



Structure de population de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) aux Îles-de-la-Madeleine dans un contexte de gestion des pêches et de protection des habitats fauniques

Par Martin Breton

Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de l'obtention du grade de Maîtrise ès sciences (M. Sc.) en ressources renouvelables

Saguenay, Québec, Canada

© Martin Breton, 2026

RÉSUMÉ

L'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) est une espèce de poisson fourrage anadrome retrouvée dans le fleuve, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Aux Îles-de-la-Madeleine (IDL), des pêches commerciales et récréatives à l'éperlan sont pratiquées en automne et en hiver. Ces pêches constituent des activités sociales et culturelles importantes, puisque l'exploitation et la consommation de l'espèce sont ancrées dans une longue tradition. La pêche commerciale génère des retombées économiques à l'échelle locale. En effet, quelques 800 permis de pêche commerciale à l'éperlan sont émis à chaque année uniquement aux IDL et en moyenne près de 14 tonnes métriques d'éperlans sont récoltées annuellement. Cependant, au cours des dernières décennies, le stock d'éperlan local a connu un déclin important. De plus, bien que le nombre de ruisseaux aux IDL soit élevé, très peu d'éperlans semblent les utiliser pour frayer. En effet, la plupart des cours d'eau des IDL sont dans un état de dégradation de moyen à important, généralement lié à des perturbations de nature anthropique. Plusieurs mesures ont été entreprises afin de remédier à la situation et ainsi d'optimiser et raffiner la gestion de la pêche pour cette espèce. Cependant, le manque de connaissance de l'état et de la dynamique des populations, du recrutement et des habitats de croissance et de reproduction ne permet pas de déterminer les causes exactes du déclin des populations et donc, de mettre en place des solutions pour y remédier. Cette étude vise donc à utiliser la chimie des otolithes pour déterminer la provenance des adultes récoltés par les pêches commerciales et caractériser la structure du stock d'éperlan arc-en-ciel des IDL. Une caractérisation de l'habitat de fraie a également été effectuée afin de vérifier quels cours d'eau sont les plus productifs et propices à la fraie de l'éperlan. Les résultats ont démontré que plus de 50% du recrutement de l'éperlan était local et que plusieurs ruisseaux locaux contribuent assez uniformément au stock. Nous émettons l'hypothèse que les éperlans d'origine externe pourraient migrer aux IDL par la dérive passive des larves induite par les courants de surface du golfe du Saint-Laurent ou par la migration active d'adultes. De plus, la caractérisation des habitats de fraie a permis de conclure que les éperlans semblent s'adapter assez aisément aux conditions locales lorsqu'il est temps de choisir un emplacement de fraie et que ces derniers peuvent présenter des caractéristiques environnementales variées sans nécessairement nuire à la fraie.

MOTS-CLÉS : éperlan arc-en-ciel; Îles-de-la-Madeleine; recrutement; structure du stock; chimie des otolithes; habitat; frayères.

ABSTRACT

Rainbow smelt (*Osmerus mordax*) is a small pelagic species found in the estuary and Gulf of St. Lawrence. In the Magdalen Islands, commercial and recreational smelt fishing takes place in autumn and winter. These fisheries are of social and cultural importance, as the exploitation and consumption of the species are rooted in a long tradition. Commercial fishing generates considerable economic spin-offs for the region. In fact, some 800 commercial smelt fishing licenses are issued each year in the Magdalen Islands alone, and an average of nearly 14 metric tons of smelt are harvested annually in this area. However, over the past few decades, smelt stocks in the Magdalen Islands have experienced significant declines. Furthermore, although the number of streams in the Magdalen Islands is high, very few smelts seem to use them to spawn. In fact, most of the local streams and creeks are in a state of moderate to severe degradation, mainly due to human disturbance. Several measures have been taken to remedy the situation and optimize and refine fisheries management for this species. However, the lack of knowledge about population status and dynamics, recruitment and reproduction habitats mean that it is not possible to determine the exact causes of population decline, and therefore to implement solutions to remedy the situation. The aim of this study is therefore to use otolith chemistry to determine the origin of adults harvested by commercial fisheries and to characterize the structure of the Magdalen Islands Rainbow Smelt stock. A spawning habitat characterization was also carried out to verify which streams are the most productive and suitable for smelt spawning. The results showed that over 50% of smelt recruitment was from local reproduction, and that several local streams contributed evenly to recruitment. We hypothesize that smelts of external origin may migrate to the Magdalen Islands through the passive drift of larvae induced by surface currents in the Gulf of St. Lawrence or through the active migration of adults. In addition, the characterization of spawning habitats led to the conclusion that smelts seem to adapt easily to local conditions when it comes to choosing a spawning site, and that these sites can present a variety of environmental characteristics without necessarily hindering spawning.

KEYWORDS: Rainbow Smelt; Magdalen Islands; recruitment; stock structure; otolith chemistry; habitat; spawning grounds.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iii
ABSTRACT	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
LISTE DES ABBRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	ix
REMERCIEMENTS	xi
AVANT-PROPOS.....	xiii
1. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Gestion des stocks de poissons anadromes	1
1.1.1 Stock et recrutement : Cas des poissons anadromes	1
1.1.2 Problématique du déclin des stocks et effets anthropiques.....	4
1.1.3 Outils méthodologiques pour étudier la structure des stocks.....	6
1.2 Biologie de l'éperlan arc-en-ciel du Saint-Laurent.....	8
1.3 Exploitation de l'éperlan arc-en-ciel dans le système Saint-Laurent	12
1.4 Objectifs du mémoire de maîtrise	15
2. RAINBOW SMELT (<i>OSMERUS MORDAX</i>) POPULATION STRUCTURE IN THE MAGDALEN ISLANDS IN A CONTEXT OF FISHERIES MANAGEMENT AND WILDLIFE HABITAT PROTECTION	16
2.1 Abstract	16
2.2 Introduction	18
2.3 Material and methods	21
2.3.1 Study area and specimen collection	21
2.3.2 Laboratory sample processing	26
2.3.3 Data processing.....	28
2.3.4 Statistical analysis	30
2.4 Results.....	31
2.4.1 Natal origin at regional scale	31
2.4.2 Natal origin at local scale.....	36
2.4.3 Spawning habitat characterization	37

2.5 Discussion	38
2.5.1 Natal origin and fish movement.....	39
2.5.2 Spawning habitats	43
3. CONCLUSION GÉNÉRALE	45
3.1 Structure du stock d'éperlan arc-en-ciel des Îles-de-la-Madeleine.....	45
3.2 État des frayères et perturbations.....	47
3.3 Gestion de la pêche à l'éperlan aux Îles-de-la-Madeleine et implications .	48
LISTE DE RÉFÉRENCES.....	50
ANNEXE 1	61
ANNEXE 2	62

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Inventory of Rainbow Smelt larvae and adults captured in 2023 and 2024 for each of the study sites.....	25
Table 2. ICP-MS parameter conditions for laser ablation of otoliths in larval and adult Rainbow Smelts.....	28
Table 3. Random Forest reclassification success results of Rainbow Smelt larvae based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the three regions.	35
Table 4. Random Forest reassignment results of adult smelts based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the three regions.. ..	35
Table 5. Random Forest reclassification success of smelt larvae based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the five main streams of the Magdalen Islands.....	36
Table 6. Random Forest reassignment results of adult smelts based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the five main streams of the Magdalen Islands.....	37
Table 7. Physicochemical parameters of the main Rainbow Smelt's spawning grounds in the Magdalen Islands in May 2023	37

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.** Sampling sites for Rainbow Smelt larvae and adults in the Magdalen Islands archipelago (b) and Gulf of St. Lawrence (b) (Quebec, Canada) in 2023 and 2024. Identified yellow dots represent larvae sites (9) and white stars adult sites (5) in the Magdalen Islands archipelago, red dots show Cape Breton Island larvae sites (3) and green dots depict Gaspésie peninsula larvae sites (3). 23
- Figure 2.** Concentrations of Mg, Mn, Zn and Sr in Rainbow Smelt larvae's otolith core from the three different regions (Magdalen Islands, Gaspésie and Cape Breton). Values linked with the same common letter are not significantly different (ANOVA, HSD TUKEY). 32
- Figure 3.** Cluster analysis of adult Rainbow Smelts based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr. The labels under branches of the cluster tree depicted each specimen. 33
- Figure 4.** Quadratic discriminant analysis (QDA) based on Mg, Mn, Zn and Sr elemental signature in Rainbow Smelt larvae's otolith core in three different regions in the Gulf of St. Lawrence (Magdalen Islands – blue dots, Gaspésie – green dots and Cape Breton – red dots). The black triangles depicted the distribution of the adult specimens across the model. 34

LISTE DES ABBRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

ANOVA	Analysis of Variance
BRN	Ruisseau du Bras-du-Nord
BUT	Ruisseau de la Butte du Lac
CAM	Site de pêche de Cap-aux-Meules
CB1	Ruisseau Cap-Breton 1
CB2	Ruisseau Cap-Breton 2
CB3	Ruisseau Cap-Breton 3
CREAE	Chaire de recherche sur les espèces aquatiques exploitées
EDN	Site de pêche de l'Étang-du-Nord
e.g.	<i>exempli gratia</i> (par exemple)
ETC	Ruisseau de l'Étang des Caps
FA	Site de pêche de Fatima
FAO	Food and Agriculture Organization
GRB	Ruisseau du Grand Bras
GR	Site de pêche de la Grande-Rivière
GRR	Ruisseau de la Grande-Rivière
HAM	Site de pêche de Havre-aux-Maisons
HSD	Honestly Significant Difference
IDLM	Îles-de-la-Madeleine
i. e.	id (c'est-à-dire)
KEM	Ruisseau Kempt
LA-ICP-MS	Laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry

LabMaTer	Laboratoire sur les Matériaux Terrestres
MAR	Ruisseau de la Martinique
MELCCFP	Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs
NIST	National Institute of Standards and Technology
OHN	Ruisseau Old Harry Nord
OHS	Ruisseau Old Harry Sud
PAB	Ruisseau du Grand Pabos
PCA	Principal Component Analysis
POR	Ruisseau du Portage
QDA	Quadratic Discriminant Analysis
SAL	Ruisseau Sallarsville
UQAC	Université du Québec à Chicoutimi
USGS	United States Geological Survey
ZIP	Zone d'Intervention Prioritaire

REMERCIEMENTS

Je remercie d'abord sincèrement ma direction de recherche, Olivier Morissette et Pascal Sirois pour leur support, leur expertise et leurs conseils tout au long de mon parcours académique. Mon retour aux études après 7 ans de carrière au ministère a grandement été facilité par leur encadrement et leur appui, ainsi que mon intégration au laboratoire par ma participation à divers projets très stimulants. Cette participation m'a permis de m'introduire au merveilleux monde de la biologie aquatique et a su raviver en moi une nouvelle passion.

Je tiens aussi à remercier Frédéric Lecomte, mon enseignant d'ichtyologie de l'université Laval, qui m'a d'abord transmis sa passion pour la biologie des poissons pendant mon baccalauréat par son grand dynamisme et ses excellentes compétences en enseignement. Il a également su m'apporter son soutien et me diriger pendant mon processus de retour aux études. Merci également pour ton expertise et pour ton implication dans le projet.

Je tiens également à remercier les membres du personnel du laboratoire de la CREAE, Anne-Lise Fortin, Sonya Lévesque et Félix Gagnon que je qualifie d'équipe de feu. Leur implication, leur rigueur et leur dévouement ne trouvent que très peu d'égal. Leur sens de l'humour et leur bonne humeur au travail font de ce laboratoire un endroit fort agréable et stimulant à travailler. Merci Félix pour ton aide au laboratoire et pour tes conseils dans l'apprentissage du hockey. Merci Sonya pour ton encadrement, ta vivacité et tes aptitudes à nous garder motivés. Et merci Anne-Lise pour ton aide au laboratoire, mais aussi pour ton sens de l'organisation inspirant.

Merci aux étudiants de 1^{er} cycle Julien Lemay, Rosalie Gagnon, Marianne Tremblay et Sabrina Villeneuve pour m'avoir aidé dans mes activités de laboratoire. Ça a été un plaisir de vous avoir côtoyé, mais également de vous voir persévérer et poursuivre vers les études graduées.

Merci aux partenaires de recherche Antoine Richard, Kathleen Sévigny, Myriam Ouellet et Félix Wiseman de la Direction de la Gestion de la Faune en Gaspésie (MELCCFP) pour l'appui, les conseils et l'aide sur le terrain lors de mes deux années d'échantillonnage aux Îles et pour la récolte de spécimens en Gaspésie. Votre expérience sur le terrain et sur la biologie aquatique a été grandement bénéfique pour mon projet. Merci Kathleen pour tout le travail colossal de planification, d'organisation et de logistique qu'il y a derrière la préparation terrain. Merci à vous tous pour la bonne compagnie sur le terrain.

Un grand merci aussi à Catherine Dally-Bélanger du Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine pour ton implication dans le projet et pour le suivi des échantillons. Merci également à tous les pêcheurs locaux qui ont participé au projet et qui nous ont fourni les spécimens adultes nécessaires au projet.

Merci à Jacques Poirier de la Fédération québécoise des Chasseurs et Pêcheurs (FédéCP) pour ton intérêt et ta participation dans le projet. Merci de nous avoir guidé

dans nos échantillonnages et d'avoir été notre premier contact avec les pêcheurs locaux. Je remercie également la fondation Héritage Faune pour le support financier par l'intermédiaire de la bourse Pierre-Latrace, pour l'invitation à votre congrès annuel et aussi pour avoir donné davantage de visibilité à mon projet.

Je tiens à remercier Ressources Aquatiques Québec pour la participation à deux reprises au congrès annuel. Merci également pour le support financier lors de ma participation à de multiples activités tels que le congrès annuel du Larval Fish Conference en Ohio en 2024 et à Québec en 2025 et mon stage en Colombie-Britannique à la Station biologique du Pacifique pour le MPO.

AVANT-PROPOS

Trois chapitres composent ce mémoire, dont le deuxième intitulé *Rainbow Smelt (Osmerus mordax) population structure in the Magdalen Islands in a context of fisheries management and wildlife habitat protection* a été rédigé en anglais et sera soumis à une revue scientifique pour évaluation par les pairs et publication. Le chapitre 1 présente une introduction générale du sujet dans laquelle on retrouve une mise en contexte de l'étude et le chapitre 3 résume le mémoire et met en évidence la portée, ainsi que les limites de l'étude.

La récolte des données a été réalisée par le candidat à la maîtrise, ainsi que quatre membres du MELCCFP : Kathleen Sévigny, Félix Wiseman, Myriam Ouellet et Antoine Richard avec la collaboration des pêcheurs locaux des Îles-de-la-Madeleine. La compilation des données brutes a été réalisée par le MELCCFP et le comité ZIP des Îles. Le traitement des données en laboratoire, les analyses statistiques et la rédaction ont été effectués par le candidat, sous la supervision de la direction de recherche Olivier Morissette et Pascal Sirois, professeurs à l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), ainsi qu'Antoine Richard (MELCCFP) et Frédéric Lecomte (MELCCFP). Ces derniers ont également participé au livrable final avec l'aide de leurs corrections et révisions. Les coauteurs du manuscrit sont : Olivier Morissette, Pascal Sirois, Antoine Richard, Frédéric Lecomte et Kathleen Sévigny.

1. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Gestion des stocks de poissons anadromes

1.1.1 Stock et recrutement : Cas des poissons anadromes

Les stocks de poissons sont généralement désignés par les auteurs comme étant des unités reproductives et renouvelables de taille variable où chaque membre partage des caractéristiques naturelles communes, formant ainsi des populations exploitables dans des régions spécifiques (Hilborn & Walters 1992). Le concept de « stock » a grandement évolué au cours des quelques dernières décennies. Le problème majeur rencontré par les scientifiques et les gestionnaires de pêche à l'époque était la fluctuation interannuelle des stocks de poissons et donc, la difficulté à évaluer convenablement leur abondance (Hjort 1914). Au départ, les scientifiques croyaient que cette fluctuation était majoritairement due aux mouvements et aux migrations des poissons (Sinclair & Smith 2002). Il se trouve que cette idée correspondait plutôt bien aux observations de l'époque sur plusieurs stocks exploités. Cette idée a finalement été délaissée au début des années 1900 au profit d'une mentalité plutôt centrée sur les populations, laquelle affirme plutôt que la ressource est limitée, variable et définie localement (Sinclair & Smith 2002) et que les populations exploitables sont également régies par des processus naturels tels que le recrutement, la migration et la connectivité (Milton & Shaklee 1987).

Le recrutement chez les poissons constitue l'un des plus importants processus dans la régulation des populations (Lecomte & Dodson 2004) et il joue un rôle majeur dans la gestion des pêcheries (Houde 2008; Camp *et al.* 2020; Robert *et al.* 2023). Il

est sommairement défini comme étant le processus selon lequel les jeunes individus d'une population croissent et survivent à un stade critique d'importante mortalité dépendant de la densité pour rejoindre une classe d'âge et de taille moins vulnérable, avec un meilleur taux de survie et qui sera exploitable par les pêcheries (Camp *et al.* 2020). La plupart des poissons marins pélagiques, incluant un grand nombre d'espèces anadromes, produisent une très grande quantité d'œufs avec un taux de survie très faible et variable d'une année à l'autre (Le Pape & Bonhommeau 2015; Aoki *et al.* 2018). Les abondances des populations ainsi produites sont directement régulées par la survie des jeunes stades de vie (Hjort 1914). En effet, ce sont bien souvent les jeunes stades de vie tels que les larves et les juvéniles qui jouent un rôle clé dans les processus d'abondance des stocks, puisque ces stades sont sujets à une mortalité plus élevée et plus variable (Levin & Stunz 2005; Aoki *et al.* 2018). Cependant, les jeunes stades forment souvent un goulot d'étranglement dans la dynamique des populations et de faibles changements dans leur taux de survie peuvent avoir un impact considérable sur l'abondance et le renouvellement du stock (Levin & Stunz 2005). De plus, les jeunes stades sont généralement très sensibles aux variations environnementales et à la qualité de l'habitat (Geffen 1990; Le Pape & Bonhommeau 2015).

À différentes étapes de leur cycle vital, les poissons ont des besoins spécifiques en termes d'habitat (Mingelbier *et al.* 2016). Parmi ceux-ci, les habitats de reproduction et d'alevinage sont d'une importance cruciale dans la détermination du taux de survie des poissons (Holbrook *et al.* 2000). En effet, les poissons exploitent généralement des zones de reproduction qui favorisent le transport larvaire vers des zones optimisant la survie et la croissance des juvéniles (Lecomte et Dodson 2004). Les zones d'alevinage

représentent des aires de croissance idéales pour les juvéniles, puisqu'elles sont très productives et offrent d'excellents abris pour les jeunes stades de vie (Beck et al. 2001). Les zones côtières et les estuaires constituent des aires d'alevinage importantes (Beck et al. 2001; Laegdsgaard & Johnson 2001; Peterson 2003; Lecomte & Dodson 2004), particulièrement pour les espèces migrantes anadromes qui dépendent de ces habitats et qui doivent s'y déplacer pour se nourrir ou se reproduire.

La migration est un type de stratégie comportementale qui permet de maximiser la croissance et d'optimiser les chances de survie (Northcote 1978). Elle consiste en un mouvement volontaire des individus d'une espèce vers une destination plus favorable à la survie et la croissance des jeunes, généralement définie par l'équilibre entre coûts et bénéfices (Tut & Tsegaye 2023). L'anadromie est un exemple de comportement migratoire où les individus, passant la majeure partie de leur vie juvénile et adulte en mer pour croître et atteindre la maturité, retourneront en eau douce pour se reproduire à une période précise de l'année (Tut & Tsegaye 2023). L'océan a généralement pour avantage de fournir une nourriture beaucoup plus abondante en comparaison avec certains milieux dulcicoles, ce qui est profitable pour la croissance des adultes (Hendry & Stearns 2004). À l'inverse, les ruisseaux et les rivières offrent à certains poissons anadromes un milieu disposant de plus d'abris pour se protéger de la prédation, surtout pour les jeunes stades de vie qui sont beaucoup plus susceptibles à la prédation (Houde 2008). De ce fait, les poissons anadromes profitent au maximum des avantages procurés par les milieux marins et les milieux dulcicoles. Les poissons anadromes entament donc, à différents moments de leur vie, des migrations saisonnières de

distances variables vers des lieux de reproduction propices à la survie de leur progéniture (Northcote 1978).

1.1.2 Problématique du déclin des stocks et effets anthropiques

Les pêcheries commerciales jouent un rôle important dans l'économie et l'approvisionnement alimentaire de nombreuses communautés à travers le monde (FAO 2024) et nombreuses sont les espèces anadromes prisées par ces pêcheries (Lucas & Baras 2001). En effet, selon un rapport de 2024 de la FAO, les besoins en produits de la mer pour la consommation humaine n'ont cessé de croître mondialement. Les pêcheries commerciales peuvent cependant avoir un impact considérable sur les populations exploitées et les écosystèmes, c'est pourquoi elles doivent être prises en compte dans la gestion des stocks (Cadrin *et al.* 2014). Les stocks de poissons ont connu des déclinés généralisés depuis les dernières décennies en raison des innovations majeures des technologies d'exploitation de l'industrie des pêcheries (Mingelbier *et al.* 2016; Aoki *et al.* 2018). Effectivement, les stocks ayant subi des surpêches n'ont cessé d'augmenter, en particulier au cours des dernières décennies (FAO 2024). L'épuisement des stocks peut ainsi résulter en une perte de diversité génétique, ce qui peut entraîner des conséquences majeures (Smith *et al.* 1991) et résulter en des changements importants dans les caractéristiques biologiques d'une population (Ricker 1981). En effet, l'effondrement d'un stock dû à la surpêche peut imposer des conséquences à long terme très coûteuse sur les plans environnemental et socio-économique d'une région et les mesures de rétablissement peuvent parfois s'avérer inefficaces (Mingelbier *et al.* 2016), en particulier sur les populations pour lesquelles on possède peu de données relatives au stock (Restrepo & Powers 1999). L'abondance

d'un stock est cependant difficilement prévisible, en raison de sa forte variabilité et de l'influence des multiples facteurs encore parfois mal connus qui peuvent l'affecter (Aoki *et al.* 2018). À cela s'ajoute le fait qu'un stock peut être composé d'un mélange de plusieurs populations géographiquement rapprochées (stocks mixtes) et certaines de ces populations peuvent être plus sujettes à la surpêche que d'autres. Leur gestion nécessite donc une bonne compréhension de la dynamique de toutes les populations qui composent le stock mixte, au risque d'un effondrement généralisé (Cadrin *et al.* 2014). Lorsqu'un stock est exploité, il devient alors essentiel de bien comprendre les facteurs qui en régissent les dynamiques internes et externes qui le modifient, à différents stades de vie, afin d'assurer sa durabilité, et ainsi éviter l'effondrement de la ressource (Cadrin *et al.* 2014).

Les activités humaines peuvent avoir une incidence sur certaines dynamiques internes des populations de poissons. Les habitats de croissance et de reproduction, tels que les estuaires par exemple, sont souvent partagés entre milieux naturels et urbanisés et il peut être parfois compliqué d'identifier et de protéger les sources principales du recrutement d'un stock provenant d'un habitat relativement dégradé (Lazartigues *et al.* 2018). Les activités anthropiques sont connues pour avoir des impacts considérables sur la qualité de l'eau et les habitats des jeunes stades de vie des poissons (de Lima *et al.* 2024). En effet, elles peuvent contribuer à la destruction des herbiers servant d'abris aux larves ou apporter des sédiments fins pouvant dégrader les conditions des frayères et limiter l'oxygénation des œufs (Wyatt *et al.* 2009). Les changements dans l'utilisation des terres comme l'agriculture, l'élevage, l'urbanisation et les rejets d'eaux usées peuvent affecter la distribution et l'abondance des jeunes (de Lima *et al.* 2024). De plus, les larves de poissons sont particulièrement sensibles à la pollution et aux

activités humaines (Ramos *et al.* 2012). Des habitats de bonne qualité sont essentiels à la croissance et la survie des jeunes stades de vie nécessaires au maintien de la productivité des populations (Levin & Stunz 2005; Guerreiro *et al.* 2021).

1.1.3 Outils méthodologiques pour étudier la structure des stocks

Il existe différentes approches pour étudier la structure des stocks tels que la génétique, la capture-marquage-recapture, les techniques isotopiques et la télémétrie (Bradbury *et al.* 2008; Pracheil *et al.* 2014). Parmi ces approches, l'analyse de la composition chimique des otolithes est une méthode prometteuse et de plus en plus utilisée afin d'obtenir des réponses sur l'histoire naturelle des poissons à différentes étapes de leur cycle de vie et pour mieux comprendre la dynamique des stocks (Campana 1999; Elsdon *et al.* 2008; Cross *et al.* 2009; Bradbury *et al.* 2011; Lazartigues *et al.* 2014; Limburg *et al.* 2015; Hüsey *et al.* 2020; Albertsen *et al.* 2021) Elle s'avère efficace dans la gestion des pêcheries et la conservation des espèces (Pracheil *et al.* 2014; Albertsen *et al.* 2021). Les otolithes sont des petites structures calcifiées présentes dans l'oreille interne des poissons qui jouent un rôle notamment dans l'équilibre et l'audition (Campana 1999; Limburg *et al.* 2015; Albertsen *et al.* 2021). Ils croissent de façon journalière par l'addition de minces couches de carbonate de calcium (Albertsen *et al.* 2021). Ils sont de ce fait souvent utilisés pour la lecture d'âge des poissons afin de déterminer l'âge à la maturité et pour l'évaluation de la croissance, par exemple (Campana 1990). La chimie des otolithes est notamment réalisée par spectrométrie de masse à plasma induit par couplage inductif par ablation au laser (LA-ICP-MS). Cette technique utilise un puissant faisceau laser qui arrache et vaporise une petite région de l'otolithe. Cet échantillon voyagera dans un gaz inerte

vers une torche au plasma qui ionisera le matériel de l'otolithe prélevé. Les ions ainsi générés sont ensuite filtrés par leur masse et leur charge dans un quadropôle, puis analysés par le spectromètre de masse. Comparativement à certaines techniques conventionnelles de dissolution des otolithes pour en extraire la composition élémentaire, l'ablation laser permet de réduire les risques de contamination (Russo *et al.* 2002), de limiter les pertes de matériel et de prélever seulement de petites quantités de surface d'otolithe, permettant ainsi d'obtenir une fréquence et une résolution bien supérieures à d'autres approches analytiques (Brophy *et al.* 2003). De nombreuses études ont permis de déterminer qu'il existe une certaine variabilité dans la concentration des éléments traces des otolithes chez les poissons anadromes (Bradbury *et al.* 2011). Les éléments du milieu sont ainsi incorporés par biominéralisation dans les otolithes au moment de leur formation et leurs concentrations sont généralement représentatives aux concentrations environnementales ambiantes (Campana 1999; Pracheil *et al.* 2014; Albertsen *et al.* 2021). Les éléments dans l'eau et la nourriture sont absorbés via la paroi intestinale et les branchies, ensuite transmis dans le sang avant d'être incorporés dans l'otolithe (Campana 1999). Comme les otolithes sont en grande partie métaboliquement inertes, qu'ils croissent avec l'âge et qu'ils reflètent en partie la chimie de l'eau ambiante, ils peuvent ainsi servir de marqueurs géographiques naturels chez les poissons (Bradbury *et al.* 2008) et permettent aussi d'établir la chronologie entière de la vie du poisson (Elsdon *et al.* 2008). En comparaison avec les marqueurs artificiels, la signature chimique naturelle présente dans les otolithes offrent l'avantage d'être permanente et de marquer les individus dès leur naissance (Elsdon *et al.* 2008). En effet, c'est pendant cette période que la signature chimique propre au lieu de naissance s'imprégnera dans l'otolithe (Campana 1999). L'un des meilleurs

exemples d'utilisation de la chimie des otolithes réside dans l'interprétation des valeurs de strontium (Sr) et de baryum (Ba) pour la reconstruction des patrons migratoires chez les espèces anadromes, puisque ces éléments sont corrélés à la salinité du milieu (Limburg 1995). Bradbury *et al.* (2008) ont estimé qu'une exposition de 9 à 12 jours était nécessaire pour laisser une marque identifiable sur l'otolithe. La chimie des otolithes peut également servir à déterminer l'origine natale des poissons en se concentrant sur les éléments chimiques du cœur de l'otolithe, puisque ce dernier fait état des premiers stades de vie du poisson (Lazartigues *et al.* 2016). En effet, cette technique peut permettre de détecter les disparités entre différents sites de fraie (Campana 1999). Il est donc possible par la suite de comparer les signatures chimiques au cœur des otolithes entre des larves capturées dans des sites de naissance connus avec des adultes ou des juvéniles dont on ne connaît pas l'origine pour ensuite les réassigner à des lieux de naissance (Elsdon *et al.* 2008; Lazartigues *et al.* 2018).

1.2 Biologie de l'éperlan arc-en-ciel du Saint-Laurent

L'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) est une espèce anadrome ou dulcicole très répandue le long des côtes nord-ouest Atlantique et nord-est Pacifique (Scott & Crossman 1973). Au Québec, bien qu'il existe quelques populations confinées en eau douce tel qu'au lac Saint-Jean, on retrouve l'éperlan arc-en-ciel surtout dans le Saint-Laurent, en aval du lac Saint-Pierre jusqu'à la Baie-des-Chaleurs (Magnin & Beaulieu 1965; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a). L'éperlan agit à titre d'espèce clé dans de nombreux écosystèmes, dont celui de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, notamment pour son rôle en tant que poisson fourrage, mais aussi comme prédateur de petites espèces de

poissons et de macroinvertébrés (Giroux 1997; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a). Il est ainsi la proie de nombreuses espèces importantes dans le système Saint-Laurent, tels que le bar rayé *Morone saxatilis*, le béluga *Delphinapterus leucas* et plusieurs espèces d'oiseaux marins (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a). Il peut connaître une croissance rapide et une maturité sexuelle en deux ans seulement (Robitaille & Vigneault 1990; Giroux 1997). Il s'agit également de l'une des espèces ayant la plus forte abondance ichtyoplanctonique dans l'estuaire du Saint-Laurent (Able 1978 ; Vanalderweireldt *et al.* 2020). Il joue donc un rôle important dans le transfert du carbone et de l'énergie au sein du réseau trophique, mais également dans le maintien de l'intégrité des écosystèmes aquatiques (Mongeau *et al.* 1979; Robitaille *et al.* 1994).

Étant une espèce anadrome, l'éperlan doit remonter en eau douce pour se reproduire (Bourque & Pereira 1997), en amont des cours d'eau souvent près de la limite supérieure de l'influence des marées (Carrier *et al.* 1982). Il effectue des migrations saisonnières d'une distance variable selon l'habitat, généralement estimées à plus ou moins 80 à 160 km dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Magnin & Beaulieu 1965; Fréchet *et al.* 1983). Typiquement, l'éperlan effectuera deux migrations annuelles dans cet environnement, l'une aura lieu au printemps (avril-juin) pour la reproduction et l'autre à l'automne (octobre-novembre), afin de trouver une aire d'hivernage (Marcotte & Tremblay 1948; Magnin & Beaulieu 1965). Les éperlans de l'estuaire du Saint-Laurent ne sont généralement pas connus pour retourner nécessairement dans leur rivière natale pour se reproduire, puisque les caractéristiques

physicochimiques entre les rivières géographiquement rapprochées ne sont souvent pas significativement différentes (Fréchet *et al.* 1983). Lors de la période de fraie, les éperlans se regroupent à l'embouchure des ruisseaux et rivières et remontent les cours d'eau la nuit pour pondre et fertiliser leurs œufs (Marcotte & Tremblay 1948; Magnin & Beaulieu 1965; Bourque & Pereira 1997). Après avoir frayé, les éperlans redescendent les cours d'eau pour rejoindre à nouveau les estuaires (McKenzie 1958; McAllister 1963). Une fois émergées, les larves dévaleront les rivières avec le courant jusque dans les estuaires, qui constituent des zones de rétention et de croissance pour passer l'été (Lecomte 2005), se nourrissant généralement de zooplancton et de macroinvertébrés jusqu'à l'atteinte du stade juvénile l'année suivante (McKenzie 1958; McAllister 1963), puis du stade adulte après deux ou trois années (Bradbury *et al.* 2011).

Dans le système du Saint-Laurent, deux races d'éperlans arc-en-ciel issues de deux refuges glaciaires ont été identifiées à l'aide de l'analyse des génomes mitochondriaux (ADNm) et furent nommées race Acadienne et Atlantique (Dodson *et al.* 2015). La race Atlantique aurait colonisé le fleuve Saint-Laurent à la suite du retrait des glaciers (Bernatchez & Martin 1996), alors que la race Acadienne aurait plutôt exploité le golfe, ainsi que la côte Atlantique (Dodson *et al.* 2015). Cependant, les deux races d'éperlan ne sont pas reproductivement isolées (Lecomte & Dodson 2005). En effet, des croisements entre les deux races auraient résulté en la formation de plusieurs populations distinctes d'éperlans dans le système Saint-Laurent autant sur le plan morphologique que génétique (Bernatchez & Martin 1996), dont l'émergence des populations sympatriques de la rive sud et de la rive nord de l'estuaire (Dodson *et al.*

2015). Celle de la rive sud serait dominée par le bagage génétique de la race Acadienne, alors que celle de la rive nord serait en majeure partie composée d'individus issus de la race Atlantique (Dodson *et al.* 2015).

Dans le golfe du Saint-Laurent, il existe également une importante population située à la Baie-des-Chaleurs en Gaspésie (Ouellet & Dodson 1985; Robitaille *et al.* 1991; Bernatchez & Martin 1996), génétiquement distincte de celle de l'estuaire (Robitaille & Vigneault 1990; Bernatchez 1992 ; Baby *et al.* 2006) et une autre aux Îles-de-la-Madeleine (Verreault 2023). En effet, l'étude de Legendre & Watt (1970) a démontré que la structure océano-géographique particulière de la Baie-des-Chaleurs favorisait l'établissement d'une importante zone de rétention pour le zooplancton et les larves de poissons et donc l'établissement d'une population singulière d'éperlan dans cette région (Bernatchez 1992). La population d'éperlan des Îles-de-la-Madeleine présentent les mêmes caractéristiques génétiques et morphologiques que les populations des rives nord et sud de l'estuaire du Saint-Laurent (Verreault 2023). D'ailleurs, elle serait en majeure partie (87% de son ADN mitochondrial) génétiquement représentée par la population du sud de l'estuaire, bien qu'il ne soit pas possible de déterminer si cette population soit localement et génétiquement différenciée des autres populations de l'estuaire ou si elle n'appartiendrait pas plutôt à une autre population dont la distribution s'étendrait jusqu'à l'archipel (Verreault 2023). La chimie des otolithes permettrait ainsi d'affiner la définition du stock sur une plus petite échelle, localement par exemple, où l'analyse génétique est souvent plus restreinte.

1.3 Exploitation de l'éperlan arc-en-ciel dans le système Saint-Laurent

L'éperlan arc-en-ciel est une espèce très prisée pour la pêche sportive et commerciale au Québec (Magnin & Beaulieu 1965; Robitaille *et al.* 1991; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a). En effet, la pêche à l'éperlan constitue une activité sociale et économique importante pour les québécois (Robitaille & Vigneault 1990 ; Giroux 1997; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a; Bernatchez *et al.* 2020). Avant les années 1990, jusqu'à 800 tonnes métriques pouvaient être récoltées annuellement pour l'ensemble de la province (Bernatchez 1995). Dans l'estuaire et dans le golfe du Saint-Laurent, les pêcheries ont également connu des débarquements historiques très volumineux par le passé (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a), pouvant atteindre plus d'une centaine de tonnes annuellement par le biais de la pêche commerciale seulement sur la rive sud (Robitaille *et al.* 1991 ; Robitaille *et al.* 1994). Dans le golfe, le stock de la Baie-des-Chaleurs formait à l'époque l'une des plus importantes pêches commerciales à l'éperlan (Vladykov & Michaud 1957) et son marché s'étendait jusqu'à l'extérieur du pays (Robitaille & Vigneault 1990). Cette productivité était telle que certaines régions de la Baie-des-Chaleurs supportaient à elles seules la majorité des prélèvements de la province (Bernatchez 1995) dans les années 1940. En 1990, l'exploitation commerciale de l'éperlan dans cette région se situait dans les quelques 150 tonnes métriques annuellement (Bernatchez 1995). De plus, la pêche sportive à l'éperlan a été l'une des plus importantes pêches sportives dans l'estuaire du Saint-Laurent dans les années 1960 (Robitaille *et al.* 1994) et elle

contribuait de façon significative au revenu de plusieurs pêcheurs (Giroux 1997). Elle était si importante qu'elle pouvait parfois surpasser les débarquements de la pêche commerciale entre 1960 et 1980 (Trencia *et al.* 1990), de même que dans certains secteurs de l'estuaire (Marcotte & Tremblay 1948) comme dans la région de Québec dans les années 1940 (Robitaille & Vigneault 1990).

Cependant, les populations d'éperlans de l'estuaire du Saint-Laurent ont connu des déclinés importants au cours des dernières décennies, en partie dû à la perte et à la dégradation des habitats de reproduction (Robitaille *et al.* 1991; Robitaille *et al.* 1994; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a) et de la surexploitation (Trencia *et al.* 1990). Les débarquements commerciaux dans le Saint-Laurent ont atteint un seuil critique, passant de 120 tonnes dans les années 1960 à moins d'une tonne en 1988 (Bernatchez 1992). En effet, depuis 1980, les débarquements sont généralement en deçà des 10 tonnes récoltées annuellement (Robitaille *et al.* 1991; Robitaille *et al.* 1994). Le stock du sud de l'estuaire a été le plus atteint (Robitaille *et al.* 1994). Ce dernier fait face à des problèmes de recrutement important (Giroux 1997). De plus, la montaison a brusquement diminué en amont de Québec à partir de 1967 (Robitaille *et al.* 1991). La pêche commerciale y est désormais interdite depuis 2003, les restrictions des modalités de pêche à l'éperlan se sont accentuées et seule une pêche récréative subsiste (Giroux 1997; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019b). Cette population a d'ailleurs été désignée vulnérable en 2005 par la loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a;

Verreault 2023). Il n'existe actuellement plus que quelques endroits dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent où la pêche commerciale s'exerce toujours, alors qu'auparavant, l'éperlan était pêché presque partout dans l'estuaire, de Portneuf et Lotbinière jusqu'en Gaspésie (Robitaille *et al.* 1994). La pêche commerciale à l'éperlan se concentre désormais dans la région des maritimes (Robitaille & Vigneault 1990). Aujourd'hui, la population de la rive sud semble s'être stabilisée depuis quelques années (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a), alors que l'abondance de celle de la rive nord n'a jamais connu de déclin important (Robitaille & Vigneault 1990; Giroux 1997).

Aux Îles-de-la-Madeleine, des pêches commerciales et récréatives à l'éperlan arc-en-ciel sont également pratiquées en automne et en hiver. Ces pêches constituent des activités sociales et culturelles d'envergure, puisque l'exploitation et la consommation de l'espèce sont ancrées dans une longue tradition (Aquarium des Îles-de-la-Madeleine 2001). La pêche commerciale génère d'importantes retombées économiques pour la région (Pesca 1994). En effet, de nos jours quelques 800 permis à la pêche commerciale à l'éperlan sont émis à chaque année uniquement aux Îles-de-la-Madeleine (Bourque *et al.* 1996) et plus de 14 tonnes métriques d'éperlans sont récoltées annuellement (Aquarium des Îles-de-la-Madeleine 2001). Cependant, au cours des dernières décennies, tout comme sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent, les débarquements d'éperlans des Îles-de-la-Madeleine ont connu des déclin importants (Pesca 1994; Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019a). En effet, avant les années 1960, les débarquements pouvaient équivaloir à plus de 30 tonnes métriques d'éperlans pendant

les pêcheries hivernales et parfois même plus de 100 tonnes dans les années 1930 (Pesca 1994; Peirera 1997). Le manque de connaissance de l'état, de la dynamique et de la provenance des populations et de ses habitats de croissance et de reproduction ne permet pas de déterminer les causes exactes du déclin des populations et donc, de mettre en place des solutions pour y remédier. Il devient donc primordial de caractériser la structure du stock d'éperlans aux Îles-de-la-Madeleine afin de mieux gérer la ressource et d'assurer sa pérennité.

1.4 Objectifs du mémoire de maîtrise

L'objectif du projet vise donc à définir la structure du stock d'éperlans arc-en-ciel capturés par les pêches côtières (commerciales et récréatives) des Îles-de-la-Madeleine. Plus spécifiquement, l'analyse et la comparaison de la signature chimique des otolithes de spécimens adultes récoltés par la pêche avec celle de larves récoltées en ruisseaux pendant la dévalaison ont été effectuées. Cette méthode permet de déterminer le nombre de sources de recrutement et d'identifier l'origine natale de ces poissons. En d'autres mots, d'établir si ces poissons sont issus d'un recrutement local dans les ruisseaux des Îles-de-la-Madeleine, en provenance de zones de reproduction externes (ex. côte gaspésienne, provinces maritimes) ou d'un mélange des deux. De plus, une caractérisation de la qualité de l'habitat de fraie a aussi été effectuée afin de déterminer quels sont les ruisseaux les plus productifs et propices à la fraie, mais aussi de connaître les caractéristiques préférentielles d'habitat de fraie pour l'éperlan des Îles. En effet, les Îles-de-la-Madeleine comportent des habitats importants pour l'espèce. Il s'agit d'une information de base à connaître pour la conservation et une éventuelle restauration de ces habitats.

2. RAINBOW SMELT (*OSMERUS MORDAX*) POPULATION STRUCTURE IN THE MAGDALEN ISLANDS IN A CONTEXT OF FISHERIES MANAGEMENT AND WILDLIFE HABITAT PROTECTION

2.1 Abstract

Commercial and recreational winter fisheries for Rainbow Smelt (*Osmerus mordax*) are conducted off the coasts of the Magdalen Islands in the Gulf of St. Lawrence, Canada. However, we do not know whether these fish originate from local reproduction in the very few streams on the Magdalen Islands or from external reproduction areas (e.g. Gaspesie Peninsula, Prince Edward Island, Nova Scotia) or both. The aim of the project was to determine the origin of Rainbow Smelts captured off the coasts of the Magdalen Islands. To achieve this goal, we analyzed the elemental fingerprints measured by LA-ICP-MS in the core of the otoliths of adult specimens collected from commercial fisheries and the signature of larvae collected from local streams. We found that more than 50% of the recruitment was from local origin and that no local stream was a major contributor to smelt recruitment. We also found that smelts are very flexible when it's time to choose a spawning ground on the Magdalen Islands. They can spawn in streams with various substrates and salinities conditions. These results provide important information for species conservation and habitat restoration, as most of the streams in the Magdalen Islands are impacted by human activities (e.g. livestock breeding, agriculture).

KEYWORDS : Rainbow Smelt; Magdalen Islands; recruitment; stock; otolith chemistry; habitat; spawning grounds

Résumé

Une pêche commerciale et récréative hivernale à l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) est pratiquée sur les côtes des Îles-de-la-Madeleine (IDL), dans le golfe du Saint-Laurent, au Canada. Cependant, nous ne savons pas si ces poissons proviennent d'une reproduction locale dans les quelques cours d'eau des IDL ou de zones de reproduction externes (par exemple, la péninsule de la Gaspésie, l'Île-du-Prince-Édouard, la Nouvelle-Écosse) ou un mélange des deux. L'objectif du projet était de déterminer l'origine natale des éperlans arc-en-ciel capturés lors des pêches côtières d'éperlans des IDL. Pour atteindre cet objectif, nous avons analysé les empreintes élémentaires mesurées par LA-ICP-MS au cœur des otolithes de spécimens adultes prélevés par les pêcheries commerciales et la signature des larves prélevées dans les cours d'eau locaux. Nous avons constaté que plus de 50 % du recrutement était d'origine locale et qu'aucun cours d'eau local ne contribuait de façon majeure au recrutement de l'éperlan. Nous avons également constaté que les éperlans sont très flexibles lorsqu'il s'agit de choisir une frayère aux IDL. Ils peuvent frayer dans des cours d'eau présentant divers substrats et conditions de salinité. Ces résultats fournissent des informations importantes pour la conservation des espèces et la restauration des habitats, car la plupart des cours d'eau des IDL sont touchés par les activités humaines (élevage, agriculture)

MOTS-CLÉS : Éperlan arc-en-ciel; Îles-de-la-Madeleine; recrutement; stock; chimie des otolithes; habitat; frayères

2.2 Introduction

Sustainable management of fishery resources and conservation of threatened populations both requires an appropriate definition of the structure of exploited populations, also known as stocks (Pracheil *et al.* 2014). When a stock is exploited, it becomes essential to adequately understand the factors driving its internal and external dynamics for all its life stages, which ensure its sustainability and avoid the collapse caused by failure to consider its complexity (Cadrin *et al.* 2014). Among these factors, recruitment, natal origin and migratory behavior contribute to population dynamics and are key processes that favor conservation and maintenance of populations (Almany *et al.* 2009). However, natural processes alone cannot explain stock dynamics, since anthropogenic factors such as recreational and commercial fisheries are also involved (Cadrin *et al.* 2014). Commercial fisheries play an active role in the economy and food supply of many communities around the world (FAO 2024). They can, however, have a considerable impact on exploited populations, which is why they need to be taken into consideration when it comes to stock management. Elucidating key processes of natural population dynamics, such as recruitment and natal origin of exploited fish species therefore helps us to better understand and manage stocks, and to shed light on cycles of decline and recovery that affect these stocks (Myers *et al.* 1995).

There are various approaches to study stock structure, such as genetics, capture-mark-recapture and telemetry (Bradbury *et al.* 2008; Pracheil *et al.* 2014). Among these approaches, the analysis of otolith chemistry is an increasingly used method to obtain answers about the natural history of fish at different stages of their life cycle and to

better understand stock dynamics (Campana 1999; Hüsey *et al.* 2020). This approach is based on the fact that various elements are biomineralized at trace concentrations in the otolith calcium carbonate matrix, influenced by fish physiology and environmental conditions (Elsdon et Gillanders 2004). Notably the Sr concentration is a long-known marker of anadromy in fish, its concentration representing the natural variation between fresh- and saltwater, where high Sr values are often correlated with salinity level (Bradbury *et al.* 2011). Hence, the analysis of otolith chemistry is providing information on various ecological phenomena for the studied species, such as natal origin and recruitment (Lazartigues *et al.* 2014). The elements thus incorporated by biomineralization into otoliths are generally representative of their ambient water concentrations at the time of their formation (Pracheil *et al.* 2014; Fortin *et al.* 2024). Otolith chemistry can thus serve as a natural marker in fish (Bradbury *et al.* 2008) and therefore represents an effective method in fisheries management and species conservation (Pracheil *et al.* 2014).

Rainbow Smelt (*Osmerus mordax*) is a widespread anadromous species along the northwest Atlantic and northeast Pacific coasts (Scott & Crossman 1973). In the province of Quebec (Canada), although there are several landlocked freshwater populations, Rainbow Smelts are mainly found in the St. Lawrence River and Estuary, downstream from Lake St. Pierre to the Gulf of St. Lawrence (Magnin & Beaulieu 1965). The species makes seasonal migrations of variable distance, depending on habitat, to reach spawning habitats in spring (Marcotte & Tremblay 1948) and to find a wintering area in autumn (Magnin & Beaulieu 1965). The extent of migration is generally estimated between 80 and 160 km in the St. Lawrence Estuary (Magnin &

Beaulieu 1965). Rainbow Smelt is an exploited species, highly prized for both commercial and recreational fisheries, in Canada (Magnin & Beaulieu 1965; Copeman 1977; Bradbury *et al.* 2011). It is also a key species in many freshwater, estuarine and marine ecosystems, serving as the main prey for several fish, birds and marine mammals (Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent 2019b). Moreover, being generally sensitive to pollution, Rainbow Smelt is known to be a good indicator of the habitat quality (Bourque & Pereira 1997).

The Magdalen Islands are a small archipelago located in the center of the southern Gulf of St. Lawrence. Rainbow Smelts are commercially and recreationally fished in Magdalen Islands both in autumn and winter and these fisheries generate significant economic benefits for the region, representing more than 14 metric tons in smelt landings (Pesca 1994). However, although there are many streams on the Magdalen Islands, and many of them have spawning potential, very few smelt appear to use them for spawning (Bourque & Richard 1993). In recent decades, smelt landings in the Magdalen Islands have experienced significant declines (Pesca 1994), mainly due to anthropogenic disturbances and habitat degradation (Bourque & Pereira 1997). In fact, before the 1970s, annual landings amounted to approximately 30 metric tons (Pesca 1994). The lack of knowledge about the status, dynamics and origins of the populations and their growth and reproduction habitats makes it impossible to therefore determine the exact causes of population decline, and thus to implement solutions to remedy the situation.

The main objective of the project is therefore to use otolith chemistry to define the stock structure of Rainbow Smelts caught by fisheries (commercial and recreational) in the Magdalen Islands. More specifically, we aimed to compare the chemical fingerprints of otoliths from adult specimens from the commercial fishery with those of larvae collected in streams during downstream migration, to infer natal origin of harvested adults. This method will establish whether harvested Rainbow Smelts originate from local recruitment, i.e. in the streams of the Magdalen Islands, from external breeding areas (e.g. Gaspésie peninsula, Maritime provinces) or both. We hypothesize that most of the recruitment will be from local sources, because the Magdalen Islands support many spawning habitats for Rainbow Smelt. The results of this study will provide crucial information on the management and conservation of the species and the habitats most likely linked to recruitment and stock sustainability.

2.3 Material and methods

2.3.1 Study area and specimen collection

Study area

The study was carried out in eastern Canada (Quebec) and more specifically in the Magdalen Islands archipelago (Figure. 1). The Magdalen Islands are located in the center of the Gulf of St. Lawrence, south of Anticosti Island and northwest of Cape Breton Island, Nova Scotia (Mailhot & Dubois 2006). They are made up of more than a dozen islands, including five main ones: Havre-Aubert, Cap-aux-Meules, Havre-aux-Maisons, Grande-Entrée and Île-d'Entrée (Mailhot & Dubois 2006). These islands are interconnected by sand dunes or bridges (Mailhot & Dubois 2006). To the north of the

archipelago lies the Laurentian Channel, an important underwater geological structure in the Gulf of St. Lawrence that serves as habitat, feeding ground and migration route for many marine species (Fisheries and Oceans Canada 2019). The Magdalen Islands are crisscrossed by numerous narrow and shallow streams, sometimes flowing into coastal lagoons, small bodies of brackish water enclosed by sandbars, or directly into the ocean. Most of these streams are in open areas, without riparian vegetation, with low to medium flows and gravel or sand bottoms. Smelts use the small streams that run through the various islands of the archipelago to spawn in spring. Although most of the islands have smelt-spawning streams, the two southern islands which are also the largest of the archipelago, Cap-aux-Meules and Île du Havre-Aubert, host the greatest number. The streams most likely to represent the smelt spawning habitats in the Magdalen Islands were therefore selected based on historical fishing success and observations by local fishermen and then visited during the larval downstream migration period to obtain specimens for two consecutive years of sampling. In addition, larvae from smelt spawning grounds outside the region, such as Gaspésie and Cape Breton Island, were sampled to assess their potential contribution to recruitment.

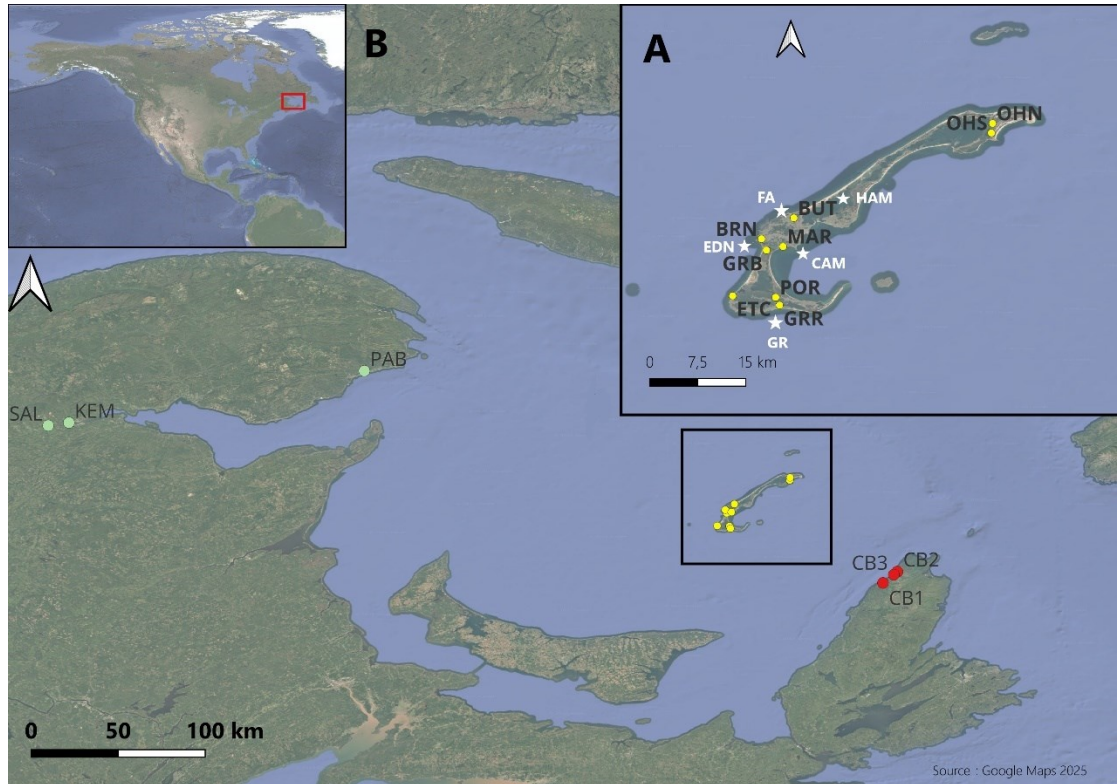


Figure 1. Sampling sites for Rainbow Smelt larvae and adults in the Magdalen Islands archipelago (A), and Gulf of St. Lawrence (B) (Quebec, Canada) in 2023 and 2024. Identified yellow dots represent larvae sites (9) and white stars adult sites (5) in the Magdalen Islands archipelago, red dots show Cape Breton Island larvae sites (3) and green dots depict Gaspésie peninsula larvae sites (3).

Specimen collection

A total of 224 Rainbow Smelt larvae from the Magdalen Islands ($n = 129$), Gaspésie ($n = 59$) and Cape Breton ($n = 36$) regions were captured for analysis in 2023 and 2024. Fifteen stations were sampled for larvae using plankton nets (500 μm mesh). Of these, nine were on the Magdalen Islands : Étang des Caps (ETC), Grand Bras (GRB), Bras-du-Nord (BRN), Grande Rivière (GRR), Portage (POR), Martinique (MAR), Butte du Lac (BUT), Old Harry Nord (OHN) and Old Harry Sud (OHS). In addition, three sites were sampled in the Gaspésie region : Sallarsville (SAL), Kempt

(KEM) and Grand Pabos (PAB). Finally, three sites of unknown name were on the Cape Breton Island in Nova Scotia : Cape Breton 1 (CB1), Cape Breton 2 (CB2) and Cape Breton 3 (CB3) (Figure 1).

For every stream, a stretch representing an active spawning site, identified by a visible high density of eggs or adult aggregation was selected, then a visit to the stream was undertaken at dusk (around 9 pm onward) at the hatching peak to collect larvae during the downstream migration. Two plankton nets (30 cm diameter x 1 meter length, 500 µm mesh) were set simultaneously and secured with metal stakes at the bottom of the creek about 30 meters apart in areas of concentrated current to maximize catches. They were then lifted every ten minutes to harvest the larvae. A target of 30 larvae per stream was set. The contents of the cod ends were then placed in a 500-microns sieve to sort the larvae from the rest of the contents. All the larvae were then placed in a 95% ethanol solution, which was changed after 24 hours to optimize preservation. In May 2023, larvae were sampled from the following creeks: POR, BUT, GRB, GRR, BRN and MAR. In May 2024, smelt larvae were obtained in ETC, BUT, BRN and OHN streams (Table 1). During the same year, larvae were also sampled from PAB, KEM and SAL streams in the Gaspésie region by the Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), as well as three streams (CB1, CB2, CB3) on Cape Breton Island in Nova Scotia by the Cape Breton Wildlife Association.

Table 1. Inventory of Rainbow Smelt larvae and adults captured in 2023 and 2024 for each of the study sites.

Year	Stage	Region	Site	Captured	Used for analysis
2023	Larvae	Magdalen Islands	GRR	19	19
2023	Larvae	Magdalen Islands	MAR	20	20
2023	Larvae	Magdalen Islands	BUT	20	20
2023	Larvae	Magdalen Islands	GRB	18	18
2023	Larvae	Magdalen Islands	BRN	18	18
2023	Adults	Magdalen Islands	FA	180	20
2023	Adults	Magdalen Islands	GR	60	20
2023	Adults	Magdalen Islands	EDN	60	20
2023	Adults	Magdalen Islands	HAM	60	20
2023	Adults	Magdalen Islands	BUT	5	5
2024	Larvae	Magdalen Islands	BUT	11	11
2024	Larvae	Magdalen Islands	BRN	19	19
2024	Larvae	Magdalen Islands	OHN	2	2
2024	Larvae	Magdalen Islands	ETC	1	1
2024	Larvae	Magdalen Islands	POR	1	1
2024	Larvae	Gaspésie	SAL	20	20
2024	Larvae	Gaspésie	KEM	20	20
2024	Larvae	Gaspésie	PAB	19	19
2024	Larvae	Cape Breton	CB1	16	16
2024	Larvae	Cape Breton	CB2	11	11
2024	Larvae	Cape Breton	CB3	9	9
2024	Adulte	Magdalen Islands	CAM	21	20
Total			Adults	386	105
			Larvae	224	224

In winter 2023 (from January to March), adult specimens from the inshore commercial smelt fishery from four ice fishing sites : Grande-Rivière (GR), Havre-aux-Maisons (HAM), Étang-du-Nord (EDN) and Fatima (FA) (n = 360) were caught by fishermen using gillnets. In addition, in May of the same year, five adult specimens were also collected by hand from Butte du Lac (BUT) stream. Only one fishing site was sampled in 2024, directly from the Cap-aux-Meules wharf (CAM), using line

casting (n = 21) for a total of 386 adult smelts. Specimen heads were kept in the freezer at -20° C prior to otolith extractions in the laboratory.

2.3.2 Laboratory sample processing

Otolith preparation

A maximum of 20 larvae per site were selected for subsequent laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICP-MS) analyses. The larvae were first cleaned with ultrapure water. Then, the larvae's right sagitta was removed under stereomicroscope using entomological needles previously cleaned with ultrapure water between each specimen. The otoliths were then placed on a piece of double-sided adhesive tape mounted on a petrographic slide, before the chemical composition analysis using LA-ICP-MS. Larval otoliths were photographed prior to laser ablation in order to identify the location of the otolith on the slide so as not to confuse it with dust residue.

Both sagittae otoliths were extracted from the selected adult smelts (evenly distributed according to size, age and weight), i.e. 20 specimens per fishing site (FA, EDN, GR, HAM and CAM) and the five from Butte du Lac creek (BUT), for a total of 105 specimens. Each otolith was rinsed with ultrapure water, dried for 24 h, then stored in acid-cleaned 1.5 mL Eppendorf tubes. Next, the right sagittae were cast in Tygon-type silicone molds with two-part Epoxy resin (Miapoxy 100, Miapoxy, Ohio, USA). The otoliths were then sectioned transversely across the core with a low-speed diamond bladed saw (Isomet saw, Buehler, Illinois, USA) into 1 mm-thick slices. The blade was clean with ultrapure water between each sample to prevent contamination between

samples. The otolith cores were then carefully exposed using sandpaper with different grain sizes successively (400 to 1 200 grits and 3M lapping film). The slices were fixed on petrographic slide using thermoplastic glue (Crystalbond509; Aremco Products, New York, USA), then sonicated in ultrapure water for 5 minutes and finally dried in a laminar flow hood for 24 hours. All the otoliths were finally photographed prior to laser ablation in order to identify the location of the otolith core and better trace the ablation transect with the LA-ICP-MS.

LA-ICP-MS Procedures

Analyses using LA-ICP-MS (model 7 900, Agilent, Mississauga, Ontario, Canada) were carried out at the Laboratoire sur les Matériaux Terrestres de l'Université du Québec à Chicoutimi (LabMaTer, UQAC). This technique uses a powerful laser beam (LA) to take a microsample of the otolith surface, which is then transported by inert gas to the plasma torch for ionization and analysis by the mass spectrometer (MS) (Breton *et al.* 2025). For larval analysis, ICP-MS parameters were adjusted as follows: 4 second beam duration, beam diameter at 15 μm , velocity at 2.5 $\mu\text{m} * \text{sec}^{-1}$, frequency at 15 Hz, fluence at 3 $\text{J} * \text{cm}^{-2}$, and the laser ablation was performed along the whole otolith (Table 2). For the adult specimens, the ablation was performed along the otolith core transect, using the following parameters: 20 second beam duration, 44 μm beam diameter, velocity of 5 $\mu\text{m} * \text{sec}^{-1}$, frequency of 25 Hz and fluence of 5 $\text{J} * \text{cm}^{-2}$.

Table 2. ICP-MS parameter conditions for laser ablation of otoliths in larval and adult Rainbow Smelts.

	Larvae	Adults
Beam duration (sec)	4	20
Beam diameter (μm)	15	44
Velocity ($\mu\text{m} * \text{sec}^{-1}$)	2,5	5
Frequency (Hz)	15	25
Fluence ($\text{J} * \text{cm}^{-2}$)	3	5

The concentration of trace chemical elements located in the core of each otolith was assessed. A total of 38 elements were assayed: ^7Li , ^{11}B , ^{23}Na , ^{24}Mg , ^{25}Mg , ^{26}Mg , ^{27}Al , ^{29}Si , ^{31}P , ^{34}S , ^{39}K , ^{42}Ca , ^{43}Ca , ^{44}Ca , ^{55}Mn , ^{56}Fe , ^{57}Fe , ^{59}Co , ^{60}Ni , ^{61}Ni , ^{64}Zn , ^{66}Zn , ^{63}Cu , ^{65}Cu , ^{75}As , ^{79}Br , ^{85}Rb , ^{86}Sr , ^{87}Sr , ^{88}Sr , ^{114}Cd , ^{118}Sn , ^{120}Sn , ^{136}Ba , ^{137}Ba , ^{138}Ba , ^{202}Hg , ^{208}Pb . ICP-MS calibration was performed using the NIST-610 standard, distributed by the National Institute of Standards and Technology (NIST). The NIST-610 standard was measured for 60 seconds every eight samples. Other reference materials such as MACS-3 and GP-4 were also measured for quality control and supplied by the United States Geological Survey (USGS).

2.3.3 Data processing

Concentrations of each trace element were estimated using Iolite 2.5 (Paton *et al.* 2011), a free plug-in of the Igor Pro software 6.37 (Wavemetrics Inc., Portland, Oregon, USA). Data integration was carried out using the “Trace element IS” function of the Iolite software, where calcium was used as the internal standard, with a normalized concentration of 407,200 ppm (Campana 1999). The limit of detection (LOD) used in this study was calculated as three times the standard deviation of the

mean gas blank (background) of the counts of each isotope and corrected for the recovery rate of ^{44}Ca from the internal standard. Gas background, without ablation, was measured 30 seconds before analysis and subtracted from the observed values. For larvae, the signal was integrated for a maximum of four seconds at the exact location of the ^{55}Mn peak, which represents the otolith core (Brophy *et al.* 2004; Ruttenberg *et al.* 2005). For adults, the signal was integrated for 20 seconds at the most stable location of the ablation signal. Elemental concentrations were at first presented in ppm. Except for ^{88}Sr , all elements from larvae and adults were not conforming to the normal distribution and were \log_{10} to meet assumptions for statistical analyses.

Elemental values in the otolith cores of larvae were higher than those of adults. Similar results have been obtained in several other studies, for example on Capelin *Mallotus villosus* (Lazartigues *et al.* 2014), Herring *Clupea harengus* (Brophy *et al.* 2004), Rockfish *Sebastes atrovirens* (Warner *et al.* 2005), Rainbow Smelt *Osmerus mordax* (Landry-Massicotte 2022) and therefore seems to be quite common between different studies using otolith chemistry (Ruttenberg *et al.* 2005). These elemental variations could be explained by maternal contribution (Ruttenberg *et al.* 2005), by greater elemental integration at the embryonic stage (Michibata & Hori 1979) or by other unclear phenomena that occur during life cycle (Ruttenberg *et al.* 2005). All transformed data were therefore centered and scaled to make larval chemical values comparable to those of adults, and to eventually assign adult signatures to hatching sites. More specifically, transformed ^{25}Mg , ^{55}Mn , ^{64}Zn and untransformed ^{88}Sr of both larvae and adults' data were centered and scaled by subtracting the mean of the transformed value, then dividing by the standard deviation.

2.3.4 Statistical analysis

All statistical analyses were carried out using JMP PRO 17 software (SAS Institute). Microchemical data from the larvae were used as a basis for defining the specific chemical signatures associated with potential natal origins. We first conducted a regional analysis by grouping streams into regions. We then repeated the analysis by stream in the Magdalen Islands only with adult specimens coming from this region. Univariate ANOVA tests were first performed on each element to identify the elements showing significant differences between the three regions under study (Magdalen Islands, Gaspesie and Cape Breton Island). Once these elements had been identified, HSD Tukey Kramer tests were performed to determine which of them differed significantly from each other, and which to use for subsequent analyses. Among these elements, four were selected (^{25}Mg , ^{55}Mn , ^{64}Zn and ^{88}Sr) to then create a hierarchical clustering analysis to determine the number of homogeneous chemical fingerprints (i.e., putative natal origins) observed in the adult smelts. A quadratic discriminant model (QDA) was then created to test the discrimination power of larvae's natal origins using their elemental fingerprints. A supervised Random Forest predictive model was also performed to check the accuracy of larval reclassification among the different regions and to cross-check the multivariate discriminant model, the latter calculating a discriminant function for each class (regions).

Based on ^{25}Mg , ^{55}Mn , ^{64}Zn and ^{88}Sr , the natal origin of adult smelts at regional level was determined by performing reassignment of the adult otolith core chemical fingerprints by another supervised Random Forest model. Once we had determined how many adult smelts originated from the Magdalen Islands, we ran a final Random

Forest predictive model to reassign the adults based on larvae chemical fingerprint at the local level, i.e. among the different streams of the Islands, which allowed a finer determination of natal origin within the archipelago.

2.4 Results

2.4.1 Natal origin at regional scale

In larval otolith cores, four chemical elements differed significantly between regions (Magdalen Islands, Gaspésie and Cape Breton), namely Mg ($p < 0.0001$), Mn ($p < 0.0001$), Zn ($p < 0.0001$) and Sr ($p < 0.0001$) (Figure 2). Larvae from the Cape Breton region had the highest Zn, Mg and Mn values, and their average concentration far surpassed that of the other two regions. Based on these four elements, a hierarchical cluster analysis reveals three different sources of recruitment (natal origins) in adult specimens, shown in green ($n = 51$), blue ($n = 24$) and red ($n = 30$) (Figure 3).

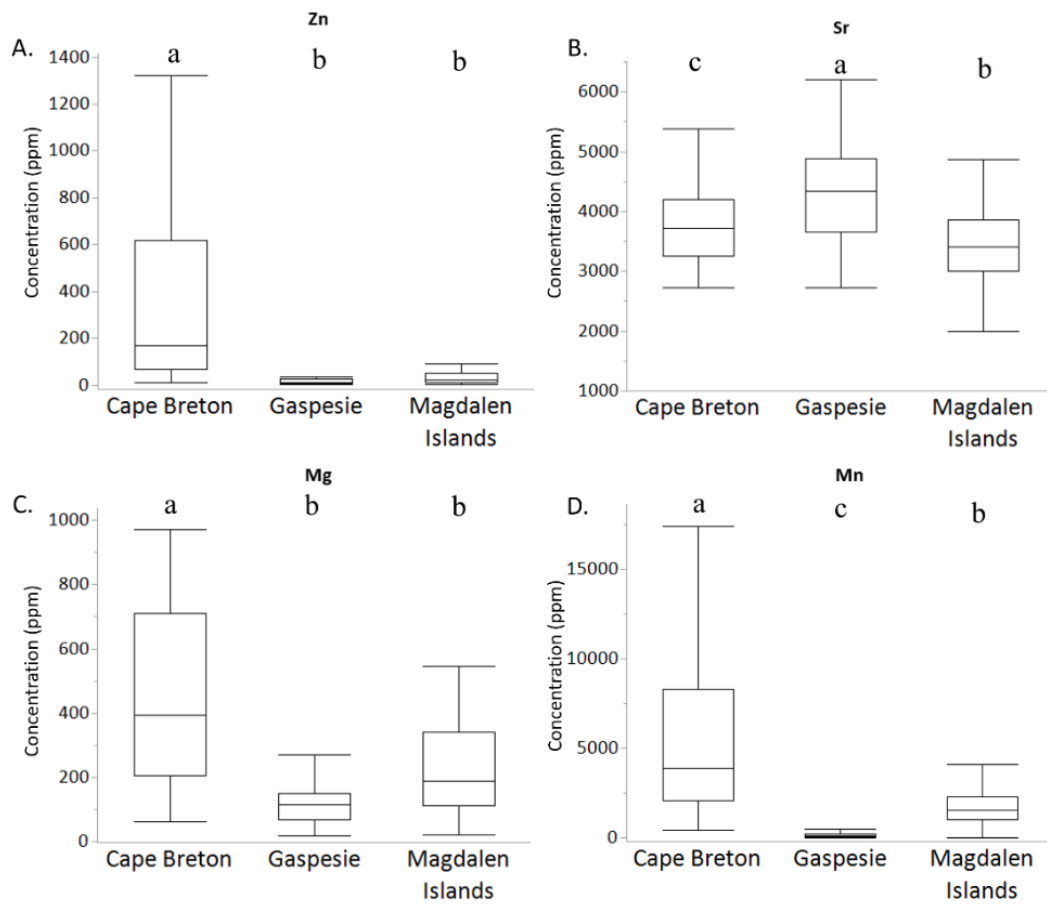
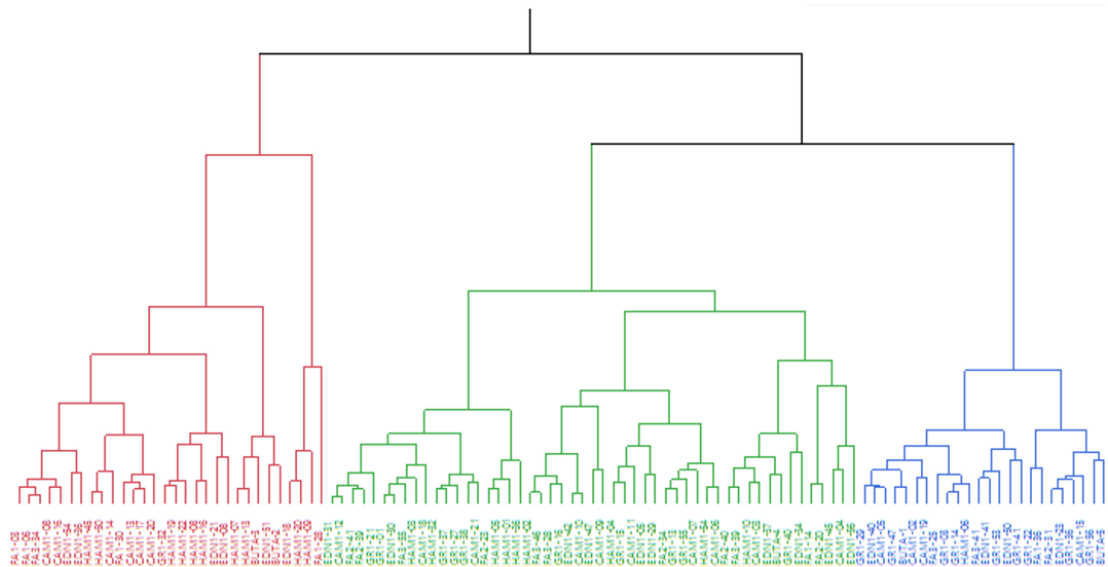


Figure 2. Concentrations of Mg, Mn, Zn and Sr in Rainbow Smelt larvae's otolith core from the three different regions (Magdalen Islands, Gaspesie and Cape Breton). Values linked with the same common letter are not significantly different (ANOVA, HSD Tukey).



Adult specimen identification

Figure 3. Cluster analysis of adult Rainbow Smelts based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr. The labels under branches of the cluster tree depicted each specimen.

In addition, the multivariate discriminant model revealed an elemental signature specific to each of the three regions associated with different natal origins (Figure 4). Canonical axis 1 of the multivariate model explained 97.2% of the variance, while canonical axis 2 explained only 2.8% of the variance. Mn and Zn elements account for most of the variance explained and influence the model to a greater extent than Sr and Mg. The discriminant model accurately reassigned 77.57% of the 224 larvae to the correct region.

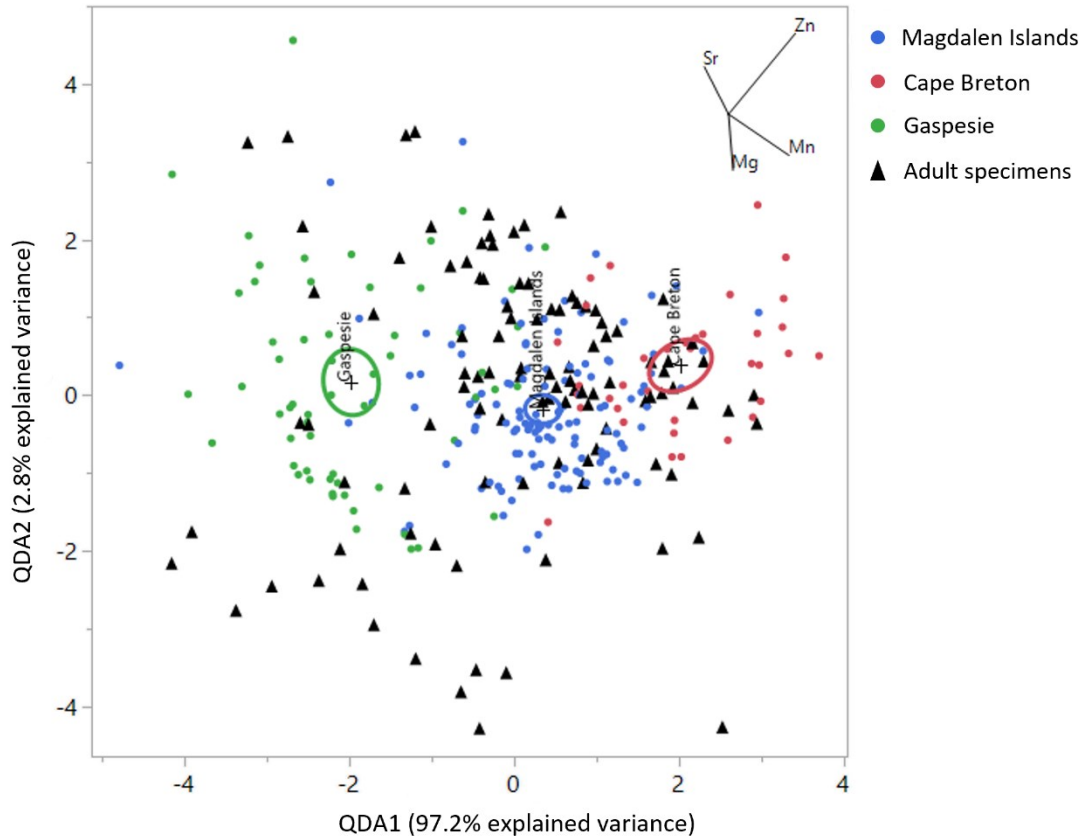


Figure 4. Quadratic discriminant analysis (QDA) based on Mg, Mn, Zn and Sr elemental signature in Rainbow Smelt larvae’s otolith core in three different regions in the Gulf of St. Lawrence (Magdalen Islands – blue dots, Gaspésie – green dots and Cape Breton – red dots). The black triangles depict the distribution of the adult specimens across the model.

A supervised Random Forest model successfully reassigned 90% of the 224 larvae to the correct regions and this model was used instead of the discriminant model, as it proved more effective in reassigning adults to their natal origin (Brown & Mues 2012) (Table 3). The 105 adult smelt’s otolith core fingerprints were used to reassign them to their most probable natal origin using the Random Forest model. The reclassification of adult Rainbow Smelts among the three regions were showing different proportion, where 33% potentially originated from Gaspésie (n = 35), 55%

from Magdalen Islands (n = 58) and 12% potentially from Cape Breton (n = 12) (Table 4).

Table 3. Random Forest reclassification success results of Rainbow Smelt larvae based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the three regions.

Region	Nb individuals	Reclassification success (%)
Gaspe	59	90
Cape Breton	36	83
Magdalen Islands	129	96
Total	224	

Table 4. Random Forest reassignment results of adult smelts based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the three regions.

Region	Nb individuals	Contribution (%)
Gaspe	35	33
Cape Breton	12	12
Magdalen Islands	58	55
Total	105	

Cross-validation of natal origin classification with comparison of the unsupervised hierarchical clustering analysis and the supervised Random Forest showed high concordance. The green cluster in the cluster analysis (Figure 3) has the following average chemical elemental values: Mg = 38.25 ± 11.75 ppm, Mn = 6.73 ± 2.37 ppm, Zn = 18.93 ± 10.53 ppm and Sr = 2226.75 ± 321.97 ppm. Of the 51 specimens from the green cluster, 78.43% were accordingly assigned in the same group by the Random Forest model and were attributed to a natal origin in the Magdalen Islands group. All previously identified specimens from Cape Breton were originally classified in the red cluster (Mg = 63.38 ± 29.28 ppm, Mn = 9.31 ± 3.35 ppm, Zn = 40.7 ± 14.15 ppm and Sr = 2372.57 ± 257.73 ppm) and 75% of adult smelts from

Gaspésie are associated with the blue cluster ($Mg = 30.61 \pm 8.75$ ppm, $Mn = 4.46 \pm 1.46$ ppm, $Zn = 21.35 \pm 10.4$ ppm and $Sr = 2954.67 \pm 197.97$ ppm), according to the Random Forest model.

2.4.2 Natal origin at local scale

Within the Magdalen Islands archipelago, 77.8% of the larvae collected (n=125) were adequately reclassified to the stream in which they had been collected (Table 5). Only the GRR stream showed a low percentage of adequate reclassification (42%) due to overlapping in elemental fingerprints between GRR and some of the other local streams. Three streams were removed from the analysis, as the number of specimens collected in these streams was too low to provide a sufficient estimation of the local variance, leading to consistent and reliable reclassification power at the local level (POR, OHN and EDC). The reassignment of the 58 adults at local level showed similar percentage of contribution from the various spawning sites to the mixed stock (Table 6).

Table 5. Random Forest reclassification success of smelt larvae based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the five main streams of the Magdalen Islands.

Stream	Nb individuals	Reclassification success (%)
Bras-du-Nord (BRN)	37	84
Butte du Lac (BUT)	31	94
Martinique (MAR)	20	80
Grand Bras (GRB)	18	89
Grande-Rivière (GRR)	19	42
Total	125	

Table 6. Random Forest reassignment results of adult smelts based on otolith core chemistry data using Mg, Mn, Zn and Sr between the five main streams of the Magdalen Islands.

Stream	Nb individuals	Contribution (%)
Bras-du-Nord (BRN)	13	22
Butte du Lac (BUT)	15	26
Martinique (MAR)	15	26
Grand Bras (GRB)	7	12
Grande-Rivière (GRR)	8	14
Total	58	

2.4.3 Spawning habitat characterization

Finally, during May 2023 larval sampling, physicochemical data were collected to characterize smelt spawning habitats. These included granulometry (% sand, gravel, pebbles, cobbles and boulders), water temperature (°C), water pH, dissolved oxygen (% O₂ dissolved), salinity (ppt) and conductivity (us/cm) (Table 7).

Table 7. Physicochemical parameters of the main Rainbow Smelt's spawning grounds in the Magdalen Islands in May 2023.

Stream ID	Temperature (°C)	pH	Salinity (ppt)	Conductivity (us/cm)	Oxygen (%)	Dominant substrate
Martinique (MAR)	15.7	7.35	1.58	3012	100	Sand
Bras-du-Nord (BRN)	10.5	7.89	0.15	307.9	124.9	Pebble and gravel
Grand Bras (GRB)	8.9	7.7	0.16	342.3	96.7	Pebble
Butte du Lac (BUT)	15	7.85	0.32	523.8	99.3	Pebble and gravel
Grande-Rivière (GRR)	9.5	7.92	0.68	1352	94.8	Pebble

2.5 Discussion

In this study, we used otolith chemistry on larvae caught in various streams to elucidate the natal origin of Rainbow Smelt from the Magdalen Islands commercial fishery. The Rainbow Smelt fishery in the Magdalen Islands has been of great social, cultural and economic importance to the region for many generations (Aquarium des Îles-de-la-Madeleine 2001). However, like other Rainbow Smelt populations in the Gulf of St. Lawrence, it is facing a significant decline in landings, as well as widespread degradation of its breeding habitats.

Based on Mg, Mn, Zn and Sr, hierarchical classification analyses demonstrated the existence of three groups of different origins among the adults. In addition, multivariate quadratic discriminant analysis and supervised Random Forest model were both used to reassign the adults into three distinct regions: Magdalen Islands (55% of contribution), Gaspésie (33%) and Cape Breton (12%). More specifically, these analyses also enabled us to reassign adults from the Magdalen Islands commercial fisheries to the local level, and consequently, we discovered that almost all the streams sampled in this study contributed equally to recruitment and spawning of this exploited Rainbow Smelt population. Finally, the streams that support smelt spawning in the Magdalen Islands had variable physicochemical characteristics and varying degrees of anthropogenic perturbation. Based on our results, however, none of these streams showed a significantly higher support to the local recruitment. We then conclude that Rainbow Smelts from Magdalen Islands seems not influenced by local conditions when choosing a spawning habitat, using streams showing a wide range of environmental conditions.

2.5.1 Natal origin and fish movement

At the regional scale, elemental analyses of larvae otolith based on Mg, Mn, Zn and Sr suggest three distinct chemical fingerprints, that we confidently linked to sampling regions, namely Magdalen Islands, Gaspésie and Cape Breton. The overall reclassification success of 90% when reassigning larvae to their proper natal origin substantially reinforce the confidence in the performance of the multivariate model used. Although most of the recruitment was local (55%), a certain percentage of this contribution came from outside (Gaspésie 33%; Cape Breton 12%). These results demonstrate the existence of partly external recruitment, and that Rainbow Smelts drift or migrate to the Magdalen Islands at some point during their life cycle, sometimes potentially travelling more than 250 km in the Gulf of St. Lawrence to reach their destination. Although the average migration distance of this species in the Gulf of St. Lawrence is around 150 km, some Rainbow Smelt populations in the Gulf of St. Lawrence are known to migrate over 300 km, for a daily movement of sometimes more or less 40 km (Magnin & Beaulieu 1965).

Dispersal and habitat connectivity play a key role in the stability and persistence of natural populations (Bradbury *et al.* 2011), increasing resilience (Johst *et al.* 2002) and limiting the risk of severe disturbance leading to local extinction (Brown & Kodrick-Brown 1977; Bradbury *et al.* 2008). In addition, understanding these phenomena and acquiring knowledge linked to exchanges between populations is vital for the study of population dynamics and fisheries management (Cowen *et al.* 2000; Bradbury & Snelgrove 2001). Anadromy and the pelagic lifestyle of the larvae associated with anadromous fish greatly favor dispersal (Palumbi 2003). Indeed, the

distribution of early life stages can have a major impact on recruitment (Cowen 1985; Palumbi 2003), enabling them to colonize new habitats and even contribute significantly to the formation of future populations (Bradbury & Snelgrove 2001).

Many marine organisms passively or actively use ocean currents to move between different habitats (Dame & Allen 1996). Indeed, hydrography may help to explain and better understand fish movements and their geographical range (Bradbury & Snelgrove 2001; DiBacco *et al.* 2001), often facilitated by currents, particularly for pelagic larval stages (Dame & Allen 1996; Cowen *et al.* 2000). In addition, currents allow larvae to concentrate, which further enhances the speed of transport to the settlement site (Cowen *et al.* 2000). In fact, weak currents with a speed of one to four nautical miles per day slowly transport the waters from the Gaspésie Peninsula to the Magdalen Islands, then to the Cabot Strait (Fisheries and Oceans Canada 2022). It is therefore possible that Rainbow Smelt larvae are drifting passively from the Gaspésie Peninsula towards the Magdalen Islands with the help of these currents. Larvae can also use vertical migration to orient themselves towards a current favorable to passive drifting to find habitats favorable to growth and survival (Davis 2001; de Graaf *et al.* 2004). After only a few weeks in the St. Lawrence estuary, Rainbow Smelt larvae that have already acquired better swimming ability are able to exploit currents quite effectively, feeding throughout the water column during their migratory journey, until they reach their destination (Laprise & Dodson 1989a). Since temperature influences development time, the latter could increase the distance traveled by larvae by extending the duration of the drifting larval stage when temperatures are low (Bradbury & Snelgrove 2001). It would not be surprising that Rainbow Smelt larvae drifting in

the cold waters of the Gulf of St. Lawrence take several weeks to reach their destination.

In Rainbow Smelt, population structure is also often shaped by the localisation of estuaries, acting as larval retention zones (Dodson *et al.* 2015). It is very common for larvae to develop for several months in these critical habitats and areas of high productivity (Sirois & Dodson 2000; Able 2005), reaching the juvenile stage before embarking on their first migration (Stoner *et al.* 1989; Thorrold *et al.* 2001). These turbidity zones are often favored by impacting local conditions such as local hydrology (DiBacco *et al.* 2001) and wind (Bradbury *et al.* 2006). They allow the larvae to avoid surface currents through vertical migrations to favor estuarine retention (Laprise & Dodson 1989b; Cowen *et al.* 2000) and thus avoid being transported to unsuitable habitats (Bradbury & Snelgrove 2001) or even escape predation by taking advantage of turbidity to hide (Sirois & Dodson 2000; Bradbury *et al.* 2006). Indeed, a study by Bradbury *et al.* (2006) in Newfoundland's Salmonier River estuary demonstrated that ontogenetic changes and behavioral adaptations during the life cycle can interact with hydrological conditions to restrict larval drift and local exchange. The Magdalen Islands are criss-crossed by countless semi-enclosed estuaries and areas of turbidity, providing favourable habitats for larval growth.

In other hand, the Cape Breton current in the Gulf of St. Lawrence is not favorable to the larvae passive drift, as it expels water from the Gulf out to the Atlantic Ocean. Indeed, once within range of Cape Breton Island, stronger currents of five to seven nautical miles carry the water northwards around the island, dissipating off the Scotian Shelf (Fisheries and Oceans Canada 2022). Moreover, the absence of favorable

currents severely limits larval dispersal, particularly for species with a longer pelagic stage (Maragos & Jokiel 1986). It is therefore more likely that juvenile and adults from the Cape Breton region migrate to the Magdalen Islands archipelago, given the short distance involved (less than 100 km) and the counter current. Indeed, the search for favorable habitat by active swimming is also a very good mean of dispersal for fish (Bradbury & Snelgrove 2001), and they can thus have a considerable and sometimes greater impact than their larval counterparts on dispersal and recruitment (Bradbury *et al.* 2006). Populations would therefore be connected by the exchange of drifting pelagic larvae or migrating adults, which would contribute significantly to recruitment (Bradbury *et al.* 2008). In addition, dispersal potential is known to greatly vary with ontogeny among Rainbow Smelt populations, which also depend on local hydrography (Bradbury *et al.* 2006).

At the end, we can conclude that adult smelts from commercial fisheries in the Magdalen Islands come mainly from local sources, with a significant external contribution. We, however, cannot conclude that the two regions identified are the only two external recruitment sources. Indeed, there could be other external recruitment sources other than the Gaspesie and Cape Breton Island that contribute to the recruitment of Rainbow Smelt from the Magdalen Islands that were simply not been sampled in this study, such as the Miramichi River, New Brunswick or the East River in Prince Edward Island, for example (Taylor & Bentzen 1993). These rivers contain important Rainbow Smelt spawning grounds and are in the path of surface currents from the Gulf of St. Lawrence towards the Magdalen Islands (Fisheries and Oceans Canada 2022) and is geographically closer to the Islands than Gaspesie.

2.5.2 Spawning habitat

At the local level, analyses of elemental fingerprints of larval otoliths core show distinct chemical signatures for the five main spawning grounds, BUT, MAR, GRB, BRN and GRR, with a uniform larval contribution to recruitment between spawning grounds. These streams also had diverse physicochemical and environmental characteristics. According to the literature, Rainbow Smelt in the Gulf of St. Lawrence generally reproduces in shallow streams with moderate currents and coarse substrates of 2 mm or more (Marcotte & Tremblay 1948; Richard 1995). In the Magdalen Islands, most smelts spawn in freshwater, but some are also known to spawn in saltwater (Richard 1995). Indeed, MAR stream had a higher salinity value (1.58 ppt), with sand as the bottom substrate at spawning sites, while GRB stream, for example, had a lower salinity value (0.16 ppt) with pebbles as the dominant substrate. The other streams had salinity values and grain sizes in between these two.

Salinity levels can affect hatching rates, yolk sac resorption and the development of several other morphological traits (Smith *et al.* 1999). The latter can also have a considerable impact on the survival of fish larvae (Fuda *et al.* 2007), with salinity levels above 20 ppt being lethal to Rainbow Smelt's larvae (Ayer *et al.* 2005) and embryos (Fuda *et al.* 2007), which is not an issue for Magdalen Islands' streams. The pH factor is the most limiting for survival and larval development, especially at values below 5 or above 8 (Fuda *et al.* 2007; Verreault 2023), which has not been found in any of the Magdalen Islands' streams. Furthermore, in terms of dissolved oxygen, a study by Fuda *et al.* 2007 in Squamscott and Winnicut Rivers tributaries of Great Bay (New Hampshire, U.S.A) showed that only oxygen levels below 20% were lethal for smelt

embryos, and that above this value, eggs were viable. None of the streams sampled had dissolved oxygen levels below 90%. Furthermore, Verreault (2023) mentions that neither dissolved oxygen nor water temperature appear to be limiting factors for Rainbow Smelt throughout their range, since they reproduce during spring freshet. On the other hand, this species is known to be tolerant of a wide range of abiotic factors (Fuda *et al.* 2007) and adapt readily to their environment (Marcotte & Tremblay 1948).

Early life stages are known to be the most sensitive to various environmental stressors, and disturbed waters can have a considerable impact on smelt larvae and embryos (Geffen 1990). The streams of the Magdalen Islands showed varying levels of disturbance, ranging from moderate to high and often linked to anthropogenic activities. Since the results of this study show that more than 50% of recruitment is of local origin, and that the larval contribution is significant, actions to protect, conserve, enhance and restore spawning habitats at the local level could prove particularly effective in further promoting recruitment by favoring upstream movements and spawning grounds utilization by the adults. In addition, more studies with greater emphasis on larval contribution would allow us to better define the overall picture of the Rainbow Smelt situation in the Magdalen Islands to more effectively improve its management and conservation.

3. CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 Structure du stock d'éperlan arc-en-ciel des Îles-de-la-Madeleine

Bien qu'elles soient distinctes, les différentes populations d'éperlans arc-en-ciel de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent présentent tout de même plusieurs caractéristiques morphologiques, physiologiques et génétiques similaires entre elles, incluant celles des Îles-de-la-Madeleine (Verreault 2023). En effet, des études dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent ont démontré qu'il existait un certain degré d'échange entre les différentes populations d'éperlan lors des migrations en mer (Magnin & Beaulieu 1965; Fréchet & Dodson 1983). Les résultats de cette étude ont aussi montré qu'il existait de la connectivité et des échanges entre les différentes populations du golfe par la dérive passive des larves et/ou par la migration des adultes afin d'atteindre des habitats favorables à la croissance et la survie.

Nous avons pu conclure qu'il existait potentiellement deux sources de recrutement externe qui soutiennent le stock d'éperlans des IDLM, soit en Gaspésie et à l'Île du Cap-Breton en Nouvelle-Écosse. La Baie-des-Chaleurs en Gaspésie représente l'un des endroits les plus éloigné géographiquement du territoire madelinot et est connu pour contenir de nombreuses rivières à éperlans. D'un autre côté, l'Île du Cap-Breton représente l'endroit le plus près de l'archipel. En ayant procédé à l'échantillonnage de cette manière, cela a permis de possiblement inclure toutes les autres zones du golfe contenant des frayères importantes comprises entre ces deux régions comme zones de contribution potentielles. En effet, les provinces maritimes sont connues pour contenir d'importantes frayères à éperlans, telles que la rivière

Miramichi au Nouveau-Brunswick (McKenzie 1964), la rivière Margaree en Nouvelle-Écosse de même que la East River à l'Île-du-Prince-Édouard (Taylor & Bentzen 1993) et ces provinces possèdent également des stocks d'éperlan exploités. Cela pourrait potentiellement expliquer les quelques faibles valeurs de réattribution de certains éperlans du stock des IDLM associées aux trois différentes régions échantillonnées. De plus, la courantologie de surface du golfe du Saint-Laurent au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard serait favorable à une dérive passive des larves ou à une migration active des adultes jusqu'aux IDLM. Du côté de la rivière Miramichi, cette dernière possède un estuaire favorisant la rétention larvaire (Rogers 1940). Il ne serait, dans ce cas, pas surprenant que s'il existe effectivement une source de recrutement provenant de cette rivière, elle soit majoritairement alimentée par une migration des adultes vers les IDLM plutôt qu'une dérive passive des larves à l'aide des courants. De plus, les adultes issus du stock madelinot n'ont été échantillonnés que sur un nombre de sites de pêche limité et chacun des sites de pêche n'a été échantillonné qu'une seule année. Par ailleurs, comme il s'agit d'une pêche majoritairement hivernale, tous les éperlans adultes n'ont été récoltés que pendant une période restreinte de l'année et la couverture annuelle de récolte est donc assez faible. D'autre part, le moment d'arrivée des larves d'éperlan aux IDLM par la dérive passive en provenance de sources externes est actuellement inconnu, de même que leur destination exacte aux IDLM, ce qui limite davantage le potentiel de trouver d'autres sources externes de recrutement. Nous pouvons cependant affirmer et conclure que près de 50% de ce recrutement provient de sources externes.

3.2 État des frayères et perturbations

L'éperlan retrouve aux Îles-de-la-Madeleine toutes les composantes d'habitats nécessaires pour compléter son cycle vital et se reproduire (Verreault 2023). En effet, l'archipel est composé de nombreux petits ruisseaux peu profonds à courant faible ou modéré. Plus précisément, on retrouve aux IDLM 182 petits cours d'eau principalement alimentés par la nappe phréatique et les précipitations (Verreault 2023). Les habitats de fraie sont primordiaux pour l'éperlan, puisqu'ils sont d'abord très fragiles et ce dernier ne peut se reproduire qu'en eau douce ou légèrement salée. Le territoire est par ailleurs dépendant de ces habitats pour soutenir la reproduction locale de l'éperlan et ainsi permettre de soutenir une pêche durable de cette espèce et ainsi éviter l'effondrement du stock.

Avant les années 1970, les éperlans utilisaient un très grand nombre de ces ruisseaux pour se reproduire (Aquarium des Îles-de-la-Madeleine 2001). De nos jours, jusqu'à 13 d'entre eux seulement sont connus pour avoir accueilli des activités de fraie dans les dernières années et leur utilisation est assez variable d'une année à l'autre (Verreault 2023). Certaines années ne connaissent que très peu d'utilisation des frayères potentielles par les éperlans (Aquarium des Îles-de-la-Madeleine 2001). De plus, la plupart des cours d'eau des Îles sont dans un état de dégradation de moyen à important, généralement lié à des perturbations de nature anthropique, tels qu'une mauvaise gestion des eaux usées, des coupes forestières intensives, l'envasement des frayères, des apports de contaminants et l'érosion des berges (Bourque & Pereira 1997).

Cependant, au cours des dernières décennies, beaucoup d'efforts ont été mis en place afin de restaurer et d'améliorer l'habitat de fraie de l'éperlan aux IDLM et ainsi favoriser le recrutement larvaire au sein du stock. En effet, du nettoyage des frayères, des programmes d'assainissement des eaux usées, de la stabilisation des berges, de l'aménagement de seuils, du dégagement des embâcles et de la revégétalisation ont été effectués à plusieurs reprises sur les ruisseaux les plus affectés et ceux ayant le plus grand potentiel de fraie pour l'éperlan (Bourque & Peirera 1997). Bien que l'éperlan soit une espèce relativement sensible à son milieu, il possède cependant une grande capacité d'adaptation et il s'accommode assez aisément aux changements de son milieu (Marcotte & Tremblay 1948). Par exemple, si des obstacles se présentent pendant la montaison, il pourra tout de même pondre ses œufs en aval, sur la première frayère intéressante qu'il va croiser (Marcotte & Tremblay 1948). Aux IDLM, bien que tous les ruisseaux à éperlan soient affectés, on peut retrouver l'éperlan dans pratiquement tous ces petits cours d'eau. Le potentiel de l'éperlan à bien réagir aux activités de restauration d'habitat pourrait être grandement bénéfique pour le recrutement.

3.3 Gestion de la pêche à l'éperlan aux Îles-de-la-Madeleine et implications

Bien que les débarquements d'éperlan aux Îles-de-la-Madeleine soit plutôt stables depuis quelques années, ces derniers ont connu de nombreuses fluctuations au cours des dernières décennies (Pesca 1994). La gestion de la pêche a toujours été faite de manière réactive aux débarquements, puisqu'il n'existe actuellement aucun plan de gestion pour cette espèce. Bien qu'elle ne fût pas une pêche très populaire avec à peine une dizaine de permis de pêche avant les années 1960 (Pesca 1994), sa popularité n'a fait que croître par la suite (Bourque & Peirera 1997; Aquarium des Îles-de-la-

Madeleine 2001). Avec la tendance à la baisse des débarquements et la demande élevée pour les permis, les modalités de pêche ont été révisées à plusieurs reprises (Pesca 1994). En 1995, le nombre de filets maillants par pêcheur a été rationalisé à seulement deux par permis (Bourque & Peirera 1997). La pêche sportive a été mise en valeur comme alternative à la pêche commerciale (Pesca 1994). Plusieurs programmes d'acquisition de connaissance et des campagnes de sensibilisation ont également été mis en place comme support à la gestion de la pêche (Pesca 1994).

Les principaux objectifs consistaient donc à définir le stock d'éperlan arc-en-ciel des IDLM, ainsi qu'à identifier la contribution larvaire au recrutement à une échelle locale afin d'être en mesure de mettre en place une gestion du stock plus éclairée de l'éperlan. La définition de l'origine natale du stock exploité et la caractérisation de ses habitats de fraie constituaient donc en une première étape clé d'acquisition de connaissances. En effet, maintenant que nous avons été en mesure d'identifier l'origine du stock et de déterminer qu'il était majoritairement local, il sera maintenant plus facile de guider les prochaines étapes et actions qui permettront de favoriser le recrutement local de l'éperlan aux IDLM, tels que l'aménagement ou le nettoyage des frayères les plus importantes, par exemple. Il pourrait également être intéressant d'encourager davantage la recherche dans ce secteur et d'initier des projets qui pourraient permettre d'identifier les zones d'alevinage estuariennes, entre autres. De plus, ayant acquis ces connaissances, nous savons qu'il sera très profitable de continuer à mettre des efforts à la préservation et la restauration des habitats de reproduction de l'éperlan, puisque ces derniers sont maintenant connus pour fortement contribuer au renouvellement du stock.

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Able KW. 1978. Ichthyoplankton of the St. Lawrence Estuary: composition, distribution, and abundance. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 35 : 1518-1531.
- Able KW. 2005. A reexamination of fish estuarine dependence: a reexamination of connectivity between estuarine and open habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 : 5-17.
- Albertsen CM, Hüsey K, Serre SH, Hemmer-Hansen J et Thomsen TB. 2021. Estimating migration patterns of fish from otolith chemical composition time series. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 78 : 1512-1523.
- Almany GR, Connolly SR, Heath DD, Hogan JD, Jones GP, McCook LJ, Mills M, Pressey RL et Williamson DH. 2009. Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs : Journal of the International Society for Reef Studies*, 28 : 339-351.
- Aoki I, Yamakawa T et Takasuka A. 2018. Fish population dynamics, monitoring, and management : sustainable fisheries in the eternal ocean. Springer, Tokyo, Japan, 245 p.
- Aquarium des Îles-de-la-Madeleine. 2001. Mise en valeur des cours d'eau à habitats de frai pour l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) aux Îles-de-la-Madeleine. Aquarium des Îles-de-la-Madeleine, Fondation de la Faune du Québec, Îles-de-la-Madeleine, 38 p.
- Ayer MH, Benton C, King W, Kneebone J, Elzey S, Toran M, Grange K et Berlinsky DL. 2005. Development of practical culture methods for rainbow smelt larvae. *North American Journal of Aquaculture*, 67 : 202-209.
- Baby MC, Bernatchez L et Dodson JJ. 2006. Genetic structure and relationships among anadromous and landlocked populations of rainbow smelt, *Osmerus mordax*, Mitchell, as revealed by mtDNA restriction analysis. *Journal of Fish Biology*, 39 : 61-68.
- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF et Weinstein MP. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. *BioScience*, 51 : 633-641.

- Bernatchez L. 1992. Comparaison de l'ADN mitochondrial des éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) frayant dans les régions de Beaumont, de Rivière-Ouelle et de la Baie des Chaleurs en 1990. Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche, Québec, Direction régionale de Québec, Direction régionale du Bas Saint-Laurent/Gaspésie/Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Québec, 27p.
- Bernatchez L. 1995. Détermination du degré de différenciation génétique entre échantillons d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) provenant de la pêcherie, hivernale de Miguasha et de sites éloignés de la Baie-des-Chaleurs. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale Gaspésie/Îles-de-la-Madeleine, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, New-Richmond et Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau), 30 p.
- Bernatchez L et Martin S. 1996. Mitochondrial DNA diversity in anadromous rainbow smelt, *Osmerus mordax* Mitchell: a genetic assessment of the member-vagrant hypothesis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 : 424-433.
- Bernatchez S, Paradis Y, Brisson-Bonenfant C, Brodeur P, Hatin D et Barette MF. 2020. Portrait de la pêche hivernale au Québec : historique, gestion et perspectives. *Le Naturaliste Canadien*, 144 : 15-30.
- Bourque F et Richard Y. 1993. Inventaire des sites de reproduction potentiels de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) sur l'Île de Havre Aubert. 10 p.
- Bourque F et Pereira S. 1997. Caractérisation du stock reproducteur d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) aux Îles-de-la-Madeleine et mise en valeur d'un cours d'eau à habitats de fraie. Aquarium des Îles-de-la-Madeleine, Fondation de la Faune du Québec, 47 p.
- Bourque F, Pereira S et Richard Y. 1996. Statistiques de captures d'éperlan arc-en-ciel aux Îles-de-la-Madeleine «Saison 1995-96», compilation et analyse des résultats. Terramar Environnement, Îles-de-la-Madeleine, 19 p.
- Bradbury IR et Snelgrove PV. 2001. Contrasting larval transport in demersal fish and benthic invertebrates: the roles of behaviour and advective processes in determining spatial pattern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 : 811-823.
- Bradbury IR, Campana SE et Bentzen P. 2008. Otolith elemental composition and adult tagging reveal spawning site fidelity and estuarine dependency in rainbow smelt. *Marine Ecology Progress Series*, 368 : 255-268.
- Bradbury IR, DiBacco C, Thorrold SR, Snelgrove PVR et Campana SE. 2011. Resolving natal tags using otolith geochemistry in an estuarine fish, rainbow smelt *Osmerus mordax*. *Marine Ecology Progress Series*, 433 : 195-204.

- Bradbury IR, Gardiner K, Snelgrove PV, Campana SE, Bentzen P et Guan L. 2006. Larval transport, vertical distribution, and localized recruitment in anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 63 : 2822-2836.
- Breton M, De Fries L, Sirois P, April J, Nadeau V, Pratte I et Morissette O. 2025. Migratory behaviour and natal origins of Atlantic salmon (*Salmo salar*) from the Nastapoka River (Quebec, Canada). Canadian Journal of Zoology, 103 : 1-13.
- Brophy D, Danilowicz BS et Jeffries TE. 2003. The detection of elements in larval otoliths from Atlantic herring using laser ablation ICP-MS. Journal of Fish Biology, 63 : 990-1007.
- Brophy D, Jeffries TE et Danilowicz BS. 2004. Elevated manganese concentrations at the cores of clupeid otoliths: possible environmental, physiological, or structural origins. Marine Biology : International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters, 144 : 779-786.
- Brown JH et Kodric-Brown A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. Ecology, 58 : 445-449.
- Brown I et Mues C. 2012. An experimental comparison of classification algorithms for imbalanced credit scoring data sets. Expert Systems With Applications, 39 : 3446-3453.
- Cadrin SX, Kerr L et Mariani S. 2014. Stock identification methods : applications in fishery science. Academic Press, London, 566 p.
- Camp EV, Ahrens RN, Collins AB et Lorenzen K. 2020. Fish population recruitment : what recruitment means and why it matters. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Florida, 6 p.
- Campana SE. 1990. How reliable are growth back-calculation based on otoliths?. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 47 : 2219-2227.
- Campana SE. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. Marine Ecology Progress Series, 188 : 263-297.
- Carrier D, Bossé R et Trencia G. 1982. Étude de la fraye de l'éperlan en 1982 à la rivière Boyer, comté de Bellechasse, et synthèse des renseignements sur la fraye compilés depuis 1978. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Québec, 22p.
- Copeman DG. 1977. Population differences in rainbow smelt, *Osmerus mordax*: multivariate analysis of mensural and meristic data. Journal of the Fisheries Board of Canada, 34 : 1220-1229.

- Cowen RK. 1985. Large scale pattern of recruitment by the labrid, *Semicossyphus pulcher*: causes and implications. *Journal of Marine Research*, 43 : 719-742.
- Cowen RK, Lwiza KMM, Sponaugle S, Paris CB et Olson DB. 2000. Connectivity of marine populations: open or closed? *Science*, 287 : 857-859.
- Cross AD, Beauchamp DA, Moss JH et Myers KW. 2009. Interannual variability in early marine growth, size-selective mortality, and marine survival for Prince William sound pink salmon. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* : 57-70.
- Dame RF et Allen DM. 1996. Between estuaries and the sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200 : 169-185.
- Davis MW. 2001. Behavioral responses of walleye pollock, *Theragra Chalcogramma*, larvae to experimental gradients of sea water flow: implications for vertical distribution. *Environmental Biology of Fishes*, 61 : 253-260.
- Daykin PN. 1965. Application of mass transfer theory to the problem of respiration of fish eggs. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 22 : 159-171.
- de Graaf M, Jager Z, Vreugdenhil CB et Elorche M. 2004. Numerical simulations of tidally cued vertical migrations of flatfish larvae in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59 : 295-305.
- de Lima LG, Araújo FG, Macário BS et Pessanha ALM. 2024. Larval fish assemblages in selected Brazilian estuaries: species-environment relationships under different anthropogenic influences. *Marine Pollution Bulletin*, 198.
- DiBacco C, Sutton D et McConnico L. 2001. Vertical migration behavior and horizontal distribution of brachyuran larvae in a low-inflow estuary: implications for bay-ocean exchange. *Marine Ecology Progress Series*, 217 : 191-206.
- Dodson JJ, Bourret A, Barrette MF, Turgeon J, Daigle G, Legault M et Lecomte F. 2015. Intraspecific genetic admixture and the morphological diversification of an estuarine fish population complex. *PLOS ONE*, 10 : e0123172.
- Elsdon T, Wells B, Campana S, Gillanders B, Jones C, Limburg K, Secor D, Thorrold S et Walther B. 2008. Otolith chemistry to describe movements and life-history parameters of fishes: hypotheses, assumptions, limitations and inferences. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 46 : 297-330.
- Elsdon TS et Gillanders BM. 2004. Fish otolith chemistry influenced by exposure to multiple environmental variables. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 313 : 269-284.

- Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent. 2019a. Bilan du rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent pour la période 2008-2016. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Québec, 58 p.
- Équipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent. 2019b. Plan de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent - 2019-2029. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Québec, 40 p.
- FAO. 2024. The state of world fisheries and aquaculture 2024 : Blue transformation in action. Fisheries and Aquaculture Department, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), Rome, Italy, 264 p.
- Fisheries and Oceans Canada. 2019 (mis à jour le 18 septembre 2019). Zone de protection marine (ZPM) du chenal Laurentien. Consulté le 25 octobre 2023, www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/mpa-zpm/laurentian-laurentien/index-fra.html
- Fisheries and Oceans Canada. 2022. Navigation dans les glaces en eaux Canadiennes. Pêches et Océans Canada, Direction générale Flotte et services maritimes, Garde côtière canadienne, Ottawa (Ontario), 180 p.
- Fortin W, Morissette O, Lavoie S, Mingelbier M et Sirois P. 2024. Matching the elemental fingerprints of fish otoliths with water masses of the St. Lawrence River and its tributaries, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 81 : 887-903.
- Fréchet A, Dodson JJ et Powles H. 1983. Use of variation in biological characters for the classification of anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*) groups. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40 : 718-727.
- Fuda KM, Smith BM, Lesser MP, Legare BJ, Breig HR, Stack RB et Berlinsky DL. 2007. The effects of environmental factors on rainbow smelt *Osmerus mordax* embryos and larvae. *Journal of Fish Biology*, 71 : 539-549.
- Geffen AJ. 1990. Response of rainbow smelt, *Osmerus mordax* (Mitchill), eggs to low pH. *Journal of Fish Biology*, 37 : 865-871.
- Giroux M. 1997. Rapport sur la situation de l'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome du sud de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent au Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec, 52 p.

- Guerreiro MA, Martinho F, Baptista J, Costa F, Pardal MÂ et Primo AL. 2021. Function of estuaries and coastal areas as nursery grounds for marine fish early life stages. *Marine Environmental Research*, 170 p.
- Hendry AP et Stearns SC. 2004. *Evolution illuminated : salmon and their relatives*. Oxford University Press, Oxford. 418 p.
- Hilborn R et Walters CJ. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment : choice, dynamics and uncertainty*. Chapman and Hall, New York, 570 p.
- Hjort J. 1914. *Fluctuations in the great fisheries of northern Europe: viewed in the light of biological research*. Andr. Fred. Høst & Fils, Copenhagen, Denmark, 228 p.
- Holbrook SJ, Forrester GE et Schmitt RJ. 2000. Spatial patterns in abundance of a damselfish reflect availability of suitable habitat. *Oecologia*, 122 : 109-120.
- Houde ED. 2008. Emerging from Hjort's shadow. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 41 : 53-70.
- Hüssy K, Limburg KE, de Pontual H, Thomas ORB, Cook PK, Heimbrand Y, Blass M et Sturrock AM. 2020. Trace element patterns in otoliths: the role of biomineralization. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 29 : 445-477.
- Johst K, Brandl R et Eber S. 2002. Metapopulation persistence in dynamic landscapes: the role of dispersal distance. *Oikos*, 98 : 263-270.
- Laegdsgaard P et Johnson C. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 257 : 229-253.
- Landry-Massicotte L. 2022. Variabilité des empreintes élémentaires des otolithes de deux espèces de poissons fourrages estuariens provenant de plusieurs frayères. *Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, Saguenay*, 76 p.
- Laprise R et Dodson JJ. 1989a. Ontogenetic changes in the longitudinal distribution of two species of larval fish in a turbid well-mixed estuary. *Journal of Fish Biology*, 35 : 39-47.
- Laprise R et Dodson JJ. 1989b. Ontogeny and importance of tidal vertical migrations in the retention of larval smelt *Osmerus mordax* in a well-mixed estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 55 : 101-111.
- Lazartigues A, Girard C, Brodeur P, Lecomte F, Mingelbier M et Sirois P. 2018. Otolith microchemistry to identify sources of larval yellow perch in a fluvial lake: an approach towards freshwater fish management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75 : 474-487.

- Lazartigues AV, Sirois P et Savard D. 2014. LA-ICP-MS Analysis of small samples: carbonate reference materials and larval fish otoliths. *Geostandards and Geoanalytical Research*, 38 : 225-240.
- Lazartigues AV, Plourde S, Dodson JJ, Morissette O, Ouellet P et Sirois P. 2016. Determining natal sources of capelin in a boreal marine park using otolith microchemistry. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 73 : 2644-2652.
- Le Pape O et Bonhommeau S. 2015. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish and Fisheries*, 16 : 373-398.
- Lecomte F. 2005. Déterminisme écologique de la ségrégation génétique des populations sympatriques d'éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) de l'estuaire moyen du Saint-Laurent. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, 273 p.
- Lecomte F et Dodson J. 2004. Role of early life-history and resource polymorphism in the segregation of sympatric populations of an estuarine fish. *Evolutionary ecology research*, 6 : 631-658.
- Lecomte F et Dodson JJ. 2005. Distinguishing trophic and habitat partitioning among sympatric populations of the estuarine fish *Osmerus mordax* Mitchill. *Journal of Fish Biology*, 66 : 1601-1623.
- Legendre L et Watt WD. 1970. The distribution of primary production relative to a cyclonic gyre in Baie des Chaleurs. *International Journal on Life in Oceans and Coastal Waters*, 7 : 167-170.
- Levin PS et Stunz GW. 2005. Habitat triage for exploited fishes: can we identify essential "Essential fish habitat?". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 : 70-78.
- Limburg KE. 1995. Otolith strontium traces environmental history of subyearling american shad *Alosa sapidissima*. *Marine Ecology Progress Series*, 119 : 25-35.
- Limburg KE, Walther BD, Lu Z, Jackman G, Mohan J, Walther Y, Nissling A, Weber PK et Schmitt AK. 2015. In search of the dead zone: use of otoliths for tracking fish exposure to hypoxia. *Journal of Marine Systems*, 141 : 167-178.
- Lucas MC et Baras E. 2001. Migration of freshwater fishes. Blackwell Science Ltd, London. 420 p.
- Magnin E et Beaulieu G. 1965. Quelques données sur la biologie de l'éperlan, *Osmerus eperlanus mordax* (Mitchill) du Saint-Laurent. Ministère de l'industrie et du commerce, Direction des pêcheries, Québec, 25 p.

- Mailhot P et Dubois J. 2006 (mis à jour le 4 mars 2015). Madeleine, Îles de la. Consulté le 25 octobre 2023, <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/madeleine-iles-de-la>
- Maragos JE et Jokiel PL. 1986. Reef corals of Johnston Atoll: one of the world's most isolated reefs. *Coral Reefs : Journal of the International Society for Reef Studies*, 4 : 141-150.
- Marcotte A et Tremblay JL. 1948. Notes sur la biologie de l'éperlan (*Osmerus mordax*, Mitchill) de la province de Québec. Université Laval, Québec.
- McAllister DE. 1963. A revision of the smelt family, *Osmeridae*. Musée national du Canada, Ottawa, 53 p.
- McKenzie RA. 1958. Age and growth of smelt, *Osmerus mordax* (Mitchill), of the Miramichi River, New Brunswick. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 15 : 1313-1327.
- McKenzie RA. 1964. Smelt life history and fishery in the Miramichi river, New Brunswick. Queen's Printer and Controller of Stationery, Ottawa, 77 p.
- Michibata H et Hori R. 1979. The accumulation of manganese from the environmental medium by the egg of *Oryzias latipes*. *Journal of Cellular Physiology*, 98 : 241-243.
- Milton D et Shaklee JB. 1987. Biochemical genetics and population structure of blue grenadier, *Macruronus novaezelandiae* (Hector) (*Pisces : Merluccidae*), from Australian waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 38 : 727-742.
- Mingelbier M, Paradis Y, Brodeur P, de la Chenelière V, Lecomte F, Hatin D et Verreault G. 2016. Gestion des poissons d'eau douce et migrateurs dans le Saint-Laurent : mandats, enjeux et perspectives. *Le Naturaliste canadien*, 140 : 74-90.
- Mongeau JR, Legendre V, Leclerc J et Brisebois J. 1979. Les salmonidés des eaux de la plaine de Montréal : biométrie, biogéographie : 1970-1975, et registre des pêches : 1941-1976. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la Faune, Direction régionale de Montréal, Québec, 141 p.
- Myers RA, Barrowman NJ, Hutchings JA et Rosenberg AA. 1995. Population dynamics of exploited fish stocks at low population levels. *Science*, 269 : 1106-1108.
- Northcote TG. 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. *Ecology of Freshwater Fish Production* : 326-359.

- Ouellet P et Dodson JJ. 1985. Dispersion and retention of anadromous rainbow smelt (*Osmerus mordax*) larvae in the middle estuary of the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42 : 332-341.
- Palumbi SR. 2003. Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserves. *Ecological Applications*, 13 : 146-158.
- Panella G. 1971. Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science* (New York, NY), 173 : 1124-1127.
- Paton C, Hellstrom J, Paul B, Woodhead J et Hergt J. 2011. Iolite: freeware for the visualisation and processing of mass spectrometric data electronic supplementary information (ESI) available. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 26 : 2508-2518.
- Pesca. 1994. Caractérisation de l'historique de l'exploitation commerciale et sportive de l'éperlan arc-en-ciel aux Îles-de-la-Madeleine. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Maria, 50 p.
- Peterson MS. 2003. A conceptual view of environment-habitat-production linkages in tidal river estuaries. *Reviews in Fisheries Science*, 11 : 291-313.
- Pracheil BM, Hogan JD, Lyons J et McIntyre PB. 2014. Using hard-part microchemistry to advance conservation and management of North American freshwater fishes. *Fisheries*, 39 : 451-465.
- Ramos S, Amorim E, Elliott M, Cabral H et Bordalo AA. 2012. Early life stages of fishes as indicators of estuarine ecosystem health. *Ecological Indicators*, 19 : 172-183.
- Restrepo VR et Powers JE. 1999. Precautionary control rules in US fisheries management: specification and performance. *ICES Journal of Marine Science*, 56 : 846-852.
- Richard A. 1995. Inventaire des sites de reproduction potentiels de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) aux Îles-de-la-Madeleine à l'exception de l'Île du Havre-Aubert, de l'Île Brion et de l'Île d'Entrée. Ministère Environnement et Faune, 20 p.
- Ricker WE. 1981. Changes in the average size and average age of pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38 : 1636-1656.
- Robert D, Shoji J, Sirois P, Takasuka A, Catalán IA, Folkvord A, Ludsin SA, Peck MA, Sponaugle S, Ayón PM, Brodeur RD, Campbell EY, D'Alessandro EK, Dower JF, Fortier L, García AG, Huebert KB, Hufnagl M, Ito S-i, Joh M, Juanes F, Nyuji M, Oozeki Y, Plaza G, Takahashi M, Tanaka Y, Tojo N, Watari S,

- Yasue N et Pepin P. 2023. Life in the fast lane: Revisiting the fast growth—High survival paradigm during the early life stages of fishes. *Fish and Fisheries*, 24 : 863-888.
- Robitaille JA et Vigneault Y. 1990. L'Éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome de l'estuaire du Saint-Laurent : synthèse des connaissances et problématique de la restauration des habitats de fraie dans la rivière Boyer. Ministère des Pêches et des Océans, Direction de la gestion des pêches et de l'habitat, Division de l'habitat du poisson, Québec, 56 p.
- Robitaille JA, Choinière L et Vigneault Y. 1991. Identification des populations de poissons d'intérêt économique en situation précaire dans le réseau du Saint-Laurent et sélection des espèces pour des interventions immédiates. Ministère des Pêches et des Océans, Direction de la gestion des pêches et de l'habitat, Division de l'habitat du poisson, Québec, 24 p.
- Robitaille JA, Choinière L, Trencia G et Verreault G. 1994. Pêche sportive de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) sur la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent en 1991. Ministère de l'environnement et de la faune, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Directions régionales de Québec et du Bas Saint-Laurent/Gaspésie/Îles-de-la-Madeleine, Québec, 69 p.
- Rogers HM. 1940. Occurrence and retention of plankton within the estuary. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 5a : 164-171.
- Russo RE, Mao X, Liu H, Gonzalez J et Mao SS. 2002. Laser ablation in analytical chemistry-a review. *Talanta*, 57 : 425-451.
- Ruttenberg BI, Hamilton SL, Hickford MJH, Paradis GL, Sheehy MS, Standish JD, Ben-Tzvi O et Warner RR. 2005. Elevated levels of trace elements in cores of otoliths and their potential for use as natural tags. *Marine Ecology Progress Series*, 297 : 273-281.
- Scott WB et Crossman EJ. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 966 p.
- Sinclair MM et Smith TD. 2002. The notion that fish species form stocks. *ICES Marine Science Symposia*, 215 : 297-304.
- Sirois P et Dodson JJ. 2000. Critical periods and growth-dependent survival of larvae of an estuarine fish, the rainbow smelt *Osmerus mordax*. *Marine Ecology Progress Series*, 203 : 233-245.
- Smith PJ, Francis RICC et McVeagh M. 1991. Loss of genetic diversity due to fishing pressure. *Fisheries Research*, 10 : 309-316.

- Smith TIJ, Denson MR, Heyward LD, Jenkins WE et Carter LM. 1999. Salinity effects on early life stages of southern flounder *Paralichthys lethostigma*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 30 : 236-244.
- Stoner AW, Yáñez-Arancibia A et Yanez-Arancibia A. 1985. Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration. UNAM, Mexico. 653p.
- Taylor EB et Bentzen P. 1993. Evidence for multiple origins and sympatric divergence of trophic ecotypes of smelt (*Osmerus*) in Northeastern North America. *Evolution*, 47 : 813-832.
- Thorrold SR, Latkoczy C, Swart PK et Jones CM. 2001. Natal homing in a marine fish metapopulation. *Science*, 291 : 297-299.
- Trencia G, Verreault G et Carrier D. 1990. Le passé, le présent et le futur de l'éperlan de l'estuaire; une histoire de disparition ou de restauration. Symposium sur le Saint-Laurent, un fleuve à récupérer, Vol. 11 Collection environnement et Géologie. Association des Biologistes du Québec, Québec, p. 472–496.
- Tut G et Tsegaye B. 2023. Freshwater fish migration: fisheries management strategy insight. Dans : *Recent advance in wildlife management*. IntechOpen, Royaume-Uni, p.1-14
- Vanalderweireldt L, Winkler G, Forget-Lacoursière EL, Mingelbier M et Sirois P. 2020. Habitat use by early life stages of the re-established striped bass and conspecific fish species along the St. Lawrence estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 237.
- Verreault G. 2023. L'éperlan arc-en-ciel anadrome aux Îles-de-la-Madeleine : état des connaissances, identification et évaluation des habitats de reproduction. Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs, Direction de la Gestion de la Faune de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine, Richmond, 50 p.
- Vladykov V et Michaud A. 1957. Les voyages de l'éperlan. *Actualités marines*, 1 : 15-19.
- Warner RR, Swearer SE, Caselle JE, Sheehy M et Paradis G. 2005. Natal trace-elemental signatures in the otoliths of an open-coast fish. *Limnology and Oceanography*, 50 : 1529-1542.
- Wyatt LH, Baker AL, Berlinsky DL. 2010. Effects of sedimentation and periphyton communities on embryonic Rainbow Smelt, *Osmerus mordax*. *Aquatic Sciences : Research Across Boundaries*, 72 : 361-369.

ANNEXE I

Paramètres physicochimiques de l'eau

Cette analyse de composantes principales (PCA) montre la distribution des différents paramètres physicochimiques (flèches) mesurés dans les six frayères (acronymes en rouge) où des larves d'éperlans ont été capturées. Plus une flèche est orientée vers un ruisseau, plus ce dernier est affecté par ce paramètre. Par exemple, le ruisseau de la Martinique (MAR) est plus profond, a une température plus élevée et possède une valeur de conductivité et de salinité plus forte. Le ruisseau du Bras-du-Nord (BRN) a la valeur d'oxygène dissous la plus élevée.

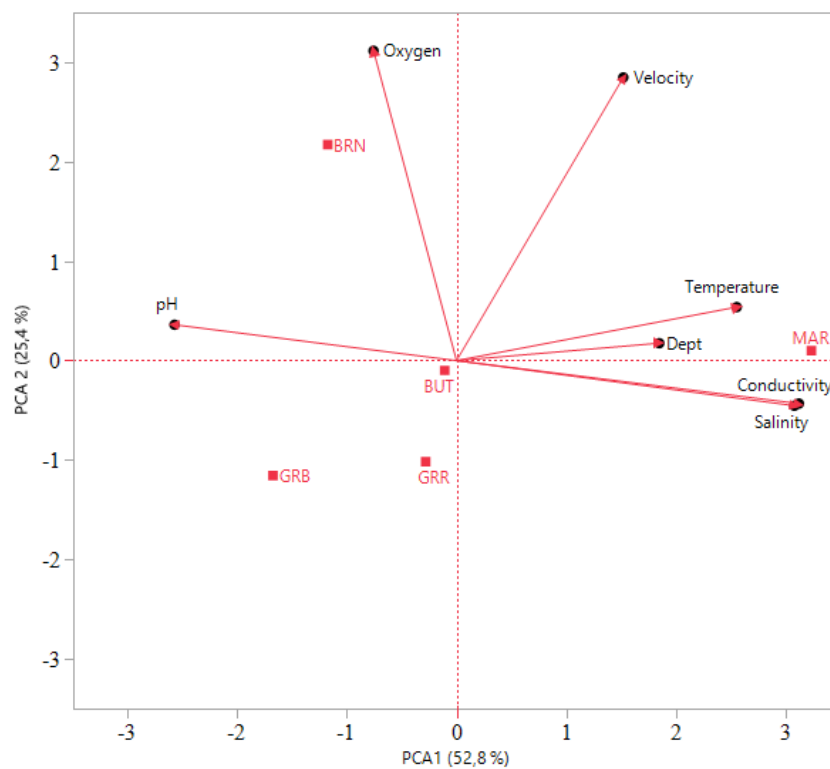


Figure S.1. Principal component analysis (PCA) showing the distribution of the different physicochemical parameters on the streams sampled on the Magdalen Islands. Red squares correspond to stream labels and red arrows show the influence of each parameter

ANNEXE II

Photos de quelques-unes des principales frayères à éperlans des IDLM



Figure S.2 Photo prise en mai 2024 du ruisseau de la Butte du Lac (BUT) aux Îles-de-la-Madeleine.



Figure S.3 Photo prise en mai 2023 du ruisseau de la Grande-Rivière (GRR) aux Îles-de-la-Madeleine.



Figure S.4 Photo prise en mai 2023 du ruisseau de la Martinique (MAR) aux Îles-de-la-Madeleine.