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 2026/067

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

Région de l'Arctique

Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les régions d'évaluation des stocks du nord et du sud en 2024

Le Corre, N.[1], Baker, K.D.[1], Coffey, W.[1], Droite, D.[2], Walkusz, W.[2], Munro, H.[1], Belanger, D.[1], Coyne, J.[1], Koen-Alonso, M.[1], Malayny, C.[1], Sullivan, D.[1], Johnson, S.D.N.[3] et Cox, S.P.[3]

[1] Pêches et Océans Canada
Centre des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
80, chemin East White Hills
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5X1

[2] Pêches et Océans Canada
Institut des eaux douces
501, croissant University
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

[3] Landmark Fisheries Research
213-2414, rue St. Johns
Port Moody (Colombie-Britannique) V3H 2B1, Canada

Octobre 2026

Canada

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/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2026

Ce rapport est publié sous la Licence du gouvernement ouvert – Canada

ISSN 2292-4272
ISBN 978-1-100-00429-7 N° cat. Fs70-5/2026-067F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Le Corre, N., Baker, K.D., Coffey, W., Enright, D., Walkusz, W., Munro, H., Belanger, D., Coyne, J., Koen-Alonso, M., Malayny, C., Sullivan, D., Johnson, S.D.N., et Cox, S.P. 2026. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les régions d'évaluation des stocks du nord et du sud en 2024. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/067. v + 102 p.

Also available in English:

*Le Corre, N., Baker, K.D., Coffey, W., Enright, D., Walkusz, W., Munro, H., Belanger, D., Coyne, J., Koen-Alonso, M., Malayny, C., Sullivan, D., Johnson, S.D.N., and Cox, S.P. 2026. Assessment of Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) in North and South Stock Assessment Regions in 2024. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/067. v + 97 p.*

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ v
1. INTRODUCTION 1
1.1. APERÇU DE L'ESPÈCE 1
1.1.1. Cycle biologique 1
1.1.2. Habitat 2
1.1.3. Dispersion et comportement des larves 2
1.1.4. Déplacements verticaux et horizontaux des adultes 2
1.1.5. Prédateurs 3
1.2. PÊCHE COMMERCIALE 4
2. MATÉRIEL ET MÉTHODES 5
2.1. ÉCOSYSTÈME ET ENVIRONNEMENT 6
2.1.1. Indice climatique 6
2.1.2. Température au fond 6
2.1.3. Nutriments et communauté de plancton 7
2.1.4. Écosystème et prédation 7
2.1.5. Indices de prédation par région d'évaluation des stocks 8
2.2. RELEVÉ MULTIESPÈCES DU MPO 8
2.2.1. Application des facteurs de conversion 9
2.3. RELEVÉ DE LA NORTHERN SHRIMP RESEARCH FOUNDATION 10
2.4. ANALYSE DES DONNES D'ÉVALUATION 11
2.4.1. Modélisation spatiotemporelle de la densité des crevettes nordiques 11
2.4.2. Distribution des fréquences de longueur 12
2.4.3. Taille moyenne des crevettes 13
2.4.4. Taille à 50 % des femelles 13
2.4.5. Taux d'exploitation 13
2.5. DONNÉES SUR LA PÊCHE COMMERCIALE 14
2.5.1. Prises et TAC annuels 14
2.5.2. Prises trimestrielles 14
2.5.3. Prise par unité d'effort 15
2.5.4. Fréquences de longueur provenant du Programme des observateurs en mer 16
2.6. MODÈLE D'ÉVALUATION DES STOCKS 16
2.6.1. Modifications apportées aux données de la pêche dans le modèle SISCALS 18
2.6.2. Modifications apportées aux données des relevés dans le modèle SISCALS 18
2.6.3. Autres modifications intégrées dans le modèle SISCALS 19
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION 20
3.1. RÉSUMÉ DES RELEVÉS 20
3.2. ÉCOSYSTÈME ET ENVIRONNEMENT 21
3.2.1. Indices océanographiques et climatiques 21

3.2.2. Nutriments et communauté de plancton 22
3.2.3. Écosystème et prédation 22
3.2.4. Indices des prédateurs potentiels 23
3.2.5. Incertitudes 24
3.3. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU NORD 24
3.3.1. Biomasse 24
3.3.2. Pêche 25
3.3.3. Indice du taux d'exploitation 27
3.3.4. Modèle d'évaluation des stocks (SISCALS) 27
3.4. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU SUD 29
3.4.1. Biomasse 29
3.4.2. Pêche 30
3.4.3. Indice du taux d'exploitation 31
3.4.4. Modèle d'évaluation des stocks (SISCALS) 31
3.5. INCERTITUDES 32
4. CONCLUSION 33
4.1. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU NORD 33
4.2. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU SUD 33
5. REMERCIEMENTS 33
6. RÉFÉRENCES CITÉES 34
7. GLOSSAIRE 40
8. TABLEAUX 41
9. FIGURES 62

RÉSUMÉ

L'état de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les régions d'évaluation des stocks du nord et du sud (RESN et RESS, respectivement) a été évalué pour la première fois selon le cadre fondé sur l'approche de précaution récemment adopté (décembre 2024) pour l'espèce dans les zones de pêche de la crevette 4 à 7, la zone d'évaluation est et la zone d'évaluation ouest. Les états des stocks diffèrent de ceux précédemment déclarés à l'échelle des zones de pêche de la crevette, en raison de la révision des zones d'évaluation des stocks, qui reflètent maintenant mieux la structure des stocks, et de la mise en œuvre d'un modèle d'évaluation des stocks. La RESN et la RESS ont été évaluées au moyen des données provenant du relevé multiespèces que Pêches et Océans Canada (MPO) effectue en automne à Terre-Neuve-et-Labrador, du relevé au chalut que la Northern Shrimp Research Foundation (NSRF) et le MPO effectuent chaque été, ainsi que des analyses du rendement de la pêche, des conditions océanographiques, des dynamiques des niveaux trophiques inférieurs et des tendances des communautés de poissons. Un modèle bayésien d'évaluation du stock selon la taille (SISCALS) qui intègre les indices de pêche et de biomasse issus de la modélisation spatiotemporelle et les données sur la composition selon la taille a été utilisé pour estimer les tendances de la biomasse, du recrutement, des taux de mortalité naturelle et des taux d'exploitation de la crevette nordique pour chaque région d'évaluation du stock.

Dans la partie nord de la RESN, les températures estivales au fond de l'océan en 2024 correspondaient à la moyenne ou étaient légèrement supérieures à la moyenne. Dans la partie sud de la RESN et dans la RESS, la phase chaude du climat océanique qui a débuté vers 2020 se poursuit, avec une température de la surface de la mer record en 2024. L'indice des prédateurs potentiels a augmenté dans la RESN et la RESS. La biomasse totale de la communauté de poissons et de mollusques et crustacés dans la RESS est à son plus haut niveau depuis les années 1990, mais elle demeure inférieure à ce qu'elle était avant l'effondrement de l'écosystème (à la fin des années 1980). Cette augmentation est attribuable aux poissons de fond, la communauté étant revenue à une structure dominée par ces poissons. D'après les données sur le régime alimentaire de la morue franche (*Gadus morhua*), il est estimé que la biomasse actuelle des crevettes dans la partie centrale de la RESS (divisions 2J3KL de l'OPANO) se situe autour du niveau ayant précédé l'effondrement de l'écosystème.

Dans la RESN, la biomasse du stock reproducteur (BSR) calculée à l'aide du modèle SISCALS a augmenté de 56 % en 2024 par rapport à la valeur de 2023, et est restée inférieure à la moyenne de la série chronologique (1996 à 2023). L'indice de relevé spatiotemporel de la biomasse exploitable en 2024 a diminué de 19,7 % par rapport à la valeur de 2023, et est resté inférieur à la moyenne de la série chronologique (1996 à 2023). En 2024, la BSR pour la crevette nordique dans la RESN était supérieure au point de référence limite (PRL; probabilité supérieure à 99 %) et supérieure au point de référence supérieur (PRS) proposé (probabilité supérieure à 99 %). Si le PRS proposé était adopté, le stock se situerait dans la zone saine du cadre fondé sur l'approche de précaution.

Dans la RESS, la BSR calculée à l'aide du modèle SISCALS a augmenté de 2,2 % en 2024 par rapport à la valeur de 2023, qui était la plus faible de la série chronologique, et est restée inférieure à la moyenne de la série chronologique (1996 à 2023). L'indice de relevé spatiotemporel de la biomasse exploitable en 2024 a diminué de 20,8 % par rapport à la valeur de 2023, et a atteint le creux de la série chronologique (1996 à 2023). En 2024, la BSR pour la crevette nordique dans la RESS était supérieure au PRL (probabilité supérieure à 99 %) et supérieure au PRS proposé (probabilité supérieure à 98 %). Si le PRS proposé était adopté, le stock se situerait dans la zone saine du cadre fondé sur l'approche de précaution.

1. INTRODUCTION

1.1. APERÇU DE L'ESPÈCE

Les crevettes sont des espèces fourragères (Politique sur la pêche des espèces fourragères) et elles jouent un rôle clé dans l'écosystème, en agissant comme intermédiaire dans le transfert d'énergie des niveaux trophiques inférieurs (p. ex. le zooplancton) vers les niveaux supérieurs (c.-à-d. les prédateurs, tels que les poissons, les mammifères marins et les oiseaux de mer). Les relations écologiques (p. ex. prédateur-proie et concurrence) doivent être maintenues entre les espèces touchées directement ou indirectement par la pêche, dans les limites des fluctuations naturelles de ces relations.

1.1.1. Cycle biologique

La crevette nordique (*Pandalus borealis*) est un hermaphrodite protérandrique; dans les eaux septentrionales, la plupart des individus naissent et atteignent d'abord la maturité en tant que mâles, s'accouplent en tant que mâles pendant plusieurs années à partir de leur deuxième année de vie, puis changent de sexe lorsqu'ils atteignent une longueur de carapace d'environ 17 à 21 millimètres (mm; Bergström 2000; Hansen and Aschan 2000; MPO 2023, 2024a). Les crevettes modifient leur taille de transition en fonction des conditions environnementales et écologiques (Charnov and Anderson 1989; Bergström 2000). Après la transition, les crevettes passent le reste de leur vie en tant que femelles matures. Il est difficile de déterminer l'âge des individus sauvages avec précision, mais il semble que les crevettes nordiques vivent généralement entre six et huit ans. Les individus présents dans les parties septentrionales de l'aire de répartition de l'espèce, sur lesquels porte la présente évaluation, semblent avoir une croissance plus lente, vivre plus longtemps et atteindre des tailles plus grandes que les individus des régions plus méridionales (Bergstrom 2000). Les plus petites crevettes capturées ont généralement une longueur de carapace de 15 à 17 mm (MPO 2018; Fulton *et al.* 2024). Les chaluts commerciaux capturent généralement des crevettes avec une longueur de carapace supérieure à 17 mm (Aschan and Ingvaldsen 2009; Le Corre *et al.* 2024, 2026), ciblant ainsi les plus grands mâles, les individus en transition et les femelles.

Les crevettes nordiques femelles produisent généralement des œufs à la fin de l'été et à l'automne, qu'elles portent sur leurs pléopodes jusqu'à leur éclosion au printemps (Allen 1959; Bergström 2000; Aschan and Ingvaldsen 2009). Les larves demeurent pélagiques pendant plusieurs mois (Ouellet and Chabot 2005; Rasmussen and Aschan 2011). À la fin de l'été, les larves ressemblent de plus en plus aux adultes et adoptent un comportement suprabenthique (sur le fond; Pedersen and Storm 2002). Ces individus postlarvaires et juvéniles sont trop petits pour être pris par des chaluts de pêche commerciale. Il peut y avoir des femelles reproductrices pour la première fois, ou des individus multipares, ces derniers se différencient de ceux qui ne se sont jamais reproduits par la disparition des épines sternales lors de la mue prénuptiale (Hansen and Aschan 2000). Les conditions environnementales (p. ex. le moment de la prolifération printanière du phytoplancton) influencent le cycle de reproduction de la crevette nordique (p. ex. l'éclosion des œufs au printemps; Koeller *et al.* 2009). Par exemple, les températures des eaux de fond influencent la durée du développement des œufs sur l'abdomen des femelles. Différentes populations de crevette nordique se sont adaptées aux températures locales et à la période de prolifération du phytoplancton, faisant correspondre l'éclosion des œufs avec la disponibilité de la nourriture dans des conditions moyennes (Koeller *et al.* 2009). Toutefois, cette stratégie est sensible à la variabilité interannuelle des conditions océanographiques et aux changements climatiques à long terme.

1.1.2. Habitat

Les conditions environnementales (p. ex. température et profondeur) sont largement reconnues comme un facteur clé de la répartition (Shumway *et al.* 1985; Baker *et al.* 2024c), de l'abondance (Garcia 2007), de la croissance (Squires 1996; Bergström 2000), du succès de la reproduction (Lund 1988) et de la survie (Bergström 2000) des crevettes nordiques. L'espèce est présente dans le nord-ouest de l'Atlantique, de la baie de Baffin au golfe du Maine, où elle vit généralement dans les substrats mous et vaseux à des températures de fond allant de 1 °C à 6 °C (Shumway *et al.* 1985; Ouellet *et al.* 2007; Bourdages *et al.* 2022; Baker *et al.* 2024c). Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, les densités les plus élevées de crevettes nordiques se trouvent généralement sur des fonds légèrement inclinés dans des eaux entre 0 °C et 5 °C (plage de -1,6 °C à 9,2 °C), avec la plus grande probabilité de trouver des densités exploitables à des températures de fond entre 2 °C et 3 °C (Baker *et al.* 2024c). Ces conditions surviennent généralement à des profondeurs de 150 à 600 mètres (m) dans les zones au large de Terre-Neuve-et-Labrador, de la zone d'évaluation est (ZEE) et de la zone d'évaluation ouest (ZEO; Baker *et al.* 2024c, 2025). Les densités les plus élevées de crevettes nordiques se trouvent généralement à des profondeurs de 250 à 300 m le long des bordures de talus, la proportion de mâles diminuant à mesure que la profondeur augmente, et les femelles plus grandes se trouvent généralement dans des eaux de plus de 400 m de profondeur (p. ex. bord du plateau continental) et dans des zones plus au nord (comme la ZEE; Baker *et al.* 2025). D'autres facteurs environnementaux, tels que les proliférations de phytoplanctons et les températures de la surface de la mer, influencent également le recrutement des crevettes nordiques du stade larvaire jusqu'à l'établissement juvénile sur le plancher océanique (Brosset *et al.* 2019; Le Corre *et al.* 2020).

1.1.3. Dispersion et comportement des larves

Il existe une forte connectivité tant au sein de la RESN et de la RESS qu'entre elles (Le Corre *et al.* 2019, 2020). La modélisation biophysique de dispersion des larves de crevette nordique démontre que ces dernières peuvent parcourir plusieurs centaines de kilomètres avant de s'établir, reliant toutes les différentes zones le long des plateaux au nord-est du Canada et à l'ouest du Groenland de façon constante au fil des ans. Les simulations réalisées donnent à penser que certaines larves originaires du nord (p. ex. la RESN) peuvent s'établir dans la RESS. Cependant, la recherche récente sur la dispersion des larves de crevette nordique n'a pas pris en compte des facteurs potentiellement importants, tels que le développement dépendant de la température ou la mortalité (p. ex. la prédation et la période suivant l'établissement), et il n'y avait pas de données de recrutement pour la crevette nordique permettant de valider les simulations de schémas de dispersion. Les études génétiques entre les populations de crevettes nordiques sur les plateaux au nord-est du Canada ont démontré que les individus de ces régions sont en grande partie génétiquement homogènes (Jorde *et al.* 2015; Bourret *et al.* 2024), mais ont aussi déterminé des bassins génétiquement distincts dans des zones localisées (p. ex. le plateau de Terre-Neuve) qui pourraient être liés à des caractéristiques océanographiques à plus petite échelle (c.-à-d. des tourbillons; MPO 2023; Bourret *et al.* 2024). Cela est très probablement dû au transport larvaire et pélagique par le courant du Labrador, le courant du détroit d'Hudson et le courant de l'île de Baffin.

1.1.4. Déplacements verticaux et horizontaux des adultes

Dans certaines régions, les crevettes de la famille des pandalidés présentent des migrations verticales nycthémérales (Crawford *et al.* 1992; Hudon *et al.* 1992), montant dans la colonne d'eau la nuit pour se nourrir de plancton et descendant au fond pendant les heures du jour (Hudon *et al.* 1992). L'ampleur de la migration verticale semble varier selon le stade de

développement de la crevette de la famille des pandalidés et les conditions environnementales (Hudon *et al.* 1992; Bergström 2000; Baker *et al.* 2021). Bien qu'il manque des données précises sur les crevettes nordiques pour l'instant, des espèces apparentées comme *P. montagui* dans les eaux canadiennes de l'Arctique ont démontré des taux de prise de mâles plus élevés en plein jour, avec des prises 1,52 fois supérieures à celles enregistrées la nuit (Baker *et al.* 2021). Notamment, il a été envisagé que les crevettes nordiques ovigères ne puissent pas effectuer de migrations verticales en raison de la capacité de nage réduite causée par la présence d'œufs attachés à leurs pléopodes (Bergström 2000).

Certaines crevettes adultes (c.-à-d. pas seulement les larves) peuvent aussi être transportées sur de grandes distances en relativement peu de temps dans des régions comme le détroit d'Hudson, qui est un système très dynamique avec des courants et un mélange forts (Drinkwater 1986). Un tel transport pourrait alors entraîner des changements rapides dans la répartition spatiale des crevettes. Le plus récent cadre fondé sur l'approche de précaution, qui tient compte des régions d'évaluation des stocks à l'échelle de la population (Johnson *et al.* Sous presse), permet la reconnaissance implicite des échanges (exportation et importation) au sein de chaque région, améliorant ainsi la compréhension de la dynamique globale de la ressource (MPO 2023, 2024b; Le Corre *et al.* 2024).

1.1.5. Prédateurs

La crevette nordique est une proie importante pour de nombreuses espèces, telles que la morue franche (*Gadus morhua*), le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), les sébastes (*Sebastes* spp.), la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), des raies (*Raja radiata*, *Raja spinicauda*), les loups de mer (*Anarhichas* spp.) et le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*). La pression de prédation variable joue un rôle important dans la régulation de l'abondance des crevettes nordiques dans toute leur aire de répartition, notamment l'ensemble de la RESN et de la RESS (Baker *et al.* 2024c; Zabihi-Seissan *et al.* 2024), au Groenland (Wieland *et al.* 2007), en Islande (Jónsdóttir *et al.* 2013), dans le golfe du Maine (Richards and Hunter 2021) et dans le golfe du Saint-Laurent, bien que de récentes études réalisées dans le golfe du Saint-Laurent soulignent également le rôle important de la dynamique du plancton dans la croissance des crevettes nordiques (Brosset *et al*. 2019). La quantité de crevettes consommées par les prédateurs varie en fonction de l'abondance et de la taille de ces derniers, du chevauchement spatial et des autres proies disponibles.

La morue franche est généralement reconnue comme l'un des principaux prédateurs de la crevette nordique dans la région (particulièrement dans la RESS; Parsons 2005; Baker *et al.* 2024c). Elle a montré une relation positive avec l'abondance des crevettes lorsque sa densité est faible à modérée, mais une relation négative lorsque sa densité est élevée en raison d'une pression de prédation accrue (Wieland *et al.* 2007; Baker *et al.* 2024c). Les sébastes ont également été désignés comme des prédateurs importants de la crevette nordique dans plusieurs régions, notamment au Groenland occidental (Pedersen and Riget 1993), dans le golfe du Saint-Laurent (Brown-Vuillemin *et al.* 2022), le bonnet Flamand (Pérez-Rodríguez *et al.* 2017) et le Canada atlantique (Baker *et al.* 2024c). Baker et ses collaborateurs. (2024b) ont documenté une augmentation importante des populations de sébastes dans les eaux canadiennes de l'Atlantique depuis 2021. Les incidences potentielles de cette grande biomasse émergente de sébastes juvéniles sur les populations de crevettes de la famille des pandalidés devraient être étudiées en profondeur, surtout compte tenu des effets négatifs observés sur les probabilités d'occurrence de la crevette nordique et de ses densités de population inférieures dans les zones à forte densité de sébastes (Baker *et al.* 2024c). Le flétan du Groenland est

également reconnu comme un prédateur important de la crevette nordique dans toute son aire de répartition (Wieland *et al.* 2007; Dwyer *et al.* 2010), en particulier le long du talus du plateau continental (Baker *et al.* 2024C), bien qu'il ne forme pas d'agrégations denses, comme les sébastes et la morue franche. Le flétan du Groenland est généralement considéré comme un prédateur plus opportuniste (Dwyer *et al.* 2010) et sa consommation de crevettes nordiques tend à être inférieure à celle de la morue franche (Wieland *et al.* 2007; Fulton *et al.* 2024). Le rôle du phoque du Groenland était plus notable durant la période de faible abondance de poissons de fond sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (Pedersen *et al.* 2022).

De multiples changements de régime ont modifié la productivité de la pêche à la crevette nordique depuis le début des années 1990. Le premier régime, au début des années 1990, a fait en sorte que l'écosystème marin au large de Terre-Neuve-et-Labrador (c.-à-d. RESS) passe d'une communauté dominée par les poissons de fond à une communauté dominée par les crustacés et mollusques (Pedersen *et al.* 2022; MPO 2024a). Plus récemment, à la fin des années 2010, dans la RESS, les crevettes semblent être passées à un nouveau régime de faible productivité, caractérisé par un faible recrutement ou une forte mortalité naturelle. Dans la RESN (figure 1), il y a actuellement moins de preuves de changements de régime ayant une incidence sur les crevettes nordiques.

1.2. PÊCHE COMMERCIALE

La pêche à la crevette nordique au large du Canada atlantique a commencé dans la zone de pêche de la crevette (ZPC) 5 au milieu des années 1970 (figure 1), principalement autour de l'ensellement Hopedale, dans le chenal Cartwright, et dans le détroit de Davis (ZPC 1; figure 2). Peu après, des concentrations de crevettes nordiques ont été localisées dans les ZPC 4 et 6, au large de l'île de Baffin (ZPC 2), ainsi que dans la baie d'Ungava et le détroit d'Hudson (ZPC 3), menant à une expansion de la pêche dans ces zones (DFO 2007, MPO 2009). La pêche s'est étendue au chenal Hawke, au bassin St. Anthony, à la fosse de l'île Funk et aux bordures de talus du plateau continental dans les ZPC 4 à 7 au début des années 1990, avec un total autorisé des captures (TAC) associé augmentant périodiquement au cours des deux décennies suivantes (figure 1, figure 2, figure 3, figure 4).

Jusqu'en 1996, la pêche de la crevette nordique dans la ZPC 6 était uniquement effectuée par une flotte de grands navires (tonnage supérieur à 500 tonnes [t]) qui représente actuellement 17 permis. Les prises commerciales de crevettes nordiques ont augmenté rapidement du milieu des années 1990 au début des années 2000 dans la ZPC 6, où la ressource était considérée comme saine et peu exploitée. Au cours de cette période, la plupart des augmentations de TAC ont été accordées à une flotte de petits navires (moins de 100 pieds) qui a ensuite grossi pour atteindre environ 250 permis. Le nombre de permis actifs varie d'une année à l'autre; il n'a pas atteint 250 depuis plusieurs années.

Dans la région de l'Arctique, la pêche de la crevette a débuté à la fin des années 1970 dans la ZPC 1. La pêche d'exploration s'est étendue à ce qui est aujourd'hui la zone de gestion est du détroit de Davis (auparavant la ZPC 2), puis aux 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. Au milieu des années 1990, la pêche s'est déplacée au sud-est de l'île Resolution dans l'ancienne ZPC 2, où la principale pêche demeure aujourd'hui. La mise en œuvre de l'Accord du Nunavut en 1999 a déplacé la principale pêche à l'est de la région du Nunavut. Dans la ZEE et la ZEO, la saison de pêche est limitée par la saisonnalité de la glace de mer, et est réalisée au large par de gros navires entre mai et décembre la plupart des années.

En 2003, l'année de gestion est passée d'une année civile (du 1er janvier au 31 décembre) à une année financière (du 1er avril au 31 mars), de sorte que les prises indiquées pour 2003-2004 sont fondées sur une saison de pêche de 15 mois. Un programme saisonnier de « transfert » a été mis en place afin de permettre à chaque titulaire de permis de la flotte de grands navires (à partir de 2007) et de la flotte de petits navires (de 2012 à 2015) de reporter une partie du quota inutilisé de l'année précédente ou d'emprunter sur le quota de l'année suivante. Chaque permis de gros navire peut faire des transferts jusqu'à 750 t dans chaque ZPC et chaque permis de petit navire peut combler jusqu'à 5 % de son quota, jusqu'à 1 500 t pour la flotte de petits navires, dans la ZPC 6. Le transfert n'avait pas été permis dans la ZPC 6 depuis qu'environ 3 200 t avaient été transférées en 2015-2016. Cependant, certaines exceptions ont été faites dans la ZPC 6 en 2020-2021 en raison des incidences de la pandémie de COVID-19 (c.-à-d. une forte proportion de quotas non exploités en raison des conditions du marché).

Toutes les pêches de la crevette nordique dans l'est du Canada sont assujetties au *Règlement de pêche de l'Atlantique*, pris en vertu de la *Loi sur les pêches*. Les règlements pertinents s'appliquent entre autres aux prises accessoires, aux rejets et aux journaux de bord des navires, et prévoient un maillage minimal de 40 mm ainsi que l'utilisation obligatoire de grilles de tri visant à réduire au minimum les prises accessoires d'espèces non ciblées (MPO 2023). La taille des grilles de tri dépend de la zone de pêche. Dans les ZPC 4, 5, la ZEE et la ZEO, l'espacement maximal des barres est de 28 mm, et il est de 22 mm dans la ZPC 6. Des observateurs en mer sont requis lors de toutes les sorties des grands navires (c.-à-d. une couverture à 100 %). Une cible de présence des observateurs de 10 % a été établie pour la flotte de petits navires (MPO 2023), mais la présence d'observateurs a plutôt varié de 5 à 8 % au cours des 10 dernières années. Les observateurs à bord des navires sont chargés d'enregistrer les emplacements de pêche (figure 2, figure 3), la taille des prises et les rejets.

2. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Une nouvelle compréhension de la structure des populations de crevettes nordiques dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et de l'Arctique, fondée sur la répartition, la dispersion et les caractéristiques du cycle biologique, a été adoptée en décembre 2024 (Baker *et al.* 2025; MPO 2026). Ainsi, en 2025, l'échelle spatiale d'évaluation de la crevette nordique est passée de six zones (ZEE, ZEO et ZPC 4, 5, 6 et 7) à deux régions d'évaluation des stocks (RESN et RESS) divisées par la frontière entre les divisions 2H et 2J de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO; figure 1).

En 2025, l'état de la crevette nordique a été évalué séparément pour la RESN et la RESS à l'aide d'un nouveau cadre bayésien de modélisation des stocks selon la taille (modèle SISCALS), adopté en décembre 2024. Le nouveau cadre intègre des indices de pêche et de biomasse issus de la modélisation spatiotemporelle et des données sur la composition selon la taille pour estimer les tendances de la biomasse, du recrutement, des taux de mortalité naturelle et des taux d'exploitation pour chaque région d'évaluation des stocks (Johnson *et al.* Sous presse).

Plusieurs sources de données ont été employées pour la quantification des différents indices intégrés dans le modèle d'évaluation des stocks et pour l'examen d'autres dimensions de la dynamique des stocks :

- données du relevé multiespèces que le MPO mène en automne dans la RESN et la RESS;
- données du relevé au chalut que la Northern Shrimp Research Foundation (NSRF) et le MPO mène en été dans la RESN (ci-après appelé « relevé de la NSRF »);

- débarquements de la pêche commerciale déclarés dans le Système de gestion des quotas de l'Atlantique (SGQA) dans les deux régions d'évaluation des stocks;
- information sur la pêche commerciale de la crevette provenant des rapports d'observateurs en mer (couvrant les régions de Terre-Neuve-et-Labrador, de la Nouvelle-Écosse et du Québec) et de jeux de données de journaux de bord (région de Terre-Neuve-et-Labrador);
- données du Programme de monitorage de la zone Atlantique (PMZA) du MPO.

L'état de l'écosystème et de l'environnement a été évalué selon un examen des données accessibles sur les conditions océanographiques, la structure biologique de la communauté et les interactions prédateur-proie. Les données sur l'état de l'écosystème dans la RESN sont plus limitées que celles pour la RESS. L'état des stocks est déterminé à partir de points de référence issus du modèle SISCALS, et les indices de taux d'exploitation sont calculés à l'aide des indices spatiotemporels de biomasse exploitable et des données sur les prises dans chaque région d'évaluation des stocks.

2.1. ÉCOSYSTÈME ET ENVIRONNEMENT

Des renseignements sur l'océanographie biologique et physique pertinents sont fournis grâce aux analyses du PMZA et du comité permanent des environnements halieutiques du conseil scientifique (STACFEN) de l'OPANO (Bélanger *et al.* 2022; Cyr *et al.* 2024b, 2024c).

Le programme de recherche sur les écosystèmes de Terre-Neuve-et-Labrador fournit des renseignements pertinents sur l'ensemble de la communauté de poissons en mettant l'accent sur l'état et les tendances des groupes fonctionnels de poissons, la composition du régime alimentaire des principaux prédateurs de poissons et les estimations de la consommation alimentaire (Koen-Alonso and Cuff 2018, OPANO 2021). Des analyses axées sur la production de crevettes, la prédation, les pressions de pêche et l'indice de mortalité par prédation sont également incluses, ainsi que des analyses portant sur les facteurs potentiels de la production nette de crevettes par individu (DFO 2016; MPO 2017). L'examen de la durabilité des prises agrégées à l'échelle de l'écosystème fonctionnel est fondé sur l'approche utilisée par l'OPANO (Koen-Alonso *et al.* 2022, NAFO 2022).

2.1.1. Indice climatique

L'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (ICTNL; Cyr and Galbraith 2021) résume des séries chronologiques jugées représentatives du climat océanique sur les plateaux continentaux de Terre-Neuve et du Labrador et dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest. Il est disponible de 1951 à aujourd'hui et est mis à jour annuellement. Il intègre 10 indicateurs climatiques également pondérés sur la série chronologique (Cyr and Galbraith 2021). L'ICTNL peut être interprété comme une mesure de l'état général du système climatique, les valeurs positives représentant des conditions chaudes et des eaux douces avec moins de glace de mer et, inversement, les valeurs négatives représentant des conditions froides et des eaux salées.

2.1.2. Température au fond

Les cartes et les statistiques concernant la température au fond ont été obtenues à partir du produit de données sur les observations de la température et de la salinité des eaux de fond de l'Atlantique canadien (CABOTS; Coyne and Cyr 2024). Dans la RESN et la RESS, ce produit de données s'appuie fortement sur les observations recueillies au moyen d'un instrument de mesure de la conductivité, de la température et de la profondeur (CTP) fixé aux chaluts utilisés dans le cadre du relevé multiespèces du MPO (1980 à 2023) et du relevé de la NSRF (2006 à 2023). Il est complété avec d'autres profils de température et de salinité accessibles (p. ex.

relevés du PMZA du MPO, programmes océanographiques internationaux, programme Argo). Le produit de données CABOTS a été obtenu par quadrillage des données au moyen de la pondération inverse à la distance, une méthode d'interpolation qui tient compte des obstacles terrestres (voir Cyr *et al*. 2024c pour de plus amples renseignements). Les observations du fond marin sont limitées à des profondeurs de 10 à 1 000 m, et sont offertes pour toutes les années et toutes les saisons entre 1980 et 2023 à partir desquelles les moyennes climatologiques saisonnières (moyennes de 1991 à 2020) ont été calculées.

Avant le calcul des statistiques sur les observations du fond (p. ex. température ou salinité moyennes, zone du fond marin couverte par une plage de températures donnée), les observations manquantes dans les cartes annuelles (p. ex. lorsqu'aucune observation n'est accessible pour une année donnée) sont remplacées par la moyenne climatologique. Il est ainsi possible de calculer ces paramètres pour la même zone du fond marin (ce qui est particulièrement important pour les zones couvertes par une plage de températures donnée). Cependant, cette méthode est conservatrice, car elle tend à tirer les anomalies vers zéro et peut ainsi porter à confusion, surtout pendant les années où la couverture des relevés n'a pas été bonne. La superficie en pourcentage de chaque division de l'OPANO couverte est fournie dans le produit de données CABOTS afin que les utilisateurs puissent évaluer la fiabilité des observations pour une année et une saison données.

Les cartes de la température au fond pour 2024, ainsi que leurs anomalies (différences entre les observations de 2024 et la climatologie), sont présentées avec la climatologie. Un certain nombre de statistiques ont été dérivées de ces cartes afin de caractériser l'habitat océanographique des fonds marins.

2.1.3. Nutriments et communauté de plancton

Les concentrations de nutriments et de chlorophylle a ainsi que l'abondance et la biomasse de zooplancton ont été estimées à l'aide des données recueillies le long des sections océanographiques standard (figure 5) pendant les relevés saisonniers du PMZA depuis 1999. Les inventaires intégrés des nitrates (50 à 150 m) et de la chlorophylle a (0 à 100 m) ont été calculés à partir de la concentration mesurée dans des échantillons d'eau prélevés au moyen de bouteilles Niskin à des profondeurs distinctes, tandis que l'abondance des copépodes et la biomasse du zooplancton ont été estimées à partir de traits verticaux intégrés en profondeur (près du fond jusqu'à la surface) ciblant le plancton, qui ont été effectués avec un filet conique muni d'un anneau (200 µm). Le moment de la prolifération printanière (c.-à-d. le moment où la concentration de chlorophylle a est maximale) a été estimé d'après la moyenne quotidienne de la concentration de chlorophylle a près de la surface, obtenue à partir des observations satellitaires de la couleur de l'océan effectuées grâce au capteur Aqua du spectroradiomètre imageur à résolution moyenne (MODIS). Il a été calculé pour plusieurs sous-régions (figure 5) à l'aide de l'application PhytoFit de l'environnement R Shiny (Clay *et al.* 2021). Les anomalies standardisées ont été calculées à l'aide d'une climatologie de 1999 à 2020 pour les nutriments, la chlorophylle a ainsi que l'abondance et la biomasse du zooplancton, et d'une climatologie de 2003 à 2020 pour le moment de la prolifération printanière. Des renseignements détaillés sur le PMZA et les calculs des mesures obtenues au moyen de données satellitaires figurent dans Bélanger *et al.* (2024).

2.1.4. Écosystème et prédation

Un aperçu des tendances à long terme au sein de la communauté de poissons est fourni en fonction des indices de biomasse provenant du relevé multiespèces que le MPO mène dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador. Ces renseignements, ainsi que les données sur le régime alimentaire des principaux prédateurs, servent à examiner les tendances relatives aux crevettes

en tant qu'espèces fourragères importantes à l'échelle de la région. Leur combinaison permet d'obtenir des estimations sur la consommation de différents poissons, mais aussi d'espèces fourragères importantes, comme la crevette nordique.

La théorie sur la relation prédateur-proie laisse supposer que le taux de consommation d'une espèce proie donnée par un prédateur dépend de la disponibilité des proies. Un indice du régime alimentaire des prédateurs est utilisé pour l'examen de la biomasse des crevettes avant l'effondrement de l'écosystème, une période caractérisée par des différences dans les protocoles de relevé par rapport aux méthodes actuelles (p. ex. les engins, le calendrier) et l'introduction de l'approche actuelle d'échantillonnage des crevettes. Cet indice est dérivé à l'aide d'une structure de modèle avec une formulation générique de réponse fonctionnelle des prédateurs et a été appliqué aux crevettes nordiques lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution tenue en 2024, estimant la biomasse des crevettes nordiques jusqu'en 2019 (les détails se trouvent dans Johnson *et al.* Sous presse, annexe I). Des indices issus des régimes alimentaires de la morue franche et du flétan du Groenland dans les divisions 2J3KL de l'OPANO ont été prédits et comparés à un indice de biomasse dérivé à partir des moyennes pondérées des prises de crevettes effectuées lors du relevé par navire de recherche, qui reposait sur un plan stratifié aléatoire.

Une analyse opposant la disponibilité des crevettes à la prédation et à l'incidence des prises est réalisée dans la RESS. La disponibilité de la crevette est estimée à partir de la biomasse des crevettes de la famille des pandalidés provenant du relevé multiespèces du MPO et de la production connexe que la biomasse estimée de crevette nordique devrait générer, au moyen d'un rapport production/biomasse (P/B) de 1,7 (Robertson 1979, Hopkins 1988). La prédation est présentée comme la proportion estimée de la consommation de crevettes par les principaux prédateurs. L'incidence des prises nominales correspond à la somme des prises de crevettes au cours d'une année donnée et de la production connexe que la biomasse devrait générer, qui a été calculée au moyen du rapport P/B susmentionné. Il est ainsi possible d'avoir une perspective sur la prédation par rapport à l'incidence des prises, mais aussi sur la façon dont ces éléments sont liés à la quantité de crevettes dans le système. Un indice de mortalité par prédation de la crevette est calculé en divisant l'estimation du nombre total de crevettes consommées par des prédateurs par l'estimation de la disponibilité des crevettes, ce qui peut être utilisé pour obtenir des renseignements sur la pression de prédation dans la RESS.

2.1.5. Indices de prédation par région d'évaluation des stocks

L'abondance des prédateurs influence les taux de mortalité des crevettes nordiques dans toute la zone d'étude (Pedersen *et al.* 2022; Baker *et al.* 2024c; Zabihi-Seissan *et al.* 2024). Le flétan du Groenland, la morue franche et les sébastes (*Sebastes* spp.), particulièrement abondants dans toutes les régions d'évaluation des stocks, ont été observés se nourrissant de crevettes nordiques dans différentes études et ont été reconnus comme étant des facteurs importants de l'abondance de la crevette nordique (p. ex. Parsons [2005], Hedeholm *et al.* [2017], Fulton *et al.* [2024], Baker *et al.* [2025]). Par conséquent, des modèles spatiotemporels de base ont été développés pour l'estimation d'un indice annuel de biomasse pour la morue franche, le flétan du Groenland et les sébastes dans les deux régions d'évaluation des stocks. Les données du relevé de la NSRF (2005 à 2024) et du relevé multiespèces d'automne du MPO (1995 à 2024) ont été utilisées dans cette analyse. Plus de détails sur la méthode se trouvent à l'annexe 3 de Johnson *et al.* (sous presse).

2.2. RELEVÉ MULTIESPÈCES DU MPO

Les données sur l'abondance, la biomasse, la maturité et la longueur de carapace des crevettes ont été recueillies depuis l'automne 1995 dans la RESS et la partie sud de la RESN, dans le

cadre du relevé multiespèces que le MPO mène à l'aide du navire de la Garde côtière canadienne (NGCC) *Wilfred Templeman* (ci-après, *Templeman*), du NGCC *Alfred Needler* (ci-après, *Needler*), du NGCC *Teleost* (ci-après, *Teleost*), du NGCC *Capt Jacques Cartier* (ci-après, *Cartier*) et du NGCC *John Cabot* (ci-après, *Cabot*). Les allocations fixées varient selon la division de l'OPANO (figure 1) et sont déterminées en fonction des strates de relevé définies par tranche de profondeur (figure 6). Des traits de pêche d'une durée de 15 minutes et une vitesse de remorquage de 3 nœuds ont été attribués au hasard dans les strates de profondeur, jusqu'à des profondeurs de 1 500 m. Tous les navires utilisaient un chalut à crevettes Campelen 1800 avec un maillage minimal de 40 mm et une doublure au maillage de 12,7 mm. Les capteurs SCANMAR ont estimé que la valeur moyenne de l'écartement entre les ailes du chalut était de 16,8 m (Orr and Sullivan 2013).

Même si la période du relevé, la couverture du relevé (à l'exception d'années données) et la proportion de traits effectués par différents navires de recherche peuvent varier légèrement d'une année à l'autre, les effets connexes sont considérés comme étant minimes. La couverture du relevé dans les divisions 2J3K de l'OPANO a été vaste dans les zones où des crevettes nordiques sont présentes, et des estimations fiables de la répartition, de l'abondance et de la biomasse ont été obtenues la plupart des années depuis 1995. Dans la partie sud de la RESN, la couverture du relevé multiespèces du MPO a été limitée de 2000 à 2004 (figure 7). Cela s'est produit avant la mise en œuvre du relevé de la NSRF en 2005, qui a ensuite assuré une meilleure couverture. Depuis 2010, les divisions 2HJ3KLNO de l'OPANO ont fait l'objet de relevés dans leur intégralité la plupart des années. En 2022, il n'y a pas eu de relevé multiespèces aléatoire stratifié du MPO parce qu'un programme de pêche comparative du MPO, visant à quantifier les différences de capturabilité entre les navires sortants et nouveaux, avait été réalisé dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador. Cependant, lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution tenue en décembre 2024, il a été décidé d'intégrer les données de la pêche comparative menée à l'automne 2022 dans la modélisation spatiotemporelle des indices de biomasse. De plus, la variable « navire » pourrait être incluse comme effet aléatoire si elle améliore le modèle. Cette décision a été facilitée par l'utilisation d'engins semblables à ceux de l'année précédente et la disponibilité de facteurs de conversion de la capturabilité.

Pendant le relevé, les crevettes ont été sous-échantillonnées après chaque trait, et triées par espèce, comptées et pesées. Les données sur la maturité et le sexe (mâle, en cours de transition, femelle primipare, femelle multipare ou femelle œuvée; Allen 1959; McCrary 1971), l'état général (p. ex. présence de parasites), l'état et la longueur de la carapace ont été consignées (Orr and Sullivan 2013). Les poissons et les invertébrés ont également été triés par espèce, dans la mesure du possible, puis comptés et pesés. À la suite du relevé, tous les poids et les nombres d'individus ont été standardisés à un trait de 0,8 mille marin.

2.2.1. Application des facteurs de conversion

Le programme de pêche comparative du MPO de 2022 a fourni les données nécessaires pour apporter les ajustements visant à tenir compte des différences relatives au rendement de pêche entre les navires de recherche sortants (*Teleost*, *Templeman* et *Needler*) et les nouveaux navires hauturiers de sciences halieutiques (*Cabot* et *Cartier*), ce qui a permis d'assurer la continuité de la série chronologique du relevé (MPO 2024c). Les paires *Cabot*/*Cartier* et *Needler*/*Templeman* sont des navires jumeaux; ils ont donc le même rendement de pêche.

À la suite des recommandations formulées lors de la réunion d'évaluation par les pairs du SCAS tenue en juillet 2023 sur la pêche comparative (Wheeland *et al.* 2023; MPO 2024c), ainsi que lors des réunions d'évaluation par les pairs des crevettes nordiques des ZPC 4, 5, 6 et des divisions 3LNO (avis scientifique sur les pêches de 2024 et document de l'OPANO), les facteurs

de conversion ont été appliqués aux crevettes nordiques dans les divisions 2HJ3KLNO de l'OPANO. Ces facteurs, tant basés sur la longueur qu'agrégés par taille, ont calibré les prises de crevettes nordiques dans la zone du relevé multiespèces du MPO qui sont utilisées dans l'évaluation des crevettes (2HJ3KLNO; Trueman *et al.* 2025). Les différences de capturabilité entre les navires sortants et nouveaux ont été prises en compte. Plus de détails sur l'application des facteurs de conversion se trouvent dans les documents connexes (MPO 2024a; Le Corre *et al.* 2026).

2.3. RELEVÉ DE LA NORTHERN SHRIMP RESEARCH FOUNDATION

Le relevé de la NSRF est un relevé aléatoire stratifié qui est mené durant les mois d'été au moyen d'un navire de pêche commerciale avec des engins et des protocoles de relevé semblables à ceux que le MPO utilise lors de son relevé multiespèces d'automne (McCallum and Walsh 2002). Depuis 2014, le relevé de la NSRF est considéré comme couvrant effectivement l'ensemble de l'aire de répartition de la crevette nordique dans la ZEO, la ZEE et la ZPC 4 (figure 1). Une couverture partielle du relevé était assurée les années précédentes pour la ZPC 4 (2005 à 2014) et la ZEO (2009 à 2014), tandis que la ZEO a été étudiée à partir de 2014 (figure 7). Les données antérieures à 2009 dans la ZEE ne sont pas considérées comme compatibles avec la série chronologique actuelle (Walkusz and Atchison 2020). Les données fondées sur cette couverture de relevé ont été jugées suffisantes pour générer des indices de relevé précis de 2005 à 2023, même pendant les années où la ZEE ou la ZEO n'ont pas été couvertes (Baker *et al.* 2024a; MPO 2024d; Fulton *et al.* 2024). La plupart des années, le relevé s'est déroulé de juillet à août à l'aide du navire *Aqvik* d'Ocean Choice International (OCI). Cependant, des problèmes opérationnels ont parfois entraîné la nécessité d'utiliser d'autres navires de l'OCI ou occasionné des retards, des pauses ou des prolongations dans le calendrier du relevé. Les effets de ces ajustements n'ont pas été quantifiés. Les lieux d'échantillonnage dans chaque strate de profondeur sont attribués selon la méthode de Doubleday (1981). Les lieux d'échantillonnage ont été répartis proportionnellement à la taille de la zone de la strate, avec un minimum de deux traits par strate, quelle que soit sa taille, jusqu'en 2018. En 2018, la zone du refuge marin du bassin Hatton a été retirée de la zone d'échantillonnage du relevé de la NSRF, ce qui a entraîné la redéfinition de plusieurs strates qui chevauchaient la fermeture. Puisque la méthodologie d'évaluation utilisée pour la ZPC 4 ne requiert pas deux traits par strate, trois petites strates avec des prises antérieures minimes de crevettes ont été l'objet d'un seul trait de 2018 à aujourd'hui dans la ZPC 4. Dans la ZEE et la ZEO, les traits retirés ont été réaffectés à des zones historiquement plus variées sur le plan des prises.

Différents navires de pêche ont été utilisés pour le relevé de la NSRF depuis son début en 2005. Ceux-ci comprenaient les navires de pêche *Cape Ballard* (2005 à 2011), *Kinguk* (2014), *Katsheshuk* II (2015, 2020, 2023, 2024) et *Aqviq* (2012, 2013, 2016 à 2019, 2021 et 2022, 2023). Le *Cape Ballard*, l'*Aqviq* et le *Kinguk* avaient des caractéristiques semblables, mais le *Katsheshuk II* était plus grand et plus puissant. Les capturabilités relatives des quatre navires (*Cape Ballard*, *Aqviq*, *Kinguk* et *Katsheshuk II*) qui ont été utilisés tout au long de la série chronologique dans la RESN sont inconnues. Compte tenu des grandes ressemblances entre les caractéristiques de trois de ces navires d'échantillonnage, il a été conclu que l'utilisation de facteurs de conversion n'était pas nécessaire pour continuer l'utilisation d'une série chronologique comparable (S. Walsh, scientifique émérite du MPO, comm. pers.). Toutefois, des recherches ont démontré que les changements de navire ont des effets sur la capturabilité, même si les engins et les protocoles de relevé sont identiques (Benoit 2006; Perez-Rodriguez and Koen-Alonso 2010; Thorson and Ward 2014). Les effets des navires sont testés dans la modélisation spatiotemporelle de la densité des crevettes de la famille des pandalidés dans l'ensemble de la zone d'étude (Baker *et al.* 2024a, Johnson *et al.* Sous presse), mais il faut

continuer à faire des efforts pour évaluer l'hypothèse de comparabilité des navires au fil de l'accumulation d'années de données supplémentaires. Il n'est pas souhaitable de changer souvent de navire, car une incertitude dans l'interprétation des résultats du relevé en découle, puisque la capturabilité de relevé annuelle qui est présumée constante ne l'est probablement pas.

Comme pour le relevé multiespèces du MPO, le relevé de la NSRF dans la ZPC 4 a été mené au moyen d'un chalut à crevettes Campelen 1800 standard. Dans la ZEE et la ZEO, un chalut à crevettes Campelen 1800 modifié a été utilisé (Siferd and Legge 2014). Chaque trait visait une durée de 15 minutes de contact avec le fond à une vitesse cible de 3 nœuds. Un instrument de mesure de CTP fixé au chalut a enregistré la température et la salinité des eaux de fond, et les valeurs de profondeur correspondant à chaque trait. De plus amples renseignements sur le relevé se trouvent dans Siferd (2015).

Pendant le relevé, des crevettes ont été sous-échantillonnées (n ≈ 300 individus) lors de chaque trait, puis triées par espèce, comptées et pesées. Les données sur la maturité et le sexe (mâle, en cours de transition, femelle primipare, femelle multipare ou femelle œuvée), l'état général (p. ex. présence de parasites), ainsi que l'état et la longueur de la carapace ont été consignées (Siferd 2015). Les poissons et les invertébrés (c.-à-d. les prises accessoires) ont également été triés par espèce, puis comptés et pesés. Après le relevé, tous les poids et les nombres ont été normalisés pour un trait de 0,8 NM. De plus amples renseignements sur le plan et les pratiques de relevé, le contrôle du chalut, l'échantillonnage des données environnementales, le traitement des prises de crevettes et l'échantillonnage supplémentaire sur le terrain pendant le relevé de la NSRF se trouvent dans Fulton *et al.* (2024).

2.4. ANALYSE DES DONNES D'ÉVALUATION

2.4.1. Modélisation spatiotemporelle de la densité des crevettes nordiques

En vue de s'aligner sur les meilleures pratiques d'évaluation (Punt 2023), la modélisation spatiotemporelle est maintenant utilisée pour l'estimation des indices annuels de la biomasse totale (toutes les crevettes), de la biomasse des femelles et de la biomasse exploitable, fondés sur la densité ($kg.km^{-2}$), à partir des données du relevé d'automne allant de 1995 (RESS) ou de 1996 (RESN) jusqu'en 2024 (Johnson *et al.* Sous presse, annexe A).

En fonction des méthodes adoptées lors de la réunion sur le cadre de l'approche de précaution tenue en 2024 et en reconnaissance de la structure variable entre les régions d'évaluation des stocks (Johnson *et al.* Sous presse, annexe A), des modèles ont été développés séparément pour la densité totale, la densité des femelles et la densité des crevettes exploitables dans la RESN et la RESS. Des modèles spatiotemporels ont été utilisés pour élaborer des indices annuels d'abondance fondés sur la biomasse totale des crevettes nordiques dans les deux régions d'évaluation des stocks en utilisant la trousse R « sdmTMB » (Anderson *et al.* 2024). Des maillages avec une distance minimale de 25 km (RESS) et de 20 km (RESN) ont été créés et des modèles ont été construits à partir de données légèrement au-delà des limites des régions. Sur la base de diverses covariables et composantes de modèle (voir les détails dans Johnson *et al.* Sous presse), le meilleur modèle pour chaque région d'évaluation du stock a été choisi en fonction de la capacité de convergence, des vérifications diagnostiques, du critère d'information d'Akaike (CIA) le plus bas et des diagnostics (p. ex. des tendances résiduelles). Les diagnostics des résidus ont été vérifiés à l'aide d'un échantillonnage selon la méthode de Monte Carlo par chaîne de Markov pour estimer les effets aléatoires et les effets fixes à leurs valeurs de vraisemblance maximale.

Une surface de prédiction basée sur la couche de profondeur d'après la Carte générale bathymétrique des océans (GEBCO; 35 à 750 m de profondeur) a été développée en utilisant des cellules de grille de 27,339 km^2 restreintes à chaque région (c.-à-d. qu'elles ne dépassaient pas les limites de la région d'évaluation des stocks). Le meilleur modèle pour chaque région d'évaluation des stocks a été utilisé pour prédire la densité dans les surfaces de prédiction. En utilisant la surface de prédiction, les indices annuels de biomasse ont été estimés de 1996 à 2024 pour les deux régions. Il convient de noter que les indices spatiotemporels ont également été calculés pour 1995 dans la RESS, mais n'ont pas été utilisés dans le modèle SISCALS. Des analyses de simulation antérieures avec les données de la NSRF ont démontré que des modèles spatiotemporels semblables pouvaient prédire avec précision la densité pour les années où il n'y avait pas de couverture de relevé dans la ZEO (Baker *et al.* 2024a).

Les indices spatiotemporels annuels de la biomasse exploitable (crevettes dont la longueur de la carapace est d'au moins 17,5 mm), des femelles et de la biomasse totale (ainsi que les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance associé) ont été présentés lors de la réunion d'évaluation des crevettes nordiques tenue en mars 2025, ainsi que la répartition annuelle de la densité des crevettes (c.-à-d. les cartes) des indices de la biomasse exploitable. Les changements (indiqués en pourcentage) par rapport à l'année précédente ont également été calculés et présentés. Les valeurs d'indice spatiotemporel des années avec une couverture de relevé limitée dans la RESN (2000 à 2004), qui ont introduit une incertitude considérable, ont été jugées inadaptées à l'utilisation dans le modèle d'évaluation et ne sont donc pas incluses dans ce document.

2.4.2. Distribution des fréquences de longueur

Les fréquences de longueur de la crevette nordique ont été évaluées pour tous les traits (c.-à-d. contrairement à la section 2.4.1, où les traits de la pêche expérimentale ont été inclus) effectués lors des relevés menés de 1995 à 2024 (relevé d'automne du MPO) et de 2005 à 2024 (relevé d'été de la NSRF) dans les deux régions d'évaluation des stocks. Des longueurs obliques de carapace (arrondies au 0,1 mm le plus proche) ont été enregistrées pour l'ensemble des crevettes capturées lors de chaque trait ou un sous-échantillon, le nombre et le poids par trait étant estimés et standardisés à partir des données d'échantillonnage (Orr and Sullivan 2013; MPO 2024a; Le Corre *et al.* 2026). Conformément aux recommandations formulées lors de la réunion d'examen par les pairs du SCAS sur la pêche comparative tenue en juillet 2023 (MPO 2024c), des facteurs de conversion (à la fois basés sur la longueur et agrégés par taille) ont été appliqués de façon à calibrer les prises de crevettes nordiques dans la zone du relevé multiespèces du MPO, en tenant compte des différences de capturabilité entre les navires de recherche du MPO (Le Corre *et al.* 2026). Cet ajustement a permis de transformer les données du relevé d'automne du MPO en unités équivalentes aux données provenant des nouveaux navires.

Pour chaque trait de relevé, les dénombrements de crevettes mâles et femelles (c.-à-d. les crevettes en transition, primipares, œuvées et multipares), standardisés par trait de relevé, étaient regroupés en tranches de longueur de carapace de 0,5 mm, allant de 0 à 40 mm (c.-à-d. 80 tranches au total). Chaque année, quelle que soit la couverture spatiale du relevé, les traits de relevé étaient séparés par région d'évaluation des stocks, et les dénombrements de crevettes étaient additionnés par tranche de taille pour chaque sexe. La proportion de crevettes mâles et femelles a ensuite été calculée en divisant le nombre de crevettes dans chaque tranche de taille par le nombre total estimé de crevettes prises pour cette année-là, standardisé par trait de relevé, dans la région d'évaluation des stocks correspondante.

2.4.3. Taille moyenne des crevettes

Les sous-échantillons des relevés de la NSRF et du MPO (y compris les traits de pêche comparative lors du relevé du MPO en 2022), standardisés à un trait de relevé de 0,8 NM, ont fourni des données sur les fréquences de longueur qui ont servi à calculer la taille moyenne annuelle des crevettes à différents stades de maturité, couvrant la période de 1995 à 2024, dans les deux régions d'évaluation.

2.4.4. Taille à 50 % des femelles

La taille annuelle à laquelle 50 % des crevettes d'une population sont en transition ou des femelles a été estimée à l'aide de données provenant à la fois des relevés et de modèles additifs généralisés (MAG) avec des distributions binomiales (éq. 1) pour chaque région d'évaluation des stocks :

Éq. 1 :

$$Y_i \sim binomiale(1, p_i)$$

$$E(Y_i) = p_i$$
$$var(Y_i) = p_i \times (1 - p_i)$$

$$logit\ (p_i) = \beta_o + f_j(LC_i, by = Année_i) + f_j(Ord_i) + Année_i$$

où Y_i représente une transition effectuée (c.-à-d. en transition ou femelle, 1) ou une transition non effectuée (c.-à-d. mâle, 0) pour un individu d'une longueur de carapace donnée (mm) dans une année donnée, β_0 est le point d'interception et f_j est une fonction lisse unique de la longueur de la carapace et une ordonnée UTM (O*rd*) estimée à l'aide d'une spline de lissage à plaques minces pour chaque année ($Année_i$; Baker ***et al.*** 2021). Chaque observation a été pondérée par le nombre d'individus dans un trait appartenant à cette catégorie de taille de transition. La taille à laquelle 50 % des crevettes sont en transition ou des femelles a été estimée pour chaque année en déterminant la longueur à laquelle la valeur d'ajustement du modèle était de 0 (sur l'échelle logit) à l'ordonnée moyenne de chaque région d'évaluation des stocks, ce qui correspond à 50 % de probabilité que les crevettes soient en transition ou des femelles [puisque $logit(0) = e^0/(1 + e^0)$ correspond à 50 % de probabilité; Pedersen ***et al.*** 2022]. La RESN et la RESS ont été modélisées séparément.

2.4.5. Taux d'exploitation

Dans la RESN, l'indice du taux d'exploitation (ITE) a été déterminé en divisant la prise commerciale (dérivée du SGQA) de la saison de pêche par l'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable (c.-à-d. à partir des données de relevé; avant la saison de pêche) de l'année en cours (c.-à-d. que la prise commerciale de 2024-2025 est divisée par l'indice de la biomasse exploitable de 2024). Dans la RESS, en raison du fait que le relevé a eu lieu à l'automne (c.-à-d. après la saison de pêche), l'ITE a été calculé en divisant la prise commerciale (dérivée du SGQA) de la saison de pêche par l'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable de l'année précédente (c.-à-d. que la prise commerciale de 2024-2025 est divisée par l'indice de la biomasse exploitable de 2023).

L'ITE a été exprimé comme un pourcentage de l'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable, et les intervalles de confiance à 95 % correspondaient aux estimations de l'intervalle de confiance de la biomasse exploitable. Puisque la saison de pêche de la crevette nordique était encore en cours au moment de l'évaluation annuelle, l'ITE déclaré pour l'année en cours (c.-à-d. 2024-2025) est considéré comme provisoire et sera mis à jour lors de la prochaine évaluation. Comme le relevé de la NSRF a lieu en été et que la pêche se déroule

principalement d'avril à octobre, il n'est pas possible de calculer au préalable l'ITE potentiel pour l'année suivante au sein de la RESN.

Les chaluts utilisés lors des relevés ont généralement un coefficient de capturabilité qui n'est pas égal à un, ce qui fait de l'estimation de la biomasse un indice de la biomasse plutôt qu'une mesure précise. La mortalité totale causée par la pêche, qui comprend à la fois les prises débarquées et les mortalités accessoires dues au chalut, est inconnue, ce qui fait que les taux d'exploitation sont relatifs plutôt qu'absolus.

2.5. DONNÉES SUR LA PÊCHE COMMERCIALE

2.5.1. Prises et TAC annuels

Avec le passage de six ZPC à deux régions d'évaluation des stocks, les TAC propres aux ZPC et les prises déclarées, telles que définies et toujours utilisées pour gérer les pêches de la crevette nordique, ont été additionnés dans chaque région d'évaluation des stocks. Cette agrégation a été réalisée pour avoir une compréhension plus claire de l'historique des prises à l'échelle de la région d'évaluation des stocks. Une partie du TAC de la ZPC 5 a été attribuée chaque année à la RESN et à la RESS en fonction de la proportion des prises dans chacune des régions d'évaluation au cours de l'année en question.

Les TAC et les prises de 1977 à 2024-2025 pour les flottes de grands et petits navires pêchant la crevette nordique provenaient du SGQA en date du 15 janvier 2025 pour la ZEE et la ZEO, et en date du 4 février 2025 pour les ZPC 4 à 7. Les TAC et prises agrégés ont été calculés en additionnant les valeurs de la ZEE, de la ZEO et de la ZPC 4 et de la portion nord de la ZPC 5 pour la RESN, ainsi que de la portion sud de la ZPC 5, ZPC 6 et ZPC 7 pour la RESS. Les transferts de quotas, les transferts entre saisons et les dépassements se reflétaient dans toutes les prises. Toutes les prises de 2024-2025 étaient préliminaires. Les données des observateurs en mer et des journaux de bord étaient incomplètes pour 2024, donc les résultats de la pêche présentés pour les années de gestion 2023-2024 et 2024-2025 sont préliminaires. Bien que les TAC des ZPC 4, 5 et 6 soient généralement pleinement utilisés, le TAC n'est généralement pas pleinement exploité dans la ZEE et le ZEO en raison de diverses circonstances liées à la pêche.

Pour répartir les prises déclarées dans la ZPC 5 entre les deux régions, la proportion nord/sud des débarquements provenant des données d'observateurs (grands navires : 1977 à 2024) ou des journaux de bord (petits navires : 1998 à 2024) a été utilisée, assignant les débarquements aux divisions 2H (RESN) ou 2J (RESS) de l'OPANO. Durant la période de 1977 à 1997, une seule flotte a été prise en compte, principalement dominée par les grands navires, et toutes les informations disponibles provenant des observateurs en mer étaient prises en compte chaque année afin de répartir les prises de la ZPC 5 entre la RESN et la RESS. En revanche, de 1998 à 2024, les flottes de petits et grands navires ont été analysées séparément, à l'aide de données annuelles de localisation de pêche provenant des journaux de bord de la flotte de petits navires et des données d'observateurs pour la flotte de grands navires. Lorsque les données n'étaient pas disponibles pour une année donnée, les proportions moyennes nord/sud de périodes précises (1977 à 1984, 1985 à 1989, 1990 à 1994 et 1995 à 1997) ont été utilisées pour répartir les prises de la ZPC 5 entre les deux régions d'évaluation des stocks.

2.5.2. Prises trimestrielles

Conformément à l'approche adoptée lors de la réunion de décembre 2024 sur le cadre fondé sur l'approche de précaution pour la crevette nordique (annexe 8 dans Johnson *et al.* Sous presse), la saisonnalité de la pêche a été déterminée annuellement pour chaque région d'évaluation des stocks. Cela a été fait en multipliant les prises agrégées déclarées

(section 2.5.1) par la proportion d'activité de pêche survenant au cours du trimestre correspondant de l'année dans toute la région, grâce aux données des observateurs pour les grands navires (1977 à 2024) ou aux données des journaux de bord pour les petits navires (1998 à 2024). En raison de la contribution relativement faible des petits navires à l'effort global de pêche (en moyenne 6,4 % des prises totales de la RESN entre 2014 et 2023), les données sur les prises des petits et grands navires ont été combinées. Par conséquent, toutes les prises dans la RESN ont été attribuées à la flotte des grands navires à des fins analytiques dans le modèle SISCALS.

Comme la saison de pêche était encore en cours lorsque les données du SGQA ont été extraites pour l'évaluation, les estimations des prises pour le dernier trimestre de l'année la plus récente (janvier à mars 2025, correspondant au quatrième trimestre de l'année de gestion 2024-2025) ont été établies à partir du TAC restant dans les zones de gestion de chaque région d'évaluation des stocks et des tendances saisonnières observées dans la pêche au cours des cinq dernières années complètes de gestion (2019-2020 à 2023-2024 : 65 % du TAC prélevé dans la ZEE et 35 % dans la ZEO). Au 5 janvier 2025, 65 % du TAC de 2024-2025 avait été pêché dans la ZEE et 35 % dans la ZEO. Puisque ces données correspondent aux taux moyens d'exploitation des TAC pour les mêmes zones au cours des cinq années précédentes, il a été supposé qu'aucune crevette nordique supplémentaire ne serait pêchée ni dans la ZEE ni dans la ZEO au cours du quatrième trimestre de 2024-2025 (janvier à mars), ce qui correspond à la période de l'année où l'eau est couverte de glace, donc inaccessible. Dans la ZPC 5, le TAC avait déjà été entièrement exploité avant le quatrième trimestre, ne laissant aucun quota restant. Pour les ZPC 4 et 6, la portion non exploitée du TAC de 2024-2025 devait être pêchée par la flotte de grands navires, conformément aux habitudes de pêche hivernale observées dans ces régions.

2.5.3. Prise par unité d'effort

La prise par unité d'effort (PUE) est une mesure du rendement de la pêche de la crevette nordique dans la RESN et la RESS. Les tendances temporelles de la PUE (kilogramme/heure) peuvent être dérivées de nombreuses sources, notamment celles directement liées à la disponibilité des crevettes et celles qui influencent leur capturabilité. Par conséquent, la PUE devrait être standardisée autant que possible pour garantir que les facteurs de capturabilité sont pris en compte dans sa modélisation, de sorte que la PUE puisse refléter les tendances de l'abondance relative des crevettes exploitables et que les changements dans les pratiques de pêche n'entraînent qu'un biais minimal. Comme présenté lors de la réunion de décembre 2024 sur le cadre fondé sur l'approche de précaution, des modèles spatiotemporels ont été utilisés pour le calcul d'indices de PUE standardisés pour la flotte de grands navires pêchant la crevette nordique dans les deux régions (séparément), en utilisant la base de données des observateurs (annexe 4 dans Johnson *et al.* Sous presse). Une approche de modélisation linéaire généralisée a été utilisée avec l'ensemble des données des journaux de bord pour calculer l'indice de PUE standardisé de la flotte de petits navires dans la RESS. La PUE de cette flotte n'a pu être calculée dans le RESN en raison de la rareté des données et de l'applicabilité de la « règle des cinq[1] ».

[1] Pour protéger la vie privée et la confidentialité des données halieutiques, le MPO applique une politique de « règle des cinq », selon laquelle les données ne sont pas publiées s'il y a moins de cinq unités de variables personnellement identifiables (p. ex. pêcheurs, vendeurs, acheteurs, permis ou navires) dans un ensemble de données.

2.5.3.1. Indices de PUE standardisés pour les gros navires

L'approche de modélisation spatiotemporelle pour estimer la PUE de la flotte de grands navires utilisait un maillage avec un bord de distance minimal de 25 km dans chaque région d'évaluation des stocks, et plusieurs covariables et composants du modèle ont été pris en compte lors de la formulation du modèle (c'est-à-dire le mois [cyclique], la longueur du pied, la vitesse, la profondeur, le type d'engin, l'année, le navire et l'heure [cyclique] ou l'angle zénithal). Le meilleur modèle a été choisi en fonction de la capacité de convergence, des vérifications diagnostiques, du CIA le plus faible et des diagnostics (p. ex. les tendances résiduelles). Une surface de prédiction basée sur une couche de profondeur provenant de GEBCO (de 35 à 750 m de profondeur) a été développée en utilisant les cellules de grille 46 km^2 de chaque région d'évaluation des stocks pour standardiser la PUE par espace. Seules les cellules de grille où la pêche avait eu lieu depuis plus de deux ans ont été utilisées. La PUE moyenne pour chaque année a été déterminée (voir l'annexe 4 dans Johnson *et al.* Sous presse) pour plus d'information.

2.5.3.2. Indice de PUE standardisés pour les petits navires

La base de données des journaux de bord des crevettes nordiques de Terre-Neuve-et-Labrador (1998 à 2024) a été utilisée pour calculer la PUE de la flotte de petits navires (moins de 100 pieds de long) pêchant la crevette nordique dans la RESS, car chaque navire canadien ciblant les crevettes nordiques remplit des journaux de bord et consigne la taille et la localisation des prises, tandis que la couverture des observateurs en mer dans la pêche de crevettes des petits navires peut être aussi faible que 3 % (contre 100 % dans la flotte de grands navires). Les données brutes sur la PUE ont été standardisées à l'aide de régressions multiples et pondérées selon l'effort pour tenir compte des variations annuelles, mensuelles, de la zone statistique et des navires. La PUE annuelle a été standardisée en juillet (le mois avec la plus grande activité de pêche), la plus grande zone de pêche (zone statistique 69) et le navire ayant le plus long historique de pêche. Seules les données provenant de pêcheurs ayant plus d'un an d'expérience en pêche à la crevette ont été incluses dans l'ensemble de données standard. Les analyses ont été réalisées avec la procédure de modèle linéaire généralisé du logiciel SAS (SAS 9.4). Les modèles fondés sur la PUE de la pêche commerciale de la crevette nordique sont décrits dans Orr and Sullivan (2013).

2.5.4. Fréquences de longueur provenant du Programme des observateurs en mer

Les observateurs en mer à bord des navires ciblant la crevette nordique dans les eaux de l'Atlantique et de l'Arctique ont mesuré de façon aléatoire des échantillons détaillés prélevés de 250 à 300 crevettes nordiques, et ont consigné des renseignements sur la maturité (mâle, femelle primipare, femelle multipare et femelle œuvée), la longueur de carapace (à 0,5 mm près) et les agents pathogènes (p. ex. les parasites). Ces données sur la fréquence des longueurs sexées (1990 à 2024) issues du Programme des observateurs en mer ont été classées par sexe, flotte de navires (petits et grands navires) et région d'évaluation des stocks afin de fournir des estimations annuelles des fréquences de taille des mâles et femelles pêchés commercialement dans la RESN et la RESS, ainsi que la moyenne annuelle de la longueur de carapace des crevettes nordiques pêchées par les différentes flottes.

2.6. MODÈLE D'ÉVALUATION DES STOCKS

Le cadre d'évaluation des stocks de crevettes nordiques basé sur le modèle SISCALS a été accepté lors d'une réunion d'examen multirégional du cadre fondé sur l'approche de précaution tenue par le SCAS en décembre 2024. Le cadre du modèle SISCALS est un cadre bayésien d'évaluation des stocks de crevettes nordiques structuré selon la taille qui est ajusté aux indices

de pêche et de biomasse issus de la modélisation spatiotemporelle, aux données sur la composition selon la taille et aux prises de la pêche, de façon à estimer le recrutement, la biomasse, les taux de mortalité naturelle variables dans le temps, les taux d'exploitation, les points de référence biologiques et l'état des stocks par rapport aux points de référence pour la RESN et la RESS.

Le modèle SISCALS comprend deux composantes principales. Premièrement, les processus biologiques fondamentaux sont représentés par un modèle de dynamique de la population structuré selon la taille et le sexe qui décrit les changements dans l'abondance et la composition selon la taille des crevettes nordiques en réponse à la mortalité par pêche due aux flottes de petits et grands navires, au recrutement et à la mortalité naturelle selon la longueur, qui varie au fil du temps selon les régimes écosystémiques. Ces processus sont modélisés de façon saisonnière (trimestrielle) au moyen d'un modèle conjoint à deux zones structuré selon la taille et le sexe, avec un lien biologique entre les deux régions d'évaluation des stocks (c.-à-d. représentant la dispersion larvaire). La deuxième composante est un modèle statistique basé sur la vraisemblance qui relie les données observées aux valeurs attendues correspondantes dérivées du modèle de dynamique de la population. Plus précisément, le modèle SISCALS intègre les indices spatiotemporels de la biomasse totale, les indices de PUE standardisés des petits et grands navires, la composition selon la taille des crevettes nordiques mâles et femelles d'après les données des relevés et de la pêche, ainsi que les statistiques de prises dans la RESN et la RESS de 1996 à 2024 (figure 8).

L'estimation des paramètres avancés est réalisée en ajustant le modèle SISCALS aux données et en utilisant des techniques d'échantillonnage de la méthode de Monte-Carlo hamiltonienne pour faire une approximation de la fonction de densité de probabilité a posteriori bayésienne associée. La probabilité a posteriori combine les probabilités des données avec des distributions a priori représentant la croyance a priori pour les valeurs de certains paramètres du modèle. Les approximations résultantes sont ensuite utilisées pour estimer les distributions de probabilité a posteriori pour les quantités d'intérêt du modèle, notamment la biomasse passée, les taux d'exploitation, les taux de mortalité naturelle, le recrutement, plusieurs paramètres biologiques clés et les points de référence. Plus de détails sur la structure du modèle SISCALS et l'estimation des paramètres se trouvent dans Johnson *et al.* 2026 (sous presse).

Lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution, l'effet de la prédation des poissons de fond sur les taux de mortalité naturelle des crevettes nordiques dans les deux régions a fait l'objet de discussions. Pour la RESS, il est largement admis que les changements dans la mortalité naturelle et la biomasse des crevettes nordiques sont liés à la prédation des poissons de fond; cependant, l'incidence de la prédation dans la RESN demeure incertaine. Dans le modèle SISCALS, les effets de la prédation sont actuellement implicitement représentés dans le modèle par la mortalité naturelle variant dans le temps.

Les points de référence conformes au cadre fondé sur l'approche de précaution pour la crevette nordique ont été développés à l'aide du modèle SISCALS, et ils reflètent la mortalité naturelle estimée et la taille au moment de la transition sexuelle des huit dernières années (soit environ une génération de crevettes nordiques; Johnson *et al.* 2026, sous presse). Les points de référence ont été dérivés de l'approximation de la biomasse au rendement maximal durable (B_{RMD}) séparément pour chaque région d'évaluation des stocks.

- Les valeurs approximatives de B_{RMD} ont été définies pour chaque région d'évaluation des stocks comme équivalant à 40 % de la biomasse non exploitée (c.-à-d. que l'approximation de $B_{RMD} = 0{,}40 \times B_0$).

- Le point de référence limite (PRL) a été défini comme équivalent à 50 % de la valeur approximative de B_{RMD} pour chaque région d'évaluation des stocks.
- Le point de référence supérieur (PRS) a été défini comme équivalant à 80 % de la valeur approximative de B_{RMD} pour chaque région d'évaluation des stocks.

À la suite des recommandations issues de la réunion de décembre 2024 et d'autres vérifications de la qualité des données, certains ajustements ont été apportés aux données intégrées dans le modèle SISCALS et à plusieurs de ses composantes. Ces modifications sont décrites ci-après.

2.6.1. Modifications apportées aux données de la pêche dans le modèle SISCALS

Les prises des petits navires ont été intégrées aux prises des grands navires dans la RESN (c.-à-d. qu'il reste une seule flotte dans la RESN). Compte tenu des informations limitées disponibles sur la flotte de petits navires dans la RESN, et considérant que cette flotte opère principalement dans la même zone de pêche que les grands navires (principalement dans la partie sud de la RESN), les prises des petits navires ont été classées comme faisant partie de celles des grands navires.

Des sorties ou traits de pêche commerciale ont été exclus de l'ensemble de données sur les distributions de longueur des grands navires (qui est basé sur les données des observateurs) en raison d'une erreur d'identification de la taille du navire. Certains navires étaient auparavant à tort classés comme grands navires alors qu'ils auraient dû être classés comme petits navires. Cela a entraîné un léger écart dans le nombre de sorties et de traits inclus dans les ensembles de données trimestriels sur la fréquence de longueur des flottes de grands et petits navires, comparativement aux données présentées lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution.

Les données sur les prises dans la région de l'Arctique (c.-à-d. ZEO et ZEE) ont été affinées avec des valeurs de prise plus précises des années 1990, qui n'étaient pas accessibles lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution. Il en a résulté des valeurs légèrement plus élevées dans la RESN à la fin des années 1990.

Les données sur les prises dans les divisions 3LNO de l'OPANO ont été affinées avec des valeurs plus précises des grands navires dans la série chronologique, qui n'étaient pas accessibles lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution. Il en a principalement résulté des valeurs plus élevées dans la RESS à la fin des années 1990 et dans les années 2000.

Les prises des petits navires au dernier trimestre de la série chronologique (c.-à-d. janvier à mars 2025) dans la RESN et la RESS ont été estimées en fonction de la proportion moyenne du TAC pêchée durant ce trimestre au cours des cinq dernières années de gestion (voir la section 2.5.2).

2.6.2. Modifications apportées aux données des relevés dans le modèle SISCALS

Conformément aux recommandations de recherche liées à la capturabilité qui ont été formulées lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution, les années de relevé avec une couverture particulièrement faible (2000 à 2004) ont été exclues des indices spatiotemporels de la biomasse totale dans la RESN. En vue de maintenir la cohérence des données et d'éviter l'utilisation de données de fréquence de longueur potentiellement non représentatives, les fréquences de longueur des relevés correspondantes pour ces années ont également été retirées de la série chronologique dans le modèle SISCALS.

De plus, les données sur la fréquence des longueurs ont été sous-échantillonnées de manière à inclure uniquement les traits de relevé effectués à des profondeurs de 0 à 750 m, afin d'assurer la cohérence avec la plage de profondeur utilisée dans les indices spatiotemporels de la biomasse totale (Johnson *et al.* 2026, sous presse).

Ces ajustements ont eu une incidence sur le paramètre de capturabilité dans le modèle SISCALS (c.-à-d. q = 1). Cependant, l'incidence sur l'état des stocks a été minime, car elle est principalement influencée par des valeurs absolues du modèle SISCALS qui reflètent la mortalité naturelle estimée et la taille au moment de la transition sexuelle selon les données des huit dernières années.

2.6.3. Autres modifications intégrées dans le modèle SISCALS

2.6.3.1. Matrice de dispersion

Comme il a été recommandé lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution, la matrice de dispersion dans le modèle SISCALS a été mise à jour pour tenir compte de la portion sud de la RESS (divisions 3NO de l'OPANO) comme une zone d'établissement potentielle dans le cadre de modélisation biophysique des larves. La version du modèle SISCALS examinée lors de la réunion incorporait une matrice de dispersion basée sur une zone d'établissement potentielle couvrant uniquement les divisions 2J3KL de l'OPANO. L'incidence de cette mise à jour sur les résultats a été minime, car le modèle SISCALS utilise des erreurs du processus de recrutement, indépendantes des régions d'évaluation des stocks, pour ajuster et faire correspondre les données.

2.6.3.2. Recrutement au cours des dernières années

Pendant la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution tenue en 2024, il a été recommandé de remplacer les estimations du recrutement issues du modèle SISCALS pour les cinq dernières années par des valeurs simulées afin de refléter une incertitude considérable pour cette période. Pour cette évaluation, nous avons simulé les recrutements pour la période 2020 à 2024. Pour chaque tirage, une relation déterministe de Beverton-Holt entre le stock et le recrutement a été estimée à partir de la biomasse reproductrice de 2009 à 2018 et des estimations de recrutement 2010 à 2019 (c.-à-d. une fenêtre de référence récente de 10 ans pour le stock et le recrutement). Les paramètres estimés pour chaque simulation de recrutement sont la biomasse non exploitée (B_0) et le taux de variation stock-recrutement (h), et le modèle de recrutement de stock suppose que les taux de transition sexuelle et de mortalité naturelle correspondent à la moyenne des huit dernières années estimées (2016 à 2023) selon l'examen du cadre fondé sur l'approche de précaution réalisé en 2024. Tous les autres paramètres du modèle sont restés cohérents avec ceux utilisés lors de l'évaluation.

Lors de la simulation du recrutement de 2020 à 2024, les valeurs attendues (déterministes) du modèle de Beverton-Holt ont été déviées par des erreurs du processus de recrutement post-dispersion, avec une corrélation spatiale et temporelle semblable à la fenêtre de référence. Enfin, selon les suggestions des évaluateurs lors de l'examen du cadre fondé sur l'approche de précaution réalisé en 2024, les valeurs du recrutement dans la population étaient des moyennes mobiles sur deux ans du recrutement dévié de Beverton-Holt, destinées à faire en sorte que les valeurs simulées ressemblent davantage aux valeurs estimées par le modèle SISCALS. Les estimations passées sont sujettes à un effet de flou, où les cohortes sont réparties sur les années de recrutement, étant donné la difficulté d'estimer la force des classes d'âge à partir de données de durée incertaine. Les valeurs de recrutement simulées se sont ensuite diffusées dans la population de chaque région d'évaluation, ayant une incidence sur tous les états du modèle (biomasse reproductrice, biomasse exploitable, etc.) et l'état des stocks par rapport à leurs points de référence.

2.6.3.3. Projections à court terme

Les projections à court terme à prise constante ont été intégrées dans le modèle SISCALS depuis la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution. La période de projection s'étend sur cinq ans après l'année d'évaluation en cours (c'est-à-dire 2025 à 2029 pour cette évaluation). Cependant, seule la période de trois ans de 2025 à 2027 a été prise en compte pour fournir un avis scientifique lors de l'évaluation de mars 2025. Les projections de recrutement ont été générées à partir de la même relation stock-recrutement de Beverton-Holt utilisée pour simuler les recrutements pour la période 2020 à 2024.

En utilisant cette méthode de projection de recrutement, les valeurs attendues de BSR (médianes des distributions a posteriori) dans une gamme de scénarios de prise constante dans la RESN et la RESS ont été évaluées par rapport aux points de référence. Chaque tirage a posteriori a été évalué individuellement pour déterminer la probabilité que le stock soit au-dessus ou en dessous de son point de référence limite. Pour l'évaluation actuelle, des projections ont été effectuées dans la RESN et la RESS pour 2025 à 2027 selon cinq scénarios agrégés constants dérivés d'un ITE appliqué à l'indice spatiotemporel de biomasse exploitable de 2024.

- ITE actuel : ITE fondé sur le TAC agrégé le plus récent.
- ITE de 0 % : représente un scénario à prise nulle.
- ITE de 10 % : correspond à la limite inférieure de la règle de décision sur les prises actuelle.
- ITE de 20 % : basé sur la cible supérieure de la règle de décision sur les prises.
- ITE de 30 % : basé sur l'ITE maximal permis par la règle de décision sur les prises.

2.6.3.4. Différences entre les indices estimés par le modèle spatiotemporel et les valeurs estimées par le modèle SISCALS

Tout au long de ce document, toutes les quantités dérivées du modèle spatiotemporel utilisant des données de relevé sont désignées comme des indices. Les valeurs de la biomasse exploitable et reproductrice provenant du modèle SISCALS diffèrent des indices de relevé correspondants en partie en raison de la capturabilité des relevés, de la sélectivité et de l'inclusion de l'erreur d'observation dans le modèle SISCALS. Par exemple, dans la RESN, où la capturabilité du relevé est estimée à 1, les valeurs moyennes de la biomasse exploitable et reproductrice provenant du modèle SISCALS sont approximativement comparables aux indices moyens issus des relevés. En revanche, dans la RESS, où la capturabilité du relevé est d'environ 0,67, les estimations issues du modèle SISCALS pour la biomasse exploitable et reproductrice sont supérieures à leurs indices de relevé respectifs.

De plus, de légères divergences entre le modèle SISCALS et le modèle spatiotemporel ont été notées lors de l'évaluation de mars 2025. Une différence notable était la taille seuil utilisée pour définir la biomasse exploitable : l'indice spatiotemporel reposait sur un seuil de ≥17,5 mm basé sur des évaluations précédentes, tandis que le modèle SISCALS utilisait un seuil légèrement inférieur (≥16,5 mm) basé sur la capturabilité.

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. RÉSUMÉ DES RELEVÉS

En 2024, la NSRF a mené son relevé à bord du navire de pêche *Katsheshuk II*, recueillant des données lors de 327 traits réalisés dans la partie nord de la RESN (c.-à-d. ZPC 4, ZEE et ZEO), tous dans la plage de 0 à 750 m de profondeur, soit 100 % des traits de relevé planifiés

(figure 6, tableau 1). L'échantillonnage a eu lieu entre le 16 juillet et le 28 août 2024. Les capturabilités relatives des quatre navires de recherche (*Cape Ballard*, *Aqviq*, *Kinguk* et *Katsheshuk II*) qui ont été utilisés tout au long de la série chronologique de la ZPC 4 n'ont pas été testées empiriquement, et donc la capturabilité relative entre les navires est inconnue.

En 2024, le MPO a mené son relevé multiespèces d'automne dans la partie sud de la RESN à bord du NGCC *Cartier* et dans la RESS à bord des NGCC *Cartier* et *Cabot*. En raison de circonstances imprévues (c.-à-d. mauvais temps et problèmes techniques avec un navire), seuls 23 traits ont été réalisés dans la RESN (c.-à-d. division 2H de l'OPANO) entre le 10 et le 27 octobre 2024, ce qui représente 34 % des traits prévus. Bien que la plupart des strates n'aient fait l'objet du relevé qu'une seule fois, la couverture spatiale n'a pas été touchée significativement. En conséquence, les incertitudes entourant les indices de biomasse, calculés à l'aide d'une modélisation spatiotemporelle, demeurent comparables à celles des années précédentes. Dans la RESS, un total de 365 traits de relevé ont été effectués, tous dans la plage de 0 à 750 m de profondeur (figure 6, tableau 2), la plupart des traits planifiés ayant donc fait l'objet du relevé dans cette plage de profondeur. L'échantillonnage dans la RESS a eu lieu entre le 27 octobre et le 15 décembre 2024.

3.2. ÉCOSYSTÈME ET ENVIRONNEMENT

3.2.1. Indices océanographiques et climatiques

Le climat océanique de Terre-Neuve-et-Labrador fluctue entre des phases chaudes et froides sur des échelles temporelles presque décennales; ces fluctuations entraînent des répercussions connues sur la productivité des écosystèmes (Cyr *et al.* 2024a). L'écosystème de Terre-Neuve-et-Labrador s'est effondré à la fin des années 1980 et au début des années 1990 lors d'une phase de froid extrême et d'une surpêche intensive. La biorégion de Terre-Neuve-et-Labrador a également connu un climat plus frais au milieu des années 2010 (environ de 2014 à 2017), suivi d'une phase de réchauffement qui se poursuit depuis environ 2018 (y compris l'année la plus chaude jamais enregistrée en 2021). Ces changements touchant les régimes climatiques qui prévalent depuis le début des années 1950 sont bien représentés par l'ICTNL (figure 9). En 2024, l'ICTNL était élevé à +1,1 (la quatrième année la plus chaude jamais enregistrée). Tous les composants de l'ICTNL pour 2024, à l'exception de l'oscillation nord-atlantique hivernale, ont montré des anomalies chaudes, y compris des températures de surface de la mer record.

Les conditions environnementales du fond marin dans les régions d'évaluation dépendent, d'une part, des conditions climatiques moyennes, surtout en hiver, et, d'autre part, des changements connexes dans la circulation océanique à grande échelle qui accompagnent les changements climatiques (figure 10 et figure 11). Trois principales sources d'eau convergent dans le nord du plateau du Labrador et continuent vers le sud en direction de la RESS. Le courant de l'île de Baffin, qui transporte les eaux d'origine arctique provenant du détroit de Davis, finit par fusionner avec le courant du détroit d'Hudson pour former le courant côtier du Labrador. Ce courant transporte des eaux froides et relativement douces vers le sud, le long de la côte du Labrador. Plus au large, au niveau du rebord du plateau continental, le courant du Labrador, qui transporte les eaux subpolaires de l'Atlantique Nord provenant du courant de l'ouest du Groenland, s'écoule vers le sud après avoir bifurqué vers l'ouest et finalement vers le sud à l'extrémité septentrionale de la mer du Labrador.

La portion côtière et la portion extracôtière (principale) du courant du Labrador créent un gradient des eaux extracôtières vers les eaux côtières touchant la température au fond le long des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador; la température varie de 3 à 4 °C le long du rebord

du plateau continental et atteint des valeurs proches du point de congélation (inférieures à -1 °C) près de la côte du Labrador (figure 10 et figure 11). Ce gradient de température s'accompagne également de changements de la salinité; les eaux sont plus douces le long de la côte et plus salines au large, le long du rebord du plateau continental et dans les chenaux plus profonds (non présenté, voir Cyr *et al.* 2024c pour de plus amples renseignements). Dans le bassin Hatton, une dépression plus profonde délimitant la partie nord de la division 2G de l'OPANO, les températures au fond sont généralement caractérisées par des eaux subpolaires plus chaudes (température supérieure à 4 °C) et plus salées (salinité supérieure à 34,5).

Malgré les séries chronologiques relativement courtes qui sont accessibles (depuis après 2006 pour une grande partie de la RESN), il est possible de déterminer des fluctuations presque décennales dans certaines parties de la région. Par exemple, l'année 2011, et l'année 2010 pour la RESS, représentent les années les plus chaudes de la série chronologique pour l'ensemble des zones. Après une période plus fraîche entre environ 2012 et 2017, qui a également caractérisé toutes les régions, une phase de réchauffement a été observée entre 2018 et 2021. Au cours des trois dernières années, les conditions ont été légèrement froides ou normales, sauf pour le plateau du Labrador, qui a été légèrement chaud dans le nord du Labrador en 2024 et dans le centre du Labrador en 2023. Les températures du fond océanique étaient proches de la normale à légèrement chaudes pour le reste de la RESN. Bien que la température de surface soit généralement corrélée à la température du fond, l'évaluation a mis en lumière que des informations supplémentaires sur la variation spatiotemporelle de la température annuelle de la surface de la mer pourraient offrir des informations précieuses, surtout compte tenu du cycle biologique des crevettes nordiques, comme leur phase larvaire dans la colonne d'eau supérieure.

3.2.2. Nutriments et communauté de plancton

L'augmentation des stocks de nutriments survenue au milieu des années 2010 a eu une incidence positive sur la biomasse totale de zooplancton et les concentrations de chlorophylle a, un indicateur de la production primaire nette (figure 12). La phase chaude en cours a probablement aussi contribué à l'amélioration des conditions observées aux niveaux trophiques inférieurs depuis 2020. Elles se manifestent notamment par une prolifération printanière du phytoplancton plus précoce (figure 13) associée à une augmentation de l'abondance de gros copépodes *Calanus finmarchicus* riches en énergie (Cyr *et al.* 2023), une composante clé du régime alimentaire des poissons (figure 14).

3.2.3. Écosystème et prédation

La biorégion de Terre-Neuve-et-Labrador a subi un changement de régime au début des années 1990, ce qui a entraîné l'effondrement de la communauté de poissons de fond et l'augmentation de la productivité des mollusques et des crustacés. Pendant cette période, l'augmentation de la biomasse des mollusques et des crustacés n'a pas compensé les déclins touchant les poissons de fond, ce qui indique une réduction de la productivité générale des écosystèmes. Depuis ce changement, les écosystèmes de Terre-Neuve-et-Labrador continuent d'être caractérisés par des conditions de productivité généralement faibles, probablement en raison de processus ascendants (p. ex. la disponibilité limitée de nourriture); la biomasse totale demeure donc bien inférieure aux valeurs précédant l'effondrement. En outre, la biomasse totale a légèrement augmenté au début des années 2010 et a diminué à la fin des années 2010. Les tendances des écosystèmes ces dernières années (p. ex. les tendances de la biomasse et le poids des contenus stomacaux) indiquent des améliorations par rapport aux creux de la fin des années 2010, atteignant des niveaux autour des sommets après l'effondrement en 2024. Ces récentes augmentations ont été causées par les poissons de fond.

Les divisions 2H et 2J3KL de l'OPANO sont revenues à une structure de communauté dominée par les poissons de fond, de la structure dominée par les mollusques et crustacés qui a caractérisé ces divisions dans les années qui ont suivi l'effondrement de l'écosystème. Cette transition a commencé dans le sud et s'est produite quelques années plus tard dans le nord de la biorégion de Terre-Neuve-et-Labrador.

Les estimations de la biomasse de crevettes basées sur les données de contenu stomacal de prédateurs laissent supposer que les niveaux de crevettes dans les divisions 2J3KL sont semblables à ceux observés avant l'effondrement des poissons de fond préalable aux années 1990 ces dernières années (figure 15).

Les crevettes de la famille des pandalidés (c.-à-d. la crevette nordique pour la grande majorité de la RESS) sont une espèce fourragère importante dans toute la région et sont présentes dans l'analyse du régime alimentaire des principaux prédateurs, tels que la morue franche, le flétan du Groenland, la plie canadienne et les sébastes. Les crevettes sont les plus dominantes dans le régime alimentaire des prédateurs des régions du nord de la RESS de la région de Terre-Neuve-et-Labrador, mais leur prédominance a diminué au cours des dernières années. En tenant compte de la quantité de crevettes disponibles dans le système et d'une estimation de leur consommation par les poissons prédateurs du système, l'indice de mortalité liée à la prédation des crevettes demeure élevé dans les divisions 2J3KL de l'OPANO, même avec la réduction de la proportion de crevettes dans le régime alimentaire des prédateurs. L'indice de mortalité due à la prédation est quatre fois plus bas dans la division 2H (figure 16).

En comparant la disponibilité des crevettes à la prédation et aux effets des prises dans toute la région de Terre-Neuve-et-Labrador, il a été démontré que la pêche et la prédation sont des éléments clés potentiels du stock dans la division 2H de l'OPANO, tandis que la prédation est l'élément clé le plus fort dans les divisions 2J3KL de l'OPANO (figure 17). Les périodes où la disponibilité des crevettes est beaucoup plus importante que la prédation et que la possible incidence des prises indiquent d'importantes possibilités de croissance du stock de crevettes (c.-à-d. production excédentaire de crevettes potentiellement importante), tandis que les périodes où la disponibilité des crevettes est d'une ampleur semblable à celle de la prédation et de la possible incidence des prises indiquent peu de possibilités de croissance du stock de crevettes. Au cours de la période la plus récente, les possibilités de croissance du stock étaient plus importantes dans le nord que dans le sud.

La tendance de la production nette de crevettes par tête dans les divisions 2J3KL de l'OPANO est probablement associée aux incidences de la prédation, de la pêche et du climat océanique. Depuis la fin des années 2010, la production nette par individu est demeurée relativement stable à des valeurs faibles, et aucun changement majeur ne serait prévu au cours des une à trois prochaines années, d'après ces associations.

3.2.4. Indices des prédateurs potentiels

Dans la RESN, la morue franche avait une faible biomasse tout au long de la fin des années 1990 et des années 2000 (voir 3.2.3). Cependant, ces dernières années, la biomasse de la morue franche a augmenté, atteignant son apogée dans la série chronologique en 2023 et affichant sa deuxième valeur la plus élevée de la série chronologique en 2024 (figure 18). Dans la RESS, la biomasse de la morue franche a atteint un sommet au début et au milieu des années 1980, puis a fortement diminué à la fin des années 1980 et au début des années 1990, où la biomasse est restée faible jusqu'à une augmentation progressive entre 2010 et 2015; elle a maintenu un niveau semblable par la suite (figure 18).

Dans la RESN, les sébastes avaient une biomasse élevée, mais en déclin, tout au long de la fin des années 1970 et du début des années 1980 (non illustré). Entre 1986 et 2006, les niveaux

de biomasse sont restés faibles. Depuis 2021, les niveaux de biomasse des sébastes sont à (ou proches) des sommets de la série chronologique (figure 18). L'émergence d'une si grande biomasse de juvéniles au cours des trois dernières années a été définie comme un facteur potentiel pouvant avoir des incidences indirectes (compétition) ou directes (future prédation) sur la population de crevettes (Baker *et al.* 2024c; MPO, données inédites). L'ampleur et la durée de ces répercussions ne sont pas entièrement comprises à l'heure actuelle, mais il semble justifié de présumer que la résurgence des sébastes juvéniles aura indirectement une incidence majeure sur l'écosystème, y compris la productivité possible de la population de crevettes. Dans la RESS, la biomasse de sébastes était élevée jusqu'en 1984 (non illustré), a chuté à des niveaux bas entre 1986 et 2005, et a fluctué à des niveaux relativement élevés depuis 2007 (figure 18).

Le flétan du Groenland a été désigné comme un élément clé potentiel de l'abondance de crevettes nordiques dans toute la zone d'étude, mais la taille de son effet varie selon l'espace (Baker *et al.* 2024c). Dans la RESN, le flétan du Groenland avait une biomasse élevée, mais en déclin, tout au long des années 1980 (non illustré). Depuis 1996, la biomasse est restée à un niveau faible et stable, avec des signes de tendances à la hausse pour la période 2019 à 2022, mais elle a diminué depuis (figure 18). Dans la RESS, l'indice de biomasse du flétan du Groenland a atteint un sommet au début des années 1970 et au début des années 1980, puis a chuté drastiquement à la fin des années 1980 pour atteindre un creux de la série chronologique en 1992 (non illustré). Depuis 1996, la biomasse fluctue régulièrement près de la moyenne de la série chronologique (figure 18).

3.2.5. Incertitudes

Les sources d'incertitude ont été reconnues et discutées lors de la réunion d'évaluation de la crevette nordique, soulignant la nécessité d'améliorer la collecte et l'intégration des données afin de soutenir des stratégies d'évaluation et de gestion plus robustes et adaptatives. La RESN ne dispose actuellement pas de données critiques sur les écosystèmes et l'environnement, comme des indices de mortalité due à la prédation, des données océanographiques physiques complètes et des indicateurs de production pélagique. Ces lacunes dans les données entravent la capacité d'intégrer les facteurs environnementaux et écologiques dans l'évaluation et limitent les progrès vers la mise en œuvre d'une approche écosystémique de la gestion des pêches.

En vue de corriger la situation, des recherches supplémentaires sur les relations entre la dynamique des populations de crevettes et des facteurs environnementaux et écologiques clés, tels que la couverture de glace de mer, les courants océaniques, la prédation et le transport larvaire, pourraient aider à mieux comprendre les réponses des populations aux conditions changeantes et soutenir une prise de décision plus éclairée basée sur les écosystèmes, particulièrement dans la RESN.

3.3. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU NORD

3.3.1. Biomasse

Dans la RESN, les indices de biomasse de la crevette nordique (c.-à-d. totale, reproductrice et exploitable) dérivés de la modélisation spatiotemporelle des données de relevé ont varié, principalement sans tendance, au cours de la série chronologique. Ces dernières années, ces indices ont atteint un creux de série chronologique en 2019, puis ont affiché une tendance à la hausse jusqu'en 2023. Cependant, ils ont connu une baisse en 2024 par rapport à 2023 (figure 19, figure 20, figure 21, tableau 1, tableau 3).

Les modèles spatiotemporels pour les trois indices de biomasse dans la RESN avaient une structure semblable. Chacun utilisait une famille delta-gamma et incluait l'anisotropie (estimée séparément pour chaque composant de modèle), la profondeur et l'année à l'échelle (comme facteur) comme covariables, ainsi que des coefficients spatiaux, spatiotemporels et spatialement variables pour la profondeur à l'échelle sous forme de champs aléatoires.

L'indice spatiotemporel total de la biomasse en 2024 (199 400 t) a diminué (-19,3 %) par rapport à la valeur de 2023 et est resté en dessous de la moyenne à long terme (1996 à 2023; 279 300 t; figure 19, tableau 1). L'indice spatiotemporal de la BSR des femelles en 2024 (142 200 t;) a diminué (-8,9 %) par rapport à la valeur de 2023 et était légèrement au-dessus de la moyenne à long terme (1996 à 1999 et 2005 à 2023; 134 100 t; figure 20, tableau 1). L'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable en 2024 (185 200 t) a diminué (-19,7 %) par rapport à la valeur de 2023 et est resté en dessous de la moyenne à long terme (1996 à 1999 et 2005 à 2023; 238 200 t; figure 21, tableau 3). La majeure partie du déclin des indices spatiotemporels de la biomasse totale et de la biomasse exploitable a résulté d'une diminution de la biomasse des mâles d'une longueur de carapace supérieure à 17,5 mm. Comme pour la plupart des années précédentes, en 2024, les concentrations les plus élevées de prises de crevettes nordiques et la densité prédite dérivée (p. ex. biomasse exploitable à partir de modélisation spatiotemporelle) dans la RESN ont été trouvées dans une bande relativement continue dans des strates de 201 à 400 m (figure 6, figure 22).

Dans la RESN, la distribution des tailles des femelles montrait une proportion plus élevée de petites femelles en 2024 comparativement aux années précédentes, et les mâles une proportion plus faible (figure 23). La proportion des mâles par rapport aux femelles a diminué depuis le début de la série chronologique du relevé, atteignant son niveau le plus bas enregistré en 2023 (figure 24). La longueur de carapace moyenne pour tous les stades de maturité des crevettes nordiques (femelles, individus exploitables, tous les individus, mâles et individus pré-exploitables) a diminué depuis 2023 (figure 25). La taille moyenne de toutes les crevettes et des crevettes exploitables est restée supérieure à la moyenne à long terme, et la longueur de carapace moyenne des femelles et des mâles a fortement diminué en 2024 comparativement à 2023, pour atteindre certaines des valeurs les plus basses de la série chronologique (figure 25, tableau 4). De même, en 2024, la longueur à 50 % du stade de transition et des femelles a chuté sous le niveau le plus bas précédent de la série chronologique. La taille des crevettes nordiques à 50 % de transition était supérieure à la moyenne à long terme (22,4 mm) depuis 2019, mais a considérablement diminué, passant de 22,8 mm en 2023 à 19,1 mm en 2024, la valeur la plus basse de la série chronologique (figure 26). La taille au moment de la transition est un élément important de la productivité; les femelles plus petites produisent généralement moins d'œufs et un changement à long terme pourrait avoir des répercussions négatives sur la productivité du stock.

3.3.2. Pêche

Au cours de la période allant de 1977 à 2023-2024, le TAC agrégé pour la crevette nordique dans la RESN est passé d'un minimum de 2 125 t (1986) à un maximum de 50 000 t en 2016-2017 (figure 4, tableau 5). Le TAC agrégé est passé de 39 472 t en 2023-2024 (87 % prélevé) à 39 232 t en 2024-2025. Les prises commerciales agrégées suivent généralement le même schéma que le TAC, avec plus de 85 % du TAC agrégé prélevé. Les prises totales agrégées en 2024-2025 étaient de 29 141 t, soit 74 % du TAC agrégé de 39 232 t (données préliminaires du SGQA; figure 4, tableau 5). Les données sur les prises commerciales de 2024-2025 étaient considérées comme préliminaires. À la suite du recalcul des proportions des régions nord et sud de la ZPC 5 après la réunion d'évaluation, il convient de noter que de légères divergences

peuvent exister entre les valeurs agrégées du TAC et des prises pour chaque région d'évaluation du stock et celles déclarées dans l'avis scientifique sur les pêches (MPO 2025).

Au sein de la RESN, la flotte de grands navires a représenté la majorité des prises dans la série chronologique; la pêche a surtout eu lieu entre avril et décembre, correspondant aux trimestres 2 à 4 de l'année civile (figure 27). Les prises de la flotte de petits navires, qui pêche principalement au trimestre 3 de l'année civile, ont atteint un sommet vers 2016 à 2019, mais à un niveau beaucoup plus bas que celui de la flotte de grands navires (figure 27).

Dans la RESN, le meilleur modèle spatiotemporel pour prédire la PUE provenait de la famille Tweedie (*lien = log*) et incluait l'anisotropie (variée selon le composant du modèle), plusieurs covariables (mois, angle zénithal, vitesse, longueur du pied, profondeur, type d'engin, année et navire), ainsi que des champs aléatoires spatiaux et spatiotemporels (indépendants et distribués de manière identique). Dans la RESN, la PUE standardisée des grands navires est restée faible jusqu'au début des années 1990 (tableau 6, figure 28). De 1996 à 2016, la PUE standardisée a fluctué à un niveau relativement élevé sans tendance. Une baisse significative de la PUE standardisée a été observée entre 2016 et 2021, bien que les valeurs restent nettement plus élevées que dans les années 1980 et au début des années 1990. La série chronologique des estimations annuelles standardisées de la PUE des grands navires se caractérise par un haut degré d'incertitude. Des facteurs comme la couverture de glace, les prises accessoires et les conditions du marché peuvent avoir une incidence sur l'effort commercial, tandis que les changements dans les pratiques de pêche peuvent avoir un biais imprévisible sur la PUE.

Plusieurs facteurs, dont des changements apportés aux mesures de gestion (c.-à-d. différents tableaux d'allocation) et la composition des espèces pêchées (c.-à-d. les prises de crevette nordique et de crevette ésope [*Pandalus montagui*] dans la même zone, de sorte que moins de prises de crevette nordique pourraient être enregistrées pour un effort équivalent), compliquent l'interprétation du rendement de la pêche de la flotte de gros navires dans cette zone.

Les zones de la RESN qui soutiennent la pêche à la crevette nordique sont restées relativement stables ces dernières années (figure 2, figure 3), et correspondent principalement à des régions affichant constamment les valeurs de PUE prédites les plus élevées au fil des années (figure 29). Ces zones correspondent visuellement à des endroits où des concentrations élevées de crevettes ont généralement été observées lors des relevés de la NSRF et du MPO (figure 6). La flotte de grands navires opère principalement à des profondeurs de 200 à 400 m, pouvant aller jusqu'à environ 750 m.

En 2024, les données sur la fréquence de longueur provenant des observateurs ont indiqué une proportion plus élevée de femelles plus petites comparativement aux années précédentes, ainsi qu'une proportion globale accrue de mâles (figure 30). La longueur de carapace moyenne des crevettes nordiques pêchées par les grands navires dans la RESN a poursuivi sa tendance à la baisse amorcée en 2021 (figure 31). Cette tendance récente s'aligne sur les observations de taille moyenne et de taille à 50 % de transition et des femelles, telles que déduites de la distribution des tailles selon les données provenant des relevés. Bien que cette évaluation résume la composition selon la longueur des crevettes nordiques pêchées sur toute l'année de gestion, un profil saisonnier peut aussi être présent (p. ex. des crevettes plus petites en été et plus grosses à l'automne). Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre et confirmer l'ampleur et les éléments clés de cette tendance saisonnière potentielle.

3.3.3. Indice du taux d'exploitation

L'ITE a varié de 7,2 % à 27,3 % de 1996 à 2024-2025 (figure 32, tableau 3). Selon les données préliminaires recueillies à partir du SGQA au début de 2025, l'ITE déclaré pour 2024-2025 était de 15,7 %, avec 74 % du TAC agrégé prélevé. Si la totalité du TAC agrégé de 2024-2025 avait été prélevée, l'ITE aurait été de 21,2 %. L'ITE a connu une augmentation par rapport à 2004 à ses valeurs les plus élevées sur la période de 2017-2018 à 2019-2020, coïncidant avec une période de faibles indices de la biomasse exploitable. Après cette période de hausse de l'ITE, l'indice de prise et l'indice de la biomasse exploitable ont commencé à diminuer, ce qui a fait que l'ITE est légèrement au-dessus de la moyenne à long terme ces dernières années.

En 2025, une nouvelle série de valeurs de l'ITE a été introduite, basée sur les deux régions d'évaluation des stocks et les indices de la biomasse exploitable nouvellement adoptés résultant de la modélisation spatiotemporelle. Par conséquent, ces nouvelles valeurs présentés ne sont pas directement comparables aux valeurs précédentes, qui provenaient d'une méthode de modélisation différente (Ogmap ou STRAP) et à une échelle spatiale différente (ZPC).

Pour tous les calculs de l'ITE, y compris dans la RESS (voir section 3.4.3 ci-dessous), le numérateur (prise) et le dénominateur (biomasse exploitable) étaient incertains. La véritable capturabilité des chaluts demeure inconnue. En conséquence, le relevé sous-estime probablement la biomasse d'un pourcentage inconnu et potentiellement variable chaque année. Bien que les prises commerciales soient présumées être connues sans erreur, l'allocation des prises de la ZPC 5 et du TAC à chaque région d'évaluation du stock, basée sur les données des observateurs et des journaux de bord, introduit une incertitude supplémentaire dans l'ITE estimé. Ces estimations sont sujettes à révision à mesure que de nouvelles données seront accessibles. De plus, la mortalité totale induite par la pêche (c'est-à-dire la prise débarquée plus la mortalité accessoire due au chalut) demeure également incertaine. Ainsi, l'ITE est probablement sous-estimé par une marge inconnue.

3.3.4. Modèle d'évaluation des stocks (SISCALS)

3.3.4.1. Diagnostics du modèle

Les erreurs types résiduelles des modèles d'observation sont de bons indicateurs de la qualité des erreurs d'ajustement du modèle SISCALS, avec des valeurs inférieures indiquant un meilleur ajustement aux données (figure 33, tableau 7). Par exemple, pour la RESN, le relevé présente une erreur type résiduelle de 0,209 ($\tau_{relevé}^{indice}$), ce qui peut être interprété comme un coefficient de variation d'environ 21 %. Dans cette évaluation, le modèle s'ajuste avec l'année supplémentaire de données et de légères modifications supplémentaires des données d'entrée dans le modèle SISCALS reflètent un ajustement semblable ou meilleur comparativement au cadre fondé sur l'approche de précaution établi en décembre qui répond aux résultats acceptés du modèle pour les indices et la distribution des longueurs (p. ex. $\tau_{relevé}^{indice}$ pour la région du nord était de 0,28; Johnson *et al.* 2026, sous presse). Notamment, en raison de la suppression des données pour lesquelles il y avait une mauvaise couverture de relevé au début des années 2000, la capturabilité des relevés dans la RESN $q_{\text{Nord, Relevé}}$ est maintenant égale à 1 (figure 33).

À l'instar des résultats présentés lors de la réunion sur le cadre fondé sur l'approche de précaution, les erreurs types se situent dans la plage pauvre (inférieure à 0,4) pour l'indice de PUE des grands navires dans la RESN (τ_{GN}^{indice}, tableau 7). Visuellement, cependant, les résidus du modèle semblent indiquer un meilleur ajustement que la valeur d'erreur type. Plus précisément, tous les résidus représentent au maximum 0,5 erreur type en magnitude (figure 33). Des résidus plus petits sont rendus possibles grâce à la capturabilité variable dans

le temps pour la flotte de grands navires et suggèrent que l'erreur type résiduelle effective (c.-à-d. l'erreur quadratique moyenne des résidus) est plus faible que l'erreur type estimée.

Les diagnostics bayésiens standard de la chaîne a posteriori suggèrent que les chaînes convergeaient (figure 34) avec la plupart des paramètres initiaux ayant des valeurs $\hat{R}$ de facteur de réduction d'échelle potentielle inférieures à 1,01 (autrement dit, les écarts-types a posteriori dans chaque chaîne sont à moins de 1 % les uns des autres entre les chaînes), et des tailles effectives d'échantillons supérieures à 100 par chaîne.

3.3.4.2. Recrutement

Le recrutement dans la RESN oscille autour de la moyenne à long terme, mais a été le plus souvent inférieur à la moyenne depuis 2010. Il est resté inférieur à la moyenne lors des trois derniers points de données non simulés (c'est-à-dire 2017 à 2019; figure 35). Le recrutement estimé par le modèle pour les cinq dernières années et la période de projection sont très incertaines, car peu de jeunes individus ont été observés dans la pêche ou les relevés. Par conséquent, ces années étaient peuplées de valeurs estimées. Bien que ces estimations soient éclairées par les tendances récentes du recrutement, elles peuvent soit surestimer, soit sous-estimer le recrutement réel. Il reste incertain si les conditions observées reflètent fidèlement la dynamique actuelle ou future. Des incertitudes semblables sont également présentes dans le stock de la RESS.

3.3.4.3. Mortalité

Dans la RESN, la mortalité naturelle oscille sans tendance claire dans la série chronologique (figure 35). Elle a augmenté régulièrement de 2017 à 2022, mais a montré une tendance à la baisse depuis. Bien que la mortalité naturelle dans le modèle soit basée sur la longueur, ce qui signifie que les crevettes plus grandes sont moins sensibles, et qu'elle varie annuellement pour refléter les changements de l'écosystème, la même tendance temporelle est appliquée à toutes les tranches de longueur dans le modèle SISCALS. En conséquence, les variations annuelles potentielles de la mortalité naturelle selon la taille ne sont pas prises en compte. Cela représente une considération notable, particulièrement à la lumière d'une étude préliminaire récente qui met en lumière la taille corporelle comme un facteur important dans la dynamique prédateur-proie (MPO, données inédites; Fulton *et al.* 2024), surtout lorsque de nouvelles cohortes de prédateurs sont introduites dans le système (comme les sébastes, voir la section 3.2.4).

3.3.4.4. Cadre fondé sur l'approche de précaution

En 2024, la BSR dérivée du modèle SISCALS était de 177 800 t (figure 35, figure 36, tableau 8, tableau 9), ce qui représente une augmentation de 56 % par rapport à 2023 (114 200 t), mais elle reste en dessous de la moyenne à long terme (1996 à 2023; 207 900 t).

La BSR de la crevette nordique en 2024 est supérieure au PRL, avec une probabilité supérieure à 99 %, et supérieure au PRS proposé, avec une probabilité supérieure à 99 %. Ainsi, si le PRS proposé était adopté, le stock serait dans la zone saine du cadre fondé sur l'approche de précaution (figure 35, figure 36, tableau 8).

3.3.4.5. Projections

Dans la RESN, les quatre scénarios de prise constante projetés dans le modèle SISCALS indiquent une baisse de la BSR au cours des trois prochaines années (2025 à 2027), à l'exception du scénario sans pêche, qui montre une augmentation à partir de 2025, et du scénario fondé sur un ITE de 10 %, qui montre une augmentation à partir de 2026 (figure 36, tableau 10). En revanche, les scénarios avec les niveaux de prise les plus élevés (ITE de 20 % et 30 %) prévoient un déclin continu jusqu'en 2027 (figure 36, tableau 10).

Il est supposé que les prises sont égales au TAC pour toutes les années de projection, alors que l'utilisation du TAC a été inférieure à 100 % au cours des dernières années. Par conséquent, puisque toutes les autres composantes sont égales dans cette évaluation précise, les estimations de la biomasse projetée dans le tableau 10 pourraient être des sous-estimations. De plus, les projections d'évaluation supposent que les conditions moyennes des dernières années se poursuivront, bien que ces conditions puissent évoluer. Une incertitude supplémentaire dans les estimations projetées de la biomasse pourrait découler d'incertitudes de mise en œuvre; plus précisément, des écarts dans la manière dont les mesures de gestion, telles que les TAC, se traduisent en prises réelles et leurs effets sur la population. Un biais supplémentaire peut résulter de reconductions et d'autres décisions de gestion difficiles à quantifier. Ces incertitudes s'appliquaient aussi aux projections pour la RESS.

3.4. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU SUD

3.4.1. Biomasse

Dans la RESS, les indices de biomasse de la crevette nordique (c.-à-d. les biomasses totale, reproductrice et exploitable) dérivés de la modélisation spatiotemporelle des données de relevé ont augmenté régulièrement de 1995 à 2006. Entre 2006 et 2017, ils ont fortement diminué, et, depuis, ils sont restés stables à un niveau bas. En 2024, ces indices ont connu une baisse (par exemple, une baisse de 25 % pour l'indice de la biomasse totale) par rapport à 2023, atteignant les niveaux les plus bas de la série chronologique (figure 19, figure 20, figure 21, tableau 2, tableau 11).

Les modèles spatiotemporels dans la RESS avaient une structure semblable pour les trois indices de biomasse (famille gamma delta), notamment l'anisotropie (séparée pour chaque composant de modèle), la profondeur et l'année à l'échelle (comme facteur) comme covariables, ainsi que les coefficients spatiaux et spatiotemporels (indépendants et distribués de manière identique) et spatialement variables pour la profondeur mise à l'échelle en tant que champs aléatoires. En plus des traits de relevé réguliers, les traits de pêche comparative les plus récents (utilisant le même équipement que les traits de relevé) ont également été inclus dans la modélisation spatiotemporelle, et le type de trait s'est avéré non significatif. Le modèle spatiotemporel de la biomasse exploitable le plus performant incluait un effet de navire aléatoire, tandis que l'intégration de cet effet n'a pas amélioré les modèles de la biomasse totale et de la BSR.

Les trois indices de relevé spatiotemporels ont tous diminué de 2023 à 2024 dans la RESS, atteignant leurs niveaux les plus bas de la série chronologique du relevé. L'indice de relevé spatiotemporel de la biomasse totale en 2024 (103 300 t) a diminué de 25,1 % par rapport à la valeur de 2023 et est resté en dessous de la moyenne de la série chronologique du relevé (1995 à 2023; 646 200 t; figure 19, tableau 2). L'indice de relevé spatiotemporel de la BSR des femelles en 2024 (55 400 t;) a diminué de 27 % par rapport à la valeur de 2023 et est demeuré en dessous de la moyenne de la série chronologique du relevé (1995 à 2023; 311 200 t; figure 20, tableau 2). L'indice de relevé spatiotemporel de la biomasse exploitable en 2024 (92 300 t) a diminué de 20,8 % par rapport à la valeur de 2023 (116 000 t) et constitue le niveau le plus bas de la série chronologique du relevé (figure 21, tableau 11). Comme pour la plupart des années précédentes, en 2024, les concentrations les plus élevées de prises de crevettes nordiques et la densité prédite (p. ex. l'indice de relevé spatiotemporel de la biomasse exploitable) dans la RESS ont surtout été observées dans les zones côtières plus proches du nord-est de Terre-Neuve comparativement aux années 2000, tandis que les densités de crevettes nordiques demeurent faibles le long du bord du plateau (figure 6, figure 37).

Dans la RESS, la distribution des tailles des femelles a montré une proportion globale plus élevée de femelles en 2024 par rapport aux années précédentes, tandis que les mâles présentaient une proportion plus faible et une distribution de longueur plus étroite que les années précédentes (figure 38, figure 24). La longueur de carapace moyenne de la plupart des stades de maturité des crevettes nordiques (individus exploitables, tous les individus, mâles et individus pré-exploitables) a légèrement augmenté depuis 2023, à l'exception des femelles dont la longueur de carapace moyenne a légèrement diminué. La taille moyenne de tous les stades est restée supérieure à la moyenne à long terme en 2024 (figure 25, tableau 12). Au cours des cinq dernières années, la taille des crevettes nordiques à 50 % de transition a fluctué au-dessus de la moyenne à long terme (21,2 mm), et a légèrement augmenté, passant de 21,4 mm en 2023 à 21,7 mm en 2024 (figure 26).

3.4.2. Pêche

Au cours de la période allant de 1977 à 2023-2024, le TAC agrégé pour la crevette nordique dans la RESS est passé d'un minimum de 1 378 t (1981) à un maximum de 129 879 t en 2009-2010 (figure 4, tableau 13). Le TAC agrégé de la RESS de 11 215 t en 2023-2024 (dont 83 % ont été prélevés) a été réduit pour 2024-2025. Les prises totales agrégées en 2024-2025 étaient de 7 180 t, soit 68 % du TAC agrégé de 10 547 t (données préliminaires du SGQA) (figure 4, tableau 13). Les données sur les prises commerciales de 2024-2025 étaient considérées comme préliminaires. Les prises commerciales suivent généralement le même schéma que le TAC, avec généralement environ 80 à 90 % du TAC prélevé dans la RESS. À la suite du recalcul des proportions des régions nord et sud de la ZPC 5 après la réunion d'évaluation, il convient de noter que de légères divergences peuvent exister entre les valeurs agrégées du TAC et des prises pour chaque région d'évaluation du stock et celles déclarées dans l'avis scientifique sur les pêches (MPO 2025).

Au sein de la RESS, la flotte de petits navires a été responsable de la majorité des prises au fil de la série chronologique (figure 39). La majeure partie de l'activité de pêche a eu lieu de juillet à septembre, ce qui correspond au troisième trimestre (T3) de l'année civile (figure 39). Les prises de la flotte de grands navires, qui pêche principalement de janvier à mars (T1), ont été historiquement inférieures à celles de la flotte de petits navires dans la RESS durant les années 2000. Les prises pour les deux flottes de pêche ont atteint leur apogée entre 2000 et 2015 et sont actuellement à des niveaux beaucoup plus faibles. Au cours des dernières années, la proportion de prises de la flotte de grands navires a augmenté (figure 39).

Dans la RESS, le meilleur modèle spatiotemporel pour la flotte de grands navires provenait de la famille Tweedie (lien = log) et incluait l'anisotropie (variée selon le composant du modèle), plusieurs covariables (mois, vitesse, type d'engin, année et navire), ainsi que des champs aléatoires spatiaux et spatiotemporels (indépendants et distribués de manière identique). La PUE standardisée des grands navires était faible jusqu'en 1991 (figure 28, tableau 14). Après 1991, elle a augmenté jusqu'à atteindre un sommet de la série chronologique en 2000. Après 2000, la PUE prévue a diminué jusqu'en 2019. Depuis, elle a varié sans tendance à un niveau relativement bas, mais reste toujours au-dessus du niveau des années 1980. Il existe un grand degré d'incertitude associé aux estimations annuelles de la PUE tout au long de la série chronologique.

La PUE standardisée pour les petits navires oscillait autour de la moyenne dans les premières années de la pêche (1998 à 2003) et au début des années 2010, avec un sommet atteint entre 2004 et 2008 (figure 28, tableau 15). En 2016, la PUE des petits navires est tombée sous la moyenne pour atteindre les valeurs les plus basses de la série chronologique et est restée à un niveau bas depuis, avec une légère amélioration en 2021-2022.

Les zones de la RESS qui soutiennent la majorité des pêches à la crevette nordique sont restées relativement stables ces dernières années (figure 2, figure 3), et correspondent généralement à des régions affichant constamment les valeurs de PUE prédites standardisées des grands navires les plus élevées au fil des années (figure 40). Ces zones correspondent visuellement à des endroits où des concentrations élevées de crevettes ont généralement été observées lors des relevés du MPO (figure 6, figure 37). Les flottes de petits et grands navires opèrent principalement à des profondeurs de 200 à 400 m au sud de la fermeture du chenal Hawke et autour de la fermeture de l'île Funk (figure 2).

En 2024, les données limitées sur la fréquence de longueur provenant des observateurs à bord des grands navires ont indiqué une proportion plus élevée de mâles plus grands comparativement aux années précédentes, ainsi qu'une plus grande proportion de femelles plus petites (figure 41). Une tendance semblable a été observée dans les données limitées de la flotte de petits navires en 2023, avec moins de mâles plus petits et plus de femelles plus petites (figure 42). La longueur de carapace moyenne des crevettes nordiques pêchées par les grands navires dans la RESS a montré une légère augmentation par rapport à 2023, bien qu'elle reste inférieure à la moyenne à long terme. Cela fait suite à un déclin global commencé en 2019. Cependant, les données pour 2024-2025 sont limitées et doivent être considérées comme préliminaires (figure 31). Cette tendance correspond aux profils observés de taille moyenne et de taille à 50 % de transition, telles que déduits de la distribution des tailles selon les données de relevé. Les données des observateurs pour la flotte de petits navires en 2024 sont extrêmement limitées, ce qui complique les conclusions fiables ou l'établissement de tendances à partir d'une source de données aussi limitée.

3.4.3. Indice du taux d'exploitation

L'ITE a varié de 5,8 % (1996) à 18 % (2010-2011) de 1996 à 2024-2025 (figure 43, tableau 11). En date du 4 février 2025, l'ITE déclaré pour 2024-2025 était de 6,2 %, avec 68 % du TAC agrégé prélevé. Si la totalité du TAC agrégé de 2024-2025 (10 547 t) avait été prélevée, l'ITE aurait été de 9 %. L'ITE a connu une augmentation notable de la fin des années 2000 au début des années 2010, coïncidant avec un passage d'une période d'indices de biomasse exploitable relativement élevés commencée au début des années 2000, suivie d'une diminution de la biomasse à partir de 2010. Le déclin constant de la biomasse exploitable, survenant à un rythme relativement élevé comparé à la réduction du TAC, a conduit à une période d'ITE relativement élevé jusqu'en 2015-2016. Après 2016-2017, des baisses des prises et du TAC (c.-à-d. principalement dues au plan de rétablissement de la ZPC 6 limitant le taux d'exploitation à 10 %) ont conduit à des valeurs d'ITE légèrement inférieures à la moyenne à long terme ces dernières années.

En 2025, une nouvelle série de valeurs de l'ITE a été introduite, basée sur les deux régions d'évaluation des stocks et les indices de la biomasse exploitable nouvellement adoptés résultant de la modélisation spatiotemporelle. Par conséquent, ces nouvelles valeurs présentées ne sont pas directement comparables aux valeurs précédentes, qui provenaient d'une méthode de modélisation différente (Ogmap) et à une échelle spatiale différente (ZPC).

3.4.4. Modèle d'évaluation des stocks (SISCALS)

3.4.4.1. Diagnostics du modèle

Les mêmes diagnostics pour les erreurs types résiduelles du modèle (indices de relevé et de PUE, a posteriori bayésiens) pour la RESN s'appliquent à la RESS. L'ajustement de SISCALS au point de relevé de la RESS de 2024 était faible, près de 3 écarts-types (panneau en bas à

droite, figure 33). Cependant, des écarts semblables ont été observés les années précédentes (p. ex. en 2008).

3.4.4.2. Recrutement

Le recrutement dans la RESS était généralement supérieur à la moyenne à long terme pendant la première partie de la série chronologique (1996 à 2008), mais il est inférieur à la moyenne depuis 2009. Il a atteint le niveau le plus bas de la série chronologique au cours des cinq derniers points de données non simulés (c.-à-d. 2015 à 2019; figure 35).

3.4.4.3. Mortalité

Dans la RESS, la mortalité naturelle a augmenté pendant la majeure partie de la série chronologique, mais elle a atteint un plateau depuis 2015 (figure 35). Les changements dans la mortalité naturelle correspondent avec l'augmentation de l'abondance des prédateurs dans la région (voir 3.2.3 et 3.2.4). Le modèle SISCALS laisse supposer également une légère baisse de la mortalité naturelle entre 2023 et 2024, mais davantage de données seront nécessaires pour confirmer cette tendance.

3.4.4.4. Cadre fondé sur l'approche de précaution

En 2024, la BSR dérivée du modèle SISCALS était de 134 700 t (figure 35, tableau 8, tableau 9), une augmentation de 2,2 % par rapport à la valeur de 2023 (131 700 t), qui était la plus faible de la série chronologique, restant inférieure à la moyenne à long terme (1996 à 2023; 707 500 t).

La BSR de la crevette nordique en 2024 est supérieure au PRL, avec une probabilité supérieure à 99 %, et supérieure au PRS proposé, avec une probabilité de 98 %. Ainsi, si le PRS proposé était adopté, le stock se trouverait dans la zone saine du cadre fondé sur l'approche de précaution (tableau 8).

3.4.4.5. Projections

Dans la RESS, les scénarios de projection du modèle SISCALS à prise constante indiquent que la BSR devrait augmenter au cours des trois prochaines années (2025 à 2027; figure 44, tableau 10). Si le PRS proposé est adopté, il est très probable que la BSR reste dans les zones saines correspondantes tout au long de cette période (tableau 10).

3.5. INCERTITUDES

L'incertitude liée à l'observation, ou l'erreur de mesure, est un élément important de l'évaluation, particulièrement en ce qui concerne les données directes, telles que les prises, les indices de relevé, la composition selon la longueur et les caractéristiques biologiques. Alors que les données sur la biomasse provenant des relevés sont généralement standardisées à l'aide de modèles spatiotemporels pour tenir compte de la variabilité dans l'espace et dans le temps, les données sur la composition selon la longueur ne sont pas actuellement traitées de la même manière. Ce manque de standardisation signifie que les régions non couvertes par les relevés peuvent être sous-représentées dans l'ensemble de données sur la composition selon la longueur, ce qui pourrait introduire un biais dans les estimations d'évaluation des stocks (Johnson *et al.* 2026, sous presse). La mise en œuvre d'une standardisation spatiotemporelle pour les données sur la composition selon la longueur aiderait à résoudre ce problème en réduisant le potentiel de biais de capturabilité, en tenant compte de la couverture partielle des relevés, et en améliorant la conception et la représentativité des programmes d'échantillonnage dépendants et indépendants de la pêche. Cette amélioration contribuerait à des évaluations des stocks plus précises et fiables. De plus, la répartition verticale des crevettes nordiques (c.-à-d. leur position dans la colonne d'eau) n'est pas bien comprise et peut varier selon l'espace et le

temps. Puisque les estimations de la biomasse reposent sur des relevés au chalut de fond, les crevettes situées plus haut dans la colonne d'eau peuvent être ignorées, ce qui entraîne des fluctuations observées qui reflètent les limites des relevés plutôt que de véritables changements dans la taille de la population.

Les incertitudes dans les évaluations de stocks utilisant le modèle SISCALS proviennent à la fois de sources de procédé et structurelles. L'incertitude des processus implique la variabilité inhérente et la précision limitée dans l'estimation des paramètres biologiques clés, tels que le recrutement, la mortalité naturelle, la croissance et la transition sexuelle. Ces facteurs sont influencés par les conditions environnementales et la complexité biologique, ce qui rend leur estimation sujette à l'erreur et à la variabilité. D'un autre côté, l'incertitude structurelle du modèle découle des hypothèses et simplifications faites pour représenter la dynamique des populations de crevettes, la structure des stocks et les interactions au sein des écosystèmes, telles que la prédation. Ce type d'incertitude reflète les limites du modèle à saisir pleinement la complexité des processus écologiques et biologiques réels. Ensemble, ces incertitudes influencent la fiabilité et la robustesse des résultats d'évaluation des stocks.

4. CONCLUSION

4.1. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU NORD

Dans la RESN, la BSR dérivée du modèle SISCALS a augmenté de 56 % en 2024 par rapport à la valeur de 2023, et est restée inférieure à la moyenne de la série chronologique (1996 à 2023). L'indice de relevé spatiotemporel de la biomasse exploitable en 2024 a diminué de 19,7 % par rapport à la valeur de 2023, et est resté inférieur à la moyenne de la série chronologique (1996 à 2023). En 2024, la BSR des crevettes nordiques femelles dans la RESN était supérieure au PRL (probabilité supérieure à 99 %) et supérieure au PRS proposé (probabilité supérieure à 99 %). Si le PRS proposé était adopté, le stock se situerait dans la zone saine du cadre fondé sur l'approche de précaution.

4.2. CREVETTE NORDIQUE (*PANDALUS BOREALIS*) DANS LA RÉGION D'ÉVALUATION DU STOCK DU SUD

Dans la RESS, la BSR dérivée du modèle SISCALS a augmenté de 2,2 % en 2024 par rapport à la valeur de 2023, qui était la plus faible de la série chronologique, et est restée inférieure à la moyenne de la série chronologique (1996 à 2023). L'indice de relevé spatiotemporel de la biomasse exploitable en 2024 a diminué de 20,8 % par rapport à la valeur de 2023, et a atteint le creux de la série chronologique (1995 à 2023). En 2024, la BSR des crevettes nordiques femelles dans la RESS était supérieure au PRL (probabilité supérieure à 99 %) et supérieure au PRS proposé (probabilité supérieure à 98 %). Si le PRS proposé était adopté, le stock se situerait dans la zone saine du cadre fondé sur l'approche de précaution.

5. REMERCIEMENTS

Nous remercions sincèrement les nombreux techniciens qui ont recueilli et analysé les échantillons de la pêche commerciale, du relevé multiespèces du MPO et du relevé de la NSRF, ainsi que les pêcheurs de crevettes qui ont rempli et fourni des journaux de bord.

6. 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. United Kingdom 38(1).

Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A., Barnett, L.A.K. and Thorson, J.T. 2024. sdmTMB: An R Package for Fast, Flexible, and User-Friendly Generalized Linear Mixed Effects Models with Spatial and Spatiotemporal Random Fields. *bioRxiv*, 2022.03.24.485545.

Aschan, M., and Ingvaldsen, R. 2009. Recruitment of shrimp (*Pandalus borealis*) in the Barents Sea related to spawning stock and environment. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 56(21–22): 2012–2022.

Baker, K.D., Anderson, S.C., Coffey, W., Walkusz, W., Mullowney, D.R.J., et Skanes, K.R. 2024a. Détermination d'un point de référence limite pour la crevette ésope (*Pandalus montagui*) de la zone de pêche à la crevette 4. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/067. iv + 29 p.

Baker, K.D., Anderson, S.C., Mullowney, D.R.J., Walkusz, W., and Skanes, K.R. 2024b. Moving away from a scale mismatch: Spatiotemporal modelling of striped shrimp (Pandalus montagui) density in Canada's subarctic. Fish. Res. 270: 106898.

Baker, K.D., Fifield, D.A., Mullowney, D.R.J., and Skanes, K.R. 2021. Ecology and epidemiology of the striped shrimp, *Pandalus montagui* Leach, 1814 (Decapoda: Caridea), in the northern Labrador Sea, Davis Strait, and Ungava Bay, Canada. J. Crustac. Biol. 41(2): ruab024.

Baker, K.D., Le Corre, N., Bourret, A., Parent, G., Fulton, S., Duprey, N.M.T., and Cox, S. 2025. Spatial stock structure of northern shrimp Pandalus borealis Krøyer, 1838 (Decapoda: Caridea: Pandalidae) in Canada's Northwest Atlantic. J. Crustac. Biol. 45(2): ruaf021.

Baker, K.D., Mullowney, D.R.J., and Fulton, S. 2024c. Spatiotemporal modelling of northern shrimp *Pandalus borealis* distribution patterns throughout Canada's subarctic and arctic regions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 740: 79–93.

Bélanger, D., Maillet, G., and Pepin, P. 2022. Biogeochemical oceanographic conditions in the Northwest Atlantic (NAFO subareas 2-3-4) during 2021. NAFO SCR Doc. 22/019.

Bélanger, D., Maillet, G., Cyr, F., Doyle, G., Rastin, S., Ramsay, D., Dalton, B., et Pepin, P. 2024. Conditions océanographiques biogéochimiques sur le plateau continental de Terre-Neuve-et-Labrador en 2019 et 2020. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/074. vii + 58 p.

Benoit, H.P. 2006. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom trawl survey time series: Results of the 2004-2005 comparative fishing experiments and other recommendations for the analysis of the survey data. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2006/008.

Bergström, B.I. 2000. The Biology of *Pandalus*. Adv. Mar. Biol. 38: 1–245.

Bourdages, H. Roux, M.-J., Marquis, M.C., Galbraith, P., et Isabel, L. 2022. Évaluation des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2021 : données de la pêche commerciale et du relevé de recherche. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/027. xv + 197 p.

Bourret, A., Leung, C., Puncher, G.N., Le Corre, N., Deslauriers, D., Skanes, K., Bourdages, H., Cassista-Da Ros, M., Walkusz, W., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., and Parent, G.J. 2024. Diving into broad-scale and high-resolution population genomics to decipher drivers of structure and climatic vulnerability in a marine invertebrate. Mol. Ecol. 33(15): e17448.

Brosset, P., Bourdages, H., Blais, M., Scarratt, M., and Plourde, S. 2019. Local environment affecting northern shrimp recruitment: a comparative study of Gulf of St. Lawrence stocks. ICES J. Mar. Sci. 76(4): 974–986.

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.

Charnov, E.L., and Anderson, P.J. 1989. Sex change and population fluctuations in pandalid shrimp. Am. Nat. 134(5).

Clay, S., Layton, C., and Devred, E. 2021. BIO-RSG/PhytoFit: First release (v1.0.0)

Coyne, J., and Cyr, F. 2024. Canadian Atlantic Bottom Observations of Temperature and Salinity (CABOTS). Fed. Res. Data Repos.

Crawford, R.E., Hudon, C., and Parsons, D.G. 1992. An acoustic study of shrimp (*Pandalus montagui*) distribution near Resolution Island (eastern Hudson Strait). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49(5): 842–856.

Cyr, F., Adamack, A., Bélanger, D., Koen-Alonso, M. Mullowney, D., Murphy, H., Regular, P., and Pépin, P. 2024a. Environmental Control on the Productivity of a Heavily Fished Ecosystem. Nature Comm. 16.

Cyr, F., and Galbraith, P.S. 2021. A climate index for the Newfoundland and Labrador shelf. Earth Syst. Sci. Data 13(5): 1807–1828.

Cyr, F., Belanger, D., Regular, P., Clay, S., and Devred, E. 2023. Physical controls and ecological implications of the timing of the spring phytoplankton bloom on the Newfoundland and Labrador shelf. Limnol. Oceanogr. Lett. 9(3): 191–198.

Cyr, F., Coyne, J., Galbraith, P.S., Layton, C., and Hebert, H. 2024b. Environmental and Physical Oceanographic Conditions on the Eastern Canadian shelves (NAFO Sub-areas 2, 3 and 4) during 2023. NAFO SCR Doc. 24/010.

Cyr, F., Coyne, J., Snook, S., Bishop, C., Galbraith, P.S., Chen, N., Han, G. 2024c. Physical Oceanographic Conditions on the Newfoundland and Labrador Shelf during 2023. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 382: iv + 54 p.

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. 2016. Proceedings of the Regional Peer Review of the Assessment of Northern and Striped Shrimp; April 6-8, 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2016/053.

Doubleday, W, G. 1981. Manual on groundfish surveys in the Northwest Atlantic. NAFO Sci. Counc. Stud. 2: p. 7–55.

Drinkwater, K.F. 1986. Physical Oceanography of Hudson Strait and Ungava Bay. Elsevier Oceanogr. Ser. 44: 237–264.

Dwyer, K.S., Buren, A., and Koen-Alonso, M. 2010. Greenland halibut diet in the Northwest Atlantic from 1978 to 2003 as an indicator of ecosystem change. J. Sea Res. 64(4): 436–445.

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.

Garcia, E.G. 2007. The Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) Offshore Fishery in the Northeast Atlantic. Adv. Mar. Biol. 52(06): 147–266.

Hansen, H., and Aschan, M. 2000. Growth, size- and age-at-maturity of shrimp, *Pandalus borealis*, at Svalbard related to environmental parameters. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 27: 83–91.

Hedeholm, R.B., Mikkelsen, J.H., Svendsen, S.M., Carl, J., and Jensen, K.T. 2017. Atlantic cod (*Gadus morhua*) diet and the interaction with northern shrimp (*Pandalus borealis*) in Greenland waters. Polar Biol. 40(7): 1335–1346.

Hopkins, C.C.E. 1988. Energy content and production of the deep-water prawn Pandalus borealis (Kröyer) as a function of body size/age and season. ICES C.M. 1988/K 24.

Hudon, C., Parsons, D.G., and Crawford, R. 1992. Diel pelagic foraging by a pandalid shrimp (*Pandalus montagui*) off Resolution Island (eastern Hudson Strait). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49(3): 565–576.

Johnson, S. D. N., Cox, S. P., Baker, K. D., Le Corre, N., Koen-Alonso, M., Walkusz, W., Coffey, W., et Enright, D. Sous presse. Framework Stock Assessment for Canada's Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) Fishery off Newfoundland, Labrador, and Baffin Island. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.

Jónsdóttir, I.G., Magnússon, Á., and Skúladóttir, U. 2013. Influence of increased cod abundance and temperature on recruitment of northern shrimp (*Pandalus borealis*). Mar. Biol. 160(5): 1203–1211.

Jorde, P.E., Søvik, G., Westgaard, J.I., Albretsen, J., André, C., Hvingel, C., Johansen, T., Sandvik, A.D., Kingsley, M., and Jørstad, K.E. 2015. Genetically distinct populations of northern shrimp, *Pandalus borealis*, in the North Atlantic: Adaptation to different temperatures as an isolation factor. Mol. Ecol. 24: 1742–1757.

Koeller, P., Fuentes-Yaco, C., Platt, T., Sathyendranath, S., Richards, A., Ouellet, P., Orr, D., Skúladóttir, U., Wieland, K., Savard, L., and Aschan, M. 2009. Basin-scale coherence in phenology of shrimps and phytoplankton in the North Atlantic Ocean. Science (80-.). 324(5928): p. 791–793.

Koen-Alonso, M., and Cuff, A. 2018. Status and trends of the fish community in the Newfoundland Shelf (NAFO Div. 2J3K), Grand Bank (NAFO Div. 3LNO) and Southern Newfoundland Shelf (NAFO Div. 3Ps) Ecosystem Production Units. NAFO SCR Doc. 18/070.

Koen-Alonso, M., Pepin, P., Fogarty, M., and Gamble, R. 2022. Review and Assessment of the Ecosystem Production Potential (EPP) model structure, sensitivity, and its use for fisheries advice in NAFO. NAFO SCR Doc. 22/002.

Le Corre, N., Baker, K.D., Coffey, W., Malayny, C., Sullivan, D., Belanger, D., Cyr, F., Koen-Alonso, M., et Munro, H. 2026. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les zones de pêche de la crevette 4 à 6 en 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/035. v + 155 p.

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): 1332–1347.

Le Corre, N., Pepin, P., Han, G., Ma, Z., and Snelgrove, P.V.R. 2019. Assessing connectivity patterns among management units of the Newfoundland and Labrador shrimp population. Fish. Oceanogr. 28(2): 183–202.

Le Corre, N., Skanes, K.R., Baker, K.D., Sullivan, D., Coffey, W., Cyr, F., Belanger, D., Morrissey, K., and Malayny, C. 2024. Assessment of Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) and Striped Shrimp (*Pandalus montagui*) in Shrimp Fishing Area 4 in 2022. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/036. v + 82 p.

Lund, H. 1988. On environment and reproduction of the West Greenland shrimp stock (Pandalus borealis Kroyer) North of 71° N (NAFO Division 1A). Northwest Atl Fish Organ Sci Counc. Res Doc 02/32.

McCallum, B.R., and Walsh, S.J. 2002. An Update on the Performance of the Campelen 1800 During Bottom Trawl Surveys in NAFO Subareas 2 and 3 in 2001. NAFO SCR Doc. 02/32.

McCrary, J.A. 1971. Sternal Spines as a Characteristic for Differentiating between Females of some Pandalidae. J. Fish. Res. Board Canada 28(1): 98–100.

MPO. 2009. Compte rendu de l'atelier sur l'approche de précaution pour les stocks et pêcheries canadiens de crevette; les 26 et 27 novembre 2008. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu. 2008/031.

MPO. 2017. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les zones de pêche de la crevette 4 à 6 et de la crevette ésope (*Pandalus montagui*) dans la zone de pêche de la crevette 4 en 2016. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2017/012.

MPO. 2018. Plans de gestion intégrée des pêches : 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).

MPO. 2023. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les zones de pêche de la crevette 4 à 6 en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/038.

MPO. 2024a. Évaluation des stocks des zones de pêche de la crevette (ZPC) 4 à 6 de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) en 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/061.

MPO. 2024b. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) et de la crevette ésope (*Pandalus montagui*) dans la zone de pêche de la crevette (ZPC) 4 en 2022 et évaluation d'un point de référence limite (PRL) proposé pour la crevette ésope dans la ZPC 4. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/014.

MPO. 2024c. Analyse de la pêche comparative à Terre-Neuve-et-Labrador – Partie 1. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/002.

MPO. 2024d. Mise à jour des indicateurs de l'état des stocks de crevettes nordiques (*Pandalus borealis*) et de crevettes ésopes (*Pandalus montagui*) dans la zone d'évaluation Est, février 2024. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/017.

MPO. 2025. Crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les régions d'évaluation du stock du nord et du sud en 2024. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/042.

MPO. 2026. Élaboration d'un cadre de l'approche de précaution pour la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les zones de pêche de la crevette 4 à 7, la zone d'évaluation est et la zone d'évaluation ouest. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2026/033.

NAFO. 2021. Report of the 14th Meeting of the NAFO Scientific Council Working Group on Ecosystem Science and Assessment (WGESA), 16-25 November 2021. NAFO SCS Doc. 21/21.

NAFO. 2022. Report of the NAFO Commission and its Subsidiary Bodies (STACTIC and STACFAD), 44th Annual Meeting of NAFO, 19-23 September 2022, Porto, Portugal. NAFO COM Doc. 22/27.

Orr, D., and Sullivan, D. 2013. The February 2013 assessment of Northern Shrimp (Pandalus borealis) off Labrador and Northeastern Newfoundland. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/055. vii + 144 p.

Ouellet, P., and Chabot, D. 2005. Rearing *Pandalus borealis* (Krøyer) larvae in the laboratory : I. Development and growth at three temperatures. Mar. Biol. 147(4): 869–880.

Ouellet, P., Savard, L., and Larouche, P. 2007. Spring oceanographic conditions and northern shrimp *Pandalus borealis* recruitment success in the north-western Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 339: 229–241.

Parsons, D.G. 2005. Predators of northern shrimp, *Pandalus borealis* (Pandalidae), throughout the North Atlantic. Mar. Biol. Res. 1(1): 48–58.

Pedersen, E.J., Skanes, K., le Corre, N., Koen Alonso, M., et Baker, K.D. 2022. Un nouveau modèle écosystémique spatial de production excédentaire pour la crevette nordique dans les zones de pêche à la crevette 4 à 6. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/062. v + 69 p.

Pedersen, S.A., and Riget, F. 1993. Feeding habits of redfish (*Sebastes* spp.) and greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in west greenland waters. ICES J. Mar. Sci. 50(4): 445–449.

Pedersen, S.A., and Storm, L. 2002. Northern shrimp (*Pandalus borealis*) recruitment in West Greenland waters Part II. Lipid classes and fatty acids in *Pandalus* shrimp larvae: Implications for survival expectations and trophic relationships. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 30: 47–60.

Perez-Rodriguez, A., and Koen-Alonso, M. 2010. Standardization of time series for the EU bottom trawl Flemish Cap survey. NAFO SCR Doc. 10/22.

Pérez-Rodríguez, A., Howell, D., Casas, M., Saborido-Rey, F., and Ávila-De Melo, A. 2017. Dynamic of the Flemish cap commercial stocks: Use of a gadget multispecies model to determine the relevance and synergies among predation, recruitment, and fishing. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(4): 582–597.

Punt, A.E. 2023. Those who fail to learn from history are condemned to repeat it: A perspective on current stock assessment good practices and the consequences of not following them. Fish. Res. 261: 106642.

Rasmussen, T., and Aschan, M. 2011. Larval stages of *Pandalus borealis*. Mar. Biol. Res. 7(2): 109–121.

Richards, R.A., and Hunter, M. 2021. Northern shrimp *Pandalus borealis* population collapse linked to climate-driven shifts in predator distribution. PLoS One 16(7): e0253914.

Robertson, A.I. 1979. The relationship between annual production: Biomass ratios and lifespans for marine macrobenthos. Oecologia 38(2): 193–202.

Shumway, S.E., Perkins, H.C., Schick, D.F., and Stickney, A.P. 1985. Synopsis of Biological Data on the Pink Shrimp, Pandalus borealis Krøyer, 1838. NOAA Tech. Rep. NMFA 30 144: p. 57.

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.

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.

Squires, H.J. 1996. Decapod crustaceans of Newfoundland, Labrador and the Canadian Eastern Arctic. Can. Tech, Rep. Fish. Aquat. Sci. 2359: 234 p.

Thorson, J.T., and Ward, E.J. 2014. Accounting for vessel effects when standardizing catch rates from cooperative surveys. Fish. Res. 155.

Trueman, S., Wheeland, L., Benoît, H., Munro, H., Nguyen, T., Novaczek, E., Skanes, K., et Yin, Y. 2025. Résultats de la pêche comparative du NGCC *Teleost* et du NGCC *Alfred Needler* par rapport au NGCC *John Cabot* et au NGCC *Capt Jacques Cartier* dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador en 2021 et 2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/021. v + 241 p.

Walkusz, W., et Atchison, S. 2020. Renseignements à l'appui de l'établissement de nouveaux points de référence limites pour les stocks de crevette nordique (*Pandalus borealis*) et de crevette ésope (*Pandalus montagui*) dans la zone d'évaluation ouest, et mise à jour des points de référence limites existants pour la zone d'évaluation est. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/072. iv + 28 p.

Wheeland, L., Trueman, S., and Rideout, R.M. 2023. Coverage of the 2022 Canadian (Newfoundland And Labrador Region) Multi-Species RV Bottom Trawl Survey with notes on Comparative Fishing. NAFO SCR Doc. 23/042: p. 27.

Wieland, K., Storr-Paulsen, M., and Sünksen, K. 2007. Response in stock size and recruitment of northern shrimp (*Pandalus borealis*) to changes in predator biomass and distribution in west Greenland waters. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 39: 21–33.

Zabihi-Seissan, S., Baker, K.D., Stanley, R.R.E., Tunney, T.D., Beauchamp, B., Benoit, H.P., Brickman, D., Chabot, D., Cook, A., Deslauriers, D., Koen-Alonso, M., Lawlor, J., Le Bris, A., Mullowney, D.R.J., Roux, M.-J., Skanes, K.R., Wang, Z., and Pedersen, E.J. 2024. Interactive effects of predation and climate on the distributions of marine shellfish in the Northwest Atlantic. Oikos 2024(9): e10524.

7. GLOSSAIRE

AP : approche de précaution

BE : biomasse exploitable

BSR : biomasse du stock reproducteur

GN : grand navire

ICTNL : indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador

ITE : indice du taux d'exploitation

LC : longueur de carapace

MPO : Pêches et Océans Canada

MSC : Marine Stewardship Council

NM : mille marin

NP : navire de pêche

NSRF : Northern Shrimp Research Foundation

OCI : Ocean Choice International

PGIP : plan de gestion intégrée des pêches

PMZA : Programme de monitorage de la zone Atlantique

PN : petit navire

PRL : point de référence limite

PRS : point de référence supérieur

PUE : prise par unité d'effort

RESN : région d'évaluation du stock du nord

RESS : région d'évaluation du stock du sud

SGQA : Système de gestion des quotas de l'Atlantique

SISCALS : modèle statistique spatialement intégré des prises selon la longueur/taille

T.-N.-L. : Terre-Neuve-et-Labrador

TAC : total autorisé des captures

ZEE : zone d'évaluation est

ZEO : zone d'évaluation ouest

ZPC : zone de pêche de la crevette

8. TABLEAUX

Tableau 1. Indices spatiotemporels des relevés de la biomasse totale (1996 à 2024) et de la biomasse du stock reproducteur (BSR) des crevettes nordiques dans la région d'évaluation du stock du nord (RESN), avec variation en pourcentage par rapport à l'année précédente, nombre de traits de relevé réussis et proportion des traits ayant capturé* Pandalus borealis. *L'information a été recueillie lors du relevé multiespèces d'automne du MPO et du relevé d'été de la NSRF. Les estimations ont été calculées à l'aide d'une modélisation spatiotemporelle.* Remarque : les années 2000 à 2004 ont été exclues en raison d'une mauvaise couverture des relevés.*

Année	Indice de relevé de la BSR, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Variation de l'indice de relevé de la biomasse totale par rapport aux années précédentes (%)	Nombre de traits de relevé dans la RESN	% de traits ayant capturé *P. borealis*
1996	36,6	60,7	100,7	142,4	230,2	372,1	-	101	68,3
1997	78,2	119,5	182,6	231	348,2	524,9	51,3	110	84,6
1998	63,2	106	177,8	169,9	283,6	473,6	-18,6	91	83,5
1999	71,5	110,1	169,4	199,8	299,6	449,2	5,6	127	81,9
2005	92,5	166,8	301	176,7	324,1	594,4	-	74	64,9
2006	141,5	211,9	317,3	309,9	450,2	654	38,9	141	80,1
2007	95,8	136,5	194,3	181,4	270,1	402	-40	234	70,5
2008	108,9	145,9	195,4	228,5	309	417,8	14,4	284	79,6
2009	112	152,9	208,8	231,2	325,6	458,5	5,4	250	85,2
2010	93,2	124,6	166,6	220	294,3	393,5	-9,6	304	73,0
2011	112,3	146,4	191	242	316,7	414,6	7,6	318	72,3
2012	157,5	206,3	270,2	313	411,2	540,3	29,8	317	78,9
2013	96,8	130,1	174,8	176,9	235,8	314,4	-42,7	319	76,8
2014	136,9	171,4	214,6	262,3	332,3	420,9	40,9	362	72,1
2015	146,3	185,5	235,3	286,3	360,3	453,4	8,4	374	84,8
2016	93,2	118,9	151,6	198,6	259,2	338,4	-28,1	380	65,8
2017	72,6	91,3	114,9	140,6	176,2	220,7	-32	387	66,4
2018	81,8	102,2	127,6	141,5	180,8	231,1	2,6	391	70,3
2019	72,2	92,5	118,6	129,5	164,4	208,7	-9,1	377	69,0
2020	74,1	93,7	118,4	128,8	167,5	217,8	1,9	355	57,8

Année	Indice de relevé de la BSR, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Variation de l'indice de relevé de la biomasse totale par rapport aux années précédentes (%)	Nombre de traits de relevé dans la RESN	% de traits ayant capturé *P. borealis*
2021	94,9	128,2	173,3	159,8	209,1	273,6	24,8	371	58,8
2022	96,8	125,9	163,8	173,9	228,5	300,2	9,3	341	69,8
2023	123,4	156,1	197,4	194,1	247	314,4	8,1	356	57,9
2024	111,9	142,2	180,8	154,1	199,4	258	-19,3	350	58,0

Tableau 2. Indices des relevés spatiotemporels de la biomasse totale (1995 à 2024) et de la biomasse du stock reproducteur (BSR) des crevettes nordiques dans la région d'évaluation du stock du sud (RESS), avec variation en pourcentage par rapport à l'année précédente, nombre de traits de relevé réussis et proportion des traits ayant capturé Pandalus borealis*. L'information a été recueillie lors du relevé multiespèces d'automne du MPO et les estimations de la biomasse ont été calculées à l'aide d'une modélisation spatiotemporelle.*

Année	Indice de relevé de la BSR, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Variation de l'indice de relevé de la biomasse totale par rapport aux années précédentes (%)	Nombre de traits de relevé dans la RESS	% de traits ayant capturé *P. borealis*
1995	157,5	191,6	233,0	416,2	416,2	508,3	-	526	43,2
1996	180,5	219,0	265,8	489,8	580,1	687,1	+39,4	559	65,7
1997	191,3	226,3	267,7	451,1	524,2	609,1	-9,6	575	73,7
1998	235	275,8	323,8	530,6	612,2	706,3	16,8	571	78,1
1999	284,8	332,9	389,1	583,2	670,7	771,4	9,6	518	73,4
2000	326,5	389,7	465	729	844,1	977,4	25,9	533	74,9
2001	449,2	535,7	639	1090,3	1274,3	1489,3	51	569	74,9
2002	493,1	579,5	681	1008,2	1160,9	1336,7	-8,9	576	81,4
2003	412,5	478,6	555,3	875,6	1006,2	1156,3	-13,3	567	78,8
2004	533,9	636,7	759,2	1006,8	1178,7	1380	17,1	521	74,7
2005	589,5	699,8	830,8	1214	1402	1619,2	18,9	567	70,2
2006	574,4	685,0	816,9	1233,5	1432	1662,5	2,1	537	65,4
2007	634,6	752,7	892,8	1195,8	1385	1604,1	-3,3	489	64,6
2008	574,5	692,4	834,5	1186	1388,7	1626,2	0,3	444	62,8
2009	245,6	291,3	345,5	536,9	624,4	726,3	-55	483	61,3
2010	256,4	300,9	353	540,8	620,2	711,3	-0,7	558	59,7
2011	266,5	318,7	381,3	553,7	650,1	763,3	4,8	449	53,9
2012	213,6	254,4	302,9	474,3	554	647,1	-14,8	506	52,8
2013	170,9	205,5	247,1	344,7	403,8	473	-27,1	519	53,2
2014	143	174,2	212,1	301,4	356,8	422,4	-11,6	371	76,6
2015	92,5	111,7	134,9	221,5	259,1	303	-27,4	514	54,5
2016	78,2	95,8	117,5	184,3	217,4	256,3	-16,1	506	56,1
2017	69	84,9	104,3	136,2	162,1	193	-25,4	514	49,8

Année	Indice de relevé de la BSR, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR (x 1 000 t)	Indice de relevé de la BSR, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale (x 1 000 t)	Indice de relevé de la biomasse totale, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	Variation de l'indice de relevé de la biomasse totale par rapport aux années précédentes (%)	Nombre de traits de relevé dans la RESS	% de traits ayant capturé *P. borealis*
2018	65,3	80,4	99	127,9	153,9	185,2	-5,1	486	49,8
2019	54,4	69,5	88,7	125,5	155,4	192,3	1	428	43,9
2020	74,4	91,7	113,1	162,8	197,6	239,8	27,2	372	51,6
2021	66,8	88	115,9	134,4	175,9	230,2	-11	144	86,8
2022	65,9	83,9	106,8	150,2	195,1	253,3	10,9	574	77,0
2023	63,1	76,9	93,7	115,7	137,9	164,3	-29,3	454	62,1
2024	43,1	55,4	71,3	82,9	103,3	128,6	-25,1	365	52,3

*Tableau 3. Prises commerciales agrégées à ce jour, indices des relevés spatiotemporels de la biomasse exploitable et indices du taux d'exploitation (prises commerciales agrégées divisées par l'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable de la même année) de la crevette nordique dans la RESN. Les indices de la biomasse sont dérivés de la modélisation spatiotemporelle à partir des données du relevé d'été de la NSRF et des données du relevé multiespèces d'automne du MPO. Les prises sont tirées du SGQA en date du 15 janvier (ZEE, ZEO) et du 4 février 2025 (ZPC 4 et 5), de sorte que les prises et le taux d'exploitation de 2024-2025 (indiqué par *) sont préliminaires. ** Les prises commerciales agrégées étaient basées sur la somme des valeurs des ZPC appropriées, les valeurs de la ZPC 5 étant réparties entre la RESN et la RESS selon la proportion annuelle de prises dans chaque région d'évaluation du stock, à l'aide des données des observateurs (1979 à 2024) et des journaux de bord (1998 à 2024).*

Année de prise	Prises agrégées (t) **	Année de relevé	Indice de la biomasse exploitable, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de la biomasse exploitable (x 1 000 t)	Indice de la biomasse exploitable, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	ITE, limite inférieure de l'IC (%)	ITE (%)	ITE, limite supérieure de l'IC (%)
1996	9 765	1996	59,9	117,7	231,3	4,2	8,3	16,3
1997	18 493	1997	134,7	247,2	453,7	4,1	7,5	13,7
1998	16 299	1998	95,8	177,5	329	5	9,2	17
1999	18 165	1999	55,7	105,6	200,1	9,1	17,2	32,6
2000	18 195	2000	-	-	-	-	-	-
2001	18 831	2001	-	-	-	-	-	-
2002	18 734	2002	-	-	-	-	-	-
2003-2004	28 500	2003	-	-	-	-	-	-
2004-2005	29 837	2004	-	-	-	-	-	-
2005-2006	31 542	2005	184,4	343,2	638,7	4,9	9,2	17,1
2006-2007	31 197	2006	294,7	434,2	639,8	4,9	7,2	10,6
2007-2008	31 053	2007	167,4	246,3	362,3	8,6	12,6	18,5
2008-2009	25 239	2008	187,9	252,7	339,7	7,4	10	13,4
2009-2010	28 646	2009	203,9	283,8	395	7,3	10,1	14,1
2010-2011	33 076	2010	194,9	261	349,5	9,5	12,7	17
2011-2012	33 199	2011	214,6	279,5	364	9,1	11,9	15,5
2012-2013	34 516	2012	289	378,4	495,5	7	9,1	11,9
2013-2014	38 212	2013	158,2	211,1	281,6	13,6	18,1	24,2
2014-2015	39 323	2014	236,6	298,3	376,1	10,5	13,2	16,6
2015-2016	37 170	2015	258,2	324,7	408,5	9,1	11,4	14,4
2016-2017	42 363	2016	180,1	242	325,2	13	17,5	23,5
2017-2018	43 430	2017	127,2	159,3	199,7	21,8	27,3	34,2
2018-2019	44 542	2018	132,8	168,2	213,1	20,9	26,5	33,5
2019-2020	37 686	2019	118,8	150,8	191,5	19,7	25	31,7
2020-2021	25 909	2020	123,4	160,9	209,6	12,4	16,1	21
2021-2022	28 306	2021	146,3	197,7	267,2	10,6	14,3	19,4
2022-2023	34 127	2022	158,5	207,5	271,6	12,6	16,4	21,5
2023-2024	34 277	2023	182,5	230,6	291,5	11,8	14,9	18,8
2024-2025	29 141*	2024	143,9	185,2	238,3	12,2*	15,7*	20,2*

Tableau 4. Taille moyenne (en millimètres) de la crevette nordique dans la RESN d'après le relevé de la NSRF et le relevé multiespèces d'automne du MPO pour diverses catégories de maturité et de taille, y compris les femelles, les mâles, les individus exploitables (≥17,5 mm), les individus pré-exploitables (<17,5 mm) et tous les individus. Remarque : Les années 2000 à 2004 ont été exclues en raison d'une mauvaise couverture des relevés.

Année	Femelles	Mâles	Exploitables	Pré-exploitables	Total
1996	23,8	18,7	20,4	16,2	19,7
1997	23,7	18,6	20,4	16,2	19,7
1998	22,9	18,5	20,2	16,0	19,5
1999	23,4	18,9	20,8	16,0	20,1
2005	24,5	18,9	21,8	15,6	20,9
2006	23,6	18,5	21,2	15,3	20,2
2007	24,1	19,1	22,1	15,3	21,3
2008	23,9	18,6	22,0	15,8	20,7
2009	23,2	18,3	21,3	16,0	20,4
2010	23,5	18,3	20,8	16,0	19,9
2011	22,9	18,4	21,1	15,4	20,2
2012	22,5	18,6	20,8	16,0	20,1
2013	22,7	18,5	21,1	15,9	20,2
2014	23,0	17,8	21,1	15,5	19,7
2015	23,3	18,4	21,4	15,6	20,5
2016	23,5	18,6	21,2	15,8	20,3
2017	24,2	18,6	22,5	15,7	21,8
2018	24,0	19,1	22,2	15,5	21,5
2019	24,5	20,1	22,9	15,2	22,3
2020	25,1	20,5	23,6	15,3	23,1
2021	25,3	20,0	23,7	14,9	23,0
2022	24,7	19,6	22,9	15,6	22,1
2023	24,9	19,0	22,9	15,5	22,0
2024	23,0	17,7	22,5	15,2	21,4

*Tableau 5. TAC et prises de la RESN (en tonnes) de 1977 à 2024-2025 pour les flottes combinées de grands et petits navires pêchant la crevette nordique dans la ZEE, ZEO, ZPC 4 et la partie nord de la ZPC 5, ainsi que le TAC agrégé et les prises (en tonnes). En 2003, la saison de pêche est passée d'une année civile à une année de gestion, de sorte que les prises indiquées pour 2003-2004 sont basées sur une saison de pêche de 15 mois. Les transferts de quotas, les transferts entre saisons et les dépassements se reflètent dans toutes les prises. * L'ensemble des prises et les TAC de 2024-2025 sont préliminaires et basés sur le SGQA. ** Le TAC et les prises dans la partie nord de la ZPC 5 étaient basés sur les valeurs de la ZPC 5, réparties entre les régions nord et sud selon la proportion annuelle de prises dans chaque région d'évaluation du stock, en utilisant les données des observateurs (1979 à 2024) et les données des journaux de bord (1998 à 2024). Les cellules vides correspondent à des années où aucun TAC n'a été défini.*

Année	ZEE		ZEO		ZPC 4		ZPC 5 nord**		RESN (agrégé)	
	Prises (t)	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*
1977	0	-	0	-	0	-	2 585	-	2 585	-
1978	0	-	0	-	0	500	3 494	5 101	3 494	5 601
1979	1	-	0	-	3	500	3 175	3 408	3 179	3 908
1980	487	-	0	-	1	500	4 041	4 722	4 529	5 222
1981	1	-	0	-	2	500	3 429	4 772	3 432	5 272
1982	46	-	0	-	5	500	1 731	4 191	1 782	4 691
1983	21	-	0	-	30	500	962	4 620	1 013	5 120
1984	0	-	0	-	0	500	984	4 123	984	4 623
1985	0	-	0	-	0	500	1 674	3 539	1 674	4 039
1986	50	-	0	-	2	500	1 783	1 625	1 835	2 125
1987	0	-	0	-	7	500	3 995	3 220	4 002	3 720
1988	2 873	-	0	-	1 083	500	5 041	3 087	8 997	3 587
1989	3 133	3 500	0	-	3 842	2 580	4 451	4 462	11 426	10 542
1990	1 634	3 500	0	-	2 945	2 580	3 813	4 268	8 392	10 348
1991	1 150	3 500	0	-	2 561	2 635	4 504	4 693	8 215	10 828
1992	1 210	3 500	0	-	2 706	2 635	4 677	4 721	8 593	10 856
1993	68	3 500	0	-	2 723	2 735	4 362	4 863	7 153	11 098
1994	456	3 500	0	-	3 982	4 000	4 296	4 383	8 734	11 883
1995	2 489	3 500	0	-	5 104	5 200	1 692	1 699	9 285	10 399
1996	3 346	3 500	0	-	5 160	5 200	1 259	1 304	9 765	10 004
1997	5 870	5 250	0	-	5 216	5 200	7 407	7 503	18 493	17 953
1998	5 372	5 250	0	-	8 051	8 320	2 876	2 901	16 299	16 471
1999	5 465	8 750	0	-	7 884	8 320	4 816	4 876	18 165	21 946
2000	5 718	8 750	0	-	7 382	8 320	5 095	5 310	18 195	22 380
2001	6 275	8 750	0	-	8 117	8 320	4 439	4 493	18 831	21 563
2002	5 695	8 750	0	-	8 387	8 320	4 652	4 640	18 734	21 710
2003-2004	5 617	8 750	0	-	13 020	13 122	9 863	10 695	28 500	32 567
2004-2005	5 842	8 750	0	-	9 644	10 320	14 351	13 908	29 837	32 978
2005-2006	6 387	8 773	0	-	10 247	10 320	14 908	15 161	31 542	34 254
2006-2007	6 028	9 127	0	-	10 084	10 320	15 085	15 543	31 197	34 990
2007-2008	6 359	9 150	0	-	10 009	10 320	14 685	14 396	31 053	33 866
2008-2009	5 184	9 092	0	-	9 682	11 320	10 373	11 788	25 239	32 200
2009-2010	5 159	8 525	0	-	10 656	11 320	12 831	11 913	28 646	31 758
2010-2011	6 908	9 680	57	400	11 134	11 320	14 977	16 307	33 076	37 707
2011-2012	7 687	8 903	0	400	10 441	11 320	15 071	13 852	33 199	34 475
2012-2013	5 555	9 492	13	400	13 908	13 018	15 040	14 290	34 516	37 200
2013-2014	6 793	9 767	973	1 500	14 969	14 971	15 477	16 280	38 212	42 518
2014-2015	4 972	8 250	847	2 080	14 958	14 971	18 546	17 804	39 323	43 105

Année	ZEE		ZEO		ZPC 4		ZPC 5 nord**		RESN (agrégé)	
	Prises (t)	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*
2015-2016	4 816	8 250	353	2 080	15 050	14 971	16 951	18 315	37 170	43 616
2016-2017	6 667	9 488	643	2 080	14 377	14 971	20 676	23 461	42 363	50 000
2017-2018	6 488	9 488	918	2 080	16 439	15 725	19 585	16 591	43 430	43 884
2018-2019	6 198	7 840	1 307	2 080	15 697	15 725	21 340	23 492	44 542	49 137
2019-2020	5 508	8 610	1 612	3 163	11 232	10 845	19 334	18 255	37 686	40 873
2020-2021	6 165	10 653	1 438	3 163	8 280	8 658	10 026	10 644	25 909	33 118
2021-2022	8 359	12 252	1 245	5 090	10 272	9 957	8 430	12 042	28 306	39 341
2022-2023	5 691	10 732	475	3 958	14 889	12 944	13 072	11 445	34 127	39 079
2023-2024	6 188	7 383	2 080	4 788	13 624	14 886	12 385	12 415	34 277	39 472
2024-2025*	5 560	8 513	1 446	4 186	11 079	15 553	11 056	10 980	29 141	39 232

*Tableau 6. PUE standardisée des grands navires pour la crevette nordique dans la RESN de 1989 à 2024-2025. Les données de 2003 à aujourd'hui ont été converties en année de gestion. Les prises par région d'évaluation sont calculées à partir des prises tirées du SGQA et de la proportion de prises déclarées dans les données des observateurs (grands navires), de sorte que les prises de 2024-2025, la PUE et l'effort calculé (indiqués par *) sont préliminaires.*

Année de gestion	Prises de la flotte (t)	PUE (kg/h), limite inférieure de l'IC	PUE (kg/h)	PUE (kg/h), limite supérieure de l'IC	Effort calculé (heures)
1988	8 972	17,8	604,9	3 309,0	14 832
1989	11 404	45,3	537,7	2 189,0	21 209
1990	8 386	19,4	339,0	1 097,9	24 738
1991	8 238	27,9	639,9	3 123,5	12 874
1992	8 588	31,7	586,2	2 221,1	14 650
1993	7 136	24,0	656,2	3 205,5	10 875
1994	8 711	25,6	624,2	2 800,1	13 956
1995	9 270	41,0	565,2	2 022,9	16 401
1996	9 761	56,1	1 003,1	3 999,2	9 731
1997	18 486	17,6	1 262,1	5 994,8	14 647
1998	16 108	61,9	1 271,3	3 970,2	12 671
1999	17 949	29,5	1 410,0	4 760,6	12 730
2000	18 112	22,4	1 224,2	3 586,3	14 795
2001	18 819	32,9	1 352,0	4 446,8	13 919
2002	18 638	35,3	1 198,7	3 712,0	15 549
2003-2004	27 950	32,5	1 322,1	4 024,6	21 141
2004-2005	27 962	50,5	1 449,5	3 903,1	19 291
2005-2006	30 564	27,7	1 121,1	2 918,4	27 263
2006-2007	31 092	23,3	1 115,9	3 167,9	27 863
2007-2008	31 053	102,9	1 143,4	2 821,2	27 159
2008-2009	25 184	81,3	1 467,7	4 072,5	17 159
2009-2010	28 646	91,4	1 806,8	5 255,2	15 855
2010-2011	33 026	35,7	1 461,9	4 357,5	22 591
2011-2012	32 456	84,1	1 663,4	4 544,0	19 512
2012-2013	33 428	47,2	1 535,7	4 149,7	21 767
2013-2014	37 285	50,0	1 412,7	3 888,3	26 393
2014-2015	37 992	58,3	1 720,5	4 934,1	22 082
2015-2016	35 280	50,5	1 411,5	3 677,5	24 995
2016-2017	38 861	44,8	1 598,7	5 038,9	24 308
2017-2018	40 141	71,4	1 490,7	4 432,7	26 928
2018-2019	40 514	52,7	1 515,3	4 154,3	26 737
2019-2020	34 452	37,9	1 389,6	4 287,9	24 793
2020-2021	24 606	23,0	1 262,8	3 980,7	19 485
2021-2022	26 503	26,1	1 040,9	2 787,3	25 462
2022-2023	32 554	34,3	1 002,3	3 153,5	32 479
2023-2024	32 036	41,2	1 212,2	4 621,4	26 428
2024-2025	29 462*	26,0*	757,4*	2 442,8*	38 899*

Tableau 7. Erreurs types estimées pour les données d'observation (PN : flotte de petits navires; GN : flotte de gros navires; relevé : flotte de navires de relevé). Les six premières lignes montrent les écarts-types d'erreur d'échantillonnage des données de longueur par rapport à la fonction de vraisemblance compositionnelle logistique-normale, et les trois dernières lignes montrent des erreurs types log-résiduelles de l'indice de la biomasse. Pour les erreurs types résiduelles de composition selon la longueur, les valeurs de 0,3 à 0,5 sont considérées comme très bonnes, 0,5 à 0,8 comme bonnes et 0,8 à 1 comme adéquates; une valeur au-dessus de 1 indique qu'il pourrait y avoir une mauvaise spécification du modèle et que le modèle d'évaluation du stock ne parvient pas à s'adapter suffisamment au processus générateur des données. Pour les CV des données d'indices des stocks, les CV dans la plage 0,05 à 0,1 sont considérés comme très bons, 0,1 à 0,2 sont bons, 0,2 à 0,3 sont modérés et 0,3 à 0,4 sont marginalement acceptables, mais tendent à refléter un ensemble de données avec du bruit supérieur et une faible puissance statistique ou une possible mauvaise spécification du modèle.

Variable	RESN	RESS
$\tau_{PN}^{longueur,mâle}$	-	0,284
$\tau_{PN}^{longueur,fem.}$	-	0,403
$\tau_{GN}^{longueur,mâle}$	0,532	0,409
$\tau_{GN}^{longueur,fem.}$	0,802	0,553
$\tau_{Relevé}^{longueur,mâle}$	0,248	0,194
$\tau_{Relevé}^{longueur,fem.}$	0,235	0,195
τ_{PN}^{indice}	-	0,624
τ_{GN}^{indice}	0,769	0,552
$\tau_{Relevé}^{indice}$	0,209	0,163

Tableau 8. Niveaux de biomasse reproductrice d'après le modèle SISCALS associés à l'approximation de B_{RMD} ($0,4B_0$), au PRS ($0,32B_0$) et au PRL ($0,2B_0$), ainsi qu'à l'état du stock par rapport à ces points de référence dans la RESN (panneau de gauche) et la RESS (panneau de droite). Les quantités de biomasse sont indiquées sous forme de médianes et d'intervalles de crédibilité à 95 % (entre parenthèses), avec des unités en milliers de tonnes (kt).

Valeur	RESN	RESS
B_0	262,11 (193,81; 359,23)	251,06 (153,13; 417,71)
$B_{RMD}/0,4B_0$	104,84 (77,52; 143,69)	100,42 (61,25; 167,08)
PRS = $0,8B_{RMD}$	83,88 (62,02; 114,95)	80,34 (49; 133,67)
PRL = $0,5B_{RMD}$	52,42 (38,76; 71,85)	50,21 (30,63; 83,54)
B_{2024}	177,75 (112,22; 294,11)	134,65 (87,47; 218,14)
$P(B_{2024}/B_{RMD})$	> 0,99	0,90
$P(B_{2024} < PRS)$	> 0,99	0,98
$P(B_{2024} > PRL)$	> 0,99	> 0,99

Tableau 9. Niveaux de biomasse du stock reproducteur (BSR) d'après le modèle SISCALS dans la RESN (panneau de gauche) et la RESS (panneau de droite). Les quantités de biomasse sont indiquées comme des médianes de la distribution a posteriori ainsi que des limites supérieures et inférieures des intervalles de crédibilité (IC) à 95 %, avec des unités en milliers de tonnes (kt). Les trois dernières années (cellules grises : 2025 à 2027) sont basées sur des projections de prises constantes au niveau du TAC agrégé de 2024-2025.

Année	RESN			RESS		
	BSR SISCALS, limite inférieure de l'IC (kt)	BSR SISCALS (kt)	BSR SISCALS, limite supérieure de l'IC (kt)	BSR SISCALS, limite inférieure de l'IC (kt)	BSR SISCALS (kt)	BSR SISCALS, limite supérieure de l'IC (kt)
1996	169,1	237	336,8	507,5	668,2	889,6
1997	168,4	237,5	337,9	540,8	701,3	930,4
1998	163,6	235,1	346,1	583,9	761,8	1 015
1999	146,5	214,1	314,6	570,6	750,3	995,3
2000	128,5	190,1	281,1	597,8	788,7	1 067,6
2001	151,8	212,9	302,4	658,4	870,7	1 172,3
2002	160,5	220,9	308,6	809,4	1 058,5	1 420,2
2003	166,1	224,4	312,4	897,7	1 183,7	1 577,6
2004	166	223,3	311	1 082,6	1 401,9	1 855
2005	164,3	220,8	310,2	971,4	1 258,8	1 671,5
2006	151,7	215,3	314	953,9	1 241	1 644,1
2007	133,8	193,2	282,5	898,7	1 173,8	1 556,4
2008	138,5	197,4	283,7	792,4	1 052,8	1 412,6
2009	151,1	214,8	312,9	864,6	1 146,6	1 552,1
2010	155,3	225,6	331,6	768,2	1 019,3	1 396,2
2011	188,9	270,6	390	669,1	896,7	1 225,7
2012	222,5	316,4	450,9	578,9	767,3	1 039,2
2013	219,3	319,2	467,3	454,4	614,4	840,5
2014	204,2	302,5	449,2	344	477,1	673,4
2015	159	241,8	364,3	287,2	401,8	568,4
2016	130,5	205	314	242,3	345,8	494,9
2017	98,1	161,1	255,8	179,2	258,6	382,3
2018	101,5	165,1	257,9	142,9	209	310,5
2019	74	121,3	191,3	125,3	183,2	273,3
2020	62,5	103,7	166	109,6	159	235,9
2021	66,9	103,7	161	101,3	146,8	218,7
2022	90,1	132,9	200,6	96,2	141,2	209,7
2023	74,4	114,2	181,2	89,7	131,7	198
2024	112,2	177,8	294,1	87,5	134,7	218,1
2025	*78,4*	*134,6*	*234,6*	*100,3*	*165,8*	*334,6*
2026	*62,2*	*119,5*	*216,6*	*96,3*	*180,1*	*425,1*
2027	*54,8*	*114,1*	*214,7*	*90,3*	*190*	*479,5*

Tableau 10. Projections du modèle SISCALS de la BSR pour la RESN (panneau de gauche) et la RESS (panneau de droite) pour la période de 2025 à 2027 à partir de cinq scénarios de prises constantes dérivés d'un ITE multiplié par l'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable de 2024 : (1) ITE basé sur le plus récent TAC agrégé (ITE actuel : 21,2 %); (2) 0 % en supposant des prises nulles; (3) 10 % selon la limite inférieure de la règle de décision sur les prises (RDP) actuelle; (4) 20 % selon la cible supérieure de la RDP et (5) 30 % selon l'ITE maximal autorisé de la RDP. Les résultats sont montrés pour les probabilités que la BSR soit supérieure à la valeur approximative BRMD – P(BSR > BRMD); BSR supérieure à PRS – P(BSR > PRS) et BSR supérieure à PRL – P(BSR > PRL). Les valeurs attendues de la BSR (en kt) sont les médianes des distributions a posteriori.

Projections du modèle SISCALS	**RESN**					**RESS**				
	Indice spatiotemporel de la biomasse exploitable de la RESN pour 2024 (kt) : 185,2					**Indice spatiotemporel de la biomasse exploitable de la RESS pour 2024 (kt) : 92,3**				
Indice du taux d'exploitation	**0 %**	**10 %**	**20 %**	**ITE actuel (21,2 %)**	**30 %**	**0 %**	**10 %**	**ITE actuel (11,5 %)**	**20 %**	**30 %**
TAC agrégé	0	18,5	37,0	39,2	55,6	0	9,2	10,6	18,5	27,7
BSR_{2025}	141,4	138,2	134,9	134,6	131,8	167,5	166,1	165,8	164,5	162,9
$P(BSR_{2025} \geq B_{RMD})$	0,97	0,95	0,93	0,92	0,90	0,96	0,96	0,96	0,96	0,95
$P(BSR_{2025} \geq PRS)$	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,99	> 0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
$P(BSR_{2025} \geq PRL)$	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
BSR_{2026}	150,9	136,2	121,3	119,5	106,6	189,1	181,2	180,1	173,9	166,5
$P(BSR_{2026} \geq B_{RMD})$	0,98	0,91	0,74	0,72	0,52	0,97	0,95	0,95	0,94	0,91
$P(BSR_{2026} \geq PRS)$	> 0,99	0,99	0,95	0,94	0,82	0,99	0,99	0,99	0,98	0,97
$P(BSR_{2026} \geq PRL)$	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99
BSR_{2027}	169,4	142,9	117,1	114,1	92,4	205,1	192,0	190,0	179,0	166,9
$P(BSR_{2027} \geq B_{RMD})$	> 0,99	0,92	0,66	0,62	0,35	0,97	0,94	0,94	0,90	0, 85
$P(BSR_{2027} \geq PRS)$	> 0,99	0,99	0,90	0,87	0,61	0,99	0,98	0,98	0,96	0,93
$P(BSR_{2027} \geq PRL)$	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99	0,93	> 0,99	> 0,99	> 0,99	> 0,99	0,99

*Tableau 11. Prises commerciales agrégées à ce jour, indices de la biomasse exploitable et indices du taux d'exploitation (prises commerciales agrégées divisées par l'indice de la biomasse exploitable de l'année précédente) de la crevette nordique dans la RESS. Les indices de biomasse ont été calculés à partir de la modélisation spatiotemporelle à l'aide des données du relevé multiespèces d'automne du MPO. Les prises sont tirées du SGQA de sorte que les prises et le taux d'exploitation de 2024-2025 (indiqué par *) sont préliminaires. **L'ITE projeté pour 2025-2026 est calculé à l'aide du TAC agrégé de 2024-2025 et en supposant qu'il est entièrement prélevé en 2025-2026. ***Les prises commerciales agrégées étaient basées sur la somme des valeurs des ZPC appropriées, les valeurs de la ZPC 5 étant réparties entre la RESN et la RESS selon la proportion annuelle de prises dans chaque région d'évaluation du stock, à l'aide des données des observateurs (1979 à 2024) et des données des journaux de bord (1998 à 2024).*

Année de prise	Prises agrégées ou TAC (t) ***	Année de relevé****	Indice de la biomasse exploitable, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de la biomasse exploitable (x 1 000 t)	Indice de la biomasse exploitable, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	ITE, limite inférieure de l'IC (%)	ITE (%)	ITE, limite supérieure de l'IC (%)
1996	17 226	1995	234,6	297,0	375,9	4,6	5,8	7,3
1997	29 199	1996	352,4	442,0	554,4	5,3	6,6	8,3
1998	59 257	1997	370,8	457,7	565	10,5	12,9	16
1999	62 290	1998	460	560,1	681,9	9,1	11,1	13,5
2000	77 880	1999	480,9	584,2	709,7	11,0	13,3	16,2
2001	68 943	2000	585,9	720,3	885,7	7,8	9,6	11,8
2002	76 965	2001	871,3	1043,6	1250	6,2	7,4	8,8
2003-2004	103 723	2002	831,9	972,7	1 137,5	9,1	10,7	12,5
2004-2005	100 225	2003	741,7	879,9	1 043,7	9,6	11,4	13,5
2005-2006	97 007	2004	858,7	1 045,4	1 272,8	7,6	9,3	11,3
2006-2007	105 816	2005	1056,9	1 237,7	1 449,3	7,3	8,5	10
2007-2008	112 363	2006	1059,2	1 270,6	1 524,2	7,4	8,8	10,6
2008-2009	110 732	2007	1013,3	1 207,7	1 439,5	7,7	9,2	10,9
2009-2010	85 027	2008	969,5	1 155,9	1 378,2	6,2	7,4	8,8
2010-2011	87 694	2009	401,8	487,9	592,4	14,8	18,0	21,8
2011-2012	82 897	2010	417,7	502,0	603,3	13,7	16,5	19,8
2012-2013	77 930	2011	463,3	574,2	711,7	11,0	13,6	16,8
2013-2014	73 422	2012	389,3	478,8	588,9	12,5	15,3	18,9
2014-2015	51 927	2013	267	326,8	400,1	13,0	15,9	19,4
2015-2016	53 300	2014	245,1	310,3	392,8	13,6	17,2	21,7
2016-2017	27 019	2015	162,8	202,3	251,4	10,7	13,4	16,6
2017-2018	16 582	2016	140,8	174,0	215,1	7,7	9,5	11,8

Année de prise	Prises agrégées ou TAC (t) ***	Année de relevé****	Indice de la biomasse exploitable, limite inférieure de l'IC (x 1 000 t)	Indice de la biomasse exploitable (x 1 000 t)	Indice de la biomasse exploitable, limite supérieure de l'IC (x 1 000 t)	ITE, limite inférieure de l'IC (%)	ITE (%)	ITE, limite supérieure de l'IC (%)
2018-2019	10 619	2017	117,2	147,9	186,7	5,7	7,2	9,1
2019-2020	12 744	2018	97,4	121,8	152,4	8,4	10,5	13,1
2020-2021	9 836	2019	97,6	125,9	162,4	6,1	7,8	10,1
2021-2022	12 253	2020	120,7	152,1	191,6	6,4	8,1	10,1
2022-2023	11 581	2021	96,9	131,8	179,4	6,5	8,8	12
2023-2024	9 314	2022	116,6	156,7	210,6	4,4	5,9	8
2024-2025	7 180	2023	91,9	116,6	147,8	4,9*	6,2*	7,8*
2025-2026	10 547**	2024	68,8	92,3	123,8	8,5**	11,4**	15,3**

Tableau 12. Taille moyenne de la crevette nordique dans la RESS (millimètres) d'après le relevé multiespèces d'automne du MPO pour diverses catégories de maturité et de taille, y compris les femelles, les mâles, les individus exploitables (≥17,5 mm), les individus pré-exploitables (<17,5 mm) et tous les individus.

Année	Femelles	Mâles	Exploitables	Pré-exploitables	Tous
1996	23,1	16,7	20,5	15,4	17,8
1997	22,8	17,1	20,4	15,3	18,5
1998	22,4	16,9	20,5	15,3	18,4
1999	22,5	16,6	20,9	15,0	18,4
2000	22,5	16,6	20,7	15,1	18,2
2001	22,5	16,9	20,5	15,1	18,5
2002	22,1	16,9	20,5	15,5	18,5
2003	22,2	16,8	20,6	15,0	18,6
2004	22,0	16,9	20,7	15,3	18,7
2005	22,4	17,0	20,7	15,6	18,9
2006	22,7	16,5	20,8	14,6	18,3
2007	22,8	16,8	21,1	15,0	18,7
2008	22,7	17,2	20,8	15,4	18,9
2009	22,5	16,4	20,6	15,0	18,1
2010	22,4	17,0	20,7	15,3	18,7
2011	22,5	16,9	20,7	15,2	18,7
2012	22,4	16,7	20,5	14,9	18,3
2013	22,8	16,6	21,0	15,0	18,4
2014	23,0	16,6	20,8	14,9	18,2
2015	23,3	16,2	21,1	15,0	17,9
2016	23,3	16,7	20,8	15,2	18,3
2017	23,2	17,1	21,0	15,2	18,9
2018	23,6	16,4	22,0	14,9	19,0
2019	23,7	16,3	21,6	15,1	18,6
2020	23,9	16,2	21,6	14,9	18,2
2021	24,0	15,8	22,2	14,9	18,8
2023	23,4	16,6	21,4	14,9	18,8
2024	23,3	16,9	21,5	15,2	19,1

*Tableau 13. TAC et prises de la RESS (en tonnes) de 1977 à 2024-2025 pour les flottes combinées de grands et petits navires pêchant la crevette nordique dans la partie sud des ZPC 5, 6 et 7 ainsi que le TAC agrégé et les prises (en tonnes). En 2003, la saison de pêche est passée d'une année civile à une année de gestion, de sorte que les prises indiquées pour 2003-2004 sont basées sur une saison de pêche de 15 mois. Les transferts de quotas, les transferts entre saisons et les dépassements se reflètent dans toutes les prises. L'ensemble des prises et les TAC de 2024-2025 sont préliminaires et basés sur le SGQA. *Le TAC et les prises dans la partie nord de la ZPC 5 (c.-à-d. ZPC 5 sud) étaient basés sur les valeurs de la ZPC 5, réparties entre les régions nord et sud selon la proportion annuelle de prises dans chaque région d'évaluation du stock, en utilisant des données d'observateurs (1979 à 2024) et des données des journaux de bord (1998 à 2024). Les cellules vides correspondent à des années où aucun TAC n'a été défini.*

Année	ZPC 5 sud*		ZPC 6		ZPC 7		RESS (agrégé)	
	Prises (t)	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*
1977	101	-	1	-	0	-	102	0
1978	136	199	0	1 300	0	-	136	1 499
1979	552	592	5	2 250	0	-	557	2 842
1980	67	78	0	1 350	0	-	67	1 428
1981	20	28	135	1 350	0	-	155	1 378
1982	252	609	0	1 350	0	-	252	1 959
1983	38	180	0	1 350	0	-	38	1 530
1984	18	77	0	1 350	0	-	18	1 427
1985	15	31	0	1 350	0	-	15	1 381
1986	3 043	2 775	0	2 050	0	-	3 043	4 825
1987	5 956	4 800	3 523	3 000	0	-	9 479	7 800
1988	2 797	1 713	11 596	3 000	0	-	14 393	4 713
1989	1 534	1 538	8 517	5 600	0	-	10 051	7 138
1990	1 547	1 732	7 527	5 600	0	-	9 074	7 332
1991	1 614	1 682	7 476	4 301	0	-	9 090	5 983
1992	1 638	1 654	9 624	7 565	0	-	11 262	9 219
1993	1 357	1 512	11 707	9 180	1 791	-	14 855	10 692
1994	3 203	3 267	10 978	11 050	1 910	-	16 091	14 317
1995	5 924	5 951	10 914	11 050	70	-	16 908	17 001
1996	6 124	6 346	10 923	11 050	179	-	17 226	17 396
1997	7 696	7 797	21 018	23 100	485	-	29 199	30 897
1998	12 294	12 399	46 337	46 200	626	-	59 257	58 599
1999	10 293	10 424	51 202	58 632	795	-	62 290	69 056
2000	9 599	9 990	63 224	61 632	5 057	6 000	77 880	77 622
2001	10 677	10 807	52 590	61 632	5 676	6 000	68 943	78 439
2002	10 687	10 660	60 384	61 632	5 894	6 000	76 965	78 292
2003-2004	20 574	22 389	71 227	85 575	11 922	14 200	103 723	122 164
2004-2005	9 682	9 392	77 776	77 932	12 767	14 199	100 225	101 523

Année	ZPC 5 sud*		ZPC 6		ZPC 7		RESS (agrégé)	
	Prises (t)	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*	*Prises (t)*	*TAC (t)*
2005-2006	7 996	8 139	74 728	77 932	14 283	14 200	97 007	100 271
2006-2007	7 527	7 757	75 673	77 932	22 616	24 029	105 816	109 718
2007-2008	9 083	8 904	80 725	77 932	22 555	24 029	112 363	110 865
2008-2009	10 130	11 512	74 505	85 725	26 097	27 306	110 732	124 543
2009-2010	12 264	11 387	45 527	85 725	27 236	32 767	85 027	129 879
2010-2011	6 448	6 993	61 501	61 632	19 745	32 767	87 694	101 392
2011-2012	10 276	9 448	59 608	52 387	13 013	20 971	82 897	82 806
2012-2013	9 504	9 010	58 327	60 245	10 099	13 108	77 930	82 363
2013-2014	6 669	7 020	58 834	60 245	7 919	9 393	73 422	76 658
2014-2015	3 305	3 166	46 340	48 196	2 282	4 697	51 927	56 059
2015-2016	4 578	4 985	48 722	48 196	0	0	53 300	53 181
2016-2017	1 876	2 169	25 143	27 825	0	0	27 019	29 994
2017-2018	6 517	5 409	10 065	10 400	0	0	16 582	15 809
2018-2019	1 917	2 138	8 702	8 730	0	0	10 619	10 868
2019-2020	4 106	3 845	8 638	8 961	0	0	12 744	12 806
2020-2021	3 569	3 806	6 267	8 290	0	0	9 836	12 096
2021-2022	2 699	4 038	9 554	9 535	0	0	12 253	13 573
2022-2023	3 176	2 755	8 405	9 430	0	0	11 581	12 185
2023-2024	1 780	1 785	7 534	9 430	0	0	9 314	11 215
2024-2025	1 649	1 638	5 531	8 909	0	0	7 180	10 547

*Tableau 14. PUE standardisée des grands navires dans la RESS pour la crevette nordique pendant la période 1988 à 2024-2025. Les données de 2003 à aujourd'hui ont été converties en année de gestion. Les prises par région d'évaluation sont calculées à partir des prises tirées du SGQA et de la proportion de prises déclarées dans les données des observateurs (grands navires), de sorte que les prises de 2024-2025, la PUE et l'effort calculé (indiqués par *) sont préliminaires.*

Année de gestion	Prises de la flotte (t)	PUE (kg/h) limite inférieure de l'IC	PUE (kg/h)	PUE (kg/h) limite supérieure de l'IC	Effort calculé (heures)
1988	14 419	24,6	447,1	2 393,2	32 250
1989	10 073	34,3	427,5	1 942,7	23 563
1990	9 080	11,5	334,2	1 416,3	27 169
1991	9 067	28,6	365,4	1 229,2	24 814
1992	11 266	39,7	859,9	3 289,7	13 102
1993	13 079	76,2	923,5	3 922,5	14 162
1994	14 203	168,4	893,5	2 724,9	15 896
1995	16 854	210,5	1 355,7	3 844,8	12 432
1996	17 051	180,0	1 667,3	5 208,6	10 227
1997	22 658	236,8	1 803,0	5 119,7	12 567
1998	28 273	272,0	1 911,0	5 901,7	14 795
1999	27 841	116,3	1 743,1	4 948,4	15 972
2000	29 294	415,4	2 521,3	7 135,8	11 619
2001	30 467	524,1	2 316,6	6 372,2	13 152
2002	31 027	368,4	1 977,3	5 470,3	15 692
2003-2004	49 864	464,9	1 922,6	4 902,4	25 936
2004-2005	32 667	284,8	1 813,0	4 305,1	18 018
2005-2006	32 828	782,9	2 321,8	5 335,9	14 139
2006-2007	32 377	679,1	2 096,9	4 853,4	15 440
2007-2008	36 569	583,6	2 200,4	4 937,6	16 619
2008-2009	26 832	775,9	2 149,9	4 993,8	12 481
2009-2010	30 897	220,4	1 367,6	3 533,5	22 592
2010-2011	26 497	285,8	1 637,0	4 063,7	16 186
2011-2012	35 751	184,2	1 257,3	3 228,6	28 435
2012-2013	28 512	229,5	1 760,8	4 688,5	16 193
2013-2014	26 712	147,5	1 413,5	4 442,6	18 898
2014-2015	17 013	123,5	1 442,1	5 003,7	11 797
2015-2016	21 922	75,9	965,8	3 369,2	22 698
2016-2017	9 389	58,3	862,3	2 923,8	10 888
2017-2018	9 762	19,3	565,6	2 275,2	17 260
2018-2019	4 583	29,0	569,3	2 368,8	8 050
2019-2020	6 810	47,3	416,8	1 528,7	16 339

Année de gestion	Prises de la flotte (t)	PUE (kg/h) limite inférieure de l'IC	PUE (kg/h)	PUE (kg/h) limite supérieure de l'IC	Effort calculé (heures)
2020-2021	6 283	85,7	592,0	2 464,8	10 613
2021-2022	5 502	69,5	863,8	3 425,5	6 370
2022-2023	6 143	67,1	547,4	2 206,1	11 222
2023-2024	4 700	45,8	487,8	1 965,3	9 635
2024-2025	131*	46,8*	409,7*	2 058,8*	320*

*Tableau 15. PUE standardisée des petits navires dans la RESS pour la crevette nordique pendant la période 1989 à 2024-2025. Les données de 2003 à aujourd'hui ont été converties en année de gestion. Les prises par région d'évaluation sont calculées à partir des prises tirées du SGQA et de la proportion de prises déclarées dans les données des journaux de bord de Terre-Neuve-et-Labrador (petits navires), de sorte que les prises de 2024-2025, la PUE et l'effort calculé (indiqués par *) sont préliminaires.*

Année de gestion	Prises de la flotte (t)	PUE (kg/h) limite inférieure de l'IC	PUE (kg/h)	PUE (kg/h) limite supérieure de l'IC	Effort calculé (heures)
1997	6 064	401,9	569,9	808,0	10 640
1998	30 235	345,2	488,9	692,4	61 843
1999	33 708	278,3	392,6	553,9	85 858
2000	43 503	257,6	363,3	512,5	119 744
2001	32 800	260,7	367,6	518,4	89 227
2002	40 049	273,9	386,2	544,5	103 700
2003-2004	42 193	268,8	379,0	534,5	111 327
2004-2005	53 899	292,7	413,1	583,1	130 474
2005-2006	50 314	299,4	422,8	596,8	119 002
2006-2007	50 837	203,6	287,6	406,3	176 763
2007-2008	53 239	155,5	220,3	312,2	241 666
2008-2009	57 785	144,8	205,3	291,0	281 466
2009-2010	26 894	147,6	209,3	296,7	128 495
2010-2011	41 452	147,4	209,8	298,6	197 579
2011-2012	43 883	202,5	287,5	408,3	152 637
2012-2013	47 292	257,4	366,9	523,2	128 896
2013-2014	44 919	159,7	226,9	322,5	197 968
2014-2015	34 401	169,7	241,1	342,6	142 684
2015-2016	31 378	252,7	360,3	513,8	87 089
2016-2017	17 630	246,2	349,2	495,3	50 487
2017-2018	6 819	260,8	369,1	522,3	18 475
2018-2019	6 038	300,2	425,7	603,7	14 184
2019-2020	5 933	257,6	364,4	515,3	16 282
2020-2021	3 553	265,1	375,0	530,3	9 475
2021-2022	6 750	350,0	495,3	700,8	13 628
2022-2023	5 438	367,0	520,2	737,3	10 454
2023-2024	4 614	401,3	568,6	805,8	8 115
2024-2025	5 492*	401,9*	569,9*	808,0*	9 637*

9. FIGURES

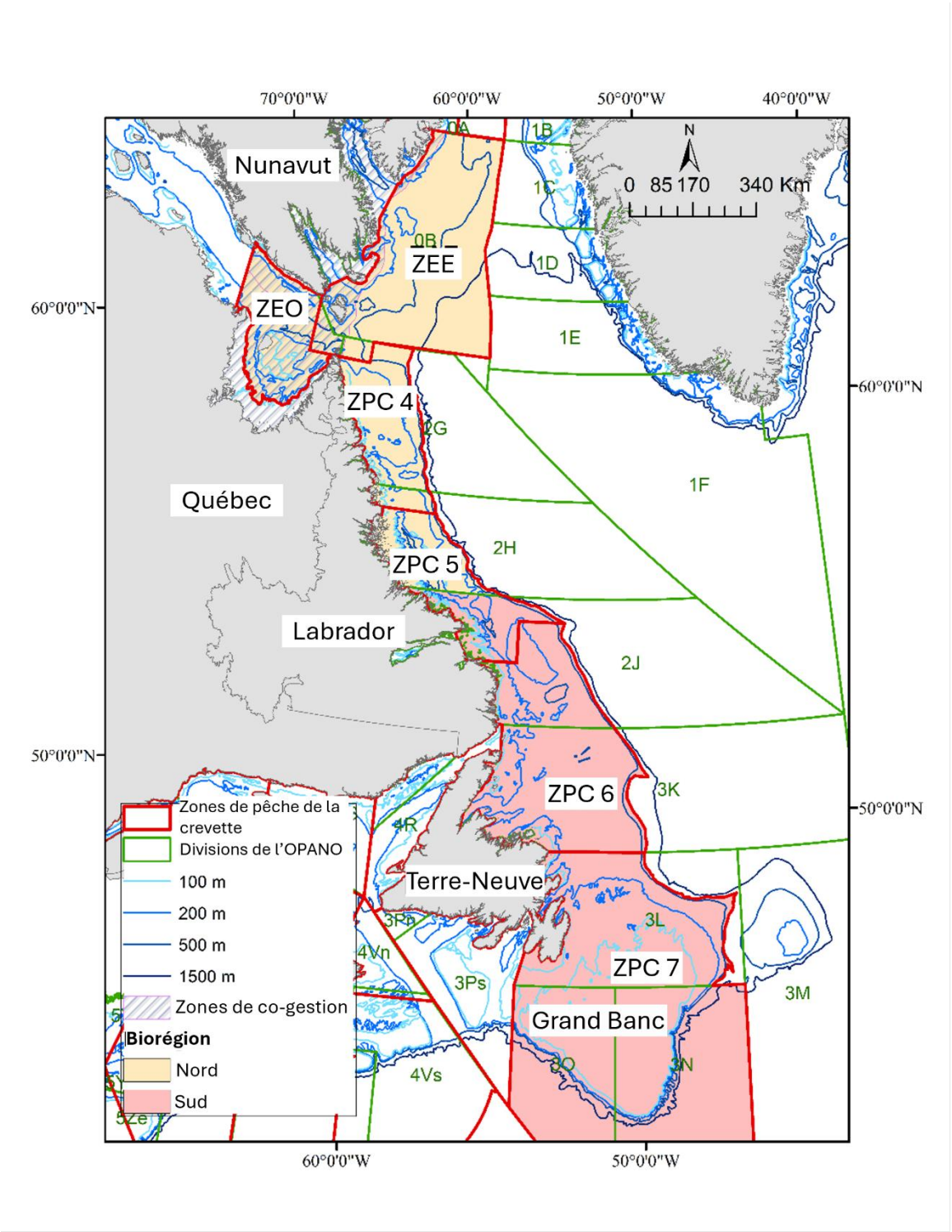


Figure 1. Régions d'évaluation des stocks du nord et du sud (ombrage rouge/jaune), zones de gestion (ZPC, ZEE et ZEO) et divisions de l'OPANO pour la crevette nordique. La frontière entre les divisions 2H et 2J de l'OPANO définit la frontière entre les régions d'évaluation des stocks du nord et du sud.

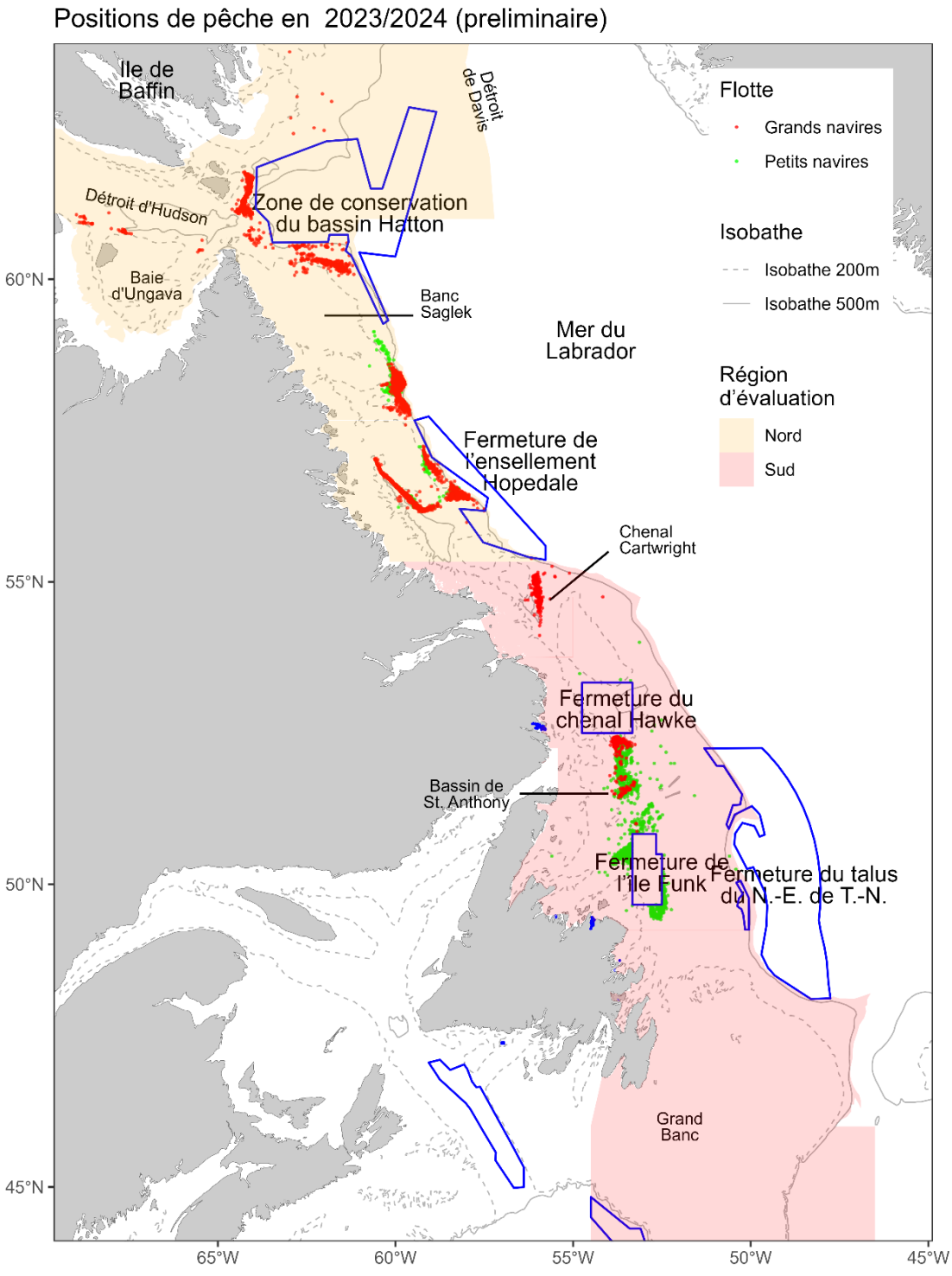


Figure 2. Positions préliminaires de la pêche dirigée de la crevette nordique pour 2023-2024. Les points rouges indiquent les positions de pêche des gros navires et les points verts indiquent celles des petits navires. La zone de conservation du bassin Hatton, l'ensellement Hopedale, le chenal Hawke, la fermeture du talus du nord-est de Terre-Neuve, l'île Funk et les fermetures côtières (c.-à-d. les zones bleues le long de la côte) sont représentés par des lignes bleues, indiquant les zones où la pêche est interdite. Les positions des gros navires proviennent des données préliminaires des observateurs et les positions des petits navires proviennent des données préliminaires des journaux de bord.

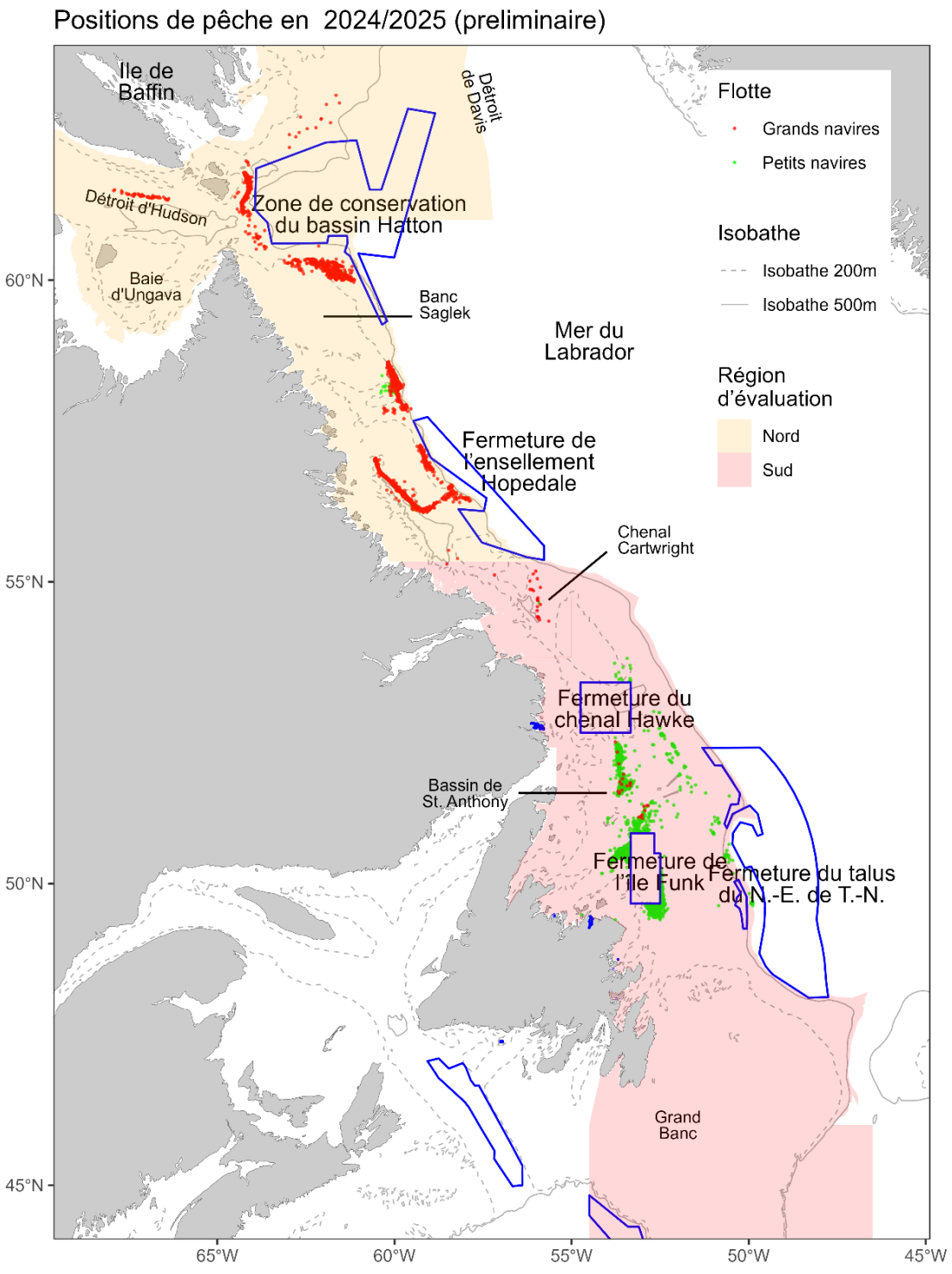


Figure 3. Positions préliminaires de pêche dirigée à la crevette nordique pour 2024-2025. Les points rouges indiquent les positions de pêche des gros navires et les points verts indiquent celles des petits navires. La zone de conservation du bassin Hatton, l'ensellement Hopedale, le chenal Hawke, la zone de fermeture du talus nord-est de Terre-Neuve et les zones de fermeture de l'île Funk sont représentés par des lignes bleues, indiquant les zones où la pêche est interdite. Les positions des gros navires proviennent des données préliminaires des observateurs et les positions des petits navires proviennent des données préliminaires des journaux de bord.

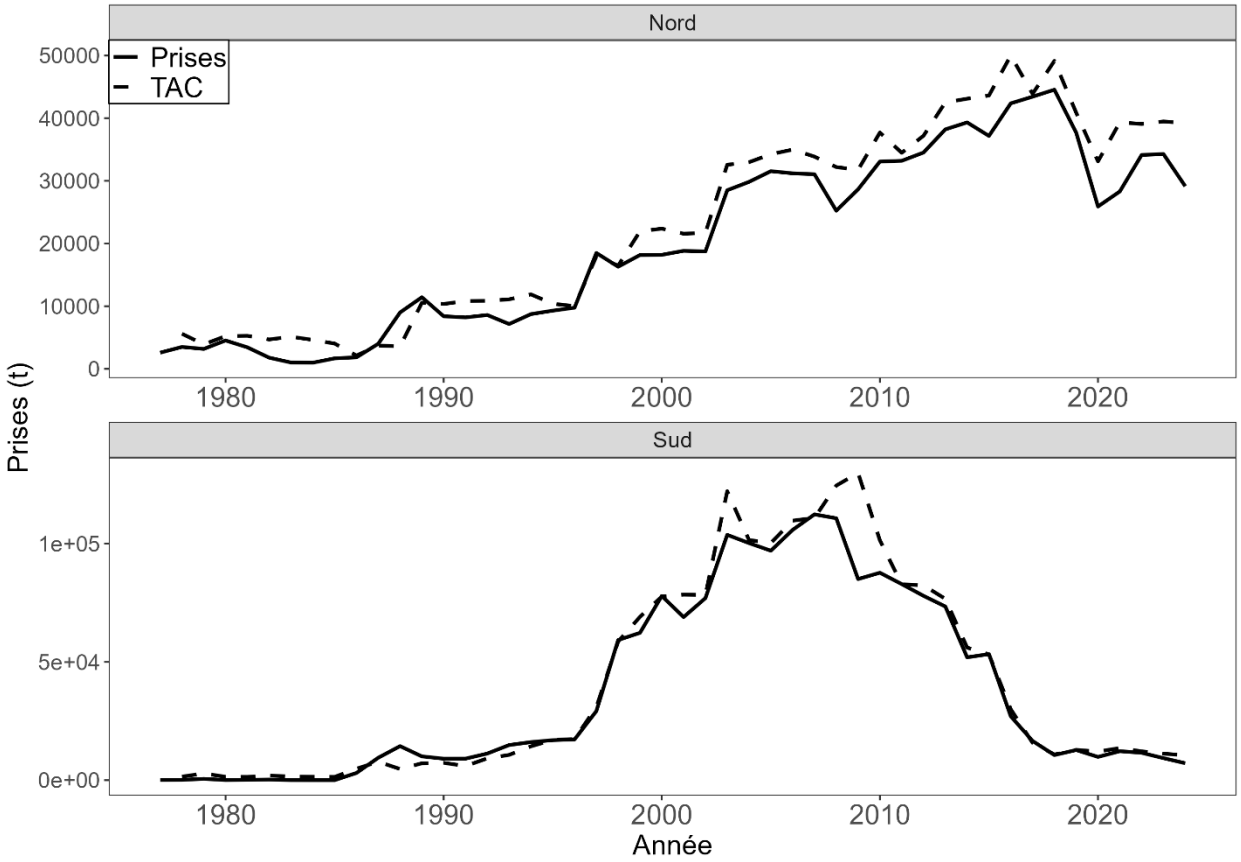


Figure 4. TAC agrégés et prises commerciales de crevettes nordiques pour 1977 à 2024-2025 dans les régions d'évaluation des stocks du nord (panneau supérieur) et du sud (panneau inférieur). Les prises proviennent du SGQA et sont préliminaires pour la saison 2024-2025. En 2003, l'année de gestion est passée d'une année civile à une année de gestion, de sorte que 2003-2004 représente une saison de pêche de 15 mois. Dans la ZPC 5, les prises et quotas étaient répartis selon la quantité de crevettes déclarées par les observateurs en mer.

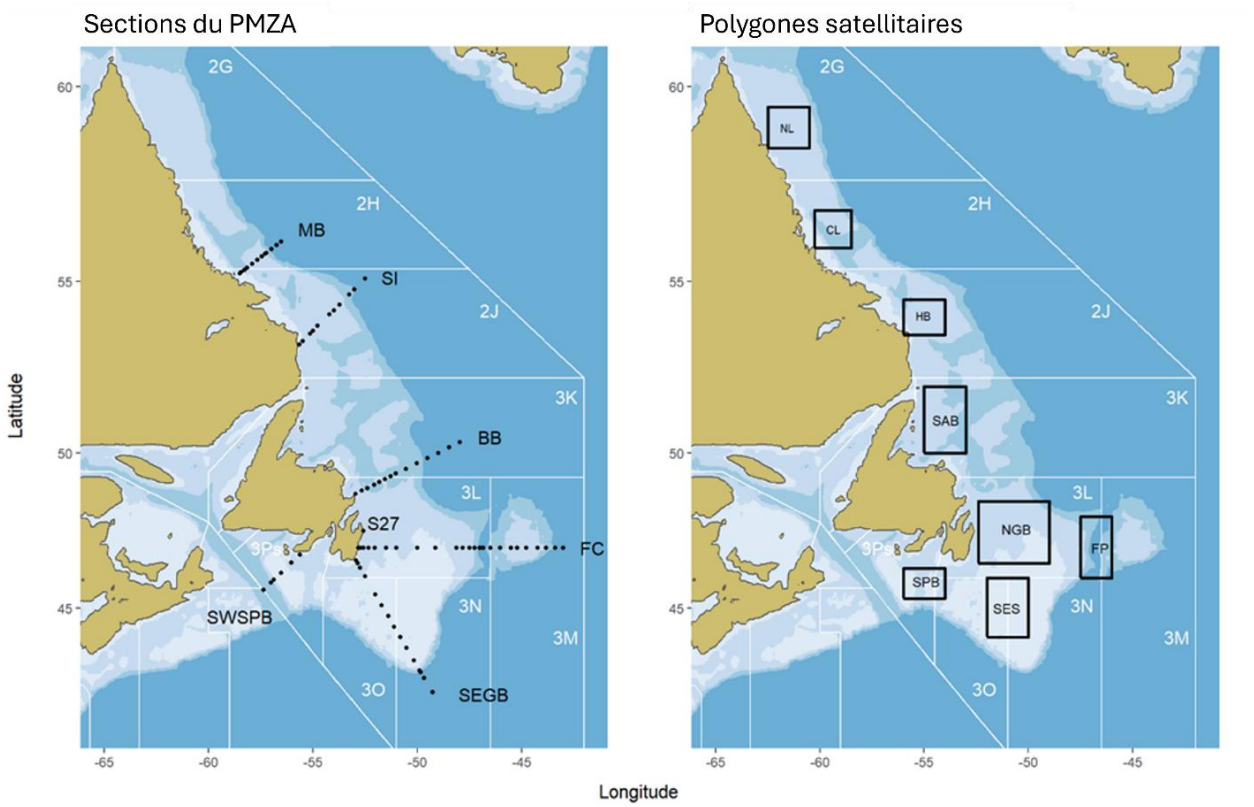


Figure 5. Gauche : Emplacement des sections océanographiques standard de l'île Beachy (IB), du banc Makkovik (MB), de l'île Seal (SI), de la baie Bonavista (BB) et du bonnet Flamand (FC), et du site d'échantillonnage à haute fréquence de la station 27 (S27), où des données sur les nutriments, la chlorophylle a et le zooplancton ont été recueillies lors des relevés saisonniers du Programme de monitorage de la zone atlantique (PMZA). Droite : Polygones du nord du Labrador (NL), du centre du Labrador (CL), du banc Hamilton (HB), du bassin de St. Anthony (SAB), du nord du Grand Banc (NGB), du banc de Saint-Pierre (SPB), du Platier (SES) et de la passe Flamande (FP) pour lesquels le paramètre du moment de la prolifération printanière a été calculé au moyen d'observations de la couleur de l'océan effectuées par satellite.

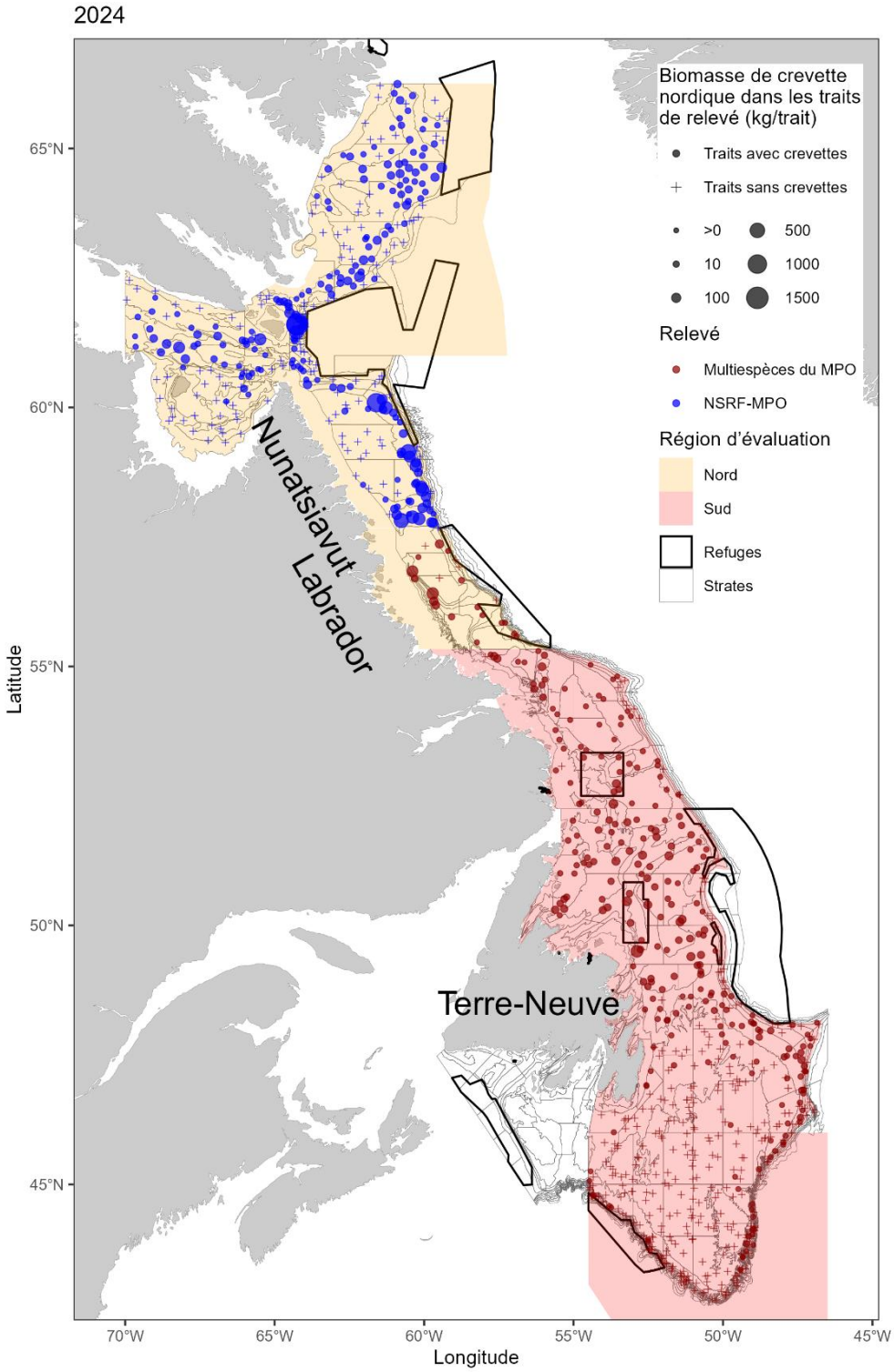


Figure 6. Positions occupées par le relevé multiespèces du MPO d'automne (cercles rouges) et le relevé sur les crevettes de la NSRF (cercles bleus) en 2024. Les tailles des cercles sont adaptées à la taille des prises de crevettes nordiques (kg/trait, voir la légende). Les croix (+) indiquent les traits sans prise de crevette nordique effectués dans le cadre du relevé multiespèces du MPO (en rouge) et du relevé de la NSRF (en bleu). Des lignes noires continues indiquent les refuges marins et la ligne gris clair indique les strates de relevé.

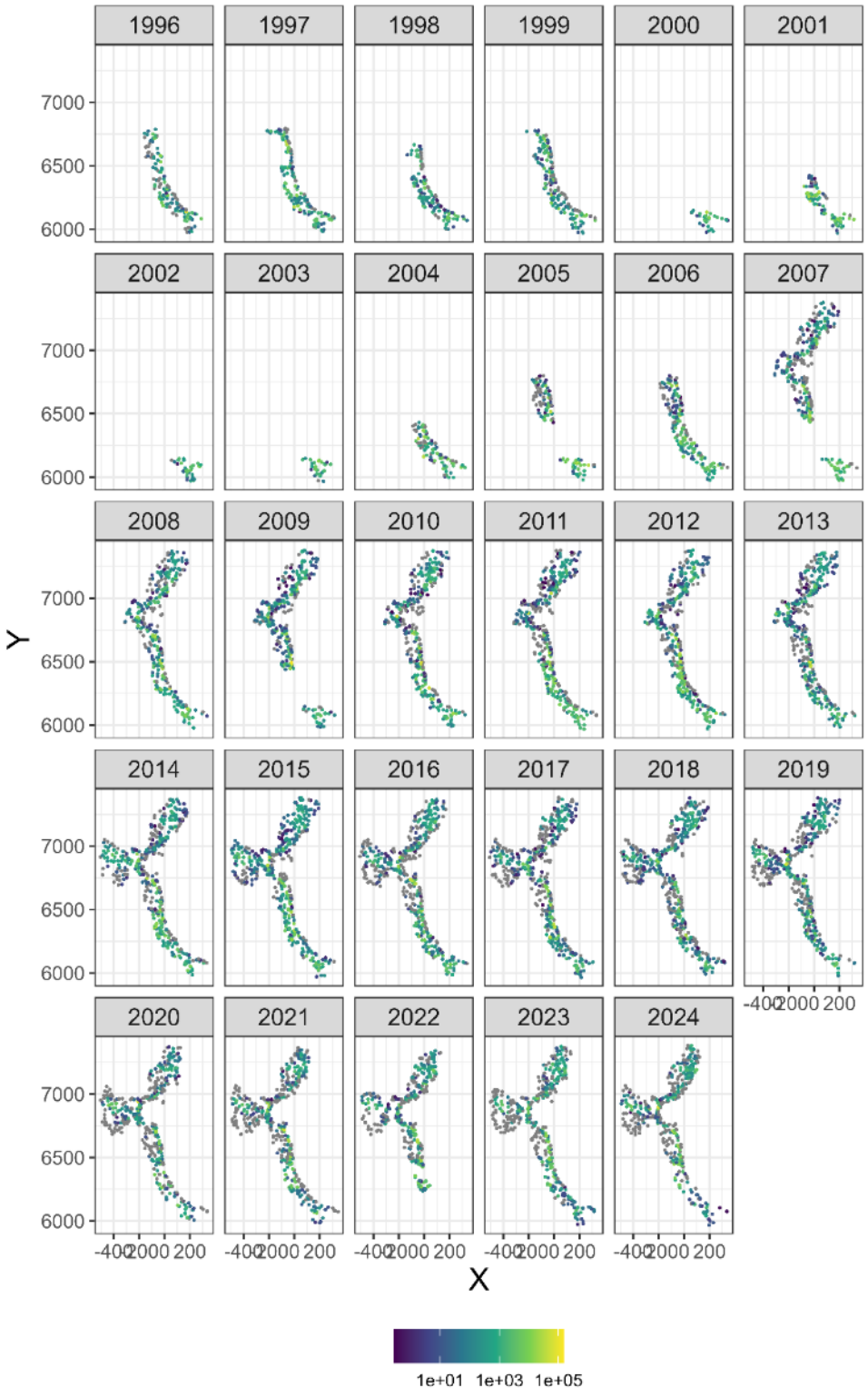


Figure 7. Traits de relevé du MPO et de la NSRF disponibles dans la région d'évaluation du stock du nord pour la modélisation spatiotemporelle de l'indice annuel de densité totale des crevettes (unité : kg·km^{-2} à l'échelle logarithmique pour améliorer la visibilité) sur la série chronologique (1996 à 2024). X et Y sont les longitudes et latitudes projetées dans l'UTM de zone 22N (km).

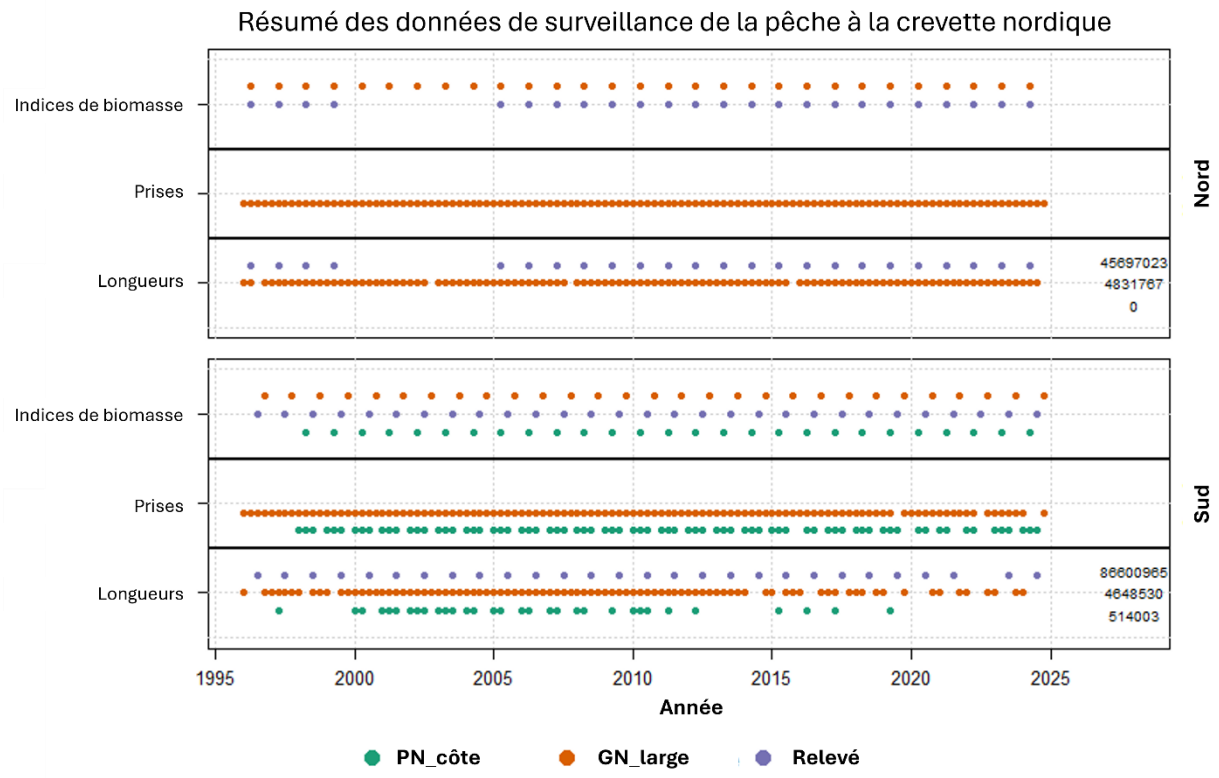


Figure 8. Résumé des données accessibles après 1996 pour l'évaluation des stocks de la pêche à la crevette nordique dans chaque région d'évaluation du stock. Les cercles pleins représentent les saisons dans le modèle et indiquent qu'il existe des données de surveillance de la pêche pour la source indiquée pendant la saison correspondante. Les tailles des échantillons de composition selon la longueur sont indiquées à droite et, pour la flotte des navires de relevé, correspondent à des tailles d'échantillon surélevées (c.-à-d. des nombres selon la longueur mises à l'échelle par rapport au total des prises).

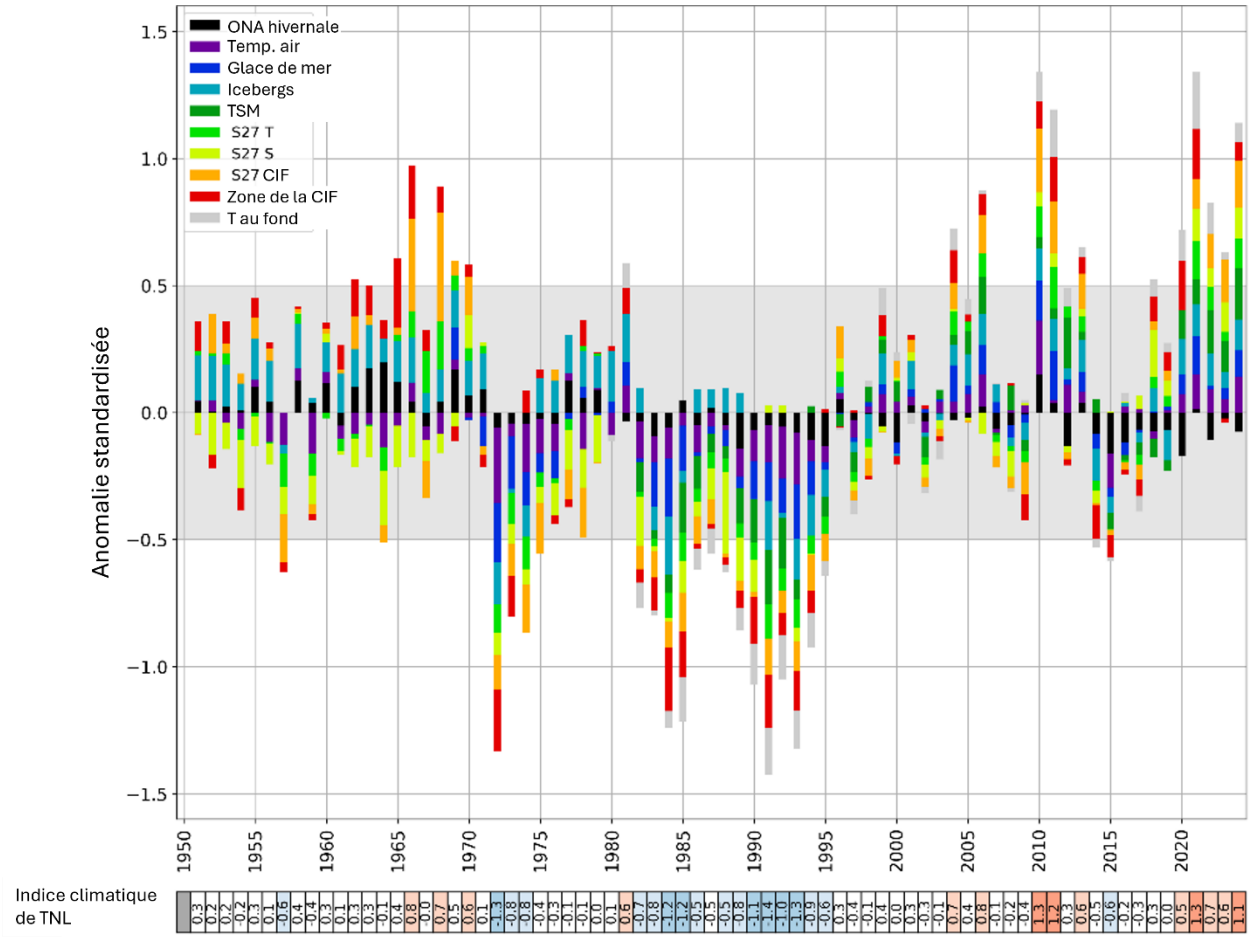


Figure 9. Indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (Cyr and Galbraith 2021). Cet indice normalisé est constitué de la moyenne de 10 sous-indices représentant différents aspects du climat océanique (voir la légende). Un indice positif indique généralement un climat chaud, tandis qu'un indice négatif indique un climat froid. Les valeurs situées dans la zone ombragée (±0,5 ET) sont considérées comme normales. Les valeurs numériques de cette série chronologique sont reportées dans un tableau de bord à code de couleur au bas de la figure. Les anomalies positives (ET > 0,5) sont en rouge, tandis que les anomalies négatives sont en bleu.

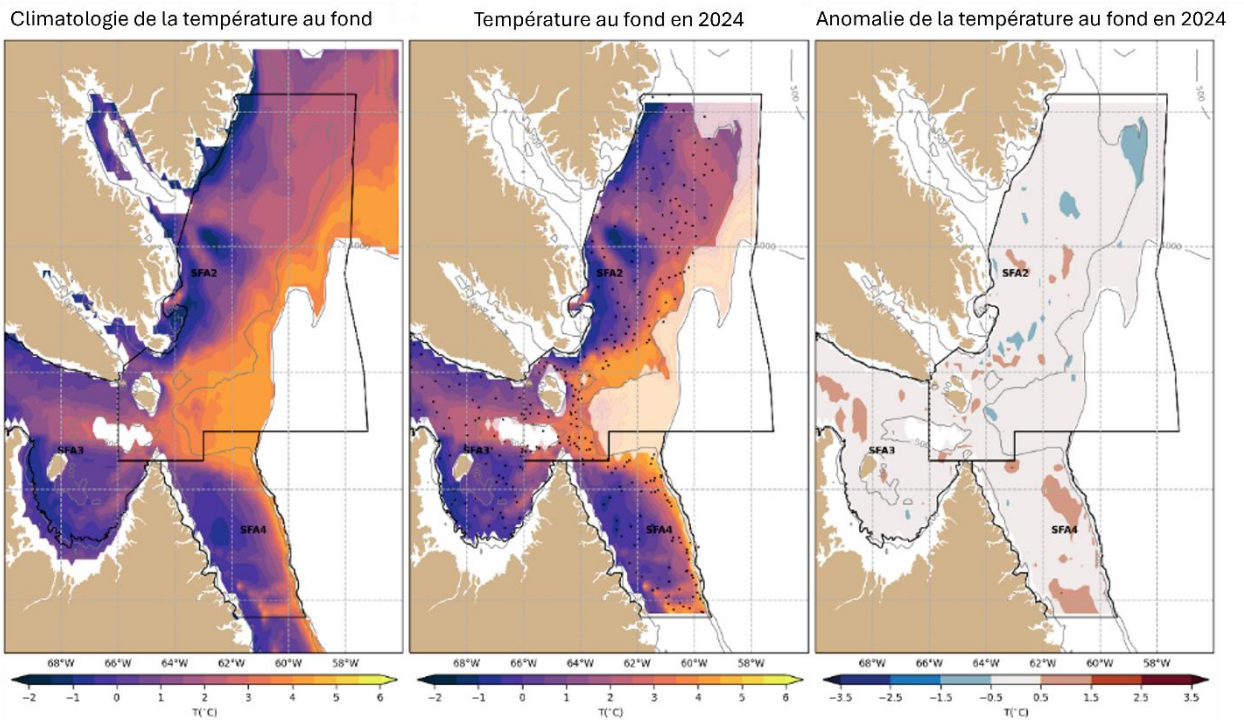


Figure 10. Cartes de la température moyenne du fond de l'été climatologique (1991 à 2020; à gauche) et de la température du fond de l'été 2024 (au centre) ainsi que des anomalies (à droite) pour les divisions 0A2G de l'OPANO et le détroit d'Hudson (anciennement ZPC 2 à 4). L'emplacement des observations utilisées pour dériver le champ de température est représenté par des points noirs dans le panneau central. Lorsqu'aucune donnée sur la température des eaux de fond n'était accessible, les données de la climatologie ont été utilisées (panneau central).

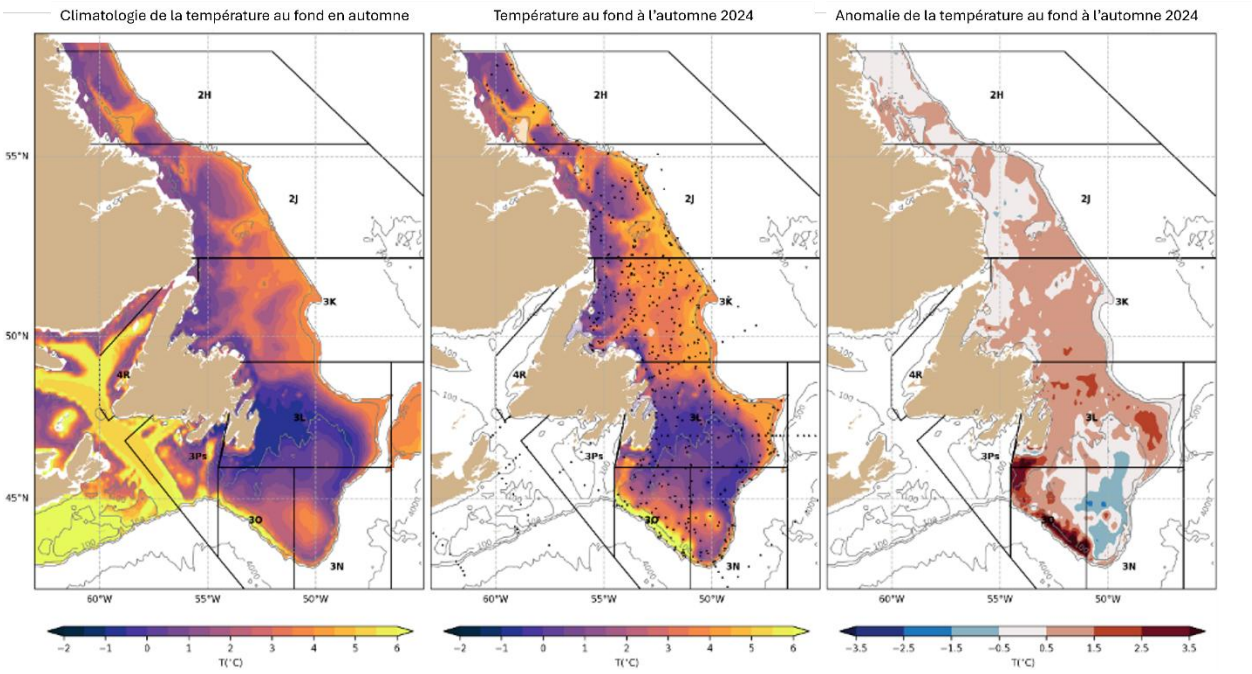


Figure 11. Cartes des températures moyennes climatologiques automnales du fond (1991 à 2020; à gauche), à l'automne 2024 (au centre) et anomalies (à droite) pour les divisions 2HJ3KLNO de l'OPANO. L'emplacement des observations utilisées pour dériver le champ de température est représenté par des points noirs dans le panneau central. Lorsque des données de la climatologie ont été utilisées (panneau central) quand une portion du plateau n'avait aucune donnée accessible sur la température des eaux de fond, cette portion est semi-transparente.

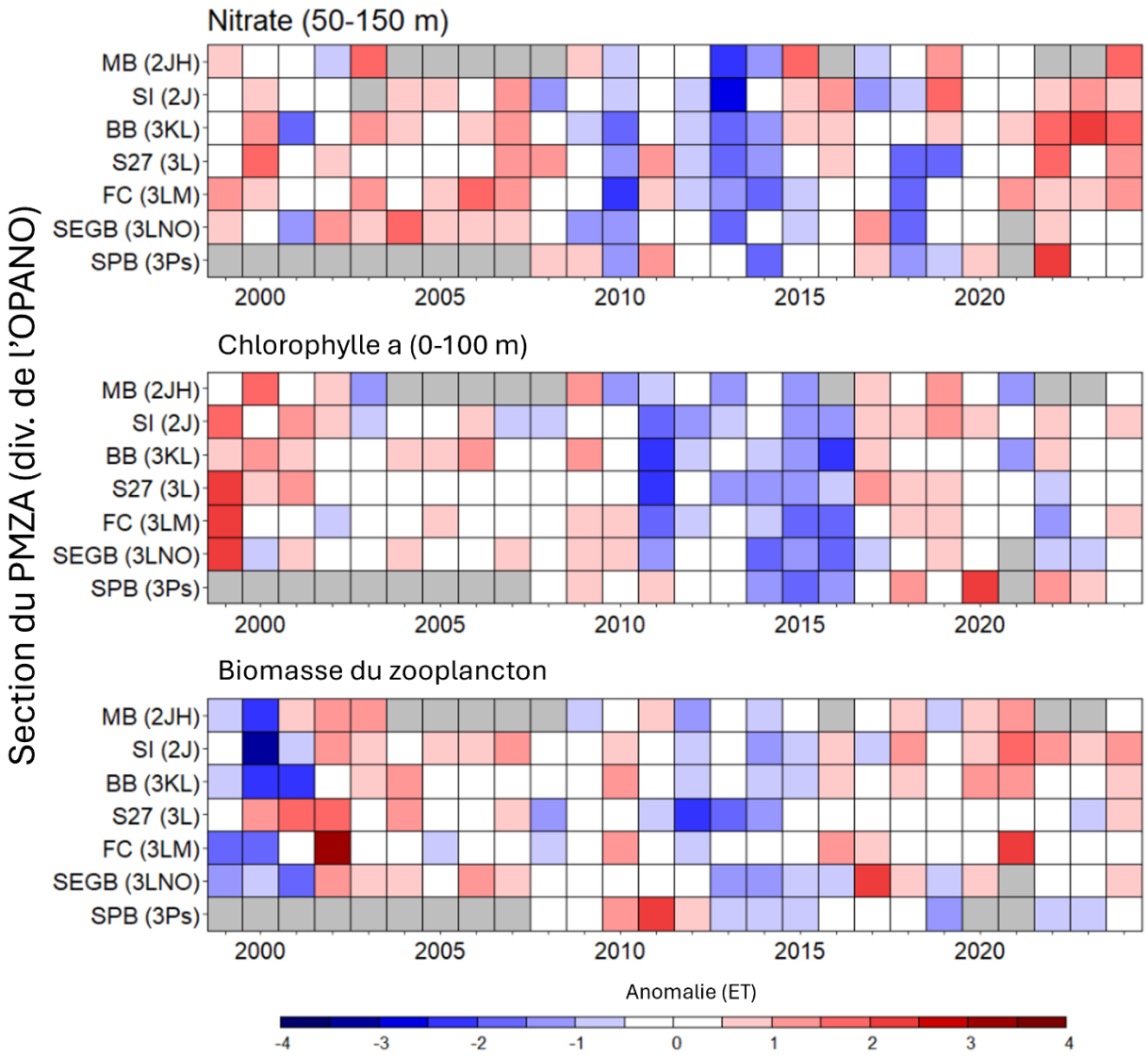


Figure 12. Fiches de pointage des anomalies de nitrate et de chlorophylle a, et biomasse totale de zooplancton dérivée des relevés saisonniers du PMZA. Les nuances de couleur indiquent un écart par rapport aux conditions moyennes à long terme de l'écart-type (ET). Les cellules blanches indiquent des conditions proches de la normale (±0,5 ET). Les cellules rouges et bleues indiquent respectivement des conditions plus élevées et moins élevées (en haut et au milieu) ou plus tard et plus tôt (en bas) que la normale. Une cellule grise indique des données manquantes. Voir la figure 5 pour connaître l'emplacement géographique des sections du PMZA.

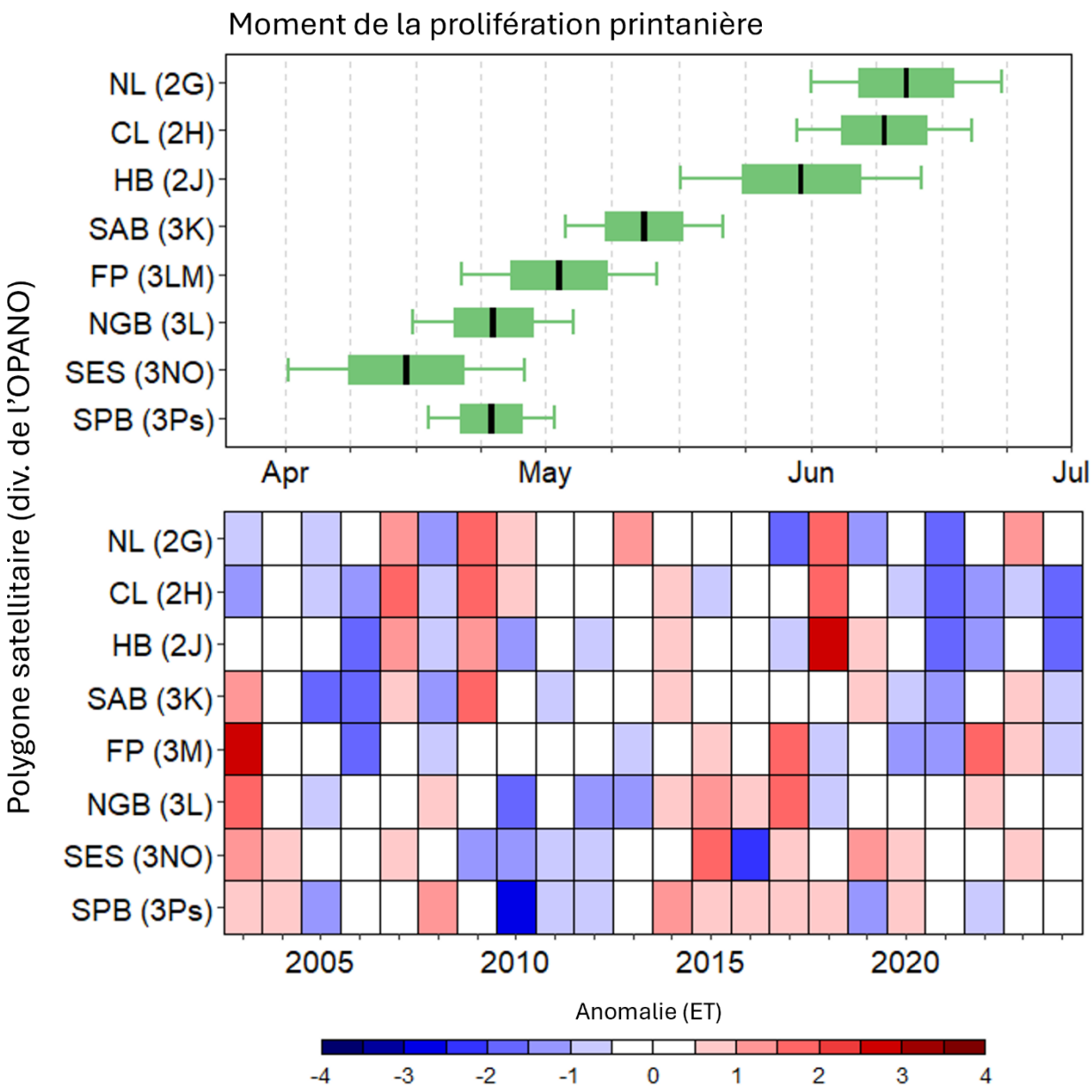


Figure 13. Moment de la concentration maximale de la prolifération printanière du phytoplancton. Les boîtes graphiques (en haut) indiquent le moment moyen de prolifération à long terme pour la période de référence 2003 à 2020, avec des boîtes et des moustaches indiquant des écarts-types (ET) de respectivement 0,5 et 1. Le tableau de pointage des anomalies (en bas) montre la variabilité interannuelle du moment de la prolifération, avec des nuances de couleur indiquant un écart par rapport à la période de référence en écart-type (ET). Les cellules blanches indiquent des conditions proches de la normale (±0,5 ET). Les cellules rouges/bleues indiquent des conditions au-dessus ou en dessous de la normale. Voir la figure 5 pour connaître l'emplacement géographique des polygones satellites.

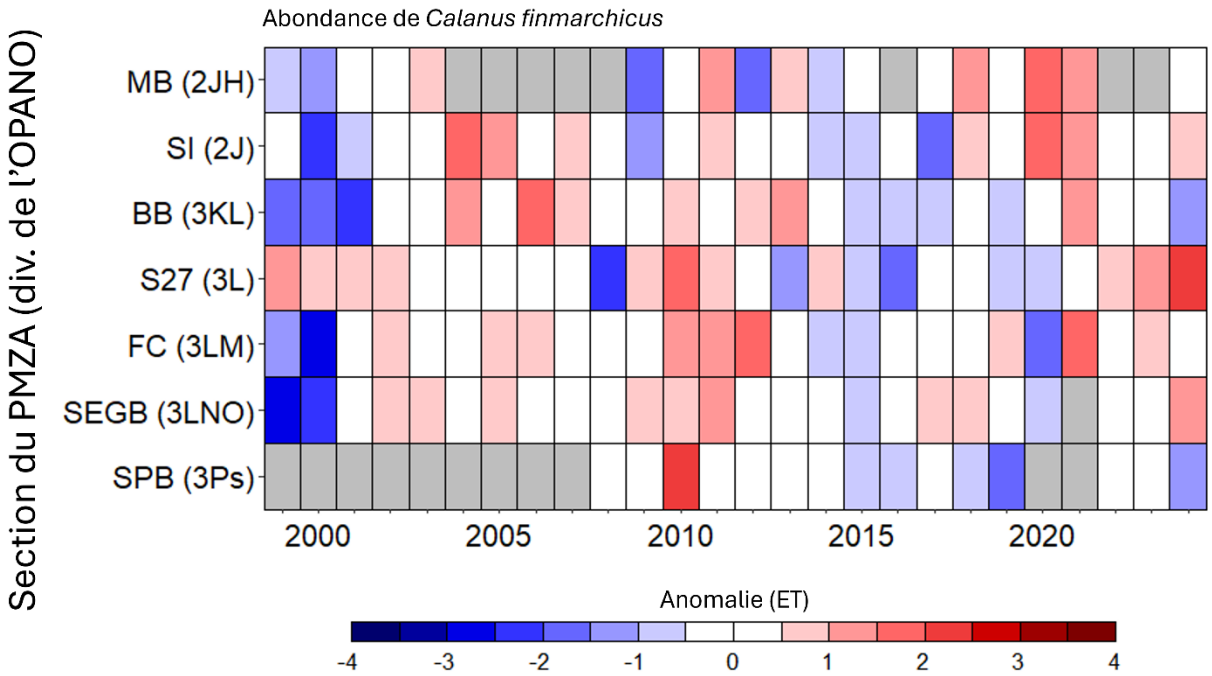


Figure 14. Tableau de pointage des anomalies pour l'abondance de Calanus finmarchicus. *Les nuances de couleur indiquent un écart par rapport aux conditions moyennes à long terme (1999 à 2020) en écart-type (ET). Les cellules blanches indiquent des conditions proches de la normale (±0,5 ET) et les cellules rouges/bleues indiquent des conditions au-dessus ou en dessous de la normale. Une cellule grise indique des données manquantes. Voir la figure 5 pour connaître l'emplacement géographique des sections du PMZA.*

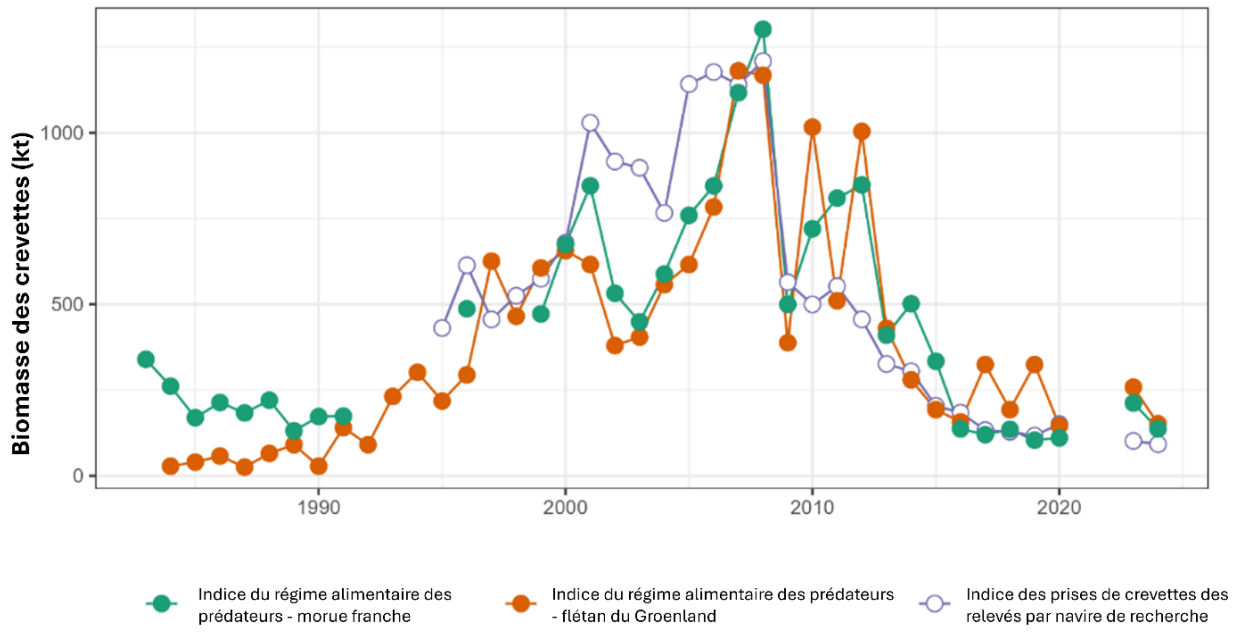


Figure 15. Indice du régime alimentaire des prédateurs (cercles pleins) selon la biomasse de crevettes prédite à partir des régimes alimentaires de la morue franche (vert) et du flétan du Groenland (orange), comparé à l'indice de prise de crevettes par navire de recherche (cercles ouverts violets) à l'automne pour les divisions 2J3KL de l'OPANO.

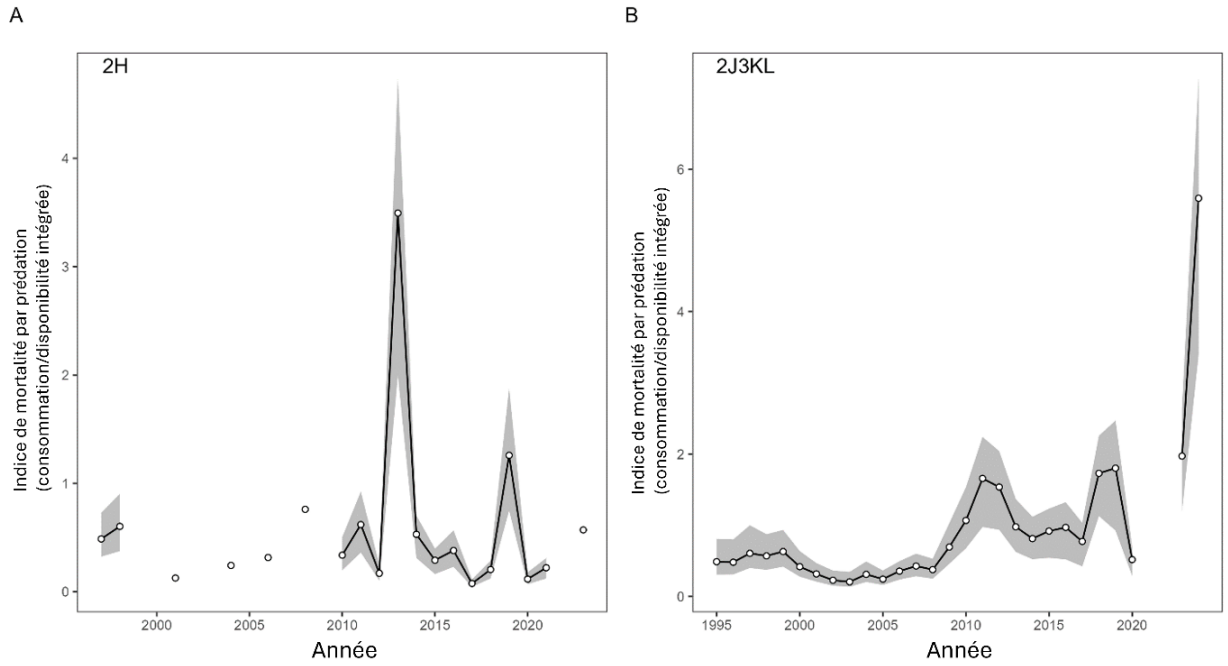


Figure 16. Indice de mortalité liée à la prédation pour la crevette nordique dans les divisions 2H (A) et 2J3KL (B) de l'OPANO. Les points blancs sont des estimations fondées sur la consommation médiane de crevettes nordiques par les poissons prédateurs et la zone ombragée grise représente la plage connexe, d'après les consommations minimale et maximale.

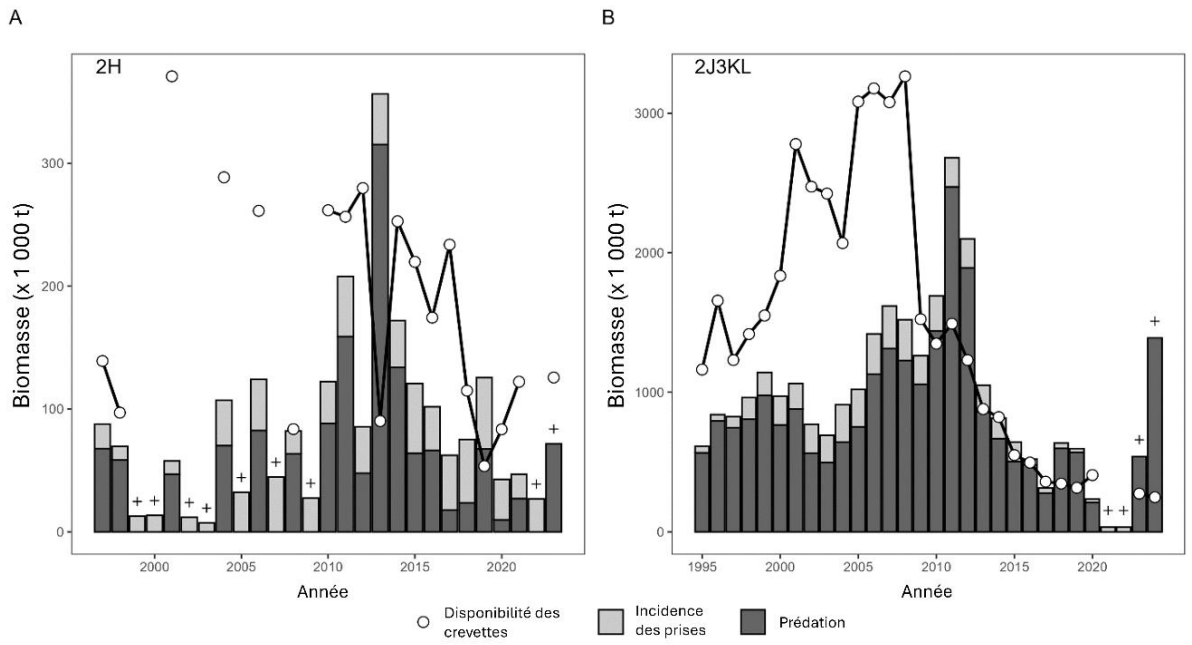


Figure 17. Évaluation des répercussions possibles de la prédation et de la pêche par rapport à la disponibilité de la crevette nordique dans les divisions 2H (A) et 2J3KL (B) de l'OPANO. Estimations de l'ampleur de la prédation (gris foncé) et de la possible incidence des prises de la pêche (gris clair) par rapport aux estimations de la disponibilité de la crevette nordique (points blancs). Le symbole « + » indique qu'il n'existe aucune estimation de la prédation ou de l'incidence des prises de la pêche pour l'année en question.

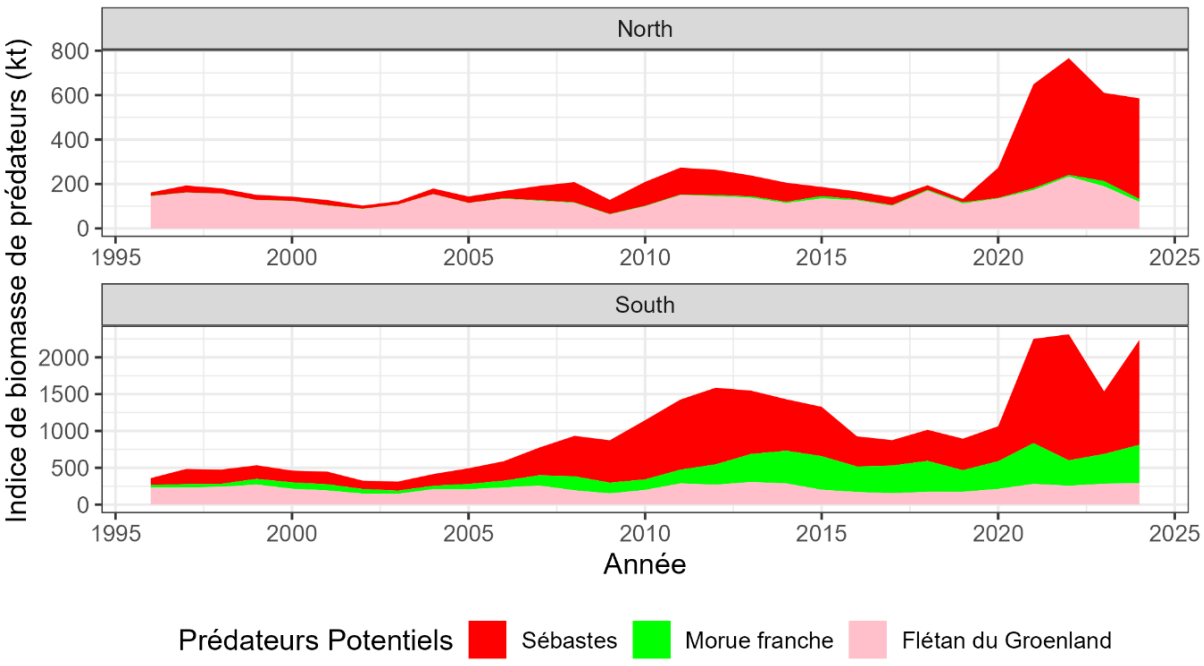


Figure 18. Indices annuels de biomasse modélisés (zones ombragées empilées) des indices des prédateurs potentiels (kilotonnes) dans les régions d'évaluation des stocks du nord (panneau supérieur) et du sud (panneau inférieur). Zone verte – indice annuel de biomasse de la morue franche, zone rouge – indice annuel de biomasse des sébastes, zone rose – indice annuel de biomasse du flétan du Groenland.

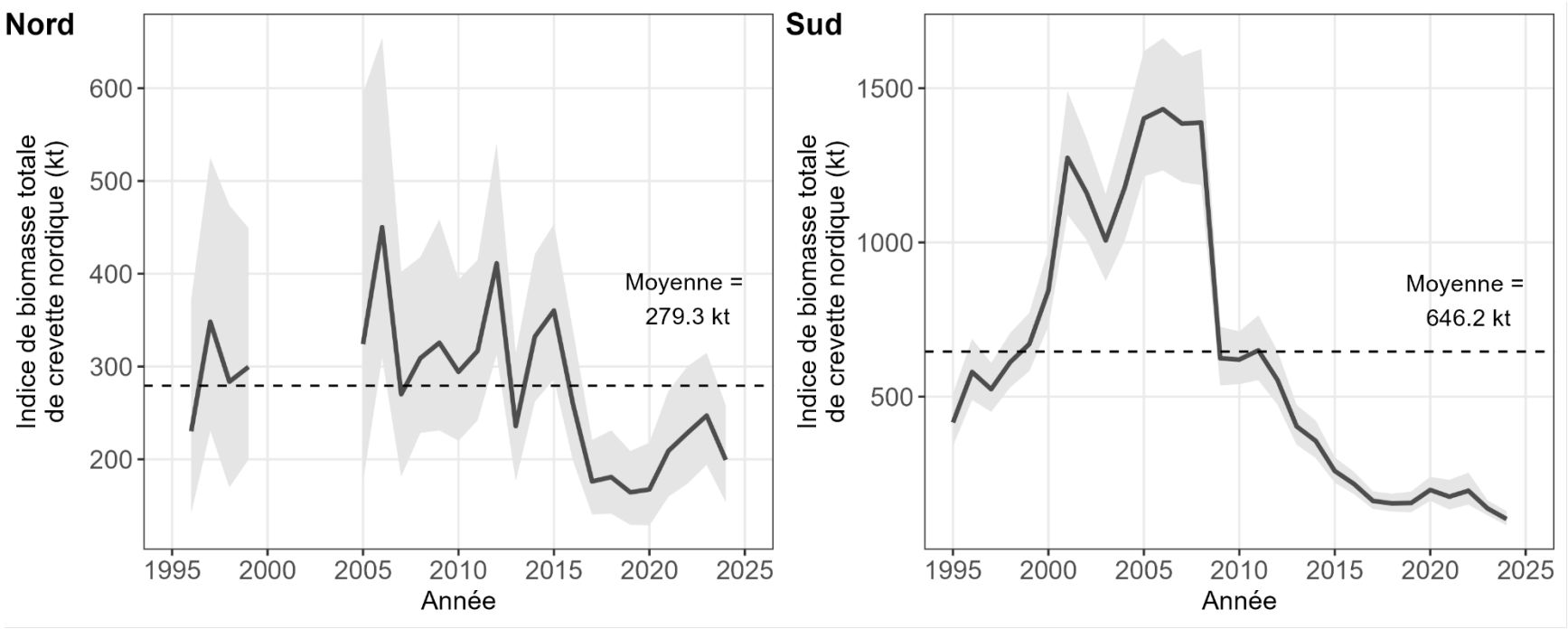


Figure 19. Indices de la biomasse totale de crevettes nordiques (en kilotonnes) obtenus par modélisation spatiotemporelle à partir des données de relevé sur les crevettes dans les régions d'évaluation des stocks du nord (gauche) et du sud (droite). Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les lignes pointillées horizontales indiquent la moyenne arithmétique sur la série chronologique du relevé (RESN : 1996 à 2023, RESS : 1995 à 2023).

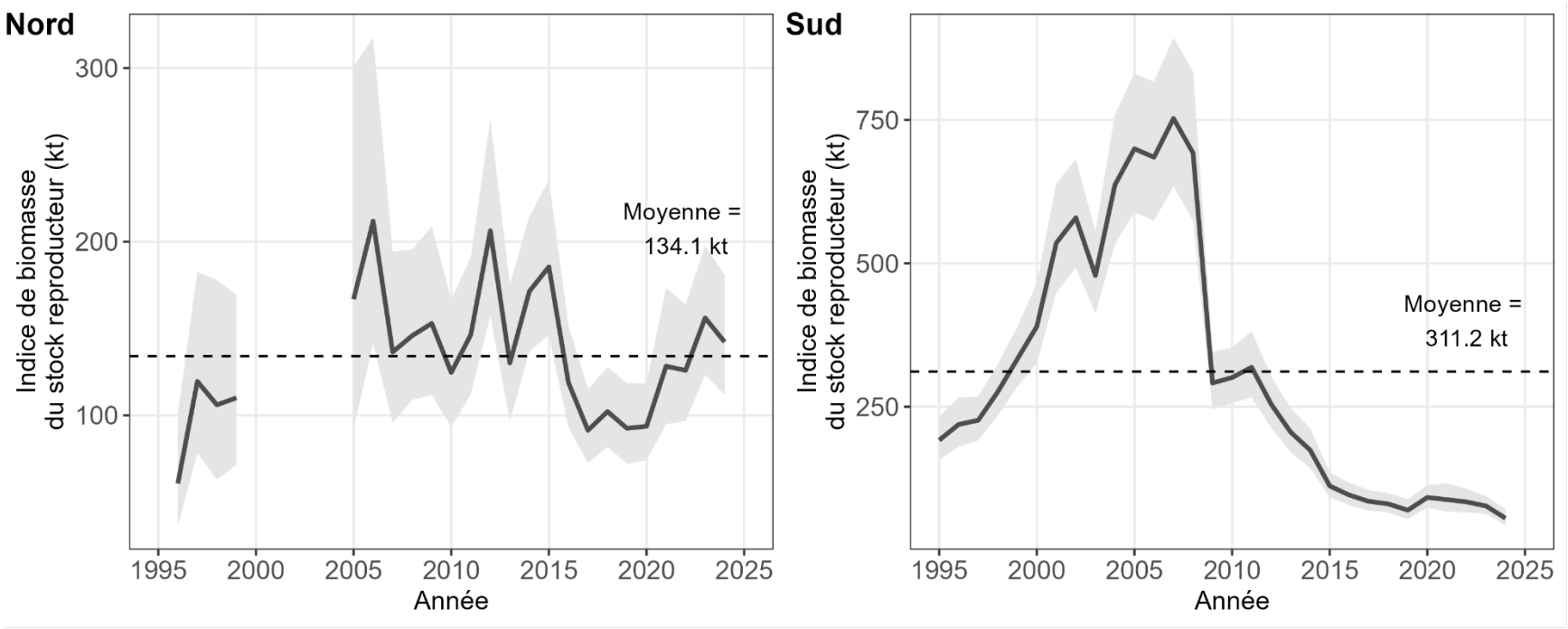


Figure 20. Indices de la biomasse reproductrice de crevettes nordiques (en kilotonnes) obtenus par modélisation spatiotemporelle à partir des données de relevé sur les crevettes dans les régions d'évaluation des stocks du nord (gauche) et du sud (droite). Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les lignes pointillées horizontales indiquent la moyenne arithmétique sur la série chronologique du relevé (RESN : 1996 à 2023, RESS : 1995 à 2023).

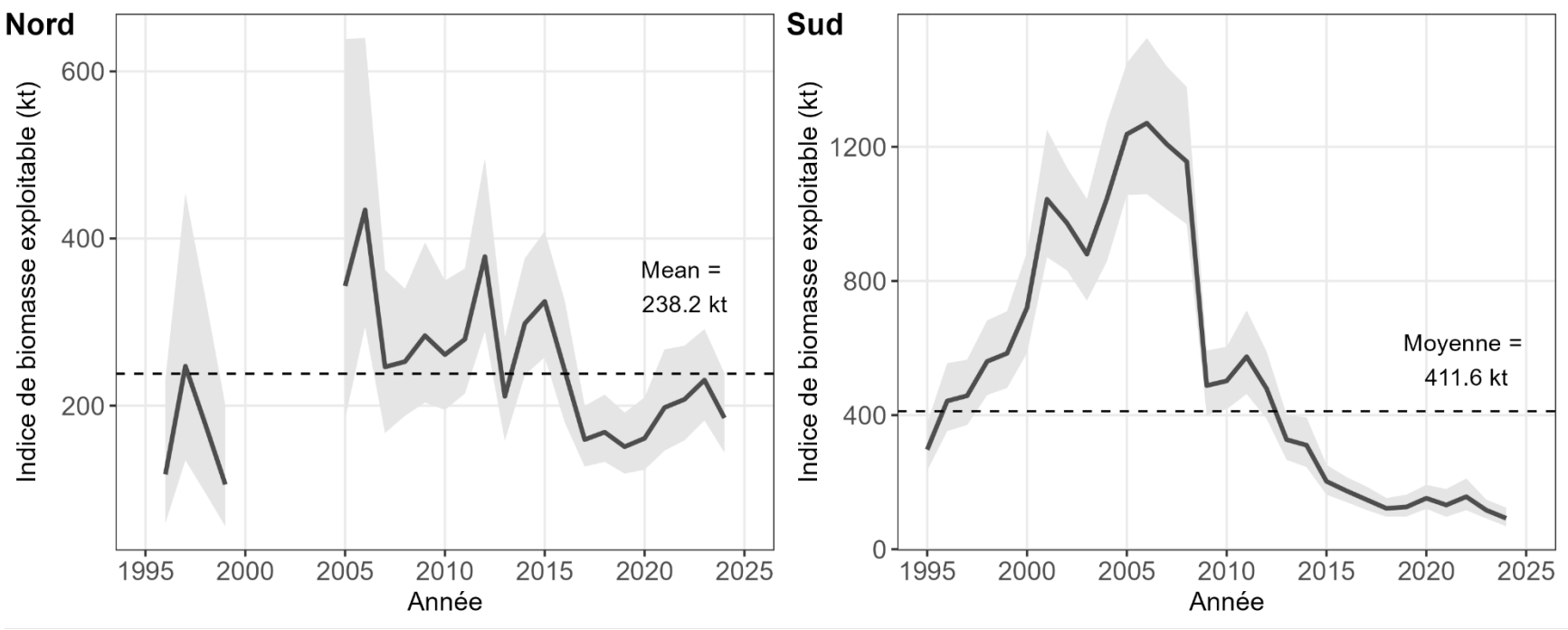


Figure 21. Indices de la biomasse exploitable de crevettes nordiques (en kilotonnes) obtenus par modélisation spatiotemporelle à partir des données de relevé sur les crevettes dans les régions d'évaluation des stocks du nord (gauche) et du sud (droite). Les zones ombrées représentent les intervalles de confiance à 95 %. Les lignes pointillées horizontales indiquent la moyenne arithmétique sur la série chronologique du relevé (RESN : 1996 à 2023, RESS : 1995 à 2023).

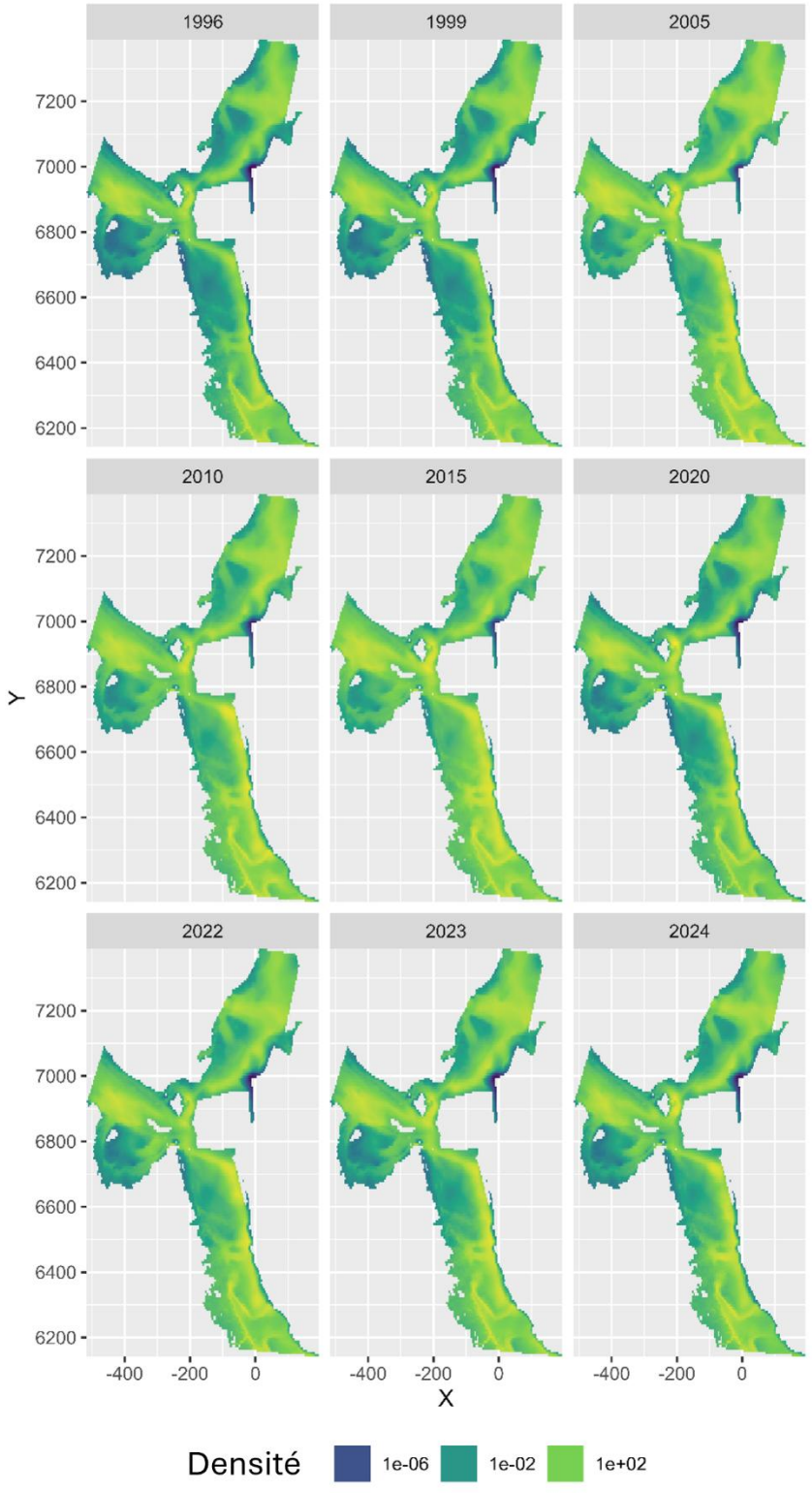


Figure 22. Prédictions de densité (kg·km^{-2} à l'échelle logarithmique pour améliorer la visibilité) du modèle spatiotemporel de la biomasse exploitable de crevettes nordiques (RESN) tous les cinq ans environ, et données des trois dernières années de la série chronologique. X et Y sont les longitudes et latitudes projetées dans l'UTM de zone 22N (km).

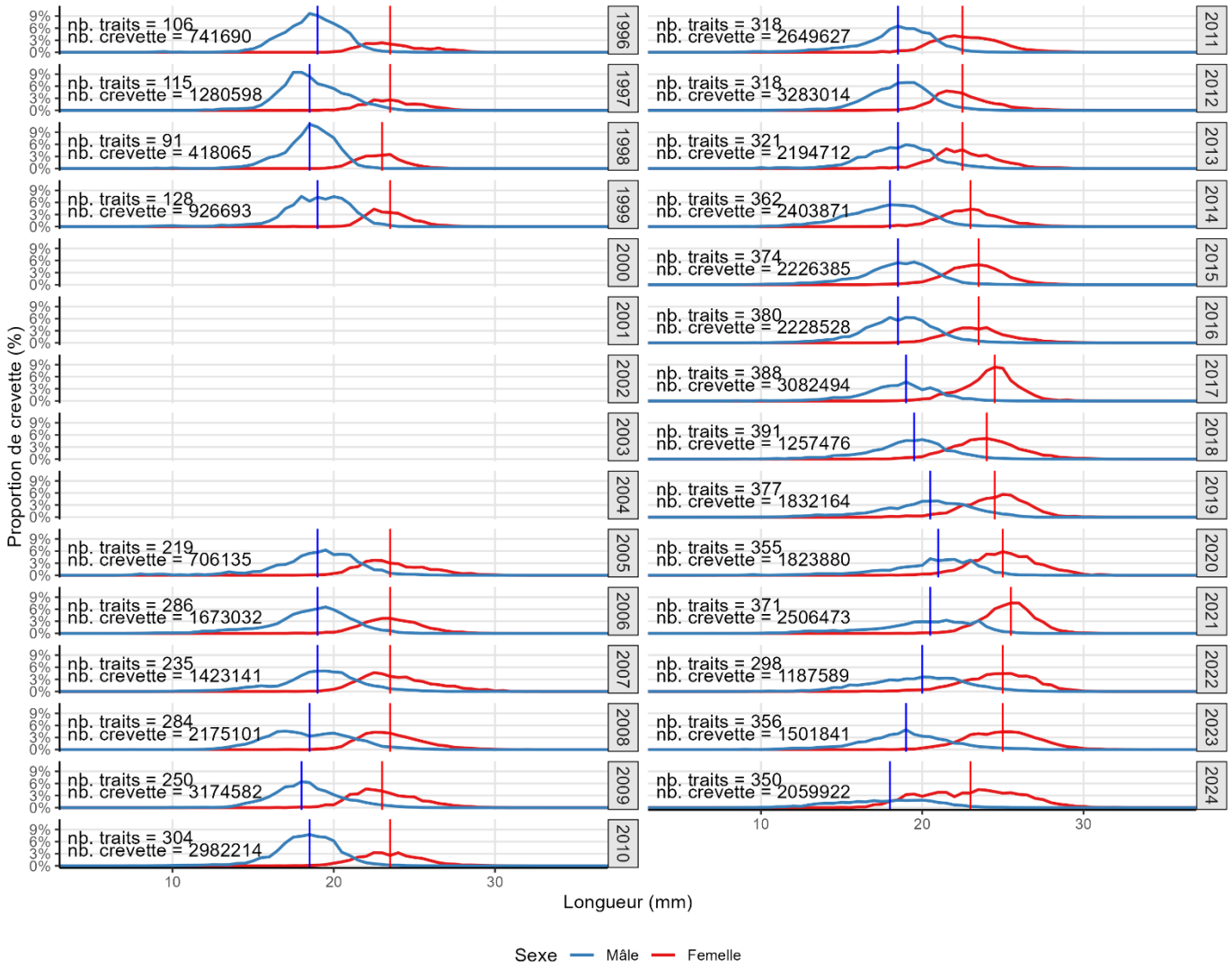


Figure 23. Abondance de crevettes nordiques selon la longueur pour les mâles et les femelles (exprimée en pourcentage de l'abondance totale) selon les traits de relevé pour 1996 à 2024 dans la RESN. Les lignes verticales représentent la valeur médiane de chaque distribution de longueur. Le nombre annuel de traits de relevé et l'estimation standardisée des crevettes pêchées dans des traits de chaluts de 15 minutes sont fournis sur chaque panneau.

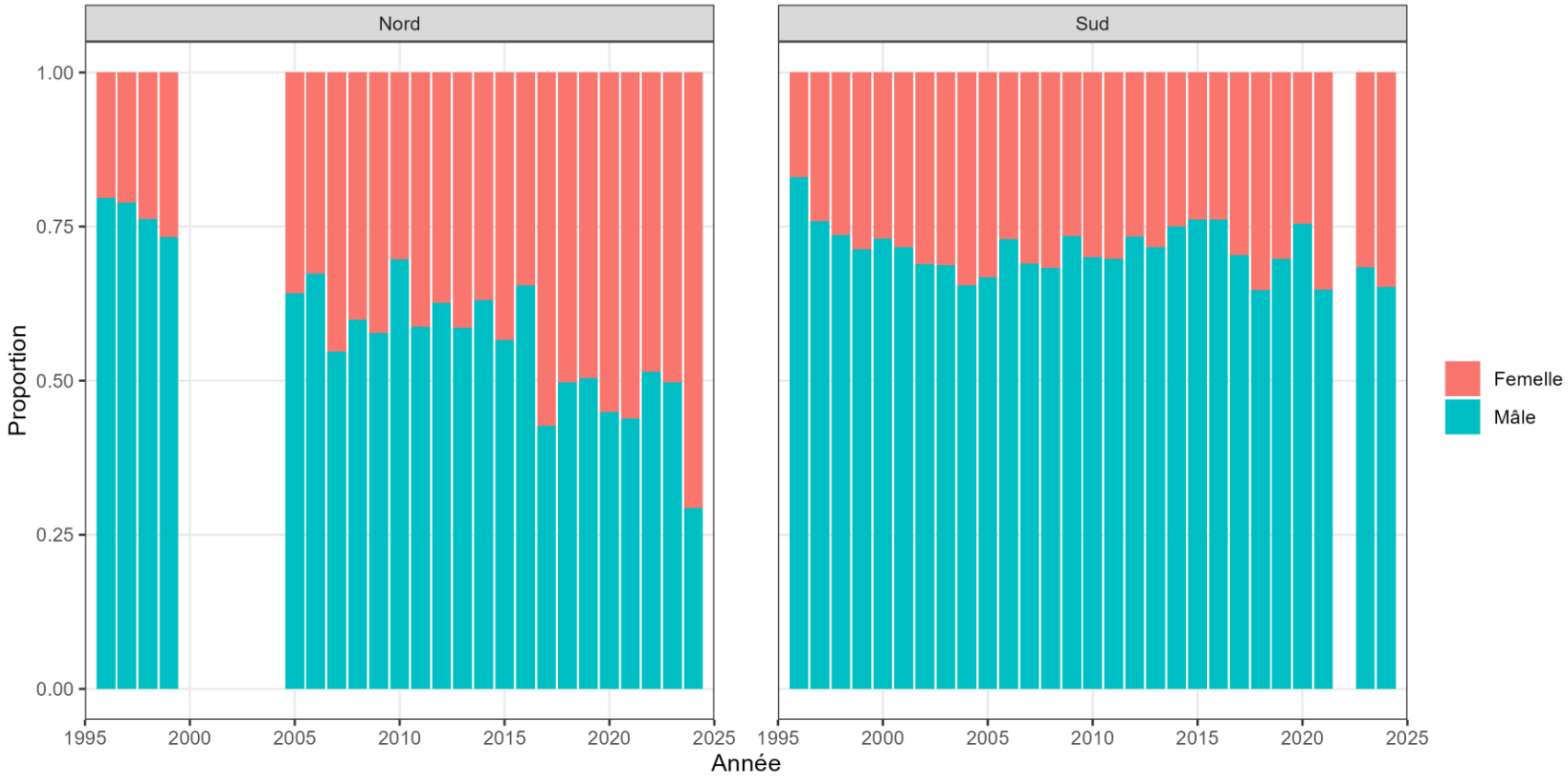


Figure 24. Proportion d'abondance des crevettes nordiques mâles (bleu) et femelles (rouge), basée sur le dénombrement global, par année dans les régions d'évaluation des stocks du nord (panneau gauche) et du sud (panneau droit).

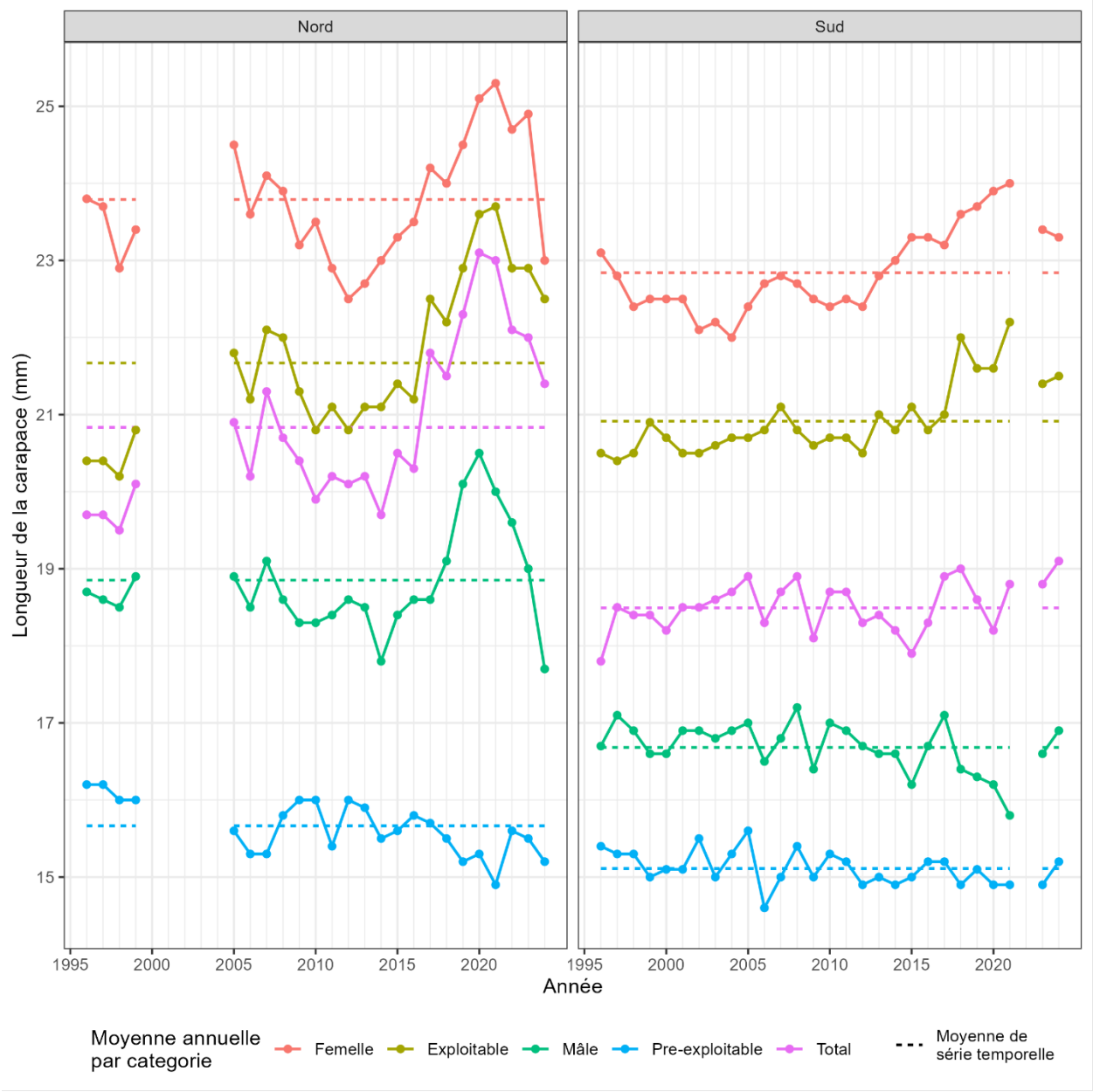


Figure 25. Taille moyenne d'après les relevés de toutes les crevettes, des femelles, des mâles, des individus pré-exploitables (pré-recrues d'une longueur de carapace inférieure à 17,5 mm) et des individus exploitables (longueur de carapace supérieure à 17,5 mm) dans les régions d'évaluation des stocks du nord (gauche) et du sud (droite). La taille moyenne à long terme pour chaque stade de maturité est indiquée par la ligne pointillée horizontale pour chaque série.

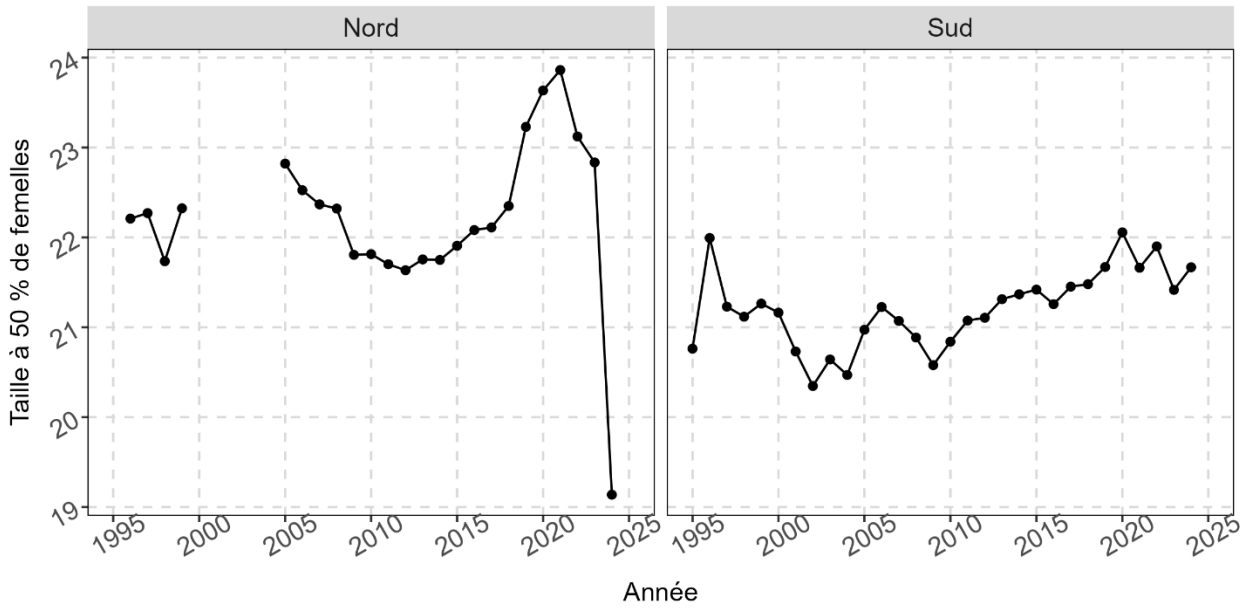


Figure 26. Taille annuelle estimée (en millimètres) des crevettes nordiques à 50 % de transition sexuelle dans les régions d'évaluation des stocks du nord (panneau gauche) et du sud (panneau droit). Les points noirs représentent les prédictions annuelles du modèle additif généralisé.

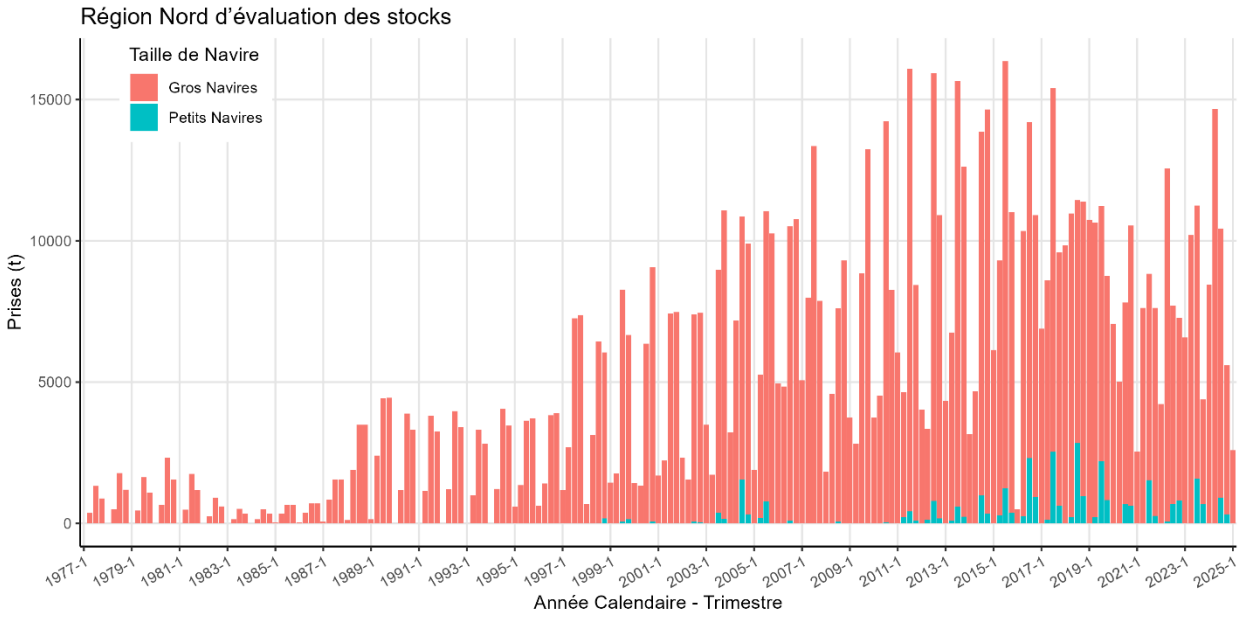


Figure 27. Prises de crevettes nordiques nominales trimestrielles (en tonnes) déclarées par les gros navires (rouge) et les petits navires (bleu), agrégées dans la région d'évaluation du stock du nord de 1977 à 2025. Le premier trimestre correspond à janvier à mars, tandis que le quatrième trimestre représente octobre à décembre de chaque année. Les prises en 2024-2025 sont préliminaires en date du 15 janvier 2025 (ZEE et ZEO) et du 4 février 2025 (ZPC 4 à 7), SGQA. Les prises de la flotte de gros navires au dernier trimestre de la série chronologique (c.-à-d. janvier à mars 2025) ont été estimées en fonction de la proportion moyenne du TAC pêché durant ce trimestre au cours des cinq dernières années de gestion.

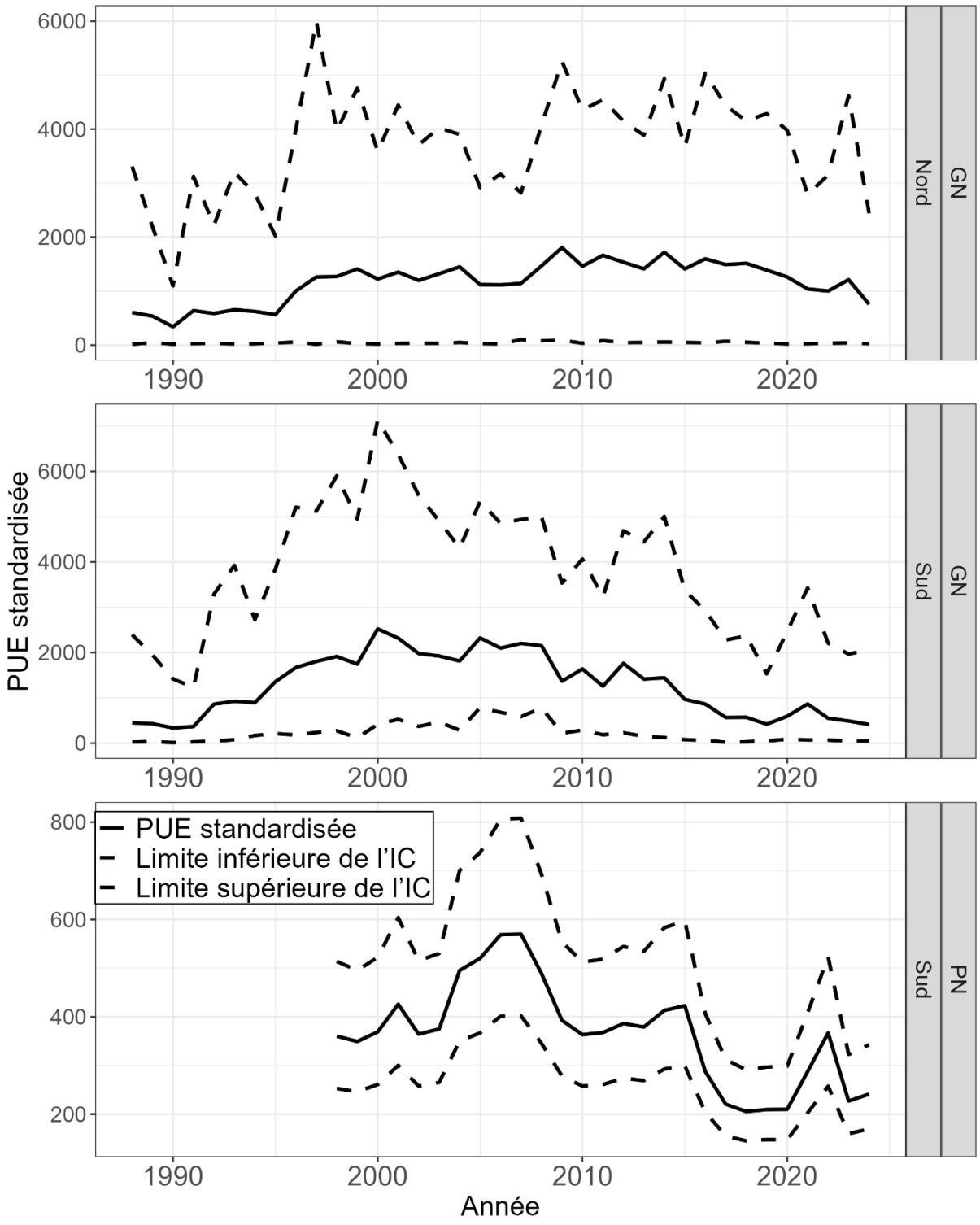


Figure 28. Indice standardisé de la prise par unité d'effort (PUE; kilogrammes/heure) de la flotte de gros navires (GN) dans les régions d'évaluation des stocks du nord (panneau supérieur) et du sud (panneau central) d'après les registres des observateurs de 1988 à 2024-2025 (basé sur la modélisation spatiotemporelle). Panneau inférieur : Indice standardisé de la PUE pour la flotte de petits navires (PN) pêchant la crevette nordique dans la région d'évaluation du stock du sud de 1998 à 2024-2025 (basé sur une modélisation linéaire généralisée). Les données pour 2023-2024 et 2024-2025 sont incomplètes.

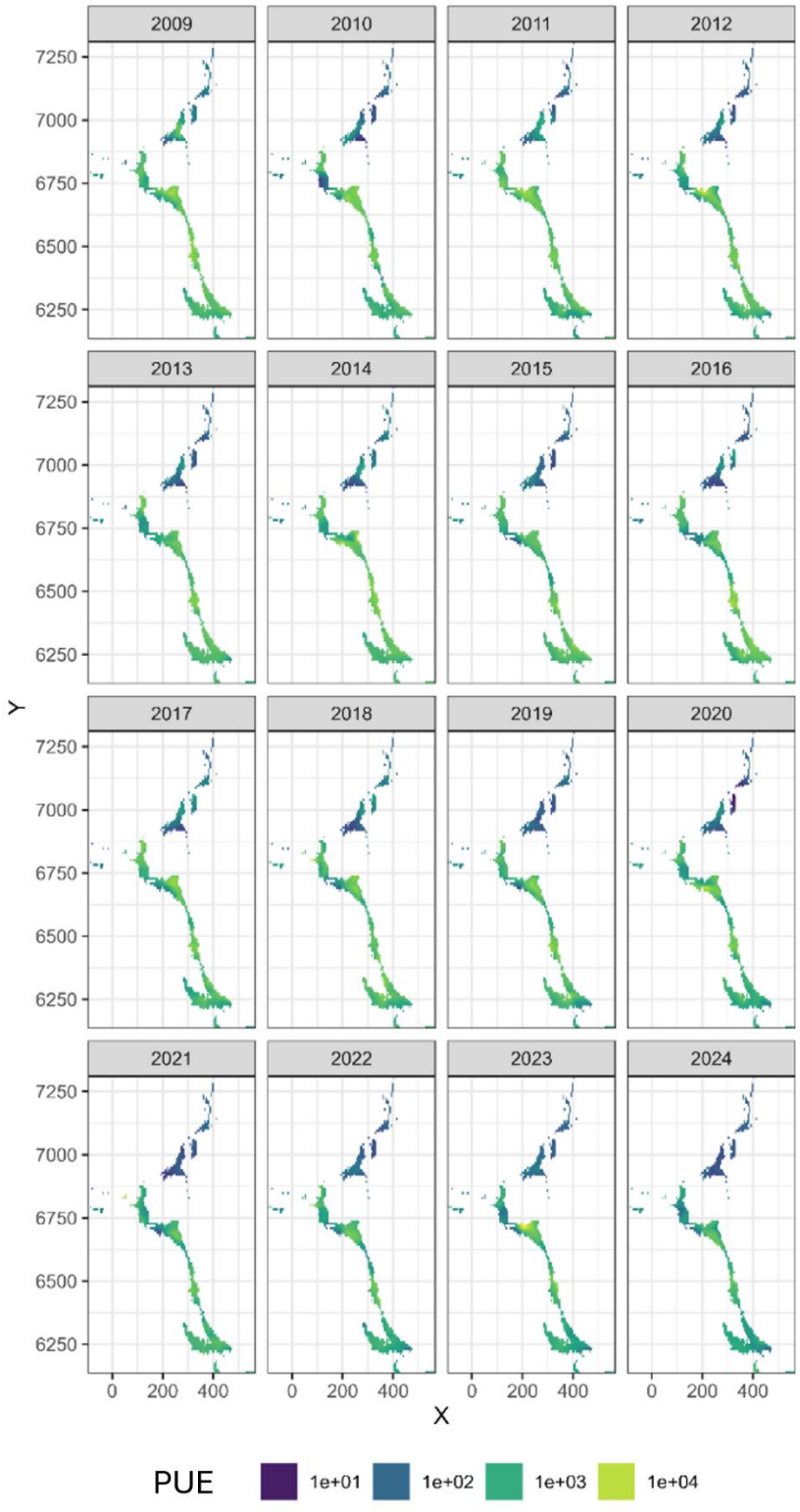


Figure 29. Prédictions du modèle spatiotemporel de la PUE des gros navires (kg.h^{-1} sur l'échelle logarithmique pour améliorer la visibilité) pour la région d'évaluation du stock du nord (RESN) pour la période 2009 à 2024. X et Y sont les longitudes et latitudes projetées dans l'UTM de zone 21 N (km).

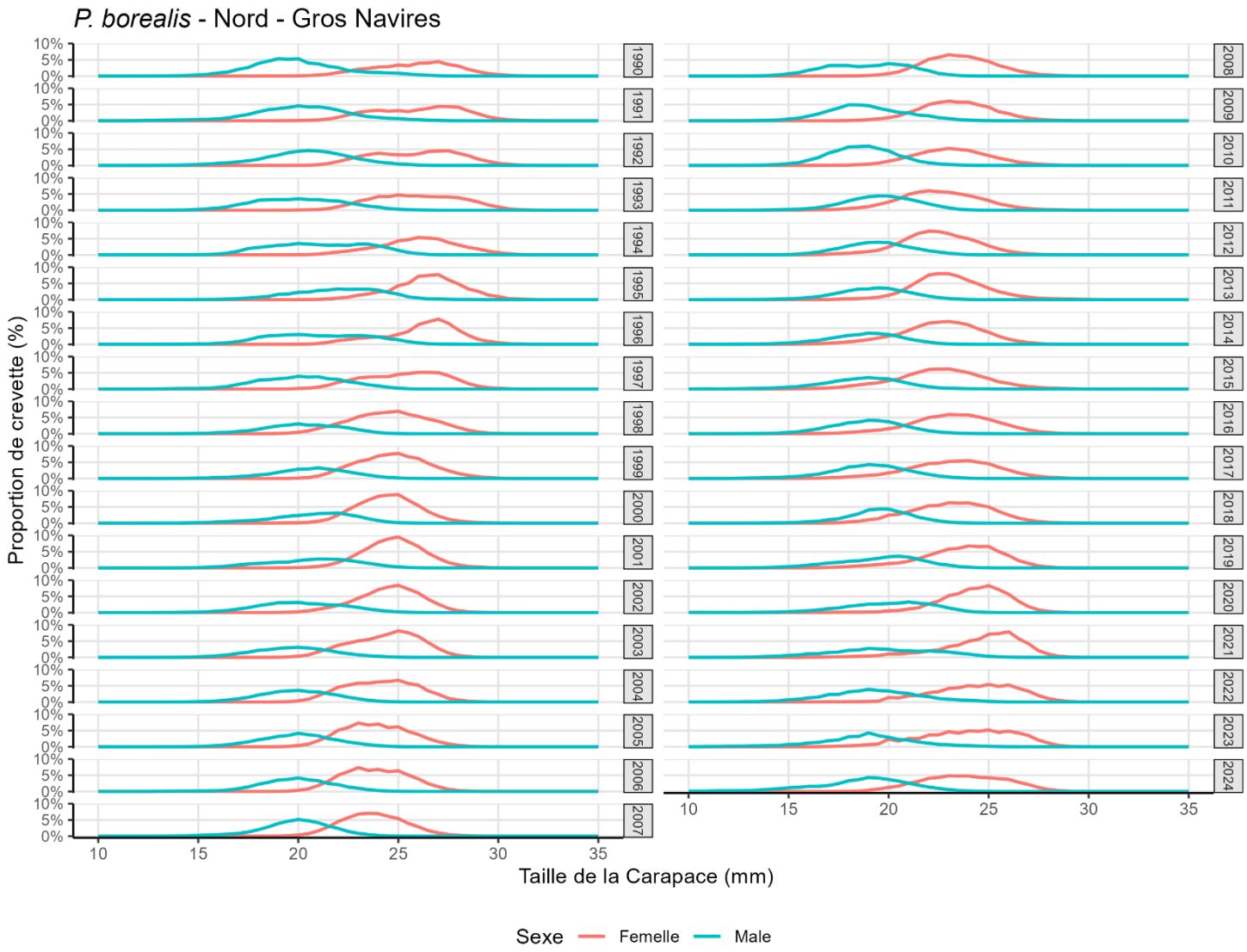


Figure 30. Fréquences de longueur des crevettes nordiques mâles et femelles (primipares, multipares et œuvées combinées) provenant des observateurs de la flotte de gros navires ciblant les crevettes nordiques dans la RESN pour la période 1990 à 2024. Les données pour 2023-2024 et 2024-2025 sont préliminaires.

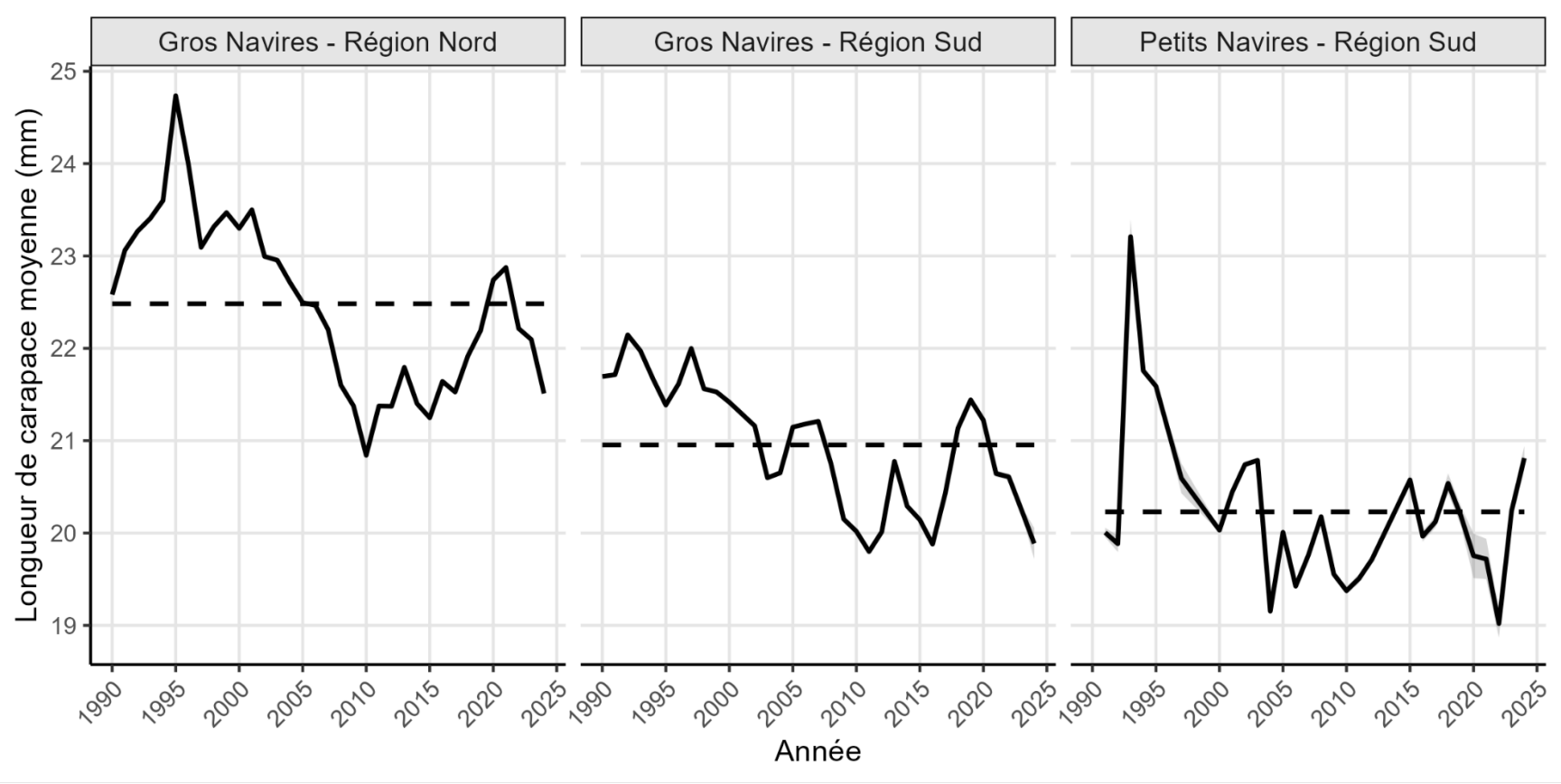


Figure 31. Longueur de carapace moyenne (intervalles de confiance à ±95 %) des crevettes nordiques pêchées par la flotte de gros navires dans la RESN (panneau gauche), la flotte des gros navires (panneau central) et la flotte des petits navires (panneau droit) dans la RESS. Les données proviennent d'un échantillonnage détaillé réalisé par des observateurs. La taille moyenne à long terme est indiquée par la ligne pointillée pour chaque série. Les intervalles de confiance sont inclus dans les graphiques, mais ne sont généralement pas discernables en raison de leur largeur étroite, sauf dans les cas où le nombre de crevettes mesurées est faible, ce qui entraîne des intervalles plus larges.

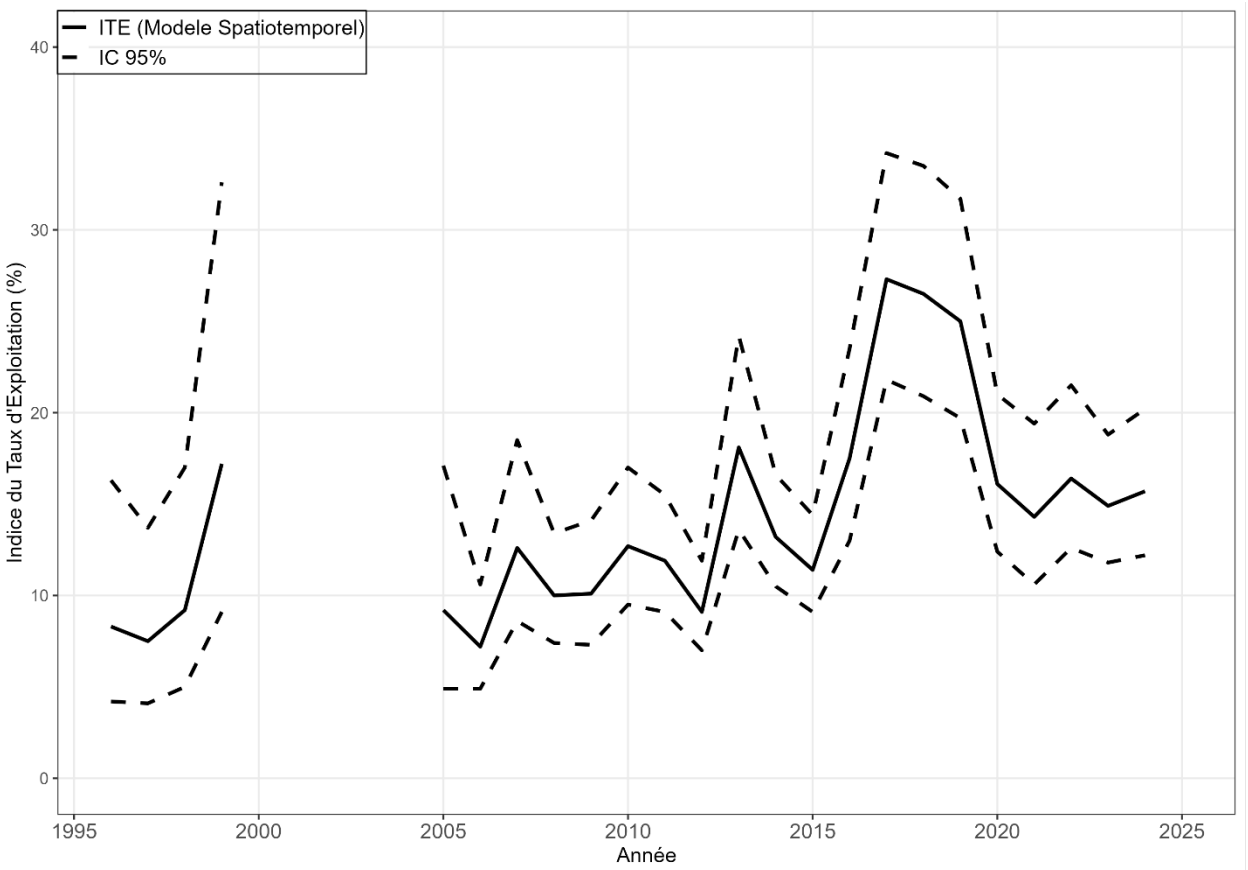


Figure 32. Indice du taux d'exploitation de crevette nordique dans la RESN, selon les prises totales divisées par la biomasse exploitable du relevé (sdmTMB) de la même année, exprimé en pourcentage. Les lignes tiretées représentent les intervalles de confiance à 95 %. La valeur de 2024-2025 est basée sur la prise préliminaire (64 % du TAC agrégé) indiquée dans le SGQA.

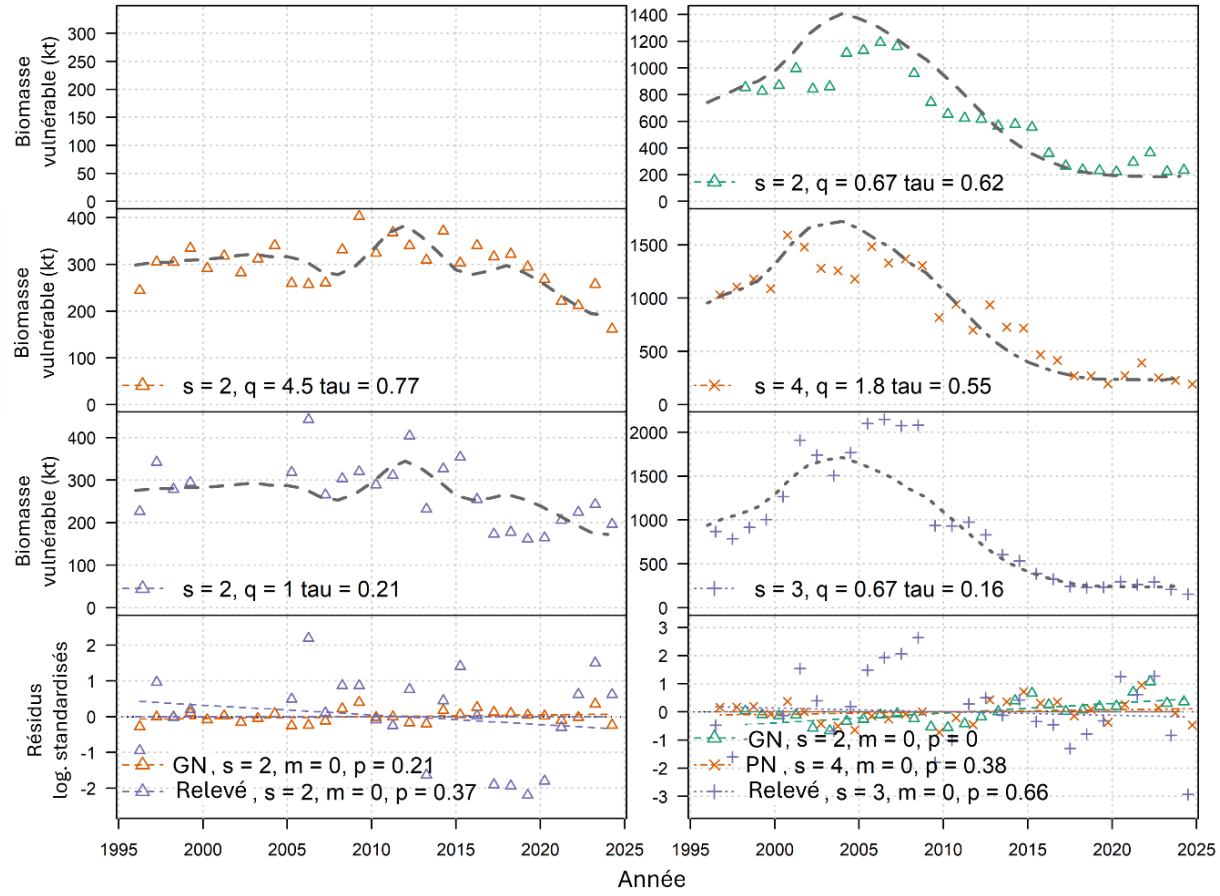


Figure 33. Adaptation aux indices du stock (trois panneaux supérieurs) et aux résidus standardisés (panneau inférieur) pour chaque combinaison flotte/zone. Les points montrent les données de l'indice des stocks à l'échelle selon la capturabilité, tandis que les lignes montrent des estimations des modèles de la biomasse vulnérable. Les saisons sont indiquées par le type de point et le type de ligne (expliqué dans la légende). La légende dans le panneau inférieur indique également la moyenne résiduelle m et la signification de la tendance temporelle moyenne (valeur p du gradient).

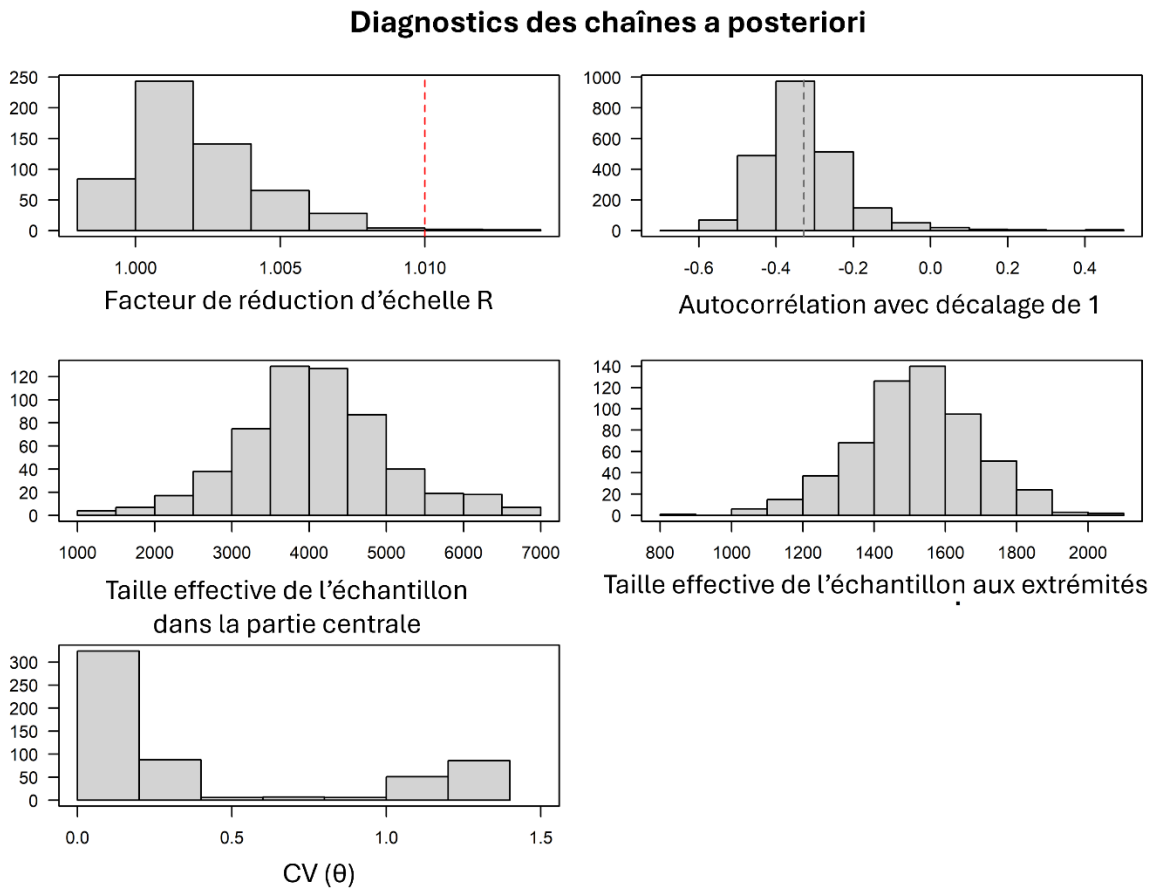


Figure 34. Courbes des diagnostics de convergence selon la méthode de Monte Carlo hamiltonienne. La convergence se produit lorsque les facteurs de réduction d'échelle $\hat{R}$ sont inférieurs à 1,01 (ligne rouge). L'autocorrélation avec décalage de 1 doit être unimodale et centrée autour de 0 ou légèrement inférieure. La taille effective de l'échantillon dans la partie centrale (TEE centre) et la taille effective de l'échantillon aux extrémités (TEE extrémités) doivent être supérieures à 100 par chaîne (ici, 400), et, pour CV (Θ), des valeurs plus petites sont préférables.

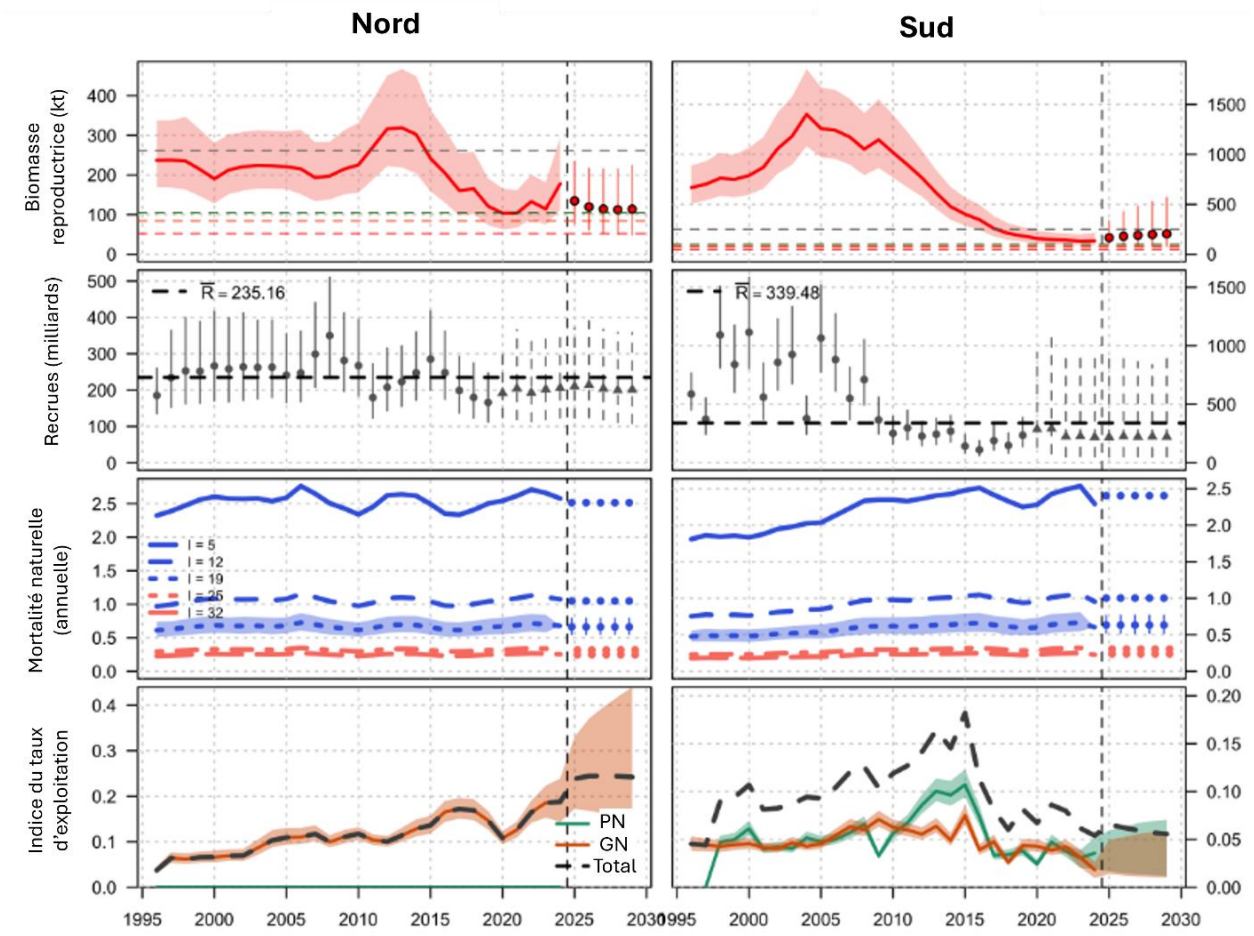


Figure 35. Séries chronologiques : (ligne du haut) des estimations passées de la biomasse reproductrice (ligne rouge et bande rose) avec la B_{RMD} (ligne verte pointillée), le PRS proposé (ligne pointillée orange) et le PRL (ligne rouge pointillée); (deuxième ligne) du recrutement passé (points et lignes continues), du recrutement simulé (points et lignes tiretées) et du recrutement moyen $\bar{R}$; (troisième ligne) de la mortalité naturelle variable dans le temps pour des tranches de longueur de carapace sélectionnées (5, 12, 19, 25 et 32 mm, avec une intervalle de crédibilité à 95 % seulement pour 19 mm); (ligne du bas) des taux d'exploitation comme une fraction de la biomasse exploitable des crevettes nordiques de 17 mm et plus dans la RESN (panneau gauche) et la RESS (panneau droit). Les tracés de la biomasse reproductrice, du recrutement et du taux d'exploitation présentent des intervalles de crédibilité à 95 %. Les lignes verticales tiretées indiquent le début d'une projection sur cinq ans en supposant une prise d'entrée fixe (la même que pour le TAC agrégé de la dernière année : 39,2 kt dans la RESN et 10,6 kt dans la RESS) ainsi que des taux moyens de mortalité et de transition pour les huit dernières années de l'histoire du modèle.

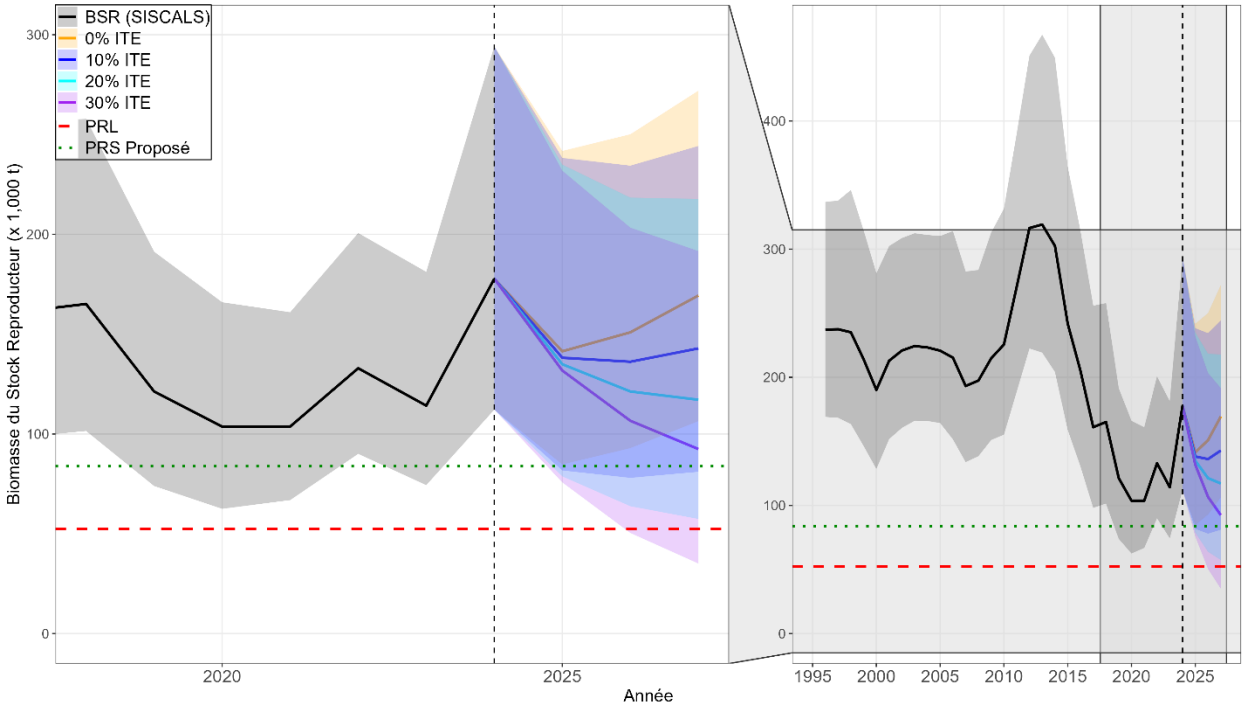


Figure 36. Estimations de biomasse du stock reproducteur (BSR) provenant du modèle SISCALS (1996 à 2024) et projections (2025 à 2027) pour la RESN dans le cadre de quatre scénarios de prise constante. Ces scénarios sont basés sur des indices de taux d'exploitation (ITE) de 0 %, 10 %, 20 % et 30 % appliqués à l'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable de 2024. Le panneau de gauche met en lumière les dernières années (2018 à 2027), tandis que le panneau de droite affiche la série chronologique complète. La ligne noire continue en gras représente la médiane passée de la BSR, la zone ombragée environnante indiquant l'intervalle de confiance à 95 %. Les lignes colorées et les zones ombragées affichent les BSR projetées et leurs intervalles de confiance respectifs à 95 % pour chaque scénario (voir la légende pour le codage couleur). La ligne rouge tiretée marque le point de référence limite (PRL), la ligne verte pointillée indique le point de référence supérieur (PRS) proposé et la ligne verticale noire tiretée indique la dernière année de relevés. Des ombrages gris horizontaux et verticaux dans le panneau de droite mettent en valeur la zone en médaillon.

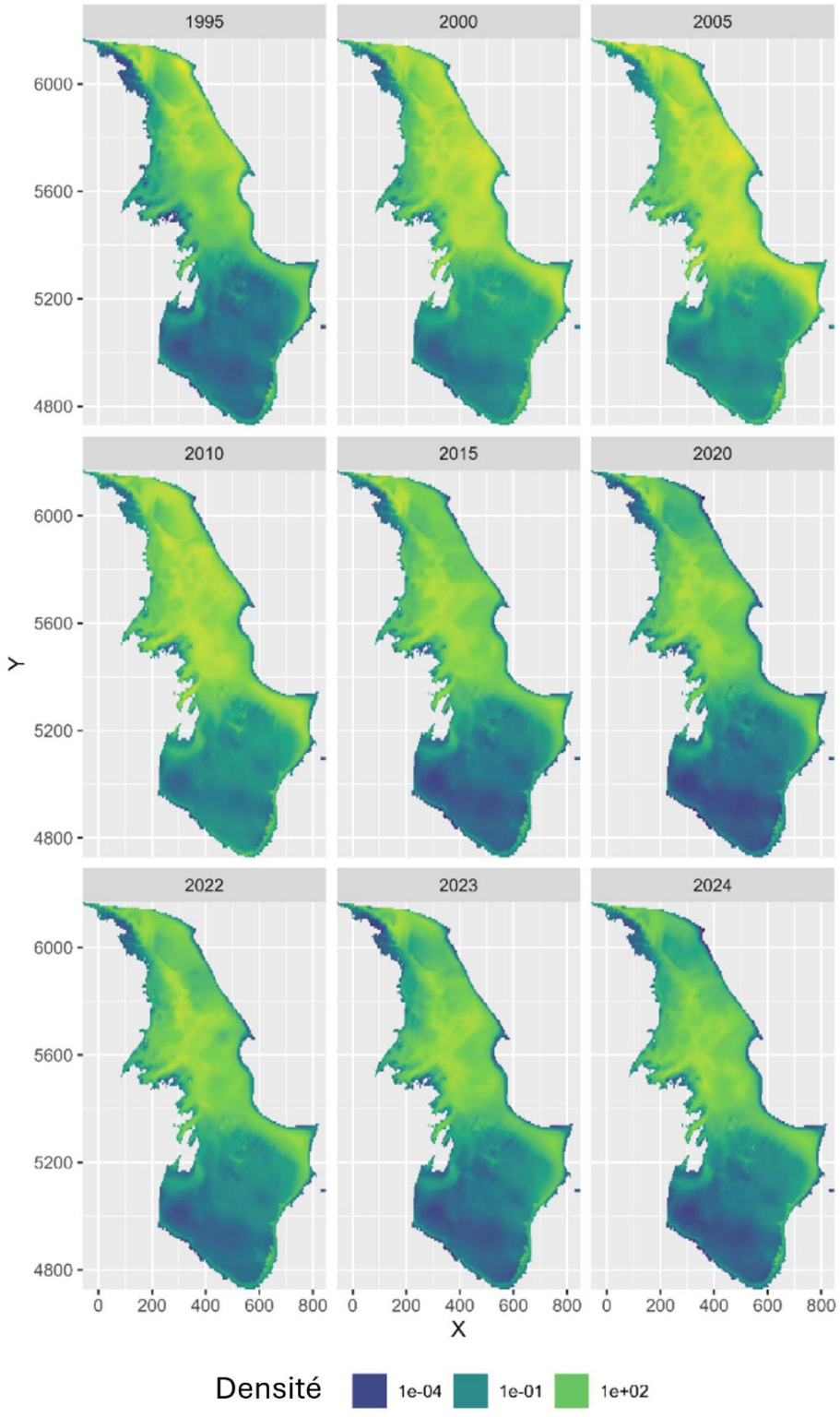


Figure 37. Prédictions de densité (kg·km^{-2} à l'échelle logarithmique pour améliorer la visibilité) du modèle spatiotemporel de la biomasse exploitable de crevettes nordiques de la région d'évaluation du stock du sud (RESS) tous les cinq ans, et données des trois dernières années de la série chronologique. Les prévisions de densité pour 1995 sont présentées à titre informatif seulement et n'ont pas été incluses dans le modèle SISCALS. X et Y sont les longitudes et latitudes projetées dans l'UTM de zone 22N (km).

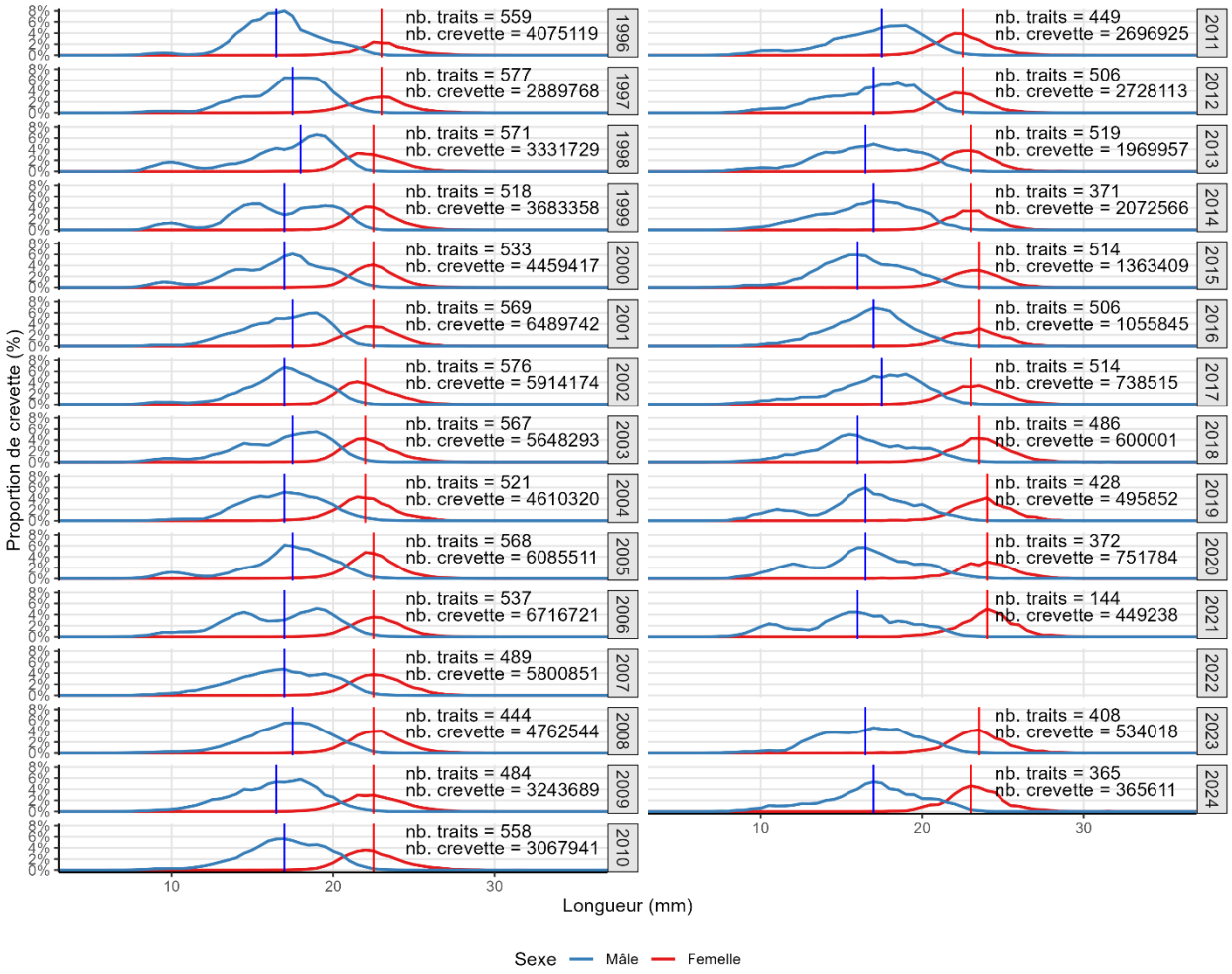


Figure 38. Abondance de crevettes nordiques selon la longueur pour les mâles (bleu) et les femelles (rouge), exprimée en pourcentage de l'abondance totale, selon les traits de relevé pour 1996 à 2024 dans la RESS. Les lignes verticales représentent la valeur médiane de chaque distribution de longueur. Le nombre annuel de traits de relevé et l'estimation standardisée des crevettes pêchées dans des traits de chaluts de 15 minutes sont fournis sur chaque panneau.

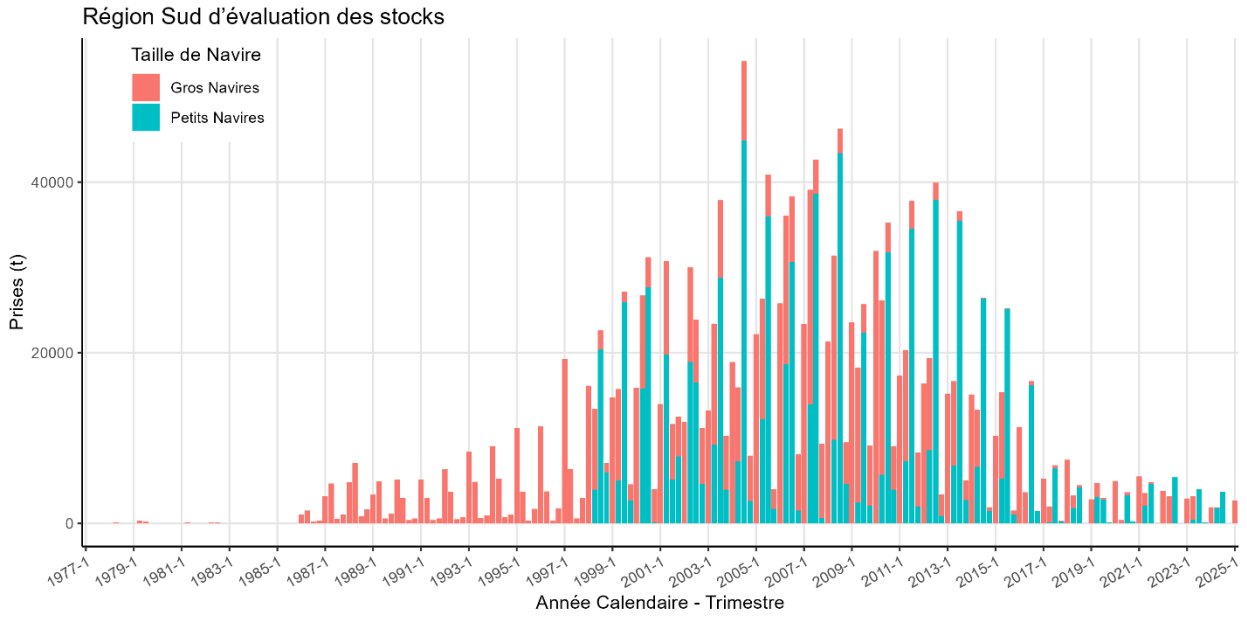


Figure 39. Prises nominales trimestrielles de crevettes nordiques (en tonnes) déclarées par les gros navires (rouge) et les petits navires (bleu), agrégées dans la région d'évaluation du stock du sud de 1977 à 2025. Le premier trimestre correspond à janvier à mars, tandis que le quatrième trimestre représente octobre à décembre de chaque année. Les prises en 2024-2025 sont préliminaires en date du 4 février 2025 (SGQA). Les prises de la flotte de gros navires au dernier trimestre de la série chronologique (c.-à-d. janvier à mars 2025) ont été estimées en fonction de la proportion moyenne du TAC pêché durant ce trimestre au cours des cinq dernières années de gestion.

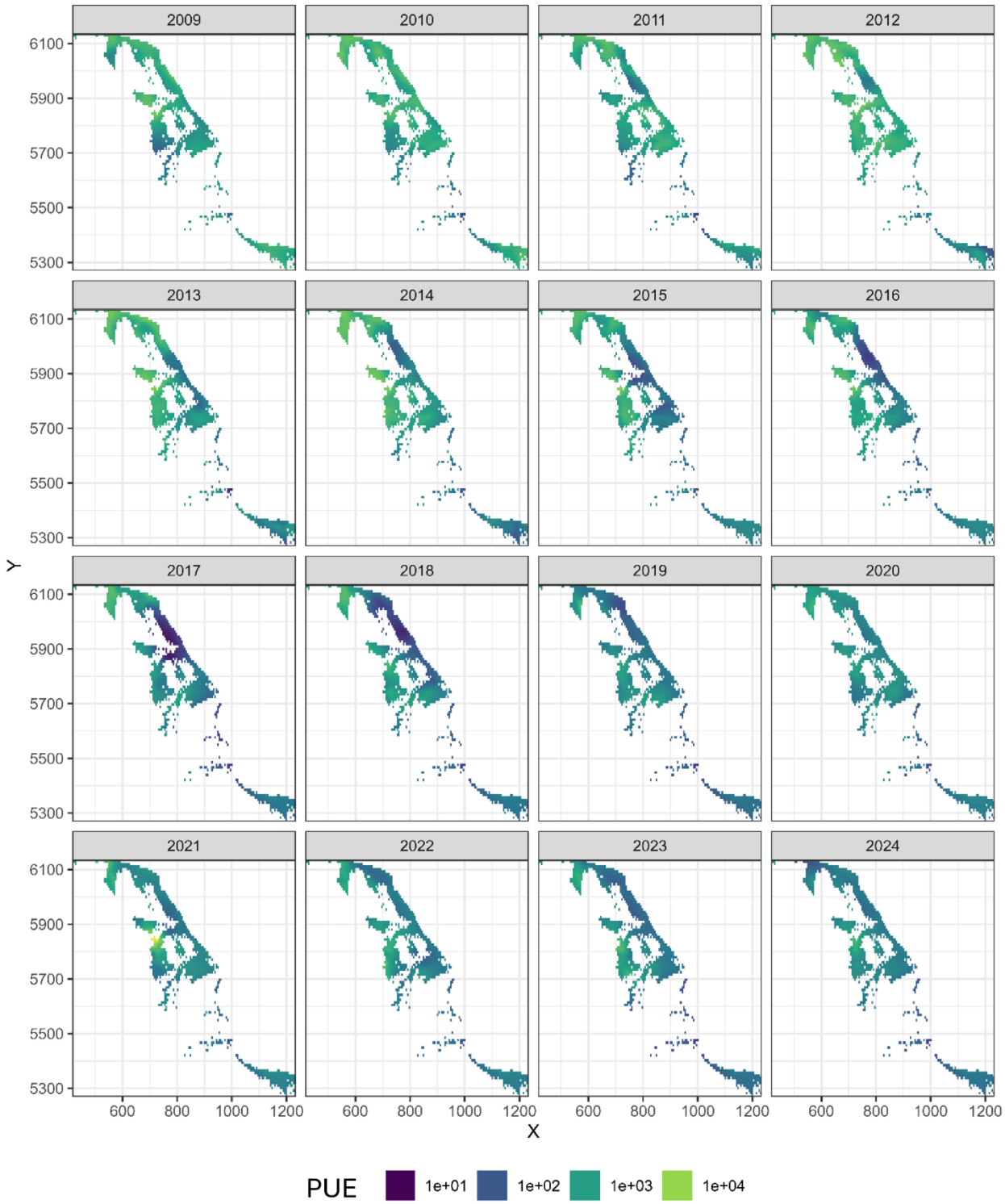


Figure 40. Prédictions du modèle spatiotemporel de la PUE des gros navires (kg.h^{-1} à l'échelle logarithmique pour améliorer la visibilité) pour la région d'évaluation du stock du sud (RESS) pour la période 2009 à 2024. X et Y sont les longitudes et latitudes projetées dans l'UTM de zone 21 N (km).

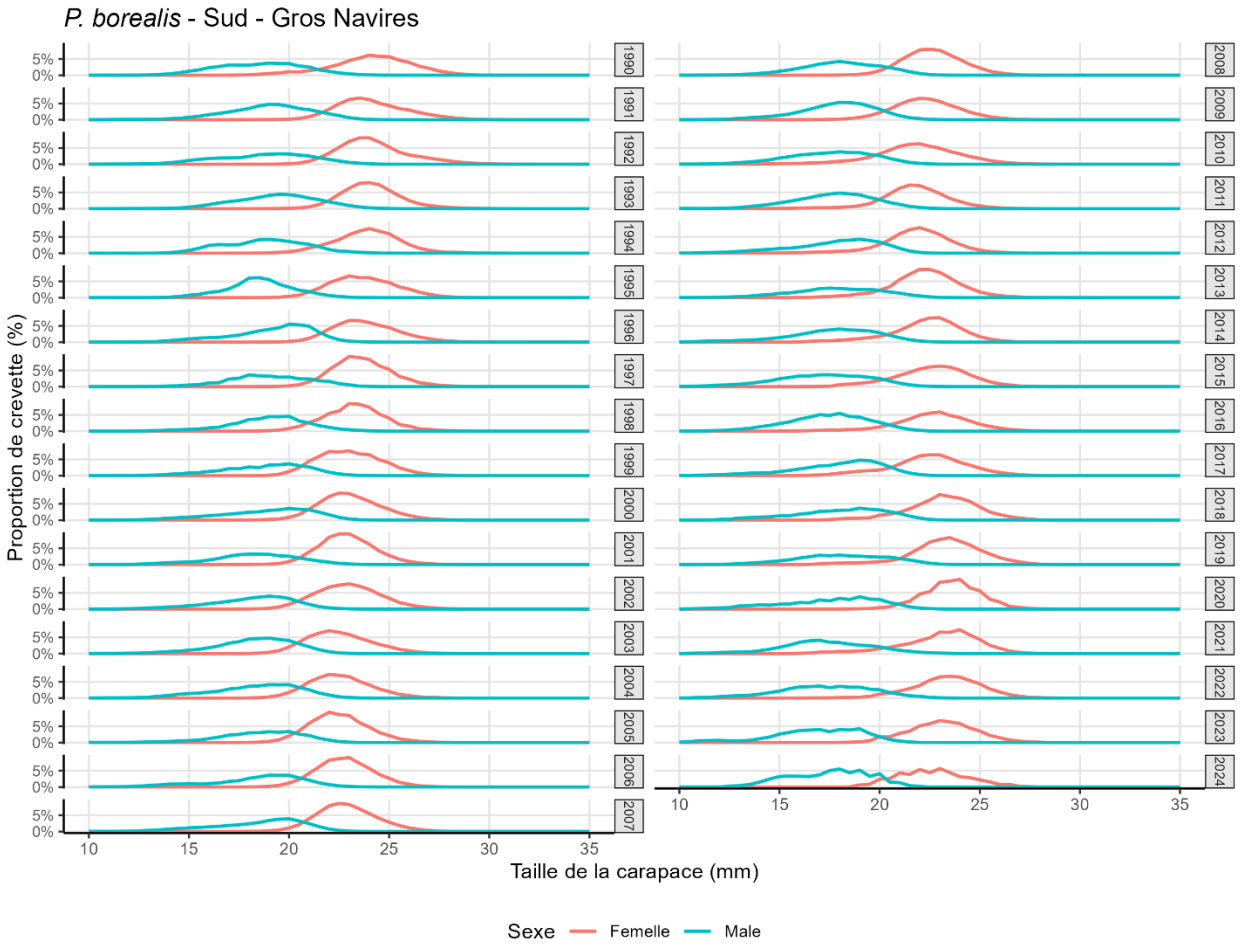


Figure 41. Fréquences de longueur des crevettes nordiques mâles et femelles (primipares, multipares et œuvées combinées) provenant des observateurs de la flotte de gros navires ciblant les crevettes nordiques dans la RESS pour la période 1990 à 2024. Les données pour 2023-2024 et 2024-2025 sont préliminaires.

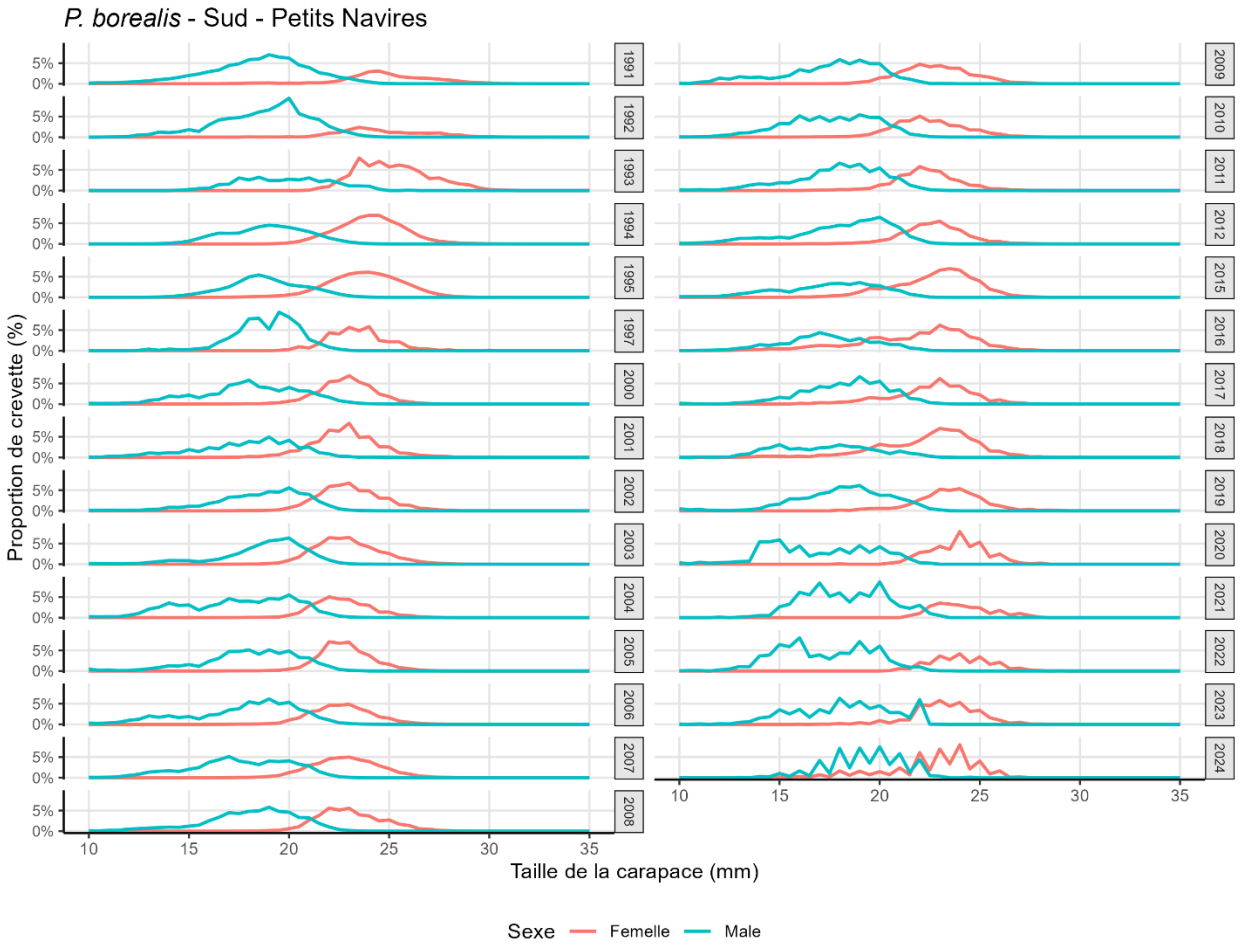


Figure 42. Fréquences de longueur des crevettes nordiques mâles et femelles (primipares, multipares et œuvées combinées) provenant des observateurs de la flotte de petits navires ciblant les crevettes nordiques dans la RESS pour la période 1991 à 2024. Les données pour 2023-2024 et 2024-2025 sont préliminaires.

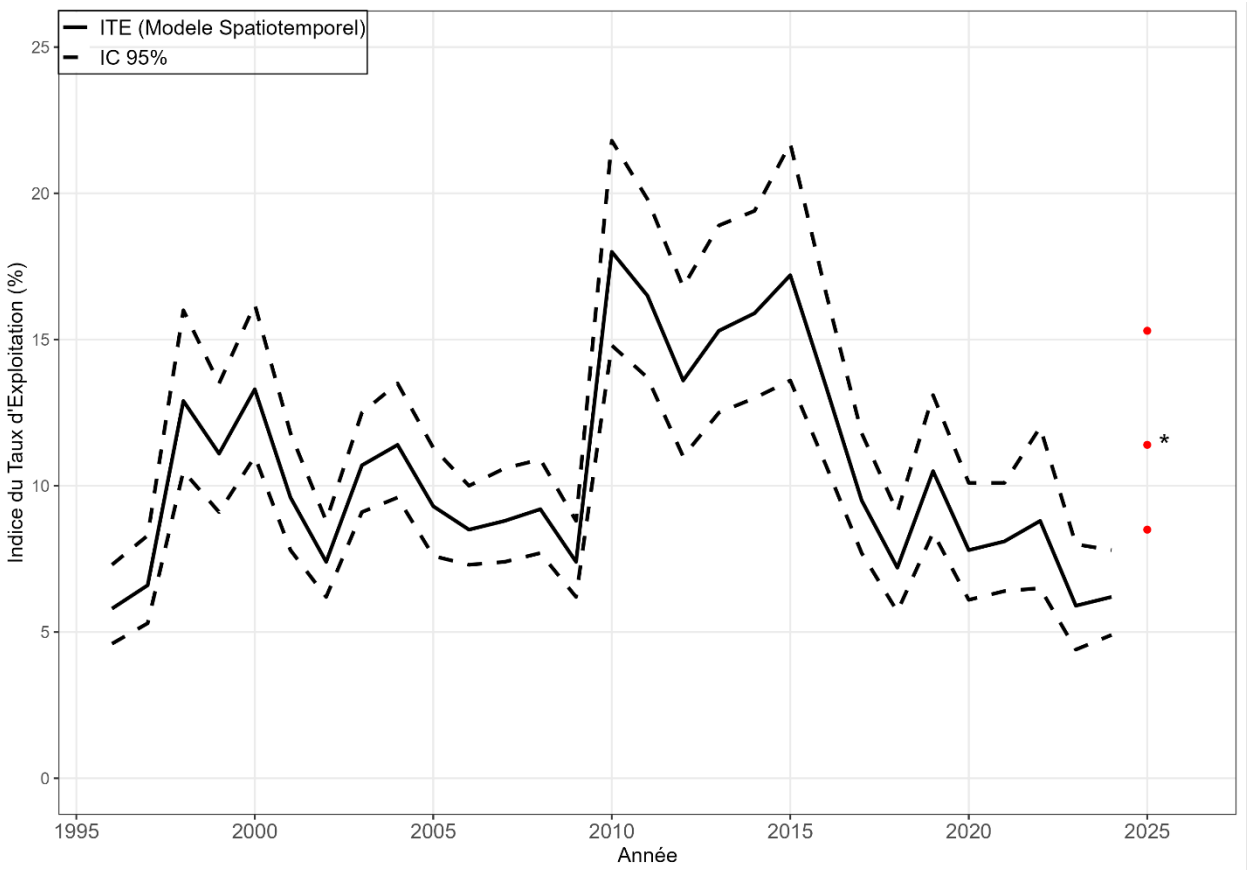


*Figure 43. Indice du taux d'exploitation de crevette nordique dans la RESS, selon les prises totales divisées par la biomasse exploitable du relevé (sdmTMB) de l'année précédente, exprimé en pourcentage. Les lignes tiretées représentent les intervalles de confiance à 95 %. La valeur de 2024-2025 est basée sur la prise préliminaire (62 % du TAC agrégé) indiquée dans le SGQA. *La valeur de 2025-2026 est basée sur le TAC agrégé de l'année précédente, en supposant qu'il soit entièrement exploité.*

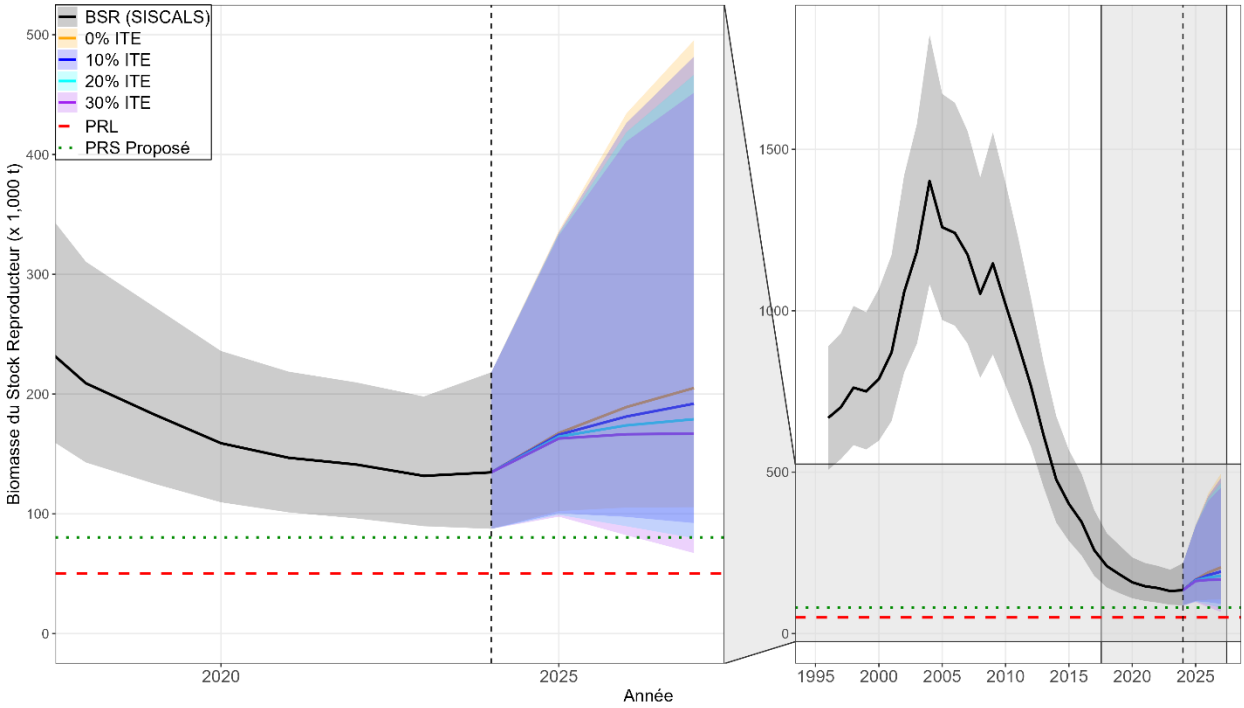


Figure 44. Estimations de biomasse du stock reproducteur (BSR) provenant du modèle SISCALS (1996 à 2024) et projections (2025 à 2027) pour la RESS dans le cadre de quatre scénarios de prise constante. Ces scénarios sont basés sur des indices de taux d'exploitation (ITE) de 0 %, 10 %, 20 % et 30 % appliqués à l'indice spatiotemporel de la biomasse exploitable de 2024. Le panneau de gauche met en lumière les dernières années (2018 à 2027), tandis que le panneau de droite affiche la série chronologique complète. La ligne noire continue en gras représente la médiane passée de la BSR, la zone ombragée environnante indiquant l'intervalle de crédibilité à 95 %. Les lignes colorées et les zones ombragées affichent les BSR projetées et leurs intervalles de confiance respectifs à 95 % pour chaque scénario (voir la légende pour le codage couleur). La ligne rouge tiretée marque le point de référence limite (PRL), la ligne verte pointillée indique le point de référence supérieur (PRS) proposé et la ligne verticale noire tiretée indique la dernière année de relevés. Des ombrages gris horizontaux et verticaux dans le panneau de droite mettent en valeur la zone en médaillon.