

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	III
TABLE DES MATIÈRES	IV
LISTE DES TABLEAUX	V
LISTE DES FIGURES	VI
LISTE DES ANNEXES	VII
AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS	VIII
1. INTRODUCTION	1
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES	7
2.1. AIRE D'ÉTUDE	7
2.2. ÉCHANTILLONNAGE	7
2.3. ANALYSE EN LABORATOIRE	8
2.3.1. IDENTIFICATION GÉNÉTIQUE	8
2.3.2. NICHES ALIMENTAIRES ET NIVEAU TROPHIQUE	8
2.3.3. ANALYSE DES OTOLITHES	9
2.4. ANALYSES STATISTIQUES	10
2.4.1. NICHES ALIMENTAIRES ET NIVEAU TROPHIQUE	10
2.4.2. CROISSANCE	11
3. RÉSULTATS	14
3.1.1. NICHES ALIMENTAIRES ET POSITION TROPHIQUE	14
3.1.2. CROISSANCE	17
4. DISCUSSION	20
4.1.1. NICHES ALIMENTAIRES ET POSITION TROPHIQUE	20
4.1.2. CROISSANCE	23
4.1.3. RECOMMANDATIONS POUR LA GESTION	25
BIBLIOGRAPHIE	27
ANNEXE	36

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : RÉSUMÉ DU NOMBRE DE POISSONS UTILISÉS POUR CHAQUE TYPE D'ANALYSE.	13
TABLEAU 2 : COMPARAISON DES MOYENNES DE SIGNATURES ISOTOPIQUES DE CARBONE ($\delta^{13}\text{C}$) ENTRE LES GÉNOTYPES.	16
TABLEAU 3 : POSITION TROPHIQUE (\pm SE) PAR LAC POUR LES GÉNOTYPES ENSEMENCÉ, HYBRIDE ET INDIGÈNE. ND INDIQUE UNE VALEUR NON DISPONIBLE EN RAISON D'UN N TROP FAIBLE ET NS INDIQUE UN RÉSULTAT STATISTIQUE NON SIGNIFICATIF.....	17
TABLEAU 4 : RÉSULTATS DES TESTS A POSTERIORI DE TUKEY PAR LAC, PAR CLASSE D'ÂGE ET PAR ÂGE POUR LES MOYENNES DE TAILLE-À-L'ÂGE RÉTROCALCULÉES ENTRE LES GÉNOTYPES ENSEMENCÉ, HYBRIDE ET INDIGÈNE.....	19

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : COUPE TRANSVERSALE DE L'OTOLITHE D'OMBLE DE FONTAINE.	10
FIGURE 2 : RELATION ENTRE LA LONGUEUR TOTALE ET LA LONGUEUR DU RAYON DORSAL DE L'OTOLITHE DES OMBLES DE FONTAINE ENSEMENCÉS (CARRÉS), HYBRIDES (TRIANGLES) ET INDIGÈNES (CERCLES).....	12
FIGURE 3 : DISTRIBUTION DE LA LONGUEUR TOTALE (CM) DES OMBLES DE FONTAINE PAR GÉNOTYPE (ENSEMENCÉ, HYBRIDE, INDIGÈNE). (N = 420)	14
FIGURE 4 : SIGNATURES ISOTOPIQUES DE CARBONE ET D'AZOTE POUR LES OMBLES DE FONTAINE ENSEMENCÉS (CARRÉS), HYBRIDES (TRIANGLES) ET INDIGÈNES (CERCLES). (N=440).....	15
FIGURE 5 : DISTRIBUTION DE FRÉQUENCE DES SIGNATURES ISOTOPIQUES DE CARBONE ($\delta^{13}\text{C}$) PAR GÉNOTYPE (N=440).	16

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : HISTORIQUE D'ENSEMENCEMENT POUR CHAQUE ANNÉE PRÉCÉDANT LES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE (2006, 2007 ET 2013)	36
---	----

AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS

Le présent mémoire est un ouvrage réalisé dans le cadre du programme de la maîtrise en ressources renouvelables de l'Université du Québec à Chicoutimi. Ce projet est le résultat d'une collaboration entre la Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). Il s'inscrit dans le cadre d'un projet stratégique du CRSNG qui vise à fournir les bases scientifiques à la mise en place d'un nouveau plan de gestion d'exploitation et d'ensemencement pour l'omble de fontaine au Québec. La structure choisie correspond à un mémoire classique. Ainsi, la totalité du travail est rédigée en français.

Les résultats de l'analyse des isotopes stables de la présente étude ont été inclus dans un article rédigé par Philippine Gossieaux dans lequel je suis impliquée en tant que coauteure (Gossieaux *et al.*, 2020).

Ce projet n'aurait pas été possible sans la collaboration de plusieurs intervenants. J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur de recherche, M. Pascal Sirois. Merci d'avoir cru en moi pendant toutes ces années et de m'avoir encouragée et soutenue. Tes précieux conseils, ton aide et ta rigueur scientifique ont contribué, non seulement à mener mon projet de maîtrise à terme, mais également à faire de moi une biologiste accomplie. Je remercie également ma codirectrice, Mme Isabel Thibault, pour son expertise et son soutien.

Je remercie tous les membres du Laboratoire des sciences aquatiques pour leur écoute, leurs nombreux conseils et d'avoir enrichi mon passage à l'UQAC. Une attention spéciale à Anne-Lise de m'avoir accueillie et guidée pendant ma maîtrise en plus d'avoir fait de moi une personne plus organisée et structurée! Ces aptitudes me suivront pendant tout mon parcours professionnel. Merci à Patrick Plourde-Lavoie pour ses judicieux commentaires et son support moral. Merci à Maxime Larouche et Lucie Vanalderweireld d'avoir été de si bonne compagnie au laboratoire et en dehors. Je remercie également Olivier Poulin-Youde, Guillaume Guérin et Karyane Bergeron pour leur précieuse aide au laboratoire et sur le terrain.

Merci à Dany Garant, Amandine Marie et Philippine Gossieaux de l'Université de Sherbrooke pour leur expertise en génétique et l'identification des génotypes.

Merci à la SÉPAQ pour l'accès au territoire, l'hébergement et d'avoir généreusement offert leur aide en cas de besoin. Cette collaboration est précieuse pour réaliser des projets de recherches tel que le mien. J'aimerais également souligner l'implication d'Amélie Gilbert et son équipe pour leur aide sur le terrain.

Je souhaite remercier Kélig Mahé et toute son équipe de m'avoir accueilli dans leur laboratoire pour approfondir mes connaissances en sclérochronologie. Un merci tout spécial à Romain Soucis pour son aide avec la lecture des otolithes.

Sur le plan personnel, je tiens à remercier mes parents de croire en moi sans borne et de me soutenir en toutes circonstances. Ce mémoire serait resté inachevé sans vous. Je tiens à remercier du fond du cœur la personne qui a partagé mon quotidien pendant toutes mes études de deuxième cycle et continue de le faire aujourd'hui. Jason merci pour ta patience, ton écoute et tes encouragements.

Ce projet n'aurait pu avoir lieu sans l'appui financier de plusieurs partenaires tels que le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, l'Université du Québec à Chicoutimi et le regroupement Ressources Aquatiques Québec. Merci également au Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada pour leur soutien financier, mais surtout d'avoir cru en mon potentiel.

1. INTRODUCTION

Plusieurs stocks de poissons sont dans une situation critique actuellement partout à travers le monde (Beddington *et al.*, 2007; Dunham, 2011; Ogutu-Ohwayo, 1990; Paul G Fernandes et Cook, 2013). Le dépassement du seuil de rendement maximal durable et la diminution de la productivité rendent l'industrie de la pêche vulnérable. (Dunham, 2011). Tant au niveau de la pêche commerciale que de la pêche sportive, des mesures ont été prises pour pallier la diminution des stocks de poissons. Le suivi des stocks et l'application du principe de précaution sont parmi les solutions proposées pour la pêche commerciale (MPO, 2013). Pour la pêche sportive, l'ensemencement est une méthode souvent utilisée pour faire face à la demande croissante des pêcheurs et à la diminution de la productivité (MFFP, 2013). Cette pratique peut toutefois engendrer des impacts négatifs qui n'améliorent pas nécessairement le sort de cette industrie à long terme.

Au Québec, le poisson le plus touché par les ensemencements est l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (MFFP, 2013). Cette espèce est très prisée par les pêcheurs sportifs, entre autres, pour sa combativité et la qualité de sa chair. Victime de son succès, approximativement 5 millions d'ombles de fontaine adultes sont ensemencés au Québec chaque année pour supporter la pêche sportive (MDDEFP, 2013). Les réserves fauniques et les zones d'exploitation contrôlée établissent des plans d'ensemencement de mise en valeur pour maintenir les succès de pêche stables. Les plans actuels suivent des lignes directrices prônant la conservation des écosystèmes (MRNF, 2008). En contrepartie, cette pratique n'est pas encore soumise à une stratégie de gestion uniformisée et établie à travers le Québec, malgré les impacts négatifs potentiels que pourraient avoir ces ensemencements (MFFP, 2013). L'établissement d'une telle stratégie de gestion des ensemencements doit être appuyé sur des connaissances scientifiques qui représentent le portait actuel de ladite ressource et les impacts potentiels des mesures mises en place sur cette dernière. Les connaissances actuelles ne permettent pas d'évaluer de façon globale l'impact des ensemencements sur cette espèce. Des connaissances

supplémentaires sont donc nécessaires pour mieux refléter la situation actuelle de la ressource au Québec.

Lesensemencements impliquent l'introduction de poissons de souche domestique issus des piscicultures (MFFP, 2013). Des études ont montré que l'ensemencement de poissons élevés en pisciculture avait un impact négatif sur les populations sauvages de salmonidés (Allendorf, 1991; Lamaze *et al.*, 2013; Marie *et al.*, 2010; Milot *et al.*, 2012; Valiquette *et al.*, 2014). Au niveau génétique, Marie *et al.* (2010) et Valiquette *et al.* (2014) ont montré que l'introduction de poissons issus de piscicultures diminuait la différenciation et l'intégrité génétique des populations sauvages, ce qui diminue leur capacité d'adaptation au milieu. Au niveau physiologique, l'interaction entre les populations sauvages et domestiques diminue l'aptitude phénotypique (fitness) qui se traduit par une réduction de la survie, de la croissance, du succès reproducteur et de la compétitivité des poissons (Allendorf *et al.*, 2001; Dewald et Wilzbach, 1992; Fausch et White, 1986; Griffith Jr, 1972; Harvey et Nakamoto, 1996; McGinnity *et al.*, 2003; Mesa, 1991; Milot *et al.*, 2012; Peery et Bjornn, 1996). La réduction de la compétitivité se manifeste par la perte de la capacité à gagner des combats (Griffith Jr, 1972; Mesa, 1991), occuper des habitats favorables (Fausch et White, 1986; Griffith Jr, 1972; Peery et Bjornn, 1996), prendre de la masse (Dewald et Wilzbach, 1992; Harvey et Nakamoto, 1996) et survivre (Kocik et Taylor, 1994).

L'étude de l'alimentation permet de mesurer certains des effets que peuvent avoir les ensemencements sur les populations de salmonidés. L'alimentation influence plusieurs éléments de la vie des poissons tels que le succès reproducteur, la facilité à être pêchés, les comportements et la croissance, d'où l'importance de s'attarder à celle-ci lors des études s'intéressant aux interactions possibles entre les populations indigènes et ensemencées (Dill et Fraser, 1984; Eskelinen, 1989; Sveier et Lied, 1998). L'analyse des isotopes stables est l'une des méthodes modernes les plus utilisées pour l'étude de l'alimentation (Arismendi *et al.*, 2012; Cucherousset *et al.*, 2012; Monroy *et al.*, 2014; Quinn *et al.*, 2012). Plus précisément, l'analyse de la signature isotopique ($\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$) chez les populations

ensemencées, indigènes et hybrides permet d'identifier le niveau trophique de chaque génotype, connaître l'origine de la production primaire dans une voie trophique aquatique donnée (allochtone ou autochtone), obtenir une idée générale de quoi est composé la diète de chacun des génotype et, par le fait même, déterminer quels génotypes partagent les mêmes ressources alimentaires (Glaz *et al.*, 2012; Glaz *et al.*, 2014; Peterson et Fry, 1987; Power *et al.*, 2002). Le lieu de fixation du carbone de la production primaire peut être allochtone ou autochtone. Dans le cas où le carbone est fixé en milieu terrestre, la production primaire est dite allochtone (qui provient d'ailleurs) alors que la fixation du carbone en milieu aquatique caractérise une production primaire qui est dite autochtone (qui provient de son lieu d'origine) (Ask *et al.*, 2009; Perga, 2004; Premke *et al.*, 2010).

L'analyse des isotopes stables dans la chair du poisson permet de connaître les habitudes alimentaires du poisson sur une période beaucoup plus longue (plusieurs semaines) par rapport à l'analyse des contenus stomacaux (1 à 2 jours).

Chez l'omble de fontaine, il a été démontré que l'alimentation des individus sauvages était significativement différente de celle des individus ensemencés (Fraser, 1981; Wesner *et al.*, 2011). L'introduction d'individus non-indigènes dans un écosystème peut modifier la diète et le niveau trophique des populations indigènes (Correa *et al.*, 2012; Cucherousset *et al.*, 2007; Matsuzaki *et al.*, 2010; Mesa, 1991). Des études s'intéressant à l'alimentation des salmonidés à partir de l'analyse des isotopes stables et des contenus stomacaux ont révélé des changements de niche trophique après l'introduction de nouvelles espèces (Cucherousset *et al.*, 2007; Monroy *et al.*, 2014). Chez la truite brune (*Salmo trutta*), un transfert de diète vers une source allochtone de la production primaire a été observé lors de l'introduction de l'omble de fontaine (Cucherousset *et al.*, 2007) créant ainsi plusieurs chevauchements au niveau de leur diète. Cucherousset *et al.* (2007) ont attribué le changement de la diète à des interactions comportementales et une compétition interspécifique entre les deux espèces. Ce genre de compétition pourrait également avoir lieu au niveau intraspécifique et, plus précisément, lors de l'ensemencement d'individus issus de pisciculture.

L'étude de la croissance des poissons est un autre caractère phénotypique pouvant être influencé par l'ensemencement d'individus de souche domestique. Dès le XVII^e siècle, les scientifiques se sont intéressés à l'étude des pièces calcifiées pour la détermination de l'âge et de la croissance chez les poissons (Panfili *et al.*, 2002). Ce champ d'intérêt, la sclérochronologie, permet de reconstruire l'histoire de vie des poissons et d'évaluer leur âge. (Al-Hossaini *et al.*, 1989; Panfili *et al.*, 2002; Perry et Keefe, 2014; Weatherley *et al.*, 1987). Les otolithes, des pièces calcifiées localisées dans l'oreille interne des Ostéichthyens, sont couramment utilisés pour ce genre d'étude (Panfili *et al.*, 2002). Chaque année, un nouveau dépôt de carbonate de calcium, nommé accroissement, s'ajoute à l'otolithe et la largeur de cet accroissement est proportionnelle à la croissance annuelle du poisson (Panfili *et al.*, 2002; Weatherley *et al.*, 1987). La précision et l'efficacité de l'otolithométrie pour étudier la croissance des poissons ont été démontrées à plusieurs reprises (Brown *et al.*, 2004; Campana, 1990; Campana et Thorrold, 2001; Chambers et Miller, 1995; Francis, 1990; Sirois *et al.*, 1998). Pourtant, l'otolithométrie a peu été exploitée pour mesurer les effets des ensemencements sur la croissance. Avec l'otolithométrie, il serait possible de caractériser la croissance des différents génotypes tout au long de leur vie et même leur passage en pisciculture dans le cas des poissons ensemencés.

Certaines études ont révélé une croissance supérieure chez les ombles de fontaine indigènes par rapport à ceux issus de piscicultures puisqu'ils sont mieux adaptés à leur environnement (Baer et Brinker, 2008; Fraser, 1981; Lachance et Magnan, 1990b; Wills, 2006). Wesner *et al.* (2011) ont quant à eux démontré qu'en laboratoire, le taux de survie et la croissance de l'omble de fontaine de souche domestique étaient supérieurs à ceux des ombles de souche indigènes. Des études sur d'autres espèces de salmonidés ont obtenu des résultats similaires (Biro *et al.*, 2004; Martens *et al.*, 2014; Tymchuk et Devlin, 2005; Tymchuk *et al.*, 2006).

Dès le début des années 80, les scientifiques se sont intéressés à l'impact que pourraient avoir les ensemencements sur la croissance et l'alimentation de l'omble de fontaine. Malgré l'apport important de ces études, elles datent de plusieurs années et l'utilisation de nouvelles techniques d'analyse en

laboratoire permettrait de refléter un portrait plus juste de la ressource omble de fontaine (Fraser, 1981; Lachance et Magnan, 1990a, 1990b). Avant les progrès en microscopie optique et l'essor de la sclérochronologie, la méthode de capture-recapture était utilisée (Batesa et McKeown, 2003; Hyatt *et al.*, 2005; Janjua *et al.*, 2010; Skov *et al.*, 2011; Tymchuk et Devlin, 2005; Wesner *et al.*, 2011; Wills, 2006). Cette méthode se limite à la durée de l'étude et, contrairement à la sclérochronologie, ne permet pas de voir l'évolution de la croissance dans le temps. L'utilisation d'une approche plus précise pour l'étude de l'alimentation contribuerait également à mieux connaître les habitudes alimentaires de l'omble de fontaine. Tel que mentionné plus haut, l'analyse des contenus stomacaux donne un portrait de l'alimentation du poisson dans les deux derniers jours avant sa capture alors que l'analyse des isotopes stables offre une fenêtre d'environ une semaine. Une autre étude notable a apporté des connaissances récentes sur l'alimentation et la croissance des ombles de fontaine sauvages et ensemencés (Wesner *et al.*, 2011). Le milieu d'étude en bassin limite la transposition des résultats à la réalité des ombles de fontaine en lac au Québec. Le même constat s'applique pour plusieurs autres études réalisées en bassin ou en ruisseau (Kusnierz *et al.*, 2014; Robillard *et al.*, 2011; Van Offelen *et al.*, 1993). L'acquisition de nouvelles connaissances s'impose en s'assurant de rendre les paramètres plus réalistes aux conditions de vie en lac des ombles de fontaine au Québec, tout en utilisant différentes approches pour étudier leur croissance et leur alimentation.

La présente étude a comme objectif de comparer la croissance et l'alimentation d'ombles de fontaine indigènes, hybrides et ensemencés en milieu naturel. Elle précisera la compréhension des interactions entre les génotypes. Ces nouveaux outils contribueront, lors de l'établissement du plan de gestion de cette espèce, à limiter ces interactions, ce qui atténuerait les répercussions négatives sur les populations indigènes.

Pour atteindre ces objectifs, l'étude de la croissance par le biais de la sclérochronologie et de l'alimentation grâce aux signatures isotopiques sera réalisée sur des ombles de fontaine de trois

génotypes (indigène, hybride,ensemencé) capturés dans quatre lacs boréaux faisant l'objet d'une exploitation soutenue par la pêche récréative.

Le milieu d'étude in situ et l'étude de deux paramètres phénotypiques, soit la croissance et l'alimentation, permettront de refléter la réalité actuelle de la ressource. Les avancées majeures en génétique, en sclérochronologie et en analyse d'isotopes stables permettront l'obtention de résultats approfondis et couvrant une plus vaste période de la vie des poissons.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1. AIRE D'ÉTUDE

Quatre lacs du Bouclier canadien dans la province de Québec ont été présélectionnés pour l'étude. Les lacs Belle-de-Jour (47° 5'43.18"N, 72°17'47.45"O), Des Amanites (47° 6'9.35"N, 72°22'48.43"O) et Méthot (47°10'20.32"N, 72°19'33.93"O) situés dans la réserve faunique de Portneuf et le lac Mercure (46°41'52.23"N, 73°34'6.22"O) situé dans la réserve faunique Mastigouche ont été échantillonnés. Des populations sympatriques d'omble de fontaine et de meunier noir, *Catostomus commersoni*, occupent chacun des lacs choisis. La sélection des lacs a été faite en fonction du niveau d'ensemencement élevé et de la cohabitation des trois génotypes d'omble de fontaine soit indigène, ensemencé et hybride. L'échantillonnage a été fait avant les premiers ensemencements au printemps. L'historique d'ensemencement des années précédant les échantillonnages a donc été pris en compte. L'ensemencement des individus a été fait au stade alevin et/ou à l'âge de 1 an. Un sommaire de l'historique d'ensemencement des années d'intérêt est disponible en annexe 1.

2.2. ÉCHANTILLONNAGE

Les spécimens ont été prélevés lors de trois campagnes d'échantillonnage. Les deux premières ont eu lieu en juin 2007 et 2008 dans les réserves fauniques de Portneuf et Mastigouche. Les quatre lacs ont été échantillonnés et 174 ombles ont été capturés en 2007 et 189 en 2008. La troisième campagne a eu lieu en mai 2014 dans les lacs Méthot et Des Amanites et un total de 121 spécimens ont été capturés. En considérant toutes les campagnes, 484 ombles de fontaine ont été prélevés pour le projet. Les poissons ont été capturés grâce à des filets maillants expérimentaux selon le protocole d'échantillonnage normalisé du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec (MRNF, 2011). Chaque filet maillant était composé de six panneaux de 3.8 mètres (m) de longueur et 1.8 m de hauteur contenant des mailles de 6 tailles différentes (1'', 1.5'', 2'', 2.5'', 3'' et 3.5''). Les filets maillants étaient installés simultanément perpendiculaires à la rive en gardant les mailles plus fines près de la rive. En 2007 et en 2008, le poids et la longueur standard ont été mesurés alors qu'en 2014, le poids et la longueur totale ont été utilisés. Pour les trois campagnes, les poissons étaient congelés entiers après

échantillonnage pour en faire une analyse approfondie ultérieurement. Un indice de proportionnalité a été utilisé pour convertir les longueurs standards en longueur totale (Carlander, 1977).

Des échantillons de zooplancton ont été prélevés à l'aide de filets à plancton de 64 µm. Les échantillons ont été congelés jusqu'au traitement en laboratoire.

2.3. ANALYSE EN LABORATOIRE

2.3.1. IDENTIFICATION GÉNÉTIQUE

Une portion de muscle dorsal de 1 cm³ a été prélevée sur chaque spécimen pour l'analyse génétique. L'identification génétique a eu lieu à l'Université Sherbrooke. La méthode d'identification génétique décrite dans Gossieaux *et al.* (2018) a été utilisée. Les allèles des individus capturés ont été comparés aux allèles témoins d'un omble de fontaine issu de pisciculture. Les résultats étaient exprimés en pourcentage de correspondance entre l'échantillon et le témoin. Les poissons ayant obtenu des pourcentages entre 0% et 15% étaient considérés sauvages, ceux entre 15% et 85%, des hybrides issus d'une reproduction en milieu naturel entre un individu sauvage et un individu ensemencé et ceux entre 85% et 100%, ensemencés. Certaines souches croisées d'ombles ensemencés (croisement de gamètes d'individus sauvages et domestiques) ont pu être identifiées comme étant hybrides. Voir l'annexe 1 pour plus de détails sur les souches d'ensemencement utilisées.

2.3.2. NICHES ALIMENTAIRES ET NIVEAU TROPHIQUE

Un second échantillon de chair dorsale a été extrait des ombles de fontaine pour déterminer leur niche alimentaire et leur niveau trophique grâce à l'analyse des isotopes stables. Pour chaque lac, les échantillons de zooplancton ont été triés au genre et *Daphnia* sp. a été utilisé comme consommateur primaire. Les échantillons de chair et de zooplancton ont été séchés à 60°C pendant 48 heures. Un mortier et un pilon ont été utilisés pour réduire les échantillons séchés en poudre. Les échantillons de poudre ont été encapsulés dans des capsules d'étain (5 × 9 mm). La masse de matière sèche encapsulée était de 1 ± 0,005 mg. Trois répliques de zooplancton ont été utilisés pour chaque lac.

L'analyse des isotopes stables a été réalisée par le laboratoire G. G. Hach de l'Université d'Ottawa. L'analyseur élémentaire utilisé est un Isotope Cube manufacturé par Elementar, l'interface est un Conflo III manufacturé par Thermo et le spectromètre de masse de rapport isotopique est un Delta Advantage manufacturé par Thermo. Les rapports d'isotope stable étaient exprimés en annotation δ en partie par mille (‰) selon l'équation suivante:

$$\delta X = \frac{(R_{\text{échantillon}} - R_{\text{Standard}})}{R_{\text{Standard}}} * 1000 \quad (1)$$

Où R correspond aux rapports $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ selon l'élément analysé. Les standards internes étaient ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$ en ‰): C-51 étant de la nicotinamide (0.07,-22.95), C-52 étant un mélange de sulfate d'ammonium et de sucrose (16.58, -11.94), C-54 étant de la caféine (-16.61,-34.46) et un témoin à l'aveugle C-55 qui était de l'acide glutamique (-3.98, -28.53).

2.3.3. ANALYSE DES OTOLITHES

Les deux otolithes sagittaux ont été extraits, nettoyés et séchés. L'otolithe droit de chaque spécimen a été incorporé dans de la résine transparente. Une scie à diamant a été utilisée pour scier des tranches transversales des otolithes au niveau de leur noyau préalablement marqué sur la résine. Les sections transversales ont été polies à l'aide de papier 200 à 1000 μm . Les structures calcifiées ont été analysées grâce à un microscope stéréoscopique (Leica MZ7.5) sous lumière transmise. Des images calibrées ont été prises avec une caméra (Leica DC300 FX) montée sur le microscope et reliée à un ordinateur. L'estimation d'âge a été réalisée à l'aide du logiciel d'analyse d'image TNPC (Traitement Numérique des Pièces Calcifiées, www.tnpc.fr). La largeur des otolithes a été mesurée sur l'axe dorso-ventral et le rayon de lecture a été fixé du noyau jusqu'à la bordure de la section dorsale de l'otolithe (figure 1).

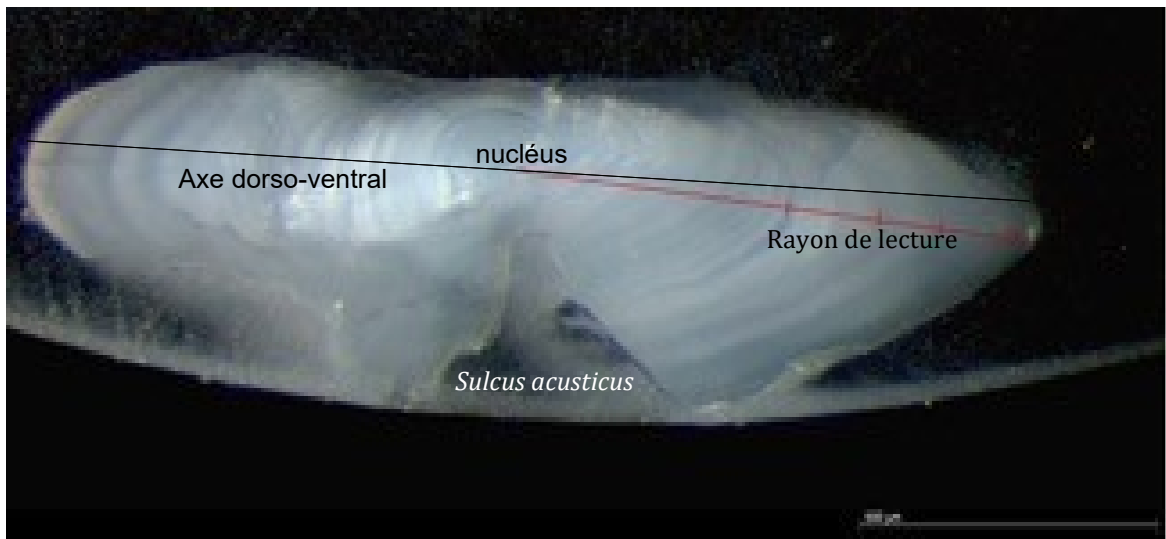


Figure 1 : Coupe transversale de l'otolithe d'omble de fontaine.

L'âge et la largeur des accroissements annuels ont été mesurés. Tous les otolithes ont été analysés par deux lecteurs différents dont l'un étant un technicien spécialisé en sclérochronologie de l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER). Dans les cas de discordance entre les deux lecteurs, les otolithes étaient analysés conjointement par les deux lecteurs de façon à obtenir un consensus sur la lecture d'âge. Un total de 393 otolithes a été lu : 127, 155 et 108 respectivement des campagnes d'échantillonnage de 2007, 2008 et 2014. Un total de 72 otolithes a été exclu des analyses dû à leur mauvais état.

2.4. ANALYSES STATISTIQUES

2.4.1. NICHES ALIMENTAIRES ET NIVEAU TROPHIQUE

Le niveau trophique de base a été calculé à partir des échantillons de *Daphnia* sp. prélevés dans chacun des lacs à l'étude. À partir de la ligne de base des niveaux trophiques (LDB), le niveau trophique des ombles de fontaine a été calculé selon la formule présentée dans Vander Zanden et Rasmussen (2001) :

$$\text{Niveau trophique du consommateur} = \frac{(\delta^{15}\text{N consommateur} - \delta^{15}\text{N LDB})}{f + 2} \quad (2)$$

Où le $\delta^{15}\text{N}$ consommateur est la valeur de $\delta^{15}\text{N}$ du consommateur que l'on désire estimer, le $\delta^{15}\text{N}$ LDB correspond au $\delta^{15}\text{N}$ de l'organisme choisi comme niveau trophique de base (*Daphnia* sp.), 2 est le niveau trophique escompté pour l'organisme utilisé pour estimer le niveau trophique de base et f correspond au facteur de fractionnement entre un prédateur et sa proie, ce qui équivaut à un niveau trophique. Le facteur de fractionnement utilisé était de 3.4‰ tel que proposé par Post (2002) et généralement utilisé dans les études estimant le niveau trophique de consommateurs aquatiques (Vander Zanden et Rasmussen, 1999; Vander Zanden *et al.*, 1997). Des ANOVAs ont été utilisées pour comparer les moyennes de $\delta^{15}\text{N}$ et de $\delta^{13}\text{C}$ de chaque génotype et des tests de Tukey ont été effectués pour définir entre quels génotypes une variation significative était perçue. Le même type d'analyses statistiques a été utilisé pour comparer les niveaux trophiques entre les génotypes.

2.4.2. CROISSANCE

L'utilisation de la sclérochronologie et de techniques de rétrocalcul implique que la croissance somatique et la croissance otolithique soient proportionnelles. Pour confirmer cette hypothèse, la relation entre la longueur totale du poisson et celle du rayon dorsal de l'otolithe a été examinée (Figure 2).

La taille-à-l'âge a été rétrocalculée à partir de la largeur des accroissements selon l'équation BHP proposée dans Francis (1990):

$$Li = \left(\frac{c + dSi}{c + dSc} \right) * Lc \quad (3)$$

Où c correspond à l'ordonnée à l'origine et d correspond à la pente de la régression entre la longueur totale du poisson et celle du rayon dorsal de l'otolithe. Lc correspond à la longueur totale du poisson lors de sa capture, Sc au rayon de l'otolithe à la capture, Si et Li représentent respectivement la taille-à-l'âge de l'otolithe et du poisson. Pour obtenir des groupes d'âge contenant un nombre

d'individus représentatifs, seulement les poissons âgés de 2+, 3+ et 4+ ont été conservés pour les analyses de croissance. Les trajectoires de croissance ont été tracées à partir des tailles rétrocalculées.

Des ANOVAs et des tests de Tukey ont été effectués pour comparer les moyennes de taille-à-l'âge entre les génotypes et pour préciser l'origine de la variation entre ceux-ci. Pour chaque lac, chaque groupe d'âge a été analysé indépendamment et les années ont été regroupées. L'indice de condition de Fulton (K) a également été comparé entre les génotypes à partir d'ANOVA.

$$K = 100 * \frac{P}{L^3} \quad (4)$$

Où P correspond au poids total et L à la longueur totale. Le Tableau 1 résume le nombre de poissons inclus dans chacun des types d'analyse.

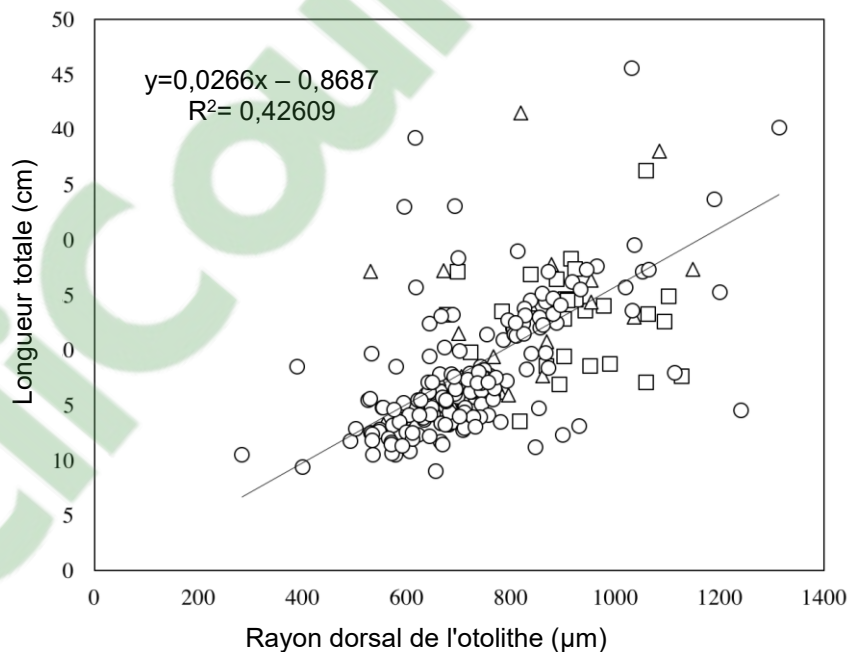


Figure 2 : Relation entre la longueur totale et la longueur du rayon dorsal de l'otolithe des ombles de fontaine ensemencés (carrés), hybrides (triangles) et indigènes (cercles).

Tableau 1 : Résumé du nombre de poissons utilisés pour chaque type d'analyse

TYPE DE DONNÉES	N TOTAL	N PAR LAC			
		Des Amanites	Belle-de-jour	Mercurie	Méthot
Total de poissons capturés	484	162	80	90	152
Analyse des isotopes stables	440	152	57	82	149
Analyse de la croissance	280	73	33	46	126
Analyse de l'indice de condition de Fulton	381	151	63	80	87

3. RÉSULTATS

Pour tous les échantillons confondus, la longueur totale des ombles de fontaine fluctue entre 9.3 cm et 48 cm avec une moyenne de 19,5 cm (figure 3). Parmi les 484 poissons capturés, plusieurs individus (n=64) ne sont pas représentés dans la figure 3 puisque leurs données morphométriques étaient manquantes. Le génotype le mieux représenté est celui des ombles indigènes avec 236 individus, le génotype ensemencé est intermédiaire avec 132 individus alors que le génotype hybride est le moins abondant avec 52 individus.

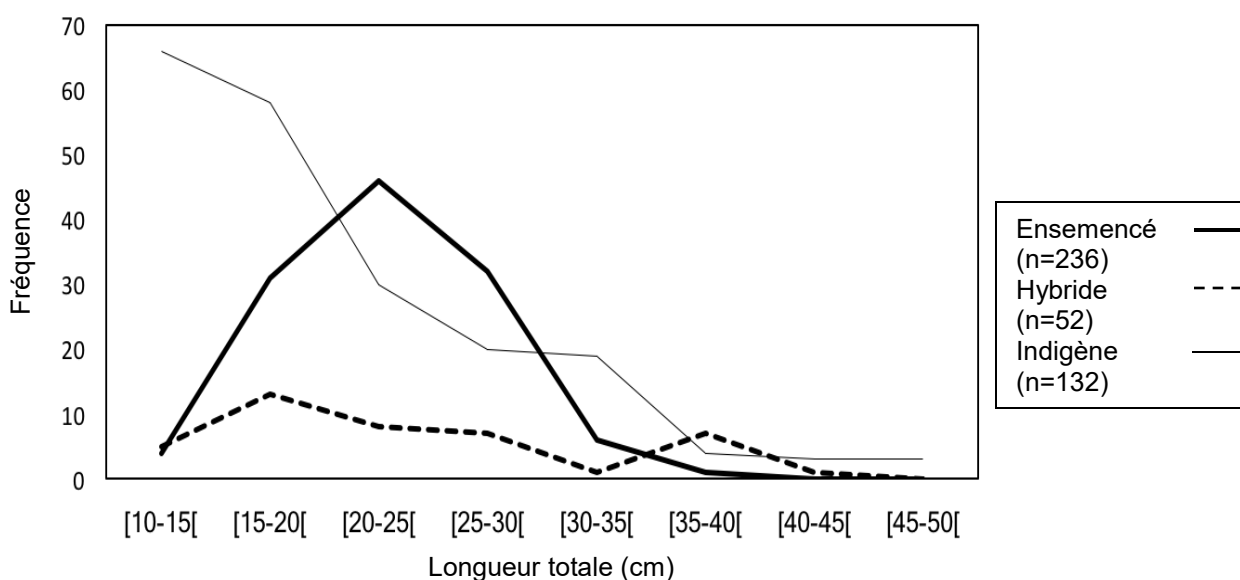


Figure 3 : Distribution de la longueur totale (cm) des ombles de fontaine par génotype (ensemencé, hybride, indigène). Toutes les années d'échantillonnage ont été regroupées (2007, 2008, and 2014) (n = 420).

3.1.1. NICHES ALIMENTAIRES ET POSITION TROPHIQUE

Les signatures isotopiques en carbone ($\delta^{13}\text{C}$) varient entre -36.14 et -19.54‰ et ceux en azote ($\delta^{15}\text{N}$) entre 6.24 et 12.52 ‰. Pour les quatre lacs à l'étude, le $\delta^{13}\text{C}$ est significativement plus élevé chez les ombles ensemencés que chez les indigènes (figure 4 et tableau 2). Dans les lacs Mercure et Méthot, le $\delta^{13}\text{C}$ des ombles ensemencés est également significativement différent de celui des hybrides. Dans ces deux lacs, les indigènes et les hybrides présentent des $\delta^{13}\text{C}$ semblables. La distribution des valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ montre la présence de deux groupes ayant des niches alimentaires distinctes (figure 5). En effet, la distribution des $\delta^{13}\text{C}$ présente très peu de valeurs intermédiaires ; la plupart des occurrences

se trouvent dans l'intervalle entre -36 et -26 ou dans celui entre -22 et -18. Les moyennes de $\delta^{13}\text{C}$ de la figure 4 ne sont donc pas représentatives des $\delta^{13}\text{C}$ des individus de chaque génotype.

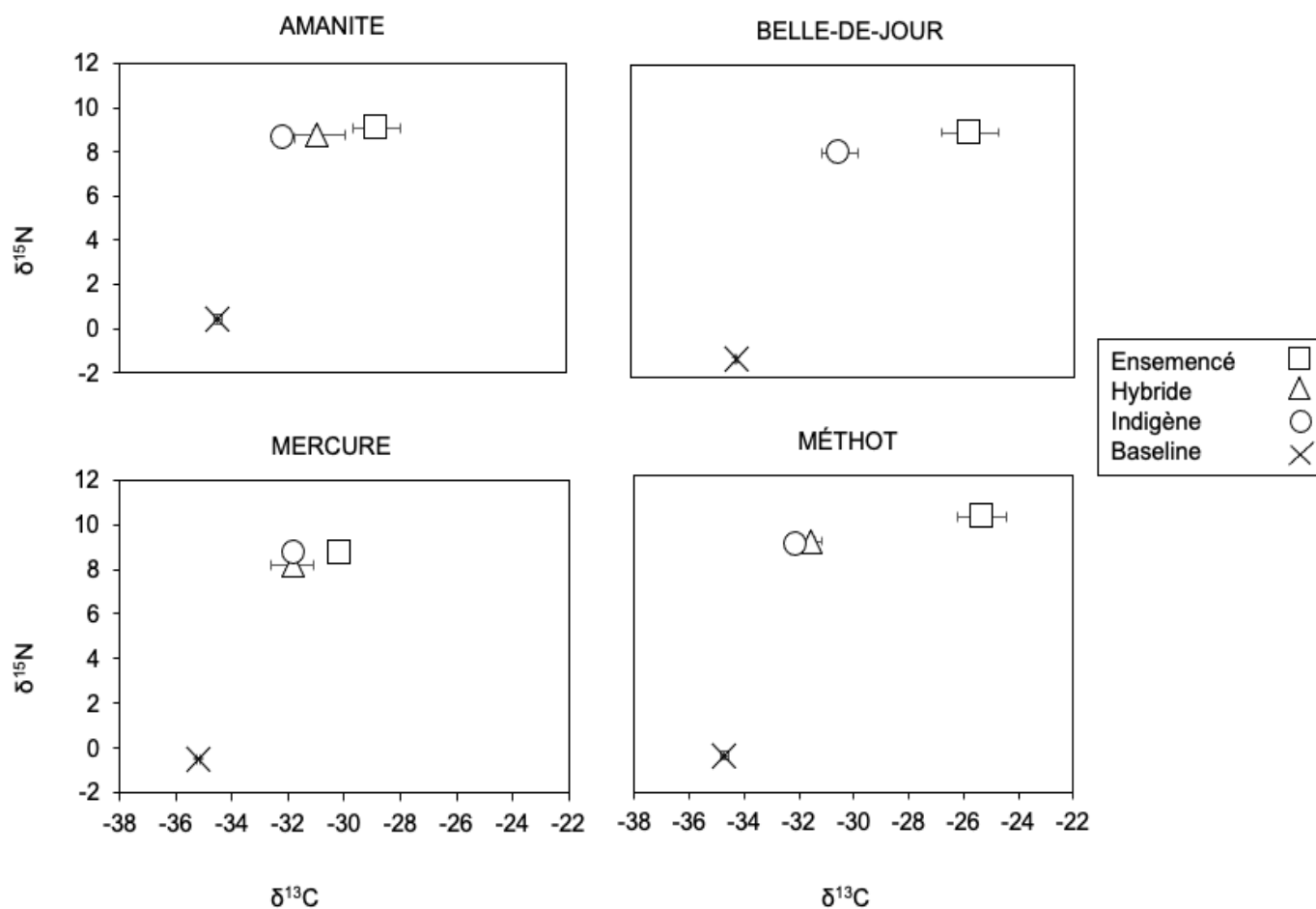


Figure 4 : Signatures isotopiques de carbone et d'azote pour les ombles de fontaine ensemencés (carrés), hybrides (triangles) et indigènes (cercles). (n=440) Les barres d'erreur représentent l'écart-type de la moyenne (\pm SE). La ligne de base (Baseline) a été établie en fonction de l'analyse isotopique de *Daphnia sp.*

Tableau 2 : Comparaison des moyennes de signatures isotopiques de carbone ($\delta^{13}\text{C}$) entre les génotypes. ND indique une valeur non disponible en raison d'un n trop faible.

Lac	Ensemencé ($\pm\text{SE}$)		Hybride ($\pm\text{SE}$)		Indigène ($\pm\text{SE}$)		p
Des Amanites	-28,78 (5,81)	a	-30,97 (4,53)	ab	-32,12 (3,46)	b	0.0003
Belle-de-Jour	-25,74 (5,46)	a	ND		-30,49 (3,34)	b	0.0008
Mercure	-30,15 (1,22)	a	-31,84 (2,15)	b	-31,76 (1,61)	b	0.0002
Méthot	-25,33 (4,84)	a	-31,77 (1,76)	b	-32,04 (2,51)	b	< 0.0001

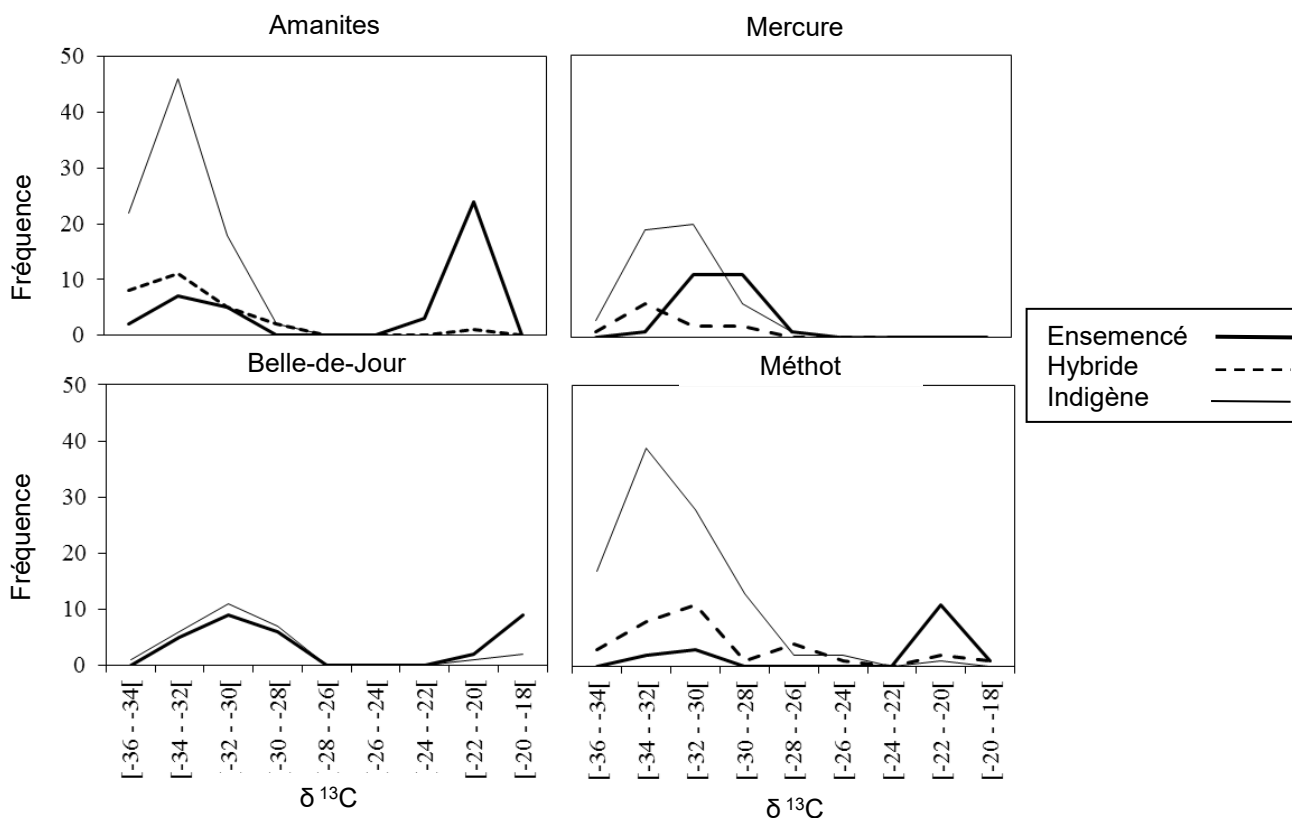


Figure 5 : Distribution de fréquence des signatures isotopiques de carbone ($\delta^{13}\text{C}$) par génotype (n=440).

Les ombles de fontaine ensemencés des lacs Amanites, Belle-de-Jour et Méthot montrent des signatures isotopiques d'azote ($\delta^{15}\text{N}$) significativement plus élevés que celles des ombles indigènes (figure 4). De plus, dans le lac Méthot, les $\delta^{15}\text{N}$ des ombles hybrides diffèrent significativement de ceux des ensemencés et sont similaires à ceux des indigènes (figure 4). La comparaison des positions trophiques entre les génotypes corrobore les résultats de $\delta^{15}\text{N}$ (tableau 3).

Tableau 3 : Position trophique (\pm SE) par lac pour les génotypesensemencé, hybride et indigène. ND indique une valeur non disponible en raison d'un n trop faible et ns indique un résultat statistique non significatif.

Lac	Ensemencé (\pmSE)		Hybride (\pmSE)		Indigène (\pmSE)		p
Des Amanites	4,30 (0.11)	a	4,15 (0.93)	ab	4.06 (0.07)	b	0.0009
Belle-de-Jour	5.07 (0.16)	a	ND		4.61 (0.18)	b	0.0013
Mercure	4.55 (0.14)	ns	4.28 (0.96)	ns	4.54 (0.11)	ns	0.0184
Méthot	5.33 (0.12)	a	4.84 (1,11)	b	4.67 (0.13)	b	< 0.0001

3.1.2. CROISSANCE

Les tailles-à-l'âge (LI) ont été rétrocalculées pour chaque année de croissance des spécimens. Dans certains cas, certains lacs et/ou génotypes ne sont pas montrés lorsque l'effectif de l'échantillon était inférieur à 5.

Dans le lac Méthot, les ombles de fontaine ensemencés âgés de 2+ ans ont une croissance significativement supérieure à celle des indigènes du même groupe d'âge, et ce pour les deux années observées (figure 6). Les hybrides présentent une croissance intermédiaire entre les indigènes et les ensemencés. Les mêmes tendances sont observables pour les ombles âgés de 3+ ans. Dans les quatre lacs étudiés, les poissons ensemencés montrent une croissance significativement plus importante que celle des indigènes et cet avantage de taille est conservé pendant l'intégralité des années de croissance (figure 6). Les hybrides, présentés seulement pour le lac Méthot, ont une croissance intermédiaire entre les indigènes et les ensemencés (figure 6; tableau 4). Bien qu'il ne soit pas significatif sur toute la trajectoire de croissance, l'avantage de taille des ombles ensemencés par rapport aux indigènes est également présent pour le groupe d'âge des 4+.

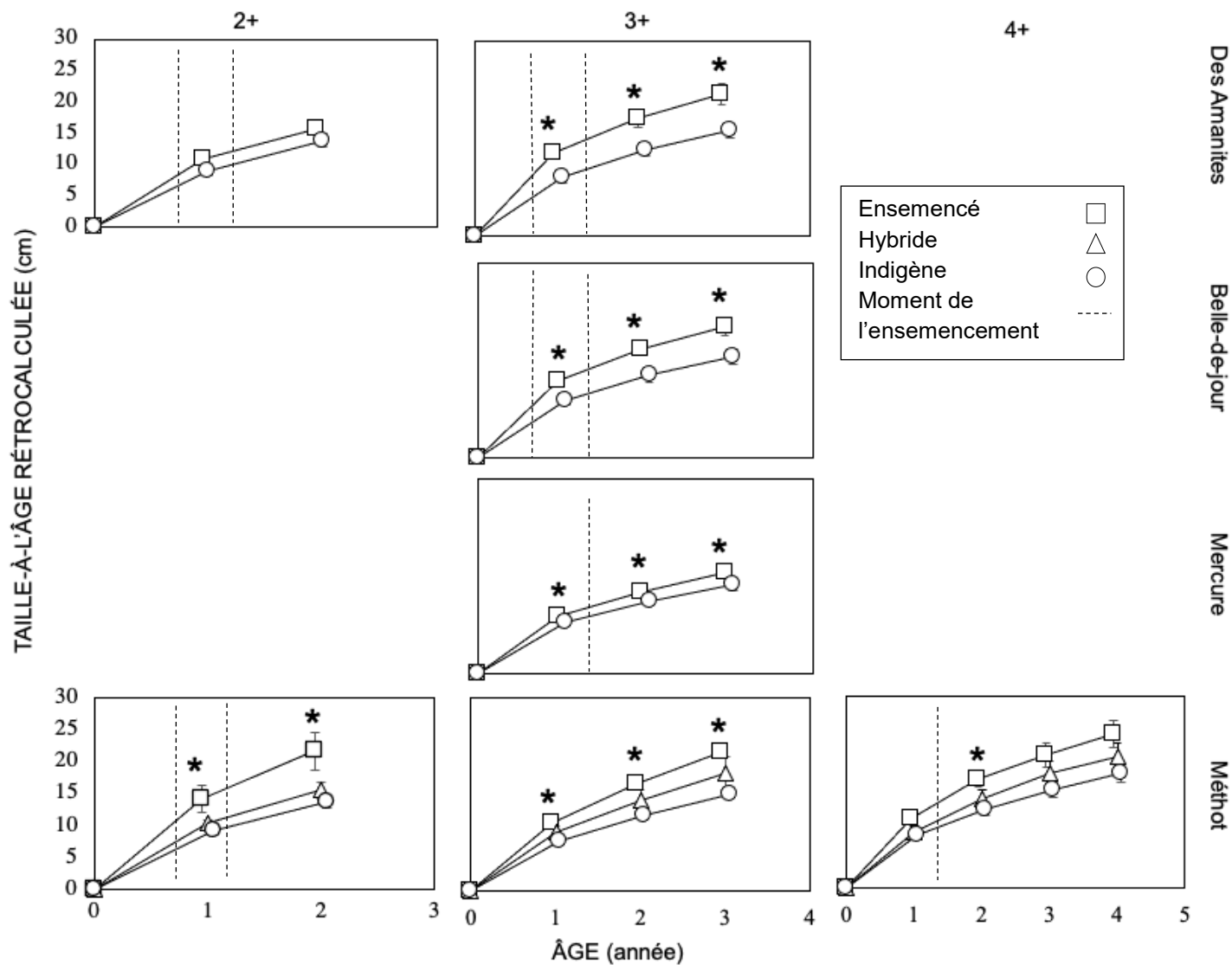


Figure 6 : Comparaison des moyennes de taille-à-l'âge rétrocalculées entre les génotypes pour chaque lac et pour chaque groupe d'âge. Les ombles de fontaine ensemencés (carrés), hybrides (triangles) et indigènes (cercles) y sont présentés et les astérisques montrent les résultats significatifs des analyses ANOVA ($p < 0,005$). Voir le Tableau 4 pour plus de détails sur les différences entre les génotypes. Les barres d'erreur représentent l'écart-type (SE) et elles ne sont pas présentes lorsque SE est trop faible ($n=280$). Les lignes pointillées représentent les épisodes d'ensemencement. Le moment de l'ensemencement varie entre les années, ce qui explique la présence de deux lignes dans certains graphiques.

Tableau 4 : Résultats des tests a posteriori de Tukey par lac, par classe d'âge et par âge pour les moyennes de taille-à-l'âge rétrocalculées entre les génotypes ensemencé, hybride et indigène. ND indique une valeur non disponible en raison d'un n trop faible et ns indique un résultat statistique non significatif. Se référer à la Figure 5 pour les valeurs des moyennes de taille-à-l'âge rétrocalculées.

Lac	Classe d'âge	Âge	Génotype		
			Ensemencé	Hybride	Indigène
Des Amanites	2+	1	ns	ND	ns
		2	ns	ND	ns
	3+	1	a	ND	b
		2	a	ND	b
		3	a	ND	b
	Belle-de-Jour	3+	1	a	ND
2			a	ND	b
3			a	ND	b
Mercure	3+	1	a	ND	b
		2	a	ND	b
		3	a	ND	b
Méthot	2+	1	a	ab	b
		2	a	ab	b
	3+	1	a	ab	b
		2	a	ab	b
		3	a	ab	b
	4+	1	ns	ns	ns
		2	a	ab	a
		3	ns	ns	ns
		4	ns	ns	ns

Aucune différence significative n'a été révélée entre les génotypes pour l'indice de condition de Fulton. Pour deux des quatre lacs à l'étude, celui-ci est légèrement supérieur chez les ombles ensemencés par rapport aux hybrides et aux indigènes.

4. DISCUSSION

Le but de cette étude était de comparer l'alimentation et la croissance de trois génotypes d'ombles de fontaine soit ensemencé, hybride et indigène. L'ensemencement est une technique communément utilisée pour augmenter l'offre de pêche. L'omble de fontaine est le poisson le plus pêché au Québec et, par le fait même, le plus ensemencé (MDDEFP, 2013). Il a été mis en évidence que l'introduction de poissons issus de pisciculture peut engendrer des conséquences néfastes au niveau écologique et génétique (Allendorf, 1991; Allendorf *et al.*, 2001; Kerr et Grant, 2000; Marie, 2010). Certaines études ont même démontré que l'introduction d'ombles de fontaine issus de pisciculture augmentait la compétition intraspécifique entre les ombles ensemencés, indigènes et hybrides (Kerr, 2000; Lachance et Magnan, 1990b). Il est donc important de comprendre les différences possibles de régime alimentaire et de croissance entre ces génotypes pour limiter les impacts négatifs sur les populations indigènes.

Cette étude a révélé une supériorité chez les ombles de fontaine ensemencés par rapport aux indigènes tant au niveau de leur alimentation que de leur croissance. De manière générale, les poissons issus de piscicultures sont ensemencés avec une taille supérieure à leurs équivalents sauvages pour un même âge, et conservent cet avantage de taille tout au long de leur vie en lac. Ces derniers s'attribuent également les proies ayant les meilleures valeurs énergétiques et se retrouvent à un niveau trophique supérieur à celui des ombles indigènes et hybrides.

4.1.1. NICHES ALIMENTAIRES ET POSITION TROPHIQUE

Une étude visant à caractériser le réseau trophique de l'omble de fontaine dans des lacs similaires à ceux échantillonnés dans la présente étude a évalué la source de carbone utilisée par différentes proies consommées par les ombles de fontaine (Glaz *et al.*, 2012). La source de carbone dépend du lieu de fixation du carbone par les végétaux c'est-à-dire l'origine de la production primaire. Dans le cas où la production primaire est issue du milieu terrestre, la source de carbone est dite allochtone (qui provient d'ailleurs) alors que la production primaire issue du milieu aquatique apporte

une source de carbone qui est dite autochtone (qui provient de son lieu d'origine). Selon Glaz *et al.* (2012), les proies benthiques que consomme l'omble de fontaine s'alimenteraient à partir d'une source de carbone allochtone alors que les proies planctoniques utiliseraient une source de carbone autochtone. En allopatric, les ombles de fontaine sauvages privilégient les proies benthiques soit la source de carbone allochtone (Bourke *et al.*, 1999; Glaz *et al.*, 2012). Cette niche alimentaire est plus favorable pour l'espèce et lui confère un meilleur apport alimentaire tout en nécessitant moins d'efforts en recherche de nourriture.

Dans le cadre de cette étude, les omblesensemencés adoptent un régime alimentaire issu d'une source de carbone allochtone alors que les ombles indigènes et hybrides utilisent une source de carbone autochtone. Le niveau trophique des ombles de fontaineensemencés était supérieur à celui des hybrides et des indigènes. En se basant sur les travaux de Glaz *et al.* (2012), la combinaison des résultats de niches alimentaires et de niveau trophique obtenus suggèrent que les ombles de fontaineensemencés s'alimentent principalement de macroinvertébrés benthiques carnivores alors que les ombles indigènes et hybrides se nourrissent de zooplancton. Les ombles de fontaineensemencés ont donc une alimentation qui les avantage par rapport aux autres génotypes. L'alimentation des ombles hybrides est similaire à celle des ombles indigènes, ce qui suggère que l'origine des poissons pourrait moduler leurs habitudes alimentaires. En effet, cette similitude peut être expliquée par le fait que les hybrides et les indigènes proviennent des lacs à l'étude alors que les omblesensemencés ont été élevés en piscicultures.

Une différence de niche trophique entre des salmonidésensemencés et indigènes a été démontrée à plusieurs reprises (Martens *et al.*, 2014; Teixeira et Cortes, 2006; Wesner *et al.*, 2011). Dans une étude réalisée dans des étangs naturels, Wesner *et al.* (2011) ont constaté qu'une lignée d'ombles de fontaine domestiques avait une diète significativement différente de celle d'ombles de fontaine sauvages. De plus, les ombles issus de la lignée domestique se nourrissaient davantage d'insectes benthiques que leurs homologues issus de la lignée sauvage, ce qui s'accorde avec les

résultats de la présente étude. Une autre étude a comparé l'alimentation d'ombles indigènes issus des lacs étudiés et de trois lignées d'omble de fontaine produites en pisciculture (domestique, hybride, sauvage) (Lachance et Magnan, 1990a). Les résultats obtenus par Lachance et Magnan (1990a) ne s'apparentent qu'en partie à ceux de la présente étude. En effet, l'analyse des contenus stomacaux a révélé une alimentation généraliste pour les trois lignées issues de pisciculture, donc aucune différence significative n'a été démontré entre ces trois génotypes. Par contre, dans deux des six lacs étudiés, les ombles indigènes, qui provenaient du lac et non de la pisciculture, avaient une alimentation significativement différente de celle des trois lignées issues de la pisciculture, ce qui suppose que l'origine des ombles pourrait avoir un impact sur leurs habitudes alimentaires comme l'évoquent les résultats de la présente étude.

Les résultats d'alimentation pourraient suggérer que les ombles de fontaineensemencés déplacent la niche trophique des ombles indigènes en s'attribuant les proies habituellement consommées par ces dernières dans les lacs allopatriques. Ce phénomène, nommé «trophic shift» ou «diet shift» dans la littérature, influence négativement les populations indigènes. En effet, il a été observé que le «trophic shift» entraîne un déclin de la population et une diminution de la survie et de la croissance chez l'espèce soumise au déplacement de niche trophique (Correa *et al.*, 2012; Peterson *et al.*, 2004). Comme le suggère les résultats, l'ensemencement de poissons issus de pisciculture pourrait induire une compétition intraspécifique entre les omblesensemencés et les ombles indigènes. Yamamoto *et al.* (2008) ont également démontré l'existence d'une compétition intraspécifique entre les individusensemencés et sauvages chez une autre espèce de salmonidé (*Salvelinus leucomaenis*). La compétition interspécifique entre l'omble de fontaine et le meunier noir produit ce type de déplacement de niche trophique (Magnan, 1988; Tremblay et Magnan, 1991). Des études révèlent que l'alimentation des ombles de fontaine en allopatrie était significativement différente de celle en sympatrie avec le meunier noir. Les ombles en allopatrie se nourrissaient à partir d'une source de carbone allochtone soit des proies principalement benthiques alors que ceux en sympatrie se tournaient vers des proies planctoniques qui utilisent une source de carbone

autochtone (Magnan, 1988; Tremblay et Magnan, 1991). À la lumière de ces résultats, il ne faut pas négliger la présence de meunier noir dans les lacs étudiés. La présence de cette espèce est un autre facteur pouvant expliquer le type de niche trophique occupée par les ombles indigènes. De ce fait, il est impossible de démontrer que les omblesensemencés déplacent à elles seules la niche trophique des ombles indigènes. Par contre, il est possible d'affirmer que les ensemencés réussissent à utiliser la source allochtone, et ce malgré la présence du meunier, que les deux génotypes ont une alimentation significativement différente et que les ensemencés sont avantagés par rapport aux indigènes.

Les ombles de fontaine élevés en bassins sont soumis dès leur éclosion à des densités de population très élevées. Très tôt dans leur vie, ils doivent développer des stratégies pour défendre leur nourriture pour survivre (Metcalf *et al.*, 2003). Ils adoptent donc des comportements combatifs en très bas âge. D'ailleurs, plusieurs études comportementales ont démontré que les ombles élevés en bassin développaient des comportements plus agressifs et dominaient (Metcalf *et al.*, 2003; Ruzzante, 1994). Les individus les plus combatifs ont un taux de croissance supérieur en conditions de densité de population très élevée (Huntingford, 2004; Metcalf *et al.*, 2003). Ce phénomène est intensifié en pisciculture puisqu'une sélection artificielle est effectuée en favorisant ces comportements et une croissance rapide (Huntingford, 2004). La transmission de ces caractères phénotypiques de génération en génération peut expliquer en partie les résultats obtenus dans le cadre de cette étude. Les comportements des ombles ensemencés ont pu contribuer au déplacement de niche alimentaire des ombles indigènes et hybrides ou expliquer pourquoi les ombles ensemencés réussissent à utiliser la même niche trophique que le meunier noir alors que les ombles indigènes n'y arrivent pas.

4.1.2. CROISSANCE

La croissance des ombles de fontaine ensemencés surpasse celle des indigènes. Les poissons élevés en pisciculture possèdent un avantage de croissance acquise pendant leur première

année et ils conservent cet avantage tout au long de leur vie. D'autres études qui ont comparé la croissance de salmonidés de souches domestique, hybride et sauvage obtiennent des résultats similaires à ceux de la présente étude (Kallio-Nyber *et al.*, 2011; Martens *et al.*, 2014; Meyer *et al.*, 2012; Nakamura et Doi, 2014; Tymchuk et Devlin, 2005; Weiss et Schmutz, 1999). Toutefois, les résultats concluant que même après leur introduction en lac, les poissons de souche domestique performant bien en milieu naturel s'opposent à plusieurs autres études qui ont comparé les performances des lignées domestiques par rapport à celles sauvages (Baer et Brinker, 2008; Flick et Webster, 1976; Fraser, 1981; Lachance et Magnan, 1990b; Saikkonen *et al.*, 2011; Webster et Flick, 1981; Wills, 2006). Lachance et Magnan (1990b) attribuent la croissance supérieure des lignées sauvages à une meilleure adaptation à leur environnement. Par contre, Lachance et Magnan (1990a) démontrent qu'il n'y a pas de différence significative au niveau de l'alimentation des deux génotypes, ce qui peut expliquer la contradiction entre leurs résultats et la présente étude. Dans le cas où les deux génotypes s'alimentent à partir des mêmes proies, il est possible que les ombles de fontaine sauvages aient une croissance supérieure, mais dans l'éventualité où l'un des génotypes prend avantage des meilleures proies, tout en ayant un avantage de taille lors de l'ensemencement, il est possible que les ombles ensemencés conservent une taille supérieure à celle des individus indigènes.

Les études concluant à une performance supérieure des ombles indigènes impliquent l'élevage des trois génotypes dans une pisciculture avant leur intégration dans un milieu naturel (Fraser, 1981; Lachance et Magnan, 1990b). Dans ces études, les ombles indigènes et ensemencés avaient la même taille lors de leur introduction en lac. Dans la présente étude, les conditions réelles d'ensemencement ont été reproduites, c'est-à-dire que les ombles élevés en pisciculture ont un avantage de taille acquise lors de leur première année de croissance en bassins. La divergence entre les résultats peut en partie être expliquée par les conditions d'élevage qui diffèrent d'une étude à l'autre.

Les études comparant l'alimentation et la croissance d'ombles de fontaine ensemencés et indigènes présentent des résultats d'alimentation conséquents avec ceux obtenus pour la croissance. Dans le cas où la niche trophique est différente entre les génotypes, les proies benthiques sont associées au génotype présentant une taille moyenne supérieure (Wesner *et al.*, 2011). Dans les études où les ombles indigènes et les ombles ensemencés avaient la même taille lors de leur intégration au milieu naturel, les deux génotypes avaient davantage de chance de s'alimenter à partir de la même niche trophique (Fraser, 1981; Lachance et Magnan, 1990a, 1990b). Les résultats de ces études reflètent d'ailleurs cette éventualité où aucune différence significative au niveau des proies consommées n'a été observée. L'origine des poissons, c'est-à-dire s'ils proviennent du milieu naturel ou s'ils ont été élevés en bassins, semble avoir un impact sur la croissance et l'alimentation de l'omble de fontaine.

4.1.3. RECOMMANDATIONS POUR LA GESTION

Cette étude a permis de démontrer que les ombles ensemencés surpassent les ombles indigènes au niveau de leur alimentation et de leur croissance. Le déplacement de niche trophique qui touche les ombles indigènes peut avoir des impacts négatifs significatifs sur plusieurs traits écologiques et contribuer à faire décliner les populations indigènes. D'autres mesures de gestion comme la diminution du quota de pêche devraient être considérées avant l'ensemencement dans les lacs où le nombre d'individus des populations indigènes ne démontrent pas une baisse marquée. Selon Létourneau *et al.* (2018), l'arrêt de l'ensemencement permet une purge génétique où le bagage génétique appartenant à la population domestique disparaît de la population sauvage. Si toutefois l'ensemencement est employé, deux orientations pourraient être considérées par les gestionnaires. Pour la conservation d'une population, les stades les plus jeunes pourraient être privilégiés pour limiter la durée de la croissance en pisciculture et ainsi diminuer les écarts de taille entre les ombles ensemencés et indigènes lors de l'ensemencement. Pour l'ensemencement à des âges d'un an et plus, la taille à l'ensemencement pourrait être contrôlée de façon à uniformiser la taille des ombles ensemencés et indigènes pour un âge donné. De cette façon, il serait possible de diminuer la

compétition intraspécifique causé par l'avantage de taille des ombles ensemencés. Pour la mise en valeur d'une population, une seconde approche pourrait être envisagée pour limiter la compétition intraspécifique pendant les jeunes stades de vie en ensemencant des ombles de taille comparable à des individus de 2 ou 3 ans en milieu naturel (ex. 25 cm et plus). À cette taille, le retrait rapide par la pêche sportive est favorisé. D'autres études seraient nécessaires pour raffiner les approches à privilégier. Entre autres, il serait intéressant d'évaluer l'impact de l'avantage de taille en ensemencement des individus issus de pisciculture de même taille que les individus sauvages. Des études plus approfondies sur les jeunes stades de vie de l'omble de fontaine contribueraient également à mieux comprendre l'espèce et la compétition intraspécifique entre les génotypes.

BIBLIOGRAPHIE

- Al-Hossaini, M., Liu, Q. et Pitcher, T. 1989. Otolith microstructure indicating growth and mortality among plaice, *Pleuronectes platessa* L., post-larval sub-cohorts. *Journal of Fish Biology*, 35 : 81-90.
- Allendorf, F. W. 1991. Ecological and genetic effects of fish Introductions: synthesis and recommendations. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 48 : 178-181.
- Allendorf, F. W., Leary, R. F., Spruell, P. et Wenburg, J. K. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 : 613-622.
- Arismendi, I., González, J., Soto, D. et Penaluna, B. 2012. Piscivory and diet overlap between two non-native fishes in southern Chilean streams. *Austral Ecology*, 37 : 346-354.
- Ask, J., Karlsson, J., Persson, L., Ask, P., Byström, P. et Jansson, M. 2009. Terrestrial organic matter and light penetration: Effects on bacterial and primary production in lakes. *Limnology and oceanography*, 54 : 2034-2040.
- Baer, J. et Brinker, A. 2008. Are growth and recapture of hatchery-reared and resident brown trout (*Salmo trutta* L.) density dependent after stocking? *Ecology of freshwater*, 17 : 455-464.
- Batesa, D. J. et McKeown, B. A. 2003. Growth in stream-stocked juvenile hatchery-reared coastal cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki clarki*) and the implications for wild populations. *Aquaculture*, 222 : 215-228.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J. et Clark, C. W. 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science*, 316 : 1713-1716.
- Biro, P. A., Abrahams, M. V., Post, J. R. et Parkinson, E. A. 2004. Predators select against high growth rates and risk-taking behaviour in domestic trout populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 271 : 2233-2237.
- Bourke, P., Magnan, P. et Rodríguez, M. 1999. Phenotypic responses of lacustrine brook charr in relation to the intensity of interspecific competition. *Evolutionary Ecology*, 13 : 19-31.
- Brown, P., Green, C., Sivakumaran, K. P., Stoessel, D. et Giles, A. 2004. Validating otolith annuli for annual age determination of common carp. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133 : 190-196.
- Campana, S. E. 1990. How reliable are growth back-calculations based on otoliths? *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 47 : 2219-2227.

Campana, S. E. et Thorrold, S. R. 2001. Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations? Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 58 : 30-38.

Carlander, K. D. 1977. Handbook of Freshwater Fishery Biology. Iowa State University Press.

Chambers, R. C. et Miller, T. J. 1995. Evaluating fish growth by means of otolith increment analysis: special properties of individual-level longitudinal data. Recent developments in fish otolith research : 155-175.

Correa, C., Bravo, A. P. et Hendry, A. P. 2012. Reciprocal trophic niche shifts in native and invasive fish: salmonids and galaxiids in Patagonian lakes. Freshwater Biology, 57 : 1769-1781.

Cucherousset, J., Aymes, J. C., Santoul, F. et Céréghino, R. 2007. Stable isotope evidence of trophic interactions between introduced brook trout *Salvelinus fontinalis* and native brown trout *Salmo trutta* in a mountain stream of south-west France. Journal of Fish Biology, 71 : 210-223.

Cucherousset, J., Bouletreau, S., Martino, A., Roussel, J. et Santoul, F. 2012. Using stable isotope analyses to determine the ecological effects of non-native fishes. Fisheries Management and Ecology, 19 : 111-119.

Dewald, L. et Wilzbach, M. A. 1992. Interactions between native brook trout and hatchery brown trout: effects on habitat use, feeding, and growth. Transactions of the American Fisheries Society, 121 : 287-296.

Dill, L. M. et Fraser, A. H. 1984. Risk of predation and the feeding behavior of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Behavioral Ecology and Sociobiology, 16 : 65-71.

Dunham, R. A. 2011. Aquaculture and fisheries biotechnology: genetic approaches. Centre for Agricultural Bioscience International.

Eskelinen, P. 1989. Effects of different diets on egg production and egg quality of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquaculture, 79 : 275-281.

Fausch, K. D. et White, R. J. 1986. Competition among juveniles of coho salmon, brook trout, and brown trout in a laboratory stream, and implications for Great Lakes tributaries. Transactions of the American Fisheries Society, 115 : 363-381.

Flick, W. A. et Webster, D. A. 1976. Production of wild, domestic, and interstrain hybrids of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in natural ponds. Journal of the Fisheries Board of Canada, 33 : 1525-1539.

Francis, R. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. *Journal of Fish Biology*, 36 : 883-902.

Fraser, J. M. 1981. Comparative survival and growth of planted wild, hybrid, and domestic strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in ontario lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 38 : 1672-1684.

Glaz, P., Sirois, P. et Nozais, C. 2012. Determination of food sources for benthic invertebrates and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in canadian boreal shield lakes using stable isotope analysis. *Aquatic Biology*, 17 : 107-117.

Glaz, P., Sirois, P., Archambault, P. et Nozais, C. 2014. Impact of forest harvesting on trophic structure of eastern canadian boreal shield lakes: insights from stable isotope analyses. *Plos One*, 9 : 96-143.

Gossieaux, P., Sirois, P., Bernatchez, L. et Garant, D. 2018. Introgressive hybridization between wild and domestic individuals and its relationship with parasitism in brook charr *Salvelinus fontinalis*. *Journal of Fish Biology*, 93 : 664-673.

Gossieaux, P., Lavoie, E., Sirois, P., Thibault, I., Bernatchez, L. et Garant, D. 2020. Effects of genetic origin on phenotypic divergence in Brook trout populations stocked with domestic fish. *Ecosphere*, 11: e03119.

Griffith Jr, J. S. 1972. Comparative behavior and habitat utilization of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and cutthroat trout (*Salmo clarki*) in small streams in northern Idaho. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29 : 265-273.

Harvey, B. C. et Nakamoto, R. J. 1996. Effects of steelhead density on growth of coho salmon in a small coastal California stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125 : 237-243.

Huntingford, F. A. 2004. Implications of domestication and rearing conditions for the behaviour of cultivated fishes. *Journal of Fish Biology*, 65 : 122-142.

Hyatt, K. D., Mathias, K. L., McQueen, D. J., Mercer, B., Milligan, P. et Rankin, D. P. 2005. Evaluation of hatchery versus wild sockeye salmon fry growth and survival in two British Columbia lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 25 : 745-762.

Janjua, M. Y., Zanella, D. et Gerdeaux, D. 2010. Comparative effectiveness, growth and dispersal of stocked Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from different origins in Lake Annecy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 04 : 397.

Kallio-Nyber, I., Saloniemi, I., Jutila, E. et Jokikokko, E. 2011. Effect of hatchery rearing and environmental factors on the survival, growth and migration of Atlantic salmon in the Baltic Sea. *Fisheries research*, 109 : 285-294.

Kerr, S. J. 2000. Brook trout stocking: An annotated bibliography and literature review with an emphasis on Ontario waters. Fish and Wildlife Branch et Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario.

Kerr, S. J. et Grant, R. E. 2000. Ecological impacts of fish introductions: evaluating the risk. Fish and Wildlife Branch, Ontario Ministry of Natural Resources.

Kocik, J. F. et Taylor, W. W. 1994. Summer survival and growth of brown trout with and without steelhead under equal total salmonine densities in an artificial stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123 : 931-938.

Kusnierz, P. C., Stimmell, S. P. et Leonard, J. B. K. 2014. Migration, size, and age structure of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) from two lake superior tributaries. *The American Midland Naturalist*, 172 : 119-130.

Lachance, S. et Magnan, P. 1990a. Comparative ecology and behavior of domestic, hybrid, and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 : 2285-2292.

Lachance, S. et Magnan, P. 1990b. Performance of domestic, hybrid, and wild strains of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, after stocking: the impact of interspecific competition. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 47 : 2278-2284.

Lamaze, F. C., Garant, D. et Bernatchez, L. 2013. Stocking impacts the expression of candidate genes and physiological condition in introgressed brook charr (*Salvelinus fontinalis*) populations. *Evolutionary Applications*, 6 : 393-407.

Létourneau, J., Ferchaud, A. L., Le Luyer, J., Laporte, M., Garant, D. et Bernatchez, L. 2018. Predicting the genetic impact of stocking in Brook Charr (*Salvelinus fontinalis*) by combining RAD sequencing and modeling of explanatory variables. *Evolutionary Applications*, 11 : 577-592.

Magnan, P. 1988. Interactions between brook charr, *Salvelinus fontinalis*, and nonsalmonid species: ecological shift, morphological shift, and their impact on zooplankton communities. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 45 : 999-1009.

Marie, A. 2010. Impacts génétiques desensemencements d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) Thèse de doctorat.

Marie, A., Bernatchez, L. et Garant, D. 2010. Loss of genetic integrity correlates with stocking intensity in brook charr (*Salvelinus fontinalis*). *Molecular Ecology*, 19 : 2025-2037.

Martens, M. T., Wall, A. J., Pyle, G. G., Wasylenko, B. A., Dew, W. A., Devlin, R. H. et Blanchfield, P. J. 2014. Growth and feeding efficiency of wild and aquaculture genotypes of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) common to Lake Huron, Canada. *Journal of Great Lakes Research*, 40 : 377-384.

Matsuzaki, S.-I. S., Mabuchi, K., Takamura, N., Hicks, B. J., Nishida, M. et Washitani, I. 2010. Stable isotope and molecular analyses indicate that hybridization with non-native domesticated common carp influence habitat use of native carp. *Oikos*, 119 : 964-971.

McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., ó Maoiléidigh, N., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D. et Rogan, G. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 270 : 2443-2450.

MDDEFP. 2013. Outil d'aide à l'ensemencement des plans d'eau - Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats et Direction de la faune aquatique, Québec, 12 p.

Mesa, M. G. 1991. Variation in feeding, aggression, and position choice between hatchery and wild cutthroat trout in an artificial stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120 : 723-727.

Metcalfe, N. B., Valdimarsson, S. K. et Morgan, I. J. 2003. The relative roles of domestication, rearing environment, prior residence and body size in deciding territorial contests between hatchery and wild juvenile salmon. *Journal of Applied Ecology*, 40 : 535-544.

Meyer, K. A., High, B. et Elle, F. S. 2012. Effects of stocking catchable-sized hatchery rainbow trout on wild rainbow trout abundance, survival, growth, and recruitment. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141 : 224-237.

MFFP. 2013. Production et ensemencement. Consulté le 15 avril, <http://www.mffp.gouv.qc.ca/faune/peche/ensemencement/production-ensemencement.jsp>

Milot, E., Perrier, C., Papillon, L., Dodson, J. J. et Bernatchez, L. 2012. Reduced fitness of Atlantic salmon released in the wild after one generation of captive breeding. *Evolutionary Applications* : 472-485.

Monroy, M., Maceda-Veiga, A., Caiola, N. et De Sostoa, A. 2014. Trophic interactions between native and introduced fish species in a littoral fish community. *Journal of Fish Biology*, 85 : 1693-1706.

MPO. 2013. Élaboration d'un plan de gestion intégrée des pêches (PGIP). Consulté le 30 janvier 2013. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/fm-gp/peches-fisheries/ifmp-gmp/guidance-guide/preparing-ifmp-pgip-elaboration-fra.htm>

MRNF. 2008. Lignes directrices sur lesensemencements de poissons. Secteur faune Québec, Québec, 82 p.

MRNF. 2011. Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures. Gouvernement du Québec Service de la faune aquatique, Québec, 137 p.

Nakamura, T. et Doi, T. 2014. Do stocked hatchery-reared juveniles ecologically suppress wild juveniles in *Salvelinus leucomaenis*? *Journal of Fish Biology*, 84 : 1289–1299.

Ogutu-Ohwayo, R. 1990. The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes*, 27 : 81-96.

Panfili, J., de Pontual, H., Troadec, H. et Wright, P. J. 2002. Manuel de sclérochronologie des poissons. IFREMER, France, 463 p.

Paul G Fernandes et Cook, Robin M. 2013. Reversal of fish stock decline in the northeast Atlantic. *Current Biology*, 23 : 1432-1437.

Peery, C. et Bjornn, T. 1996. Small-scale investigations into Chinook salmon supplementation strategies and techniques 1992–1994. Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, University of Idaho : 138.

Perga, M. E. 2004. Origine et flux de carbone dans les réseaux trophiques lacustres: Étude par analyse de la composition en isotopes stables du carbone et de l'azote du zooplancton et des poissons.

Perry, R. C. et Keefe, D. G. 2014. Comparing age, growth, and mortality of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) sampled from seven lakes on the northern peninsula, Newfoundland to assess the efficacy of established regulations for ten mile lake. Canadian Science Advisory Secretariat Pêche et Ocean Canada.

Peterson, B. J. et Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18 : 293-320.

Peterson, D., Peterson, D., Fausch, K. et White, G. 2004. Population ecology of an invasion: effects of brook trout on native cutthroat trout. *Ecological Applications*, 14 : 754-772.

Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology*, 83 : 703-718.

Power, M., Power, G., Caron, F., Doucett, R. et Guiguer, K. A. 2002. Growth and dietary niche in *Salvelinus alpinus* and *Salvelinus fontinalis* as revealed by stable isotope analysis. *Environmental Biology of Fishes*, 64 : 75-85.

Premke, K., Karlsson, J., Steger, K., Gudasz, C., von Wachenfeldt, E. et Tranvik, L. J. 2010. Stable isotope analysis of benthic fauna and their food sources in boreal lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 : 1339-1348.

Quinn, T. P., Seamons, T. et Johnson, S. 2012. Stable isotopes of carbon and nitrogen indicate differences in marine ecology between wild and hatchery-produced steelhead. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141 : 526-532.

Robillard, M. M., McLaughlin, R. et Mackereth, R. W. 2011. Diversity in habitat use and trophic ecology of brook trout in Lake Superior and tributary streams revealed through stable isotopes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140 : 943-953.

Ruzzante, D. E. 1994. Domestication effects on aggressive and schooling behavior in fish. *Aquaculture*, 120 : 1-24.

Saikkonen, A., Kekäläinen, J. et Piironen, J. 2011. Rapid growth of Atlantic salmon juveniles in captivity may indicate poor performance in nature. *Biological Conservation*, 144 : 2320–2327.

Sirois, P., Lecomte, F. et Dodson, J. J. 1998. An otolith-based back-calculation method to account for time-varying growth rate in rainbow smelt (*Osmerus mordax*) larvae. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 55 : 2662-2671.

Skov, C., Koed, A., Baastrup-Spohr, L. et Arlinghaus, R. 2011. Dispersal, growth, and diet of stocked and wild northern pike fry in a shallow natural lake, with implications for the management of stocking programs. *North American Journal of Fisheries Management*, 31 : 1177–1186.

Sveier, H. et Lied, E. 1998. The effect of feeding regime on growth, feed utilisation and weight dispersion in large Atlantic salmon (*Salmo salar*) reared in seawater. *Aquaculture*, 165 : 333-345.

Teixeira, A. I. et Cortes, R. M. V. 2006. Diet of stocked and wild trout, *Salmo trutta*: Is there competition for resources? *Folia Zoology*, 55 : 61-73.

Tremblay, S. et Magnan, P. 1991. Interactions between two distantly related species, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 48 : 857-867.

Tymchuk, W. E. et Devlin, R. H. 2005. Growth differences among first and second generation hybrids of domesticated and wild rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 245 : 295–300.

Tymchuk, W. E., Biagi, C., Withler, R. et Devlin, R. H. 2006. Growth and behavioral consequences of introgression of a domesticated aquaculture genotype into a native strain of coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135 : 442-455.

Valiquette, E., Perrier, C., Thibault, I. et Bernatchez, L. 2014. Loss of genetic integrity in wild lake trout populations following stocking: insights from an exhaustive study of 72 lakes from Québec, Canada. *Evolutionary Applications*, 7 : 625-644.

Van Offelen, H. K., Krueger, C. C. et Schofield, C. L. 1993. Survival, growth, movement, and distribution of two brook trout strains stocked into small adirondack streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 13 : 86-95.

Vander Zanden, M. J. et Rasmussen, J. B. 1999. Primary consumer $\delta_{13}\text{C}$ and $\delta_{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology*, 80 : 1395-1404.

Vander Zanden, M. J. et Rasmussen, J. B. 2001. Variation in $\delta_{15}\text{N}$ and $\delta_{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and oceanography*, 46 : 2061-2066.

Vander Zanden, M. J., Cabana, G. et Rasmussen, J. B. 1997. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta_{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 54 : 1142-1158.

Weatherley, A. H., Gill, H. et Casselman, J. M. 1987. *The biology of fish growth*. Academic press London.

Webster, D. A. et Flick, W. A. 1981. Performance of indigenous, exotic, and hybrid strains of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in waters of the adirondack mountains, New York. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 38 : 1701-1707.

Weiss, S. et Schmutz, S. 1999. Performance of hatchery-reared brown trout and their effects on wild fish in two small austrian streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 128 : 302-316.

Wesner, J. S., Cornelison, J. W., Dankmeyer, C. D., Galbreath, P. F. et Martin, T. H. 2011. Growth, pH tolerance, survival, and diet of introduced northern-strain and native southern-strain appalachian brook trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 140 : 37-44.

Wills, T. C. 2006. Comparative abundance, survival, and growth of one wild and two domestic brown trout strains stocked in Michigan rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 26 : 535-544.

Yamamoto, S., Nakamura, H. et Koga, K. 2008. Interaction between hatchery and wild juvenile white-spotted charr *Salvelinus leucomaenis* in a stream enclosure experiment. *Journal of Fish Biology*, 73 : 861-869.

