



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/016

Régions de l'Arctique et de l'Ontario et des Prairies

Information à l'appui de l'évaluation de la crevette nordique, *Pandalus borealis*, et de la crevette ésope, *Pandalus montagui*, dans les zones d'évaluation est et ouest, en février 2023

S. Fulton, W. Walkusz, S. Atchison, et F. Cyr

Institut des eaux douces
Pêches et Océans Canada
501 University Crescent
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-70150-9 N° cat. Fs70-5/2024-016F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Fulton, S., Walkusz, W., Atchison, S., et Cyr, F. 2024. Information à l'appui de l'évaluation de la crevette nordique, *Pandalus borealis*, et de la crevette ésope, *Pandalus montagui*, dans les zones d'évaluation est et ouest, en février 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/016. iv + 53 p.

Also available in English :

Fulton, S., Walkusz, W., Atchison, S., and Cyr, F. 2024. Information to Support the Assessment of Northern Shrimp, *Pandalus borealis*, and Striped Shrimp, *Pandalus montagui*, in the Eastern and Western Assessment Zones, February 2023. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/016. iv + 51 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
INTRODUCTION	1
APERÇU DES ESPÈCES	1
PÊCHE	1
BASE DE CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE.....	2
JUSTIFICATION DE LA FRÉQUENCE DE L'ÉVALUATION	3
CONTEXTE ÉCOSYSTÉMIQUE – À LONG TERME	3
MATÉRIEL ET MÉTHODES	4
COLLECTE DE DONNÉES.....	4
Relevé de la Northern Shrimp Research Foundation.....	4
ANALYSE DES DONNÉES.....	7
Évaluation des crevettes <i>Pandalus</i>	7
Température et salinité au fond	10
Étude du régime alimentaire – Concurrence avec les <i>Sebastes</i> spp.....	10
Étude du régime alimentaire – Analyse du régime alimentaire des prédateurs	11
RÉSULTATS ET DISCUSSION	11
SOMMAIRE DES RELEVÉS – 2021 ET 2022	11
ZONE D'ÉVALUATION EST – 2022	12
<i>Pandalus borealis</i>	12
<i>Pandalus montagui</i>	13
ZONE D'ÉVALUATION OUEST – 2022.....	13
<i>Pandalus borealis</i>	13
<i>Pandalus montagui</i>	14
TEMPÉRATURE ET SALINITÉ AU FOND	14
Zone d'évaluation est.....	14
Zone d'évaluation ouest.....	15
ÉTUDE DU RÉGIME ALIMENTAIRE.....	15
Concurrence avec les sébastes	15
Analyse du régime alimentaire des prédateurs	16
CONCLUSIONS.....	17
RÉFÉRENCES CITÉES	18
TABLEAUX ET FIGURES.....	21
ANNEXE A. EXEMPLE D'EXTRAPOLATION DE LA BIOMASSE	51

RÉSUMÉ

L'état des ressources en crevette nordique (*Pandalus borealis*) et en crevette ésope (*Pandalus montagui*) dans la zone d'évaluation est (ZEE) et la zone d'évaluation ouest (ZEO) a été évalué à partir des résultats de relevés indépendants de la pêche réalisés conjointement par Pêches et Océans Canada (MPO) et la Northern Shrimp Research Foundation (NSRF), ainsi que des renseignements sur les prises commerciales. Les données pour l'évaluation de la ZEE couvrent les années 2009 à 2022, tandis que la série chronologique en cours de la ZEO a commencé en 2014. Les résultats des différentes zones de relevé dans la ZEE sont également indiqués. Le stock de *P. borealis* dans la ZEE est actuellement supérieur au point de référence limite (PRL) établi (15 800 t), mais inférieur au point de référence supérieur (PRS) proposé. Sur la base du PRS proposé de 31 600 t, le stock se trouverait dans la zone de prudence avec une probabilité de 98,3 %. Les taux d'exploitation, déclaré et potentiel, sont tous les deux les plus élevés de la série chronologique. L'indice du taux d'exploitation déclaré pour la saison 2022-2023 était de 19,4 %, 67 % du total autorisé des captures (TAC) étant pris. Si le TAC entier pour 2022-2023 (10 732 t) est capturé, l'indice du taux d'exploitation potentiel sera de 29,1 %. Le stock de *P. montagui* dans la ZEE est actuellement bien supérieur au PRL établi (3 100 t) et au PRS proposé (6 100 t). Le stock serait ainsi dans la zone saine avec une probabilité de 93,1 %. Le TAC entier pour 2022 (1 400 t) a été déclaré comme capturé, ce qui donne un taux d'exploitation de 9,9 %. Le stock de *P. borealis* dans la ZEO est actuellement bien supérieur au PRL établi (4 100 t) et au PRS proposé (8 200 t). Le stock serait ainsi dans la zone saine avec une probabilité de 98,8 %. L'indice du taux d'exploitation déclaré pour la saison 2022-2023 était de 1,3 %, 8 % du TAC étant pris. Si le TAC entier pour 2022-2023 (3 958 t) est capturé, l'indice du taux d'exploitation potentiel sera de 16,5 %. Le stock de *P. montagui* dans la ZEO est actuellement bien supérieur au PRL établi (12 300 t) et au PRS proposé (24 600 t). Le stock serait ainsi dans la zone saine avec une probabilité supérieure à 99,9 %. L'indice du taux d'exploitation déclaré pour la saison 2022-2023 était de 10,7 %, 92,6 % du TAC étant pris. Si le TAC entier pour 2022-2023 (12 096 t) est capturé, l'indice du taux d'exploitation potentiel sera de 11,5 %.

INTRODUCTION

La Gestion des ressources de la région de la capitale nationale de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé une évaluation des ressources en crevettes dans les zones de gestion est et ouest du MPO au Nunavut, au Nunavik et dans le détroit de Davis (Figure 1). Les ressources en crevettes ont été évaluées dans la zone d'évaluation est (ZEE) et la zone d'évaluation ouest (ZEO) d'après quatre zones de relevé comportant chacune des stations attribuées indépendamment (Figure 2).

APERÇU DES ESPÈCES

Sauf indication contraire, l'information présentée ci-après est résumée des précédents synopsis biologiques pour *Pandalus borealis* (Shumway *et al.* 1985) et *Pandalus montagui* (Simpson *et al.* 1967). La crevette nordique (*P. borealis*) est présente dans l'Atlantique Nord-Ouest, de la baie de Baffin au golfe du Maine, et on trouve la crevette ésope (*P. montagui*) du détroit de Davis jusqu'à la baie de Fundy au sud. On trouve très régulièrement les deux espèces à des plages de profondeur et de température connues : *P. montagui* préfère des eaux plus fraîches (de -1 à 2 °C) que *P. borealis* (de 0 à 4 °C). Dans la zone d'évaluation, les eaux plus fraîches ont tendance à être à des profondeurs moins grandes et les prises des relevés indiquent que le gros de la biomasse de *P. borealis* se trouve entre 300 et 500 m, tandis que *P. montagui* est surtout présente entre 200 et 500 m. *P. borealis* est associée à des substrats meubles, alors que *P. montagui*, le plus souvent à des fonds durs. Compte tenu du degré de chevauchement de leurs plages thermiques et de leurs répartitions en profondeur de prédilection, ces deux espèces sont souvent capturées aux mêmes emplacements.

Toutes deux sont des hermaphrodites protérandriques. Elles se développent en tant que mâles au début de leur vie, puis changent de sexe et se reproduisent en tant que femelles pour le restant de leurs jours. Les femelles de *P. borealis* produisent généralement des œufs une fois par an à la fin de l'été ou à l'automne; la reproduction a lieu légèrement plus tard chez *P. montagui* (fin de l'automne ou début de l'hiver). Chez les deux espèces, les œufs sont fixés à l'abdomen des femelles pendant tout l'hiver et éclosent au printemps. Le moment du développement et de l'éclosion des œufs dépend de la température de l'eau, les températures plus basses se traduisant par un développement plus long des œufs. Les crevettes nouvellement écloses passent trois à quatre mois sous la forme de larves pélagiques. À la fin de cette période, les larves se déposent sur le fond et adoptent le style de vie des adultes. Les deux espèces restent sur le fond et migrent vers le haut dans la colonne d'eau pendant la nuit. Cette migration diurne est surtout composée de mâles et de femelles plus petites, qui sont probablement moins vulnérables à la pêche. Les crevettes sont des opportunistes sur les fonds marins ou à proximité et dans la colonne d'eau. On ne connaît pas précisément la durée de vie des crevettes, mais on pense qu'elles vivent de cinq à huit ans dans le nord (remarque : on utilise une moyenne de six ans aux fins des évaluations, les trois dernières années étant la période où elles sont vulnérables à la pêche). Les taux de croissance et la maturation sont probablement plus lents dans les populations du nord. Les *Pandalus* spp. sont d'importantes espèces fourragères, en particulier dans les écosystèmes boréo-arctiques, où les autres sources de nourriture ne sont pas toujours aussi facilement accessibles.

PÊCHE

En général, la pêche à la crevette a débuté à la fin des années 1970 dans la zone de pêche à la crevette (ZPC) 1. La pêche d'exploration s'est étendue dans ce qui est aujourd'hui le détroit de Davis – zone de gestion est (l'ancienne ZPC 2), puis dans des zones au sud-est de l'île Resolution dans le détroit d'Hudson. À l'origine, les quotas dans ces zones étaient fondés sur le

rendement de la pêche et non sur les données des relevés scientifiques. Dans le milieu des années 1990, la pêche a passé au sud-est de l'île Resolution, dans l'ancienne ZPC 2, où la pêche principale a encore lieu à ce jour. La mise en œuvre de l'Accord du Nunavut en 1999 a déplacé la pêche principale à l'est de la région du Nunavut.

La pêche est gérée actuellement par quatre totaux autorisés des captures (TAC) annuels, un par espèce de crevette dans chacune des ZEE et ZEO, qui est ensuite divisé en quotas pour les 17 titulaires de permis hauturier et les allocations spéciales pour les parties intéressées du Nunavut et du Nunavik. La gestion s'effectue au moyen des zones de gestion qui composent la ZEE et la ZEO (Figure 2). Les 17 titulaires de permis hauturier ont accès aux lieux de pêche du détroit de Davis par allocations d'entreprise, chacun recevant une part de 1/17 par permis. Les parties intéressées du Nunavut et du Nunavik disposent chacune de quotas d'allocation spéciale dans leur zone de revendications territoriales respective, ainsi que dans les zones adjacentes. Les parties intéressées du Nunavut ont aussi un quota dans les zones de gestion de l'est et de l'ouest du détroit de Davis, et ceux du Nunavik ont un quota dans la zone de gestion de l'ouest du détroit de Davis. Le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (CGRFN) et le Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik (CGRFRMN) fournissent des décisions et des recommandations sur la gestion de *P. borealis* et de *P. montagui* dans la ZEE et la ZEO. Par le passé, les Conseils ont approuvé les allocations de récolte dans l'est du Nunavut et l'est du Nunavik dans les deux zones de gestion, indépendamment de la limite des revendications territoriales. Il en est de même pour les zones de gestion dans l'ouest du Nunavut et l'ouest du Nunavik. Jusqu'à présent, toute la pêche a été effectuée par des bateaux de moins de 100 pieds de longueur hors tout, avec une exigence d'un niveau de présence des observateurs à 100 %. La surveillance à quai n'est pas obligatoire pour les pêches à la crevette.

Les engins de pêche se composent de chaluts à crevette simples et, plus récemment, de chaluts à crevette jumeaux nécessitant un maillage minimal de 40 mm du cul de chalut et des grilles de séparation (espacement maximal des barres de 28 mm). Depuis 2003, l'année de gestion va du 1^{er} avril au 31 mars. La saison de pêche est limitée par le caractère saisonnier de la glace de mer et la pêche est pratiquée entre mai et décembre la plupart des années.

La principale espèce ciblée par les pêches commerciales pendant toute l'histoire de la pêche à la crevette dans ces zones est *P. borealis*. Historiquement, la plupart de la récolte de *P. montagui* était composée de prises accessoires dans la pêche ciblée de *P. borealis*. Ces dernières années, la pêche ciblée de *P. montagui* a gagné en importance, avec des quotas disponibles dans les zones de l'ouest du Nunavut et de l'ouest du Nunavik depuis la saison de pêche de 2013-2014. En outre, les récentes augmentations de la biomasse de *P. montagui* dans la ZEO (en 2018) et la hausse du TAC par la suite ont renforcé l'importance de ce stock pour la pêche commerciale.

BASE DE CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE

Les pêches dans les zones d'évaluation est et ouest sont gérées conformément à un Plan de gestion intégrée des pêches (MPO 2018). Le Cadre de l'approche de précaution (AP) établi auparavant pour *P. borealis* dans la ZEE est en cours d'examen, mais les règles de décision sur les prises restent en vigueur pour établir les TAC. Il n'existe pas encore de Cadre de l'AP complet pour les stocks de la ZEO.

Les points de référence pour les deux espèces de crevettes sont fondés sur une solution de rechange adaptée pour la biomasse au rendement maximal durable (B_{RMD}) puisque cette dernière n'est pas estimée directement pour ces stocks. En 2009 (MPO 2009), on a déterminé que la moyenne géométrique de la biomasse du stock reproducteur (BSR) sur une période

productive est une approximation appropriée de B_{RMD} pour déterminer les points de référence. On a jugé que les premiers points de référence fixés en 2009 pour la ZEE étaient dépassés et on les a réévalués et mis à jour en 2020 (MPO 2020). Les points de référence pour la ZEO ont été élaborés en 2012, mais ils n'étaient pas applicables, car une nouvelle série chronologique du relevé commençait en 2014. Pour les points de référence actuels, on a utilisé les années 2009 à 2019 pour représenter la période productive dans la ZEE, et les années 2014 à 2019 pour la ZEO. Dans chaque cas, le point de référence limite (PRL) a été fixé à 40 % de la moyenne géométrique et la Direction des sciences a proposé un point de référence supérieur (PRS) à 80 % de la moyenne géométrique sur les périodes productives respectives.

JUSTIFICATION DE LA FRÉQUENCE DE L'ÉVALUATION

Dans la ZEE et dans la ZEO, les deux espèces ont été entièrement évaluées pour la dernière fois en 2021 (MPO 2021), avec une mise à jour de l'état des stocks en 2022 (MPO 2022). On procède à une évaluation complète tous les deux ans, avec des mises à jour de l'état des stocks les années intermédiaires. L'intention était que les décisions de gestion prises après l'évaluation complète (aussi considérée comme une année intermédiaire) soient valides pour les deux années suivantes à moins qu'on observe un changement brusque (de plus de 25 %) de la biomasse du stock. Dans la réalité, on a régulièrement observé un changement de cet ordre dans la biomasse exploitable dans chaque relevé annuel (les estimations mises à jour de la biomasse dans le relevé sont produites chaque année). On considère qu'une fréquence de l'évaluation de deux ans est optimale pour ces stocks de crevettes compte tenu de leur durée de vie prévue d'environ six ans, les trois dernières années étant la période où elles sont vulnérables à la pêche.

CONTEXTE ÉCOSYSTÉMIQUE – À LONG TERME

On pense que l'habitat disponible pour les crevettes dépend, en grande partie, des conditions océanographiques présentes dans la zone. Les deux espèces ayant des préférences thermiques optimales, on pourrait s'attendre à ce que les stocks soient exposés à des conditions plus optimales ou sous-optimales les années où les anomalies thermiques sont très marquées. On n'a pas encore testé statistiquement les relations exactes entre l'habitat disponible et ses variations et le rendement du stock.

L'apparition d'une biomasse importante de sébastes (*Sebastes* spp.) juvéniles dans la ZEE ces dernières années (depuis 2020) devrait avoir un fort effet négatif sur la disponibilité de nourriture pour les charognards benthiques, notamment pour les crevettes. L'augmentation rapide des populations d'un solide concurrent pour la nourriture ne permet pas à l'écosystème de réagir assez vite pour fournir des ressources suffisantes au nouveau consommateur. Par conséquent, on pense que les sébastes juvéniles vont consommer de grandes quantités de la biomasse pélagique qui autrement serait utilisée par les communautés benthiques. Cette pression de la concurrence se reflétera sans doute négativement dans les stocks de crevettes de la ZEE.

On sait que les crevettes sont une importante source de nourriture pour un certain nombre d'espèces prédatrices, comme le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), la morue franche (*Gadus morhua*), les raies (Rajidae) et les sébastes (*Sebastes* spp.). La quantité de crevette consommée par ces prédateurs varie en fonction de la taille du stock prédateur et de ses déplacements dans et entre les zones d'évaluation. Des travaux sont en cours pour quantifier l'effet de ces prédateurs sur les stocks de crevettes dans la ZEE et la ZEO afin de déterminer l'importance de la dynamique prédateur-proie sur la variabilité de la biomasse de crevette au fil des ans.

Les crevettes pandalidées peuvent se disperser à l'aide de divers mécanismes, mais la dispersion des larves avec les courants pourrait être un facteur principal du déplacement des crevettes (Le Corre *et al.* 2020). On sait aussi que les crevettes adultes peuvent se déplacer dans la colonne d'eau (en particulier les mâles) et être transportées par les courants, un mécanisme qui contribue aussi à leur dispersion. Les deux zones d'évaluation, la ZEE et la ZEO, ainsi que la ZPC 4 plus au sud et les ZPC 0 et 1 vers le nord, ne sont pas séparées par des limites physiques et sont considérées comme interconnectées. Le détroit d'Hudson est un système très dynamique parcouru par de puissants courants de marée et dans lequel des mélanges se produisent. Avec des vitesses pouvant atteindre cinq nœuds, ces forts courants pourraient provoquer des décalages rapides de la répartition et de la capturabilité des crevettes (Drinkwater 1986, Hudon 1990). On ne connaît pas l'ampleur de l'exportation/importation des crevettes entre ces zones, tant pour les larves que pour les adultes, mais il pourrait s'agir de l'un des facteurs importants de la variabilité observée d'une année sur l'autre dans toutes les zones d'évaluation au fil du temps.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

COLLECTE DE DONNÉES

Les données utilisées dans l'évaluation de *P. borealis* et de *P. montagui* dans la ZEE et la ZEO proviennent de deux sources principales : le relevé de la Northern Shrimp Research Foundation (NSRF) et les enregistrements des prises commerciales déclarées par le système de gestion des quotas de l'Atlantique (SGQA). Depuis 2005, la NSRF réalise un relevé plurispécifique à stratification aléatoire au chalut de fond sur *P. borealis* et *P. montagui*. Depuis le début du relevé, des données sont recueillies dans les ZPC 2 à 4 en vue d'être utilisées dans les évaluations annuelles, bien que toutes les zones ne fassent pas l'objet d'un relevé chaque année. Les données du relevé ont servi à créer un indice de la biomasse depuis 2009 dans la ZEE (une combinaison de la ZPC 2 et de la zone qui entoure l'île Resolution) et depuis 2014 dans la ZEO (ZPC 3). Le relevé annuel de la NSRF fournit aussi des données auxiliaires comme la température et la salinité au fond, ainsi que des renseignements biologiques sur les espèces des prises accessoires. Les enregistrements des prises commerciales dans le SGQA sont compilés en fonction des déclarations des données sur les prises débarquées dans les bases de données régionales chaque semaine.

Relevé de la Northern Shrimp Research Foundation

Plan et pratiques

Il y a quatre zones de relevé dans les limites de la ZEE et de la ZEO (Figure 2) : la ZPC 2 et la zone d'évaluation de l'île Resolution est et ouest (ZEIR-E et ZEIR-O) dans la ZEE, et la ZPC 3 dans la ZEO. Le contexte historique pertinent de la création des zones de relevé est décrit dans Siferd (2015).

Dans la ZEE, les zones de relevé couvrent des profondeurs comprises entre 100 et 750 m et sont divisées en strates de profondeur de 100 à 200 m, 200 à 300 m, 300 à 400 m, 400 à 500 m et 500 à 750 m. Au fil du temps, la taille initiale des zones de relevé dans la ZPC 2 et la ZEIR, de 103 331 et 28 321 km², respectivement, a été réduite du fait de la suppression des emplacements où les tentatives de pêche étaient infructueuses ou du fond impossible à chaluter. En outre, l'établissement des zones de conservation du bassin Hatton (2018) et du détroit de Davis (2020) a encore limité la superficie totale des relevés dans les deux zones. Aujourd'hui, la ZPC 2 couvre une superficie totale de 71 795 km² et la ZEIR (est et ouest), une superficie totale de 17 346 km². La majorité des zones retirées étaient des zones où les

densités de crevettes étaient faibles et leur suppression a eu un effet minimal sur les estimations globales de la biomasse.

Avant 2014, la ZEO couvrait des profondeurs comprises entre 100 et 1 000 m. En 2014, il n'a pas été possible de pêcher dans la strate de 750 à 1 000 m et il a fallu la retirer de ce relevé et des futurs relevés de la zone. Depuis 2014, les strates de profondeur de la ZEO sont définies comme dans la ZEE. La bathymétrie de la ZEO est telle que des strates naturelles étaient produites et on n'a pas divisé davantage les isobathes. En raison de plusieurs changements, on considère que 2014 marque le début d'une nouvelle série chronologique dans la ZEO, dans laquelle les relevés annuels couvrent désormais une superficie de 56 831 km².

Les sites d'échantillonnage dans chaque strate de profondeur sont attribués selon la méthode de Doubleday (1981). L'élaboration et les révisions du système de stratification sont décrites de manière détaillée dans Siferd (2015). En résumé, les sites d'échantillonnage sont attribués proportionnellement à la taille de la superficie de la strate, avec un minimum de deux calées par strate, quelle que soit sa taille. Tous les sites d'échantillonnage possibles dans la strate d'un relevé, selon une grille de 3 x 3 km superposée à une projection de même superficie de la zone, ont été attribués aux strates individuelles. Dans la ZPC 2 et la ZEIR, une zone tampon entre les sites d'échantillonnage a été mise en place en attribuant ensuite les sites d'échantillonnage dans des « blocs » et en limitant les sites sélectionnés à un par bloc. Dans la ZEO, la zone tampon autour des sites a été déterminée à l'aide d'un programme élaboré par l'Institut des ressources naturelles du Groenland (IRNG; Kingsley *et al.* 2004). Les sites étaient sélectionnés de manière itérative et une fois un site sélectionné, tous les autres sites dans la zone tampon (d'une taille proportionnelle à la taille totale de la strate et à l'attribution des sites) étaient retirés de la liste des sites pouvant être sélectionnés.

Différents navires de pêche ont été utilisés pour le relevé de la NSRF depuis son début en 2005 : le *Cape Ballard* (de 2005 à 2011), le *Paamiut* (en 2007, 2009, 2011 et 2013; uniquement dans la ZPC 3), le *Kinguk* (2014), le *Katsheshuk II* (en 2015 et 2020) et l'*Aqviq* (en 2012 et 2013, de 2016 à 2019 et en 2021 et 2022). Compte tenu des fortes similitudes des spécifications de ces plateformes d'échantillonnage, on a conclu que des facteurs de conversion ne sont pas nécessaires pour poursuivre une série chronologique comparable (S. Walsh, MPO, scientifique émérite, comm. pers.). Cette hypothèse n'a toutefois pas été mise à l'essai de manière empirique.

Pour la série chronologique en cours (de 2009 à aujourd'hui dans la ZEE et depuis 2014 dans la ZEO), tout l'échantillonnage a été effectué à l'aide du chalut à crevettes modifié Campelen 1800 (maillage de 12,7 mm du cul de chalut; Siferd et Legge 2014). Le chalut est équipé d'un bourrelet de 21 pouces, plutôt que du bourrelet standard de 14 pouces, les autres spécifications restant identiques à celle du chalut Campelen standard. Les procédures d'échantillonnage habituelles consistent à conserver une vitesse de 2,6 nœuds pendant 15 minutes pour tous les traits. Cependant, tous les traits d'au moins 10 minutes ont été considérés comme fructueux tant que l'intégrité de l'équipement et de la prise demeurait intacte. L'échantillonnage était mené sur une base de 24 heures. Les travaux expérimentaux réalisés par le MPO en 2007 dans la zone de l'île Resolution donnent à penser que les résultats des relevés pourraient être influencés par le cycle des marées. Afin de réduire l'effet des courants de marée, les relevés ont eu lieu pendant les marées de mortes-eaux (le point du cycle lunaire où la différence entre la marée haute et la marée basse est inférieure à la moyenne). Toutefois, le relevé est effectué 24 heures sur 24 pendant deux semaines et de forts courants de marée restent possibles pendant ce temps et pourraient produire une surestimation ou une sous-estimation de la biomasse. À l'heure actuelle, le nombre de traits de chalut réalisés pendant les différents cycles de marée n'est pas quantifié.

Surveillance des chaluts et données environnementales

La surveillance des chaluts a été exécutée avec un récepteur acoustique Marport® MBAR couplé à des capteurs d'écartement Marport pour mesurer l'écartement des portes et des ailes. On a aussi utilisé un œil de chalut Furuno® monté sur la corde de dos afin d'observer visuellement le moment de contact du chalut et, ainsi, les heures de début et de fin de chaque trait. La température de l'eau et la salinité étaient enregistrées par une sonde CTP Seabird 19plus montée sur le chalut. L'échantillonnage des prises à bord des navires était effectué 24 heures sur 24.

La zone balayée pendant chaque trait était calculée comme le produit de la vitesse du navire, du temps au fond et de l'écartement des ailes. La vitesse du navire était calculée comme la moyenne de toutes les vitesses tirées des chaînes GPRMC du GPS enregistrées par le système Marport pendant la durée du trait. L'écartement des ailes était déterminé par des mesures directes des capteurs sur les ailes. Lorsque les mesures directes de l'écartement des ailes n'étaient pas disponibles, on a utilisé une conversion de l'écartement des portes en appliquant une formule dérivée d'une comparaison de l'écartement des portes et des ailes pendant les traits où ces deux mesures étaient connues. On a calculé la moyenne de toutes les mesures disponibles (directes ou dérivées) de l'écartement des ailes sur la durée du trait. Le temps au fond était déterminé à partir des enregistrements de l'œil de chalut Furuno® dans le système Marport. Les moyennes de la température et de la salinité au fond étaient calculées comme les moyennes de toutes les mesures prises entre le début et la fin d'un trait pendant que le chalut était sur le fond.

Traitement des prises de crevette

Dans toutes les zones de relevé, les prises ont été traitées de la même manière à bord du navire. Dans la prise, un échantillon aléatoire de crevettes contenant approximativement 300 individus était trié au niveau de l'espèce. On répartissait ensuite *P. borealis* et *P. montagui* entre les stades de crevette mâle, en transition, primipare, multipare ou œuvée en fonction des caractéristiques définies dans Rasmussen (1953), Allen (1959) et McCrary (1971). Ces stades étaient encore divisés en lots en fonction de l'état pathologique, de l'état de la carapace et de la présence d'œufs sur la tête. Chaque lot était pesé à 0,0001 kg près. On mesurait la longueur de la carapace (LC) en diagonale de tous les individus de *P. borealis* et *P. montagui* dans chaque lot à l'aide de verniers et on l'enregistrait électroniquement à 0,01 mm près. D'autres échantillons des deux espèces ont été recueillis de manière opportuniste dans le relevé de la NSRF pour de nombreuses analyses de suivi, notamment les liens du réseau trophique (isotopes stables et acides gras), la génomique et l'analyse du régime alimentaire.

Échantillonnage supplémentaire sur le terrain

Toutes les prises autres que les crevettes pandalidées (dénommées « prises accessoires » dans le reste du document) étaient triées au niveau taxonomique le plus bas possible, pesées (à 0,0001 kg près) et, le cas échéant, comptées. La longueur (cm) des individus était mesurée pour certaines espèces de prises accessoires (comme la laimargue atlantique; *Somniosus microcephalus*). Un échantillonnage supplémentaire des prises accessoires a été mené sporadiquement pendant le relevé de la NSRF pour faciliter l'identification taxonomique des invertébrés benthiques, des coraux et des éponges, ainsi que pour des études de la génomique du flétan du Groenland, de la morue polaire (*Boreogadus saida*) et des céphalopodes.

De 2018 à 2022, un échantillonnage supplémentaire a été effectué afin de collecter des renseignements sur les poissons prédateurs des crevettes pandalidées. Les emplacements et les taxons des prédateurs étaient choisis avant le relevé en vue de maximiser la couverture géographique tout en tenant compte des ressources humaines disponibles pour le traitement à

bord. Aux stations désignées, un échantillon aléatoire d'un maximum de 10 prédateurs de chaque taxon était prélevé dans la prise. Les prédateurs étaient congelés entiers et expédiés au laboratoire pour un traitement plus poussé. On enregistrait la longueur à la fourche et la longueur totale (cm), le poids (à 0,5 g près), le sexe et la maturité et on extrayait des tissus en vue des analyses de suivi, dont celle des otolithes pour la détermination de l'âge, les contenus stomacaux, les isotopes stables, les acides gras et l'ADN. À l'occasion, les estomacs étaient extraits à bord du navire et envoyés pour un traitement supplémentaire, accompagnés seulement des renseignements sur la longueur; aucun autre échantillonnage de tissus n'était pratiqué sur ces poissons.

Données sur les prises commerciales

Les prises dans la pêche commerciale dirigée de *P. borealis* et de *P. montagui*, ainsi que les estimations des prises accessoires, sont communiquées chaque année aux centres régionaux de données. Ces données sont ensuite compilées dans le système SGQA. Les enregistrements de ce système sont mis à jour pendant toute la saison de pêche à mesure que les journaux de bord et les débarquements sont déclarés et des ajustements mineurs sont apportés lors du processus de contrôle de la qualité des données. Les prises totales (en tonnes) de *P. borealis* et de *P. montagui* sont présentées par zone de gestion et agrégées dans la ZEE et la ZEO aux fins d'évaluation.

ANALYSE DES DONNÉES

Évaluation des crevettes *Pandalus*

Les données sur la biomasse tirées du relevé annuel de la NSRF servent à calculer un indice de la biomasse afin de déterminer l'état des stocks de *P. borealis* et de *P. montagui* dans la ZEE et la ZEO selon le cadre du MPO (2007). Les données sur les prises commerciales qui figurent dans le système SGQA permettent de déterminer les taux d'exploitation pour les deux espèces dans chaque zone d'évaluation.

Répartition des prises

Les cartes illustrant la répartition des prises normalisées (kg/km²) par chalut pour *P. borealis* et *P. montagui* dans le relevé de la NSRF ont été produites à l'aide d'ARCGIS (ESRI 2020). L'évaluation de la biomasse n'intègre pas pour le moment les données sur la répartition dans l'évaluation de manière quantitative, mais elles sont fournies dans le cadre d'un examen qualitatif des zones de forte densité pendant le relevé.

Estimation de la biomasse

Les indices de la biomasse sont calculés chaque année à l'aide des données du relevé de la NSRF pour les catégories de la biomasse totale, exploitable et du stock reproducteur. La capturabilité du chalut (le degré d'efficacité du chalut pour capturer les crevettes qui se trouvent sur sa trajectoire) est inférieure à 1 et peut aussi varier selon les classes de taille des crevettes. La valeur exacte est inconnue, mais présumée constante entre les années, ce qui donne des estimations de la biomasse qui représentent un indice de l'abondance et non une valeur absolue.

On pèse la biomasse totale de chaque trait de chalut, mais seul un sous-échantillon est choisi pour une ventilation plus poussée entre les espèces et les catégories de maturité. Dans certains cas, lorsque le sous-échantillon contient un grand volume de crevette, on retire un autre sous-échantillon plus petit de crevette. Du fait de ce sous-échantillonnage, il faut extrapoler les poids enregistrés de chaque catégorie pour le trait de chalut entier et les normaliser par la surface balayée par le chalut pour produire une biomasse normalisée (kg/km²) pour chaque calée.

Pendant le traitement, les sous-échantillons de crevette sont répartis par sexe et catégorie de maturité. On regroupe ensuite les catégories pendant l'extrapolation de la biomasse en fonction du type de biomasse calculé. Les trois types de catégories sont les suivants :

1. La **biomasse totale** comprend toutes les tailles et catégories de maturité des crevettes pêchées;
2. La **biomasse exploitable** comprend toutes les crevettes dont la longueur de la carapace est supérieure à 17 mm et peut inclure des mâles, des crevettes en transition et des femelles;
3. La **biomasse du stock reproducteur** comprend toutes les femelles ou les crevettes au stade de la transition.

La *biomasse de l'espèce de crevette* d'une espèce (*i*) et d'un type de biomasse (*j*) donnés, capturés à une station d'échantillonnage, en kilogrammes par kilomètre carré, était calculée comme suit :

$$Eq, 1: ShrimpCatch_{ij} = \frac{ShrimpWt_i \times BumpFactor}{Swept Area}$$

Le *facteur de majoration (BumpFactor)* fait référence à la valeur d'extrapolation utilisée pour convertir le poids des crevettes mesurées aux prises totales de crevette dans le trait de chalut. Quatre ratios sont multipliés ensemble pour donner le facteur de majoration final utilisé dans l'extrapolation. Ces équations sont décrites de manière détaillée dans Siferd (2014) et un exemple concret est donné dans l'Annexe A.

1. **Ratio 1** : le poids de la portion de crevette échantillonnée avant qu'elle soit triée par espèce et maturité, divisé par la somme des différentes catégories. Ce ratio sert de facteur de correction et doit se situer autour de 1.
2. **Ratio 2** : le poids combiné de toutes les espèces de crevettes dans la prise sous-échantillonnée, divisé par la portion de crevette échantillonnée avant qu'elle soit triée par espèce. Ces deux valeurs peuvent être équivalentes si l'échantillon de crevette n'a pas été sous-échantillonné davantage après le premier sous-échantillon de la prise.
3. **Ratio 3** : le poids du sous-échantillon, divisé par la somme des différentes catégories. Ce ratio sert de facteur de correction et doit se situer autour de 1.
4. **Ratio 4** : le poids de la prise dans le trait de chalut, divisé par le poids du sous-échantillon.

Une fois la biomasse normalisée (kg/km²) calculée par trait de chalut, on calcule l'estimation de la biomasse pour chaque zone d'évaluation à l'aide de la formule suivante :

$$Eq, 2: Biomass = \sum_k \left[\frac{\sum_s ShrimpCatch_{st}}{n_t} \times StratumArea_t \right]$$

où *s* est une des *n_t* stations échantillonnées dans la strate *t*, la zone de relevé comportant *k* strates.

Les intervalles de confiance inférieur et supérieur étaient estimés en rééchantillonnant les statistiques (Bruce *et al.* 2000). Les intervalles de confiance étaient calculés par rééchantillonnage de la prise observée avec remplacement pour produire une nouvelle estimation de la biomasse pour la zone de relevé, comme expliqué précédemment. Un ensemble de 15 000 estimations a été produit à partir d'exécutions supplémentaires fondées sur un nouvel échantillonnage de la prise observée avec remplacement. Les estimations aux centiles 2,5 et 97,5 de toutes les exécutions ont été considérées comme l'intervalle de

confiance à 95 % pour les estimations de la biomasse. Outre l'intervalle de confiance, la proportion des 15 000 estimations qui appartenait à l'une des zones d'état du stock (saine, de prudence, critique) fournit une mesure de l'incertitude dans la déclaration de l'état du stock (qui repose sur le calcul de l'estimation ponctuelle sans remplacement). La valeur moyenne indiquée pour chaque indice a été calculée comme la moyenne géométrique de la série chronologique, de 2009 à aujourd'hui pour la ZEE et depuis 2014 pour la ZEO.

Indice du taux d'exploitation

Les taux d'exploitation sont une mesure de la proportion des prélèvements par rapport à la biomasse disponible. Bien que la prise soit connue, on ignore la mortalité par pêche totale (prise totale plus mortalité accidentelle due au chalutage) et les taux d'exploitation sont donc un indice relatif plutôt qu'une valeur absolue. Pour la crevette, on calcule chaque année deux indices du taux d'exploitation : le taux d'exploitation déclaré et le taux d'exploitation potentiel. L'indice du taux d'exploitation déclarée est calculé comme suit :

$$Eq, 3: \text{Reported Exploitation} = \frac{\text{Reported Catch}}{\text{Fishable Biomass}}$$

où

Reported Catch (prise déclarée) est la prise totale en tonnes, y compris les prises dirigées et accessoires, agrégée par zone d'évaluation et espèce. Les prises accessoires comprennent les prises des calées ciblant d'autres espèces pandalidées.

Fishable Biomass (biomasse exploitable) est calculée selon le protocole décrit dans la section 2.2.1.2 – Estimation de la biomasse :

$$Eq, 4: \text{Potential Exploitation} = \frac{\text{Total Allowable Catch}}{\text{Fishable Biomass}}$$

où

Total Allowable Catch (total autorisé des captures) est le quota de pêche total, agrégé par zone d'évaluation et espèce.

Comme la saison de pêche est encore ouverte pour *P. borealis* et *P. montagui* au moment de l'évaluation annuelle, l'indice du taux d'exploitation déclaré pour l'année en cours est considéré comme incomplet et mis à jour dans l'évaluation de l'année suivante. Les intervalles de confiance autour du taux d'exploitation sont calculés en remplaçant les valeurs des intervalles de confiance inférieur et supérieur de l'indice de la biomasse exploitable dans les équations du taux d'exploitation. L'intervalle de confiance supérieur pour le taux d'exploitation est calculé à l'aide de l'intervalle de confiance inférieur de la biomasse exploitable et vice-versa pour l'intervalle de confiance inférieur. La valeur moyenne pour chaque indice a été calculée comme la moyenne géométrique de la série chronologique, de 2009 à aujourd'hui pour la ZEE et depuis 2014 pour la ZEO.

Cadre de l'approche de précaution

Le *Cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution* (MPO 2009) du MPO sert de base pour déterminer l'état des stocks de poissons au Canada. Le PRL définit la limite entre les zones critique et de prudence et le PRS définit la limite entre les zones de prudence et saine. Les PRL actuels et les PRS proposés pour *P. borealis* et *P. montagui* dans la ZEE et la ZEO sont indiqués dans le Tableau 1.

Température et salinité au fond

Les profils de la température (T) et de la salinité (S) sont accessibles pour la plupart des calées de pêche estivales remontées dans la ZEE, la ZEO et la ZPC 4 entre 2006 et 2022; ils ont été obtenus grâce à la sonde CTP montée sur le chalut (dans la ZEO, l'échantillonnage a eu lieu tous les deux ans entre 2007 et 2013, puis chaque année par la suite). Ces données ont été combinées avec les autres profils de la température et de la salinité accessibles (tirés des relevés du Programme de monitoring de la zone Atlantique du MPO, des évaluations des ressources plurispécifiques du MPO, des missions océanographiques internationales, du programme Argo, etc.), moyennées verticalement par tranches de cinq mètres m et interpolées linéairement verticalement pour combler les tranches manquantes. On a ensuite calculé la moyenne de toutes les données accessibles recueillies entre juillet et août sur une grille de 0,1 ° x 0,1 ° (latitude x longitude) pour obtenir un profil estival par cellule de la grille. Comme il manquait des données dans de nombreuses cellules, on a interpolé linéairement chaque niveau de profondeur pour combler ces données manquantes. Pour chaque point de la grille, on a extrait l'observation au fond à l'aide de la profondeur la plus proche de la bathymétrie GEBCO_2014 (version 20141103). Enfin, les observations au fond à plus de 1 000 m de profondeur ont été ignorées, car elles concernent une tranche d'eau dont la couverture par les données est beaucoup plus faible (en bas du talus continental). Cette méthode a été appliquée pour toutes les années comprises entre 2006 et 2022 dont est dérivée la climatologie de 2006 à 2021. Les anomalies pour 2022 ont été calculées comme la différence entre les observations annuelles et la climatologie. Cette méthode est semblable à celle utilisée pour calculer la température et la salinité au fond sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (p. ex. Cyr *et al.* 2022).

Étude du régime alimentaire – Concurrence avec les *Sebastes* spp.

Des échantillons de sébastes (*Sebastes* spp.) ont été prélevés en 2021 lors d'opérations de pêche commerciale dans la mer du Labrador (ZPC 4, 5 et 6) aux fins d'analyse du contenu stomacal. Les classes de taille utilisées pour caractériser le régime alimentaire des sébastes juvéniles avaient été déterminées à partir de la répartition en 2021 des sébastes juvéniles collectés dans la ZEE et la ZEO. Les proies de chaque poisson ont été identifiées au niveau taxonomique le plus bas possible, généralement celui de l'espèce, et pesées. Les poids des taxons de proies des individus ont ensuite été agrégés par classe de taille afin de produire un sommaire du poids humide et le pourcentage des contenus stomacaux par taxon.

Une estimation des prélèvements annuels de zooplancton par les sébastes juvéniles a été calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$Eq, 5: x = A * \left(\frac{B}{W}\right) * 365$$

où :

x = prélèvement annuel de zooplancton par les sébastes juvéniles dans la ZEE,

A = poids moyen d'un repas d'un seul sébaste juvénile,

B = biomasse estimée des sébastes juvéniles,

W = poids moyen d'un sébaste juvénile,

365 = nombre de repas consommés par chaque sébaste juvénile en une année (Pedersen et Riget 1993).

L'estimation des prélèvements annuels de zooplancton ainsi obtenue à l'aide de l'équation ci-dessus constitue une estimation préliminaire qui peut être précisée à mesure que l'on connaît mieux le régime alimentaire, la taille et la biomasse totale des sébastes juvéniles présents dans le système.

Étude du régime alimentaire – Analyse du régime alimentaire des prédateurs

Six groupes de prédateurs avaient été inclus dans l'étude des crevettes pandalidées en tant que proies : la morue franche, le flétan du Groenland, la plie canadienne, les sébastes, les grenadiers (*Macrourus* spp.) et les raies (*Raja* spp. et *Amblyraja* spp.). Pour chaque prédateur individuel, on a pesé les estomacs entiers (à 0,001 g près), séparé les tissus et le mucus du contenu stomacal, pesé les contenus ensemble (à 0,001 g près) et identifié chaque proie individuelle au niveau taxonomique le plus bas possible. On a ensuite classé les proies individuelles en fonction de l'état de digestion, plus on les a pesées et comptées (lorsque c'était possible). Les éléments ne faisant pas partie du régime alimentaire, comme les parasites ou le sable, étaient exclus. Voir le protocole d'échantillonnage détaillé dans Polaczek *et al.* (2021). Les données étaient combinées pour l'analyse en quatre groupes, chacun avec une spécificité croissante.

Tout d'abord, on a préparé un vaste aperçu de la diversité des proies en comptant le nombre d'estomacs par groupe de prédateurs (toutes les années combinées) dans lesquels chaque taxon de proies était présent. Les taxons des proies étaient regroupés par classe, à l'exception des crevettes pandalidées, qui constituaient leur propre taxon. Les estomacs vides ou éversés étaient inclus dans ce sommaire. Un prédateur individuel pouvant consommer plus d'un taxon de proie à la fois, la somme de chaque taxon dans un groupe de prédateurs est plus grande que le nombre d'estomacs analysés.

Ensuite, on a résumé la présence/absence de *P. borealis*, *P. montagui* et *Pandalus* spp. par rapport au nombre total d'estomacs examinés en triant les estomacs des prédateurs en cinq catégories discrètes : vide/éversé, contenant uniquement des taxons de proies autres que des crevettes pandalidées, contenant diverses crevettes pandalidées, contenant uniquement *P. montagui* et contenant uniquement *P. borealis*. La catégorie « diverses crevettes pandalidées » comprenait les cas où les proies avaient été identifiées uniquement au niveau de *Pandalus* sp. et ceux où on avait identifié plus d'une espèce pandalidée. Les résultats ont été ensuite présentés par année ou par catégorie de longueur (tranches de 5 cm).

En troisième lieu, on a réparti la proportion d'estomacs non vides contenant *P. borealis* et *P. montagui* par zone d'évaluation (ZEO, ZEE et ZPC 4) et tranches de longueur de 20 cm. Seul le flétan du Groenland était inclus dans cette évaluation en raison de la taille limitée de l'échantillon pour les autres groupes de prédateurs.

Enfin, en utilisant seulement les estomacs contenant *P. borealis* et *P. montagui*, on a calculé le nombre moyen d'individus par estomac et par tranche de longueur de cinq centimètres. Les individus très digérés étaient comptés comme une crevette entière, même si on n'avait trouvé que des parties de l'individu. Les sébastes et la plie canadienne avaient été exclus de cette analyse en raison de la taille limitée de l'échantillon.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

SOMMAIRE DES RELEVÉS – 2021 ET 2022

Depuis la dernière évaluation complète en 2021 (MPO 2021), le relevé de la NSRF a été réalisé dans les deux zones d'évaluation en 2021 et 2022, à bord du navire de pêche *Aqviq*. Les deux

relevés ont recueilli des données sur la biomasse dans les quatre zones de la ZEE et de la ZEO.

En 2021, le relevé a d'abord été effectué dans la ZEIR du 4 au 11 août, puis dans la ZPC 2 (du 11 au 22 août) et enfin dans la ZEO du 23 au 30 août. L'échantillonnage a été réalisé dans les 68 stations de la ZEO, dans les 70 stations de la ZEIR et dans 109 stations sur 111 dans la ZPC 2.

En 2022, il a été mené en trois sorties différentes dans la ZEIR, entre le 10 août et le 5 septembre. Il a eu lieu du 16 au 28 août dans la ZPC 2 et du 30 août au 4 septembre dans la ZEO. En raison de problèmes de logistique du navire, seules 46 des 68 stations de la ZEO, 65 des 70 stations de la ZEIR et 110 des 111 stations de la ZPC 2 ont été échantillonnées. Malgré la réduction globale du nombre de stations échantillonnées pendant le relevé de 2022 de la NSRF, l'échantillonnage a été effectué dans toutes les strates et au moins deux calées par strate ont été remontées. Il convient de noter que la diminution du nombre d'échantillons prélevés dans les zones de forte variabilité de la ZEO a influé sur la caractérisation de la variance des échantillons et des intervalles de confiance correspondants dans cette zone pour l'évaluation.

ZONE D'ÉVALUATION EST – 2022

Pandalus borealis

Comme les années précédentes, les concentrations les plus fortes des prises de *P. borealis* dans la partie de la ZPC 2 contenue dans la ZEE (Figure 3A) se trouvaient dans une bande relativement continue des strates de 300 à 400 m et de 200 à 300 m en 2022. Dans la ZEIR, *P. borealis* était surtout concentrée sur le côté est, dans la tranche d'eau de 200 à 400 m. Dans toute la ZEE, les strates à moins de 200 m ou à plus de 400 m représentaient 34 % de la zone d'évaluation, mais seulement 2,5 % de l'indice de la biomasse estimée. Par rapport aux autres zones de la ZEE, la biomasse présentait un CA relativement important sur la série chronologique. La ZEIR-O et la ZEIR-E affichent une trajectoire à la baisse depuis 2019 (Figure 4), mais la ZPC 2 s'est relativement stabilisée autour de la moyenne à long terme depuis 2013.

L'indice de la biomasse exploitable était inférieur à la moyenne à long terme (63 642 t), à 36 911 t en 2022 (Figure 5A, Tableau 2). L'indice de la BSR femelle était inférieur à la moyenne à long terme (40 374 t), à 23 771 t en 2022.

Les prises ont fluctué sans tendance autour de 6 000 t de 1997 à 2022-2023 (Figure 5B, Tableau 3). Les prises totales déclarées pour 2022-2023, d'après le système SGQA, étaient de 7 145 t (66 % du TAC de 10 732 t) en date du 20 janvier 2023

L'indice du taux d'exploitation déclaré a augmenté chaque année depuis 2019-2020 et s'établissait à 19,4 % en 2022-2023 avec 66,6 % du TAC pêché (Figure 5C). D'après le TAC de 10 732 t pour 2022-2023, l'indice du taux d'exploitation potentiel était de 29,1 % (Figure 5C).

Le stock de *P. borealis* dans la ZEE est actuellement au-dessus du PRL établi (15 800 t), mais en dessous du PRS proposé (Figure 5D). Si le PRS est fixé au niveau de 31 600 t proposé par la Direction des sciences du MPO (soit 80 % de la moyenne géométrique de l'indice de la BSR; MPO 2020), cela placerait le stock dans la zone de prudence du Cadre de l'AP avec une probabilité de 98,3 %.

Pandalus montagui

Comme prévu, la présence de *P. montagui* dans la ZEE est faible, les plus grandes concentrations se trouvant dans la ZEIR-O près de la limite de la ZEO (Figure 3B et Figure 6). La biomasse totale dans chacune de ces trois zones de la ZEE est proche de la moyenne à long terme, avec plus de 80 % de la biomasse totale en 2022 située dans la ZEIR-O, dont la majorité dans une seule strate de 400 à 500 m.

L'indice de la biomasse exploitable de *P. montagui* dans la ZEE fluctue considérablement d'une année sur l'autre; cette variabilité est peut-être associée à la répartition de la ressource. Les fluctuations de la biomasse exploitable peuvent également varier entre les zones d'évaluation adjacentes au cours de la même année pour ce stock. Depuis 2017, elle est généralement au-dessus ou proche de la moyenne à long terme (12 397 t) et s'élevait à 14 32 t en 2022 (Figure 7A, Tableau 4). L'indice de la BSR femelle était supérieur à la moyenne à long terme (8 267 t), à 10 428 t en 2022 (Figure 7A, Tableau 4).

Les prises totales en 2022-2023 étaient de 1 419 t, soit 101,4 % du TAC de 1 400 t (Figure 7B, Tableau 3). Les statistiques sur les prises en 2022-2023 sont préliminaires et reposent sur les données du système SGQA en date du 20 janvier 2023. L'indice du taux d'exploitation déclaré pour 2022-2023 était de 9,9 % avec 101,4 % du TAC pêché (Figure 7C).

Le stock de *Pandalus montagui* dans la ZEE est actuellement bien supérieur au PRL établi (Figure 7D). Bien qu'il n'existe actuellement aucun PRS établi et que l'indice de la biomasse du stock fluctue considérablement d'une année sur l'autre, le stock est considéré comme étant en bonne santé.

Si le PRS est fixé au niveau de 6 100 t proposé par la Direction des sciences (soit 80 % de la moyenne géométrique de l'indice de la BSR; MPO 2020), cela placerait le stock dans la zone saine du Cadre de l'AP avec une probabilité de 93,1 %.

ZONE D'ÉVALUATION OUEST – 2022

Pandalus borealis

Dans la ZEO, *P. borealis* est présente presque exclusivement dans le nord de la zone (Figure 8A), deux des onze strates du relevé représentant 68 % de la biomasse. Très peu de traits de chaluts effectués dans le sud de la zone d'évaluation contenaient des prises non nulles de *P. borealis*.

En raison d'un changement dans la méthodologie du relevé, le relevé de 2014 a commencé une nouvelle série chronologique et le relevé de 2022 est donc le neuvième de cette nouvelle série. Depuis le début de la série chronologique, les indices de la biomasse exploitable et de la BSR varient sans tendance. L'indice de la biomasse exploitable était inférieur à la moyenne à long terme (19 994 t), à 23 939 t en 2022 (Figure 9A, Tableau 5). L'indice de la BSR femelle est resté supérieur à la moyenne à long terme (11 402 t), à 15 899 t en 2022 (Figure 9A, Tableau 5).

Les prises totales en 2022-2023 étaient de 318 t, soit 8,0 % du TAC de 3 958 t (Figure 9B, Tableau 3). Les statistiques sur les prises en 2022-2023 reposent sur les données du système SGQA en date du 20 janvier 2023. L'indice du taux d'exploitation déclaré pour la saison 2022-2023 était de 1,3 %, 8,0 % du TAC étant pris (Figure 9C). D'après le TAC de 3 958 t pour 2022-2023, l'indice du taux d'exploitation potentiel était de 16,5 % (Figure 9C).

Le stock de *P. borealis* dans la ZEO est actuellement bien supérieur au PRL établi (Figure 9D). Bien qu'il n'existe actuellement aucun PRS établi, le stock est considéré comme étant en bonne

santé. Si le PRS est fixé au niveau (soit 80 % de la moyenne géométrique de l'indice de la BSR; MPO 2020), cela placerait le stock dans la zone saine du Cadre de l'AP avec une probabilité de 98,8 %.

Pandalus montagui

Pandalus montagui est présente dans toute la ZEO, avec de grandes concentrations de la biomasse dans le nord-ouest et le sud-est (Figure 8B).

En raison d'un changement dans la méthodologie du relevé, le relevé de 2014 a commencé une nouvelle série chronologique et le relevé de 2022 est donc le neuvième de cette nouvelle série. Depuis le début de la série chronologique, les indices de la biomasse exploitable et de la BSR varient sans tendance. On pense que les déplacements entre les zones de gestion contribuent à la variabilité interannuelle de l'indice de la biomasse exploitable. L'indice de la biomasse exploitable était bien supérieur à la moyenne à long terme (56 440 t), à 104 737 t en 2022 (Figure 10A, Tableau 6). L'indice de la BSR était supérieur à la moyenne à long terme (30 937 t), à 61 058 t en 2022 (Figure 10A, Tableau 6).

Les prises totales en 2022-2023 étaient les prises les plus élevées déclarées de la série chronologique, à 11 195 t, soit 92,6 % du TAC de 12 096 t (Figure 10B, Tableau 3). Les statistiques sur les prises en 2022-2023 reposent sur les données du système SGQA en date du 20 janvier 2023. L'indice du taux d'exploitation déclaré pour la saison 2022-2023 était de 10,7 %, 92,6 % du TAC étant pris (Figure 10C). D'après le TAC de 12 096 t pour 2022-2023, l'indice du taux d'exploitation potentiel était de 11,5 %.

Bien qu'il n'existe actuellement aucun PRS établi pour le stock de *P. montagui* dans la ZEO, le stock est bien supérieur au PRL fixé pour un Cadre de l'AP (Figure 10D). Si le PRS est fixé au niveau proposé (soit 80 % de la moyenne géométrique de l'indice de la BSR; MPO 2020), cela placerait le stock dans la zone saine du Cadre de l'AP avec une probabilité de plus de 99,9 %.

TEMPÉRATURE ET SALINITÉ AU FOND

Zone d'évaluation est

Les cartes de la température et de la salinité au fond pour 2022, ainsi que leurs anomalies, sont présentées avec la climatologie de 2006 à 2021 (Figure 11 et Figure 12, respectivement). Plusieurs statistiques ont été dérivées de ces cartes pour caractériser l'habitat du plancher océanique, y compris la température et la salinité moyennes au fond dans les différents lieux de pêche, la superficie du fond couverte d'eau dans différentes plages de température, etc. (Figure 13 et Figure 14).

Pour la plus grande partie du nord de la ZEE, on observe un gradient du large vers la côte dans la température au fond, la température variant de 3 à 4 °C le long du rebord du plateau et s'approchant du point de congélation en dessous de -1 °C près de l'île de Baffin (Figure 11). Ce gradient de température s'accompagne aussi de variations de la salinité, avec les eaux les plus douces le long de la côte et les eaux plus salines au large (Figure 12). Le bassin Hatton, une dépression plus profonde dans le sud de la ZEE, est généralement caractérisé par des eaux plus chaudes ($T > 4$ °C) et plus salines ($S > 34,5$) que le reste de la ZEE.

Malgré la série chronologique relativement courte disponible (depuis 2006), il est possible de dégager des fluctuations interannuelles dans les conditions au fond (Figure 13 et Figure 14). Par exemple, les années 2010 et 2011 ont été les plus chaudes et les plus salines de la série chronologique dans la ZEE. Dans une mesure moindre, 2018 et 2019 étaient aussi plus chaudes que la moyenne. En revanche, 2009 a été l'année la plus froide et la plus douce de la

série chronologique. En 2022, les conditions au fond dans la ZEE étaient légèrement plus froides (pour la première fois depuis 2017) et plus douces que la normale.

La répartition de la biomasse des crevettes (pour les deux espèces) dans la ZEE en 2022 suit généralement la zone du talus près du rebord du plateau, où l'eau est habituellement plus chaude et plus saline que dans les zones moins profondes (Figure 11 et Figure 12; cercles rouges et gris). La biomasse est pratiquement complètement absente (points noirs sans couleur) dans les eaux dont la température est inférieure à 0 °C (nuances plus foncées de bleu).

Zone d'évaluation ouest

Le courant de l'île de Baffin, qui transporte une partie de l'écoulement qui sort du détroit de Davis vers le sud le long de l'île dans la ZEE, bifurque partiellement dans la partie nord de la ZEO, où il rencontre l'écoulement qui arrive de la baie d'Hudson. Ce dernier coule principalement le long de la partie sud du détroit d'Hudson, ce qui fait que le sud de la ZEO (y compris la baie d'Ungava, moins profonde) contient certaines des eaux les plus douces (jusqu'à $S < 31$) et les plus froides (près de 0 °C) de la zone d'évaluation (Figure 11 et Figure 12). Les eaux au fond du détroit d'Hudson, plus profond, sont généralement légèrement plus chaudes et plus salines.

Il est intéressant de noter que les fluctuations interannuelles des anomalies de la température et de la salinité au fond dans la ZEO ne coïncident pas habituellement avec celles de la ZEE (Figure 13 et Figure 14). Par exemple, 2021 a été l'année la plus chaude (de loin) et 2016 et 2017 ont été les plus froides (par rapport à 2010-2011 et à 2009, respectivement, dans la ZEE). En ce qui concerne les anomalies de la salinité, 2015 a été l'année la plus saline (de beaucoup) et 2017, la plus douce. L'année 2022 a aussi été la troisième année la plus chaude dans la ZEO depuis 2007 (après 2021 et 2018, mais la deuxième la plus chaude après 2021 si l'on tient compte des eaux à moins de 200 m de profondeur); cependant, les salinités étaient normales.

Sur le plan de la répartition de la biomasse des crevettes dans la ZEO en 2022, on trouve une faible biomasse de *P. borealis* dans les eaux les plus chaudes de la zone d'évaluation, essentiellement le long du talus nord du détroit d'Hudson (Figure 11). À l'inverse, la plus grande biomasse de *P. montagui* est surtout située dans les zones moins profondes et plus froides de la ZEO, d'où *P. borealis* est virtuellement absente.

ÉTUDE DU RÉGIME ALIMENTAIRE

Concurrence avec les sébastes

Les sébastes (*Sebastes* spp.) sont courants dans la ZEE et la ZEO, quoique plus fréquents dans la première. On a observé des prises accessoires plus importantes de sébastes juvéniles en 2010, mais elles se sont rapidement atténuées en abondances relativement faibles les années suivantes (Figure 15). Depuis 2020, les résultats des relevés de recherche et les déclarations des pêches signalent la résurgence des sébastes juvéniles dans les prises, surtout dans la ZEE.

Ces juvéniles ont été capturés dans les chaluts de fond, mais ils restent souvent dans la colonne d'eau (Rooper *et al.* 2010), se regroupant en denses agrégations qui pourraient suivre le navire de relevé (ce qui pose le risque de rencontrer deux fois la même agrégation). Les quantifications de la biomasse de sébaste fondées sur le relevé des crevettes pourraient ainsi être faussées et ne pas représenter la véritable biomasse sous-jacente. On sait que les sébastes juvéniles ont un régime alimentaire pélagique lorsqu'ils sont petits et passent

progressivement à des proies benthiques plus grosses, consommant notamment davantage de crevettes, à mesure qu'ils grandissent (Brown-Vuillemin *et al.* 2022).

Des échantillons de sébastes ont été prélevés en 2021 lors d'opérations de pêche commerciale dans la mer du Labrador (ZPC 4, 5 et 6) aux fins d'analyse du contenu stomacal. En tout, on a analysé 294 contenus stomacaux de trois classes de taille du sébaste (Table 7). Les classes de taille utilisées pour caractériser le régime alimentaire des sébastes juvéniles avaient été déterminées à partir de la répartition en 2021 des sébastes juvéniles collectés dans la ZEE et la ZEO (Figure 16).

Le régime alimentaire des sébastes juvéniles était composé presque uniquement de proies pélagiques (Table 8). Le poids total d'un repas était presque multiplié par quatre (de 49,3 à 192,9 mg) entre les poissons les plus petits (de 50 à 85 mm) et les poissons de taille moyenne (de 86 à 120 mm), mais il n'a pas augmenté autant pour les poissons de la catégorie de taille la plus grande (de 121 à 229 mm; 187,6 mg). Les poissons les plus petits (de 50 à 85 mm) de notre étude s'étaient nourris surtout de copépodes, en particulier de *C. hyperboreus*. Les poissons de taille moyenne (de 86 à 120 mm) consommaient davantage d'amphipodes et de mysidacés que les plus petits. Les sébastes de la catégorie de taille la plus grande (de 121 à 229 mm) s'étaient eux aussi nourris de copépodes, avec *C. hyperboreus* comme proie principale.

L'émergence de la grande biomasse de sébastes juvéniles en 2020 marque la réapparition d'une espèce planctonophage qui fera concurrence aux autres consommateurs de zooplancton, dont divers stades pélagiques des poissons démersaux, des espèces de poissons pélagiques (comme la morue polaire) et des charognards comme la crevette. Bien que l'on ait observé des sébastes de plus de 20 cm se nourrir activement de crevettes (Pedersen et Riget 1993), l'effet indirect de la concurrence avec les crevettes pour les ressources pourrait aussi avoir un effet négatif sur les stocks de crevettes.

De 2019 à 2022, on a estimé le nombre de sébastes selon le même protocole que pour la biomasse de crevette (section 2.2.1.2), mais en utilisant les nombres par trait de chalut plutôt que le poids. Comme les profils de la biomasse, les nombres de sébastes ont augmenté de 2019 à 2021. Alors que la biomasse a augmenté de beaucoup en 2022, les nombres de sébastes ont diminué, dénotant une plus grande taille des poissons individuels. En utilisant ces nombres estimés et l'hypothèse que chaque sébaste juvénile consomme un repas par jour (Lee *et al.* 2000), on peut estimer la consommation annuelle de zooplancton en 2022 à 2,26 g de poids sec/m² ou 1,13 g C/m², ce qui correspond à un prélèvement approximatif de 20 % du zooplancton disponible dans l'eau (5,73 g carbone/m²; Darnis *et al.* 2022). Il semble justifié de supposer que la résurgence des sébastes juvéniles aura indirectement un effet majeur sur l'écosystème, y compris la productivité potentielle de la population de crevettes.

Analyse du régime alimentaire des prédateurs

Cette analyse préliminaire du régime alimentaire des prédateurs a fourni un sommaire des données recueillies à ce jour et a aidé à déterminer les espèces prédatrices et les zones d'intérêt dans lesquelles il faudra peut-être collecter davantage de données à mesure que l'étude se poursuit. Au total, on a examiné pour cette analyse 2 704 estomacs de prédateurs, représentant 12 taxons, provenant des relevés de 2018 à 2021 de la NSRF : 38 morues franches, 1 423 flétans du Groenland, 258 grenadiers (*Macrourus berglax*), 171 plies canadiennes, 398 sébastes (*Sebastes* sp., *S. mentella*, *S. norvegicus* et *S. fasciatus*) et 416 raies (famille des Rajidae, *Raja* sp., *Amblyraja radiata* et *A. hyperborea*). Les proies identifiées correspondaient à 11 phyla et 15 classes, avec d'autres catégories de matériel non identifié et des estomacs vides et éversés (Tableau 9). C'est dans les estomacs des grenadiers

et des flétans du Groenland que l'on a trouvé la plus grande diversité de proies, avec 23 et 22 catégories taxonomiques, respectivement (à l'exclusion du matériel non identifié et des estomacs vides et éversés). Les estomacs des sébastes et des morues franches contenaient la moins grande diversité de proies, avec 11 et 9 catégories taxonomiques, respectivement.

La proportion relative de proies pandalidées dans les groupes de prédateurs demeurait constante entre les années (Figure 17). Les proies pandalidées étaient présentes dans toutes les classes de longueur de morue franche examinées (de 25-30 à 50-55 cm), bien que le nombre d'échantillons ait été le plus faible dans cette catégorie de prédateurs (n = 38; Figure 18). Pour tous les autres groupes de prédateurs, des proies pandalidées étaient présentes dans des classes de longueur distinctes : flétan du Groenland (de 20-25 à 65-70 et 75-80 cm); plie canadienne (20-25 et 30-35 cm); sébaste (de 25-30 à 35-40 cm); grenadiers (de 30-35 à 55-60 cm); raies (de 15-20 à 50-55 cm; Figure 18).

La proportion d'estomacs non vides de flétans du Groenland contenant *P. borealis*, *P. montagui* et diverses pandalidées variait entre les zones d'évaluation (Figure 19). *P. borealis* était la proie pandalidée dominante dans la ZEE et la ZPC 4. La proportion de *P. montagui* augmentait avec la taille du prédateur et, dans la ZEE, *P. montagui* a dépassé *P. borealis* comme proie pandalidée dominante dans la plus grande catégorie de longueur (de 60 à 80 cm). Cette différence pourrait traduire le chevauchement des habitats de *P. montagui* et des plus grands flétans du Groenland. *P. montagui* était la proie pandalidée dominante pour toutes les catégories de longueur dans la ZEO.

Le nombre moyen de *P. borealis* trouvées dans les estomacs des prédateurs allait de 1 à 5,5 (ET = de 0 à 4,7; Tableau 10). *P. borealis* a été trouvée dans les estomacs du flétan du Groenland de la plupart des catégories de longueur (de 20-25 à 60-65 et 75-80 cm). Dans les autres groupes de prédateurs, *P. borealis* était présente dans les catégories de longueur suivantes : morue franche (de 25-30 à 50-55 cm); grenadiers (de 30-35 à 50-55 cm); raies (de 15-20 à 25-30 et de 40-45 à 45-50 cm). La taille de l'échantillon était petite, mais c'est dans les estomacs de morues franches que l'on a observé le plus grand nombre moyen de *P. borealis* et le plus grand écart type. Contrairement aux autres espèces pour lesquelles la fourchette du nombre de proies était relativement étroite, on a découvert jusqu'à 12 crevettes dans l'estomac d'une seule morue franche.

Le nombre moyen de *P. montagui* trouvées dans les estomacs des prédateurs allait de 1 à 1,6 (ET = de 0 à 0,9; Tableau 11). *P. montagui* a été trouvée dans les estomacs du flétan du Groenland de toutes les catégories de longueur (de 15-20 à 75-80 cm). Dans les autres groupes de prédateurs, *P. montagui* était présente dans les catégories de longueur suivantes : morue franche (50-55 cm); grenadiers (35-40 cm et 55-60 cm); raies (de 15-20 à 25-30 cm et de 40-45 à 45-50 cm).

CONCLUSIONS

Pour l'évaluation de 2023, nous avons utilisé les données annuelles (indices de la biomasse et taux d'exploitation) pour évaluer quatre stocks de crevettes pandalidées en fonction de leur Cadre de l'AP respectif. Bien que le cadre d'évaluation actuel n'intègre pas directement les données environnementales auxiliaires dans le Cadre de l'AP, d'autres renseignements sur l'habitat (température et salinité au fond), la concurrence résultant de l'émergence de sébastes et la pression de la prédation ont été présentés afin de dresser un vaste contexte de l'écosystème.

Dans l'ensemble, les stocks de *P. borealis* et de *P. montagui* dans la ZEE et la ZEO affichent une volatilité considérable sur la série chronologique de leur biomasse respective. Les

estimations de la biomasse exploitable en 2022 ont permis de déterminer que les stocks de *P. montagui* de la ZEE, de *P. borealis* de la ZEO et de *P. montagui* de la ZEO se trouvent dans la zone saine selon l'AP, et que le stock de *P. borealis* de la ZEE se trouve dans la zone de prudence.

On pense que l'habitat disponible pour les crevettes dépend, en grande partie, des conditions océanographiques présentes dans la zone. Le climat océanique de l'Atlantique Nord-Ouest fluctue sur des échelles décennales, avec des effets potentiels sur la disponibilité de l'habitat optimal pour les crevettes pandalidées ou sur les interactions prédateur-proie dans la ZEE et la ZEO. En 2022, les températures au fond de la ZEE étaient plus basses que la moyenne de 2006 à 2021 pour la première fois depuis 2017, mais dans la ZEO, elles sont restées au-dessus de la moyenne après le pic record observé en 2021.

L'émergence d'une grande biomasse de sébastes juvéniles dans la ZEE depuis trois ans a été reconnue comme un facteur susceptible d'avoir des effets indirects (concurrence) ou directs (prédation future) sur la population de crevettes. On ne connaît pas pour l'instant l'ampleur ou la durée de ces effets. La quantification de *P. montagui* et de *P. borealis* en tant que proies dans la ZEE et la ZEO est en cours. Un aperçu qualitatif des données sur le contenu stomacal de six taxons de prédateurs recueillies entre 2018 et 2021 a donné une première idée des tendances potentielles de la taille des prédateurs des crevettes pandalidées et de l'espèce à laquelle ils appartiennent.

Dans l'ensemble, on comprend mal les facteurs de la variabilité des stocks et des recherches s'imposent sur la quête de nourriture (p. ex. estimations de la productivité de la colonne d'eau), les liens écosystémiques (p. ex. isotopes stables et acides gras qui relient les divers éléments de la chaîne alimentaire), la pression de la prédation (p. ex. contenu stomacal des prédateurs des crevettes) et le recrutement (dispersion des larves) pour produire une évaluation des stocks plus complète.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Allen, J.A. 1959. On the biology of *Pandalus borealis* Krøyer, with reference to a population off the Northumberland coast. J. Mar. Biol. Assoc. 38: 189–220.
- 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.
- Bruce, P., Simon, J.L., and Oswald, T. 2000. Resampling Stats User's Guide. Resampling Stats, Inc. Arlington, VA. 127 p.
- Cyr, F., Snook, S., Bishop, C., Galbraith, P.S., Chen, N. et Han, G. 2022. [Conditions océanographiques physiques sur le plateau continental de Terre-Neuve-et-Labrador en 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/040. iv + 51 p.
- Darnis, G., Geoffroy, M., Dezutter, T., Aubry, C., Massicotte, P., Brown, T., Babin, M., Cote, D., and Fortier, L. 2022. [Zooplankton assemblages along the North American Arctic: Ecological connectivity shaped by ocean circulation and bathymetry from the Chukchi Sea to Labrador Sea](#). Elem. Sci. Anth. 10 (1): 00053.
- DFO. 2007. [Assessment Framework for Northern Shrimp \(*Pandalus borealis*\) off Labrador and the northeastern coast of Newfoundland; 28-30 May 2007](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2007/034.

-
- DFO. 2009. [Proceedings of the Precautionary Approach workshop on shrimp and prawn stocks and fisheries; November 26-27, 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2008/031.
- Doubleday, W.G. 1981. Manual on groundfish surveys in the Northwest Atlantic. NAFO Sci. Coun. Studies 2: 7–55.
- Drinkwater, K.F. 1986. Physical oceanography of Hudson Strait and Ungava Bay. *In* Canadian Inland Seas. Edited by I.P. Martini. Elsevier Oceanogr. Ser. 44: 238–264.
- ESRI 2020. ArcGIS Desktop release 10.8.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Hudon, C. 1990. Distribution of shrimp and fish by-catch assemblages in the Canadian eastern Arctic in relation to water circulation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 1710–1723.
- Kingsley, M.C.S., Kannevorff, P., and Carlsson, D.M. 2004. Buffered random sampling: a sequential inhibited spatial point process applied to sampling in a trawl survey for northern shrimp *Pandalus borealis* in west Greenland waters. *ICES J. Mar. Sci.* 61: 12–24.
- Le Corre, N., Pepin, P., Burmeister, A., Walkusz, W., Skanes, K., Wang, Z., Brickman, D., and Snelgrove, P.V.R. 2020. Larval connectivity of northern shrimp (*Pandalus borealis*) in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77(8): 13321347.
- Lee, S-M., Hwang, U-G., and Cho, S. 2000. [Effects of feeding frequency and dietary moisture content on growth, body composition and gastric evacuation of juvenile Korean rockfish \(*Sebastes schlegeli*\)](#). *Aquaculture*. 187(3–4): 399–409
- McCrary, J.A. 1971. Sternal spines as a characteristic for differentiating between females of some Pandalidae. *J. Fish. Res. Board Can.* 28: 98–100.
- MPO. 2018. [Crevette nordique et crevette ésope – Zones de pêche à la crevette \(ZPC\) 0, 1, 4-7, zones d'évaluation est et ouest et division 3M de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest \(OPANO\)](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. 84 p.
- MPO. 2020. [Avis scientifique sur les points de référence limites pour la crevette nordique \(*Pandalus borealis*\) et la crevette ésope \(*Pandalus montagui*\) dans les zones d'évaluation est et ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/053.
- MPO. 2021. [Évaluation des stocks de crevette nordique \(*Pandalus borealis*\) et de crevette ésope \(*Pandalus montagui*\) dans les zones d'évaluation est et ouest, février 2021](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/014.(Erratum : Novembre 2021)
- MPO. 2022. [Mise à jour des indicateurs de l'état des stocks pour la crevette nordique, *Pandalus borealis*, et la crevette ésope, *Pandalus montagui*, dans les zones d'évaluation ouest et est, janvier 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/013. (Erratum : février 2022)
- Pedersen, S.A., and Riget, F. 1993. Feeding habits of redfish (*Sebastes* spp.) and Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in West Greenland waters. *ICES J. of Mar. Sci.*, Volume 50 (4): 445–459.
- Polaczek, H., Atchison, S., Deslauriers, D., Skanes, K., Lacasse, O., Roy, V., and Walkusz, W. 2021. [Analysis of Atlantic Cod, Greenland Halibut, Redfish, and Skate Stomach Contents from the 2018 NSRF-DFO Summer Shrimp Survey in Hudson Strait, Davis Strait and Labrador Sea](#). *Can. Data. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1338: vi + 20 p.
- Rasmussen, B. 1953. On the geographical variation in growth and sexual development of the deep sea prawn (*Pandalus borealis* Kr.). *Rep. Norw. Fish. Mar. Invest.* 10: 1–160.
-

-
- Rooper, C.N., Hoff, G.R., and De Robertis, A. 2010. [Assessing habitat utilization and rockfish \(*Sebastes spp.*\) biomass on an isolated rocky ridge using acoustics and stereo image analysis](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 1658–1670.
- Shumway, S.E., Perkins, H.C., Schick, P.F., and Stickney, A.P. 1985. Synopsis of biological data on the pink shrimp, *Pandalus borealis* Krøyer, 1838. NOAA Technical Report NMFS 30. FAO Fisheries Synopsis No. 144, National Marine Fisheries Service, Maryland, USA. iv + 57.
- Siferd, T.D. 2014. [An Assessment of Northern Shrimp and Striped Shrimp in the Eastern Assessment Zone and Western Assessment Zone \(Shrimp Fishing Areas 2 and 3\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/028. vi + 63 p.
- Siferd, T.D. 2015. [2015 Assessment of Northern Shrimp \(*Pandalus borealis*\) and Striped Shrimp \(*Pandalus montagui*\) in the Eastern and Western Assessment Zones \(SFAs Nunavut, Nunavik and Davis Strait\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/010. v + 70 p.
- Siferd, T., and Legge, G. 2014. [Modifications to the Campelen 1800 shrimp survey trawl](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/024. iv + 38 p.
- Simpson, A.C., Howell, B.R., and Warren, P.J. 1967. Synopsis of biological data on the shrimp *Pandalus montagui* Leach, 1814. Proceedings of the World Scientific Conference on the Biology and Culture of Shrimps and Prawns, FAO Fisheries Reports, 57(4): 1225–1249.

TABLEAUX ET FIGURES

Tableau 1. Points de référence limite (PRL) et points de référence supérieurs du stock (PRS) proposés, en tonnes, pour *Pandalus borealis* et *Pandalus montagui* dans les zones d'évaluation est (ZEE) et ouest (ZEO), tirés de MPO (2020).

Espèce	PRL dans la ZEE	PRS dans la ZEE (proposé)	PRL dans la ZEO	PRS dans la ZEO (proposé)
<i>Pandalus borealis</i>	15 800	31 600	4 100	8 200
<i>Pandalus montagui</i>	3 100	6 100	12 300	24 600

Tableau 2. Estimations de l'indice de la biomasse totale, exploitable et du stock reproducteur femelle pour *Pandalus borealis* dans la zone d'évaluation est pour les relevés de 2009 à 2022 (en tonnes). LCI et LCS sont les limites de confiance inférieure et supérieure définissant l'intervalle de confiance à 95 %. La variation d'une année sur l'autre indique la variation relative par rapport à l'année précédente.

Année	Biomasse	Variation d'une année sur l'autre (%)	Poids (tonnes)		
			Biomasse	LCI	LCS
2022	Totale	-28,4	37 912	28 186	48 983
2021	Totale	-38,1	52 975	35 576	74 162
2020	Totale	-10,3	85 528	26 679	175 816
2019	Totale	102,6	95 367	48 333	146 788
2018	Totale	19,0	47 079	36 493	58 788
2017	Totale	-41,9	39 549	30 394	49 037
2016	Totale	-15,4	68 079	44 318	96 479
2015	Totale	56,5	80 458	52 380	108 696
2014	Totale	2,0	51 410	39 659	63 161
2013	Totale	-17,3	50 421	38 679	61 927
2012	Totale	-26,9	60 985	43 497	80 408
2011	Totale	16,1	83 462	23 956	143 793
2010	Totale	-11,6	71 887	41 392	108 846
2009	Totale	–	81 363	51 479	113 556
2022	Exploitable	-29,8	36 911	27 548	47 900
2021	Exploitable	-40,5	52 617	35 405	73 870
2020	Exploitable	-7,1	88 361	26 090	170 892
2019	Exploitable	102,8	95 138	48 333	146 788
2018	Exploitable	19,6	46 900	36 344	58 928
2017	Exploitable	-40,2	39 198	30 225	48 907
2016	Exploitable	-17,0	65 570	42 137	93 569
2015	Exploitable	56,5	78 984	50 852	106 962
2014	Exploitable	1,5	50 458	38 914	62 340
2013	Exploitable	-17,9	49 697	38 427	60 631
2012	Exploitable	-22,9	60 534	43 074	79 960
2011	Exploitable	10,5	78 530	23 900	135 037
2010	Exploitable	-9,8	71 065	40 234	108 703
2009	Exploitable	–	78 755	48 850	110 115
2022	Stock reproducteur femelle	-32,1	23 771	17 810	30 820
2021	Stock reproducteur femelle	-41,6	35 000	23 322	48 492
2020	Stock reproducteur femelle	4,9	59 935	17 534	125 168
2019	Stock reproducteur femelle	74,0	57 143	28 420	87 654
2018	Stock reproducteur femelle	32,4	32 842	23 548	44 126
2017	Stock reproducteur femelle	-28,8	24 800	19 888	30 252
2016	Stock reproducteur femelle	-42,8	34 827	24 220	46 979
2015	Stock reproducteur femelle	78,7	60 869	33 379	88 386
2014	Stock reproducteur femelle	6,3	34 069	25 157	43 000
2013	Stock reproducteur femelle	-22,2	32 049	26 762	37 607
2012	Stock reproducteur femelle	-13,8	41 190	29 498	54 383
2011	Stock reproducteur femelle	9,1	47 807	13 470	82 926
2010	Stock reproducteur femelle	12,7	43 800	19 025	79 665
2009	Stock reproducteur femelle	–	38 856	23 122	56 820

Tableau 3. Prises nominales déclarées (en tonnes) de *Pandalus borealis* et de *Pandalus montagui* dans la zone d'évaluation est et la zone d'évaluation ouest. *Prises fondées sur le système SGQA en date du 20 janvier 2023. La pêche étant encore ouverte, les prises de 2022 sont préliminaires.

Année	Zone d'évaluation est		Zone d'évaluation ouest	
	<i>P. borealis</i>	<i>P. montagui</i>	<i>P. borealis</i>	<i>P. montagui</i>
2022	7 145	1 419	318	11 195
2021	8 359	965	1 245	8 106
2020	6 165	447	1 438	7 841
2019	5 508	225	1 612	8 114
2018	6 198	234	1 307	5 531
2017	6 488	233	918	5 609
2016	6 667	358	643	5 660
2015	4 816	59	353	4 616
2014	4 972	401	847	5 836
2013	6 793	1 075	973	4 775
2012	5 555	1 173	13	1 105
2011	7 687	135	0	857
2010	6 908	483	57	345
2009	5 159	564	0	0
2008	5 184	808	0	0
2007	6 359	1 832	0	0
2006	6 028	925	0	0
2005	6 387	1 427	–	0
2004	5 842	2 301	–	0
2003	5 617	1 217	–	0
2002	5 695	3 081	–	0
2001	6 275	3 867	–	0
2000	5 718	4 238	–	0
Moy. 1995-1999	4 533	3 288	–	0
Moy. 1990-1994	904	190	–	1
Moy. 1985-1989	1 211	470	–	5
Moy. 1979-1984	93	28	–	5

Tableau 4. Estimations de l'indice de la biomasse totale, exploitable et du stock reproducteur femelle pour *Pandalus montagui* dans la zone d'évaluation est pour les relevés de 2009 à 2022 (en tonnes). LCI et LCS sont les limites de confiance inférieure et supérieure définissant l'intervalle de confiance à 95 %. La variation d'une année sur l'autre indique la variation relative par rapport à l'année précédente.

Année	Biomasse	Variation d'une année sur l'autre (%)	Poids (tonnes)		
			Biomasse	LCI	LCS
2022	Totale	-5,5	14 897	7 657	20 627
2021	Totale	-16,3	15 772	5 743	28 306
2020	Totale	114,0	18 837	6 803	31 475
2019	Totale	-61,8	8 803	3 930	14 275
2018	Totale	-13,1	23 028	13 517	33 034
2017	Totale	71,9	26 489	18 355	34 636
2016	Totale	129,7	15 412	8 206	22 756
2015	Totale	-61,9	6 709	3 858	9 346
2014	Totale	381,8	17 589	11 922	23 295
2013	Totale	-87,8	3 651	1 822	6 367
2012	Totale	243,3	29 967	8 922	50 956
2011	Totale	11,1	8 729	3 266	16 395
2010	Totale	-54,9	7 860	6 089	9 795
2009	Totale	–	17 438	7 427	32 323
2022	Exploitable	-5,9	14 325	7 195	20 024
2021	Exploitable	-19,0	15 225	5 674	27 430
2020	Exploitable	121,1	18 802	6 583	31 371
2019	Exploitable	-59,3	8 503	3 930	13 948
2018	Exploitable	-16,3	20 895	12 617	29 450
2017	Exploitable	81,0	24 957	17 246	32 311
2016	Exploitable	124,7	13 792	6 452	21 126
2015	Exploitable	-63,0	6 137	3 445	8 629
2014	Exploitable	371,0	16 600	11 203	22 084
2013	Exploitable	-87,8	3 524	1 738	6 208
2012	Exploitable	272,7	28 845	8 582	48 946
2011	Exploitable	4,3	7 740	2 871	14 285
2010	Exploitable	-52,7	7 423	5 714	9 290
2009	Exploitable	–	15 679	6 190	29 774
2022	Stock reproducteur femelle	-6,9	10 428	4 465	15 564
2021	Stock reproducteur femelle	-22,4	11 200	4 073	22 834
2020	Stock reproducteur femelle	227,0	14 437	4 392	24 991
2019	Stock reproducteur femelle	-68,0	4 415	1 742	7 275
2018	Stock reproducteur femelle	-19,8	13 806	9 362	20 052
2017	Stock reproducteur femelle	64,4	16 537	9 866	23 250
2016	Stock reproducteur femelle	159,4	10 056	2 986	17 280
2015	Stock reproducteur femelle	-69,5	3 877	2 085	5 452
2014	Stock reproducteur femelle	357,1	12 696	8 834	16 622
2013	Stock reproducteur femelle	-88,2	2 778	1 301	4 949
2012	Stock reproducteur femelle	653,8	23 552	6 218	40 985
2011	Stock reproducteur femelle	-46,3	3 124	1 599	4 721
2010	Stock reproducteur femelle	-33,7	5 819	4 509	7 136
2009	Stock reproducteur femelle	–	8 776	4 205	13 955

Tableau 5. Estimations de l'indice de la biomasse totale, exploitable et du stock reproducteur femelle pour *Pandalus borealis* dans la zone d'évaluation ouest pour les relevés de 2014 à 2022 (en tonnes). LCI et LCS sont les limites de confiance inférieure et supérieure définissant l'intervalle de confiance à 95 %. La variation d'une année sur l'autre indique la variation relative par rapport à l'année précédente.

Année	Biomasse	Variation d'une année sur l'autre (%)	Poids (tonnes)		
			Moyenne	LCI	LCS
2022	Totale	37,3	27 168	15 676	41 254
2021	Totale	-39,7	19 784	11 287	29 324
2020	Totale	58,9	32 835	15 499	57 356
2019	Totale	-7,6	20 662	13 090	29 082
2018	Totale	99,8	22 373	12 703	36 281
2017	Totale	-18,4	11 198	5 133	18 729
2016	Totale	-55,6	13 725	8 079	19 955
2015	Totale	36,4	30 930	20 258	42 366
2014	Totale	–	22 674	14 640	32 979
2022	Exploitable	19,9	23 939	13 476	37 179
2021	Exploitable	-42,8	19 967	11 230	29 631
2020	Exploitable	71,4	34 929	14 867	52 744
2019	Exploitable	-3,4	20 378	12 852	29 080
2018	Exploitable	101,0	21 088	12 627	33 452
2017	Exploitable	-20,0	10 487	5 073	17 185
2016	Exploitable	-54,0	13 116	7 867	18 868
2015	Exploitable	31,4	28 532	18 531	39 501
2014	Exploitable	–	21 713	14 353	31 046
2022	Stock reproducteur femelle	12,9	15 899	8 948	24 431
2021	Stock reproducteur femelle	-19,8	14 083	7 076	22 531
2020	Stock reproducteur femelle	48,2	17 555	8 943	27 150
2019	Stock reproducteur femelle	-8,1	11 845	7 529	16 299
2018	Stock reproducteur femelle	147,0	12 884	7 121	19 203
2017	Stock reproducteur femelle	-34,9	5 216	3 045	7 676
2016	Stock reproducteur femelle	-45,5	8 015	4 780	11 590
2015	Stock reproducteur femelle	19,5	14 710	9 270	20 379
2014	Stock reproducteur femelle	–	12 309	8 792	16 398

Tableau 6. Estimations de l'indice de la biomasse totale, exploitable et du stock reproducteur femelle pour *Pandalus montagui* dans la zone d'évaluation ouest pour les relevés de 2014 à 2022 (en tonnes). LCI et LCS sont les limites de confiance inférieure et supérieure définissant l'intervalle de confiance à 95 %. La variation d'une année sur l'autre indique la variation relative par rapport à l'année précédente.

Année	Biomasse	Variation d'une année sur l'autre (%)	Poids (tonnes)		
			Moyenne	LCI	LCS
2022	Totale	112,5	140 377	87 318	198 406
2021	Totale	22,9	66 061	43 525	89 314
2020	Totale	-17,9	53 733	23 151	94 916
2019	Totale	-28,5	65 418	30 900	111 457
2018	Totale	92,5	91 497	38 445	147 587
2017	Totale	34,4	47 543	30 111	67 087
2016	Totale	-50,3	35 385	22 276	49 582
2015	Totale	-17,9	71 209	40 881	108 035
2014	Totale	–	86 739	50 609	125 916
2022	Exploitable	61,1	104 737	67 777	143 958
2021	Exploitable	27,7	65 026	42 563	89 148
2020	Exploitable	-20,8	50 911	22 199	90 802
2019	Exploitable	-19,5	64 268	29 711	112 173
2018	Exploitable	77,7	79 835	34 057	132 111
2017	Exploitable	41,6	44 915	29 179	63 381
2016	Exploitable	-42,5	31 724	19 507	44 908
2015	Exploitable	-28,4	55 194	35 769	76 429
2014	Exploitable	–	77 078	44 854	111 562
2022	Stock reproducteur femelle	63,3	61 058	38 042	87 351
2021	Stock reproducteur femelle	39,5	37 398	24 651	50 850
2020	Stock reproducteur femelle	-7,8	26 811	12 310	46 349
2019	Stock reproducteur femelle	-39,2	29 079	14 930	45 581
2018	Stock reproducteur femelle	57,8	4 7834	19 926	81 534
2017	Stock reproducteur femelle	62,1	30 305	18 830	43 434
2016	Stock reproducteur femelle	-31,6	18 691	11 090	27 334
2015	Stock reproducteur femelle	-29,7	27 324	18 282	37 041
2014	Stock reproducteur femelle	–	38 875	23 553	55 849

Tableau 7. Nombre d'estomacs analysés et d'estomacs vides dans chaque classe de taille (mm) des sébastes juvéniles capturés pendant les opérations de pêche commerciale en 2021 dans les ZPC 4, 5 et 6 (mer du Labrador).

Classe de taille (longueur à la fourche)	50-85	86-120	121-229
Estomacs analysés	86	183	25
Estomacs vides	43	91	11

Tableau 8. Liste des taxons consommés, poids moyens (mg, poids humide) de chaque taxon et abondance relative moyenne de chaque aliment trouvé dans des sébastes juvéniles en 2021. Les échantillons proviennent des opérations de pêche commerciale à la crevette dans la mer du Labrador (ZPC 4, 5 et 6).

Classe de taille (en mm, longueur à la fourche)	50-85		86-120		121-229	
	Contenu stomacal (en mg, poids humide)	%	Contenu stomacal (en mg, poids humide)	%	Contenu stomacal (en mg, poids humide)	%
Régime alimentaire des sébastes juvéniles						
Mysidacés						
<i>Boreomysis arctica</i>	9,6	19,5	50,2	27,4	0,0	0,0
Copépodes						
<i>Calanus hyperboreus</i>	18,6	37,7	23,3	12,7	154,7	82,5
<i>Paraeuchaeta glacialis</i>	8,2	16,6	5,5	3,0	11,6	6,2
<i>Metridia longa</i>	3,1	6,2	2,9	1,6	0,1	0,0
Amphipodes						
<i>Themisto libellula</i>	9,0	18,2	85,1	46,5	14,3	7,6
Euphausiacés						
<i>Thysanoessa</i> spp.	0,2	0,3	15,1	8,3	4,5	2,4
Autres						
<i>Calanus finmarchicus</i>	0,5	1,1	0,2	0,1	0,3	0,2
<i>Copepoda</i> non dét.	0,0	0,0	0,1	0,1	0,8	0,4
<i>Crustacea</i> non dét. (fragments)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Gaetanus tenuispinus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Gammarus oceanicus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Heterorhabdus norvegicus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Meganyctiphanes norvegica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mysidacés (<i>Mysis</i> sp.)	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pandalus borealis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pandalus</i> spp.	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pasiphea multidentata</i>	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	0,0
<i>Pasiphea tarda</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,7
<i>Rozinante fragilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Parasagitta elegans</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total général	49,3	100,0	182,9	100,0	187,6	100,0

Tableau 9. Nombre d'estomacs contenant chaque taxon de proie pour six espèces prédatrices. Toutes les années (de 2018 à 2021) et les tailles des prédateurs sont agrégées. Les catégories Morue, Flétan et Plie représentent une seule espèce (morue franche, flétan du Groenland et plie canadienne, respectivement), mais les catégories Grenadier, Sébaste et Raie sont des agrégations de plusieurs espèces. Le phylum étiqueté comme « Non identifié » indique un contenu stomacal de nature biologique, mais non identifiable au niveau du phylum. Les niveaux de classe marqués par un – indiquent qu'aucune identification n'a été réalisée au-delà du niveau du phylum. Les nombres de Malacostraca n'incluent pas les espèces *Pandalus*, car elles sont présentées séparément comme un regroupement distinct.

Phylum	Classe	Morue (n = 38)	Grenadier (n = 258)	Flétan (n = 1422)	Plie (n = 169)	Sébaste (n = 398)	Raie (n = 416)
Annélides	Polychètes	2	36	5	1	–	63
	–	–	9	–	4	–	16
	Copépodes	–	3	3	–	32	6
Arthropodes	Malacostraca	9	150	650	14	96	311
	<i>P. borealis</i>	29	16	101	6	2	43
	<i>P. montagui</i>	1	6	65	3	1	8
	<i>Pandalus spp.</i>	14	4	16	–	2	9
	Pycnogonides	–	1	1	–	–	–
Bryozoaires	–	2	45	121	3	44	109
	–	–	3	2	2	–	–
Chordés	Teleostei	7	18	236	13	7	27
	Poisson non identifié	17	20	225	14	20	89
Cnidaires	Anthozoaires	–	4	1	–	–	–
	Hydrozoaires	–	3	–	–	–	–
	–	–	–	1	–	–	–
Échinodermes	Asteroidea	–	–	1	–	1	–
	Echinoidea	–	2	1	1	–	–
	Holothuroïdes	–	1	1	1	–	–
	Ophiuroïdes	–	26	4	38	–	5
Foraminifères	Monothalamea	–	5	1	–	–	2
	Bivalves	–	6	–	5	1	–
Mollusques	Céphalopodes	2	3	42	2	11	30
	–	–	22	1	1	–	1
Nemertea	–	–	–	–	–	–	7
Porifères	Démosponges	–	1	–	–	–	–
	–	–	1	5	–	–	–
Priapulides	–	–	–	1	–	–	1
Non identifié	–	8	113	222	10	28	202
Vide	–	–	39	458	86	144	44
Éversé	–	–	8	–	–	111	–

Tableau 10. Nombre moyen de *Pandalus borealis* dans les estomacs de quatre espèces prédatrices, agrégées en tranches de longueur de cinq centimètres. Les catégories Morue et Flétan représentent une seule espèce (morue franche et flétan du Groenland, respectivement), mais les catégories Grenadier et Raie sont des agrégations de plusieurs espèces. Les moyennes ne comprennent pas les valeurs de 0. L'écart type (ET) est indiqué entre parenthèses; (-) indique qu'aucun ET n'est disponible, car il n'y avait qu'une seule observation.

Tranche de longueur (cm)	Morue (n = 17)	Grenadier (n = 13)	Flétan (n = 74)	Raie (n = 28)
15-20	–	–	–	–
20-25	–	–	1,0 (0,0)	1,3 (0,6)
25-30	4,0	–	1,0 (0,0)	1,0 (0,0)
30-35	1,0 (0)	1,0	1,1 (0,3)	1,0 (0,0)
35-40	2,0	2,0	1,5 (0,9)	1,5 (0,6)
40-45	1,0 (0)	1,2 (0,4)	1,3 (0,5)	1,4 (1,1)
45-50	5,5 (4,7)	1,0 (0,0)	1,8 (1,0)	1,0 (0,0)
50-55	3,0 (2,4)	1,0 (0,0)	1,0 (0,0)	1,0
55-60	–	–	1,5 (0,7)	–
60-65	–	–	1,0 (0,0)	–
65-70	–	–	–	–
75-80	–	–	1,0	–

Tableau 11. Nombre moyen de *Pandalus montagui* dans les estomacs de quatre espèces prédatrices, agrégées en tranches de longueur de cinq centimètres. Les catégories Morue et Flétan représentent une seule espèce (morue franche et flétan du Groenland, respectivement), mais les catégories Grenadier et Raie sont une agrégation de plusieurs espèces. Les moyennes ne comprennent pas les valeurs de 0. L'écart type (ET) est indiqué entre parenthèses; (-) indique qu'aucun ET n'est disponible, car il n'y avait qu'une seule observation.

Tranche de longueur (cm)	Morue (n = 1)	Grenadier (n = 3)	Flétan (n = 43)	Raie (n = 5)
15-20	–	–	1,0	1,0
20-25	–	–	1,0 (0,0)	1,0
25-30	–	–	1,0 (0,0)	1,0
30-35	–	–	1,4 (0,8)	–
35-40	–	1,5 (0,7)	1,2 (0,4)	–
40-45	–	–	1,6 (0,9)	1,0
45-50	–	–	1,0 (0,0)	1,0
50-55	1,0	–	1,0 (0,0)	–
55-60	–	1,0	1,2 (0,4)	–
60-65	–	–	1,3 (0,6)	–
65-70	–	–	1,3 (0,6)	–
75-80	–	–	1,0	–

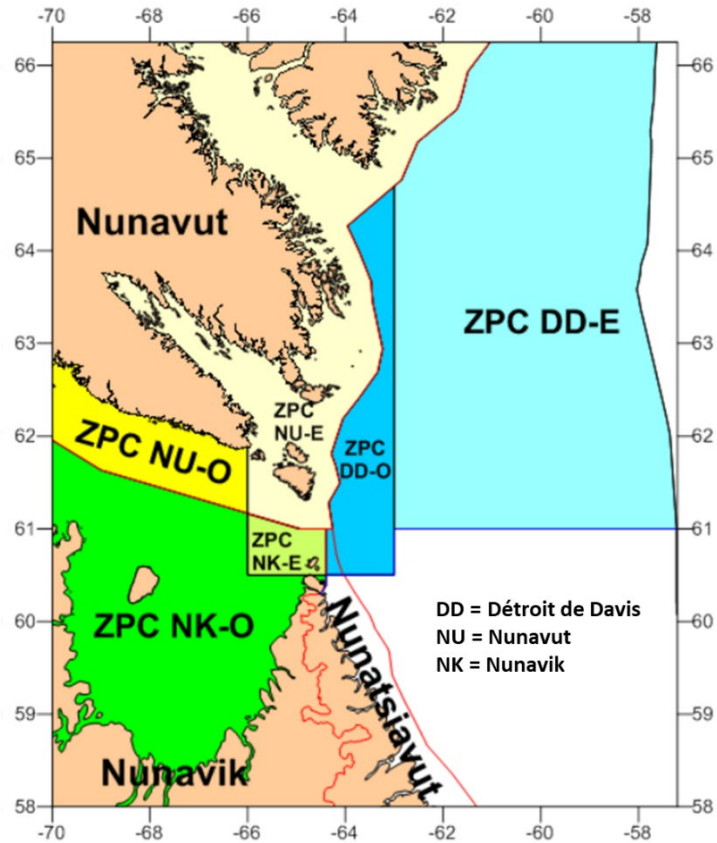


Figure 1. Zones de pêche à la crevette au Nunavut (NU), au Nunavik (NK) et dans le détroit de Davis (DD) et les zones de gestion est et ouest de la région de l'Ontario et des Prairies et de la région de l'Arctique du MPO.

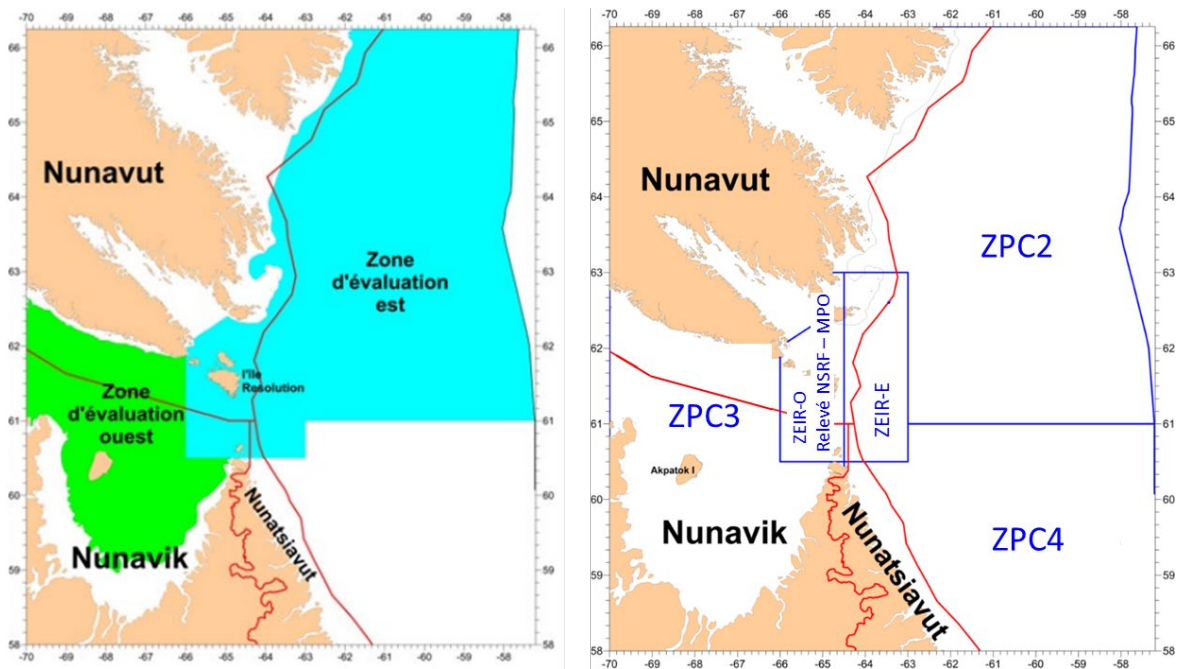


Figure 2. À gauche : les zones d'évaluation est (en bleu) et ouest (en vert). La ligne rouge indique les limites entre les régions des revendications territoriales du Nunavut, du Nunatsiavut et du Nunavik. À droite : emplacements des zones de relevé nord dans les zones d'évaluation est et ouest, de la pêche d'exploration (EX) dans la zone de pêche à la crevette (ZPC) 2, la zone d'étude de l'île Resolution est (ZEIR-E), la zone d'étude de l'île Resolution ouest (ZEIR-O) et la ZPC 3, utilisés dans l'évaluation des stocks canadiens de crevettes pandalidées par la région de l'Ontario et des Prairies et la région de l'Arctique du MPO. La ZPC 4 est évaluée par la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO. La ligne rouge indique les limites entre les régions des revendications territoriales du Nunavut, du Nunatsiavut et du Nunavik.

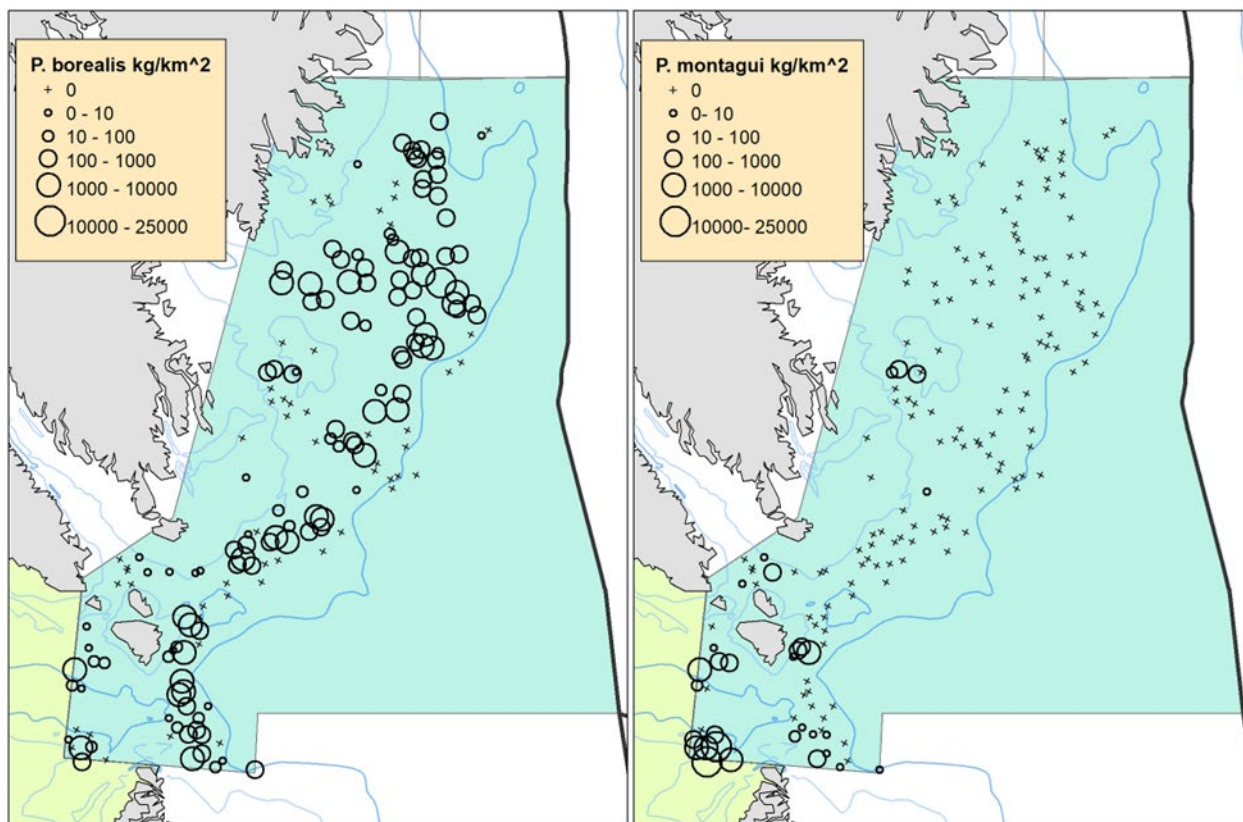


Figure 3. Prises normalisées (kg km⁻²) de *Pandalus borealis* (A) et de *Pandalus montagui* (B) dans les zones de relevé de la ZEE en 2022.

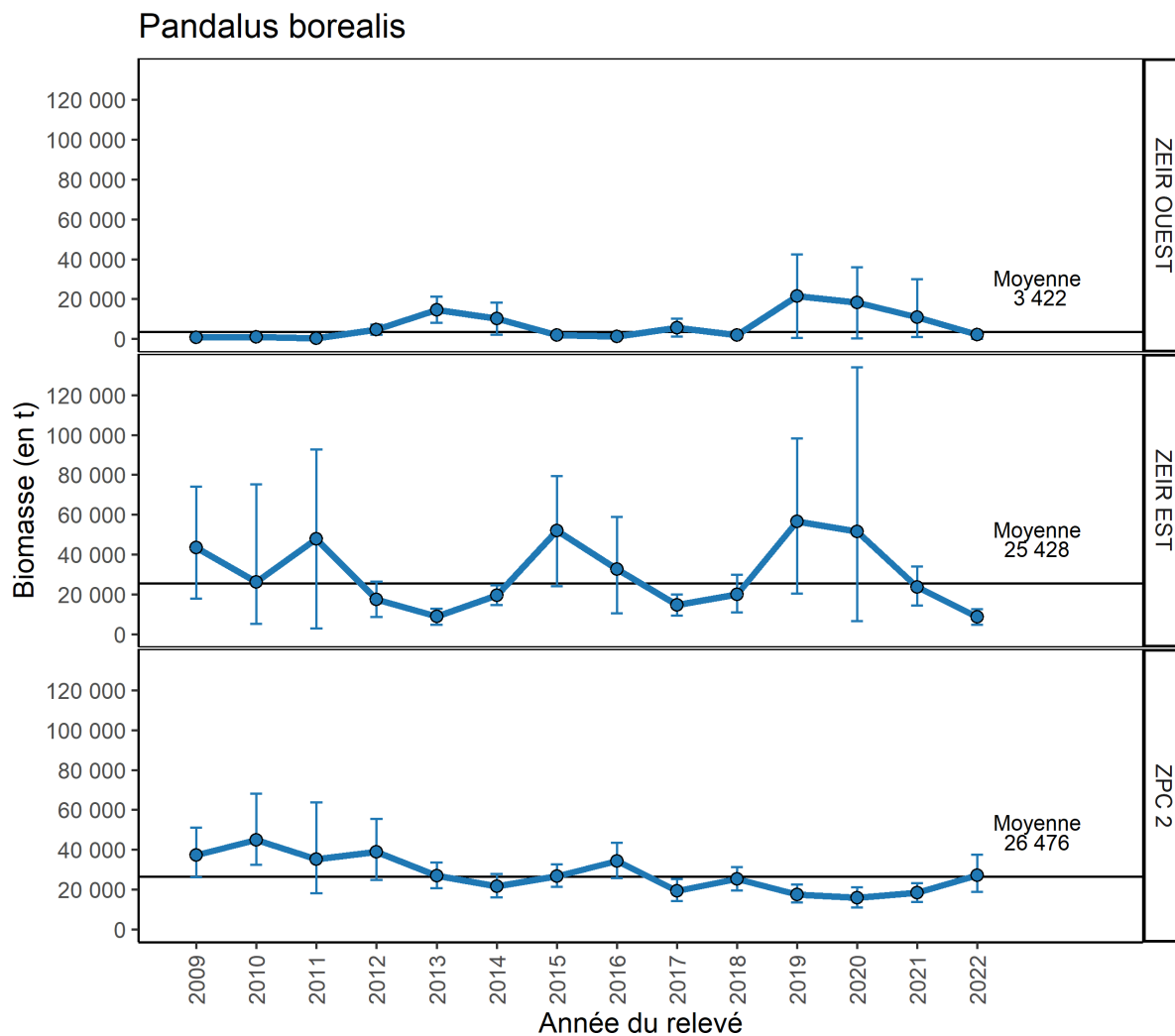


Figure 4. Indices de la biomasse totale de *Pandalus borealis* dans la ZEIR-O, la ZEIR-E et la ZPC 2 pour les années de relevé 2009 à 2022. Les barres d'erreur sont les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap », les lignes horizontales indiquant la moyenne géométrique de la série chronologique.

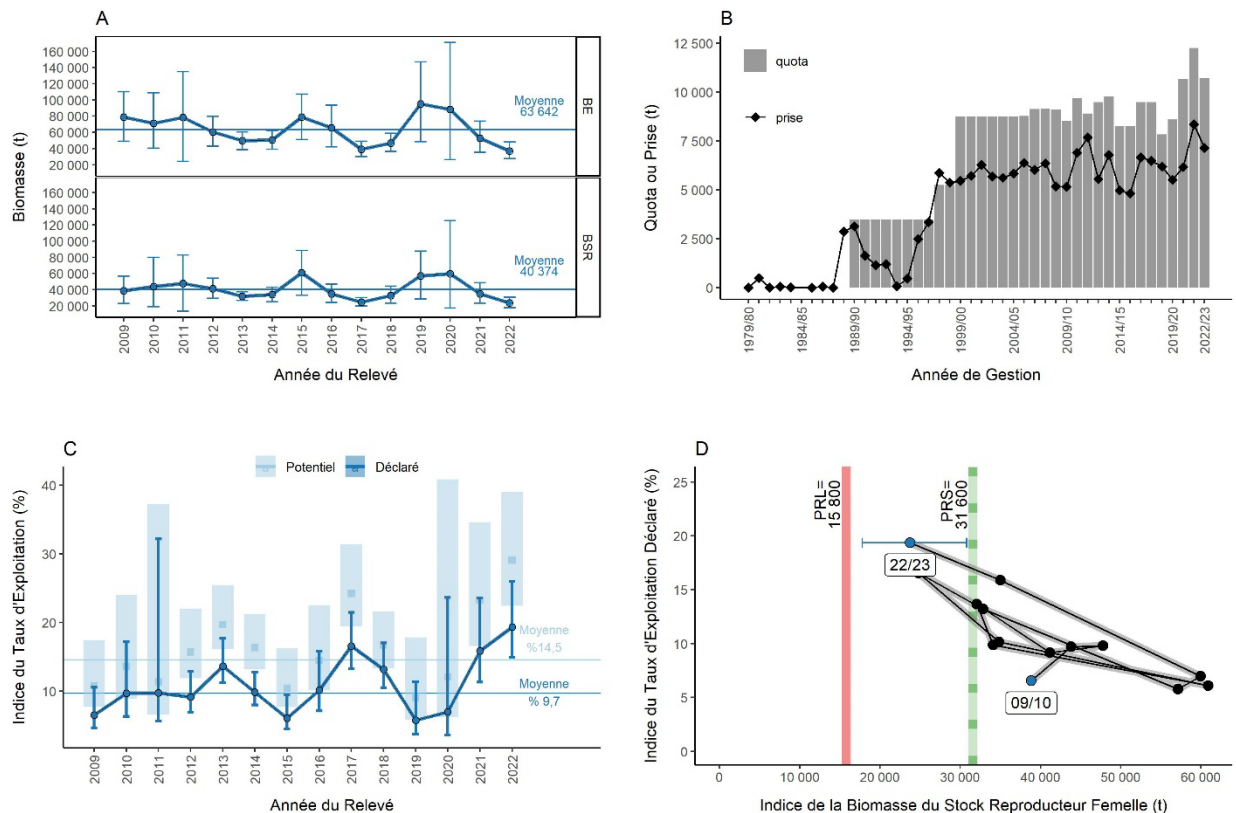


Figure 5. *Pandalus borealis* dans la zone d'évaluation est. A : indices de la biomasse exploitable (BE, en haut) et de la biomasse du stock reproducteur femelle (BSR, en bas) pour les années de relevé 2009 à 2022. Les barres d'erreur sont les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2009 à 2021). B : total autorisé des captures (barres grises) et prises déclarées, d'après les registres de prises du MPO (ligne noire). Il se peut que les registres de prises soient incomplets pour 2022-2023 (données en date du 20 janvier 2023). C : indices du taux d'exploitation pour les années de gestion 2009-2010 à 2022-2023 au taux déclaré d'après les prises totales (ligne bleue) et au taux potentiel si le TAC a été pleinement pêché (ombrage bleu). Les barres d'erreur sont fondées sur les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » de la biomasse exploitable (BE) et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2009 à 2021). D : BSR femelle et taux d'exploitation déclaré par rapport aux points de référence limites (PRL) calculés à l'aide de la valeur de substitution élaborée dans MPO (2020). La ligne verte tiretée indique le point de référence supérieur (PRS) proposé et la ligne rouge pleine représente le PRL, chacun correspondant à 80 % et 40 %, respectivement, de la moyenne géométrique des indices de la BSR femelle dans les relevés de 2009 à 2019. L'emplacement final de la ligne tiretée n'est pas encore déterminé, car le PRS n'est pas accepté officiellement.

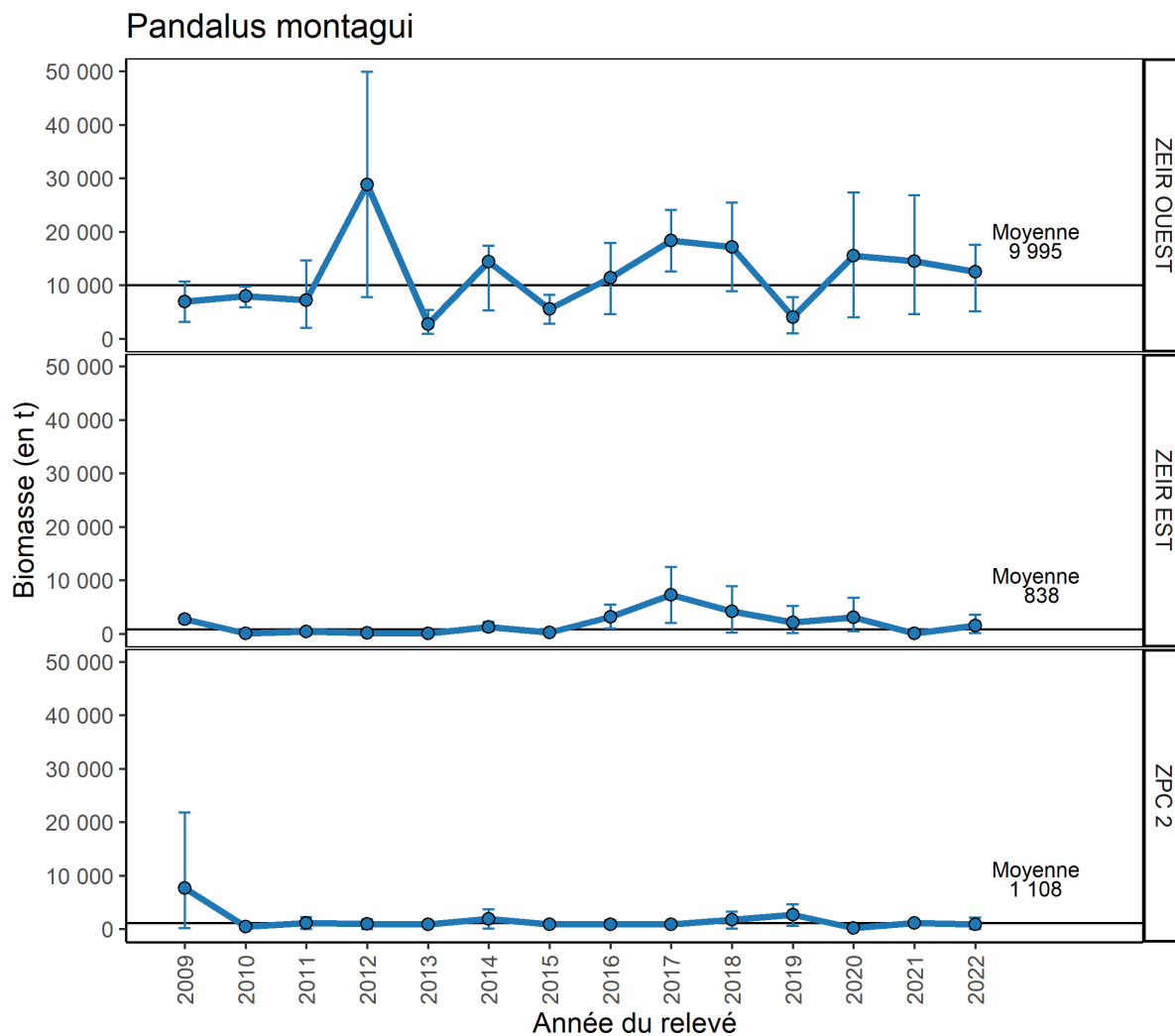


Figure 6. Indices de la biomasse totale de *Pandalus montagui* dans la ZEIR-O, la ZEIR-E et la ZPC 2 pour les années de relevé 2009 à 2022. Les barres d'erreur sont les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap », les lignes horizontales indiquant la moyenne géométrique de la série chronologique.

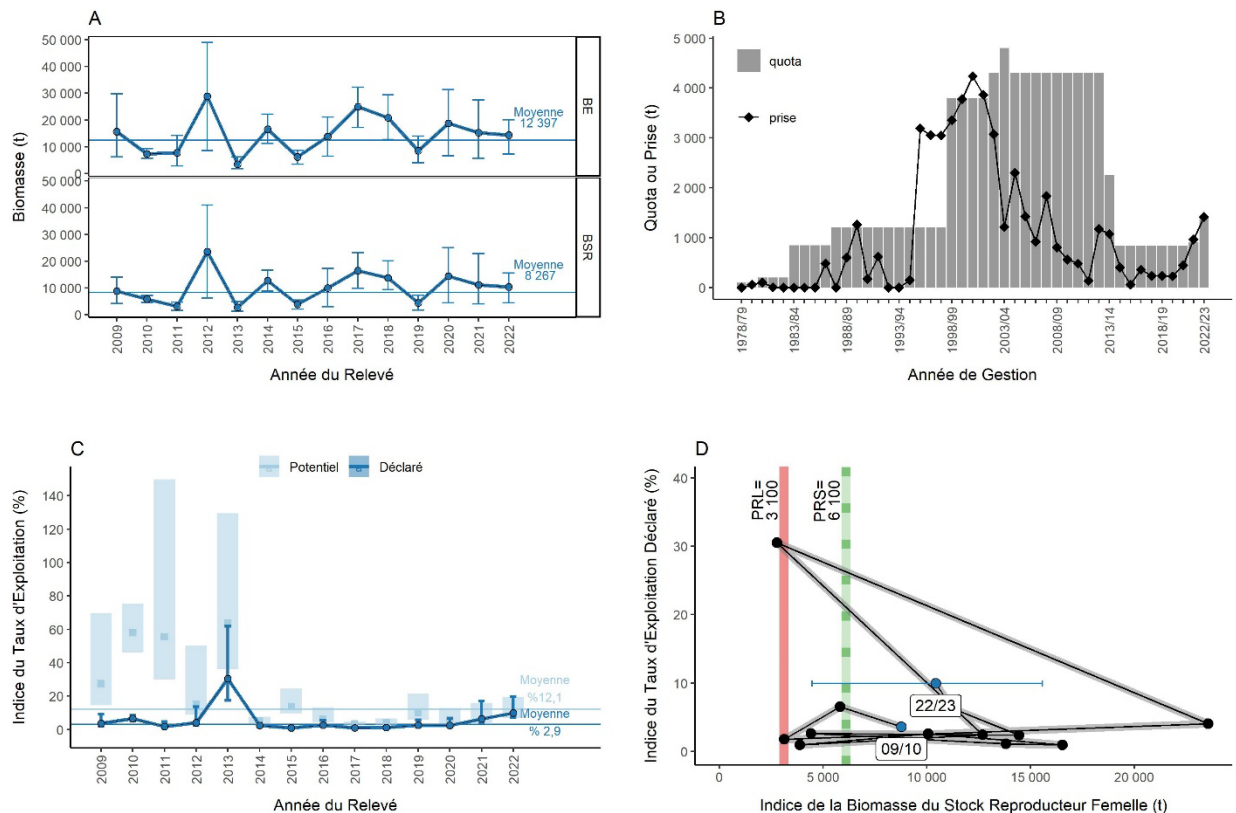


Figure 7. *Pandalus montagui* dans la zone d'évaluation est. A : indices de la biomasse exploitable (BE, en haut) et de la biomasse du stock reproducteur femelle (BSR, en bas) pour les années de relevé 2009 à 2022. Les barres d'erreur sont les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2009 à 2021). B : total autorisé des captures (barres grises) et prises déclarées, d'après les registres de prises du MPO (ligne noire). Il se peut que les registres de prises soient incomplets pour 2022-2023 (données en date du 20 janvier 2023). C : indices du taux d'exploitation pour les années de gestion 2009-2010 à 2022-2023 au taux déclaré d'après les prises totales (ligne bleue) et au taux potentiel si le TAC a été pleinement pêché (ombrage bleu). Les barres d'erreur sont fondées sur les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » de la biomasse exploitable (BE) et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2009 à 2021). D : BSR et taux d'exploitation déclaré par rapport aux points de référence limites (PRL) calculés à l'aide de la valeur de substitution élaborée dans MPO (2020). La ligne verte tiretée indique le point de référence supérieur (PRS) proposé et la ligne rouge pleine représente le PRL, chacun correspondant à 80 % et 40 %, respectivement, de la moyenne géométrique des indices de la BSR femelle dans les relevés de 2009 à 2019. L'emplacement final de la ligne tiretée n'est pas encore déterminée car le PRS n'est pas accepté officiellement.

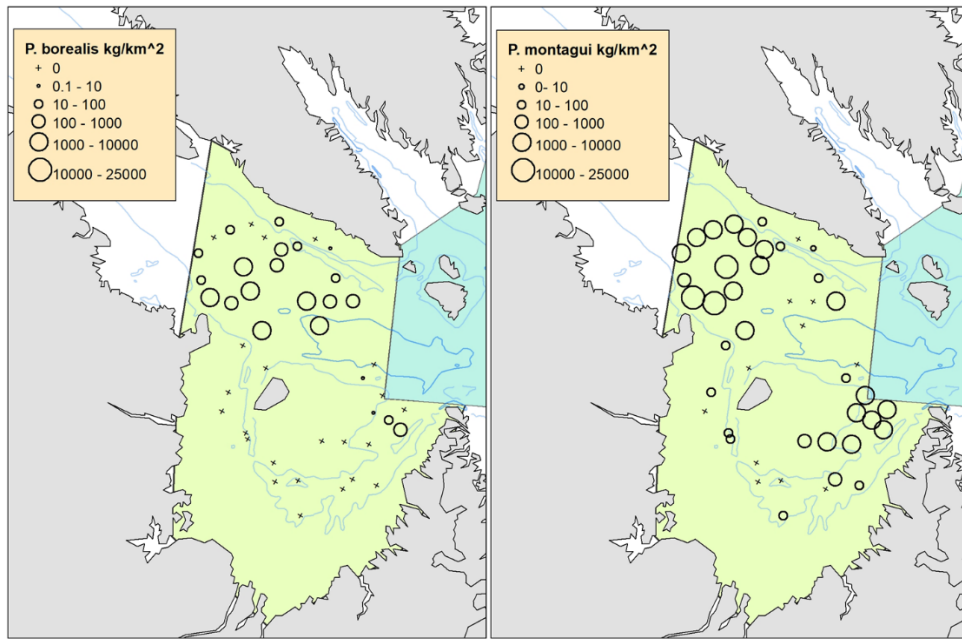


Figure 8. Prises normalisées (kg km²) de *Pandalus borealis* (A) et de *Pandalus montagui* (B) dans les zones de relevé de la ZEO en 2022.

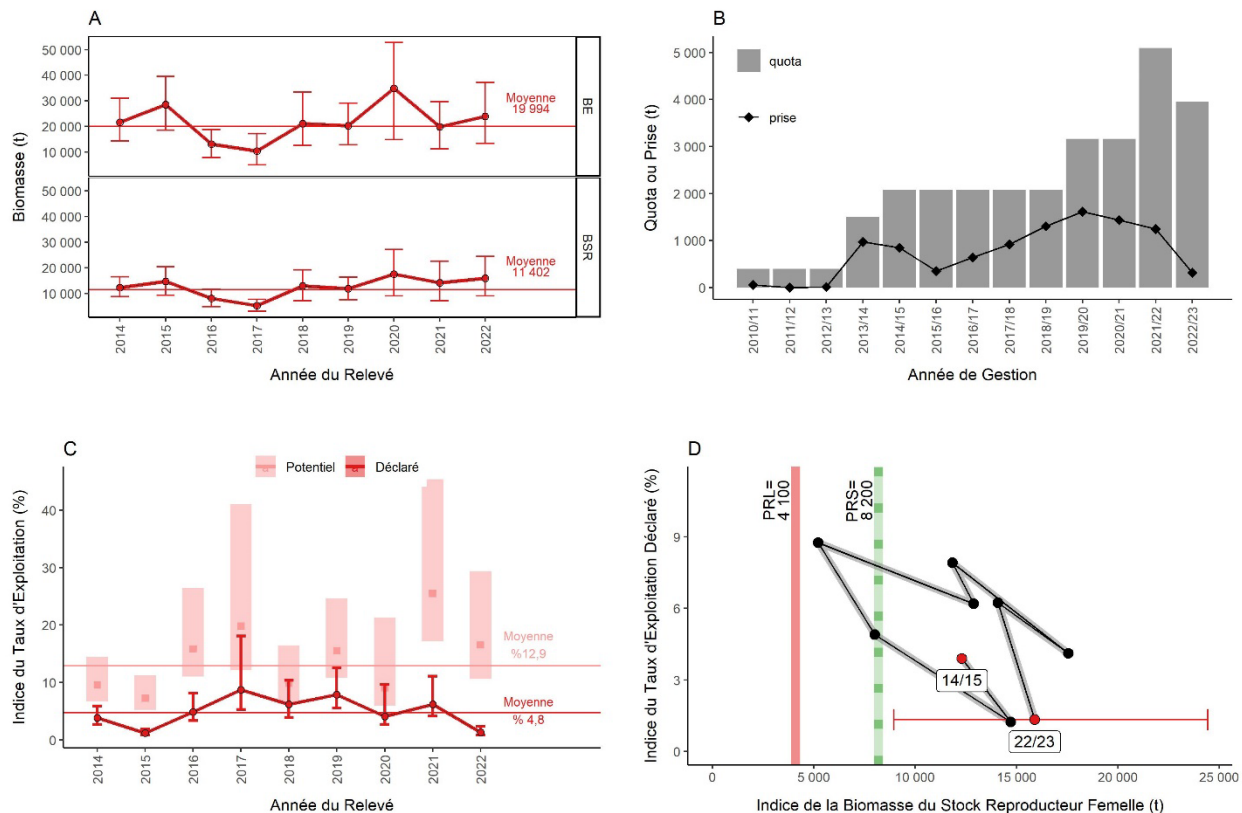


Figure 9. *Pandalus borealis* dans la zone d'évaluation ouest. A : indices de la biomasse exploitable (BE, en haut) et de la biomasse du stock reproducteur femelle (BSR, en bas) pour les années de relevé 2014 à 2022. Les barres d'erreur sont les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2014 à 2021). B : total autorisé des captures (barres grises) et prises déclarées, d'après les registres de prises du MPO (ligne noire). Il se peut que les registres de prises soient incomplets pour 2022-2023 (données en date du 20 janvier 2023). C : indices du taux d'exploitation pour les années de gestion 2010-2011 à 2022-2023 au taux déclaré d'après les prises totales (ligne rouge) et au taux potentiel si le TAC a été pleinement pêché (ombrage rouge). Les barres d'erreur sont fondées sur les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » de la BE et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2014 à 2021). D : BSR femelle et taux d'exploitation déclaré par rapport aux points de référence limites (PRL) calculés à l'aide de la valeur de substitution élaborée dans MPO (2020). La ligne verte tiretée indique le point de référence supérieur (PRS) proposé et la ligne rouge pleine représente le PRL, chacun correspondant à 80 % et 40 %, respectivement, de la moyenne géométrique des indices de la BSR femelle dans les relevés de 2014 à 2019. L'emplacement final de la ligne tiretée n'est pas encore déterminée, car le PRS n'est pas accepté officiellement.

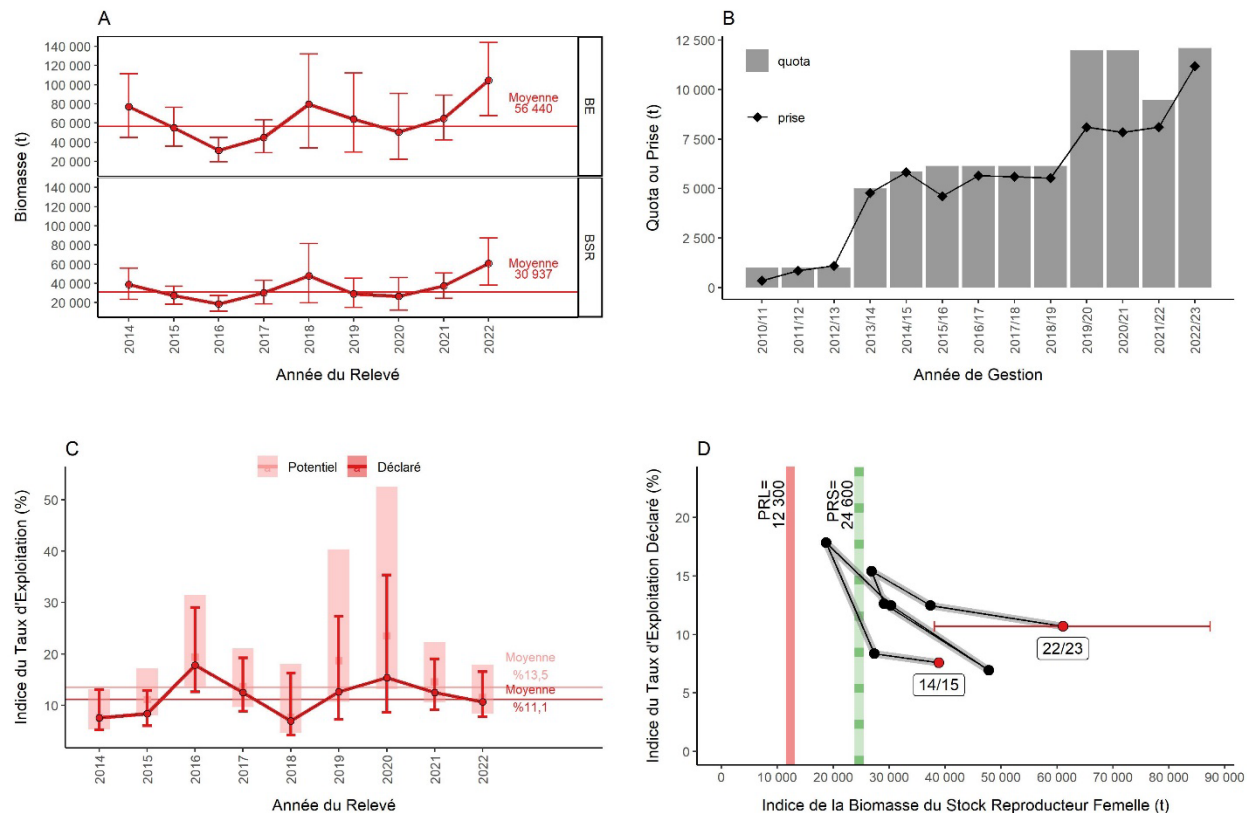


Figure 10. *Pandalus montagui* dans la zone d'évaluation ouest. A : indices de la biomasse exploitable (BE, en haut) et de la biomasse du stock reproducteur femelle (BSR, en bas) pour les années de relevé 2014 à 2022. Les barres d'erreur sont les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2014 à 2021). B : total autorisé des captures (barres grises) et prises déclarées, d'après les registres de prises du MPO (ligne noire). Il se peut que les registres de prises soient incomplets pour 2022-2023 (données en date du 20 janvier 2023). C : indices du taux d'exploitation pour les années de gestion 2010-2011 à 2022-2023 au taux déclaré d'après les prises totales (ligne rouge) et au taux potentiel si le TAC a été pleinement pêché (ombrage rouge). Les barres d'erreur sont fondées sur les intervalles de confiance à 95 % selon la méthode « bootstrap » de la BE et les lignes horizontales représentent les moyennes géométriques à long terme (de 2014 à 2021). D : BSR femelle et taux d'exploitation déclaré par rapport aux points de référence limites (PRL) calculés à l'aide de la valeur de substitution élaborée dans MPO (2020). La ligne verte tiretée indique le point de référence supérieur (PRS) proposé et la ligne rouge pleine représente le PRL, chacun correspondant à 80 % et 40 %, respectivement, de la moyenne géométrique des indices de la BSR femelle dans les relevés de 2014 à 2019. L'emplacement final de la ligne tiretée n'est pas encore déterminé, car le PRS n'est pas accepté officiellement.

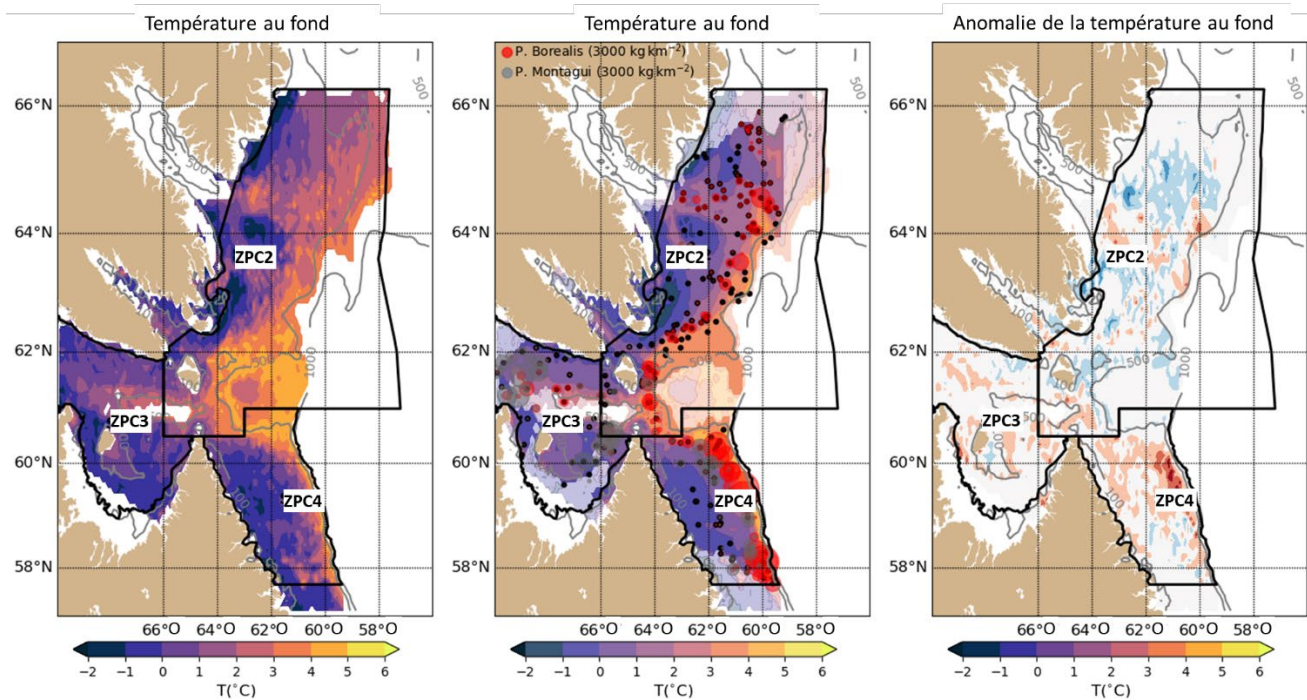


Figure 11. Cartes de la température au fond moyenne climatologique (de 2006 à 2021) en été (à gauche), de la température au fond pendant l'été 2022 (au centre) et des anomalies (à droite) pour les ZPC 2 à 4. L'emplacement des observations utilisées pour calculer le champ de température est représenté par les points noirs dans le panneau du centre. Dans les zones où l'interpolation spatiale n'est pas possible (zones pâles du panneau du centre), les données manquantes sont comblées par la climatologie. La biomasse de *P. borealis* et de *P. montagui* collectée dans le relevé de recherche est également indiquée par les cercles rouges et gris, respectivement.

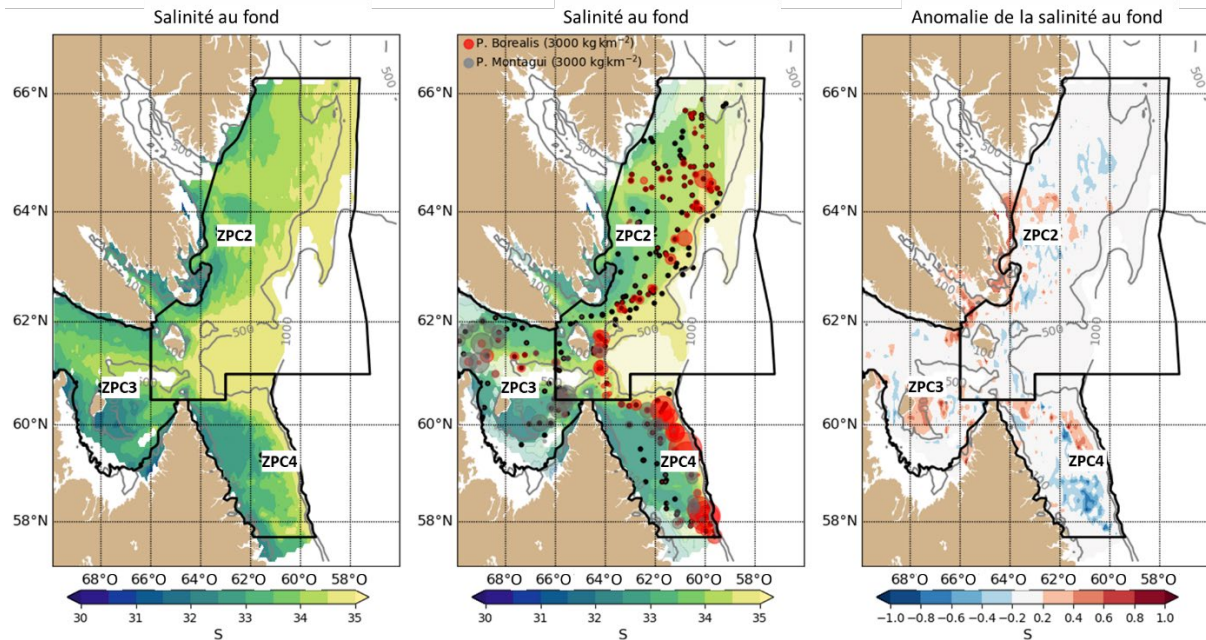


Figure 12. Cartes de la salinité au fond moyenne climatologique (de 2006 à 2021) en été (à gauche), de la salinité au fond pendant l'été 2022 (au centre) et des anomalies (à droite) pour les ZPC 2 à 4. L'emplacement des observations utilisées pour calculer le champ de salinité est représenté par les points noirs dans le panneau du centre. Dans les zones où l'interpolation spatiale n'est pas possible (zones pâles du panneau du centre), les données manquantes sont comblées par la climatologie. La biomasse de *P. borealis* et de *P. montagui* collectée dans le relevé de recherche est également indiquée par les cercles rouges et gris, respectivement.

		-- ZPC 2/ZEE --																		
		06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	\bar{x}	sd
Tfond		-0.4	-0.2	-0.4	-1.6	2.0	1.9	-0.5	-0.1	-0.6	-0.3	-0.7	-0.8	1.1	0.5	-0.2	0.4	-0.6	1.9	0.3
Tfond _{<200m}		-0.4	-0.5	-0.3	-1.1	1.2	2.7	-0.6	-0.4	-0.2	-0.3	-0.6	-0.9	1.2	0.5	-0.2	0.6	-0.2	-0.7	0.4
Zone > 2°C		-0.2	-0.1	-0.7	-1.4	2.0	1.7	-1.1	-0.3	-0.7	-0.5	0.1	-0.6	1.3	0.6	-0.1	0.7	-0.8	70.4	10.7
Zone < 1°C		0.7	0.4	0.6	1.5	-1.6	-2.0	0.5	0.2	0.9	0.4	0.4	0.4	-1.3	-1.0	0.0	-0.6	0.7	39.6	10.2
		-- ZPC 3/ZEO --																		
Tfond			0.3		0.3		0.7		0.3	-0.1	0.6	-2.1	-1.7	1.0	0.8	-0.2	2.2	0.9	0.2	0.2
Tfond _{200m}			0.4		0.4		0.6		0.6	0.6	0.5	-2.2	-1.5	0.8	0.4	-0.6	2.1	1.2	-0.3	0.2
Zone > 2°C			0.1		0.1		1.2		0.1	-1.3	1.0	-1.8	-1.2	0.3	0.6	0.8	3.9	0.9	3.3	0.7
Zone < 1°C			-0.1		-0.1		-1.2		0.0	0.8	-0.1	1.8	1.4	-1.3	-1.0	-0.2	-1.8	-0.7	44.0	2.7

Figure 13. Tableaux de bord des anomalies normalisées (exprimées sous forme d'écart type (ET) au-dessus ou en dessous de la moyenne) de la température au fond en été (température moyenne, température moyenne pour la zone à moins de 200 m de profondeur, la zone du plancher océanique couverte par de l'eau d'une température supérieure à 2 °C et inférieure à 0 °C, respectivement) pour la ZEE et la ZEO. La couleur de chaque cellule dépend de l'écart par rapport à la moyenne (les rouges plus foncés indiquent les températures plus chaudes et les bleus plus foncés, des températures plus froides). Les cellules blanches représentent les anomalies à $\pm 0,5$ ET de la moyenne, une fourchette considérée comme « normale ». Les cellules grises indiquent l'absence de données.

		-- ZPC 2/ZEE --																		
		06	07	08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	\bar{x}	sd
S _{fond}		0.5	0.3	-0.3	-1.8	2.1	1.9	-0.3	-0.8	-0.8	-0.2	0.1	-0.5	0.2	0.6	-0.9	0.0	-0.7	34.3	0.1
S _{fond < 200m}		0.2	0.5	0.4	-1.2	0.7	2.6	-0.3	-1.1	-0.5	0.2	-0.2	-1.1	0.2	0.6	-1.5	0.6	-0.2	33.3	0.1
		-- ZPC 3/ZEO --																		
S _{bot}			-0.1		-0.1		0.2		-0.4	-0.5	2.2	0.6	-2.0	-0.4	0.8	-0.6	0.5	0.2	33.2	0.1
S _{bot < 200m}			-0.2		-0.2		-0.1		-0.4	-0.4	2.5	1.1	-1.5	-0.7	0.5	-0.3	-0.3	0.3	32.6	0.1

Figure 14. Tableaux de bord des anomalies normalisées (exprimées sous forme d'écart type (ET) au-dessus ou en dessous de la moyenne) de la salinité au fond en été (salinité moyenne et salinité moyenne pour la zone à moins de 200 m de profondeur) pour la ZEE et la ZEO. La couleur de chaque cellule dépend de l'écart par rapport à la moyenne (les rouges plus foncés indiquent une salinité plus élevée et les bleus plus foncés, une salinité plus basse). Les cellules blanches représentent les anomalies à $\pm 0,5$ ET de la moyenne, une fourchette considérée comme « normale ». Les cellules grises indiquent l'absence de données.

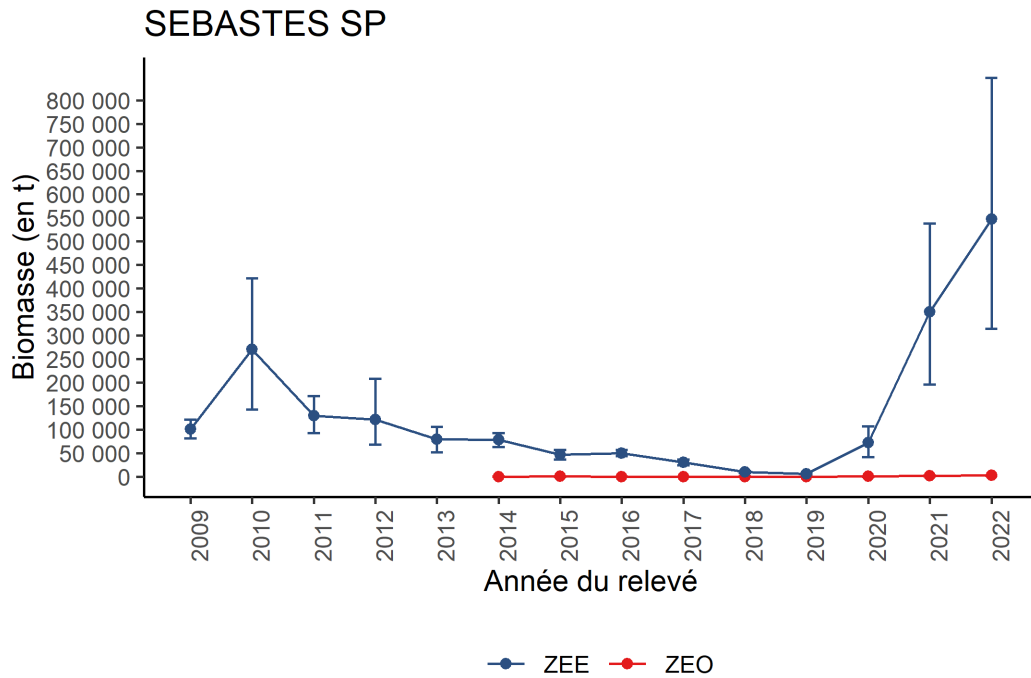


Figure 15. Indice de la biomasse des sébastes (*Sebastes spp.*) calculé pour les zones d'évaluation est et ouest (lignes bleue et rouge, respectivement). L'indice est fondé sur les résultats du relevé des crevettes et l'estimation de la biomasse reprend le même principe que pour la crevette (échantillonnage aléatoire stratifié avec zone tampon).

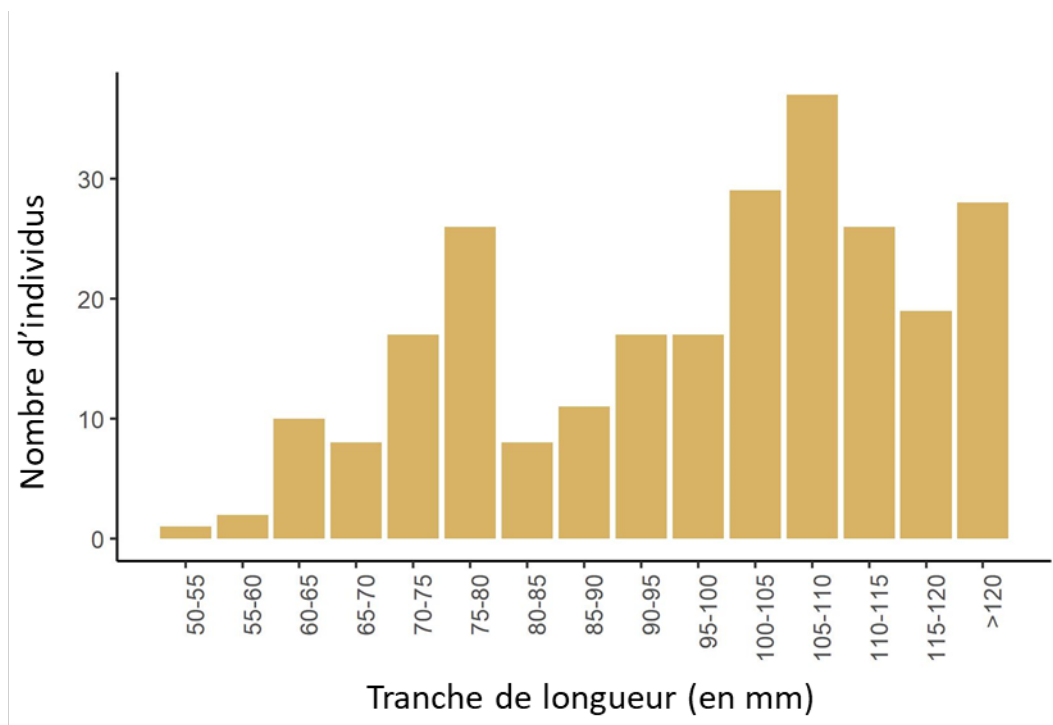


Figure 16. Distribution de la longueur à la fourche des sébastes capturés en 2021 dans les zones d'évaluation est et ouest.

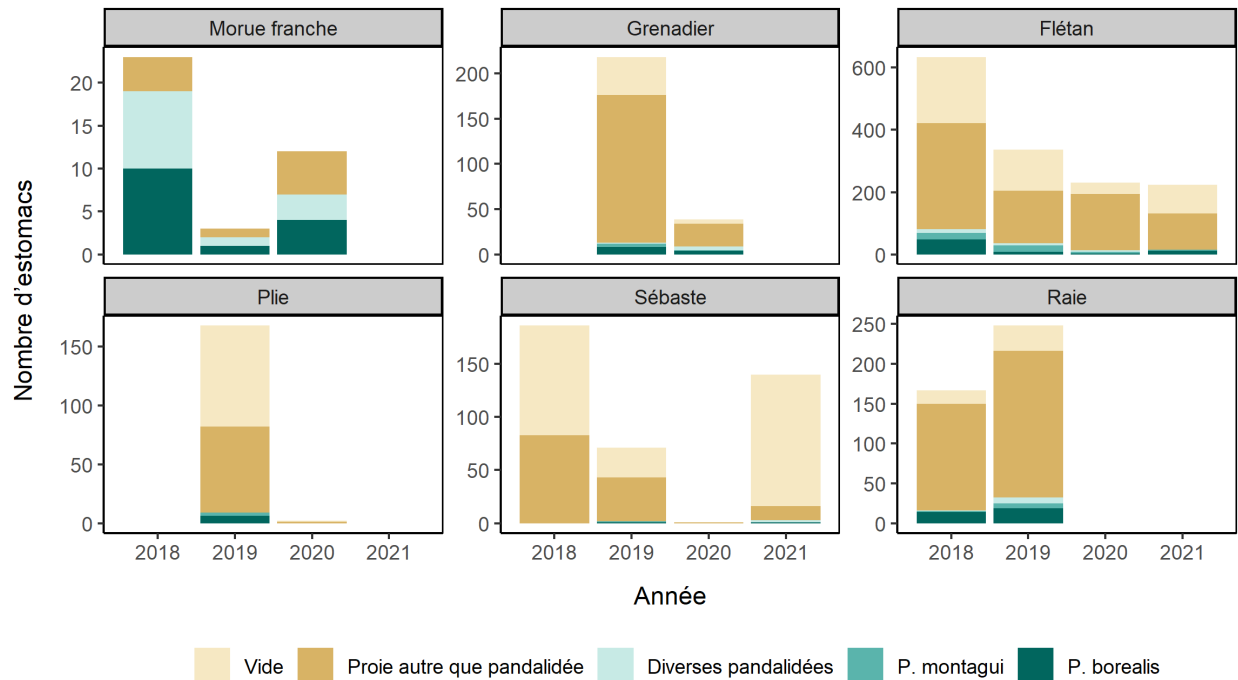


Figure 17. Nombre d'estomacs par groupe de prédateurs et par année (de 2018 à 2021), toutes les longueurs des prédateurs étant combinées pour cinq catégories discrètes de proies. La catégorie « Diverses crevettes pandalidées » comprenait les cas où les proies avaient été identifiées uniquement au niveau de *Pandalus* sp. et ceux où on avait identifié plus d'une espèce pandalidée. La catégorie « Vide » regroupe les estomacs vides et les estomacs éversés. Les catégories Morue, Flétan et Plie représentent une seule espèce (morue franche, flétan du Groenland et plie canadienne, respectivement), mais les catégories Grenadier, Sébaste et Raie sont des agrégations de plusieurs espèces.

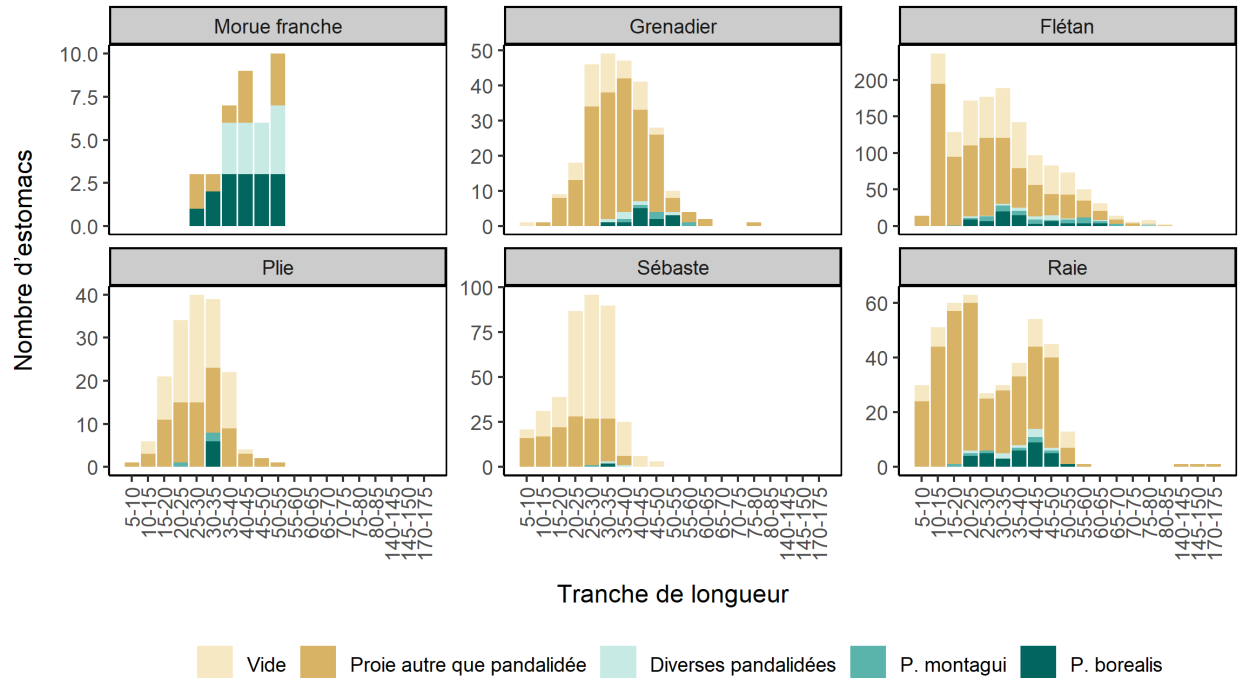


Figure 18. Nombre d'estomacs par groupe de prédateurs et par catégorie de longueur, toutes les années (de 2018 à 2021) étant combinées pour cinq catégories discrètes de proies. La catégorie « Diverses crevettes pandalidées » comprenait les cas où les proies avaient été identifiées uniquement au niveau de *Pandalus* sp. et ceux où on avait identifié plus d'une espèce pandalidée. La catégorie « Vide » regroupe les estomacs vides et les estomacs éversés. Les catégories Morue, Flétan et Plie représentent une seule espèce (morue franche, flétan du Groenland et plie canadienne, respectivement), mais les catégories Grenadier, Sébaste et Raie sont des agrégations de plusieurs espèces.

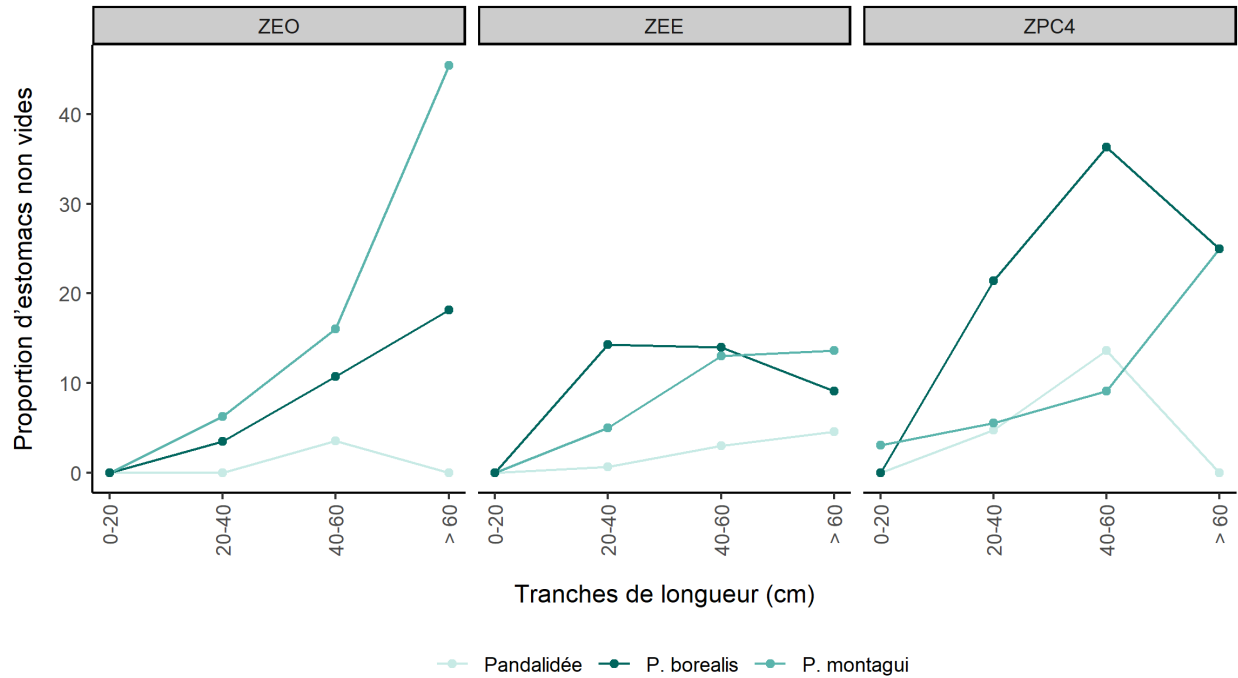


Figure 19. Proportion d'estomacs non vides de flétans du Groenland contenant uniquement *P. borealis*, uniquement *P. montagui* ou une combinaison d'espèces, y compris des espèces non identifiées de *Pandalus* spp., répartie par zone de relevé et par catégorie de longueur de 20 cm.

ANNEXE A. EXEMPLE D'EXTRAPOLATION DE LA BIOMASSE

Pour calculer une biomasse normalisée par chalut, il faut pouvoir extrapoler le poids des crevettes échantillonnées afin de représenter tout le trait de chalut. À cette fin, on utilise un « facteur de majoration ». On voit sur la figure A1 comment la prise d'un seul trait de chalut est ventilée en composantes pour la crevette, puis extrapolée rétrospectivement pour calculer le poids de chaque espèce pandalidée dans tout le trait de chalut.

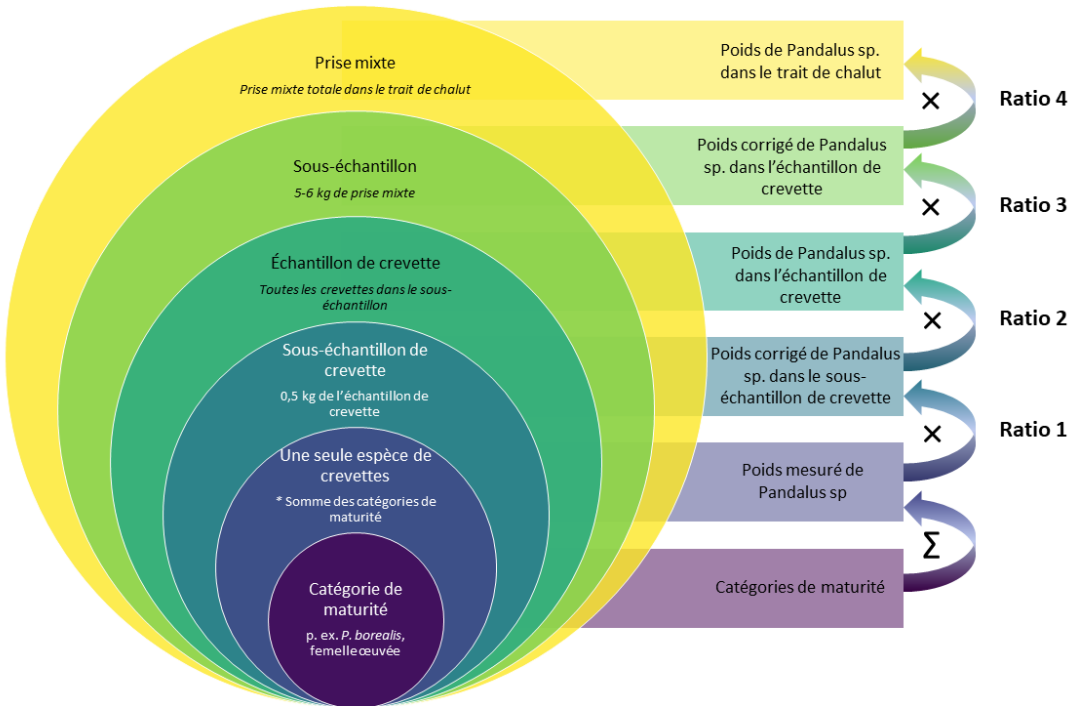


Figure A1. Schéma du protocole de sous-échantillonnage imbriqué pour le traitement des traits de chalut remontant plusieurs espèces.

Imaginez le scénario hypothétique suivant : Une prise composée de plusieurs espèces est remontée à bord. On retire 5 kg pour le sous-échantillonnage et on les trie par espèce (toutes les crevettes sont regroupées à ce stade). On détermine que le sous-échantillon de 5 kg contient 3 kg de flétan du Groenland et 1 kg de sébaste. La dernière composante du sous-échantillon est 1 kg de crevettes de diverses espèces; on détermine qu'elle constitue un échantillon trop grand pour la suite du traitement et on sélectionne donc 500 g de ces crevettes pour poursuivre. Ce sous-échantillon de 500 g de crevettes est réparti par espèce et, pour les espèces pandalidées, par catégorie de maturité des individus. On détermine que trois espèces autres que des pandalidées pèsent 100 g, 75 g et 25 g, respectivement. On détermine trois catégories de maturité de *P. borealis* et on les mesure à 100 g, 75 g et 25 g, respectivement. Aucune *P. montagui* n'a été pêchée.

Le **Ratio 1** sert de facteur de correction des mesures inexactes en comparant le poids du sous-échantillon de crevette à la somme de chaque espèce de crevette et est défini comme suit :

$$\text{Ratio 1} = \frac{\text{ShrimpSubsampleWt}}{\sum \text{ShrimpSpeciesWt}_i}$$

où *ShrimpSubsampleWt* est la portion de l'échantillon de crevette avant qu'il soit trié par espèce.

ShrimpSpeciesWt_i est le poids total d'une espèce de crevettes. Pour les espèces pandalidées, le poids de l'espèce est considéré comme la somme des catégories de maturité.

Dans notre exemple de situation :

$$Ratio\ 1 = \frac{0\ 500\ kg}{(0\ 100\ kg + 0\ 075\ kg + 0\ 025\ kg + 0\ 175\ kg + 0\ 025\ kg + 0\ 075\ kg)} = \mathbf{1\ 053}$$

Le **Ratio 2** permet d'étendre le poids du sous-échantillon de crevette à toute la portion de crevette dans le sous-échantillon de la prise et est défini comme suit :

$$Ratio\ 2 = \frac{ShrimpSampleWt}{ShrimpSubsampleWt}$$

où *ShrimpSampleWt* est le poids de toutes les espèces de crevettes dans la prise sous-échantillonnée.

ShrimpSubsampleWt est la portion de l'échantillon de crevette avant qu'il soit trié par espèce.

Remarque : Si la portion de crevette dans le sous-échantillon de la prise n'est pas davantage sous-échantillonnée, ces deux valeurs seront égales.

Dans notre exemple de situation :

$$Ratio\ 2 = \frac{1\ 000\ kg}{0\ 500\ kg} = \mathbf{2\ 000}$$

Le **Ratio 3** sert de facteur de correction des mesures inexactes en comparant le poids du sous-échantillon de la prise à la somme de chaque espèce de crevette et est défini comme suit :

$$Ratio\ 3 = \frac{SubsampleWt}{\sum ComponentWt_j}$$

où *SubsampleWt* est la portion de la prise sélectionnée aléatoirement pour être triée en j parties de *ComponentWt_j*, généralement une espèce ou un groupe de niveau supérieur, chacun étant pesé séparément.

Dans notre exemple de situation :

$$Ratio\ 3 = \frac{5\ 000\ kg}{(3\ 000\ kg + 1\ 000\ kg + 1\ 000\ kg)} = \mathbf{1\ 000}$$

Le **Ratio 4** permet d'étendre le poids du sous-échantillon de la prise à tout le trait de chalut et est défini comme suit :

$$Ratio\ 4 = \frac{CatchWt}{SubsampleWt}$$

où *CatchWt* est le poids de la prise totale pendant un trait de chalut après avoir retiré le poids entier des espèces (laimargues atlantiques).

SubsampleWt est la portion de la prise sélectionnée aléatoirement pour être triée en composantes individuelles.

Dans notre exemple de situation :

$$\text{Ratio 4} = \frac{100\,000\text{kg}}{5\,000\text{kg}} = \mathbf{20\,000}$$

La multiplication des quatre ratios ensemble nous donne le facteur de majoration, qui est alors multiplié par le poids de l'espèce (ou le type de biomasse) d'intérêt.

$$\text{Facteur de majoration} = \text{Ratio 1} \times \text{Ratio 2} \times \text{Ratio 3} \times \text{Ratio 4}$$

$$\text{Poids total des crevettes dans le trait de chalut} = \text{ShrimpSpeciesWt} \times \text{BumpFactor}$$

Dans notre exemple de situation :

$$\text{Facteur de majoration} = 1\,053 \times 2\,000 \times 1\,000 \times 20\,000 = 42\,12$$

$$\begin{aligned} \text{Poids total de } P, \text{ borealis dans le trait de chalut} &= (0\,175\text{ kg} + 0\,025\text{ kg} + 0\,075\text{ kg}) \times 42\,12 \\ &= \mathbf{11\,583\text{ kg}} \end{aligned}$$