

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES

RÉPONSES DES ESPÈCES DE POISSONS À DES FACTEURS
DE STRESS ENVIRONNEMENTAUX DANS LA RÉGION
DES GRANDS LACS DE L'ONTARIO

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

PAR
GEOFFREY MARSELLI

DÉCEMBRE 2020

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

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

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 ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier mon directeur de maîtrise Marco A. Rodríguez pour m'avoir permis de réaliser ce projet et de m'avoir soutenu tout au long de ce projet. Je remercie également les membres de mon comité, Vincent Maire et Raphaël Proulx, pour leurs commentaires constructifs tout au long de mon cheminement.

Je tiens également à remercier Nicholas E. Mandrak (University of Toronto Scarborough), un des premiers instigateurs de ce projet et co-auteur de l'article scientifique qui découlera de cette maîtrise ainsi que David Andrews, Lynne Bouvier, Andrew Drake et Elliot Quider (Pêches et Océans Canada) pour avoir donné accès à leur base de données et répondu rapidement à toutes nos demandes. De plus, j'aimerais remercier Alan Dextrase et Rowshyra Castaneda qui ont généreusement fourni des données supplémentaires.

Cette maîtrise n'aurait pas été aussi enrichissante sans la compagnie de tous les membres du Centre de Recherche sur les Interactions Bassins Versants – Écosystème Aquatiques (RIVE) que je tiens ici à remercier dans leur ensemble.

Finalement, je souhaite remercier tout particulièrement ma famille et mes amis, pour m'avoir aidé et encouragé tout au long de ma maîtrise.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre de la gestion d'espèces considérées comme en péril au Canada, et dans le cadre du réseau Canadian Freshwater Species At Risk, groupe de recherche qui vise à mieux comprendre les problématiques qui entourent les espèces vulnérables au Canada.

RÉSUMÉ

Les changements anthropiques des facteurs de stress environnementaux tels que la turbidité, la température de l'eau, la concentration en oxygène et la vitesse de l'eau sont une menace majeure pour les espèces aquatiques vulnérables. Cependant, les espèces menacées sont souvent de nature rare, ce qui pose des défis particuliers lors de l'estimation de leurs réponses aux facteurs de stress environnementaux. Notre objectif principal dans cette étude était de comprendre les réponses de poissons vulnérables aux facteurs de stress environnementaux dans le bassin canadien des Grands Lacs. Nous avons combiné des données existantes de Pêches et Océans Canada (MPO) sur l'abondance relative et les caractéristiques environnementales avec des données de la littérature sur les traits fonctionnels et la phylogénie des espèces dans une seule base de données. La base de données résultante comprenait des informations sur 115 espèces, dont 12 vulnérables. Nous avons utilisé un modèle de distribution multi-spécifique (angl. : joint species distribution model, JSJM) pour quantifier simultanément les réponses des espèces aux facteurs de stress environnementaux et leur relation avec les traits fonctionnels. Nous avons aussi incorporé au JSJM des corrélations phylogénétiques et les caractéristiques du plan d'échantillonnage. Le modèle nous a permis d'estimer l'effet des facteurs de stress environnementaux sur les espèces vulnérables. La structure hiérarchique du JSJM a permis un « emprunt de force » statistique, dans lequel les informations provenant des espèces abondantes contribuent aux estimations pour les espèces plus rares. Les réponses dérivées du modèle aux facteurs de stress environnementaux donnent une base pour la classification des espèces en termes de leurs tolérances aux changements environnementaux.

Mots-clés : conservation, stress environnementaux, modèle de distribution multi-spécifique, Grands Lacs laurentiens, Loi sur les espèces en péril, espèces vulnérables

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
AVANT-PROPOS.....	iii
RÉSUMÉ.....	iv
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION.....	1
1.1 Impacts de l'anthropisation et des changements globaux sur les écosystèmes aquatiques continentaux	1
1.2 Impacts des changements de turbidité, de vitesse du courant, de température et de concentration d'oxygène sur les communautés de poissons.....	2
1.3 L'étude des espèces vulnérables.....	4
1.4 Objectifs de l'étude.....	5
CHAPITRE II	
MÉTHODES.....	7
2.1 Abondance relative des poissons et conditions environnementales	7
2.2 Traits fonctionnels	9
2.3 Matrice taxonomique.....	10
2.4 Modèles statistiques.....	11
2.5 Comparaison des préférences en matière d'habitat déduites de la JSMD avec les rapports de situation du COSEPAC	13
CHAPITRE III	
RÉSULTATS	14
3.1 Abondances et occurrences relatives des espèces vulnérables	14
3.2 Réponses des espèces aux facteurs de stress environnementaux potentiels.....	15
3.3 Effets des traits fonctionnels sur la réponse aux facteurs de stress environnementaux	19
3.4 Comparaison des résultats de l'analyse et des connaissances de préférences d'habitats du COSEPAC	21
3.5 Matrice d'interaction entre les espèces.....	22

CHAPITRE IV	
DISCUSSION	24
4.1 Effets des facteurs de stress environnementaux potentiels.....	24
4.2 Interactions biotiques.....	26
4.3 Effets des traits fonctionnels sur la réponse des espèces.....	27
4.4 Conclusions et limitations	28
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	31
ANNEXE A	
RÉPARTITION DES ÉCHANTILLONS SUR LES DIFFÉRENTES ANNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE (EN HAUT) ET LES TYPES D'ENGINS DE PÊCHE (EN BAS).....	37
ANNEXE B	
LISTE DES 115 ESPÈCES PRÉSENTÉS DANS L'ÉTUDE	38

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
2.1	Répartition géographique des sites d'étude (N = 1972) dans le sud de l'Ontario	8
3.1	Occurrence (nombre d'échantillons dans lesquels une espèce a été détectée; à gauche) et abondance totale (comptages, transformés en $\log(X + 1)$; à droite), pour les 12 espèces vulnérables incluses dans cette étude	14
3.2	Résumés des distributions postérieures (moyennes et intervalles de crédibilité à 95 %) des coefficients de régression pour la turbidité, la vitesse de l'eau, l'oxygène et la température de l'eau, par espèce	16
3.3	Comparaison des moyennes (A à D) et des intervalles de crédibilités à 95 % (E à H) des coefficients de régression pour la turbidité, la vitesse de l'eau, l'oxygène et la température de l'eau dans les analyses JSMD et GLMM	17
3.4	Effet partiel des variables environnementales sur les moyennes de Poisson prédites.....	18
3.5	Corrélations résiduelles (« sans environnement ») des 12 espèces vulnérables avec toutes les autres espèces incluses dans l'analyse JSMD.....	23
4.1	Scénario illustrant l'utilisation des estimations du modèle JSMD sur les influences environnementales et biotiques pour sélectionner un site approprié pour la réintroduction du chat-fou du Nord.....	29

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Les espèces de poissons vulnérables incluses dans les analyses JSJM et GLMM	6
2.1	Résumé statistique sommaire pour les variables environnementales incluses comme covariables dans les modèles JSJM et GLMM (N = 2547 échantillons).....	8
2.2	Traits fonctionnels utilisés dans l'analyse JSJM	10
3.1	Résumé de la distribution <i>a posteriori</i> (moyenne et intervalle de crédibilité à 95 %) des coefficients de régression reliant les réponses environnementales aux caractéristiques des espèces dans l'analyse JSJM...	20
3.2	Comparaison des préférences en matière d'habitat tirées de l'évaluation et des rapports de situation du COSEPAC et les préférences déduites de l'analyse JSJM	21

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1 Impacts de l'anthropisation et des changements globaux sur les écosystèmes aquatiques continentaux

Le réchauffement climatique mène à une augmentation des températures moyennes de l'eau dans les milieux aquatiques à l'échelle globale (Schindler 1997; Kirillin 2010). La hausse des températures est associée à une réduction de la concentration en oxygène dans l'eau ainsi qu'à un dérèglement des précipitations, qu'amplifient les pics de débit durant l'hiver et les creux durant l'été (Whitehead et al. 2009). Ces pics et ces creux peuvent entraîner des modifications de la morphologie des cours d'eau lors de grandes crues (Whitehead et al. 2009). Les creux découlant des faibles précipitations durant l'été peuvent être accentués par la surconsommation d'eau potable pour la consommation humaine et l'irrigation pour l'agriculture. La réduction du débit peut également provoquer une augmentation de la concentration des polluants inorganiques, tels que le plomb et le mercure, et des polluants organiques, tels que les polychlorobiphényles (Whitehead et al. 2009). L'artificialisation des cours d'eau comme lors de construction de barrages pour produire de l'électricité conduit à des changements dans les vitesses de courant moyennes (Schindler 1997). Les barrages provoquent aussi à des changements journaliers du débit qui peuvent être soudains et violents (Bain et al. 1988; Mittal et al. 2016).

D'autres activités anthropiques peuvent avoir un impact sur les milieux aquatiques. L'industrie minière relâche des sédiments qui sont mis en suspension dans les eaux continentales, menant à une augmentation de la turbidité (Affandi and Ishak 2019). Ces sédiments peuvent aussi provoquer une réduction de l'oxygène dissous. En effet la silice contenue dans les sédiments capte les molécules d'oxygène et peut mener alors à une baisse de l'oxygène dissous (Ryan 1991). L'agriculture moderne est aussi une cause de l'augmentation de la turbidité. Les rejets de nutriments dans le milieu aquatique

peuvent provoquer une augmentation de la production des cyanobactéries, provoquant une augmentation de la turbidité ainsi qu'une baisse de l'oxygène dissous (Alexander et al. 2017).

1.2 Impacts des changements de turbidité, de vitesse du courant, de température et de concentration d'oxygène sur les communautés de poissons

La turbidité de l'eau peut influencer la production du phytoplancton ainsi que celle des macrophytes, pouvant donner lieu à des effets cascades dans les réseaux trophiques (Ryan 1991; Henley et al. 2000). Une diminution de la production du phytoplancton peut provoquer une réduction dans la biomasse de zooplancton, ce qui réduirait les sources d'alimentation pour les maillons supérieurs, tels que les poissons (Ryan 1991; Henley et al. 2000). La réduction de visibilité induite par la turbidité peut aussi affecter les comportements. Par exemple, la réponse anti-prédation des poissons consommateurs secondaires par les poissons prédateurs se voit altérée par la réduction de visibilité (Ferrari et al. 2010). Par ailleurs, certains prédateurs peuvent avoir des difficultés à rencontrer leurs proies et cela se traduirait par une augmentation de l'énergie allouée à la recherche de proies (Sweka and Hartman 2001). Une forte turbidité peut également faire augmenter la mortalité chez les poissons, principalement aux stades de l'œuf et au stade larvaire, mais aussi chez les adultes, par l'abrasion et l'obturation des branchies par les sédiments inorganiques (Ryan 1991). De plus, une diminution de la croissance peut être associée à une augmentation de la turbidité du milieu (Sutherland et Meyer 2007).

Le comportement des poissons peut changer lors de fortes baisses de la concentration en oxygène (Franklin 2014). Un comportement observé en condition d'hypoxie est la migration verticale des poissons lacustres, tels que le brochet ou l'épinoche, vers la surface, la zone ayant la plus forte concentration d'oxygène par son contact avec l'atmosphère (Kramer 1987; Franklin 2014). Chez les poissons d'eau douce ayant des stratégies de soins parentaux, les parents peuvent augmenter la ventilation des nids, provoquant ainsi une utilisation d'énergie supplémentaire allouée aux soins parentaux (Kramer 1987). Les changements induits par la baisse d'oxygène ne sont pas

seulement comportementaux. La croissance des poissons peut être corrélée positivement à la quantité d'oxygène dans le milieu, plus particulièrement, dans les premières années de vie (Bejda et al. 1992; Pollock et al. 2007). Dans les cas extrêmes, un taux d'oxygène trop bas peut mener à la mortalité d'une majorité de poissons en laboratoire (Franklin 2014).

La vitesse du courant peut elle aussi mener à des modifications dans les communautés de poissons. Par exemple, de trop grandes amplitudes de vitesse de courant dans les rivières peuvent réduire la diversité d'espèces présentes dans un milieu, car seules les espèces adaptées à de grandes vitesses de courant pourront alors rester dans le milieu, modifiant ainsi la structure de la communauté (Bain et al. 1988; McManamay et Frimpong 2015). Les espèces pouvant survivre à ces fortes augmentations de vitesse se verront toutefois obligées d'augmenter la quantité d'énergie utilisée pour la nage lors de la recherche de proie (Caldwell et al. 2018). À l'inverse, une diminution de la vitesse du courant peut réduire la quantité d'invertébrés en dérive, forçant certaines espèces de poissons à augmenter l'énergie allouée à la recherche de proies (Caldwell et al. 2018).

Les changements de température peuvent aussi avoir une influence sur les communautés de poissons. En effet, les espèces sont plus ou moins tolérantes à la hausse de température; on aperçoit donc un changement dans les taxons présents dans le milieu lors d'une augmentation de la température des eaux (Daufresne et al. 2009; Jeppesen et al. 2010; Lynch et al. 2016). À plus grande échelle, il peut y avoir un déplacement de la zone de distribution vers les pôles pour les espèces d'eaux froides (Morgan et al. 2001; Daufresne et al. 2009). Une hausse de la diversité de certaines zones est aussi à prévoir quand des espèces colonisent des milieux devenus plus chauds et donc viables pour elles, et en parallèle les espèces déjà présentes dans ces milieux ne disparaissent pas (Chu et al. 2005). Chez les poissons, les hausses de température durant la période d'été peuvent induire une restriction des comportements de recherche d'alimentation, ce qui mènerait à une plus faible croissance. À l'inverse, les hausses de température durant l'hiver peuvent induire une augmentation des comportements de recherche d'alimentation et par conséquent, à une augmentation de la croissance (Morgan et al. 2001).

Les communautés de poissons peuvent donc être fortement modifiées par les activités anthropiques et les changements climatiques. Cependant, la réaction des espèces à ces changements peut être très variable d'une espèce à l'autre ainsi que d'un groupe taxonomique à l'autre (Chu et al. 2005). Cela est dû aux différences biologiques entre espèces et entre groupes taxonomiques, telles que les différences dans les traits morphologiques, trophiques, ou d'histoire de vie (Daufresne et al. 2009; Mouillot et al. 2013).

1.3 L'étude des espèces vulnérables

La réponse des espèces à l'anthropisation et les changements climatiques peut être étudiée en laboratoire. Par exemple, des expériences pour estimer des seuils critiques pour la vitesse, la température et l'hypoxie sont réalisables en laboratoire (Lee 2003; Claireaux et Chabot 2016). Cependant, si l'on veut comprendre comment est impactée une espèce par certaines variables environnementales en milieu naturel, il peut être préférable de travailler avec des modèles de distribution spatiale (angl. : species distribution models, SDM), qui visent à comprendre l'influence de multiples facteurs environnementaux sur la distribution d'une ou de plusieurs espèces. Cependant, les SDM ne sont pas efficaces pour des espèces rares, ce qui est souvent le cas pour les espèces ayant atteint le statut de vulnérable (Pollock et al. 2014).

Toutefois, de nouvelles méthodes d'analyses statistiques permettent de mieux étudier les espèces rares. Les modèles hiérarchiques multi-spécifiques de distribution (angl. : joint species distribution models, JSDM) permettent d'intégrer dans une même analyse la covariation entre l'abondance des espèces, l'abondance des espèces en réponse à l'environnement et l'influence des traits sur ces réponses permettant alors de mieux estimer l'influence de l'environnement sur les espèces peu abondantes (Ovaskainen and Soininen 2011; Pollock et al. 2014). De plus, ces modèles permettent d'intégrer les corrélations phylogénétiques entre espèces pour prendre compte du fait que les réponses des espèces apparentées par leur phylogénie ne sont pas entièrement indépendantes (Ovaskainen et al. 2017a).

1.4 Objectifs de l'étude

Ici, nous utilisons un JSJM pour quantifier les réponses des espèces de poissons d'eau douce vulnérables à quatre facteurs de stress environnementaux potentiels, la turbidité, la vitesse de l'eau, l'oxygène dissous et la température de l'eau, ainsi que l'influence des caractéristiques morphologiques, fonctionnelles et de cycle de vie sur ces réponses. Le JSJM tient compte des effets des corrélations taxonomiques ainsi que des caractéristiques du plan d'échantillonnage (effets spatiaux, temporels et des engins de pêche), et fournit des estimations quantitatives des effets des facteurs de stress environnementaux potentiels sur l'abondance relative des espèces et de l'incertitude de ces estimations. La structure hiérarchique du JSJM permet un « emprunt de force » statistique, dans lequel les informations provenant des espèces les plus abondantes contribuent aux estimations pour les espèces plus rares. Bien que notre modèle considère simultanément 115 espèces, nous nous concentrons sur 12 espèces de poissons actuellement inscrites ou en cours de traitement en vue d'une éventuelle inclusion dans la liste de la Loi canadienne sur les espèces en péril (SARA) comme espèces en voie de disparition ou menacées (Tableau 1.1). Nous examinons également le potentiel d'interactions biotiques entre les espèces vulnérables et les autres espèces incluses dans les analyses. Enfin, nous illustrons comment les réponses aux facteurs de stress environnementaux dérivés de modèles peuvent (1) fournir une base de gestion pour la classification des espèces en termes de tolérance des espèces à diverses formes de changement environnemental, et (2) compléter les approches traditionnelles pour évaluer la vulnérabilité des espèces, telles que les critères qualitatifs pour les exigences en matière d'habitat actuellement utilisés par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC; angl. : COSEWIC).

Tableau 1.1

Les espèces de poissons vulnérables incluses dans les analyses JSMD et GLMM

Nom commun	Nom scientifique	Famille	Ordre	Statut
Chevalier noir	<i>Moxostoma duquesnei</i>	Catostomidae	Cypriniformes	Menacé
Fouille-roche gris	<i>Percina copelandi</i>	Percidae	Perciformes	Menacé
Dard de sable	<i>Ammocrypta pellucida</i>	Percidae	Perciformes	En danger
Sucet de lac	<i>Erimyzon sucetta</i>	Catostomidae	Cypriniformes	Menacé
Chat-fou du Nord	<i>Noturus stigmosus</i>	Ictaluridae	Siluriformes	En danger
Petit-bec	<i>Opsopoeodus emiliae</i>	Cyprinidae	Cypriniformes	Menacé
Méné camus	<i>Notropis anogenus</i>	Cyprinidae	Cypriniformes	Menacé
Méné long	<i>Clinostomus elongatus</i>	Cyprinidae	Cypriniformes	En danger
Dard de rivière	<i>Percina shumardi</i>	Percidae	Perciformes	En danger
Méné miroir	<i>Notropis photogenis</i>	Cyprinidae	Cypriniformes	Menacé
Lépisosté tacheté	<i>Lepisosteus oculatus</i>	Lepisosteidae	Lepisosteiformes	Menacé
Crapet sac-à-lait	<i>Lepomis gulosus</i>	Centrarchidae	Perciformes	En danger

CHAPITRE II

MÉTHODES

2.1 Abondance relative des poissons et conditions environnementales

Les abondances relatives des poissons (dénombrement des espèces) et les variables environnementales ont été quantifiées de 2006 à 2017 sur des sites de 1972 dans le sud de l'Ontario (Figure 2.1). Les sites comprenaient trois types de macrohabitats : des cours d'eau (1464 sites), des zones humides (369) et des lacs (139). Les échantillons ont été prélevés d'avril à décembre, 95 % des échantillons ayant été collectés de mai à octobre et plus précisément 67 % de juin à août. Un total de 2547 échantillons de communautés de poissons comprenant 115 espèces ont été collectés en utilisant différents types d'engins de pêche (Annexe A, B). Les poissons ont été collectés principalement à l'aide de senne coulissante, de chalut, de bateau de pêche électrique, de verveux et de filets dérivants, et plus sporadiquement à l'aide de la pêche électrique portative, de filet à cerceau, de senne en bateau, de piège lumineux et de chalut (Annexe A). La turbidité (sonde SI multi-parameter, Lamotte turbidity meter, ou mesures d'un tube de transparence converties en NTU en suivant Myre et Shaw 2006), la vitesse du courant (velocimètre Swoffer 2100), la concentration en oxygène (sonde multi-paramètres YSI ou Hydrolab), la température de l'eau (sonde multi-paramètres YSI ou Hydrolab), la conductivité (sonde multi-paramètres YSI ou Hydrolab), et la profondeur ont également été mesurées lors de chaque échantillonnage (Tableau 2.1).

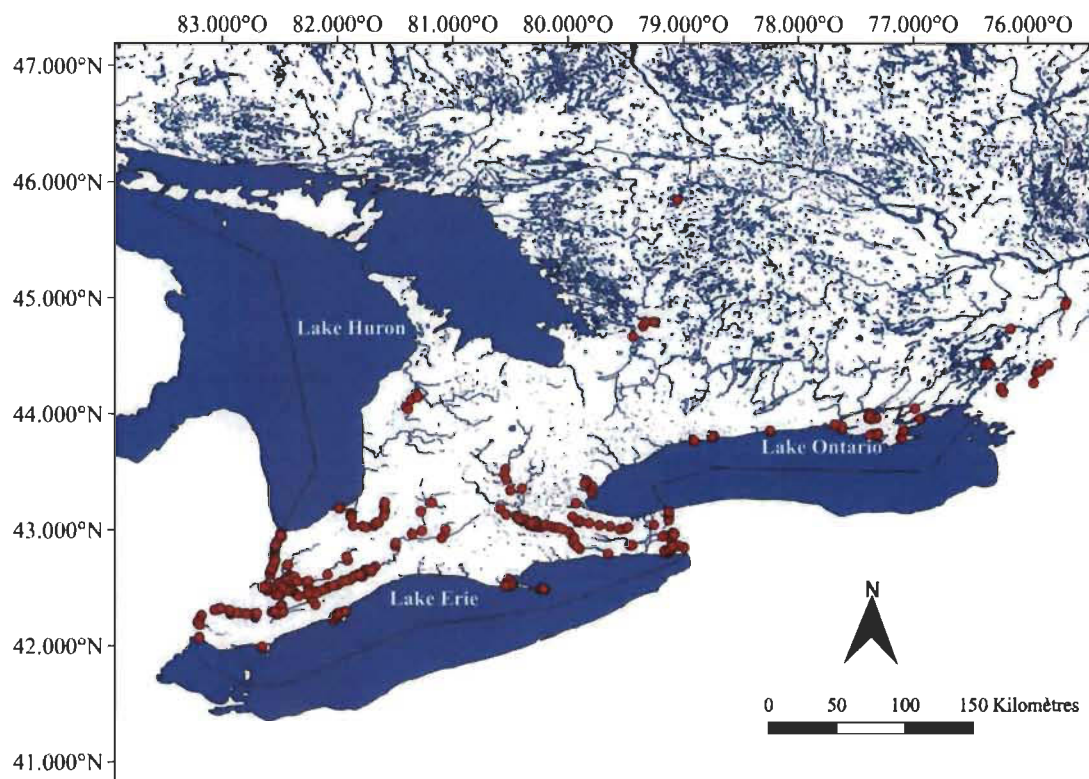


Figure 2.1 Répartition géographique des sites d'étude (N = 1972) dans le sud de l'Ontario.

Tableau 2.1

Résumé statistique sommaire pour les variables environnementales incluses comme covariables dans les modèles JSMD et GLMM (N = 2547 échantillons)

Variable environnementale	Médiane	Minimum	Maximum	Quartile 25 %	Quartile 75 %
Turbidité (NTU)	8.8	0.0	1088.7	2.6	25.5
Vitesse de l'eau (m/s)	0.07	0.00	1.24	0.00	0.27
Oxygène dissous (mg/L)	9.1	0.1	22.3	7.4	10.6
Température de l'eau (°C)	21.0	1.3	33.7	16.3	23.4
Conductivité (µS/cm)	463.0	0.2	2188.6	248.5	667.2
Profondeur (m)	0.92	0.11	9.57	0.62	1.73

2.2 Traits fonctionnels

Cinq traits fonctionnels, la profondeur du corps (hauteur maximale du poisson/longueur totale), l'aspect de la nageoire caudale (hauteur/surface de la nageoire caudale), la longueur maximale, le niveau trophique (moyenne du niveau trophique des proies +1) et la reproduction (mois moyen de la saison de reproduction) ont été collectés pour 115 espèces à partir de deux bases de données complémentaires, FishBase (Froese et Pauly 2019) et FishTraits (Frimpong et Angermeier 2009) (Tableau 2.2). Le rapport hauteur maximale du poisson/longueur totale est utilisé ici pour représenter l'utilisation de l'habitat par l'espèce. En effet, les espèces plutôt aplaties (rapport faible) sont plus assujetties à vivre en milieu benthique que les poissons ayant un rapport plus élevé, qui elles, seront plus adaptées à vivre dans la colonne d'eau (Gatz 1979; Villéger et al. 2017). Le rapport hauteur maximale/longueur totale joue aussi un rôle dans la vitesse de nage ainsi que dans la manœuvrabilité cela pouvant jouer un rôle lors de changement de vitesse du courant (Keppeler et al. 2020). L'aspect de la nageoire caudale représente une approximation de la vitesse de nage, ainsi que du métabolisme du poisson. Un rapport élevé correspond à une vitesse de nage et un métabolisme élevé, pouvant aussi être important lors des changements de la vitesse d'eau (Sambily 1990; Killen et al. 2016). La taille maximale du poisson représente, entre autres, la longévité du poisson, mais aussi la vitesse et la manœuvrabilité du poisson (Das 1994; Blake 2004). Le niveau trophique des espèces représente logiquement leur place dans la chaîne trophique, donnant des informations sur leurs modes de vie et leur manière de s'alimenter; l'effet des changements environnementaux pourrait alors affecter différemment les espèces selon leurs niveaux trophiques (Cagnolo et al. 2009). La période de reproduction représente comment les étapes de la reproduction chez les poissons sont régulés par la température de l'eau (Servili et al. 2020).

En raison d'un manque d'informations dans les bases de données pour le fouille-roche gris (*Percina copelandi*), le brochet vermiculé (*Esox americanus vermiculatus*), le méné long (*Clinostomus elongatus*), le méné rose (*Notropis rubellus*), la barbotte des rapides (*Noturus flavus*), le méné rayé (*Luxilus chrysocephalus*), et le gobie demi-lune (*Proterorhinus semilunaris*), la profondeur du corps et l'aspect caudal ont été mesurés à

partir de photographies de FishBase et de Pêches et Océans Canada (<https://science-libraries.canada.ca/eng/fisheries-oceans/>). Nous avons mesuré ces traits à l'aide du logiciel ImageJ (Schneider et al. 2012), en suivant les directives sur les mesures de FishBase ("External morphology and measurement").

Tableau 2.2

Traits fonctionnels utilisés dans l'analyse JSDM

Trait	Source
Profondeur corporelle relative (profondeur corporelle maximale/longueur totale)	FishBase
Aspect de la nageoire caudale (hauteur ² /surface)	FishBase
Longueur totale maximale	FishTraits
Niveau trophique (niveau trophique moyen des denrées alimentaires + 1)	FishBase
Phénologie de la reproduction (mois moyen de la période reproduction)	FishTraits

Sources : FishBase (Froese et Pauly 2019) et FishTraits (Frimpong et Angermeier 2009).

2.3 Matrice taxonomique

La phylogénie complète des 115 espèces à l'étude n'est pas connue, nous avons donc utilisé une matrice taxonomique comme approximation de la matrice phylogénétique (Ovaskainen et al. 2017). Nous avons construit une matrice de corrélation taxonomique basée sur la relation entre les espèces au niveau de la classe, de l'ordre, de la famille et du genre, donnant des corrélations croissantes entre deux espèces selon le partage du niveau taxonomique (Abrego et al. 2017). Deux espèces non apparentées au niveau de la classe ont une corrélation de 0, deux espèces partageants la même classe ont une corrélation de 0,2, partageant le même ordre 0,4, la même famille 0,6 et le même genre 0,8.

2.4 Modèles statistiques

Le modèle JSMD que nous avons utilisé s'inscrit dans le cadre de la modélisation hiérarchique des communautés d'espèces (HMSC) décrite par Ovaskainen et al. (2017) et Ovaskainen et Abrego (2020), dont nous empruntons la notation ci-dessous. Notre JSMD est un modèle linéaire généralisé mixte multivarié qui intègre les informations contenues dans quatre matrices de données : abondances relatives (\mathbf{Y}), variables environnementales (\mathbf{X}), caractéristiques des espèces (\mathbf{T}) et corrélations phylogénétiques (\mathbf{C}), ainsi que trois effets aléatoires qui représentent le contexte spatio-temporel et d'autres caractéristiques de l'échantillonnage (site, année et type d'engin de pêche associé à chaque échantillon).

Le modèle statistique pour des données d'abondance (comptage) est : $y_{ij} \sim Poi(\lambda_{ij})$, où λ_{ij} est la moyenne de la distribution Poisson et varie selon les échantillons (i), $i = 1, \dots, 2547$, et les espèces (j), $j = 1, \dots, 115$. La moyenne est alors modélisée en fonction des covariables d'intérêts et des effets aléatoires :

$$\lambda_{ij} = \sum_k x_{ik} \beta_{jk} + \varepsilon_{G(i)j}^G + \varepsilon_{S(i)j}^S + \varepsilon_{Y(i)j}^Y.$$

Le prédicteur linéaire qui est représenté par le terme de sommation dans cette équation intègre dans notre étude $k = 1, \dots, 8$ covariables et leur coefficient de régression associé : β_{jk} qui est le coefficient de régression pour l'espèce j et la covariable k ; x_{ik} représente la covariable k pour l'échantillon i et inclut une covariable constante, $x_{i1} = 1$, qui multiplie l'ordonnée à l'origine β_{j1} . En plus de la covariable liée à l'ordonnée à l'origine, le prédicteur linéaire de notre étude inclut 6 covariables environnementales, turbidité, vitesse du courant, oxygène dissous, température de l'eau, conductivité et profondeur. De plus, le prédicteur linéaire inclut aussi une covariable correspondant à l'effort d'échantillonnage, où pour chaque type d'engin d'échantillonnage, les valeurs de l'effort d'échantillonnage ont été mises à l'échelle en les divisant par l'effort moyen du type d'engin correspondant. Cette transformation a permis d'exprimer les unités d'effort en unités comparables (proportion de l'effort moyen) pour tous les types d'engins.

Toutes les covariables, à l'exception de la concentration en oxygène et de la température de l'eau, ont fait l'objet d'une transformation logarithmique pour améliorer la linéarité et réduire l'influence des valeurs extrêmes.

Les effets aléatoires tiennent compte de la variation résultant de différences entre les types d'engins de pêche ($\varepsilon_{G(i)j}^G$), les sites d'échantillonnages ($\varepsilon_{S(i)j}^S$) et les années d'échantillonnages ($\varepsilon_{Y(i)j}^Y$). Ces effets aléatoires sont alors modélisés par $\varepsilon_{G..}^G \sim N(0, \Omega^G)$, $\varepsilon_{S..}^S \sim N(0, \Omega^S)$ et $\varepsilon_{Y..}^Y \sim N(0, \Omega^Y)$; et où Ω^G , Ω^S et Ω^Y représentent les matrices résiduelles de variance-covariance des effets aléatoires entre espèces liées aux effets aléatoires. Ces matrices reflètent les interactions biotiques entre les paires d'espèces qui subsistent après ajustement pour les effets environnementaux et les effets liés à l'échantillonnage.

Les coefficients β sont modélisés par une distribution normale multivariée dont les paramètres dépendent des traits fonctionnels des espèces et des relations phylogénétiques : $\beta_{..} \sim N(\mu_{..}, \mathbf{V} \otimes [\rho \mathbf{C} + (\mathbf{1} - \rho) \mathbf{I}])$. Les moyennes de la distribution Normale μ_{jk} , correspondant à la niche écologique de l'espèce j pour la covariable k et sont alors modélisées sous la forme d'une fonction linéaire : $\mu_{jk} = \sum t_{jl} \gamma_{lk}$, où t_{jl} , est la valeur du trait $l = 1, \dots, 5$ pour l'espèce j , et γ_{lk} est l'effet du trait l sur la réponse à la covariable k . Le symbole \otimes signale un produit Kronecker entre les matrices. \mathbf{V} est une matrice de variance-covariance qui dénote de la variation des valeurs autour de l'attendu, \mathbf{C} est une matrice de corrélation phylogénétique, \mathbf{I} est la matrice d'identité et ρ est une valeur mesurant la force du signal phylogénétique. La variance résiduelle entre les espèces est alors entièrement liée à la phylogénie quand $\rho = 1$ et est totalement indépendante pour $\rho = 0$.

Pour évaluer les informations supplémentaires obtenues via l'approche JSMD par rapport à une approche espèce par espèce, nous avons réalisé des modèles mixtes linéaires généralisés (GLMM) distincts pour chacune des 12 espèces vulnérables. Les GLMM diffèrent du modèle JSMD en traitant une seule espèce vulnérable à la fois et en n'incluant pas d'information sur les traits fonctionnels des espèces ou la phylogénie, mais ils utilisent

le même ensemble de covariables, d'effets aléatoires, de distribution d'échantillonnage et de distributions *a priori* que le modèle JSMD.

Nous avons utilisé les résultats du modèle JSMD pour examiner la forme des réponses des 12 espèces vulnérables à chaque facteur de stress environnemental potentiel en fixant les valeurs de toutes les autres covariables, effets aléatoires et termes d'erreur à leurs valeurs moyennes, et en traçant les valeurs attendues résultantes pour l'abondance relative.

La distribution *a posteriori* des paramètres pour tous les modèles a été obtenue par des simulations de Monte-Carlo à chaîne de Markov (MCMC) dans un cadre bayésien, en utilisant les distributions *a priori* par défaut du package HMSC 2.2-0 R (Blanchet et al. 2019).

Au total, 3 000 échantillons ont été obtenus en réalisant trois chaînes MCMC pendant 250 000 itérations chacune, en éliminant les 125 000 premières itérations comme échantillons d'adaptation, et en réduisant la taille des échantillons en conservant 1 sur 125 des 125 000 itérations restantes. La convergence des chaînes a été évaluée à l'aide de diagnostics Gelman-Rubin et d'analyses visuelles des traces du MCMC. Toutes les analyses ont été conduites dans R (R Core Team 2019).

2.5 Comparaison des préférences en matière d'habitat déduites de la JSMD avec les rapports de situation du COSEPAC

Les descriptions qualitatives des préférences en matière de turbidité, de vitesse de l'eau, d'oxygène dissous et de température de l'eau ont été recueillies dans la section « Exigences en matière d'habitat » des derniers rapports d'évaluation et de situation des espèces réalisés par le COSEPAC, disponibles pour chacune des 12 espèces vulnérables. Nous avons comparé ces préférences d'habitat avec les préférences d'habitat déduites des réponses des espèces aux covariables environnementales dérivées du modèle JSMD (mesurées par les coefficients de régression).

CHAPITRE III

RÉSULTATS

3.1 Abondances et occurrences relatives des espèces vulnérables

L'occurrence et l'abondance des espèces vulnérables varient grandement (Figure 3.1). L'occurrence, exprimée par la proportion d'échantillons dans lesquels une espèce a été trouvée, varie de 0,1 % (petit bec et chevalier noir) à 7,2 % (dard de sable), avec une moyenne de 1,3 % pour les 12 espèces vulnérables. Le nombre total d'individus varie de 2 (chevalier noir) à 4030 (méné miroir) et la moyenne est de 766 individus pour les 12 espèces vulnérables. À titre de comparaison, les moyennes d'occurrence et les nombres totaux d'individus pour l'ensemble des 115 espèces sont de 5,3 % et de 2346 individus.

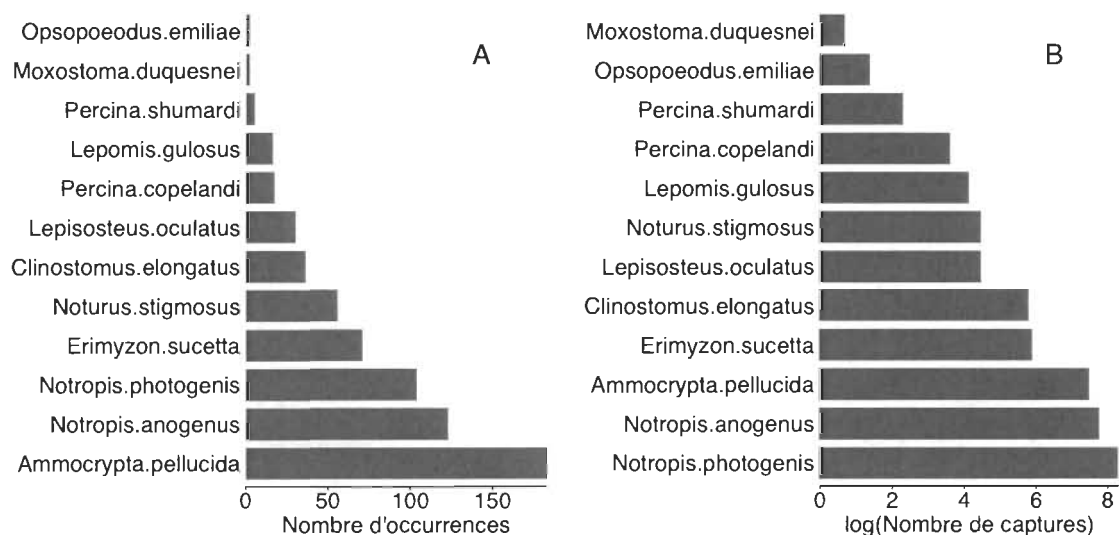


Figure 3.1 Occurrence (nombre d'échantillons dans lesquels une espèce a été détectée; à gauche) et abondance totale (comptages, transformés en $\log(X + 1)$; à droite), pour les 12 espèces vulnérables incluses dans cette étude.

3.2 Réponses des espèces aux facteurs de stress environnementaux potentiels

Les réponses des 12 espèces vulnérables aux facteurs de stress peuvent être résumées par la moyenne et l'intervalle de crédibilité à 95 % de la distribution a posteriori du coefficient de régression β (Figure 3.2). Les résultats du modèle JSMD a posteriori démontrent des réponses (symboles rouges ou bleus) à la vitesse du courant pour 8 espèces, à la turbidité pour 6 espèces, à la concentration en oxygène dissous pour 5 espèces et une espèce pour la température (Figure 3.2A-D). Les réponses peuvent alors être distinguées en plusieurs types, la première correspond à des espèces qui ont une abondance relative plus importante pour des valeurs faibles de la variable environnementale (rouge), la deuxième correspond à des espèces qui ont une abondance relative plus élevée pour des valeurs élevées de la variable environnementale (bleu), la dernière montre des espèces pour lesquelles leurs abondances relatives n'ont pas de réponse identifiable aux variations de la variable environnementale (noir).

Les modèles GLMM comprenant une seule espèce fournissent des résultats sensiblement différents à ceux donnés par les modèles de types JSMD pour les quatre variables environnementales (Figure 3.2E-H). Les différences entre les deux types de modèles ne sont pas forcément toujours importantes au niveau de la moyenne de la distribution a posteriori (Figure 3.3A-D). Cependant les différences au niveau de la taille des intervalles de crédibilité à 95 % sont importantes, avec des tailles d'intervalles plus importantes pour les modèles de type GLMM pour la turbidité, la concentration en oxygène dissous et la température de l'eau (Figure 3.3E-H).

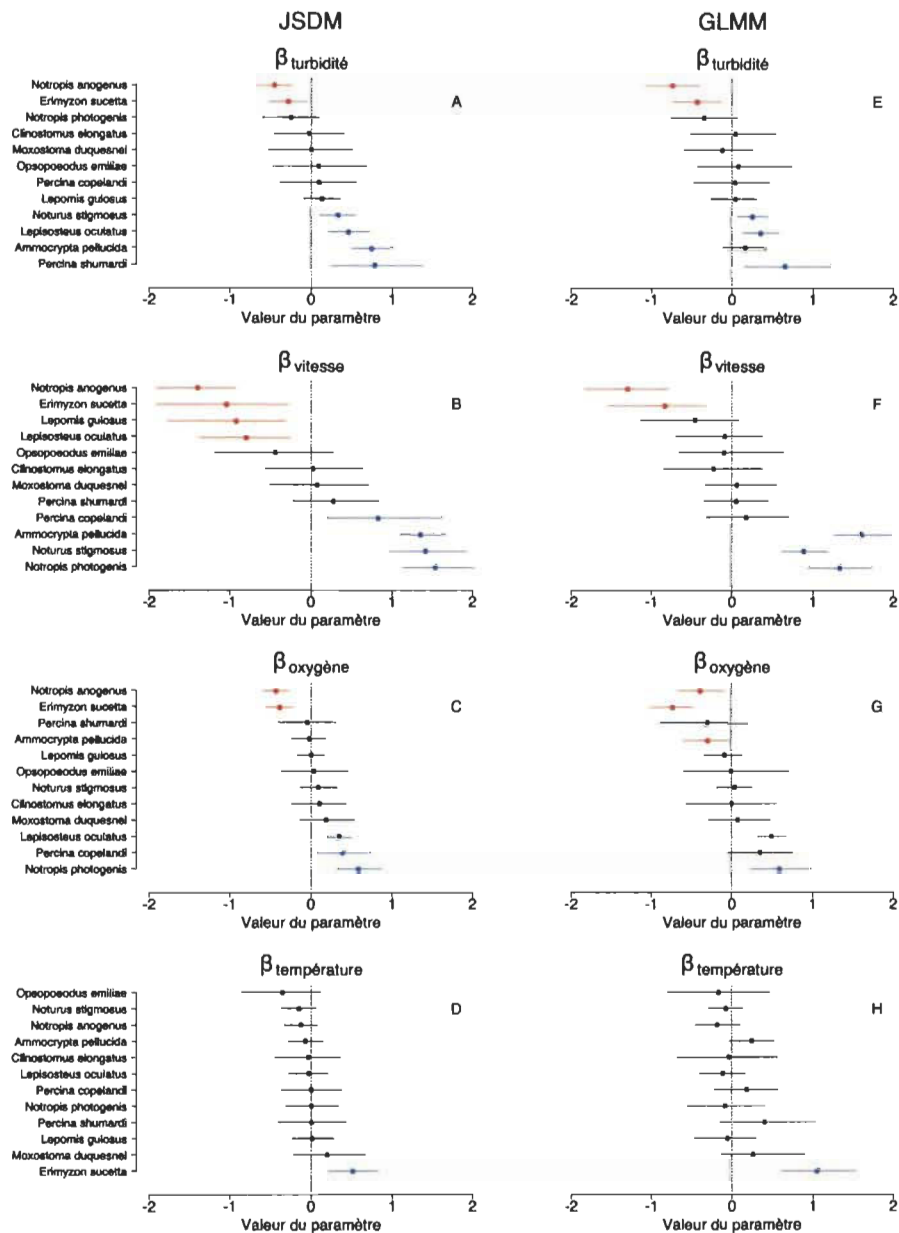


Figure 3.2 Résumés des distributions postérieures (moyennes et intervalles de crédibilité à 95 %) des coefficients de régression pour la turbidité, la vitesse de l'eau, l'oxygène et la température de l'eau, par espèce.

Les distributions de coefficients dérivées des analyses JSDM (A à D) et GLMM (E à H) sont présentées. Un code de couleur est utilisé pour montrer les espèces dont on déduit qu'elles préfèrent des valeurs faibles (rouge; coefficients de régression négatifs) ou élevées (bleu; coefficients de régression positifs) d'une variable environnementale donnée, comme déterminé par le chevauchement de l'IC de 95 % avec zéro. Les espèces ayant une préférence neutre (noir; coefficients de régression proches de zéro) sont également indiquées.

variables environnementales à l'échelle originale, de la non-linéarité dans leurs réponses montrant alors des zones de gradient environnemental où leurs réponses sont plus prononcées (Figure 3.4). En effet, l'augmentation de la turbidité a un effet important sur les abondances relatives du lépisosté tacheté, du sucet de lac, du méné camus et du chat-fou du nord pour des valeurs faibles de turbidité (inférieur à ~50 NTU), cependant leurs réponses et celles des autres espèces sont plus linéaires et moins prononcées pour des valeurs supérieures (Figure 3.3A). De même, l'augmentation de la vitesse de l'eau a des effets prononcés sur l'abondance relative du sucet de lac, du lépisosté tacheté, du crapet sac à lait et du méné camus pour des valeurs faibles de vitesse (inférieur à ~0.2 m/s), pour des valeurs supérieures de vitesse la réponse de toutes les espèces redeviennent plus linéaire et moins prononcées.

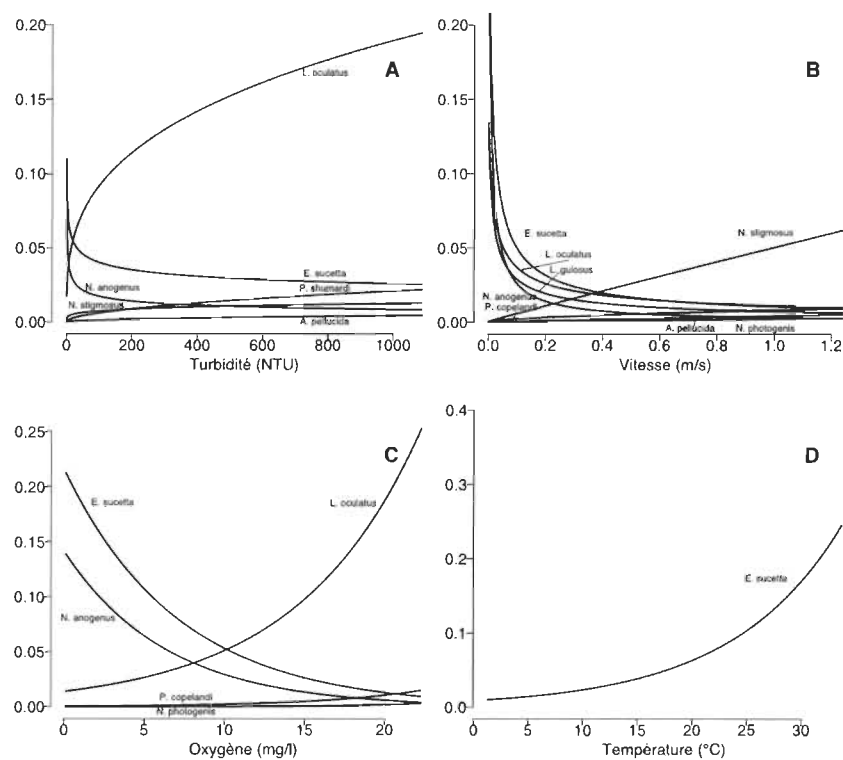


Figure 3.4 Effet partiel des variables environnementales sur les moyennes de Poisson prédites.

Les courbes ne sont présentées que pour les espèces présentant une réponse claire à la variable environnementale. A : turbidité; B : vitesse de l'eau; C : concentration en oxygène; D : température de l'eau. Les échelles de l'axe X couvrent la gamme des valeurs observées pour les variables environnementales.

3.3 Effets des traits fonctionnels sur la réponse aux facteurs de stress environnementaux

Les traits fonctionnels utilisés dans le modèle JSMD, contribue cumulativement à hauteur de 16 % dans la réponse des espèces aux variables environnementales. Seulement trois traits montrent un effet dans la réponse des espèces, plus précisément ces effets sont présents au niveau de la réponse des espèces aux changements de température de l'eau (Tableau 3.1). Les coefficients γ , reliant les réponses à l'environnement aux traits fonctionnels des espèces montrent que la pente de la réponse à la température diminue avec la diminution de la taille du corps, l'augmentation du rapport montrant l'aspect de la nageoire caudale et avec une saison de reproduction plus tardive (Tableau 3.1).

Tableau 3.1

Résumé de la distribution *a posteriori* (moyenne et intervalle de crédibilité à 95 %) des coefficients de régression reliant les réponses environnementales aux caractéristiques des espèces dans l'analyse JSDM; en gras les distributions *a posteriori* n'intégrant pas 0

Variable environnementale	Traits fonctionnels				
	Profondeur du corps	Aspect de la caudale	Taille maximale	Niveau trophique	Reproduction
Turbidité	0.01 (-0.12, 0.14)	0.06 (-0.06, 0.18)	0.12 (-0.02, 0.26)	-0.03 (-0.16, 0.10)	0.06 (-0.05, 0.18)
Vitesse du courant	-0.16 (-0.36, 0.06)	0.01 (-0.21, 0.17)	-0.11 (-0.35, 0.11)	0.18 (-0.04, 0.39)	-0.14 (-0.33, 0.06)
Oxygène dissous	-0.03 (-0.09, 0.04)	0.01 (-0.08, 0.06)	0.04 (-0.04, 0.12)	0.00 (-0.07, 0.07)	0.02 (-0.05, 0.08)
Température de l'eau	0.09 (0.01, 0.17)	-0.11 (-0.18, -0.03)	0.04 (-0.04, 0.13)	-0.05 (-0.13, 0.04)	-0.09 (-0.16, -0.01)

3.4 Comparaison des résultats de l'analyse et des connaissances de préférences d'habitats du COSEPAC

Les préférences d'habitat des espèces vulnérables déduites de l'analyse JSMD ne concordent pas entièrement avec celles des évaluations et des rapports de situation du COSEPAC (Tableau 3.2). L'analyse JSMD a mis en évidence plusieurs préférences non mentionnées dans les rapports (par exemple le sucet de lac a une préférence pour les eaux plus chaudes et une tolérance au faible taux d'oxygène), à l'inverse le modèle JSMD n'a pas détecté certaines préférences signalées dans les rapports du COSPEAC (par exemple, pour les eaux plus chaudes du chevalier noir et le crapet sac à lait). Bien que les évaluations basées sur le JSMD et le COSEPAC coïncident régulièrement (par exemple, les préférences pour une faible turbidité et une faible vitesse de l'eau par le sucet de lac et le méné camus), l'évaluation de la préférence d'habitat pour le lépisosté tacheté est contraire pour la turbidité (COSEPAC : négatif à modéré; JSMD: positif).

Tableau 3.2

Comparaison des préférences en matière d'habitat tirées de l'évaluation et des rapports de situation du COSEPAC et les préférences déduites de l'analyse JSMD

Espèces	Source	Turbidité	Vitesse	Oxygène	Température
Chevalier noir	COSEWIC 2015a	-	- 0 +	+	+
	Estimation modèle JSMD				
Fouille-roche gris	COSEWIC 2016a		0 +		
	Estimation modèle JSMD		+	+	
Dard de sable	COSEWIC 2009a	- +	0		
	Estimation modèle JSMD	+	+		
Sucet de lac	COSEWIC 2009b	-	-		
	Estimation modèle JSMD	-	-	-	+
Chat-fou du Nord	COSEWIC 2012a	- +	0 +		

Espèces	Source	Turbidité	Vitesse	Oxygène	Température
	Estimation modèle JSMD	+	+		
Petit-bec	COSEWIC 2012b	- +	-		
	Estimation modèle JSMD				
Méné camus	COSEWIC 2013	-	-		
	Estimation modèle JSMD	-	-	-	
Méné long	COSEWIC 2017	- +			-
	Estimation modèle JSMD				
Dard de rivière	COSEWIC 2016b	+	0		
	Estimation modèle JSMD	+			
Méné miroir	COSEWIC 2011		- 0 +		
	Estimation modèle JSMD		+	+	
Lépisosté tacheté	COSEWIC 2015b	- 0	-		
	Estimation modèle JSMD	+	-	+	
Crapet sac-à-lait	COSEWIC 2015c		-		+
	Estimation modèle JSMD		-		

Les préférences ou tolérances enregistrées pour les niveaux élevés (+), intermédiaires (0) et faibles (-) de turbidité, de vitesse, d'oxygène dissous et de température sont présentées pour les 12 espèces vulnérables incluses dans cette étude. L'utilisation de plus d'un symbole indique des préférences multiples associées, par exemple, à des stades de vie ou des lieux différents.

3.5 Matrice d'interaction entre les espèces

La matrice des corrélations une fois l'effet de l'environnement enlevé entre les espèces a montré peu d'associations fortes (corrélation > 0.90), les associations sont pour la plupart positives, entre les espèces. Seulement trois paires d'espèces ont montré de fortes associations négatives, le petit bec et le dard de rivière avec le mémé cuivré et le méné miroir avec la marigane blanche (Figure 3.5).

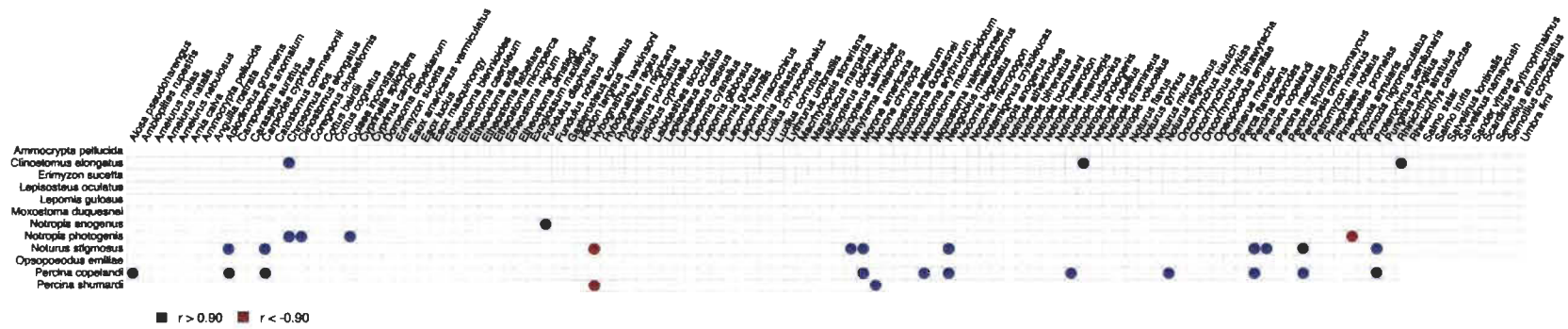


Figure 3.5 Corrélations résiduelles (« sans environnement ») des 12 espèces vulnérables avec toutes les autres espèces incluses dans l'analyse JSDM. Seules les corrélations positives (bleu) et négatives (rouge) fortes ($> 0,90$ en valeur absolue) sont indiquées.

CHAPITRE IV

DISCUSSION

4.1 Effets des facteurs de stress environnementaux potentiels

Le JSJM a fourni des estimations quantitatives de l'effet des facteurs de stress environnementaux sur l'abondance relative des espèces classées en danger et menacée par le COSEPAC. En accord avec la littérature récente sur la modélisation de la distribution des espèces, le modèle JSJM a fourni des estimations plus précises de la performance que les modèles GLMM, cette meilleure précision est probablement liée à la structure hiérarchique du JSJM, qui a permis un « emprunt de force » statistique, où les informations de toutes les espèces intégrées à l'analyse contribuent aux estimations et où donc les espèces les plus abondantes ont permis de mieux estimer les espèces plus rares dont font souvent parties les espèces vulnérables listées par le COSEPAC (Tikhonov et al. 2017; Norberg et al. 2019). Les connaissances sur la biologie des espèces et sur leurs habitats sont d'une grande importance pour permettre la mise en place de mesure pour la conservation des espèces de poissons d'eau douce (Cooke et al. 2012). Comprendre de manière quantitative les tolérances des espèces aux caractéristiques abiotiques d'un milieu est nécessaire pour anticiper les changements que pourraient apporter des mesures de conservation et des changements environnementaux à grande échelle tels que le réchauffement climatique (Cooke et al. 2012; Lynch et al. 2016).

Comprendre les relations quantitatives entre les composantes abiotiques d'habitats et les abondances des espèces nécessitant des plans de conservation, permettant de mettre en place un niveau d'habitat essentiel, ainsi que d'établir par exemple une quantité minimale d'habitat à protéger pour le rétablissement de la population d'une espèce (Rosenfeld et Hatfield 2006).

Les réponses aux facteurs de stress environnementaux potentiels dérivées du modèle JSMD peuvent fournir une base pour la mise en place d'une classification des espèces basée sur leurs tolérances à diverses formes de stress environnemental.

De plus, la forme des réponses partielles des espèces aux variables environnementales est un outil supplémentaire provenant du modèle JSMD, qui permet de détecter et comparer des formes spécifiques de sensibilité aux facteurs de stress environnementaux, comme un changement rapide de l'abondance relative à un seuil environnemental, ou une réponse relativement plate et linéaire sur une gamme environnementale (voir les réponses du méné camus et du dard de sable à la turbidité; Figure 3.3 – Chapitre III).

Les préférences d'habitat détectées par le JSMD peuvent être un complément utile aux connaissances sur les besoins en matière d'habitat et des modes d'utilisation de l'habitat actuellement utilisés dans les évaluations sur le statut des espèces vulnérables, comme les rapports de situation et d'évaluation du COSEPAC et les évaluations du potentiel de rétablissement de Pêches et Océans Canada (MPO). Entre autres objectifs, ces deux types de documents visent à décrire et à quantifier les besoins en matière d'habitat et les modes d'utilisation de l'habitat d'une espèce. Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents techniques complets qui compilent et analysent les meilleures données, connaissances et informations disponibles sur la biologie fondamentale et la situation d'une espèce sauvage au Canada, y compris les connaissances scientifiques, les connaissances des communautés et les connaissances traditionnelles autochtones. Cette tâche nécessite l'intégration de sources d'information multiples et parfois discordantes ou incomplètes, ce qui peut entraîner une incertitude dans les évaluations (DFO 2007).

Les sources d'incertitude les plus évidentes dans les évaluations de l'habitat comprennent les différences de préférences en matière d'habitat en fonction du lieu et de la classe d'âge, et l'enregistrement de conditions environnementales temporaires qui n'ont pas d'effets immédiats sur l'abondance des poissons. Parmi les exemples spécifiques,

on peut citer les préférences spécifiques à un lieu (Canada ou États-Unis) pour la turbidité du méné camus (COSEWIC 2012b), les préférences spécifiques à une classe d'âge pour la vitesse de l'eau chez le méné miroir (COSEWIC 2011) et les préférences apparentes pour les eaux turbides chez le méné long, qui résultent probablement d'épisodes de débit élevé de courte durée plutôt que d'une tolérance soutenue à une turbidité élevée (COSEWIC 2017). La variation des préférences en matière d'habitat d'un endroit à l'autre peut être une source commune d'incertitude dans les évaluations des habitats, en particulier pour les espèces comme le méné long, qui semblent avoir une plus grande tolérance aux variations environnementales dans les zones où elles sont communes (COSEWIC 2017).

L'approche JSDM utilisée dans cette étude prend en compte des incertitudes dans les préférences d'habitat des espèces en intégrant l'ensemble des conditions environnementales représentées dans les échantillons de l'étude pour permettre d'estimer les réponses des espèces aux covariables environnementales, tout en incluant l'incertitude associée sous la forme de l'intervalle de crédibilité. Dans cette étude, nous avons utilisé un jeu de données provenant d'un plan d'échantillonnage étendu en termes d'espace ainsi que de temps, permettant de couvrir une large gamme de variation environnementale. En couplant le modèle JSDM avec un plan d'échantillonnage couvrant de larges gradients environnementaux, le modèle peut alors pondérer et intégrer les réponses des espèces à l'espace et au temps permettant de constituer une connaissance plus complète des préférences en matière d'habitat.

4.2 Interactions biotiques

La matrice de corrélation entre les espèces une fois l'effet de l'environnement extrait, peut être utilisée par les gestionnaires, comme un indicateur des interactions biotiques positives ou négatives potentielles, influençant les espèces vulnérables.

Les interactions négatives démontrées par la matrice de corrélation reflètent probablement des relations de concurrences ou de prédateurs entre les espèces. Cela peut

alors présenter un intérêt pour les gestionnaires par exemple pour, évaluer les impacts d'espèces envahissantes ou bien la sélection de sites de qualité pour la réintroduction d'espèces.

Le JSDM a mis en évidence seulement trois interactions négatives, impliquant le méné miroir et la marigane blanche, et le méné laiton avec le chat-fou du Nord et le fouille-roche gris. Ces interactions peuvent alors être utilisées par les gestionnaires pour réaliser des plans de conservations sur ces trois espèces, en prenant en compte des effets négatifs potentiels des espèces associées.

Cependant, des travaux récents ont mis en évidence les dangers de l'utilisation d'une approche purement statistique pour déduire les interactions biotiques à partir des données de co-occurrence dans des études de types présence absence, même après ajustement pour tenir compte des préférences environnementales communes des espèces (Dormann et al. 2018; Zurell et al. 2018; Blanchet et al. 2020).

Bien que cette préoccupation soit moindre pour des données d'abondances d'espèces (Blanchet et al. 2020), nous nous accordons avec Dormann et al. (2018), pour dire que les fortes corrélations entre paires d'espèces dans le modèle JSDM ne devraient pas être immédiatement interprétées comme résultant d'interactions biotiques, mais devraient plutôt être utilisées comme une première preuve d'une interaction biotique potentielle méritant peut être une étude plus approfondie permettant de valider ou non cette interaction.

4.3 Effets des traits fonctionnels sur la réponse des espèces

Les effets les plus importants des traits fonctionnels sur les réponses des espèces aux covariables environnementales étaient celles de la profondeur du corps, de l'aspect la nageoire caudale et du moment de la reproduction sur la réponse à la température de l'eau. Ces effets sont illustrés par les cinq espèces situées aux deux extrémités de la fourchette de valeurs des coefficients de régression de la température: les espèces ayant la plus

grande tolérance ou préférence pour les eaux chaudes (méné jaune, marigane noire, achigan à petite bouche, poisson rouge et le sucet de lac) ont tendance à avoir un corps plus haut, un plus petit rapport d'aspect de la nageoire caudale et une reproduction plus précoce que celles ayant la plus faible tolérance aux eaux chaudes (éperlan arc-en-ciel, truite arc-en-ciel, saumon coho, truite grise et saumon de l'Atlantique).

Bien que les traits fonctionnels expliquent une proportion relativement faible de la variation des réponses des espèces, les contraintes imposées par la régression des réponses des espèces sur les traits fonctionnels devraient donner des estimations plus fiables pour les espèces vulnérables plus rares, en particulier lorsque les relations phylogénétiques sont prises en compte dans l'analyse JSMD (Ovaskainen et Abrego 2020).

4.4 Conclusions et limitations

Les informations sur les préférences en matière d'habitat ainsi associations d'espèces recueillies dans le cadre de la JSMD peuvent également fournir des orientations pour la sélection d'une zone de réintroduction d'une espèce vulnérable. Par exemple, les zones privilégiées pour la réintroduction du chat-fou du Nord pourraient inclure des eaux turbides, avec une vitesse de courant rapide et de préférence une zone dépourvue de vairons cuivrés (Figure 4.1).

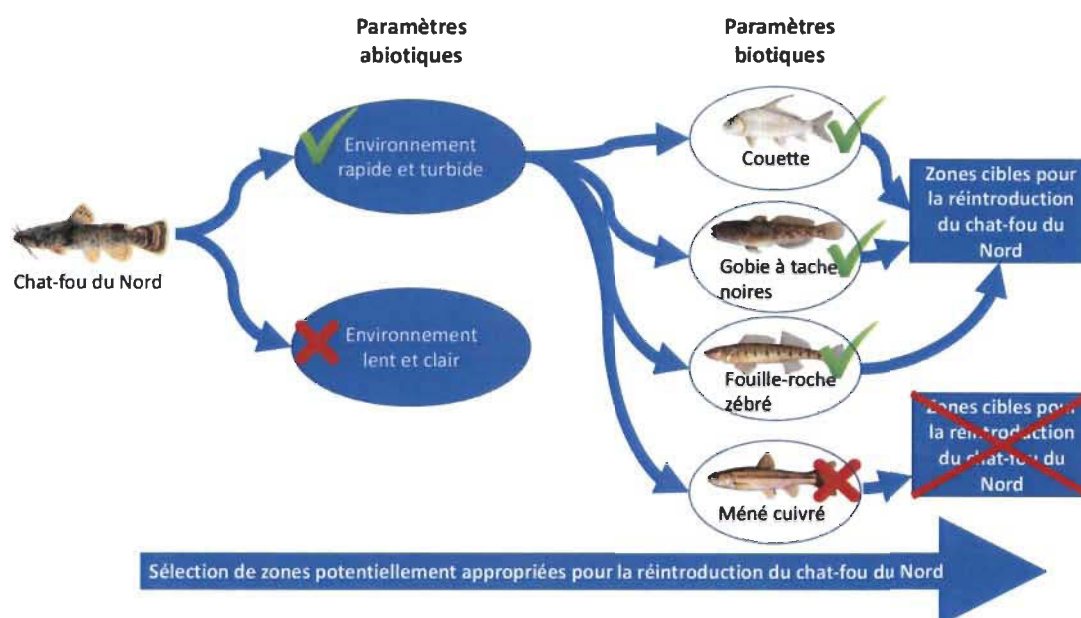


Figure 4.1 Scénario illustrant l'utilisation des estimations du modèle JSDM sur les influences environnementales et biotiques pour sélectionner un site approprié pour la réintroduction du chat-fou du Nord.

Cependant nos résultats sont soumis aux limitations et aux mises en garde habituelles associées à la modélisation statistique des données d'observation *in situ*. Le modèle JSDM suppose que les abondances relatives observées sont déterminées par les conditions environnementales locales au moment de l'échantillonnage (c'est-à-dire le « postulat d'équilibre »; Guisan et Thuiller 2005).

Nos échantillons d'abondance relative représentent des agrégats par classes d'âge et de taille, et ne peuvent donc pas faire de distinction entre les réponses spécifiques à une classe d'âge, par exemple lors des premiers stades de vie d'une espèce où les réserves corporelles sont plus faibles, entraînant une sensibilité accrue aux facteurs de stress au stade juvénile, par exemple (Lange et al. 2018).

Pour simplifier l'analyse, nous nous sommes concentrés sur les effets additifs des facteurs de stress environnementaux potentiels, il est toutefois possible que des effets plus complexes existent tels que les effets quadratiques et les interactions entre les facteurs de stress. En nous concentrant sur des effets additifs nous nous sommes focalisés sur les

effets partiels de chaque variable environnementale une fois les autres variables fixées à leurs moyennes. Toutefois on pourrait s'intéresser à des effets plus complexes (quadratiques, interactions). Ceci pourrait être réalisé avec la même méthode statistique, pour étudier des hypothèses plus précises, pour une espèce en particulier, par exemple.

Les SDM permettent de modéliser l'effet de l'environnement sur les abondances des espèces; cependant, les SDM ne permettent pas de modéliser de façon précise les espèces rares. L'émergence de modèles plus complexes, tels que le JSMD, a permis de mieux étudier les espèces les plus rares (Warton et al. 2015). La force du JSMD provient du fait que les espèces sont modélisées conjointement de manière hiérarchique permettant alors d'utiliser l'information de toutes les espèces pour arriver à une meilleure estimation des espèces rares (Ovaskainen and Soininen 2011; Warton et al. 2015; Ovaskainen et al. 2017). Ce type d'analyse permet aussi d'intégrer les espèces rares aux analyses de communautés, alors qu'elles pouvaient en être supprimées avec des analyses plus traditionnelles. De plus, les modèles JSMD donnent la possibilité de quantifier l'effet des traits sur la réponse à l'environnement, ce qui était alors difficile à quantifier (Legendre et al. 1997; Ovaskainen et al. 2017). Cependant les analyses JSMD ont aussi des limitations. Zhang et al. (2018) ont montré que dans certains cas l'effet de l'environnement sur l'abondance d'une espèce pouvait être sous-estimé par les JSMD en comparaison à une SDM plus traditionnelle. De plus, les interactions biotiques démontrées par l'analyse ne permettent pas de déterminer l'effet réel d'une espèce sur une autre espèce (compétition, prédation), mais seulement de connaître la nature de l'interaction (positive, négative; Zurell et al. 2018).

Malgré ces limites, la modélisation de type JSMD est un outil puissant pour comprendre les effets des multiples facteurs de stress et des interactions biotiques sur les espèces rares avec des données de terrain, et est un ajout précieux à l'ensemble croissant d'approches multi-espèces utilisées dans la gestion de la conservation des espèces rares (par exemple, Silvano et al. 2017; Montgomery et al. 2020).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Affandi, F.A., and Ishak, M.Y. 2019. Impacts of suspended sediment and metal pollution from mining activities on riverine fish population—a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **26**(17): 16939-16951. doi:10.1007/s11356-019-05137-7.
- Alexander, T.J., Vonlanthen, P., and Seehausen, O. 2017. Does eutrophication-driven evolution change aquatic ecosystems? *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **372**(1712): 20160041. doi:10.1098/rstb.2016.0041.
- Bain, M.B., Finn, J.T., and Booke, H.E. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* **69**(2): 382-392. doi:10.2307/1940436.
- Bejda, A.J., Phelan, B.A., and Studholme, A.L. 1992. The effect of dissolved oxygen on the growth of young-of-the-year winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. *Environ. Biol. Fishes* **34**(3): 321-321. doi:10.1007/BF00004780.
- Blake, R.W. 2004. Fish functional design and swimming performance. *J. Fish Biol.* **65**(5): 1193-1222. doi:https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00568.x.
- Blanchet, F.G., Tikhonov, G., and Norberg, A. 2019. HMSC: Hierarchical Modelling of Species Community. R package version 2.2-0.
- Cagnolo, L., Valladares, G., Salvo, A., Cabido, M., and Zak, M. 2009. Habitat Fragmentation and Species Loss across Three Interacting Trophic Levels: Effects of Life-History and Food-Web Traits. *Conserv. Biol.* **23**(5): 1167-1175. doi:https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01214.x.
- Caldwell, T.J., Rossi, G.J., Henery, R.E., and Chandra, S. 2018. Decreased streamflow impacts fish movement and energetics through reductions to invertebrate drift body size and abundance: Reduced streamflow changes drift, fish behavior and fish energetics. *River Res. Appl.* **34**(8): 965-976. doi:10.1002/rra.3340.
- Chu, C., Mandrak, N.E., and Minns, C.K. 2005. Potential impacts of climate change on the distributions of several common and rare freshwater fishes in Canada. *Divers. Distrib.* **11**(4): 299-310. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00153.x.
- Claireaux, G., and Chabot, D. 2016. Responses by fishes to environmental hypoxia: integration through Fry's concept of aerobic metabolic scope. *J. Fish Biol.* **88**(1): 232-251. doi:10.1111/jfb.12833.

- Cooke, S., Paukert, C., and Hogan, Z. 2012. Endangered river fish: factors hindering conservation and restoration. *Endanger. Species Res.* **17**(2): 179-191. doi:10.3354/esr00426.
- Das, M. 1994. Age determination and longevity in fishes. *Gerontology* **40**(2-4): 70-96.
- Daufresne, M., Lengfellner, K., and Sommer, U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **106**(31): 12788-12793. doi:10.1073/pnas.0902080106.
- Dormann, C.F., Bobrowski, M., Dehling, D.M., Harris, D.J., Hartig, F., Lischke, H., Moretti, M.D., Pagel, J., Pinkert, S., Schleuning, M., Schmidt, S.I., Sheppard, C.S., Steinbauer, M.J., Zeuss, D., and Kraan, C. 2018. Biotic interactions in species distribution modelling: 10 questions to guide interpretation and avoid false conclusions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **27**(9): 1004-1016. doi:10.1111/geb.12759.
- Ferrari, M.C.O., Lysak, K.R., and Chivers, D.P. 2010. Turbidity as an ecological constraint on learned predator recognition and generalization in a prey fish. *Anim. Behav.* **79**(2): 515-519. doi:10.1016/j.anbehav.2009.12.006.
- Franklin, P. 2014. Dissolved oxygen criteria for freshwater fish in New Zealand: A revised approach. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* **48**(1): 112-126. doi:10.1080/00288330.2013.827123.
- Frimpong, E.A., and Angermeier, P.L. 2009. Fish traits: a database of ecological and life-history traits of freshwater fishes of the United States. *Fisheries* **34**(10): 487-495.
- Froese, R., and Pauly, D. 2019. FishBase. Species list: World Wide Web electronic publication. Available from: www.fishbase.org.
- Gatz, A.J. 1979. Community Organization in Fishes as Indicated by Morphological Features. *Ecology* **60**(4): 711-718. Ecological Society of America. doi:10.2307/1936608.
- Guisan, A., and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* **8**(9): 993-1009. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.
- Henley, W.F., Patterson, M.A., Neves, R.J., and Lemly, A.D. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Rev. Fish. Sci.* **8**(2): 125-139. doi:10.1080/10641260091129198.

- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., González-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Conde-Porcuna, J.M., Mazzeo, N., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmquist, H.J., Liu, Z., Balayla, D., and Lazzaro, X. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* **646**(1): 73-90. doi:10.1007/s10750-010-0171-5.
- Keppeler, F.W., Montaña, C.G., and Winemiller, K.O. 2020. The relationship between trophic level and body size in fishes depends on functional traits. *Ecol. Monogr.* **90**(4): e01415. doi:https://doi.org/10.1002/ecm.1415.
- Killen, S.S., Glazier, D.S., Rezende, E.L., Clark, T.D., Atkinson, D., Willener, A.S.T., and Halsey, L.G. 2016. Ecological Influences and Morphological Correlates of Resting and Maximal Metabolic Rates across Teleost Fish Species. *Am. Nat.* **187**(5): 592-606. doi:10.1086/685893.
- Kirillin, G. 2010. Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. *Boreal Environ. Res.* **15**: 279-293.
- Kramer, D.L. 1987. Dissolved oxygen and fish behavior. *Environ. Biol. Fishes* **18**(2): 81-92. doi:10.1007/BF00002597.
- Lange, K., Bruder, A., Matthaei, C.D., Brodersen, J., and Paterson, R.A. 2018. Multiple-stressor effects on freshwater fish: Importance of taxonomy and life stage. *Fish Fish.* **19**(6): 974-983. doi:10.1111/faf.12305.
- Lee, C.G. 2003. The effect of temperature on swimming performance and oxygen consumption in adult sockeye (*Oncorhynchus nerka*) and coho (*O. kisutch*) salmon stocks. *J. Exp. Biol.* **206**(18): 3239-3251. doi:10.1242/jeb.00547.
- Legendre, P., Galzin, R., and Harmelin-Vivien, M.L. 1997. Relating behavior to habitat: Solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* **78**(2): 547-562.
- Lynch, A.J., Myers, B.J.E., Chu, C., Eby, L.A., Falke, J.A., Kovach, R.P., Krabbenhoft, T.J., Kwak, T.J., Lyons, J., Paukert, C.P., and Whitney, J.E. 2016. Climate change effects on North American inland fish populations and assemblages. *Fisheries* **41**(7): 346-361. doi:10.1080/03632415.2016.1186016.
- McManamay, R.A., and Frimpong, E.A. 2015. Hydrologic filtering of fish life history strategies across the United States: implications for stream flow alteration. *Ecol. Appl.* **25**(1): 243-263. doi:10.1890/14-0247.1.

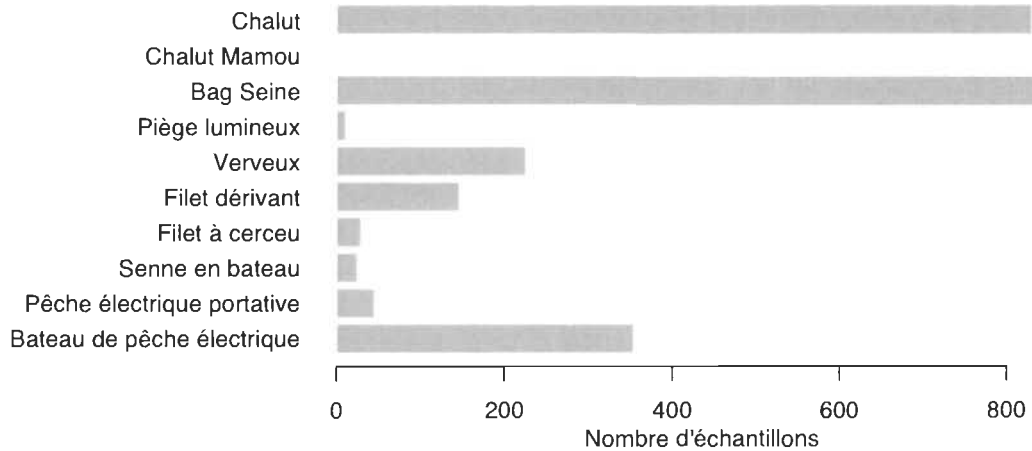
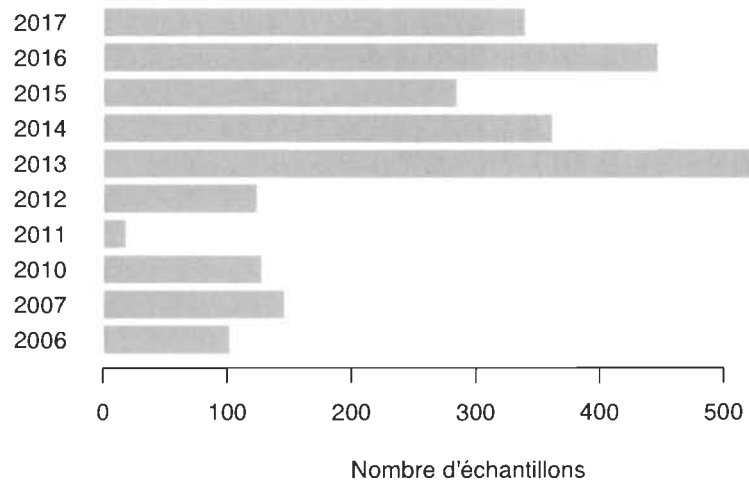
- Mittal, N., Bhawe, A.G., Mishra, A., and Singh, R. 2016. Impact of Human Intervention and Climate Change on Natural Flow Regime. *Water Resour. Manag.* **30**(2): 685-699. doi:10.1007/s11269-015-1185-6.
- Montgomery, F.A., Minns, C.K., and Mandrak, N.E. 2020. Adapting a multi-species tool for single-species impact assessments: Managing fishes at risk in Canada. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* doi:10.1002/aqc.3319.
- Morgan, I.J., McDonald, D.G., and Wood, C.M. 2001. The cost of living for freshwater fish in a warmer, more polluted world. *Glob. Change Biol.* **7**(4): 345-355. doi:10.1046/j.1365-2486.2001.00424.x.
- Mouillot, D., Graham, N.A.J., Villéger, S., Mason, N.W.H., and Bellwood, D.R. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol. Evol.* **28**(3): 167-177. doi:10.1016/j.tree.2012.10.004.
- 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., Fox, R., Franklin, J., Godsoe, W., Guisan, A., O'Hara, B., Hill, N.A., Holt, R.D., Hui, F.K.C., Husby, M., Kålås, 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., and Ovaskainen, O. 2019. A comprehensive evaluation of predictive performance of 33 species distribution models at species and community levels. *Ecol. Monogr.* **89**(3). doi:10.1002/ecm.1370.
- Ovaskainen, O., and Abrego, N. 2020. *Joint Species Distribution Modelling: With Applications in R.* Cambridge University Press.
- Ovaskainen, O., and Soininen, J. 2011. Making more out of sparse data: Hierarchical modeling of species communities. *Ecology* **92**(2): 289-295.
- Ovaskainen, O., Tikhonov, G., Norberg, A., Guillaume Blanchet, F., Duan, L., Dunson, D., Roslin, T., and Abrego, N. 2017a. How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecol. Lett.* **20**(5): 561-576. doi:10.1111/ele.12757.
- Ovaskainen, O., Tikhonov, G., Norberg, A., Guillaume Blanchet, F., Duan, L., Dunson, D., Roslin, T., and Abrego, N. 2017b. How to make more out of community data? A conceptual framework and its implementation as models and software. *Ecol. Lett.* **20**(5): 561-576. doi:10.1111/ele.12757.

- Pollock, L.J., Tingley, R., Morris, W.K., Golding, N., O'Hara, R.B., Parris, K.M., Vesk, P.A., and McCarthy, M.A. 2014. Understanding co-occurrence by modelling species simultaneously with a Joint Species Distribution Model (JSDM). *Methods Ecol. Evol.* **5**(5): 397-406. doi:10.1111/2041-210X.12180.
- Pollock, M.S., Clarke, L.M.J., and Dubé, M.G. 2007. The effects of hypoxia on fishes: from ecological relevance to physiological effects. *Environ. Rev.* **15**(NA): 1-14. doi:10.1139/a06-006.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://www.R-project.org/>.
- Rosenfeld, J.S., and Hatfield, T. 2006. Information needs for assessing critical habitat of freshwater fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **63**(3): 683-698. doi:10.1139/f05-242.
- Ryan, P.A. 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: A review. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* **25**(2): 207-221. doi:10.1080/00288330.1991.9516472.
- Sambilay JR, V. 1990. Interrelationships between swimming speed, caudal fin aspect ratio and body length of fishes. *Fishbyte* **8**(3): 16-20.
- Schindler, D.W. 1997. Widespread effects of climatic warming on freshwater ecosystems in North America. *Hydrol. Process.* **11**(8): 1043-1067. doi:10.1002/(SICI)1099-1085(19970630)11:8<1043::AID-HYP517>3.0.CO;2-5.
- Schneider, C.A., Rasband, W.S., and Eliceiri, K.W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat. Methods* **9**(7): 671-675. doi:10.1038/nmeth.2089.
- Servili, A., Canario, A.V.M., Mouchel, O., and Muñoz-Cueto, J.A. 2020. Climate change impacts on fish reproduction are mediated at multiple levels of the brain-pituitary-gonad axis. *Gen. Comp. Endocrinol.* **291**: 113439. doi:10.1016/j.ygcen.2020.113439.
- Silvano, A.L., Guyer, C., Steury, T.D., and Grand, J.B. 2017. Selecting focal species as surrogates for imperiled species using relative sensitivities derived from occupancy analysis. *Ecol. Indic.* **73**: 302-311. doi:10.1016/j.ecolind.2016.09.043.
- Sutherland, A.B., and Meyer, J.L. 2007. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. *Environ. Biol. Fishes* **80**(4): 389-403. doi:10.1007/s10641-006-9139-8.

- Sweka, J.A., and Hartman, K.J. 2001. Effects of turbidity on prey consumption and growth in brook trout and implications for bioenergetics modeling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**(2): 386-393. doi:10.1139/f00-260.
- Tikhonov, G., Abrego, N., Dunson, D., and Ovaskainen, O. 2017. Using joint species distribution models for evaluating how species-to-species associations depend on the environmental context. *Methods Ecol. Evol.* **8**(4): 443-452. doi:10.1111/2041-210X.12723.
- Villéger, S., Brosse, S., Mouchet, M., Mouillot, D., and Vanni, M.J. 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquat. Sci.* **79**(4): 783-801. doi:10.1007/s00027-017-0546-z.
- Warton, D.I., Blanchet, F.G., O'Hara, R.B., Ovaskainen, O., Taskinen, S., Walker, S.C., and Hui, F.K.C. 2015. So Many Variables: Joint Modeling in Community Ecology. *Trends Ecol. Evol.* **30**(12): 766-779. doi:10.1016/j.tree.2015.09.007.
- Whitehead, P.G., Wilby, R.L., Battarbee, R.W., Kernan, M., and Wade, A.J. 2009. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydro. Sci. J.* **54**(1): 101-123. doi:10.1623/hysj.54.1.101.
- Zhang, C., Chen, Y., Xu, B., Xue, Y., and Ren, Y. 2018. Comparing the prediction of joint species distribution models with respect to characteristics of sampling data. *Ecography* **41**(11): 1876-1887. doi:10.1111/ecog.03571.
- Zurell, D., Pollock, L.J., and Thuiller, W. 2018. Do joint species distribution models reliably detect interspecific interactions from co-occurrence data in homogenous environments? *Ecography* **41**(11): 1812-1819. doi:10.1111/ecog.03315.
- Zurell, D., Zimmermann, N.E., Gross, H., Baltensweiler, A., Sattler, T., and Wüest, R.O. 2020. Testing species assemblage predictions from stacked and joint species distribution models. *J. Biogeogr.* **47**(1): 101-113. doi:10.1111/jbi.13608.

ANNEXE A

RÉPARTITION DES ÉCHANTILLONS SUR LES DIFFÉRENTES ANNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE (EN HAUT) ET LES TYPES D'ENGINS DE PÊCHE (EN BAS)



ANNEXE B

LISTE DES 115 ESPÈCES PRÉSENTÉS DANS L'ÉTUDE

Nom latin	Classe	Ordre	Famille
<i>Alosa pseudoharengus</i>	Teleostei	Clupeiformes	Clupeidae
<i>Ambloplites rupestris</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Ameiurus melas</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Ameiurus natalis</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Amia calva</i>	Teleostei	Amiiformes	Amiidae
<i>Ammocrypta pellucida</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Anguilla rostrata</i>	Teleostei	Anguilliformes	Anguillidae
<i>Aplodinotus grunniens</i>	Teleostei	Perciformes	Sciaenidae
<i>Campostoma anomalum</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Carassius auratus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Carpiodes cyprinus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Catostomidae
<i>Catostomus commersonii</i>	Teleostei	Cypriniformes	Catostomidae
<i>Chrosomus eos</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Clinostomus elongatus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Coregonus clupeaformis</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae
<i>Cottus bairdii</i>	Teleostei	Scorpaeniformes	Cottidae
<i>Cottus cognatus</i>	Teleostei	Scorpaeniformes	Cottidae
<i>Culaea inconstans</i>	Teleostei	Gasterosteiformes	Gasterosteidae
<i>Cyprinella spiloptera</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Cyprinus carpio</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Dorosoma cepedianum</i>	Teleostei	Clupeiformes	Clupeidae
<i>Erimyzon sucetta</i>	Teleostei	Cypriniformes	Catostomidae
<i>Esox americanus vermiculatus</i>	Teleostei	Esociformes	Esocidae
<i>Esox lucius</i>	Teleostei	Esociformes	Esocidae

Nom latin	Classe	Ordre	Famille
<i>Esox masquinongy</i>	Teleostei	Esociformes	Esocidae
<i>Etheostoma blennioides</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Etheostoma caeruleum</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Etheostoma exile</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Etheostoma flabellare</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Etheostoma microperca</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Etheostoma nigrum</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Etheostoma olmstedi</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Exoglossum maxillingua</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Fundulus diaphanus</i>	Teleostei	Cyprinodontiformes	Fundulidae
<i>Fundulus notatus</i>	Teleostei	Cyprinodontiformes	Fundulidae
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Teleostei	Gasterosteiformes	Gasterosteidae
<i>Hiodon tergisus</i>	Teleostei	Osteoglossiformes	Hiodontidae
<i>Hybognathus hankinsoni</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Hybognathus regius</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Hypentelium nigricans</i>	Teleostei	Cypriniformes	Catostomidae
<i>Ictalurus punctatus</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Ictiobus cyprinellus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Catostomidae
<i>Labidesthes sicculus</i>	Teleostei	Atheriniformes	Atherinopsidae
<i>Lepisosteus oculatus</i>	Teleostei	Petromyzontiformes	Petromyzontidae
<i>Lepisosteus osseus</i>	Teleostei	Lepisosteiformes	Lepisosteidae
<i>Lepomis cyanellus</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Lepomis gibbosus</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Lepomis gulosus</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Lepomis humilis</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Lepomis macrochirus</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Lepomis peltastes</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Luxilus chrysocephalus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Luxilus cornutus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Lythrurus umbratilis</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Macrhybopsis storeriana</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae

Nom latin	Classe	Ordre	Famille
<i>Margariscus margarita</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Micropterus dolomieu</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Micropterus salmoides</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Minytrema melanops</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Catostomidae
<i>Morone americana</i>	Teleostei	Perciformes	Moronidae
<i>Morone chrysops</i>	Teleostei	Perciformes	Moronidae
<i>Moxostoma anisurum</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Catostomidae
<i>Moxostoma duquesnei</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Catostomidae
<i>Moxostoma erythrurum</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Catostomidae
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Catostomidae
<i>Moxostoma valenciennesi</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Catostomidae
<i>Neogobius melanostomus</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Catostomidae
<i>Nocomis biguttatus</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Nocomis micropogon</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis anogenus</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis atherinoides</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis bifrenatus</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis buechanani</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis heterodon</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis heterolepis</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis hudsonius</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis photogenis</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis rubellus</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis stramineus</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Notropis volucellus</i>	Teleostei	Cypriniiformes	Cyprinidae
<i>Noturus flavus</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Noturus gyrinus</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Noturus miurus</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Noturus stigmosus</i>	Teleostei	Siluriformes	Ictaluridae
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae

Nom latin	Classe	Ordre	Famille
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae
<i>Opsopoeodus emiliae</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Osmerus mordax</i>	Teleostei	Osmeriformes	Osmeridae
<i>Perca flavescens</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Percina caprodes</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Percina copelandi</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Percina maculata</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Percina shumardi</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	Teleostei	Percopsiformes	Percopsidae
<i>Petromyzon marinus</i>	Hyperoartia	Petromyzontiformes	Petromyzontidae
<i>Pimephales notatus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Pimephales promelas</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Pomoxis annularis</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	Teleostei	Perciformes	Centrarchidae
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Teleostei	Perciformes	Gobiidae
<i>Pungitius pungitius</i>	Teleostei	Gasterosteiformes	Gasterosteidae
<i>Rhinichthys atratulus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Rhinichthys cataractae</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Salmo salar</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae
<i>Salmo trutta</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae
<i>Salvelinus namaycush</i>	Teleostei	Salmoniformes	Salmonidae
<i>Sander vitreus</i>	Teleostei	Perciformes	Percidae
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Semotilus atromaculatus</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Semotilus corporalis</i>	Teleostei	Cypriniformes	Cyprinidae
<i>Umbra limi</i>	Teleostei	Esociformes	Umbridae