse ou cet essai. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire, de cette thèse et de son essai requiert son autorisation.

## REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier mon directeur de maîtrise Marco A. Rodríguez de m'avoir permis de travailler sur ce projet de recherche aussi captivant et son support tout au long de mon parcours au cycle supérieur. Je remercie également les membres de mon comité scientifique, Philippe Brodeur et Marc Pépino, pour leurs précieux conseils et commentaires.

Je tiens également à remercier Émilie Paquin, Philippe Brodeur, Marianne Théberge, Rémi Bacon, Nicolas Auclair, Guillaume Hubert, René Perreault, Catherine Greaves et Manon Boudreault du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, ainsi qu'Anthony De Roy, Alexis Baribeau Rondeau, Christophe Dumoulin, Daphney Dubé-Richard, Kristof Mercier, Marc-Olivier Maalsnaes, Mélissa Gingras-Dubreuil, Pier-Olivier Leblanc et Thibaud Tournadre (Université du Québec à Trois-Rivières) pour leur aide sur le terrain et en laboratoire. Je remercie également les membres de mon laboratoire pour les échanges professionnels.

Un merci tout spécial à ma copine, Daphney, de m'avoir accompagné dans ce projet de recherche, de son support et de ses encouragements, à mon acolyte de laboratoire et précieux ami Anthony De Roy, pour son support inconditionnel ces trois dernières années, son fou rire et son étroite collaboration, ainsi qu'à Émilie Paquin et Philippe Brodeur pour le partage de leur expertise et de leurs connaissances.

Ce projet de recherche a été financé par le Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (Gouvernement du Québec).

## AVANT-PROPOS

Ce mémoire a été réalisé dans le cadre de programme de maîtrise en sciences de l'environnement à l'Université du Québec à Trois-Rivières, sous la direction de Marco A. Rodríguez. L'objectif de ce projet de recherche était de quantifier les réponses des communautés de poissons à différentes catégories d'utilisation des terres dans une plaine inondable tempérée, la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Cette recherche s'inscrivait dans les différents projets du *Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre*, qui avait pour but de proposer une stratégie d'intervention dans la zone littorale favorisant la mise en place d'une agriculture durable, adaptée et respectueuse de l'écosystème du lac Saint-Pierre et soutenant la restauration de milieux prioritaires.

Ce mémoire comprend trois chapitres. Le premier est le résumé général, soit une revue de littérature sur le sujet et les méthodes utilisées pour le projet. Le second chapitre est l'article scientifique en anglais du projet, intitulé « *Responses of fish communities to agricultural activities in a temperate floodplain* ». Ce chapitre a été rédigé en anglais avec la collaboration de Marco A. Rodríguez. Le troisième et dernier chapitre présente les principaux résultats, ainsi qu'une conclusion sur le projet de recherche.

## RÉSUMÉ

Cette étude porte sur l'effet des activités agricoles sur les communautés de poissons dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, Canada. Nous avons quantifié comment l'abondance des espèces de poissons aux stades juvéniles et adultes et de deux espèces de larves de poissons (perchaude et grand corégone) variait entre différentes catégories de milieux naturels et de terres agricoles. Nos résultats montrent que l'abondance des poissons juvéniles et adultes a diminué le long d'un gradient d'intensité d'utilisation des terres. Les prairies naturelles sont la catégorie d'utilisation des terres où les abondances de poissons étaient les plus élevées; les forêts et prairies cultivées (jeune prairie et vieille prairie) montrent également des abondances élevées. La catégorie d'utilisation des terres est celle ayant les abondances de poissons juvéniles et adultes les plus faibles. Des résultats similaires ont été obtenus avec les larves de perchaude et de grand corégone, où il y avait des abondances de poissons plus élevés dans les prairies cultivées et la végétation naturelle. On peut attribuer les faibles abondances en cultures annuelles au fait que les cultures annuelles ne répondent pas aux besoins des espèces. Les prairies et milieux naturels présentent des caractéristiques favorables aux poissons, notamment de la végétation inondée qui peut être utilisée comme habitat de reproduction, d'alimentation et comme refuge.

**Mots-clés :** plaine inondable, abondance de poissons, catégories d'utilisation des terres, activités agricoles, communautés de poissons

## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>ii</b>
<b>AVANT-PROPOS</b> .....	<b>iii</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>iv</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>vii</b>
<b>CHAPITRE I</b>	
<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE</b> .....	<b>1</b>
1.1 Introduction.....	1
1.1.1 L'organisation des communautés.....	1
1.1.2 Cycle vital des poissons d'eaux douces .....	4
1.1.3 Habitat et distribution spatiale des poissons .....	6
1.1.4 Les plaines inondables .....	8
1.1.5 <i>Flood-pulse concept</i> .....	9
1.1.6 Effet des variables environnementales sur la distribution des poissons dans une plaine inondable.....	10
1.1.7 Utilisation des plaines inondables par les sociétés humaines .....	11
1.1.8 Objectif.....	13
1.2 Méthodes.....	13
1.2.1 Aire d'étude.....	13
1.2.2 Échantillonnage des communautés de poissons par la pêche électrique.....	14
1.2.3 Échantillonnage des larves à l'aide de pièges lumineux .....	15
1.2.4 Mesures environnementales .....	15
1.2.5 Analyses quantitatives.....	16
<b>CHAPITRE II</b>	
<b>RESPONSES OF FISH COMMUNITIES TO AGRICULTURAL ACTIVITIES IN A TEMPERATE FLOODPLAIN</b> .....	<b>23</b>
Abstract.....	24
Introduction .....	25
Methods .....	27
Study Area.....	27

Land use categories.....	28
Fish sampling .....	29
Water levels and floodplain areas .....	30
Quantitative analyses .....	30
Results .....	31
Abundance of juvenile and adult fish .....	31
Abundance of larval fish.....	32
Discussion.....	33
Acknowledgements .....	35
References .....	35
Figure captions .....	41
<b>CHAPITRE III</b>	
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE.....</b>	<b>67</b>
3.1 Principaux résultats.....	67
3.1.1 Abondance des poissons juvéniles et adultes.....	67
3.1.2 Abondance des larves de poissons .....	68
3.2 Conclusion .....	68
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	<b>72</b>

## LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Schéma des processus d'assemblage influençant les communautés écologiques à différentes échelles spatiotemporelles (locale, régionale et globale) .....	18
1.2	Illustration conceptuelle de certaines questions clés en écologie des communautés.....	19
1.3	Carte du lac Saint-Pierre, délimitation des zones d'inondations 0-2 ans, 2-20 ans et 20-100 ans, ainsi que les principaux tributaires du lac contribuant à la plaine inondable .....	20
1.4	Données typiquement collectées et analysées en écologie des communautés .....	21
1.5	Données statistiques utilisées et analysées dans le modèle HMSC.....	22



# CHAPITRE I

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### 1.1 Introduction

#### 1.1.1 L'organisation des communautés

L'étude des communautés est une branche de l'écologie qui étudie spécifiquement les interactions entre différentes espèces et leur milieu au sein d'un même écosystème (Vellend, 2010). La structure et la composition des communautés sont la base de cette discipline, qui cherche à comprendre les relations biotiques entre différentes espèces et à expliquer le dynamisme de ces systèmes complexes (Vellend, 2010; Ovaskainen et al., 2017). Les processus qui influencent la structure et la composition des communautés sont nombreux et souvent mal compris (McGill et al., 2006; Cadotte et al., 2013; Kraft et al., 2015).

Les traits fonctionnels font partie des concepts clés en écologie des communautés. Ces traits correspondent à des caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques qui influencent la valeur adaptative (c.-à-d., fitness) des individus (Violle et al., 2007). Grâce à ces caractéristiques particulières, les individus peuvent exercer leurs fonctions de base, soit croître, se reproduire et survivre. Au sein d'une communauté, les différentes espèces présentes sont façonnées selon ces traits en réponse aux facteurs environnementaux (angl : « *response trait* ») (Violle et al., 2007).

Les relations phylogénétiques sont les liens entre espèces apparentées découlant des processus évolutifs partagés (Elton, 1946; Webb et al., 2002). La structure phylogénétique des communautés, c'est-à-dire, la répartition des espèces sympatriques parmi les taxons supérieurs, permet de mieux comprendre les processus d'organisation des communautés (Webb et al., 2008). Les individus d'une communauté interagissent via leurs traits phénotypiques, ces mêmes traits qui ont évolué le long de branche évolutive (Elton, 1946; Webb et al., 2002; Webb et al., 2008).

Les espèces apparentées ont donc certains traits fonctionnels semblables, et leurs réponses à différents facteurs peuvent être également apparentées. Cela signifie que des questions écologiques peuvent être abordées selon un contexte évolutif afin d'intégrer les ressemblances entre espèces semblables ainsi que leurs traits aux facteurs biotiques et abiotiques (Webb et al., 2002; Kembel et al., 2010).

Le concept de « filtre environnemental » est aussi largement utilisé en écologie des communautés (Kraft et al., 2015). Selon ce concept, les facteurs environnementaux abiotiques, tels que la température, la concentration en oxygène et la transparence de l'eau agissent comme un filtre sélectif qui détermine quels individus peuvent se retrouver dans un milieu, en fonction des caractéristiques (traits fonctionnels) sélectionnées dans ce milieu. Le concept de filtre environnemental, cependant, ne prend pas en compte les interactions biotiques (Kraft et al., 2015). Bien que les conditions environnementales abiotiques influencent fortement la structure et la dynamique des communautés, le rôle des facteurs biotiques n'est pas à négliger. Les changements de l'abondance des espèces reflètent souvent des changements dans les facteurs tant abiotiques que biotiques du paysage (Malanson et al., 1992; HilleRisLambers et al., 2012).

L'utilisation du concept de niche écologique peut également s'avérer utile dans l'étude des communautés (Kraft et al., 2015). Deux types de niches sont différenciées selon les interactions entre différentes espèces (Hutchinson, 1957). La première, la niche fondamentale, comprend tous les facteurs environnementaux (abiotiques) nécessaires à la survie, la croissance et la reproduction d'un organisme (Hutchinson, 1957). La seconde, la niche réalisée, inclut également les diverses interactions possibles avec le vivant (facteurs biotiques) et comprend l'espace où l'organisme est contraint de rester dû aux relations avec les autres espèces (Hutchinson, 1957). Aussi appelée niche post-compétitive, la niche réalisée représente la niche où toutes les interactions sont prises en compte; elle est plus petite que la niche fondamentale. Les écologistes tendent à utiliser la niche fondamentale, apportant ainsi un biais dans les analyses puisque les relations entre les espèces peuvent avoir des effets directs sur leur niche réalisée (Kraft et al., 2015).

Quatre types de données peuvent être intégrés à l'étude des communautés selon la physiologie et la phénologie des espèces : 1) les traits fonctionnels, 2) les gradients environnementaux, 3) le milieu d'interaction et 4) des valeurs de performance (angl : « *performance currency* ») (McGill et al., 2006). Les valeurs de performance se définissent comme étant la réponse directe d'un organisme à des facteurs biotiques et abiotiques (McGill et al., 2006). L'absence de règles générales en écologie des communautés est problématique. L'établissement de règles générales permettrait d'améliorer le pouvoir prédictif et quantitatif puisque les différentes études sur les communautés utiliseraient des théories et concepts semblables et comparables (McGill et al., 2006).

Il est possible de comprendre les relations d'entrée et de sortie d'espèces dans une communauté. Quatre classes de processus influencent les patrons de composition et de diversité des espèces, soit la sélection, la dérive, la spéciation et la dispersion (Vellend, 2010). Ces quatre processus peuvent être définis comme suit : 1) la sélection est l'avantage qu'ont certaines espèces qui survivent et se reproduisent, 2) la dérive est le changement aléatoire en abondance d'une espèce, 3) la spéciation est l'apparition de nouvelles espèces et 4) la dispersion est le mouvement, directionnel ou non, d'individus dans l'espace (Vellend, 2010). Ces processus sont habituellement utilisés en génétique; ils sont ici appliqués à l'étude des communautés (Vellend, 2010).

Les espèces sont ajoutées à une communauté par la spéciation et la dispersion, et l'abondance relative des espèces sont modifiées par la dérive, la sélection, ainsi que la dispersion (Vellend, 2010). La structure des communautés peut également être influencée par la composition des groupes d'espèces régionaux et par les filtres biotiques et environnementaux qui les influencent (HilleRisLambers et al., 2012). Les groupes d'espèces désignent l'ensemble des espèces potentiellement en mesure de coloniser un milieu et donc en mesure de faire partie d'une communauté, tandis que les filtres biotiques sont un ensemble d'interactions biotiques qui détermine quelles espèces ayant des traits particuliers pourront faire partie de la communauté et persister dans celle-ci (HilleRisLambers et al., 2012). Il est possible de distinguer trois classes d'échelles spatiales d'intérêt lors de l'étude des communautés, soit locale, régionale et globale (HilleRisLambers et al., 2012; Ovaskainen et al., 2017). Les processus d'organisation des

communautés peuvent être différents selon l'échelle. À petite échelle (locale), les filtres sont plus sélectifs que ceux agissant à moyenne (régionale) et à grande (globale) échelle (Schneider, 2001). Les communautés locales proviennent de pools d'espèces régionales, de la dispersion et de processus évolutifs, suivant différents régimes de sélection par des filtres environnementaux et biotiques. Les communautés régionales proviennent pour leur part de groupes d'espèces globales (HilleRisLambers et al., 2012; Ovaskainen et al., 2017). Plus l'échelle spatiale est petite, plus le groupe d'espèces est restreint (HilleRisLambers et al., 2012).

### **1.1.2 Cycle vital des poissons d'eaux douces**

Les poissons d'eaux douces ont besoin de ressources (p. ex., nourriture) et d'habitats spécifiques (p. ex., habitats de refuges contre la prédation) (Massot et al., 2002; Ims et Andreassen, 2005; McMahon et Matter, 2006). Les poissons ont besoin de plusieurs habitats pour répondre à leurs besoins. Pour accéder à ces habitats, la migration est nécessaire (Schlosser, 1991). Des mouvements dits obligatoires peuvent également avoir lieu, par exemple, à la suite d'un stress environnemental ou de divers mécanismes biologiques rythmés par leur horloge endogène (Howard, 1960; Dytham, 2003; McMahon et Matter, 2006).

Les habitats d'alimentation (Mendelson, 1975; Schlosser, 1982), de reproduction (Balon, 1975; Schlosser, 1991; Chapman et al., 2012) et d'abri ou de refuge (Schlosser, 1982; Tonn et Magnuson, 1982) sont spécifiques à chaque espèce. Des milieux hétérogènes sont des milieux qui sont souvent associés à des valeurs de richesse spécifique plus élevées comparativement à ceux aux milieux homogènes; la diversité des milieux offre davantage d'habitats et de niches (Gorman et Karr, 1978; Tonn et Magnuson, 1982; Eadie et Keast, 1984; Weaver et al., 1997). Le libre déplacement est défini comme étant le mouvement des organismes sans entrave entre différents habitats ou ressources (Schlosser, 1991; Taylor et al., 1993). La connectivité entre les habitats est essentielle afin d'utiliser des milieux qui répondent aux trois besoins vitaux (alimentation, reproduction, survie); celle-ci influence le déplacement des poissons et leur accès aux ressources (Schlosser, 1991; Taylor et al., 1993).

La vie des poissons débute lors de la formation du zygote, lorsque l'ovule est fécondé par la laitance du mâle. L'œuf est attaché à un substrat, enfoui, ou pondu en eau libre dans l'habitat préférentiel de reproduction (Schlosser, 1991).

La perchaude (*Perca flavescens*) sélectionne des habitats de reproduction où il a présence de substrat végétal (de la Chenelière et al., 2014). Ce substrat peut être des plantes aquatiques submergées ou des tapis de végétaux morts (de la Chenelière et al., 2014). La femelle pond alors ces œufs en masse sous forme d'un ruban gélatineux, lors du printemps (de la Chenelière et al., 2014). Le substrat dénudé de végétation ou ayant de faible densité de plante est évité (Mingelbier et al., 2005). Le grand brochet (*Esox lucius*) sélectionne également des substrats avec présence de végétation (Mingelbier et al., 2008). Ces œufs sont déposés individuellement sur la végétation, souvent des amas d'herbacés ou autres plantes aquatiques submergées (Mingelbier et al., 2005). Ces deux espèces ont une période de reproduction qui coïncide avec celles des crues printanières dans le fleuve Saint-Laurent (Mingelbier et al., 2005).

Après incubation et maturation de l'œuf, il y a éclosion et l'embryon est libre (Balon, 1990). L'embryon se nourrit alors de source endogène, c'est-à-dire de vitellus, source directe de nourriture des parents (Balon, 1990). Le passage de l'alimentation endogène à exogène détermine le prochain stade de vie, larvaire ou juvénile selon le type d'ontogénie (directe ou indirecte) (Balon, 1990). Dans le cas d'un développement indirect, il y a présence d'une phase larvaire (Balon, 1990). Le développement indirect signifie qu'il doit y avoir une métamorphose, c.-à-d. une phase intermédiaire. Cette phase de vie utilise des ressources alimentaires de différentes niches, souvent du zooplancton, et compétitionne beaucoup moins pour la nourriture que les stades de vie ultérieurs (Balon, 1990). Souvent, il y a migration vers des aires d'alevinage (angl : « *nursery habitat* »), qui sont favorables au développement du stade larvaire des poissons.

Les larves de perchaude (*Perca flavescens*) sont associées à des habitats spécifiques lors du développement de ce stade de vie (Bertolo et al., 2012). Cette sélection de l'habitat se fait potentiellement par un choix actif, où les aires d'alevinages de qualité sont préférées. Pour cette espèce, la probabilité d'observer les larves de poissons est augmentée de 100 % dans la

végétation aquatique dense (Massicotte et al., 2015). Les probabilités d'observation pour les larves de perchaude sont plus faibles lors de faible crue printanière et de faible biomasse de végétation aquatique, deux paramètres qui diminuent la qualité de leur aire d'alevinage (Massicotte et al., 2015).

Dans les aires d'alevinages, le milieu étant à la fois un refuge et une aire d'alimentation, la survie et la croissance des larves sont généralement supérieures à celle des autres habitats (Sheridan et Hays, 2003). Cependant, aux stades larvaires, les poissons sont soumis à un taux de mortalité très élevé, principalement dû à la prédation (Balon, 1990). De plus, étant moins développée que les juvéniles, la métamorphose est très coûteuse énergétiquement; les larves ont plusieurs organes temporaires et souvent plusieurs stades larvaires (Balon, 1990). La métamorphose et la période de remodelage des structures du poisson déterminent alors la fin de ce stade de vie et le début du stade juvénile, lorsque les organes temporaires sont remplacés par des organes définitifs (Balon, 1990). Les individus juvéniles sont beaucoup plus développés que les larves et leurs organes sont les mêmes que ceux du stade adulte (Balon, 1990). Les juvéniles ne sont toutefois pas matures sexuellement. Des périodes successives de développement dans des milieux favorables (habitat d'alimentation; souvent associé à des périodes estivales) et défavorable (habitat d'abris; souvent associé à des périodes hivernales) ont lieu durant le stade de vie juvénile, jusqu'à maturité sexuelle (Schlosser, 1991). C'est seulement au stade adulte que le poisson pourra fréquenter un habitat de reproduction afin de compléter le cycle vital.

### **1.1.3 Habitat et distribution spatiale des poissons**

Une guilda est un groupe d'espèces qui partagent les mêmes ressources générales. Elles peuvent faire partie d'une même guilda même si elles sont taxonomiquement distantes (Simberloff et Dayan, 1991). Il est possible de regrouper les poissons selon différentes guildes alimentaires : zooplanctivore, zoobenthivore, herbivore, piscivore, insectivore, omnivore, parasite et autres (Berkman et Rabeni, 1987; Nagelkerken et al., 2001). Les guildes alimentaires ne se définissent pas uniquement par le régime alimentaire, car la recherche de nourriture, la détection des proies, le mode de capture, d'ingestion et de digestion sont aussi importants

(Stergiou et Karpouzi, 2002). Une aire d'alimentation convoitée par les poissons offrira quantité, mais également qualité de nourriture pour les individus (Marcarelli et al., 2011).

Les frayères, ou sites de reproduction (angl : « *spawning habitat* ») sont des zones que les individus sexuellement matures fréquentent afin de se reproduire. Une fois la maturité sexuelle et les conditions favorables atteintes en termes de masse, de longueur et de condition corporelle, les poissons entament une migration de reproduction vers les frayères, qui peut être facultative selon les guildes de reproduction, vers les frayères (Schlosser, 1991; Chapman et al., 2012). Les femelles pondent leurs œufs dans des sites ciblés ou non, et les mâles les fécondent avec leur laitance lorsque les géniteurs trouvent un site de reproduction (Coward et al., 2002). Plusieurs types d'habitat de reproduction existent, regroupés selon la nature de leur support (Balon, 1975). Il est possible d'englober tous les poissons vivants sur terre en 32 guildes distinctes, différenciées en trois grands groupes : les gardiens, les non-gardiens et les transporteurs d'œufs (Balon, 1975). La nature du substrat, la vitesse du courant, la température de l'eau, la profondeur, la concentration d'oxygène dissous et la présence de végétations submergées influencent la sélection du site de fraie (Balon, 1975).

Les habitats de refuge sont des milieux qui procurent un abri aux poissons, que ce soit pour se protéger de la prédation ou pour se protéger des stress environnementaux importants (Schlosser, 1991). L'utilisation de ces abris requiert d'ailleurs un compromis entre la quête de nourriture et l'évitement de la prédation (Sih, 1997). Le choix du poisson repose sur les bénéfices et les coûts des options envisageables (Sih, 1997). Les poissons pour lesquels la nourriture est limitante tendent à quitter davantage leur refuge (Dill et Gillett., 1991; Sih, 1992; Koivula et al., 1995). Les poissons-proies de plus grande taille restent plus longtemps à l'abri puisque ces poissons sont moins affectés par un manque de nourriture (Krause et al., 1998). Également, l'intimidation des prédateurs sur les proies a une influence sur le comportement de cachette de ces derniers (Rahel et Stein, 1988). L'habitat de refuge est également utilisé contre d'autres stress environnementaux. Les poissons d'eaux vives utilisent ces habitats lors de fortes crues printanières pour contrer les courants de forte intensité (Schwartz et Herricks, 2005). Les plaines inondables ou les milieux riverains avec faible débit sont alors utilisés. Ces mêmes milieux peuvent également être utilisés pour contrer la prédation (Schwartz et Herricks, 2005).

Les aires d'alevinage fournissent refuge, nourriture et sécurité contre la prédation aux larves de poisson (Thayer et al., 1978; Dennis, 1992; Beck et al., 2001). Situées parfois près des zones de fraie et du cours d'eau principal en milieu fluvial, les larves doivent être bien développées avant de s'y rendre. Ces aires sont également caractérisées par un apport important en nourriture, principalement en invertébrés aquatiques (Lasiak, 1986). Les larves sont transportées à ces aires de façon passive par les eaux courantes en milieu fluvial. Toutefois, rendues à ces aires, les larves doivent avoir atteint une capacité natatoire suffisante pour y rester de façon active (Lasiak, 1986). C'est principalement dans ces aires qu'il y a contribution au recrutement des poissons adultes (Beck et al., 2001). Cela est dû aux processus écologiques opérant dans ces aires d'alevinage, soit la croissance et la survie des juvéniles et leur déplacement vers les habitats du stade adulte (Beck et al., 2001).

#### **1.1.4 Les plaines inondables**

Les plaines inondables offrent plusieurs habitats aux poissons lors d'inondation (Bayley, 1995; Zeug et Winemiller, 2008). En période de crue, le débordement des lacs ou des rivières, les précipitations dans le bassin versant ou encore les eaux souterraines peuvent contribuer à la formation de plaines inondables (Junk et al., 1989). Le biote utilisant les plaines inondables répond aux stress environnementaux par des adaptations de différentes natures (morphologiques, anatomiques, physiologiques, phénologiques et éthologiques). Des communautés caractéristiques utilisant ces plaines (Junk et al., 1989; King et al., 2003). Dans certains systèmes, la dynamique des crues est le facteur principal qui influence le recrutement de poissons (Junk et al., 1989; Zeug et Winemiller, 2008). Pour plusieurs espèces de poissons, c'est la crue qui permet l'accès à des sites de reproduction propices. Les plaines inondables contribuent également à la productivité des populations de poissons grâce à un accès privilégié aux ressources terrestres (insectes, graines, fruits et feuilles), ainsi qu'à une production primaire beaucoup plus élevée que celle du cours d'eau principal. L'abondance du zooplancton et des invertébrés aquatiques est supérieure dans la plaine que dans le cours d'eau principale (Chick et al., 2003; Winemiller, 2004; Ahearn et al., 2006; Farly et al., 2019). Plusieurs espèces de poissons synchronisent leur période de reproduction afin que leurs stades larvaire et juvénile puissent exploiter pleinement les ressources disponibles durant la période



d'inondation, permettant ainsi une meilleure croissance et un meilleur taux de survie durant ces stades de vie vulnérables (Welcomme, 1979).

### **1.1.5 *Flood-pulse concept***

Le concept “*Flood Pulse*” (FPC) permet d’expliquer comment les périodes de crue et de sécheresse contrôlent l’échange d’eau, d’organismes et d’éléments nutritifs entre la plaine inondable et la rivière ou le lac qui débordent latéralement (Junk et al., 1989). La pulsation des inondations est au cœur de ce concept et est déterminante dans la productivité du cours d’eau. En effet, ces inondations déclenchent la production primaire et secondaire; les poissons de ces systèmes ont une reproduction adaptée aux périodes de crues et peuvent exploiter cette source de nourriture importante efficacement (Zeug et Winemiller, 2008). Par ailleurs, dans des systèmes rivière-plaine inondables de région tempérée, ces pulsations coïncident avec des températures optimales de développement et ont été associées à une croissance, une survie et un recrutement élevés pour les poissons, dus à des sources de nourriture plus importantes (Schramm et Eggleton, 2006; Zeug et Winemiller, 2008; Farly et al., 2019). Sans cette pulsation ou sans un effet combiné de température et de niveau d’eau élevé, le succès de reproduction de certaines espèces de poissons est diminué (Gutreuter et al., 1999). Le FPC explique les variations de flux d’énergie dans un axe latéral en fonction du transport des produits de la production primaire et secondaire de la zone terrestre à la zone aquatique composée par la plaine inondable, aussi appelé zone de transition aquatique-terrestre (Welcomme, 1979; Junk et al., 1989). La rivière principale, ses tributaires et la plaine inondable sont considérées comme un tout (Junk et al., 1989). Selon le FPC, les habitats inondés de la plaine inondable sont structurellement plus complexes et fournissent de meilleurs refuges que le cours d’eau principal, principalement des refuges pour éviter la prédation et les conditions de forts courants (Schlosser, 1991; Pease et al., 2006). Les poissons tirent avantage des plaines inondables en raison de leur productivité élevée (Bayley, 1991; Farly et al., 2019).

### **1.1.6 Effet des variables environnementales sur la distribution des poissons dans une plaine inondable**

Des modèles conceptuels ont été développés pour comprendre l'importance des facteurs biotiques, abiotiques et spatiaux dans les écosystèmes aquatiques (Jackson et al., 2001). Certains facteurs environnementaux, comme la transparence, ont un effet important sur les communautés de poissons (Rodríguez et Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al., 1998; Laplante-Albert et al., 2010). Le lien entre la transparence de l'eau et la visibilité des poissons-proies a un effet sur la structure de la communauté. Dans une plaine inondable tropicale, les poissons ayant des adaptations sensorielles à la faible lumière étaient dominants dans les lacs plus turbides, alors que les poissons à orientation visuelle dominaient dans les lacs clairs (Rodríguez et Lewis, 1997). De plus, à cause du déclin saisonnier de la transparence de l'eau dans les lacs de la plaine inondable, il y avait une diminution de la proportion de poissons à orientation visuelle dans le temps.

La complexité de l'habitat joue un rôle majeur dans la structure des communautés en plaine inondable (Agostinho et Zalewski, 1995; Petry et al., 2003). La diversité des espèces de poissons dans une plaine inondable est directement corrélée à la complexité des habitats, qui, avec des variables physiques, chimiques et biologiques (p. ex., présence de macrophytes), structurent les communautés de poissons notamment selon leur guildes alimentaire, entre autres (Petry et al., 2003). De plus, l'oxygène dissous et la profondeur de l'eau sont corrélés négativement à la richesse spécifique des poissons-proies dans une plaine inondable; de faibles valeurs de ces deux variables permettent d'avoir des habitats de refuge de qualité pour les poissons (Petry et al., 2003). À l'inverse, des milieux avec une quantité d'oxygène dissous élevé et ayant des profondeurs d'eaux supérieures seraient évités par les poissons-proies dans le but ultime de réduire les risques de prédation.

La végétation a également un rôle important dans les variations de l'utilisation par les poissons (Bertolo et al., 2012; Massicotte et al., 2015). Plusieurs espèces de poissons, notamment la perchaude et le grand brochet, ont besoin de végétation pour déposer leurs œufs (Mingelbier et al., 2008; de la Chenelière et al., 2014). La sélection du site de reproduction se fera en fonction de cette végétation. La végétation aquatique est également essentielle aux

développements des stades larvaires et juvéniles de plusieurs espèces (Massicotte et al., 2015). Des herbiers denses offrent des habitats de qualité, qui ont un effet positif sur les abondances des larves de poissons (Mingelbier et al., 2008; Massicotte et al., 2015). Un choix de l'habitat actif vers des sites de forte densité de végétation est observé dès les premiers stades de vie de certaines espèces (Paradis et al., 2014).

### **1.1.7 Utilisation des plaines inondables par les sociétés humaines**

Les plaines inondables subissent une multitude de pressions anthropiques (Tockner et Stanford, 2002). Les plaines inondables font partie des écosystèmes les plus productifs et diversifiés sur terre et sont utilisées depuis longtemps par les sociétés humaines (Tockner et Stanford, 2002). Utilisées pour l'agriculture à cause de leurs sols très riches et fertiles, leur dégradation s'est vite accentuée depuis l'industrialisation, au point où 90 % des plaines d'inondation d'Europe et d'Amérique du Nord sont aujourd'hui exploitées intensivement (Tockner et Stanford, 2002). Les plaines d'inondation naturelles se font de plus en plus rares (Tockner et Stanford, 2002). Des changements dans l'hydrologie de ces systèmes riches et uniques, au niveau de la productivité et de la biodiversité que l'économie et de la culture, se produisent rapidement (Costanza et al., 1997; Tockner et Stanford, 2002). Les crues sont de plus en plus régulées et l'apport de polluants et le nombre d'espèces envahissantes sont en croissance (Tockner et Stanford, 2002). Le développement urbain en zone riveraine continue de croître à l'échelle mondiale.

À une échelle plus locale, au lac Saint-Pierre, les problèmes sont semblables à ceux observés à travers le monde. Bien qu'il y ait présence d'une richesse faunique et floristique unique, des pressions anthropiques y sont présentes (Hudon et Carignan, 2008; de la Chenelière et al., 2014; Dauphin et Jobin, 2016). Ces pressions sont principalement dues aux pratiques agricoles dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre (La Violette, 2004; Hudon et Carignan, 2008; de la Chenelière et al., 2014; Dauphin et Jobin, 2016).

Plusieurs changements ont été observés dans l'occupation des sols de la plaine inondable du lac Saint-Pierre depuis 1950 (Dauphin et Jobin, 2016). La superficie des prairies humides

a subi une baisse de 42 % de superficie occupée dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, entre 1964 et 1997 (Dauphin et Jobin, 2016). De plus, la superficie des milieux anthropiques est passée de 1395 hectares à 4592 hectares entre 1950 et 1997 (Dauphin et Jobin, 2016). L'agriculture intensive depuis les années 60 est une des perturbations les plus grandes (Dauphin et Jobin, 2016). Alors que les cultures pérennes dominaient les paysages agricoles entre 1950 et 1964 dans la plaine, la situation a complètement changé en 1997 (Dauphin et Jobin, 2016). Cela implique un changement dans les pratiques agricoles : les monocultures sont devenues plus abondantes, principalement le maïs et le soya, et les sols sont laissés à nu au printemps (Dauphin et Jobin, 2016). L'utilisation de fertilisants et pesticides s'est également vue accentuée; 20 des 33 pesticides se retrouvant dans le fleuve Saint-Laurent sont présents dans le lac Saint-Pierre, notamment le clothianidine, le thiaméthoxame et l'atrazine (Dauphin et Jobin, 2016; Giroux et al., 2016).

Au lac Saint-Pierre, les populations de perchaude et de grand brochet sont en déclin (Paradis et al., 2020; Magnan et al., 2022). Les sites de fraies, autant en plaine inondable que dans les herbiers aquatiques du lac, sont en diminution (Paradis et al., 2020; Magnan et al., 2022). Les pêches ajoutent une pression supplémentaire sur les populations de grand brochet et autres espèces utilisant cette végétation aquatique pour se reproduire, croître et survivre (Paradis et al., 2020). Pour la perchaude, des moratoires sur les pêches sont en vigueur depuis 2012. En 2022, le moratoire a été reconduit sur une période de cinq années supplémentaires. La qualité de l'eau en diminution peut avoir des effets négatifs sur les abondances de poissons (Magnan et al., 2022). La présence d'espèce compétitrice ou prédatrice, comme le cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) et la tanche (*Tinca tinca*), peuvent ajouter des pressions supplémentaires sur ces espèces de poissons en déclin (Magnan et al., 2022).

Dans les cultures annuelles, la mise à nu des sols à l'automne engendre une perte de couvert végétal au printemps. Ce couvert est essentiel à la reproduction et l'alevinage de plusieurs espèces de poisson utilisant la plaine inondable du lac Saint-Pierre, notamment la perchaude (*Perca flavescens*) et le grand brochet (*Esox lucius*) (Mingelbier et al, 2005). La perte de l'habitat de reproduction est d'ailleurs un des facteurs majeurs ayant été identifié pour

explique le déclin du stock de perchaudes dans le lac Saint-Pierre (de la Chenelière et al., 2014; Magnan et al., 2022). De plus, la productivité du littoral en invertébrés aquatiques est possiblement amoindrie par l'utilisation intensive des sols, diminuant ainsi cette source de nourriture pour les différentes espèces de poissons utilisant la plaine d'inondation (Farly et al., 2019).

### **1.1.8 Objectif**

L'objectif de cette étude était de quantifier les réponses des communautés de poissons à dix différentes catégories d'utilisation des terres. Pour ce faire, des modèles de distribution spatiale ont été utilisés, soit des modèles hiérarchiques de communautés. Les poissons aux stades larvaires, juvéniles et adultes ont été étudiés.

## **1.2 Méthodes**

### **1.2.1 Aire d'étude**

Le lac Saint-Pierre, lac fluvial de 318 km<sup>2</sup> du fleuve Saint-Laurent, Québec, Canada, accueille une grande biodiversité, dont environ 70% des espèces de poissons d'eau douce du Québec (La Violette, 2004; de la Chenelière et al., 2014; Le Pichon et al., 2018). Alimenté en eau par le fleuve Saint-Laurent, les rivières Richelieu, Yamaska, Saint-François, Nicolet, Bayonne, Maskinongé, de Loup et Yamachiche, ainsi que plus de 200 petits tributaires, le lac Saint-Pierre a un bassin versant d'une superficie de plus de 990 000 km<sup>2</sup> (La Violette, 2004). Lors de la crue printanière, il y a formation d'une plaine inondable de grande envergure. Le niveau d'eau peut augmenter de plus de 2 m lors de cette période et 288 km<sup>2</sup> de terre deviennent ennoyés pour une période approximative de 5 à 9 semaines (La Violette, 2004). Au Québec, les inondations sont classées généralement en trois niveaux de récurrence, soit 2 ans, 20 ans et 100 ans (Gouvernement du Québec, 2019). Chaque niveau est associé à la limite des crues pour leur fréquence respective. Par exemple, une récurrence de 20 ans signifie qu'une crue de cette magnitude arrive en moyenne chaque 20 ans à ce niveau précis (Gouvernement du Québec, 2019). Plus le niveau de récurrence est élevé, plus l'ampleur des

inondations est grande. Le relief plat du territoire avoisinant le lac Saint-Pierre fait en sorte que l'eau inonde des terres sur des distances considérables. La superficie de la plaine d'inondation est toutefois très variable d'une année à l'autre et dépend grandement du débit du fleuve Saint-Laurent et de ses tributaires (Dauphin et Jobin, 2016). Parmi les habitats de la plaine d'inondation, on retrouve des herbiers aquatiques, marais, prairie humide, marécage, herbaçaie, forêt et des terres agricoles (Dauphin et Jobin, 2016). Le paysage agricole est dominé par des cultures annuelles, mais il y a également présence de culture pérenne (c.-à-d. des champs de foin et des pâturages principalement) (Dauphin et Jobin, 2016).

Trois secteurs de la plaine d'inondation ont été sélectionnés, deux sur la rive sud du lac (Pierreville et Baie-du-Febvre) et un sur la rive nord (Saint-Barthélemy) (Figure 1.3). Chaque secteur correspondant à différentes catégories d'utilisation des terres, soit : (1) sol labouré en automne : terres cultivées (soya ou maïs) qui subissent la récolte et le labour à l'automne et qui restent dépourvues de végétation jusqu'au printemps; (2) soya; (3) maïs; (4) blé d'automne cultivé en pleine saison; (5) avoine fourragère; (6) maïs avec couverture de ray-grass entre les rangs; (7) jeunes prairies (champs de fauche cultivés établis  $\leq 3$  ans avant le prélèvement de l'échantillon); (8) vieilles prairies (champs de fauche cultivés établis  $> 5$  ans avant le prélèvement de l'échantillon et entretenus par fauchage); (9) les prairies naturelles (marais et friches agricoles); (10) forêt (marécages). Les catégories du soya, du maïs, du blé d'automne et de l'avoine fourragère comprennent des cultures annuelles qui sont récoltées à l'automne, laissant peu de végétation au-dessus du sol jusqu'au printemps. Ces cultures ne sont toutefois pas labourées, comme la catégorie de sol labouré à l'automne (1); la perturbation est plus faible et ces catégories ne sont pas dépourvues totalement de végétation. Le couvert de ray-grass de la catégorie (6) est maintenu durant l'hiver et est destiné à protéger le sol suite à la récolte des cultures de maïs à l'automne. Aucune activité agricole n'a été associée aux catégories de prairie naturelle ou de forêt.

### **1.2.2 Échantillonnage des communautés de poissons par la pêche électrique**

L'échantillonnage des communautés de poissons dans les parcelles expérimentales de la plaine d'inondation a eu lieu durant la période de crue au début du printemps, en 2019

(30 avril – 7 mai), 2020 (20 – 26 avril) et 2021 (31 mars – 3 avril). Les pêches ont été effectuées à l'aide d'un bateau de pêche électrique de type Wisconsin, équipé d'un électrocuteur Smith-Root 2.5 GPP (Reynolds et al., 2003; Temple et Pearsons, 2007; Paquin et Brodeur, 2021). Dans chaque secteur, des pêches de 20 minutes par traitement ont eu lieu au centre des planches agricoles, sur environ 700 mètres linéaires. Le courant électrique de la pêcheuse était de type continu pulsé. Le pousseur, situé à l'avant de l'embarcation, devait capturer les poissons jusqu'à une profondeur maximale d'environ 30 cm, soit la hauteur du filet de la pêche, afin que les taux de capture ne soient pas influencés par la transparence de l'eau. À la fin du transect d'échantillonnage, chaque poisson était identifié à l'espèce et mesuré (longueur totale maximale).

### **1.2.3 Échantillonnage des larves à l'aide de pièges lumineux**

L'abondance de larves était quantifiée pour les crues des années 2020 (14 avril – 20 mai) et 2021 (28 – 29 mars). Des pièges lumineux de type Quatrefoil étaient installés dès le crépuscule, à une distance minimale de 50 m entre eux (Floyd et al., 1984). Un tube fluorescent vert était inséré à l'intérieur de chaque piège et restait dans le piège durant toute la période d'échantillonnage. Chaque piège était fixé à l'endroit désiré à l'aide d'une corde rattaché à une tige métallique inséré dans le sol. Les pièges étaient répartis entre les différentes catégories d'utilisation des terres du secteur échantillonné pour chaque soir d'échantillonnage (10 – 16 pièges par secteur par soir d'échantillonnage), installés une heure après le coucher du soleil. Les pièges étaient déposés à la surface de l'eau à des sites ayant une profondeur située entre 0,5 et 2 m. Les échantillons dans les pièges étaient récupérés à toutes les 120 minutes; chaque piège était relevé de 1 à 3 fois par nuit (moyenne = 2,52; sd = 0,71). Les larves étaient collectées dans des pots en plastique identifiés et préservées dans de l'alcool éthylique à 70 %; les larves étaient identifiées, dénombrées et mesurées en laboratoire.

### **1.2.4 Mesures environnementales**

Les données environnementales géo-référencées suivantes étaient mesurées à l'aide d'une sonde multiparamètres YSI Pro-DSS et Hanna 9829 : concentration d'oxygène dissous (mg/l), température de l'eau (°C), turbidité (FTU) et conductivité ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Nous avons également

mesuré la profondeur de l'eau (bâton gradué; cm) et la transparence de l'eau (tube de Snell; cm). Ces données environnementales étaient mesurées à chaque extrémité des transects pour la pêche électrique. Pour l'échantillonnage des larves de poissons à l'aide des pièges lumineux, ces mesures environnementales géo-référencées étaient mesurées lors de l'installation et le retrait de chaque relevé de piège lumineux. Des variables de végétation n'étaient pas mesurées spécifiquement, mais sont prises en compte dans le gradient des catégories d'utilisation des terres.

### 1.2.5 Analyses quantitatives

Nous avons utilisé des modèles mixtes généralisés multivariés, intégrés dans le cadre de modélisation hiérarchique développée par Ovaskainen et al. (2017), pour lier la variation de l'abondance par espèces à l'utilisation des terres. Plus précisément, nous avons modélisé la variation d'abondance des espèces en fonction de covariables (catégories d'utilisation des terres, codées comme variables indicatrices) et d'effets aléatoires qui tenaient compte des aspects spatiaux et temporels du plan d'échantillonnage. Des modèles distincts ont été développés pour le dénombrement des poissons juvéniles et adultes échantillonnés par la pêche électrique et des larves de poissons échantillonnés par les pièges lumineux.

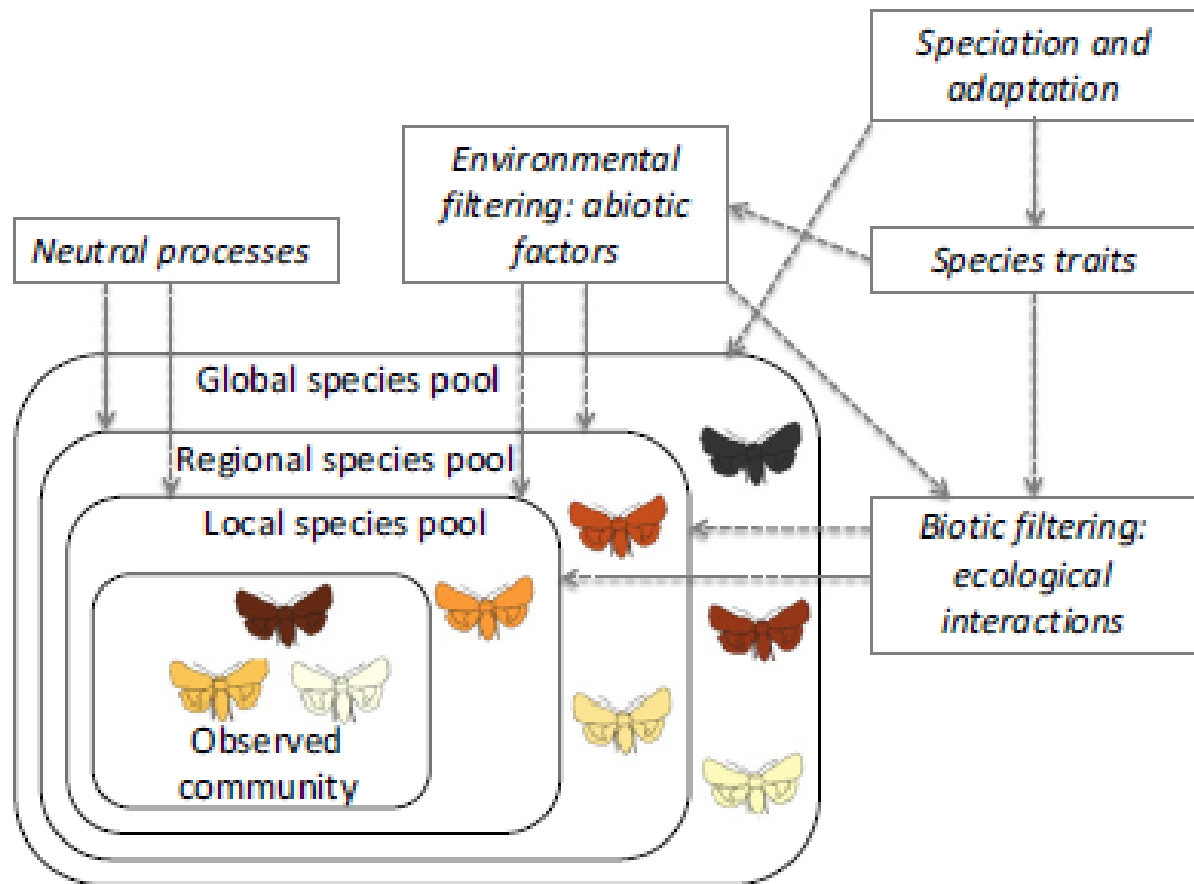
Le modèle pour les poissons juvéniles et adultes comprenait des catégories d'utilisation des terres comme covariables ((1) sol labouré en automne, (2) soya, (3) maïs, (6) maïs avec couverture de ray-grass entre les rangs, (7) jeunes prairies, (8) vieilles prairies, (9) prairies naturelles et (10) forêt), modélisées par le terme linéaire  $L_{ij}^f = \sum_k X_{ik} \beta_{jk}$ , où  $L_{ij}^f$  est le prédicteur linéaire pour les effets fixes,  $X_{ik}$  représente la covariable  $k$  mesurée à la station d'échantillonnage  $i$  et le coefficient  $\beta_{jk}$  représente la réponse de l'espèce  $j$  à la covariable  $k$ . Les catégories d'utilisation du sol ont été codées sous forme de covariables numériques à l'aide du codage des effets (Cohen et al., 2003), qui compare la moyenne de chaque groupe à la moyenne globale du groupe. Des effets aléatoires pour le site, l'année et le secteur ont été inclus dans le prédicteur linéaire. Les nombres observés de poissons ont été considérés provenir d'une distribution de Poisson dont la moyenne a été modélisée sur une échelle logarithmique comme une somme d'effets fixes et aléatoires.



Pour l'analyse des dénombrements de larves de poissons, les catégories d'utilisation des terres ont été regroupées en trois grandes catégories : 1) cultures annuelles, comprenant les sols labourés d'automne (1), le maïs (3), le blé d'automne (4), l'avoine (5) et le maïs avec couverture de ray-grass entre les rangs (6); 2) les prairies cultivées, composées de jeunes (7) et de vieilles prairies (8) ; et 3) la végétation naturelle, comprenant les prairies naturelles (9) et la forêt (10). La catégorie d'utilisation des terres de soya (2) n'a pas été échantillonnée pour le protocole des pièges lumineux. Cela est dû à une faible représentabilité de cette catégorie et à son établissement sur des planches agricoles en plus haute altitude dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Cette catégorie était moins susceptible d'être inondée, particulièrement avec les crues de 2020 et 2021 (Figure 2 – Chapitre II). Le modèle pour les larves comprenait des covariables codant pour les trois principaux groupes d'utilisation des terres et la température moyenne de l'eau, ainsi que des effets aléatoires pour le site, le piège lumineux et la séquence d'installation de pièges.

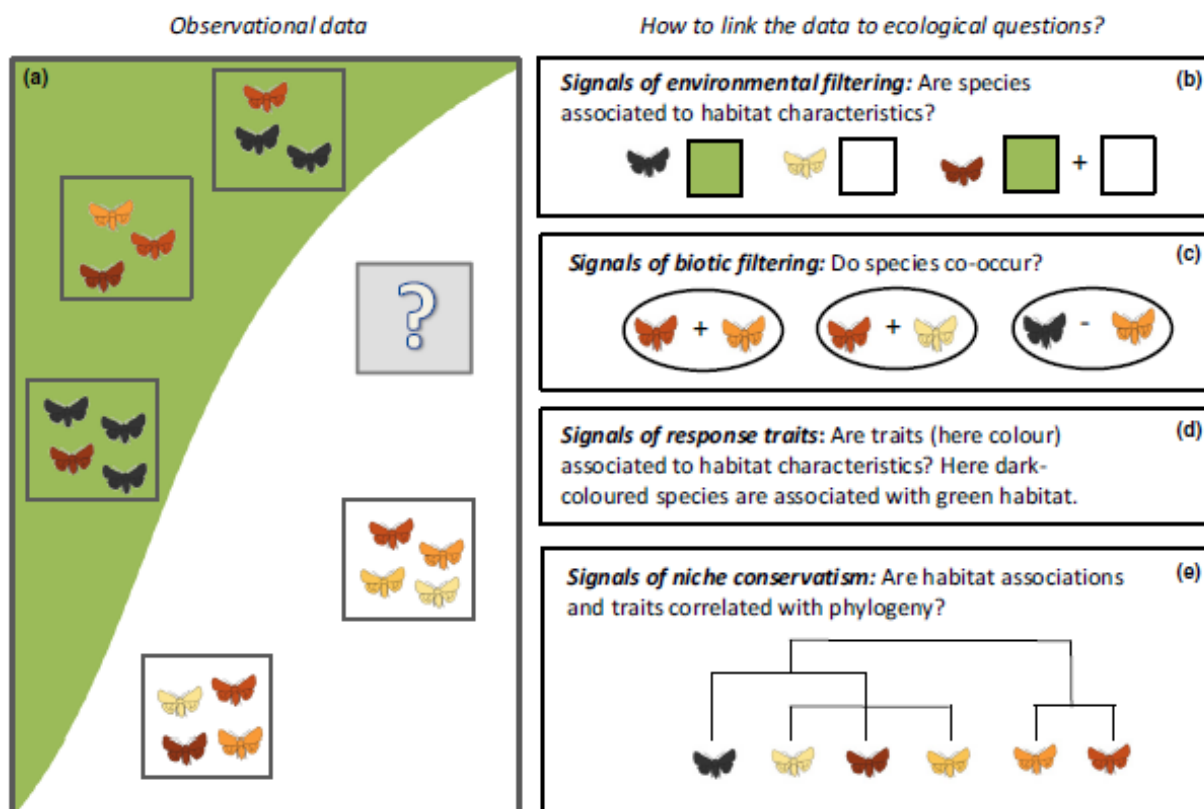
L'estimation des paramètres a été réalisée dans un cadre bayésien via l'échantillonnage Monte-Carlo de la chaîne de Markov, dans le package HMSC-R 3.0 (Tikhonov et al., 2019). Nous avons exécuté quatre chaînes pour 275 000 itérations chacune, rejeté les 75 000 premières itérations (burn-in) et conservé 1 sur 100 des itérations restantes (thinning). La convergence de la chaîne a été évaluée par les diagnostics Gelman-Rubin et l'examen des tracés de graphique.

Après ajustement des modèles, des prédictions ont été faites pour quantifier les différences entre les catégories d'utilisation des terres pour chaque espèce, pour les poissons juvéniles et adultes, ainsi que pour les larves de poissons. Les prédictions permettent de corriger les effets aléatoires et d'évaluer uniquement l'effet de la variable catégorie d'occupation du sol sur les abondances des différentes espèces de poissons; il est donc possible d'évaluer ces effets sur l'ensemble de la communauté.

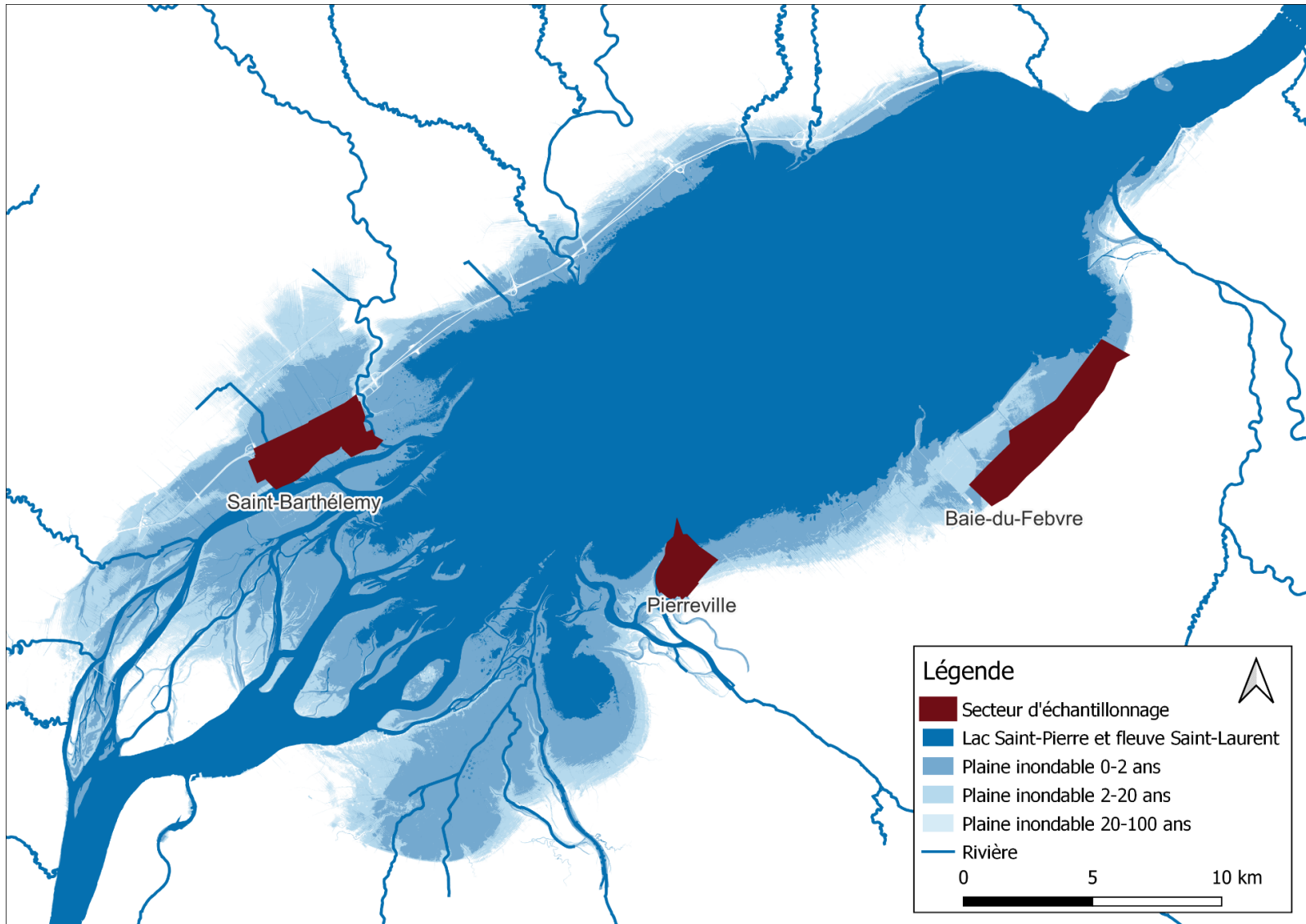


**Figure 1.1** Schéma des processus d'assemblage influençant les communautés écologiques à différentes échelles spatiotemporelles (locale, régionale et globale).

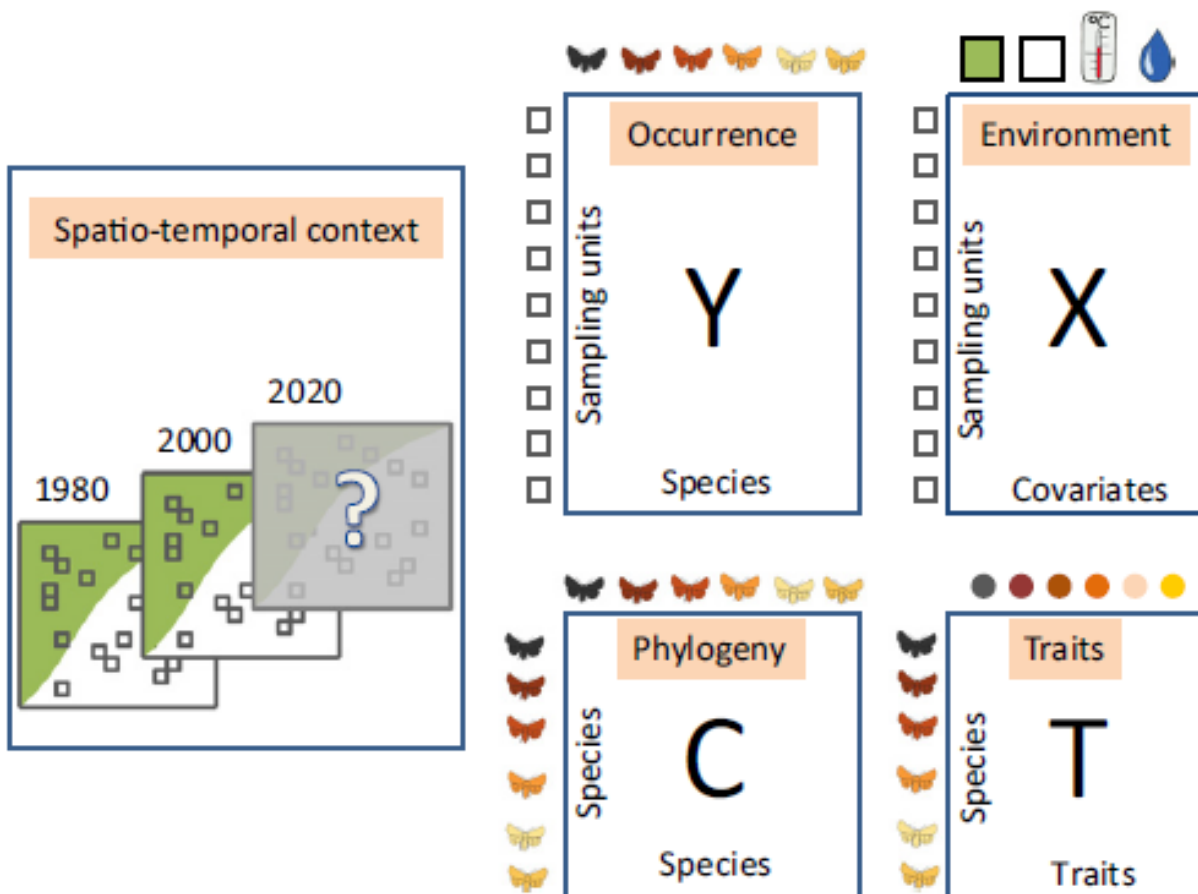
La composition et la dynamique de ces communautés sont influencées par les effets des filtres environnementaux, des interactions biotiques et des processus neutres. Les réponses des espèces à ces facteurs dépendent de leurs traits fonctionnels, qui sont finalement façonnés par l'histoire de l'évolution (spéciation et adaptation) et donc limités par les relations phylogénétiques (Ovaskainen et al., 2017).



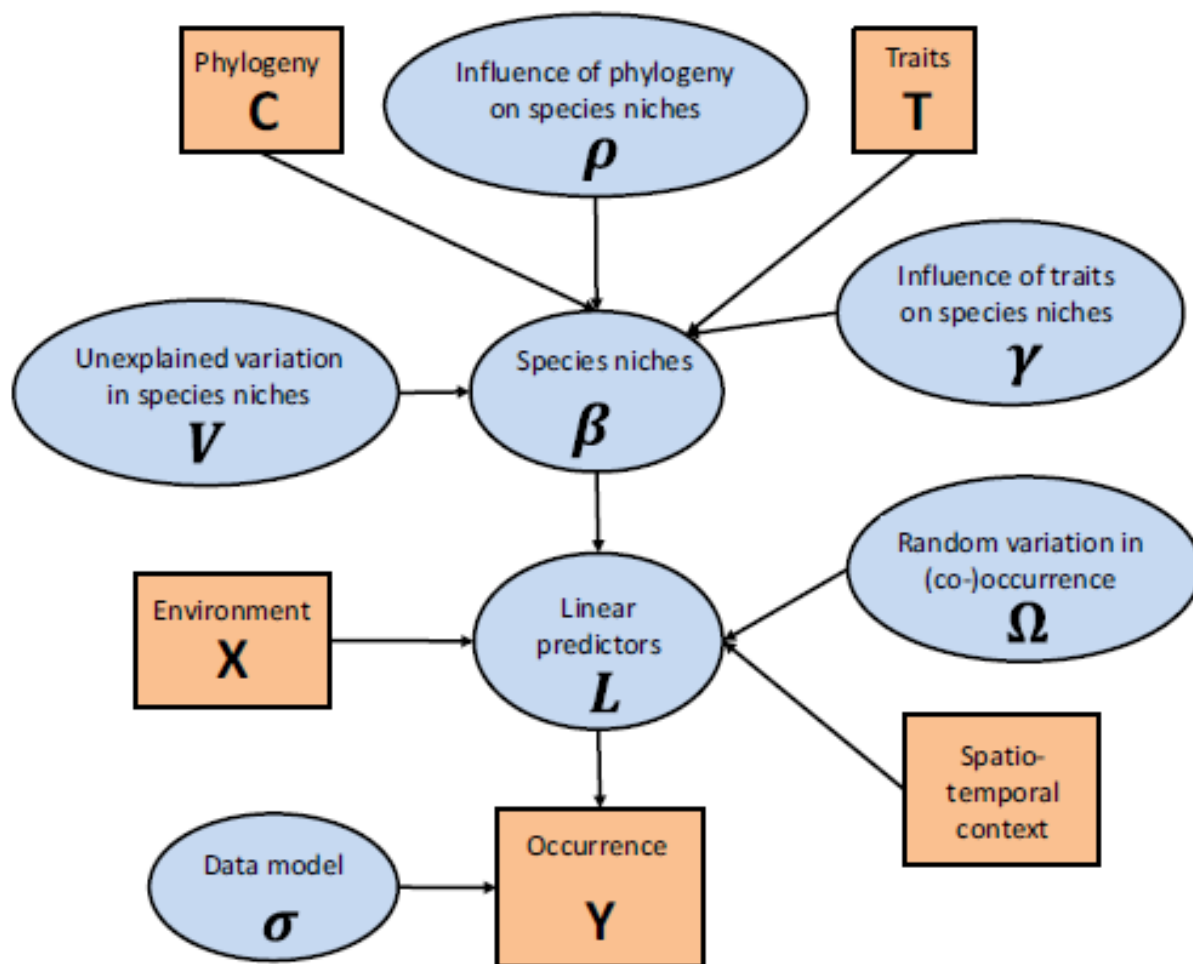
**Figure 1.2** Illustration conceptuelle de certaines questions clés en écologie des communautés. Les couleurs verte et blanche représentent les différences dans les conditions environnementales, les papillons de différentes couleurs représentent les différentes espèces et les cases représentent les unités d'échantillonnage. (a) : comment les données d'occurrences d'espèces peuvent être utilisées pour comprendre comment les différents processus (b, c, d, e) structurent la communauté étudiée et comment prédire les communautés dans de nouvelles conditions (l'unité d'échantillonnage avec point d'interrogation). (b) : en termes de niches d'espèces et de filtre environnemental; les différentes espèces de papillons ne se retrouvent pas dans les mêmes conditions environnementales. (c) : en termes d'interactions biotiques ou filtre biotique; certaines paires d'espèces co-apparaissent plus ou moins souvent par hasard. Une partie de cette variation peut être expliquée par des associations d'habitat, alors que dans certains cas, il existe une cooccurrence non aléatoire également au-delà de celle expliquée par une association d'habitat. Dans cet exemple, les espèces de couleur noire semblent dominer les communautés locales lorsqu'elles sont présentes, ce qui indique qu'il peut s'agir d'une espèce supérieure sur le plan de la concurrence. (d) : en termes de traits de réponse; la couleur des espèces semble variée en fonction des conditions environnementales. Les espèces de couleur sombre étant associées à l'habitat vert et les espèces de couleur claire à l'habitat blanc. (e) : en termes de phylogénie; la couleur ne semble pas être structurée phylogénétiquement. L'espèce fournit des données essentiellement indépendantes sur l'influence de la couleur et son occurrence, suggérant une réponse adaptative (Ovaskainen et al., 2017).



**Figure 1.3** Carte du lac Saint-Pierre, délimitation des zones d'inondations 0-2 ans, 2-20 ans et 20-100 ans, ainsi que les principaux tributaires du lac contribuant à la plaine inondable.



**Figure 1.4** Données typiquement collectées et analysées en écologie des communautés. Les données d'occurrence (matrice **Y**) incluent les occurrences des espèces recensées dans un ensemble d'unités d'échantillonnage temporel et/ou spatial. Les données environnementales (matrice **X**) comprennent les covariables environnementales mesurées sur les unités d'échantillonnage. Les données sur les traits (matrice **T**) consistent en un ensemble de traits mesurés pour les espèces présentes dans la matrice **Y**. Une quatrième matrice peut également être considérée, soit la matrice de corrélations phylogénétiques entre les espèces (matrice **C**), afin de considérer les dépendances phylogénétiques entre espèces. Le contexte spatio-temporel inclut les informations de géolocalisation et de temps relatives aux échantillons (Ovaskainen et al., 2017).



**Figure 1.5** Données statistiques utilisées et analysées dans le modèle HMSC.

Dans ce graphique, les zones orange se rapportent aux données à intégrer (matrice  $X$ ,  $Y$ ,  $T$  et  $C$ , ainsi que les données spatiotemporelles), les zones bleues aux paramètres à estimer et les flèches aux relations fonctionnelles décrites à l'aide de distributions statistiques. Les paramètres à estimer sont : l'influence de la phylogénie sur les niches des espèces ( $\rho$ ), les variations non expliquées dans les niches des espèces ( $V$ ), l'influence des traits sur les niches des espèces ( $\gamma$ ), les niches des espèces ( $\beta$ ), la variation aléatoire des cooccurrences des espèces ( $\Omega$ ), les prédicteurs linéaires ( $L$ ) et la modélisation des données ( $\sigma$ ) (Ovaskainen et al., 2017).

## CHAPITRE II

### RESPONSES OF FISH COMMUNITIES TO AGRICULTURAL ACTIVITIES IN A TEMPERATE FLOODPLAIN

Antoine Sénéchal et Marco A. Rodríguez\*

Centre de recherche sur les interactions bassins versants – écosystèmes aquatiques (RIVE) and  
Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL)

\* Correspondence: Département des sciences de l'environnement, Université du Québec  
à Trois-Rivières, 3351 boul. des Forges, Trois-Rivières, QC G9A 5H7, Canada.  
e-mail : [marco.rodriguez@uqtr.ca](mailto:marco.rodriguez@uqtr.ca)

**Abstract**

Floodplains are one of the most productive ecosystems on earth. They provide multiple habitats for terrestrial and aquatic community. For many fish species, floodplains are used to reproduce, feed, growth and avoid predation. These fish communities benefit from the floodplains by having access to quality habitat and resources. This study focuses on the effect of agricultural activities on fish communities in the floodplain of Lake Saint-Pierre, Canada. We quantified how the abundance of juvenile, adult and larval fish species varied among natural and agricultural lands. Juvenile and adult fish abundances decreased along a land use gradient reflecting agricultural activity. Similar results were obtained for the larvae of two fish species, yellow-perch (*Perca flavescens*) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*), which had their greatest abundance in cultivated grassland and natural wetlands. Lower fish abundances in annual crops relative to grassland and natural wetlands probably reflect a deterioration of habitat quality in agricultural lands. These results support the idea of the importance of submerged aquatic vegetation for fish communities. Our results demonstrate the use of a vegetation gradient by the different life stages of fish in a floodplain ecosystem, where the fish benefit from it. We believe that the models developed could be used by wildlife managers. Perspectives for the restoration and management of fish communities are interesting with these models.



## Introduction

Floodplains provide habitat for fish communities (Bayley, 1995; Zeug and Winemiller, 2008). Fish can use the floodplain for feeding (Jardine et al., 2012; Farly et al., 2019), reproduction (de la Chenelière et al., 2014), growth (Naus and Adams, 2018; Farly et al., 2019), and to avoid predation (Crook et al., 2020).

Many fish species synchronize their reproductive period so that their larval and juvenile stages can fully exploit these resources available in the floodplain during the flood period, thus allowing for better survival during these vulnerable life stages (Welcomme, 1979).

Floodplains also provide fish communities with access to terrestrial resources not usually available in the aquatic environment (insects, seeds, leaves, fruits) (Chick et al., 2003; Ahearn et al., 2006). The primary (Bayley, 1989; Lewis et al., 2001) and secondary production (Górski et al., 2013; Farly et al., 2019) are greater than in the main river channel. Invertebrate density can be several times higher in the floodplain than in the main channel (Górski et al., 2013; Farly et al., 2019). Floodplain productivity greatly benefits immature fish (larvae and juveniles) and small fish of the littoral zone (Farly et al., 2019). In Lake Saint-Pierre, floodplain food sources contribute more than 75% of the fish diet for yellow perch (*Perca flavescens*) and northern pike (*Esox lucius*), two species that reproduce on flood vegetation and develop in the early stages of life in the floodplain (de la Chenelière et al., 2014; Farly et al., 2019; Foubert et al., 2020).

In Lake Saint-Pierre, yellow perch and northern pike populations are declining (Paradis et al., 2020; Magnan et al., 2022). Spawning sites, both in the floodplain and in the aquatic grass beds of the lake, are decreasing (Paradis et al., 2020; Magnan et al., 2022). Fisheries add further pressure on populations of northern pike and other species using this aquatic vegetation to reproduce, grow and survive (Paradis et al., 2020). For yellow perch, fishing moratoriums have been in effect since 2012. In 2022, the moratorium was renewed for a period of five additional years. Declining water quality can have negative effects on fish abundances (Magnan et al., 2022). The presence of competitive or predatory species, such as the double-crested cormorant

(*Phalacrocorax auritus*) and the tench (*Tinca tinca*), can add additional pressure on these declining fish species (Magnan et al., 2022).

Floodplains are structurally more complex than the river and adjacent tributaries (Junk et al., 1989). Heterogeneous environments have more habitats and niches and thus have greater species richness than homogeneous environments (Weaver et al., 1997; Massicotte et al., 2015). The dynamics of floods, i.e., the overflow of lakes or rivers driven by precipitation in the watershed or rising groundwater, is considered to be the main factor influencing the recruitment of fish in large floodplain rivers, as described by the Flood Pulse Concept (Junk et al., 1989; Zeug and Winemiller, 2008).

Habitat loss and destruction are major and growing problems for many aquatic and terrestrial species, including those reliant on highly disturbed floodplain ecosystems (Tockner and Stanford, 2002; Scanes, 2018). Floodplains in Europe and North America have long been used for agriculture because of their rich and fertile soils; however, their use and accompanying degradation have rapidly increased since industrialization, to the point where 90% of these floodplains are now intensively exploited (Tockner and Stanford, 2002). Floods and floodplains are increasingly regulated; the input of pollutants and the number of invasive species are increasing (Tockner et al., 2010). Waterfront urban development continues to grow globally; floodplains are thus subject to a multitude of anthropogenic pressures (Tockner and Stanford, 2002).

Watershed agriculture is associated with increased river sedimentation, decreased stream depth variability, and reduced complexity of the substrate, which result in reduced habitat quality for fish (Walser and Bart, 1999). Land cover modifies a suite of environmental variables (temperature, nutrient load, flow, turbidity, dissolved oxygen) influencing local fish diversity (Edge et al., 2017).

Here, we examine the effect on fish community structure of different land use categories in a disturbed ecosystem, the floodplain of Lake Saint-Pierre. Larval, juvenile and adult fish abundance were compared between natural and agricultural land use categories. This will make

it possible to target the land use categories most used by fish communities and to issue recommendations for species in decline in Lake Saint-Pierre, in particular yellow perch and northern pike.

## **Methods**

### *Study Area*

Lake Saint-Pierre (LSP; surface area: 318 km<sup>2</sup>; catchment area: 990,000 km<sup>2</sup>) is an enlargement of the Saint Lawrence River, in Québec, Canada (46°12'N, 72°50'W) (de la Chenelière et al., 2014). The main inflow to LSP is the Saint Lawrence River; major tributaries includes the Richelieu, Yamaska, Saint-François, Nicolet, Bayonne, Maskinongé, du Loup, and Yamachiche Rivers. In spring, rising water levels (mean maximum water level above sea level = 2.76 m, range = 0 – 4.36 m) lead to lateral expansion of the river reaching a maximum of 260 km<sup>2</sup> and to the development of a large floodplain (mean surface area = 126 km<sup>2</sup>; Fisheries and Oceans Canada, 2021), which remains flooded for up to 9 weeks (La Violette, 2004). Natural habitats of the floodplain include aquatic grass beds, marshes, wet meadows, swamps, grasslands, and forests (Dauphin and Jobin, 2016).

Anthropogenic pressures on the LSP ecosystem, arising mostly from agricultural practices, have increased over the past decades (Hudon and Carignan, 2008; Dauphin and Jobin, 2016; Hudon et al., 2018). Natural grassland cover declined by 42% between 1964 and 1997, and the area modified by anthropogenic activity increased from 1,395 ha to 4,592 ha between 1950 and 1997 (Dauphin and Jobin, 2016). The past decades have seen a marked transition from perennial to annual crops, mostly corn and soybean monocultures, and increased use of fertilizers and pesticides (Giroux et al., 2016; Hudon et al., 2018). Annual crops and intensive agricultural practices have resulted in the loss of vast areas of reproduction and nursery habitats for yellow perch and northern pike (de la Chenelière et al., 2014; Foubert et al., 2020).

From 1970 to 2016, water levels during the growing season of submerged aquatic vegetation dropped by approximately 1 m, and water temperature increased by 3 °C (Hudon

et al., 2018). Phosphorus concentrations have decreased, and nitrate concentrations, as well as suspended solids, have increased over the same period (Hudon et al., 2018; Giacomazzo et al., 2020). Submerged aquatic vegetation biomass has also decreased since the 1970s in LSP; however, wetlands have increased over the same period as a result of dropping water levels (Hudon et al., 2018; Giacomazzo et al., 2020). Emergent wetlands have become drier and more vulnerable to invasion by exotic species and encroachment by agriculture (Dauphin and Jobin, 2016; Hudon et al., 2018).

### *Land use categories*

Study sites were located in three sectors of the LSP floodplain: Saint-Barthélemy, Pierreville, and Baie-du-Febvre (Figure 1). Sampling sites were categorized according to the prevalent type of land use, which included bare plowed soil, annual crops, various types of grassland, and forest (Table 1). The following land use categories were considered: (1) autumn-plowed soil: crop lands (soybeans or corn) that undergo harvest and plowing in the autumn and remain devoid of vegetation until the spring; (2) soybean; (3) corn; (4) autumn wheat; (5) feed oat; (6) corn with inter-row of ray-grass cover; (7) young grassland (cultivated hay fields established  $\leq 3$  yr before sample collection); (8) old grassland (cultivated hay fields established  $>5$  yr before sample collection and maintained by mowing); (9) natural grassland (wet meadows); (10) forest (swamps). The soybeans, corn, autumn wheat and feed oats categories comprise annual crops that are harvested in autumn, leaving little vegetation overground until the spring. However, these crops are not plowed, such as the category of autumn-plowed soil (1); disturbance is lower and these categories are not totally devoid of vegetation. The ray-grass cover in category (6) is intended to protect the soil following the harvest of corn crops in the autumn. No agricultural activity was associated with the natural grassland or forest categories.

Not all land use categories were sampled for each of the protocols. Sampling was carried out according to the sites flooded at the time of sampling. For the juvenile and adult fish, sampled by electrofishing, the (1) autumn-plowed soil, (2) soybean, (3) corn, (6) corn with inter-row of ray-grass cover, (7) young grassland, (8) old grassland, (9) natural grassland and

(10) forest were sampled. For the larval fish, sampled by quatrefoil light traps, the (1) autumn-plowed soil, (3) corn, (4) autumn wheat, (5) feed oat, (6) corn with inter-row of ray-grass cover, (7) young grassland, (8) old grassland, (9) natural grassland and (10) forest were sampled.

### *Fish sampling*

Fish communities were sampled by electrofishing in the spring of 2019 (30 April – 7 May), 2020 (20 – 26 April), and 2021 (31 March – 3 April) (Figure 2). At each study site, fish were sampled by means of a Wisconsin-type electrofishing boat (Novotny and Priegel, 1974) equipped with a Smith-Root 2.5 GPP shocker (Paquin and Brodeur, 2021). The boat moved at constant velocity for 20 minutes along a trajectory covering approximately 700 linear meters. Surfacing fish were retrieved by two operators equipped with dip nets, one at the front of the electrofishing boat and the other in an auxiliary boat that trailed the electrofishing boat to retrieve fish missed by the first operator. Captured fish were identified to species and measured (maximum total length;  $\pm 1$  mm). Sampling was carried out with a water depth between 0.5 and 2 m. Fish were drawn to a depth of 0.3 m in order to limit the effect of transparency on the catches.

Larval fish were sampled by means of quatrefoil light traps (Floyd et al., 1984) in 2020 (14 April – 20 May) and 2021 (28 – 29 March). Multiple traps, separated by at least 50 m (10-16 traps per site per night), were set at 0.5 – 2.0 m depth approximately 1 h after sunset. Each trap was set 1 to 3 times per night (mean = 2.52; sd = 0.71), each time for a duration of 120 minutes. Captured larvae were preserved in 70%/vol ethanol and were later identified, counted, and measured ( $\pm 1$  mm) in the laboratory.

Dissolved oxygen concentration (mg/L), water temperature ( $^{\circ}$ C), turbidity (FNU), and conductivity ( $\mu$ S/cm) (YSI ProDSS and Hanna 9829 probes), as well as depth (measuring rod; cm) and water transparency (Snell tube; cm) were measured at all sites (Table 1).

### *Water levels and floodplain areas*

Water levels and flooded areas were calculated from daily mean water levels at the Sorel gauging station (Station # 15930; Fisheries and Oceans Canada, 2021). The yearly maximum water level between January 1<sup>st</sup> and July 20<sup>th</sup> was calculated for the period 1966 to 2021. The floodplain area was calculated using a digital elevation model, built from LiDAR (Light Detection and Ranging) data (Gouvernement du Québec, 2018) using QGIS software v. 3.20.2 (2021).

### *Quantitative analyses*

We used multivariate generalized mixed models, embedded in the hierarchical modeling framework developed by Ovaskainen et al. (2017), to link variation in specific abundances to land use. Specifically, we modelled variation in species counts as a function of covariates (land use categories, coded as indicator variables), and random effects that accounted for spatial and temporal aspects of the sampling design. Separate models were developed for the counts of juvenile and adult fish collected by electrofishing and the larval fish collected by light-trap sampling.

The model for juvenile and adult fishes included land use categories as covariates, modeled by the linear term  $L_{ij}^f = \sum_k X_{ik} \beta_{jk}$ , where  $L_{ij}^f$  is the linear predictor for fix effects,  $X_{ik}$  represents covariate  $k$  measured at sampling station  $i$  and coefficient  $\beta_{jk}$  represents the response of species  $j$  to covariate  $k$ . Land use categories were coded as numerical covariates using effects coding (Cohen & al., 2003), which compares each group mean with the overall group mean. Random effects for site, year, and sector were included in the linear predictor. Observed counts were assumed to arise from a Poisson distribution whose mean was modelled on a log scale as a summation of fixed and random effects. Environmental variables were not included in the model. The land use categories were numerous for the amount of data we had. The model performed poorly by adding other fixed effects to those of the land use categories.

For the analysis of larval counts, land-use categories were aggregated into three major groups: 1) annual crops, comprising autumn plowed soil, corn, oats, autumn wheat and corn

with inter-row of ray-grass cover; 2) cultivated grassland, comprising young and old grassland; and 3) natural vegetation, comprising natural grassland and forest. Some land use categories were poorly represented in the sampling. The representability of certain categories in the experimental plots was weak and certain experimental sites were located in places of high altitude, exempt of most of the flood. By grouping categories into major groups, this makes it possible to rebalance the representability and to have the entire gradient of land used in a synthesized way. The model for larvae included covariates coding for the three major land-use groups and mean water temperature, and random effects for site, light trap, and trap set. By having fewer fixed effects, it was possible to add water temperature to the model, unlike that of juvenile and adult fish model. The larval fish model performed well.

Parameter estimation was conducted under a Bayesian framework via Markov chain Monte Carlo sampling as implemented in the HMSC-R 3.0 package (Tikhonov et al., 2019). We ran four chains for 275 000 iterations each, discarded the first 75 000 iterations (burn-in) and retained 1 in 100 of the remaining iterations (thinning). Chain convergence was assessed by Gelman-Rubin diagnostics and examination of trace plots.

After fitting the models, predictions were made to quantify differences among land use categories for each species, as for the juvenile and adult fishes and the larval fishes. The predictions make it possible to adjust for the random effects and to evaluate only the effect of the land use category variable on the abundances of the different fish species; it is therefore possible to assess these effects on the whole community.

## **Results**

### *Abundance of juvenile and adult fish*

In all, 20 species were collected by electrofishing. Four species, yellow perch (n = 258), brown bullhead (n = 243), golden shiner (n = 231) and eastern silvery minnow (n = 226), accounted for the bulk of the observed counts (Appendix I and II). The responses of the 20 species to land use is encapsulated in the posterior distributions of the  $\beta$  coefficients from the

linear predictor (see Methods), which reflect how the mean of each category differs from the overall mean for all categories. A heatmap providing a visual summary of these differences (Figure 3) shows that all negative responses were associated with soybean and corn crops, whereas all positive responses were associated with forest or grasslands.

Overall model fit was adequate, as indicated by a comparison of predicted to observed counts (Appendix III). A pseudo- $R^2$ , calculated for each species as the square of the Spearman correlation between observed and predicted counts (Ovaskainen and Abrego, 2020) showed a strong relationship between observed and predicted counts for four species (Table 2; *Hybognathus regius*, Pseudo- $R^2 = 0.97$ ; *Perca flavescens*, Pseudo- $R^2 = 0.90$ ; *Ameiurus nebulosus*, Pseudo- $R^2 = 0.89$ ; *Notemigonus crysoleucas*, Pseudo- $R^2 = 0.76$ ).

Partitioning of variance indicated that differences among land use categories account for a major portion of the variance of most of the species in the linear predictor (mean = 74.7%), with random effects contributing to a lesser extent (station = 8.3%, year = 8.8%, sector = 8.2%; mean) (Figure 4). For the four most abundant species, land use categories explained between 19.2% (yellow perch) and 44.7% (brown bullhead) of the variance. For these four juvenile and adult fish species, it is rather the random effects that account for the major portion of the variance (Figure 4).

#### *Abundance of larval fish*

Altogether, two species were captured with light traps: yellow perch ( $n = 7421$ ) and lake whitefish ( $n = 5923$ ) (Appendix II and IV). Negative responses were associated with annual crops, whereas positive responses were associated with cultivated grassland and natural vegetation (Figure 5).

Model fit was suitable, as indicated by a comparison of predicted to observed counts (Appendix V). The pseudo- $R^2$  showed strong relationship between observed and predicted counts for both larval species (Table 3).



Survey number accounts for the major portion of the variance for the lake whitefish (81.7%), whereas temperature is more important for the yellow perch (66.4%). Land use categories contributed less, but account for 14.1% of the variance for the lake whitefish and 10.4% of the yellow perch (Figure 6).

## **Discussion**

The observed species responses highlight the importance of cultivated grassland and natural floodplain habitats for fish abundance during the flood period. Plant cover can improve performance of fish, e.g., growth (Dibble et al., 1997). Undisturbed lands have higher fish abundance and diversity and provide better habitat for fish (Pratt and Smokorowski, 2003; Smokorowski and Pratt, 2007). Natural habitats have greater abundance of aquatic invertebrates, a major food source for many species of fish, and appropriate substrate for spawning (Drake and Valley, 2005; de la Chenelière et al., 2014; Foubert et al., 2020). Natural habitats, such as forest and natural grassland, have greater plant species diversity than agricultural habitats such as annual soybean and corn crops (Weaver et al., 1997; Pratt and Smokorowski, 2003). Plant density and diversity contribute to greater fish diversity in floodplain ecosystems (Quirino et al., 2021). Vegetation plays an important role in several fish habitats (Bertolo et al., 2012; Massicotte et al., 2015). Several fish species, including yellow perch and northern pike, need vegetation to lay their eggs (Mingelbier et al., 2008; de la Chenelière et al., 2014).

Annual crops were not much used by the majority of species. The grasslands and natural environments may have greater abundance due to their heterogeneity, plant diversity, invertebrates abundances and better quality of habitats (Glover et al., 2009; DuPont et al., 2010; Arantes et al., 2018). Substrates bare of vegetation or with low plant density are avoided by yellow perch (Mingelbier et al., 2005). Similar results were obtained with the predicted mean abundances of the juvenile and adult fish species (Figure 7). Cultivated grasslands and the natural vegetation had higher juvenile and adult fish abundance than annual crops for most fish species.

Aquatic vegetation is essential for the development of the larval stages of several species (Massicotte et al., 2015). Dense grass beds provide quality habitats, which have a positive effect on the abundance of fish larvae (Mingelbier et al., 2008; Massicotte et al., 2015). Active habitat choice for sites with high vegetation density is observed from the early life stages in certain species (Paradis et al., 2014). The responses of the two larval fish species to land use categories were positive for cultivated grasslands and natural vegetation, and negative for annual crops (Figure 5). The predicted mean abundances of those two species are greatest for those two land use categories (Figure 8). Land use categories accounted for a limited part of the variance (Figure 6). For yellow perch larvae, temperature accounted for a major portion of the variance. High temperatures are beneficial for the growth of fish larvae (Clady, 1976). For lake whitefish, it is rather the survey number that mainly explains the variance. This random variable is a time series in sampling. Lake whitefish probably spawn in the waterways upstream of Lake Saint-Pierre in autumn and larvae then move to the Lake Saint-Pierre floodplain in the spring. Whitefish larvae were present only between April 18 and May 14, 2020. Only two out of 5923 captured individuals were collected on the north shore of the lake in Saint-Barthélemy seemingly indicating that spawning habitats are concentrated on the south shore and that the development time of the larvae in the floodplain is relatively short.

Larvae of yellow perch larvae and of some *Coregonus* species, such as *Coregonus artedi*, are positively phototactic (Manci et al., 1983; George, 2019) and are thus susceptible to capture by light traps. These were the only two species captured with light traps (Appendix IV), possibly because sampling dates preceded the spawning period of most of the fish species that use the floodplain.

Our conclusions are subject to several limitations. Observations were collected over a limited span of time and space. Floods are strongly variable from year to year, as are the dynamics of fish communities in the floodplain. Land use categories were unevenly represented in our samples because the flood period was short in 2020 and 2021. With more data, it would have been possible to include more explanatory variables in the models, to better understand the use of the floodplain by fish communities.

In summary, our results demonstrate the impacts of a land use gradient on different life stages of fish and point to the importance of submerged aquatic vegetation for fish communities in a temperate floodplain.

### Acknowledgements

We thank Émilie Paquin, Philippe Brodeur, Marianne Théberge, Rémi Bacon, Nicolas Auclair, Guillaume Hubert, René Perreault, Catherine Greaves and Manon Boudreault (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec), and Anthony De Roy, Alexis Baribeau Rondeau, Christophe Dumoulin, Daphney Dubé-Richard, Kristof Mercier, Marc-Olivier Maalsnaes, Mélissa Gingras-Dubreuil, Pier-Olivier Leblanc and Thibaud Tournadre (Université du Québec à Trois-Rivières) for assistance in the field. This research was funded by the Pôle d'expertise multidisciplinaire en gestion durable du littoral du lac Saint-Pierre (Gouvernement du Québec).

### References

- Ahearn, D. S., Viers, J. H., Mount, J. F., & Dahlgren, R. A. 2006. Priming the productivity pump: flood driven trends in suspended algal biomass distribution across a restored floodplain. *Freshwater Biology*, **51**: 1417-1433. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01580.x.
- Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Petrere, M., Castello, L., Hess, L. L., & Freitas, C. E. 2018. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, **55**: 386-395. doi:10.1111/1365-2664.12967.
- Bayley, P. B. 1989. Aquatic environments in the Amazon Basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, **106**: 399-408. doi:284658124.
- Bayley, P. B. 1995. Understanding large river floodplain ecosystems. *BioScience*, **45**: 153-158. doi:10.1139/f00-245.
- Bertolo, A., Blanchet, F. G., Magnan, P., Brodeur, P., Mingelbier, M., & Legendre, P. 2012. Inferring processes from spatial patterns: the role of directional and non-directional forces in shaping fish larvae distribution in a freshwater lake system. *PLoS One*, **7**: e50239. doi:10.1371/journal.pone.0050239.

- Castello, L., Hess, L. L., Thapa, R., McGrath, D. G., Arantes, C. C., Renó, V. F., & Isaac, V. J. 2017. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. *Fish and Fisheries*, **00**: 1-10. doi:10.1111/faf.12261.
- Chick, J. H., Cosgriff, R. J., & Gittinger, L. S. 2003. Fish as potential dispersal agents for floodplain plants: first evidence in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**: 1437-1439. doi:10.1139/f03-155.
- Clady, M. D. 1976. Influence of temperature and wind on the survival of early stages of yellow perch, *Perca flavescens*. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **33**: 1887-1893. doi:10.1139/f76-241.
- Cohen, J., Cohen, P., West, S. G., & Aiken, L. S. 2003. Applied Multiple Regression/Correlation Analysis for the Behavioral Sciences, 3rd ed. Lawrence Erlbaum Associates Publishers. doi:10.4324/9781410606266.
- Crook, D. A., Buckle, D. J., Morrongiello, J. R., Allsop, Q. A., Baldwin, W., Saunders, T. M., & Douglas, M. M. 2020. Tracking the resource pulse: movement responses of fish to dynamic floodplain habitat in a tropical river. *Journal of Animal Ecology*, **89**: 795-807. doi:10.1111/1365-2656.13146.
- Dauphin, D., & Jobin, B. 2016. Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste canadien*, **140**: 42-52. doi:10.7202/1034097ar.
- de la Chenelière, V., Brodeur P., & Mingelbier, M. 2014. Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le Naturaliste canadien*, **138**: 50-61. doi:10.7202/1025070ar.
- Dibble, E. D., Killgore, K. J., & Harrel, S. L. 1997. Assessment of fish-plant interactions. *American Fisheries Society Symposium*. **16**: 357-372. doi:11681/6239.
- Drake, M. T., & Valley, R. D. 2005. Validation and application of a fish-based index of biotic integrity for small central Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, **25**: 1095-1111. doi:10.1577/M04-128.1.
- DuPont, S. T., Culman, S. W., Ferris, H., Buckley, D. H., & Glover, J. D. 2010. No-tillage conversion of harvested perennial grassland to annual cropland reduces root biomass, decreases active carbon stocks, and impacts soil biota. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **137**: 25-32. doi:10.1016/j.agee.2009.12.021.
- Edge, C. B., Fortin, M. J., Jackson, D. A., Lawrie, D., Stanfield, L., & Shrestha, N. 2017. Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecology*, **32**: 647-662. doi:10.1007/s10980-016-0472-9.

- Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A. & Cabana, G. 2019. Seasonality of a Floodplain Subsidy to the Fish Community of a Large Temperate River. *Ecosystems*, **22**: 1823-1837. doi:10.1007/s10021-019-00374-w.
- Fisheries and Oceans Canada. 2021. Station Inventory Data: Station 15930. Retrieved from: <https://www.isdm-gdsi.gc.ca/isdm-gdsi/twl-mne/inventory-inventaire/interval-intervalle-eng.asp?user=isdm-gdsi&region=QC&tst=1&no=15930>
- Floyd, K. B., Courtenay, W. H., & Hoyt, R. D. 1984. A new larval fish light trap: the quatrefoil trap. *The Progressive Fish-Culturist*, **46**: 216-219. doi:10.1577/1548-8640.
- Foubert, A., F. Lecomte, F., Brodeur, P., Le Pichon, C., and Mingelbier, M. 2020. Losing the best conditions for effective fish spawning habitat in the floodplain due to riparian agriculture and flow regulation, St. Lawrence River, Canada. *Landscape Ecology*.
- George, E. 2019. The history and ecology of Cisco *Coregonus artedi* in the Laurentian Great Lakes. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. **22**: 1-20. doi:10.1080/14634988.2019.1670461.
- Giocamazzo, M., Bertolo, A., Brodeur, P., Massicotte, P., Goyette, J.-O., and Magnan, P. 2020. Linking fisheries to land use: how anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. *Science of the Total Environment*, **717**. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135377.
- Giroux, I., Hébert, S., & Berryman, D. 2016. Qualité de l'eau du Saint-Laurent de 2000 à 2014: paramètres classiques, pesticides et contaminants émergents. *Le Naturaliste canadien*, **140**: 26-34. doi:10.7202/1036500ar.
- Glover, J. D., Culman, S. W., DuPont, S. T., Broussard, W., Young, L., Mangan, M. E., Mai, J. G., Crews, T. E., DeHaan, L. R., Buckley, D. H., Ferris, H., Turner, R. E., & Wyse, D. L. 2010. Harvested perennial grasslands provide ecological benchmarks for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **137**: 3-12. doi:10.1016/j.agee.2009.11.001.
- Górski K., Collier K. J., Duggan I. C., Taylor C. M., & Hamilton D. P. 2013. Connectivity and complexity of floodplain habitats govern zooplankton dynamics in a large temperate river system. *Freshwater Biology*, **58**: 1458-70. doi:10.1111/fwb.12144.
- Gouvernement du Québec. 2018. LiDAR data. Retrieved from: <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/produits-derives-de-base-du-lidar>
- Hudon, C., & Carignan, R. 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**: 1165-1180. doi:10.1139/F08-069.

- Hudon, C., Jean, M., & Létourneau, G. 2018. Temporal (1970–2016) changes in human pressures and wetland response in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Science of the Total Environment*, **643**: 1137-1151. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.080.
- Jardine, T. D., Pusey, B. J., Hamilton, S. K., Pettit, N. E., Davies, P. M., Douglas, M. M., Sinnamon, V., Halliday, I. A., & Bunn, S. E. 2012. Fish mediate high food web connectivity in the lower reaches of a tropical floodplain river. *Oecologia*, **168**: 829-838. doi:10.1007/s00442-011-2148-0.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, **106**: 110-127.
- La Violette, N. 2004. Les lacs fluviaux du Saint-Laurent: hydrologie et modifications humaines. *Le Naturaliste canadien*, **128**: 98-104.
- Lewis Jr, W. M., Hamilton, S. K., Rodríguez, M. A., Saunders III, J. F., & Lasi, M. A. 2001. Foodweb analysis of the Orinoco floodplain based on production estimates and stable isotope data. *Journal of the North American Benthological Society*, **20**: 241-254. doi:10.2307/1468319.
- Lobón-Cerviá, J., Hess, L. L., Melack, J. M., & Araujo-Lima, C. A. 2015. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*, **750**: 245-255. doi:10.1007/s10750-014-2040-0.
- Magnan, P., Brodeur, P., Paquin, É., Vachon, N., Paradis, Y., Dumont, P., & Mailhot, Y. 2022. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre et du secteur pont Laviolette – Saint-Pierres-Becquets en 2021. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. iv + 49 pages et annexes.
- Manci, W. E., Malison, J. A., Kayes, T. B., & Kuczynski, T. E. 1983. Harvesting photopositive juvenile fish from a pond using a lift net and light. *Aquaculture*, **34**: 157-164. doi:10.1016/0044-8486(83)90299-5.
- Massicotte, P., Proulx, R., Cabana, G., & Rodriguez, M. A. 2015. Testing the influence of environmental heterogeneity on fish species richness in two biogeographic provinces. *PeerJ*, **3**: e760. doi:10.7717/peerj.760.
- Mingelbier, M., Brodeur, P., & Morin, J. 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent fluvial et évaluation des critères de régularisation du système lac Ontario – Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune. 141 p.

- Mingelbier, M., Brodeur, P., & Morin, J. 2008. Spatially explicit model predicting the spawning habitat and early stage mortality of Northern pike (*Esox lucius*) in a large system: the St. Lawrence River between 1960 and 2000. *Hydrobiologia*, **601**: 55-69. doi:10.1007/s10750-007-9266-z.
- Naus, C. J., & Reid Adams, S. 2018. Fish nursery habitat function of the main channel, floodplain tributaries and oxbow lakes of a medium-sized river. *Ecology of Freshwater Fish*, **27**: 4-18. doi:10.1111/eff.12319.
- Novotny, D. W., & Priegel, G. R. 1974. Electrofishing boats: improved designs and operational guidelines to increase the effectiveness of boom shockers. *Wisconsin Department of Natural Resources Technical Bulletin*. **73**.
- Ovaskainen, O., & Abrego, N. 2020. Joint Species Distribution Modelling with Applications in R. Cambridge University Press. doi:10.1017/9781108591720.
- Ovaskainen, O., Tikhonov, G., Norberg, A., Blanchet, F. G., Duan, L., Dunson, D., Roslin, T., & Abrego, N. 2017. How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecology Letters*, **20**: 561-576. doi:10.1111/ele.12757.
- Paquin, E., & Brodeur, P. 2021. Efficacité d'une embarcation de pêche électrique à échantillonner le littoral du lac Saint-Pierre. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Direction de la gestion de la faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec. 5 p. + Annexe.
- Paradis, Y., Bertolo, A., Mingelbier, M., Brodeur, P., & Magnan, P. 2014. What controls distribution of larval and juvenile yellow perch? The role of habitat characteristics and spatial processes in a large, shallow lake. *Journal of Great Lakes Research*, **40**: 172-178. doi:10.1016/j.jglr.2013.12.001.
- Paradis, Y., Mingelbier, M., Brodeur, P., Vachon, N., Côté, C., Hatin, D., Couillard, M. A., Verreault, G., L'Italien, L., Pouliot, R., Foubert, A., Lecomte, F., Valiquette É., & Côté-Vaillancourt, D. 2020. État des communautés de poissons des eaux douces et saumâtres du Saint-Laurent. Plan Saint-Laurent, 3e édition, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 14 p.
- Pratt, T. C., & Smokorowski, K. E. 2003. Fish habitat management implications of the summer habitat use by littoral fishes in a north temperate, mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**: 286-300. doi:10.1139/F03-022.
- QGIS Development Team. 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.org>

- Quirino, B. A., Lansac-Tôha, F. M., Thomaz, S. M., Heino, J., & Fugi, R. 2021. Macrophyte stand complexity explains the functional  $\alpha$  and  $\beta$  diversity of fish in a tropical river-floodplain. *Aquatic Sciences*, **83**: 1-14. doi:10.1007/s00027-020-00768-2.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Scanes, C. G. 2018. Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. In *Animals and Human Society* (pp. 451-482). Academic Press. doi:10.1016/B978-0-12-805247-1.00026-5.
- Smokorowski, K. E., & Pratt, T. C. 2007. Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems—a review and meta-analysis. *Environmental Reviews*, **15**: 15-41. doi:10.1139/a06-007.
- Tikhonov, G., Opedal, Ø., Abrego, N., Lehikoinen, A., & Ovaskainen, O. 2019. Joint species distribution modelling with HMSC-R. *bioRxiv*, 603217. doi:10.1101/603217.
- Tockner, K., Pusch, M., Borchardt, D., & Lorang, M. S. 2010. Multiple stressors in coupled river–floodplain ecosystems. *Freshwater Biology*, **55**: 135-151. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02371.x.
- Tockner, K., & Stanford, J. A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, **29**: 308-330. doi:10.1017/S037689290200022X.
- Walser, C. A., & Bart Jr, H. L. 1999. Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish*, **8**: 237-246. doi:10.1111/j.1600-0633.1999.tb00075.x.
- Weaver, M. J., Magnuson, J. J., & Clayton, M. K. 1997. Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**: 2277-2289. doi:10.1139/f97-130.
- Welcomme, R. L. 1979. Fisheries Ecology of Floodplain Rivers. *Longman*.
- Zeug, S. C., & Winemiller, K. O. 2008. Relationships between hydrology, spatial heterogeneity, and fish recruitment dynamics in a temperate floodplain river. *River Research and Applications*, **24**: 90-102. doi:10.1002/rra.1061.



## Figure captions

**Figure 1.** Location of the study sectors and sites (red areas) in the floodplain of Lake Saint-Pierre, Québec, Canada. A. Lake Saint-Pierre and the study sites; B. Saint-Barthélemy sector, C. Pierreville sector; D. Baie-du-Febvre sector.

**Figure 2.** Water level (daily means; meters above sea level) from March to July at the Sorel gauging station (Station reference number: 15930; Fisheries and Oceans Canada, 2021).

**Figure 3.** Heatmap showing species responses (juvenile and adult counts) to land use in the floodplain of Lake Saint-Pierre. For each species, colors in the heatmap are assigned based on the 90% credible intervals for the  $\beta$  coefficients associated with the species responses to land use categories. The heatmap shows positive responses (all values in 90% credible interval  $> 0$ ) in blue and negative responses (all values in 90% credible interval  $< 0$ ) in red. Neutral responses (90% credible interval includes 0) are shown in white. Land use categories are presented in decreasing order of expected impact to facilitate interpretation.

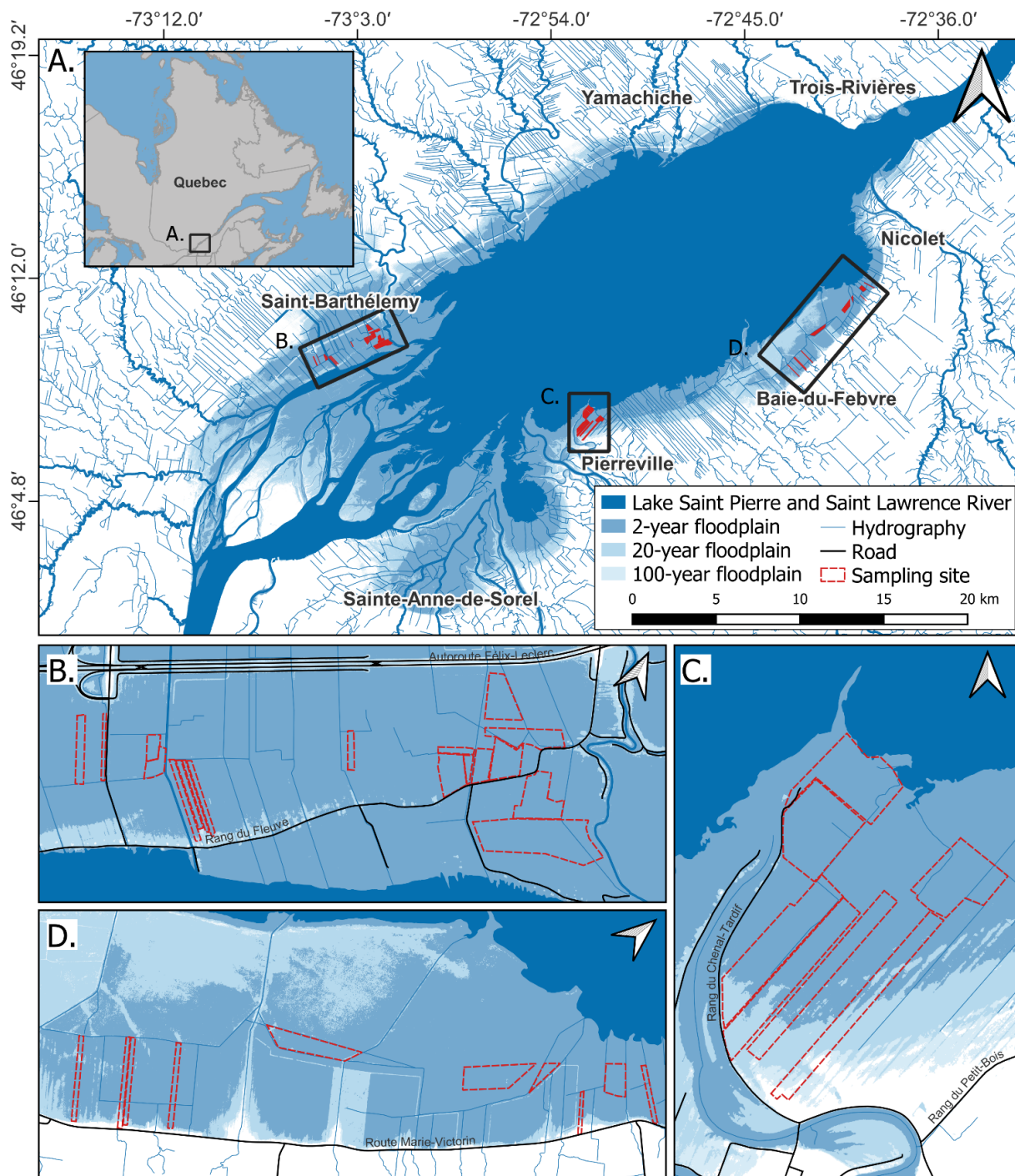
**Figure 4.** Proportion of the variance associated with the linear predictor terms of the juvenile and adult fish model from the floodplain of Lake Saint-Pierre.

**Figure 5.** Heatmap showing species responses (larval counts) to land use in the floodplain of Lake Saint-Pierre. For each species, colors in the heatmap are assigned based on the 90% credible intervals for the  $\beta$  coefficients associated with the species responses to land use categories. The heatmap shows positive responses (all values in 90% credible interval  $> 0$ ) in blue and negative responses (all values in 90% credible interval  $< 0$ ) in red. Neutral responses (90% credible interval includes 0) are shown in white. Land use categories are presented in decreasing order of expected impact to facilitate interpretation.

**Figure 6.** Proportion of the variance associated with the linear predictor terms of the larval fish model from the floodplain of Lake Saint-Pierre.

**Figure 7.** Predicted mean abundance, transformed as  $\log(X + 1)$ , of juvenile and adult fish, by species and land use category in the floodplain of Lake Saint-Pierre.

**Figure 8.** Predicted mean abundance, transformed as  $\log(X + 1)$ , of larval fish, by species and land use category in the floodplain of Lake Saint-Pierre.



**Figure 1.**

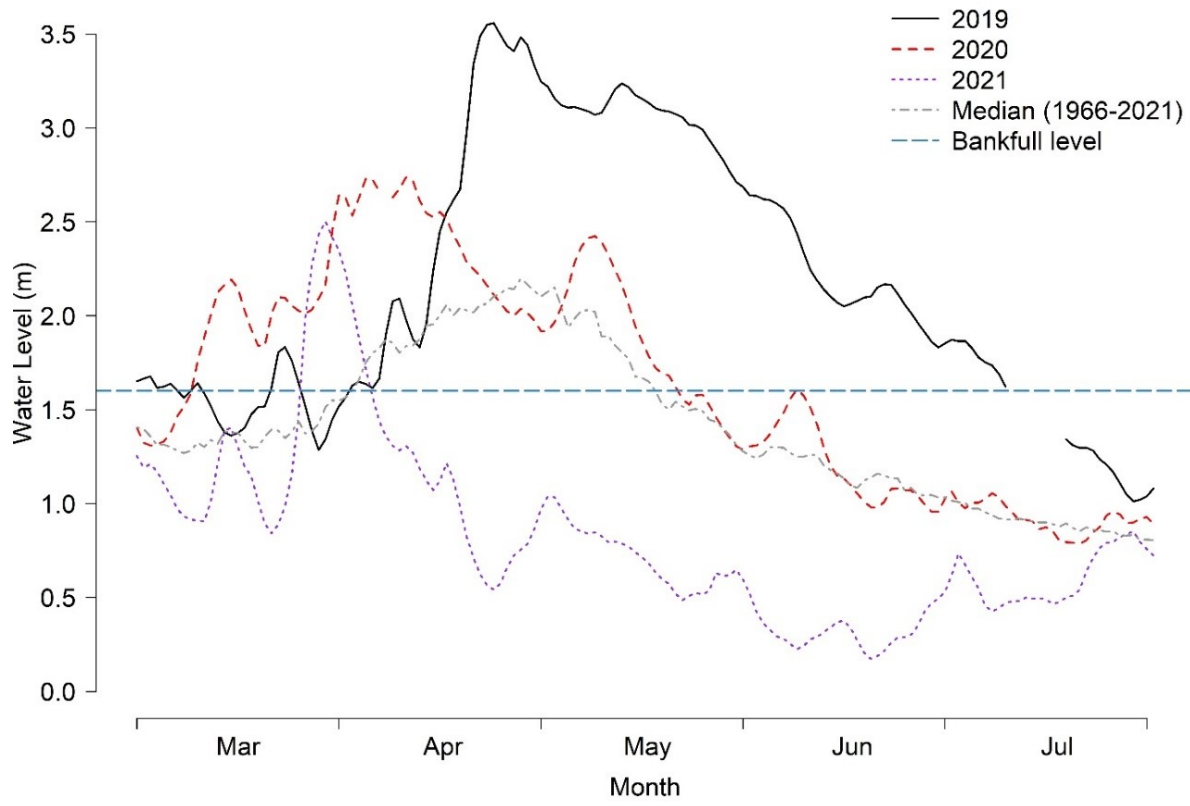
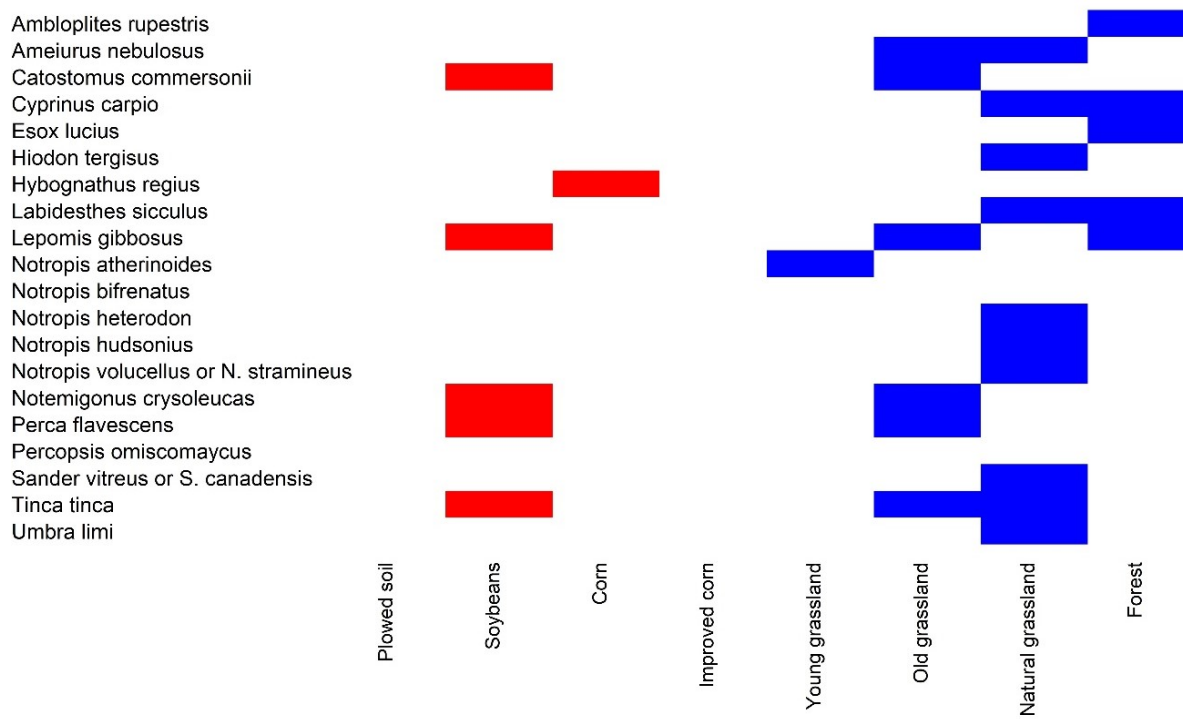


Figure 2.



**Figure 3.**

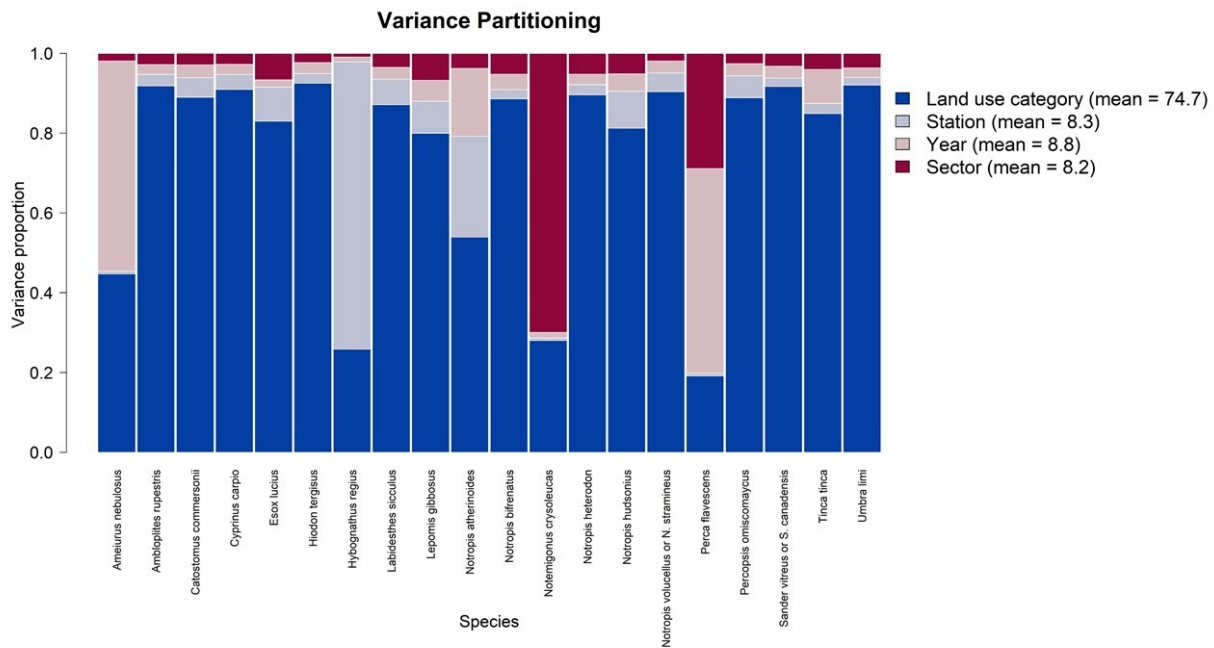
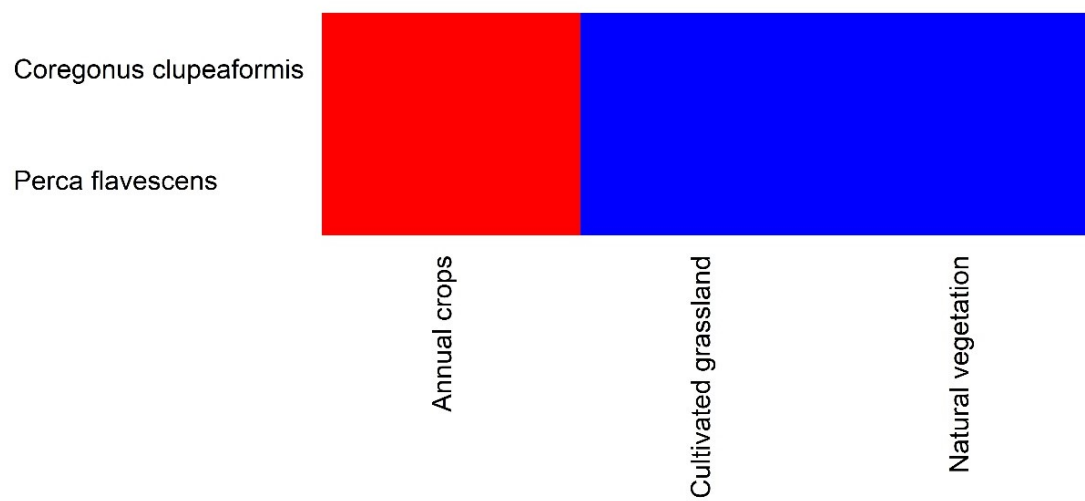


Figure 4.



**Figure 5.**

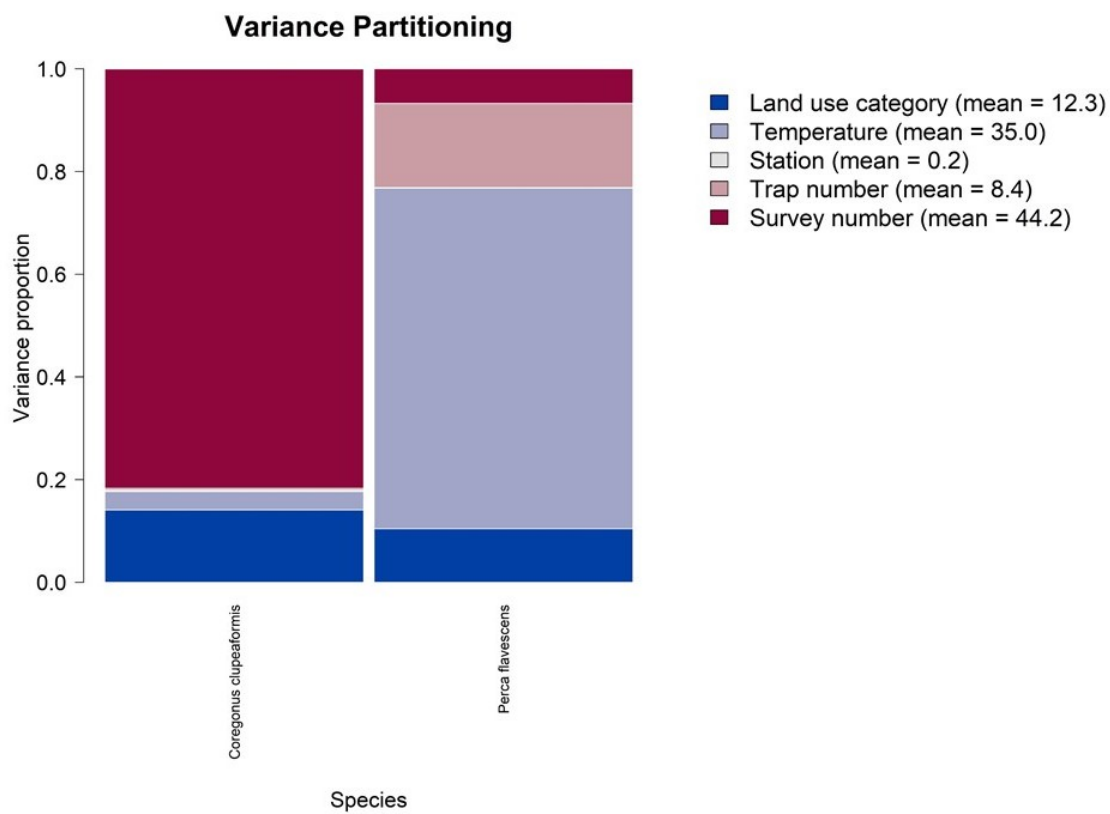
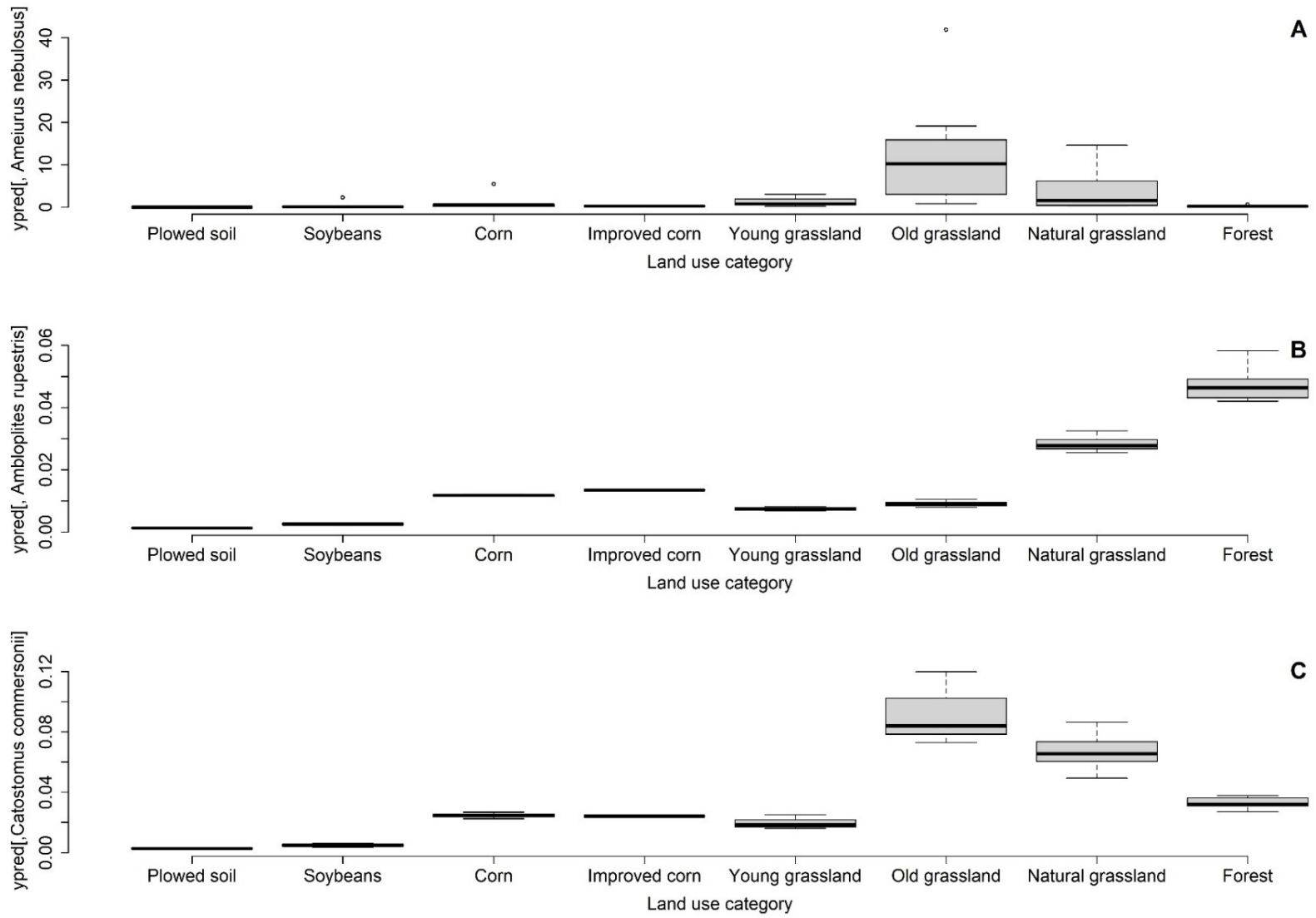
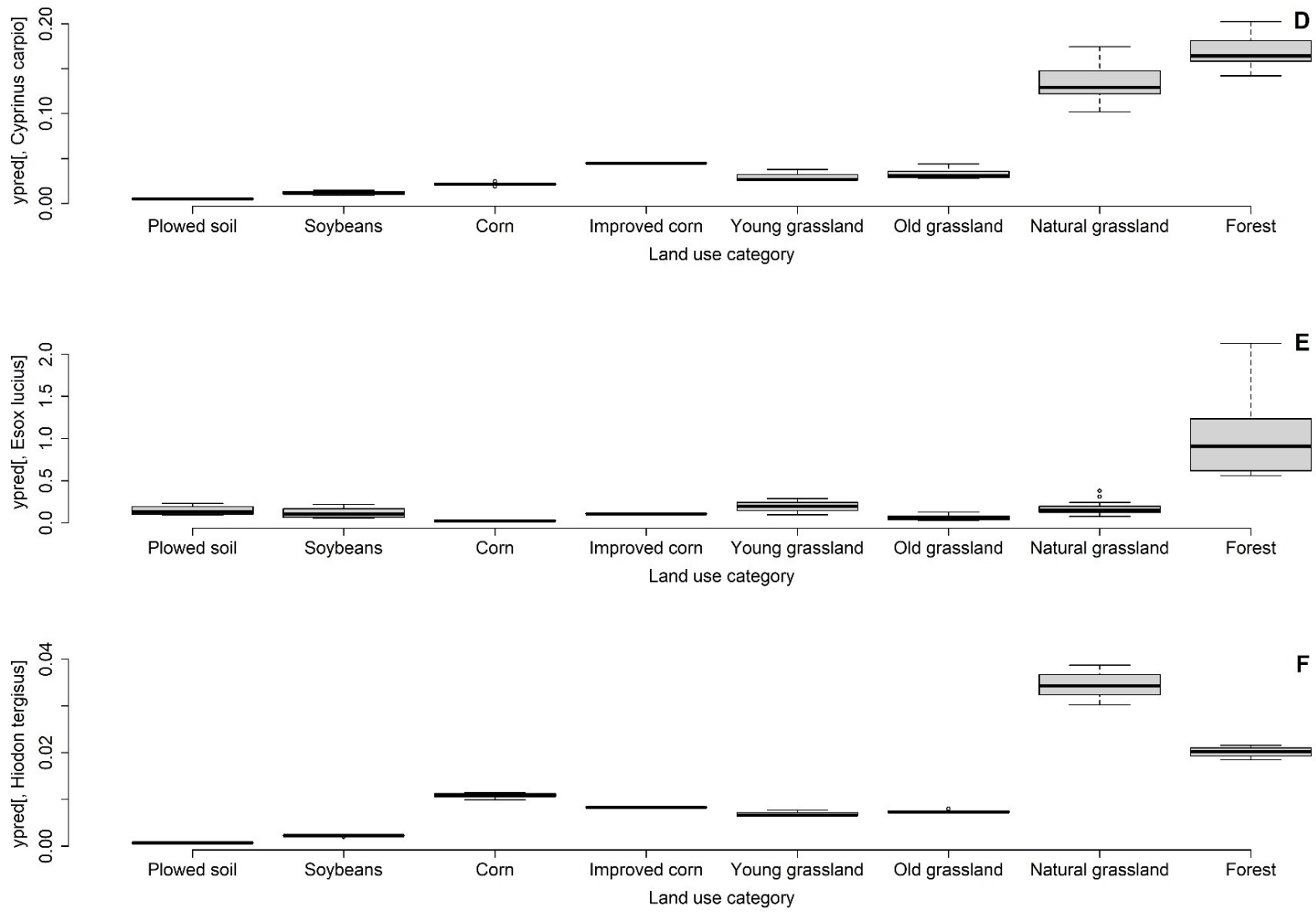


Figure 6.

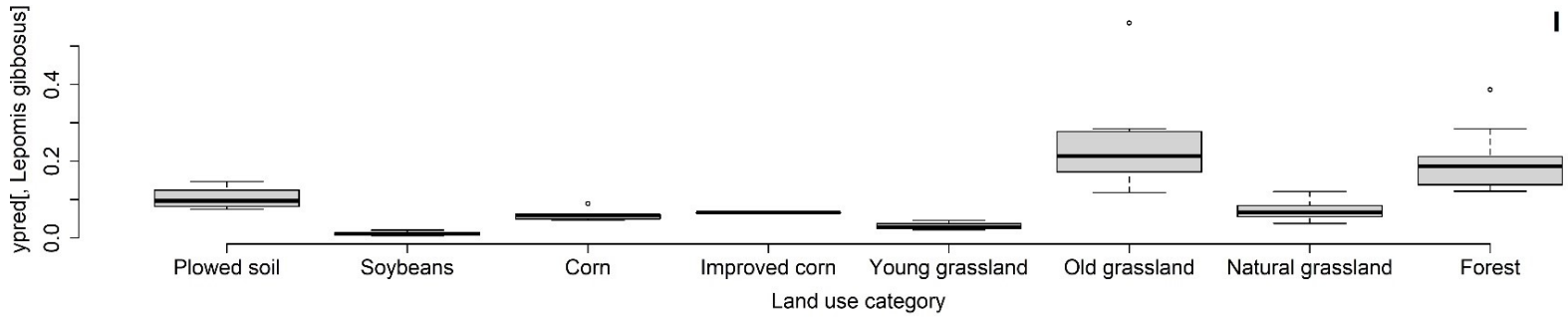
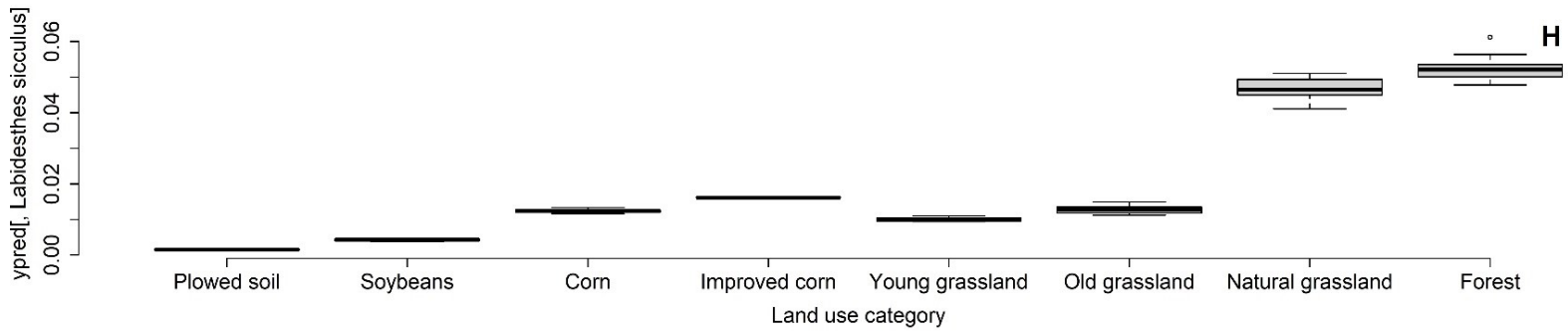
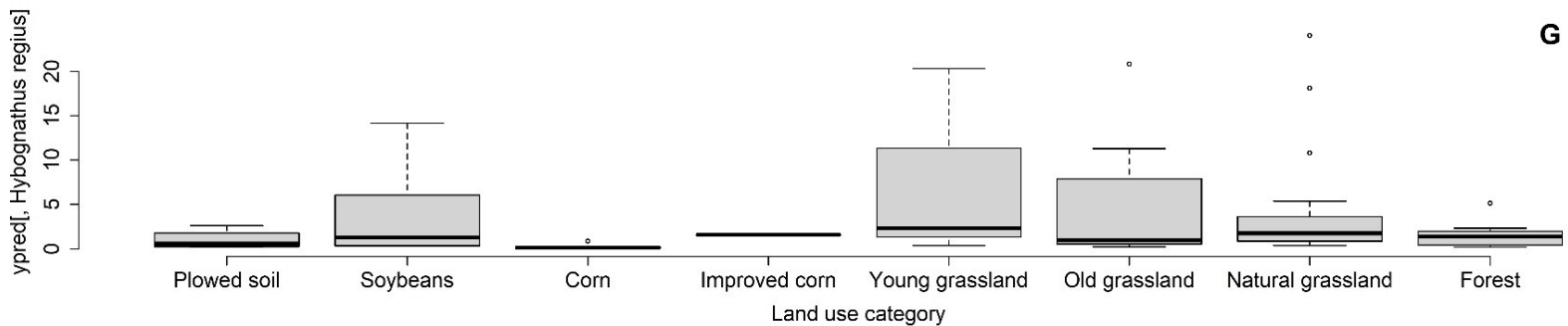




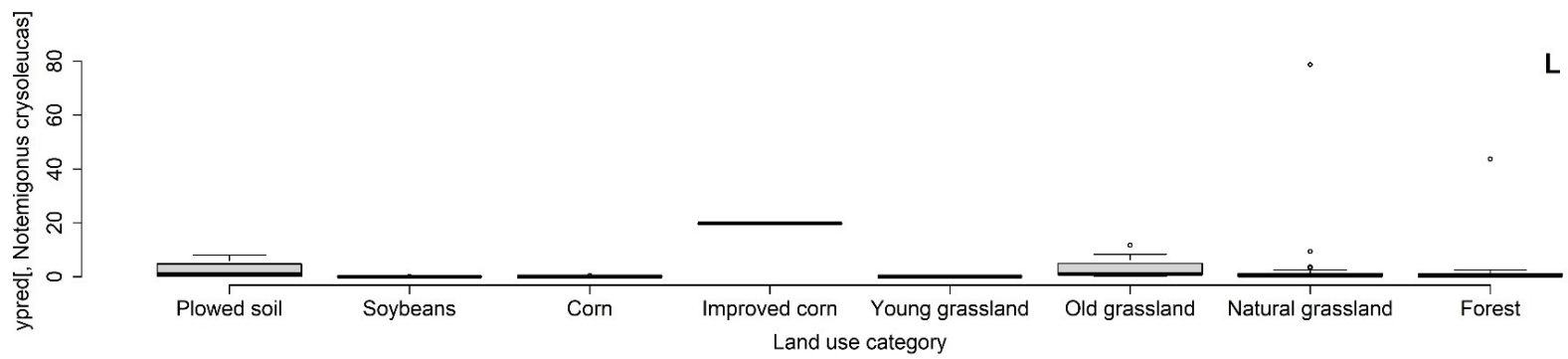
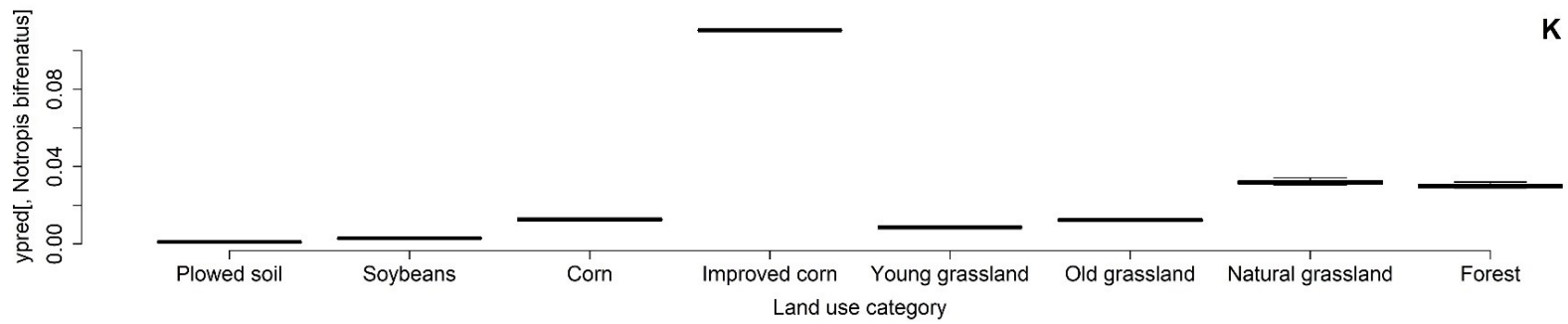
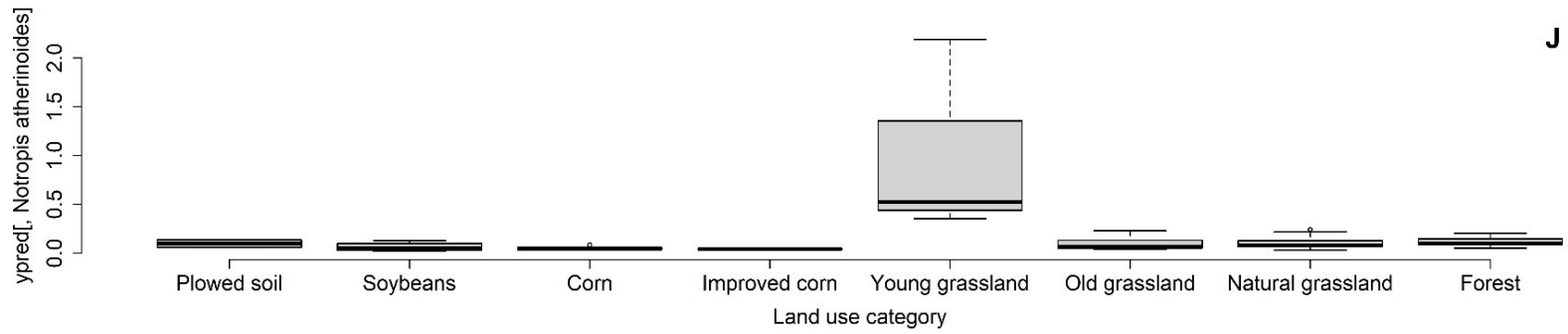
**Figure 7.**



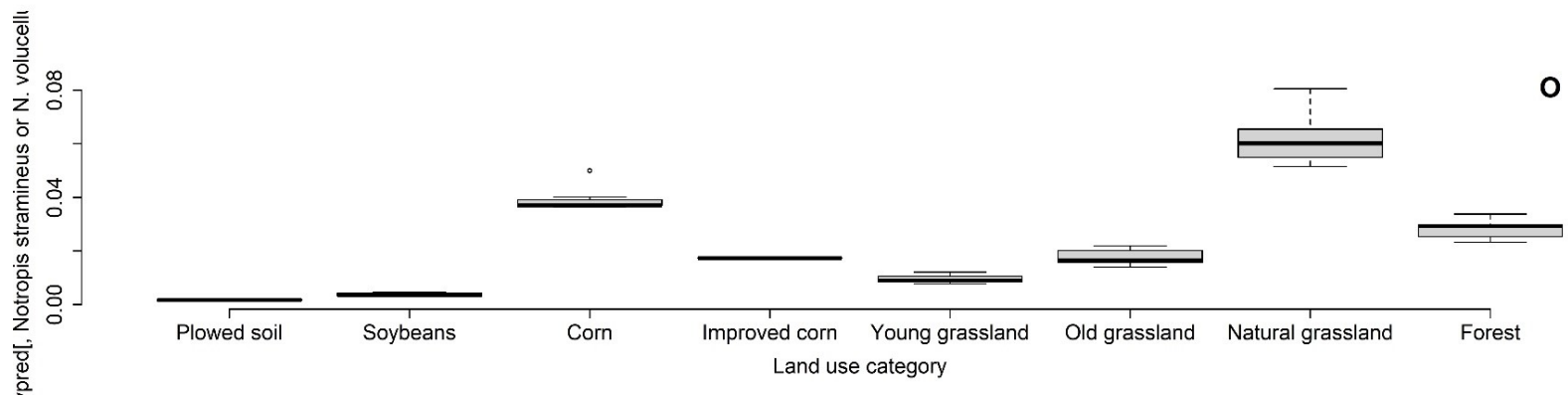
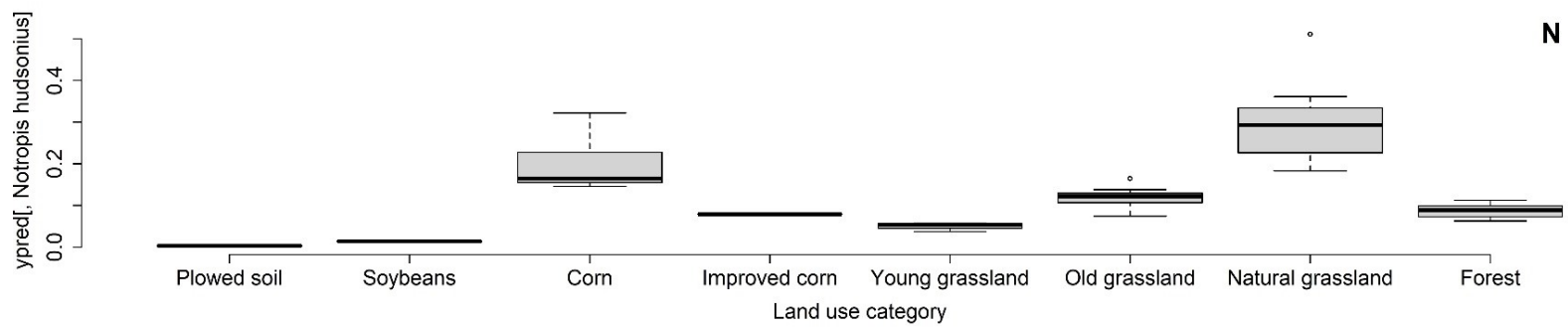
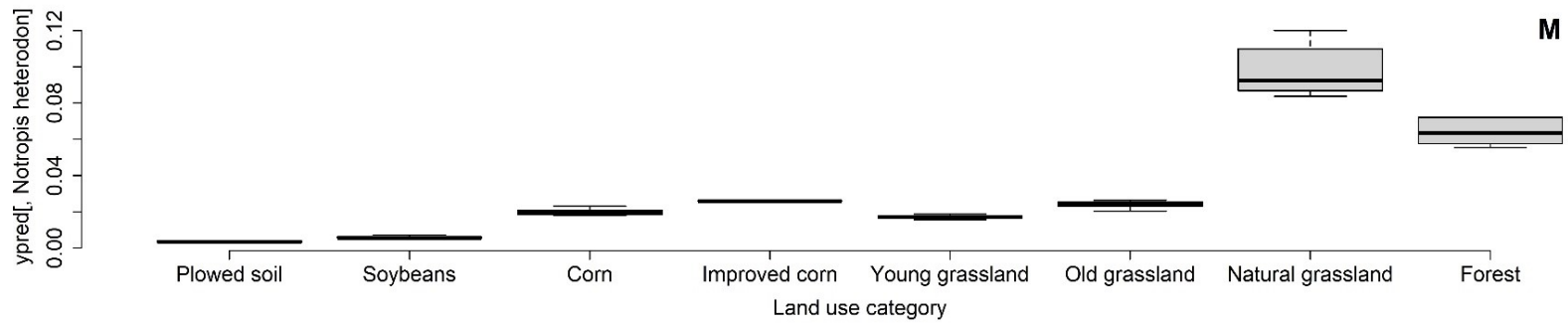
**Figure 7.** (continued)



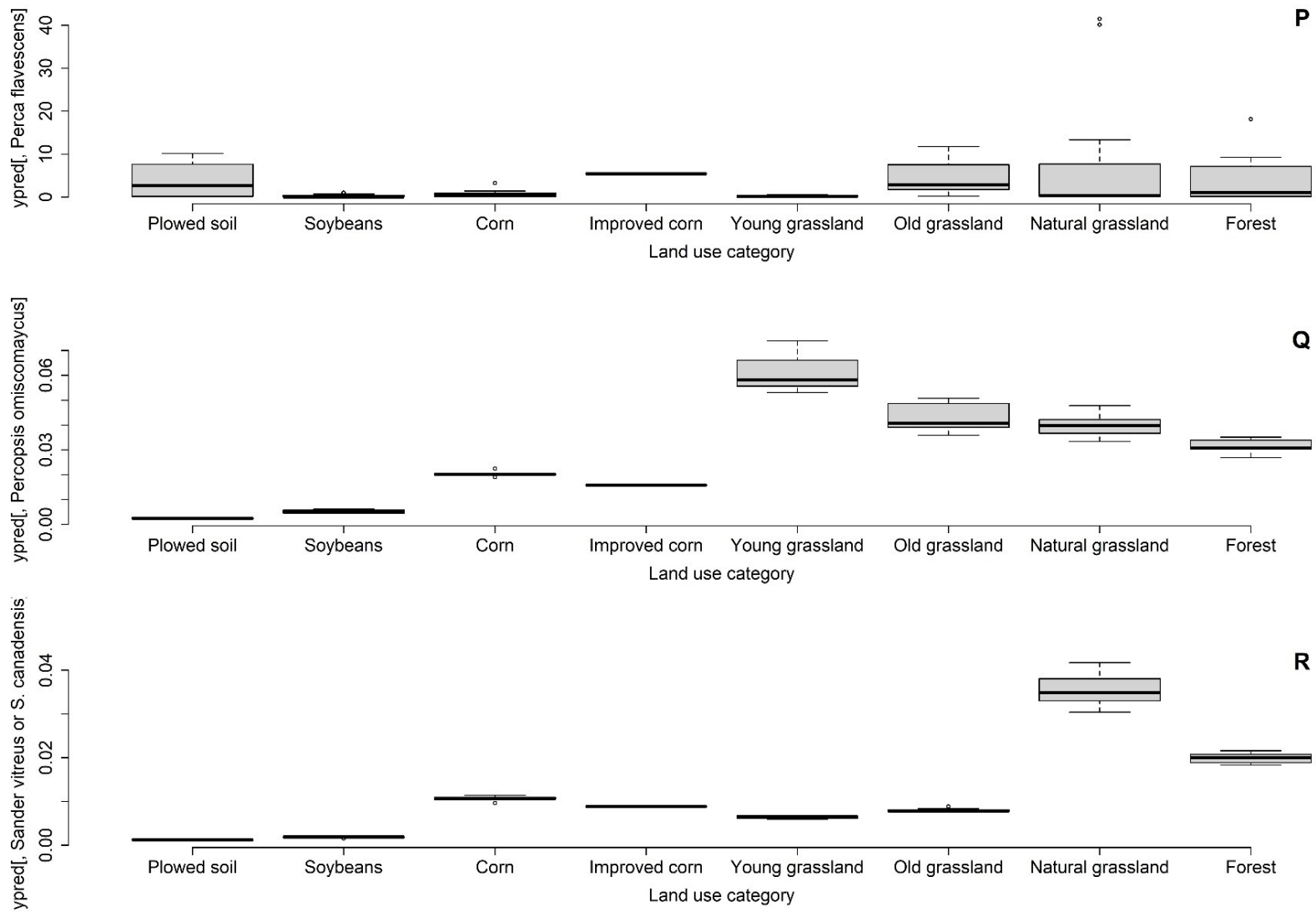
**Figure 7. (continued)**



**Figure 7. (continued)**



**Figure 7. (continued)**



**Figure 7. (continued)**

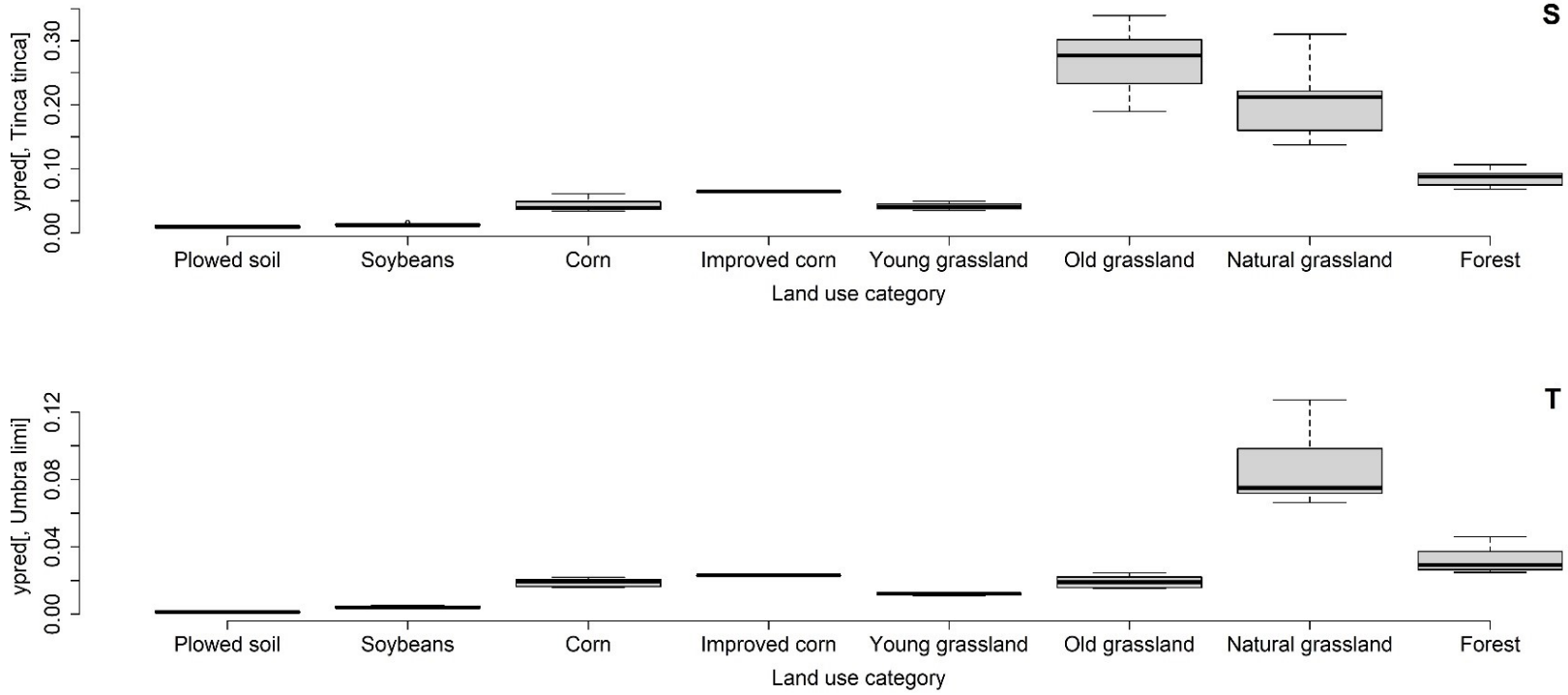
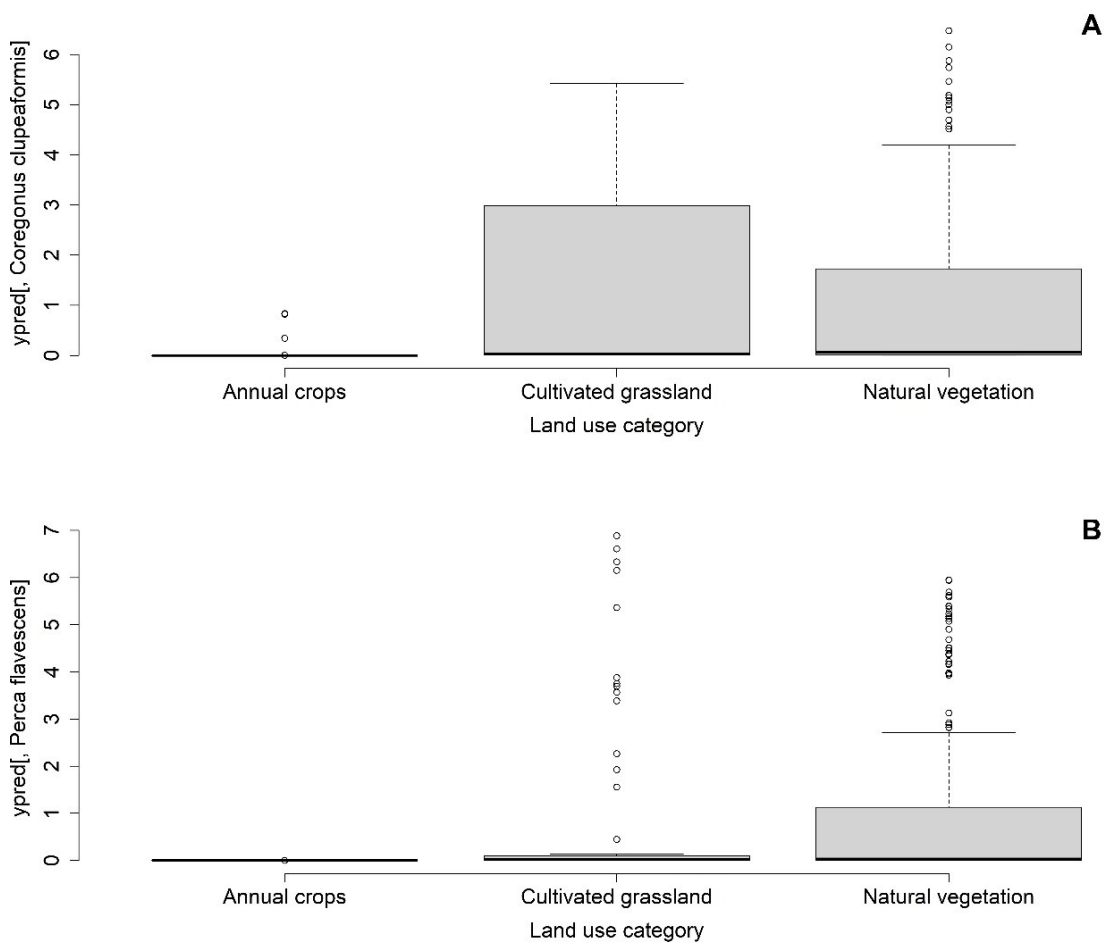


Figure 7. (continued)



**Figure 8.**



**Table 1.** Environmental characteristics associated with land use categories, by sector. Medians (25%, 75% quartiles) are shown in the floodplain of Lake Saint-Pierre.

Sector <sup>1</sup>	Land use category	Dissolved oxygen (mg/L)	Water temperature (°C)	Conductivity (µS/cm)	Turbidity (FNU)	Transparency (cm)
BDF	Soybeans	11.4 (11.4, 11.4)	8.0 (8.0, 8.0)	303.3 (303.3, 303.3)	239.6 (239.6, 239.6)	5.0 (5.0, 5.0)
BDF	Corn	11.6 (11.3, 11.6)	8.4 (8.3, 8.5)	390.5 (355.0, 392.6)	319.6 (300.3, 334.5)	4.3 (4.3, 4.4)
BDF	Old grassland	10.8 (9.9, 12.8)	9.6 (8.2, 13.1)	253.5 (245.0, 294.8)	66.7 (17.1, 106.5)	9.4 (8.8, 12.2)
BDF	Natural grassland	10.2 (9.4, 10.9)	10.2 (8.8, 13.5)	281.3 (260.8, 298.9)	33.2 (15.6, 98.3)	10.5 (8.5, 12.9)
BDF	Forest	9.5 (9.3, 9.5)	10.0 (9.9, 10.3)	372.8 (338.1, 376.6)	43.1 (33.3, 48.0)	11.0 (11.0, 11.0)
PVL	Autumn plowed soil	14.5 (14.3, 14.7)	2.6 (2.2, 4.1)	99.7 (98.2, 101.3)	110.0 (96.8, 124.0)	15.8 (15.6, 25.4)
PVL	Corn	13.0 (12.8, 13.1)	2.1 (1.6, 6.3)	103.9 (98.8, 137.9)	55.8 (40.7, 61.0)	28.8 (23.6, 30.6)
PVL	Autumn wheat	10.9 (10.9, 11.7)	10.2 (8.1, 10.9)	118.3 (107.6, 129.9)	3.3 (2.6, 13.0)	
PVL	Corn with inter-row of ray-grass cover	13.7 (13.4, 13.7)	3.1 (3.0, 3.5)	97.4 (96.9, 98.4)	123.5 (112.0, 141.0)	16.0 (16.0, 16.0)
PVL	Natural grassland	11.3 (10.8, 11.8)	11.2 (10.0, 11.8)	125.5 (109.5, 130.5)	6.8 (4.6, 13.5)	28.3 (25.9, 30.0)
PVL	Forest	12.0 (10.4, 12.7)	9.8 (4.7, 11.4)	129.5 (122.5, 167.3)	12.3 (5.8, 19.1)	31.8 (24.4, 32.8)
STB	Autumn plowed soil	10.8 (10.8, 10.8)	2.9 (2.9, 2.9)	228.4 (228.4, 228.4)	503.1 (503.1, 503.1)	5.9 (5.9, 5.9)
STB	Soybeans	10.9 (10.7, 11.0)	11.9 (3.8, 12.3)	251.2 (197.9, 277.3)	35.6 (31.3, 343.0)	12.5 (7.0, 14.8)
STB	Feed oat	10.3 (10.0, 11.2)	10.8 (8.9, 11.9)	200.0 (185.9, 271.6)	106.3 (57.8, 277.3)	
STB	Young grassland	9.7 (8.4, 11.3)	11.1 (7.8, 12.2)	258.6 (185.6, 310.9)	63.0 (47.9, 157.9)	6.4 (5.8, 8.7)
STB	Old grassland	10.0 (9.7, 10.7)	10.5 (6.3, 12.0)	212.3 (195.1, 272.3)	70.8 (50.6, 400.3)	6.6 (5.9, 8.1)
STB	Natural grassland	8.6 (7.1, 10.3)	12.2 (11.0, 18.1)	210.0 (194.5, 251.8)	49.7 (38.5, 110.6)	5.3 (4.5, 9.8)
STB	Forest	7.4 (7.3, 7.6)	18.8 (18.2, 19.5)	169.0 (163.8, 171.3)	21.9 (19.1, 23.1)	10.0 (7.9, 11.5)

<sup>1</sup> BDF: Baie-du-Febvre; PVL: Pierreville; STB: Saint-Barthélemy

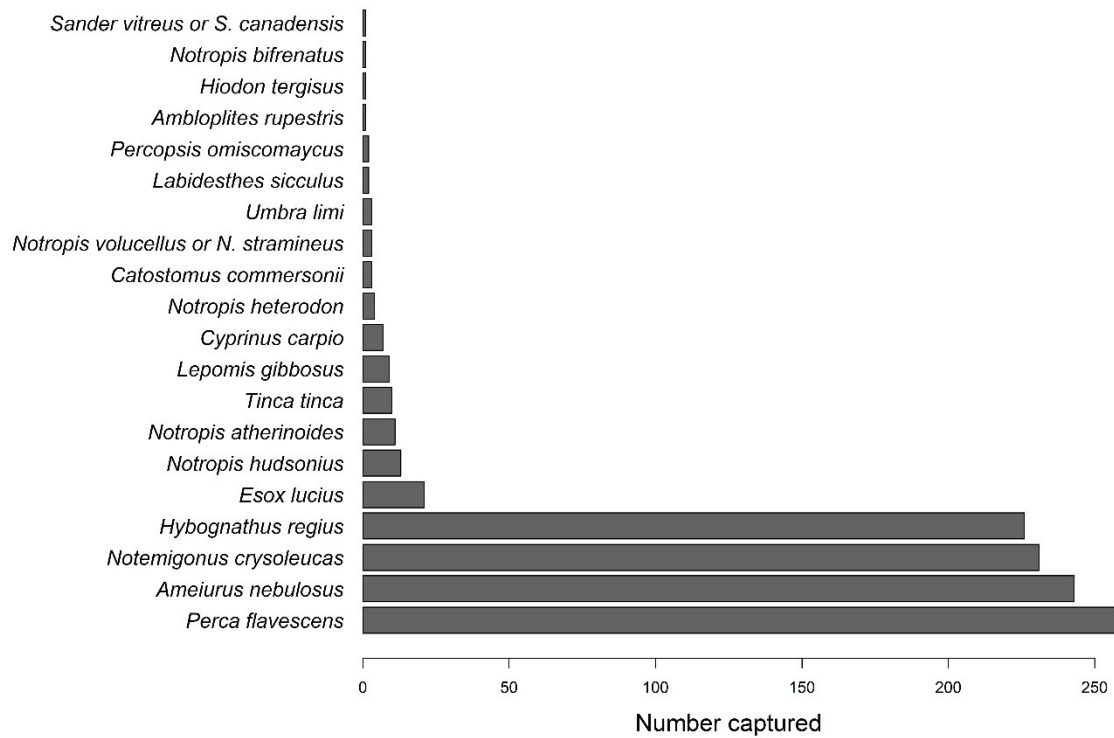
**Table 2.** Pseudo-R<sup>2</sup> (square of the Spearman correlation between observed and predicted counts), by species in the floodplain of Lake Saint Pierre.

Species	Pseudo-R <sup>2</sup>
<i>Ameiurus nebulosus</i>	0.83
<i>Ambloplites rupestris</i>	0.05
<i>Catostomus commersonii</i>	0.12
<i>Cyprinus carpio</i>	0.18
<i>Esox lucius</i>	0.35
<i>Hiodon tergisus</i>	0.05
<i>Hybognathus regius</i>	0.93
<i>Labidesthes sicculus</i>	0.06
<i>Lepomis gibbosus</i>	0.13
<i>Notropis atherinoides</i>	0.10
<i>Notropis bifrenatus</i>	0.05
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	0.80
<i>Notropis heterodon</i>	0.06
<i>Notropis hudsonius</i>	0.14
<i>Notropis stramineus</i> or <i>Notropis volucellus</i>	0.08
<i>Perca flavescens</i>	0.88
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	0.08
<i>Sander vitreus</i> or <i>Sander canadensis</i>	0.05
<i>Tinca tinca</i>	0.17
<i>Umbra limi</i>	0.09

**Table 3.** Pseudo-R<sup>2</sup> (square of the Spearman correlation between observed and predicted counts) calculated for each larval fish species in the floodplain of Lake Saint-Pierre.

Species	Pseudo-R <sup>2</sup>
<i>Coregonus clupeaformis</i>	0.94
<i>Perca flavescens</i>	0.95

**Appendix I.** Total counts of juveniles and adults for the 20 fish species caught in the floodplain of Lake Saint-Pierre.

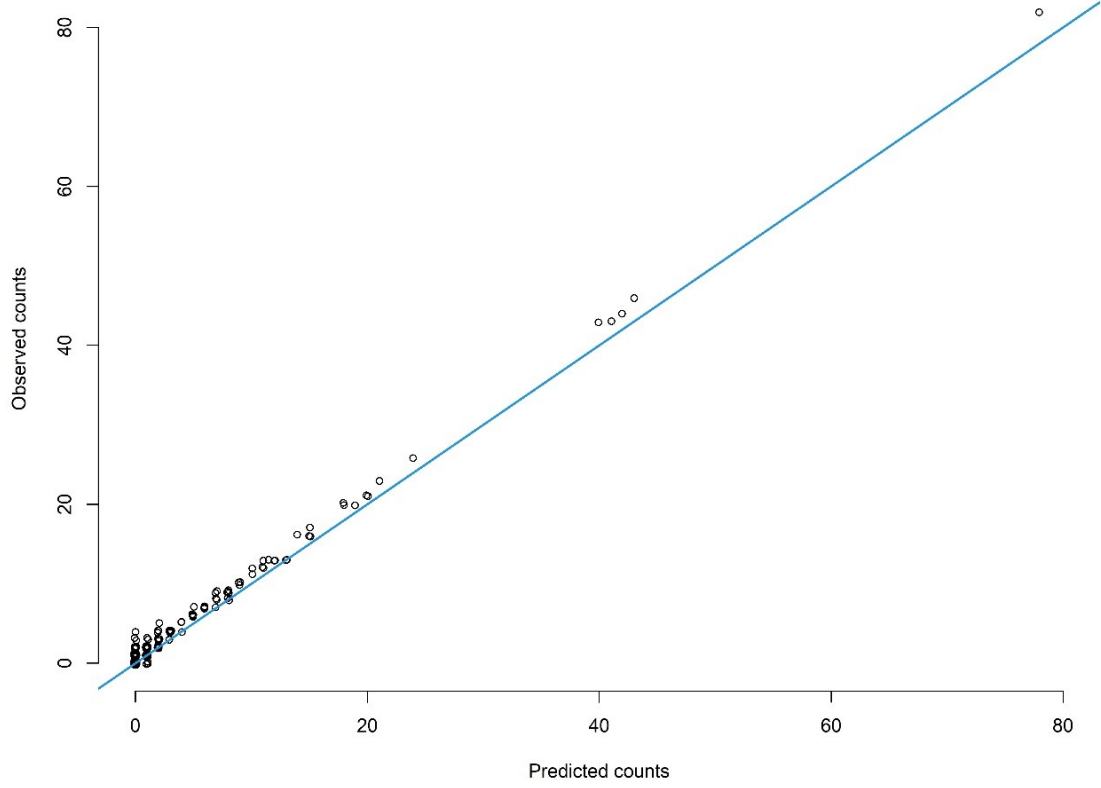


**Appendix II.** List of taxa captured in the floodplain of Lake Saint Pierre, sorted by **order** and *family*, and total number of individuals captured for each taxon.

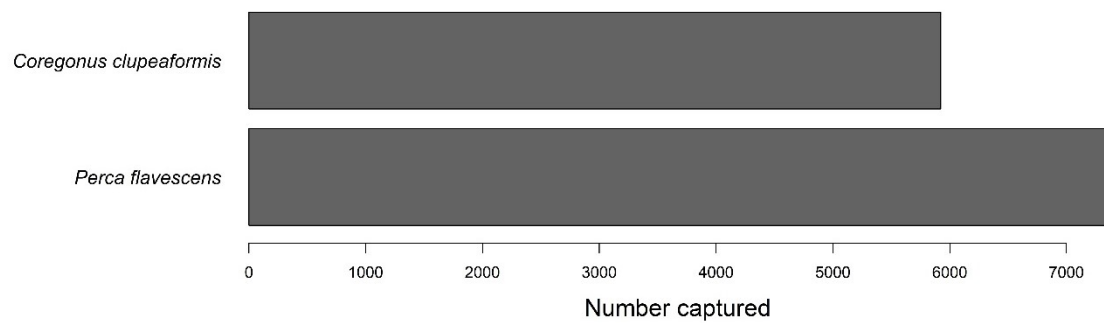
Common name	Scientific name	Juveniles and adults fish abundance	Larval fish abundance
<b>Osteoglossiformes</b>			
<i>Hiodontidae</i>			
Mooneye	<i>Hiodon tergisus</i>	1	0
<b>Cypriniformes</b>			
<i>Cyprinidae</i>			
Common carp	<i>Cyprinus carpio</i>	7	0
Tench	<i>Tinca tinca</i>	10	0
Golden shiner	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	231	0
Eastern silvery minnow	<i>Hybognathus regius</i>	226	0
Spottail shiner	<i>Notropis hudsonius</i>	13	0
Emerald shiner	<i>Notropis atherinoides</i>	11	0
Bridle shiner	<i>Notropis bifrenatus</i>	1	0
Sand shiner or Minic shiner	<i>Notropis volucellus</i> or <i>Notropis stramineus</i>	3	0
Blackchin shiner	<i>Notropis heterodon</i>	4	0
<i>Catostomidae</i>			
White sucker	<i>Catostomus commersonii</i>	3	0
Appendix II. (continued)			
<b>Siluriformes</b>			
<i>Ictaluridae</i>			
Brown bullhead	<i>Ameiurus nebulosus</i>	243	0
<b>Esociformes</b>			
<i>Umbridae</i>			
Central mudminnow	<i>Umbra limi</i>	3	0
<i>Esocidae</i>			
Northern pike	<i>Esox lucius</i>	21	0

Common name	Scientific name	Juveniles and adults fish abundance	Larval fish abundance
<b>Salmoniformes</b>			
<i>Salmonidae</i>			
Lake whitefish	<i>Coregonus clupeaformis</i>	0	5923
<b>Percopsiformes</b>			
<i>Percopsidae</i>			
Trout-perch	<i>Percopsis omiscomaycus</i>	2	0
<b>Atheriniformes</b>			
<i>Atherinopsidae</i>			
Brook silverside	<i>Labidesthes sicculus</i>	2	0
<b>Perciformes</b>			
Appendix II. (continued)			
<i>Centrarchidae</i>			
Rock bass	<i>Ambloplites rupestris</i>	1	0
Pumpkinseed	<i>Lepomis gibbosus</i>	9	0
<i>Percidae</i>			
Yellow perch	<i>Perca flavescens</i>	258	7421
Walleye or Sauger	<i>Sander vitreus</i> or <i>Sander canadensis</i>	1	0

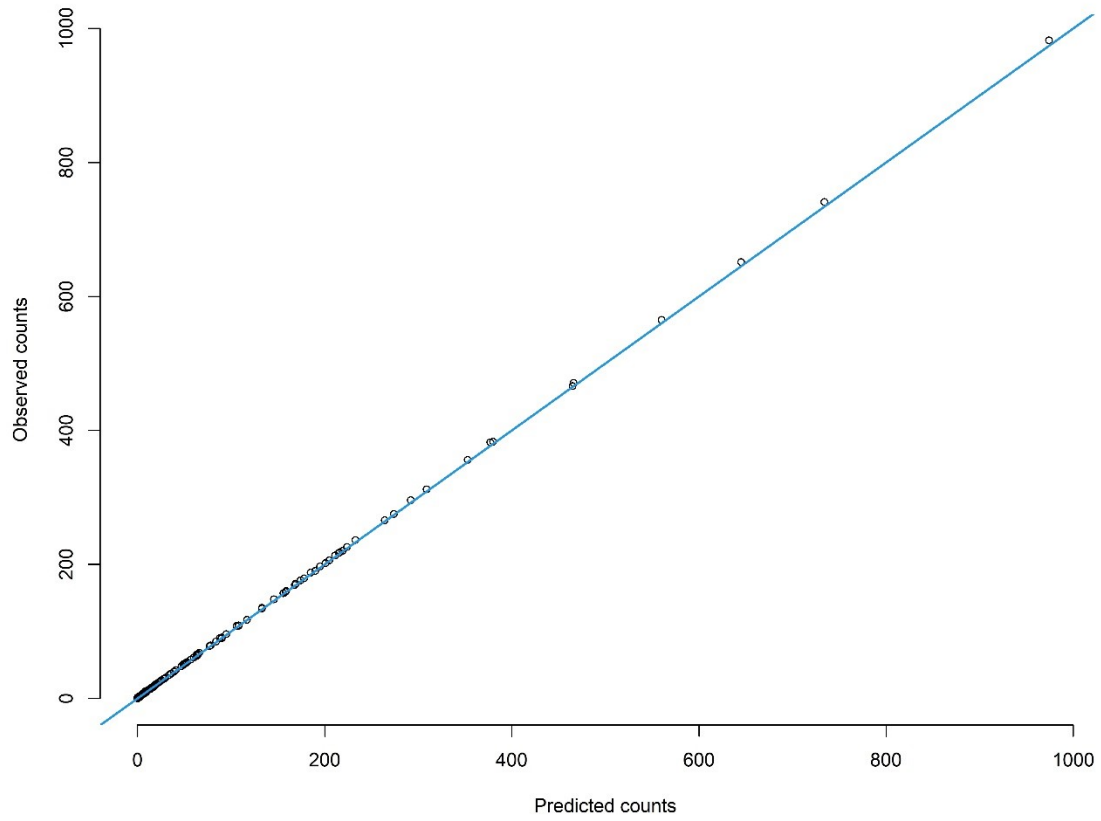
**Appendix III.** Fitted and observed counts for the juvenile and adult fish model based of fish captured in the floodplain of Lake Saint-Pierre.



**Appendix IV.** Total counts of larvae for the two fish species caught in the floodplain of Lake Saint-Pierre.



**Appendix V.** Fitted and observed counts for the larval fish model based of fish captured in the floodplain of Lake Saint-Pierre.





**Appendix VI.** Posterior estimates of beta coefficients for the juvenile and adult abundance model based on fish captured in the floodplain of Lake Saint Pierre. Medians (0.05, 0.95 quantiles) are shown.

Scientific name	Autumn plowed soil	Soybeans	Corn	Improved corn	Young grassland	Old grassland	Natural grassland	Forest
<i>Ameiurus nebulosus</i>	-1.1 (-2.7, 0.3)	-1.1 (-2.4, 0.1)	-0.2 (-1.3, 0.9)	-0.2 (-2.6, 1.9)	0.4 (-0.9, 1.8)	2.3 (1.4, 3.2)	1.1 (0.4, 1.9)	-0.5 (-1.6, 0.6)
<i>Ambloplites rupestris</i>	-0.6 (-3.3, 1.4)	-1.7 (-5.3, 0.3)	0.3 (-1.5, 2.0)	-0.2 (-3.5, 2.3)	0.1 (-2.1, 2.2)	0.1 (-1.9, 1.8)	1.0 (-0.2, 2.3)	1.7 (0.3, 3.2)
<i>Catostomus commersonii</i>	-0.5 (-2.7, 1.2)	-1.8 (-4.6, -0.1)	0.3 (-1.4, 1.7)	0.1 (-2.6, 2.3)	0.2 (-2.0, 2.0)	1.2 (0.0, 2.5)	1.0 (-0.0, 2.2)	0.6 (-0.8, 2.0)
<i>Cyprinus carpio</i>	-0.6 (-3.0, 1.0)	-1.4 (-4.3, 0.1)	-0.4 (-2.1, 1.2)	-0.1 (-2.6, 1.8)	-0.1 (-2.1, 1.6)	0.1 (-1.6, 1.4)	1.2 (0.3, 2.5)	1.7 (0.5, 3.1)
<i>Esox lucius</i>	-0.3 (-1.8, 1.0)	-0.2 (-1.4, 1.0)	-1.2 (-2.9, 0.1)	-0.4 (-3.0, 1.3)	0.5 (-1.0, 1.8)	-0.5 (-1.9, 0.5)	0.4 (-0.5, 1.1)	2.0 (1.2, 2.9)
<i>Hiodon tergisus</i>	-0.3 (-3.3, 1.5)	-1.8 (-4.8, 0.3)	0.4 (-1.5, 2.2)	0.2 (-2.6, 2.8)	0.4 (-2.4, 2.4)	0.1 (-1.7, 1.8)	1.3 (0.2, 2.7)	1.2 (-0.5, 2.9)
<i>Hybognathus regius</i>	-0.4 (-1.6, 0.8)	0.1 (-0.8, 1.0)	-1.7 (-3.0, -0.5)	0.2 (-1.8, 2.1)	0.5 (-0.7, 1.8)	0.6 (-0.2, 1.5)	0.6 (-0.1, 1.2)	0.2 (-0.6, 1.1)
<i>Labidesthes sicculus</i>	-0.5 (-3.2, 1.3)	-1.7 (-5.2, 0.3)	0.0 (-1.6, 1.8)	-0.1 (-3.1, 2.3)	0.1 (-2.3, 2.0)	0.1 (-2.2, 1.7)	1.2 (0.1, 2.6)	1.5 (0.0, 3.0)
<i>Lepomis gibbosus</i>	0.0 (-1.6, 1.5)	-1.7 (-4.1, -0.2)	-0.1 (-1.4, 1.3)	-0.2 (-2.7, 1.7)	-0.1 (-2.0, 1.5)	1.2 (0.0, 2.2)	0.2 (-0.8, 1.2)	1.0 (0.0, 2.0)
<i>Notropis atherinoides</i>	-0.0 (-1.6, 1.3)	-0.7 (-2.2, 0.6)	-0.3 (-1.7, 1.0)	-0.3 (-2.9, 1.7)	1.8 (0.5, 2.9)	0.0 (-1.2, 1.1)	0.0 (-0.9, 0.9)	0.3 (-0.9, 1.4)
<i>Notropis bifrenatus</i>	-0.4 (-2.9, 1.5)	-1.7 (-3.8, 0.3)	0.1 (-1.8, 2.0)	1.3 (-1.3, 3.9)	0.2 (-2.3, 2.2)	-0.0 (-2.0, 1.5)	0.9 (-0.3, 2.3)	1.1 (-0.6, 2.8)
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	-0.1 (-1.4, 1.2)	-1.7 (-3.4, -0.5)	-1.2 (-2.6, 0.1)	1.1 (-0.8, 3.2)	-0.2 (-1.9, 1.3)	1.2 (0.3, 2.3)	0.6 (-0.2, 1.5)	0.3 (-0.7, 1.3)
<i>Notropis heterodon</i>	-0.6 (-2.7, 1.0)	-1.5 (-3.9, 0.3)	-0.1 (-1.7, 1.4)	0.0 (-2.6, 2.1)	0.2 (-1.8, 1.9)	0.2 (-1.5, 1.5)	1.3 (0.4, 2.6)	1.2 (-0.1, 2.6)
<i>Notropis hudsonius</i>	-0.7 (-2.6, 0.8)	-1.5 (-3.5, 0.1)	0.7 (-0.5, 2.0)	-0.0 (-2.4, 1.8)	-0.1 (-2.0, 1.4)	0.6 (-0.5, 1.6)	1.3 (0.5, 2.2)	0.5 (-0.6, 1.8)
<i>Notropis stramineus</i> or <i>Notropis volucellus</i>	-0.3 (-2.9, 1.4)	-1.6 (-4.2, 0.2)	0.7 (-0.8, 2.3)	0.0 (-2.6, 2.4)	0.3 (-1.8, 2.0)	0.3 (-1.2, 1.7)	1.2 (0.2, 2.3)	0.9 (-0.8, 2.4)
<i>Perca flavescens</i>	-0.1 (-1.3, 1.2)	-1.2 (-2.6, -0.1)	-0.7 (-1.8, 0.5)	0.3 (-1.7, 2.4)	-0.4 (-2.0, 1.1)	1.2 (0.2, 2.2)	0.4 (-0.4, 1.1)	0.4 (-0.7, 1.4)
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	-0.4 (-2.6, 1.4)	-1.6 (-3.9, 0.1)	0.1 (-1.5, 1.7)	0.0 (-3.1, 2.3)	1.1 (-0.5, 2.8)	0.6 (-0.9, 2.0)	0.7 (-0.4, 1.8)	0.6 (-1.0, 2.0)
<i>Sander vitreus</i> or <i>Sander canadensis</i>	-0.4 (-3.2, 1.7)	-1.7 (-5.1, 0.3)	0.5 (-1.34, 2.3)	0.1 (-2.9, 2.6)	0.4 (-2.1, 2.5)	0.3 (-1.7, 1.8)	1.3 (0.1, 2.8)	1.1 (-0.7, 2.9)
<i>Tinca tinca</i>	-0.6 (-2.5, 0.9)	-1.6 (-3.9, -0.1)	-0.3 (-1.7, 1.0)	0.0 (-2.4, 1.8)	-0.0 (-1.8, 1.4)	1.4 (0.4, 2.5)	1.1 (0.3, 2.1)	0.6 (-0.6, 1.8)
<i>Umbra limi</i>	-0.5 (-3.3, 1.3)	-1.4 (-4.0, 0.3)	0.2 (-1.6, 2.2)	0.2 (-2.7, 2.5)	0.3 (-2.0, 2.2)	0.2 (-1.5, 1.6)	1.6 (0.5, 3.1)	0.9 (-0.8, 2.4)

**Appendix VII.** Posterior estimates of beta coefficients for the larval abundance model based on fish captured in the floodplain of Lake Saint-Pierre. Medians (0.05, 0.95 quantiles) are shown.

Scientific name	Annual crops	Cultivated grassland	Natural vegetation
<i>Coregonus clupeaformis</i>	-2.8 (-4.0, -1.7)	1.5 (0.7, 2.3)	1.5 (0.7, 2.4)
<i>Perca flavescens</i>	-4.5 (-8.8, -2.1)	2.8 (1.3, 4.9)	2.0 (0.6, 6.1)

## CHAPITRE III

### CONCLUSION GÉNÉRALE

#### 3.1 Principaux résultats

##### 3.1.1 Abondance des poissons juvéniles et adultes

Au total, 20 espèces de poissons ont été échantillonnées à l'aide de la pêche électrique. Quatre espèces composent la majorité des captures de poissons, soit la perchaude ( $n = 258$ ), la barbotte brune ( $n = 243$ ), le méné jaune ( $n = 231$ ) et le méné d'argent ( $n = 226$ ) (Appendix I et II – Chapitre II). Les réponses des 20 espèces à l'utilisation des terres sont incluses dans les distributions a posteriori des coefficients  $\beta$  du prédicteur linéaire (voir Méthodes), qui reflètent la différence entre la moyenne de chaque catégorie et la moyenne globale de toutes les catégories. Une carte de fréquentation fournissant un résumé visuel de ces différences (Figure 3 – Chapitre II) montre que toutes les réponses négatives étaient associées aux cultures de soya et de maïs, alors que toutes les réponses positives étaient associées aux catégories naturelles d'utilisation des terres (forêt et prairie naturelle) et aux prairies cultivées (jeune prairie et vieille prairie).

L'ajustement du modèle était adéquat, comme l'indique une comparaison des dénombrements prédits et observés (Appendix III – Chapitre II). Un pseudo- $R^2$ , calculé pour chaque espèce comme le carré de la corrélation de Spearman entre les dénombrements observés et prédits (Ovaskainen et Abrego, 2020) a montré une forte relation entre les dénombrements observés et prédits pour quatre espèces (Table 2 – Chapitre II; *Hybognathus regius*, Pseudo- $R^2 = 0,97$ ; *Perca flavescens*, Pseudo- $R^2 = 0,90$ ; *Ameiurus nebulosus*, Pseudo- $R^2 = 0,89$ ; *Notemigonus crysoleucas*, Pseudo- $R^2 = 0,76$ ).

La partition de la variance a indiqué que les différences entre les catégories d'utilisation des terres expliquent une grande partie de la variance du prédicteur linéaire (moyenne = 74,7 %),

les effets aléatoires contribuant dans une moindre mesure (station = 8,3 %, année = 8,8 %, secteur = 8,2 %; moyenne) (Figure 4 – Chapitre II). Pour les quatre espèces les plus abondantes, les catégories d'utilisation des terres expliquent entre 19,2 % (perchaude) et 44,7 % (barbotte brune) de la variance. Pour ces quatre espèces de poissons juvéniles et adultes, ce sont plutôt les effets aléatoires qui expliquent la majeure partie de la variance (Figure 4 – Chapitre II).

### **3.1.2 Abondance des larves de poissons**

Au total, deux espèces ont été capturées avec les pièges lumineux : la perchaude (n = 7421) et le grand corégone (n = 5923) (Appendix II et IV – Chapitre II). Les réponses négatives étaient associées aux cultures annuelles, tandis que les réponses positives étaient associées aux prairies cultivées et à la végétation naturelle (Figure 5 – Chapitre II).

L'ajustement du modèle était approprié, comme l'indique une comparaison des dénombrements prédits et observés (Appendix V – Chapitre II). Le pseudo-R<sup>2</sup> a montré une forte relation entre les dénombrements observés et prédits pour les deux espèces de larves de poissons (Table 3 – Chapitre II).

Le numéro de relevé explique la majeure partie de la variance pour le grand corégone (81,7 %), alors que la température est plus importante pour la perchaude (66,4 %). Les catégories d'utilisation des terres ont moins contribué, mais expliquent 14,1 % de la variance pour le grand corégone et 10,4 % pour la perchaude (Figure 6 – Chapitre II).

## **3.2 Conclusion**

Les réponses observées des espèces mettent en évidence l'importance des prairies cultivées et des habitats naturels des plaines inondables pour l'abondance des poissons pendant la période d'inondation. La couverture végétale des terres peut améliorer les performances des poissons, par exemple la croissance (Dibble et al., 1997). Les terres non perturbées montrent de plus grandes abondances et diversités de poissons et offrent de meilleurs habitats (Pratt et Smokorowski, 2003; Smokorowski et Pratt, 2007). Les habitats naturels montrent une plus

grande abondance d'invertébrés aquatiques, une source de nourriture majeure pour de nombreuses espèces de poissons, et un substrat approprié pour la fraye (Drake et Valley, 2005; Paradis et al., 2014). Les habitats naturels, tels que les forêts et les prairies naturelles, présentent une plus grande diversité d'espèces végétales que les habitats agricoles tels que les cultures annuelles de soya et de maïs (Weaver et al., 1997; Pratt et Smokorowski, 2003). La densité et la diversité des plantes contribuent à une plus grande diversité de poissons dans les écosystèmes des plaines inondables (Quirino et al., 2021). La végétation joue un rôle important dans plusieurs habitats chez les poissons (Bertolo et al., 2012; Massicotte et al., 2015). Plusieurs espèces de poissons, dont la perchaude et le grand brochet, ont besoin de végétation pour pondre leurs œufs (Mingelbier et al., 2008; de la Chenelière et al., 2014).

Les cultures annuelles étaient peu utilisées par la majorité des espèces. Les abondances de poissons peuvent être plus élevées dans les prairies cultivées et les milieux naturels en raison de leur hétérogénéité, de la diversité végétale, de l'abondance des invertébrés et de la meilleure qualité des habitats (Glover et al., 2009; DuPont et al., 2010; Arantes et al., 2018). Les substrats dépourvus de végétation ou à faible densité végétale sont évités par la perchaude (Mingelbier et al., 2005). Des résultats similaires ont été obtenus avec les abondances moyennes prédites des espèces de poissons juvéniles et adultes (Figure 7 – Chapitre II). Les catégories d'utilisation des terres des prairies cultivées ((7) jeunes prairies et (8) vieilles prairies) et la végétation naturelle ((9) prairies naturelles et (10) forêts) ont une abondance de poissons plus élevée que les cultures annuelles ((1) sol labouré en automne, (2) soya, (3) maïs, (6) maïs avec couverture de ray-grass entre les rangs) pour la plupart des espèces de poissons juvéniles et adultes.

La végétation aquatique est également essentielle au développement des stades larvaires de plusieurs espèces de poissons (Massicotte et al., 2015). Les herbiers denses offrent des habitats de qualité qui ont un effet positif sur l'abondance des larves de poissons (Mingelbier et al., 2008; Massicotte et al., 2015). Un choix d'habitat actif vers des sites à forte densité de végétation est observé dès les premiers stades de vie de certaines espèces (Paradis et al., 2014). Les réponses des deux espèces de larves de poissons sur les catégories d'utilisation des terres sont positives pour les prairies cultivées et la végétation naturelle, et seulement négatives pour les cultures annuelles (Figure 5 – Chapitre II). Les abondances moyennes prédites de ces deux

espèces sont maximales pour les deux mêmes catégories (Figure 8 – Chapitre II). Les catégories d'utilisation des terres n'étaient pas les effets qui expliquaient la majeure partie de la variance (Figure 6 – Chapitre II). Pour les larves de perchaudes, la température est le principal facteur expliquant la variance. Une forte variance expliquée des larves de perchaudes par la température peut être attribuée à la qualité de l'habitat d'alevinage associée à une température plus élevée. Les températures élevées sont bénéfiques pour la croissance des larves de poissons (Clady, 1976). La distribution des larves de poissons s'explique par les caractéristiques de l'habitat; les perchaudes ont un choix d'habitat actif au stade larvaire (Paradis et al., 2014). Pour la deuxième espèce de poisson capturée, le grand corégone, c'est plutôt le numéro de relevé (angl : « *survey number* ») qui explique principalement la variance. Cette variable aléatoire est une série temporelle dans l'échantillonnage. Le grand corégone est un salmonidé qui fraie probablement dans les cours d'eau en amont du lac Saint-Pierre à l'automne. Les larves de cette espèce se retrouvent dans la plaine inondable au printemps afin de se développer; ils profitent de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Les larves n'ont été présentes qu'entre le 18 avril et le 14 mai 2020. Seuls 2 individus sur 5923 ont été collectés sur la rive nord du lac à Saint-Barthélemy (données non présentées). On peut croire que les frayères se trouvent sur la rive sud et que le temps de développement des larves dans la plaine inondable du lac est relativement court. On sait très peu de choses sur la dynamique de cette espèce dans le lac Saint-Pierre et le fleuve Saint-Laurent jusqu'à présent, ces résultats fournissent des données pour mieux comprendre cette espèce.

Seules deux espèces de poissons aux stades larvaires ont été capturées avec le protocole des pièges lumineux (Appendix IV – Chapitre II). L'échantillonnage a eu lieu pendant une période précise du printemps (crue printanière) et était d'une durée limitée et inconnue. Des dates imprécises ont été échantillonnées, ce qui pourrait être tôt pour certaines espèces de poissons pour frayer. L'engin de pêche était également sélectif, car les larves de poissons devaient être attirées vers la source lumineuse du piège pour être capturées. Les larves de perchaudes ainsi que les espèces du genre *Coregonus*, comme *Coregonus artedi*, sont attirées par la lumière (Manci et al., 1983; George, 2019). Les pièges lumineux ont des fentes d'entrée étroites, limitant l'accès aux pièges aux organismes plus gros. On peut croire que les larves des

espèces de poissons de plus grandes tailles sont limitées à entrer dans les pièges et à être capturées.

Nos résultats sont soumis à certaines limitations avec les modèles mixtes généralisés multivariés et les données mesurées dans les modèles. Les données observées dans nos modèles ont été mesurées sur une période de temps et d'espace limitée. Les inondations sont variables d'une année à l'autre, tout comme la dynamique des communautés de poissons dans la plaine inondable. L'ensemble des catégories d'utilisation des terres n'ont pas pu être échantillonnées pour chacun des deux protocoles et certaines catégories d'utilisation des terres étaient moins représentées à cause des inondations plus faibles les deux dernières années d'échantillonnage (2020 et 2021). Avec plus de données, il aurait été possible d'intégrer davantage de variables explicatives dans les modèles et de mieux comprendre l'utilisation de la plaine inondable par les communautés de poissons. Cependant, avec les modèles développés, il est possible de bien comprendre l'utilisation de la végétation (catégories d'utilisation des terres) par les communautés de poissons. Il est également possible d'ajouter ultérieurement des données aux modèles construits. Les modèles développés pourraient être utilisés par les gestionnaires de la faune pour la restauration ou pour la gestion des communautés ou des populations de poissons.

Nos résultats démontrent l'utilisation d'un gradient d'utilisation des terres par les différents stades de vie des poissons et soulignent l'importance de la végétation aquatique submergée pour les communautés de poissons de la plaine inondable du lac Saint-Pierre.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agostinho, A. A., & Zalewski, M. 1995. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. *Hydrobiologia*, **303**: 141-148. doi:10.1007/978-94-017-3360-1\_13.
- Ahearn, D. S., Viers, J. H., Mount, J. F., & Dahlgren, R. A. 2006. Priming the productivity pump: flood pulse driven trends in suspended algal biomass distribution across a restored floodplain. *Freshwater Biology*, **51**: 1417-1433. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01580.x.
- Arantes, C. C., Winemiller, K. O., Petrere, M., Castello, L., Hess, L. L., & Freitas, C. E. 2018. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. *Journal of Applied Ecology*, **55**: 386-395. doi:10.1111/1365-2664.12967.
- Balon EK. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **32**: 821-864. doi:10.1139/f75-110.
- Balon, E. K. 1990. Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph Ichthyology Reviews*, **1**: 1-48.
- Bayley, P. B. 1991. The flood pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. *Regulated Rivers: Research & Management*, **6**: 75-86. doi:10.1002/RRR.3450060203.
- Bayley, P. B. 1995. Understanding large river floodplain ecosystems. *BioScience*, **45**: 153-158. doi:10.1139/f00-245.
- Beck, M. W., Heck, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, T. J., Orth, R. J., Sheridan, P. F., & Weinstein, M. P. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience*, **51**: 633-641. doi:10.1893/0009-2465(2001)051[0633:UICM]2.0.CO;2
- Berkman, H. E., & Rabeni, C. F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, **18**: 285-294. doi:10.1007/BF00004881.
- Bertolo, A., Blanchet, F. G., Magnan, P., Brodeur, P., Mingelbier, M., & Legendre, P. 2012. Inferring processes from spatial patterns: the role of directional and non-directional forces in shaping fish larvae distribution in a freshwater lake system. *PLoS One*, **7**: e50239. doi:10.1371/journal.pone.0050239.



- Cadotte, M., Albert, C. H., & Walker, S.C. 2013. The ecology of differences: assessing community assembly with trait and evolutionary distances. *Ecology Letters*, **16**: 1234-1244. doi:10.1111/ele.12161.
- Chapman, B. B., Hulthén, K., Brodersen, J., Nilsson, P. A., Skov, C., Hansson, L. A., & Brönmark, C. 2012. Partial migration in fishes: causes and consequences. *Journal of Fish Biology*, **81**: 456-478. doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03342.x.
- Chick, J. H., Cosgriff, R. J., & Gittinger, L. S. 2003. Fish as potential dispersal agents for floodplain plants: first evidence in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**: 1437-1439. doi:10.1139/f03-155.
- Clady, M. D. 1976. Influence of temperature and wind on the survival of early stages of yellow perch, *Perca flavescens*. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **33**: 1887-1893. doi:10.1139/f76-241.
- Cohen, J., Cohen, P., West, S. G., & Aiken, L. S. 2003. Applied Multiple Regression/Correlation Analysis for the Behavioral Sciences, 3rd ed. Lawrence Erlbaum Associates Publishers. doi:10.4324/9781410606266.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Linburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260. doi:387253a0.
- Coward, K., Bromage, N. R., Hibbitt, O., & Parrington, J. 2002. Gamete physiology, fertilization and egg activation in teleost fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **12**: 33-58. doi:10.1023/A:1022613404123.
- Dauphin, D., & Jobin, B. 2016. Changements de l'occupation du sol dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre entre les années 1950 et 1997. *Le Naturaliste canadien*, **140**: 42-52. doi:10.7202/1034097ar.
- de la Chenelière, V., Brodeur P., & Mingelbier, M. 2014. Restauration des habitats du lac Saint-Pierre : un prérequis au rétablissement de la perchaude. *Le Naturaliste canadien*, **138**: 50-61. doi:10.7202/1025070ar.
- Dennis, G. D. 1992. Island mangrove habitats as spawning and nursery areas for commercially important fishes in the Caribbean. *Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, **41**: 205-225. doi:1834/28485.
- Dibble, E. D., Killgore, K. J., & Harrel, S. L. 1997. Assessment of fish-plant interactions. *American Fisheries Society Symposium*. **16**: 357-372. doi:11681/6239.

- Dill, L.M., & Gillett, J.F. 1991. The economic logic of barnacle *Balanus glandula* (Darwin) hiding behavior. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **153**: 115-127. doi:10.1016/S0022-0981(05)80010-3.
- Drake, M. T., & Valley, R. D. 2005. Validation and application of a fish-based index of biotic integrity for small central Minnesota lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, **25**: 1095-1111. doi:10.1577/M04-128.1.
- DuPont, S. T., Culman, S. W., Ferris, H., Buckley, D. H., & Glover, J. D. 2010. No-tillage conversion of harvested perennial grassland to annual cropland reduces root biomass, decreases active carbon stocks, and impacts soil biota. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *137*, 25-32. doi:10.1016/j.agee.2009.12.021.
- Dytham, C. 2003. How landscapes affect the evolution of dispersal behaviour in reef fishes: results from an individual based model. *Journal of Fish Biology*, **63**: 213-224. doi:10.1111/j.1095-8649.2003.00231.x.
- Eadie, J.M., & Keast, A. 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Canadian Journal of Zoology*, **62**: 1689-1695. doi:10.1139/z84-248.
- Elton, C. 1946. Competition and the structure of ecological communities. *The Journal of Animal Ecology*, **15**: 54-68. doi:10.2307/1625.
- Farly, L., Hudon, C., Cattaneo, A. & Cabana, G. 2019. Seasonality of a Floodplain Subsidy to the Fish Community of a Large Temperate River. *Ecosystems*, **22**: 1823-1837. doi:10.1007/s10021-019-00374-w.
- Floyd, K. B., Courtenay, W. H., & Hoyt, R. D. 1984. A new larval fish light trap: the quatrefoil trap. *The Progressive Fish-Culturist*, **46**: 216-219. doi:10.1577/1548-8640.
- George, E. 2019. The history and ecology of Cisco *Coregonus artedii* in the Laurentian Great Lakes. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. **22**: 1-20. doi:10.1080/14634988.2019.1670461.
- Giroux, I., Hébert, S., & Berryman, D. 2016. Qualité de l'eau du Saint-Laurent de 2000 à 2014 : paramètres classiques, pesticides et contaminants émergents. *Le Naturaliste canadien*, **140**: 26-34. doi:10.7202/1036500ar.
- Glover, J. D., Culman, S. W., DuPont, S. T., Broussard, W., Young, L., Mangan, M. E., Mai, J. G., Crews, T. E., DeHaan, L. R., Buckley, D. H., Ferris, H., Turner, R. E., & Wyse, D. L. 2010. Harvested perennial grasslands provide ecological benchmarks for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *137*, 3-12. doi:10.1016/j.agee.2009.11.001.

- Gouvernement du Québec. 2019. Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Loi sur la qualité de l'environnement (chapitre Q-2, 2. 2.1).
- Gutreuter, S., Bartels, A. D., Irons, K., & Sandheinrich, M. B. 1999. Evaluation of the flood-pulse concept based on statistical models of growth of selected fishes of the Upper Mississippi River system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**: 2282-2291. doi:10.1139/f99-161.
- HilleRisLambers, J., Adler, P. B., Harpole, W. S., Levine, J. M., & Mayfield, M. M. 2012. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **43**: 227-248. doi:10.1146/annurev-ecolsys-110411-160411.
- Howard, W.E. 1960. Innate and environmental dispersal of individual vertebrates. *American Midland Naturalist*, **63**: 152-161. doi:10.2307/2422936.
- Hudon, C., & Carignan, R. 2008. Cumulative impacts of hydrology and human activities on water quality in the St. Lawrence River (Lake Saint-Pierre, Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**: 1165-1180. doi:10.1139/F08-069.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology*, **22**: 415-427.
- Ims, R. A., & Andreassen, H. P. 2005. Density-dependent dispersal and spatial population dynamics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **272**: 913-918. doi:10.1098/rspb.2004.3025.
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R., & Olden, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **58**: 157-170. doi:10.1139/f00-239.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, **106**: 110-127.
- Kembel, S. W., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Cornwell, W. K., Morlon, H., Ackerly, D. D., Blomberg, M. P., & Webb, C. O. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, **6**: 1463-1464. doi:10.1093/bioinformatics/btq166.
- King, A. J., Humphries, P., & Lake, P. S. 2003. Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**: 773-786. doi:10.1139/f03-057.
- Koivula, K., Rytönen, S., & Orell, M. 1995. Hunger-dependency of hiding behaviour after a predator attack in dominant and subordinate willow tits. *Ardea*, **83**: 397-404.

- Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, **29**: 592-599. doi:10.1111/1365-2435.12345.
- Krause, J., Loader, S. P., McDermott, J., & Ruxton, G. D. 1998. Refuge use by fish as a function of body length-related metabolic expenditure and predation risks. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **265**: 2373-2379. doi:10.1098/rspb.1998.0586.
- Laplante-Albert, K. A., Rodríguez, M. A., & Magnan, P. 2010. Quantifying habitat-dependent mortality risk in lacustrine fishes by means of tethering trials and survival analyses. *Environmental Biology of Fishes*, **87**: 263-273. doi:10.1007/s10641-010-9595-z.
- Lasiak, T.A. 1986. Juveniles, food and the surf zone habitat: implications for teleost nursery areas. *South African Journal of Zoology*, **21**: 51-56. doi:10.1080/02541858.1986.11447956.
- La Violette, N. 2004. Les lacs fluviaux du Saint-Laurent: hydrologie et modifications humaines. *Le Naturaliste canadien*, **128**: 98-104.
- Le Pichon, C., Mingelbier, M., Legros, M., Foubert, A., & Brodeur, P. 2018. Effets du réseau routier sur la connectivité des frayères du grand brochet (*Esox lucius*) au lac Saint-Pierre (fleuve Saint-Laurent, Canada). *Le Naturaliste canadien*, **142**: 78-91. doi:10.7202/1042016ar.
- Magnan, P., Brodeur, P., Paquin, É., Vachon, N., Paradis, Y., Dumont, P., & Mailhot, Y. 2022. État du stock de perchaudes du lac Saint-Pierre et du secteur pont Laviolette – Saint-Pierres-Becquets en 2021. Comité scientifique sur la gestion de la perchaude du lac Saint-Pierre. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. iv + 49 pages et annexes.
- Malanson, G. P., Westman, W. E., & Yan, Y. L. 1992. Realized versus fundamental niche functions in a model of chaparral response to climatic change. *Ecological Modelling*, **64**: 261-277. doi:10.1016/0304-3800(92)90026-B.
- Manci, W. E., Malison, J. A., Kayes, T. B., & Kuczynski, T. E. 1983. Harvesting photopositive juvenile fish from a pond using a lift net and light. *Aquaculture*, **34**: 157-164. doi:10.1016/0044-8486(83)90299-5.
- Marcarelli, A. M., Baxter, C. V., Mineau, M. M., & Hall Jr, R. O. 2011. Quantity and quality: unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. *Ecology*, **92**: 1215-1225. doi:10.1890/10-2240.1.

- Massicotte, P., Bertolo, A., Brodeur, P., Hudon, C., Mingelbier, M., & Magnan, P. 2015. Influence of the aquatic vegetation landscape on larval fish abundance. *Journal of Great Lakes Research*, **41**: 873-880. doi:10.1016/j.jglr.2015.05.010.
- Massot, M., Clobert, J., Lorenzon, P. & Rossi, J.-M. 2002. Condition-dependent dispersal and ontogeny of the dispersal behaviour: an experimental approach. *Journal of Animal Ecology*, **71**: 253-261. doi:10.1046/j.1365-2656.2002.00592.x.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, **21**: 178-185. doi:10.1016/j.tree.2006.02.002.
- McMahon, T. E., & Matter, W. J. 2006. Linking habitat selection, emigration and population dynamics of freshwater fishes: a synthesis of ideas and approaches. *Ecology of Freshwater Fish*, **15**: 200-210. doi:10.1111/j.1600-0633.2006.00130.x.
- Mendelson, J. 1975. Feeding relationships among species of *Notropis* (Pisces: Cyprinidae) in a Wisconsin stream. *Ecological Monographs*, **45**: 199-232. doi:10.2307/1942422.
- Mingelbier, M., Brodeur, P., & Morin, J. 2005. Recommandations concernant les poissons et leurs habitats dans le Saint-Laurent fluvial et évaluation des critères de régularisation du système lac Ontario – Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche sur la faune. 141 p.
- Mingelbier, M., Brodeur, P., & Morin, J. 2008. Spatially explicit model predicting the spawning habitat and early stage mortality of Northern pike (*Esox lucius*) in a large system: the St. Lawrence River between 1960 and 2000. *Hydrobiologia*, **601**: 55-69. doi:10.1007/s10750-007-9266-z.
- Nagelkerken, I., Van Der Velde, G., & de la Morinière, E. C. 2001. Fish feeding guilds along a gradient of bay biotopes and coral reef depth zones. *Aquatic Ecology*, **35**: 73-86. doi:10.1023/A:1011416902370.
- Norberg, A., Abrego, N., Blanchet, F. G., Adler, F. R., Anderson, B. J., Anttila, J., Araújo, M. B., Dallas, T., Dunson, D., Elith, J., Foster, S. D., Richard, F., Franklin, J., Godsoe, W., Guisan, A., O'Hara, B., Hill, N. A., Holt, R. D., Hui, F. K. C., Husby, M., Kalas, J. A., Lehikoinen, A., Luoto, M., Mod, H. K., Newell, G., Renner, I., Roslin, T., Soininen, J., Thuiller, W., Vanhatalo, J., Warton, D., White, M., Zimmermann, N. E., Gravel, D., & Ovaskainen, O. 2019. A comprehensive evaluation of predictive performance of 33 species distribution models at species and community levels. *Ecological Monographs*, **89**: e01370. doi:10.1002/ecm.1370.

- Ovaskainen, O., Tikhonov, G., Norberg, A., Blanchet, F. G., Duan, L., Dunson, D., Roslin, T., & Abrego, N. 2017. How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecology Letters*, **20**: 561-576. doi:10.1111/ele.12757.
- Paquin, E., & Brodeur, P. 2021. Efficacité d'une embarcation de pêche électrique à échantillonner le littoral du lac Saint-Pierre. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. Direction de la gestion de la faune de la Mauricie et du Centre-du-Québec. 5 p. + Annexe.
- Paradis, Y., Bertolo, A., Mingelbier, M., Brodeur, P., & Magnan, P. 2014. What controls distribution of larval and juvenile yellow perch? The role of habitat characteristics and spatial processes in a large, shallow lake. *Journal of Great Lakes Research*, **40**: 172-178. doi:10.1016/j.jglr.2013.12.001.
- Paradis, Y., Mingelbier, M., Brodeur, P., Vachon, N., Côté, C., Hatin, D., Couillard, M. A., Verreault, G., L'Italien, L., Pouliot, R., Foubert, A., Lecomte, F., Valiquette É., & Côté-Vaillancourt, D. 2020. État des communautés de poissons des eaux douces et saumâtres du Saint-Laurent. Plan Saint-Laurent, 3e édition, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, 14 p.
- Pease, A. A., Justine Davis, J., Edwards, M. S., & Turner, T. F. 2006. Habitat and resource use by larval and juvenile fishes in an arid-land river (Rio Grande, New Mexico). *Freshwater Biology*, **51**: 475-486. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01506.x.
- Petry, P., Bayley, P.B., & Markle, D.F. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, **63**: 547-579. doi:10.1046/j.1095-8649.2003.00169.x.
- Pratt, T. C., & Smokorowski, K. E. 2003. Fish habitat management implications of the summer habitat use by littoral fishes in a north temperate, mesotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**: 286-300. doi:10.1139/F03-022.
- Quirino, B. A., Lansac-Tôha, F. M., Thomaz, S. M., Heino, J., & Fugi, R. 2021. Macrophyte stand complexity explains the functional  $\alpha$  and  $\beta$  diversity of fish in a tropical river-floodplain. *Aquatic Sciences*, **83**: 1-14. doi:10.1007/s00027-020-00768-2.
- Rahel, F. J., & Stein, R. A. 1988. Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. *Oecologia*, **75**: 94-98. doi:10.1007/BF00378819.
- Reynolds, L., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Gregory, S. V., & Hughes, R. M. 2003. Electrofishing effort requirements for assessing species richness and biotic integrity in western Oregon streams. *North American Journal of Fisheries Management*, **23**: 450-461. doi:10.1577/1548-8675(2003)023<0450:EERFAS>2.0.CO;2.

- Rodríguez, M.A., & Lewis, W.M. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, **67**: 109-128. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0109:SOFAAE]2.0.CO;2.
- Schlosser, I. J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, **52**: 395-414. doi:10.2307/2937352.
- Schlosser, I. J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, **41**: 704-712. doi:10.2307/1311765.
- Schneider, D. C. 2001. The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*, **51**: 545-553. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0545:TROTCO]2.0.CO;2.
- Schramm Jr, H. L., & Eggleton, M. A. 2006. Applicability of the flood-pulse concept in a temperate floodplain river ecosystem: thermal and temporal components. *River Research and Applications*, **22**: 543-553. doi:10.1002/rra.921.
- Schwartz, J. S., & Herricks, E. E. 2005. Fish use of stage-specific fluvial habitats as refuge patches during a flood in a low-gradient Illinois stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**: 1540-1552. doi:10.1139/f05-060.
- Sheridan, P., & Hays, C. 2003. Are mangroves nursery habitat for transient fishes and decapods? *Wetlands*, **23**: 449-458. doi:10.1672/19-20.
- Sih, A. 1992. Prey uncertainty and the balancing of antipredator and feeding needs. *The American Naturalist*, **139**: 1052-1069. doi:10.1086/285372.
- Sih, A. 1997 To hide or not to hide? Refuge use in a fluctuating environment. *Trends in Ecology & Evolution*, **12**: 375-376. doi:10.1016/s0169-5347(97)87376-4.
- Simberloff, D., & Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **22**: 115-143. doi:10.1146/annurev.es.22.110191.000555.
- Smokorowski, K. E., & Pratt, T. C. 2007. Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems—a review and meta-analysis. *Environmental Reviews*, **15**: 15-41. doi:10.1139/a06-007.
- Stergiou, K. I., & Karpouzi, V. S. 2002. Feeding habits and trophic levels of Mediterranean fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **11**: 217-254. doi:10.1023/A:1020556722822.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, **68**: 571-573. doi:10.2307/3544927.

- Tejerina-Garro, F. L., Fortin, R., & Rodríguez, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes*, **51**: 399-410. doi:10.1023/A:1007401714671.
- Temple, G. M., & Pearsons, T. N. 2007. Electrofishing: backpack and drift boat. In: Salmonid field protocols handbook: techniques for assessing status and trends in salmon and trout populations. [Electrofishing: Backpack and Drift Boat]. *American Fisheries Society*, 95-132.
- Thayer, G. W., Stuart, H. H., Kenworthy, W. J., Ustach, J. F., & Hall, A. B. 1978. Habitat values of salt marshes, mangroves, and seagrasses for aquatic organisms. Wetland functions and values: the state of our understanding. *American Water Resources Association*, 235-247.
- Tikhonov, G., Opedal, Ø., Abrego, N., Lehtikoinen, A., & Ovaskainen, O. 2019. Joint species distribution modelling with HMSC-R. *bioRxiv*, 603217. doi:10.1101/603217.
- Tockner, K., & Stanford, J. A. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, **29**: 308-330. doi:10.1017/S037689290200022X.
- Tonn, W. M., & Magnuson, J. J. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, **63**: 1149-1166. doi:10.2307/1937251.
- Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, **85**: 183-206. doi:10.1086/652373.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**: 882-892. doi:10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x.
- Weaver, M. J., Magnuson, J. J., & Clayton, M. K. 1997. Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**: 2277-2289. doi:10.1139/f97-130.
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **33**: 475-505. doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448.
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., & Kembel, S. W. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics*, **24**: 2098-2100. doi:10.1093/bioinformatics/btn358.
- Welcomme, R. L. 1979. Fisheries Ecology of Floodplain Rivers. *Longman*.



- Winemiller K. O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. In: *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2, Welcomme R. L., & Petr, T. (eds). Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission, FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication. **16**: 285-309.
- Zeug, S. C., & Winemiller, K. O. 2008. Relationships between hydrology, spatial heterogeneity, and fish recruitment dynamics in a temperate floodplain river. *River Research and Applications*, **24**: 90-102. doi:10.1002/rra.1061.