



Université du Québec
à Rimouski

Utilisation de la chimie des otolithes pour caractériser le régime alimentaire du sébaste (*Sebastes* sp.)

Mémoire présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en océanographie
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc)

PAR

© **Arthur Gandin**

Mars 2025

Composition du jury :

André Pellerin, président du jury, Université du Québec à Rimouski

David Deslauriers, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

Olivier Morissette, codirecteur de recherche, Université du Québec à Chicoutimi

Daniel Small, codirecteur de recherche, Pêches et Océans Canada

Peter Grønkjær, examinateur externe, Aarhus University

Dépôt initial le 26/11/2024

Dépôt final le 10/03/2025

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

Je tenais en premier à remercier mon directeur de recherche David Deslauriers qui m'a donné l'opportunité de travailler sur ce projet de recherche. Sa présence, son encadrement et sa disponibilité m'ont permis, grâce à lui, de construire ce projet et de le mener jusqu'au bout malgré les difficultés rencontrées. Ensuite je souhaite remercier mes deux co-directeurs, tout d'abord Olivier Morissette, qui a toujours répondu présent lorsque j'avais besoin de lui et qui m'a aidé lors de mes différents stages à l'UQAC, et Daniel Small, qui fut tout de suite intéressé et impliqué dans mon projet et qui m'a accompagné durant la période expérimentale de mon projet à l'IML.

Ensuite je souhaite remercier Tanya Hansen qui m'a accompagné pendant toute mon expérience à l'IML et qui s'est toujours montrée disponible et bienveillante. Je voudrais remercier également Pascal Sirois pour m'avoir accueilli dans son laboratoire à l'UQAC lors de mes analyses, ainsi que Anne-Lise Fortin et Félix Gagnon pour m'avoir guidé tout au long de celles-ci.

Toutes ces personnes, ainsi que toute l'aide des étudiant·e·s du laboratoire de David Deslauriers, m'ont permis de construire ma réflexion, de persévérer malgré les obstacles et de finaliser mon projet de recherche. Mais ces années ne se seraient pas aussi bien déroulées sans le soutien infailible de mes proches, de mes parents Laurence et Sébastien, de ma sœur Laurine, de mes grands-parents, pour lesquels j'ai eu tant d'appels pour combler la distance et mes moments de doute. Je remercie du fond du cœur le soutien de ma partenaire de vie, Fanny, qui m'a soutenu, aidé et réconforté dans tous les moments de ma maîtrise depuis notre rencontre. Et enfin et surtout, je remercie tous mes amis, de Rimouski, avec lesquels j'ai passé pleins de bons moments et partagé nos joies et nos craintes autour de nos projets respectifs, et de France, qui me soutenaient même à distance.

RÉSUMÉ

Le sébaste (*Sebastes* sp.) est une espèce clé du golfe du Saint-Laurent, dont la biomasse a considérablement augmenté depuis 2014. Cette croissance rapide pourrait impacter des espèces commerciales telles que la crevette nordique (*Pandalus borealis*), qui constitue une proie importante pour le sébaste. Pour mieux comprendre les interactions écologiques du sébaste, il est nécessaire d'analyser son régime alimentaire et ses effets sur son environnement. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'influence de différents régimes alimentaires sur la chimie des otolithes du sébaste, en particulier l'incorporation d'éléments traces comme le baryum (Ba) et le strontium (Sr). Ces éléments peuvent fournir des informations cruciales sur les habitudes alimentaires des poissons. Afin de tester cette hypothèse, une expérience en laboratoire a été menée sur des sébastes soumis à cinq régimes alimentaires différents, qui incluaient des proies telles que la crevette nordique et le capelan (*Mallotus villosus*). Pendant six mois, les poissons ont été nourris dans des conditions contrôlées, puis leurs otolithes ont été analysés à l'aide de la spectrométrie de masse à ablation laser. Les résultats ont montré que la consommation de crevettes entraînait une augmentation significative des concentrations de Ba et Sr dans les otolithes, tandis que les poissons nourris uniquement au capelan présentaient des concentrations plus faibles. En outre, les poissons ayant changé de régime alimentaire au cours de l'expérience ont affiché des variations dans les concentrations d'éléments traces, suggérant que ces changements peuvent être détectés par l'analyse des otolithes. En conclusion, cette étude démontre que la chimie des otolithes est un outil prometteur pour caractériser le régime alimentaire du sébaste et suivre les variations de son comportement alimentaire dans le golfe du Saint-Laurent. Ces résultats contribuent à une meilleure compréhension de l'écologie alimentaire du sébaste et peuvent aider à la gestion durable des populations de cette espèce.

Mots clés : sébaste, physiologie, otolithes, régime alimentaire, éléments traces

ABSTRACT

Redfish (*Sebastes* sp.) is a key species in the Gulf of St. Lawrence, whose biomass has significantly increased since 2014. This rapid growth may affect other commercially important species such as northern shrimp (*Pandalus borealis*), a major prey for redfish. To better understand redfish's ecological interactions, it is crucial to analyze its diet and its environmental impact. The objective of this study is to assess the influence of different diets on the otolith chemistry of redfish, particularly the incorporation of trace elements such as barium (Ba) and strontium (Sr), which can provide essential insights into fish feeding habits. To test this hypothesis, a laboratory experiment was conducted where redfish were subjected to five different diets, mixing two redfish preferential prey: northern shrimp and capelin (*Mallotus villosus*). Over six months, the fish were fed under controlled conditions, then their otoliths were analyzed using laser ablation mass spectrometry. The results showed that shrimp consumption significantly increased Ba and Sr concentrations in otoliths, while fish fed exclusively on capelin exhibited lower concentrations. Additionally, fish that underwent dietary changes during the experiment showed variations in trace element concentrations, suggesting that such changes can be detected through otolith analysis. In conclusion, this study demonstrates that otolith chemistry is a promising tool for characterizing redfish diets and tracking variations in their feeding behaviour in the Gulf of St. Lawrence. These findings contribute to a better understanding of redfish feeding ecology and can support the sustainable management of this species.

Keywords: redfish, physiology, otoliths, diet, trace elements

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	vii
RÉSUMÉ	ix
ABSTRACT.....	xi
TABLE DES MATIÈRES.....	xiii
LISTE DES TABLEAUX	xv
LISTE DES FIGURES	xvii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	xx
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1. CHANGEMENTS ABIOTIQUES ET BIOTIQUES RECENTS DANS L'ECOSYSTEME DU GOLFE DU SAINT-LAURENT	1
1.1 Caractéristiques du golfe du Saint-Laurent	1
1.2 Changements abiotiques.....	3
1.3 Changements biotiques.....	6
2. LA PECHE DU SEBASTE	7
2.1 Le complexe d'espèces <i>Sebastes</i> sp.	7
2.2 Unités de gestion	8
2.3 État des stocks avant 1990.....	9
2.4 Après 1990 : effondrement et moratoire	10
2.5 À partir de 2014 : retour du sébaste.....	11
3. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DU SEBASTE (<i>SEBASTES</i> SP.)	12
3.1 Croissance et longévité.....	12
3.2 Reproduction et recrutement	13
3.3 Écologie et distribution.....	14
4. ÉTUDIER LA PHYSIOLOGIE DES POISSONS	15
5. L'OTOLITHE, UN OUTIL NOVATEUR DANS L'ÉTUDE DE LA PHYSIOLOGIE DES POISSONS.....	16

5.1	L'otolithe, une archive biologique	16
5.2	L'impact du régime alimentaire sur la chimie des otolithes	18
6.	PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS	19
CHAPITRE 1 Using otolith chemistry to characterize the diet of redfish (<i>Sebastes</i> sp.)		21
1.1	ABSTRACT	21
1.2	INTRODUCTION	22
1.3	MATERIALS AND METHODS	25
1.3.1	Fish capture, transport and husbandry	25
1.3.2	Experimental design	25
1.3.3	Otolith preparation for chemical analysis	27
1.3.4	Otolith chemical analysis	28
1.3.5	Data analysis	29
1.4	RESULTS	33
1.4.1	Food consumption	33
1.4.2	Growth	35
1.4.3	Trace element analysis	35
1.5	DISCUSSION	42
CONCLUSION GÉNÉRALE		48
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES		52

LISTE DES TABLEAUX

Table 1 : Mean ($\pm$ SD) values of final mass and fork length, growth rates, ΔK (Fulton's condition factor variation), HSI (Hepatosomatic Index) and mean daily food consumption for each diet treatment of the growth experiment. a and b superscripts indicate treatments significantly different from each other while ab superscript indicates treatment not significantly different from a or b.	34
--	----

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent avec ses caractéristiques bathymétriques les plus importantes (bleu foncé : profondeur supérieure à 200 m) (Savenkoff et al. 2016).....	2
Figure 2. Réchauffement des eaux du golfe du Saint-Laurent. Carte du maximum de température profonde, généralement observé entre 200 et 300 m, pour les périodes de 2016-2023. Les contours en noir et blanc représentent les isothermes de 7 et 8 °C (Galbraith et al., 2024)	5
Figure 3. Unité de gestion 1, 2 et 3 (IPE = Île-du-Prince-Édouard, NE = Nouvelle-Écosse) pour le sébaste (Senay et al. 2021)	9
Figure 4. Biomasse minimale chalutable (million de tonnes avec des intervalles de confiance à 95%) des sébastes (en rouge) et de toutes les autres espèces (en noir) capturées dans le relevé du MPO dans l'unité 1 de 1984 à 2021 (MPO, 2022). Photographie d'un sébaste ©Claude Nozères.	11
Figure 5. Représentation du cycle de reproduction du sébaste sur la base des informations disponibles (Brown-Vuillemin, 2022). Photographie d'une larve de sébaste ©Corinne Burns	14
Figure 6. Redfish otolith section image in microscope at 40X magnification (0.866 pixel· μm^{-1}). a) otolith image after laser ablation from the core to the edge. b) otolith image after photoshop treatment and ImageJ treatment. Green line corresponds to the laser transect between the core and the edge. Purple points correspond to the beginning and the end of the last annuli.	29
Figure 7. (a) Mean daily food consumption per tank (g) for capelin and shrimp. (b) Mean daily food consumption per tank (g) for the five diet treatments: capelin only (C), shrimp only (S), capelin then shrimp (C-S), shrimp then capelin (S-C), and mixed (C&S). The boxplot shows the interquartile range (IQR) from Q1 to Q3, the median (Q2), whiskers extending to $Q1 - 1.5 * \text{IQR}$ and $Q3 + 1.5 * \text{IQR}$, outliers beyond the whiskers, and the mean represented by a square. ****: p-value < 0.001 and **: p-value < 0.1.....	33
Figure 8. (a) Time series analysis with DTW distance for Ba:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for all the otoliths. For cluster 1, n = 25 individuals and for cluster 2, n = 62 individuals. (b) Time series analysis with DTW distance for Sr:Ca concentrations in function of	

theoretical experimental day for all the otoliths. For cluster 1, $n = 15$ individuals and for cluster 2, $n = 72$ individuals. Feeding treatments are represented as the following colors: blue (C), orange (S), purple (C&S), yellow (C-S) and green (S-C). The average Ba:Ca and Sr:Ca concentration in function of time is shown as a black line..... 37

Figure 9. (a) Time series analysis with DTW distance for Ba:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 1, 2 and 3. For cluster 1, $n = 33$ individuals and for cluster 2, $n = 19$ individuals. (b) Time series analysis with DTW distance for Sr:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 1, 2 and 3. For cluster 1, $n = 36$ individuals and for cluster 2, $n = 16$ individuals. Feeding treatments are represented as the following colors: blue (C), orange (S) and purple (C&S). The average Ba:Ca and Sr:Ca concentration in function of time is shown as a black line..... 39

Figure 10. (a) Time series analysis with DTW distance for Ba:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 4 and 5. For cluster 1, $n = 11$ individuals and for cluster 2, $n = 24$ individuals. (b) Time series analysis with DTW distance for Sr:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 4 and 5. For cluster 1, $n = 7$ individuals and for cluster 2, $n = 28$ individuals. Feeding treatments are represented as the following colors: yellow (C-S) and green (S-C). The average Ba:Ca and Sr:Ca concentration in function of time is shown as a black line 41

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

Ba	Barium
Ca	Calcium
GSI	Gonadosomatic index
GSL	Golfe du Saint-Laurent
HSI	Hepatosomatic index
ISMER	Institut des sciences de la mer
K	Fulton's condition factor
MPO	Pêches et Océans Canada
UQAC	Université du Québec à Chicoutimi
UQAR	Université du Québec à Rimouski
Zn	Zinc

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1. CHANGEMENTS ABIOTIQUES ET BIOTIQUES RECENTS DANS L'ÉCOSYSTÈME DU GOLFE DU SAINT-LAURENT

1.1 Caractéristiques du golfe du Saint-Laurent

Le golfe du Saint-Laurent (GSL) est comparable à une mer intérieure, s'ouvrant vers l'océan Atlantique à travers le détroit de Cabot et le détroit de Belle-Île. Il constitue l'un des plus vastes et productifs écosystèmes marins du Canada. Couvrant une superficie d'environ 236 000 km², cette mer intérieure semi-fermée est entourée de cinq provinces canadiennes : le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l'Île-du-Prince-Édouard, le Québec et Terre-Neuve-et-Labrador (Figure 1) (Dufour et al. 2010 ; MPO 2013 ; Savenkoff et al. 2016).

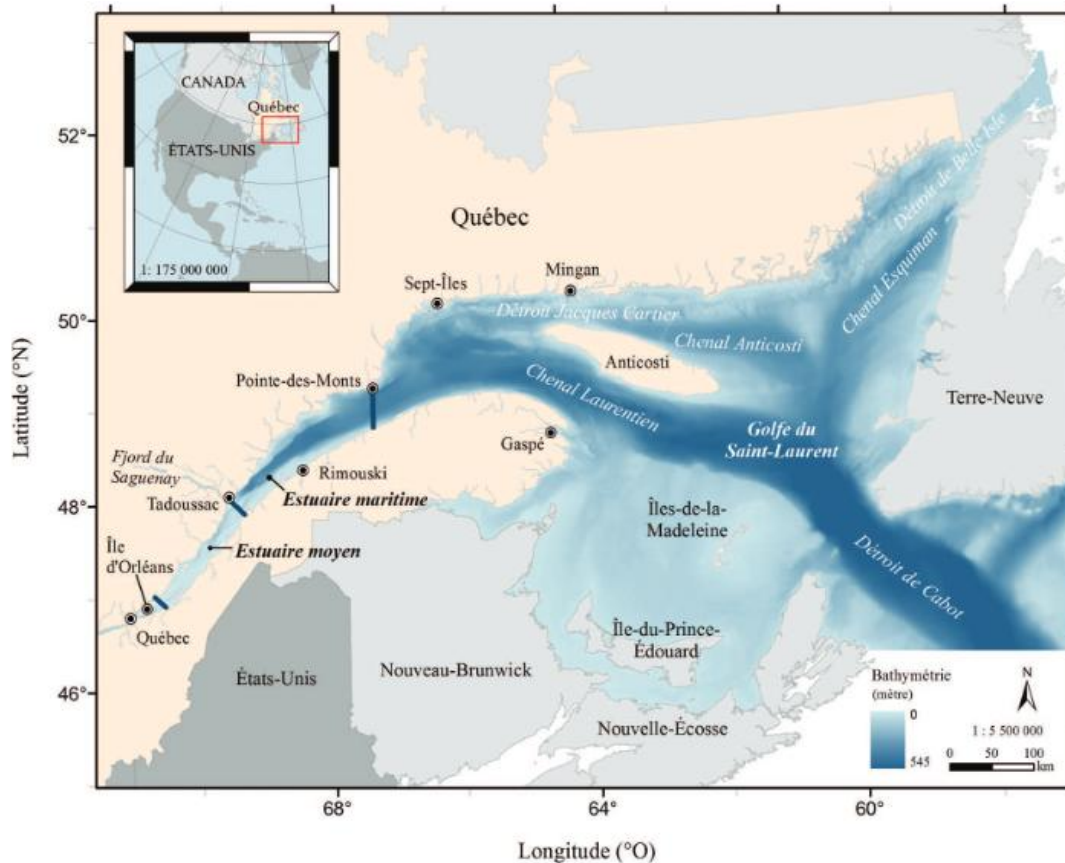


Figure 1. Carte de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent avec ses caractéristiques bathymétriques les plus importantes (bleu foncé : profondeur supérieure à 200 m) (Savenkoff et al. 2016)

Les eaux profondes du Saint-Laurent, en provenance de l'Atlantique, sont transportées par advection jusqu'à la tête du chenal Laurentien, atteignant finalement l'embouchure du fjord du Saguenay. Deux courants principaux apportent ces eaux de l'Atlantique et ainsi façonnent les conditions océanographiques du GSL : le courant du Labrador, froid et dense, provenant de l'Arctique, et le Gulf Stream, plus chaud, remontant du sud via le détroit de Cabot (Gilbert et al. 2007). La géomorphologie du GSL est caractérisée par la présence du chenal Laurentien, un chenal profond et continu s'étendant du plateau continental jusqu'à l'estuaire, ainsi que par deux autres chenaux profonds, le chenal Esquiman et le chenal d'Anticosti. La profondeur du golfe atteint 540 m au point le plus profond situé au nord du détroit de Cabot, tandis que la partie sud est dominée par un plateau large et peu profond, avec une profondeur moyenne d'environ 60 m. Ces caractéristiques

géomorphologiques influencent directement la circulation, le mélange et les propriétés des masses d'eau.

La colonne d'eau estivale du golfe du Saint-Laurent est structurée en trois couches distinctes : la couche de surface, la couche intermédiaire froide (CIF) et une couche d'eau plus profonde. Les températures de surface atteignent leur maximum entre le début et la mi-août, avant de diminuer progressivement à l'automne sous l'effet du refroidissement et du mélange forcé par le vent. En hiver, la couche de surface s'épaissit en raison du refroidissement, du rejet d'eau saumâtre et du mélange forcé par le vent, atteignant des profondeurs moyennes de 75 m, et parfois plus de 150 m dans certaines régions. Ce déversement d'eau saumâtre provient du mélange qui s'effectue dans l'estuaire du Saint-Laurent entre l'eau douce provenant du fleuve et l'eau salée de l'océan Atlantique. Au printemps, le réchauffement et le ruissellement forment une couche superficielle de faible salinité, repoussant la couche froide issue de l'hiver qui formera la CIF qui persistera jusqu'à l'hiver suivant, se réchauffant et plongeant progressivement en profondeur.

L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent constituent un environnement unique, caractérisé par une biodiversité élevée et une structure trophique complexe et productive. Cet environnement favorise des zones de forte biomasse et une production planctonique importante (MPO 2013).

1.2 Changements abiotiques

Les conditions océanographiques physico-chimiques et biologiques du GSL sont évaluées annuellement par le MPO grâce au Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA). Au cours des dix dernières années, les températures des eaux du GSL ont montré une tendance à la hausse par rapport aux moyennes historiques, tant en surface qu'en profondeur (Figure 2) (Galbraith et al. 2024). Actuellement, une proportion plus importante d'eau chaude et pauvre en oxygène du Gulf Stream pénètre par le fond du détroit de Cabot et se propage vers l'amont avec peu de mélange avec les eaux froides et moins profondes (Galbraith et al. 2024). En août 2023, la température minimale moyenne de la CIL était la

quatrième plus élevée depuis 1985, avec un indice de variation saisonnière supérieur à la normale. Sur le plateau madelinien, la superficie du fond recouverte par des eaux froides était inférieure à la normale pour tous les seuils de température de $< -1\text{ }^{\circ}\text{C}$ à $< 3\text{ }^{\circ}\text{C}$ en juin et en août/septembre. Les températures de surface de la mer (SST) enregistrées par satellite de juillet et octobre 2023 étaient les plus élevées depuis le début du suivi en 1981, et la SST moyenne de mai à novembre était la deuxième plus élevée de la série chronologique. Les températures des eaux profondes ont également augmenté entre 2009 et 2022, atteignant un record de $7.0\text{ }^{\circ}\text{C}$ en 2022, avant de légèrement diminuer à $6.9\text{ }^{\circ}\text{C}$ en 2023, indiquant une stabilisation des températures profondes dans le golfe (Galbraith et al. 2024).

Les niveaux d'oxygène dissous dans le GSL ont atteint des valeurs très basses (inférieurs à 20% de saturation ces dernières années) dans les eaux profondes à la tête du chenal Laurentien dans l'estuaire (Blais et al. 2023). En 2022, les concentrations d'oxygène dissous à 300 m étaient encore bien en dessous des normales le long du chenal Laurentien, atteignant des niveaux records dans l'estuaire (Blais et al. 2023).

Les concentrations annuelles de nutriments dans la couche de surface étaient inférieures à la normale, tandis qu'elles étaient supérieures dans la couche profonde, avec des variations spatiales observées dans la couche intermédiaire (Blais et al. 2023). Ces variations spatiales se manifestent par des anomalies négatives de nitrates dans les régions nord-ouest et nord-est du golfe, et des anomalies positives près du détroit de Cabot ainsi qu'au centre du golfe (Blais et al. 2023).

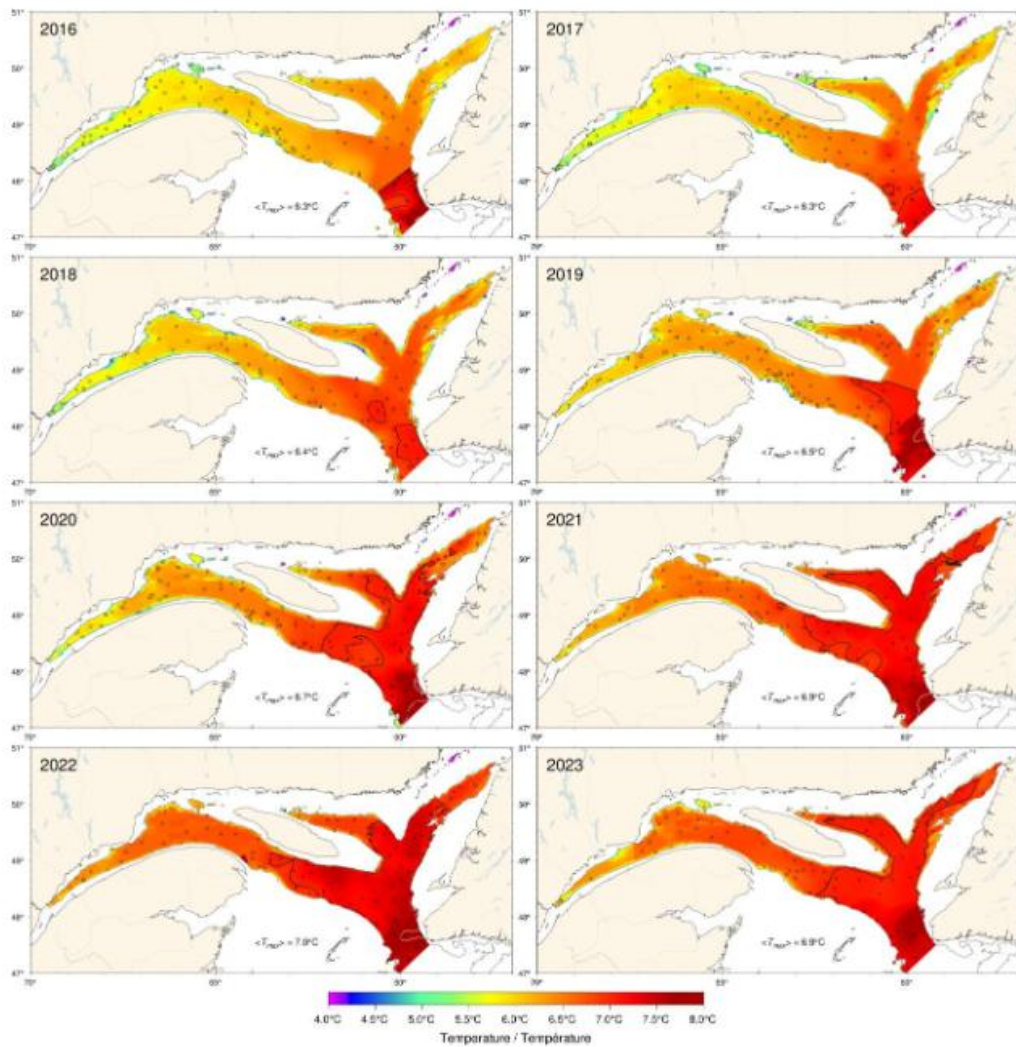


Figure 2. Réchauffement des eaux du golfe du Saint-Laurent. Carte du maximum de température profonde, généralement observé entre 200 et 300 m, pour les périodes de 2016-2023. Les contours en noir et blanc représentent les isothermes de 7 et 8 °C (Galbraith et al. 2024)

1.3 Changements biotiques

Les communautés de phytoplancton et de zooplancton, organismes essentiels de la chaîne alimentaire marine, jouent un rôle crucial dans l'écosystème du Saint-Laurent. En 2022, la floraison printanière de microalgues a été la plus précoce jamais enregistrée dans le nord du golfe (Blais et al. 2023). Les floraisons étaient généralement proches ou en dessous de la normale en termes d'amplitude et de magnitude. De fortes anomalies négatives de la biomasse zooplanctonique, influencées par une diminution de l'abondance des grands *Calanus* sp., ont été observées, avec des minimums records dans l'estuaire et le nord-ouest du golfe. Le développement phénologique des grands *Calanus* sp. a été le plus précoce jamais enregistré. Les petits calanoïdes, les non-copépodes et les copépodes d'eaux chaudes étaient généralement plus abondants que la normale (Blais et al. 2023). Ces variations pourraient entraîner des répercussions significatives sur le réseau trophique marin.

Le GSL abrite de nombreuses espèces, notamment des poissons importants pour les ressources halieutiques, à différents stades de leur vie. La composition des espèces du GSL a beaucoup changé au cours des trois dernières décennies. Les stocks de poissons de fond comme la morue Atlantique (*Gadus morhua* Linnaeus 1758) et la plie Canadienne (*Hippoglossoides platessoides* Fabricius 1780) ont fortement diminué en raison de la surpêche pendant des périodes de faible productivité et de recrutement liées à des températures exceptionnellement froides (Brêthes 1998). En revanche, des espèces boréales comme le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio* Fabricius 1788) et le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides* Walbaum 1792) ont atteint des niveaux records grâce au refroidissement des eaux et à une diminution de la concurrence et de la prédation (Brêthes, 1998 ; Savenkoff et al. 2016).

Certaines espèces voient désormais leur population décliner en raison des changements abiotiques dans le GSL. Le réchauffement et la diminution de l'oxygène dissous dans les eaux profondes observés ces dernières années ont eu des effets néfastes sur la physiologie de la crevette nordique (Dupont-Prinet et al. 2013). Adaptée aux eaux froides avec une

préférence de température entre 1 et 6 °C (Allen 1959), la crevette nordique se retrouve actuellement dans le golfe du Saint-Laurent à des températures proches de la limite supérieure de sa tolérance thermique. Depuis plus d'une décennie, les relevés du MPO montrent une diminution continue de l'abondance et de la distribution de la crevette nordique. Les estimations des débarquements pour 2020, 2021 et 2022 figurent parmi les plus faibles des séries historiques, et les crevettes nordiques sont désormais principalement concentrées à la tête des chenaux (Bourdages et al. 2023). L'observation d'une faible abondance de juvéniles et de mâles, ainsi qu'une diminution de la taille des femelles ces dernières années, indique une productivité des stocks réduite. Le réchauffement des eaux profondes semble être le principal facteur contribuant à ce déclin, une condition environnementale qui ne devrait pas s'améliorer à court ou à moyen terme (MPO 2022). De plus l'augmentation de la biomasse des sébastes (*Sebastes* sp.), qui entraîne une augmentation de la prédation sur la crevette nordique, est également suspectée d'être une cause importante du déclin (Brown-Vuillemin et al. 2022).

2. LA PECHE DU SEBASTE

2.1 Le complexe d'espèces *Sebastes* sp.

Le sébaste, un groupe d'espèces de poissons marins de couleur rouge vif (d'où le nom anglais *Redfish*) de la famille des Scorpénidés, est largement répandu dans l'Atlantique Nord, notamment dans le GSL (Gascon 2003 ; Bakay et Mel'nikov 2008 ; Senay et al. 2019, 2021). Ce groupe comprend principalement deux espèces : le sébaste atlantique (*Sebastes mentella* Travin 1951) et le sébaste acadien (*Sebastes fasciatus* Storer 1854). En raison de leurs similitudes morphologiques externes, ces deux espèces sont parfois considérées comme des sous-espèces, rendant leur distinction individuelle impossible par simple examen visuel (Kenchington 1986 ; Gascon 2003 ; Senay et al. 2022). Par conséquent, les captures de ces deux espèces ont été historiquement gérées comme un seul stock, rarement différenciées dans

les relevés scientifiques et la pêche commerciale, et souvent désignées sous le même nom taxonomique, *Sebastes* sp. (Gascon 2003 ; Cadigan and Campana 2017 ; Senay et al. 2021). Une troisième espèce, beaucoup plus rare, le sébaste orangé (*Sebastes norvegicus* Ascanius 1772), est également trouvée dans le GSL et se distingue nettement des deux autres espèces par sa morphologie (Nozères et al. 2010).

Pour caractériser les sébastes et déterminer leurs patrons de distribution et de recrutement, trois critères principaux sont utilisés : le nombre de rayons mous de la nageoire anale, la position du muscle externe de la vessie natatoire et la composition allélique au niveau du gène de la malate déshydrogénase (Senay et al. 2022). En général, *S. fasciatus* est identifié par un génotype homozygote à un gène spécifique, la malate déshydrogénase A2, une position du muscle externe de la vessie natatoire située entre les côtes trois et quatre, et un nombre de rayons mous de la nageoire anale égal ou inférieur à sept. En contrepartie, *S. mentella* est associé au génotype homozygote pour la malate déshydrogénase A1, avec une position du muscle externe entre les côtes deux et trois, et un nombre de rayons mous supérieur ou égal à huit (Gascon 2003 ; Senay et al. 2021, 2022). Ces méthodes sont souvent longues et nécessitent des analyses en laboratoire ou des dissections complexes (Gascon 2003). Ces dernières années, les méthodes d'identification des deux espèces ont été perfectionnées, notamment grâce à l'analyse du nombre de rayons mous de la nageoire anale, ce qui permet de les distinguer plus directement au moment de leurs captures (Senay et al. 2021, 2022). Cependant, il existe un chevauchement entre les deux espèces, rendant parfois leur distinction difficile (Gascon 2003 ; Senay et al. 2022).

2.2 Unités de gestion

Avant 1993, la gestion de la pêche au sébaste était organisée en trois unités basées sur les divisions de l'OPANO (Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest) (Halliday and Pinhorn 2009). Par la suite, ces unités ont été redéfinies pour s'appuyer sur une base

biologique plus solide, en tenant compte des nouvelles connaissances et de la migration hivernale des stocks de sébaste du GSL vers la région du détroit de Cabot (Senay et al. 2021). Les unités de gestion actuelles sont définies comme suit : l'unité 1 (GSL), englobant les divisions 4RST de l'OPANO et incluant, de janvier à mai, les sous-divisions 3Pn et 4Vn ; l'unité 2, couvrant les divisions 3Ps et 4Vs, ainsi que les sous-divisions 4Wfgj, et incluant, de juin à décembre, les sous-divisions 3Pn et 4Vn ; l'unité 3, englobant les divisions 4WX (Figure 3) (Senay et al. 2021).

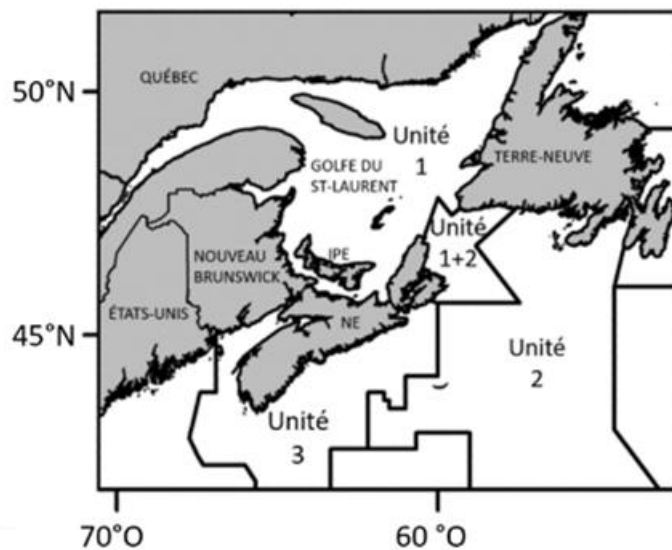


Figure 3. Unité de gestion 1, 2 et 3 (IPE = Île-du-Prince-Édouard, NE = Nouvelle-Écosse) pour le sébaste (Senay et al. 2021)

2.3 État des stocks avant 1990

La pêche au sébaste a connu des périodes d'exploitation intense à partir des années 1950, favorisées par la présence importante de fortes classes d'âge, à la facilité de capture de ces poissons et à leur tendance à se regrouper en grande densité, permettant ainsi de grandes prises même avec un effort de pêche modéré (Duplisea 2018). Lors de cette période, un manque de restrictions sur le total admissible des captures (TAC), sur les tailles minimales d'exploitations et sur la prise en compte des saisons de reproduction a causé de sérieux problèmes pour la protection des juvéniles et la pérennité de la pêche du sébaste (Valentin et

al. 2015 ; Duplisea 2018). L'observation de fortes classes d'âge, notamment celle du sébaste Atlantique (*Sebastes mentella*) de 1980, qui a soutenu la pêche au sébaste pendant 20 ans (Gascon 2003 ; MPO 2017), a conduit les scientifiques et les gestionnaires à estimer que l'augmentation de la mortalité par la pêche n'affecterait pas le recrutement (Valentin et al. 2015) et que les stocks étaient en bonne santé en raison de la présence de nombreux juvéniles (Duplisea 2018).

2.4 Après 1990 : effondrement et moratoire

En 1995, un moratoire est mis en place par le MPO sur la pêche ciblée au sébaste dans l'unité 1 après une trop grande exploitation suivie d'un déclin rapide de sa biomasse et des débarquements entre 1993 et 1994 (Figure 4) (Gascon 2003 ; Duplisea et al. 2016 ; Brassard et al. 2017). En 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a classé le sébaste atlantique (*S. mentella*) de l'unité 1 (Figure 3) comme espèce en voie de disparition, en raison d'une diminution de 98% de son abondance depuis 1978, et le sébaste d'acadie (*S. fasciatus*) comme espèce menacée (MPO 2011 ; Brassard et al. 2017). Selon les résultats d'une évaluation du potentiel de rétablissement de ces populations, les stocks reproducteurs des deux espèces se trouvaient dans la zone critique de leur point de référence limite empirique (Duplisea et al. 2012 ; McAllister and Duplisea 2016). À la suite d'une recommandation du Conseil pour la Conservation des Ressources Halieutiques (CCRH) visant à combler le manque de données sur le sébaste, une pêche indicatrice a été instaurée en 1998.

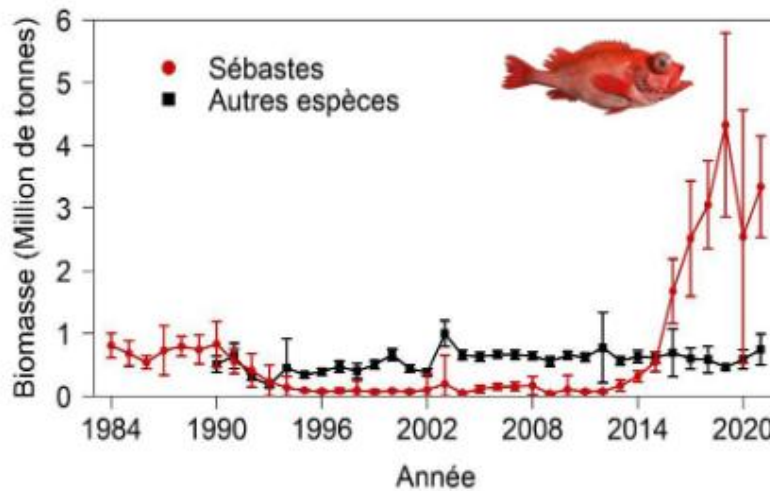


Figure 4. Biomasse minimale chalutable (million de tonnes avec des intervalles de confiance à 95%) des sébastes (en rouge) et de toutes les autres espèces (en noir) capturées dans le relevé du MPO dans l'unité 1 de 1984 à 2021 (MPO 2022). Photographie d'un sébaste ©Claude Nozères.

2.5 À partir de 2014 : retour du sébaste

La mise en place du moratoire a permis de réduire considérablement la pression de la pêche sur le sébaste mais la biomasse des deux espèces *S. mentella* et *S. fasciatus* est demeurée faible pendant plusieurs années. Cependant, en 2014, le relevé scientifique annuel d'évaluation de poissons de fond et de crevette de l'estuaire et du nord du GSL, réalisé chaque année en août par le MPO, a révélé un retour spectaculaire du sébaste avec un taux de capture croissant pour le chalut de fond. Il est apparu évident qu'une cohorte exceptionnelle, produite en 2011, suivie de deux fortes cohortes de sébastes juvéniles en 2012 et 2013, ont contribué aux augmentations d'abondance et de biomasse qui ont atteint des sommets historiques dans le GSL en 2020 (Brassard et al. 2017 ; MPO 2017 ; Senay et al. 2021). Ainsi, afin d'approfondir les connaissances sur le sébaste, notamment sur sa répartition spatio-temporelle, les causes de son augmentation et les conséquences sur les autres espèces de son écosystème, une pêche expérimentale a été autorisée depuis 2018.

Le sébaste représentait en 2022 plus de 80 % de la biomasse démersale totale échantillonnée dans les relevés scientifiques dans le nord du GSL comparativement à 15 % en 1995-2012 (Figure 4) (MPO 2022 ; Bourdages et al. 2023). En 2017, la biomasse des jeunes sébastes du GSL a été estimée à 2.5 millions de tonnes contre 95 000 tonnes en 1995 et 350 000 à 600 000 tonnes dans les années 85 à 90 avant l’effondrement (MPO 1995 ; Bourdages et al. 2018). Une augmentation de 72 % de la biomasse du sébaste en 2019 par rapport à l’estimation de 2017 a été enregistrée, avec une biomasse chalutable minimale de 4.4 millions de tonnes pour une taille modale de 23 centimètres, soit la valeur de tonnage la plus élevée jamais observée dans la série chronologique depuis 1984 (MPO 2022).

La cohorte la plus abondante, celle de 2011, était principalement dominée par la population adulte du GSL de *S. mentella* qui ont permis le rétablissement de l’espèce dans l’unité 1 (MPO 2022). La densité de *S. mentella* immature et mature a augmenté de façon généralisée, dans les chenaux Esquiman, Anticosti et Laurentien, ainsi qu’à la bordure sud-ouest du détroit de Cabot (MPO 2022 ; Bourdages et al. 2023). Selon le dernier rapport de l’évaluation des stocks de sébaste, la biomasse totale estimée dans l’unité 1 en 2021 pour *S. mentella* est demeurée l’une des valeurs les plus élevées de la série chronologique depuis 1984 (2.8 millions de tonnes), de même pour celle de *S. fasciatus* (420 000 tonnes) (Figure 4) (MPO 2022). Le moratoire sur la pêche du sébaste fut finalement levé en 2024 après plusieurs évaluations des stocks de ce poisson depuis son grand retour.

3. BIOLOGIE ET ECOLOGIE DU SEBASTE (*SEBASTES* SP.)

Les descriptions suivantes sur la biologie et l’écologie du sébaste sont fondées sur les caractéristiques du cycle biologique du complexe d’espèces *Sebastes* spp. de façon générale.

3.1 Croissance et longévité

Les sébastes sont caractérisés par une croissance lente et une longévité élevée (Hamon 1972 ; Campana et al. 1990 ; Gascon 2003 ; MPO 2022). Ils atteignent leur taille minimale exploitable (22 cm) généralement à l'âge de sept à huit ans et peuvent atteindre une taille maximale moyenne d'environ 45 cm (MPO 2022). *S. mentella* tend à atteindre des tailles plus grandes que *S. fasciatus*, et les femelles des deux espèces sont généralement plus grandes que les mâles (Cadigan and Campana 2017). La croissance de *S. mentella* est plus rapide, avec une longévité estimée entre 60 et 75 ans, tandis que *S. fasciatus* vit entre 30 et 50 ans (Campana et al. 1990 ; Devine and Haedrich 2011).

3.2 Reproduction et recrutement

La grande longévité du sébaste et son cycle de vie unique lui permette une grande dispersion spatiale au cours de sa vie (Love et al. 2022). En effet, ces poissons sont ovovivipares, c'est-à-dire que les œufs sont fécondés, se développent et éclosent à l'intérieur de la femelle, et que les larves sont évacuées après l'éclosion des œufs (Wourms 1991). Cette stratégie est unique chez les poissons osseux marins. Les mâles atteignent la maturité sexuelle un à deux ans avant les femelles, où *S. fasciatus* mature à sept ans (19,6 cm) pour les mâles et neuf ans (22,8 cm) pour les femelles, et *S. mentella* à neuf ans (22,8 cm) pour les mâles et dix ans (25,4 cm) pour les femelles (Gascon 2003). La reproduction a lieu chaque année après la maturité sexuelle. L'accouplement a lieu en automne et s'accompagne souvent de parade nuptiale et d'un choix de partenaire (Helvey 1982 ; Ni and Templeman 1985). Les femelles vont s'accoupler avec plusieurs mâles et stocker les spermatozoïdes jusqu'à la maturation des ovaires en hiver (Hamon 1972). Après la fécondation, les larves sont ensuite extrudées au printemps près de la surface et vont avoir une période planctonique au cours de laquelle elles vont se disperser loin du lieu d'extrusion en fonction des courants (Ni and Templeman 1985 ; St-Pierre and de Lafontaine 1995 ; Filina et al. 2017). Ensuite elles se métamorphosent progressivement en juvéniles qui, au début de l'automne, migrent vers le fond pour se développer vers le stade adulte et y passer le reste de leur vie (Kenchington, 1986). Le succès

de recrutement varie considérablement entre les années, avec des classes d'âge importantes observées tous les cinq à douze ans ce qui peut le rendre particulièrement vulnérable aux changements environnementaux et à la surexploitation (Gascon 2003 ; Licandeo et al. 2020 ; Senay et al. 2021).

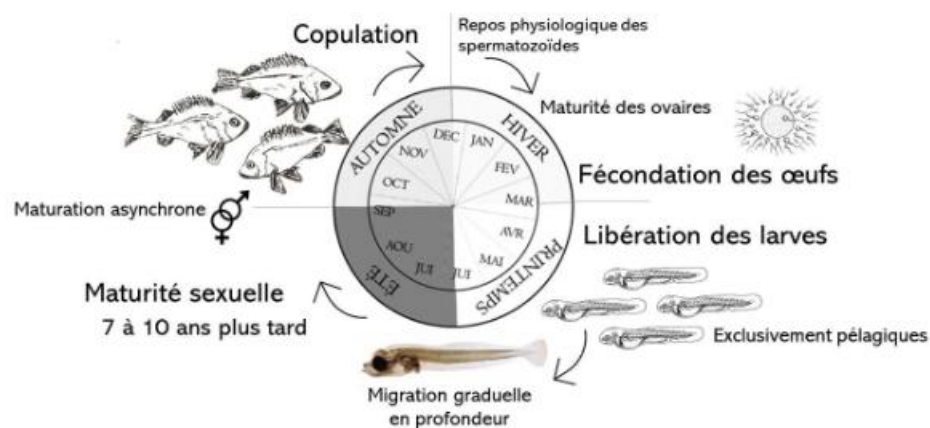


Figure 5. Représentation du cycle de reproduction du sébaste sur la base des informations disponibles (Brown-Vuillemin 2022). Photographie d'une larve de sébaste ©Corinne Burns

3.3 Écologie et distribution

Le sébaste adulte adopte un mode de vie démersal, c'est-à-dire qu'il vit près du fond dans des eaux froides (environ 3-8 °C) (Gascon 2003). Il effectue des migrations verticales, particulièrement la nuit pour s'alimenter (Gauthier and Rose 2002 ; Planque et al. 2013). Les juvéniles se nourrissent d'une variété d'espèces de crustacés (Konstantinov et al. 1985). Les adultes, quant à eux, ont un régime alimentaire plus varié, ils consomment une grande proportion de poissons et plusieurs espèces de crevettes, qui effectuent elles aussi des migrations verticales (Konstantinov et al. 1985). Ces poissons sont donc généralement distribués le long des plateaux et pentes continentales, ainsi que dans les chenaux profonds

entre 100 et 700 m (Gascon 2003 ; Senay et al. 2021). *S. mentella* est principalement trouvé dans les chenaux profonds, entre 350 et 500 mètres, tandis que *S. fasciatus* préfère des profondeurs plus faibles, entre 150 et 300 m, le long des pentes continentales (Valentin 2006 ; Senay et al. 2021). Cependant, la profondeur seule ne suffit pas à distinguer les deux espèces en raison du chevauchement de leurs habitats (Senay et al. 2021).

4. ÉTUDIER LA PHYSIOLOGIE DES POISSONS

Les poissons marins sont des ectothermes, c'est-à-dire que leur température corporelle dépend de la température de leur milieu. Par conséquent, il est attendu qu'ils présentent des réponses physiologiques et comportementales face à des changements de température, de salinité, d'oxygène et de pH dans leur milieu, ainsi qu'à l'eutrophisation et à la dégradation générale de leur habitat. L'étude de ces changements est essentielle pour la conservation et la gestion des espèces, car il est prévisible que, à mesure que les conditions environnementales évoluent, la distribution des habitats de chaque espèce change également (Huey et al. 2012 ; Buckley et al. 2012 ; Le Quesne and Pinnegar 2012 ; Cooke et al. 2014 ; McKenzie et al. 2016).

L'étude de la physiologie des poissons s'intéresse au fonctionnement des mécanismes biologiques qui régissent leurs fonctions vitales et leurs capacités d'adaptation face aux variations environnementales. Bien que la physiologie et les sciences halieutiques sont des disciplines complémentaires qui fonctionnent à une échelle temporelle et spatiale différente, elles convergent dans l'analyse des comportements individuels des poissons (Horodysky et al. 2015). Ainsi, les connaissances sur la physiologie des poissons, notamment leurs processus internes, peuvent contribuer significativement à la gestion et la conservation des poissons marins et aux modèles de prédiction des potentiels impacts des changements environnementaux (Seebacher et al. 2015 ; McKenzie et al. 2016 ; Rose et al. 2024). Par exemple, la physiologie permet d'évaluer leur tolérance thermique au réchauffement climatique en utilisant des indicateurs comme le seuil thermique critique (Lutterschmidt and

Hutchison 1997). Chez certaines populations d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), une exposition à des températures dépassant leur seuil thermique critique (21.0°C) entraîne la production de protéines de choc thermique, reflétant un stress chronique (Chadwick et al. 2015). Ces informations sont essentielles pour estimer la sensibilité des espèces aux changements climatiques et guider les stratégies de gestion des écosystèmes aquatiques (Sunday et al. 2011).

Les recherches récentes sur le sébaste ont permis de mieux évaluer son potentiel de recrutement, sa répartition ainsi que son impact sur le réseau trophique du GSL (Burns et al. 2020 ; Brown-Vuillemin et al. 2022 ; Coussau et al. 2023). Cependant, les connaissances sur la physiologie de cette espèce restent limitées. Une meilleure compréhension de sa physiologie permettrait d'évaluer plus précisément l'impact du sébaste sur son écosystème. Parmi les outils utilisés pour approfondir les connaissances sur la physiologie des poissons, et en particulier celle du sébaste, les otolithes se distinguent par leurs caractéristiques physiques et chimiques, qui en font d'excellents enregistreurs de données biotiques et abiotiques.

5. L'OTOLITHE, UN OUTIL NOVATEUR DANS L'ETUDE DE LA PHYSIOLOGIE DES POISSONS

5.1 L'otolithe, une archive biologique

L'otolithe est une petite structure calcaire située dans l'oreille interne des poissons téléostéens, leur servant pour leur équilibre et leur audition (Campana 1999). Ceux-ci en possèdent trois paires : les sagittae, les lapilli et les asteriscii. Ces structures sont principalement composées de carbonate de calcium et d'une matrice organique. L'otolithe présente deux types de cernes distincts : un opaque et l'autre translucide. Ces cernes, appelés annuli, représentent la croissance annuelle du poisson et sont notamment utilisés pour déterminer l'âge du poisson ainsi que sa maturité pour certaines espèces (Campana 2001). La durée de vie d'un poisson est déterminée en comptant les anneaux annuels formés par

l'alternance saisonnière de zones opaques, correspondant à la période estivale et translucides, correspondant à la période hivernale, reflétant les variations de densité de croissance et correspondant généralement à une année dans les zones tempérées (Campana 2001).

L'utilisation des otolithes occupent une place importante pour les sciences halieutiques depuis de nombreuses décennies. Mais c'est depuis ces dernières décennies qu'elle connaît une évolution rapide, stimulée par des découvertes majeures ainsi que par des avancées analytiques et technologiques (Campana 2005 ; Walther 2019). La majorité des recherches sur les otolithes se concentraient principalement sur l'analyse de l'âge et de la croissance, mais de nombreuses études récentes ont démontré que l'analyse de la forme et de la composition chimique des otolithes constitue des approches puissantes pour définir les stocks de poissons, reconstituer leurs mouvements et déchiffrer l'histoire de vie individuelle (Gillanders et al. 2015 ; Tanner et al. 2016 ; Tzadik et al. 2017). De plus, l'analyse de plus en plus poussée des éléments traces et isotopes permettent aux chercheurs de relier les conditions environnementales aux processus écologiques, physiologiques et de l'histoire de vie des poissons (Sturrock et al. 2015 ; Chung et al. 2019 ; Heimbrand et al. 2020 ; Hüsey et al. 2021 ; Reis-Santos et al. 2022).

La chimie des otolithes offre une fenêtre unique sur l'environnement et les conditions de vie des poissons, tant en eau douce qu'en milieu marin. Certaines études ont montré, par exemple, que les ratios d'éléments tels que le strontium/calcium (SrCa) et le baryum/calcium (BaCa) dans les otolithes de poissons marins, comme la sole sénégalaise (*Solea senegalensis*), varient en fonction de la salinité de l'eau, permettant ainsi de reconstituer les mouvements des poissons entre différents habitats (Martinho et al. 2020). De même, chez les poissons d'eau douce, l'analyse des otolithes de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) a révélé des variations dans les concentrations de magnésium et de manganèse, indiquant des changements dans les conditions environnementales telles que la température et la composition chimique de l'eau (Radigan et al. 2018). Ces informations sont essentielles pour comprendre les migrations, les comportements de reproduction et les réponses aux stress environnementaux des poissons.

Les recherches sur la chimie des otolithes du sébaste sont récentes et peu nombreuses, en particulier pour les populations du GSL (Coussau et al. 2023). En revanche, pour les populations dans l'Atlantique Nord, plusieurs études ont été menées sur l'analyse de la forme des otolithes de *S. mentella* et des cernes de croissance afin de mieux comprendre la répartition spatiale de leurs stocks (Stransky 2005 ; Stransky et al. 2005 ; Christensen et al. 2018). L'étude de Coussau et al. (2023) a mis en évidence que les éléments traces dans l'otolithe peuvent servir à identifier l'origine natale et les mouvements de *S. mentella* dans le GSL, montrant un gradient est-ouest et deux sources natales distinctes, ce qui est crucial pour la gestion durable des stocks de cette espèce. Cependant, aucune étude n'existe sur l'analyse des otolithes du sébaste par rapport à sa physiologie et son régime alimentaire.

5.2 L'impact du régime alimentaire sur la chimie des otolithes

L'eau ambiante et l'alimentation sont les deux principales sources influençant la chimie des otolithes (Campana 1999). L'incorporation des éléments traces issus de ces sources peut être modulée par des variables environnementales (Elsdon and Gillanders 2003 ; Arai et al. 2004 ; Kraus and Secor 2004) et physiologiques (Kalish 1989 ; Sadovy and Severin 1994 ; Arai et al. 2003), qui affectent la biominéralisation des éléments dans les otolithes. Plusieurs études ont mis en évidence que la concentration des éléments traces dans l'eau ambiante est la principale source d'éléments dans la composition chimique des otolithes (Farrell and Campana 1996 ; Walther and Thorrold 2006 ; Gibson-Reinemer et al. 2009 ; Webb et al. 2012 ; Izzo et al. 2015). Bien que son effet soit moindre, l'alimentation peut contribuer jusqu'à 25 % de la chimie des otolithes (Webb et al. 2012 ; Izzo et al. 2015), mais cette contribution est moins étudiée (Sanchez-Jerez et al. 2002 ; Buckel et al. 2004 ; Ranaldi and Gagnon 2008). Les rares études sur l'alimentation montrent que, dans des conditions stables avec des proies naturelles, il est important de prendre en compte l'impact de l'alimentation sur l'apport d'éléments traces dans les otolithes (Sanchez-Jerez et al. 2002 ; Buckel et al. 2004 ; Ranaldi and Gagnon 2008). Selon l'étude de Buckel et al. (2004), le baryum (^{138}Ba)

et le strontium (^{88}Sr) présentent des concentrations significativement différentes dans les otolithes du tassergal (*Pomatomus saltatrix*) en fonction de son régime alimentaire. Également, selon l'étude de Ranaldi et Gagnon (2008), le zinc (^{64}Zn) apporté par l'alimentation constituerait la source principale de Zn incorporé dans l'otolithe du vivaneau rose (*Pagrus auratus*).

6. PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS

Le sébaste du GSL constitue une ressource halieutique majeure au Québec depuis les années 1950 (Senay et al. 2021). Depuis 2014, l'abondance des juvéniles a considérablement augmenté (Senay et al. 2019 ; Burns et al. 2020). Cette croissance rapide de la biomasse des sébastes dans le GSL pourrait avoir des impacts marqués sur d'autres espèces d'importance commerciale, telles que la crevette nordique, qui est l'une des proies les plus consommées par le sébaste (Pedersen and Riget 1993). L'analyse des éléments traces dans les otolithes du sébaste permettrait d'approfondir les connaissances sur l'histoire de vie de cette espèce, d'évaluer plus précisément son impact sur son écosystème et de gérer plus efficacement les stocks, ces otolithes étant facilement collectés lors de relevés de pêche.

L'objectif de cette étude était de déterminer l'impact de régimes alimentaires contrastés sur le métabolisme du sébaste, en analysant les éléments traces présents dans les otolithes. L'étude reposait sur deux hypothèses principales. La première stipulait que les sébastes nourris exclusivement de capelans possèdent une concentration de zinc plus faible dans leurs otolithes que ceux nourris de crevettes, en raison d'une teneur en zinc supposément plus élevée dans la crevette par rapport au capelan (Bragadottir et al. 2002 ; Adeyeye et Aremu 2016). La seconde hypothèse propose qu'un changement de régime alimentaire au cours d'une période définie influence la concentration de zinc dans les otolithes, celle-ci diminuant ou augmentant selon le type d'alimentation. De plus, l'étude a examiné les variations des concentrations de baryum et de strontium dans les otolithes afin de mieux répondre aux

hypothèses formulées et de confirmer l'effet du régime alimentaire sur la chimie des otolithes du sébaste.

CHAPITRE 1

USING OTOLITH CHEMISTRY TO CHARACTERIZE THE DIET OF REDFISH (*SEBASTES* SP.)

1.1 ABSTRACT

The biomass of redfish (*Sebastes* sp.) in the Gulf of St. Lawrence has increased rapidly in recent years, which is anticipated to have a marked impact on other commercially important species, such as the northern shrimp (*Pandalus borealis*) and capelin (*Mallotus villosus*), important preys for redfish. Understanding redfish physiology, and particularly their energy requirements, will enable us to better assess the impact of this species on its ecosystem. To this end, this research aims to use otolith chemistry analysis of redfish fed under experimental conditions to characterize their diet. In this project, redfish were experimentally subjected to five different feeding treatments based on capelin and northern shrimp for six months in a controlled environment at the Maurice Lamontagne Institute in Mont-Joli, QC, Canada. These treatments included capelin-only, northern shrimp-only, a blend of shrimp and capelin, sequential feeding with three months of shrimp followed by three months of capelin, and vice versa. Despite a higher capelin consumption during the experiment, redfish growth remained similar between treatments. The next step in this project was to use otolith chemistry to compare the different experimental redfish diets. The analysis of trace elements such as strontium (^{88}Sr) and barium (^{138}Ba) was expected to provide valuable information on redfish physiology, enabling the detection of possible diet shifts. Indeed, time series analyses of these elements showed differences in Ba values and variability between the two prey types. Shrimp consumption enhanced barium and strontium concentrations in the otolith compared to fish that fed uniquely on capelin. A shift in their diet between the two types of prey over a 3-month period also showed patterns of variation in barium and strontium concentrations. It is thus anticipated that these two elements could be used to observe shifts in feeding behaviour of wild redfish over the course of their lives.

Keywords: redfish, physiology, otoliths, diet, trace elements

1.2 INTRODUCTION

The Gulf of St. Lawrence (GSL) is one of Canada's most ecologically productive marine ecosystems, supporting a diverse array of marine life and commercial fisheries. However, in recent decades, the GSL has been experiencing significant abiotic and biotic fluctuations, notably due to climate change. Rising temperatures, decreasing oxygen levels, and shifts in the distribution and abundance of key species have reshaped the marine food web (Galbraith et al. 2024). Water temperatures in the GSL have reached record highs, exceeding 7°C compared to historical averages below 5°C, leading to shifts in plankton communities that impact higher trophic levels, including fish and marine mammals. For instance, the earlier phytoplankton bloom in recent years has altered the development and timing of zooplankton species, significantly affecting the diet and behaviour of fish reliant on these resources (Blais et al. 2023).

Historically, redfish (*Sebastes* sp.) was a cornerstone of the commercial fishing industry in the GSL, with landings peaking at 136,101 tonnes in 1973, but overfishing in the mid-20th century led to its rapid decline. By the early 1990s, redfish stocks had collapsed, with landings dropping from an average of 79,000 tonnes (1965-1976) to 59,000 tonnes (1987-1992), prompting a moratorium on commercial fishing in 1995 (Duplisea et al. 2016). Over the past decade, however, redfish populations have surged due to a combination of favorable environmental conditions and the implementation of strict fisheries management measures, though the exact causes of these strong year-classes remain uncertain (Gascon 2003). Surveys conducted by Fisheries and Oceans Canada (DFO) in 2014 identified an unprecedented recovery of redfish populations, largely driven by the recruitment of strong year classes in 2011, 2012, and 2013 (Senay et al. 2021). By 2022, redfish represented over 80% of the demersal biomass in the northern GSL, raising concerns about their ecological impact on other species, particularly northern shrimp (*Pandalus borealis*), a primary prey for redfish (MPO 2022 ; Bourdages et al. 2023).

The combined effect of increased temperature, notably the warming of deep waters, consequent to climate change and the resurgence of redbfish may represent a growing threat to some species (Blais et al. 2023). Northern shrimp, a species highly sensitive to temperature fluctuations, have been severely impacted by these changes, with their optimal habitat temperatures range between 1°C and 6°C (Dupont-Prinet et al. 2013). Recent surveys indicate a sharp decline in shrimp populations, which is likely due to the combined pressures of increasing water temperatures and intensified predation from the growing redbfish population (Bourdages et al. 2023). This shift in species abundance, especially the decline of shrimp, could have wider ecological consequences. For example, Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*), another predator relying on similar prey resources, may experience increased competition with redbfish (Savenkoff et al. 2016). The dominance of redbfish in the ecosystem and their predation on shrimp could thus disrupt the balance of species interactions and affect the structure of the GSL food web.

Understanding the feeding ecology of redbfish is therefore critical in predicting their impact on the GSL ecosystem. A valuable tool for such studies is the analysis of otoliths, which are small, calcified structures in the inner ear of bony fishes. Although stomach content analysis or stable isotope techniques on muscle tissues may offer higher precision for certain applications, the advantage of otoliths lies in their stability and widespread collection, often spanning many years, which allows researchers to investigate the feeding ecology of historical populations for which no other samples exist. Otoliths function as biological recorders, capturing chemical signals that reflect the environmental conditions and dietary intake of the fish over time (Campana 2005). For instance, the elemental composition of otoliths, particularly the ratios of strontium (^{88}Sr) and barium (^{138}Ba) to calcium (^{43}Ca), can reveal shifts in diet or habitat use (Buckel et al. 2004 ; Gillanders et al. 2015). This method has been widely applied in fish ecology to reconstruct migratory patterns, determine natal origins, and infer dietary histories (Walther et al. 2017).

A previous study showed that the zinc (^{64}Zn) incorporated in pink snapper (*Pagrus auratus*) otoliths can be mostly attributed to the Zn provided in their diet (Ranaldi and

Gagnon 2008). A separate study has shown that variations in Ba and Sr concentrations in bluefish (*Pomatomus saltatrix*) otoliths are linked to changes in diet, with higher Ba levels typically associated with consumption of crustaceans, including sand and shore shrimp (*Crangon septemspinosa* and *Palaemonetes* spp., Buckel et al. 2004). Conversely, fish that primarily feed on pelagic prey such as capelin often exhibit lower Ba ratios (Buckel et al. 2004). These findings suggest that otolith chemistry could potentially serve as a reliable indicator of diet composition in redfish, helping researchers assess their ecological role and potential impact on prey populations.

The objective of this study is to explore the relationship between redfish diet and otolith chemistry in a controlled experimental setting. By feeding redfish different prey types, specifically northern shrimp and capelin, we aim to determine how diet influences the incorporation of trace elements, notably Zn, Ba and Sr, into otoliths. Additionally, we will assess whether diet shifts, for example transitions from shrimp to capelin, are reflected in the elemental composition of otoliths over time. This research will enhance our understanding of redfish feeding ecology and provide valuable insights into their impact on the GSL ecosystem, particularly in the context of their interactions with commercially important species like northern shrimp.

1.3 MATERIALS AND METHODS

1.3.1 Fish capture, transport and husbandry

Redfish (*Sebastes* sp.) used in this experiment were obtained from Les Escoumins, Québec, Canada (48.317801, -69.413287) in the fall of 2019 and 2021. SCUBA divers captured redfish using dip nets at depths ranging between 25 to 30 m and placed them into cages (30·30·50 cm or 50·50·50 cm), which were brought up to 10–15 m depth over a period between 12 h and 96 h, to allow the redfish's swim bladder to equilibrate with the change in pressure. The day following the last capture, the cages were brought to the surface, and fish were placed in a transport tank containing oxygenated seawater (1200 L, 822 fish in 2019 and 192 fish in 2021) and brought to Fisheries and Ocean Canada's Maurice Lamontagne Institute in Mont-Joli, Québec, Canada. Upon arrival, redfish were anesthetized with benzocaine solution (100 g benzocaine·L⁻¹ ethanol, 30 to 100 mg used depending on body size) and were measured for their fork length (mm) and mass (g). Then, they were injected with a Biomark Mini HPT8 PIT Tag using a syringe for dorsal injection just below the first dorsal spine and placed into two rearing tanks (10 000L) supplied with 6°C oxygenated seawater (salinity of 32 PSU). The seawater in the tanks was pumped from the St. Lawrence River, through sand filters and into large reservoirs. Subsequently, the water was allowed to flow by gravity into the experimental system. Redfish were fed three times a week with krill (*Euphausia superba*), capelin (*Mallotus villosus*) and shrimp (*Pandalus borealis*) respectively. Additionally, daily measurements of temperature and salinity were taken in the rearing tanks. Redfish spent a minimum of two years in rearing tanks prior to the experiment and were thus well acclimated to the captive environment.

1.3.2 Experimental design

All fish used for the experiment (N = 225) were taken randomly from this livestock and measured for their fork length (mm) and mass (g) after being anesthetized with

benzocaine solution. Redfish for the experiment were subsequently chosen according to a size range between 18 and 24 cm corresponding to the smallest fish in the livestock to ensure that growth was maximized during the experimental period. The fish were then randomly distributed into 15 circular water tanks (1 m height · 1.1 m diameter; 760L) at a density of 15 individuals per tank. Temperatures in the experimental system were regulated by a custom-built control unit from Gell'Air (Mont-Joli, Canada), and salinity was maintained by adding salt to the reservoir, thereby maintaining a more stable salinity. Temperature and salinity were measured daily using a portable conductivity meter (WTW Cond 3310, Xylem Analytics, Germany), with an average of $5.0 \pm 0.25^{\circ}\text{C}$ (mean + SD) for temperature and 28.6 ± 0.5 PSU for salinity. Oxygen and pH were measured weekly with a handheld oxygen meter (FireSting GO2, PyroScience GmbH, Germany) and a pH multiparameter meter (H198194, Hanna Instruments, USA), averaging 101.5 ± 0.5 mg/L (DO) for oxygen and 7.7 ± 0.1 for pH.

The redfish were exposed to five different diet treatments: (1) only capelin (C), (2) only Northern shrimp (S), (3) mixed (50/50) of Northern shrimp and capelin (C&S), (4) only capelin (3 months) then changed to only Northern shrimp (3 months) (C-S), (5) only Northern shrimp (3 months) then changed to only capelin (3 months) (S-C). Treatments 1, 2 and 3 will be referred to “fixed treatments” and treatments 4 and 5 to “switched treatments” during the analysis. Each diet treatment was replicated in three tanks and randomly distributed across the 15 tanks. Capelin were commercially sourced (Sainte-Flavie, QC, Canada), and shrimp were captured during scientific surveys led by Fisheries and Oceans Canada (DFO), both were frozen whole at IML. Both prey species were thawed right before feeding. Shrimp and capelin were cut into pieces of approximately 2-3 cm to facilitate consumption by redfish.

Redfish were hand-fed to satiation three days a week; it was considered that all the fish had been fed when several pieces of shrimp or capelin fell to the bottom of the tank without being eaten by the fish. The quantity of food consumed by the fish was calculated by subtracting the amount of food initially provided to each tank from the remaining amount, including food residue and uneaten food.

After six months (185 days), the feeding experiment ended, and the six best-growing fish from each tank (18 fish per diet treatment; N = 90) were selected for otolith analysis. We chose those fish to ensure that the largest growth band on the otolith during the experimental period would be observed, and hence, allow for a better resolution for trace element analysis. Redfish were initially placed in tanks containing benzocaine solution to be anesthetized, then individual length (mm) and body mass (g) were measured. Finally, fish were euthanized with an overdose of benzocaine followed by cervical dislocation. Otoliths were removed, cleaned with Kimtech wipes and stored in cardboard envelopes for later analysis. Only one otolith (right sagittae) from each individual was used for trace element analysis.

1.3.3 Otolith preparation for chemical analysis

Otoliths were prepared for chemical analysis following the protocol of Morissette et al. (2021). First, the sagittal otoliths were cleaned of organic tissue using ultrapure water and a single use toothbrush, then placed under a fume hood to dry at room temperature for 24h. Once dried, the right sagittal otolith was embedded in two-part epoxy resin (Miapoxy 100, Freeman, OH, USA) and cut in transversal sections 1-mm thick with a slow-speed diamond-bladed saw (4" diameter and 0.012" thick, IsoMet saw; Buehler, IL, USA) with a speed of 6-7 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$. For all the fish, only the right sagittal otolith was used to standardize the procedure, although there is no difference between left and right otoliths. After sectioning, the otolith core was exposed with polishing paper (2000 grit Wetordry™, 3M™) and lapping film (1- and 5- μm lapping film, 3M™). Sagittal sections were mounted on a petrographic microscope slide (12-13 per slide) with thermoplastic glue (Crystalbond™ 509; Aremco™ products, NY, USA). Then, otoliths were sonicated in ultrapure water for 5 min and left to dry in a laminar flow hood, to avoid potential contamination.

1.3.4 Otolith chemical analysis

Otolith trace element concentrations were determined using laser ablation inductively coupled plasma mass spectrometry (LA-ICP-MS; Agilent 7700× ICP-MS coupled to a Resonetics Resolution M-50 Excimer (193 nm) ArF laser) in the Earth's Material Laboratory (LabMaTer) at l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC). Laser ablations were realized in a profile analysis with a continuous transect passing from the core to the edge. The laser beam diameter was set to 19 μm with a frequency of 25 hz and energy of 5 mJ, and the stage transit speed was 2.5 $\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$.

During the LA-ICP-MS run, we analyzed the presence and abundance of 38 elements or isotopes (^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 , ^{63}Cu , ^{65}Cu , ^{64}Zn , ^{66}Zn , ^{69}Ga , ^{75}As , ^{79}Br , ^{85}Rb , ^{86}Sr , ^{87}Sr , ^{88}Sr , ^{114}Cd , ^{120}Sn , ^{136}Ba , ^{137}Ba , ^{138}Ba , ^{202}Hg , ^{208}Pb), which is part of the routine analysis in LabMaTer for otoliths. Three standard materials (SRM-610 purchased from NIST, MD, USA; GP4-A and MACS-3 obtained from USGS, CO, USA) were assessed for 60 s after every three otoliths (approximately 40 min for each batch of otoliths).

The element concentrations were determined through the integration of data obtained from LA-ICP-MS raw data using the Iolite software (Paton et al. 2011), which is a non-commercial package within the Igor Pro software (Wavemetrics Inc., Portland, Oregon, United States). In each otolith analysis, a fixed ^{43}Ca concentration at 40% of otolith calcium content was assumed (Campana 1999), and any potential instrumental drifts were corrected by comparing measured values with reference material. Element-specific limits of detection (LOD) were determined by calculating three times the standard deviation of the gas blank (SDblank) divided by the sensitivity of the signal (Lazartigues et al. 2014). Element concentrations falling below the LOD were excluded from statistical analysis. Additionally, data points associated with low ^{43}Ca concentrations, indicative of otolith cracks, were eliminated from the statistical analysis following protocols from LabMaTer.

Following the ablation process, images of the otoliths were captured utilizing a Leica MC170 HD camera connected to a Leica M60 microscope at 40X magnification ($0.866 \text{ pixel} \cdot \mu\text{m}^{-1}$). Subsequently, ImageJ software was employed for analysis, measuring the distance in micrometers between the core and the edge of each otolith, indicative of the fish's lifespan (Figure 6).

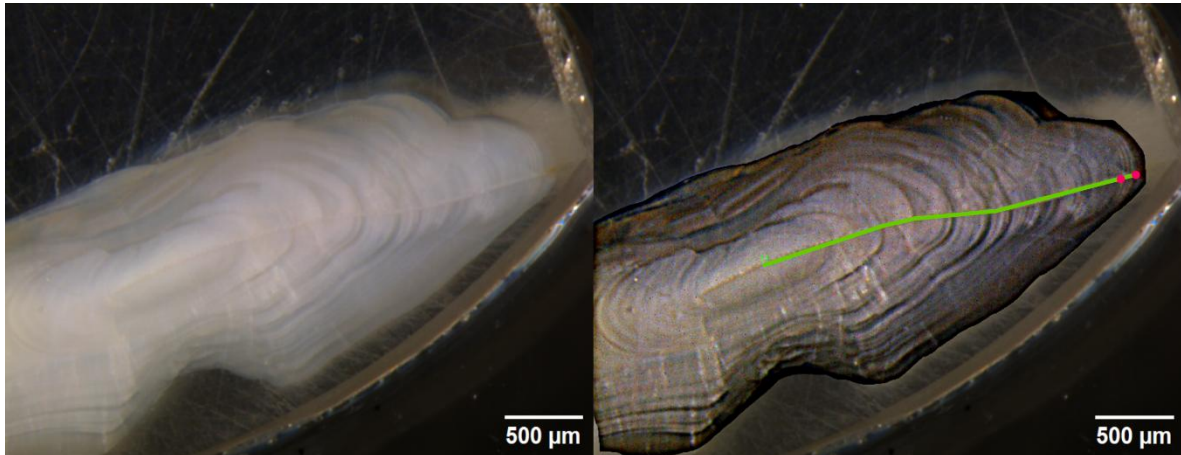


Figure 6. Redfish otolith section image in microscope at 40X magnification ($0.866 \text{ pixel} \cdot \mu\text{m}^{-1}$). a) otolith image after laser ablation from the core to the edge. b) otolith image after photoshop treatment and ImageJ treatment. Green line corresponds to the laser transect between the core and the edge. Pink points correspond to the beginning and the end of the last annuli.

1.3.5 Data analysis

1.3.5.1 Growth and food consumption analyses

After the experiment, growth rates, food consumption and variation in Fulton's condition factor were calculated using data from all fish ($n = 225$), while the hepatosomatic index (HSI) and gonadosomatic index (GSI) were assessed from the subset euthanized at the end of the experiment ($n = 90$). Growth rates during the experiment were calculated for both mass and the fork length, as these two are correlated, although the mass growth rate can yield negative values. They were determined by calculating the difference between the final (L_f and W_f) and initial (L_i and W_i) values for fork length and mass, respectively, and divided by

the duration (in days) of the experiment ($n = 180$ days). HSI and GSI were calculated at the end of the experiment by dividing the mass of the liver (W_L) and gonad (W_G), respectively, by the total mass of the fish and multiplying by 100. The Fulton's condition factor variation (ΔK ; Ricker 1975) was expressed as the difference between final and initial Fulton's condition factor (K_f and K_i), with K_{FL} measured as:

$$\text{Eq.1. } K_i = W_i / L_i^3 \times 10^5$$

$$\text{Eq.2. } K_f = W_f / L_f^3 \times 10^5$$

$$\text{Eq.3. } \Delta K = K_f - K_i$$

Comparing an individual's actual weight to its expected weight provides an estimate of its condition, offering insight into the fish's plumpness. If an individual is leaner than others of the same species and length, it indicates stress, and the K value will be below 1. Conversely, a fish with a higher weight relative to its expected value suggests a favorable environment, with the K value typically exceeding 1 (Blackwell et al. 2000). The data for growth rates, HSI, Fulton's condition factor and food consumption followed a normal distribution (normality and homoscedasticity of residuals assessed with diagnostic plots from linear models) thus no data transformation were used. The data were analyzed using linear mixed-effects models with growth rates and growth indices (HSI and Fulton's condition factor) as response variables, while including the experimental tanks as a random effect. GSI index was chosen to not be included in the analysis because the fish were at their first maturation stage (St-Pierre and de Lafontaine 1995), so their GSI were very low (below 1%). A Student's t -test was employed to compare the mean daily food consumption per tank between the two prey types (capelin and shrimp). For comparisons among the five treatments, an ANOVA was conducted, with the mean daily food consumption per tank as the dependent variable and treatment type as the independent variable.

1.3.5.2 Trace element analysis

The 6-month experimental period was determined by visually identifying the last annuli of the otolith, formed during winter, using the picture and the software ImageJ. The position of the last annuli identified in the software was then reported on the distance from the otolith core along the LA-ICP-MS laser transect (also visible on picture) (Figure 6). Then, only the data between the beginning and the end of the last annuli were kept for the statistical analysis to filter out only the element concentration data within the experimental period and to ensure the otolith section corresponding to the experiment was being analyzed.

Several elements, including zinc (^{64}Zn), copper (^{65}Cu), and manganese (^{55}Mn), were excluded from statistical analysis as their average values fell below the limit of detection associated with LA-ICP-MS data integration (Lazartigues et al. 2014). Two elements, barium (^{138}Ba) and strontium (^{88}Sr), were ultimately retained for the analysis as they were considered to be informative with regards to fish physiology, particularly towards diet effects under experimental conditions where the environmental conditions remain stable (Buckel et al. 2004). Absolute element concentrations (in ppm) have been referenced to the molar concentration of calcium (mmoles of the element per mole of Ca) for these elements.

A time-series analysis was conducted to examine the relationship between the Ba:Ca and Sr:Ca ratios and the feeding treatments, with the theoretical experimental time. Given every otolith have different size, the distances of the laser from the beginning of the last annuli to the edge for each otolith is variable among fish. To facilitate comparison of Ba and Sr concentrations between otoliths, these distances were normalized and standardized to correspond to a similar theoretical experimental time (6 months). This analysis was conducted using the dtwclust package (Sardá-Espinosa 2019) on RStudio 4.3.3 (R Core Team 2021), which employs time series grouping with a Dynamic Time Warping distance (DTW, Kate 2016). As suggested by Hegg and Kennedy (2021), the otolith profiles of the 90 individuals were interpolated to the same length (maximum length of the series). The DTW distance is employed to facilitate a comparison between each point within a given time series

and its corresponding point within an alternative series. The optimal alignment between two series is identified by minimizing the total distance between the corresponding points. Subsequently, the two series are grouped together in the same cluster or separated into two clusters, and the process is repeated for each time series. The optimal number of clusters were determined using the Silhouette index from the `cvi` function of the `dtwclust` package (Rousseeuw 1987; Sardá-Espinosa 2019). The `ggplot2` package was used to visualize the Sr:Ca and Ba:Ca profiles from each cluster identified by time series clustering (Wickham 2011). A loess smoothing curve was applied with `geom_smooth` to illustrate the overall trend in Sr and Ba concentrations across each cluster.

The initial time series analysis, which corresponds to the relationship between both Ba:Ca and Sr:Ca ratios and the theoretical experimental time, was conducted for all individuals to identify any grouping in the variation of element ratios among treatments during the feeding experiment. Following this initial analysis, two subsequent analyses were conducted, focusing on subsets of the complete dataset, in relationship with the different dietary treatments. The first one was conducted between treatments, wherein the fish consumed a single prey or a mixed of the two over the course of the experiment to ascertain whether two distinct diets could alter the Ba and Sr concentration over time. The treatments included capelin (1), shrimp (2), and a mixed of the two (3). The second analysis compared treatments in which the fish had their diet changed during the experiment, either from capelin to shrimp (4) or *vice versa* (5), to ascertain whether a change in the diet of a redfish could affect the Ba and Sr concentration over time. The two subsequent analyses were conducted in an identical manner to the initial analysis, employing the DTW distance clustering technique.

1.4 RESULTS

1.4.1 Food consumption

During the 6-month experiment, for all tanks and treatments, the mean daily food consumption per tank (mean $\pm$ SD) recorded were 36.6 ± 19.6 g when redfish were eating capelin and 28.1 ± 18.0 g when they were eating shrimp. This difference was determined to be significant by a Student t-test ($t = 7.2$, $p < 0.001$, Figure 7a) indicating a significant preference for capelin over shrimp. Regarding diet treatments, an ANOVA showed a significant difference of the mean daily food consumption per tank between the treatments (Figure 7b) ($F = 4.62$, $p < 0.001$, $Df = 4$). Indeed, Tukey's HSD test showed a significant difference between the treatment C (Capelin, 28.0 ± 14.2 g, Table 1) and the treatment C-S (Capelin then shrimp) (34.9 ± 19.7 g, Table 1) ($p < 0.01$), and a significant difference between the treatment C and the treatment S-C (35.0 ± 17.8 g, Table 1) ($p < 0.01$).

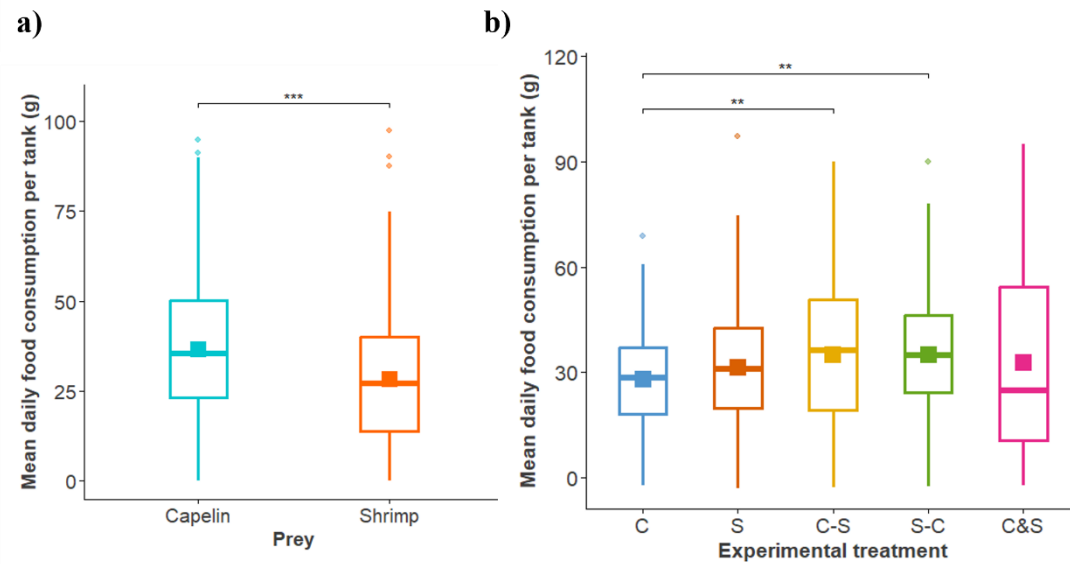


Figure 7. (a) Mean daily food consumption per tank (g) for capelin and shrimp. (b) Mean daily food consumption per tank (g) for the five diet treatments: capelin only (C), shrimp only (S), capelin then shrimp (C-S), shrimp then capelin (S-C), and mixed (C&S). The boxplot shows the interquartile range (IQR) from Q1 to Q3, the median (Q2), whiskers extending to $Q1 - 1.5 * IQR$ and $Q3 + 1.5 * IQR$, outliers beyond the whiskers, and the mean represented by a square. ***: p -value < 0.001 and **: p -value < 0.1 .

Table 1 : Mean ($\pm$ SD) values of final mass and fork length, growth rates, ΔK (Fulton's condition factor variation), HSI (Hepatosomatic Index) and mean daily food consumption for each diet treatment of the growth experiment. a and b superscripts indicate treatments significantly different from each other while ab superscript indicates treatment not significantly different from a or b.

Variable / Treatments	Capelin only (C)	Shrimp only (S)	Mixed of two preys (C&S)	Capelin then Shrimp (C-S)	Shrimp then Capelin (S-C)
Sample size	n = 45	n = 45	n = 45	n = 45	n = 45
Initial mass (g)	169.54 $\pm$ 33.86	166.25 $\pm$ 39.07	166.23 $\pm$ 31.31	167.18 $\pm$ 41.68	173.94 $\pm$ 31.94
Initial fork length (mm)	216.84 $\pm$ 13.34	214.56 $\pm$ 15.14	215.39 $\pm$ 13.25	214.09 $\pm$ 16.89	217.82 $\pm$ 13.91
Final mass (g)	176.49 $\pm$ 35.73	173.52 $\pm$ 35.79	179.69 $\pm$ 34.00	178.73 $\pm$ 43.56	184.47 $\pm$ 34.87
Final fork length (mm)	223.44 $\pm$ 13.1	221.24 $\pm$ 14.3	223.23 $\pm$ 12.8	221.56 $\pm$ 16.5	224.21 $\pm$ 12.8
Mass growth rate (g $\cdot$ day ⁻¹)	0.05 $\pm$ 0.05	0.05 $\pm$ 0.06	0.10 $\pm$ 0.17	0.07 $\pm$ 0.07	0.06 $\pm$ 0.08
Length growth rate (cm $\cdot$ day ⁻¹)	0.04 $\pm$ 0.02	0.04 $\pm$ 0.03	0.05 $\pm$ 0.04	0.04 $\pm$ 0.03	0.04 $\pm$ 0.03
ΔK	0.09 $\pm$ 0.06	0.09 $\pm$ 0.07	0.06 $\pm$ 0.06	0.08 $\pm$ 0.05	0.08 $\pm$ 0.06
HSI (%)	2.99 $\pm$ 0.63	3.30 $\pm$ 0.67	3.26 $\pm$ 0.73	3.06 $\pm$ 0.98	3.28 $\pm$ 0.93
Mean daily food consumption per tank (g $\cdot$ day ⁻¹)	28.0 $\pm$ 14.2 ^a	31.2 $\pm$ 16.9 ^{ab}	32.6 $\pm$ 25.2 ^{ab}	34.9 $\pm$ 19.7 ^b	35.0 $\pm$ 17.8 ^b

a and b : p < 0.01 (for both ANOVA and Tukey tests)

1.4.2 Growth

At the end of the experiment, growth rates for all individuals ranged from $-0.21 \text{ g}\cdot\text{day}^{-1}$ to $0.98 \text{ g}\cdot\text{day}^{-1}$ for the mass and $0 \text{ cm}\cdot\text{day}^{-1}$ to $0.15 \text{ cm}\cdot\text{day}^{-1}$ for the fork length. The lowest growth rate (mass) was in treatment C, while the lowest growth rate (fork length) was in treatment S-C. The highest gain of mass and growth rate were in treatment C&S (Table 1). The mixed model analysis indicated no significant effect of diet treatment on gain of mass and length growth rates ($p > 0.05$). Regarding ΔK , the lowest value was in treatment C&S, and the highest in treatment C (Table 1). For all treatments, ΔK was positive, indicating an increase in K during the experiment. The mixed model showed no significant effect of diet treatment on ΔK ($p > 0.05$). For HSI, the lowest value was in treatment C, and the highest in treatment S-C (Table 1). The mixed model indicated no significant effect of diet treatment on HSI ($p > 0.05$).

1.4.3 Trace element analysis

During the experiment, Ba:Ca varied between $0.225 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and $8.475 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ with a mean of $1.071 \pm 0.527 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and Sr:Ca varied between $1.050 \text{ mmol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and $5.253 \text{ mmol}\cdot\text{mol}^{-1}$ with a mean of $2.029 \pm 0.453 \text{ mmol}\cdot\text{mol}^{-1}$ for all fish analyzed ($n = 90$). The determination of the optimal number of clusters $k = 2$, was made depending on the highest Silhouette index for each analysis.

Time series clustering of Ba:Ca and Sr:Ca profiles in otolith transects revealed two distinct patterns corresponding to experimental conditions (Figure 8). For Ba:Ca ratios, cluster 1 consisted of individuals with the highest average of $1.576 \pm 0.646 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 41% (Figure 8a). This cluster was observed for a subset of individuals ($n = 25$) with a majority represented by “switch treatments” where the fish have experienced a change in their diet during the six-month experiment (68% of the 25 individuals). Cluster 2 represented individuals with the lowest average of $0.873 \pm 0.290 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 33% (Figure 8a). This cluster was observed for

most individuals ($n = 68$) represented by “fixed treatments” where the fish ate the same diet during the six-month experiment (71% of the 62 individuals). For Sr:Ca ratios, cluster 1 consisted of individuals with the highest average of $2.563 \pm 0.509 \text{ mmol} \cdot \text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 20% (Figure 8b). This cluster was observed for a subset of individuals ($n = 15$) with a majority represented by treatments C-S and S (80% of the 15 individuals). Cluster 2 represented individuals with the lowest average of $1.933 \pm 0.367 \text{ mmol} \cdot \text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 19%. This cluster was observed for most individuals ($n = 72$) from all treatments, with a smaller proportion of C-S.

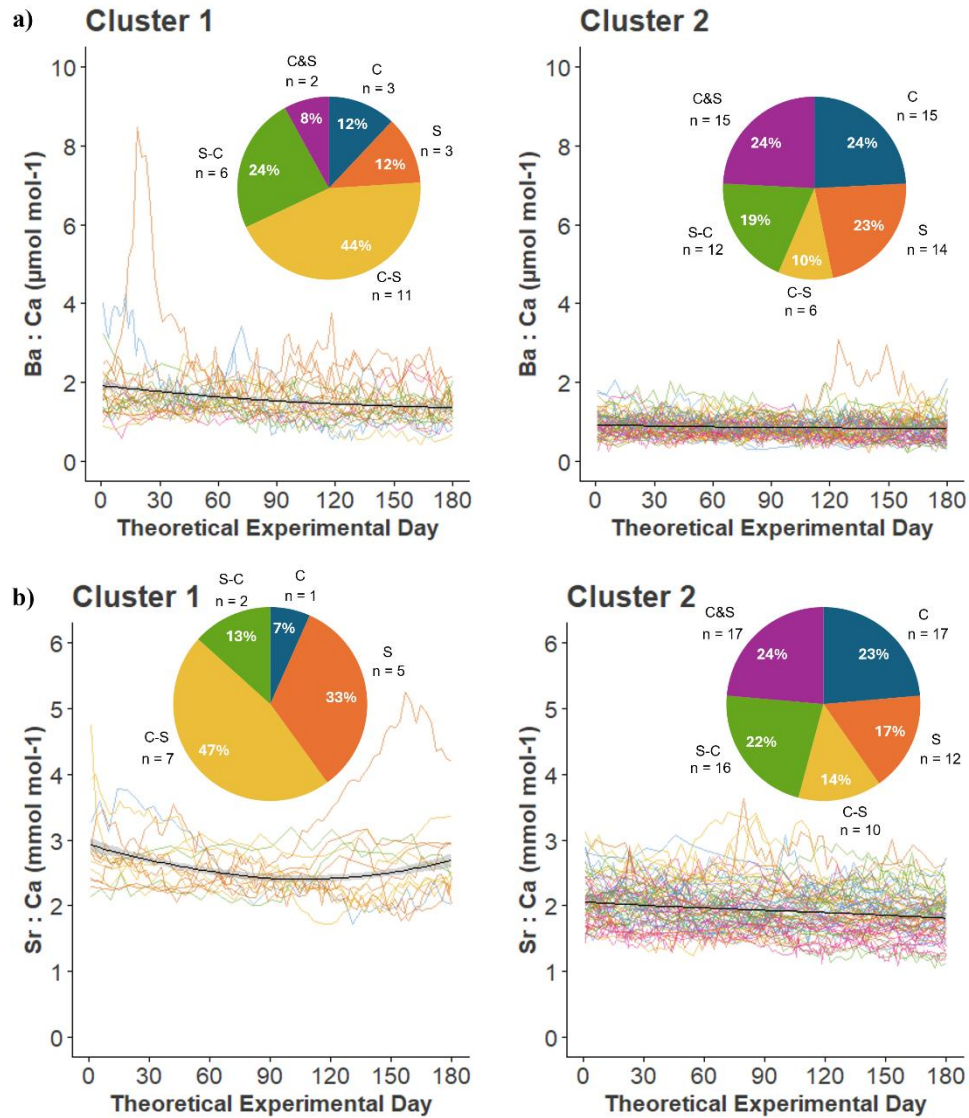


Figure 8. (a) Time series analysis with DTW distance for Ba:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for all the otoliths. For cluster 1, $n = 25$ individuals and for cluster 2, $n = 62$ individuals. (b) Time series analysis with DTW distance for Sr:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for all the otoliths. For cluster 1, $n = 15$ individuals and for cluster 2, $n = 72$ individuals. Feeding treatments are represented as the following colors: blue (C), orange (S), purple (C&S), yellow (C-S) and green (S-C). The average Ba:Ca and Sr:Ca concentration in function of time is shown as a black line.

In the second analysis, only treatments C, S, and C&S were selected, to examine the differences between a diet based on only on capelin, only on shrimp or a mixture of the two prey types (Figure 9). For Ba:Ca ratios, cluster 1 consisted of individuals with the lowest average of $0.828 \pm 0.280 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 34% (Figure 9a). This cluster was observed for most individuals from treatments C and C&S (84% of $n = 33$ individuals). Cluster 2 represented individuals with the highest average of $1.570 \pm 0.702 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 45% (Figure 9a). This cluster was observed for most individuals from treatment S (63% of 19 individuals). For Sr:Ca ratios, cluster 1 consisted of individuals with the lowest average of $1.823 \pm 0.324 \text{ mmol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 18% (Figure 9b). This cluster was observed for most individuals from treatments C and C&S (78% of $n = 36$ individuals). Cluster 2 represented individuals with the highest average of $2.438 \pm 0.476 \text{ mmol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 19% (Figure 9b). This cluster was observed for most individuals from treatment S (56% of 16 individuals).

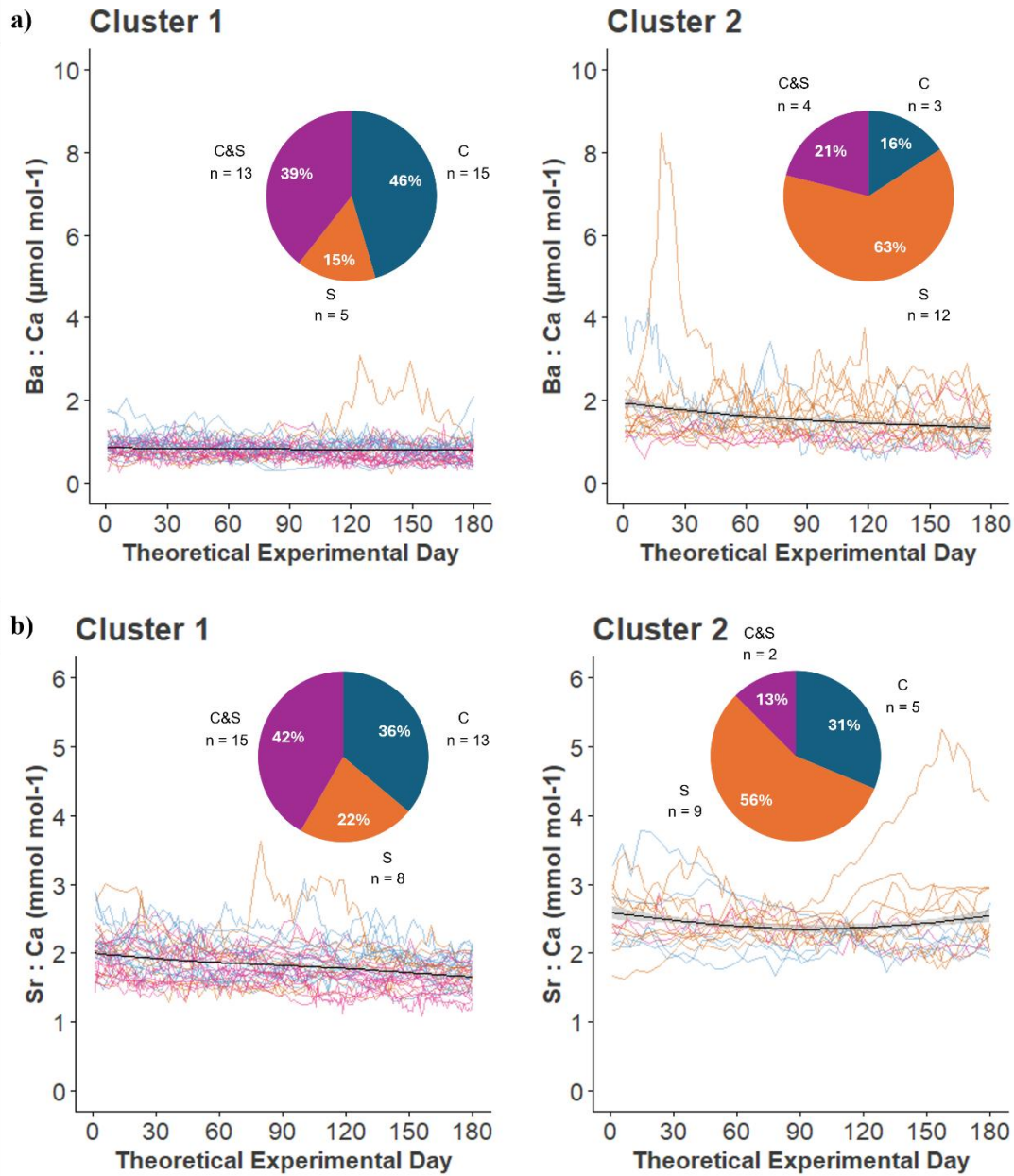


Figure 9. (a) Time series analysis with DTW distance for Ba:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 1, 2 and 3. For cluster 1, $n = 33$ individuals and for cluster 2, $n = 19$ individuals. (b) Time series analysis with DTW distance for Sr:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 1, 2 and 3. For cluster 1, $n = 36$ individuals and for cluster 2, $n = 16$ individuals. Feeding treatments are represented as the following colors: blue (C), orange (S) and purple (C&S). The average Ba:Ca and Sr:Ca concentration in function of time is shown as a black line

In the third analysis, only treatments C-S and S-C were selected for examination of the differences between diet transitions from shrimp to capelin or *vice versa*. (Figure 10). For Ba:Ca ratios, cluster 1 consisted of individuals with the lowest average of $0.785 \pm 0.227 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 29% (Figure 10a). This cluster was observed for most individuals from treatment C-S (63% of $n = 11$ individuals). Cluster 2 represented individuals with the highest average of $1.159 \pm 0.379 \mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 33% (Figure 10a). This cluster was observed for most individuals from the treatment S-C (58% of 24 individuals). For Sr:Ca ratios, cluster 1 consisted of individuals with the lowest average of $1.670 \pm 0.250 \text{mmol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 15% (Figure 10b). This cluster was observed for most individuals from treatment S-C (57% of $n = 7$ individuals). Cluster 2 represented individuals with the highest average of $2.245 \pm 0.386 \text{mmol}\cdot\text{mol}^{-1}$ and a coefficient of variation of 17% (Figure 10b). This cluster was observed for both treatments C-S and S-C (50% each of 28 individuals).

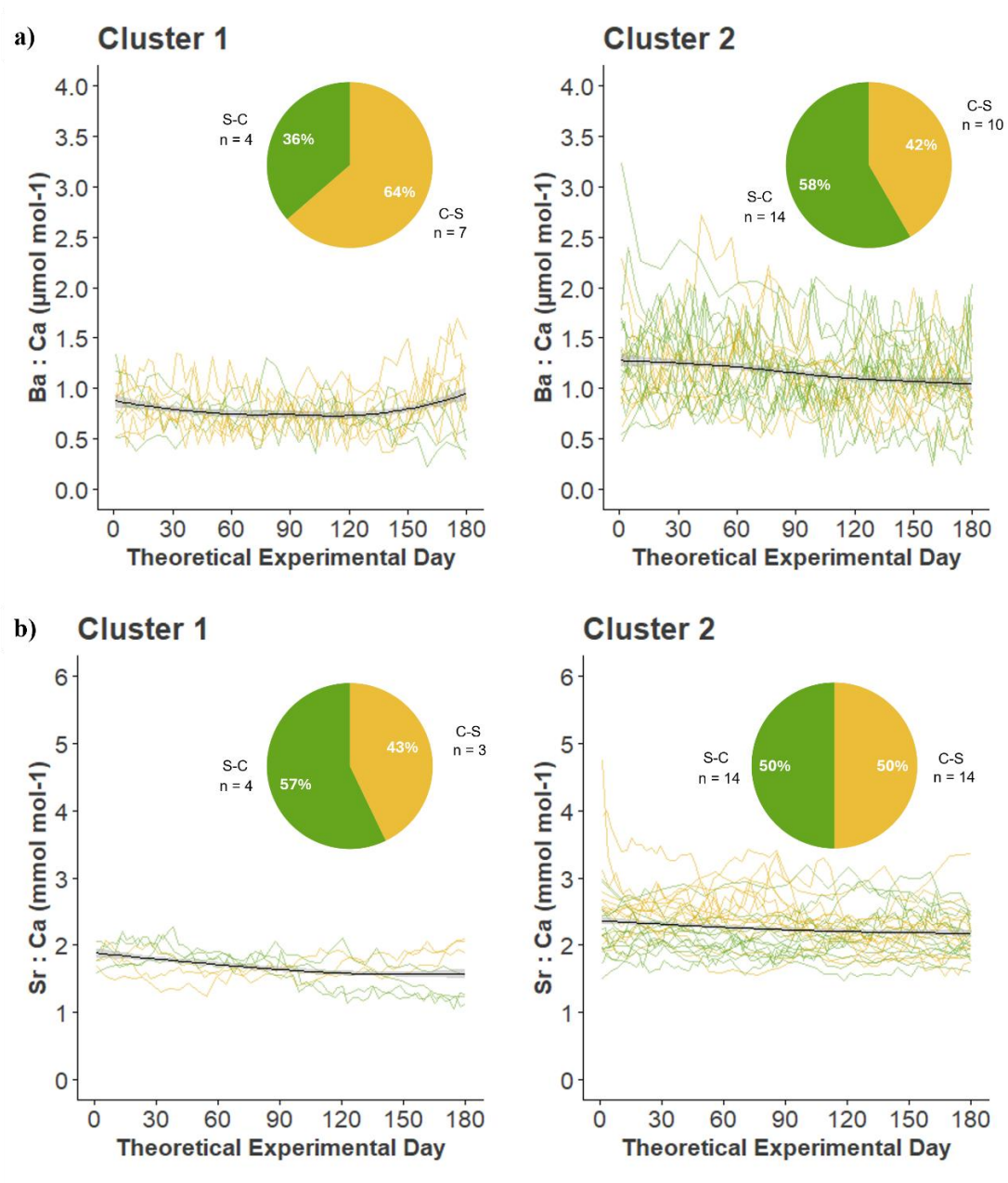


Figure 10. (a) Time series analysis with DTW distance for Ba:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 4 and 5. For cluster 1, $n = 11$ individuals and for cluster 2, $n = 24$ individuals. (b) Time series analysis with DTW distance for Sr:Ca concentrations in function of theoretical experimental day for the otoliths of treatments 4 and 5. For cluster 1, $n = 7$ individuals and for cluster 2, $n = 28$ individuals. Feeding treatments are represented as the following colors: yellow (C-S) and green (S-C). The average Ba:Ca and Sr:Ca concentration in function of time is shown as a black line

1.5 DISCUSSION

The present study revealed significantly higher ratios of Ba:Ca and Sr:Ca in the sagittal otoliths of shrimp-fed redfish compared to those of capelin-fed redfish. The hypothesis that otolith chemistry, especially Ba:Ca and Sr:Ca ratios, relates to diet was supported for redfish. Nevertheless, this effect remains relatively modest, particularly in the context of dietary changes over a specified period. This study found no significant effect of diet treatments on growth rate, ΔK , HSI, or GSI, likely due to variations in the average daily food intake per tank. Differences in consumption across treatments may have balanced out, resulting in similar growth outcomes and good overall fish condition.

Regarding the food consumption of redfish, a notable discrepancy in the mean daily food intake per tank was observed between redfish fed on shrimp and fed on capelin. This discrepancy in food intake was best exemplified by the mixed treatment, wherein the fish were fed capelin on one day and shrimp on the next, and so forth. Indeed, when the fish were fed on capelin, the quantities consumed per tank were considerably greater than when they were fed on shrimp. Thus, in the experimental environment, the redfish demonstrated a clear preference for capelin as a food source, particularly in tanks where they were provided with both capelin and shrimp. This preference was considered in analyses of the impact of diet treatments on otolith chemistry, particularly in the case of mixed treatments. It is also important to consider that the food consumption data were collected on a per-tank basis, rather than on an individual basis. This approach, which was necessary for the collection of feeding data, meant that the potential impact of individual food consumption could not be accounted for fish growth models and in the analyses of Ba and Sr concentrations between individuals.

Redfish are slow-growing and long-lived species (Gascon 2003). They take on average, seven to eight years to reach minimum regulatory size (22 cm). (Senay et al. 2021). Given their slow growth rate, a six-month feeding experiment was conducted with smaller individuals (18 – 24 cm) to ensure sufficient growth would be observable in their otoliths.

Most of the fish grew in length and gained mass during the experiment under all treatments, however, analysis of mass and length growth rates indicated no difference between the treatments groups. Furthermore, analysis of the Fulton's condition factor variation indicated that the fish exhibited no loss in condition following the experiment, regardless of treatment, suggesting that none induced significant stress leading to reduced condition. Selecting the six fastest-growing fish in each tank ensured the most optimal conditions in terms of experimental time, allowing us to analyze the impact of diet treatments on redfish otolith chemistry.

The analysis of elemental composition variations at the otolith margin throughout the experimental period allowed us to assess the influence of the diet treatments, which correlate with various physiological parameters, on elemental concentrations. The Ba:Ca and Sr:Ca ratios observed in this study were found to be comparable to those previously reported in the literature (Campana 1999) for marine fish such as bluefish (*Pomatomus saltatrix*) (Buckel et al. 2004) and Senegalese sole (*Solea senegalensis*) (Martinho et al. 2020). Indeed those two studies showed similar Ba:Ca and Sr:Ca ratio ranges for fish placed in comparable experimental conditions than this study.

In their study, Buckel et al. (2004) found a significantly higher concentration of Sr and Ba in otoliths from shrimp-fed bluefish compared to otoliths from bluefish fed with fish prey. We also observed a plausible effect of shrimp feeding on otolith Ba:Ca. The otoliths of redfish in the treatment with only shrimp exhibited a higher Ba:Ca ratio in comparison to the otoliths of redfish in the treatment with only capelin and the treatment with a mixed diet of the two prey items. Similarly, the Sr:Ca ratios yielded comparable outcomes, albeit to a lesser extent than Ba:Ca, with individuals that were fed shrimp being present within both clusters from the second analysis with only the “fixed treatments” (C, S and C&S, Figure 9). The difference in Ba:Ca and Sr:Ca between the treatments could be attributed to variations in the concentration of this element in shrimp and capelin, as documented by Buckel et al. (2004). This suggests that the trace element concentrations in prey may influence the corresponding concentrations in the otoliths of their predators. Additionally, otoliths from shrimp-fed

redfish exhibited considerably greater variability in Ba:Ca and Sr:Ca values compared to the other two treatments. This variation could be attributed to the inconsistency in the feeding habits of redfish on shrimp. Some individuals exhibited reduced or minimal consumption on certain feeding days, while others demonstrated a higher intake. This could be explained by a possible hierarchy based on the size of the redfish, with the larger fish tending to feed first and the smaller ones waiting to feed afterward. Further analysis of other elements potentially linked to food as a driver for their concentration, such as Zn (Willis and Sunda 1984; Ranaldi and Gagnon 2008), may serve to reinforce the hypothesis that otolith chemistry is not independent of diet for *Sebastes* sp. However, analysis of this element might be more difficult for marine fish, as in our study, because Zn would have low concentrations and risk to fall below the detection limit.

The third analysis clusters involving treatments C-S and S-C, where redfish underwent a dietary shift from capelin to shrimp or *vice versa*, revealed less distinct distributions of Ba:Ca and Sr:Ca ratios among individuals from both treatments across clusters. This can be attributed to the duration of the experiment and the dietary shift. Indeed, given that redfish are a slow-growing species (Gascon 2003), the duration of the experiment was probably insufficient to observe a significant change in Ba and Sr concentration in response to dietary shifts. For example, in other studies, experiment durations of 60 days (Buckel et al. 2004) or 32 days (Webb et al. 2012) were sufficient to observe differences in chemical signatures in the otoliths. However, the fish in these studies were growing faster than the redfish, and they focused only on the effect of different diets, not on a change in diet during the experiment. Additionally, the time lag between the uptake of elements and their deposition in the otoliths is likely large enough to affect the ability to observe the impact of dietary changes on Ba:Ca and Sr:Ca ratios. Vignon et al. (2023) have shown in their study that significant lags (weeks to months) occur between changes in water chemistry and corresponding shifts in otolith composition, particularly for Sr and Ba ratios. In our study, a six-month experiment would be sufficient to capture dietary effects on Ba:Ca and Sr:Ca ratios.

Otolith elements, particularly Ba and Sr, are known to be derived primarily from the environment, with the chemical composition of the water and its physicochemical properties (e.g., salinity and temperature) explaining most of the variation observed in otolith chemistry (Elsdon and Gillanders 2003; Miller 2011; Reis-Santos et al. 2022). Diet is also an important contributor to otolith elements, although to a lesser extent (Doubleday et al. 2013). Studies on dietary effects have been conducted on both freshwater (Farrell and Campana 1996; Ranaldi and Gagnon 2008; Doubleday et al. 2013) and marine fish (Hoff and Fuiman 1995; Limburg 1995; Gallahar and Kingsford 1996; Milton and Chenery 2001; Buckel et al. 2004). One might expect a difference in dietary uptake of elements between these two groups. In freshwater fish, the gills are the primary site of elemental uptake, whereas in marine fish, the intestine also plays an important role due to increased water transfer through the mouth compared to freshwater species (Karnaky, 1998). Therefore, it might be expected that dietary effects would be less pronounced in marine fish because the environmental constraints are more important. There are now, however, as many studies showing an effect of diet on otolith elements for freshwater fish, such as the study by Ranaldi & Gagnon (2008), as for marine fish, such as the study by Buckel et al. (2004), emphasizing the importance of considering dietary influences regardless of the fish's environment.

This study demonstrated that two distinct diets—one invertebrate-based and one piscivorous—can be detectable in redfish with low amplitude variations of Sr:Ca and Ba:Ca ratios in their otoliths under stable experimental conditions. These findings raise the question of whether diet could similarly influence otolith chemistry in natural environments, provided those environments remain stable. For instance, the study by Coussau et al. (2023) found that *Sebastes mentella* exhibited significantly different Ba and Sr concentrations in their otoliths depending on their geographic origin. Specifically, redfish from the eastern Gulf of St. Lawrence (GSL) had higher Sr and Ba concentrations compared to those from the west GSL (Coussau et al. 2023). This gradient was attributed to ambient water chemistry, which is influenced by suspended sediments, ion exchange (Coffey et al. 1997), and a possible impact of dissolved oxygen concentrations (Mohan et al. 2014). The result of this study

suggests, however, that diet could be an additional factor contributing to the observed Ba and Sr gradients in redbfish otoliths, potentially linked to their geographic origin within the GSL.

This raises a broader question: can the influence of diet on otolith chemistry surpass chemical signatures associated with environmental factors in marine species, and could it serve as a reliable physiological or trophic tracer? Most studies conclude that environmental factors dominate otolith microchemistry, outweighing intrinsic factors such as diet (Farrell and Campana 1996 ; Walther and Thorrold 2006 ; Gibson-Reinemer et al. 2009 ; Webb et al. 2012 ; Izzo et al. 2015). Yet, some research highlights the importance of intrinsic factors—including sex and age (Sturrock et al. 2014), and diet (Buckel et al. 2004)—particularly in marine fish. Thus, intrinsic factors should be considered along with environmental factors when interpreting otolith element data to reconstruct the environmental history of fish. Comparison of these results with dietary shifts of redbfish in a natural stable environment and with a longer observation period may reinforce the importance of diet as a factor in redbfish otolith element uptake. To enhance the assessment of the dietary experiment's impact on redbfish otoliths, marking techniques—such as fluorescent marking using calcein at the experiment's onset—could be employed (Wilson et al. 1987 ; Leips et al. 2001 ; Lü et al. 2013). In addition to elemental data, analysis of stable isotope data from otoliths, muscles and prey may be useful to compare different diets in the life history of redbfish (Grønkjær 2016). Comparison with studies of redbfish diet composition as a function of size (Brown-Vuillemin et al. 2022) may be important to use otoliths as a tool for predicting changes in redbfish diet.

CONCLUSION GÉNÉRALE

En 2024, à la suite de plusieurs études et relevés de biomasse, la pêche du sébaste a été réouverte dans le golfe du Saint-Laurent (GSL). Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires, notamment sur la physiologie et le métabolisme de ce poisson. L'étude de la composition chimique des otolithes, petites structures de carbonate de l'oreille interne des poissons, constitue un domaine novateur en sciences halieutiques, car ces structures enregistrent de nombreux événements de la vie des poissons. Dans ce contexte, la présente étude s'est concentrée sur l'utilisation des otolithes pour obtenir des informations sur la physiologie du sébaste en relation avec son régime alimentaire. L'objectif principal était de déterminer si des régimes alimentaires différents pouvaient influencer les concentrations d'éléments chimiques, tels que le zinc (^{64}Zn), le baryum (^{138}Ba) et le strontium (^{88}Sr), dans les otolithes de sébaste. Finalement, le zinc fut retiré de l'analyse par manque de données traitables sur l'impact de l'expérience dans la concentration de cet élément dans les otolithes des sébastes. Les résultats ont montré que deux régimes alimentaires distincts, l'un basé sur la crevette nordique et l'autre sur le capelan, entraînaient des variations et des concentrations moyennes de Ba et de Sr différentes dans les otolithes. De même, le régime alimentaire mixte a été associé au régime alimentaire basé sur le capelan, en raison d'une préférence pour cette proie en milieu expérimental. Ainsi, des régimes alimentaires variés peuvent être détectés dans les otolithes du sébaste grâce aux concentrations de Ba et de Sr dans un environnement stable. Un autre objectif de l'étude était de déterminer si un changement de régime alimentaire sur une période donnée pour un individu influençait les concentrations de Ba et de Sr dans ses otolithes. Les variations et concentrations moyennes de ces éléments ont montré des tendances à se différencier en fonction des changements alimentaires, bien qu'une période expérimentale trop courte puisse expliquer des différences moins marquées.

À la suite des analyses des éléments chimiques dans les otolithes de sébaste, les isotopes de carbone devaient également être examinés à partir d'échantillons prélevés dans l'eau des bassins expérimentaux, ainsi que dans les muscles et les otolithes des sébastes et dans leur alimentation (crevette et capelan). L'analyse des isotopes dans les otolithes a récemment été utilisée pour reconstituer le métabolisme énergétique de poissons (Grønkjær 2016 ; Thrane et al. 2020). L'objectif de notre étude était de corroborer les conclusions obtenues à partir des éléments chimiques grâce aux analyses d'isotopes de carbone dans la zone de l'otolithe correspondant spécifiquement à l'expérience, et de calculer un taux métabolique de terrain utilisable pour des comparaisons avec d'autres études. Pour ce faire, un nouveau protocole a été élaboré, utilisant les sections d'otolithes destinées aux analyses chimiques, placées sous une microforeuse Micromill 2 afin de collecter des échantillons dans le dernier cerne de l'otolithe. Cet objectif a été retiré du mémoire en raison d'une quantité insuffisante d'échantillons d'otolithes, empêchant l'obtention de données viables pour les analyses. Il serait néanmoins intéressant de poursuivre le développement de ce protocole, qui permettrait de recueillir des informations sur le métabolisme d'un poisson à une période spécifique de sa vie.

Cette étude a ainsi mis en évidence l'importance de considérer des facteurs intrinsèques, tels que le régime alimentaire, dans l'analyse de la chimie des otolithes du sébaste. Ces structures, facilement collectables lors des relevés des espèces dans le Golfe du Saint-Laurent (GSL), offrent un potentiel important pour relier les données obtenues en milieu expérimental à celles provenant d'individus prélevés dans leur habitat naturel. Une telle comparaison, intégrant les concentrations d'éléments traces des otolithes, permettrait d'affiner notre compréhension des interactions entre le régime alimentaire, les paramètres environnementaux et les signatures chimiques des otolithes.

La combinaison d'études expérimentales avec des travaux portant sur la composition des régimes alimentaires en fonction de la taille du sébaste (Brown-Vuillemin et al. 2022) et sur la reconstruction des origines natales et des déplacements grâce à la chimie des otolithes (Coussau et al. 2023) représente une voie prometteuse pour approfondir nos connaissances

sur cette espèce. Par exemple, Coussau et al. (2023) ont mis en évidence un gradient de concentration de baryum et de strontium dans les otolithes du sébaste, allant de l'ouest vers l'est du GSL, qu'ils ont attribué à des variations physico-chimiques de l'environnement. Toutefois, nos résultats suggèrent que le régime alimentaire pourrait également jouer un rôle dans ces variations. En effet, les régions du GSL où les sébastes présentent les concentrations les plus élevées de ces éléments semblent coïncider avec des zones à forte densité de crevettes nordiques à la même période (Bourdages et al. 2022). Pour approfondir ces observations, il serait pertinent de comparer les concentrations d'éléments traces dans l'eau de différentes régions du GSL, d'analyser les contenus stomacaux des sébastes comme l'étude de Brown-Vuillemin et al. (2022), et de mettre ces données en perspective avec les résultats de Coussau et al. (2023). De plus, l'exploitation des archives d'otolithes de sébastes récoltées par le MPO pourrait permettre de retracer les changements alimentaires survenus au cours des dernières décennies. Par exemple, l'émergence récente d'un comportement cannibale chez le sébaste (Senay et al. 2021 ; Brown-Vuillemin et al. 2022), pourrait être détecté à travers les variations des éléments traces dans les otolithes. Ces travaux offriraient des perspectives cruciales pour mieux comprendre l'écologie alimentaire du sébaste et les dynamiques de son écosystème face aux changements environnementaux et anthropiques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adeyeye, E., & Aremu, M.O. 2016. Chemical composition of whole shrimp, flesh and shell of *Pandalus borealis* from Lagos Atlantic Ocean. *FUW Trends Sci. Tech. J.* **1**(1): 26–32.
- Allen, J.A. 1959. On the biology of *Pandalus borealis* Krøyer, with reference to a population off the Northumberland coast. *J. Mar. Biol. Ass.* **38**(1): 189–220. doi:10.1017/S002531540001568X.
- Arai, T., Sato, H., Ishii, T., and Tsukamoto, K. 2003. Alkaline earth metal and Mn distribution in otoliths of *Anguilla* spp. glass eels and elvers. *Fish. Sci.* **69**(2): 421–423. doi:10.1046/j.1444-2906.2003.00638.x.
- Arai, T., Kotake, A., Lokman, P., Miller, M., and Tsukamoto, K. 2004. Evidence of different habitat use by New Zealand freshwater eels *Anguilla australis* and *A. dieffenbachii*, as revealed by otolith microchemistry. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **266**: 213–225. doi:10.3354/meps266213.
- Bakay, Yu.I., and Mel'nikov, S.P. 2008. Biological and ecological characteristics of deepwater redfish *Sebastes mentella* (Scorpaenidae) at different depths in the pelagial of the Irminger Sea. *J. Ichthyol.* **48**(1): 68–80. doi:10.1134/S0032945208010074.
- Blackwell, B.G., Brown, M.L., and Willis, D.W. 2000. Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Reviews in Fish. Sci.* **8**(1): 1–44. doi:10.1080/10641260091129161.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S. and Lehoux, C. 2023. Chemical and biological oceanographic conditions in the estuary and gulf of St. Lawrence during 2022. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 357: v + 70 p.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Nozères, C., Senay, C., Scallon-Chouinard, P.-M. et Smith, A. 2018. Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2017 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2018/036. iv + 90 p.
- Bourdages, H., Chamberland, J.-M., Desgagnés, M., Galbraith, P., Isabel, L., and Ouellette-Plante, J., Roux, M.-J. et Senay, C. 2023. Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2022 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. *Secr. can. Des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2023/074. iv + 101 p.
- Bragadóttir, M., Pálmadóttir, H., and Kristbergsson, K. 2002. Seasonal changes in chemical composition and quality parameters in capelin (*Mallotus villosus*). *J. Aquat. Food Prod. Technol.* **11**(3–4): 87–103. doi:10.1300/J030v11n03_08.

- Brassard, C., Bourdages, H., Duplisea, D., Gauthier, J., and Valentin, A. 2017. The status of the redfish stocks (*Sebastes fasciatus* and *S. mentella*) in Unit 1 (Gulf of St. Lawrence) in 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/023. Ix + 53 p.
- Brêthes, J.-C. 1998. The Canadian Atlantic groundfish experience and the constraints to the conservation of fisheries resources: a perspective. Parts of this text were presented at the Second World Fisheries Congress, Brisbane (Australia), 29 July–2 August 1996. Ocean Coast. Manage. **39**(1): 135–150. doi:10.1016/S0964-5691(98)00020-9.
- Brown-Vuillemin, S., Chabot, D., Nozères, C., Tremblay, R., Sirois, P., and Robert, D. 2022. Diet composition of redfish (*Sebastes* sp.) during periods of population collapse and massive resurgence in the Gulf of St. Lawrence. Front. Mar. Sci. **9**: 963039. doi:10.3389/fmars.2022.963039.
- Buckel, J.A., Sharack, B.L., and Zdanowicz, V.S. 2004. Effect of diet on otolith composition in *Pomatomus saltatrix*, an estuarine piscivore. J. Fish Biol. **64**(6): 1469–1484. doi:10.1111/j.0022-1112.2004.00393.x.
- Buckley, L.B., Hurlbert, A.H., and Jetz, W. 2012. Broad-scale ecological implications of ectothermy and endothermy in changing environments. Glob. Ecol. Biogeogr. **21**(9): 873–885. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00737.x.
- Burns, C.M., Lauzon, F., Plourde, S., Sirois, P., and Robert, D. 2020. Interannual variability of diet composition and prey preference of larval redfish (*Sebastes* spp.) in the Gulf of St. Lawrence. J. Plankton Res. **42**(5): 581–594. doi:10.1093/plankt/fbaa040.
- Cadigan, N.G., and Campana, S.E. 2017. Hierarchical model-based estimation of population growth curves for redfish (*Sebastes mentella* and *Sebastes fasciatus*) off the Eastern coast of Canada. ICES J. Mar. Sci. **74**(3): 687–697. doi:10.1093/icesjms/fsw195.
- Campana, S. 1999. Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. Mar. Ecol. Prog. Ser. **188**: 263–297. doi:10.3354/meps188263.
- Campana, S.E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. J. Fish Biol. **59**(2): 197–242. doi:10.1111/j.1095-8649.2001.tb00127.x.
- Campana, S.E. 2005. Otolith science entering the 21st century. Mar. Freshwater Res. **56**(5): 485. doi:10.1071/MF04147.
- Campana, S.E., Zwanenburg, K.C.T., and Smith, J.N. 1990. $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ determination of Longevity in redfish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **47**(1): 163–165. doi:10.1139/f90-017.
- Chadwick, J.G., Nislow, K.H., and McCormick, S.D. 2015. Thermal onset of cellular and endocrine stress responses correspond to ecological limits in brook trout, an iconic cold-water fish. Conserv. Physiol. **3**(1): cov017. doi:10.1093/conphys/cov017.
- Christensen, H.T., Rigét, F., Backe, M.B., Saha, A., Johansen, T., and Hedeholm, R.B. 2018. Comparison of three methods for identification of redfish (*Sebastes mentella* and *S. norvegicus*) from the Greenland east coast. Fish. Res. **201**: 11–17. doi:10.1016/j.fishres.2018.01.003.

- Chung, M.-T., Trueman, C.N., Godiksen, J.A., Holmstrup, M.E., and Grønkjær, P. 2019. Field metabolic rates of teleost fishes are recorded in otolith carbonate. *Commun. Biol.* **2**(1): 24. doi:10.1038/s42003-018-0266-5.
- Coffey, M., Dehairs, F., Collette, O., Luther, G., Church, T., and Jickells, T. 1997. The behaviour of dissolved barium in estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **45**(1): 113–121. doi:10.1006/ecss.1996.0157.
- Cooke, S.J., Killen, S.S., Metcalfe, J.D., McKenzie, D.J., Mouillot, D., Jorgensen, C., and Peck, M.A. 2014. Conservation physiology across scales: insights from the marine realm. *Conserv. Physiol.* **2**(1): cou024–cou024. doi:10.1093/conphys/cou024.
- Coussau, L., Robert, D., and Sirois, P. 2023. Spatiotemporal variability in otolith elemental fingerprint and the potential to determine deepwater redfish (*Sebastes mentella*) origins and migrations in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada. *Fish. Res.* **265**: 106739. doi:10.1016/j.fishres.2023.106739.
- Devine, J.A., and Haedrich, R.L. 2011. The role of environmental conditions and exploitation in determining dynamics of redfish (*Sebastes species*) in the Northwest Atlantic. *Fish. Oceanogr.* **20**(1): 66–81. doi:10.1111/j.1365-2419.2010.00566.x.
- Doubleday, Z., Izzo, C., Woodcock, S., and Gillanders, B. 2013. Relative contribution of water and diet to otolith chemistry in freshwater fish. *Aquat. Biol.* **18**(3): 271–280. doi:10.3354/ab00511.
- Dufour, R., Benoît, H., Castonguay, M., Chassé, J., Devine, L., Galbraith, P., Harvey, M., Larouche, P., Lessard, S., Petrie, B., Savard, L., Savenkoff, C., St-Amand, L., and Starr, M. 2010. Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes : écozone de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. MPO Sec. Can. Cons. Sci. Doc. Res. 2010/030. v + 187p.
- Duplisea, D.E., Power, D., and Comeau, P. 2012. Reference points for eastern Canadian redfish (*Sebastes*) stocks. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/105 ii + 22 p.
- Duplisea, D.E., Bourdages, H., Brassard, C., Gauthier, J., Lambert, Y., Nitschke, P., and Valentin, A. 2016. Fitting a statistical catch at length model (NFT-SCALE) to Unit 1 + 2 redfish (*Sebastes mentella* and *Sebastes fasciatus*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/095. v + 32 p.
- Duplisea, D.E. 2018. Fishermen's historical knowledge leads to a re-evaluation of redfish catch. *Mar. Coast. Fish.* **10**(1): 3–11. doi:10.1002/mcf2.10006.
- Dupont-Prinet, A., Pillet, M., Chabot, D., Hansen, T., Tremblay, R., and Audet, C. 2013. Northern shrimp (*Pandalus borealis*) oxygen consumption and metabolic enzyme activities are severely constrained by hypoxia in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **448**: 298–307. doi:10.1016/j.jembe.2013.07.019.
- Elsdon, T., and Gillanders, B. 2003. Relationship between water and otolith elemental concentrations in juvenile black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **260**: 263–272. doi:10.3354/meps260263.
- Farrell, J., and Campana, S.E. 1996. Regulation of calcium and strontium deposition on the otoliths of juvenile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Comp. Biochem. Physiol., Part A Mol. Integr. Physiol.* **115**(2): 103–109. doi:10.1016/0300-9629(96)00015-1.

- Filina, E.A., Rolskiy, A.Yu., Bakay, Yu.I., Popov, V.I., and Makeenko, G.A. 2017. Features of the reproductive cycle in females of the beaked redfish *Sebastes mentella* (Sebastidae). J. Ichthyol. **57**(1): 129–135. doi:10.1134/S0032945216060047.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J. and Bourassa, M.-N. 2024. Physical oceanographic conditions in the Gulf of St. Lawrence during 2023. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 378: v + 91 p.
- Gallahar, N.K., and Kingsford, M.J. 1996. Factors influencing Sr/Ca ratios in otoliths of *Girella elevata*: an experimental investigation. J. Fish Biol. **48**(2): 174–186. doi:10.1111/j.1095-8649.1996.tb01111.x.
- Gascon, D. 2003. Redfish Multidisciplinary Research Zonal Program (1995-1998): Final Report. Can. Tech. Rep. Fish. Aqua. Sci. 2462: xiii + 139 p.
- Gauthier, S., and Rose, G.A. 2002. Acoustic observation of diel vertical migration and shoaling behaviour in Atlantic redfishes. J. Fish Biol. **61**(5): 1135–1153. doi:10.1111/j.1095-8649.2002.tb02461.x.
- Gibson-Reinemer, D.K., Johnson, B.M., Martinez, P.J., Winkelman, D.L., Koenig, A.E., and Woodhead, J.D. 2009. Elemental signatures in otoliths of hatchery rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): distinctiveness and utility for detecting origins and movement. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **66**(4): 513–524. doi:10.1139/F09-015.
- Gilbert, D., Chabot, D., Archambault, P., Rondeau, B. & Hébert, S. 2007. Appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes du Saint-Laurent marin: causes possibles et impacts écologiques. Le Naturaliste Canadien, **31**(1), 67-75.
- Gillanders, B.M., Izzo, C., Doubleday, Z.A., and Ye, Q. 2015. Partial migration: growth varies between resident and migratory fish. Biol. Lett. **11**(3): 20140850. doi:10.1098/rsbl.2014.0850.
- Grønkjær, P. 2016. Otoliths as individual indicators: a reappraisal of the link between fish physiology and otolith characteristics. Mar. Freshwater Res. **67**(7): 881. doi:10.1071/MF15155.
- Halliday, R.G., and Pinhorn, A.T. 2009. The roles of fishing and environmental change in the decline of Northwest Atlantic groundfish populations in the early 1990s. Fish. Res. **97**(3): 163–182. doi:10.1016/j.fishres.2009.02.004.
- Hamon, P.-Y. 1972. Le Sebaste, *Sebastes marinus* sp.. Lieux de pêche, biologie, exploitation. Rev. trav. Inst. pêches marit., **36**(3), 337-352.
- Hegg, J.C., and Kennedy, B.P. 2021. Let's do the time warp again: non-linear time series matching as a tool for sequentially structured data in ecology. Ecosphere **12**(9): e03742. doi:10.1002/ecs2.3742.
- Heimbrand, Y., Limburg, K.E., Hüssy, K., Casini, M., Sjöberg, R., Palmén Bratt, A.-M., Levinsky, S.-E., Karpushevskaya, A., Radtke, K., and Öhlund, J. 2020. Seeking the true time: Exploring otolith chemistry as an age-determination tool. J. Fish Biol. **97**(2): 552–565. doi:10.1111/jfb.14422.
- Helvey, M. 1982. First Observations of courtship behavior in rockfish, genus *Sebastes*. Copeia **1982**(4): 763–770. American Society of Ichthyologists and Herpetologists (ASIH), Allen Press. doi:10.2307/1444084.

- Hoff, G.R., and Fuiman, L.A. 1995. Environmentally induced variation in elemental composition of red drum (*Sciaenops ocellatus*) otoliths. *Bull. Mar. Sci.* **56**(2): 578–591.
- Horodysky, A.Z., Cooke, S.J., and Brill, R.W. 2015. Physiology in the service of fisheries science: Why thinking mechanistically matters. *Rev. Fish. Biol. Fisheries* **25**(3): 425–447. doi:10.1007/s11160-015-9393-y.
- Huey, R.B., Kearney, M.R., Krockenberger, A., Holtum, J.A.M., Jess, M., and Williams, S.E. 2012. Predicting organismal vulnerability to climate warming: roles of behaviour, physiology and adaptation. *Phil. Trans. R. Soc. B* **367**(1596): 1665–1679. doi:10.1098/rstb.2012.0005.
- Hüssy, K., Limburg, K.E., de Pontual, H., Thomas, O.R.B., Cook, P.K., Heimbrand, Y., Blass, M., and Sturrock, A.M. 2021. Trace element patterns in otoliths: the role of biomineralization. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* **29**(4): 445–477. doi:10.1080/23308249.2020.1760204.
- Izzo, C., Doubleday, Z.A., Schultz, A.G., Woodcock, S.H., and Gillanders, B.M. 2015. Contribution of water chemistry and fish condition to otolith chemistry: comparisons across salinity environments. *J. Fish Biol.* **86**(6): 1680–1698. doi:10.1111/jfb.12672.
- Kalish, J.M. 1989. Otolith microchemistry: validation of the effects of physiology, age and environment on otolith composition. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **132**(3): 151–178. doi:10.1016/0022-0981(89)90126-3.
- Karnaky, K. J. Jr. 1998. Osmotic and ionic regulation. In *The Physiology of Fishes* (Evans, D. H., ed.), pp. 157–176. New York: CRC Press.
- Kate, R.J. 2016. Using dynamic time warping distances as features for improved time series classification. *Data. Min. Knowl. Disc.* **30**(2): 283–312. doi:10.1007/s10618-015-0418-x.
- Kenchington, T.J. 1986. Morphological comparison of two Northwest Atlantic redfishes, *Sebastes fasciatus* and *S. mentella*, and techniques for their identification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**(4): 781–787. doi:10.1139/f86-096.
- Konstantinov, K.G. 1985. Food links of some fishes and invertebrates on Flemish Cap. *NAFO Sci. Coun. Studies*, **8**, 39-48
- Kraus, R.T., and Secor, D.H. 2004. Incorporation of strontium into otoliths of an estuarine fish. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **302**(1): 85–106. doi:10.1016/j.jembe.2003.10.004.
- Lazartigues, A.V., Sirois, P., and Savard, D. 2014. LA - ICP - MS Analysis of Small Samples: Carbonate Reference Materials and Larval Fish Otoliths. *Geostandard Geoanalytic Res.* **38**(2): 225–240. doi:10.1111/j.1751-908X.2013.00248.x.
- Le Quesne, W.J.F., and Pinnegar, J.K. 2012. The potential impacts of ocean acidification: scaling from physiology to fisheries. *Fish Fish.* **13**(3): 333–344. doi:10.1111/j.1467-2979.2011.00423.x.
- Leips, J., Baril, C.T., Rodd, F.H., Reznick, D.N., Bashey, F., Visser, G.J., and Travis, J. 2001. The suitability of calcein to mark Poeciliid fish and a new method of detection. *Trans. Am. Fish. Soc.* **130**(3): 501–507. doi:10.1577/1548-8659(2001)130<0501:TSOCTM>2.0.CO;2.

- Licandeo, R., Duplisea, D.E., Senay, C., Marentette, J.R., and McAllister, M.K. 2020. Management strategies for spasmodic stocks: a Canadian Atlantic redfish fishery case study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **77**(4): 684–702. doi:10.1139/cjfas-2019-0210.
- Limburg, K. 1995. Otolith strontium traces environmental history of subyearling American shad *Alosa sapidissima*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **119**: 25–35. doi:10.3354/meps119025.
- Love, M.S., Yoklavich, M., and Thorsteinson, L. 2022. The rockfishes of the northeast Pacific. Univ of California Press.
- Lü, H., Zhang, X., Xi, D., and Gao, T. 2013. Use of calcein and alizarin red S for immersion marking of black rockfish *Sebastes schlegelii* juveniles. *Chin. J. Oceanol. Limn.* **32**. doi:10.1007/s00343-014-3022-9.
- Lutterschmidt, W.I., and Hutchison, V.H. 1997. The critical thermal maximum: history and critique. *Can. J. Zool.* **75**(10): 1561–1574. doi:10.1139/z97-783.
- Martinho, F., Pina, B., Nunes, M., Vasconcelos, R.P., Fonseca, V.F., Crespo, D., Primo, A.L., Vaz, A., Pardal, M.A., Gillanders, B.M., Tanner, S.E., and Reis-Santos, P. 2020. Water and otolith chemistry: implications for discerning estuarine nursery habitat use of a juvenile flatfish. *Front. Mar. Sci.* **7**: 347. doi:10.3389/fmars.2020.00347.
- McAllister, M., and Duplisea, D.E. 2016. An updated production model fitting for redfish (*Sebastes fasciatus* and *Sebastes mentella*) in Units 1 and 2. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/084. Iv + 6 p.
- McKenzie, D.J., Axelsson, M., Chabot, D., Claireaux, G., Cooke, S.J., Corner, R.A., De Boeck, G., Domenici, P., Guerreiro, P.M., Hamer, B., Jørgensen, C., Killen, S.S., Lefevre, S., Marras, S., Michaelidis, B., Nilsson, G.E., Peck, M.A., Perez-Ruzafa, A., Rijnsdorp, A.D., Shiels, H.A., Steffensen, J.F., Svendsen, J.C., Svendsen, M.B.S., Teal, L.R., Van Der Meer, J., Wang, T., Wilson, J.M., Wilson, R.W., and Metcalfe, J.D. 2016. Conservation physiology of marine fishes: state of the art and prospects for policy. *Conserv. Physiol.* **4**(1): cow046. doi:10.1093/conphys/cow046.
- Miller, J.A. 2011. Effects of water temperature and barium concentration on otolith composition along a salinity gradient: Implications for migratory reconstructions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **405**(1–2): 42–52. doi:10.1016/j.jembe.2011.05.017.
- Milton, D.A., and Chenery, S.R. 2001. Sources and uptake of trace metals in otoliths of juvenile barramundi (*Lates calcarifer*). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **264**(1): 47–65. doi:10.1016/S0022-0981(01)00301-X.
- Mohan, J., Rahman, M., Thomas, P., and Walther, B. 2014. Influence of constant and periodic experimental hypoxic stress on Atlantic croaker otolith chemistry. *Aquat. Biol.* **20**(1): 1–11. doi:10.3354/ab00542.
- Morissette, O., Lecomte, F., Vachon, N., Drouin, A., and Sirois, P. 2021. Quantifying migratory capacity and dispersal of the invasive tench (*Tinca tinca*) in the St. Lawrence River using otolith chemistry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **78**(11): 1628–1638. doi:10.1139/cjfas-2020-0460.
- MPO. 1995. Aperçu de l'état des stocks de poisson de fond gérés par le Canada dans le golfe du Saint-Laurent et l'Atlantique. MPO Pêches de l'Atlantique, Rapport sur l'État des Stocks, 95/3F.

- MPO. 2011. Évaluation du potentiel de rétablissement du sébaste (*Sebastes fasciatus* et *S. mentella*) dans l'Atlantique Nord-Ouest. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/044. (Erratum : juin 2013).
- MPO. 2013. Plan de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent. MPO Division de la Gestion des Océans, 2013/1893.
- MPO. 2017. Compte rendu de l'examen zonal par des pairs portant sur la révision du cadre d'évaluation pour le sébaste atlantique (*Sebastes mentella*) et le sébaste acadien (*Sebastes fasciatus*) des unités 1 et 2 et pour le sébaste acadien de l'unité 3 ; du 8 au 11 décembre 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2016/038.
- MPO. 2022. Évaluation des stocks de Sébastes (*Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus*) des Unités 1 et 2 en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/039.
- Ni, I., and Templeman, W. 1985. Reproductive cycles of redfishes (*Sebastes*) in southern Newfoundland waters. J. Northw. Atl. Fish. Sci. **6**: 57–63. doi:10.2960/J.v6.a6.
- Nozères, C., Archambault, D., Chouinard, P.-M., Gauthier, J., Miller, R., Parent, E., Schwab, P., Savard, L., and Dutil, J.-D. 2010. Guide d'identification des poissons marins de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent et protocoles suivis pour leur échantillonnage lors des relevés par chalut entre 2004 et 2008. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2866: xi + 243 p.
- Pedersen, S.A. and Riget, F. 1993. Feeding habits of redfish (*Sebastes* spp.) and Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in West Greenland waters. ICES J. Mar. Sci. **50**(4): 445–459. doi:10.1006/jmsc.1993.1048.
- Planque, B., Kristinsson, K., Astakhov, A., Bernreuther, M., Bethke, E., Drevetnyak, K., Nedreaas, K., Reinert, J., Rolskiy, A., Sigurðsson, T., and Stransky, C. 2013. Monitoring beaked redfish (*Sebastes mentella*) in the North Atlantic, current challenges and future prospects. Aquat. Living Resour. **26**(4): 293–306. doi:10.1051/alr/2013062.
- Radigan, W.J., Carlson, A.K., Kientz, J.L., Chipps, S.R., Fincel, M.J., and Graeb, B.D.S. 2018. Species- and habitat-specific otolith chemistry patterns inform riverine fisheries management. River Research & Apps **34**(3): 279–287. doi:10.1002/rra.3248.
- Ranaldi, M.M., and Gagnon, M.M. 2008. Zinc incorporation in the otoliths of juvenile pink snapper (*Pagrus auratus* Forster): The influence of dietary versus waterborne sources. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. **360**(1): 56–62. doi:10.1016/j.jembe.2008.03.013.
- Reis-Santos, P., Gillanders, B.M., Sturrock, A.M., Izzo, C., Oxman, D.S., Lueders-Dumont, J.A., Hüsey, K., Tanner, S.E., Rogers, T., Doubleday, Z.A., Andrews, A.H., Trueman, C., Brophy, D., Thiem, J.D., Baumgartner, L.J., Willmes, M., Chung, M.-T., Charapata, P., Johnson, R.C., Trumble, S., Heimbrand, Y., Limburg, K.E., and Walther, B.D. 2022. Reading the biomineralized book of life: expanding otolith biogeochemical research and applications for fisheries and ecosystem-based management. Rev. Fish Biol. Fish. doi:10.1007/s11160-022-09720-z.
- Rose, K., Holsman, K., Nye, J., Markowitz, E., Banha, T., Bednaršek, N., Bueno-Pardo, J., Deslauriers, D., Fulton, E., Huebert, K., Huret, M., Ito, S., Koenigstein, S., Li, L., Moustahfid, H., Muhling, B., Neubauer, P., Paula, J., Siddon, E., Skogen, M., Spencer, P., Van Denderen, P., Van Der Meeren, G., and Peck, M. 2024. Advancing

- bioenergetics-based modeling to improve climate change projections of marine ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **732**: 193–221. doi:10.3354/meps14535.
- Rousseeuw, P.J. 1987. Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *J. Comput. Appl. Math.* **20**: 53–65. doi:10.1016/0377-0427(87)90125-7.
- Sadovy, Y., and Severin, K.P. 1994. Elemental patterns in red hind (*Epinephelus guttatus*) otoliths from Bermuda and Puerto Rico reflect growth rate, not temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51**(1): 133–141. doi:10.1139/f94-015.
- Sanchez-Jerez, P., Gillanders, B.M., and Kingsford, M.J. 2002. Spatial variability of trace elements in fish otoliths: comparison with dietary items and habitat constituents in seagrass meadows. *J. Fish Biol.* **61**(3): 801–821. doi:10.1111/j.1095-8649.2002.tb00912.x.
- Sardá-Espinosa, A. 2019. Comparing time-series clustering algorithms in R using the dtwclust package. R package vignette, 12, 41.
- Savenkoff, C., Gagné, J.A., Gilbert, M., Castonguay, M., Chabot, D., Chassé, J., Comtois, S., Dutil, J.-D., Galbraith, P.S., Gosselin, J.-F., Grégoire, F., Larocque, R., Larouche, P., Lavoie, D., Lebeuf, M., Lesage, V., Maps, F., McQuinn, I.H., Mosnier, A., Nozères, C., Ouellet, P., Plourde, S., Sainte-Marie, B., Savard, L., Scarratt, M., and Starr, M. 2016. Le concept d’approche écosystémique appliqué à l’estuaire maritime du Saint-Laurent (Canada). *Environ. Rev.* **25**(1): 26–96. doi:10.1139/er-2015-0083.
- Seebacher, F., White, C.R., and Franklin, C.E. 2015. Physiological plasticity increases resilience of ectothermic animals to climate change. *Nature Clim. Change* **5**(1): 61–66. doi:10.1038/nclimate2457.
- Senay, C., Gauthier, J., Bourdages, H., Brassard, C., Duplisea, D., and Ouellette-Plante, J. 2019. Redfish (*Sebastes mentella* and *S. fasciatus*) stocks status in Unit 1 in 2017. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/002. viii + 61 p.
- Senay, C., Ouellette-Plante, J., Bourdages, H., Bermingham, T., Gauthier, J., Parent, G., Chabot, D., and Duplisea, D. 2021. Unit 1 redfish (*Sebastes mentella* and *S. fasciatus*) stock status in 2019 and updated information on population structure, biology, ecology, and current fishery closures. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/015. xi + 119 p.
- Senay, C., Bermingham, T., Parent, G.J., Benoît, H.P., Parent, É., and Bourret, A. 2022. Identifying two redfish species, *Sebastes mentella* and *S. fasciatus*, in fishery and survey catches using anal fin ray count in Units 1 and 2. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3445: viii + 46 p.
- St-Pierre, J.-F., and de Lafontaine, Y. 1995. Fecundity and reproduction characteristics of beaked redfish (*Sebastes fasciatus* and *S. mentella*) in the Gulf of St. Lawrence. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2059: 32 + vii p.
- Stransky, C. 2005. Geographic variation of golden redfish (*Sebastes marinus*) and deep-sea redfish (*S. mentella*) in the North Atlantic based on otolith shape analysis. *ICES J. Mar. Sci.* **62**(8): 1691–1698. doi:10.1016/j.icesjms.2005.05.012.
- Stransky, C., Gudmundsdóttir, S., Sigurdsson, T., Lemvig, S., Nedreaas, K., and Saborido-Rey, F. 2005. Age determination and growth of Atlantic redfish (*Sebastes marinus*

- and *S. mentella*): bias and precision of age readers and otolith preparation methods. ICES J. Mar. Sci. **62**(4): 655–670. doi:10.1016/j.icesjms.2005.01.018.
- Sturrock, A., Trueman, C., Milton, J., Waring, C., Cooper, M., and Hunter, E. 2014. Physiological influences can outweigh environmental signals in otolith microchemistry research. Mar. Ecol. Prog. Ser. **500**: 245–264. doi:10.3354/meps10699.
- Sturrock, A.M., Hunter, E., Milton, J.A., EIMF, Johnson, R.C., Waring, C.P., and Trueman, C.N. 2015. Quantifying physiological influences on otolith microchemistry. Methods Ecol. Evol. **6**(7): 806–816. doi:10.1111/2041-210X.12381.
- Sunday, J.M., Bates, A.E., and Dulvy, N.K. 2011. Global analysis of thermal tolerance and latitude in ectotherms. Proc. R. Soc. B. **278**(1713): 1823–1830. doi:10.1098/rspb.2010.1295.
- Tanner, S.E., Reis-Santos, P., and Cabral, H.N. 2016. Otolith chemistry in stock delineation: A brief overview, current challenges and future prospects. Fish. Res. **173**: 206–213. doi:10.1016/j.fishres.2015.07.019.
- Thrane, C.H. and Grønkjær, P. 2020. The importance of prey type and growth rates on field metabolic rate in Atlantic cod (*Gadus Morhua*). Master's Thesis. Aarhus University.
- Tzadik, O.E., Curtis, J.S., Granneman, J.E., Kurth, B.N., Pusack, T.J., Wallace, A.A., Hollander, D.J., Peebles, E.B., and Stallings, C.D. 2017. Chemical archives in fishes beyond otoliths: A review on the use of other body parts as chronological recorders of microchemical constituents for expanding interpretations of environmental, ecological, and life-history changes. Limnol. Oceanogr. Methods **15**(3): 238–263. doi:10.1002/lom3.10153.
- Valentin, A. 2006. Structure des populations de sébaste de l'Atlantique du Nord-Ouest dans un contexte de gestion des stocks et d'évolution. Thèse de doctorat. Université du Québec à Rimouski.
- Valentin, A.E., Power, D., and Sévigny, J.-M. 2015. Understanding recruitment patterns of historically strong juvenile year classes in redbfish (*Sebastes* spp.): the importance of species identity, population structure, and juvenile migration. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **72**(5): 774–784. doi:10.1139/cjfas-2014-0149.
- Vignon, M., Tabouret, H., Aymes, J.-C., Pecheyran, C., Rives, J., Coste-Heinrich, P., Huchet, E., and Bareille, G. 2023. Effect of metabolic rate on time-lag changes in otolith microchemistry: an experimental approach using *Salmo trutta*. J. Exp. Biol. **226**(13): jeb245265. doi:10.1242/jeb.245265.
- Walther, B.D. 2019. The art of otolith chemistry: interpreting patterns by integrating perspectives. Mar. Freshwater Res. **70**(12): 1643. doi:10.1071/MF18270.
- Walther, B.D., and Thorrold, S. 2006. Water, not food, contributes the majority of strontium and barium deposited in the otoliths of a marine fish. Mar. Ecol. Prog. Ser. **311**: 125–130. doi:10.3354/meps311125.
- Walther, B.D., Limburg, K.E., Jones, C.M., and Schaffler, J.J. 2017. Frontiers in otolith chemistry: insights, advances and applications. J. Fish Biol. **90**(2): 473–479. doi:10.1111/jfb.13266.

- Webb, S.D., Woodcock, S.H., and Gillanders, B.M. 2012. Sources of otolith barium and strontium in estuarine fish and the influence of salinity and temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **453**: 189–199. doi:10.3354/meps09653.
- Wickham, H. 2011. ggplot2. *WIREs Computational Stats* **3**(2): 180–185. doi:10.1002/wics.147.
- Willis, J.N., and Sunda, W.G. 1984. Relative contributions of food and water in the accumulation of zinc by two species of marine fish. *Mar. Biol.* **80**(3): 273–279. doi:10.1007/BF00392822.
- Wilson, C.A., Beckman, D.W., and Dean, J.M. (1987). Calcein as a fluorescent marker of otoliths of larval and juvenile fish. *Trans. Am. Fish. Soc.* **116**(4): 668-670.
- Wourms, J.P. 1991. Reproduction and development of *Sebastes* in the context of the evolution of piscine viviparity. *Environ. Biol. Fish.* **30**(1–2): 111–126. doi:10.1007/BF02296882.

