



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 2025/063

Région des Maritimes

Cadre d'évaluation du stock de crevettes nordiques (*Pandalus borealis*) de l'est du plateau néo-écossais : élaboration du modèle, des indicateurs et des points de référence

R. R. McDonald, M. Cassista-Da Ros et J. Cosham

Division de l'écologie des populations
Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006, 1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

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, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-78738-1 N° cat. Fs70-5/2025-063F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

McDonald, R., Cassista-Da Ros M., et Cosham, J. 2025. Cadre d'évaluation des stocks de crevette nordique (*Pandalus borealis*) de l'est du plateau néo-écossais : Élaboration du modèle, élaboration des indicateurs, et des points de référence. Doc. de rech. 2025/063. ix + 221 p.

Also available in English :

McDonald, R., Cassista-Da Ros, M., and Cosham, J. 2025. *Eastern Scotian Shelf Northern Shrimp (Pandalus borealis) Stock Assessment Framework: Model, Indicators, and Reference Point Development*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/063. viii + 209 p.

ACRONYMES ET SIGLES

- AEGP — approche écosystémique de la gestion des pêches
- AFC — approche des feux de circulation
- AP — approche de précaution
- AR — autorégressif
- BSR — biomasse du stock reproducteur
- CPUE — captures par unité d'effort
- DDC — Division des données commerciales
- DSP — dispositions relatives aux stocks de poissons
- EDPS — équations différentielles partielles stochastiques
- EPNE — est du plateau néo-écossais
- FAC — fonction d'autocorrélation
- FACP — fonction d'autocorrélation partielle
- GM — golfe du Maine
- GPS — système de positionnement global
- GSL — golfe du Saint-Laurent
- LC — longueur de carapace
- LHT — longueur hors tout
- LP — longueur-poids
- MDRS — modèle à différences retardées simplifié
- MDT — modèle fondé sur les données propres au trait
- MEE — modèle état-espace
- MESE — modèle d'évaluation spatialement explicite
- MPO — Pêches et Océans Canada
- NEB — numéro d'enregistrement du bateau
- NOAA — National Oceanic and Atmospheric Administration
- NR — navire de recherche
- NRH — navire de recherche halieutique
- OPANO — Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
- OPNE — ouest du plateau néo-écossais

-
- PGIP — plan de gestion intégrée des pêches
PMZA — Programme de monitorage de la zone Atlantique
PNE — plateau néo-écossais
PRL — point de référence limite
PRS — point de référence supérieur
QAC — qualité assurée et contrôlée
QC — quota concurrentiel
QI — quota individuel
QIT — quota individuel transférable
QQ — quantile-quantile
RCP — règle de contrôle des prises
RMD — rendement maximal durable
RR — recrues par reproducteur
RSR — relation stock-recrutement
SCAS — Secrétariat canadien des avis scientifiques
SIPMAR — Système d'information sur les pêches des Maritimes
SSN — système de surveillance des navires
T.N.-L. — Terre-Neuve-et-Labrador
TAC — total autorisé des captures
TER — taux d'exploitation de référence
TMB — Template Model Builder
TSM — température à la surface de la mer
ZO — zone occupée
ZPC — zone de pêche de la crevette

TABLE DES MATIÈRES

ACRONYMES ET SIGLES	iii
RÉSUMÉ.....	viii
INTRODUCTION	1
RENSEIGNEMENTS DE BASE	1
BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE	2
BIOLOGIE DE L'ESPECE	2
REPARTITION ET STRUCTURE DU STOCK.....	3
FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET ECOSYSTEMIQUES.....	5
Courants océaniques	5
Température.....	6
Profondeur	6
Habitat.....	6
Prédation.....	7
MODÈLE D'ÉVALUATION DU STOCK	7
SOURCES DES DONNÉES	11
DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE.....	11
Journaux de bord	11
Échantillonnage des prises commerciales aux ports	11
Observations en mer et prises accessoires	12
DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE	13
Relevé au chalut mené conjointement par le MPO et l'industrie.....	13
Relevé de l'écosystème au chalut que le MPO effectue en été	16
Relevé du crabe des neiges.....	17
Suivi à l'aide du système de surveillance des navires (SSN).....	17
EXIGENCES RELATIVES AUX DONNÉES DE MODÈLE	18
Indices de la biomasse et données provenant du chalut principal	18
Indice et données de recrutement.....	18
Débarquements.....	19
Analyse modale.....	20
Relation de von Bertalanffy	20
Relation longueur-poids	20
Taux de croissance	20
MISE AU POINT DES MODÈLES	21
MODÈLE À DIFFÉRENCES RETARDÉES	21
MODÈLES.....	21
Modèle à différences retardées simplifié (MDRS).....	22
Modèle fondé sur les données propres au trait (MDT).....	22
Modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE)	23
VALIDATION DES MODÈLES	24
Analyse de sensibilité.....	24
Analyses des résidus	24
Analyses rétrospectives	25

Projections sur un an et tableaux de décision.....	25
POINTS DE RÉFÉRENCE	26
SIMULATIONS.....	27
PÉRIODES DE PRODUCTIVITÉ.....	29
AUTRE OPTION POUR LES ORIENTATIONS SUR LES PRÉLÈVEMENTS.....	29
AMÉLIORATION DES TABLEAUX DE DÉCISION.....	30
APPROCHE DES FEUX DE CIRCULATION	30
INDICATEURS DE L'ÉTAT DU STOCK	32
Caractéristique de l'abondance.....	32
Caractéristique de la production	37
Caractéristique des effets de la pêche	40
Caractéristique de l'écosystème	41
RÉSULTATS	44
EXIGENCES RELATIVES AUX MODÈLES.....	44
Relation entre les prises du sac ventral et celles du chalut principal.....	44
Recrutement.....	44
Croissance	44
RÉSULTATS DES MODÈLES	45
Convergence.....	45
Analyse de sensibilité.....	46
VALIDATION DES MODÈLES	46
Résidus	46
Erreur de processus.....	47
Analyses rétrospectives	47
Biomasse	47
Productivité (recrutement, mortalité naturelle, exploitation).....	48
Projections sur un an	49
Exemples de tableaux de décision.....	49
POINTS DE REFERENCE.....	50
Relation stock-recrutement	50
Résultats des simulations	50
Taux d'exploitation de référence	51
Tableaux de décision	51
INDICATEURS DE L'ETAT DU STOCK	52
Caractéristique de l'abondance.....	52
Caractéristique de la productivité	53
Caractéristique des effets de la pêche	54
Caractéristique de l'écosystème	54
SOURCES D'INCERTITUDE.....	56
RECHERCHES FUTURES.....	57
CONCLUSION	58
RÉFÉRENCES CITÉES	62
TABLEAUX	68

FIGURES	82
---------------	----

RÉSUMÉ

La pêche à la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais (EPNE) se déroule depuis le début des années 1980, mais son histoire contemporaine a commencé en 1991 lors de l'introduction de la grille Nordmøre qui a réduit les prises accessoires et favorisé l'expansion de la pêche. À l'appui de cette pêche, un examen par les pairs du SCAS du cadre d'évaluation pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE a eu lieu au cours de deux réunions.

1. L'élaboration du modèle a fait l'objet d'un examen par les pairs lors d'une première réunion tenue du 29 au 31 octobre 2024.
2. Les nouveaux indicateurs de l'approche des feux de circulation en fonction du nouveau modèle et les points de référence limite (PRL) possibles en fonction des résultats modélisés ont fait l'objet d'un examen par les pairs lors d'une deuxième réunion tenue les 5 et 6 mars 2025.

Le présent document de recherche décrit l'élaboration d'un modèle d'évaluation pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE, car il n'existe aucun modèle analytique pour la pêche dans les zones de pêche de la crevette (ZPC) 13, 14 et 15. Il présente des aspects de la biologie, de la répartition et de la structure de ce stock, ainsi qu'une brève description de l'historique de son évaluation pour la pêche de façon à mettre en contexte les nouveaux développements. Les données utilisées sont les données dépendantes de la pêche qui proviennent des journaux de bord, des échantillons prélevés aux ports et des sorties de pêche observées, ainsi que les données indépendantes de la pêche qui proviennent du relevé que l'industrie et Pêches et Océans Canada (MPO) effectuent conjointement au moyen d'un chalut principal et d'un sac ventral spécialisé. Trois modèles, à savoir le modèle à différences retardées simplifié (MDRS), le modèle fondé sur les données propres au trait (MDT) et le modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE), sont décrits et ajustés aux données accessibles, et leurs résultats sont comparés. Le MDRS a été jugé inappropriate pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE, mais le MDT et le MESE ont indiqué que les taux d'exploitation ont été relativement constants au fil du temps, même si la productivité de la crevette nordique de l'EPNE a diminué de façon constante depuis 2005, l'année 2023 affichant un déclin marqué et un écart par rapport aux attentes antérieures en matière de productivité. Des données probantes indiquent que la pêche a eu une incidence sur la dynamique du stock, car les deux modèles ont révélé que la biomasse avait tendance à diminuer lorsque les taux d'exploitation étaient supérieurs à 6 %. Le MDRS et le MESE ont indiqué que la méthode de projection sur un an la moins biaisée était l'approche fondée sur la croissance moyenne. Bien qu'ils soient tous les deux adéquats pour l'évaluation du stock de crevettes nordiques de l'EPNE, le MESE a surpassé le MDT, surtout en ce qui concerne le recrutement. Par conséquent, il est recommandé d'utiliser le MESE pour fournir des avis scientifiques sur ce stock en utilisant l'approche fondée sur la croissance médiane pour les projections sur un an. En ce qui concerne les points de référence et les indicateurs, les résultats ont montré que les PRL provenant des simulations fondées sur le rendement maximal durable (RMD) ne sont pas actuellement appropriés pour le stock. Il est donc plutôt proposé d'utiliser un PRL fondé sur une approximation historique de la biomasse à l'équilibre à long terme théorique, en l'absence de pêche (B_0). En outre, la plupart des anciens indicateurs de l'approche des feux de circulation ont démontré leur utilité évidente dans le contexte des avis scientifiques annuels, seuls quelques indicateurs inadéquats (âge 2, crabe des neiges, recrutement de la morue franche et abondance du flétan du Groenland) ayant été remplacés par de nouveaux indicateurs plus utiles (prises accessoires de crevettes, zone occupée, et morue franche, flétan du Groenland et plie canadienne). En conclusion, les examinateurs et les participants aux réunions sont parvenus à un consensus sur l'utilisation du MESE, du PRL et des indicateurs du

stock décrits dans ce document de recherche aux fins des prochaines évaluations du stock de crevettes nordiques de l'EPNE.

INTRODUCTION

À l'appui de la pêche à la crevette nordique (*Pandalus borealis*), un examen par les pairs du SCAS du cadre d'évaluation du stock de l'est du plateau néo-écossais (EPNE) a eu lieu au cours de deux réunions.

1. L'élaboration du modèle a fait l'objet d'un examen par les pairs lors d'une première réunion tenue du 29 au 31 octobre 2024.
2. Les nouveaux indicateurs de l'approche des feux de circulation en fonction du nouveau modèle et les points de référence limite (PRL) possibles en fonction des résultats modélisés ont fait l'objet d'un examen par les pairs lors d'une deuxième réunion tenue les 5 et 6 mars 2025.

Les résultats présentés ici serviront à établir un cadre scientifique pour l'évaluation de l'état du stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Des renseignements sur les deux réunions d'examen par les pairs se trouvent sur le site Web du [Secrétariat canadien des avis scientifiques \(SCAS\)](#) de Pêches et Océans Canada (MPO).

RENSEIGNEMENTS DE BASE

La pêche à la crevette nordique de l'EPNE dans les zones de pêche de la crevette (ZPC) 13 à 15 a été établie à la fin des années 1970, après que les premiers relevés exploratoires et scientifiques au chalut y aient confirmé l'abondance commerciale du stock (Mohn et Etter 1982). Les ZPC 13 à 15 font partie des 17 zones définies dans les eaux canadiennes de l'Atlantique faisant partie de la zone économique exclusive de 200 milles (figure 1).

Traditionnellement, la pêche commerciale a lieu dans quatre zones de l'EPNE, à savoir les fosses Louisbourg, Misaine et Canso et la zone côtière connue sous le nom de haut-fond Bad Neighbour, toutes situées dans les sous-divisions 4Vn et 4Vs et la division 4W de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO; figure 2). La pêche à la crevette en Nouvelle-Écosse a atteint son plein potentiel lorsque les restrictions sur les prises accessoires (les « espèces limitantes ») ont été levées après l'introduction de la grille Nordmøre en 1991 (figure 3). Le total autorisé des captures (TAC) a été atteint pour la première fois en 1994, lorsque les quotas individuels associés aux ZPC ont été remplacés par un TAC à l'échelle de l'EPNE.

Au milieu des années 1990, d'autres activités de pêche exploratoire ont eu lieu dans des zones côtières et ont mené à l'établissement de la pêche au casier dans la baie Chedabucto en 1999 (Koeller *et al.* 1995). Une pêche unique sur le plan opérationnel a ainsi vu le jour, le stock de crevettes nordiques des ZPC 13 à 15 étant exploité commercialement au moyen de deux pratiques de pêche bien définies. Ces deux secteurs de pêche commerciale, c'est-à-dire la pêche à engin mobile et la pêche au casier, sont maintenant régis par un quota annuel, un pourcentage du TAC annuel étant alloué à chaque secteur. En 1999, les allocations du TAC ont été initialement fixées à 90 % pour le secteur de la pêche à engin mobile et à 10 % pour le secteur de la pêche au casier. En 2005, ces allocations ont été révisées à 92 % et 8 % respectivement, et elles sont restées les mêmes depuis. Comme il est décrit dans le plan de gestion intégrée des pêches (PGIP) pour la crevette nordique de l'EPNE, les deux secteurs négocient chaque année un transfert du quota non pêché de la flotte de pêche au casier aux flottes de pêche à engin mobile (DFO 2011). Le tableau 1 présente les prises annuelles en tonnes métriques (tm) enregistrées par secteur de pêche commerciale et par ZPC depuis 1980, et les allocations du TAC.

Il y a 56 permis de pêche à la crevette qui sont répartis entre trois flottes distinctes : 28 sont détenus par des pêcheurs individuels dans la flotte de pêche à engin mobile de la Nouvelle-Écosse, 14 appartiennent à la flotte de pêche à engin mobile du golfe et 14 appartiennent à la flotte de pêche au casier de la Nouvelle-Écosse. Les Premières Nations possèdent 15 des permis de pêche à engin mobile et un des permis de pêche au casier en Nouvelle-Écosse. Aucun changement n'a été apporté au nombre de permis permanents dans cette pêche depuis 2005 (Hardie *et al.* 2018). Le tableau 2 présente le nombre de navires actifs dans les secteurs de la pêche commerciale à la crevette nordique de l'EPNE depuis 1993.

Étant donné que la survie de la crevette nordique est fortement liée aux pressions exercées par la température et la prédation, qui peuvent toutes les deux être très variables dans l'espace et le temps, il a été reconnu qu'il conviendrait d'élaborer un modèle spatio-temporel permettant d'estimer la biomasse du stock tout en tenant compte de la variation de ces pressions. De plus, étant donné que la crevette nordique a une grande valeur en tant qu'espèce fourragère, les pêches qui la ciblent ne doivent pas menacer la conservation d'autres espèces pour lesquelles elle constitue une importante source d'alimentation. La [Politique sur la pêche des espèces fourragères](#) du MPO vise à faire en sorte que les pêches ciblant des espèces fourragères soient menées d'une manière compatible avec la conservation de l'ensemble de l'écosystème et que leur durabilité soit évaluée dans un contexte écosystémique (MPO 2009a).

Voici les mesures de gestion qui sont actuellement en vigueur pour la pêche à la crevette nordique de l'EPNE dans les ZPC 13 à 15 :

- une saison de pêche fondée sur un quota annuel (du 1^{er} janvier au 31 décembre);
 - l'utilisation obligatoire d'une grille Nordmøre dans le secteur de la pêche à engin mobile;
 - un nombre de permis (56);
 - des quotas individuels transférables (QIT) pour le secteur de la pêche à engin mobile et un quota concurrentiel (QC) pour le secteur de la pêche au casier;
 - un TAC annuel réparti entre le secteur de la pêche à engin mobile et le secteur de la pêche au casier;
 - une limite de casiers (100 par permis);
- un maillage minimal pour les chaluts (40 mm).

BIOLOGIE ET ÉCOLOGIE

BIOLOGIE DE L'ESPÈCE

La crevette nordique (*Pandalus borealis*) est une espèce cardine (« vraie crevette ») qui revêt une importance commerciale depuis des siècles (Gillett 2008). Ce crustacé a un cycle vital semblable à celui d'autres crustacés décapodes qui est caractérisé par plusieurs stades (œuf, larve, juvénile et adulte), et il se débarrasse de son exosquelette (mue) pour croître et passer au stade subséquent (figure 4). La longévité de la crevette nordique de l'EPNE peut varier; une longévité de plus de six ans peut être observée selon le lieu et le moment (Shumway *et al.* 1985; Bergström 2000). La plupart des crevettes nordiques présentent un hermaphrodisme séquentiel protéandre : elles éclosent en tant que mâles et deviennent des femelles. Il s'agit d'une caractéristique biologique unique liée au succès de la reproduction. C'est pourquoi une croissance rapide associée à une mortalité faible chez les mâles augmente le succès de la reproduction de la crevette nordique de l'EPNE (Henshaw 2018). Habituellement, les femelles

matures produisent des œufs à la fin de l'été ou au début de l'automne, peu après la mue, et des mâles adultes fécondent les couvées d'œufs qu'elles pondent et conservent sur leur abdomen (Shumway *et al.* 1985). Les femelles transportent leur couvée d'œufs jusqu'au printemps; on les appelle alors « femelles œuvées ». Des larves (zoés) de stade I entièrement développées émergent des œufs au printemps. Elles traversent ensuite une période de croissance de deux ou trois mois pendant laquelle elles passent par plusieurs stades pélagiques avant de s'établir au fond en tant que post-larves (Ouellet et Allard 2006).

Ces dernières sont benthiques et effectuent une migration verticale nocturne (Shumway *et al.* 1985; Richards et Hunter 2021). Les juvéniles restent généralement dans les eaux côtières avant de migrer vers le large pour rejoindre les crevettes matures. Sur l'EPNE, la majorité des individus atteignent la maturité sexuelle au cours de leur deuxième année de vie en tant que mâles puis ils entament un stade transitoire lors duquel ils deviennent des femelles vers la quatrième année (longueur de carapace [LC] de 20 à 23 mm), suivi d'un stade primipare (première fraie) et d'un stade multipare (fraie répétée; Koeller 2006).

De nombreuses recherches ont été menées en vue de mieux connaître le moment et la taille auxquels la crevette nordique amorce cette transition sexuelle (Charnov 1982; Charnov et Skúladóttir 2000; Koeller 2000, 2006; Koeller *et al.* 2003). La taille au moment de la transition sexuelle et la taille maximale de la crevette nordique de l'EPNE sont en grande partie déterminées par le taux de croissance, mais la densité peut jouer un rôle dans le moment de la transition sexuelle. Dans des conditions environnementales d'eaux froides, la crevette nordique croît lentement, change de sexe tard et vit longtemps, atteignant ainsi une taille maximale supérieure. En revanche, dans des conditions environnementales d'eaux chaudes, la crevette croît rapidement, amorce le stade de transition tôt et atteint donc plus tôt une taille maximale inférieure (Hardie *et al.* 2018). Du fait de l'adaptabilité de la croissance et du début du stade de transition, le taux de croissance est fortement influencé par des facteurs environnementaux variables à chacun des stades du cycle vital (Koeller 2006).

La taille au moment de la transition sexuelle est un paramètre important du cycle vital aux fins de l'évaluation du stock; en particulier, lors de l'examen de la relation entre la taille corporelle et la fécondité. Les crevettes à croissance lente prennent plus de temps à devenir des femelles, mais elles produisent ensuite plus d'œufs en raison de leur plus grande taille. À l'inverse, les crevettes à croissance rapide deviennent des femelles et commencent à produire des œufs plus tôt, mais elles sont moins fécondes. De plus, seule une partie des très grandes classes d'âge change de sexe chaque année, ce qui représente un défi lors de l'utilisation du suivi des fréquences selon la longueur en vue de prévoir l'état de la population pour les années à venir.

RÉPARTITION ET STRUCTURE DU STOCK

La crevette nordique a une répartition circumboréale discontinue, située principalement au nord du 45^e parallèle (Shumway *et al.* 1985). Sur la côte atlantique du Canada, la population de l'EPNE se trouve à proximité de la population du golfe du Saint-Laurent (GSL), au Nord, et de la population du golfe du Maine (GM), au Sud (figure 5). La population du golfe du Maine se trouve à la limite méridionale de l'aire de répartition de l'espèce (Apollonio *et al.* 1986); on peut donc déduire que cette population a atteint ses limites écologiques et physiologiques (Koeller 1996).

La crevette nordique, souvent décrite comme une crevette « d'eaux froides », se trouve généralement en densités commerciales là où les eaux profondes froides sont une caractéristique océanographique dominante. C'est le cas sur l'EPNE, dans les eaux extérieures du GSL, à Terre-Neuve-et-Labrador et aussi loin au Nord que le Groenland. Bien que les températures sur une grande partie du plateau néo-écossais conviennent à la

crevette nordique, de petites zones d'habitat convenable (selon la profondeur, le type de fond et d'autres caractéristiques) définissent les limites de la population viable dont la densité est suffisamment élevée pour soutenir la pêche commerciale.

Les ZPC 13 à 15 ne sont pas des unités biologiques; elles sont plutôt fondées sur les limites utilisées par le passé et divisées de façon pertinente selon des facteurs écologiques qui se produisent à une échelle beaucoup plus large. Les eaux canadiennes de l'Atlantique sont divisées en trois biorégions : les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, le plateau néo-écossais et le GSL (figure 6; Bernier *et al.* 2018). La caractérisation de ces biorégions repose principalement sur les différences géographiques liées aux conditions et à la profondeur de l'océan, ainsi que sur la reconnaissance de caractéristiques distinctes dans chacune d'elles (Bernier *et al.* 2018). Les activités de science et de gestion associées au stock de crevettes nordiques sont menées indépendamment dans ces biorégions uniques, même si ces dernières présentent une certaine connectivité sur le plan écologique.

Il existe un potentiel d'échange de larves entre des zones géographiquement distinctes à tous les stades du cycle vital de la crevette nordique. Cependant, les profils de migration diffèrent considérablement entre les trois biorégions, principalement en raison des différences dans la disponibilité temporelle et spatiale des combinaisons appropriées de substrat et de température. Par exemple, comme la température de l'eau dans les habitats profonds à Terre-Neuve leur convient toute l'année, les crevettes nordiques ne migrent pas vers les côtes (MPO 2021a). En revanche, les eaux profondes se réchauffent trop à l'automne dans le golfe du Maine et sur le centre et l'ouest du plateau néo-écossais, de sorte que les crevettes migrent vers les côtes pour frayer, puis retournent dans les eaux extracôtières profondes au printemps (ASFMC 2018).

Des femelles et des juvéniles de l'EPNE ont déjà été observés dans les eaux côtières et extracôtières, ce qui donne à penser que la fraie avaient eu lieu dans les deux zones. Depuis 2013, cependant, un changement spatial dans l'occurrence des juvéniles observés dans les échantillons prélevés au moyen d'un sac ventral lors du relevé mené conjointement par le MPO et l'industrie indique que l'éclosion pourrait maintenant être davantage limitée aux eaux côtières (figure 7). Un déclin des composantes à forte densité du stock a été causé par l'augmentation de la température au fond qui est observée sur l'EPNE depuis 2013 et qui a été proche de la limite supérieure pour l'espèce au cours des dernières années.

La population de crevettes nordiques de l'EPNE a affiché une variabilité dans la répartition de son habitat convenable et dans ses profils d'établissement lors de la dispersion des larves au fil du temps (Koeller 1996). Il s'agit d'une observation courante dans tout l'océan Atlantique Nord; en effet, des recherches récentes ont révélé d'autres preuves de cette tendance à Terre-Neuve-et-Labrador (Le Corre *et al.* 2019, 2020, 2021), dans le GSL (Bourdages *et al.* 2020) et dans le golfe du Maine (Richards *et al.* 2012, 2016; Richards et Hunter 2021). La connectivité des populations au moyen du flux génétique a également permis de mieux comprendre la dynamique du stock entre les trois biorégions et au sein de celles-ci (Jorde *et al.* 2015; Bourret *et al.* 2024). À grande échelle, les populations des biorégions des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, du plateau néo-écossais et du GSL ont montré une différenciation génétique, ce qui suggère un flux génétique limité entre les trois biorégions et souligne l'importance de préserver les populations de crevettes nordiques de toutes les biorégions grâce à des mesures assurant la durabilité à court et long terme.

À petite échelle, les crevettes nordiques de l'EPNE sont génétiquement semblables, ce qui donne à penser que le stock des ZPC 13 à 15 est bien connecté (Bourret *et al.* 2024). Bourret et ses collaborateurs (2024) ont observé une sous-structure génétique

intéressante : des profils qui différencient les échantillons prélevés près du chenal Laurentien (ZPC 13) de ceux prélevés ailleurs dans les ZPC 13, 14 et 15. Selon les résultats obtenus, la température au fond en hiver et la salinité annuelle pourraient expliquer cette distinction génétique dans la ZPC 13. Enfin, des échantillons prélevés dans la ZPC 16 (ouest du plateau néo-écossais et baie de Fundy) ont révélé une différenciation génétique par rapport aux échantillons prélevés dans toutes les autres ZPC de l'EPNE, le flux génétique de la ZPC 16 provenant probablement de la population du golfe du Maine plutôt que de celles des ZPC 13 à 15.

Les profils de déplacement des crevettes nordiques de l'EPNE fournissent des renseignements supplémentaires sur la structure du stock. Koeller (1996) a proposé une description hypothétique de référence des déplacements des crevettes nordiques selon laquelle les larves dans les eaux extracôtières sont transportées vers le sud-ouest par le courant de la Nouvelle-Écosse et vers la côte par les courants causés par le vent au printemps (figures 8 et 9). Certaines larves dans les eaux extracôtières sont transportées plus loin au large et s'établissent sur le plateau néo-écossais et probablement plus loin encore étant donné que l'espèce peut survivre dans une vaste gamme de profondeurs. À mesure que les crevettes croissent, elles se déplacent progressivement vers des eaux plus profondes, ce qui entraîne une tendance de déplacement en cascade de la côte au large; par exemple, de la baie Chedabucto vers le haut-fond Bad Neighbour, puis vers la fosse Big, les fosses au large et enfin des eaux encore plus profondes.

FACTEURS ENVIRONNEMENTAUX ET ÉCOSYSTÉMIQUES

Les populations de crevettes nordiques sont fortement influencées par divers facteurs environnementaux et écologiques, comme c'est le cas pour de nombreux autres crustacés. Les facteurs connus pour influencer les populations de crevettes nordiques sont les courants océaniques, la température, la profondeur, l'oxygène dissous, la salinité, les caractéristiques de l'habitat et la dynamique proie-prédateur. Des publications passées et récentes sur l'état de ces facteurs dans l'Atlantique se trouvent sur le site Web du [Secrétariat canadien des avis scientifiques \(SCAS\)](#) du MPO (p. ex. MPO 2021b). Les facteurs les plus influents dans la région de l'EPNE sont abordés en détail ci-dessous.

Courants océaniques

Les eaux extracôtières canadiennes de l'Atlantique sont fortement influencées par deux puissants systèmes de courants océaniques (figure 9). Le plateau néo-écossais est à la fois influencé par les eaux froides de l'Arctique qui sont transportées par le courant du Labrador le long des plateaux de Terre-Neuve et par les eaux chaudes qui sont transportées par le Gulf Stream depuis le Sud (Casault *et al.* 2020). Ces deux masses d'eau créent une zone de transition le long du plateau néo-écossais qui peut entraîner des changements importants de température, surtout lorsqu'ils sont causés par des changements dans les régimes de pression atmosphérique à grande échelle (Petrie 2007). Les courants résiduels et causés par le vent sur l'EPNE transportent les eaux de surface vers le sud-ouest, sous l'influence du courant de la Nouvelle-Écosse (Koeller 1996). Ce courant est formé par les eaux douces qui ruissellent dans le golfe du Saint-Laurent et qui se combinent avec les eaux au large du plateau néo-écossais (Sutcliffe *et al.* 1976). Cette combinaison revêt une importance biologique pour la phénologie de la crevette nordique, car elle produit une zone de remontée des eaux qui est forte et constante.

Les courants océaniques côtiers et extracôtiers profitent à la crevette nordique de l'EPNE en dispersant ses œufs et ses larves et en lui servant de « cartes routières » lorsqu'elle migre entre des zones. Sous l'influence de ces forts courants, la connectivité à petite échelle entre les populations de crevettes de l'EPNE montre peu ou pas de divergence génétique (Jorde *et al.*

2015), bien que les résultats récents de Bourret et ses collaborateurs (2024) aient révélé une certaine sous-structure dans la ZPC 13. Cette information éclaire les tendances relatives à la répartition sur l'EPNE et améliore la compréhension générale de la variabilité annuelle de la productivité du stock.

Température

D'un point de vue localisé, il est essentiel de connaître les tendances des températures à la surface de la mer et au fond sur l'ensemble de l'EPNE pour comprendre la santé du stock et la durabilité de la pêche. L'espèce préfère les eaux froides; bien qu'elles puissent être présentes dans des eaux dont la température varie entre -1,6 et 12 °C, les crevettes nordiques de l'EPNE se regroupent le plus souvent là où la température de l'eau se situe entre 0 et 6 °C. De longues périodes d'exposition à des températures froides (-1 °C ou moins) ont entraîné des épisodes de mortalité massive (Shumway *et al.* 1985). En revanche, de longues périodes d'exposition à des températures supérieures à 6 °C ont tendance à réduire la survie des recrues (obs. pers., Cassista-Da Ros, M., Sciences du MPO). Sur le plan du développement, tous les stades vitaux (larves, juvéniles et adultes) sont influencés par la température de l'eau; en effet, lorsque la température est élevée, la fréquence de mue augmente (Shumway *et al.* 1985; Garcia 2007), ce qui signifie que les crevettes atteignent la maturité hâtivement à une petite taille (Hansen et Aschan 2000).

Profondeur

Les préférences en matière de profondeur de la crevette nordique varient selon la latitude; en effet, l'espèce affiche une densité plus élevée dans les eaux profondes et froides aux latitudes élevées que dans les eaux situées dans le sud de son aire de répartition. Elle se trouve le plus souvent entre 50 et 500 m de profondeur, bien qu'elle ait été observée à des profondeurs de 1 450 m. En outre, l'espèce effectue une migration verticale diurne, se déplaçant vers la surface la nuit, ce qui entraîne une diminution des taux de prise avec un chalut de fond la nuit.

Sur l'EPNE, le profil de profondeur susmentionné pour l'occurrence de la crevette nordique a été constant tout au long de la série chronologique, les activités de pêche commerciale se concentrant dans les zones où la densité est supérieure (figure 10). La pêche commerciale au chalut sur l'EPNE de 2010 à 2020 a été concentrée dans les zones où la profondeur de l'eau est d'environ 175 à 320 m; cela dit, les données provenant du système de surveillance des navires (SSN) de 2015 à 2020 ont révélé une gamme de profondeurs plus étroite, 80 % des activités de pêche ayant eu lieu à des profondeurs comprises entre 130 et 255 m environ.

Habitat

Les crevettes nordiques femelles ont tendance à migrer vers des eaux moins profondes pour l'éclosion des larves; par conséquent, les larves et les juvéniles se trouvent dans des zones différentes de celles des adultes (Shumway *et al.* 1985). La zone côtière (c'est-à-dire la strate 17 du relevé au chalut mené conjointement par le MPO et l'industrie; voir la figure 11) est caractérisée par la présence d'argile de LaHave, qui a toujours été l'habitat préféré de la crevette nordique aux stades de larve et de juvénile sur l'EPNE. L'argile de LaHave fournit un fond meuble composé de boue ou de sable et de limon, et la présence de crevettes juvéniles est fortement corrélée avec la teneur en matières organiques des sédiments du fond. Ces dernières années, il y a eu une augmentation des concentrations de larves et de juvéniles sur de petites zones où le substrat est composé de boue; la surpêche locale y est donc devenue une préoccupation potentielle.

Si ce changement persiste, il est peu probable que le stock de l'EPNE puisse être renouvelé grâce au stock du GSL en amont, au Nord, car le flux larvaire et génétique est limité (courants, abondance réduite et distances de migration). Il serait utile pour la durabilité du stock de déterminer la variabilité de la contribution des ZPC au stock de l'EPNE. En outre, en raison du régime hydrogéographique très dynamique qui comprend des marées horizontales et des gyres dont la superficie est plus grande que celle de l'habitat convenable, on pense qu'un pourcentage élevé de larves s'établissent dans un habitat non convenable ou qu'elles sont transportées par des courants vers des habitats non convenables sur l'ouest du plateau néo-écossais. Par conséquent, par rapport à d'autres stocks pour lesquels une reconstitution grâce aux stocks environnants est plus probable (p. ex. Terre-Neuve), le stock de l'EPNE peut être confronté à une grande vulnérabilité pouvant causer la mort au stade larvaire, et il serait prudent que les stratégies de pêche en tiennent compte.

Prédation

La plupart des espèces de poissons de fond sur l'EPNE se nourrissent de crustacés à un moment ou un autre de leur vie, et la crevette nordique est considérée comme un élément important du régime alimentaire de la morue franche, du merlu argenté, des sébastes, de divers poissons plats, du flétan de l'Atlantique et du flétan du Groenland (Shumway *et al.* 1985). Comme la crevette nordique est une espèce fourragère, la prédation est un aspect important de la santé du stock étant donné que les tendances en matière de prédation devraient éclairer sa mortalité naturelle. La variation de cette tendance est prise en compte grâce à l'analyse du contenu stomacal de poissons capturés lors du relevé de l'écosystème au chalut que le MPO effectue par navire de recherche en été (ci-après appelé « relevé de l'écosystème au chalut ») depuis 1995 (figure 12). Certains de ces prédateurs ont un régime alimentaire sélectif en fonction de la taille; par exemple, les petits flétans ont tendance à davantage consommer des crevettes nordiques que les grands. Par conséquent, les habitudes alimentaires peuvent indiquer des changements dans la consommation de proies à mesure que les prédateurs croissent.

Les données sur les habitudes alimentaires dépendent en grande partie des captures effectuées lors du relevé de l'écosystème au chalut, où la capturabilité et la sélectivité de l'engin ne sont pas toujours représentatives pour l'ensemble de la distribution selon la taille d'une espèce (comme les flétans de l'Atlantique mesurant plus de 80 cm). De plus, les responsables du relevé de l'écosystème au chalut reçoivent un grand nombre de demandes d'échantillonnage, ce qui a entraîné des données limitées certaines années pour la détermination des indicateurs de la crevette nordique de l'EPNE. La dynamique proie-prédateur de la crevette nordique de l'EPNE demeure donc mal comprise, surtout lorsque des changements dans cette dynamique et l'abondance des prédateurs et des proies se produisent. Des analyses détaillées de la composition des régimes alimentaires et de la consommation de proies par les prédateurs connus et potentiels permettraient de mieux comprendre la dynamique proie-prédateur.

MODÈLE D'ÉVALUATION DU STOCK

Le stock de crevettes nordiques de l'EPNE est évalué depuis longtemps, la plus ancienne évaluation ayant été présentée par Mohn et Etter (1983). Au cours des années 1990 et au début des années 2000, alors que des permis étaient encore délivrés, le secteur de la pêche à engin mobile de la crevette nordique de l'EPNE comprenait un plus grand nombre de navires détenteurs de permis dans la flotte du golfe que dans la flotte de la Nouvelle-Écosse (tableau 2). Même si le nombre total de permis est demeuré le même depuis 2005, le nombre de navires actifs a diminué dans les deux flottes. Ce n'est que depuis 2019 que la

flotte de pêche à engin mobile du golfe affiche une légère augmentation du nombre de permis actifs; pendant la pandémie (en 2020 et 2021), cette flotte a été la seule où le nombre accru de permis actifs a été maintenu. En 2024, en raison du TAC le plus faible observé depuis 1991, le nombre de permis actifs dans la flotte de la Nouvelle-Écosse était le plus bas depuis les années 1990 et il n'y avait qu'un seul permis actif dans la flotte du golfe et la flotte de pêche au casier (tableau 1).

Les premières évaluations du stock étaient axées sur le rendement de la pêche, l'étendue spatiale, les taux de prise de la pêche commerciale, les estimations de la biomasse d'après le relevé et la composition des prises d'après le relevé. Les quotas fondés sur le TAC étaient alloués par ZPC; cependant, le stock était sous-exploité chaque année, les prises totales dépassant rarement 10 % du quota total entre 1982 et 1991 (tableau 1). Les prises accessoires ont limité la pêche à la crevette nordique de l'EPNE jusqu'à ce que la grille Nordmøre soit introduite en 1991; cette dernière a réduit considérablement la rétention d'espèces de poissons de fond capturées accessoirement et a permis à la pêche de prendre de l'expansion (Butler et Robert 1992).

En 1994, le TAC réparti entre les ZPC a été remplacé par un TAC global pour le stock (Roddick *et al.* 1994). De plus, la flotte de pêche à engin mobile de la Nouvelle-Écosse a commencé à mener ses activités selon des quotas individuels et tous les permis de pêche exploratoire avaient été convertis en permis permanents. Les titulaires de permis dans la flotte du golfe ont accepté un accord de partage des ressources qui limitait l'accès à six navires et la pêche à 25 % du TAC. Avec l'augmentation des activités et des débarquements de la pêche commerciale, on a commencé à recueillir des données sur la fréquence selon la taille à partir des prises commerciales dans le cadre du programme d'échantillonnage des poissons de fond aux ports; toutefois, la logistique limitait la capacité à recueillir des échantillons de façon uniforme tout au long de l'année. L'expansion de la pêche a également suscité un intérêt pour le développement d'une pêche côtière au casier de la crevette nordique de l'EPNE, qui a alors été explorée. Les évaluations du stock ont fourni des données sur la répartition de l'effort, les prises et les tendances saisonnières associées aux captures par unité d'effort (CPUE), bien que les données sur la productivité du stock aient été limitées à quelques années seulement.

En 1995, un programme d'échantillonnage aux ports financé par l'industrie a été mis sur pied pour le prélèvement d'échantillons mensuels dans les prises commerciales (Koeller 1996). Plusieurs paramètres ont été élaborés à partir des données ainsi obtenues qui ont fourni de nouveaux renseignements sur la dynamique du stock. Plus important encore, il était maintenant possible d'obtenir une représentation mensuelle de la composition du stock — des juvéniles aux femelles multipares, y compris le stade des œufs chez les femelles œuvées. Un relevé au chalut indépendant de la pêche a également été mis en œuvre grâce à des fonds de l'industrie; il a été conçu de manière à permettre une collecte de données davantage axées sur des considérations pertinentes pour l'évaluation du stock. En 1996, la flotte de la Nouvelle-Écosse est passée de quotas individuels (QI) à des quotas individuels transférables (QIT), tandis que la flotte du golfe est passée de quotas concurrentiels (QC) à des quotas individuels. Le secteur de la pêche au casier dans la baie Chedabucto était également actif, et plusieurs titulaires de permis pêchaient activement dans la zone. En 1996, les prises de la pêche commerciale au casier ont été déclarées pour la première fois dans une évaluation du stock (Koeller *et al.* 1996).

Les données du relevé au chalut indépendant de la pêche ciblant la crevette nordique de l'EPNE ont été intégrées aux évaluations chaque année à compter de 1996. Un paramètre fondé sur les prises selon l'âge et la taille moyenne a été ajouté à l'évaluation du stock quelques années après le début du prélèvement d'échantillons dans le cadre du programme

d'échantillonnage des prises commerciales aux ports en cours. En 1999, d'autres considérations relatives au stock de crevettes nordiques de l'EPNE ont été intégrées à l'évaluation, à savoir les facteurs environnementaux déterminés comme ayant une forte influence sur la santé du stock. À peu près au même moment, l'OPANO a adopté l'approche des feux de circulation en guise d'approche de précaution pour l'évaluation et la gestion des stocks sur lesquels les données étaient limitées. Koeller et ses collaborateurs (2000a) ont reconnu dès le début que les résultats de l'évaluation ne seraient pas liés à des mesures de gestion; ils ont donc proposé un système de notation qui indiquerait les règles de contrôle des prises (RCP) à utiliser avec l'application de la nouvelle approche des feux de circulation.

La productivité du stock de crevettes nordiques de l'EPNE demeurant préoccupante, on a passé le début des années 2000 à trouver un moyen de réussir à échantillonner les recrues. Plusieurs itérations du plan d'échantillonnage ont été mises à l'essai et ont abouti à l'utilisation d'un « sac ventral » à petites mailles sur la face inférieure du cul du chalut principal (Koeller et al. 2001). De 2002 à aujourd'hui, toutes les évaluations du stock de crevettes nordiques de l'EPNE à l'appui de la pêche comprenaient un indicateur du recrutement ainsi qu'une série d'indicateurs couvrant quatre caractéristiques (abondance, production, effets de la pêche et écosystème) pour éclairer de manière holistique la santé du stock. En 2009, on a mis au point des points de référence et des RCP pour compléter les notes sommaires provenant de l'approche des feux de circulation et satisfaire aux conditions associées à l'élaboration d'un nouveau PGIP pour le stock (DFO 2011). La première évaluation du cadre pour le stock a été menée en 2015; on a utilisé l'approche des feux de circulation pour résumer 24 indicateurs liés aux quatre caractéristiques susmentionnées et ainsi déterminer la santé du stock. Le cadre a également intégré l'utilisation d'une approche de précaution, de points de référence et de RCP.

Le processus par lequel le cadre de l'[approche de précaution du MPO](#) est appliqué à un stock de poisson repose sur l'application de mesures de gestion de la ressource et sur les objectifs fixés pour le stock en fonction d'avis scientifiques (MPO 2009b). Les scientifiques fournissent des données qui éclairent la détermination du PRL d'un stock, mais ce sont les responsables de la gestion des ressources qui, en se fondant sur les objectifs pour le stock, déterminent les autres points de référence (p. ex. point de référence supérieur [PRS]) ou la période de référence sur laquelle ils sont fondés. Par exemple, le taux d'exploitation de référence (TER) est fondé sur une mesure de la mortalité par pêche (F) par rapport à la mortalité par pêche au rendement maximal durable (F_{RMD}), ce qui permet de déterminer les tendances en matière d'exploitation. La mortalité par pêche ne devrait pas dépasser le niveau qui correspond au rendement maximal durable ($F > F_{RMD}$); ce sont principalement les responsables de la gestion des ressources qui prennent cette décision en se fondant sur une approximation fournie par des scientifiques.

Le cadre de 2015 a mis en évidence les tentatives d'application d'une méthode quantitative pour l'évaluation des notes obtenues au moyen de l'approche des feux de circulation, comme indiqué dans Halliday et al. (2001). Des discussions tenues avec de nombreux membres de l'industrie de la pêche à la crevette nordique de l'EPNE ont révélé une préférence pour l'approche des feux de circulation parce qu'elle fournissait une représentation visuelle des indicateurs, qui facilite un dialogue ouvert et coopératif entre le MPO et l'industrie depuis. En revanche, l'application directe de l'approche de précaution pour la détermination du TAC exclurait l'industrie du processus et il n'y aurait plus de cogestion. En outre, l'utilisation des notes provenant de l'approche des feux de circulation en considérant un seul indicateur (la biomasse) pour déterminer le TAC a été considérée comme contraire à la philosophie holistique de cette approche. Le cadre décrit la mise à

l'essai de l'élaboration de RCP quantitatives en vue de leur inclusion dans l'approche des feux de circulation. Des difficultés ont été rencontrées lors de la traduction des données biologiques en limites des prises, car leur prise en compte dans la détermination de l'état de santé du stock était ainsi trop simplifiée. Il a été déterminé que des RCP déterministes, qui nécessitent une pondération des indicateurs, ne profiteraient pas à l'évaluation de la santé du stock tant que les enjeux philosophiques et pratiques ne pourraient pas être atténués.

Au fil des ans, l'utilisation réussie de l'approche des feux de circulation et d'ajustements adaptatifs du TAC, fondée sur la prise en compte des diverses considérations relatives au stock, à la pêche et à l'écosystème, constitue l'un des meilleurs exemples d'une évaluation véritablement coopérative et d'un cadre de gestion adaptive pour un stock de poisson. De plus, des initiatives nationales et régionales visant à adopter progressivement une approche écosystémique de la gestion des pêches (AEGP) ont pris de l'ampleur au cours des dernières années. Cependant, la complexité des activités analytiques à l'appui de l'AEGP nécessite souvent la collecte et l'accessibilité d'intrants riches en données non seulement sur la pêche, mais aussi sur des variables environnementales associées.

Plus récemment, certaines contraintes ont été surmontées à mesure que les méthodes d'étude ont progressé, la caractéristique de l'abondance ayant été améliorée grâce à une estimation de la biomasse de la crevette nordique de l'EPNE provenant d'un relevé. Étant donné que d'importantes variations de la température se sont produites dans le monde entier, dans l'océan Atlantique Nord et sur l'EPNE au cours de la dernière décennie, l'incidence de la température sur la santé du stock est probablement sous-estimée. En outre, il y a eu de l'intérêt quant à l'utilisation d'une approche de modélisation pour prévoir la biomasse de la population de crevettes nordiques de l'EPNE un an d'avance de manière à améliorer les avis scientifiques fournis aux responsables de la gestion des ressources. On a donc mis au point un modèle spatio-temporel à différences retardées qui intègre implicitement l'incidence de facteurs environnementaux par l'utilisation de statistiques spatiales, et son utilisation est recommandée dans le présent document pour les futures évaluations du stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Étant donné que les points de référence sont propres à la méthode, la sélection et l'approbation d'un nouveau modèle d'évaluation ont nécessité la mise à jour du PRL du stock, qui est présenté ici tout comme des orientations supplémentaires pouvant aider les responsables de la gestion des ressources à déterminer les autres points de référence pour le stock.

En plus d'un nouveau modèle et de nouveaux points de référence, le nouveau cadre d'évaluation scientifique décrit ici permet de réévaluer les indicateurs utilisés à ce jour pour évaluer le stock de crevettes nordiques de l'EPNE dans le cadre de l'approche des feux de circulation. En plus des changements apportés aux calculs de la taille des strates du relevé ciblant le stock, l'un des objectifs des travaux présentés ici est de documenter les analyses qui quantifient les corrélations entre les indicateurs du stock pour évaluer leur utilité, de proposer de nouveaux indicateurs qui améliorent le rendement global de l'approche des feux de circulation et de déterminer les indicateurs existants qui ne contribuent plus à l'approche des feux de circulation.

SOURCES DES DONNÉES

DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Journaux de bord

Les données déclarées par les pêcheurs de crevettes nordiques de l'EPNE sur les prises, l'effort et l'emplacement sont accessibles pour les ZPC 13 à 15 depuis 1993. Le secteur de la pêche à engin mobile fait l'objet d'une vérification à quai complète depuis 1994, tandis que le secteur de la pêche au casier fait l'objet d'une vérification à quai annuelle de 20 % depuis sa création. Les journaux de bord de la pêche commerciale fournissent des renseignements sur la date, l'emplacement, la profondeur, l'effort et les prises estimées. Avant, les journaux de bord du secteur de la pêche à engin mobile fournissaient des données sur les prises et l'effort par jour; plusieurs traits de pêche étaient donc regroupés ensemble. Or, d'un point de vue analytique, l'enregistrement des prises et de l'effort de la pêche commerciale par trait améliore la compréhension de la répartition spatiale. Les journaux de bord du secteur de la pêche au casier font état des prises et de l'effort par sortie; donc, chaque entrée résume les données provenant de toutes les chaînes de casiers situées à moins de trois milles marins les unes des autres au cours d'une sortie donnée. Les données provenant des chaînes de casiers situées à plus de trois milles marins d'autres chaînes sont consignées séparément. Un tableau de données a été ajouté au journal de bord de la flotte de pêche au casier pour la consignation des prises accessoires. Toutefois, il n'a pas été utilisé de façon uniforme par les pêcheurs et il comporte une courte liste d'espèces prédéfinies pour les prises accessoires, ce qui entraîne une incertitude quant à la mesure dans laquelle une portée plus large d'espèces est consignée. Par conséquent, l'exactitude des données consignées sur les espèces non conservées pendant la pêche demeure incertaine.

Les données provenant des journaux de bord sont versées dans la base de données scientifiques sur la crevette nordique de l'EPNE du MPO une fois leur qualité assurée et contrôlée (QAC). Du temps est consacré à faire en sorte que les données soient complètes et les erreurs réduites au minimum. Pour ce faire, il faut une communication continue entre les capitaines de navire et la Division des données commerciales (DDC) du MPO, car cette dernière consigne également les renseignements des journaux de bord dans la base de données du Système d'information sur les pêches des Maritimes (SIPMAR). Il est important de noter qu'il existe un écart entre les données consignées dans le SIPMAR et celles provenant des journaux de bord, car le SIPMAR ne reflète pas toutes les corrections qui ont été apportées aux journaux de bord tout au long de la série chronologique. En raison des procédures d'archivage des journaux de bord, la DDC n'est pas en mesure de modifier les entrées qui datent de plus de huit ans. Dans certains cas, d'importantes erreurs d'interprétation ont été corrigées (p. ex. des enregistrements en double dans le SIPMAR qui gonflaient artificiellement les CPUE d'une sortie complète). Il importe de tenir compte de cette limite lorsque les renseignements sur la pêche commerciale de la crevette nordique de l'EPNE utilisés pour éclairer les activités de pêche commerciale ne proviennent que des données extraites du SIPMAR. Ce sont les données des journaux de bord stockées dans la base de données scientifiques sur la crevette de l'EPNE du MPO qui ont été utilisées dans le cadre des travaux présentés ici, car elles sont tenues à jour par l'unité du MPO qui est responsable de la crevette nordique.

Échantillonnage des prises commerciales aux ports

Chaque année, environ 305 crevettes nordiques de l'EPNE provenant de chaque échantillon de la pêche commerciale au chalut et au casier sont analysées selon un protocole uniforme. Avant

2006, c'était 500 crevettes nordiques de l'EPNE qui étaient analysées. On examine chaque crevette pour déterminer :

- le stade de développement sexuel;
- le stade de développement des œufs;
- l'état des épines sternales;
- la présence ou l'absence d'œufs à la tête;
- la présence d'une maladie et son identification.

Le poids et la longueur de carapace de chaque crevette sont aussi mesurés. Ces données sont soumises au processus de QAC, puis versées dans la base de données scientifiques sur la crevette de l'EPNE du MPO.

Pendant les périodes d'activité de la pêche commerciale au casier dans la baie Chedabucto, les prises des navires sont échantillonnées deux fois par mois. Pendant l'échantillonnage, on prélève de façon pseudo-aléatoire quelques livres de crevettes dans trois ou quatre casiers différents d'un même ensemble. Tous les échantillons prélevés sont analysés. Le nombre d'échantillons peut varier de 0 à 16 par saison selon l'activité de pêche. L'échantillonnage reflète généralement la répartition temporelle de l'effort, qui est déployé pendant une période qui varie selon les conditions du marché et les taux de prise, entre septembre et mars.

Un échantillon similaire de 10 livres de crevettes est également prélevé dans les dernières prises de chaque navire de pêche commerciale à engin mobile pêchant dans les ZPC 13 à 15, puis il est congelé sur place par des bénévoles aux quais situés à Louisbourg, Canso et Arichat, en Nouvelle-Écosse. Cependant, certains navires de la flotte du golfe débarquent leurs prises dans la région du golfe ou du Québec du MPO, et des contraintes logistiques y empêchent l'échantillonnage.

Chaque année, tous les échantillons provenant de la pêche au casier et un maximum de 50 échantillons provenant de la pêche commerciale au chalut sont analysés. Ces 50 échantillons sont sélectionnés d'une manière qui reflète la répartition spatiale et temporelle de la pêche à engin mobile pour chacune des deux flottes (p. ex. si 10 % des crevettes débarquées en mars ont été capturées par des navires du golfe pêchant dans la ZPC 13, alors 10 % des 50 échantillons sont choisis parmi les prises de la flotte du golfe pour le mois et la ZPC). Une fois que les données de suivi ont été saisies dans la base de données du SIPMAR, on utilise ensuite les enregistrements pour estimer la répartition spatio-temporelle des prises par flotte.

On estime la fréquence selon la longueur à l'aide de la longueur de carapace des 305 crevettes échantillonnées lors du relevé au chalut principal. On extrapole ensuite cette valeur pour estimer le nombre total de crevettes de chaque longueur au moyen de la zone balayée. On subdivise l'estimation de la population totale en fréquences selon la longueur des crevettes nordiques de l'EPNE qui sont primipares/en transition et multipares en multipliant l'estimation de la population totale de chaque longueur par le pourcentage de crevettes primipares/en transition et multipares dans les échantillons, respectivement. On obtient la fréquence selon la longueur des mâles en soustrayant de la population totale les estimations liées aux crevettes primipares/en transition et multipares pour chaque longueur.

Observations en mer et prises accessoires

L'adoption de la grille Nordmøre en 1991 a réduit les prises accessoires et ainsi permis à la pêche de la crevette nordique de l'EPNE d'atteindre son ampleur actuelle. Les données sur les

prises accessoires de 2013 à 2023 ont été dérivées de l'observation de 16 sorties du secteur de la pêche commerciale à engin mobile (194 traits) dans les zones de pêche de la crevette nordique de l'EPNE (tableau 3). De 2013 à 2023, trois sorties ou moins du secteur de la pêche à engin mobile dans les ZPC 13 à 15 ont été l'objet d'une observation. Entre 0 et 2,6 % du total des heures de pêche à engin mobile déclarées ont été l'objet d'une observation chaque année. La répartition spatiale de la présence d'observateurs de 2013 à 2023 pour les deux secteurs est illustrée à la figure 13.

Les données provenant des journaux de bord et des observateurs sont déclarées par trait, ce qui permet de comparer les débarquements de crevettes nordiques de l'EPNE aux prises estimées par les observateurs. On utilise le poids des crevettes débarquées consigné dans le SIPMAR pour déterminer la proportion de prises accessoires en poids, plutôt que les prises de crevettes estimées par les observateurs.

Lors des sorties observées depuis 2013, la crevette nordique de l'EPNE représentait de 96,1 à 99,9 % (moyenne de 99 %) du total des prises de la pêche à engin mobile, en poids. Les trois espèces les plus courantes dans les prises accessoires de 2013 à 2023, en moyenne et en poids, étaient le hareng de l'Atlantique (0,31 %), le merlu argenté (0,18 %) et le gaspareau (0,1 %; tableau 4). Le poids des prises accessoires est probablement surestimé en raison du poids minimal de 1 kg utilisé par les observateurs (p. ex. un lançon serait inscrit comme pesant 1 kg même si son poids réel n'était que de quelques grammes). La fréquence et le moment de l'échantillonnage effectué chaque année par des observateurs ne permettent pas d'établir des tendances spatio-temporelles générales. Cependant, les renseignements sur les prises accessoires provenant des sorties de pêche à engin mobile observées semblent indiquer que la configuration des chaluts de la flotte, notamment l'utilisation de la grille Nordmøre, continue de faire en sorte que le total des prises accessoires soit faible.

L'échantillonnage effectué par des observateurs dans le secteur de la pêche au casier, lancé en 2018, fournit des renseignements sur les prises accessoires dans la région côtière de la ZPC 15, également connue sous le nom de baie Chedabucto (tableau 5). Le journal de bord du secteur de la pêche au casier comprend un tableau où il est possible de déclarer les espèces capturées de façon accessoire pendant la pêche; toutefois, après un examen approfondi, il a été constaté qu'il demeure difficile de faire la distinction entre les cas où le tableau n'a pas été utilisé et ceux où il n'y a eu aucune prise accessoire. Dans le but d'obtenir une base de référence sur les prises accessoires dans le secteur de la pêche au casier, les observateurs ont prélevé des échantillons pendant les saisons 2018–2019 et 2019–2020 (tableau 5). La crevette nordique représentait de 99,8 à 100 % du total des prises de la pêche au casier, en poids, dans les échantillons prélevés par les observateurs (moyenne de 99,9 %; tableau 6). L'espèce la plus courante dans les prises accessoires, en poids, pendant cette période était le crabe des neiges; toutefois, elle représentait en moyenne moins de 1 % du total des prises. Depuis 2020, la flotte de pêche au casier a été peu active, de sorte qu'aucune autre sortie n'a été observée. Lorsque la série chronologique comprendra au moins cinq années de données, la déclaration des prises accessoires sera plus représentative de la pêche au casier (tableaux 5 à 8).

DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Relevé au chalut mené conjointement par le MPO et l'industrie

Le relevé de l'écosystème sur le plateau néo-écossais est mené depuis 1970, mais les tendances de l'abondance de la crevette nordique étaient mal représentées en raison de la capturabilité de l'espèce dans un chalut de pêche au poisson de fond dont le cul n'était pas équipé d'une doublure. Les données du relevé du poisson de fond ont malgré tout été appliquées à des questions sur la répartition de la crevette nordique, mais seules les données

des relevés ciblant la crevette nordique sont prises en compte pour la quantification du stock. À ce jour, les relevés de la crevette nordique comprennent un relevé de recherche semestriel effectué de 1982 à 1988 à l'aide du navire de recherche halieutique (NRH) *EE Prince* (Etter et Mohn 1989), un relevé mené par l'industrie en 1993 à l'aide de navires/chaluts de pêche commerciale (Roddick 1994) et le relevé que l'industrie et le MPO mènent conjointement depuis 1995 au moyen d'un navire de pêche commerciale et d'un chalut normalisé. D'autres renseignements sur ces relevés se trouvent dans Hardie *et al.* (2018).

La série chronologique de données sur la crevette nordique de l'EPNE comprend une période d'abondance faible (de 1982 à 1988), une période d'abondance élevée (de 1995 à 2015) et une période récente d'abondance instable (de 2016 à 2020). L'ensemble des données est inclus en vue de fournir une large gamme de valeurs pour les indicateurs, mais les relevés ayant fourni des données sur l'abondance n'ont pas été étalonnés au moyen d'une pêche comparative. Les taux de prise ont été ajustés seulement en fonction de la différence liée à l'écartement entre les ailes du chalut utilisé de 1982 à 1988 (spécifications du chalut) et lors du relevé moderne en cours (mensuration réelle du chalut). Il est présumé que la sélectivité selon la taille est identique dans les deux séries chronologiques étant donné que le maillage du cul de chalut utilisé était de 40 mm dans tous les cas.

Une situation comparable s'est produite en 2020 lorsque le navire utilisé pour le relevé de 2009 à 2019 (le NRH *Cody & Kathryn*) n'a pas pu être utilisé en raison des restrictions liées à la pandémie de COVID-19. C'est plutôt le NRH *Léry Charles* qui a été affrété et équipé du chalut de relevé cette année-là. Encore une fois, aucune pêche comparative n'a été réalisée. Étant donné que les deux navires ont pêché à l'aide du même engin et que les mesures provenant du système de surveillance du chalut étaient similaires à celles obtenues lors des relevés précédents de la crevette nordique de l'EPNE, il a été présumé que la sélectivité selon la taille était similaire, bien que le relevé ait eu lieu en juillet plutôt qu'en juin. Depuis 2021, le relevé est effectué en juin avec le NRH *Nanny Bessie* et les paramètres de pêche et d'engin sont uniformes.

Le relevé collaboratif du MPO et de l'industrie est fondé sur un plan mixte à stations fixes et aléatoires stratifiées. Il y a quatre strates de relevé; leur nomenclature a été une source de confusion entre les *strates de relevé* et les ZPC. La strate 17 dite « côtière » comprend des parties des ZPC 13 à 15 (les fosses Louisbourg, Misaine et Canso, respectivement). Les strates 13 à 15 comprennent les parties des ZPC 13 à 15 qui ne sont pas prises en compte dans la strate 17 (figures 2 et 11). Une autre couche de complexité est associée à la « ligne côtière » (figure 2), qui délimite de la zone de gestion de la pêche au casier dans la baie Chedabucto. La zone à l'intérieur de la ligne côtière est ciblée exclusivement par la pêche au casier, et elle n'est pas prise en compte dans la strate 17. La décision de ne pas effectuer de relevé dans la baie Chedabucto a été éclairée par la dynamique du stock de crevettes nordiques de l'EPNE; en effet, le relevé au chalut ne serait pas une méthode d'échantillonnage efficace dans la baie et il ne fournirait pas de renseignements autres que ceux déjà obtenus dans les autres strates de relevé qui s'appliquent au même stock.

Les stations de relevé dans les strates 13 et 15 sont stratifiées aléatoirement à des profondeurs supérieures à 100 brasses. Jusqu'en 2023, les stations dans la strate 14 étaient fixes et situées à des profondeurs supérieures à 100 brasses en raison de la difficulté à trouver un fond chalutable. Il a été présumé que les stations fixes dans la strate 14 étaient représentatives de l'abondance de la crevette nordique dans toute la strate. Le plan d'échantillonnage du relevé a été révisé en 2023 en raison de la progression de la technologie de surveillance du fond et parce qu'une partie de l'activité de pêche avait révélé un habitat moins profond viable pour la crevette nordique. Une des premières étapes de la mise en œuvre a consisté à réduire le nombre de stations fixes et à les remplacer par des stations générées aléatoirement. Une étude

comparative a ensuite été élaborée dans le cadre de laquelle 15 autres stations aléatoires d'une profondeur de plus de 100 brasses ont été sélectionnées dans la strate 14. Comme l'indique la figure 14, les résultats ont révélé que les taux de prise et la fréquence selon la longueur de la crevette nordique ne différaient pas de manière significative entre les stations fixes et aléatoires dans la strate 14. Dans le cadre d'une consultation subséquente avec l'industrie, il a été convenu que les anciennes stations fixes seraient remplacées par des stations aléatoires.

Comme l'industrie avait accepté de poursuivre le relevé au moyen de stations aléatoires, il a été possible d'établir une plus grande plage de profondeurs dans laquelle générer les stations. On a utilisé les données du SSN (expliquées en détail ci-dessous) pour mieux représenter la plage de profondeurs ciblée par la pêche commerciale et éclairer l'expansion de l'isobathe dans la strate 14, car ces données décrivent l'activité de pêche commerciale à une résolution supérieure à celle fournie par les données des journaux de bord. La profondeur des courbes de délimitation pour la sélection des stations dans la strate 14 est passée de plus de 100 brasses à plus de 85 brasses, de façon à inclure les eaux moins profondes où une activité de pêche constante est observée.

Le relevé ne compte plus qu'une seule station fixe située dans la strate 15. Elle pourrait être convertie en station aléatoire, mais il faudrait d'abord déterminer la raison pour laquelle elle avait été sélectionnée pour être fixe au départ. Quant aux stations dans la strate 17, elles sont toutes générées aléatoirement là où il y a de l'argile de LaHave au fond selon les cartes de géologie de surface établies par Atlantic Geosciences (qui seront mises à jour en vue d'être prises en compte dans le relevé, à mesure qu'elles seront accessibles).

Le relevé collaboratif du MPO et de l'industrie ne s'étend pas au-delà des limites de la répartition du stock; il est plutôt axé sur les principaux regroupements dans les « fosses » de crevettes. La répartition de la crevette nordique sur l'EPNE est fortement corrélée avec les habitats de boue organique dans la zone du relevé (Koeller 2000), l'abondance étant ici considérée comme représentative de l'abondance de l'ensemble du stock. Le fait d'étendre le relevé au-delà de l'aire de répartition du stock, tout en maintenant une couverture adéquate dans les fosses, serait trop coûteux pour l'industrie par rapport aux avantages qui pourraient être obtenus.

Le relevé annuel est mené à 15 stations dans chacune des 4 strates. Chaque station consiste en un trait de chalut d'une durée de 30 minutes à une vitesse cible de 2,5 nœuds. Comme on sait que les crevettes forment des groupes denses près du fond pendant le jour, l'échantillonnage lors du relevé n'est effectué qu'entre l'aube (5 h) et le crépuscule (20 h), à compter du 1^{er} juin ou dès que les conditions météorologiques le permettent par la suite (mais pas plus tôt). La réalisation du relevé nécessite généralement de 8 à 12 jours de pêche, sa durée dépendant principalement des conditions météorologiques. Il est généralement terminé au plus tard à la mi-juin. Les stations ne sont pas échantillonées par mauvais temps (c'est-à-dire lorsque la vitesse du vent est supérieure à 20 nœuds) pour des raisons de sécurité et pour que la performance et la capturabilité du chalut soient constantes.

Au début de chaque journée, l'horloge de l'ordinateur est synchronisée avec celles des enregistreurs de température et de profondeur, du système de positionnement global (GPS) du navire et du système installé sur le chalut qui permet d'en surveiller l'activité en temps réel (écartement des ailes, hauteur de la ralingue supérieure et écartement et angles d'inclinaison des panneaux). Le temps passé au fond, la température au fond et la profondeur sont suivis à l'aide d'un système installé sur le chalut, et les données sont comparées à celles d'autres sources en vue d'en assurer l'uniformité et l'exactitude. Le personnel scientifique et le capitaine du navire surveillent les données provenant de ce système pendant chaque trait, et ils inspectent le chalut remonté à bord et ses prises pour déterminer si le trait a été exécuté avec

succès ou non. S'ils ont des préoccupations concernant la représentativité des prises, ils règlent la situation et recommencent le trait à la station.

Changements apportés aux strates de relevé

Les estimations précises de la superficie couverte par le stock de crevettes nordiques de l'EPNE, décrites ci-dessus, sont un élément essentiel qui alimente directement l'indice d'abondance fondé sur la zone balayée. Ces estimations ont également une incidence sur la validité de tout modèle de l'abondance réelle. Reconnaissant cela, on a apporté quelques améliorations aux ensembles de données servant à caractériser les fosses de crevettes et la superficie totale que l'espèce occupe sur l'EPNE.

Il existe une incertitude quant aux méthodes utilisées pour estimer la superficie des fosses de 100 brasses dans chaque strate. L'enregistrement le plus ancien de ces estimations se trouve dans l'évaluation du stock de crevettes nordiques de l'EPNE de 1983 (Etter et Mohn 1984), où les auteurs ont utilisé un planimètre polaire et une isobathe de 100 brasses de profondeur pour chaque fosse de crevettes. Les valeurs publiées ressemblent à celles utilisées dans les évaluations récentes; cependant, la source des isobathes n'a pas été documentée et les tentatives de reproduction des mêmes estimations de la superficie ont échoué. Des données bathymétriques provenant d'un modèle altimétrique numérique de la région du plateau néo-écossais ont été utilisées pour l'élaboration de nouveaux fichiers de forme du système d'information géographique fondés sur l'isobathe de 100 brasses dans chaque strate de relevé en 2018 et, plus récemment, sur l'isobathe de 85 brasses dans la strate 14 (Greenlaw et McCurdy 2014).

Le tableau 9 présente les superficies des strates estimées en fonction des fichiers de forme anciens et nouveaux. On y constate que les strates 13 et 17 sont de taille semblable et que les strates 14 et 15 sont de taille supérieure, la superficie de la strate 14 dépassant 1 000 km². Cette différence s'explique en majeure partie par le passage récent au seuil de 85 brasses dans la strate 14. Bien que les superficies mises à jour produisent des tendances de l'indice de la zone balayée qui sont semblables à celles produites à l'aide des superficies précédentes, elles donnent lieu à une biomasse globale estimée supérieure (31 % plus élevée en moyenne; figure 15). Cette valeur est près de la sous-estimation prévue de l'indice (environ 25 %; voir la description dans Lochead *et al.* [2018]). En présumant que les estimations actuelles de la superficie sont plus précises que les précédentes et en tenant compte du seuil de profondeur ajusté dans la strate 14, on effectue toutes les analyses subséquentes à l'aide des estimations actuelles.

Relevé de l'écosystème au chalut que le MPO effectue en été

La Direction des sciences du MPO effectue un relevé de l'écosystème au moyen d'un navire de recherche équipé d'un chalut en suivant un calendrier semestriel (hiver et été). Ce relevé permet de recueillir des renseignements sur la répartition, l'abondance et la composition des espèces, ainsi que des données hydrographiques et des échantillons sur le plateau néo-écossais. Il couvre les divisions 4X et 5Z de l'OPANO en hiver et les divisions 4V, 4W et 4X et la sous-division 5Yb de l'OPANO en été (MPO 2020a, b). Depuis 2002, l'évaluation du stock de crevettes nordiques de l'EPNE repose sur les données relatives aux espèces sympatriques provenant des traits du relevé d'été qui chevauchent les zones d'occurrence de la crevette nordique (relevé de l'écosystème au chalut mené en été dans les strates 443 à 445 et 459; voir la figure 16; DFO [2002]). Il s'agit notamment de données sur les prédateurs connus, comme la morue franche et toutes les autres espèces de poissons à nageoires ayant un code inférieur à 1000 dans la base de données du relevé de l'écosystème au chalut, ainsi que le flétan du Groenland (aussi appelé flétan noir) dont la population fluctuerait en tandem avec celle de la

crevette nordique de l'EPNE. En raison de problèmes d'engin et de logistique qui pourraient avoir réduit la couverture du relevé de l'écosystème au chalut au fil des ans, il est possible que des données sur la crevette nordique n'aient pas été recueillies chaque année dans les strates souhaitées. La petite superficie couverte par les strates sélectionnées entraîne aussi des limitations.

Relevé du crabe des neiges

Le relevé du crabe des neiges a lieu chaque année entre les mois d'août et de décembre; il chevauche des zones d'abondance de la crevette nordique de l'EPNE et fournit un indice du recrutement des crabes des neiges mâles immatures dont la longueur de carapace est inférieure à 56 mm. Zisserson et ses collaborateurs (2021) ont décrit les spécifications du relevé, et les emplacements des stations du relevé de 2023 sont indiqués à la figure 17. L'indice du crabe des neiges a affiché une corrélation avec les indices de l'abondance de la crevette nordique dans l'EPNE pendant plus d'une décennie. En raison du moment où le relevé du crabe des neiges est effectué, les données ne sont généralement pas accessibles au cours de la même année que celles de la crevette nordique de l'EPNE, de sorte que l'indice est reporté d'un an dans l'évaluation fondée sur l'approche des feux de circulation.

Suivi à l'aide du système de surveillance des navires (SSN)

Le suivi à l'aide du SSN est obligatoire depuis 2011–2012 pour le secteur de la pêche à engin mobile (flottes de la Nouvelle-Écosse et du golfe). Ce système fournit périodiquement le positionnement par satellite des activités des navires. Les renseignements recueillis comprennent l'identificateur du navire (numéro d'enregistrement du bateau [NEB]), sa position (latitude et longitude), la date, l'heure, la direction de son mouvement et sa vitesse sur l'eau. Les positions enregistrées par le SSN sont stockées dans une base de données sécurisée et revêtent une valeur inestimable pour les activités scientifiques relatives à la crevette nordique, notamment la validation des données spatiales consignées dans les journaux de bord et, par extension, l'estimation de l'effort déployé dans les ZPC et la garantie d'un échantillonnage représentatif de cet effort aux ports.

On utilise aussi les données du SSN pour déduire les zones de présence et d'absence de la crevette nordique de l'EPNE en mettant en évidence les zones ciblées à plusieurs reprises par les flottes de pêche commerciale, ce qui peut permettre de vérifier la pertinence des critères de sélection des strates de relevé. Les données du SSN pour 2013 à 2023 ont été traitées à l'aide de la fonction `Mar.utils::VMS_clean_recs()` en langage R (accessible ici : github.com/Maritime/Mar.utils), qui prend des données brutes du SSN (c'est-à-dire un cadre de données ayant des coordonnées et des heures séquentielles) et qui supprime les enregistrements qui ne sont pas à plus d'une distance spécifiée de la position précédente. Cette fonction élimine les périodes pendant lesquelles un navire était inactif à un port ou a affiché des déplacements limités. Le progiciel R utilise également le temps écoulé entre des points de données subséquents du SSN pour estimer le temps passé dans une zone. On compare ensuite les données du SSN et des journaux de bord par navire et par date pour supprimer tous les moments où les journaux de bord n'indiquent aucune activité du navire et sélectionner les moments où la vitesse du navire se situe entre 2,2 et 2,5 noeuds. Enfin, on trace et agrège les données restantes selon la somme des heures passées par carreau de grille d'une minute pour obtenir une matrice spatiale de l'effort de pêche. Les résultats fournissent une représentation spatiale anonyme de l'activité commerciale (figure 18).

EXIGENCES RELATIVES AUX DONNÉES DE MODÈLE

Indices de la biomasse et données provenant du chalut principal

L'information sur la biomasse de la population totale est obtenue à partir de la biomasse observée dans chaque trait du relevé entre 2005 et 2023. Il existe davantage d'années de données provenant du chalut principal, mais les données fiables provenant du sac ventral n'existent que depuis 2005, ce qui constitue le facteur limitatif. La biomasse totale, en kilogrammes, est mesurée directement pour chaque trait et il est possible de la convertir en densité (kg/km^2) en divisant le total par la longueur du trait et l'écartement entre les ailes du chalut principal. Deux des trois modèles (MDT et MESE) utilisent directement les densités de la biomasse observées propres au trait, de sorte qu'ils ne nécessitent pas d'analyse supplémentaire (voir les figures 19 et 20 pour la distribution spatiale). Le troisième modèle (MDRS) nécessite un indice de la biomasse, qui est dérivé de l'indice de la zone balayée recalculé en fonction des nouvelles superficies de strates comme il est décrit ci-dessous. On a envisagé l'utilisation d'un modèle linéaire généralisé mixte et spatio-temporel, avec la profondeur et la température comme covariables améliorant l'indice, mais l'indice obtenu n'était pas significativement différent de l'indice de la zone balayée et n'offrait aucune amélioration notable à l'analyse.

Avant, le calcul d'un indice au moyen de la méthode de la zone balayée consistait d'abord à normaliser les poids observés selon un écartement entre les ailes du chalut standard de 17,4 m et une longueur de trait standard de 1,25 NM (environ 2,315 km), puis à calculer une estimation stratifiée des CPUE d'après le relevé selon une méthode d'auto-amorçage non paramétrique avec remplacement (Smith 1996). La mise au point d'un système de surveillance du chalut a permis d'intégrer les valeurs individuelles de l'écartement entre les ailes et de la distance dans les calculs de la zone balayée et de fournir des mesures en temps réel plutôt que théoriques décrivant l'efficacité de la pêche. Les estimations propres à la strate sont ensuite multipliées par le nombre d'unités chalutables dans la strate (superficie de la zone divisée par la superficie d'un trait standard) et additionnées pour l'obtention de l'indice de la biomasse totale à l'échelle de toutes les ZPC.

Indice et données de recrutement

Les fréquences selon la longueur dérivées des échantillons prélevés dans les prises du chalut principal du relevé et les prises commerciales aux ports indiquent que très peu de crevettes d'une longueur de carapace de moins de 10 mm sont capturées. Le recrutement (LC de 10 mm ou moins) est quantifié à l'aide d'un sac ventral (un sac d'une largeur d'un mètre à petites mailles qui est attaché à la ralingue inférieure et au ventre du chalut, entre les deux rouleaux du milieu). Ce sac composé d'un filet à mailles en losange de 3/4 po (ailes et ventre) et de 3/16 po (cul) constitue la seule source de données caractérisant l'abondance des recrues dans la région de l'EPNE. Bien qu'il soit utilisé depuis 2002, la qualité des données antérieures à 2005 est incertaine, car cette nouvelle méthode d'échantillonnage et son analyse étaient alors en cours de mise en œuvre; c'est pourquoi seules les données à partir de 2005 sont utilisées pour les analyses.

Avant, lors du traitement des échantillons des recrues capturées dans le sac ventral, on mesurait la longueur de carapace des 50 premiers individus seulement et on ne prenait aucune mesure liée au poids. Les autres crevettes étaient dénombrées. En 2023, tout en conservant le plafond de 50 recrues, on a révisé le protocole d'échantillonnage de façon à ce que les longueurs individuelles et le poids total de l'échantillon soient consignés. Il est présumé que les fréquences selon la longueur des 50 crevettes échantillonées sont représentatives des prises du trait, et elles sont appliquées aux recrues restantes non mesurées. On utilise un modèle

longueur-poids (Froese 2006), avec le point d'intersection propre à la profondeur qui est décrit dans la section sur la relation longueur-poids ci-dessous, pour prédire les poids non mesurés, après quoi on additionne les poids prédis et mesurés dans un trait pour obtenir la biomasse des recrues observée.

Étant donné que le sac ventral capture également des crevettes d'une longueur de carapace supérieure à 10 mm, il est possible d'évaluer si cette portion des prises du sac ventral est comparable aux prises du chalut principal. La détermination d'une relation entre ces deux éléments renforcerait la confiance dans l'utilisation des échantillons provenant du sac ventral pour l'établissement de l'indice du recrutement. Comme le sac ventral ne capture pas les grosses crevettes aussi bien que le chalut principal, il faut tout d'abord corriger les fréquences selon la longueur d'après les prises du chalut principal de façon à les faire correspondre aux fréquences selon la longueur d'après les prises du sac ventral et à compenser la différence dans la sélectivité (figure 21). Pour ce faire, on arrondit les longueurs de carapace des crevettes dans les échantillons détaillés provenant du chalut principal et des crevettes de plus de 10 mm provenant du sac ventral de manière à enlever les décimales, après quoi on calcule la proportion en nombre et en poids de crevettes dans chaque trait associé à chaque longueur de carapace. Pour chaque trait, on ajuste le nombre de crevettes de chaque longueur de carapace en fonction des données du sac ventral en multipliant le nombre total de crevettes dans l'échantillon détaillé par le pourcentage de chaque longueur de carapace observée dans le sac ventral. On multiplie ensuite le résultat par le poids estimé de la crevette moyenne observée dans l'échantillon détaillé provenant du chalut principal (que l'on calcule en divisant le nombre de crevettes d'une longueur de carapace donnée par le poids total associé) pour obtenir une estimation de la biomasse corrigée en fonction de la fréquence selon la longueur fondée sur les données du chalut principal.

Le poids des crevettes d'une longueur de carapace supérieure à 10 mm capturées dans le sac ventral et le chalut principal, ainsi que les fréquences selon la longueur, sont comparés directement à l'aide de régressions linéaires sur les échelles naturelle et logarithmique. Si des différences sont relevées, la biomasse selon les prises du chalut principal est corrigée en fonction des fréquences selon la longueur provenant des prises du sac ventral, puis la comparaison est répétée à l'aide de régressions linéaires. L'indice du recrutement est calculé à l'aide de la méthode de la zone balayée décrite pour la biomasse selon les prises du chalut principal, à la différence que l'on normalise les CPUE en utilisant la largeur du sac ventral et non celle du chalut principal.

Débarquements

Les débarquements utilisés dans le modèle sont tirés des journaux de bord individuels. Pour tenir compte du moment où le relevé est effectué, il faut harmoniser dans le temps toutes les prises consignées dans les journaux de bord pour faire en sorte que tous les débarquements effectués avant le relevé d'une année donnée soient attribués à l'estimation de la biomasse de l'année précédente en vue de quantifier correctement l'incidence de la pêche. Pour les modèles non spatiaux (MDRS et MDT), il s'agit d'attribuer toutes les données des journaux de bord à l'année de relevé pertinente, puis d'en faire la somme. Par exemple, pour le relevé commençant le 1^{er} juin 2010, toutes les prises débarquées après le 1^{er} juin 2010 et avant le 1^{er} juin 2011 sont attribuées à l'année de relevé 2010–2011 et additionnées pour l'obtention du total des débarquements de cette année de relevé. Pour le modèle spatial (MESE), il faut suivre une étape supplémentaire qui consiste à faire correspondre les emplacements des prises consignés dans les journaux de bord aux emplacements modélisés appropriés, tout en assurant l'alignement temporel.

Analyse modale

Comme il n'existe pas d'indicateur physiologique distinct connu pour la détermination de l'âge des crevettes, les cohortes et les âges approximatifs sont souvent déterminés à l'aide d'analyses modales fondées sur un modèle mixte (Hardie *et al.* 2018). Pour ce faire, on estime la longueur de carapace moyenne d'après différentes distributions gaussiennes avec des écarts-types fixés à 0,9, puis on définit visuellement les cohortes en fonction de ces valeurs gaussiennes mixtes. Après avoir défini les cohortes, on attribue les âges en utilisant une inspection visuelle et des connaissances générales sur la taille approximative selon l'âge des crevettes.

Relation de von Bertalanffy

Une fois que les âges sont attribués aux crevettes individuelles avec des longueurs mesurées dans le cadre de l'analyse modale, on ajuste une courbe de longueur selon l'âge de von Bertalanffy pour obtenir une relation qui peut être utilisée pour toutes les crevettes. Cette courbe suit l'équation ci-dessous :

$$L_i = L_\infty [1 - \exp\{-k(A_i - t_0)\}]$$

où L_i est la longueur de carapace de la crevette i , L_∞ est le paramètre de longueur asymptotique (souvent interprété comme la longueur maximale), k est un paramètre du taux de croissance et $t_0 > 0$ est l'âge théorique auquel les poissons ont une longueur nulle (Dey 2019). On effectue cet ajustement de modèle à l'aide de moindres carrés non linéaires en supposant des écarts gaussiens. La relation qui en résulte peut ensuite être utilisée pour la détermination de l'âge de toutes les crevettes.

Relation longueur-poids

Les relations longueur-poids propres à l'année et à la strate sont obtenues à partir des crevettes capturées dans le chalut principal qui ont été pesées et mesurées individuellement. Le modèle longueur-poids (LP) élaboré utilise l'équation suivante en présumant une distribution log-normale :

$$\log(W_i) = \beta \cdot \log(d_s) + \alpha_s + b \cdot \log(L_i) + \epsilon_i$$

où W_i est le poids individuel en grammes de la crevette i , β est le coefficient associé à l'effet de la profondeur d dans un trait donné s (ce qui donne des points d'intersection propres à la profondeur), b est le paramètre allométrique associé à la longueur de carapace L_i de la crevette i et ϵ_i est un terme d'erreur normalement distribué. α_s est un effet spatial aléatoire à l'emplacement du trait s modélisé comme un champ aléatoire gaussien avec une matrice de moyenne zéro et de covariance $\Sigma(s s') = Matern(||s - s'||)$ indiquant que la covariance entre les emplacements s et s' suit une structure de covariance de Matérn isotrope avec un paramètre de lissage ν fixé à un. Toutes ces relations sont estimées à l'aide du maximum de vraisemblance dans le progiciel Template Model Builder (TMB).

Pour les crevettes capturées dans le sac ventral, le même modèle est ajusté séparément par strate en 2023, car il s'agit de la seule année où des mesures du poids et de la longueur sont accessibles pour toutes les crevettes de moins de 10 mm.

Taux de croissance

Les taux de croissance annuels sont calculés à l'aide des résultats de l'analyse modale, des relations de von Bertalanffy et des relations longueur-poids, que l'on combine pour obtenir les taux de croissance prévus d'une année à l'autre. Il s'agit d'appliquer les fréquences selon la

longueur propres au trait des sous-échantillons à l'ensemble de la biomasse du chalut principal et de prédire le nombre d'individus selon la longueur pour toutes les crevettes capturées. La relation de von Bertalanffy est ensuite utilisée pour la prédiction de l'âge de toutes les crevettes dans un trait donné. Toutes les crevettes sont vieillies d'un an et on prédit leurs nouvelles longueurs pour l'année suivante en utilisant la même courbe de von Bertalanffy. Étant donné que le modèle est fondé sur la biomasse et non sur le nombre de crevettes selon la longueur, on prédit le nouveau poids de chaque crevette dans chaque trait à l'aide des relations spatiales longueur-poids des années suivantes avant de calculer la croissance proportionnelle (le poids de l'année suivante divisé par le poids de cette année). Les taux de croissance prévus par trait sont ensuite calculés à l'aide des moyennes propres au trait; on obtient les taux de croissance propres à la strate en calculant la moyenne pour l'ensemble des strates et les taux de croissance annuels globaux en calculant la moyenne des taux de croissance prévus sur une période d'un an.

MISE AU POINT DES MODÈLES

MODÈLE À DIFFÉRENCES RETARDÉES

On évalue l'application de trois modèles à différences retardées modifiés (Deriso 1980; Schnute 1985; Smith et Hubley 2014) pour déterminer leur capacité à modéliser la population de crevettes de l'EPNE. Tous ces modèles sont fondés sur la même équation de processus sous-jacente :

$$B_t = e^{-m} g_{t-1}^I (B_{t-1} - C_{t-1}) + e^{-m} g_{t-1}^R R_{t-1}$$

où B_t est la biomasse de l'année t où $t = 1, 2, \dots, T$, m est le taux instantané de mortalité naturelle, C sont les débarquements commerciaux, g^I et g^R sont les taux de croissance de la biomasse des prises du chalut principal et des recrues, et R est la biomasse des recrues.

MODÈLES

Les trois modèles sont formulés en fonction d'un cadre état-espace. Les modèles état-espace sont des modèles hiérarchiques définis par deux processus stochastiques.

1. Un processus d'état dynamique non observé qui décrit la dynamique de la population entre les étapes temporelles t et qui prend habituellement la notation X_t , $t = 1, \dots, T$.
3. Un processus d'observation qui relie les observations à la dynamique de population sous-jacente d'intérêt et qui prend généralement la notation Y_t (Aeberhard *et al.* 2018). Les paramètres de modèle sont combinés dans un vecteur $p(\theta \in \Theta \subseteq \mathbb{R}^p)$ et les covariables connues sont indiquées par z_t .

Comme l'approche fréquentiste de l'analyse statistique est sélectionnée, θ est considéré comme un vecteur d'effets fixes tandis que X_t est un vecteur d'effets aléatoires prévus à partir des estimations de θ . Toutes ces variables peuvent être combinées dans la vraisemblance conjointe $L(\cdot)$ et la log-vraisemblance marginale $\mathcal{L}(\cdot)$ suivante :

$$\begin{aligned} L(\theta | Y_{1:T}, X_{1:T}) &= p(Y_1 | X_1, \theta) \prod_{t=2}^T p(Y_t | X_t, \theta) p(X_t | X_{t-1}, \theta) \\ \mathcal{L}(\theta | Y_{1:T}, X_{1:T}) &= \log \int L(\theta | Y_{1:T}, X_{1:T}) dX_{1:T} \end{aligned}$$

Ces intégrales de haute dimension ne peuvent pas être directement optimisées; elles doivent plutôt être approximées. À cette fin, on utilise l'approximation de Laplace, tel qu'elle est mise en

œuvre dans le progiciel TMB dans R (Kristensen *et al.* 2016). En outre, il a été démontré que l'utilisation de la différenciation automatique par TMB est très efficace sur le plan des calculs sans perte de précision (Kristensen *et al.* 2016; Auger-Méthé *et al.* 2017).

Modèle à différences retardées simplifié (MDRS)

Ce modèle, légèrement modifié par rapport à l'original élaboré par Yin et ses collaborateurs (2019), est une version fréquentiste du modèle à différences retardées simplifié présenté dans Smith et Hubley (2014), qui a été largement utilisé dans l'évaluation de pétoncles dans la région des Maritimes du MPO (Nasmith *et al.* 2016; MPO 2019a). Il comporte trois équations de processus, à savoir une pour la dynamique de la biomasse, une pour la dynamique du recrutement et une pour la mortalité naturelle :

$$\begin{aligned} B_t &= (e^{-m} g_{t-1}^I (B_{t-1} - C_{t-1}) + e^{-m} g_{t-1}^R R_{t-1}) \tau_t \\ R_t &= R_{t-1} \phi_t \\ m_t &= m_0 \eta_t \end{aligned}$$

où τ_t , ϕ_t et η_t sont toutes des variables log-normales avec une moyenne nulle et des variances σ_τ^2 , σ_ϕ^2 et σ_η^2 séparées sur l'échelle logarithmique. L'équation pour le recrutement est une simple marche aléatoire qui, bien que ce modèle n'ait pas de base biologique, permet une certaine dépendance dans le temps, réduit au minimum le nombre de paramètres à estimer et est suffisamment souple pour suivre les données de recrutement provenant du sac ventral et les comparer à toutes les autres composantes liées à la mortalité naturelle. L'état initial est estimé comme un paramètre R_0 , où la mortalité naturelle est estimée à l'aide d'une distribution log-normale stationnaire avec la moyenne de m_0 .

Les composantes d'observation sont les suivantes :

$$\begin{aligned} I_t &= q_I B_t \epsilon_t \\ I_t^R &= q_R R_t v_t \end{aligned}$$

où I_t et I_t^R sont les indices de la biomasse et de la biomasse des recrues, respectivement, q_I et q_R sont les paramètres de capturabilité de la biomasse et de la biomasse des recrues, et ϵ_t et v_t sont les termes d'erreur log-normale avec une moyenne nulle et les variances σ_ϵ^2 et σ_v^2 sur une échelle logarithmique. Il n'y a aucune observation de la mortalité naturelle.

Formulé sous la forme d'un modèle état-espace, cela signifie que $Y_t = (I_t \ I_t^R)^T$, $X_t = (B_t \ R_t \ m_t)^T$, $z_t = (g_t \ g_t^R)^T$ et $\theta = (q_I q_I^R \ \sigma_\epsilon^2 \ \sigma_v^2 \ \sigma_\tau^2 \ \sigma_\phi^2 \ \sigma_\eta^2)^T$.

Modèle fondé sur les données propres au trait (MDT)

Ce modèle, élaboré à l'origine par McDonald et ses collaborateurs (2022), est similaire au modèle à différences retardées présenté ci-dessus. Les composantes d'observation modélisent directement chaque trait du relevé, ce qui élimine la nécessité d'une agrégation préliminaire en indices pour le processus d'ajustement modélisé. Étant donné que le MDT utilise les mêmes équations de processus que le MDRS décrit ci-dessus, elles ne sont pas répétées ici; toutefois, les équations d'observation sont modifiées de la manière suivante :

$$\begin{aligned} I_{i,t} &= \frac{q_I B_t}{p_I} \epsilon_{i,t} \\ I_{i,t}^R &= \frac{q_R R_t}{p_I^R} v_{i,t} \end{aligned}$$

où i en indice indique un trait de relevé individuel, et p_I et p_I^R sont respectivement la probabilité de capturer une biomasse de crevettes dans le chalut principal et la probabilité de capturer des recrues dans le sac ventral. On estime séparément ces paramètres en suivant un cadre de modèle à obstacle au moyen de distributions binomiales distinctes :

$$Z_t^B \sim Bin(n_t, p_I)$$

$$Z_t^R \sim Bin(n_t, p_I^R)$$

où Z_t^B et Z_t^R sont respectivement le nombre de traits sans biomasse dans le chalut principal et sans recrues dans le sac ventral, et n_t est le nombre total de traits (chalut principal et sac ventral) effectués pendant l'année t .

Formulé sous la forme d'un modèle état-espace, cela signifie que $\mathbf{Y}_t = (\mathbf{I}_t \ \mathbf{I}_t^R \ Z_t^B \ Z_t^R)^T$, $\mathbf{X}_t = (B_t \ R_t \ m_t)^T$, $\mathbf{z}_t = (n_t \ g_t \ g_t^R)^T$ et $\boldsymbol{\theta} = (q_I q_I^R \ p_I \ p_I^R \ \sigma_\epsilon^2 \ \sigma_v^2 \ \sigma_\tau^2 \ \sigma_\phi^2 \ \sigma_\eta^2)^T$. Les analyses de ce modèle ont révélé qu'il est impossible d'estimer q_I et q_R et qu'il faut donc les renseigner (McDonald *et al.* 2022).

Modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE)

Au départ, McDonald et ses collaborateurs (2021) ont élaboré ce modèle dans le but de saisir la dynamique spatiale de populations sous-jacentes. Les équations pour les processus de la biomasse et du recrutement sont donc modifiées comme suit :

$$\begin{aligned} B_{s,t} &= [exp(-m_t)g_{a,t-1}(B_{s,t-1} - C_{s,t-1}) + exp(-m_t)g_{a,t-1}^R R_{s,t-1}]exp(\omega_{s,t}^B) \\ R_{s,t} &= R_{s,t-1}exp(\omega_{s,t}^R) \end{aligned}$$

où s en indice désigne l'emplacement spatial d'un nœud donné, $g_{a,t}$ et $g_{a,t}^R$ sont maintenant différents par strate a et $\omega_{s,t}^B$ et $\omega_{s,t}^R$ sont les valeurs des champs aléatoires de la biomasse et des recrues au nœud s et à l'année t avec les matrices à moyenne nulle et covariance Σ_B et Σ_R . Comme les calculs de ces matrices de covariance sont exigeants sur le plan informatique, les champs aléatoires sont approximés à l'aide d'une approche fondée sur des équations différentielles partielles stochastiques (EDPS; Lindgren 2011), telle qu'elle est mise en œuvre dans le progiciel TMB, et qui nécessite les paramètres τ^B τ^R κ^B κ^R ν^B et ν^R où ν^B et ν^R sont fixés à un. Les paramètres τ^B et τ^R représentent la variance spatiale, κ^B et κ^R sont des paramètres de plage, et ν^B et ν^R sont des paramètres de lissage. Comme il n'y a pas de données sur la mortalité naturelle, le modèle ne peut pas intégrer la mortalité naturelle sur le plan spatio-temporel; par conséquent, l'équation est la même que pour le MDT. De plus, pour réduire la charge de calcul, les emplacements ne sont pas tous modélisés pour les champs aléatoires. Les processus sont modélisés selon un nombre fini d'emplacements appelés « nœuds » qui fournissent des observations répétées dans un emplacement donné et facilitent l'estimation (pour plus de détails, voir McDonald *et al.* 2021).

Les processus d'observation sont modifiés de la façon suivante :

$$I_{i,s,t} = \frac{q_s^I B_{s,t}}{p_I} \epsilon_{i,s,t}$$

$$I_{i,s,t}^R = \frac{q_R R_{s,t}}{p_I^R} v_{i,s,t}$$

où les différences notables sont que s en indice a été ajouté à la plupart des variables et que la capturabilité du chalut principal peut varier d'un emplacement à l'autre. Comme ce paramètre

ne peut pas être estimé dans le MDT, il est également renseigné et traité comme un effet aléatoire pour faciliter l'ajustement du modèle.

Formulé sous la forme d'un modèle état-espace, cela signifie que $\mathbf{Y}_{st} = (\mathbf{I}_{st} \mathbf{I}_{st}^R \mathbf{Z}_t^B \mathbf{Z}_t^R)^T$, $\mathbf{X}_{st} = (B_{st} R_{st} m_{st} q_s^l)^T$, $\mathbf{z}_t = (n_t \mathbf{g}_t \mathbf{g}_t^R)^T$ et $\boldsymbol{\theta} = (q_R p_I p_I^R \sigma_\epsilon^2 \sigma_v^2 \sigma_\tau^2 \sigma_\phi^2 \sigma_\eta^2 \tau^B \tau^R \kappa^B \kappa^R)^T$.

VALIDATION DES MODÈLES

Seuls les modèles qui ont convergé avec succès sont analysés et comparés ci-dessous.

Analyse de sensibilité

Les capturabilités du chalut principal et du sac ventral se sont avérées impossibles à estimer dans les analyses précédentes pour le MDT et le MESE (McDonald *et al.* 2021, 2022). Ces paramètres doivent donc être renseignés autrement. Les capturabilités du chalut principal (q_I et q_s^l) sont fixées à un. Il s'agit d'une pratique courante dans les évaluations de crevettes réalisées à l'aide d'engins similaires, car il est peu probable que des crevettes puissent échapper au filet en raison de leur comportement (elles restent au fond le jour) et de la hauteur de l'engin. Pour la capturabilité des recrues (q_R), on ajoute une distribution a priori pour faciliter son estimation pour tous les modèles. Ces distributions a priori sont des distributions bêta où les paramètres $\alpha = 10$ et $\beta = 2$ sont paramétrés de la manière suivante :

$$q_R - B \sim B(\alpha \ \beta)$$

où B est une valeur qui fixe la limite inférieure de la distribution du paramètre, car une distribution bêta est délimitée par 0 et 1. On a effectué une analyse de sensibilité en faisant varier B entre 0,1 et 1 par incrément de 0,1 et en examinant l'incidence sur les extrants modélisés, comme les erreurs de processus et les prévisions de processus.

Analyses des résidus

Il existe deux types de résidus résultant de l'ajustement des modèles : les résidus d'observation et les erreurs de processus. Les résidus d'observation sont les termes d'erreur de l'équation d'observation qui dénotent l'écart de l'observation par rapport à la structure d'observation, y compris le processus sous-jacent (biomasse ou recrutement). Bien qu'ils soient modélisés comme étant indépendants dans des modèles fondés sur des séries chronologiques tels que le MDRS, ils contiennent généralement encore une autocorrélation temporelle et il faut les corriger en résidus d'une étape à l'avance (Thygesen *et al.* 2017) pour évaluer si les hypothèses du modèle ont été respectées. Inversement, les résidus du MDT et du MESE peuvent être évalués directement sur l'échelle logarithmique à l'aide de diagrammes de dispersion, car ils sont construits comme des répétitions d'une biomasse donnée au lieu d'une relation 1:1. L'échelle la plus raisonnable pour les résidus du MESE est celle fondée sur les nœuds, qui est conditionnelle à la biomasse estimée propre au nœud et calculée comme suit :

$$\text{résidu} = \epsilon_{ist} = I_{ist} - \frac{q_s^l B_{st}}{p_I}$$

Il n'est pas possible d'utiliser les erreurs de processus pour évaluer les hypothèses du modèle en raison de la présence d'une autocorrélation. Cependant, elles permettent de déterminer si le modèle a tendance à sous-estimer ou à surestimer généralement le processus en révélant la présence de tendances ou de profils cohérents. Les erreurs de processus pour le MDRS et le MDT peuvent être évaluées de la même façon; cela dit, les erreurs de processus pour le MESE sont plus compliquées, car chaque année n'a pas une erreur de processus, mais plutôt un champ d'erreur aléatoire. Pour approximer une erreur de processus comparable à celle du

MDRS et du MDT, il faut analyser les valeurs médianes des champs aléatoires à l'emplacement modélisé de la même manière que pour les erreurs de processus annuelles pour le MDRS et le MDT.

Analyses rétrospectives

Une analyse rétrospective consiste à supprimer séquentiellement une année de données et à réajuster les modèles en fonction de l'ensemble de données réduit, et à itérer le processus pour plusieurs années. Ici, on effectue une analyse rétrospective en utilisant les années terminales de 2023 à 2013, chaque modèle rétrospectif étant désigné par son année terminale (p. ex. le modèle exécuté à l'aide des données de 2005 à 2015 est appelé « modèle rétrospectif de 2015 »), puis on le compare au modèle exécuté à l'aide des données jusqu'en 2023 (appelé « modèle complet »). L'analyse rétrospective est effectuée pour les trois processus (biomasse, recrutement et mortalité naturelle) pour tous les modèles qui convergent. Pour les trois processus, on a évalué ce qui suit :

$$RPD_{t \text{ rétro}} = \frac{P_{t \text{ rétro}} - P_{t \text{ complet}}}{P_{t \text{ complet}}}$$

où $RPD_{t \text{ rétro}}$ est la différence relative entre le processus du modèle complet et un modèle rétrospectif donné. On a utilisé le rho de Mohn (Mohn 1999), qui calcule la moyenne de $RPD_{t \text{ rétro}}$ sur un nombre donné d'années, pour évaluer le biais du modèle rétrospectif complet par rapport à tous les ajustements rétrospectifs (le rho de Mohn complet) et au cours des cinq dernières années (le rho de Mohn sur cinq ans).

Projections sur un an et tableaux de décision

Une approche de modélisation permet d'estimer la biomasse totale pour l'année à venir. Elle permet de fournir des avis scientifiques plus ciblés pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Pour déterminer la meilleure méthode de projection, on a comparé l'incidence de différentes hypothèses sur les taux de croissance annuels par rapport aux résultats de l'ajustement de modèle rétrospectif. Par exemple, on peut utiliser les résultats rétrospectifs de 2015 pour projeter la biomasse totale jusqu'en 2016 en utilisant les prises commerciales débarquées entre juin 2015 et juin 2016. Cette projection sur un an peut ensuite être comparée à la prédition de la biomasse totale réalisée à partir de l'ajustement de modèle rétrospectif de 2016, en vue d'évaluer son efficacité pour prédire le résultat de l'année suivante. Le processus a été répété pour tous les ajustements de modèle rétrospectif, avec des conclusions inférées de ces résultats.

Pour toutes les projections, on a utilisé la mortalité naturelle moyenne et l'estimation du recrutement pour l'année terminale. Pour le MDRS et le MDT, on a évalué l'incidence de différentes hypothèses liées aux taux de croissance — plus précisément, les taux de croissance de l'année précédente, les taux de croissance moyens ou les taux de croissance médians. Il en a été de même pour le MESE et la projection de la biomasse totale. Le MESE peut également faire des projections spatiales, de sorte que l'on formule les mêmes hypothèses sur une échelle spatiale en faisant des projections pour chaque nœud selon les différentes hypothèses de croissance et en les additionnant pour obtenir une biomasse totale projetée. On a ensuite utilisé la meilleure approche pour établir des exemples de tableaux de décision pour différentes années afin d'illustrer comment l'information aurait été présentée. Les résultats de ces projections visaient à illustrer comment l'utilisation d'un tableau de décision aurait fonctionné compte tenu de la décision sur le TAC qui avait été prise. Par exemple, la projection sur un an pour 2022, compte tenu de l'ajustement du modèle aux données de 2021 et au TAC sélectionné cette année-là, illustre la différence en pourcentage entre la projection qui aurait été présentée

dans un tableau de décision et la biomasse estimée pour 2022; il s'agit d'un indicateur du rendement général des tableaux de décision, ainsi que du modèle. La seule différence entre les projections sur un an et les tableaux de décision est que les projections sur un an tiennent compte des débarquements connus, tandis que les tableaux de décision fonctionnent comme si les données sur la pêche de l'année civile suivante étaient inconnues; par conséquent, l'incidence de la majeure partie de la pêche cette année-là (de janvier à novembre) est prise en compte. On tiendrait alors compte des activités de pêche menées avant le relevé ainsi que des prises débarquées après le relevé de cette année-là. Les estimations et les probabilités présentées dans les tableaux de décision sont fondées sur la simulation de 5 000 itérations des valeurs projetées de la biomasse pour l'année suivante, et elles tiennent compte des incertitudes liées à la biomasse, à la mortalité naturelle et au recrutement.

POINTS DE RÉFÉRENCE

Dans le cadre de l'approche de précaution du MPO, les points de référence pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE sont utilisés pour la prise de décisions en matière de pêche conformément aux lignes directrices récemment définies pour la mise en œuvre des dispositions relatives aux stocks de poissons (DSP) de la *Loi sur les pêches* (MPO 2022). Les éléments clés de cette approche sont l'utilisation de points de référence et de zones d'état (zone saine, zone de prudence et zone critique) qui visent à orienter la stratégie de pêche et les règles de décision sur les prises. L'élaboration de ces points de référence doit tenir compte de l'incertitude et du risque (MPO 2009b). Le rôle de la Direction des sciences du MPO dans le cadre de l'approche de précaution est d'élaborer et de définir le PRL, qui représente le niveau de biomasse le plus bas censé prévenir les dommages graves causés par la pêche (MPO 2023). C'est la Gestion des ressources du MPO qui établit les autres points de référence, à savoir le point de référence supérieur (PRS) et le taux d'exploitation de référence (TER), en consultation avec les intervenants concernés.

Les points de référence actuels pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE reposent sur un indicateur de la biomasse du stock reproducteur (BSR) et un taux d'exploitation des femelles fondés sur la période de productivité précise comprise entre 2000 et 2010. Cette décision a été prise en vue d'éviter le scénario où des points de référence fondés sur la moyenne mobile deviendraient moins prudents pendant les périodes de déclin de la biomasse (Hardie *et al.* 2018). Le PRL actuel est fixé à 5 459 tm, ce qui correspond à 30 % de la BSR moyenne entre 2000 et 2010 (il est présumé implicitement que cette BSR est une approximation de la biomasse au rendement maximal durable [RMD], comme il est défini ci-dessous). Cette valeur est à peu près égale à la BSR moyenne pendant la période de faible productivité ayant précédé les années 1990 que l'on avait établie comme seuil en dessous duquel le stock ne serait pas en mesure de remplir sa fonction écosystémique (Hardie *et al.* 2018). Le PRS actuel est fixé à 14 558 tm, ce qui correspond à 80 % de la BSR moyenne entre 2000 et 2010. Il s'agit de la valeur par défaut qui assure un écart suffisant entre le PRL et le PRS pour la prise en compte de l'incertitude dans l'état du stock. Enfin, le TER actuel est fixé à 20 % de l'exploitation des femelles lorsque le stock est au-dessus de son PRS.

Il existe de nombreuses façons de définir les points de référence, mais les approches prédominantes consistent à utiliser des proportions de la biomasse à l'équilibre à long terme théorique en l'absence de pêche (B_0), également parfois définie comme la capacité de charge dans le modèle de production excédentaire, ou la biomasse au RMD (B_{RMD} ; Barrett *et al.* 2024). Le RMD, qui est considéré comme la « norme de référence » dans les pêches depuis des décennies, se concentre sur la détermination du rendement maximal à long terme qu'un stock peut produire compte tenu des paramètres constants du cycle biologique et de la sélectivité. Le RMD se produit généralement à des niveaux moyens de mortalité par pêche, principalement en

fonction de l'observation de taux de croissance par individu supérieurs à des niveaux de biomasse inférieurs comparativement à B_0 (Barrett et al. 2024). En général, les orientations relatives à ces paramètres consistent à fixer le PRL à 20 % de B_0 pour les stocks à productivité élevée et habituellement à 30, 40 ou 50 % de B_{RMD} selon l'administration responsable.

Les points de référence peuvent être estimés de nombreuses façons en fonction de la méthode sous-jacente utilisée pour évaluer le stock. En général, on utilise une relation stock-recrutement (RSR) pour calculer directement B_{RMD} . Toutefois, en raison de la nécessité d'intégrer l'incertitude, les méthodes fondées sur une simulation sont l'approche privilégiée lorsqu'un modèle d'évaluation du stock existe. En utilisant des méthodes fondées sur une simulation, on peut inclure tous les paramètres estimés et l'incertitude connexe pour simuler la population dans le temps, tout en tenant compte de toutes les incertitudes et en testant différents taux d'exploitation cohérents. Ces approches peuvent également permettre de déterminer B_0 directement à partir de simulations fondées sur l'absence de pêche, ainsi que B_{RMD} et la mortalité par pêche au RMD (F_{RMD}) en fonction du taux d'exploitation associé aux débarquements moyens les plus importants sur une longue période. Lorsque les simulations sont soit impossibles, soit insatisfaisantes, les orientations suggèrent l'utilisation d'approximations historiques comme estimations de B_0 et de B_{RMD} . On utilise également souvent d'autres PRL possibles, comme la BSR la plus faible observée (B_{perte}), la BSR la plus faible avec un recrutement important observé (B_{lim}) ou la BSR minimale qui a produit le recrutement menant au rétablissement du stock ($B_{rétablissement}$; Barrett et al. 2024).

Les nouveaux PRL possibles qui ont été testés ici pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE sont les suivants :

1. une proportion (0,2) de B_0 ;
2. une proportion (0,4) de B_{RMD} ;
3. la BSR la plus faible où un recrutement important a été observé (qui coïncide avec la BSR la plus faible et qui correspond donc à B_{lim} et B_{perte}).

On a utilisé deux méthodes différentes pour estimer B_0 . La première méthode a consisté à sélectionner la BSR la plus élevée dans les extrants modélisés comme approximation de B_0 , et la deuxième méthode a consisté à utiliser des simulations (telles qu'elles sont définies ci-dessous) pour estimer ces paramètres, ainsi que F_{RMD} . La B_{RMD} est seulement estimée par des simulations.

SIMULATIONS

On a effectué les simulations à l'aide des paramètres obtenus à partir du meilleur modèle déterminé en fonction des résultats sur l'échelle de la biomasse totale, en utilisant une formulation non spatiale générale de l'équation à différences retardées :

$$B_t = (e^{-m_t} g_{t-1}^L (B_{t-1} - C_{t-1}) + e^{-m_t} g_{t-1}^R R_{t-1}) \tau_t$$

On a utilisé cette équation pour projeter la biomasse dans le futur, B_t , selon différents scénarios de prises dictant C_t . Toutefois, pour ce faire, il a fallu formuler des hypothèses sur la façon dont le recrutement R_t , les taux de croissance g_t^L et g_t^R , la mortalité naturelle m_t ainsi que le terme d'erreur qui vise à saisir l'incertitude τ_t seraient simulés au fil du temps. De plus, étant donné que ces approches recherchent la BSR, mais que les différences retardées sont axées sur la biomasse totale, la proportion de la biomasse qui correspond à la BSR p_t a également dû être simulée.

Pour le recrutement, deux approches de simulation ont été explorées. Pour explorer le réalisme d'une RSR pour la crevette nordique, on a examiné la relation entre la BSR et les recrues par reproducteur (RR), puis on l'a ajustée à un modèle de Ricker (Ricker 1954). Comme RSR de recharge simpliste, une approche en bâton de hockey a également été élaborée (Barrowman et Myers 2000), où on a simulé le recrutement en utilisant une distribution normale avec la moyenne fixée à la moyenne observée lorsque les niveaux de BSR étaient supérieurs à la plus faible BSR. Le recrutement moyen a été fixé de façon à diminuer de façon linéaire jusqu'à zéro à des niveaux inférieurs à la BSR la plus faible observée. Bien que la création de cette diminution linéaire implique encore une certaine relation entre le stock et le recrutement à des niveaux faibles, en réalité, il n'y a pas de données sur les faibles niveaux de BSR. La motivation derrière l'approche en bâton de hockey est qu'elle est l'une des approches liées à la RSR les plus conservatrices étant donné l'absence de connaissances sur les faibles niveaux de BSR. Pour tenir compte de l'incertitude, on a simulé les termes d'erreur du processus de recrutement à l'aide d'un modèle autorégressif avec un décalage de quatre ans. Bien qu'aucune autocorrélation dans les erreurs de processus n'ait été observée à l'aide des fonctions d'autocorrélation partielle (FACP), cette approche a permis d'obtenir une approximation du cycle de quatre ans observé quant au recrutement dans la série chronologique accessible lors de l'examen du recrutement, comme simulé avec cette approche (figure 22). L'examen du recrutement à long terme simulé selon ces deux approches a semblé indiquer qu'elles reproduisaient des tendances de recrutement relativement semblables aux observations faites par le passé au moyen du relevé (figure 23).

Des simulations de la mortalité naturelle ont été explorées à partir de la distribution stationnaire estimée par le modèle sélectionné. Cependant, en raison des grandes incertitudes estimées par le modèle pour cette distribution, des examens plus approfondis ont révélé une mortalité naturelle simulée beaucoup plus élevée (jusqu'à un taux instantané de mortalité naturelle supérieur à 1) ou beaucoup plus faible (aussi bas que 0,1) que celle estimée pour tous les points de la série chronologique réelle. C'est pourquoi la mortalité naturelle a été simulée par un rééchantillonnage aléatoire de la mortalité naturelle estimée à partir de la série chronologique réelle.

Le taux de croissance de la biomasse totale g_t^I a été simulé à l'aide de deux méthodes différentes. La première méthode consistait à faire un rééchantillonnage aléatoire à partir des taux de croissance qui avaient été estimés dans la série chronologique des valeurs observées (de 2005 à 2024). La deuxième méthode consistait à utiliser un modèle autorégressif AR(2) qui a été déterminé comme l'approche fondée sur la série chronologique la plus raisonnable pour modéliser ce paramètre (figure 24).

Le taux de croissance des recrues g_t^R a été simulé au moyen de trois méthodes différentes. La première méthode consistait à simplement rééchantillonner les taux à partir de ceux estimés dans la série chronologique réelle. La deuxième méthode consistait à utiliser un modèle autorégressif AR(1) pour les simuler, car ce modèle était le plus raisonnable selon les analyses préliminaires (figure 25). Pour cette méthode, même si la corrélation était principalement attribuable à la tendance observée dans le taux de croissance des recrues, les taux de croissance simulés étaient encore largement conformes à ceux observés, de sorte que le modèle a été conservé. Pour la troisième méthode, une corrélation croisée a été recensée entre g_t^R et p_t (même si, là encore, elle était principalement attribuable aux relations fortes entre les tendances plutôt qu'aux changements d'une année à l'autre; figure 26), et on a simulé ces deux paramètres en les rééchantillonnant conjointement à partir des valeurs observées dans la série chronologique. Pour p_t , en dehors du rééchantillonnage, la simulation à l'aide d'un modèle AR(1) a également été testée et jugée la plus appropriée étant donné qu'elle reproduisait des

tendances similaires à celles observées directement, même si la corrélation était principalement attribuable à la tendance (figure 27).

PÉRIODES DE PRODUCTIVITÉ

Bien que les approches fondées sur le RMD se soient avérées une réussite dans de nombreuses régions du monde, elles comportent également des limites. Plus précisément, elles présument qu'une relation entre le recrutement et le stock reproducteur existe et qu'elle est bien comprise (ce qui est rarement le cas), nécessitent une quantité importante de données et d'années de relevé, aboutissent à des règles de décision fondées exclusivement sur la biomasse et la mortalité par pêche sans tenir compte d'autres données clés et reposent sur la dynamique d'une seule espèce dans un cadre environnemental et écologique statique. De plus, les points de référence précédents pour la crevette nordique de l'EPNE étaient tous fondés sur une période de productivité précise, et il n'est pas certain que cette période de productivité demeure une mesure fiable de la productivité future du stock. Par exemple, un examen attentif des indicateurs actuels du stock a révélé deux régimes de température différents au cours des deux dernières décennies : un régime de basse température coïncidant avec des débarquements élevés et des estimations supérieures de la biomasse et de la BSR et un régime de haute température associé à un déclin du stock au cours de la dernière décennie (figure 28).

Pour évaluer l'incidence des deux hypothèses et de ces différents régimes de productivité liés à la température, on a testé quatre scénarios de climat et de productivité différents avec différentes combinaisons d'hypothèses concernant les paramètres du modèle, comme il est décrit ci-dessus : 1) un scénario de faible productivité (appelé « scénario faible ») où les simulations étaient fondées sur les paramètres associés aux années de températures élevées (de 2011 à 2024); 2) un scénario de productivité élevée (appelé « scénario élevé ») où les paramètres associés aux années de températures basses (de 2005 à 2010) étaient utilisés; 3) un scénario global où les données de la série chronologique complète étaient utilisées (appelé « scénario de référence »); 4) un deuxième scénario de productivité élevée où toutes les données sur la mortalité naturelle étaient utilisées au lieu des seulement celles comprises entre 2005 et 2010, afin d'évaluer leur incidence sur les résultats (appelé « scénario intermédiaire »). Pour tous les scénarios, 5 000 simulations ont été exécutées sur 220 années (les 20 premières années correspondant à la série chronologique réelle); on a retenu seulement les 50 dernières années lorsque la biomasse avait tendance à se stabiliser pour réaliser des analyses en vue de définir B_0 et B_{RMD} . Les différents scénarios ont été testés avec des taux de mortalité par pêche compris entre 0 et 0,05 par incrément de 0,005. Le tableau 10 présente les différentes combinaisons d'hypothèses utilisées pour les simulations de chaque scénario de productivité.

AUTRE OPTION POUR LES ORIENTATIONS SUR LES PRÉLÈVEMENTS

Bien que les simulations fondées sur le RMD fournissent intrinsèquement des orientations sur le TER, on a exploré une autre option pour fournir des orientations sur les taux d'exploitation. On a utilisé une méthode d'indice pour évaluer la relation entre les débarquements et l'abondance du stock (Rago et Legault 2014). Cette approche nécessite le calcul des deux composantes suivantes :

$$relF_t = \frac{C_t}{(I_t + I_{t-1} + I_{t-2})}$$

$$\Psi_t = \frac{I_t}{\left(\frac{\sum_{j \in \{4, 5, 6\}} I_{t-j}}{3} \right)}$$

où $relF_t$ est la mortalité par pêche relative pendant l'année t calculée comme les débarquements C_t divisés par la moyenne mobile sur trois ans de l'indice des trois dernières années I_t , et Ψ_t est le ratio de remplacement défini comme le rapport entre la taille actuelle du stock et la taille moyenne des stocks reproducteurs l'ayant produit. Pour les besoins du stock de crevettes nordiques de l'EPNE, I_t est défini comme la BSR estimée par le modèle. Étant donné que les crevettes rejoignent la BSR environ cinq ans après leur naissance, I_t dans le dénominateur de la deuxième équation est encore plus décalé. Bien qu'il soit courant d'utiliser la valeur de cinq dans le dénominateur de la deuxième équation, c'est une valeur de trois qui est utilisée ici en raison de la courte espérance de vie de la crevette nordique et de sa tendance à prendre entre quatre et six ans pour passer du recrutement à la BSR. La méthode d'indice consiste à ajuster une régression linéaire entre le logarithme de ces deux variables où, si les taux de perte sont dominés par les prélèvements, une relation négative entre Ψ_t et $relF_t$ est attendue. Si cette relation se maintient, la valeur de $relF_t$ associée à $\Psi_t = 0$ indique un niveau de mortalité par pêche relative qui a tendance à entraîner une population stable.

AMÉLIORATION DES TABLEAUX DE DÉCISION

La capacité à prévoir l'état du stock l'année suivante est une limite de l'approche des feux de circulation qui justifiait le besoin de mettre au point un modèle prédictif pour l'évaluation du stock. Des tableaux de décision ont été présentés lors de la première réunion sur le cadre tenue les 29 et 30 mars 2024, mais ils étaient basés strictement sur la biomasse totale et ils devaient donc être améliorés de manière à être fondés sur la BSR et à pouvoir éclairer les décisions de gestion. Pour ce faire, il faut émettre une hypothèse supplémentaire au sujet du pourcentage de la biomasse projetée qui fera partie de la BSR l'année suivante. Ici, on examine la relation entre la proportion du nombre de mâles d'âge 4+ par rapport au nombre total de femelles (obtenu à partir d'une combinaison de l'analyse de mélange et des fréquences selon la longueur, et représentant la quantité de crevettes dont la transition sexuelle devrait être terminée avant le prochain relevé) et le pourcentage de la biomasse de l'année suivante qui constitue la BSR. Un tableau de décision fondé sur la BSR pour 2024 est ensuite comparé au tableau de décision sur la biomasse reproduit qui aurait également été présenté en 2024, avec un graphique décrivant la performance de ces méthodes comme rétrospective de ces tableaux de décision.

APPROCHE DES FEUX DE CIRCULATION

Caddy (1998) a été la première personne à établir l'approche des feux de circulation pour décrire un cadre d'évaluation fondé sur le principe de précaution pour l'évaluation des pêches lorsque les données sont insuffisantes. Caddy (1998) a proposé que l'état d'une pêche et d'un écosystème soit résumé à l'aide de feux rouge (mauvais), jaune (neutre) et vert (bon) en fonction d'une série d'indicateurs. L'approche des feux de circulation était considérée comme un moyen de concentrer l'attention des scientifiques sur la biologie d'une ressource et ses interactions avec l'écosystème et l'environnement, de façon à fournir une base plus large et plus solide que celle des approches fondées simplement sur la prise en compte des changements au niveau de la population. L'approche des feux de circulation offre également plus de possibilités d'intégration de l'expérience et des connaissances de l'industrie, ainsi que la possibilité de présenter les résultats d'une manière qui favorise une compréhension élargie par tous les intervenants d'une manière beaucoup plus simple et transparente.

La nature holistique de l'approche des feux de circulation est une caractéristique attrayante qui a fourni des tendances indépendantes pour plusieurs indicateurs associés au stock de crevettes nordiques de l'EPNE au fil des ans. Depuis la dernière évaluation du cadre pour le stock effectuée par Hardie et ses collaborateurs (2018), on utilise un total de 24 indicateurs pour la crevette nordique de l'EPNE. Les connaissances acquises sur la dynamique du stock par l'évaluation de nombreuses tendances liées à des indicateurs fournissent un contexte interactif pour la santé du stock, comme prévu; toutefois, la politique de l'approche de précaution du MPO n'intègre toujours que des points de référence fondés sur le RMD. La base de ces points de référence est limitée par les mêmes hypothèses :

1. l'existence d'une relation comprise entre le recrutement et la taille du stock reproducteur;
2. une grande quantité de données est nécessaire;
3. les règles de décision sont fondées uniquement sur la biomasse et la mortalité par pêche;
4. une seule espèce est considérée dans un contexte écologique et environnemental statique.

Depuis 1999, on utilise l'approche des feux de circulation pour évaluer l'état du stock de crevettes nordiques de l'EPNE et fournir des avis scientifiques (Koeller *et al.* 2000a; Halliday *et al.* 2001; Mohn *et al.* 2001). Cette approche holistique fondée sur des indicateurs multiples tient compte de la valeur actuelle de chaque indicateur par rapport à sa série chronologique, puis classe les indicateurs selon quatre caractéristiques, ce qui donne un résumé global de l'état du stock. Depuis la mise en œuvre de la politique de l'approche de précaution du MPO, les différentes zones (rouge, jaune et vert) pour chaque indicateur ont été fondées sur les 33^e et 66^e quantiles de ces indicateurs pendant la période de forte productivité entre 2000 et 2010.

Dans le présent document, les indicateurs de l'approche des feux de circulation représentent toujours des données sommaires pour l'ensemble de la région (c'est-à-dire toutes les ZPC combinées, conformément à la pratique actuelle qui consiste à gérer la pêche en fonction d'un seul stock). Lorsqu'il y a lieu, l'interprétation des séries chronologiques des indicateurs est complétée par d'autres données; toutefois, les données à l'appui peuvent être assez indépendantes des données utilisées pour le calcul de l'indicateur principal. Par exemple, si les taux de prise dans la pêche au casier appuyaient une augmentation du regroupement des crevettes démontrée par le relevé et les données sur les CPUE (des signalements anecdotiques d'un grand nombre de crevettes d'âge 1 trouvées sur les plages de l'île du Cap-Breton en 2002 appuyaient les données du relevé indiquant une forte classe d'âge de 2001, etc.). Ces renseignements supplémentaires peuvent être utilisés dans l'interprétation des tendances des indicateurs, mais ils ne sont pas utilisés dans les « notes » sommaires découlant de l'approche des feux de circulation. Cette dernière est actuellement considérée simplement comme un outil permettant d'afficher, de résumer et de synthétiser un grand nombre de sources de données pertinentes, mais disparates, en une opinion consensuelle sur la santé du stock. Jusqu'à présent, cependant, la notation selon l'approche des feux de circulation n'a pas été destinée à se traduire directement en mesure de gestion (p. ex. sous la forme de règles de gestion du stock liées aux notes sommaires provenant de l'approche des feux de circulation).

L'application actuelle de l'approche des feux de circulation ne permet pas de bien déterminer le degré d'influence qu'un indicateur peut avoir sur les autres ni la force d'une corrélation entre des indicateurs. L'indice fondé sur une tendance globale pour chaque caractéristique récapitulative n'est que la moyenne des indicateurs globaux mesurés par rapport à la période de référence de forte productivité comprise entre 2000 et 2010. Par conséquent, l'approche des feux de circulation ne sert que d'outil contextuel pour la santé du stock, bien que le contexte soit mis de côté lors de l'application de la politique de l'approche de précaution du MPO qui repose sur l'utilisation de points de référence qui ne l'éclairent pas. Dans cette optique, on épure ici les

indicateurs de l'approche des feux de circulation pour ne conserver que ceux qui affichent une corrélation utile explicite avec les paramètres clés du stock. L'objectif est que tous les indicateurs nouveaux et conservés ajoutent de la robustesse à l'application de la politique de l'approche de précaution du MPO au stock de crevettes nordiques de l'EPNE et d'améliorer la capacité de l'approche des feux de circulation à prédire globalement la santé du stock.

INDICATEURS DE L'ÉTAT DU STOCK

La section suivante décrit les séries chronologiques des indicateurs de l'état du stock, y compris leurs zones rouge, jaune et verte (figure 29). De plus, bien qu'elles soient fondées sur la période de productivité comprise entre 2000 et 2010, les zones pour tous les indicateurs retenus et proposés sont ajustées pour être représentatives des quantiles associés à toutes les années de données accessibles entre 1995 et 2024. Cela signifie que les données des années futures seront comparées à celles de la période comprise entre 1995 et 2024 au lieu d'une moyenne mobile; une mise à jour de cette période de comparaison est prévue lors d'une future évaluation du cadre pour le stock. L'avantage de la comparaison avec cette période est une interprétation plus claire des zones, la zone verte étant représentative d'une période de productivité, la zone rouge étant représentative d'un récent déclin important et la zone jaune se trouvant entre les deux.

Les comparaisons entre différents indicateurs et les principales composantes du stock (la BSR, la mortalité, etc.) sont effectuées à l'aide de fonctions de corrélation croisée qui permettent de déterminer les corrélations entre des séries chronologiques. Il est important de noter que ces fonctions révèlent une corrélation et non une causalité, c'est-à-dire qu'elles définissent la façon dont des éléments sont liés les uns aux autres, mais qu'elles n'indiquent pas s'il y a une relation causale, car il peut toujours y avoir un élément externe qui provoque une corrélation sans aucune cause associée. Enfin, il est également possible qu'en raison du grand nombre de fonctions de corrélation croisée utilisées ici et du grand nombre de composantes examinées, certaines relations soient fausses et d'autres puissent être omises. Pour essayer de réduire ce risque au minimum, dans les analyses, on essaie de relier directement toute relation à la biologie de la crevette nordique au lieu de se concentrer sur les valeurs de p.

Caractéristique de l'abondance

Voici les mises à jour proposées pour les indicateurs en vue de mieux évaluer la caractéristique de l'abondance du stock :

- remplacer les indices de relevé par des extrants modélisés (biomasse totale et son coefficient de variation);
- explorer une meilleure approche de normalisation qui permettrait de combiner les flottes de pêche à engin mobile du golfe et de la Nouvelle-Écosse et d'ainsi obtenir une seule valeur des CPUE normalisées pour la pêche à engin mobile;
- ajouter un indicateur fondé sur les prises accessoires de crevette nordique enregistrées lors du relevé du crabe des neiges;
- explorer un nouvel indicateur de la répartition spatiale (la zone occupée) pour mieux caractériser la dispersion du stock, y compris les zones non couvertes par le relevé actuel.

Biomasse d'après le relevé collaboratif du MPO et de l'industrie

Par le passé, l'indice de la biomasse d'après le relevé a été un paramètre généralement robuste et indépendant de la pêche en ce qui concerne les tendances de l'abondance de la crevette nordique dans les ZPC sur l'EPNE (figure 30). Associé aux indices des taux de prise de la

pêche commerciale, avec lesquels il est généralement fortement corrélé, et à l'analyse modale des fréquences selon la longueur provenant des échantillons, l'indice de l'abondance d'après le relevé a par le passé constitué la base des données les plus importantes prises en compte lors de l'évaluation du stock. De nombreux autres indices, notamment la BSR, l'abondance des crevettes d'âge 2 et d'âge 4, l'exploitation totale et l'exploitation des femelles, ont été dérivés au moins en partie de cet indice. Avec l'application du modèle sélectionné pour l'évaluation du stock de crevettes nordiques de l'EPNE à l'avenir, on a maintenant accès à une prédition fondée sur un modèle de la biomasse totale annuelle dans le domaine du relevé. On examine les différences entre la biomasse estimée par le modèle et la biomasse fondée sur l'indice, et on propose de faire de la biomasse estimée par le modèle l'une des bases de référence auxquelles d'autres indicateurs sont comparés pour la détermination des corrélations, les relations générales étant donc examinées ici. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

CPUE provenant des navires de la flotte du golfe

Les navires de la flotte du golfe sont les plus gros, avec une longueur supérieure à 65 pieds par rapport aux navires de la flotte de la Nouvelle-Écosse qui ont une longueur de moins de 65 pieds. Les données sur les prises provenant de leur série chronologique sont particulièrement utiles, car elles comprennent à la fois des périodes où l'abondance des crevettes a été faible (avant l'effondrement des stocks de poisson de fond) et élevée sur l'EPNE (figure 3). L'introduction de la grille Nordmøre en 1991 coïncide approximativement avec le début de l'augmentation pendant la période de forte abondance du stock, de sorte que la différence liée à cet indice entre les deux périodes doit être interprétée avec prudence. Les données sur les taux de prise, à partir desquelles l'indice est dérivé, ont également tendance à être temporellement et parfois spatialement différentes des données de la flotte de la Nouvelle-Écosse, car les navires de la flotte du golfe capturent généralement la majeure partie de leur allocation du quota très tôt dans l'année. En général, ils retournent en mer à la fin de l'automne pour capturer le reste de leur allocation du quota ou, s'il y a lieu, l'allocation transférée du secteur de la pêche au casier au secteur de la pêche à engin mobile.

La flotte du Golfe est également plus susceptible de pêcher dans les ZPC 14 et 15 entre mars et juin, puis dans la ZPC 13 plus tard dans la saison. Les activités de pêche de la flotte du Golfe ont changé au cours des dernières années en raison de l'influence de la pandémie; en effet, elles n'étaient menées que vers la fin de la saison et étaient concentrées dans la ZPC 13 (bien que les tendances soient récemment revenues à celles d'avant la pandémie). Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte. Cependant, la diminution de l'effort de pêche en raison des récentes réductions du TAC a soulevé un nouveau problème pour l'évaluation de la crevette nordique; en effet, en 2024, il n'a pas été possible d'inclure les CPUE des navires de la flotte du Golfe dans l'évaluation officielle en raison du nombre limité de permis actifs qui était inférieur au seuil pour l'établissement de rapports publics en vertu des règles canadiennes sur la protection des renseignements personnels. Une autre approche est donc envisagée dans le présent document, à savoir la proposition d'utiliser des CPUE normalisées globales qui est présentée ci-dessous.

CPUE normalisées de la pêche commerciale à engin mobile en Nouvelle-Écosse

Les séries chronologiques des CPUE non normalisées globales et par ZPC ont été présentées chaque année comme données d'appui aux fins de discussion, mais un indicateur fondé sur la série chronologique des CPUE normalisées des navires de la Nouvelle-Écosse est également analysé. La normalisation est effectuée à l'aide des données provenant des activités de pêche commerciale menées entre avril et juillet (le mois où la majeure partie du TAC est généralement capturée) dans toutes les ZPC, pour les navires d'une longueur de moins de 65 pieds qui ont

pêché pendant au moins sept ans dans la série chronologique allant de 1995 à aujourd’hui. On utilise un modèle linéaire généralisé pour normaliser les CPUE de la pêche commerciale en utilisant les variables déterminantes, les navires, les années, les mois et les ZPC :

$$mlg(formule = CPUE \sim BCODE + ANNÉE + MOIS + ZPC, famille = gaussienne)$$

L’ajustement des données était meilleur avec une distribution gaussienne, qui avait la plus faible valeur du critère d’information d’Akaike parmi celles examinées au moment de leur élaboration. Les CPUE normalisées prédites et les limites de confiance pour un navire, un mois et une zone de référence sont ensuite calculées pour chaque année à l’aide du progiciel predict.glm (R Development Core Team 2005). La normalisation précise les paramètres de sélection pour les navires à prises élevées pour l’année en cours, les données de pêche commerciale pour le mois de l’année en cours où la majeure partie du TAC est généralement capturée, et dans la ZPC 14 uniquement. L’indice des CPUE normalisées de la pêche commerciale est interprété conjointement avec les taux de prise de la flotte du Golfe et du relevé de la crevette nordique de l’EPNE, comme il est indiqué ci-dessus. En outre, les divergences entre les séries chronologiques des taux de prise sont évaluées dans le contexte d’autres indices de la dispersion du stock et des changements prévus, sur la base des distributions des fréquences selon la longueur des années précédentes.

Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte. La diminution de l’effort en raison des réductions du TAC au cours des dernières années a soulevé un nouveau problème pour l’évaluation de la crevette nordique; en effet, en 2024, il n’a pas été possible non plus d’inclure les CPUE normalisées de la flotte de pêche commerciale à engin mobile de la Nouvelle-Écosse dans l’évaluation officielle en raison du nombre limité de permis actifs qui était inférieur au seuil pour l’établissement de rapports publics en vertu des règles sur la protection des renseignements personnels. Une autre approche est envisagée dans le présent document, à savoir la proposition d’utiliser des CPUE communes normalisées qui est présentée ci-dessous.

CPUE communes normalisées de la pêche commerciale proposées

Les deux indices de CPUE se sont avérés très efficaces dans le passé, mais ils n’ont pas pu être inclus dans l’avis annuel sur le stock en 2024 parce que le nombre de permis actifs était inférieur au seuil pour l’établissement de rapports publics en vertu des règles sur la protection des renseignements personnels. Comme les résultats du modèle peuvent quand même être présentés, à condition que les résultats ne puissent pas être associés à des navires ou des permis particuliers, on explore en détail dans le présent document la mise au point d’un nouveau modèle de normalisation qui intègre et considère les différences concernant les années, les strates, la flotte de pêche à engin mobile et les navires individuels. Comme l’histogramme des CPUE de la pêche commerciale indique des problèmes potentiels avec l’utilisation d’une distribution gaussienne, un modèle log-normal est utilisé :

$$\log(CPUE_i) = \beta_y + \alpha_m + \eta_v + \nu_f + \nu_s + \epsilon_i$$

où $CPUE_i$ sont les CPUE de la pêche commerciale d’après le journal de bord i , β_y est le point d’interception dans l’année y , α_m sont les effets gaussiens aléatoires pour le mois m , η_v sont les effets gaussiens aléatoires pour chaque navire v , ν_f sont les effets gaussiens aléatoires pour la flotte f (golfe ou Nouvelle-Écosse), ν_s sont les effets gaussiens aléatoires pour la strate s et ϵ_i sont les termes d’erreur gaussienne.

En utilisant β_y comme indicateur annuel, qui représente les CPUE moyennes après la prise en compte de toutes les autres caractéristiques modélisées, il n’a pas été possible de lier directement le résultat modélisé à un navire individuel, mais il était toujours possible de

l'incorporer et de le présenter comme une information provenant des CPUE commerciales sans enfreindre les règles de protection des renseignements personnels, tant que les deux flottes étaient actives. Toutefois, si une flotte suspend ses activités et qu'il y a trop peu de permis actifs dans l'autre, le même problème se pose à nouveau en raison des règles de protection des renseignements personnels. L'approche visant à normaliser les taux de prise peut être considérée comme une tentative d'extraire plus de renseignements sur l'état du stock à partir des prises seulement, mais une mise en garde est émise contre l'interprétation des résultats de l'approche, surtout s'ils ne reflètent pas les changements observés dans le relevé parce que l'on sait que les méthodes fondées uniquement sur les prises ont un rendement médiocre dans l'ensemble (Ovando *et al.* 2021). Il faut donc interpréter les résultats de cette approche en tenant compte des données indépendantes de la pêche, afin d'obtenir un portrait plus complet du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Prises commerciales par casier levé en Nouvelle-Écosse

La saison active du secteur de la pêche au casier diffère de celle du secteur de la pêche à engin mobile. Par le passé, la pêche commençait en juillet et se poursuivait jusqu'en avril ou mai de l'année suivante (de 1996–1997 à 2000–2001). Depuis 2001–2002, la saison de pêche est de plus en plus courte et, au cours des dernières années, la pêche s'est déroulée principalement de la fin d'octobre ou du début de novembre à mars. Cet indice a été déclaré du point de vue de la saison de pêche annuelle et, par conséquent, les prises par casier levé sont calculées au cours d'une année de pêche (p. ex. 2020), bien que la différence entre la période active de cette flotte et celle des autres rend son interprétation plus difficile. Sa corrélation avec d'autres paramètres clés du stock est quantifiée et son utilité est évaluée. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Coefficient de variation d'après le relevé collaboratif du MPO et de l'industrie

On utilise cette mesure de la dispersion du stock de crevettes nordiques de concert avec l'indice de la zone de pêche commerciale (décris plus loin) pour interpréter les changements dans les indices de la biomasse, plus particulièrement dans les cas où la biomasse d'après le relevé est en baisse alors que les taux de prise de la pêche commerciale restent élevés. Dans ce scénario, une augmentation de cet indice justifierait la prise en compte du fait que la pêche peut maintenir des taux de prise élevés sur les agrégations de forte densité restantes d'une ressource en déclin, tandis que le relevé révèle une répartition irrégulière de l'espèce. Cette tendance serait encore plus préoccupante si l'indice de la zone de pêche commerciale diminuait, ce qui indiquerait que la zone où les taux de prise sont élevés est petite et que les crevettes nordiques s'y regroupent. L'introduction d'une biomasse prévue par un modèle complique l'interprétation de cet indicateur tel qu'il est actuellement défini, car le modèle lui-même tient compte de la variabilité spatiale dans ses estimations. Cependant, cet indicateur fournit encore une assez bonne représentation de l'incertitude liée aux données d'observation du relevé par rapport aux autres années; aucune modification n'est donc proposée. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Zone de pêche commerciale

Cet indicateur correspond à la zone où le taux de prise de la pêche commerciale est supérieur à 250 kg/h; cela dit, les tendances liées à d'autres zones où le taux de prise est différent sont aussi souvent présentées aux fins de discussion et de mise en contexte de l'interprétation de l'indice. Dans le présent document, on réévalue les différents seuils de taux de prise dans le contexte de la biomasse totale et de l'effort pour déterminer celui qui fournit les renseignements les plus utiles. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Tendance liée aux prises accessoires de crevettes nordiques

Le relevé de la crevette nordique de l'EPNE fournit des renseignements substantiels sur la répartition et l'abondance du stock en juin chaque année, bien qu'il ne saisisse pas les variations intra-annuelles du stock. Cependant, d'autres relevés effectués à des moments différents de l'année, mais dans la même zone, pourraient fournir un aperçu des tendances d'une année à l'autre, améliorant ainsi la capacité à suivre la santé du stock grâce à des renseignements harmonisés dans le temps entre les stades de productivité du stock. Le relevé du crabe des neiges, qui a lieu à l'automne (à peu près au point médian entre les deux relevés de la crevette nordique), capture régulièrement des crevettes nordiques en tant que prises accessoires dans des zones couvertes par le relevé de la crevette nordique de l'EPNE effectué en juin. La conception de l'engin utilisé pour le relevé du crabe des neiges rend probablement cette information inappropriate pour la mesure quantitative de l'abondance de la crevette nordique de l'EPNE, mais elle peut quand même offrir une mesure qualitative de l'augmentation ou de la diminution de la population de crevettes nordiques ou renforcer les tendances observées dans le relevé principal de la crevette nordique de l'EPNE. Par conséquent, les relations entre le nombre moyen de crevettes nordiques capturées lors du relevé du crabe des neiges et les résultats du modèle sont explorées ici. Pour améliorer la clarté de la comparaison avec le domaine du relevé de la crevette nordique de l'EPNE, on utilise seulement les stations du relevé du crabe des neiges qui se trouvent dans la zone générale des fosses de crevettes, au lieu de l'ensemble du domaine du relevé du crabe des neiges (figure 31). Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Zone occupée

Comme il a été mentionné précédemment, la dérivation des indices de la biomasse et de l'exploitation à partir d'un relevé dont la couverture est limitée aux zones de pêche de la crevette nordique sur l'EPNE (plutôt qu'allant au-delà des limites du stock, comme le recommanderait la théorie sous-tendant le plan du relevé) est généralement considérée comme une mesure de précaution supplémentaire dans la gestion de la pêche. Cependant, ce plan de relevé permet de détecter les diminutions seulement lorsqu'elles atteignent les agrégations dans l'habitat central/optimal des fosses de crevettes; le fait de ne pas pouvoir constater un déclin de la population en périphérie augmente le risque que l'on ne puisse pas prendre des mesures de gestion utiles à temps. En revanche, le relevé du crabe des neiges est réalisé au-delà du domaine actuel du relevé de la crevette nordique de l'EPNE et peut aider à recenser des tendances générales dans l'utilisation de l'espace par la crevette nordique en fonction de sa présence ou de son absence dans les prises accessoires. Il est proposé dans le présent document d'utiliser les données sur la présence ou l'absence de la crevette nordique dans les prises accessoires du relevé du crabe des neiges pour créer un paramètre de la zone occupée (ZO), qui ressemble aux paramètres les plus efficaces de la zone occupée fondés sur la densité (p. ex. Thorson *et al.* 2016). Toutefois, ces données sur les prises accessoires ne permettent pas de mettre l'accent sur la densité, car on ne connaît pas la capturabilité de la crevette nordique par l'engin utilisé lors du relevé du crabe des neiges. Pour ce faire, il faut établir une grille sur l'ensemble de la zone couverte par le relevé du crabe des neiges, et calculer la zone occupée de la manière suivante :

$$ZO_y = \frac{\sum_{i=0}^{n_y} I_i}{n_y} \text{ où } I_i = \begin{cases} 1 & \text{si l'espèce était présente dans la cellule de grille} \\ & \text{et 0 si elle était absente} \end{cases}$$

Où n_y est le nombre de cellules de grille mesurant 10 km sur 10 km où un trait a été effectué lors du relevé du crabe des neiges l'année y . Cette approche tient compte des changements dans l'étendue et la couverture du relevé du crabe des neiges en excluant les cellules de grille où aucun trait n'a été effectué, car la couverture varie légèrement d'une année à l'autre. Cet

indicateur devrait fournir des renseignements sur la répartition du stock de crevettes nordiques de l'EPNE à l'extérieur des fosses principales où elles sont pêchées. Dans le présent document, on détermine l'utilité de cette approche en quantifiant sa relation avec les principaux paramètres du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Caractéristique de la production

Sur l'EPNE, la production du stock de crevettes nordiques est en grande partie décrite par des indicateurs liés au recrutement. Pour ce faire, on se sert des données sur la fréquence selon la longueur provenant principalement des prises du sac ventral (juvéniles) et du chalut principal utilisés lors du relevé collaboratif que le MPO et l'industrie réalisent chaque année. La force de la classe d'âge est définie par la survie des crevettes nordiques à chaque stade (larves mâles, mâles en transition sexuelle et femelles primipares/multipares); il est donc important d'assurer un suivi annuel de ces stades. Les données sur la fréquence selon la longueur provenant du programme d'échantillonnage des prises commerciales aux ports fournissent également des renseignements représentatifs de la composition des prises tout au long de l'année. À partir de ces sources de données, on peut suivre les tendances de croissance pour éclairer la production du stock. Voici les mises à jour proposées pour les indicateurs en vue de mieux évaluer cette caractéristique du stock :

- remplacer l'indicateur du recrutement (sac ventral) par des extrants de modèle;
- analyser d'autres indicateurs pour en évaluer l'utilité.

Abondance des crevettes d'âge 1 d'après le sac ventral

La nécessité d'élaborer un indice du recrutement précoce de la crevette nordique de l'EPNE a été définie comme une priorité de recherche à la fin des années 1990. Les relevés des juvéniles réalisés au moyen de chaluts à perche à petit maillage ont donné des résultats moins efficaces que l'ajout d'un sac ventral à petit maillage à la ralingue inférieure du chalut de relevé (Koeller *et al.* 2003). Par conséquent, c'est cette dernière méthode qui a été choisie pour obtenir des données aux fins de l'établissement d'un indice du recrutement pour ce stock, qui est utilisé depuis 2002. Le sac ventral est un petit sac en filet à petit maillage d'une largeur d'un mètre qui est fixé à la partie inférieure du cul du chalut principal. Un échantillon est prélevé au moyen du sac ventral à chaque station de relevé, puis est analysé pour l'estimation de la quantité de crevettes de chaque longueur de carapace de moins de 11 mm au moyen de l'indice de la zone balayée. L'indice du recrutement d'après le sac ventral est la somme de cet indice pour toutes les ZPC pour toutes les longueurs de carapace de 10 mm ou moins en juin, qui sont interprétées comme correspondant à la cohorte de l'année précédente. Le modèle est en mesure d'estimer le recrutement annuel, à partir des mêmes données que celles utilisées pour l'indice d'après le sac ventral. Dans le présent document, on évalue la façon dont ces deux valeurs sont liées pour évaluer leur utilité. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Abondance des crevettes d'âge 2 d'après le relevé

Les indices de l'abondance des crevettes d'âge 2 et d'âge 4 d'après le relevé qui sont utilisés dans le cadre de l'approche des feux de circulation, ainsi que le nombre de crevettes de chaque âge dans la population d'après le relevé (p. ex. tableau 11), sont estimés à partir d'une analyse de mélange détaillée des échantillons prélevés lors du relevé. Le nombre de crevettes de chaque longueur capturées dans chaque strate du relevé est normalisé et multiplié par le nombre d'unités chalutables dans la strate, conformément à la méthode de la zone balayée, de façon à additionner les nombres totaux de crevettes par strate dans la zone du relevé. On estime ensuite la population d'après le relevé par groupe d'âge en séparant les estimations de

la population totale selon la longueur obtenues par la méthode de la zone balayée en groupes d'âge déduits à l'aide d'une analyse modale (« mixdist » dans R; voir MacDonald et Du [2018] pour les détails). Les données sont généralement réparties entre sept tranches d'âge, qui sont interprétées comme correspondant aux âges 1 à 7, bien que l'utilisation de six tranches d'âge (1 à 6) offre un meilleur ajustement à la fréquence selon la longueur certaines années. Le meilleur ajustement est présenté après une vérification chaque année, mais les modes correspondant aux âges les plus avancés sont regroupés dans la tranche d'âge 5+ (tableau 11), car la détermination de l'âge chez les crevettes nordiques d'âge 6 et plus serait très subjective.

L'analyse modale fondée sur la fréquence selon la longueur permet de définir le mode correspondant à l'âge 2, mais on ne connaît pas l'efficacité avec laquelle le chalut principal du relevé capture les crevettes de cette taille. C'est peut-être pour cette raison que la concordance entre les indices de l'abondance des crevettes d'âge 1 et d'âge 2 a été quelque peu équivoque (les changements dans l'indice de l'âge 1 ne sont pas toujours suivis de changements concomitants dans l'indice de l'âge 2 l'année suivante; tableau 11). Pour cette raison, on examine dans le présent document les relations entre l'indicateur des crevettes d'âge 2 et d'autres composantes clés du stock ainsi que son utilité en tant qu'indicateur. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Abondance des crevettes d'âge 4 d'après le relevé

L'abondance des crevettes d'âge 4 est calculée de la même façon que l'abondance des crevettes d'âge 2 décrite ci-dessus; c'est-à-dire en fonction du nombre de crevettes de chaque taille dans la population d'après le relevé au moyen de la zone balayée et de l'analyse modale. Sur le plateau néo-écossais, la plupart des crevettes d'âge 4 en sont à leur dernière année en tant que mâles; on pense qu'elles se reproduisent en tant que mâles pendant l'année de relevé et qu'elles deviennent des femelles l'année suivante. Étant donné que les femelles représentent la majeure partie des prises, les mâles de l'année précédente permettent de déterminer le recrutement dans la pêche et la contribution potentielle à la BSR de l'année suivante. Les corrélations avec d'autres paramètres clés du stock sont quantifiées dans le présent document, et leur utilité est évaluée. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Biomasse du stock reproducteur (femelles) d'après le relevé

Une relation stock-recrutement n'a pas encore été décrite pour la crevette nordique de l'EPNE, bien qu'elle l'ait été pour d'autres stocks de crevettes de la famille des pandalidés, mais avec une grande incertitude (Hannah *et al.* 1995; Boutillier et Bond 2000). En raison de la quantité limitée de bons habitats pour la crevette nordique et de la nature des courants en ce qui concerne l'établissement et la colonisation de l'espèce sur l'EPNE, on pense que le stock nécessite une approche plus prudente pour le maintien d'une BSR élevée comparativement à d'autres zones, comme Terre-Neuve (Koeller 2000). Étant donné que des données probantes indiquent que des cycles de recrutement suivent une BSR élevée et que la pêche cible principalement les femelles, c'est l'indice de la BSR qui est utilisé pour définir les points de référence de la biomasse pour ce stock. La BSR, ou le poids total des femelles dans la population, a toujours été calculée à l'aide de la méthode de la zone balayée à partir du poids des femelles dans chaque trait, que l'on déterminait en établissant la longueur des femelles (y compris les mâles en transition) dans l'échantillon détaillé, le poids total des prises et une relation longueur-poids.

Les mâles en transition sur l'EPNE sont inclus parce qu'ils sont censés changer de sexe pendant l'été et pondre des œufs à la fin de l'été ou au début de l'automne et ainsi contribuer à la BSR pour cette année-là. Avec l'introduction de la biomasse totale estimée par un modèle, il est possible de calculer la BSR en estimant la proportion de la biomasse totale qui se compose

de femelles et de mâles en transition, puis en la multipliant par la biomasse totale selon le modèle. Il est proposé ici de remplacer l'ancienne méthode d'estimation de la BSR par la nouvelle méthode fondée sur le modèle et d'utiliser le nouvel indice de la BSR comme base de la politique de l'approche de précaution du MPO, sur laquelle le PRL proposé et décrit ci-dessus est étudié plus en détail. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Taille moyenne au moment de la transition sexuelle (L_t)

Les indices fondés sur la taille, dont quatre sont inclus dans l'approche des feux de circulation, fournissent des renseignements importants sur les stocks de crevettes nordiques étant donné que des facteurs environnementaux (température) et démographiques (densité) influencent la croissance et le cycle biologique de l'espèce d'une manière qui peut avoir des effets profonds sur un stock. Koeller et ses collaborateurs (2003) et Koeller (2006) ont démontré que la taille des crevettes au moment de la transition sexuelle était liée au taux de croissance. Il est présumé qu'une augmentation du taux de croissance attribuable à des effets dépendants de la densité ou à des augmentations de la température (Koeller *et al.* 2000b) entraîne une diminution de la taille au moment de la transition, de la taille maximale, de la longévité et de la fécondité, suivie d'un déclin de la population. En revanche, pendant les périodes de basse température, les crevettes croissent plus lentement, amorcent la transition sexuelle à une taille et un âge supérieurs et vivent plus longtemps.

De plus, une transition sexuelle tardive se produit lors des périodes de forte densité de la population, ce qui entraîne des années de croissance supplémentaires et, par conséquent, des femelles plus grosses. En raison de la relation entre la taille des femelles et leur fécondité, un stock composé de femelles de grande taille est potentiellement beaucoup plus productif. L'augmentation de la longévité des classes d'âge particulièrement abondantes (p. ex. 2013) peut avoir des répercussions importantes sur les projections qualitatives (fondées sur le suivi de la fréquence selon la longueur) utilisées pour l'évaluation des taux d'exploitation potentiels pouvant résulter de différents TAC. On explore ici la façon dont la taille moyenne au moment de la transition sexuelle (L_t) est liée aux paramètres du stock pour mieux quantifier son incidence sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Taille maximale moyenne (L_{max})

Il a été présumé que le rapport entre la taille au moment de la transition sexuelle et la taille maximale était constant (invariable) à environ 0,8 ou 0,9 pour tous les stocks de crevettes nordiques (Charnov et Skúladóttir 2000). Il a été démontré que cette règle s'applique au stock de crevettes nordiques de l'EPNE (Koeller *et al.* 2003; Koeller 2006). Par conséquent, la taille maximale atteinte dans la population est un indicateur de la croissance; autrement dit, un changement dans la taille maximale indique probablement un changement dans le taux de croissance. La relation entre L_t ou la taille maximale moyenne (L_{max}) et les changements dans le taux de croissance est compliquée par d'autres facteurs, notamment les changements concomitants dans la longévité et la mortalité naturelle (p. ex. les crevettes qui croissent lentement ont tendance à vivre longtemps). De façon générale, lorsque les plus grosses crevettes sont particulièrement grosses, il est probable que leur croissance ait été lente et que leur longévité soit grande. Ces réponses biologiques ont tendance à être associées à des périodes de forte abondance et de croissance lente attribuables à des températures froides. Une grande taille maximale indique donc des conditions de l'environnement et du stock favorables. Dans le présent document, on explore en détail la relation entre ce rapport et les paramètres du stock pour mieux quantifier l'incidence qu'elle

peut avoir sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Caractéristique des effets de la pêche

Les effets de la pêche qui ont une incidence sur le stock de crevettes nordiques de l'EPNE sont décrits par divers indicateurs, qui sont tous basés sur des données de la pêche commerciale (journaux de bord, échantillonnage aux ports, etc.).

Effort

L'effort de pêche à la crevette nordique de l'EPNE est suivi en tant que somme des heures de pêche pour l'année, présentée en milliers d'heures. Il est proposé de ne pas modifier cet indice compte tenu de son utilité en tant qu'outil contextuel par rapport à d'autres indicateurs de la pêche commerciale. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Dénombrement par les pêcheurs commerciaux

Les pêcheurs déterminent le nombre de crevettes par livre (« dénombrement ») dans leurs prises peu après les avoir montées à bord, afin de déterminer le prix qu'ils obtiendront des acheteurs, puis ils ajustent leurs pratiques de pêche en conséquence (en particulier l'emplacement). Ce dénombrement revêt une importance économique et est souvent communiqué à d'autres pêcheurs ou aux acheteurs avant le débarquement; on prend donc généralement soin de l'obtenir et de le consigner. La méthode utilisée par les pêcheurs est simple (nombre de crevettes dans un volume fixe, souvent un contenant à tabac, qui pèse environ une livre), mais elle correspond généralement aux méthodes plus rigoureuses utilisées par les acheteurs. L'indice utilisé ici est la moyenne arithmétique simple de tous les dénombremens que les pêcheurs commerciaux déclarent dans les journaux de bord pour l'année. Dans le présent document, on explore la relation entre ces dénombremens et les paramètres du stock afin de mieux quantifier leur incidence sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Indice d'exploitation

On calcule un indice global du taux d'exploitation en divisant le poids total des prises commerciales par la biomasse estimée selon le relevé de la crevette nordique de l'EPNE. La valeur de l'indice qui en résulte est probablement une surestimation de l'exploitation, car la couverture du relevé ne comprend pas la totalité de la zone du stock (comme en témoignent les activités de pêche qui se produisent à l'extérieur des strates du relevé). La biomasse totale estimée par le nouveau modèle mis au point pour le stock devrait avoir un biais moins conservateur; toutefois, étant donné que le relevé ne couvre toujours pas la totalité de la zone du stock et qu'il se concentre uniquement sur les zones « principales », une certaine surestimation de l'exploitation est toujours attendue. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Indice d'exploitation des femelles

Comme la pêche à la crevette nordique de l'EPNE cible les femelles de grande taille, l'exploitation des femelles peut être considérée comme une mesure importante des répercussions de la pêche sur le potentiel de reproduction du stock; c'est pour cette raison qu'elle est utilisée comme TER pour le stock en vertu de la politique sur l'approche de précaution du MPO (Smith *et al.* 2012). Pour calculer l'exploitation des femelles, on divise le poids estimé des femelles dans les prises par le poids des femelles dans la population estimé à partir du relevé (c'est-à-dire la BSR). Comme pour l'exploitation totale, cet indicateur est

recalculé en fonction de la BSR estimée par le modèle. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Taille moyenne des femelles capturées

Une diminution de la taille moyenne des femelles dans l'indicateur des prises pourrait indiquer une diminution du nombre de crevettes de grande taille dans la population attribuable aux prélèvements par la pêche et une dépendance accrue envers les crevettes de petite taille; une surpêche des crevettes en croissance ou des recrues serait alors possible. Dans le présent document, on explore la relation entre la taille moyenne des femelles et les paramètres du stock afin de mieux quantifier leur incidence sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Proportion de femelles dans les prises

L'indicateur de la proportion de femelles dans les prises est calculé à l'aide des données provenant de l'analyse des échantillons commerciaux (comme il est décrit ci-dessus); il s'agit des longueurs et des poids des crevettes femelles par rapport au poids total des prises. Cet indice doit être interprété avec prudence et en combinaison avec d'autres indicateurs, car il peut également indiquer de bonnes conditions de recrutement et une difficulté à éviter les jeunes crevettes. Il est proposé de ne pas modifier cet indice, car il s'agit d'une composante clé du calcul du taux d'exploitation des femelles. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

Caractéristique de l'écosystème

Cette caractéristique donne de l'information sur les différentes pressions environnementales qui ont une incidence sur le stock de crevettes nordiques de l'EPNE sans être inhérentes au stock lui-même (c'est-à-dire les pressions externes) et qui pourraient représenter des tendances de la mortalité naturelle (il convient de noter qu'il n'existe aucune méthode connue pour estimer directement la mortalité naturelle, mais qu'elle est généralement considérée comme étant élevée). Le MESE fournit une estimation indirecte de la mortalité naturelle annuelle, qui permet d'explorer davantage les relations entre les différents indicateurs et les paramètres du stock.

Prédation

Les crevettes sont une composante importante du régime alimentaire de plusieurs espèces de poissons de fond qui revêtent une importance commerciale et qui constituent la majeure partie de la biomasse sur l'EPNE, notamment la morue franche, le merlu argenté, le flétan du Groenland et diverses espèces de poissons plats (Koeller 2000). L'indice de la prédation, qui est une approximation de la pression exercée par la prédation, est dérivé des prises moyennes stratifiées par trait du relevé de l'écosystème au chalut qui est mené chaque été et qui cible tous les poissons de fond, dans les strates où la présence de la crevette nordique est connue (strates 443 à 445 et 459). Dans le présent document, le terme « poisson de fond » désigne toutes les espèces dont le code est inférieur à 1000 dans la base de données du relevé de l'écosystème au chalut mené en été; il désigne donc un large éventail d'espèces (Hardie *et al.* 2018). Par conséquent, dans les évaluations récentes de la crevette nordique, le terme « poisson à nageoires » a été utilisé plutôt que « poisson de fond » pour refléter ce fait. L'indice de la prédation ne tient pas compte du fait qu'il soit ou non confirmé que les espèces considérées consomment des crevettes nordiques sur l'EPNE ni de la quantité consommée, le cas échéant. Même s'il est sommaire, l'indice de la prédation est fort probablement approprié. Dans le présent document, on explore la relation entre cet indice et les paramètres du stock afin de mieux quantifier son incidence sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Recrutement de la morue franche

L'indice du recrutement de la morue franche est fondé sur l'abondance des recrues (moins de 30 cm) capturées lors du relevé de l'écosystème au chalut mené en été dans les strates chevauchant les fosses de crevettes. Dans le présent document, on explore la relation entre cet indice et les paramètres du stock afin de mieux quantifier son incidence. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Recrutement du flétan du Groenland

L'indice du recrutement du flétan du Groenland est fondé sur l'abondance des individus mesurant moins de 30 cm qui sont capturés lors du relevé de l'écosystème au chalut mené en été; on pense que le flétan du Groenland et la crevette nordique forment une paire d'espèces sympatriques (Hardie *et al.* 2018). Cet indice est axé sur le recrutement, car le flétan du Groenland est également un prédateur connu de la crevette nordique, mais généralement lorsqu'il atteint une grande taille. Dans le présent document, on explore la relation entre cet indice et les paramètres du stock afin de mieux quantifier son incidence. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte, mais il peut être très difficile à interpréter.

Indice fondé sur des prédateurs précis

L'indicateur de la prédation actuel a été utile par le passé, mais il comprend les données de nombreuses espèces dont l'incidence sur la crevette nordique n'est pas bien connue ou n'a pas été quantifiée. Il est donc proposé d'utiliser un indicateur de la prédation secondaire qui est axé sur quelques espèces clés considérées comme étant des prédateurs importants de la crevette nordique, à savoir l'encornet nordique, la plie canadienne, la morue franche, des espèces de sébaste, le flétan du Groenland, le merlu argenté et la merluche blanche. Ces prédateurs ont été sélectionnés en fonction des résultats de l'examen des contenus stomacaux prélevés dans le cadre du programme sur les habitudes alimentaires du MPO à partir de poissons capturés lors du relevé de l'écosystème au chalut mené en été dans la sous-division 4Vn de l'OPANO et dans les unités statistiques du MPO 4Vs_b, 4Vs_c, 4Wd et 4We, qui englobent les ZPC 13 à 15. Les estomacs de ces prédateurs ont toujours contenu des proportions de crevettes de la famille des pandalidés (figures 32 et 33).

La seule exception est l'encornet nordique, dont le contenu stomacal n'est pas échantillonné lors du programme sur les habitudes alimentaires du MPO. Cependant, de nombreux encornets nordiques ont été observés dans les filets à crevettes vers 2020; l'espèce a donc été ajoutée à la liste et il sera déterminé à la suite d'un examen approfondi si son inclusion dans l'indice de la prédation secondaire est utile ou non. Le nombre moyen d'individus de chaque espèce a été calculé selon la même méthode que pour l'indice global de la prédation (mis à part l'élimination de toute limite de taille étant donné que les figures 32 et 33 ne semblaient pas montrer de différences importantes entre les individus petits et grands de la même espèce), et leur relation avec les principaux paramètres du stock a été évaluée. On a établi un indice fondé sur des prédateurs précis en utilisant le nombre moyen d'individus des espèces pour lesquelles des prévisions un an à l'avance ont été jugées utiles, en vue d'évaluer sa relation avec les paramètres clés du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Températures au fond

Pour certains stocks de crevettes nordiques près de la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce, l'abondance présente une corrélation négative avec la température de l'eau (Appolonio *et al.* 1986). Il est présumé que des eaux chaudes ont un effet négatif sur les populations de crevettes nordiques, en raison de la baisse de fécondité associée à un taux de croissance supérieur, à une taille inférieure au moment de la transition sexuelle et à une taille maximale inférieure. De récents travaux de recherche ont aussi indiqué que des températures

froides au fond prolongent la période d'incubation et rapprochent l'éclosion à un moment où les conditions de croissance sont meilleures au printemps (températures de l'eau supérieures à la surface et prolifération du phytoplancton; Koeller *et al.* 2009). Sur l'EPNE, la forte augmentation de la population qui s'est produite du milieu des années 1980 au milieu des années 1990 a été associée à des températures de l'eau basses à la surface et au fond. On assure un suivi des températures au fond lors de chaque trait du relevé de la crevette nordique de l'EPNE à l'aide d'un enregistreur de la température monté sur l'un des panneaux du chalut. Cet enregistreur est placé de façon à être le plus près possible du fond de l'océan sans pouvoir subir des dommages ou être délogé pendant le trait de pêche. Dans le présent document, on explore la relation entre la température au fond et les paramètres du stock afin de mieux quantifier son incidence sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Température à la surface de la mer au printemps

Jusqu'en 2023, la TSM était obtenue du [Programme de monitorage de la zone Atlantique \(PMZA\)](#) de la région des Maritimes du MPO, qui assure un suivi des données satellite de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) des États-Unis. Depuis 2023, c'est la région du Québec du MPO qui assure le suivi et la tenue à jour de la TSM. L'indicateur de la TSM dans le cadre de l'approche des feux de circulation est le résultat de la combinaison de ces deux approches de suivi de la TSM sur le plateau néo-écossais par le MPO. Des corrélations négatives entre la TSM au printemps et les estimations décalées de la population (quatre ou cinq ans dans le golfe du Maine) sont courantes pour les stocks de crevettes nordiques du Sud (Appolonio *et al.* 1986). Elles peuvent être liées à la stabilité de la colonne d'eau et à la concordance ou non des conditions de prolifération du phytoplancton avec les périodes d'éclosion, comme le présument Ouellet et ses collaborateurs (2006). Par conséquent, les TSM utilisées sont des moyennes sur une période englobant la période d'éclosion moyenne sur le plateau néo-écossais (de la mi-février à la mi-mars). Les TSM sont calculées à partir des données satellite sous la forme de températures moyennes dans des rectangles définis qui englobent les fosses de crevettes (figure 34). Dans le présent document, on explore la relation entre la TSM au printemps et les paramètres du stock afin de mieux quantifier son incidence sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone rouge.

Recrutement du crabe des neiges

L'indice du recrutement du crabe des neiges, tel qu'il est décrit dans Hardie *et al.* (2018), est maintenant utilisé avec un décalage d'un an dans l'approche des feux de circulation (p. ex. c'est la valeur de 2013 qui a été utilisée en 2014) parce que la valeur de l'année en cours n'est généralement pas accessible à temps pour l'évaluation annuelle du stock de crevettes nordiques de l'EPNE ou la mise à jour du stock. Il s'agit d'un indice fondé sur les mâles immatures qui ont une longueur de carapace inférieure à 56 mm, ce qui correspond à la biomasse 1 à 3 ans avant l'exploitation et environ 6 à 8 ans après l'établissement. Dans le présent document, on explore la relation entre cet indice et les paramètres du stock afin de mieux quantifier son incidence potentielle sur l'état du stock. Pour cet indicateur, une valeur élevée est associée à la zone verte.

RÉSULTATS

EXIGENCES RELATIVES AUX MODÈLES

Relation entre les prises du sac ventral et celles du chalut principal

La comparaison du poids mis à l'échelle des recrues capturées dans le sac ventral avec la biomasse corrigée en fonction de la fréquence selon la longueur provenant du chalut principal montre un lien apparent entre les deux, bien qu'il ne soit pas linéaire sur l'échelle naturelle. La mise à l'échelle visant à assurer la correspondance avec l'écartement entre les ailes du chalut principal montre que ce dernier capture systématiquement plus de crevettes que le sac ventral, mais pas uniquement en raison de sa largeur supérieure (figure 35). La mise à l'échelle en fonction de la largeur et de la hauteur du chalut principal montre que les prises du sac ventral seraient supérieures à celles du chalut principal (figure 36). Les sommets observés dans les distributions des deux comparaisons indiquent une relation entre les estimations de la biomasse comparables provenant des deux types d'engins, signalant une relation de mise à l'échelle qui se situe entre la superficie (mise à l'échelle de la largeur) et le volume (mise à l'échelle de la largeur et de la hauteur).

L'ajustement d'une régression linéaire sur l'échelle naturelle ne montre aucune relation (figure 37); cependant, une régression linéaire sur l'échelle logarithmique montre une tendance linéaire avec une estimation de la pente d'environ 2,2 (figure 38). Sur l'échelle naturelle, cela indique que la biomasse corrigée en fonction de la fréquence selon la longueur provenant du chalut principal est liée à la biomasse des crevettes de plus de 10 mm provenant du sac ventral par une puissance de 2,2. Cela donne à penser que la biomasse provenant du chalut principal et les prises du sac ventral sont liées, ce qui appuie l'utilisation des crevettes de moins de 10 mm capturées dans le sac ventral comme indice du recrutement. Cependant, cela donne également à penser que le sac ventral peut capturer moins de crevettes que le chalut principal. Si cette relation s'applique également aux petites recrues, il est probable que la capturabilité du sac ventral soit inférieure à celle du chalut principal.

Recrutement

Les modèles fondés sur la relation longueur-poids appliqués à l'échantillon de crevettes prélevé dans le sac ventral en 2023 ont convergé avec succès et leurs diagnostics étaient satisfaisants (figures 39 et 40). Les estimations obtenues correspondaient aux différences moyennes d'environ 0,1 ou 0,2 g et devraient avoir un effet marginal, tandis que la légère surestimation dans les queues inférieures pourrait indiquer une surestimation générale du poids des recrues. On peut ainsi prédire le poids de toutes les recrues non échantillonnées (puisque seulement 50 crevettes sont mesurées individuellement par trait) et le poids total des recrues dans chaque trait pour toutes les années (figures 41 et 42). La strate 17 affiche invariablement la plus grande biomasse des recrues et pratiquement aucune valeur nulle, tandis que les strates 13 et 14 ont tendance à afficher une biomasse des recrues inférieure et des valeurs nulles. L'indice calculé à l'aide de la méthode de la zone balayée est présenté à la figure 43, le sommet le plus important ayant été observé en 2014.

Croissance

Les modèles de mélange étaient tous significatifs ($p < 0,01$). Par souci d'uniformité, on a choisi les modèles fondés sur la combinaison de sept distributions log-normales correspondant aux fréquences selon la longueur observées (figures 44 à 47). La relation de von Bertalanffy ajustée aux âges attribués aux modes et aux longueurs correspondantes a convergé avec succès (figure 48). Les relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate

et à l'année ont toutes convergé avec succès, les diagnostics étant satisfaisants (figures 49 à 56). Les taux de croissance estimés obtenus pour la biomasse d'après le chalut principal et la biomasse des recrues (figures 57 et 58) montrent des tendances différentes par strate. La biomasse d'après le chalut principal pour la strate 17 est systématiquement plus élevée que celles de toutes les autres strates, à l'exception de la strate 15 en 2009.

Avant 2011, les taux de croissance pour toutes les strates étaient relativement similaires. Après 2011, les taux de croissance pour toutes les strates, sauf la strate 17, ont diminué avec une augmentation de la divergence au fil du temps; cependant, les taux de croissance pour les strates 14 et 15 sont restés plus semblables. Si l'on présume que les taux de croissance supérieurs indiquent une proportion supérieure de petites crevettes, et comme la strate 17 a toujours affiché une grande proportion de petites crevettes et de recrues, cette tendance est attendue. Le sommet de recrutement observé en 2014 dans l'indice des recrues fondé sur la zone balayée est évident dans les taux de croissance en 2015 pour toutes les strates (en particulier la strate 15) en raison d'une proportion supérieure de petites crevettes recrutées dans la pêche. Cette croissance dure deux ans et culmine en 2016, ce qui indique un recrutement continu de petites crevettes. Le taux de croissance pour toutes les strates combinées est proche de la moyenne des quatre taux de croissance propre à la strate.

En ce qui concerne la biomasse des recrues, on observe une tendance à la baisse dans le temps pour toutes les strates (sans tenir compte du sommet de 2014–2015 dans la strate 17), ce qui indique une augmentation au fil du temps de la taille des recrues capturées dans le sac ventral et un moment de la fraie possiblement plus précoce dans l'année. En raison du nombre supérieur de valeurs nulles pour toutes les strates, à l'exception de la strate 17, le taux de croissance à l'échelle de toutes les zones est largement déterminé par la strate 17, ce qui indique que la plupart des recrues s'y trouvent, comme cela a également été révélé lors du calcul des poids observés des recrues par trait (figures 57 et 58).

RÉSULTATS DES MODÈLES

Convergence

Le MDRS a affiché une fausse convergence, tandis que le MDT et le MESE ont convergé avec succès. Pour trouver des stratégies permettant d'améliorer la convergence du MDRS, on a effectué des ajustements itératifs en fixant diverses combinaisons de paramètres à des niveaux biologiquement raisonnables. Il a pu converger avec succès lorsque le taux instantané de mortalité naturelle était fixé à une valeur constante de 0,35 et que la variance d'observation σ_ϵ^2 était fixée à divers nombres arbitraires. Malgré l'atteinte de la convergence, et en n'estimant qu'un total de quatre paramètres (σ_v^2 , σ_τ^2 , σ_ϕ^2 et q_R), la matrice hessienne est restée définie non positive, et la variance du processus du recrutement σ_ϕ^2 a été estimée arbitrairement proche de zéro. La fixation de paramètres supplémentaires dictierait effectivement les extrants du modèle, ne fournissant aucune information en dehors de ce que les indices révèlent. Par conséquent, le MDRS a été exclu de l'analyse subséquente et seuls les résultats du MDT et du MESE sont présentés ici.

Pour des paramètres équivalents, les estimations obtenues par le MESE et le MDT étaient largement similaires (tableaux 12 et 13), les variances d'observation σ_ϵ et σ_v étant estimées à des valeurs plus faibles par le MESE que par le MDT. Les paramètres spatiaux ont tous des valeurs biologiquement raisonnables pour le MESE (ce qui donne une distance de décorrélation d'environ 57 km et 282 km pour la biomasse et le recrutement, respectivement). En revanche, le MDT semble avoir du mal avec la variance du processus de la biomasse σ_τ , qui présente une

incertitude particulièrement importante et qui est estimée à une valeur beaucoup plus faible que prévu.

Analyse de sensibilité

Pour le MESE, les distributions a priori limitées à 0,8, 0,9 et 1 ont entraîné des problèmes de convergence, donnant lieu à une fausse convergence plutôt qu'à une convergence relative. Par conséquent, les extrants du modèle dans ces conditions peuvent être peu fiables. Autrement, les données semblaient éclairer l'estimation de q_R , car cette dernière est estimée à des valeurs supérieures près de la limite inférieure de 0,1 et plus près du centre de la limite de 0,2 (figure 59). À des valeurs supérieures, l'estimation est déterminée par la valeur a priori. Tous les ajustements qui ont convergé ont fourni des estimations de la biomasse similaires, tandis que les fausses convergences ont fourni des résultats plus marqués (figure 60). Les tendances de la biomasse des recrues étaient cohérentes entre toutes les distributions a priori, bien que l'ampleur variait en fonction de la valeur a priori choisie (figure 61). Les ajustements qui ont convergé ont également fourni des taux de mortalité naturelle similaires (figure 62), et les erreurs de processus pour la biomasse totale et la biomasse des recrues (figures 63 et 64) étaient presque identiques lorsque le modèle a convergé.

En ce qui concerne le MDT, les résultats des distributions a priori de la capturabilité des recrues testées ont indiqué que les données fournissaient des contrastes dans les données ou des renseignements limités pour estimer q_R de manière fiable, puisque les valeurs estimées se sont constamment stabilisées à environ 0,12 au-dessus de la limite inférieure de la distribution bêta testée dans cette analyse (figure 65). En outre, le choix de la distribution a priori de q_R a eu une incidence minime sur l'ampleur de la biomasse totale (figure 66), a eu une incidence sur l'ampleur de la biomasse totale des recrues (figure 67) et, dans une bien moindre mesure, sur la mortalité naturelle (figure 68), mais il n'a eu pratiquement aucun effet sur l'erreur de processus du recrutement et de la biomasse totale elle-même (figures 69 et 70).

Étant donné que les analyses de sensibilité, provenant principalement du MESE, indiquaient qu'aucune limite élevée ou faible pour q_R n'était probablement donnée, tous les résultats subséquents présentés ci-dessous ont reposé sur une valeur a priori qui fixait la limite inférieure à 0,5. Il en a résulté des valeurs estimées autour de 0,6, qui ont été jugées raisonnables étant donné que le sac ventral est susceptible de manquer des crevettes en raison de sa petite taille et qu'il nécessiterait donc une capturabilité inférieure à un.

VALIDATION DES MODÈLES

Résidus

Lors de l'examen des résidus du MESE, le diagramme de dispersion des résidus globaux par rapport aux valeurs ajustées semblait bien centré autour de zéro, avec une légère hétéroscédasticité probablement causée par la petite taille de l'échantillon de faibles valeurs ajustées (figure 71). L'examen des résidus par nœud a révélé que certains nœuds présentaient une plus grande variabilité que d'autres, notamment le nœud 3 dans la strate 13, le nœud 10 dans la strate 14 et les nœuds 19 et 20 dans la strate 17 (figures 72 et 73). Cette différence indique potentiellement une répartition plus irrégulière de la crevette nordique à ces nœuds comparativement aux autres. Le diagramme quantile-quantile global semble satisfaisant, même si les queues présentent quelques problèmes (figure 74). L'examen de l'échelle la plus appropriée par nœud révèle que les problèmes dans la queue supérieure se produisent parce que la ligne quantile-quantile est légèrement plus abrupte pour les nœuds 3, 19 et 20 et que les problèmes dans la queue inférieure sont de nature un peu plus générale, mais majoritairement liés au nœud 19 (figure 75). Le diagramme des résidus et le diagramme quantile-quantile du

MDT semblent tous les deux satisfaisants, même si les queues dans ce dernier présentent des problèmes de queue similaires (figures 76 et 77).

Erreur de processus

Les champs aléatoires de la biomasse dans le MESE sont cohérents dans la plupart des zones, la strate 17 présentant les plus grandes fluctuations des valeurs de champ aléatoire (figure 78). Les champs aléatoires de la biomasse des recrues sont plus variables dans le temps, mais ils tendent à ne pas afficher de fortes tendances spatiales au cours d'une année donnée, avec des différences relativement faibles d'une zone à l'autre (figure 79). Les valeurs médianes des champs aléatoires de la biomasse dans le MESE sont systématiquement centrées près de zéro, tandis que les erreurs de processus du MDT semblent toutes être nulles, en raison de la difficulté à estimer la variance du processus de la biomasse (figure 80). Bien que les erreurs du processus de recrutement et les médianes des champs aléatoires soient similaires pour les deux modèles, elles sont systématiquement positives dans le MDT alors qu'elles sont presque centrées sur zéro dans le MESE (figure 81).

Analyses rétrospectives

L'analyse rétrospective de la biomasse provenant du MESE a révélé des tendances constantes même avec un nombre minimal d'années, et tous les ajustements convergeaient (figure 82). Les tendances rétrospectives étaient minimes pour la biomasse, le rho de Mohn global se chiffrait à -0,040 et le rho de Mohn sur 5 ans, à -0,022, ce qui indique une amélioration du rendement au cours des dernières années. Les valeurs rétrospectives du recrutement n'étaient pas toutes aussi bonnes, avec un rho de Mohn global de 0,045 et un rho de Mohn sur 5 ans de 0,103 (figure 83). Enfin, l'analyse rétrospective de la mortalité naturelle indiquait que le modèle n'était pas en mesure de déterminer une tendance de la mortalité naturelle sans les données de 2023; autrement, il estimait un niveau constant de mortalité naturelle (figure 84). Les valeurs médianes des champs aléatoires de la biomasse étaient différentes pour chaque ajustement, mais il n'est pas certain que la mortalité naturelle a une incidence à cet égard (figure 85). Le rho de Mohn global pour la mortalité naturelle se chiffrait à -0,131 et le rho de Mohn sur 5 ans, à -0,119.

L'analyse rétrospective de la biomasse provenant du MDT a indiqué que les tendances étaient cohérentes, même quand un nombre minimal d'années était retenu (figure 86). Le rho de Mohn global se chiffrait à -0,1, indiquant que le modèle avait sous-estimé environ 10 % la biomasse totale dans l'ajustement avec la plupart des données, alors que le rho de Mohn sur 5 ans se chiffrait à -0,068, indiquant un meilleur rendement ces dernières années; cela dit, les deux indiquaient un rendement inférieur à celui du MESE. L'analyse rétrospective du recrutement a révélé des tendances similaires; de plus, le rho de Mohn global de -0,045 et le rho de Mohn sur 5 ans de 0,042 ont indiqué un meilleur rendement que pour la biomasse et le recrutement selon le MESE (figure 87). Enfin, l'analyse rétrospective de la mortalité naturelle a indiqué que le modèle n'était pas en mesure de déterminer une tendance de la mortalité naturelle sans les données de 2022 et 2023 et qu'il estimait autrement un niveau constant de mortalité naturelle (figure 88). Pour la mortalité naturelle, le rho de Mohn global se chiffrait à -0,038 et le rho de Mohn sur 5 ans, à 0,021. Les erreurs liées au processus de la biomasse montraient des problèmes de fausse convergence et des difficultés à estimer la variance, avec moins d'années où la plupart des valeurs étaient nulles du point de vue fonctionnel (figure 89).

Biomasse

Les densités de la biomasse propre au nœud selon le MESE indiquaient que, la plupart des années, les densités les plus élevées et la plus grande partie de la biomasse totale se

trouvaient dans la strate 14, avec des sommets occasionnels dans la strate 17 (figure 90). Une tendance constante à la baisse était évidente pour tous les nœuds et se reflétait dans la biomasse totale estimée par le MESE (figure 91). Le MDT révélait également cette tendance à la baisse, les valeurs s'alignant généralement sur des zones similaires. L'indice, qui devrait être sur la même échelle en raison de la capturabilité fixée à un, semblait plus variable, généralement à une ampleur plus faible et affichait plusieurs sommets supplémentaires, tout en montrant la même tendance générale à la baisse. L'ampleur plus faible de l'indice était probablement causée par une petite taille d'échantillon chaque année et la combinaison de strates, ce qui a entraîné un rendement médiocre et donc un biais dû à l'utilisation de la moyenne de l'échantillon comme estimateur pour une distribution très asymétrique.

L'analyse de la biomasse d'après le MESE par strate a indiqué que les valeurs des strates 13, 15 et 17 avaient été généralement constantes au fil du temps, avec des diminutions ne se produisant que récemment. En revanche, des diminutions marquées de la biomasse étaient évidentes dans la strate 14, expliquant le déclin global de la biomasse (figure 92). L'ajustement du MDT aux strates individuelles a donné des résultats similaires pour les strates 13 et 15. En revanche, les estimations de la biomasse pour la strate 17 étaient plus élevées avec une plus grande incertitude, tandis que celles pour la strate 14 étaient plus faibles (figure 93). Les plus grandes différences entre la biomasse propre à la strate estimée par le MESE et selon l'indice se produisaient pour la strate 14 (figure 94), où le modèle estimait systématiquement une biomasse plus élevée. Cette strate est également la zone où l'activité de pêche est la plus importante. La BSR, correspondant au produit de la biomasse totale et de la proportion correspondant à des femelles et des mâles en transition sexuelle, montrait des tendances similaires selon les trois approches (les deux modèles et l'indice de la zone balayée), bien que les résultats modélisés présentaient des creux et des sommets plus marqués que pour la biomasse globale (figure 95).

Productivité (recrutement, mortalité naturelle, exploitation)

Les densités de la biomasse des recrues propre au nœud selon le MESE indiquaient que la plus forte concentration de recrues se trouvait systématiquement dans la strate 17 (figure 96). Au départ, le recrutement s'étendait également aux strates 14 et 15; cependant, au cours des années suivantes, le recrutement était principalement limité à la strate 17, sauf en 2014. Le MESE, le MDT et la méthode de l'indice de la zone balayée fournissaient tous des tendances similaires de la biomasse totale des recrues. Le MDT estimait les niveaux de biomasse les plus élevés, le MESE indiquait des valeurs plus faibles et l'indice s'alignait plus étroitement avec le MESE la plupart des années, sauf en 2014, où il atteignait un sommet supérieur à celui des deux modèles (figure 97). Les mortalités naturelles selon le MESE et le MDT étaient similaires et indiquaient toutes les deux une augmentation évidente de la mortalité naturelle à partir de 2019–2020 et un sommet en 2023 (figure 98). On calcule les taux d'exploitation par année civile pour éclairer les gestionnaires des pêches, qui comparent les débarquements annuels à l'estimation de la biomasse au cours de la même année.

Les taux d'exploitation proportionnels estimés par le MESE étaient constants au cours des premières années, mais ils commençaient à fluctuer fortement à partir de 2010 et culminaient à plus de 9,5 % la dernière année (figures 99 à 101). La répartition spatiale des taux d'exploitation donne à penser que les taux les plus élevés sont situés dans un nœud dans les strates 13 et 17. Les zones en question ne sont pas associées à d'importantes activités de pêche en termes absolus, mais elles présentent des taux d'exploitation importants par rapport à leurs faibles densités de la biomasse estimées. Plusieurs nœuds, principalement dans les strates 13 et 17, affichaient des taux d'exploitation trop élevés (presque exactement 1), probablement en raison d'une pêche intensive menée juste à l'extérieur de la strate 17 et à une pêche ayant toujours eu

tendance à être effectuée vers l'automne dans la strate 13. Autrement, les activités de pêche sont généralement concentrées sur les nœuds situés à la limite entre les strates 14 et 15. Le diagramme représentant les taux d'exploitation temporels en fonction de la variation résultante de la biomasse a révélé qu'aucune augmentation de la biomasse n'était observée lorsque les taux d'exploitation étaient supérieurs à environ 7 % (figure 102). Les diagrammes du MDT montraient des résultats similaires (figures 103 à 105).

Projections sur un an

La projection sur un an du MESE indiquait que toutes les projections spatiales avaient tendance à être biaisées positivement et que la méthode la moins biaisée était celle fondée sur la croissance médiane et la projection sur l'échelle de la biomasse totale au lieu des nœuds individuels (figure 106). Cependant, aucune méthode n'a permis de refléter pleinement la diminution observée en 2023, car il s'agissait de la valeur aberrante pour toutes les méthodes. Même si l'ampleur de la diminution n'était pas bien saisie, toutes les méthodes de projection prévoyaient quand même une baisse en 2023 (figure 107). Les projections sur un an du MDT donnaient à penser que l'utilisation du taux de croissance médian présentait également le plus faible biais, quoique les différences entre les trois approches étaient faibles (figure 108). Cependant, elles montraient clairement que le modèle était fortement biaisé au cours des deux dernières années, la plus grande différence se produisant en 2023; la baisse de la biomasse en 2022 et 2023 était beaucoup plus importante que prévu par le modèle (il prédisait une diminution, mais pas d'une telle ampleur; figure 109). Ces résultats contrastent avec ceux du MESE, où seule l'année 2023 était problématique et non pas 2022 et 2023.

Exemples de tableaux de décision

L'exemple de tableau de décision fondé sur le MESE (tableau 14) prédit une baisse de la biomasse totale quel que soit le scénario de capture, la probabilité la plus faible étant de 77,1 % en l'absence de pêche et augmentant à 87,6 % avec des prises de 1 000 tonnes métriques. Le changement prévu de la biomasse va de -1 635 tonnes métriques (-10,3 %) en l'absence de pêche à -2 635 tonnes métriques (-16,5 %) avec des prises de 1 000 tonnes métriques, les taux d'exploitation correspondants allant de 0 % à 7,5 %. La biomasse projetée indiquée dans les tableaux de décision (qui tient compte non seulement des débarquements connus, mais aussi du TAC projeté) aurait donné des résultats presque aussi bons que ceux des projections sur un an; elle repose sur une approche légèrement plus prudente, mais saisit généralement assez bien la biomasse subséquente en raison du TAC connu (figure 110).

L'exemple de tableau de décision fondé sur le MDT (tableau 15) présente des résultats similaires, avec une probabilité de déclin allant de 86,2 % en l'absence de pêche à 94,1 % avec des prises de 1 000 tonnes métriques. Le changement prévu de la biomasse va de -1 712 tonnes métriques (-14,2 %) à -2 712 tonnes métriques (-22,6 %) avec des prises de 1 000 tonnes métriques, les taux d'exploitation correspondants allant de 0 % à 10,1 %. Enfin, la comparaison entre la biomasse projetée indiquée dans les tableaux de décision et les projections sur un an montre que les données dans les tableaux de décision auraient été prudentes, sous-estimant le plus souvent la biomasse future (figure 111). Pour illustrer les résultats que les modèles auraient produits lors des années moins favorables, on présente les tableaux de décision qui auraient été établis en 2018 pour l'année de pêche 2019 en utilisant le MESE et le MDT et les prévisions trop prudentes du MDT sont mises en évidence (tableaux 16 et 17).

POINTS DE RÉFÉRENCE

Comme il est décrit dans la conclusion, un consensus a été atteint sur le fait que le MESE était le meilleur modèle présenté dans le cadre des présents travaux. On l'a donc utilisé pour toutes les analyses des points de référence et des taux d'exploitation de référence; à partir d'ici, le terme « modèle » fait référence au MESE.

Relation stock-recrutement

Les diagrammes représentant la BSR en fonction des recrues par reproducteur l'année suivante (figure 112) suivent approximativement la forme du modèle théorique attendu de Ricker pour le stock reproducteur (valeur de $p = 0,041$, $r^2 = 0,224$). Cependant, la relation est entièrement déterminée par la dernière année de données. Le retrait de la dernière année de données se traduit par une ligne presque plate plutôt que par une relation, ce qui indique qu'il y a très peu de données probantes appuyant l'existence d'une relation stock-recrutement pour le stock (valeur de $p = 0,526$, $r^2 = 0,026$). Le diagramme représentant la BSR en fonction des recrues résultantes et comprenant une courbe de Ricker théorique ne fournit pas non plus de preuve de l'existence d'une relation stock-recrutement (figure 113). Cela donne à penser que le modèle permettrait également de constater que le niveau actuel historiquement bas du stock est très proche de B_{RMD} , car le sommet de la courbe correspond au point de données de 2024. Il n'y a donc aucune preuve d'un recrutement à des niveaux inférieurs de BSR. L'ajustement du recrutement avec l'approche en bâton de hockey est représenté par la ligne continue dans la figure 114, qui représente le niveau moyen utilisé lors des simulations pour la BSR.

Résultats des simulations

En ce qui concerne les simulations fondées sur l'absence de pêche visant à déterminer B_0 , toutes les combinaisons d'hypothèses dans le cadre de trois scénarios de climat/productivité (de référence, faible et intermédiaire) ont fini par se stabiliser (voir les exemples de chaque scénario aux figures 115 à 118). Cependant, les simulations du scénario de productivité élevée en l'absence de pêche ne se sont pas toutes stabilisées, même après 200 années simulées; elles ont plutôt semblé augmenter linéairement vers l'infini (figure 116). Les résultats de simulation indiquent que cette combinaison de paramètres de productivité (ceux estimés pour les années 2005 à 2011) n'est pas entièrement réaliste et qu'elle crée une production excédentaire qui augmente linéairement avec la biomasse et la BSR (sans dépendance à la densité à des niveaux de biomasse élevés). Cela se reflète dans les valeurs estimées de B_0 dans ce scénario, qui sont considérablement plus élevées que la BSR maximale observée dans la série chronologique accessible (figure 119).

Les valeurs seraient encore plus élevées si les simulations étaient exécutées sur une période plus longue. En outre, les différences importantes entre les différentes estimations de B_0 dans le scénario de productivité élevée indiquent que ces résultats sont probablement déterminés par les hypothèses utilisées pour la simulation, surtout compte tenu du faible nombre d'années de la série chronologique des valeurs observées pour cette période de productivité. En revanche, les simulations exécutées dans le cadre des trois autres scénarios de productivité ont produit des résultats moins variables, en particulier le scénario de référence, ce qui indique une plus grande résilience aux hypothèses. Tous les scénarios et paramètres donnent encore lieu à un nombre important de simulations dont les résultats vont presque à zéro, en raison des grandes incertitudes entourant la plupart des composantes du stock (figures 115 à 118).

En ce qui concerne la détermination de B_{RMD} , tous les taux d'exploitation déterminés comme maximisant les débarquements moyens à long terme se situaient entre 1 % et 3,5 %, le scénario de faible productivité donnant généralement des taux d'exploitation plus faibles

(figure 120). Pour les autres scénarios de productivité, la plupart des taux d'exploitation déterminés étaient de 2 % ou 3,5 %. Toutefois, l'examen des débarquements réels en tonnes métriques, définis comme la moyenne à long terme des débarquements annuels, a révélé des différences évidentes entre chaque scénario de productivité; en effet, le scénario de référence oscillait autour de 500 tm, le scénario de productivité faible oscillait autour de 250 tm, le scénario de productivité intermédiaire oscillait autour de 700 tm et le scénario de productivité élevée oscillait autour de 1 500 tm, mais avec des différences beaucoup plus grandes entre les hypothèses de simulation (figure 121). À l'exception du scénario de productivité élevée, tous ces débarquements moyens étaient inférieurs à la moyenne des débarquements depuis 1991, soit 804 tm (tableau 1). Les écarts-types associés aux débarquements annuels étaient tous relativement semblables pour les scénarios de productivité de référence, intermédiaire et élevée, oscillant autour de 280 à 300 tm, tandis que le scénario de productivité faible avait tendance à présenter des écarts-types plus faibles (figure 122). La figure 123 illustre les BSR stables obtenues à ces taux d'exploitation fondés sur le RMD.

Les différents PRL, fondés sur B_0 et B_{RMD} d'après des simulations ou des approximations historiques (comme il est décrit ci-dessus), ont été comparés à la BSR observée (figure 124). Tous les PRL fondés sur le RMD, à l'exception du scénario de productivité élevée, étaient considérablement inférieurs à toutes les valeurs observées dans le stock de crevettes nordiques de l'EPNE à ce jour, même si l'on considérait les indices préalables à l'introduction de la grille Nordmøre. Le PRL estimé en fonction de B_0 dans le scénario de productivité élevée était considérablement plus élevé que tous les autres PRL, ce qui est attendu étant donné ses résultats irréalistes. Les deux approximations historiques, ainsi que le PRL fondé sur B_{RMD} du scénario de productivité élevée, placent le PRL exactement à la BSR la plus faible observée (10 805 tm) ou environ 27 % en dessous de cette valeur (7 834 tm).

Taux d'exploitation de référence

L'analyse fondée sur la méthode d'indice a permis d'établir une relation positive entre $relF_t$ et Ψ_t , ce qui est le contraire de la relation attendue si la mortalité par pêche est le principal facteur de changement dans l'abondance du stock (figure 125). Ce résultat s'explique en partie par le faible nombre d'années utilisées dans cette analyse (seuls 11 points de données ont été examinés compte tenu du décalage de cinq ans et de l'approche de la moyenne mobile), et reflète probablement la réaction des gestionnaires aux changements dans le stock, plutôt que la réaction du stock aux décisions de gestion. Dans ce cas, la relation positive indique qu'à mesure que l'état du stock s'est dégradé, les gestionnaires ont adopté une approche réactive aux changements négatifs en diminuant la mortalité par pêche relative en moyenne.

Cependant, cette approche ne permet pas de fournir une orientation concernant le TER étant donné l'absence d'une relation négative. Malheureusement, des méthodes encore plus simples fondées sur de simples observations visuelles des taux d'exploitation et les changements de la biomasse qui en résultent l'année suivante ne permettent pas non plus de fournir une orientation, que ce soit en fonction de la biomasse totale (figure 126) ou de la BSR (figure 127). Une relation négative pour la biomasse (et non pour la BSR) semblait exister lorsque l'observation a été effectuée lors de la réunion sur le cadre tenue les 29 et 30 octobre 2024, pendant laquelle les données de 2024 n'ont pas été prises en compte, mais cette relation a disparu après l'inclusion des données de 2024.

Tableaux de décision

Une relation linéaire a été établie entre la proportion de mâles d'âge 4+ par rapport au total des femelles dans l'analyse de mélange et la variation annuelle du pourcentage de la biomasse qui correspond à la BSR (figure 128). Un modèle linéaire révèle que les tableaux de décision

fondés sur la BSR présentent des résultats similaires à ceux des tableaux de décision fondés sur la biomasse (tableaux 18 et 19). Les années précédentes, ils ont aussi donné aussi des résultats similaires à ceux des tableaux de décision fondés sur la biomasse (figure 129).

INDICATEURS DE L'ÉTAT DU STOCK

Caractéristique de l'abondance

L'indice de la biomasse d'après le relevé fondé sur la zone balayée est fortement corrélé à la biomasse totale d'après le modèle, bien qu'il semble varier plus fortement d'une année à l'autre que la biomasse totale d'après le modèle (figure 130). Ce résultat indique qu'il n'y a aucun problème à utiliser la biomasse totale d'après le modèle plutôt que l'indice.

Les diagnostics liés aux CPUE communes normalisées proposées pour les flottes de pêche à engin mobile révèlent des problèmes mineurs associés à la queue inférieure de la distribution, mais un ajustement raisonnable dans l'ensemble aux hypothèses modélisées (figure 131). Une comparaison des méthodes révèle que les CPUE communes modélisées sont nettement inférieures aux deux anciennes CPUE (figure 132). Cette différence est principalement attribuable à la structure de modélisation, qui élimine l'effet moyen de chaque flotte, l'effet moyen de chaque strate, l'effet moyen de chaque navire (ce qui peut biaiser positivement les CPUE lorsque les prises de quelques navires sont considérablement meilleures) et l'incidence moyenne du mois (et donc de la saison). Les trois modèles montrent des tendances similaires pour les CPUE, ainsi que pour la biomasse totale d'après le modèle (figure 133), ce qui appuie une large concordance entre les approches. Ce résultat révèle que le nouvel indicateur des CPUE serait utile, mais qu'il représenterait un type d'information différent (se rapprochant probablement de la population sous-jacente) par rapport aux CPUE précédentes qui sont plus proches des CPUE moyennes observées pendant l'année en question (et qui sont donc plus représentatives de la pêche elle-même).

En comparant différents seuils potentiels des CPUE pour l'indicateur de la zone de pêche commerciale et l'effort annuel, il devient évident que presque tous les seuils examinés pour les CPUE reflètent les tendances liées à l'effort (figure 134). On peut donc remettre en question leur utilité, car la croyance que les changements dans la zone de pêche commerciale reflètent les changements dans la population serait confirmée par des différences entre l'effort et cet indicateur. Cependant, le seuil de 450 kg/h ne semble pas refléter l'effort aussi bien que les autres, ce qui indique sa plus grande indépendance par rapport à l'effort que les autres seuils. Cela donne à penser que le seuil de 450 kg/h est plus informatif sur la répartition des densités de population d'après les données de la pêche commerciale que les autres seuils, qui ne semblent contenir que des renseignements liés à l'effort.

Le nombre moyen de crevettes nordiques capturées pendant le relevé du crabe des neiges suit des tendances similaires à celles de la BSR (figure 135). La corrélation la plus forte se produit lorsque le nouvel indicateur du nombre de prises accessoires de crevettes nordiques précède la BSR d'une année, ce qui signifie que ce nombre (qui est capturé à l'automne) est davantage lié au relevé de juin de l'année suivante qu'au relevé de l'année en cours. Cette tendance peut donc fournir de l'information utile sur la population de crevettes nordiques à une période de l'année où il manquait de données indépendantes de la pêche par le passé.

L'indicateur de la zone occupée présente une variabilité interannuelle modérée, mais un déclin global depuis le sommet de 2009 (à l'exclusion d'un sommet en 2014; figure 136). Ces deux années coïncident avec des sommets de recrutement, comme le montre le modèle, et suivent une tendance similaire à celle de la biomasse fondée sur le modèle (figure 30). La BSR semble précéder le recrutement d'un an, comme pour l'indicateur des prises accessoires de crevettes

nordiques. Si l'on examine la répartition spatiale en fonction de la présence ou de l'absence des prises accessoires de crevettes nordiques pendant le relevé du crabe des neiges, cette diminution est principalement due à une disparition des crevettes nordiques de deux zones, à savoir le long du littoral de la Nouvelle-Écosse à partir de 2011 et dans une région au nord de l'île de Sable (figure 137).

Caractéristique de la productivité

Les tendances liées à la biomasse des recrues d'après le modèle et à l'indice d'après le sac ventral sont pratiquement identiques et fortement corrélées (figure 138), ce qui indique que la biomasse des recrues d'après le modèle devrait fournir des renseignements semblables à ceux de l'indice d'après le sac ventral.

L'indicateur des crevettes d'âge 2 n'est pas corrélé avec une autre composante du stock d'une manière significative du point de vue biologique, qu'il soit basé sur le recrutement (ce qui aurait été prévu) ou la BSR (figure 139). Ce résultat donne à penser que l'indicateur des crevettes d'âge 2 ne saisit pas le recrutement dans la pêche, ce qui indique un problème potentiel lié à la sélectivité; il ne semble donc pas fournir d'information utile dans le contexte des avis stratégiques annuels.

L'indicateur des crevettes d'âge 4 n'est pas non plus fortement corrélé avec les autres composantes du stock (figure 140). Cependant, ce résultat est probablement plus attribuable à l'âge qu'à des problèmes de sélectivité, car la classe d'âge 4 comprend une proportion relativement importante de mâles encore juvéniles et de mâles qui en sont aux débuts de la transition sexuelle. Il convient d'explorer des améliorations à apporter à l'analyse de mélange afin de déterminer plus clairement les classes d'âge.

La BSR d'après le modèle est très semblable à celle fondée sur la zone balayée précédente (figure 141) et elle fournit des renseignements similaires; par conséquent, les décisions fondées sur la BSR d'après le modèle devraient être aussi fiables que celles fondées sur les approches précédentes.

La taille au moment de la transition sexuelle affiche des corrélations avec la biomasse et la BSR d'après le modèle après dissociation des tendances (figure 142), ce qui indique qu'une augmentation de la taille au moment de la transition sexuelle est associée à une augmentation de la biomasse et de la BSR l'année suivante. Une autre corrélation intéressante est celle du recrutement qui fait ressortir un cycle de quatre ans, un recrutement supérieur entraînant une taille supérieure au moment de la transition sexuelle l'année suivante. Il y a ensuite une corrélation avec une diminution de la taille au moment de la transition sexuelle l'année suivante. Cette corrélation pourrait être interprétée comme une preuve de la dépendance à la densité pour les petites crevettes et pourrait être en partie responsable du cycle de recrutement sur quatre ans qui a été observé par le passé dans le stock de crevettes nordiques de l'EPNE. On peut en voir d'autres preuves dans les corrélations avec les taux de croissance d'après le chalut principal, qui sont une approximation de la fréquence selon la longueur, où les taux de croissance régissent la taille au moment de la transition sexuelle dans les directions positive (décalage de 4 et 5 ans) et négative (décalage de 1 et 2 ans).

Il y a des corrélations entre la taille maximale et la biomasse et la BSR dissociées des tendances (figure 143), où une augmentation de la biomasse (et potentiellement de la BSR, bien que la corrélation ne soit pas significative) est associée à une augmentation de la taille maximale l'année suivante, puis à une diminution de la taille maximale deux et trois ans plus tard. Ces corrélations appuient la possibilité d'une relation dépendante de la densité et pourraient également expliquer en partie le cycle de quatre ans du stock.

Caractéristique des effets de la pêche

Le dénombrement des prises commerciales est corrélé avec la BSR, ce qui indique qu'ils ont tendance à suivre des tendances similaires (figure 144), bien que cela soit principalement attribuable à la tendance à la baisse des deux. Le dénombrement est également négativement corrélé avec le recrutement au cours de la même année; autrement dit, il tend à être inférieur lorsque le recrutement est élevé (figure 144). Cela est inattendu, car un dénombrement inférieur signifie que les crevettes sont grosses en moyenne et, bien que la pêche commerciale ne capture pas les recrues, on ne s'attendait tout de même pas à ce qu'une relation soit recensée. Étant donné le faible nombre d'années utilisé aux fins de ces analyses et la grande quantité de FAC examinées, il est possible que cette relation soit fausse, mais elle pourrait aussi indiquer qu'il est plus facile de cibler les grosses crevettes les années où le recrutement a été important; par exemple, par un changement de comportement. Il faut mener d'autres recherches pour déterminer tout lien de causalité. L'explication la plus probable, c'est qu'une augmentation du recrutement entraîne un dénombrement supérieur deux ans plus tard, lorsque les recrues deviennent suffisamment grosses pour être capturées dans les filets de la pêche commerciale. Étant donné que l'engin de relevé est similaire à l'engin de pêche commerciale, cette explication pourrait appuyer l'existence possible d'un problème de sélectivité pour les crevettes d'âge 2.

Les taux d'exploitation nouvellement calculés (global et femelles) suivent des tendances similaires à celles obtenues avec les méthodes précédentes, bien qu'ils soient constamment plus faibles en raison de l'échelle plus élevée des estimations provenant du modèle (figure 145). Les premières années, les indicateurs provenant du modèle et ceux provenant de l'indice sont légèrement différents, mais les tendances sont presque identiques dans l'ensemble. Cependant, les taux d'exploitation provenant du modèle sont tous considérablement plus faibles que ceux provenant de l'indice, en raison de l'ampleur accrue des estimations du modèle. Cela est lié à l'utilisation d'une distribution log-normale plus appropriée, comme il en a été question lors de la réunion sur le cadre tenue les 29 et 30 octobre 2024.

La corrélation inattendue avec la taille moyenne des femelles indique qu'une augmentation de la BSR est associée à une diminution de la taille moyenne des femelles au cours des deux années suivantes (figure 146). Cela peut être une indication de la dépendance à la densité causée par une concurrence au sein des groupes de larves plus importants provenant d'une BSR supérieure qui entraîne une transition sexuelle plus précoce. Il semble également qu'une augmentation de la taille moyenne des femelles entraîne une diminution du taux de croissance des recrues (ce qui signifie une plus grande proportion de très petites crevettes) l'année suivante, indiquant potentiellement une reproduction plus tardive des grosses femelles.

Caractéristique de l'écosystème

L'indice de la prédation ne semble pas présenter de corrélations évidentes ou significatives sur le plan biologique, bien que cela puisse être dû en partie à l'accessibilité des données (la présente analyse est fondée sur 13 années de données seulement, car les corrélations croisées ne peuvent pas être utilisées lorsqu'il y a des ruptures dans les séries chronologiques; figure 147). Lors de l'évaluation des indices propres à des prédateurs individuels, la principale corrélation était que le recrutement total de la crevette nordique devance positivement d'un an le recrutement de la morue franche, ce qui indique potentiellement que le recrutement de la morue franche répond au recrutement de la crevette nordique et non l'inverse (figure 148). Il existe quelques relations avec le recrutement du flétan du Groenland (figure 149), bien qu'aucune n'ait de signification évidente sur le plan biologique.

Si l'on examine les espèces de prédateurs possibles (figures 150 et 151), les fluctuations extrêmes du nombre de sébastes indiquent une interférence par des facteurs externes

(changements de comportement, problèmes de capturabilité, etc.), ce qui rend ces valeurs peu fiables. Cela ne signifie pas que les sébastes ne sont pas des prédateurs de la crevette nordique, mais plutôt que l'indice des sébastes tel qu'il est saisi par le relevé de l'écosystème au chalut mené en été ne représente pas bien la pression qu'ils peuvent exercer en tant que prédateurs. L'encornet nordique a affiché des sommets particulièrement importants en 2019-2020; cependant, il n'est pas possible de l'utiliser aux fins des présents travaux parce que la ligne est plate dans la majorité du reste de la série chronologique (et que les méthodes fondées sur les FAC ne peuvent pas tenir compte des années manquantes). La merluche blanche est rare par rapport aux autres espèces et tout changement dans son abondance serait complètement éclipsé si elle était incluse dans un indicateur général. En revanche, l'indicateur du merlu argenté semble prometteur, bien qu'il ne soit malheureusement pas lié aux paramètres du stock (figure 152). Il reste donc la plie canadienne, la morue franche et le flétan du Groenland. Lorsque l'on crée un indicateur fondé sur l'abondance moyenne de ces trois espèces de prédateurs, on remarque une corrélation positive avec la BSR, bien que ce nouvel indicateur entraîne une diminution de la BSR lorsqu'elle est dissociée de la tendance (figure 153). Dans l'ensemble, cela donne à penser que la crevette nordique et ces prédateurs pourraient connaître des diminutions similaires de leur abondance, un indicateur fondé sur des prédateurs précis élevé étant associé à une diminution de la BSR l'année suivante. Cette relation appuie l'utilisation de cet indicateur pour l'évaluation du stock l'année suivante.

Les relations entre les températures au fond enregistrées lors du relevé et la biomasse, la BSR, la mortalité naturelle et le recrutement sont intéressantes. Une biomasse et une BSR élevées sans dissociation de la tendance semblent être associées à des températures inférieures à quelques décalages (figure 154), mais il s'agit principalement d'une tendance générale selon laquelle les régimes de températures élevées sont associés à une biomasse inférieure au cours de la dernière décennie. De même, une mortalité naturelle élevée est associée à des températures élevées l'année suivante, principalement en raison de la période du régime de températures élevées. Le recrutement ne semble pas afficher de corrélation. Lorsque ces composantes sont dissociées de la tendance, une augmentation annuelle de la température correspond à une augmentation de la biomasse et de la BSR (figure 155). Cela indique une double incidence potentielle de la température, où une augmentation annuelle peut entraîner de meilleures conditions et des augmentations de la biomasse, mais des températures élevées à long terme entraînent de mauvaises conditions biologiques pour la crevette nordique de l'EPNE. On ne s'attendait pas à une relation négative un an plus tard entre le recrutement et la température au fond, car il n'y a pas d'explication biologique évidente, ce qui indique une relation potentiellement fausse.

La TSM n'est pas corrélée avec la biomasse, la BSR, ni le recrutement (figure 156), bien qu'il semble y avoir une légère corrélation positive la même année avec la mortalité naturelle. Cette corrélation disparaît après la dissociation de la tendance (figure 157), mais il peut davantage s'agir d'une association entre le régime de températures élevées et des années de mortalité supérieure que d'une relation un pour un directe.

Le recrutement du crabe des neiges, examiné au moyen de seulement 16 années de données en raison de lacunes dans la série chronologique, semble principalement corrélé à la mortalité naturelle, où une mortalité naturelle supérieure de la crevette nordique semble entraîner un recrutement inférieur du crabe des neiges l'année suivante (figure 158). Cet indice permettrait de suivre les espèces sympatriques, qui réagissent de manière similaire aux pressions environnementales se reflétant dans la mortalité naturelle. Cependant, un consensus a été atteint quant à son retrait de l'approche des feux de circulation à l'avenir parce qu'il ne fournit pas de nouvelles données comparativement à tous les autres indicateurs.

La liste définitive des indicateurs pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE qui sera utilisée dans le cadre de l'approche des feux de circulation à l'avenir est présentée dans le tableau 20, et tous les nouveaux indicateurs sont présentés à la figure 159, avec les indicateurs propres aux caractéristiques mis à jour. Tous les nouveaux indicateurs moyens sont présentés à la figure 160.

SOURCES D'INCERTITUDE

Aucun moyen distinct ne permet de déterminer l'âge des crevettes nordiques ou de tenir compte des erreurs liées à la détermination de l'âge dans le cadre des calculs de la longueur selon l'âge attendue, lesquels reposent sur des analyses selon la cohorte et le mode. Ainsi, une méthodologie permettant d'obtenir des données concrètes sur l'âge améliorerait la qualité de l'ajustement de von Bertalanffy et les calculs de croissance ultérieurs.

Il existe une incertitude quant au fichier de forme utilisé pour la strate 17, illustrée par les taux d'exploitation locaux trop élevés estimés par les modèles. Ces taux d'exploitation élevés et les données du SSN pour la zone indiquent qu'une proportion des activités de pêche a lieu juste au nord de la limite du fichier de forme. Lorsque l'on utilise ce fichier de forme pour générer des stations de relevé, cette zone est exclue du relevé annuel et les données résultantes alimentant le modèle peuvent ne pas refléter entièrement les activités de pêche dans cette région. Bien que l'équipe de recherche travaille à l'acquisition d'un fichier de forme mis à jour pour la strate 17, il n'a pas été possible de le terminer à temps pour le cadre.

L'occurrence possible de femelles primaires, que l'on sait présentes dans les populations méridionales, est une source d'incertitude associée aux changements climatiques (Bergstrom 1997). Bien qu'elles n'aient pas été observées sur l'EPNE, la hausse des températures attribuable aux changements climatiques aura probablement une incidence sur la maturation de la crevette nordique et les calculs de la BSR si des femelles primaires commencent à fréquenter ces eaux. Il existe également une hypothèse selon laquelle les juvéniles et les femelles matures se déplacent d'une zone à l'autre, ce que les modèles ne peuvent pas suivre pour le moment. La mise en œuvre d'une composante de déplacement pour ces classes d'âge améliorerait probablement la capacité du modèle spatial à suivre le recrutement; toutefois, elle n'a pas été élaborée pour le MESE et nécessiterait des recherches approfondies.

Le relevé de la crevette nordique de l'EPNE a une couverture spatiotemporelle très limitée, car il se déroule en juin dans des strates définies. Bien que les crevettes nordiques se regroupent systématiquement dans les zones étudiées à cette période de l'année, on sait que leur répartition spatiale change considérablement selon la saison, ce qui n'est pas suivi ici. De plus, l'étendue limitée du relevé complique les comparaisons avec des données externes (p. ex. indice de la prédation) en ce sens que des corrélations pourraient être recensées (ou omises) non pas parce qu'il y en a (ou pas), mais plutôt parce que les échelles auxquelles les deux composantes sont observées ne correspondent pas assez bien pour que ces relations soient claires.

Pour les points de référence, les simulations utilisant le RMD sont fondées sur une série chronologique très courte (20 ans), qui représente un aller simple vers le bas. La règle de base pour ces simulations est d'avoir une série chronologique qui comprend au moins deux déclins et deux rétablissements, de façon à établir des points de référence représentatifs. Les simulations présentées ici sont probablement biaisées négativement, étant donné qu'elles reposent sur des données associées à un seul déclin sans rétablissement.

La difficulté d'établir l'âge des crevettes nordiques et l'utilisation de l'analyse de mélange pour déterminer l'âge des cohortes introduisent une incertitude dans les estimations de la croissance

de la population, en particulier par rapport à d'autres espèces dont l'âge peut être établi directement. En outre, il faudrait mener des recherches approfondies pour mieux distinguer les relations existant entre la croissance, la productivité et le vieillissement et les changements associés à la température et aux ressources alimentaires.

La vaste empreinte spatiale du relevé du crabe des neiges chevauche bien les ZPC sur l'EPNE, et même si les prises de crevettes nordiques sont accessoires et qu'il y a des incertitudes quant à la capturabilité, elles offrent une autre source de données sur la répartition du stock. De plus, comme le relevé a lieu tard dans l'année (ce qui est avantageux si les données du relevé de la crevette nordique sur l'EPNE sont insuffisantes pour une année donnée), les données ne sont pas accessibles à temps pour l'évaluation ou la mise à jour annuelle du stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Cela signifie que, comme les années précédentes, les données provenant du relevé du crabe des neiges sont décalées d'un an, reflétant l'automne/hiver précédent plutôt que la période actuelle.

Étant donné que le relevé du crabe des neiges et le relevé de l'écosystème au chalut mené en été ne sont pas dirigés par l'unité responsable de la crevette nordique de la Direction des sciences du MPO, il y a eu des moments dans le passé où des facteurs externes (p. ex. retards liés au navire) ont donné lieu à des données manquantes dans les séries chronologiques respectives, ce qui introduit une incertitude dans l'évaluation du stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Enfin, les corrélations examinées ici reposent sur des séries chronologiques courtes d'environ 20 ans (les séries chronologiques avec des données manquantes étant encore plus courtes) dont il peut être difficile de tirer des conclusions concluantes.

RECHERCHES FUTURES

Beaucoup de travail a été effectué en vue d'éclaircir le TER pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE; toutefois, les méthodes explorées dans le présent document ne se sont pas avérées fructueuses en raison des courtes séries chronologiques et des grandes variations du stock attribuables à l'environnement. Cependant, cela ne signifie pas qu'aucune orientation ne pourra jamais être fournie sur un TER adéquat, mais plutôt que d'autres méthodes doivent être explorées en premier. Il s'agit d'une priorité élevée pour les recherches futures.

L'une des principales conclusions de la première réunion sur le cadre pour la crevette nordique de l'EPNE, qui s'est tenue les 29 et 30 octobre 2024, était que le relevé de la crevette nordique de l'EPNE, tel qu'il est actuellement conçu, était trop limité pour permettre de saisir correctement ce qui arrive au stock loin des zones principales. Cela a de multiples répercussions, la première étant que la biomasse a probablement été sous-estimée au point culminant de la pêche, mais qu'elle n'est probablement plus sous-estimée. Cela signifie que le déclin pourrait avoir été plus important qu'indiqué. L'exploration d'options pour améliorer et élargir la couverture du relevé à l'avenir devrait également être considérée comme une priorité élevée pour ce stock.

Le modèle choisi pour l'évaluation du stock (MESE), tel qu'il est actuellement conçu, ne peut pas intégrer toutes les données de relevé accessibles étant donné l'absence de renseignements fiables sur le recrutement avant 2005. Une priorité dans le cadre des recherches qui seront menées d'ici le prochain cadre pour la crevette nordique de l'EPNE devrait être d'explorer les améliorations et les modifications à apporter en vue de rendre toutes les données accessibles utilisables, dans un cadre uniifié et d'une manière statistiquement raisonnable. Une autre source de données sous-utilisée en ce qui concerne la santé de la crevette nordique est les marqueurs de santé tels que la prévalence des maladies qui sont suivis dans le cadre de l'échantillonnage détaillé effectué pendant le relevé. L'examen de ces données et l'élargissement des analyses pour obtenir des indicateurs de la santé de la crevette

nordique seraient un avantage net pour le stock. Des améliorations supplémentaires à de nombreux indicateurs de l'approche des feux de circulation aideraient également à améliorer l'évaluation globale du stock. Par exemple, des travaux ont déjà été effectués sur l'utilisation d'une zone élargie pour l'obtention d'indices de la prédation selon le relevé de l'écosystème au chalut, et la mise en œuvre complète de cette approche élargie améliorera probablement ces indicateurs. De plus, les effets de la prédation selon l'âge pourraient être examinés et utilisés en vue d'améliorer les méthodes.

La plupart des travaux présentés ici sont largement axés sur la capacité à améliorer les prévisions sur un an et les avis scientifiques fournis aux responsables de la gestion des ressources du MPO. Cependant, il serait probablement utile de mieux comprendre les perspectives à long terme du stock, notamment l'incidence des effets à moyen et long terme des changements dans les facteurs océaniques, comme le réchauffement, l'acidification, les niveaux d'oxygénation et la salinité. Ces facteurs pourraient également aider à mieux comprendre la dynamique du stock, surtout en ce qui concerne le recrutement et la fertilité.

Il y a deux raisons qui peuvent expliquer le fait que l'indicateur des crevettes d'âge 2 ne se rapporte pas à l'indicateur des crevettes d'âge 1 (recrues) ni aux indicateurs ultérieurs, de quelque façon que ce soit :

1. soit l'analyse de mélange ne réussit pas à séparer les cohortes;
2. soit les cohortes ne sont pas bien capturées par l'engin de relevé et, par conséquent, des problèmes de sélectivité empêchent une quantification appropriée des petites crevettes.

Il serait difficile de déterminer laquelle de ces deux explications est correcte, alors une approche à deux volets pour ce problème est probablement la meilleure option; c'est-à-dire faire des recherches sur les méthodes d'analyse de mélange ainsi que sur les méthodes de détermination de l'âge et de modélisation de la croissance des crevettes. Une fois que l'on aura davantage confiance en la classification selon l'âge des petites crevettes, on pourra effectuer des analyses de la sélectivité appropriées.

CONCLUSION

Le MDT et le MESE ont donné des résultats avec des échelles et des tendances similaires, tandis qu'un manque de convergence appropriée a rendu le MDRS inutilisable pour l'évaluation du stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Le MDT a présenté une tendance constante à la baisse, tandis que le MESE a capturé deux plateaux au cours d'années différentes, mais en présentant une tendance générale à la baisse depuis 2005. Le MESE a estimé tous les paramètres de manière fiable, alors que le MDT a connu des difficultés avec la variance du processus de la biomasse, probablement en raison de la quantité trop petite de données. Les deux modèles ont présenté des preuves que la pêche peut avoir une incidence sur la santé du stock, car la biomasse totale diminuait habituellement lorsque le taux d'exploitation dépassait 6 %.

Les tendances rétrospectives de la biomasse totale sont plus faibles d'après le MESE que le MDT, mais les deux modèles produisent des tendances démographiques comparables au fil du temps. Aucun des deux modèles n'a reflété une tendance de la mortalité naturelle sans les données de 2022 et 2023 et, bien qu'ils aient prédit correctement la diminution observée en 2023, ils ont tous les deux sous-estimé l'ampleur de la baisse. Le MDT a également sous-estimé la diminution observée en 2022.

Selon plusieurs lignes de raisonnement (augmentation de la mortalité naturelle, erreurs de processus constantes, champs aléatoires, etc.), les extrants des deux modèles indiquent une

chute spectaculaire de la productivité depuis 2005. De façon générale, le MDT et le MESE ont donné de bonnes prévisions jusqu'en 2022 et 2023, respectivement, et ils ont prévu la baisse de la population, mais pas son ampleur. Autrement, les projections des deux modèles fondées sur les taux de croissance médians et la mortalité naturelle moyenne étaient cohérentes et non biaisées. Cela donne à penser que, bien que la diminution ait été constante, l'année 2023 a constitué un écart par rapport à la norme en termes de productivité et de mortalité naturelle.

Les analyses présentées ici ont permis de conclure que le MDT et le MESE fournissent des approches de modélisation raisonnables à utiliser dans l'évaluation du stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Les deux modèles ont établi une relation entre la biomasse totale et la mortalité par pêche, ce qui appuie davantage leur potentiel de fournir des données fiables qui pourraient être utilisées à l'appui des décisions en matière de gestion des pêches. Malgré cela, il est recommandé d'utiliser le MESE pour l'évaluation du stock à l'avenir pour les raisons suivantes :

1. une mortalité par pêche spatialement agrégée qui est modélisée directement;
2. une performance supérieure en ce qui concerne les analyses rétrospectives de la biomasse;
3. la fourniture de données plus granulaires et plus précises sur la dynamique du stock grâce à sa composante spatiale;
4. la capacité à tenir compte de préoccupations futures, notamment l'introduction d'une composante de déplacement.

Les tableaux de décision fondés sur la BSR semblent aussi efficaces que ceux fondés sur la biomasse; il est donc proposé que les deux tableaux soient fournis dans le cadre des avis scientifiques annuels sur le stock de crevettes nordiques de l'EPNE. En revanche, ce stock ne présente pas de relation stock-recrutement forte, du moins pas au cours des années de données actuelles. L'information limitée qui est actuellement accessible est principalement influencée par une seule année, qui se trouve être la dernière année de la série chronologique.

En ce qui concerne les points de référence, les simulations fondées sur le RMD sont problématiques pour plusieurs raisons. Le scénario de productivité élevée, qui est l'approche qui correspond le plus aux points de référence précédents en fonction d'une période de productivité similaire (bien que plus courte dans l'approche du modèle), semble irréaliste sur le plan biologique parce que les simulations ne donnent pas de résultats stables en l'absence de pêche. Il donne des estimations biaisées positivement de B_0 et B_{RMD} . Cette situation est aggravée par les grandes différences de valeurs selon les hypothèses sous-jacentes, ce qui indique que ce sont ces dernières et non pas les données qui sont à l'origine des différences (surtout compte tenu du très petit nombre d'années utilisées pour ce scénario). Les autres scénarios donnent des résultats plus raisonnables en ce sens qu'ils se stabilisent en l'absence de pêche; cependant, ils se stabilisent à des niveaux considérablement inférieurs à la BSR maximale observée pour la crevette nordique dans la série chronologique, plaçant B_0 environ aux deux tiers de la BSR maximale observée. De plus, ces autres scénarios aboutissent tous à la conclusion selon laquelle B_{RMD} est près de la BSR actuelle. Cela est presque entièrement attribuable à l'incidence de la quantité de recrues par reproducteur en 2024, qui renseigne essentiellement la totalité de la courbe de Ricker et qui constitue le seuil pour réduire la quantité de recrues par reproducteurs en dessous d'elle dans l'approche en bâton de hockey. Toutes ces simulations placent donc le PRL à des niveaux inférieurs à tout ce qui a été observé par le passé pour le stock, même lorsqu'elles incluent les données antérieures au début de la série chronologique obtenues à partir du modèle. De plus, les scénarios placent tous F_{RMD} à des niveaux extrêmement faibles par rapport aux débarquements passés, tant en termes de pourcentages que de débarquements moyens (la variabilité aboutissant à des débarquements

« durables » de 150 tm certaines années). Enfin, les grandes incertitudes quant à toutes les composantes du stock et les relations font en sorte qu'un nombre important de simulations, même dans les meilleures conditions, s'effondrent à zéro, même en l'absence de pêche, ce qui empêcherait leur sélection selon une orientation normale.

Bien que certains signes d'une relation négative attendue dans le cadre de l'analyse visuelle de la biomasse aient été présentés lors de la réunion sur le cadre tenue les 29 et 30 octobre 2024, elle ne reposait pas sur les données de 2024; cette relation a disparu après l'intégration des données de 2024 dans le cadre des présents travaux. De plus, la BSR n'a jamais affiché de relation négative, même lorsque l'on ignorait les données de 2024. En revanche, la relation entre les taux d'exploitation et les changements dans le stock illustrés dans les analyses présentées ici donne des résultats opposés à ceux auxquels on pourrait s'attendre si la pêche était un facteur de la dynamique du stock, ce que présument la plupart de ces types d'analyses. Cela donne à penser que ce n'est pas le stock qui réagit aux mesures de gestion, mais les gestionnaires qui réagissent aux changements dans le stock. Il ne s'agit pas nécessairement d'un résultat négatif, car il indique que les gestionnaires ont fait des efforts et bien réagi au déclin du stock. Cependant, il indique également que les principaux facteurs de changement du stock de crevettes nordiques de l'EPNE sont liés à l'environnement plutôt qu'à la pêche. Cela ne signifie pas que la pêche n'a pas d'incidence sur le stock, mais plutôt que son incidence se confond avec la mortalité naturelle supérieure causée par des changements dans l'environnement, ce qui complique grandement leur différenciation. Cette constatation est appuyée par la comparaison entre les taux d'exploitation estimés par le modèle, qui varient entre 2 et 10 % en général, et les taux de mortalité naturelle proportionnels estimés par le même modèle, qui varient entre 25 et 45 %.

Étant donné que le RMD présume implicitement que l'activité de pêche est le principal facteur de la variation d'un stock, cette conclusion discrédite l'utilisation d'un PRL fondé sur le RMD pour guider la gestion du stock de crevettes nordiques de l'EPNE. Elle appuie plutôt un PRL fondé sur B_0 (comme à partir d'une approximation historique), qui est probablement plus approprié pour ce stock que celui qui présume que la pêche est un facteur principal de changement de la population, comme B_{RMD} . Le PRL précédent traitait la taille moyenne du stock pendant la période de productivité qui a été choisie comme une estimation de B_{RMD} . Toutefois, étant donné que l'effort et les CPUE ont commencé à suivre la même tendance seulement vers 2001-2002 (figure 134), il ne semble pas irréaliste de présumer que la BSR maximale qui a eu lieu en 2010, mais qui était relativement similaire aux niveaux observés en 2005-2006, est une représentation juste de la capacité de charge compte tenu de sa proximité avec le début de la pêche à pleine efficacité.

Les points de référence fondés sur le RMD présentés ici sont considérés comme inappropriés pour le stock de crevettes nordiques de l'EPNE pour les raisons suivantes : les relations stock-recrutement sont entièrement déterminées par l'événement de recrutement de 2024 (les simulations placent donc le stock à B_{RMD} actuellement, ce qui correspond également à des niveaux historiquement bas de la BSR); les résultats sont irréalistes du point de vue biologique lors de l'utilisation de la période de productivité élevée; il est extrêmement risqué de placer le PRL à des niveaux nettement inférieurs à tout ce qui a été observé pour le stock. Il reste ainsi les approximations historiques présentées précédemment. Si on le plaçait au plus bas niveau de BSR à partir duquel il y a eu un recrutement, le PRL correspondrait à la BSR de 10 805 tm enregistrée en 2023. Bien qu'il s'agisse de l'approche la plus prudente examinée dans le présent document, des données probantes révèlent que les capacités reproductrices du stock n'avaient pas encore subi de dommages graves à ce niveau étant donné qu'il a été associé à la plus grande quantité de recrues par reproducteurs enregistrée.

Il est donc recommandé d'utiliser un PRL fondé sur l'approximation historique de B_0 , en tant que BSR maximale observée, et il a été établi par consensus de fixer le PRL à 0,2 de cette BSR maximale chaque année. Autrement dit, étant donné que l'ampleur globale de la BSR estimée change chaque fois qu'une année de données est ajoutée, le PRL changera légèrement d'une année à l'autre. Dans l'exemple susmentionné, le PRL serait fixé à 7 834 tm pour 2024. Il semble être plus élevé que le PRL utilisé précédemment pour la gestion du stock, mais si l'on tient compte de la différence d'ampleur entre les extrants et l'indice modélisés sur lesquels le PRL précédent était basé, l'état du stock selon ce nouveau PRL recommandé est très similaire à celui d'avant, du point de vue de la santé du stock (figure 161). Ce PRL semble approprié étant donné qu'il n'y a aucune preuve de dommages graves causés au stock aux niveaux qui ont été observés, d'autant plus que les PRL fondés sur le RMD sont manifestement trop risqués en raison des quelques points de données et des hypothèses inappropriées.

En ce qui concerne les indicateurs de l'approche des feux de circulation, il existe une forte relation entre les anciens descripteurs de stock basés sur des indices et les nouvelles méthodes proposées ici (p. ex. biomasse totale et CPUE d'après le relevé, BSR selon l'indice et le modèle, biomasse des recrues selon le sac ventral et le modèle, taux d'exploitation précédents par rapport aux taux d'exploitation selon le modèle), ce qui indique que les extrants modélisés devraient être au moins aussi efficaces que les indices précédents, et sans aucun signe de nouveaux problèmes ou nouvelles préoccupations. Il est recommandé de remplacer les anciens indicateurs par les extrants modélisés à l'avenir.

La majorité des anciens indicateurs ont également démontré leur utilité évidente en tant qu'indicateurs contextuels supplémentaires, en raison de leurs relations distinctes avec les composantes du stock. Il y avait quelques exceptions, à savoir l'indicateur des crevettes d'âge 2, l'indicateur des crevettes d'âge 4 et l'indice de la prédation précédent. Pour l'indicateur des crevettes d'âge 2, le principal problème est probablement causé par les difficultés à déterminer avec précision les cohortes au moyen de l'analyse de mélange. Par conséquent, il est recommandé de retirer cet indicateur de l'approche des feux de circulation. L'utilité de l'indicateur des crevettes d'âge 4 n'était pas évidente au premier coup d'œil, mais ce dernier fournit un contexte important et il pourrait être amélioré si une meilleure approche de l'analyse de mélange était trouvée. Enfin, même si l'indice de la prédation précédent n'était pas clairement lié aux paramètres du stock, on estime qu'il est utile d'avoir un certain contexte sur l'abondance des poissons à nageoires; il est donc recommandé de le conserver également.

Les indicateurs nouveaux et mis à jour qui sont présentés ici semblent être tous fortement liés à des composantes pertinentes du stock, et ils seront donc utiles pour la prestation d'avis sur le stock dans le contexte de l'approche des feux de circulation. Même s'il ne fait aucun doute que les CPUE commerciales ont été utiles, il faut établir un nouveau modèle combinant les deux flottes de pêche à engin mobile en raison des enjeux actuels liés à l'établissement de rapports publics en vertu des règles sur la protection des renseignements personnels. L'indicateur proposé semble avoir des liens forts avec des composantes du stock, et il fournit des renseignements semblables à ceux des deux indicateurs des CPUE de la pêche à engin mobile utilisés précédemment. En présumant qu'il faut quelques années au stock pour se rétablir, ce qui entraîne des problèmes continus avec la présentation des CPUE, il est recommandé que ce nouvel indicateur soit adopté comme indice des CPUE (c'est-à-dire lorsque les indices des CPUE du golfe et des CPUE normalisées ne peuvent pas être présentés dans des rapports publics en raison de considérations liées à la protection des renseignements personnels).

Les deux indicateurs des prises accessoires de crevettes nordiques lors du relevé du crabe des neiges permettent d'assurer un suivi général et fournissent des données sur une saison différente, ce qui renforcerait l'approche des feux de circulation. Les indices de la morue franche et du flétan du Groenland ont été utiles par le passé, mais il est recommandé de les

remplacer par les nouveaux indices qui comprennent également des renseignements sur la plie canadienne, qui est un prédateur potentiellement important de la crevette nordique de l'EPNE. L'indicateur du recrutement du crabe des neiges n'a pas fourni de renseignements significatifs autres que ceux qui étaient déjà fournis par d'autres indicateurs; il a donc été convenu de le retirer de l'approche des feux de circulation.

Les indicateurs propres aux caractéristiques moyennes nouveaux et mis à jour sont très difficiles à comparer à ceux utilisés précédemment dans le contexte de l'approche des feux de circulation. En raison des changements dans la période de référence, le nombre d'indicateurs et leur composition, ces nouveaux indicateurs propres aux caractéristiques moyennes semblent généralement plus lisses que les précédents. Ce lissage apparent est presque entièrement une fonction de la nouvelle période de référence, étant donné que certains quantiles indicateurs passés correspondaient exactement à zéro (lorsqu'ils étaient inférieurs aux valeurs observées pendant la période de productivité élevée) ou exactement à un (lorsqu'ils étaient supérieurs). Le fait que les indicateurs propres aux caractéristiques moyennes soient maintenant fondés sur l'ensemble de la série chronologique entraîne un lissage supérieur et rend leur comparaison aux anciens indicateurs très difficile. Cela met également en évidence l'interprétation confuse de l'indicateur moyen global. En raison de la très faible pêche et de l'amélioration de la température en 2024, l'indicateur moyen global serait associé à un feu jaune même si l'abondance est à son plus bas niveau et que la productivité est associée à un feu rouge. Étant donné que cet indicateur moyen global n'est pas réellement représentatif de l'état du stock et qu'il tient compte des effets de la pêche et des indicateurs de l'écosystème, il a été convenu de le retirer de l'approche des feux de circulation à l'avenir.

En conclusion, les examinateurs et les participants aux réunions tenues du 29 au 31 octobre 2024 et les 5 et 6 mars 2025 sont parvenus à un consensus sur l'utilisation du MESE, du PRL et des indicateurs du stock décrits dans ce document de recherche lors des prochaines évaluations du stock de crevettes nordiques de l'EPNE.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aeberhard, W.H., Mills Flemming, J. and Nielsen, A. 2018. Review of State-Space Models for Fisheries Science. *Ann. Rev. Stat. App.* 5:215-235.
- Appolonio, S., Stevenson, D.K. and Dunton E.E. Jr. 1986. Effects of Temperature on the Biology of Northern Shrimp, *Pandalus borealis*, in the Gulf of Maine. NOAA Tech. Rep. NMFS 42. 22 p.
- Atlantic States Marine Fisheries Commission (ASFMC). 2018. Northern Shrimp Benchmark Stock Assessment and Peer Review Report. 356 p.
- Auger-Méthé, M., Albertser, C.M., Jonsen, I.D., Derocher, D.E., Lidgard, D.C., Studholme, K.R., Bowen, W.D., Crossin, G.T., Mills Flemming, J. 2017. Spatiotemporal modelling of marine movement data using Template Model Builder (TMB). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 565:237-249.
- Barrett, T.J., Marentette, J.R., Forrest, R.E., Anderson, S.C., Holt, C.A., Ings, D.W. and Thiess, M.E. 2024. Considérations techniques relatives à l'état des stocks et aux points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/029. v + 57 p.
- Barrowman, N., and Myers, R. 2000. Still more spawner-recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:665-676.
- Bergström, B. I. 2000. The biology of *Pandalus*. *Adv. Mar. Biol.* 38:55-245.

-
- Bernier, R.Y., Jamieson, R.E. et Moore, A.M. (eds.) 2018. Rapport tech. can. Sci. halieut. aquat. 3167 : iii + 149 p.
- Bourdages, H., Marquis, M.C., Ouellette-Plante, J., Chabot, D., Galbraith, P. and Isabel, L. 2020. [Évaluation des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2019 : données de la pêche commerciale et du relevé de recherche](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/012. xiii + 155 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.
- Boutillier, J.A. and Bond, J.A. 2000. Using a Fixed Escapement Strategy to Control Recruitment Overfishing in the Shrimp Trap Fishery in British Columbia. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 27:261- 271.
- Butler, M.A.E. and Robert, G. 1992. [Update of the Scotian Shelf Shrimp Fishery - 1991](#). DFO CAFSAC Res. Doc. 1992/033.
- Caddy, J.F. 1998. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations. FAO Fish. Tech. Pap. No. 379.
- Charnov, E.L. 1982. The Theory of Sex Allocation. (MPB-18), Volume 18. Princeton University Press, 1982.
- Charnov, E. and Skúladóttir, U. 2000. Dimensionless Invariants for the Optimal Size (Age) of Sex Change. Evol. Ecol. Res. 2:1067-1071.
- Casault, B., Johnson, C., Devred, E., Head, E., Cogswell, A., et Spry, J. 2020. [Conditions océanographiques optiques, chimiques et biologiques sur le plateau néo-écossais et dans l'est du golfe du Maine en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2020/071. v + 67 p.
- Deriso, R.B. 1980. Harvesting Strategies and Parameter Estimation for an Age-Structured Model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 268-282.
- Dey, R., Cadigan, N, and Zheng, N. 2019. Estimation of the Von Bertalanffy growth model when ages are measured with error. Appl. Statist. 68 (4): 1131-1147.
- DFO. 2002. [A new Traffic Light Assessment for northern shrimp \(*Pandalus borealis*\) on the eastern Scotian Shelf](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2002/006.
- DFO. 2011. Scotian Shelf Shrimp (*Pandalus borealis*) Integrated Fishery Management Plan. Fisheries Management, Maritimes Region, Dartmouth, NS.
- Etter, M.L. and Mohn, R.K. 1984. Scotia-Fundy Shrimp Stock Status – 1983. CAFSAC Res. Doc. 84/11.
- Etter, M.L. and Mohn, R.K. 1989. [Scotia-Fundy Shrimp Stock Status – 1989](#). CAFSAC Res. Doc. 89/4.
- Froese, R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. J. Appl. Icht. 22: 241–23.
- Garcia, E.G. 2007. The Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) Offshore Fishery in the Northeast Atlantic. Adv. Mar. Biol. 52:147-266.
- Gillett, R. 2008. Global study of shrimp fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 475. Rome, FAO. 331 p.

-
- Greenlaw, M.E. and McCurdy, Q. (2014). A Digital Elevation Model of the Scotian Shelf.
- Halliday, R.G., Fanning, L.P. and Mohn, R.K. 2001. [Use of the Traffic Light Method in Fishery Management Planning](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/108.
- Hannah, R.W., Jones, S.A., Long, M.R. 1995. Fecundity of the ocean shrimp (*Pandalus jordani*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52(10):2098-2107.
- Hansen, H.O. and Aschan, M. 2000. Growth, Size- and Age-at-Maturity of Shrimp, *Pandalus borealis*, at Svalbard Related to Environmental Parameters. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 27:83- 91.
- Hardie, D., Covey, M. and Cook, A. 2018. [Crevette nordique \(Pandalus borealis\) de l'est du plateau néo-écossais de 2015](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/005. vi+ 117 p.
- Henshaw, J.M. 2018. Protandrous Hermaphroditism. In: Vonk J., Shackelford T. (eds) Encyclopedia of Animal Cognition and Behavior. Springer, Cham.
- 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(8):1742-1757.
- Koeller, P., King, M., Newell, M.B., Newell, A. and Roddick, D. 1995. [An inshore shrimp trap fishery for eastern Nova Scotia?](#) Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2064: 41 p.
- Koeller, P. 1996. [The Scotian Shelf Shrimp \(Pandalus borealis\) Fishery 1995](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1996/008.
- Koeller, P., Covey, M. and King, M. 1996. [Scotian Shelf Shrimp \(Pandalus borealis\) Fishery in 1996](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1996/128.
- Koeller, P. 2000. Relative Importance of Environmental and Ecological Factors to the Management of the Northern Shrimp Fishery (*Pandalus borealis*) on the Scotian Shelf. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 27:37-50.
- Koeller, P., Savard, L. Parsons, D. and Fu, C. 2000a. A Precautionary Approach to Assessment and Management of Shrimp Stocks in the Northwest Atlantic. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 27:235-247.
- Koeller, P., Mohn, R. and Etter, M. 2000b. Density Dependant Sex Change in Pink Shrimp, *Pandalus borealis*, on the Scotian Shelf. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 27:107-11.
- Koeller, P., Covey, M. and King, M. 2001. [Northern shrimp \(Pandalus borealis\) on the eastern Scotian Shelf – review of the 2000 fishery and outlook for 2001](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/003.
- Koeller, P., Covey, M., and King, M. 2003. Is Size at Transition a Measure of Growth or Abundance in Pandalid Shrimp? Fish. Res. 65:217-230.
- Koeller, P. 2006. Inferring Shrimp (*Pandalus borealis*) Growth Characteristics from Life History Stage Structure Analysis. J. Shell. Res. 25:595-560.
- 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. Sci. 324:791-793.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H. and Bell, B.M. 2016. TMB: Automatic Differentiation and Laplace Approximation. J. Stat. Soft. 70(5):1-21.

-
- 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. 28:183–202.
- 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. of Fish. and Sci. 77(8):1332-1347.
- Le Corre N, Pepin P, Han G, Ma Z. 2021. Potential impact of climate change on northern shrimp habitats and connectivity on the Newfoundland and Labrador continental shelves. Fish Oceanogr. 30:331–347.
- MacDonald, P. and Du, J. 2018. *mixdist*: Finite Mixture Distribution Models. R packages version 0.5-5.
- McDonald, R.R., Keith, D.M., Sameoto, J.A., Hutchings, J.A. and Mills Flemming, J. 2021. Explicit incorporation of spatial variability in a biomass dynamics assessment model. ICES J. Mar. Sci. 78(9):3265-3280.
- McDonald, R.R., Keith, D.M., Sameoto, J.A., Hutchings, J.A., and Mills Flemming, J. 2022. Incorporating intra-annual variability in fisheries abundance data to better capture population dynamics. Fish. Res. 246: 106152.
- Mohn, R.J. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES J. Mar. Sci. 56 (4): 473-488.
- Mohn, R.J., and Etter, M.L. 1982. [Review of the Scotian Shelf Shrimp Fishery](#). Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Comm. Res. Doc. 82/16.
- Mohn, R.J. and Etter, M.L. 1983. [Scotia-Fundy Shrimp Stock Status - 1982](#). Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Comm. Res. Doc. 83/36.
- Mohn, R., Black, J. and Koeller, P. 2001. Traffic Light Indicators. BIO Review 2000. 88 p.
- MPO. 2009a. [Politique sur la pêche des espèces fourragères](#). Gestion des Pêches, Région de la capitale nationale, Ottawa, ON.
- MPO. 2009b. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). Gestion des Pêches, Région de la capitale nationale, Ottawa, ON.
- MPO. 2019a. [Mise à jour de l'état du stock de pétoncles \(*Placoplecten magellanicus*\) de la zone « a » du banc de Georges pour la saison de pêche de 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2019/036.
- MPO. 2019b. [Les océans du Canada maintenant : Écosystèmes de l'Atlantique, 2018](#). Pêches et Océans Canada DFO/2018-2011. 47 p.
- MPO. 2020a. [Tendances dans les relevés hivernaux par navire scientifique sur le banc de Georges, dans la région des Maritimes, en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2020/048.
- MPO. 2020b. [Tendances dans les relevés par navire de recherche sur la plate-forme Néo-Écossaise et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des sci. 2020/019.
- MPO. 2021a. [Évaluation de la crevette nordique \(*Pandalus borealis*\) dans les zones de pêche à la crevette 4 à 6 en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2021/010.
- MPO. 2021b. [Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2021/026.

-
- MPO. 2022. [Lignes directrices pour la mise en œuvre des dispositions relatives aux stocks de poissons de la Loi sur les pêches](#). Gestion des Pêches, Région de la capitale nationale, Ottawa, ON.
- MPO. 2023. [Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2023/009.
- MPO. 2024a. [Tendances dans les relevés par navire de recherche sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes pour 2023](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2024/010.
- MPO. 2024b. [Évaluation de 2023 du crabe des neiges du plateau néo-écossais](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2024/062.
- Nasmith, L., Sameoto, J.A., and Glass, A. 2016. [Zones de production de pétoncles dans la baie de Fundy : État du stock en 2015 et prévisions pour 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/021.
- Ouellet, P. and Allard, J.P. 2006. Vertical distribution and behaviour of shrimp *Pandalus borealis* larval stages in thermally stratified water columns: Laboratory experiment and field observations. Fish. Oceanogr. 15:373–89.
- Ovando, D., Free, C., Jensen, O. and Hilborn, R. 2021. A history and evaluation of catch-only stock assessment models. Fish and Fisheries. 23(3):616-630.
- Petrie, B. 2007. Does the north Atlantic oscillation affect hydrographic properties on the Canadian Atlantic continental shelf? Atmos. Ocean 45(3):141-151.
- Rago, P. and Legault, C. 2014. Application of Some Index Methods to Georges Bank Yellowtail Flounder. Trans. Res. Assess. Comm.
- Richards, R.A., Fogarty, M.J., Mountain, D.G. and Taylor, M.H. 2012 Climate change and northern shrimp recruitment variability in the Gulf of Maine. Mar. Ecol. Prog. Ser. 464:167- 178.
- Richards, R.A., O'Reilly, J.E. and Hyde, K.J.W. 2016. Use of satellite data to identify critical periods for early life survival of northern shrimp in the Gulf of Maine. Fish. Oceanogr. 25:306-319.
- Richards, R.A., Hunter M. 2021. Northern shrimp *Pandalus borealis* population collapse linked to climate-driven shifts in predator distribution. PLoS ONE 16(7):e0253914.
- Ricker, W. 1954. Stock and Recruitment. J. Fish. Res. Boa. Can. 11:559-623.
- Roddick, D., Bradford, B. and Scott, W. 1994. [Status of the Scotian Shelf Shrimp \(*Pandalus borealis*\) Fishery 1993](#). DFO Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Comm. Res. Doc. 94/52.
- Schnute, J. 1985. A General Theory for Analysis of Catch and Effort Data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 414-429.
- Smith, S.J. 1996. Analysis of data from bottom trawl surveys. NAFO Sci. Coun. Stud. 28:25-53.
- Smith, S.J., and Hubley, B. 2014. Impact of survey design changes on stock assessment advice: sea scallops. ICES J. Mar. Sci. 71(2):320-327.

-
- Smith, S.J., Bourdages, H., Choi, J., Dawe, E., Dunham, J.S., Gendron, L., Hardie, D., Moriyasu, M., Orr, D., Roddick, D., Rutherford, D., Sainte-Marie, B., Savard, L., Shelton, P., Stansbury, D., Tremblay, M.J. and Zhang, Z. 2012. [Lignes directrices techniques pour la prestation d'avis scientifiques dans le cadre de l'approche de précaution pour la gestion de stocks canadiens : section 7 – espèces invertébrées](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/117.
- 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. Rept. NMFS 30.
- Sutcliffe, W.H. Jr., Loucks, R.H. and Drinkwater, K.F. 1976. Coastal circulation and physical oceanography of the Scotian Shelf and the Gulf of Maine. J. Fish. Res. Board Can. 33:98-115.
- Thorson, J.T., Rindorf, A., Gao, J., Hanselman, D.H. and Winker, H. 2016. Density-dependent changes in effective area occupied for sea-bottom-associated marine fishes. Proc. Biol. Sci. 283(1840):20161853.
- Thygesen, U.H., Albertsen, C.M., Berg, C.W., Kristensen, K., and Nielsen, A. 2017. Validation of ecological state space models using the Laplace approximation. Environ. Ecol. Stat. 24: 317-339.
- Zisserson, B.M., Cameron, B.J., Glass, A.C. and Choi, J.S. 2021. [Évaluation du crabe des neiges du plateau néo-écossais en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/048. ix + 148 p.

TABLEAUX

Tableau 1. Série chronologique (de 1980 à 2024) de la pêche à la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais par total autorisé des captures (TAC) annuel (tm) et total des prises (tm) pour les zones de pêche de la crevette (ZPC) 13 à 15. Les tirets (—) indiquent l'absence de données; le symbole « < » signifie « moins que ».

Année	TAC chalut	TAC casier	Prises chalut ZPC 13	Prises chalut ZPC 14	Prises chalut ZPC 15	Total	Prises casier	Total des prises
1980	5 021	—	491	133	360	984	—	984
1981	—	—	418	26	10	454	—	454
1982	4 200	—	316	52	201	569	—	569
1983	5 800	—	483	15	512	1 010	—	1 010
1984	5 700	—	600	10	318	928	—	928
1985	5 560	—	118	—	15	133	—	133
1986	3 800	—	126	—	—	126	—	126
1987	2 140	—	148	4	—	152	—	152
1988	2 580	—	75	6	1	82	—	82
1989	2 580	—	91	2	—	93	—	93
1990	2 580	—	90	14	—	104	—	104
1991 ^a	2 580	—	81	586	140	804	—	804
1992	2 580	—	63	1 181	606	1 850	—	1 850
1993 ^b	2 650	—	431	1 279	317	2 027	—	2 027
1994 ^c	3 100	—	8	2 656	410	3 074	—	3 074
1995	3 170	—	168	2 265	715	3 148	—	3 148
1996	3 170	—	55	2 299	817	3 171	158	3 329
1997	3 600	—	570	2 422	583	3 575	208	3 783
1998	3 800	—	562	2 014	1 223	3 799	107	3 906
1999	4 800	200	723	1 525	2 456	4 704	134	4 838
2000	5 300	200	486	1 822	2 927	5 235	200	5 435
2001	4 700	300	692	1 298	2 515	4 505	263	4 768
2002	2 700	300	267	1 573	860	2 700	245	2 945
2003	2 700	300	612	1 623	373	2 608	154	2 762
2004	3 300	200	2041	755	376	3 172	96	3 268
2005	4 608	392	1190	1 392	1 054	3 636	9	3 645
2006	4 608	392	846	1 997	1 111	3 954	32	3 986
2007	4 820	200	267	2 633	1 678	4 578	4	4 582
2008	4 912	100	349	2 703	1 265	4 317	4	4 321
2009	3 475	25	315	1 949	1 078	3 342	5	3 347
2010	4 900	100	280	1 847	2 453	4 580	2	4 582
2011	4 432	168	254	2 340	1 653	4 247	111	4 358
2012	3 954	246	197	2 269	1 227	3 693	199	3 892
2013	3 496	304	158	2 514	708	3 380	224	3 604
2014	4 140	360	773	2 263	1 043	4 079	250	4 329
2015	4 140	360	341	2 067	1 701	4 109	314	4 423
2016	2 990	260	177	2 097	719	2 993	108	3 101

Année	TAC chalut	TAC casier	Prises chalut ZPC 13	Prises chalut ZPC 14	Prises chalut ZPC 15	Total	Prises casier	Total des prises
2017	2 392	208	278	1947	150	2 375	65	2 440
2018	2 392	208	320	1927	148	2 395	116	2 511
2019	2 392	208	846	1 397	149	2 392	130	2 522
2020	2 392	208	1 443	714	264	2 421	58	2 479
2021	2 392	208	1 321	782	326	2 429	<1	2 429
2022	2 116	184	1 118	737	344	2 199	<1	2 200
2023	1 590	138	112	1 405	123	1 640	<1	1 641
2024	460	40	18	359	22	399	1	400

^a Introduction de la grille de séparation Nordmøre.

^b Le TAC total n'a pas été capturé parce que les allocations pour les ZPC 14 et 15 ont été dépassées.

^c TAC individuels des ZPC combinés.

Tableau 2. Nombre de navires actifs et nombre total de permis (entre parenthèses) pour la pêche à la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais.

Année	Casier ^a	Chalut N.-É. ^b	Chalut golfe ^c
1993	0	23	6
1994	0	22	6
1995	4	23 (23)	6 (23)
1996	12 (17)	21 (23)	6 (23)
1997	10 (17)	18 (23)	6 (23)
1998	19 (26)	17 (28) ^d	10 (23) ^e
1999	15 (22)	19 (28) ^d	10 (23) ^e
2000	13 (21)	18 (32) ^f	10 (23) ^e
2001	12 (28)	21 (28) ^d	10 (23) ^e
2002	13 (14) ^g	16 (23)	6 (23)
2003	9 (14)	15 (23)	5 (23)
2004	6 (14)	18 (23)	6 (23)
2005	7 (14)	20 (28) ^h	7 (24) ⁱ
2006	11 (14)	18 (28)	7 (24)
2007	5 (14)	19 (28)	7 (24)
2008	1 (14)	18 (28)	7 (24)
2009	1 (14)	17 (28)	6 (14) ^j
2010	4 (14)	17 (28)	7 (14)
2011	9 (14)	23 (28)	5 (14)
2012	11 (14)	16 (28)	5 (14)
2013	11 (14)	13 (28)	6 (14)
2014	10 (14)	10 (28)	5 (14)
2015	11 (14)	10 (28)	5 (14)
2016	9 (14)	11 (28)	5 (14)
2017	8 (14)	9 (28)	4 (14)
2018	8 (14)	9 (28)	5 (14)
2019	7 (14)	8 (28)	7 (14)
2020	8 (14)	8 (28)	7 (14)
2021	1 (14)	7 (28)	7 (14)
2022	2 (14)	5 (28)	8 (14)

Année	Casier ^a	Chalut N.-É. ^b	Chalut golfe ^c
2023	3 (14)	5 (28)	6 (14)
2024	1 (14)	3 (28)	1 (14)

^a Tous les permis de pêche au casier actifs, sauf un, sont associés à des navires de moins de 45 pieds. Les titulaires de ces permis reçoivent 8 % du total autorisé des captures (TAC).

^b Les titulaires de permis reçoivent environ 70 % du TAC selon le plan de gestion intégrée des pêches pour la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais. Les 15 permis inactifs dans la division 4X de l'OPANO ne sont pas inclus dans le total.

^c Tous les permis sont associés à des navires d'une longueur hors tout (LHT) de 65 à 100 pieds. Les titulaires de permis reçoivent environ 23 % du TAC pour l'est du plateau néo-écossais.

^d Allocation temporaire divisée entre cinq navires.

^e Allocation temporaire divisée entre quatre navires.

^f Allocation temporaire divisée entre neuf permis.

^g Neuf (9) permis ont été rendus permanents en 2002. La réduction du nombre total de permis de pêche au casier est attribuable à l'annulation de certains permis de pêche exploratoire inactifs.

^h Cinq (5) permis temporaires ont été rendus permanents.

ⁱ Un (1) permis temporaire a été rendu permanent.

^j Le nombre de permis précédemment déclaré comprenait 10 permis invalides pour un certain nombre de raisons.

Tableau 3. Échantillonnage annuel aux ports pour le secteur de la pêche à engin mobile par strate de relevé, nombre total d'échantillons prélevés chaque année et nombre de crevettes nordiques correspondant. La taille cible pour les échantillons prélevés aux ports est passée de 500 à 305 crevettes en 2005. Un tiret (—) indique l'absence de données.

Année	Strate 13	Strate 14	Strate 15	Strate 17	Nombre total d'échantillons prélevés	Nombre total de crevettes nordiques analysées
1995	—	14	18	—	32	7 959
1996	—	11	11	—	22	8 544
1997	1	17	5	1	24	10 553
1998	4	16	3	5	28	12 495
1999	7	12	1	31	51	20 409
2000	—	17	13	21	51	23 084
2001	5	12	13	20	50	23 092
2002	6	28	6	10	50	20 334
2003	16	37	1	5	59	22 851
2004	34	13	5	5	57	26 898
2005	15	24	9	12	60	28 919
2006	3	24	5	5	37	11 656
2007	1	32	13	5	51	15 867
2008	2	30	5	3	40	12 361
2009	—	19	6	25	50	15 359
2010	—	20	11	23	54	16 400
2011	—	26	6	17	49	14 817
2012	—	30	8	12	50	14 832
2013	—	37	9	4	50	15 103
2014	—	22	7	21	50	15 215
2015	1	24	1	24	50	15 249
2016	1	35	—	14	50	15 248
2017	3	43	—	4	50	15 240
2018	6	41	—	3	50	15 250
2019	13	29	—	8	50	15 249
2020	26	19	—	4	49	14 710
2021	19	20	—	13	52	15 858
2022	21	18	—	12	51	15 553
2023	1	41	—	5	47	14 333

Année	Strate 13	Strate 14	Strate 15	Strate 17	Nombre total d'échantillons prélevés	Nombre total de crevettes nordiques analysées
TOTAL	179	716	156	313	1 364	473 438

Tableau 4. Échantillonnage annuel aux ports pour le secteur de la pêche au casier par strate de relevé, nombre total d'échantillons prélevés chaque année et nombre de crevettes nordiques correspondant. La taille cible pour les échantillons prélevés aux ports est passée de 500 à 305 crevettes en 2005. Un tiret (—) indique l'absence de données.

Année	Strate 13	Strate 14	Strate 15	Strate 17	Nombre total d'échantillons prélevés	Nombre total de crevettes nordiques analysées
1995	—	—	1	5	6	2 448
1996	—	—	—	10	10	4 614
1997	—	—	—	6	6	2 627
1998	—	—	—	4	4	1 468
1999	—	—	—	7	7	3 312
2000	—	—	—	18	18	8 056
2001	—	—	—	12	12	5 657
2002	—	—	—	13	13	6 212
2003	—	—	—	11	11	5 210
2004	—	—	—	6	6	2 639
2005	—	—	—	1	1	323
2007	—	—	—	2	2	905
2011	—	—	—	4	4	1 216
2012	—	—	—	11	11	3 386
2013	—	—	—	7	7	2 189
2014	—	—	—	7	7	2 128
2015	—	—	—	11	11	3 364
2016	—	—	—	6	6	1 845
2017	—	—	—	2	2	601
2018	—	—	—	6	6	1 803
2019	—	—	—	9	9	2 730
2020	—	—	—	5	5	1 525
2021	—	—	—	—	—	—
2022	—	—	—	—	—	—
2023	—	—	—	1	1	305
TOTAL	—	—	1	165	165	64 563

Tableau 5. Résumé de la fréquence d'échantillonnage par des observateurs en mer, des prises et de la répartition spatiale de 2010 à 2024 pour le secteur de la pêche à engin mobile par zone de pêche de la crevette (ZPC). Un tiret (—) indique l'absence de données. SIPMAR = Système d'information sur les pêches des Maritimes.

Année	Sorties observées	Calées observées	Heures de pêche observées	Prises de crevettes (SIPMAR, tm)	Prises de crevettes (observateur, tm)	ZPC couvertes
2013	1	13	67	45,661	47,865	14
2014	2	21	83	39,013	37,981	14, 17
2015	2	27	131	45,630	42,459	14, 17
2016	1	14	39	30,748	30,792	14
2017	2	23	109	37,240	38,703	14, 17
2018	2	32	167	72,384	69,848	14, 17
2019	3	31	158	64,711	63,263	13, 14, 17

Année	Sorties observées	Caleés observées	Heures de pêche observées	Prises de crevettes (SIPMAR, tm)	Prises de crevettes (observateur, tm)	ZPC couvertes
2020	1	13	76	35,100	32,244	13, 14
2021	0	0	0	—	—	—
2022	0	0	0	—	—	—
2023	2	20	101	47,353	44,961	14
2024	0	0	0	—	—	—
Total	16	194	931	417,840	408,116	—

Tableau 6. Prises accessoires par espèce en pourcentage (%) déclarées par année pour toutes les sorties observées sur l'est du plateau néo-écossais de 2010 à 2024 par rapport aux prises de crevettes nordiques et au nombre de traits (les nombres de traits sont indiqués entre parenthèses sous les années dans l'en-tête du tableau). Les tirets (—) indiquent l'absence de prises; le symbole « < » signifie « moins que ».

ESPÈCE	Total des prises (%)	Poids total (kg)	2013 (13)	2014 (21)	2015 (27)	2016 (14)	2017 (23)	2018 (32)	2019 (32)	2020 (13)	2021-2022 (0)	2023 (20)	2024 (0)
CREVETTE NORDIQUE	98,99 %	41,7843	99,29 %	97,21 %	99,46 %	96,07 %	98,45 %	99,76 %	99,36 %	99,86 %	—	99,76 %	—
Hareng de l'Atlantique	0,31 %	1 298	0,02 %	2,43 %	0,27 %	—	0,27 %	0,08 %	0,03 %	—	—	0,02 %	—
Merlu argenté	0,18 %	739	0,07 %	0,01 %	0,04 %	1,95 %	0,01 %	<0,01 %	0,05 %	—	—	0,04 %	—
Gaspareau	0,10 %	402	—	0,26 %	<0,01 %	0,92 %	—	—	<0,01 %	—	—	—	—
Plie canadienne	0,08 %	319	0,09 %	0,01 %	0,04 %	—	0,52 %	0,03 %	0,05 %	—	—	—	—
Flétan du Groenland	0,07 %	314	0,02 %	0,01 %	0,04 %	0,61 %	0,08 %	0,01 %	0,08 %	—	—	—	—
Plie grise	0,07 %	289	0,26 %	0,02 %	0,05 %	—	—	0,03 %	0,13 %	0,05 %	—	0,02 %	—
Sébaste (espèce non précisée)	0,07 %	281	0,08 %	0,01 %	0,02 %	0,42 %	0,16 %	0,01 %	0,03 %	—	—	0,01 %	—
Crevette blanche	0,02 %	70	—	—	—	—	—	—	0,11 %	—	—	—	—
Loche (espèce non précisée)	0,01 %	62	0,04 %	—	—	—	—	0,03 %	0,04 %	—	—	—	—
Lotte (espèce non précisée)	0,01 %	58	—	0,01 %	0,02 %	—	0,11 %	—	—	—	—	—	—
Plie rouge	0,01 %	57	—	—	—	—	0,15 %	—	—	—	—	—	—
Capelan	0,01 %	53	—	0,01 %	<0,01 %	—	0,01 %	0,01 %	0,01 %	0,08 %	—	—	—
Anguille (espèce non précisée)	0,01 %	47	0,10 %	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Flétan de l'Atlantique	0,01 %	40	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,08 %	—
Poisson de la famille <i>Stichaeidae</i> (espèce non précisée)	0,01 %	39	—	—	—	—	—	0,03 %	0,03 %	—	—	—	—
Calmar (espèce non précisée)	0,01 %	37	—	—	—	—	0,10 %	—	—	—	—	—	—
Lançon (espèce non précisée)	0,01 %	34	—	0,01 %	—	—	0,04 %	—	—	—	—	0,04 %	—
Poisson-alligator (espèce non précisée)	0,01 %	28	—	—	—	—	0,07 %	—	<0,01 %	—	—	—	—
Raie épineuse	<0,01 %	18	0,01 %	<0,01 %	0,01 %	—	<0,01 %	—	0,01 %	—	—	—	—
Encornet nordique	<0,01 %	13	—	—	—	—	—	0,00 %	0,01 %	0,01 %	—	—	—
Lussion blanc	<0,01 %	13	—	—	<0,01 %	—	—	—	0,02 %	—	—	—	—
Crabe des neiges	<0,01 %	11	<0,01 %	—	0,02 %	0,01 %	—	—	—	—	—	—	—
Morue franche	<0,01 %	10	—	—	—	0,02 %	<0,01 %	—	—	—	<0,01 %	—	—

ESPÈCE	Total des prises (%)	Poids total (kg)	2013 (13)	2014 (21)	2015 (27)	2016 (14)	2017 (23)	2018 (32)	2019 (32)	2020 (13)	2021-2022 (0)	2023 (20)	2024 (0)
Alose d'été	<0,01 %	9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0,02 %	—
Merluche rouge	<0,01 %	7	—	—	<0,01 %	—	0,02 %	—	—	—	—	—	—
Motelle à quatre barbillons	<0,01 %	6	—	—	0,01 %	—	—	—	—	—	—	—	—
Lompénie-serpent	<0,01 %	5	—	—	—	—	—	—	0,01 %	—	—	—	—
Cavallo féroce	<0,01 %	5	—	—	—	—	0,01 %	—	—	—	—	—	—
Alose savoureuse	<0,01 %	3	—	—	—	—	—	—	<0,01 %	—	—	—	—
Agone atlantique	<0,01 %	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	<0,01 %	—
Loup de mer (espèce non précisée)	<0,01 %	2	—	—	—	<0,01 %	—	<0,01 %	—	—	—	—	—
Goberge	<0,01 %	2	—	<0,01 %	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Terrassier tacheté	<0,01 %	2	—	—	—	—	—	—	<0,01 %	—	—	—	—
Fausse étoile de mer (espèce non précisée)	<0,01 %	2	—	—	<0,01 %	—	—	—	—	—	—	—	—
Aiglefin	<0,01 %	1	—	<0,01 %	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Poisson-lanterne (espèce non précisée)	<0,01 %	1	—	—	—	—	—	—	<0,01 %	—	—	—	—
Faux-tringle armé	<0,01 %	1	—	—	—	—	—	—	<0,01 %	—	—	—	—
Mustèle arctique à trois barbillons	<0,01 %	1	—	—	—	—	—	—	<0,01 %	—	—	—	—
Plie (espèce non précisée)	<0,01 %	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	<0,01 %	—
TOTAL GÉNÉRAL	100 %	42 9816	100 %	—	100 %	—							
PRISES ACCESSOIRES (%)	1,01 %	4 282	0,71 %	2,79 %	0,54 %	3,93 %	1,55 %	0,24 %	0,64 %	0,14 %	—	0,24 %	—

Tableau 7. Fréquence de l'échantillonnage par des observateurs en mer, prises et répartition spatiale de 2013 à 2024 pour le secteur de la pêche au casier. Il convient de noter qu'aucune sortie de pêche n'a été observée depuis 2020 en raison de l'inactivité de la flotte. SIPMAR = Système d'information sur les pêches des maritimes.

Saison	Sorties observées	Calées observées	Heures de pêche observées	Prises de crevettes (SIPMAR, kg)	Prises de crevettes (observateur, kg)	Zone couverte
2018-2019	4	40	216	932	925	17
2019-2020	5	50	192	1 026	1 074	17
Total	9	90	408	1 958	1 999	17

Tableau 8. Espèces capturées accessoirement déclarées par année pour toutes les sorties observées sur l'est du plateau néo-écossais de 2013 à 2024 par rapport aux prises de crevettes et au nombre de traits (les nombres de traits sont indiqués entre parenthèses sous les années dans l'en-tête du tableau). Les tirets (—) indiquent l'absence de prises.

Espèce	Total des prises (%)	Total Poids (kg)	2018-2019 (40)	¹ 2019-2020 (50)
Crevette nordique	99,92 %	1999	99,83 %	100,00 %
Crabe des neiges	0,08 %	2	0,17 %	—
TOTAL GÉNÉRAL	100 %	2001	100,00 %	100,00 %
PRISES ACCESSOIRES (%)	0,08 %		0,17 %	0,00 %

¹ Les données les plus récentes sont indiquées. Aucune sortie de pêche au casier n'a été observée depuis 2020 en raison de l'inactivité de la flotte.

Tableau 9. Superficie estimée de chaque strate selon les anciens calculs et les fichiers de forme actuellement utilisés pour la sélection des stations de relevé de la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais.

Strate	Anciens calculs (km ²)	Calculs à partir des fichiers de forme (km ²)
13	1 619,6	1 568,8
14	1 516,7	2 549,6
15	948,0	1 282,9
17	1 415,0	1 434,9

Tableau 10. Les différentes hypothèses pour chaque paramètre de productivité associé à chaque réglage individuel explorées lors des simulations fondées sur le rendement maximal durable.

Réglage	Relation stock-recrutement	Mortalité naturelle	Taux de croissance — chalut principal	Taux de croissance des recrues	Pourcentage de la biomasse faisant partie de la biomasse du stock reproducteur
1	Ricker	Rééchantillonnage	Modèle autorégressif	Modèle autorégressif	Modèle autorégressif
2	Bâton de hockey	Rééchantillonnage	Modèle autorégressif	Modèle autorégressif	Modèle autorégressif
3	Ricker	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage conjoint	Rééchantillonnage conjoint

Réglage	Relation stock-recrutement	Mortalité naturelle	Taux de croissance — chalut principal	Taux de croissance des recrues	Pourcentage de la biomasse faisant partie de la biomasse du stock reproducteur
4	Bâton de hockey	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage conjoint	Rééchantillonnage conjoint
5	Ricker	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage	Moyenne
6	Bâton de hockey	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage	Rééchantillonnage	Moyenne

Tableau 11. Nombre de crevettes nordiques de l'est du plateau néo-écossais selon l'âge (en millions d'individus) provenant de l'analyse modale. Les moyennes et les médianes sont fondées sur les données de 1999 à 2024. Le tableau est représentatif des nombres pour toutes les zones de pêche à la crevette.

Âge	2022	2023	2024	Moyenne	Médiane
1 ^a	52	77	436	276	244
2	106	62	56	170	114
3	309	230	422	573	383
4	687	426	839	959	822
5+	1 341	889	1 230	2 851	2 956
Total	2 495	1 683	2 983	4 742	4 458
Âge 4+ (mâles) ^b	994	572	1 060	2 136	1 982
Primipares ^c	388	251	379	709	664
Multipares	646	491	673	949	973
Nombre total de femelles	1 034	742	1 052	1 621	1 561

^a Sac ventral. La série chronologique a débuté en 2002.

^b La population totale, moins les mâles des âges 2 et 3, les crevettes en transition (les mâles qui deviendront possiblement des femelles l'année suivante) et les femelles.

^c Les crevettes en transition sont comprises.

Tableau 12. Estimations des paramètres du modèle d'évaluation spatialement explicite, erreurs-types et estimations transformées à l'échelle naturelle. ET = erreur type.

Paramètre	Estimation (ET)	Estimation à l'échelle naturelle
$\log(\sigma_\epsilon)$	-0,07 (0,02)	0,93
$\log(\sigma_v)$	0,26 (0,03)	1,30
$\log(\kappa_B)$	-2,94 (0,24)	0,05
$\log(\tau_B)$	2,69 (0,20)	14,73
$\log(\kappa_R)$	-4,76 (0,15)	0,01
$\log(\tau_R)$	4,02 (0,19)	55,70
$\log(B_0)$	9,09 (0,17)	8866,19
$\log(R_0)$	3,41 (0,93)	30,27
$\log(m_0)$	-1,01 (0,14)	0,36
$\text{Logit}(p_i)$	6,40 (0,71)	0,998
$\text{Logit}(p_i^R)$	1,43 (0,07)	0,81

Paramètre	Estimation (ET)	Estimation à l'échelle naturelle
$\log(q_R)$	-0,55 (0,14)	0,58
$\log(\sigma_\eta)$	-0,82 (0,32)	0,44

Tableau 13. Estimations des paramètres du modèle fondé sur les données propres au trait, erreurs-types et estimations transformées à l'échelle naturelle. ET = erreur type.

Paramètre	Estimation (ET)	Estimation à l'échelle naturelle
$\log(\sigma_\epsilon)$	0,12 (0,02)	1,13
$\log(\sigma_v)$	0,50 (0,02)	1,65
$\log(\sigma_\tau)$	-9,53 (239,22)	7,26X10 ⁻⁵
$\log(\sigma_\phi)$	-0,37 (0,18)	0,69
$\log(\sigma_\eta)$	-0,74 (0,25)	0,48
$\log(q_R)$	-0,51 (0,16)	0,60
Logit(p_I)	6,35 (0,71)	0,998
Logit(p_I^R)	1,43 (0,07)	0,81
$\log(B_0)$	11,13 (0,12)	68 186,37
$\log(R_0)$	6,23 (0,75)	507,76
$\log(m_0)$	-1,04 (0,12)	0,35

Tableau 14. Tableau de décision mis au point à l'aide des résultats du modèle d'évaluation spatialement explicite de 2023 où on a prédit la biomasse totale de la crevette nordique sur l'est du plateau néo-écossais en 2024 à l'aide de la méthode de croissance moyenne et en tenant compte de la variabilité de la biomasse totale, de la biomasse totale des recrues et de la mortalité naturelle.

Prises (tm)	Exploitation (%)	Biomasse (tm)	Variation de la biomasse (%)	Variation de la biomasse (tm)	Probabilité de déclin (%)
0	0,0	14 314	-10,3	-1 635	77,1
100	0,7	14 214	-10,9	-1 735	78,2
200	1,4	14 114	-11,5	-1 835	79,5
300	2,1	14 014	-12,1	-1 935	80,6
400	2,9	13 914	-12,8	-2 035	81,6
500	3,6	13 814	-13,4	-2 135	82,7
600	4,4	13 714	-14,0	-2 235	83,7
700	5,1	13 614	-14,6	-2 335	85,0
800	5,9	13 514	-15,3	-2 435	85,9
900	6,7	13 414	-15,9	-2 535	86,2
1 000	7,5	13 314	-16,5	-2 635	87,6

Tableau 15. Tableau de décision mis au point à l'aide des résultats du modèle fondé sur les données propres au trait de 2023 où on a prédit la biomasse totale de la crevette nordique sur l'est du plateau néo-écossais en 2024 à l'aide de la méthode de croissance de la dernière année et en tenant compte de la variabilité de la biomasse totale, de la biomasse totale des recrues et de la mortalité naturelle.

Prises (tm)	Exploitation (%)	Biomasse (tm)	Variation de la biomasse (%)	Variation de la biomasse (tm)	Probabilité de déclin (%)
0	0,0	10 316	-14,2	-1 712	86,2
100	1,0	10 216	-15,1	-1 812	87,3
200	2,0	10 116	-15,9	-1 912	88,1
300	2,9	10 016	-16,7	-2 012	89,1
400	3,9	9 916	-17,6	-2 112	89,9
500	5,0	9 816	-18,4	-2 212	90,8
600	6,0	9 716	-19,2	-2 312	91,7
700	7,0	9 616	-20,1	-2 412	92,4
800	8,0	9 516	-20,9	-2 512	93,0
900	9,1	9 416	-21,7	-2 612	93,6
1 000	10,1	9 316	-22,6	-2 712	94,1

Tableau 16. Tableau de décision mis au point à l'aide des résultats du modèle d'évaluation spatialement explicite de 2018 où on a prédit la biomasse totale de la crevette nordique sur l'est du plateau néo-écossais en 2019 à l'aide de la méthode de croissance moyenne et en tenant compte de la variabilité de la biomasse totale, de la biomasse totale des recrues et de la mortalité naturelle.

Prises (tm)	Exploitation (%)	Biomasse (tm)	Variation de la biomasse (%)	Variation de la biomasse (tm)	Probabilité de déclin (%)
0	0,0	41 385	3,5	1 390	41,1
300	0,7	41 085	2,7	1 090	43,2
600	1,5	40 785	2,0	7 900	45,6
900	2,2	40 485	1,2	490	48,1
1 200	3,0	40 185	0,5	190	50,3
1 500	3,8	39 885	-0,3	-110	53,0
1 800	4,5	39 585	-1,0	-410	55,1
2 100	5,3	39 285	-1,8	-710	57,4
2 400	6,2	38 985	-2,5	-1 010	59,9
2 700	7,0	38 685	-3,3	-1 310	62,2
3 000	7,8	38 385	-4,0	-1 610	64,9

Tableau 17. Tableau de décision mis au point à l'aide des résultats du modèle fondé sur les données propres au trait de 2018 où on a prédit la biomasse totale de la crevette nordique sur l'est du plateau néo-écossais en 2019 à l'aide de la méthode de croissance de la dernière année et en tenant compte de la variabilité de la biomasse totale, de la biomasse totale des recrues et de la mortalité naturelle.

Prises (tm)	Exploitation (%)	Biomasse (tm)	Variation de la biomasse (%)	Variation de la biomasse (tm)	Probabilité de déclin (%)
0	0,0	32 680	-1,8	-614	59,8

Prises (tm)	Exploitation (%)	Biomasse (tm)	Variation de la biomasse (%)	Variation de la biomasse (tm)	Probabilité de déclin (%)
300	0,9	32 380	-2,7	-914	64,2
600	1,9	32 080	-3,6	-1 214	68,5
900	2,8	31 780	-4,5	-1 514	71,7
1 200	3,8	31 480	-5,5	-1 814	75,0
1 500	4,8	31 180	-6,4	-2 114	78,3
1 800	5,8	30 880	-7,3	-2 414	81,6
2 100	6,7	30 580	-8,2	-2 714	84,6
2 400	7,9	30 280	-9,1	-3 014	87,2
2 700	9,0	29 980	-10,0	-3 314	88,8
3 000	10,1	29 680	-10,9	-3 614	90,6

Tableau 18. Tableau de décision fondé sur la biomasse totale mis au point à l'aide des résultats du modèle d'évaluation spatialement explicite de 2024 où on a prédit la biomasse totale de la crevette nordique sur l'est du plateau néo-écossais en 2025 au moyen de la méthode de croissance moyenne et en tenant compte de la variabilité de la biomasse totale, de la biomasse totale des recrues et de la mortalité naturelle.

Prises (tm)	Exploitation (%)	Biomasse (tm)	Variation de la biomasse (%)	Variation de la biomasse (tm)	Probabilité de déclin (%)
0	0,0	23 890	9,5	2 068	28,3
100	0,4	23 790	9,0	1 968	29,3
200	0,8	23 690	8,6	1 868	30,3
300	1,3	23 590	8,1	1 768	31,3
400	1,7	23 490	7,6	1 668	32,1
500	2,1	23 390	7,2	1 568	33,3
600	2,6	23 290	6,7	1 468	34,3
700	3,0	23 190	6,3	1 368	35,5
800	3,5	23 090	5,8	1 268	36,7
900	3,9	22 990	5,4	1 168	37,6
1 000	4,4	22 980	4,9	1 068	38,6

Tableau 19. Tableau de décision fondé sur la biomasse du stock reproducteur (BSR) mis au point à l'aide des résultats de 2024 du modèle d'évaluation spatialement explicite, d'une préiction du pourcentage de la biomasse correspondant à la BSR et de la proportion moyenne de femelles dans les prises commerciales pour prédire la BSR de crevettes nordiques sur l'est du plateau néo-écossais en 2025 à l'aide de la méthode de croissance moyenne et en tenant compte de la variabilité de la biomasse totale, de la biomasse totale des recrues et de la mortalité naturelle.

Prises totales (tm)	Exploitation des femelles (%)	BSR (tm)	Variation de la BSR (%)	Variation de la BSR (tm)	Probabilité de déclin (%)
0	0,0	13 185	6,2	768	35,3
100	0,5	13 130	5,7	713	36,4
200	1,0	13 075	5,3	658	37,3
300	1,6	13 019	4,9	602	38,3

Prises totales (tm)	Exploitation des femelles (%)	BSR (tm)	Variation de la BSR (%)	Variation de la BSR (tm)	Probabilité de déclin (%)
400	2,1	12 964	4,4	547	39,3
500	2,6	12 909	4,0	492	40,4
600	3,2	12 854	3,5	437	41,4
700	3,7	12 799	3,1	382	42,6
800	4,3	12 744	2,6	326	43,6
900	4,8	12 688	2,2	271	44,5
1 000	5,4	12 633	1,7	216	45,8

Tableau 20. Indicateurs de l'approche des feux de circulation utilisés auparavant pour l'évaluation du stock, et liste des nouveaux indicateurs dont l'utilisation est proposée pour l'évaluation du stock à l'avenir. Un tiret (—) indique qu'il n'y a pas d'indicateur; CPUE = captures par unité d'effort; CV = coefficient de variation; BSR = biomasse du stock reproducteur; norm = normalisées.

Caractéristiques de l'abondance Anciens indicateurs	Caractéristiques de l'abondance Nouveaux indicateurs	Caractéristique de la productivité Nouveaux indicateurs	Caractéristique de la productivité Nouveaux indicateurs	Caractéristique des effets de la pêche Nouveaux indicateurs	Caractéristique des effets de la pêche Nouveaux indicateurs	Caractéristique de l'écosystème Nouveaux indicateurs	Caractéristique de l'écosystème Nouveaux indicateurs
CPUE selon le relevé	Biomasse totale (modèle)	BSR	BSR selon le modèle	Dénombrement pêche commerciale	Dénombrement pêche commerciale	Température au fond selon le relevé	Température au fond selon le relevé
CPUE du golfe	CPUE du golfe	Sac ventral	Recrutement selon le modèle	Exploitation	Exploitation (modèle)	Température à la surface de la mer	Température à la surface de la mer
CPUE norm	CPUE norm	Âge 2	Âge 4	Exploitation des femelles	Exploitation des femelles (modèle)	Recrutement de la morue franche	Recrutement du crabe des neiges
CPUE casier	CPUE casier	Âge 4	Longueur moyenne au moment de la transition sexuelle	Effort	Effort	Recrutement du crabe des neiges	Prédation
CV selon le relevé	CV selon le relevé	Longueur moyenne au moment de la transition sexuelle	Longueur maximale	Proportion de femelles dans les prises	Proportion de femelles dans les prises	Recrutement du flétan du Groenland	Prédateurs précis
Zone commerciale	Zone commerciale (nouveau seuil)	Longueur maximale	—	Longueur moyenne des femelles	Longueur moyenne des femelles	—	—
—	Prises accessoires de crevettes	Prédation	—	—	—	—	—
—	Zone occupée	—	—	—	—	—	—

FIGURES

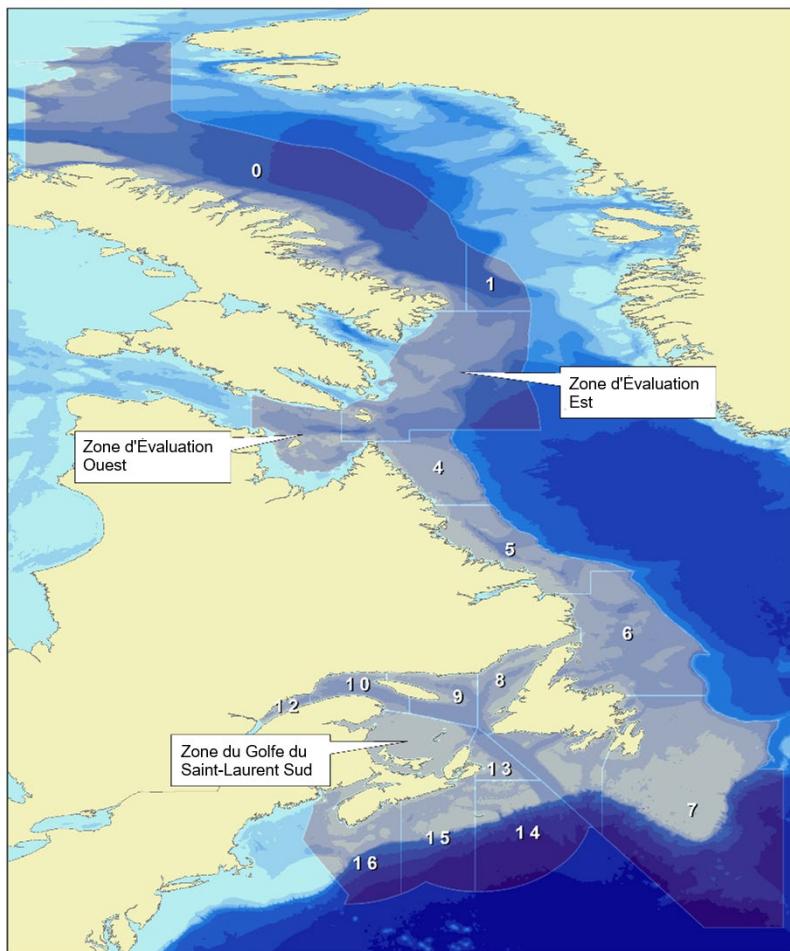


Figure 1. Les 17 zones de pêche de la crevette (ZPC) dans les eaux canadiennes de l'Atlantique au sein de la zone économique exclusive de 200 milles. La pêche à la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais se déroule dans les ZPC 13 à 15.

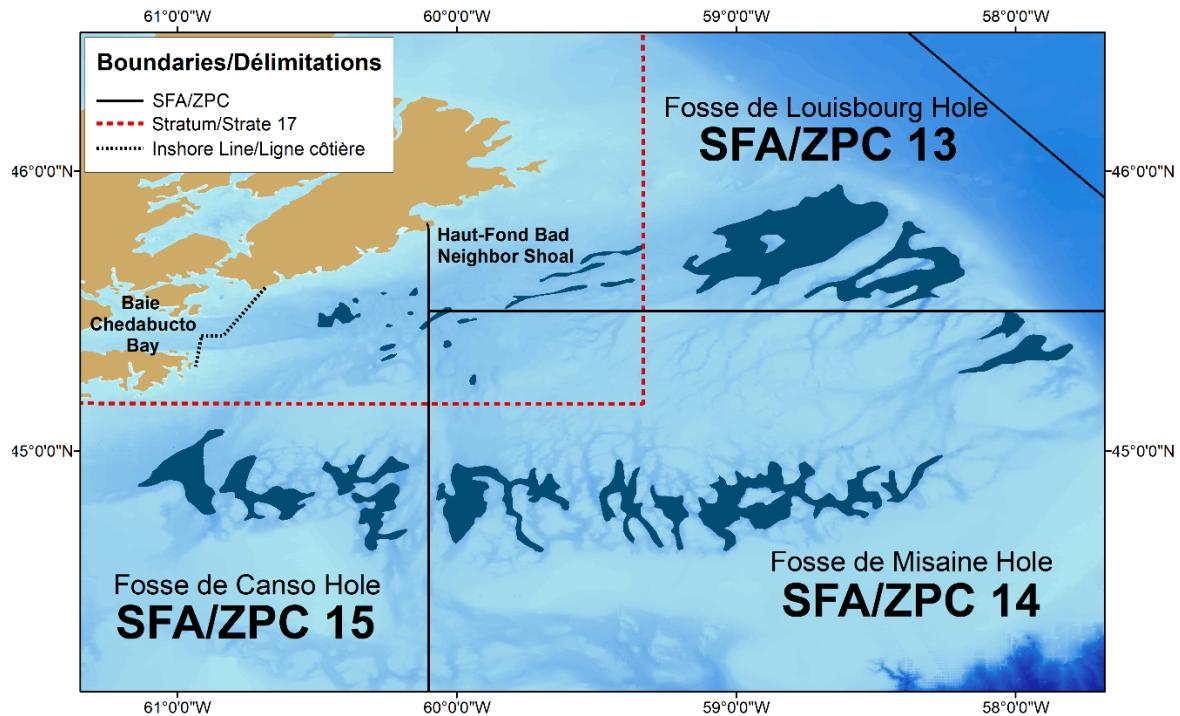


Figure 2. Limites de la pêche à la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais. Les zones de pêche de la crevette (ZPC) se trouvent dans les sous-divisions 4Vn et 4Vs et la division 4W de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest. La pêche est caractérisée par quatre zones : les fosses Louisbourg (ZPC 13), Misaine (ZPC 14) et Canso (ZPC 15) et une zone côtière dans les ZPC 13 à 15 connue sous le nom de haut-fond Bad Neighbour (strate 17).

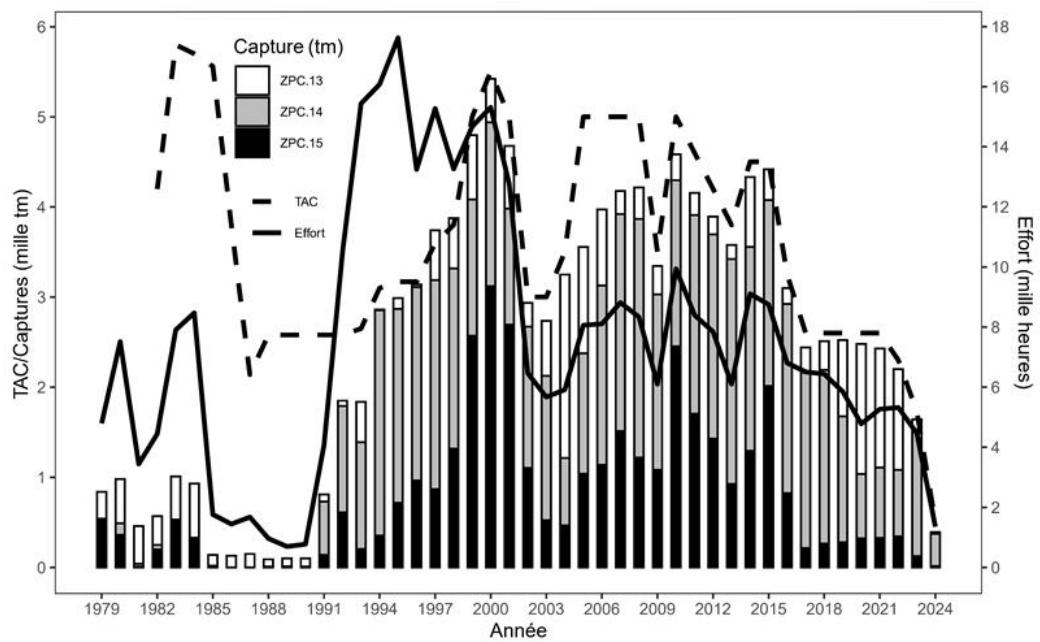


Figure 3. Historique des prises de la pêche à la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais dans les zones de pêche de la crevette (ZPC) 13, 14 et 15, selon le total autorisé des captures (TAC; en milliers de tonnes métriques (tm)) et l'effort (en milliers d'heures), de 1979 à 2024. TAC = total autorisé des captures.

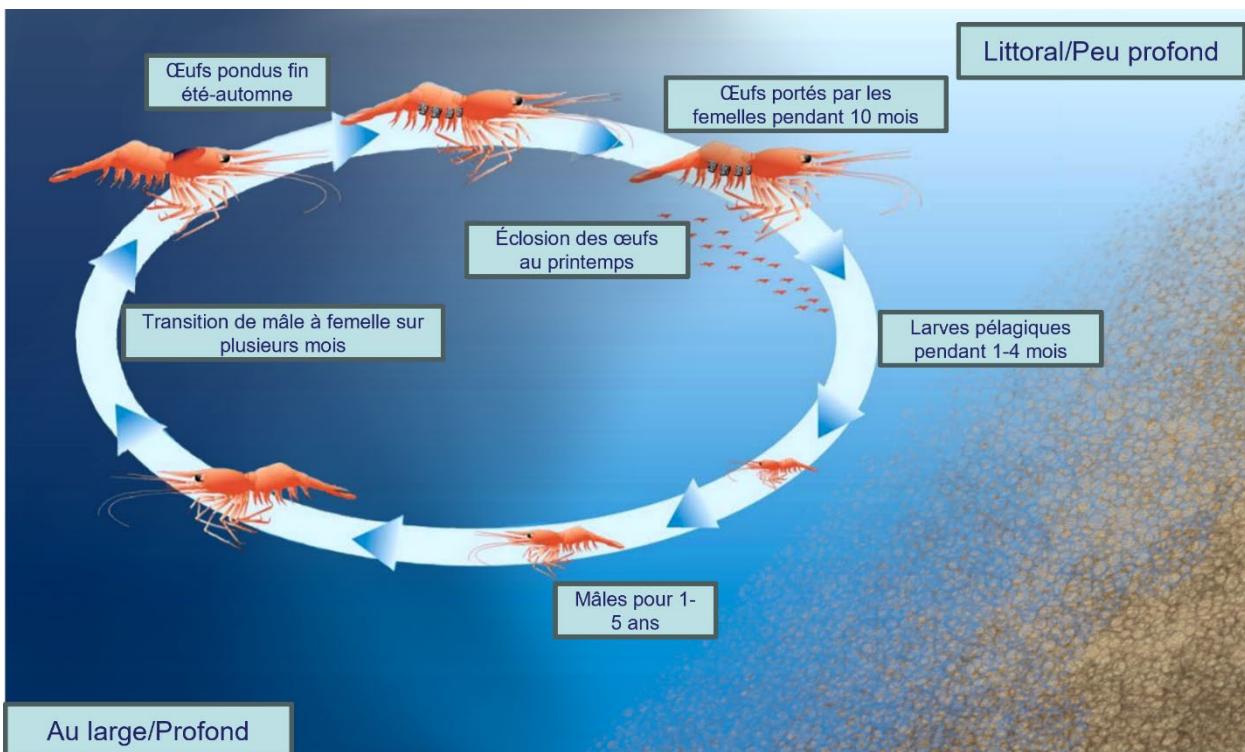


Figure 4. Cycle vital de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) attendu dans la région de l'est du plateau néo-écossais.

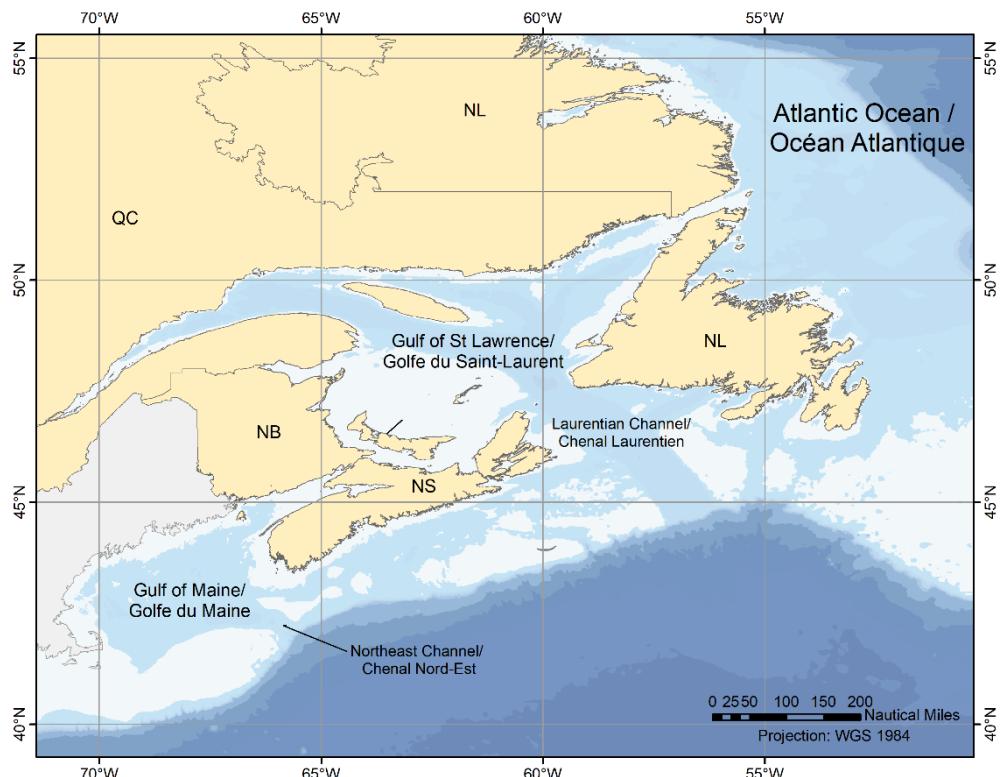


Figure 5. Représentation géographique du plateau néo-écossais, y compris les zones d'influence adjacentes dans la région de l'Atlantique Nord.

TROIS BIORÉGIONS PRINCIPALES

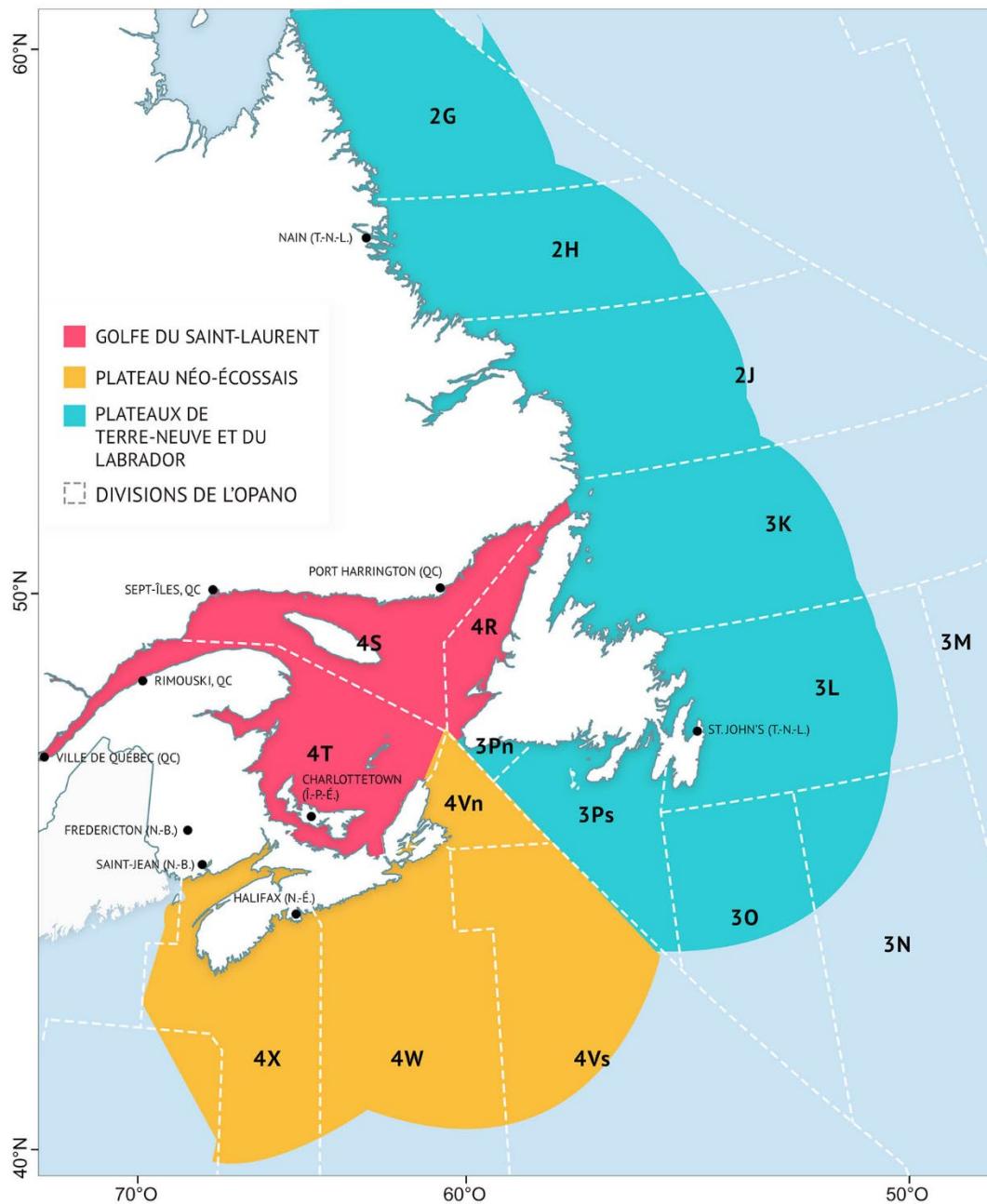


Figure 6. Les trois biorégions du Canada atlantique. Les biorégions sont définies en fonction de l'état et de la profondeur de l'océan (MPO 2019b). Les régions sont également délimitées par les divisions de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest.

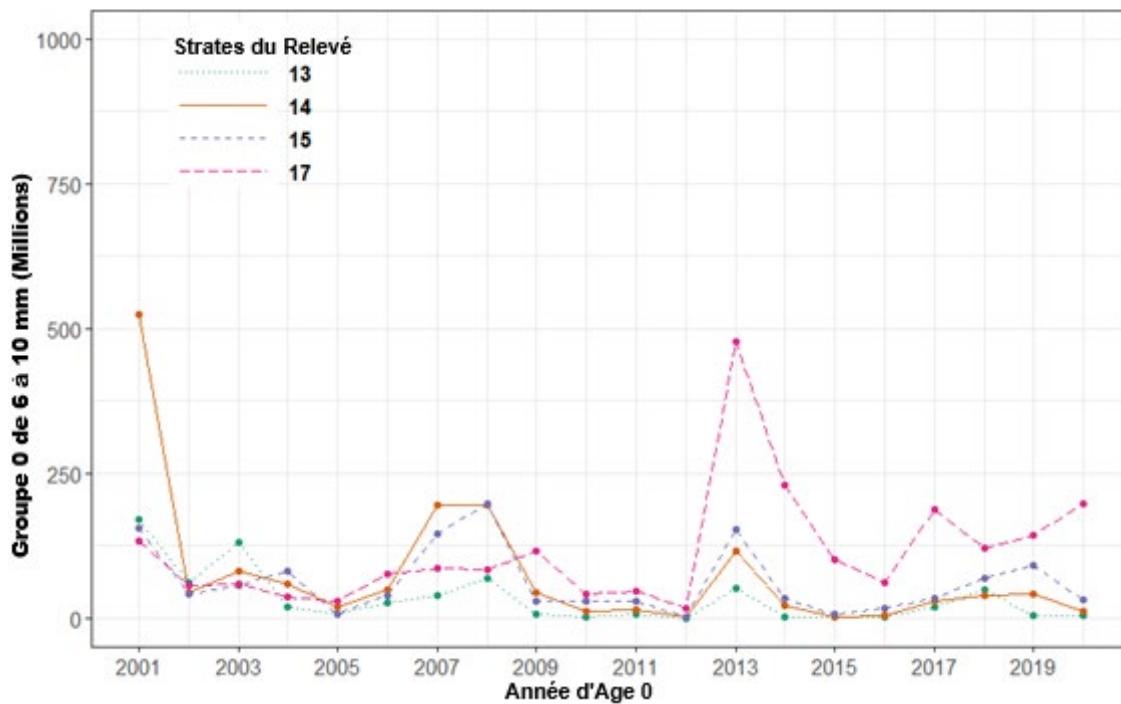


Figure 7. Le recrutement annuel de la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais (de 6 à 10 millimètres (mm)) pour l'année correspondant à l'âge 0, selon les échantillons prélevés dans le sac ventral utilisé lors du relevé collaboratif du MPO et de l'industrie, de 2001 à 2020. Somme des résultats des 15 traits par strate et par année.

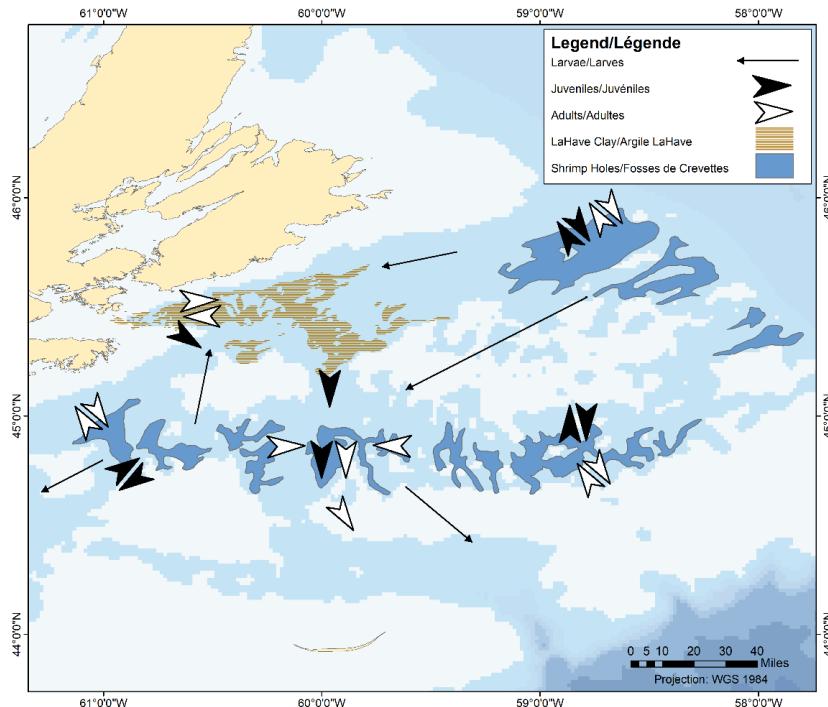


Figure 8. Les déplacements hypothétiques de la crevette nordique aux différents stades de son cycle vital sur l'est du plateau néo-écossais. Les déplacements côtiers sont également caractérisés par la présence d'un habitat composé d'argile de LaHave. Carte de Koeller (1996) modifiée.

COURANTS

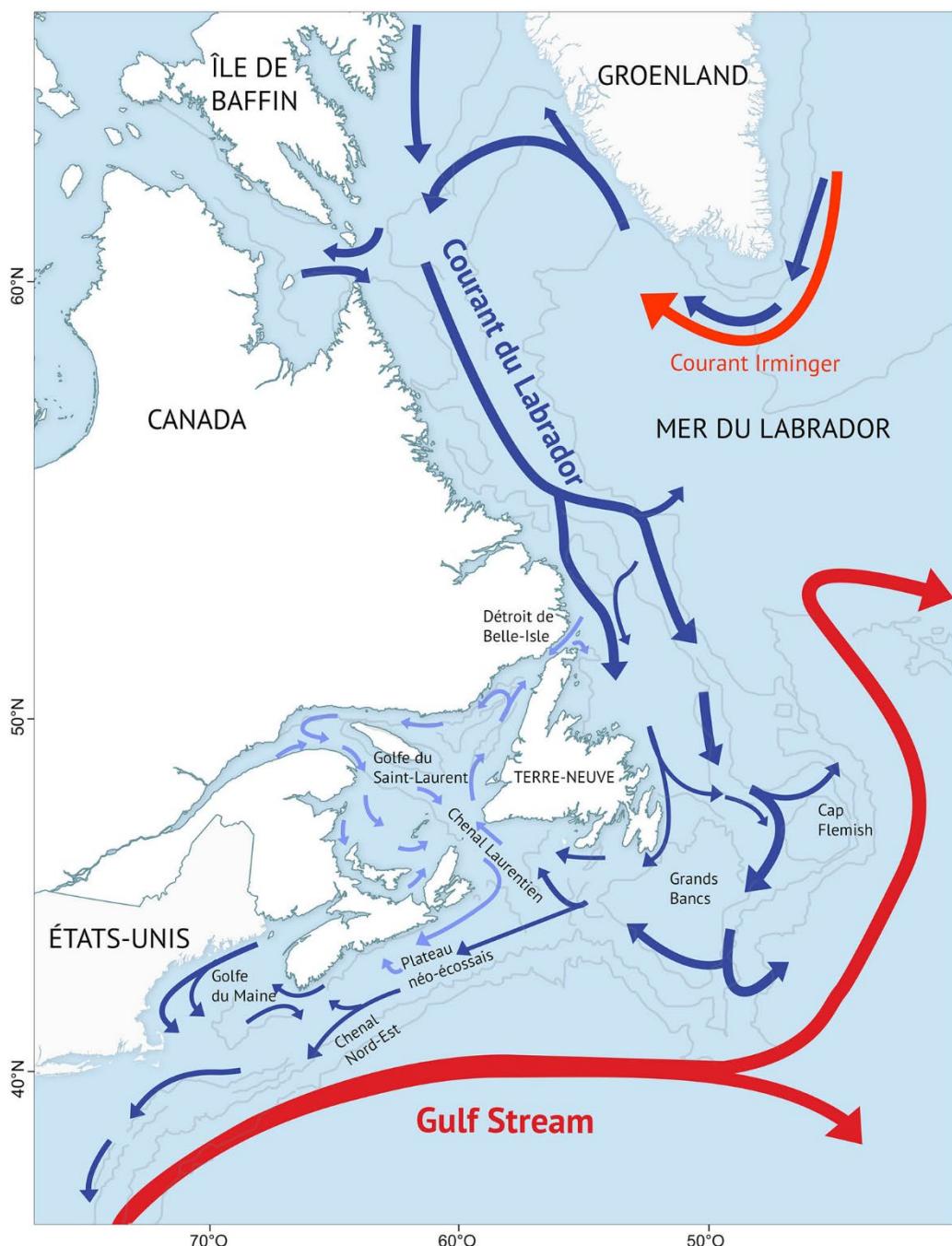


Figure 9. Les courants océaniques dominants au large du Canada atlantique. Le courant du Labrador transporte des eaux froides de l'Arctique, au Nord, le long du plateau néo-écossais, tandis que le Gulf Stream transporte des eaux chaudes vers l'est et le nord au-delà des Grands Bancs (MPO 2019b).

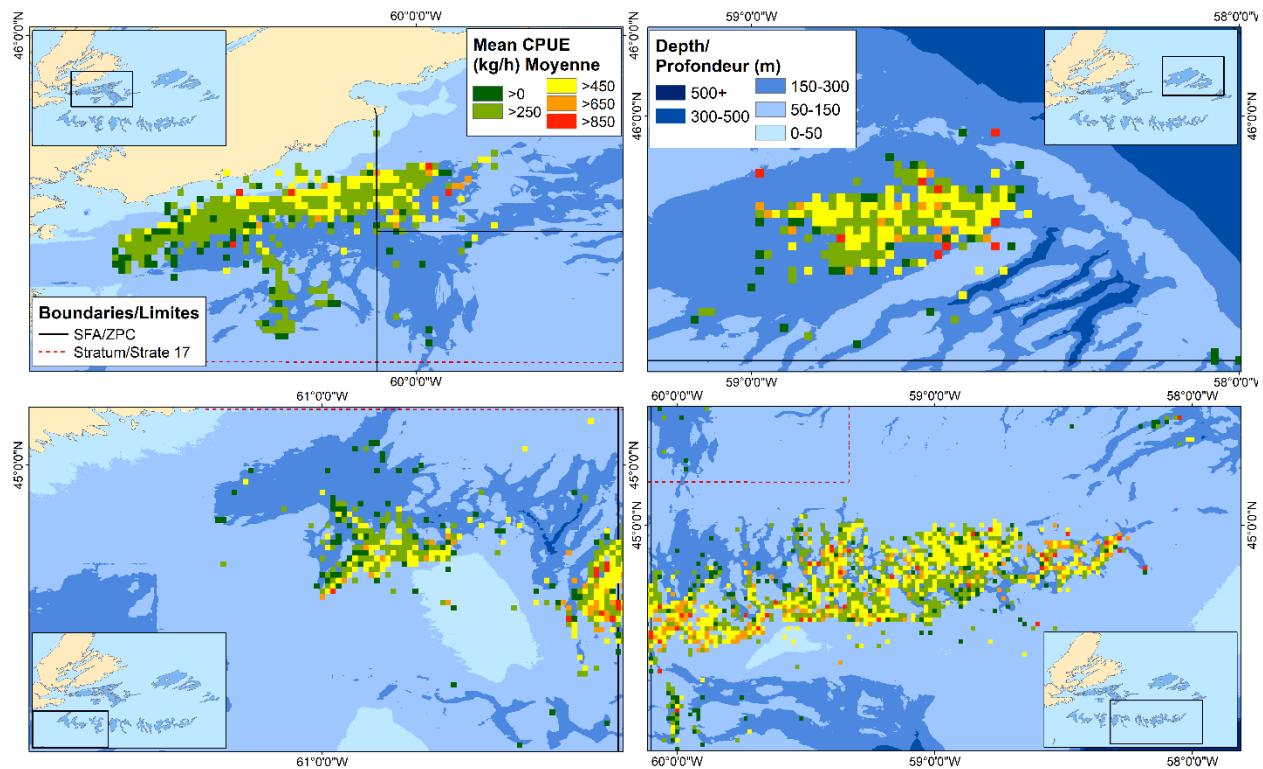


Figure 10. La répartition spatiale des captures par unité d'effort (CPUE) moyennes en kilogramme par heure (kg/h) de la flotte de pêche commerciale de la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais, de 2010 à 2020. La profondeur (m) est indiquée. ZPC = zone de pêche de la crevette

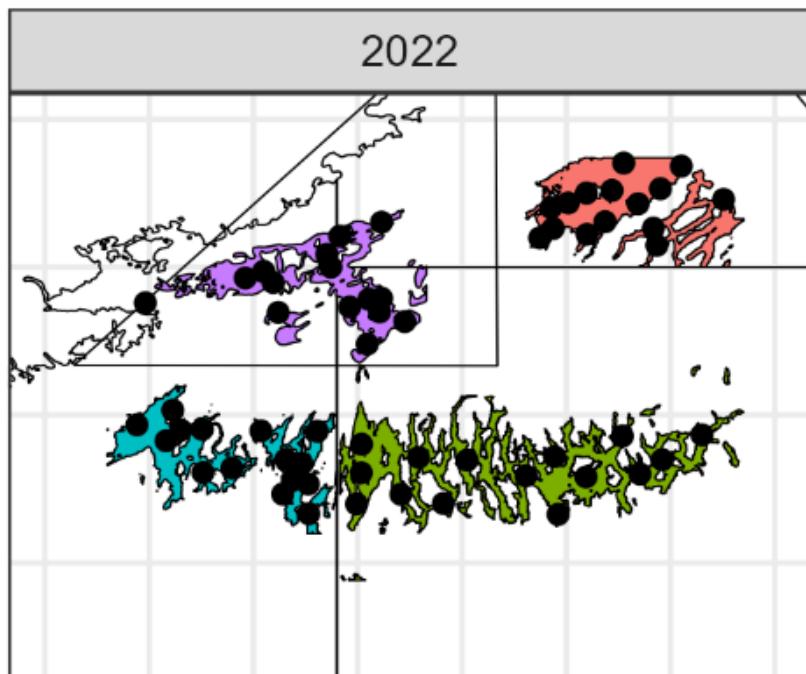


Figure 11. Un exemple des emplacements de relevé (points noirs) en 2022 associés à chaque strate du relevé. La strate 13 est en rouge en haut à droite, la strate 14 est en vert en bas à droite, la strate 15 est en turquoise en bas à gauche et la strate 17 est en violet en haut à droite.

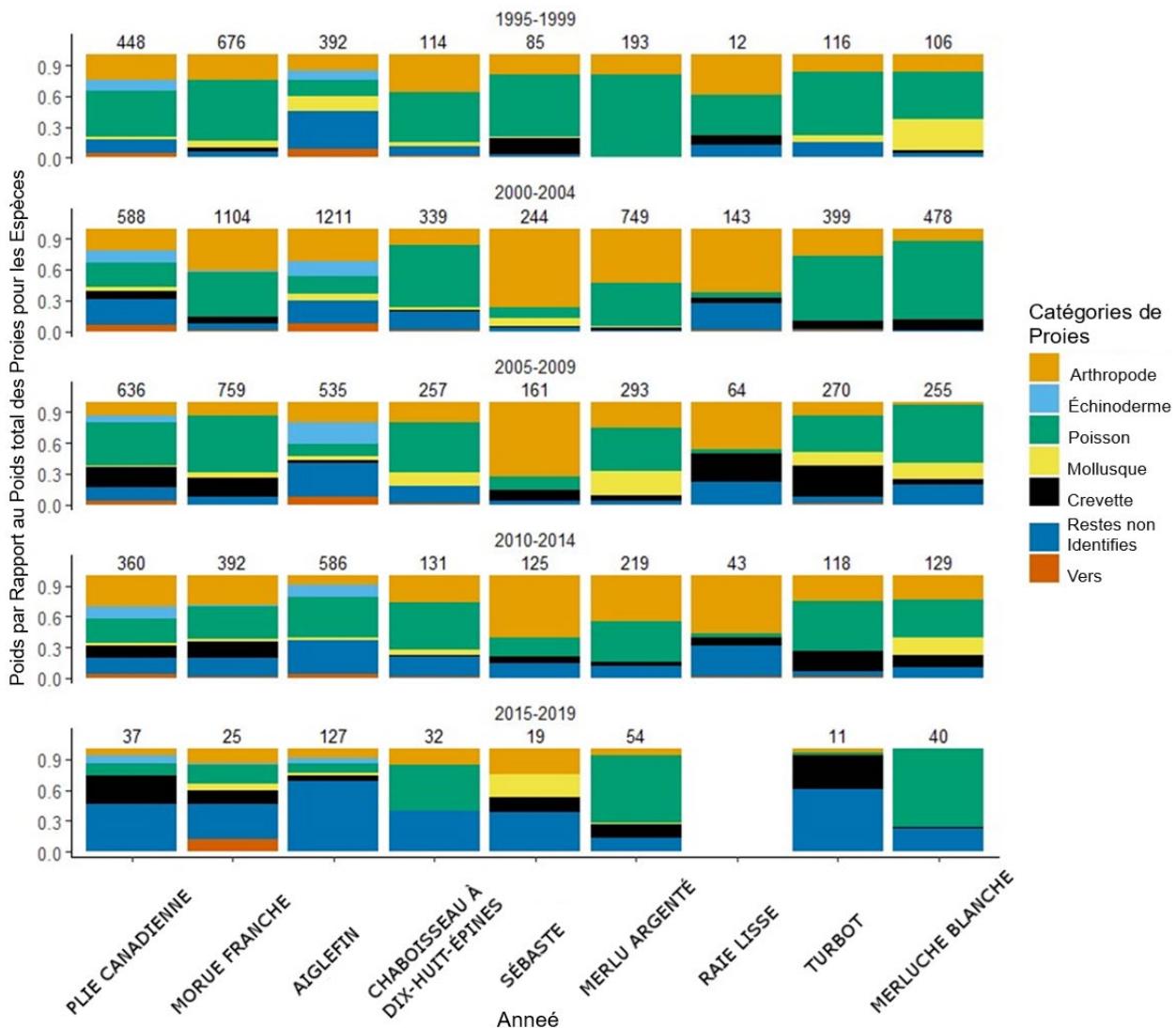


Figure 12. Poids des crevettes nordiques relativement à celui des autres proies trouvées dans les estomacs de poissons à nageoires échantillonnés lors du relevé de recherche au chalut que le MPO a effectué en été de 1995 à 2019. Le nombre d'estomacs échantillonnés dans chaque analyse est indiqué au-dessus de chaque colonne.

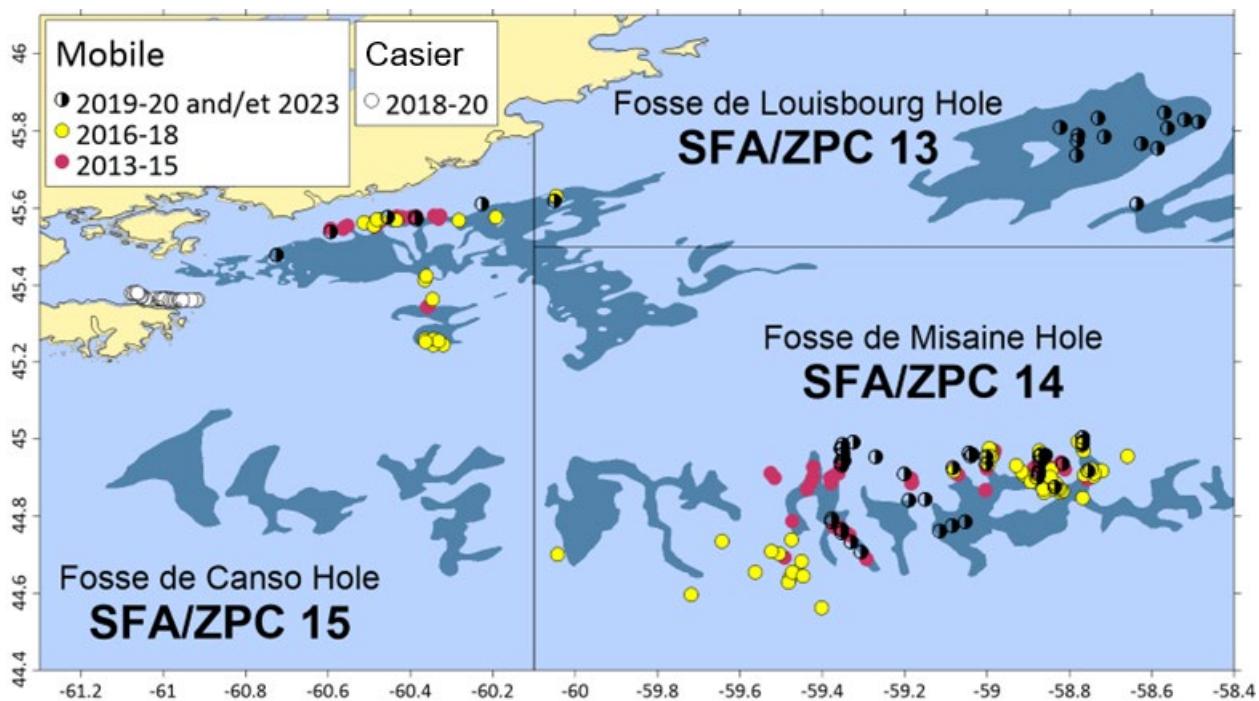


Figure 13. Répartition de l'échantillonnage de la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais par des observateurs en mer de 2013 à 2023 pour les secteurs de la pêche au casier et à engin mobile. ZPC = zone de pêche de la crevette.

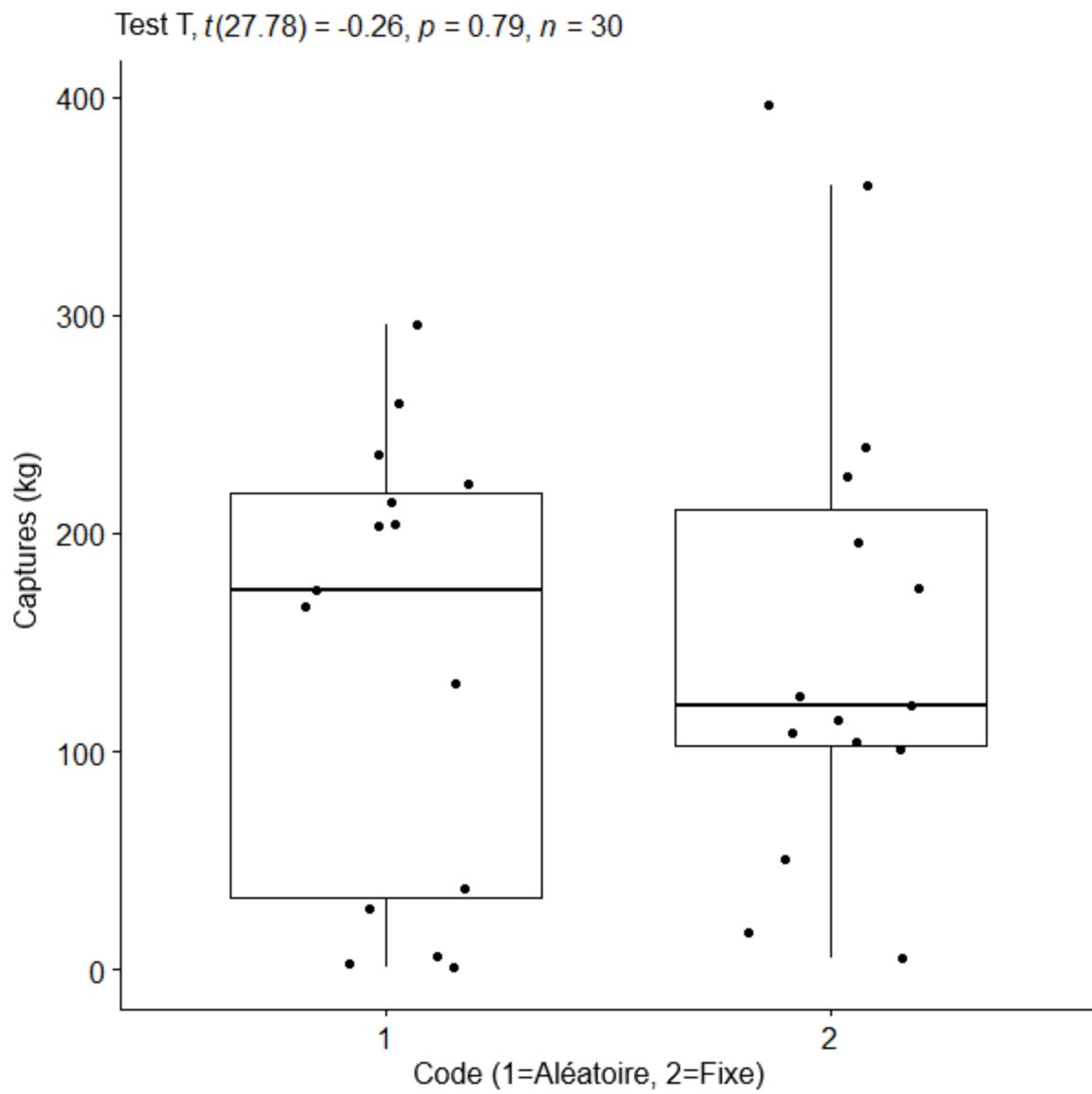


Figure 14. Diagrammes de quartiles et résultats du test t comparant les stations fixes et aléatoires dans la strate 14 en 2023.

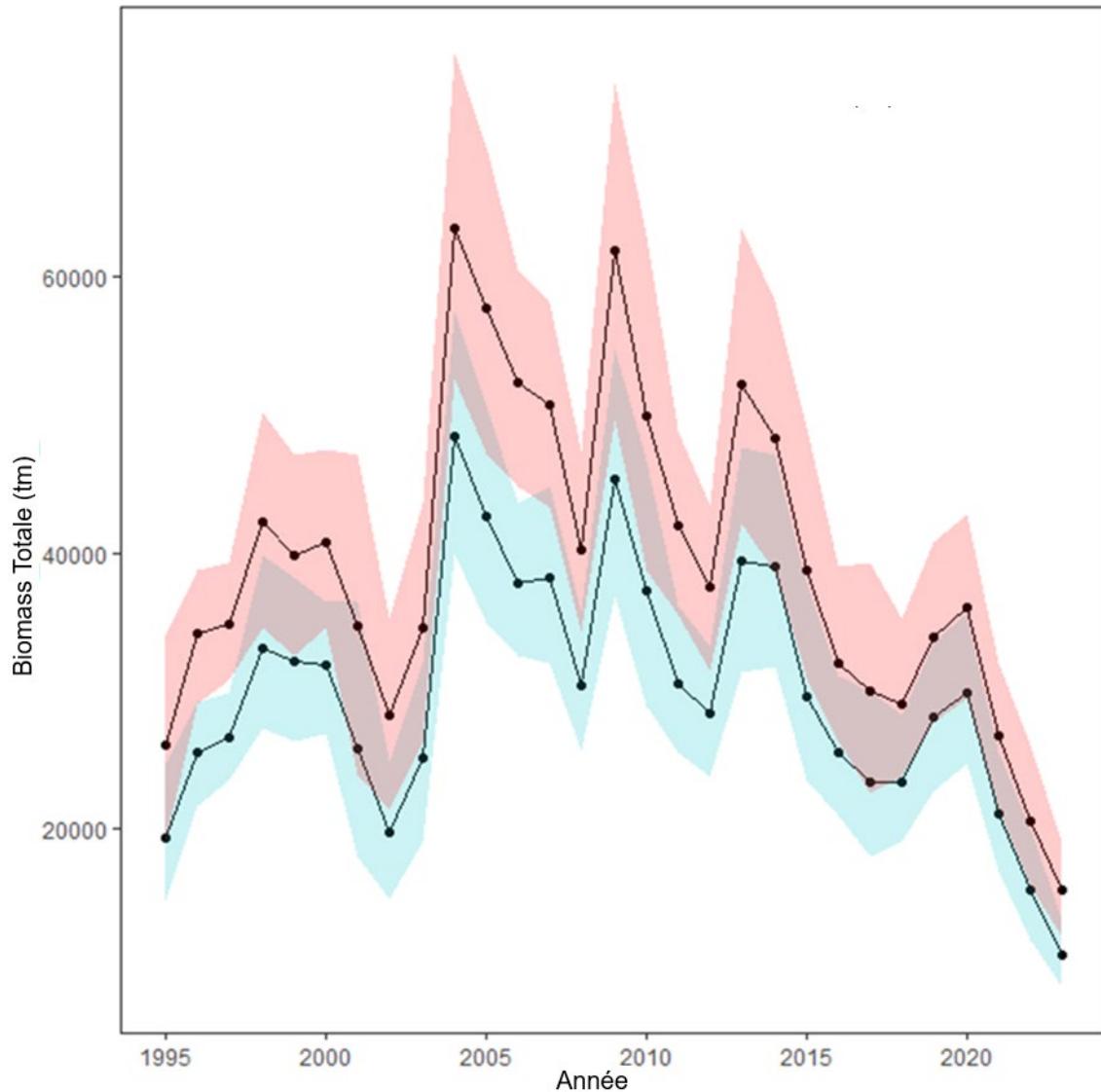


Figure 15. Estimation de la biomasse totale, en tonnes métriques (tm), de la crevette nordique au moyen de la zone balayée, calculée à partir du relevé collaboratif mené par le MPO et l'industrie de 1995 à 2023 selon les zones anciennes (turquoise) et les zones mises à jour du fichier de forme (rouge).

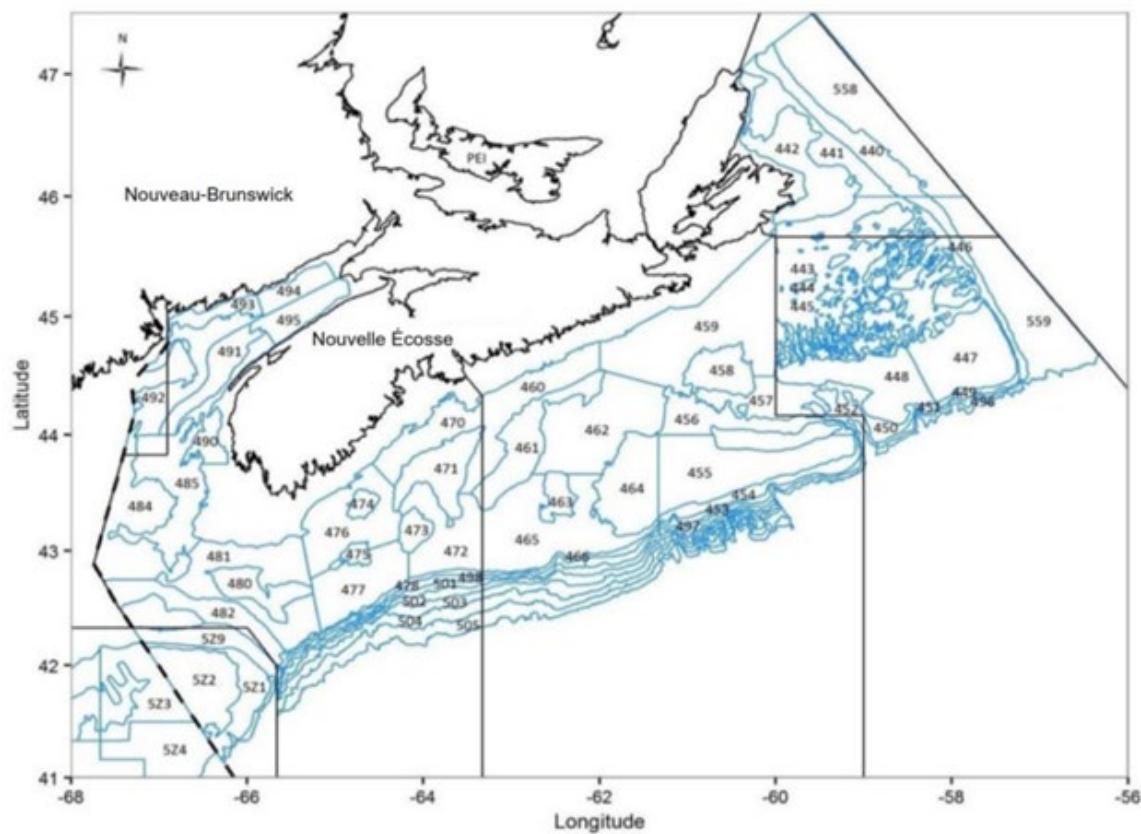


Figure 16. Strates du relevé au chalut de l'écosystème que le MPO effectue en été, reproduites à partir de MPO (2024a).

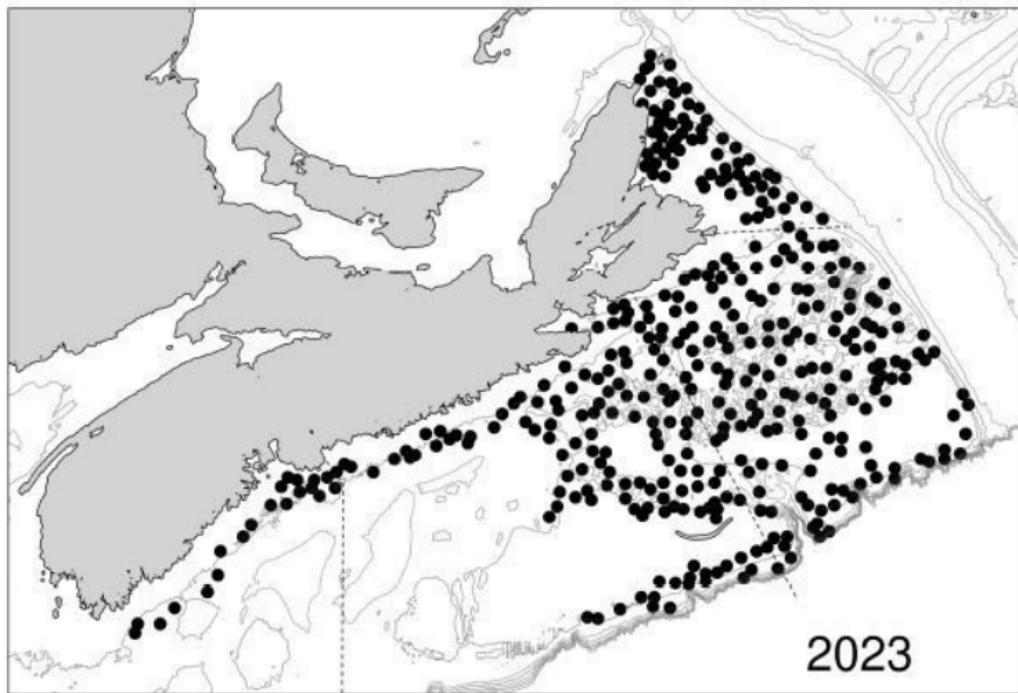


Figure 17. Emplacements des stations échantillonées en 2023 lors du relevé du crabe des neiges, reproduits de MPO (2024b).

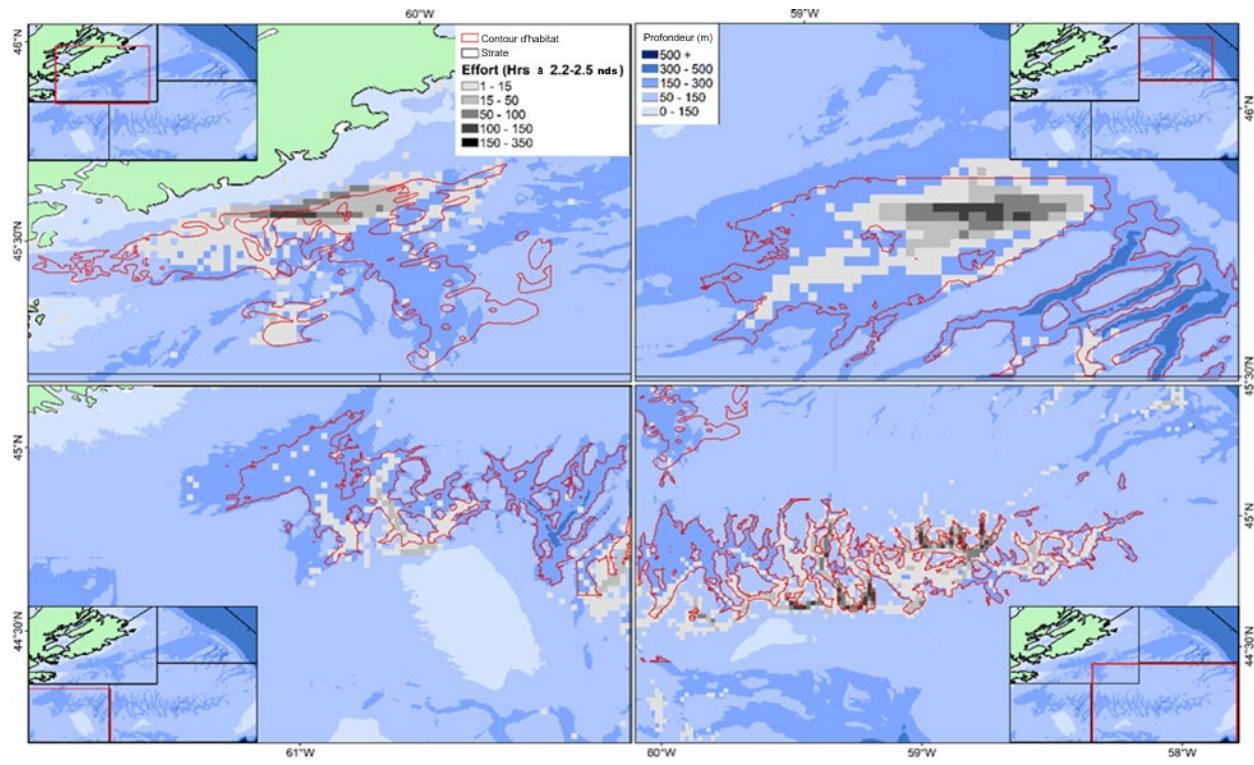


Figure 18. Répartition spatiale des activités de pêche à la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais selon le système de surveillance des navires, c'est-à-dire les navires affichant une vitesse de 2,2 à 2,5 nœuds dans les zones de pêche de la crevette, par profondeur (m), de 2013 à 2023. La profondeur et les contours des habitats utilisés pour générer aléatoirement les stations de relevé sont indiqués en rouge.

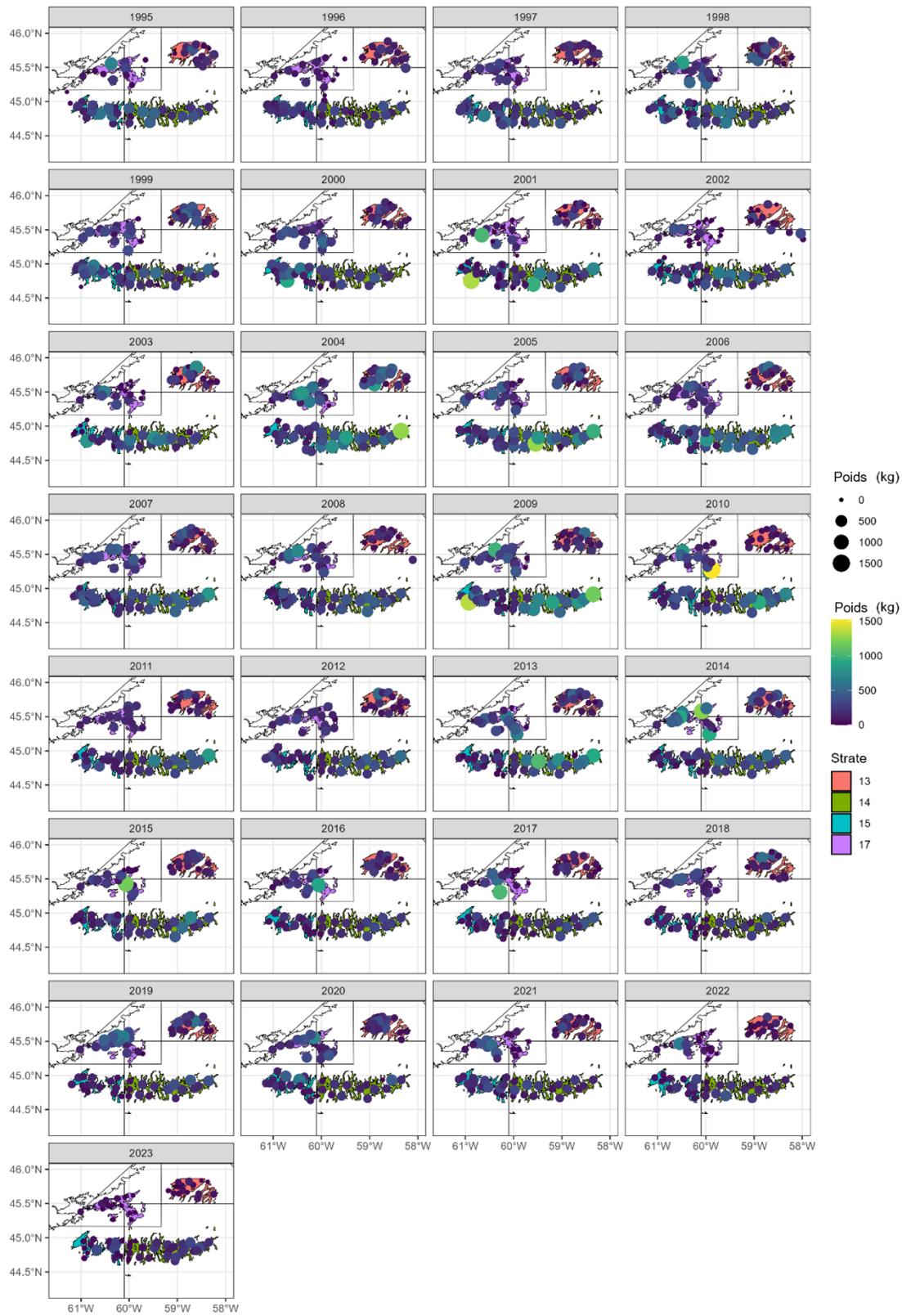


Figure 19. Poids total des prises du chalut principal, en kilogrammes (kg), par trait de 2005 à 2023. Les lignes noires représentent les terres au nord-ouest, les strates dans chaque zone, les limites entre les zones de pêche de la crevette et la ligne délimitant la zone côtière.

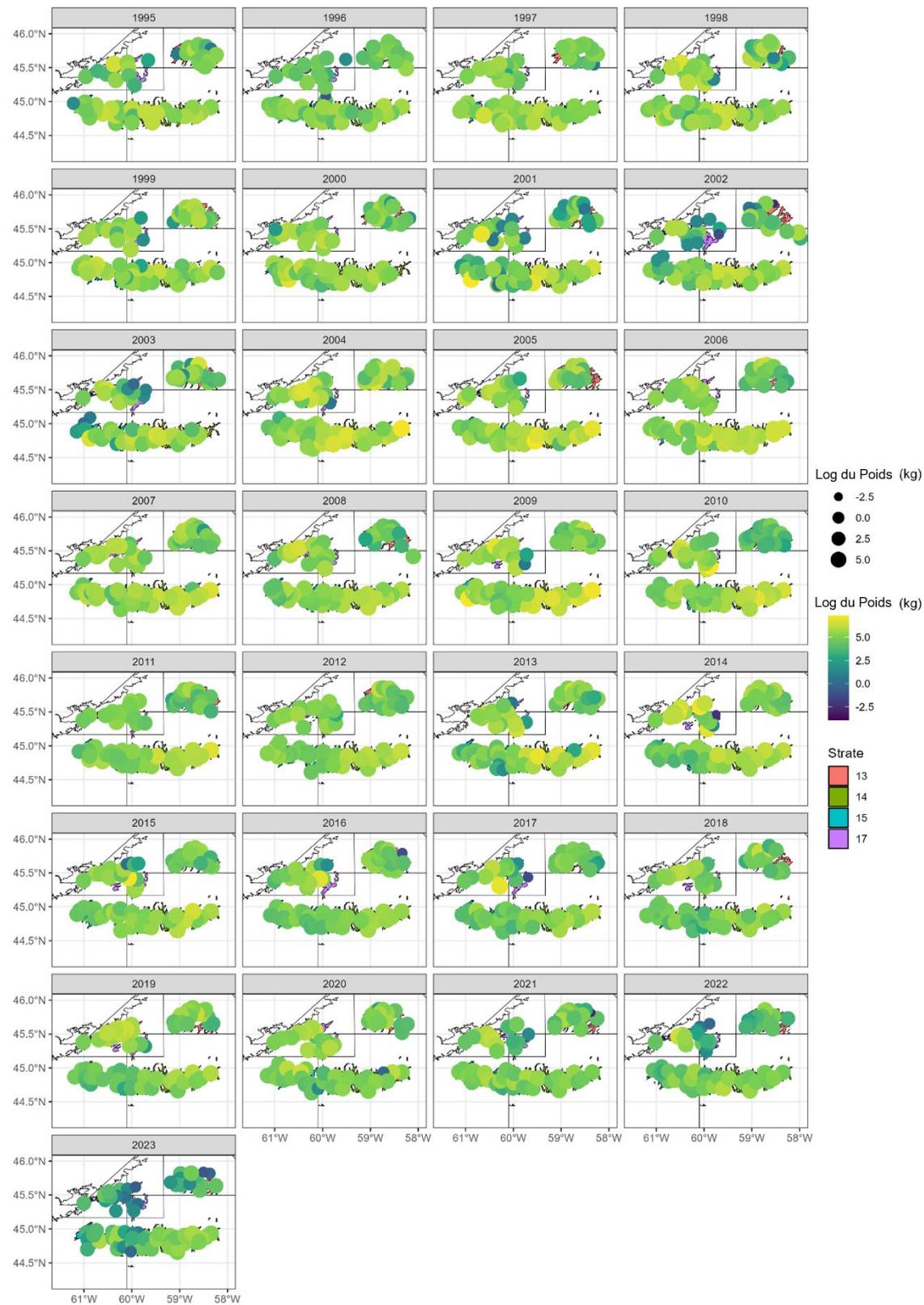


Figure 20. Poids total logarithmique des prises du chalut principal, en kilogrammes (kg), par trait de 2005 à 2023. Les lignes noires représentent les terres au nord-ouest, les strates dans chaque zone, les limites entre les zones de pêche de la crevette et la ligne délimitant la zone côtière.

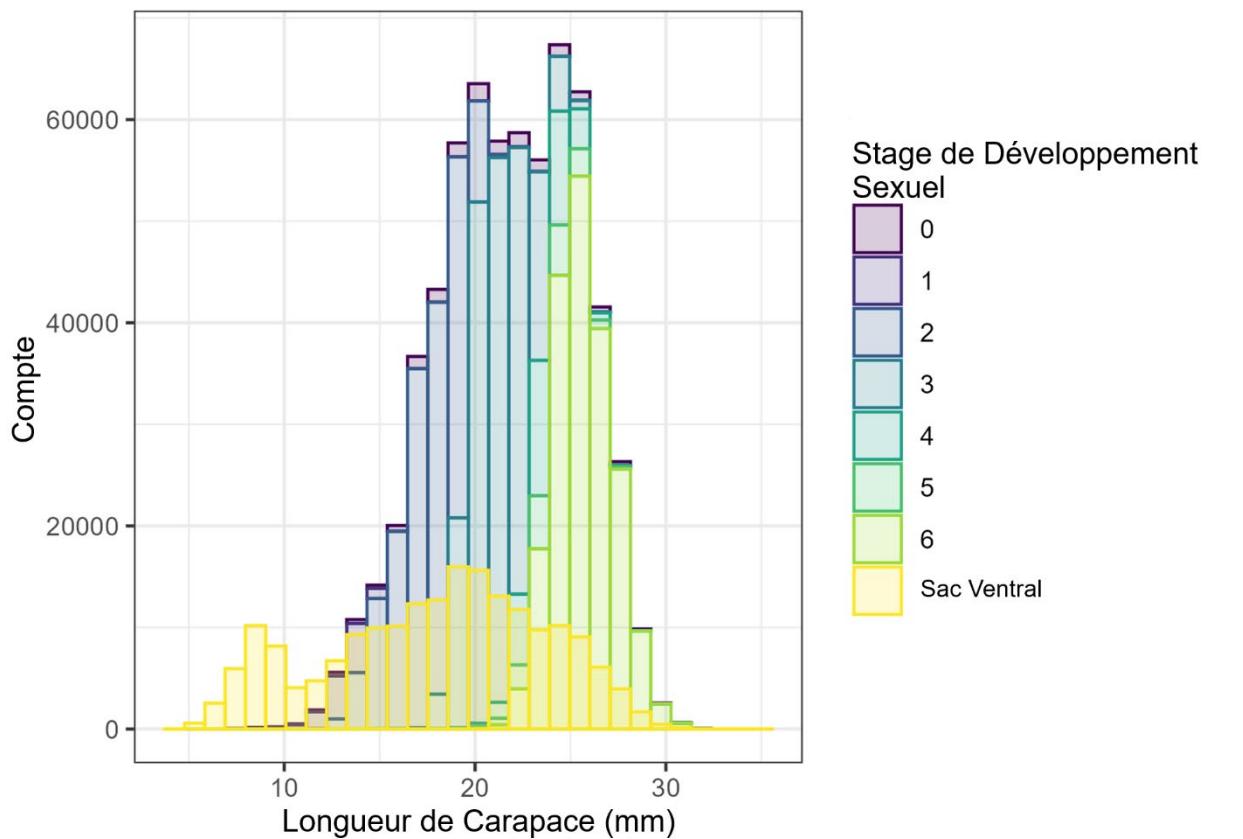


Figure 21. Histogramme des longueurs de la carapace, en millimètres (mm), des crevettes capturées dans le sac ventral (jaune) superposé sur l'histogramme des longueurs de la carapace des crevettes capturées dans l'échantillon détaillé du chalut principal, par stade de développement sexuel (0 = non déterminé, 1 = juvénile, 2 = mâle immature, 3 = mâle mature, 4 = en transition, 5 = femelle immature, 6 = tous les types de femelles matures).

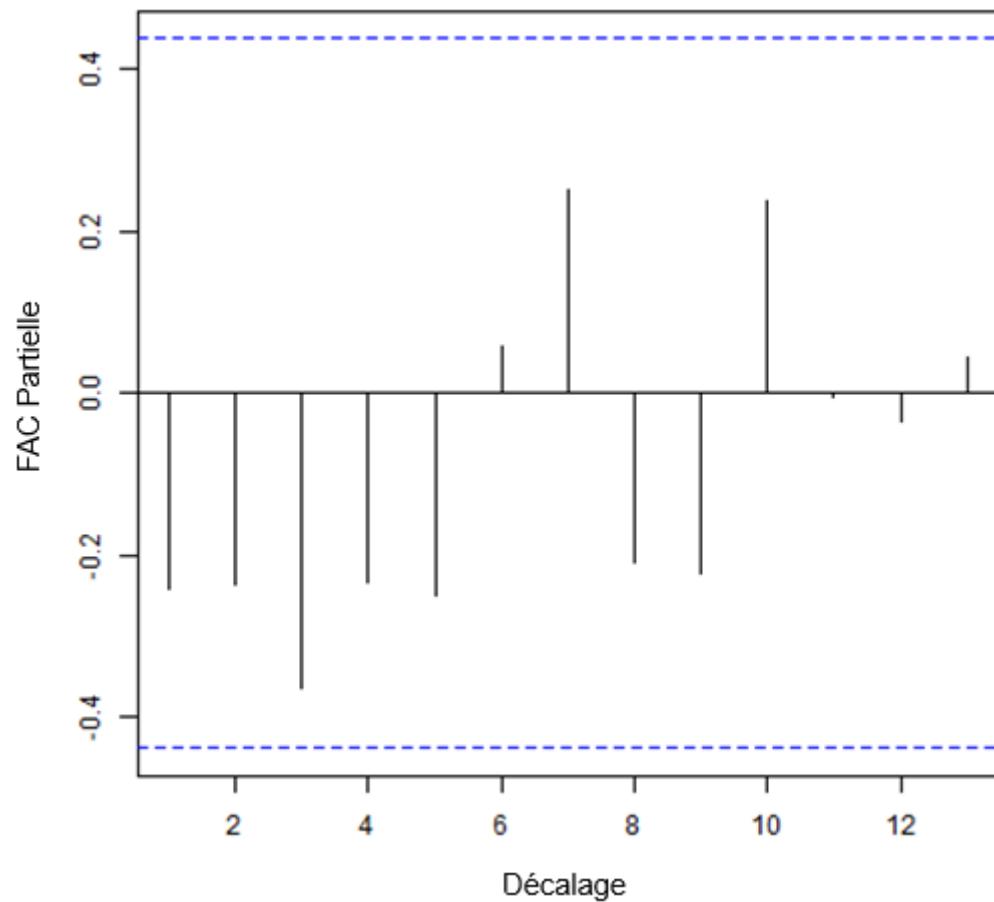


Figure 22. Fonction d'autocorrélation (FAC) partielle pour les erreurs du processus lié au recrutement.

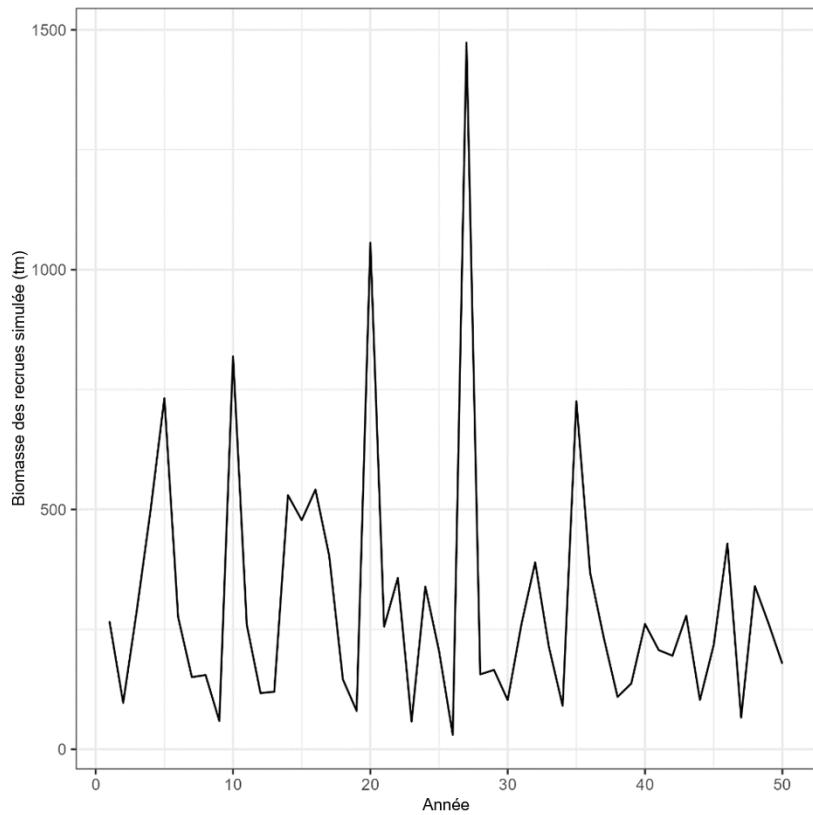


Figure 23. Exemple des 50 premières années de la biomasse, en tonnes métriques (tm), simulée à partir d'une itération utilisant la méthode du bâton de hockey. Les 20 premières années présentées ici sont les estimations réelles du modèle aux fins de référence.

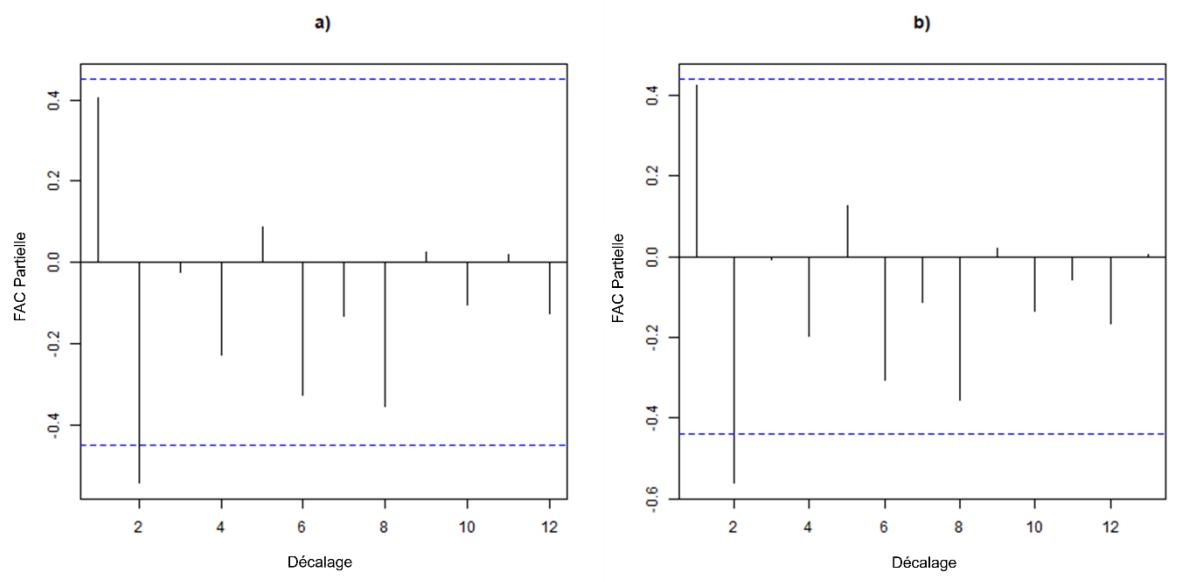


Figure 24. Fonction d'autocorrélation (FAC) partielle pour les taux de croissance selon les prises du chalut principal avec la tendance (a) et sans la tendance (b).

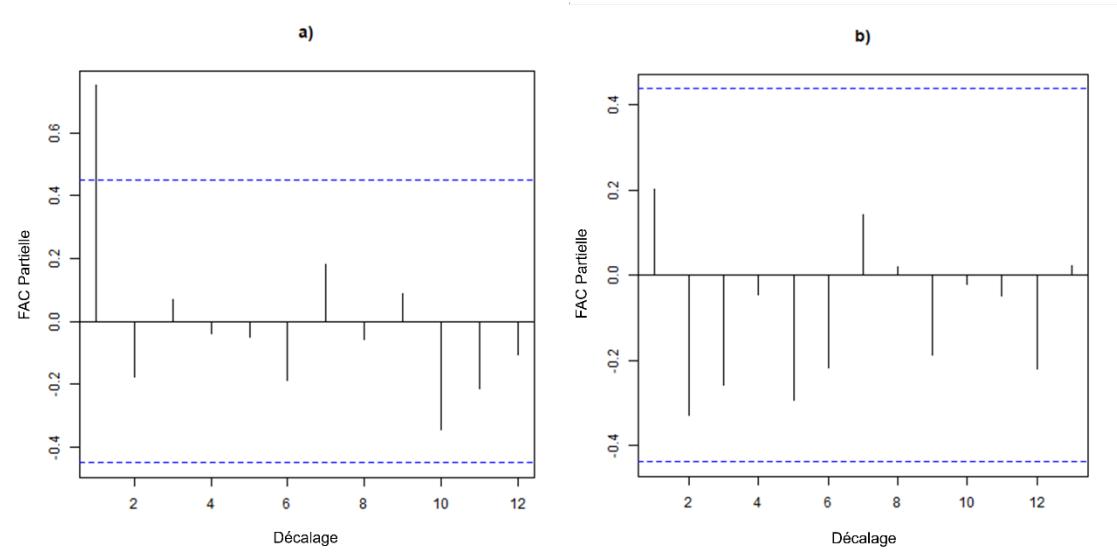


Figure 25. Fonction d'autocorrélation (FAC) partielle pour les taux de croissance des recrues (a) et les taux de croissance selon les prises du chalut principal dissociés des tendances (b).

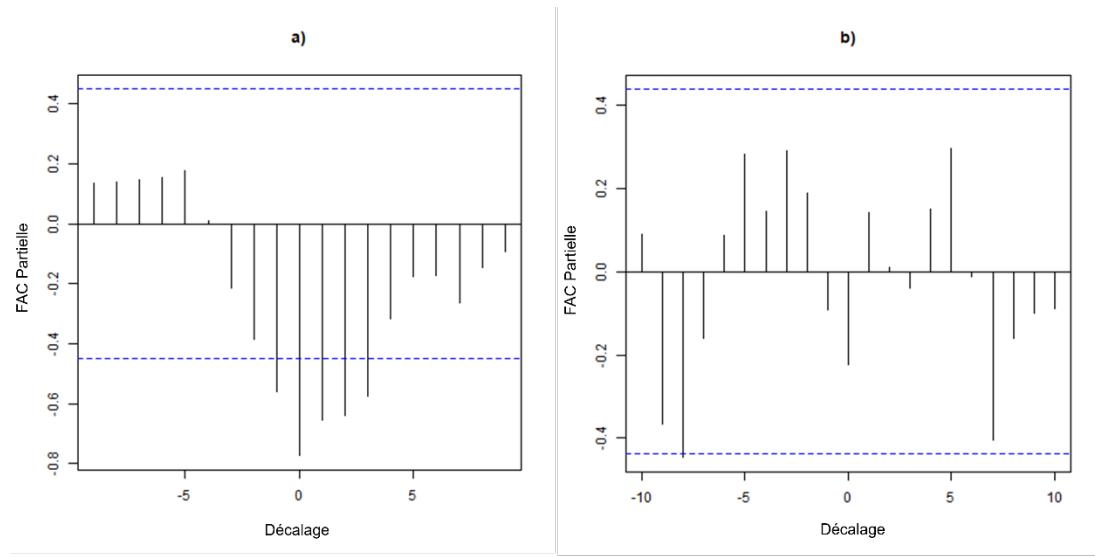


Figure 26. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre le taux de croissance des recrues et le pourcentage de la biomasse qui correspond à la biomasse du stock reproducteur avant (a) et après (b) leur dissociation des tendances.

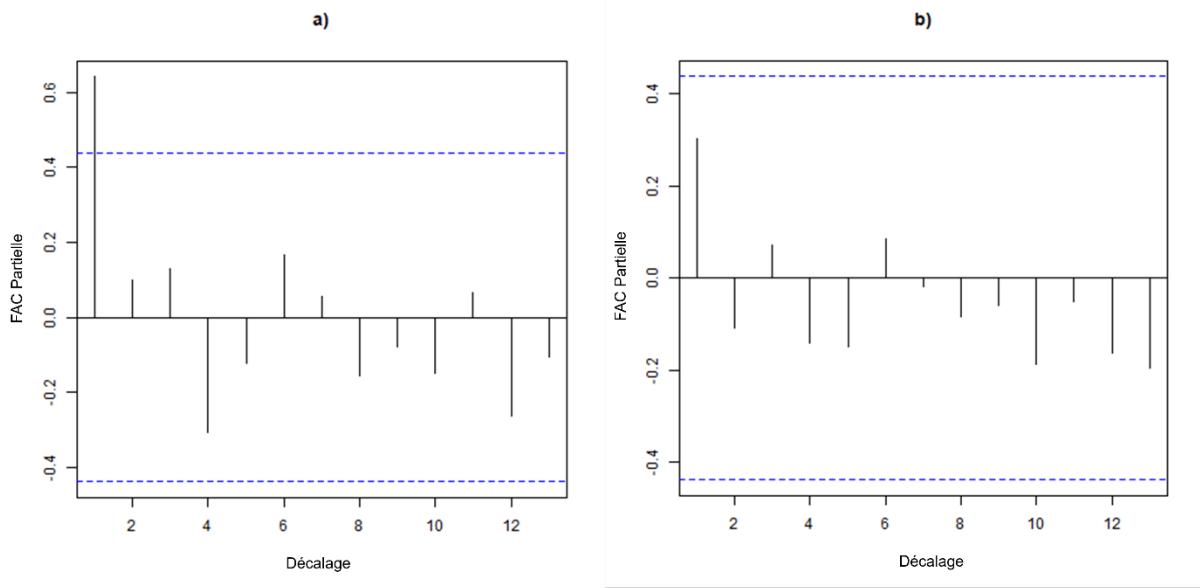


Figure 27. Fonction d'autocorrélation (FAC) partielle pour le pourcentage de la biomasse totale qui est la biomasse du stock reproducteur avec la tendance (a) et sans la tendance (b).

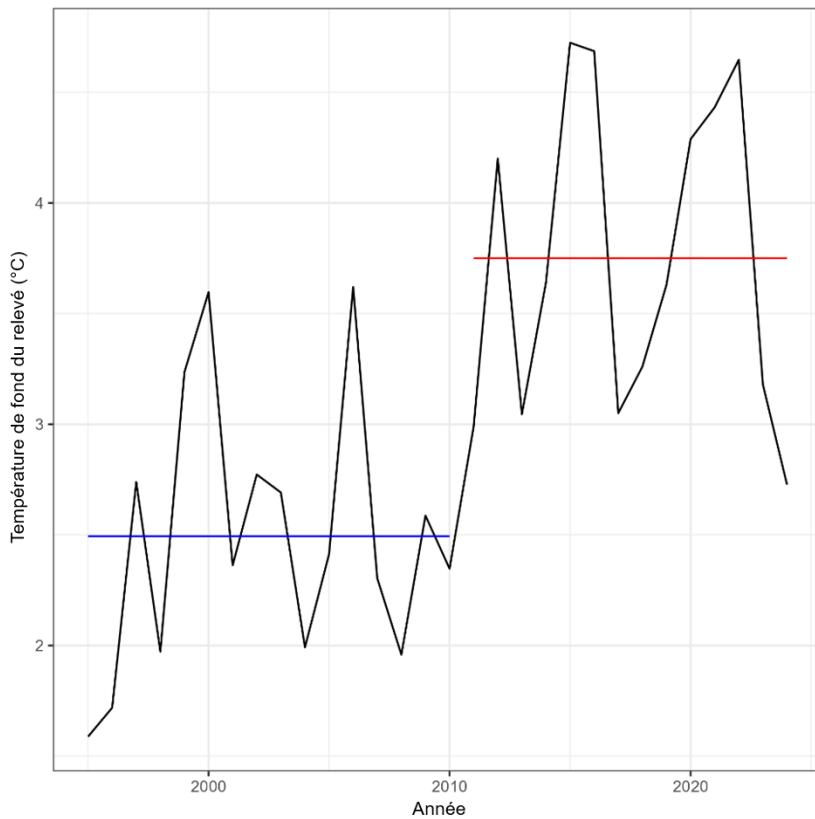


Figure 28. Températures moyennes, en degré Celsius (°C), au fond enregistrées lors du relevé annuel de la crevette nordique effectué en juin (la ligne bleue représente la température moyenne entre 1995 et 2010 et la ligne rouge la température moyenne après 2010).

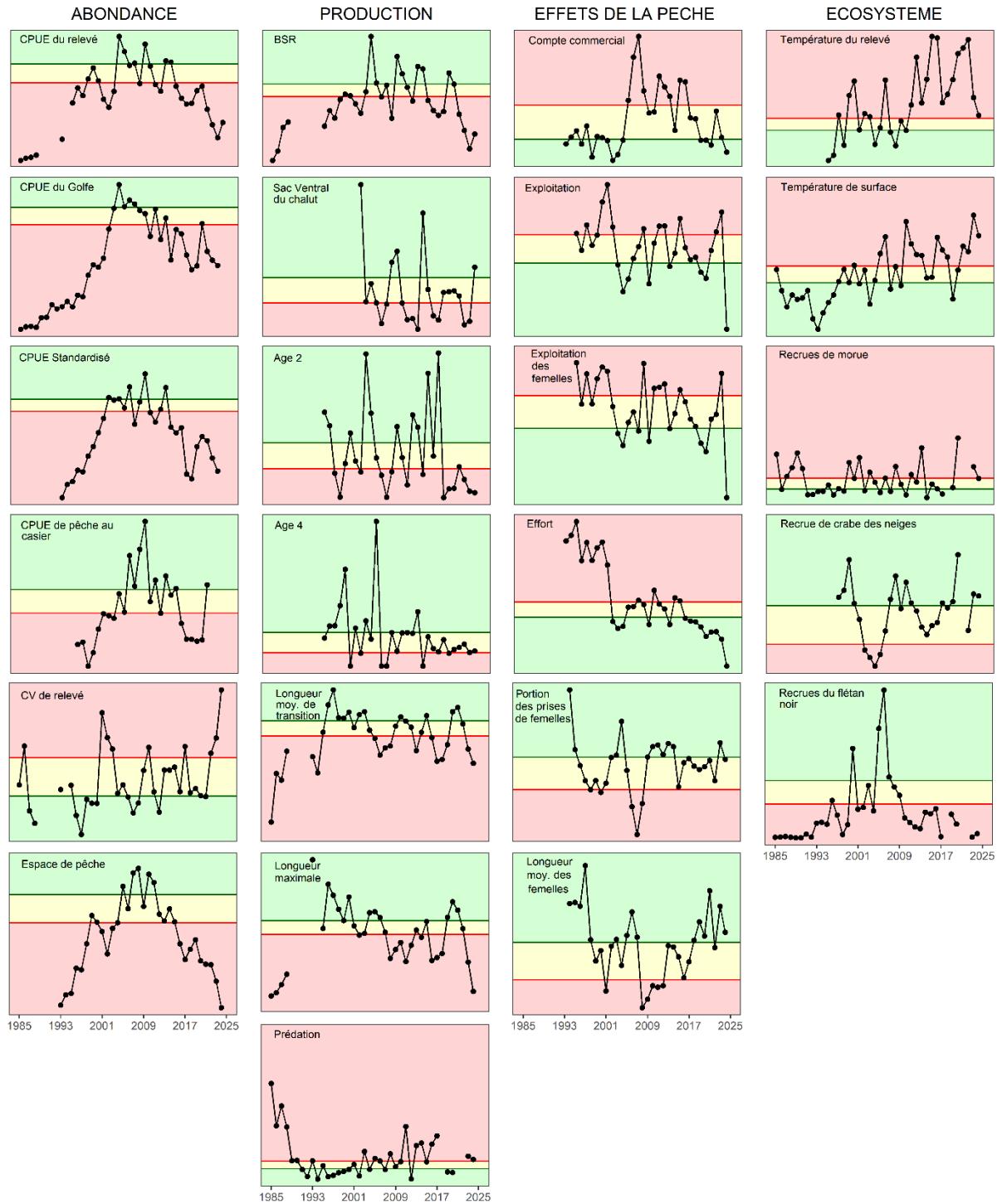


Figure 29. Séries chronologiques des indicateurs individuels de la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais avant l'établissement de ce nouveau cadre. En raison du nombre limité de permis actifs et des règles découlant de la Loi sur la protection des renseignements personnels, les trois indicateurs associés aux captures par unité d'effort de la pêche commerciale (CPUE dans le golfe, CPUE normalisée et CPUE au casier) ne sont pas mis à jour en 2024. TSM = température à la surface de la mer; CPUE norm = indice normalisé des captures par unité d'effort de la flotte de pêche à engin mobile des Maritimes; Nbre comm = nombre de crevettes par livre dans la pêche commerciale.

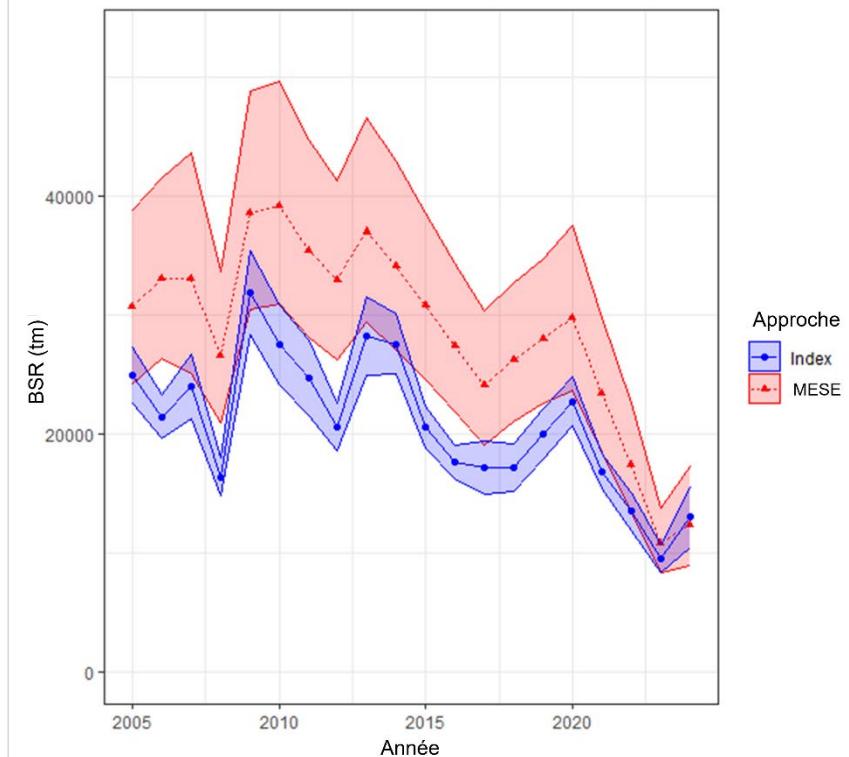
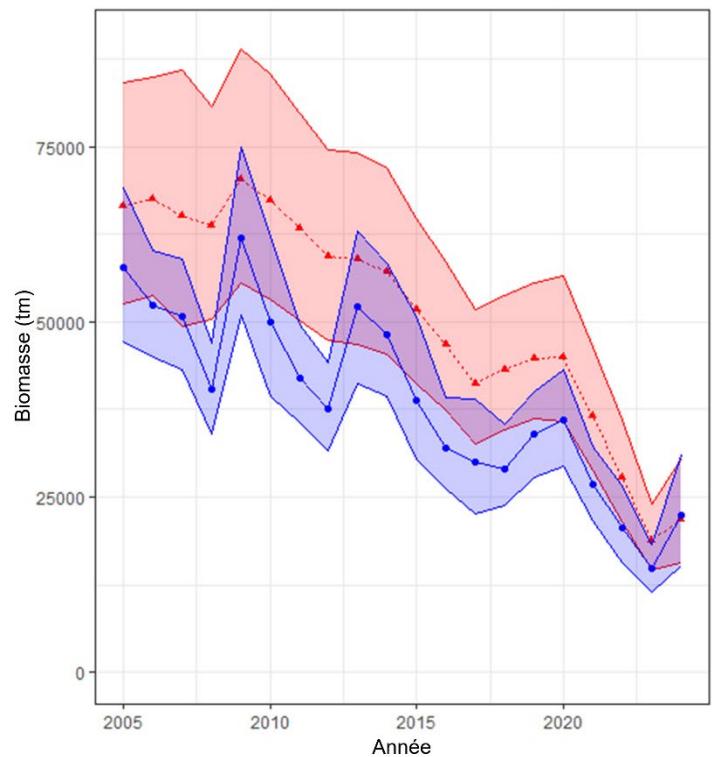


Figure 30. Panneau de gauche : biomasse totale en tonnes métriques (tm) de 2005 à 2024 estimée à l'aide de l'indice de la zone balayée (cercles bleus, ligne pleine) et du modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE; triangles rouges, ligne tiretée). Panneau de droite : biomasse du stock reproducteur (BSR) en tm de 2005 à 2024 estimée à l'aide de l'indice de la zone balayée (cercles bleus, ligne pleine) et par le MESE (triangles rouges, ligne pointillée).

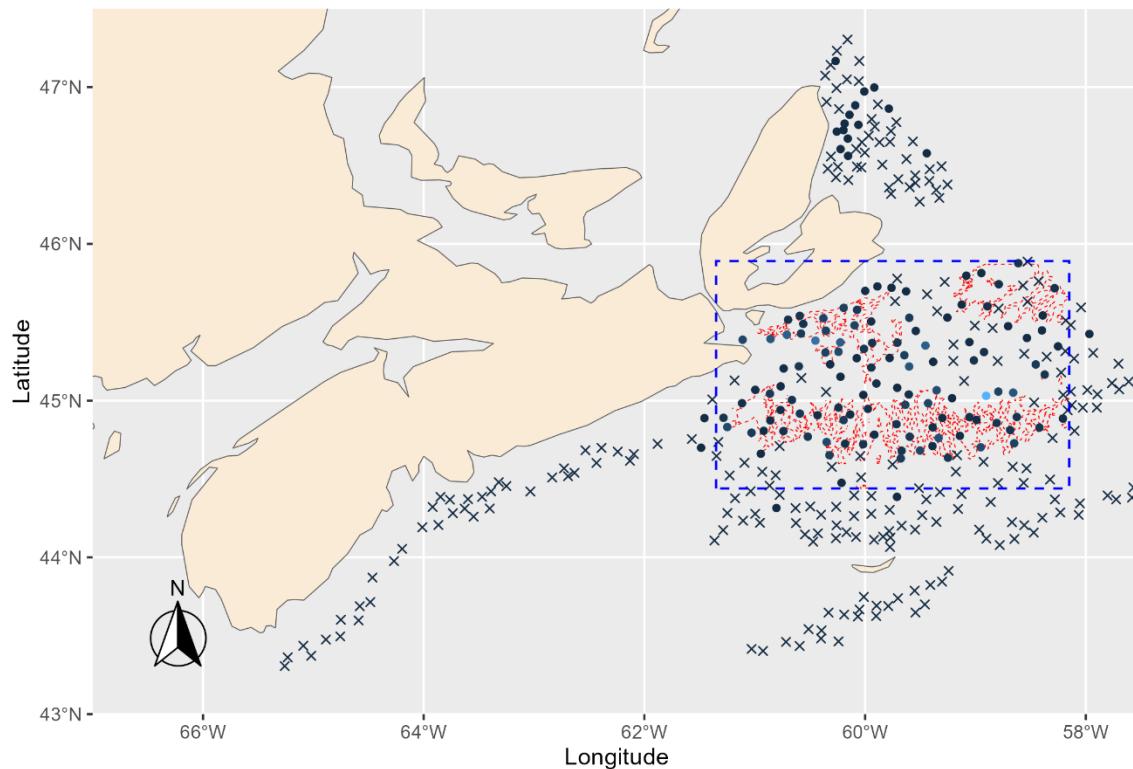
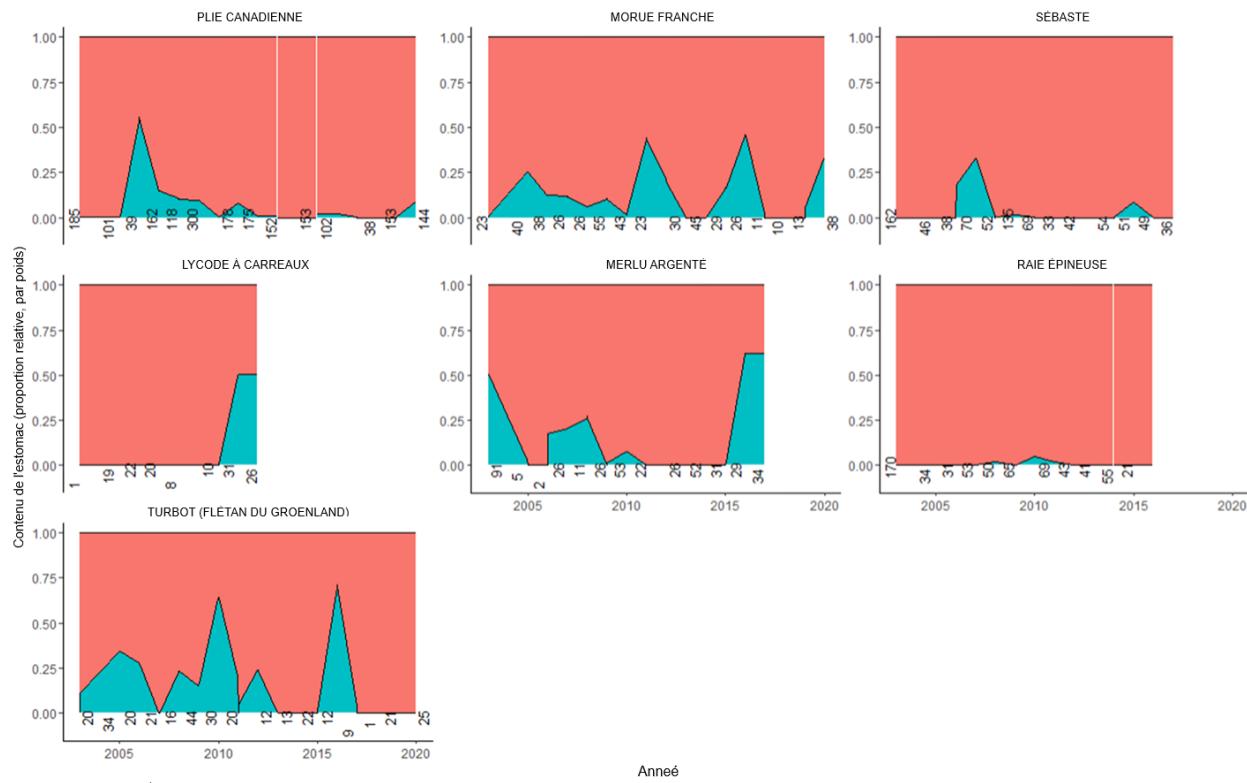


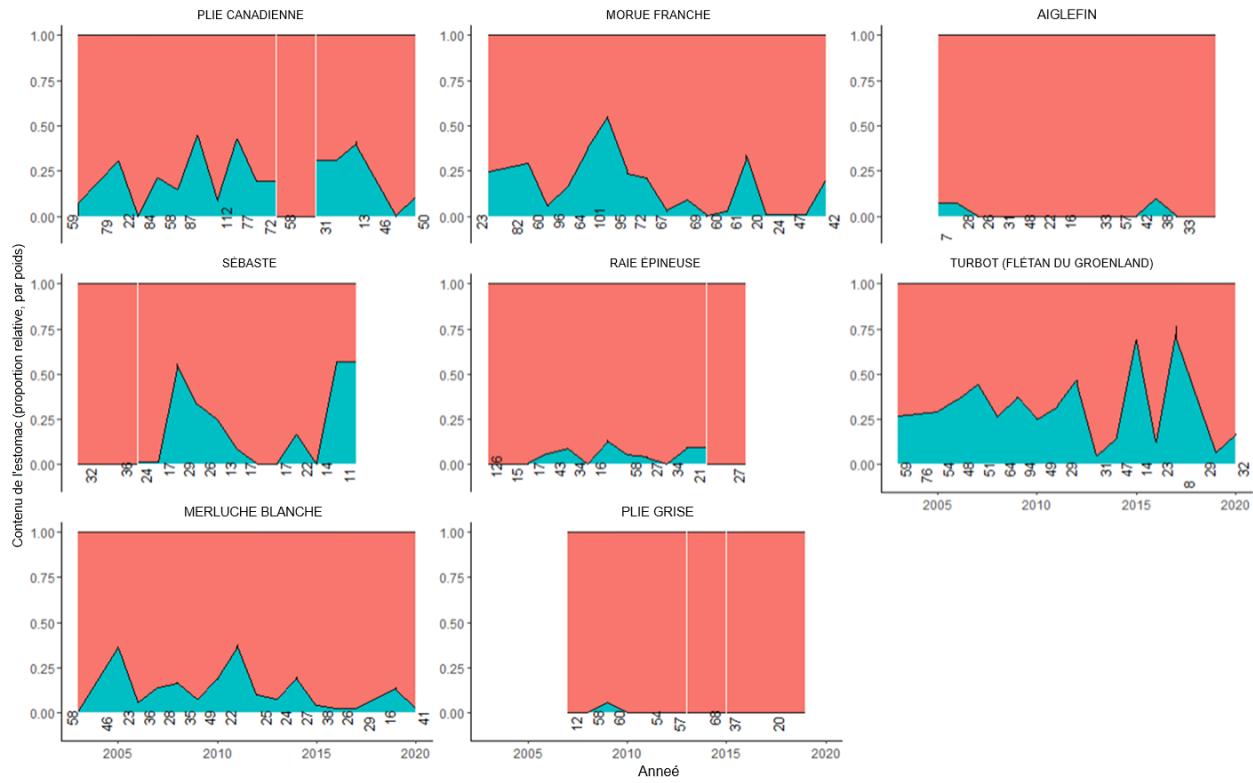
Figure 31. Traits effectués lors du relevé du crabe des neiges en 2024. Les croix indiquent qu'aucune crevette n'a été capturée, tandis que les points colorés indiquent la présence de crevettes. Les strates du relevé de la crevette nordique sont représentées par les polygones rouges, et la boîte en tireté bleu indique tous les traits de relevé utilisés pour l'indicateur des prises accessoires de crevettes nordiques.

Source de la figure : Amy Glass, unité responsable du crabe des neiges du MPO.



Quantité de proies consommées par les prédateurs par an et poids. Les limites de taille des prédateurs = 0 et 30, minimum de taille d'échantillon moyen par an = 25.

Figure 32. Proportion relative d'espèces de crevettes de la famille des pandalidés (en bleu), en poids, dans le contenu stomacal de divers prédateurs d'une longueur inférieure à 30 centimètres, avec au moins 25 estomacs échantillonnés par an en moyenne. Le nombre sur l'axe des abscisses indique la taille de l'échantillon pour l'année en question.



Quantité de proies consommés par les prédateurs par an et poids. Les limites de taille des prédateurs = 31 et 60, minimum de taille d'échantillon moyen par an = 25.

Figure 33. Proportion relative d'espèces de crevettes de la famille des pandalidés (en bleu), en poids, dans le contenu stomacal de divers prédateurs d'une longueur de 30 à 60 centimètres, avec au moins 25 estomacs échantillonnés par an en moyenne. Le nombre sur l'axe des abscisses indique la taille de l'échantillon pour l'année en question.

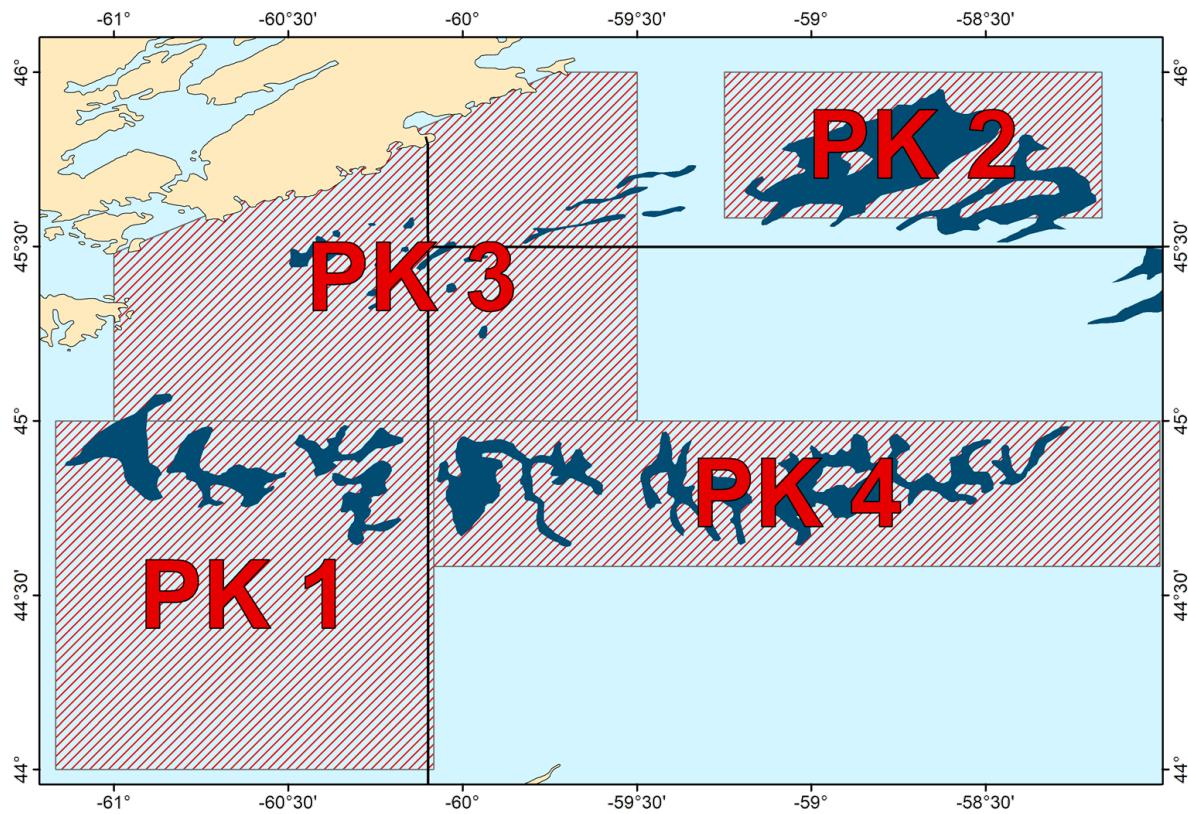


Figure 34. Couverture des données satellite utilisées pour le calcul de la température à la surface de la mer.

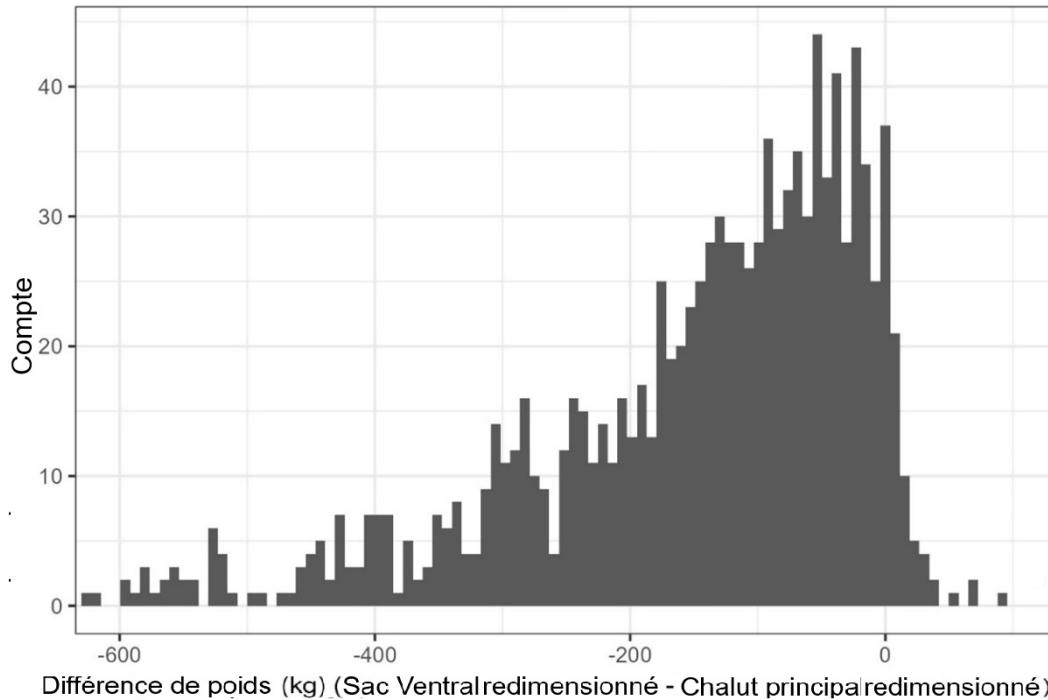


Figure 35. Histogramme de la différence de poids en kilogrammes (kg) entre les crevettes nordiques de plus de 10 millimètres capturées dans le sac ventral après une mise à l'échelle visant à assurer la correspondance avec la largeur (superficie) du chalut principal et la biomasse d'après le chalut principal corrigée en fonction de la fréquence selon la longueur provenant du sac ventral.

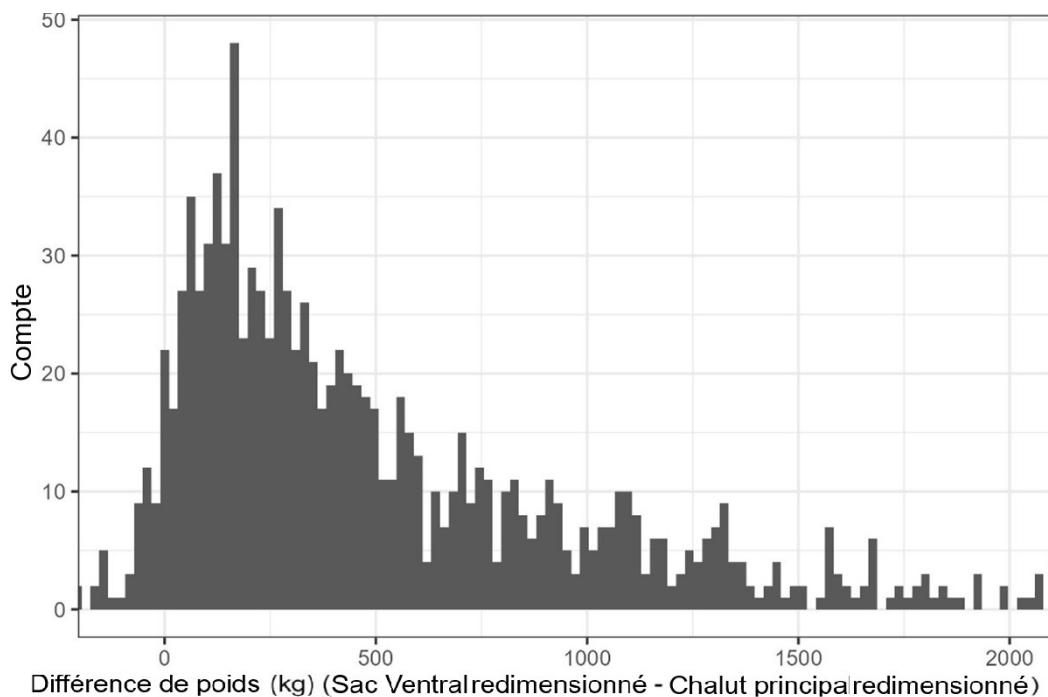


Figure 36. Histogramme de la différence de poids en kilogrammes (kg) entre les crevettes nordiques de plus de 10 millimètres capturées dans le sac ventral après une mise à l'échelle visant à assurer la correspondance avec la largeur et la hauteur (volume) du chalut principal et la biomasse d'après le chalut principal corrigée en fonction de la fréquence selon la longueur provenant du sac ventral.

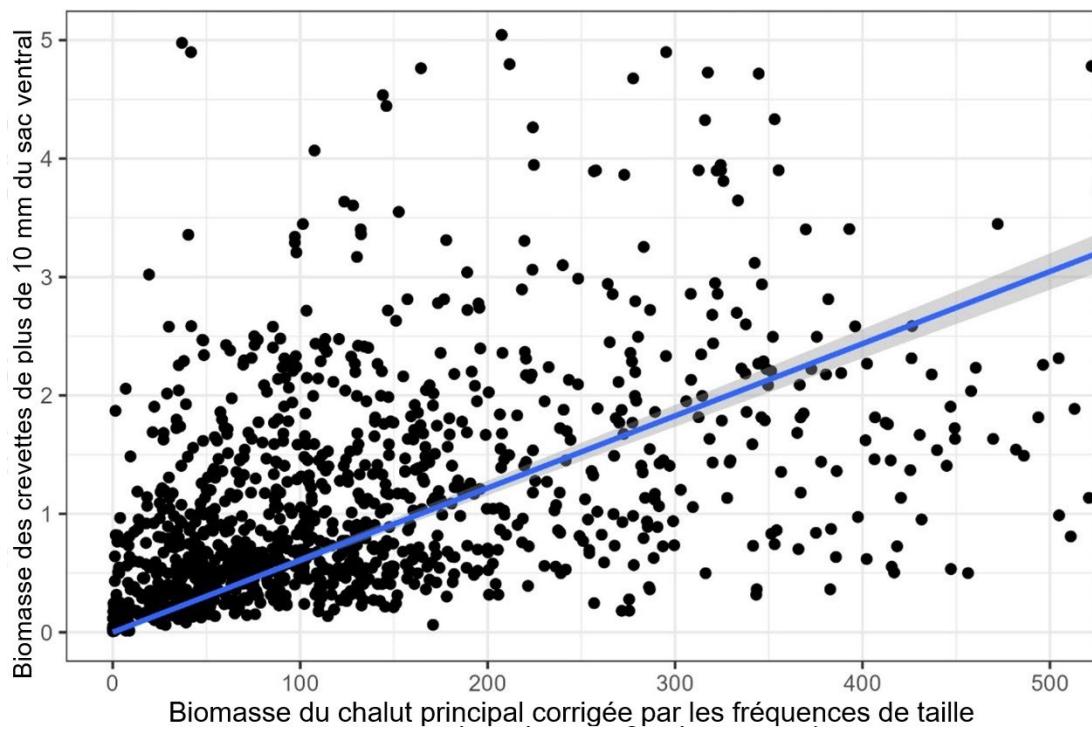


Figure 37. Diagramme de dispersion de la biomasse d'après le chalut principal corrigée en fonction de la fréquence selon la longueur par rapport à la biomasse des crevettes de plus de 10 millimètres (mm) provenant du sac ventral, avec une régression linéaire en bleu.

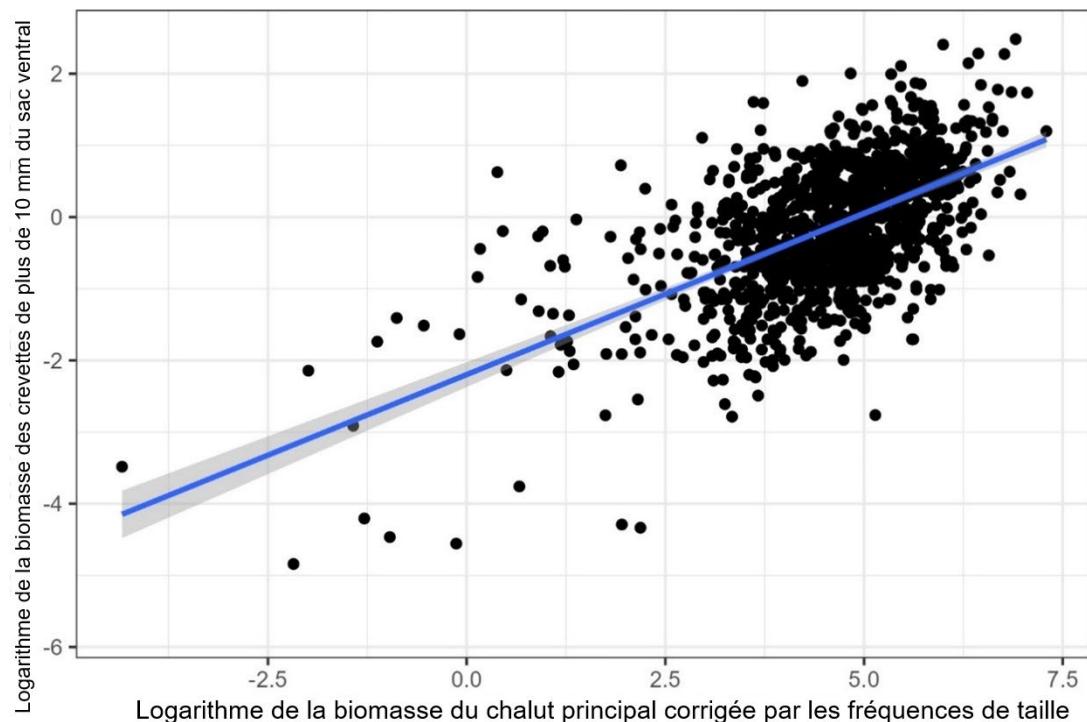


Figure 38. Diagramme de dispersion de la biomasse logarithmique corrigée en fonction de la fréquence selon la longueur par rapport à la biomasse logarithmique des crevettes de plus de 10 millimètres (mm) provenant du sac ventral, avec une régression linéaire en bleu.

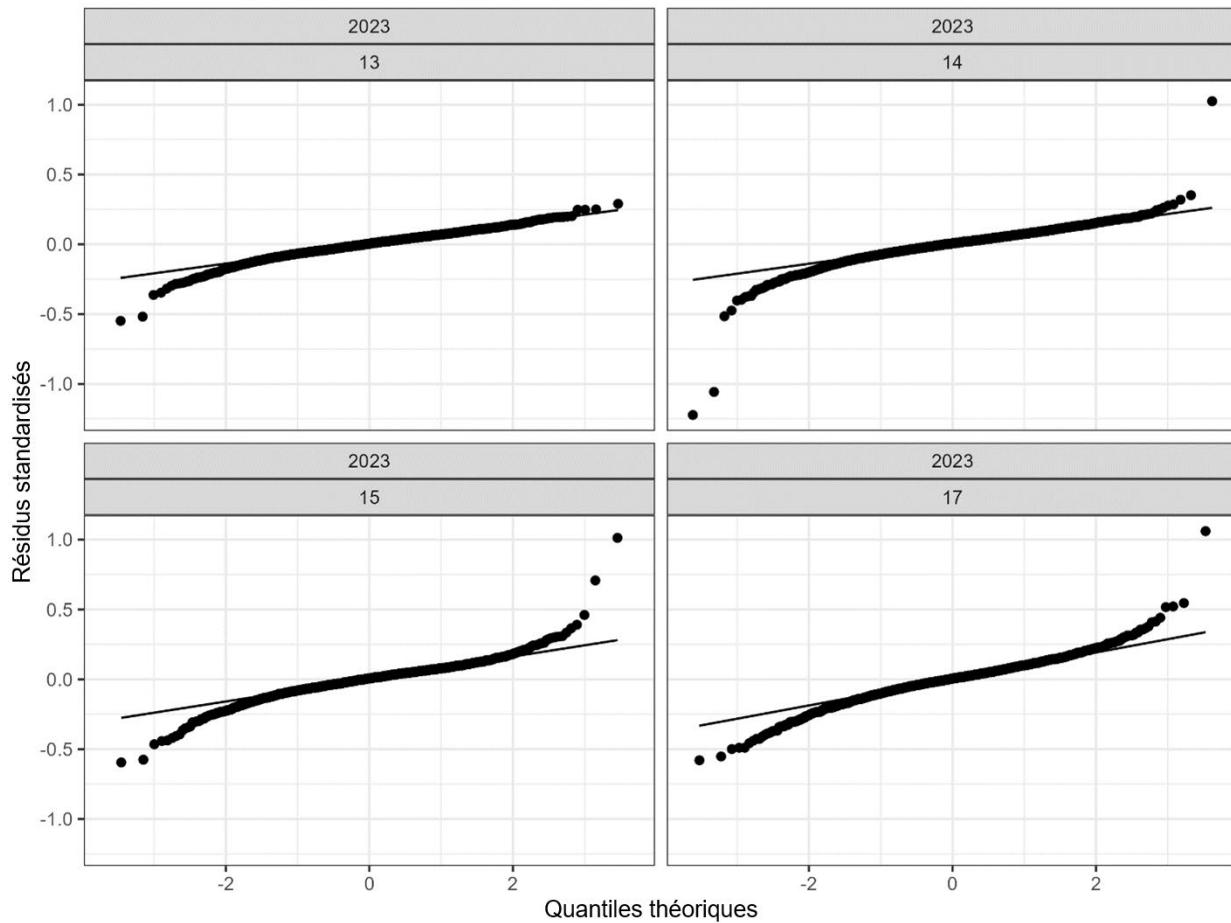


Figure 39. Diagramme quantile-quantile des résidus normalisés des modèles longueur-poids propres aux strates appliqués à toutes les crevettes nordiques capturées dans le sac ventral.

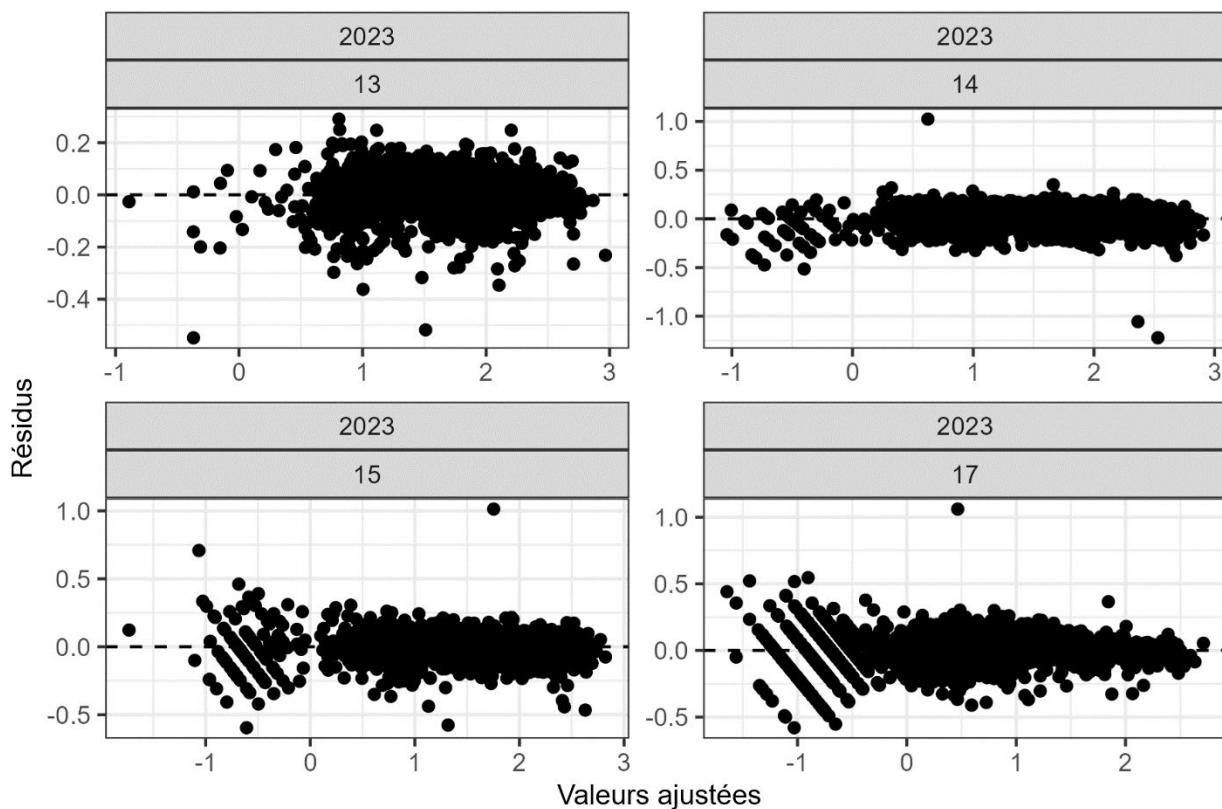


Figure 40. Diagrammes de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées provenant des modèles longueur-poids propres à la strate appliquées à toutes les crevettes nordiques capturées dans le sac ventral. Les rayures qui se forment aux valeurs inférieures sont causées par la précision de l'équipement de mesure utilisé; les données semblent arrondies tant pour le poids que pour la longueur de carapace à ces très petites tailles.

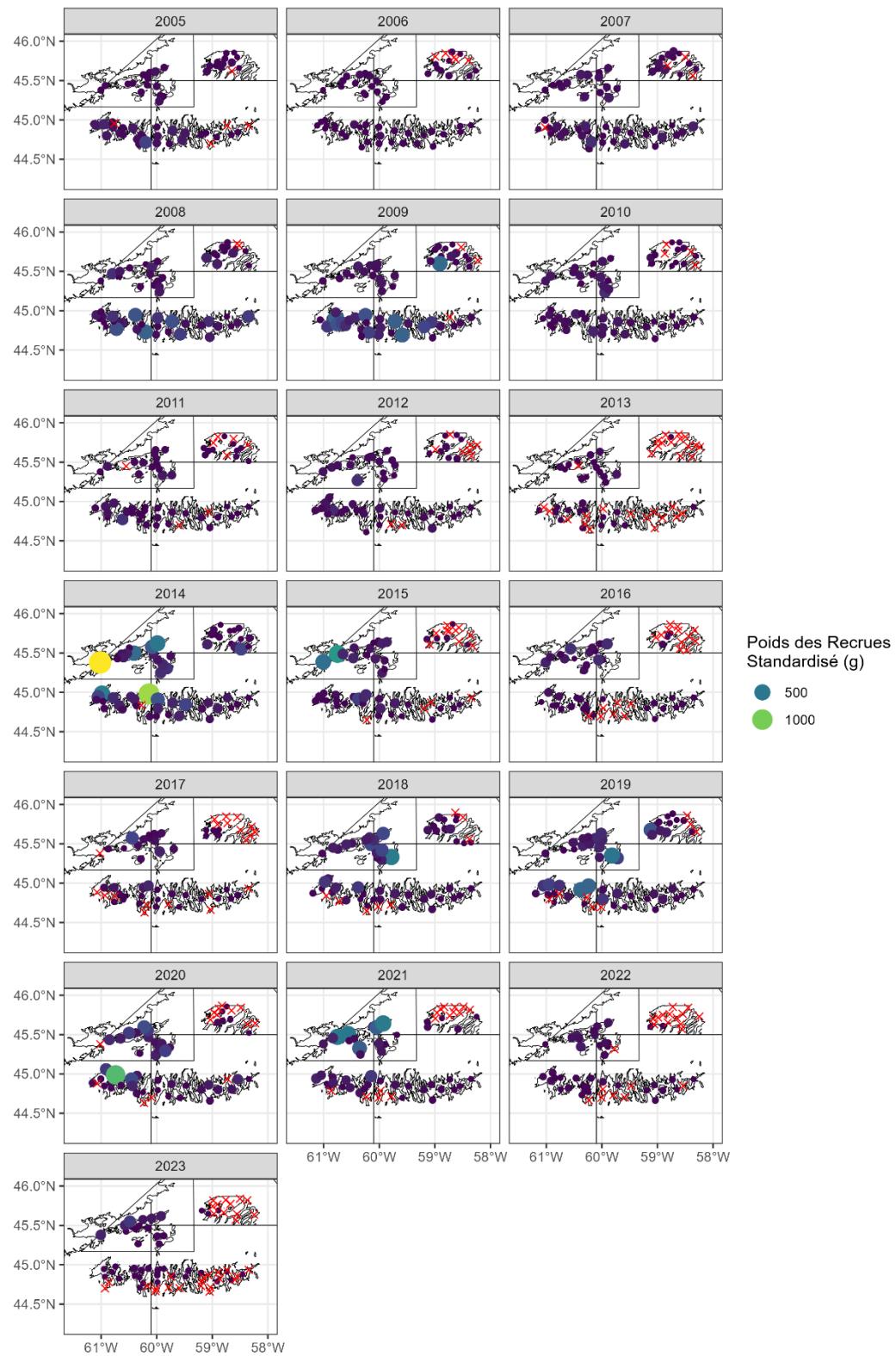


Figure 41. Poids total normalisé, en grammes (g), des recrues capturées dans chaque trait de 2005 à 2023; les valeurs nulles sont représentées par des x rouges. Les lignes noires représentent les terres au nord-ouest, les strates dans chaque zone, les limites entre les zones de pêche de la crevette et la ligne délimitant la zone côtière.

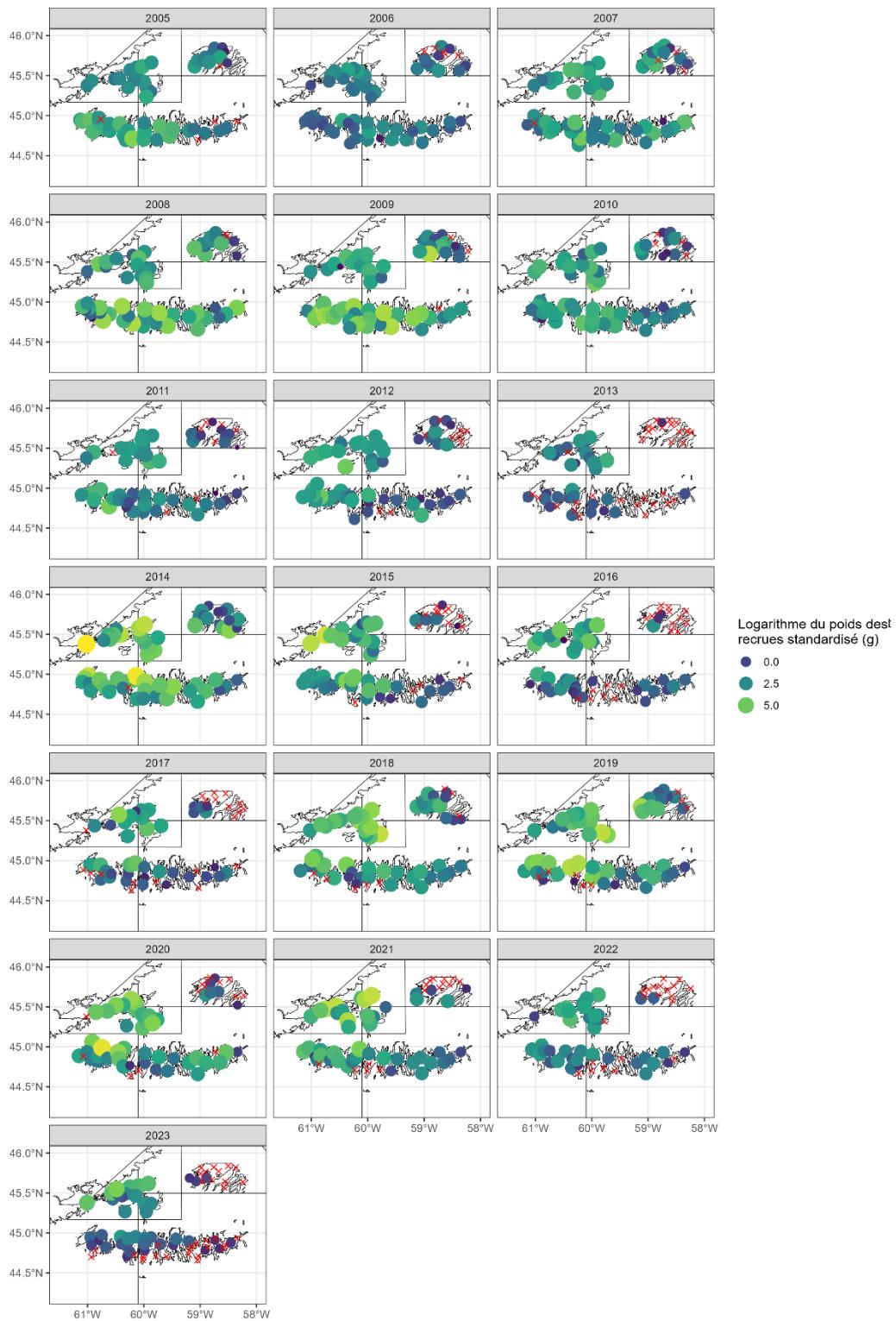


Figure 42. Poids total logarithmique normalisé, en grammes (g), des recrues capturées dans chaque trait de 2005 à 2023; les valeurs nulles sont représentées par des x rouges. Les lignes noires représentent les terres au nord-ouest, les strates dans chaque zone, les limites entre les zones de pêche de la crevette et la ligne délimitant la zone côtière.

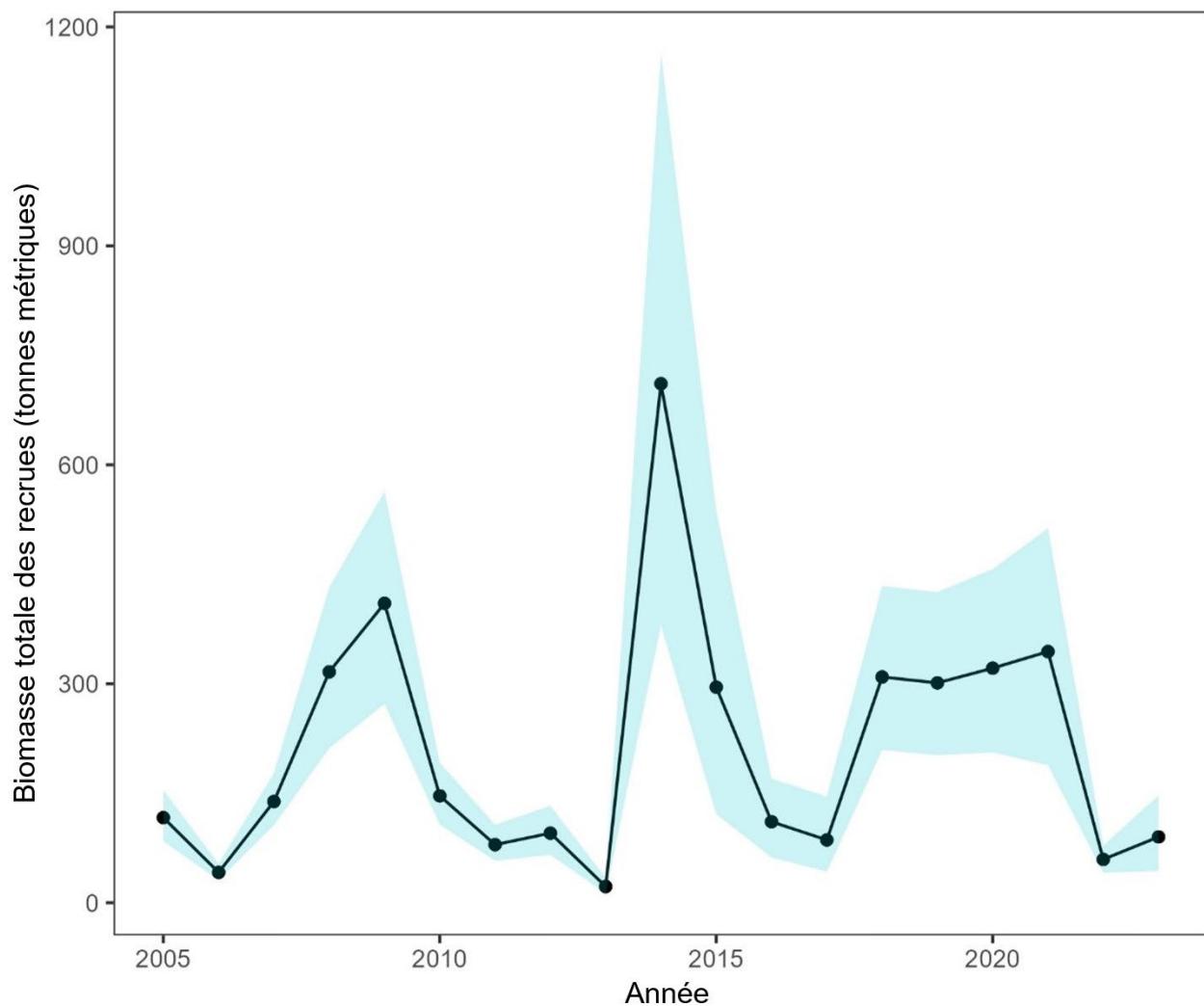


Figure 43. Indice de la biomasse des recrues, en tonnes métriques, calculé selon la méthode de la zone balayée entre 2005 et 2023.

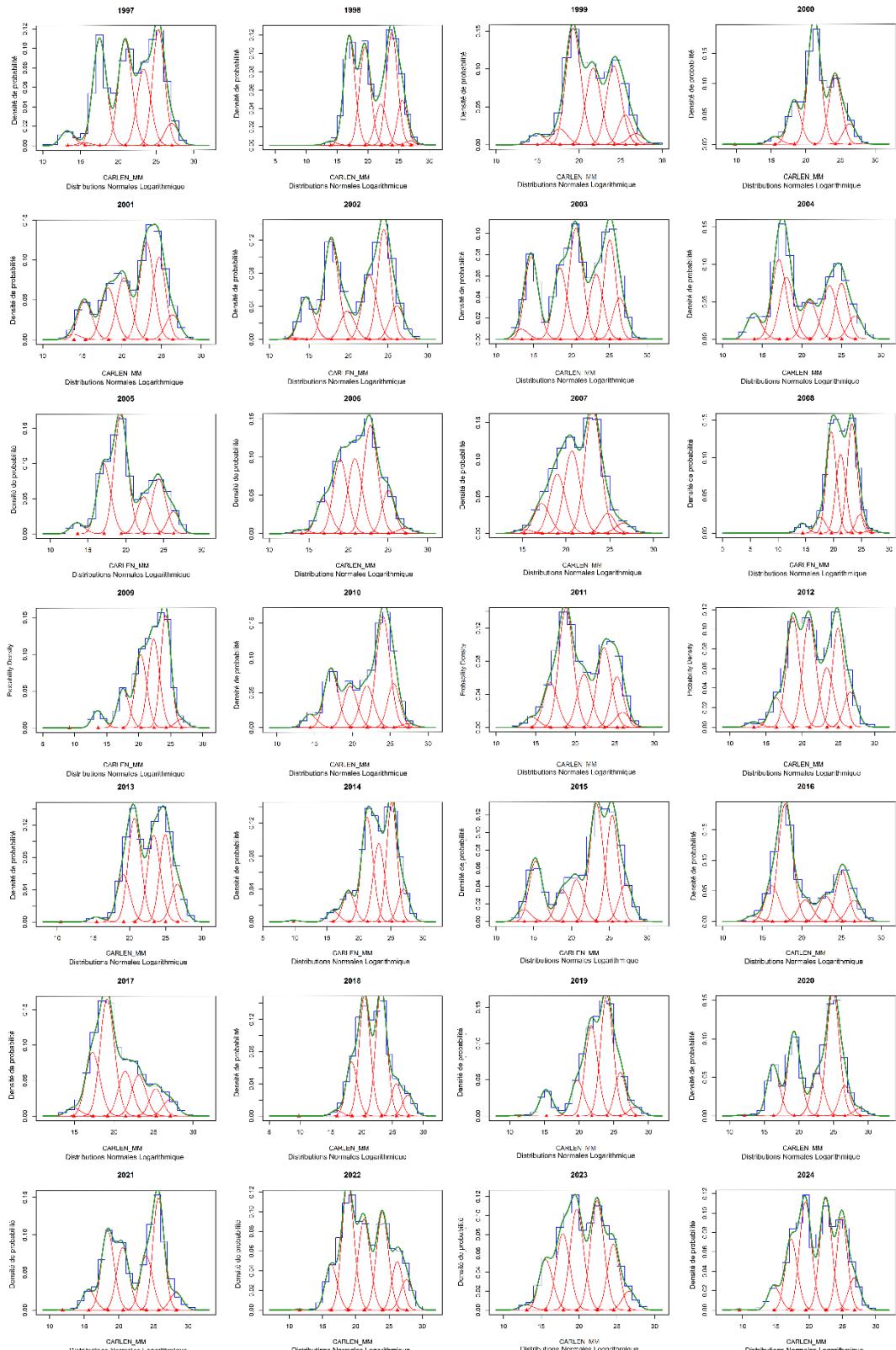


Figure 44. Distributions des fréquences selon la longueur et distributions de mélange log-gaussiennes déterminées par l'analyse modale entre 1997 et 2023 dans la strate 13. Les modes individuels de distribution log-gaussianne sont représentés par des triangles rouges sur l'axe des abscisses.

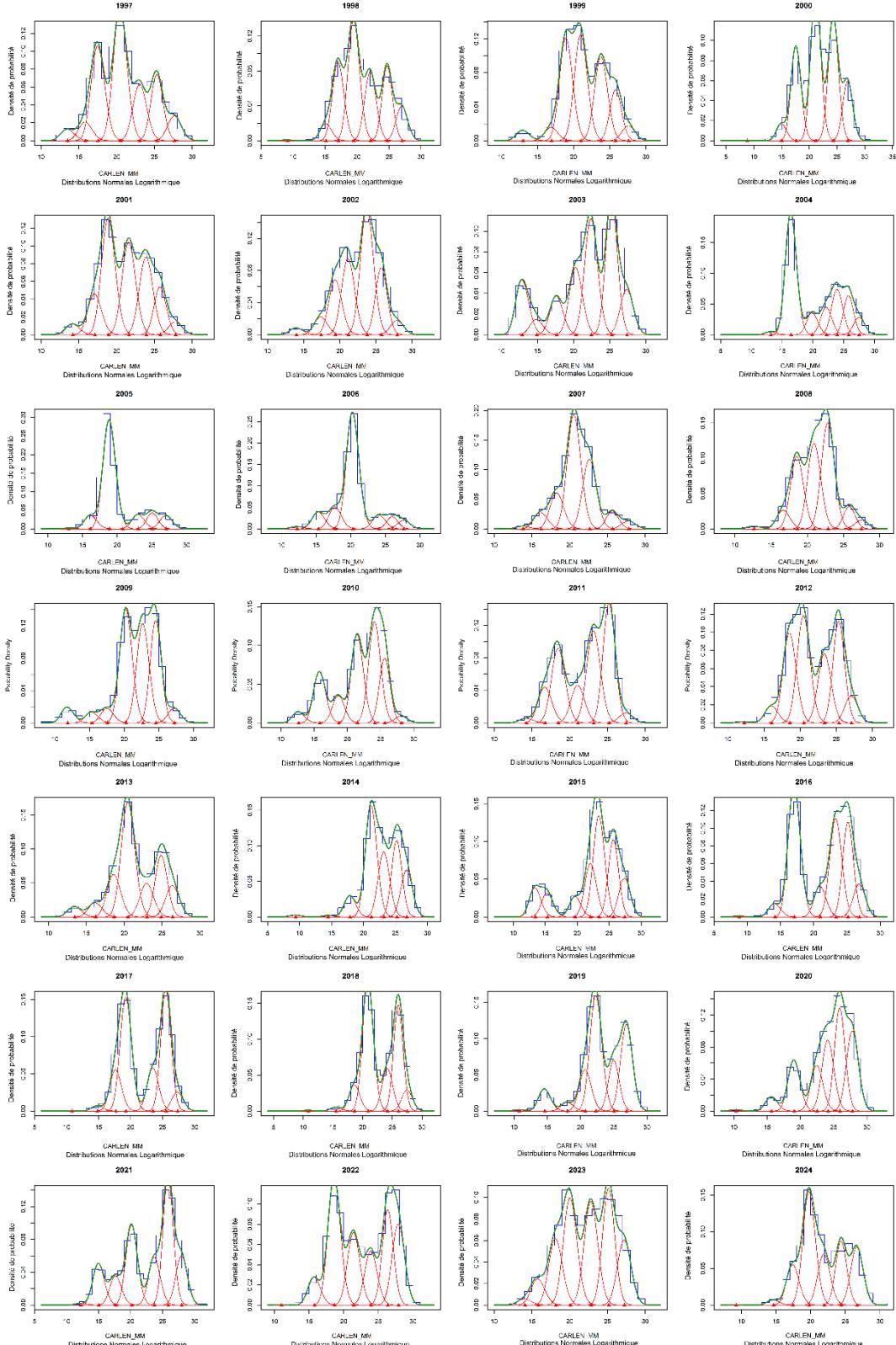


Figure 45. Distributions des fréquences selon la longueur et distributions de mélange log-gaussiennes déterminées par l'analyse modale entre 1997 et 2023 dans la strate 14. Les modes individuels de distribution log-gaussienne sont représentés par des triangles rouges sur l'axe des abscisses.

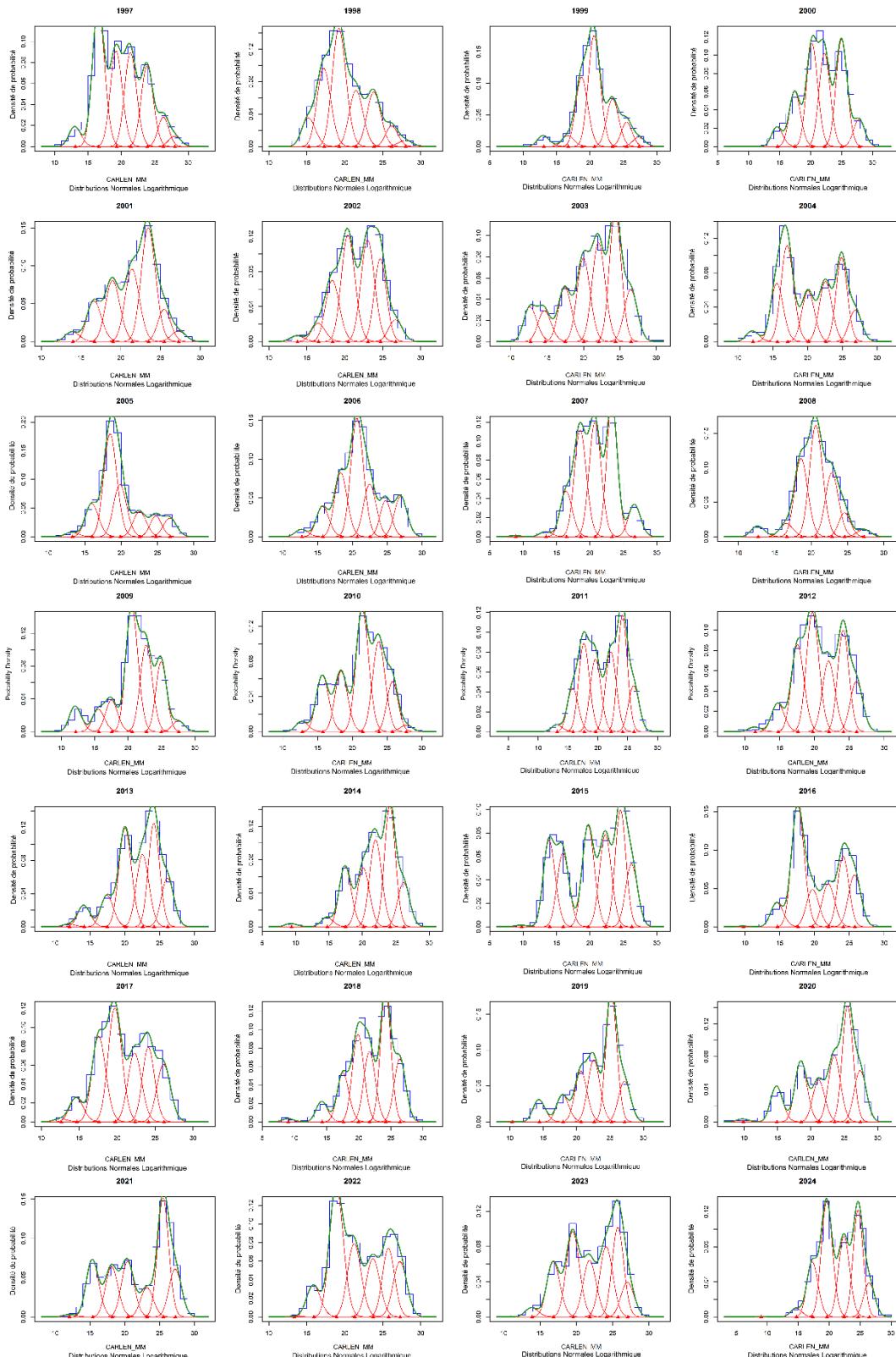


Figure 46. Distributions des fréquences selon la longueur et distributions de mélange log-gaussiennes déterminées par l'analyse modale entre 1997 et 2023 dans la strate 15. Les modes individuels de distribution log-gaussienne sont représentés par des triangles rouges sur l'axe des abscisses.

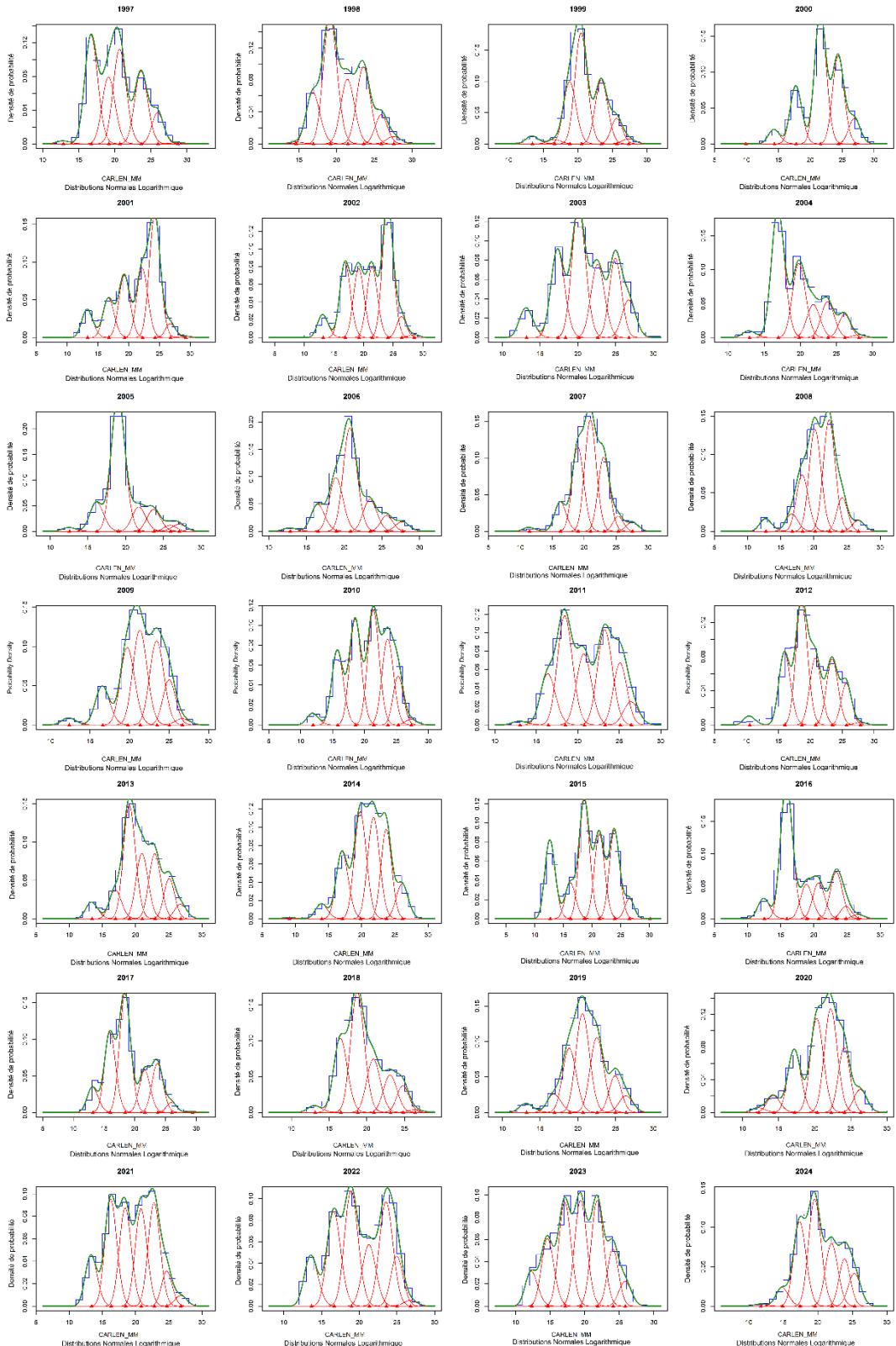


Figure 47. Distributions des fréquences selon la longueur et distributions de mélange log-gaussiennes déterminées par l'analyse modale entre 1997 et 2023 dans la strate 17. Les modes individuels de distribution log-gaussianne sont représentés par des triangles rouges sur l'axe des abscisses.

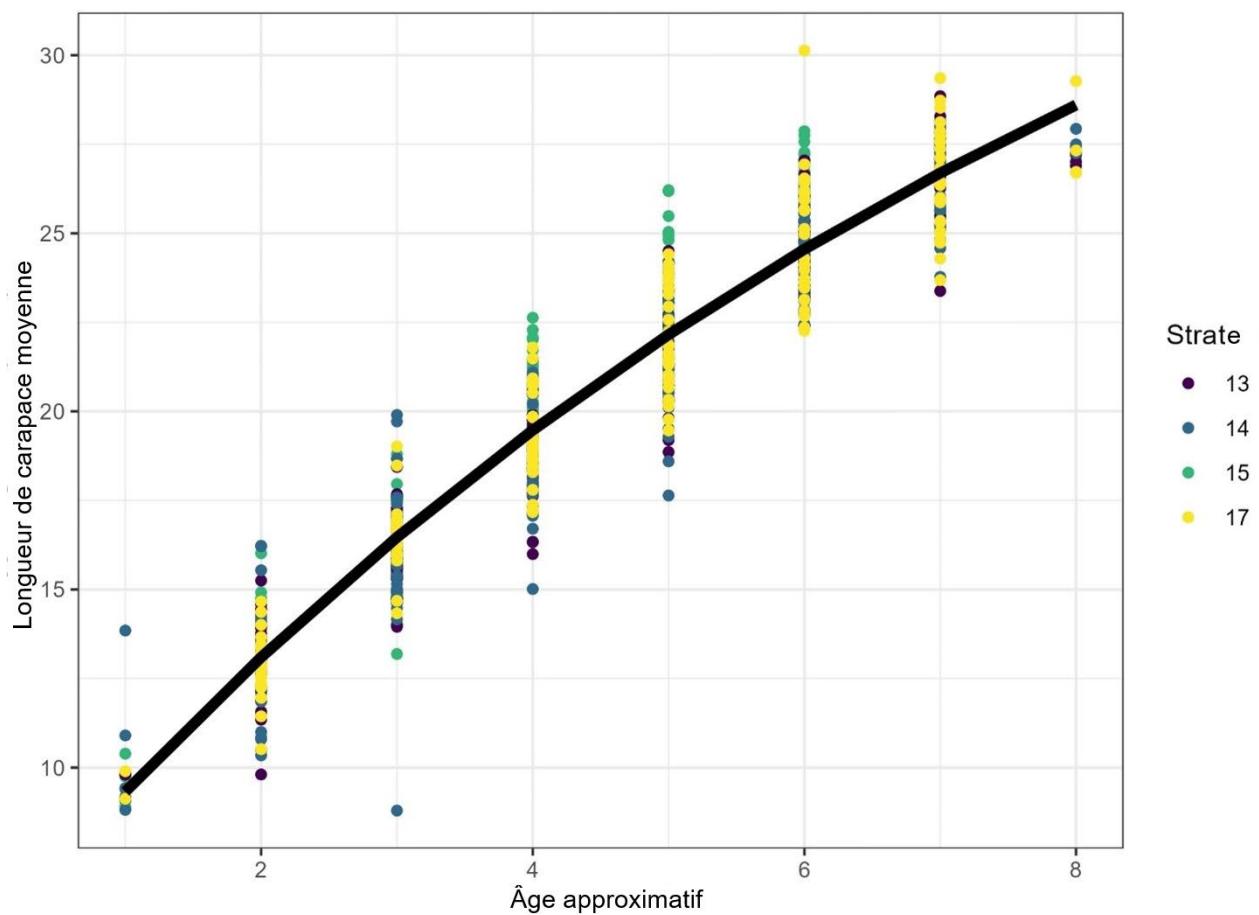


Figure 48. Longueur de carapace moyenne selon les âges approximatifs attribués aux modes estimés à partir de l'analyse modale; la ligne noire illustre la relation âge-longueur de von Bertalanffy ajustée.

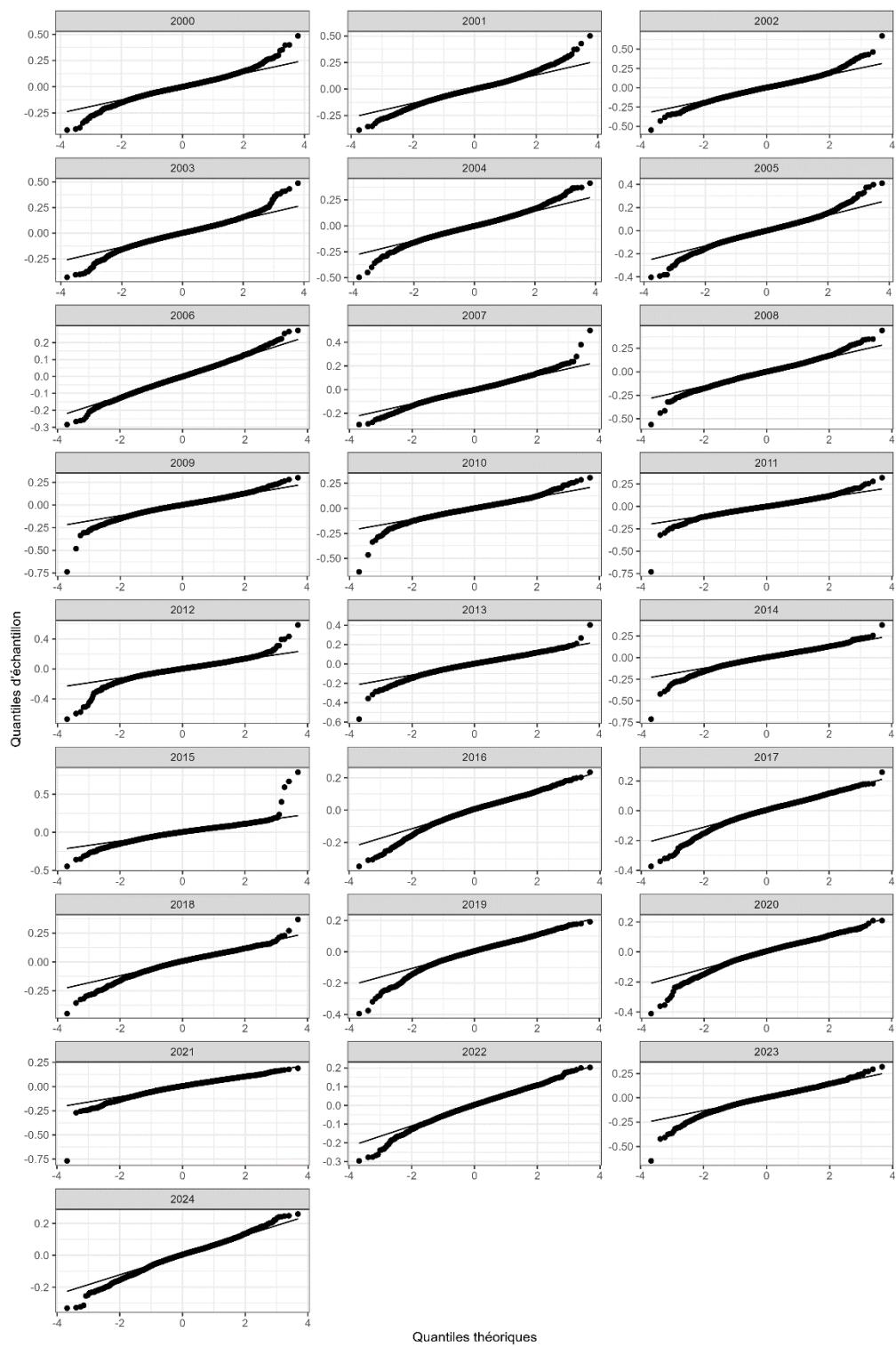


Figure 49. Diagrammes quantile-quantile des relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate et à l'année pour la strate 13 de 2000 à 2023.

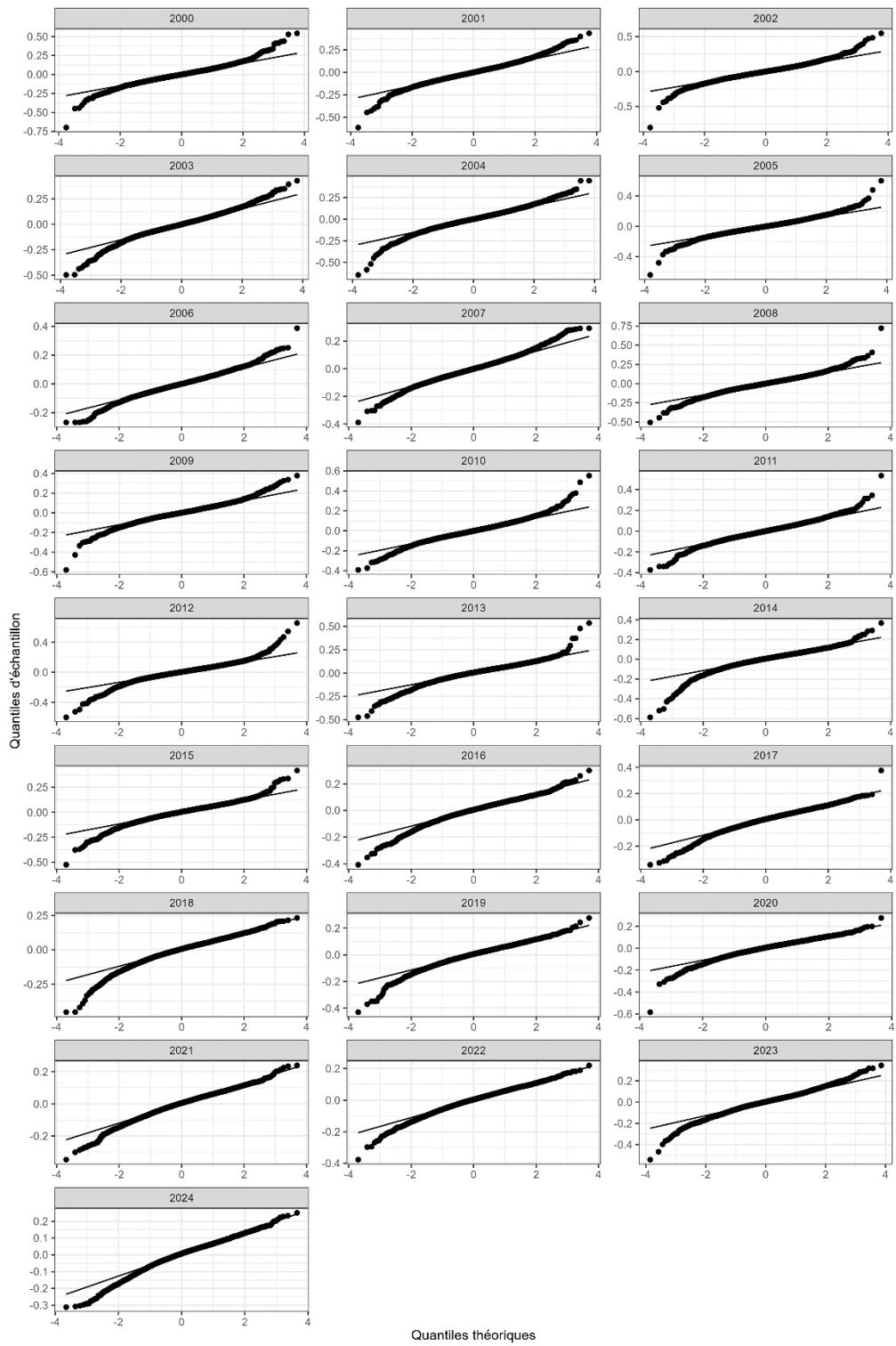


Figure 50. Diagrammes quantile-quantile des relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate 14 et à l'année de 2000 à 2023.

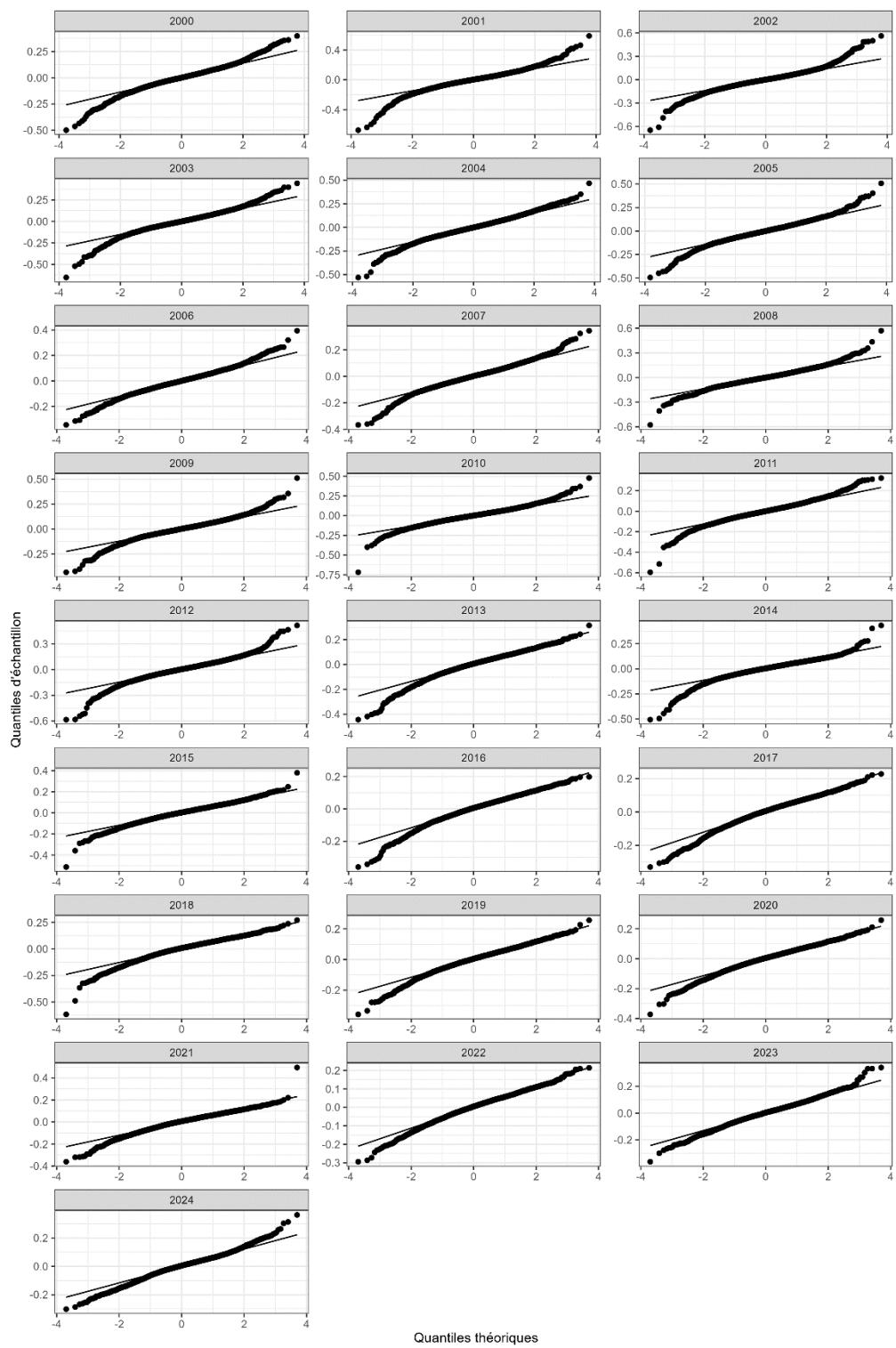


Figure 51. Diagrammes quantile-quantile des relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate 15 et à l'année de 2000 à 2023.

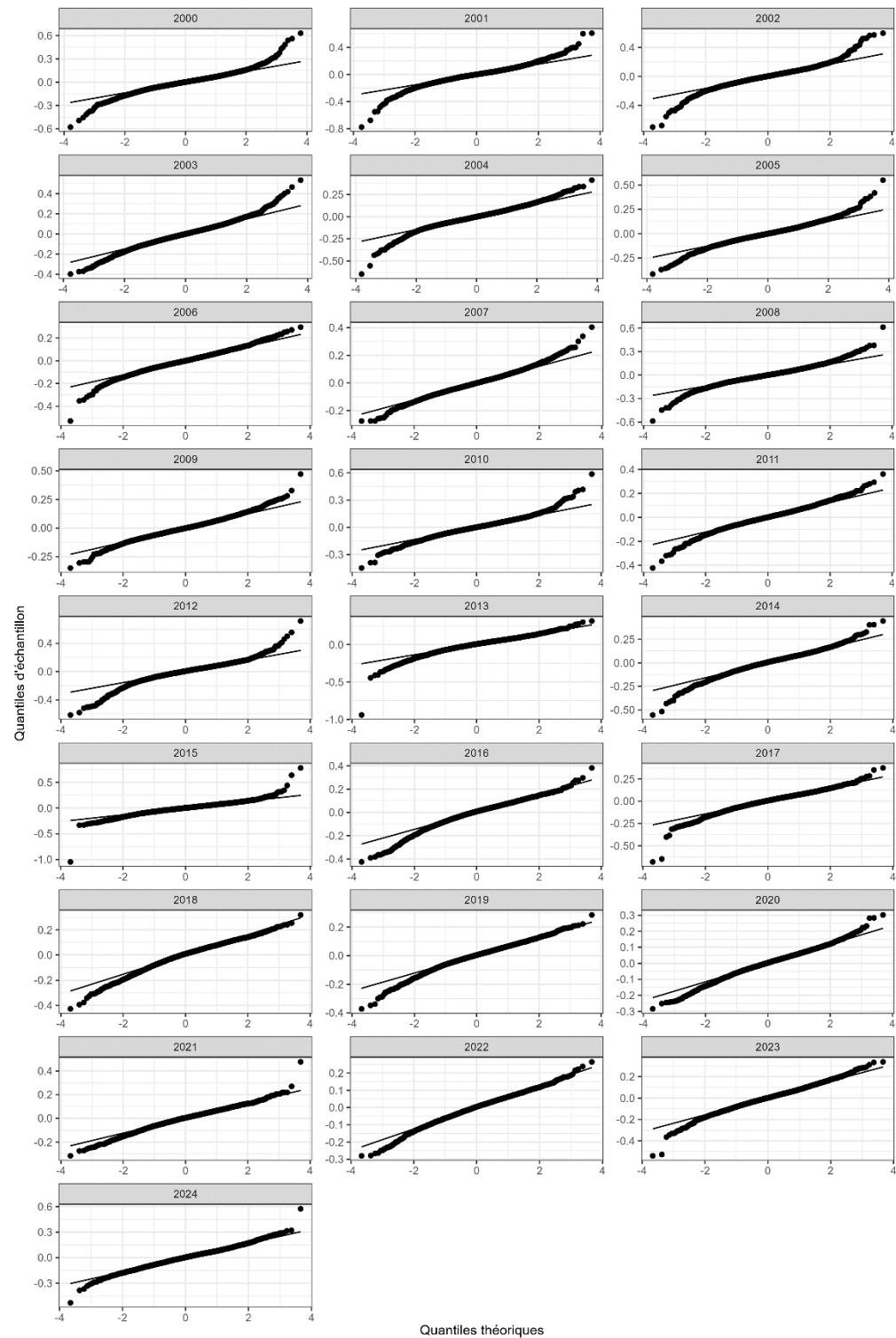


Figure 52. Diagrammes quantile-quantile des relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate et à l'année pour la strate 17 de 2000 à 2023.

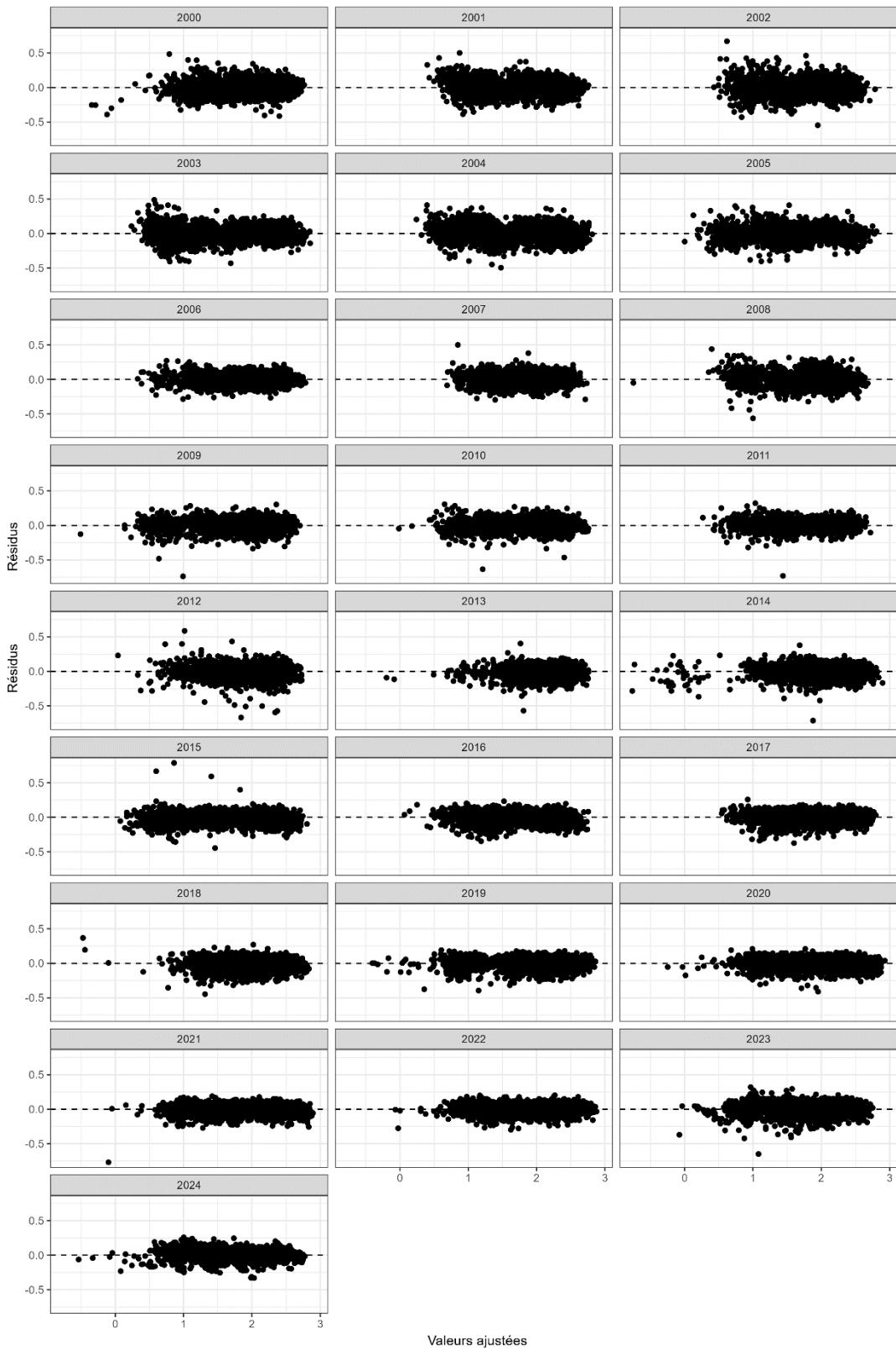


Figure 53. Diagrammes de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées pour les relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate et à l'année pour la strate 13 entre 2000 et 2023.

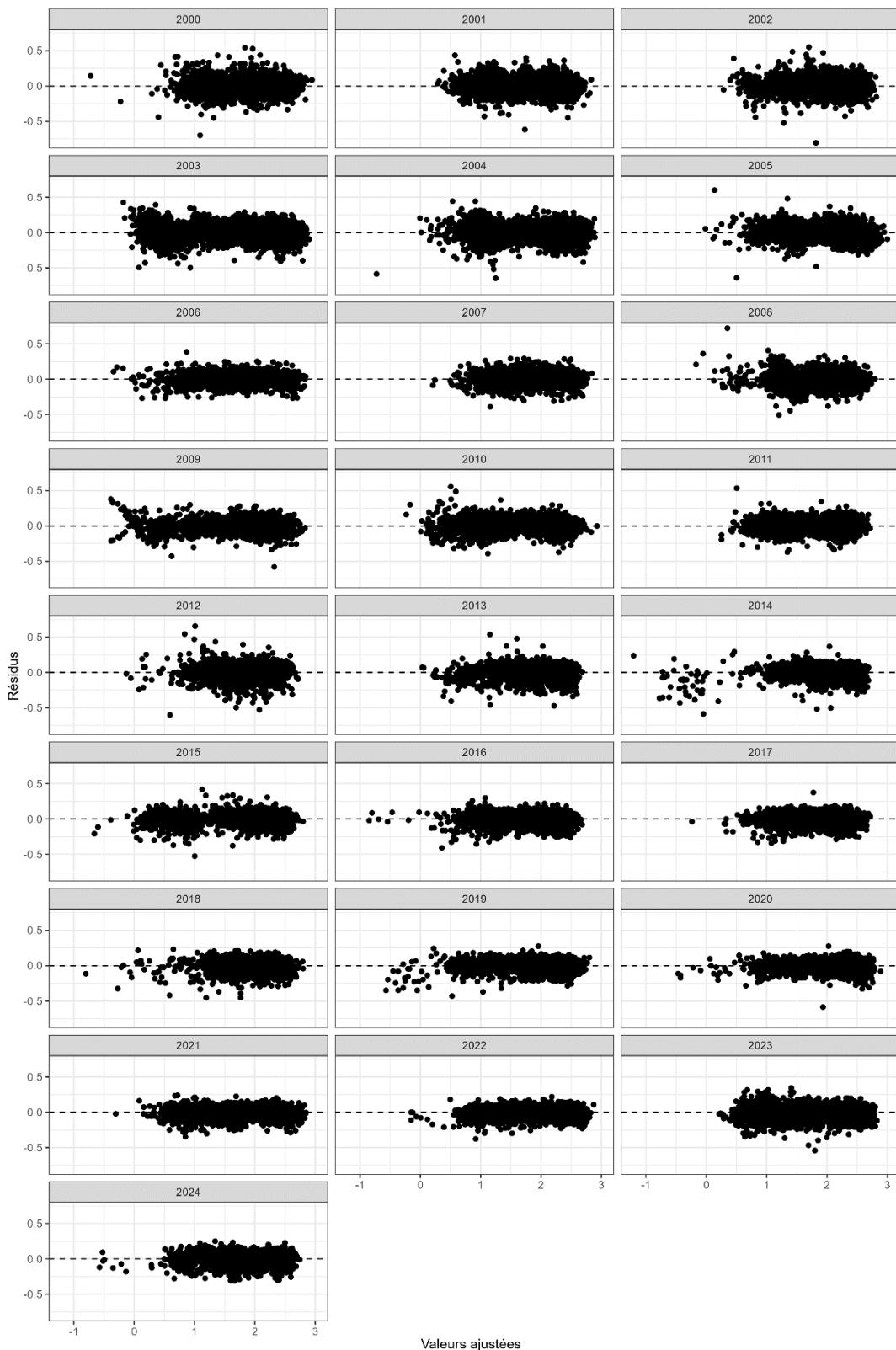


Figure 54. Diagrammes de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées pour les relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate et à l'année pour la strate 14 entre 2000 et 2023.

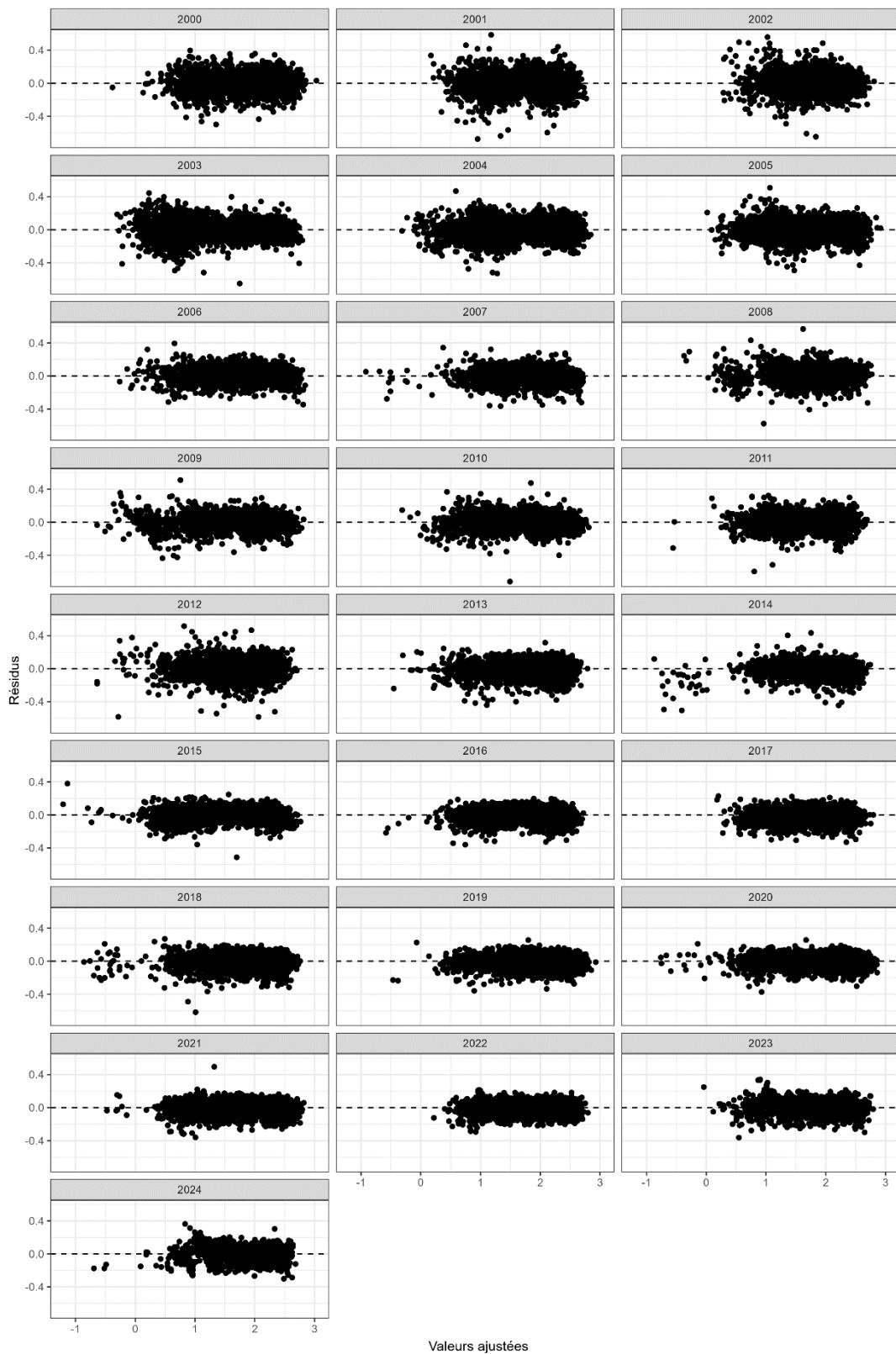


Figure 55. Diagrammes de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées pour les relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate et à l'année pour la strate 15 entre 2000 et 2023.

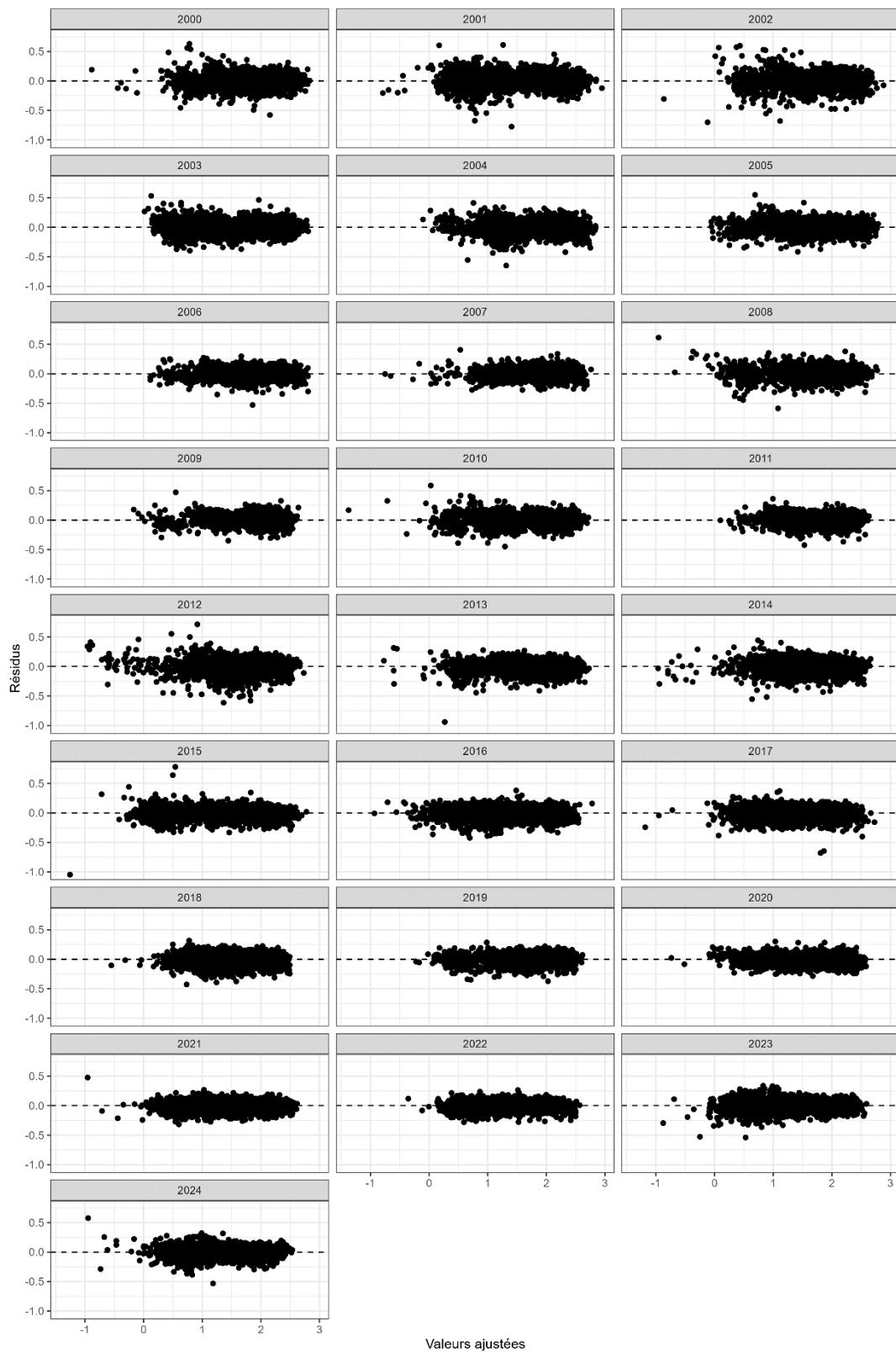


Figure 56. Diagrammes de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées pour les relations log-normales spatiales entre la longueur et le poids propres à la strate et à l'année pour la strate 17 entre 2000 et 2023.

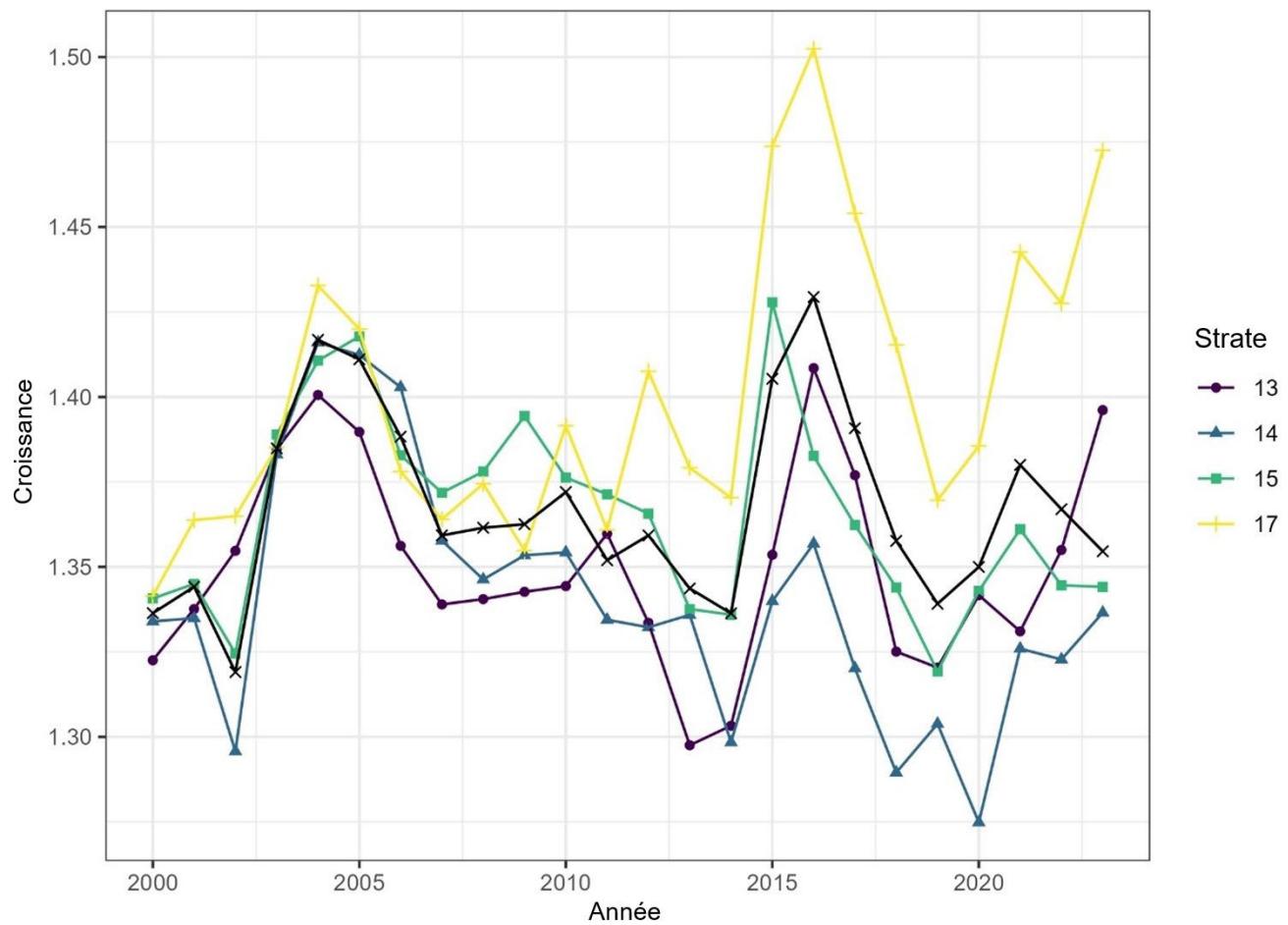


Figure 57. Taux de croissance annuels estimés pour chaque strate (comme le montre la légende de la figure) et pour toutes les zones regroupées (ligne noire avec des x) en fonction de la biomasse d'après le chalut principal entre 2000 et 2023.

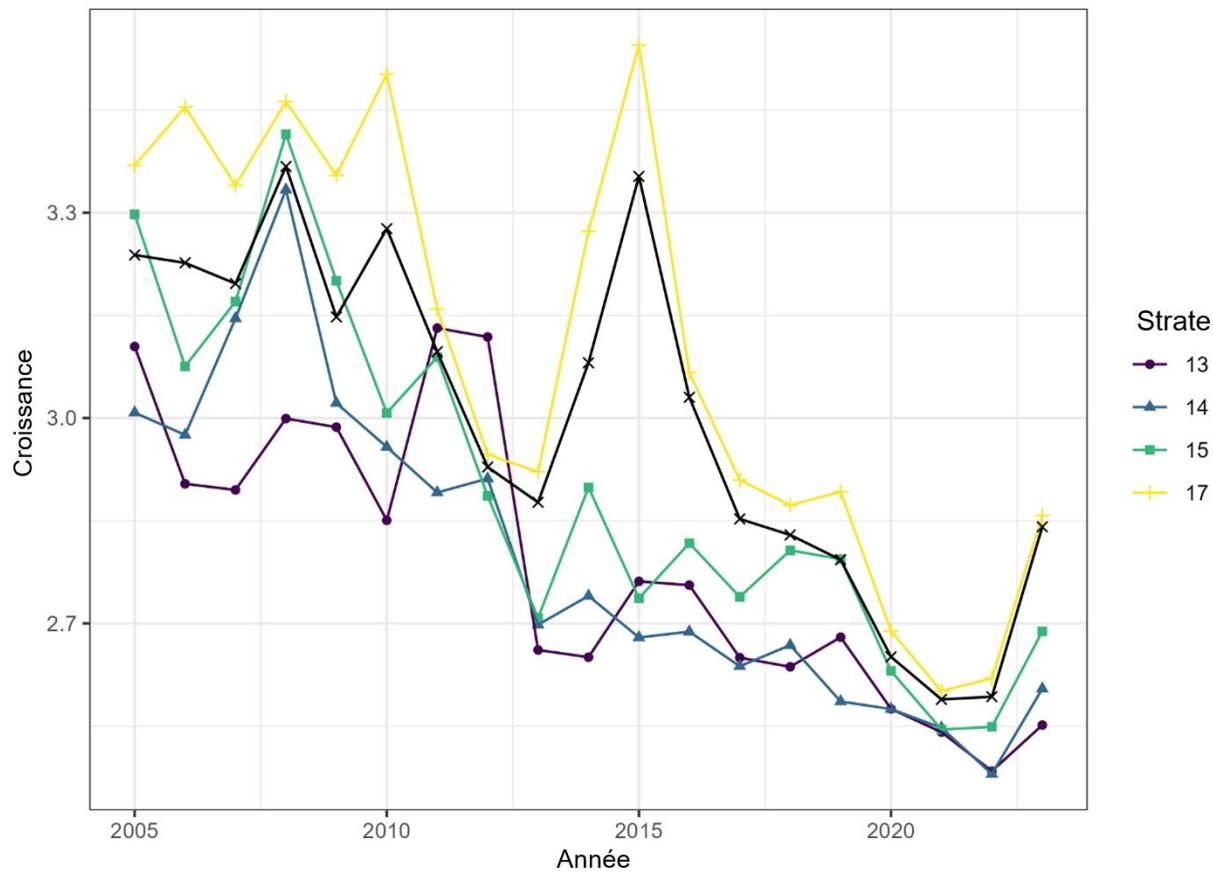


Figure 58. Taux de croissance annuels estimés pour chaque strate (comme le montre la légende de la figure) et pour toutes les zones regroupées (ligne noire avec des x) en fonction de la biomasse des recrues entre 2005 et 2023.

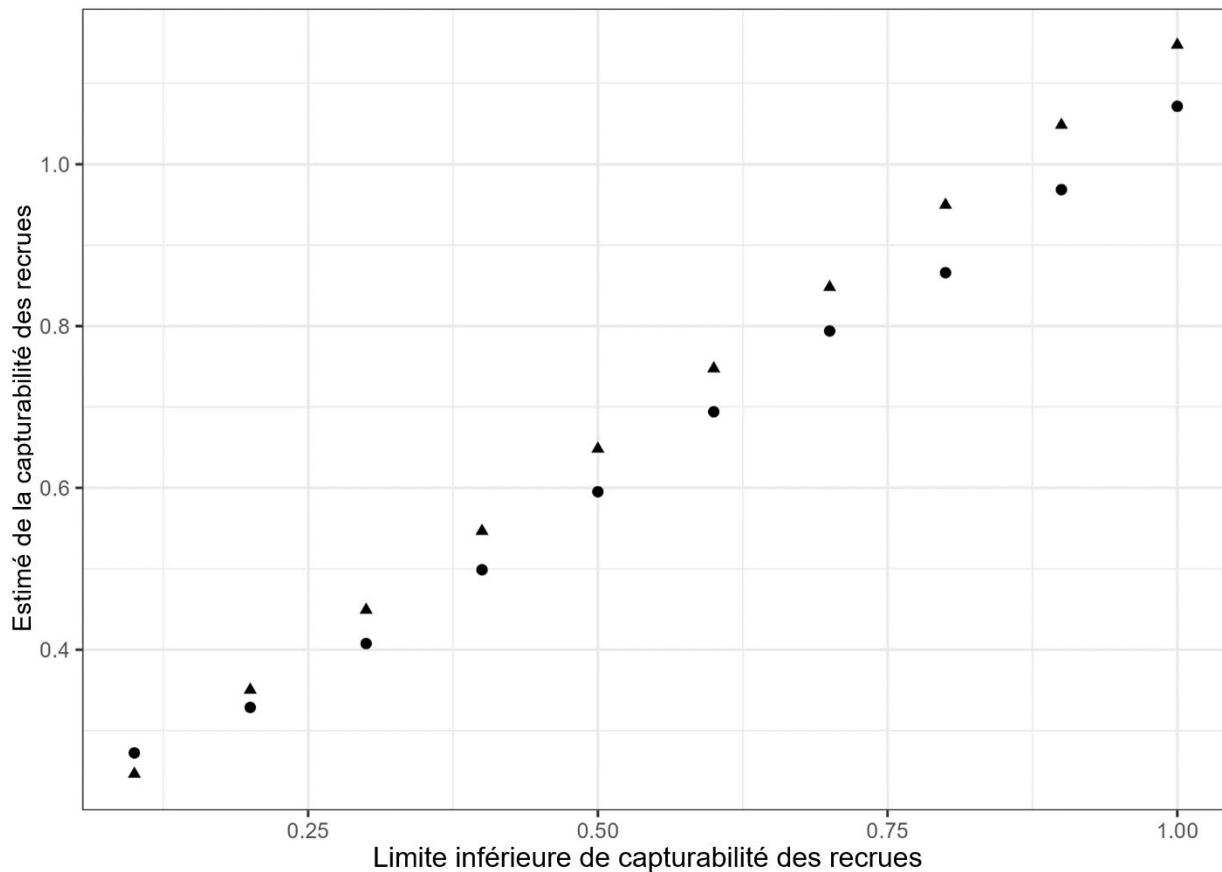


Figure 59. Estimation de la capturabilité des recrues en fonction de la distribution a priori du modèle d'évaluation spatialement explicite (bêta avec paramètres de forme et décalage par des valeurs préchoisies de 0,1 à 1 qui deviennent la limite inférieure de la distribution). Les triangles représentent les médianes de la distribution a priori.

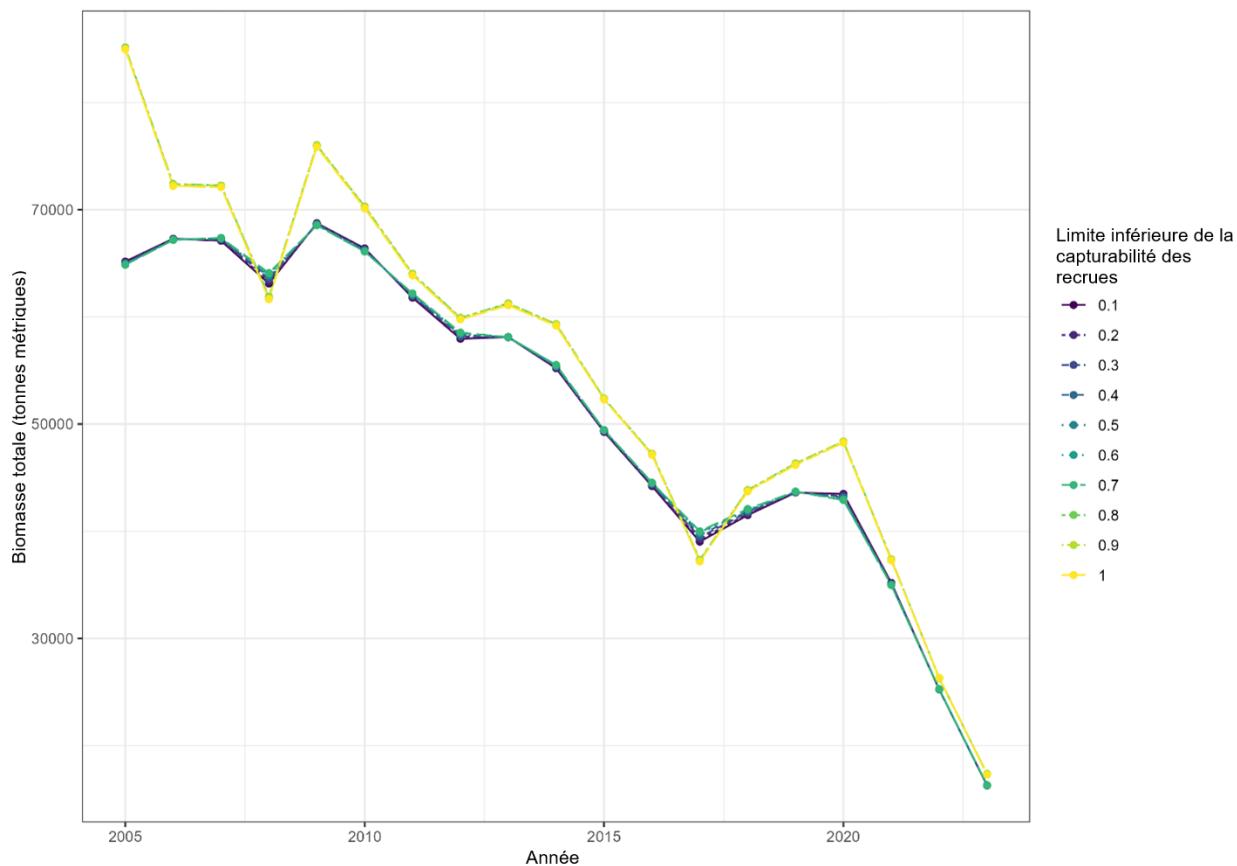


Figure 60. Biomasse totale, en tonnes métriques, estimée par le modèle d'évaluation spatialement explicite en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

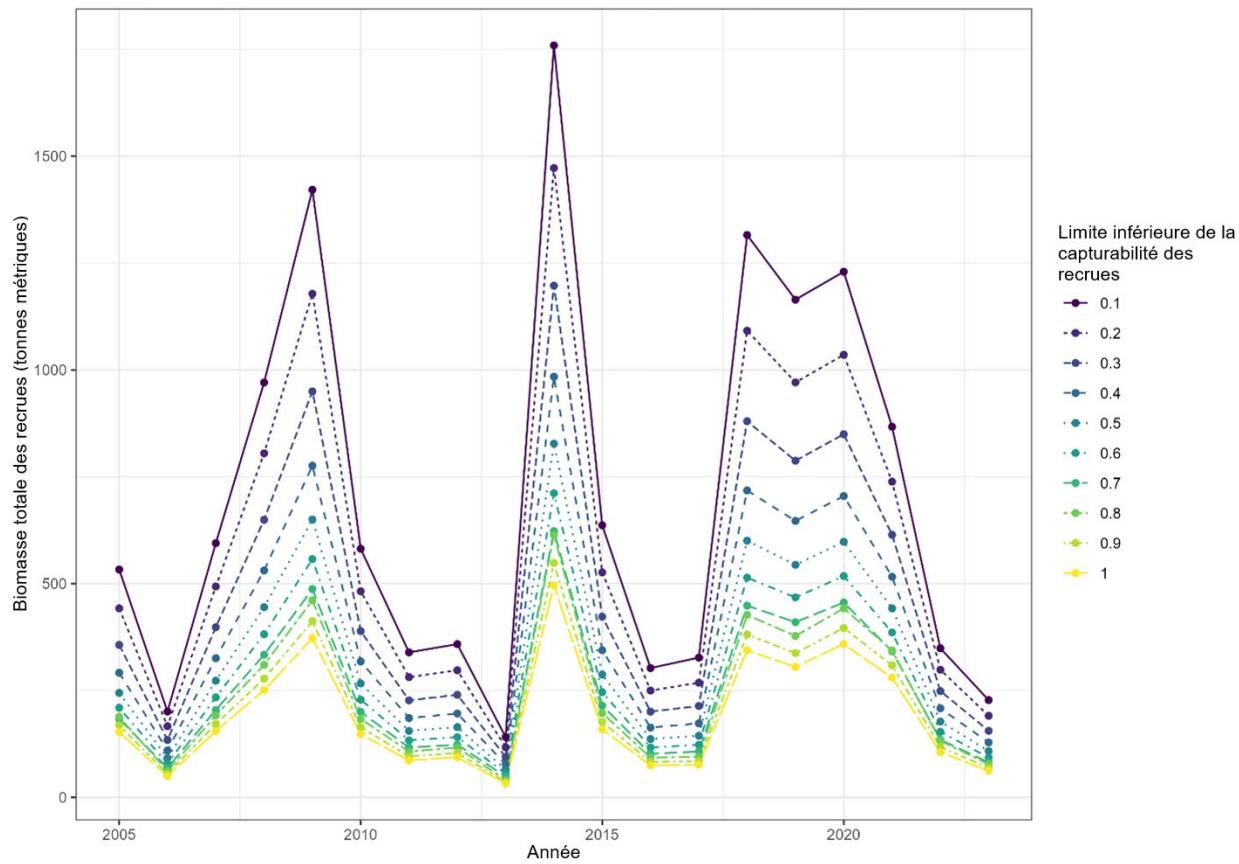


Figure 61. Biomasse des recrues, en tonnes métriques, estimée par le modèle d'évaluation spatialement explicite en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

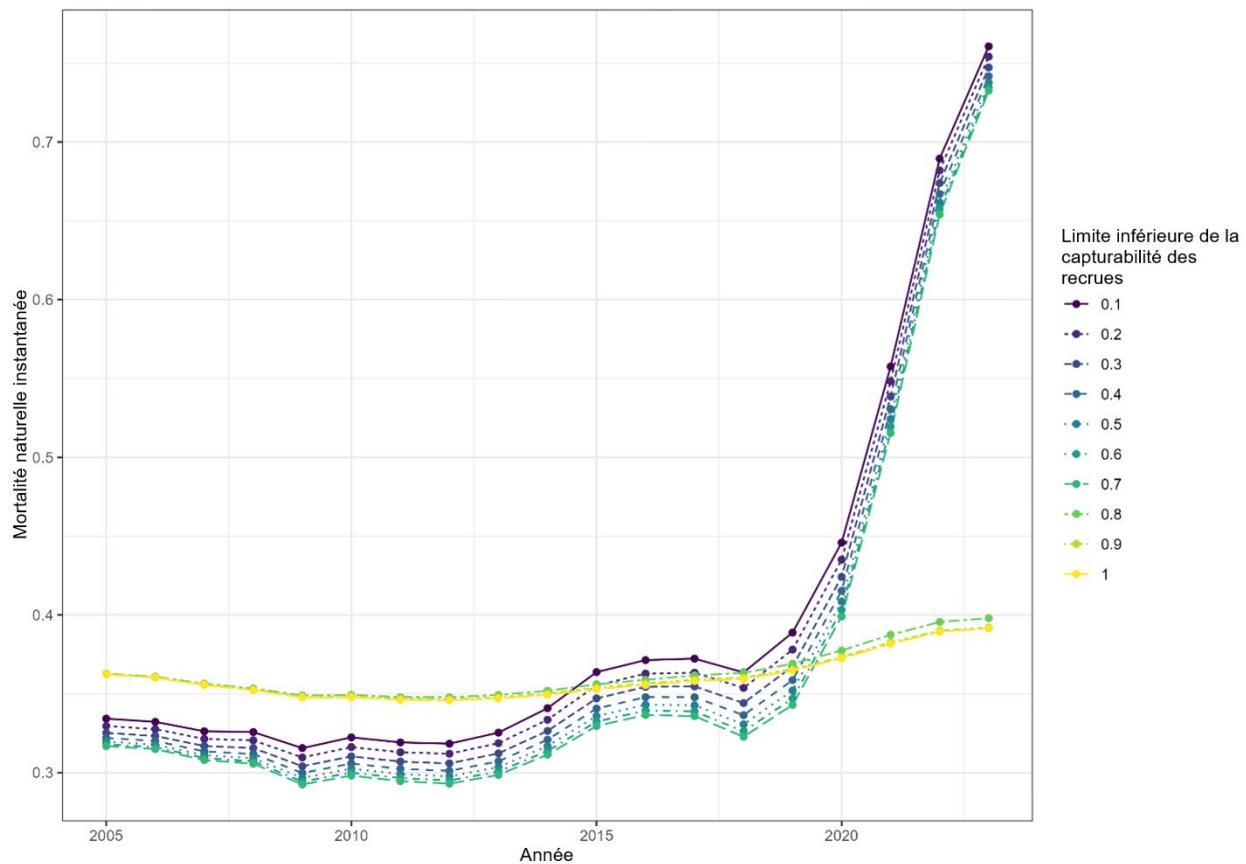


Figure 62. Taux instantané de mortalité naturelle estimé par le modèle d'évaluation spatialement explicite en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

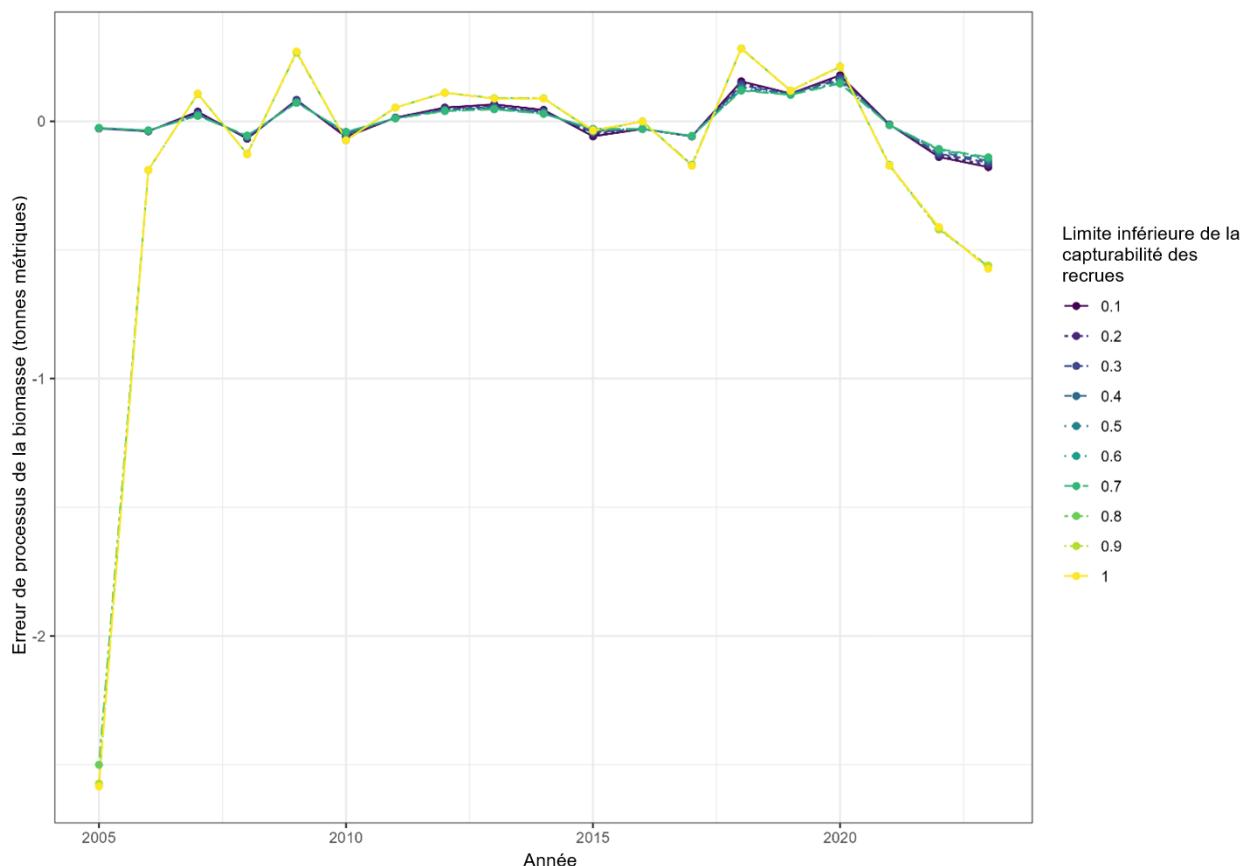


Figure 63. Valeur médiane du champ aléatoire de la densité de la biomasse calculée par le modèle d'évaluation spatialement explicite en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

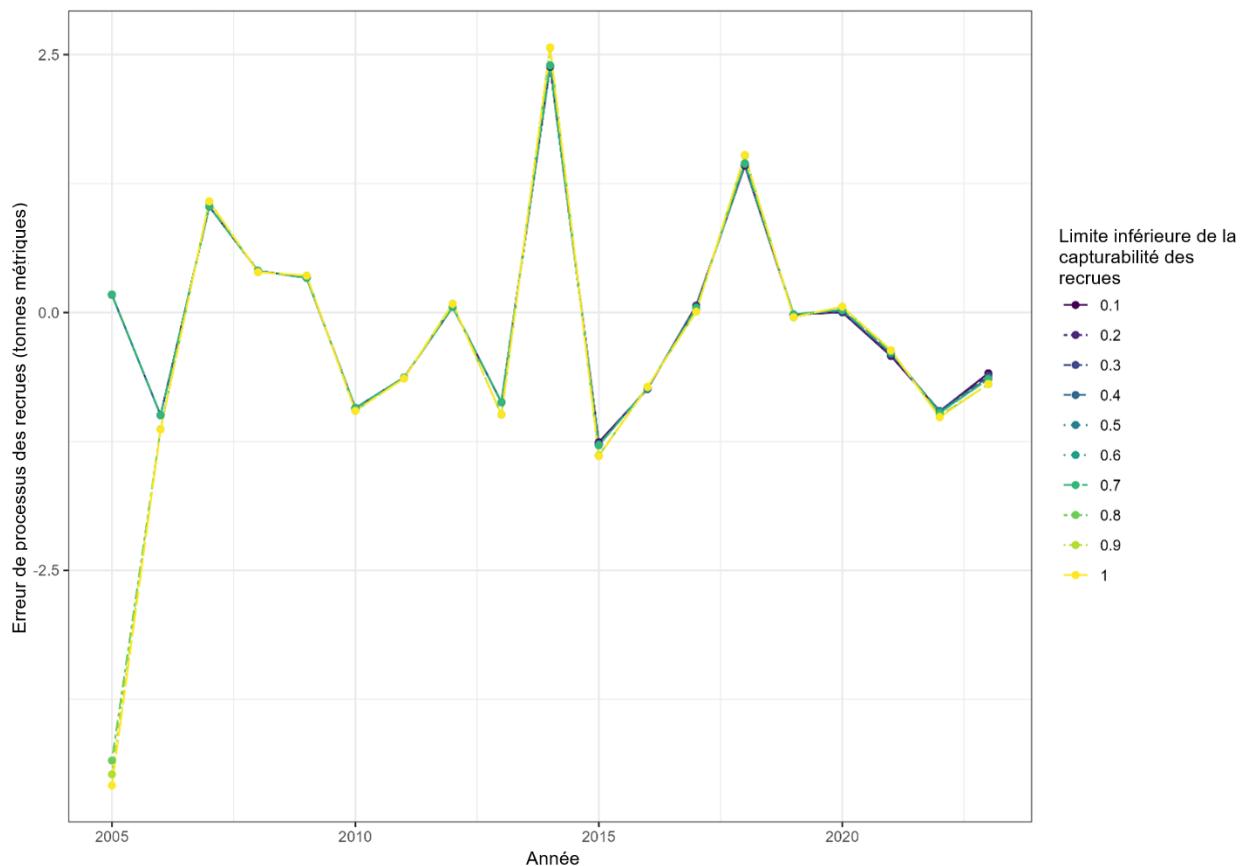


Figure 64. Valeur médiane du champ aléatoire de la densité de la biomasse des recrues calculée par le modèle d'évaluation spatialement explicite en fonction de la distribution *a priori* de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

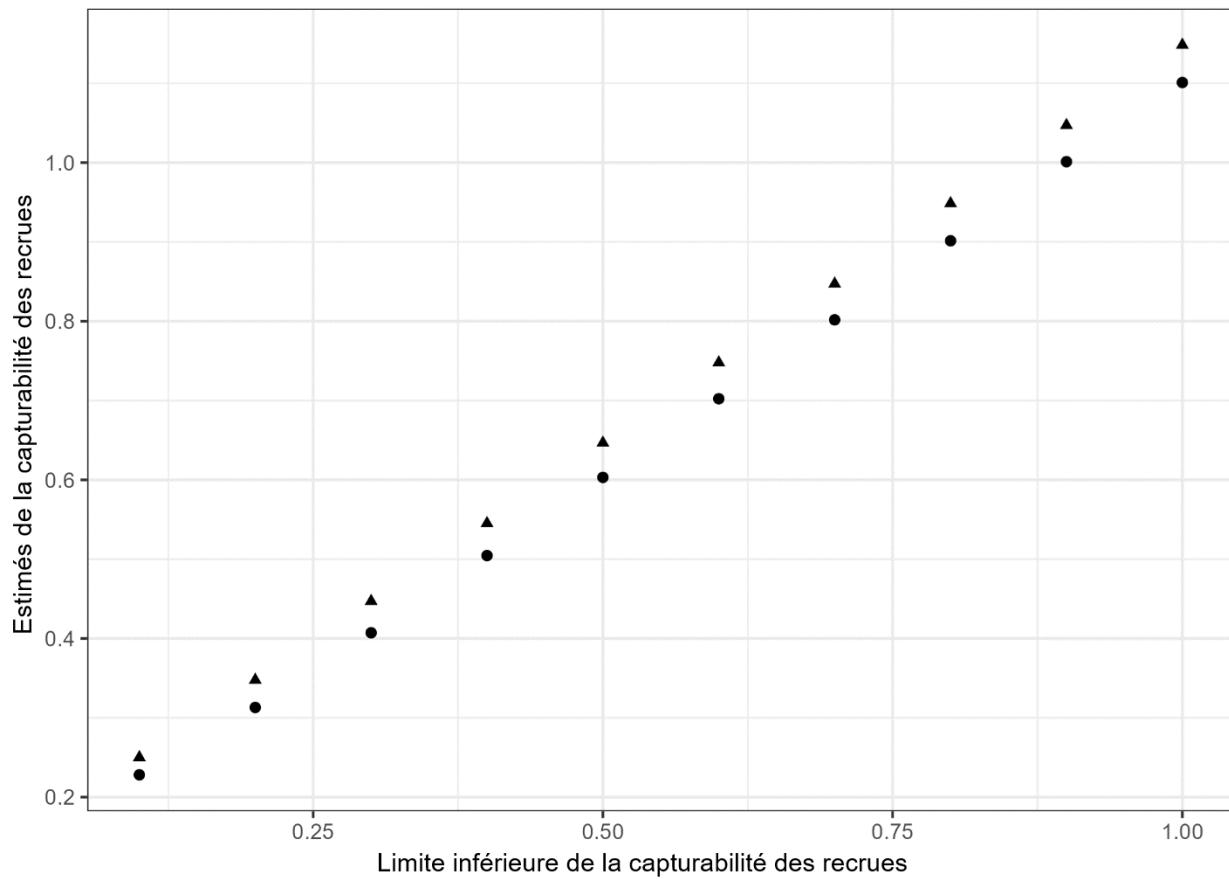


Figure 65. Estimation de la capturabilité des recrues (q_R) en fonction de la distribution a priori du modèle fondé sur les données propres au trait (bêta avec paramètres de forme $\alpha = 2$ et $\beta = 10$ décalés selon des valeurs préchoisies de 0,1 à 1 qui deviennent la limite inférieure de la distribution). Les triangles représentent les médianes de la distribution a priori.

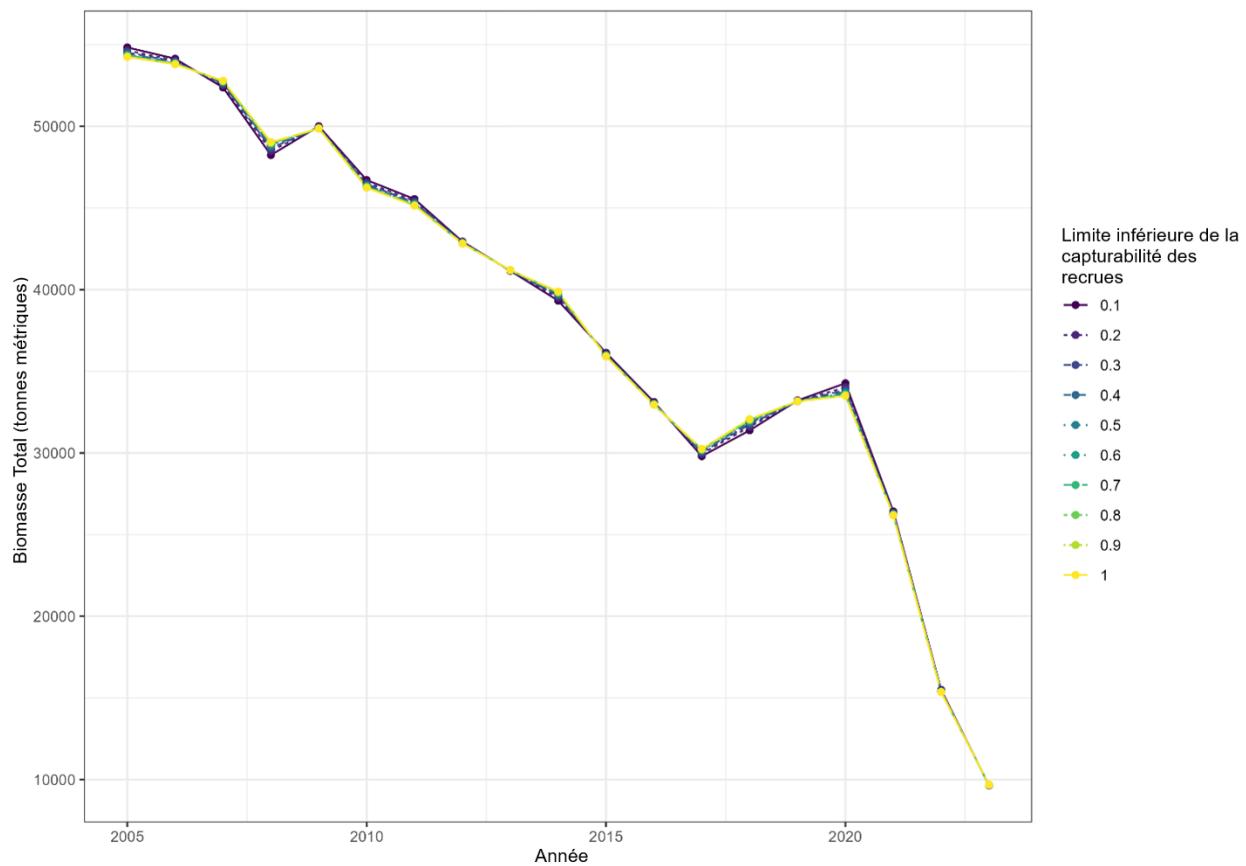


Figure 66. Biomasse totale, en tonnes métriques, estimée par le modèle fondé sur les données propres au trait en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

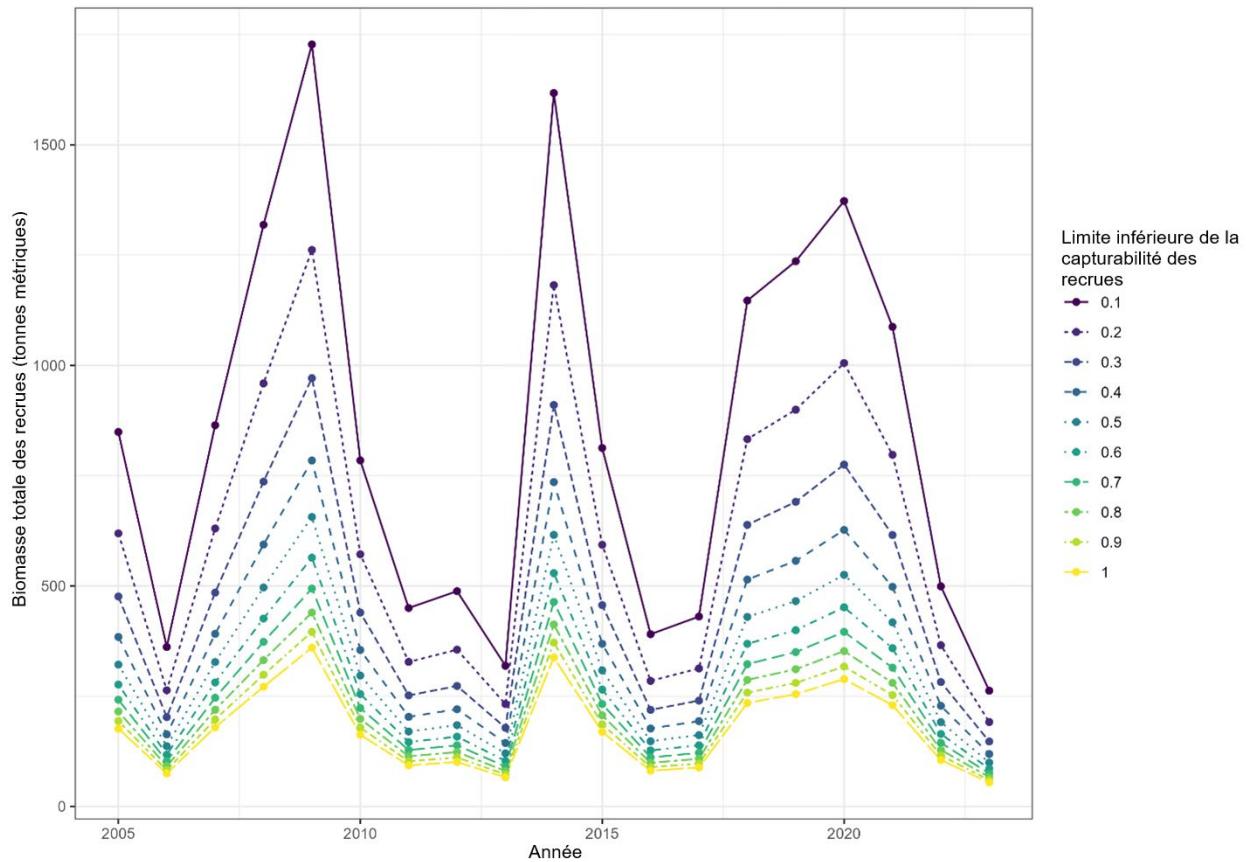


Figure 67. Biomasse totale des recrues, en tonnes métriques, estimée par le modèle fondé sur les données propres au trait en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

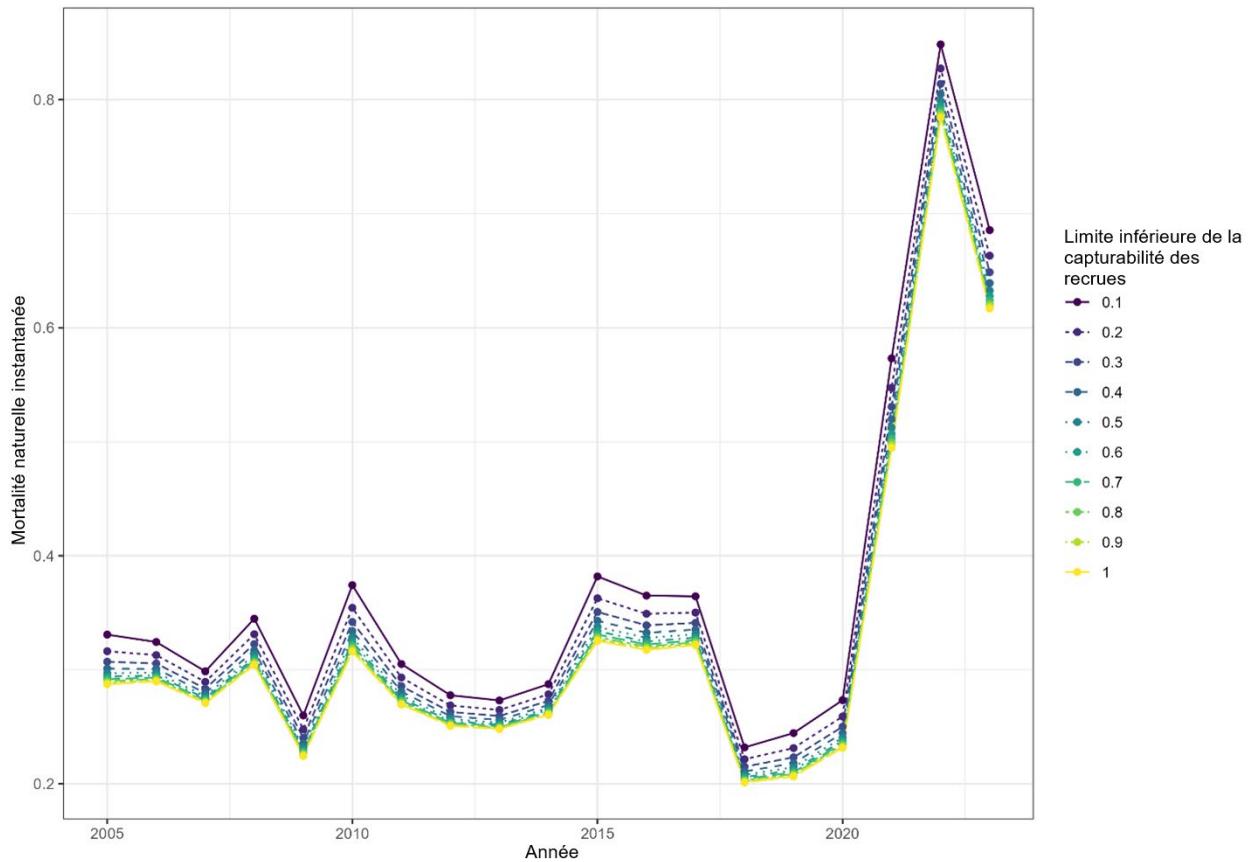


Figure 68. Taux instantané de mortalité naturelle estimé par le modèle fondé sur les données propres au trait en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

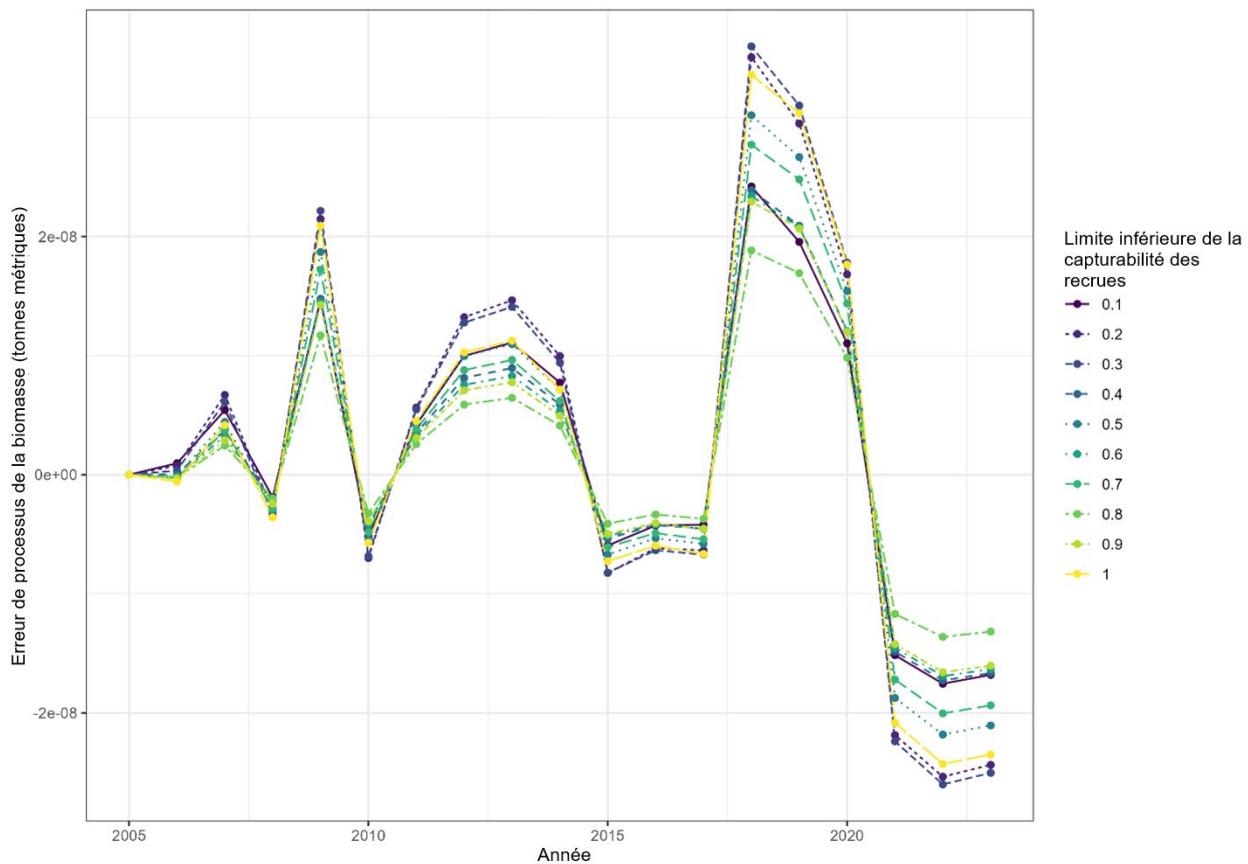


Figure 69. Erreur de processus pour la biomasse totale estimée par le modèle fondé sur les données propres au trait en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

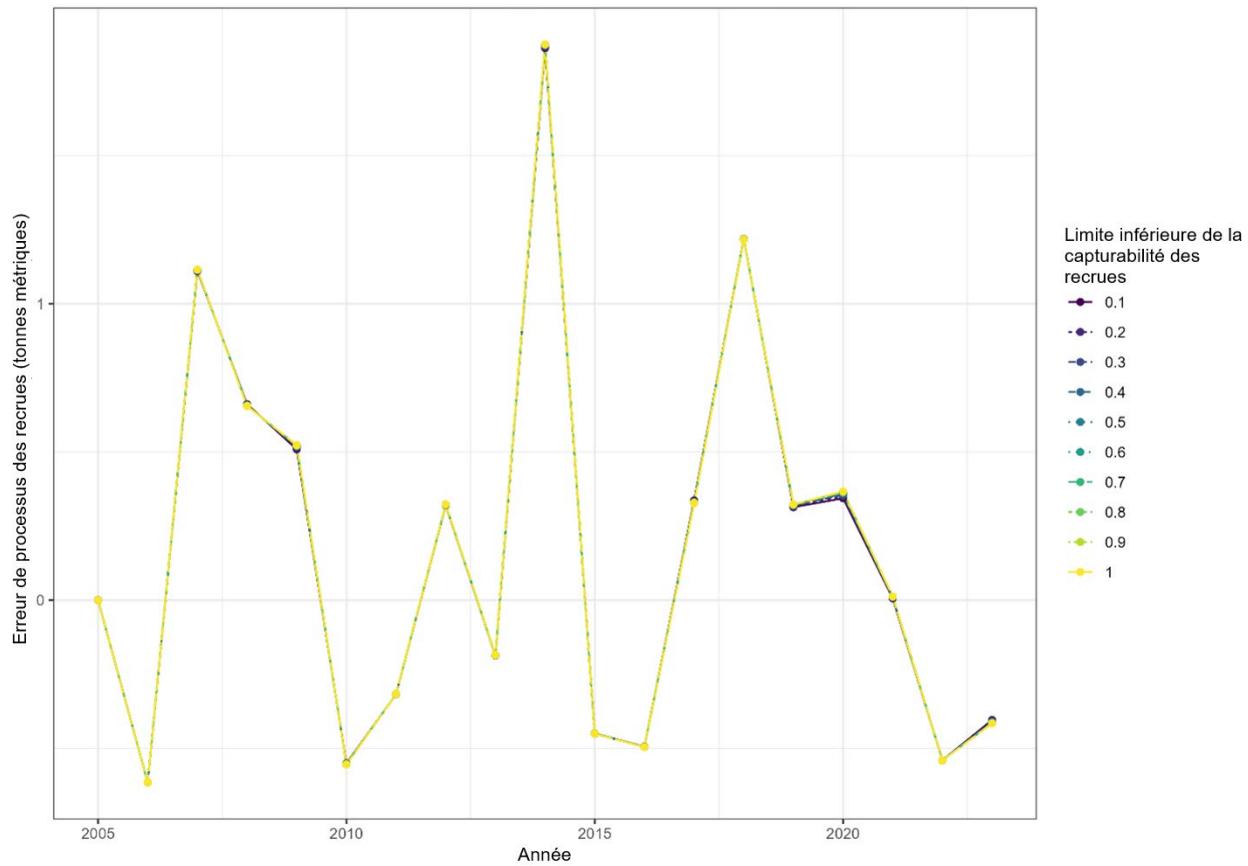


Figure 70. Erreur de processus pour la biomasse des recrues estimée par le modèle fondé sur les données propres au trait en fonction de la distribution a priori de la capturabilité des recrues (q_R), entre 2005 et 2023.

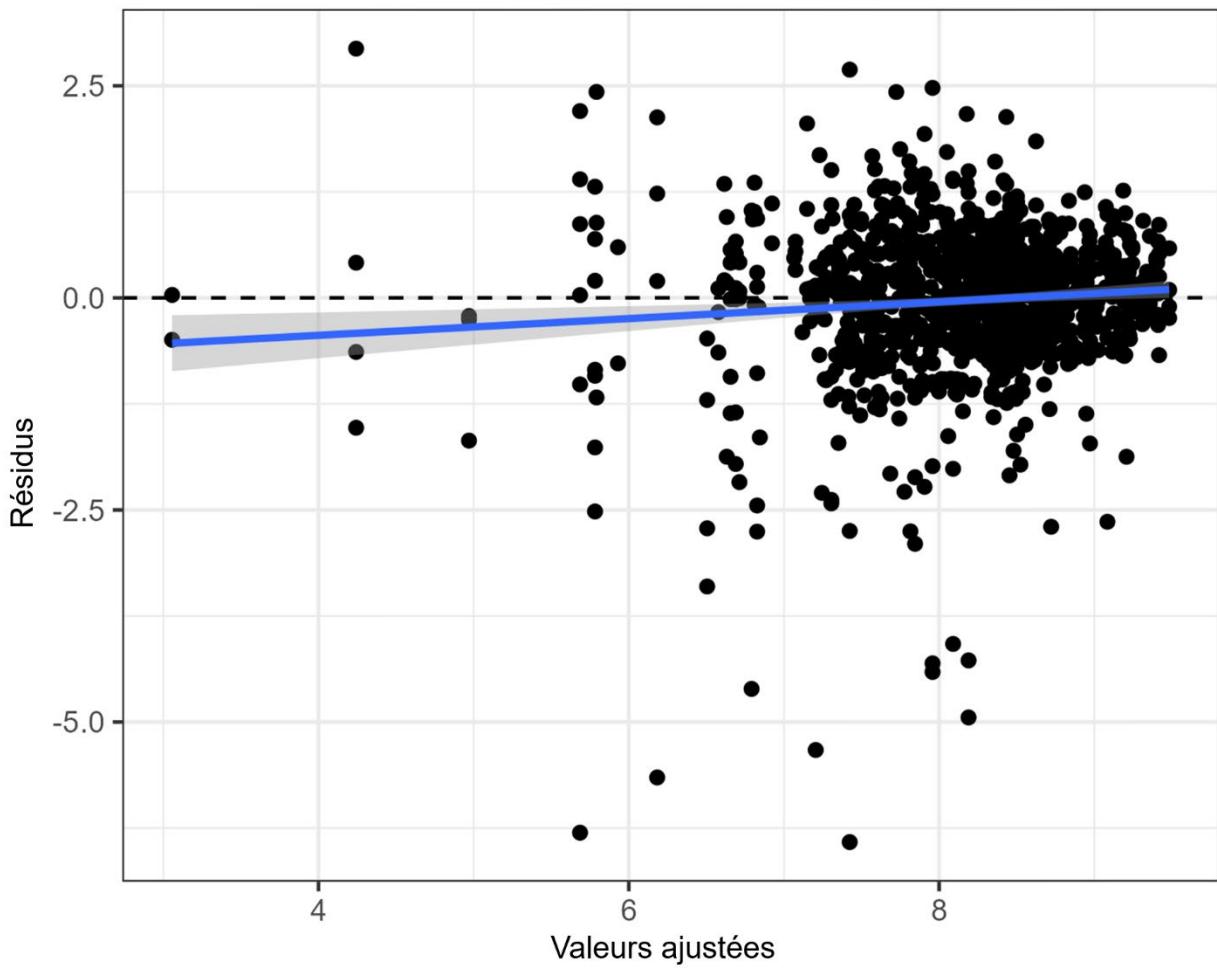


Figure 71. Diagramme de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées du modèle d'évaluation spatialement explicite pour les observations liées à la biomasse d'après le chalut principal sur l'échelle logarithmique. La ligne bleue représente une régression linéaire simple.

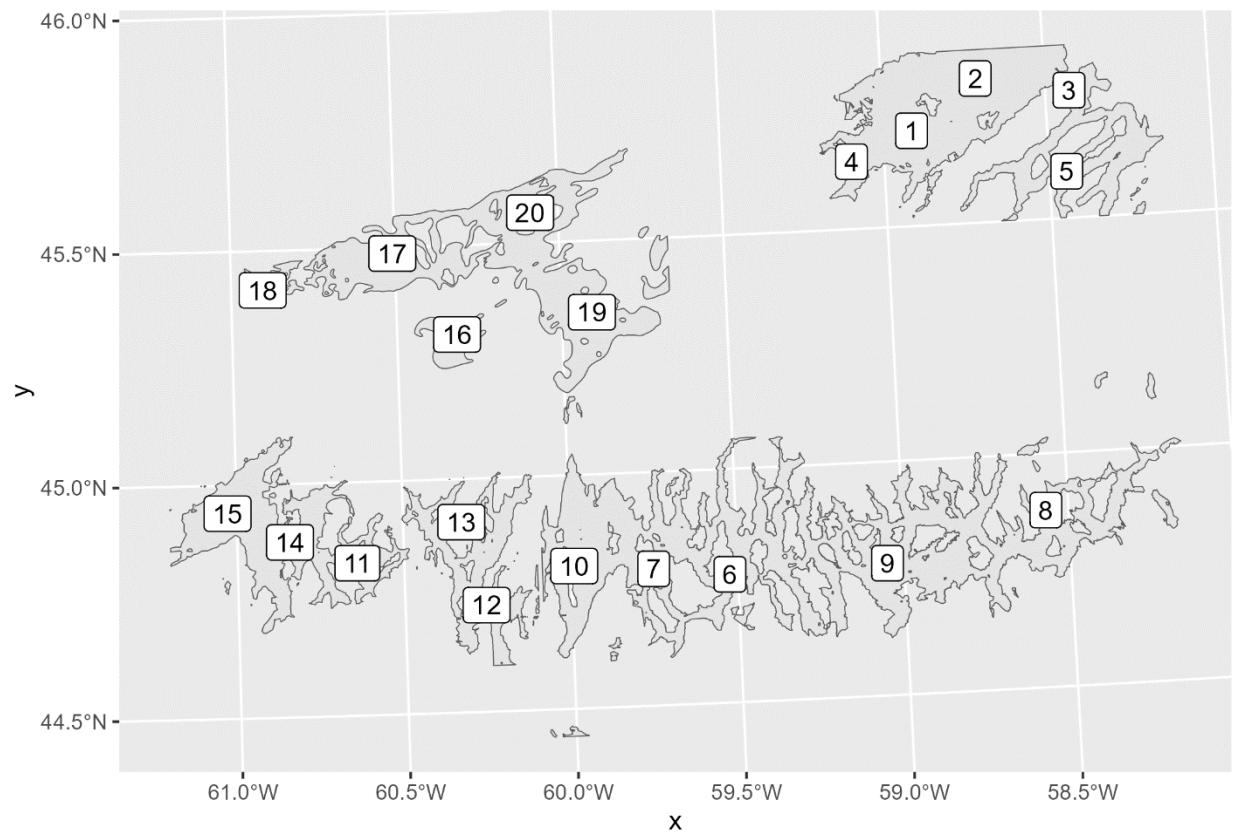


Figure 72. Emplacements des nœuds et nombres associés.

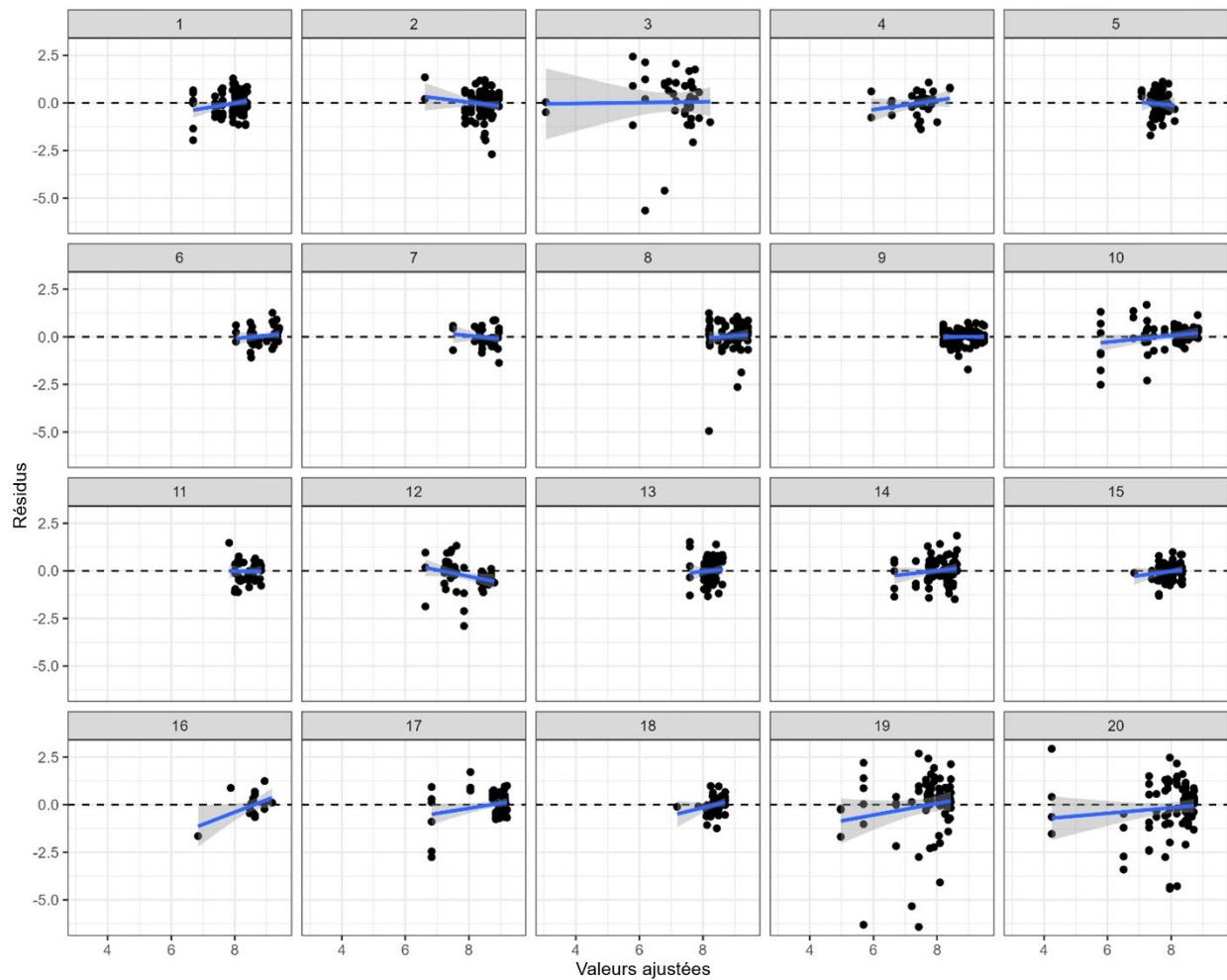


Figure 73. Diagrammes de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées par nœud du modèle d'évaluation spatialement explicite pour les observations liées à la biomasse d'après le chalut principal sur l'échelle logarithmique. Les lignes bleues représentent des régressions linéaires simples.

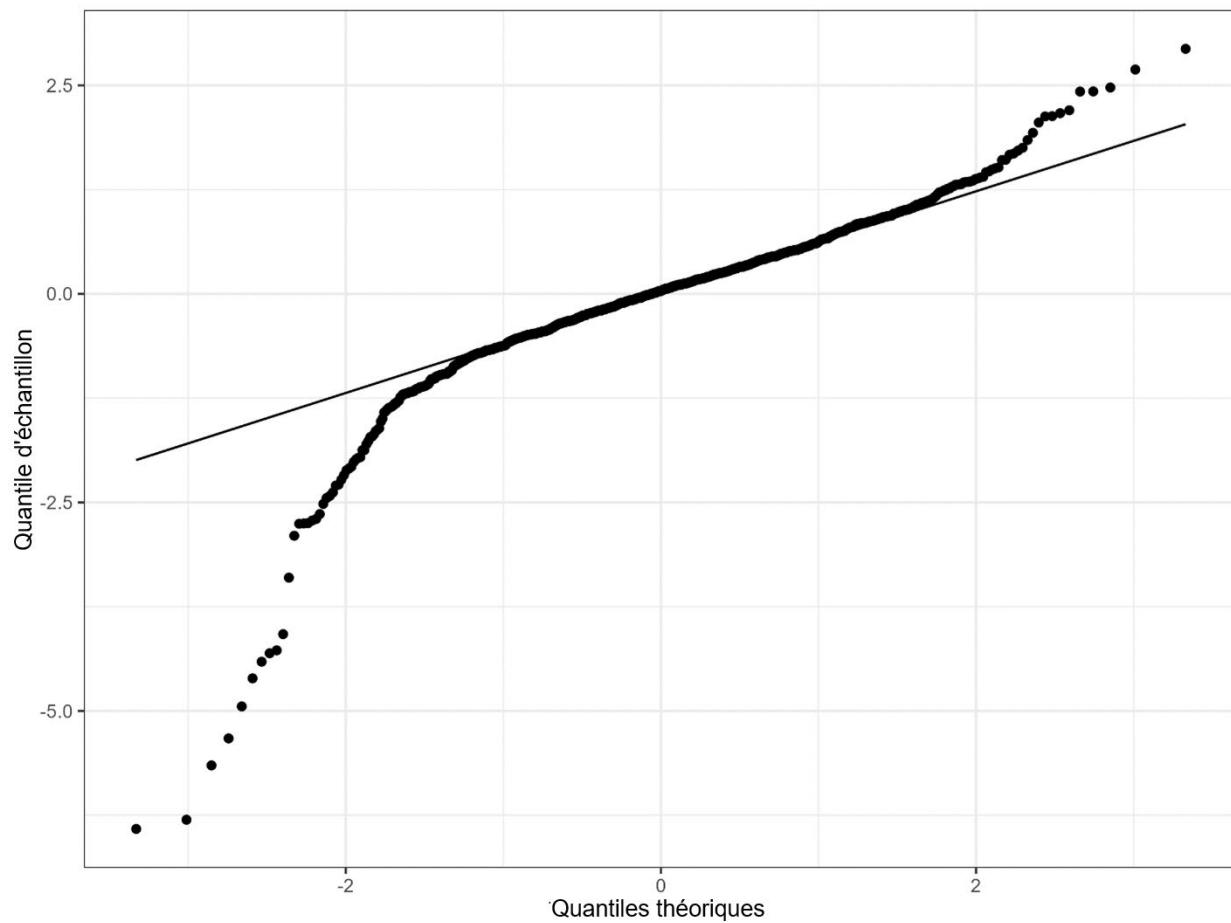


Figure 74. Diagramme quantile-quantile des résidus du modèle d'évaluation spatialement explicite pour les observations liées à la biomasse d'après le chalut principal sur l'échelle logarithmique.

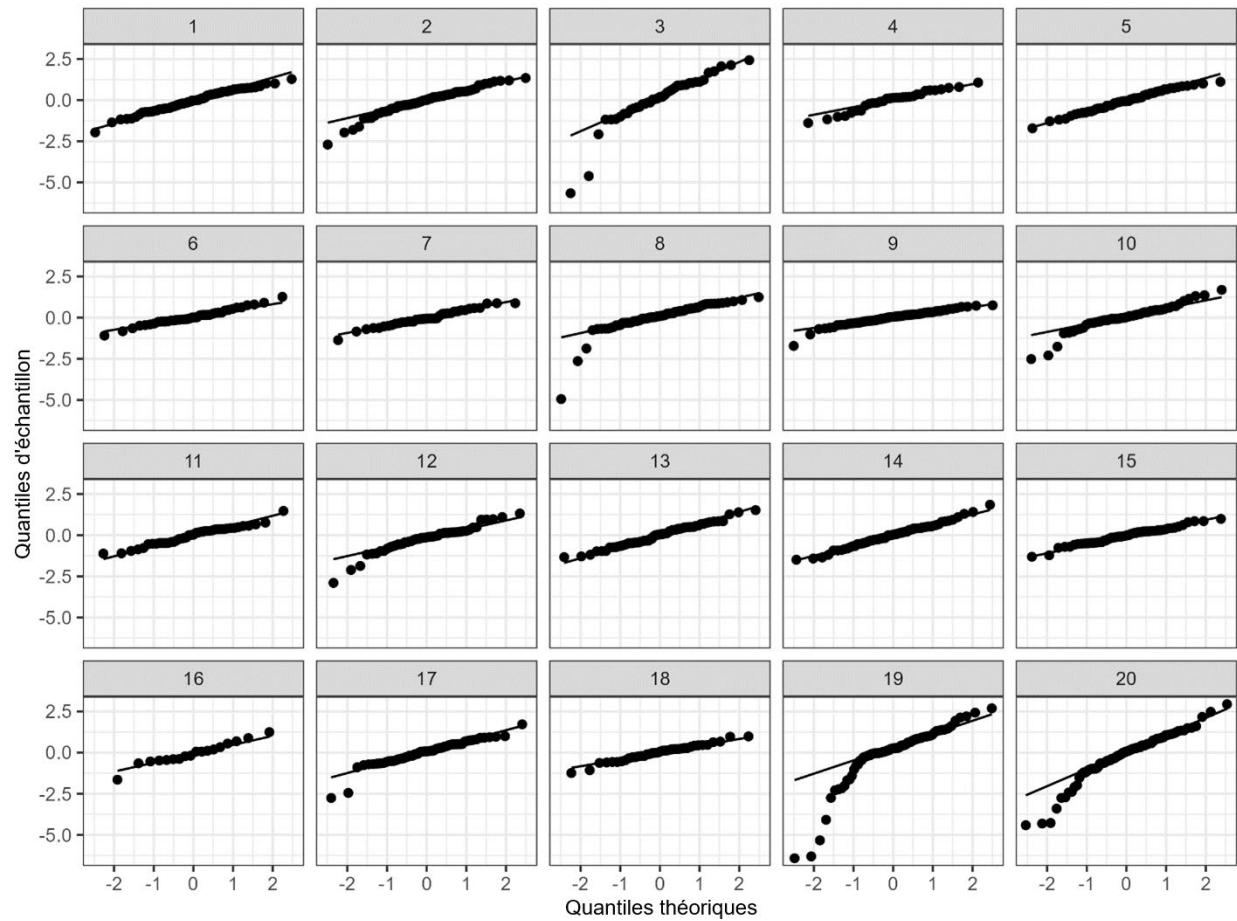


Figure 75. Diagrammes quantile-quantile des résidus par nœud du modèle d'évaluation spatialement explicite pour les observations liées à la biomasse d'après le chalut principal sur l'échelle logarithmique.

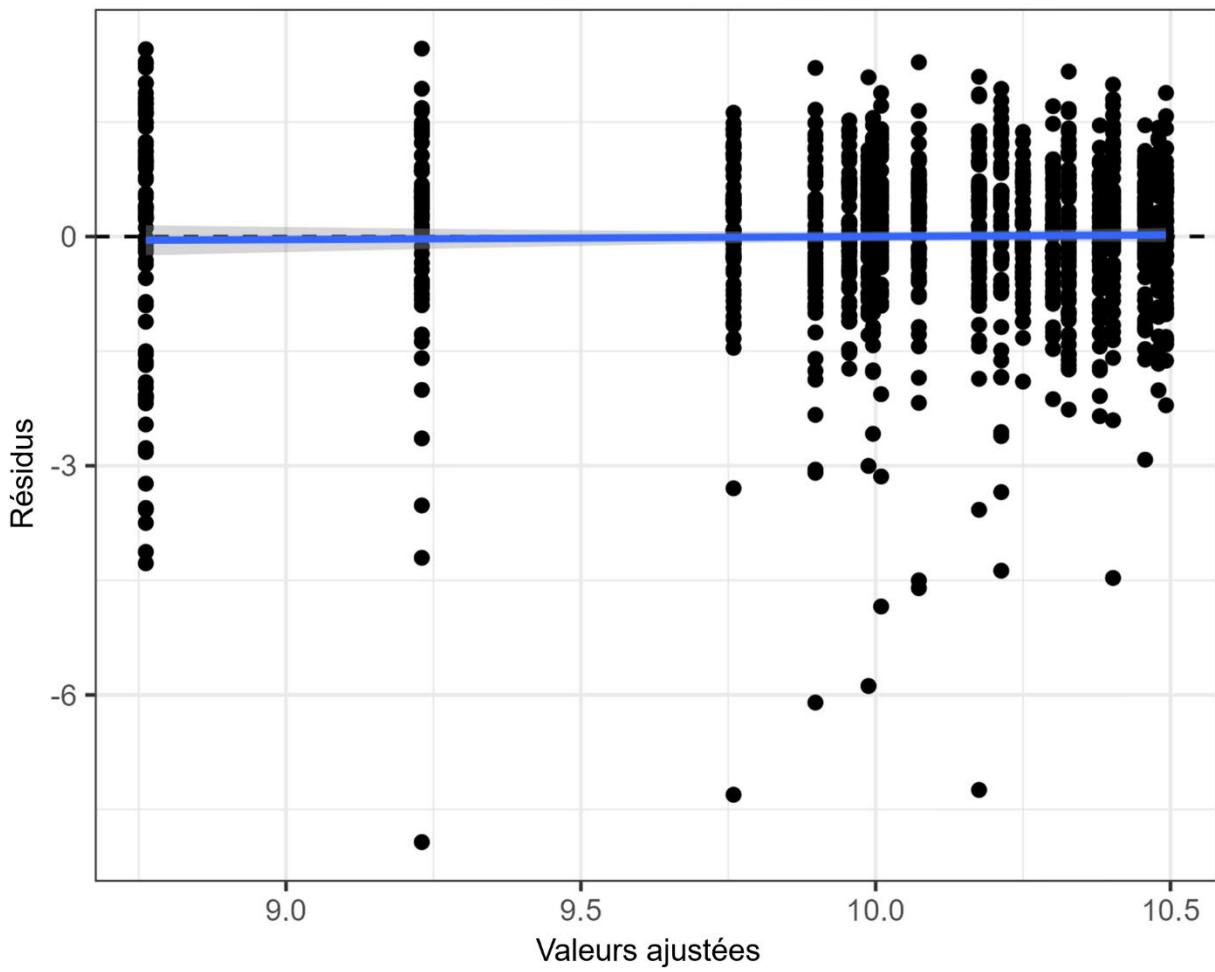


Figure 76. Diagramme de dispersion des résidus par rapport aux valeurs ajustées du modèle fondé sur les données propres au trait pour les observations liées à la biomasse d'après le chalut principal sur l'échelle logarithmique. La ligne bleue représente une régression linéaire simple.

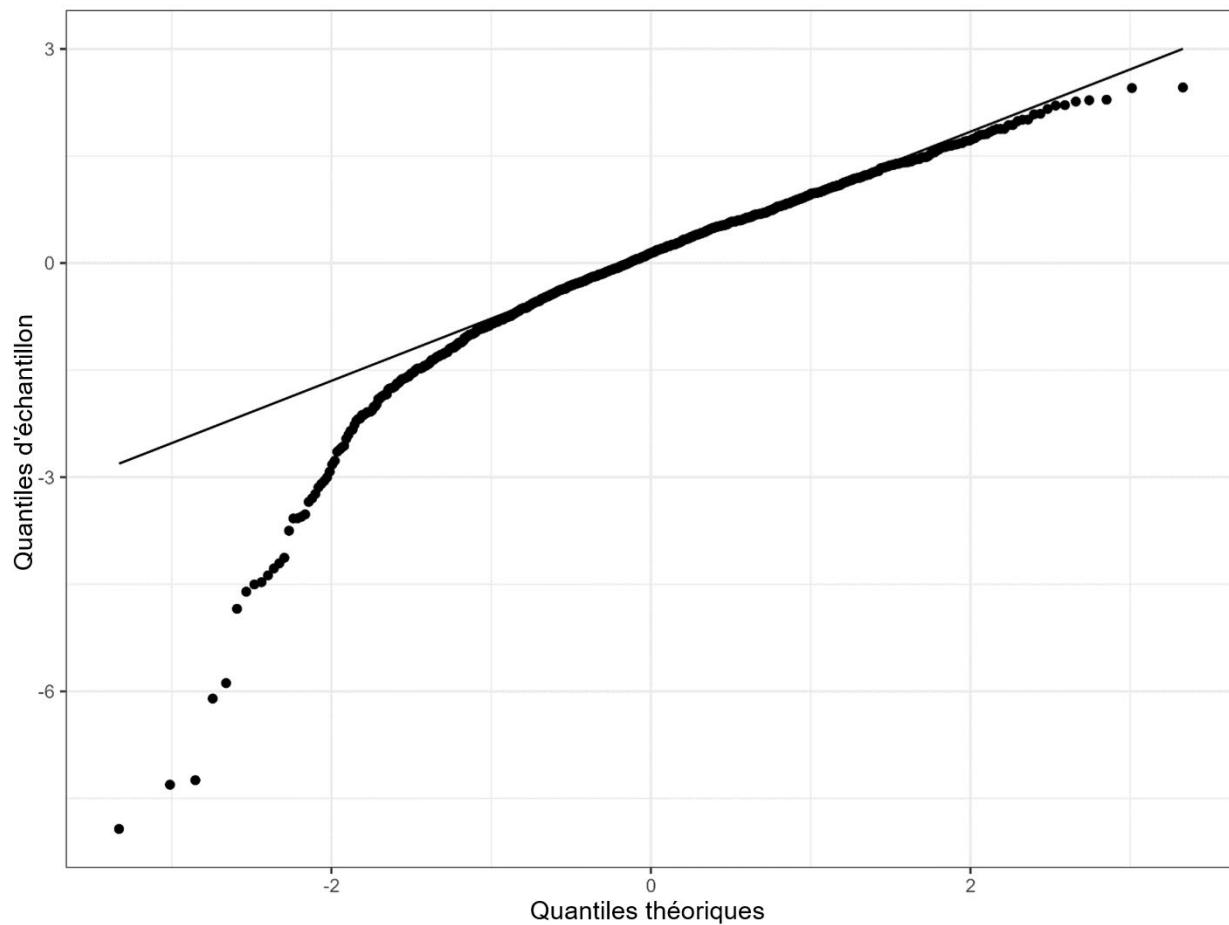


Figure 77. Diagramme quantile-quantile des résidus du modèle fondé sur les données propres au trait pour les observations liées à la biomasse d'après le chalut principal sur l'échelle logarithmique.

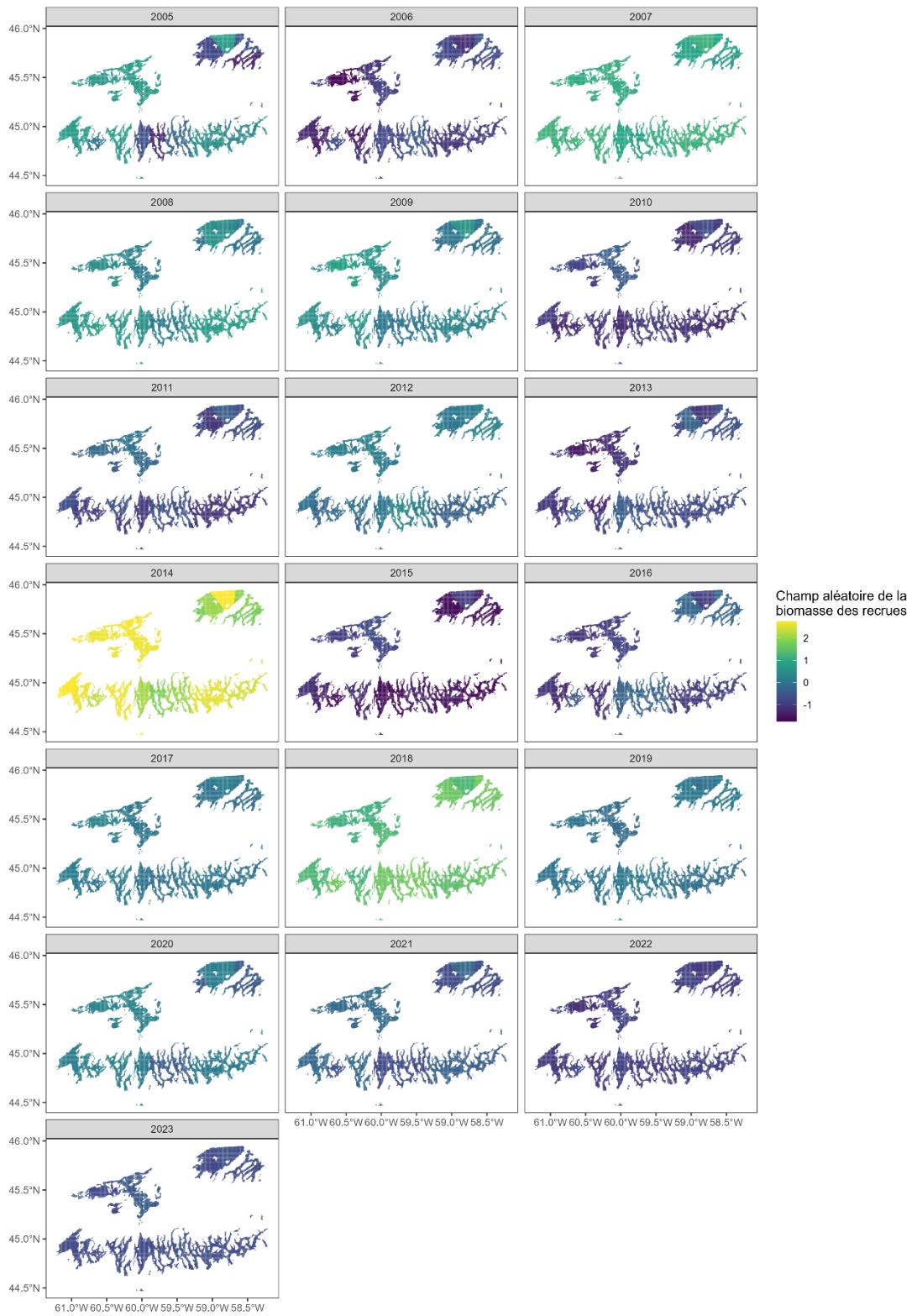


Figure 78. Valeurs des champs aléatoires de la biomasse avec le modèle d'évaluation spatialement explicite pour chaque nœud de 2005 à 2023.

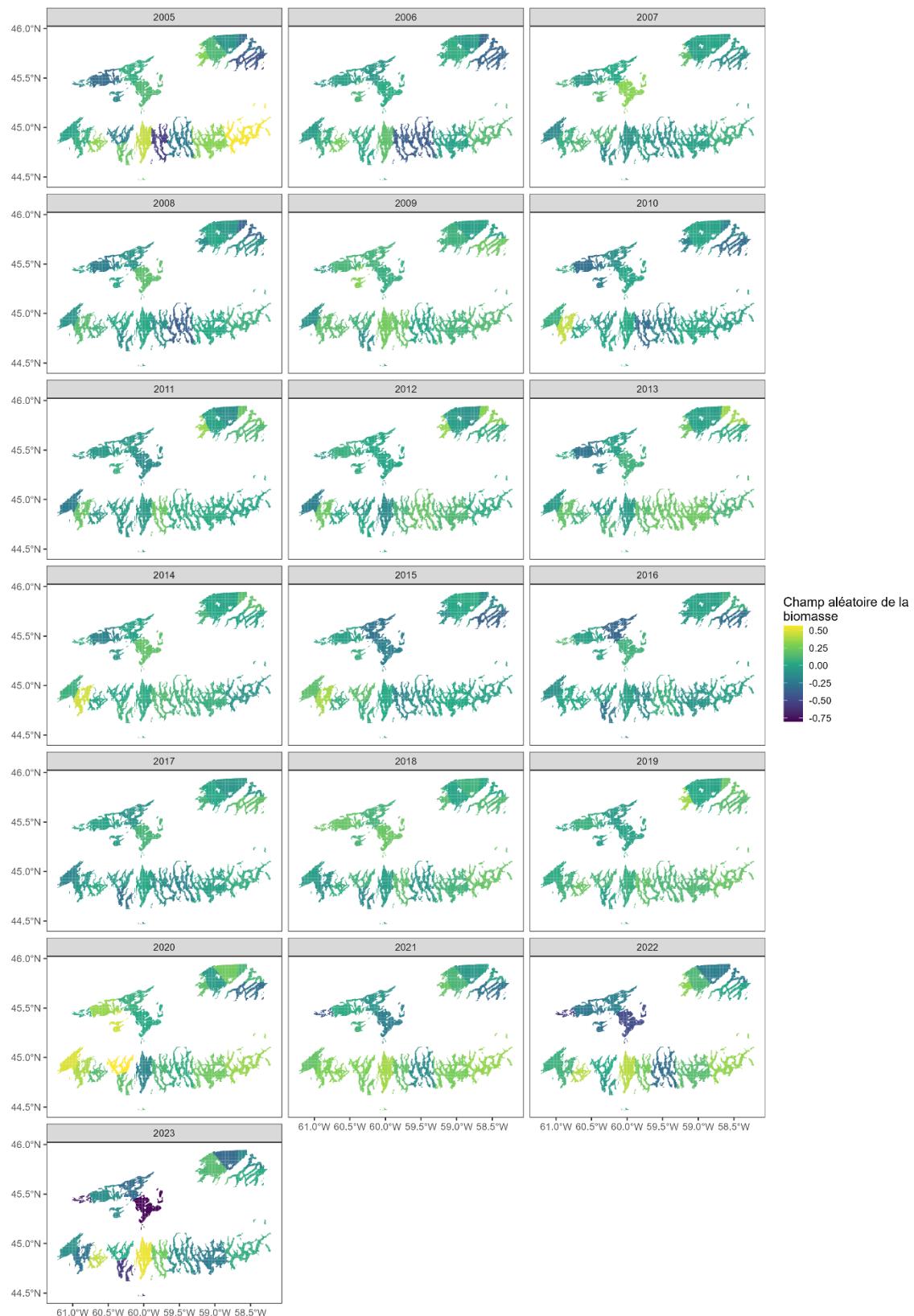


Figure 79. Valeurs des champs aléatoires de la biomasse des recrues avec le modèle d'évaluation spatialement explicite pour chaque nœud de 2005 à 2023.

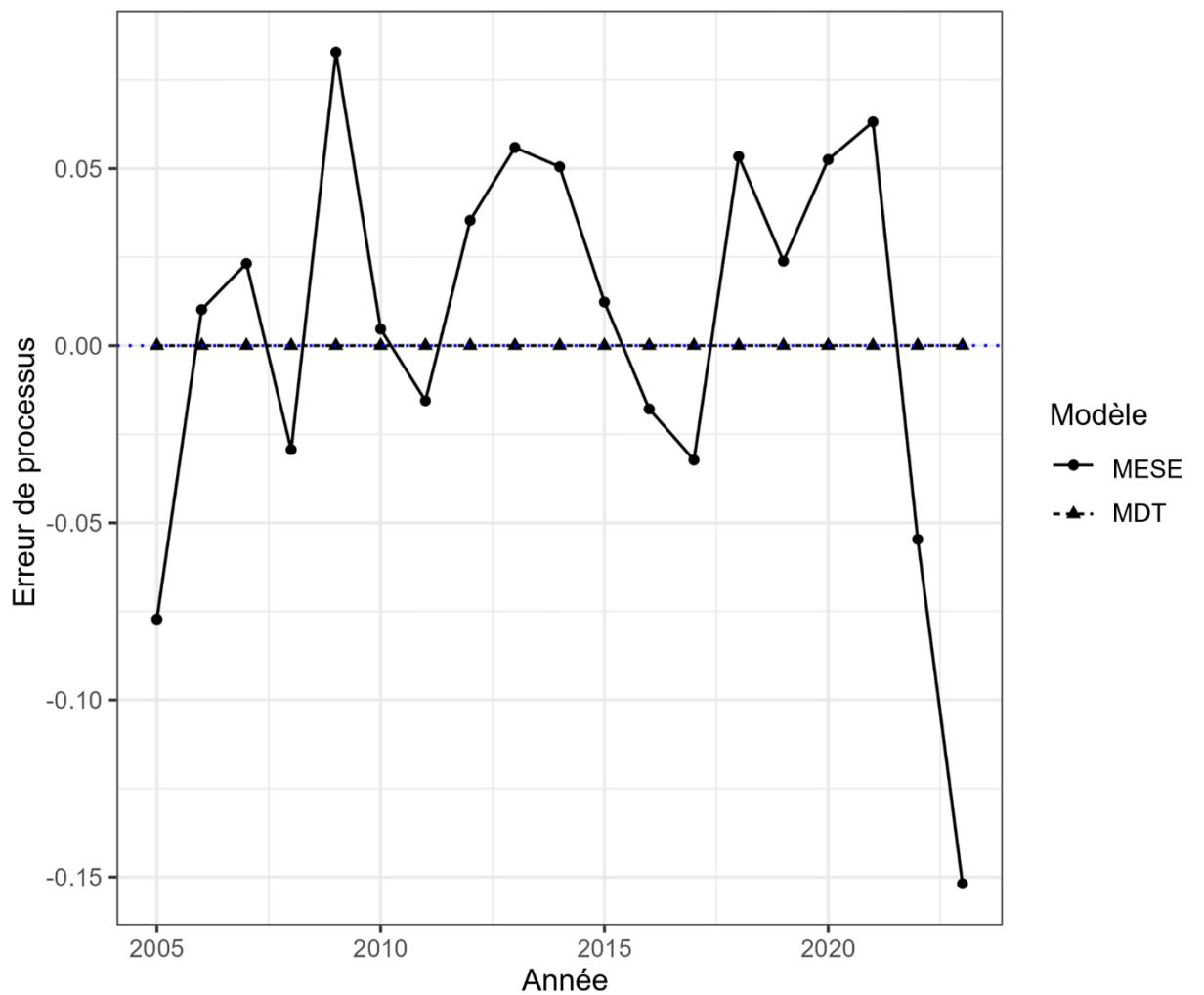


Figure 80. Erreurs de processus de la biomasse dans le modèle fondé sur les données propres au trait (MDT) et valeurs médianes des champs aléatoires de la biomasse dans le modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE); la ligne bleue pointillée représente la ligne de zéro.

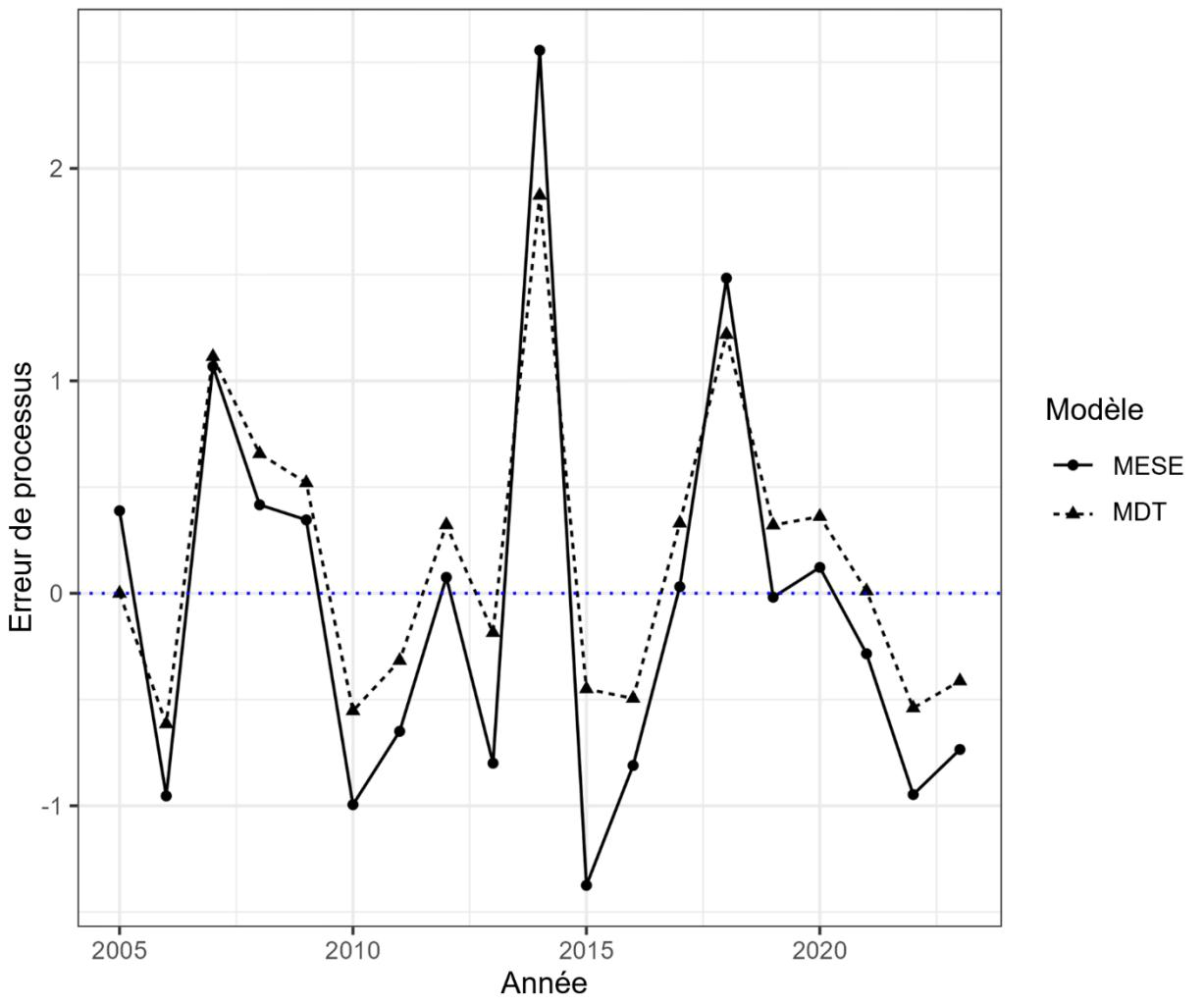


Figure 81. Erreurs de processus de la biomasse des recrues dans le modèle fondé sur les données propres au trait (MDT) et valeurs médianes des champs aléatoires de la biomasse des recrues dans le modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE); la ligne bleue pointillée représente la ligne de zéro.

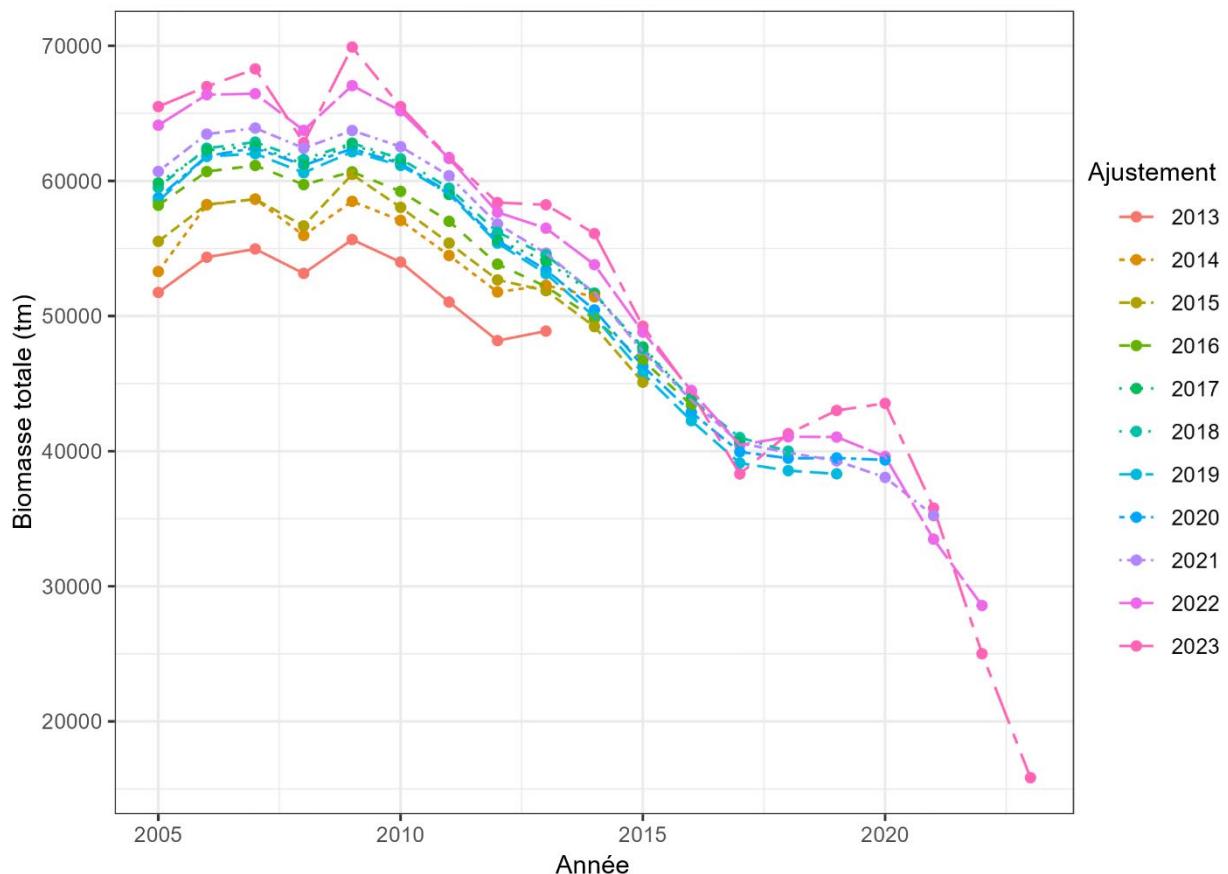


Figure 82. Biomasse totale, en tonnes métriques (tm), estimée par chaque ajustement rétrospectif du modèle d'évaluation spatialement explicite des données de 2005 à celles de l'année de l'ajustement rétrospectif.

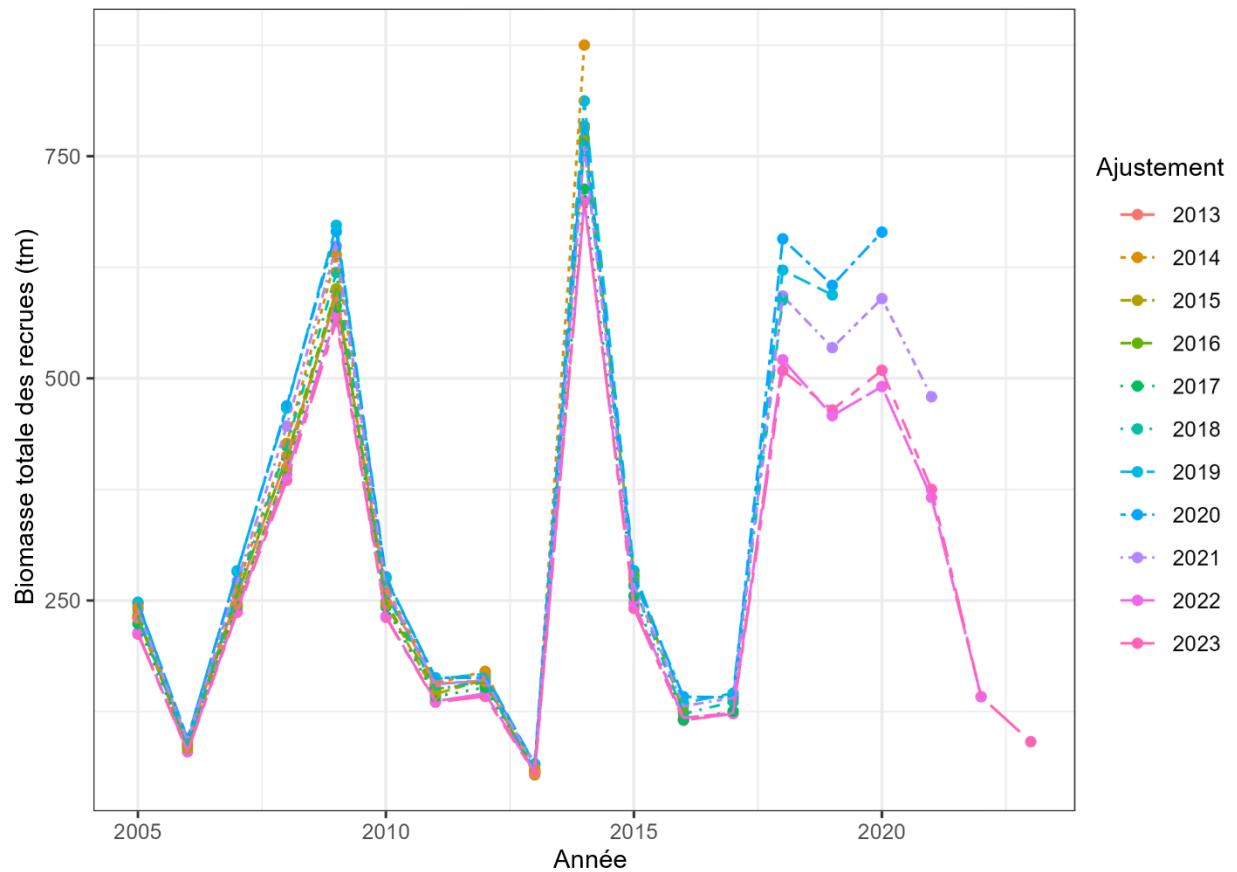


Figure 83. Biomasse des recrues, en tonnes métriques (tm), estimée par chaque ajustement rétrospectif du modèle d'évaluation spatialement explicite des données de 2005 à celles l'année de l'ajustement rétrospectif.

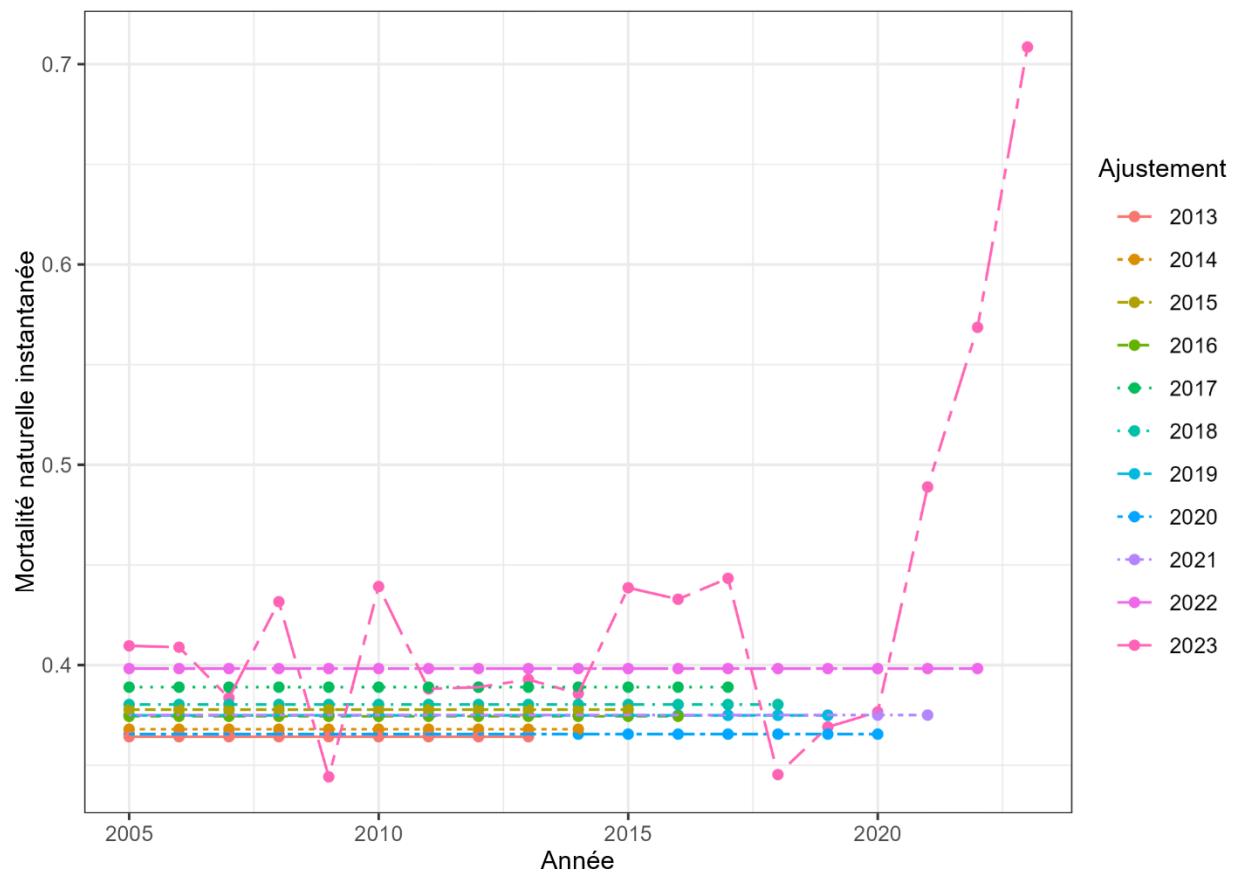


Figure 84. Taux instantané de mortalité naturelle estimé par chaque ajustement rétrospectif du modèle d'évaluation spatialement explicite des données de 2005 à celles l'année de l'ajustement rétrospectif.

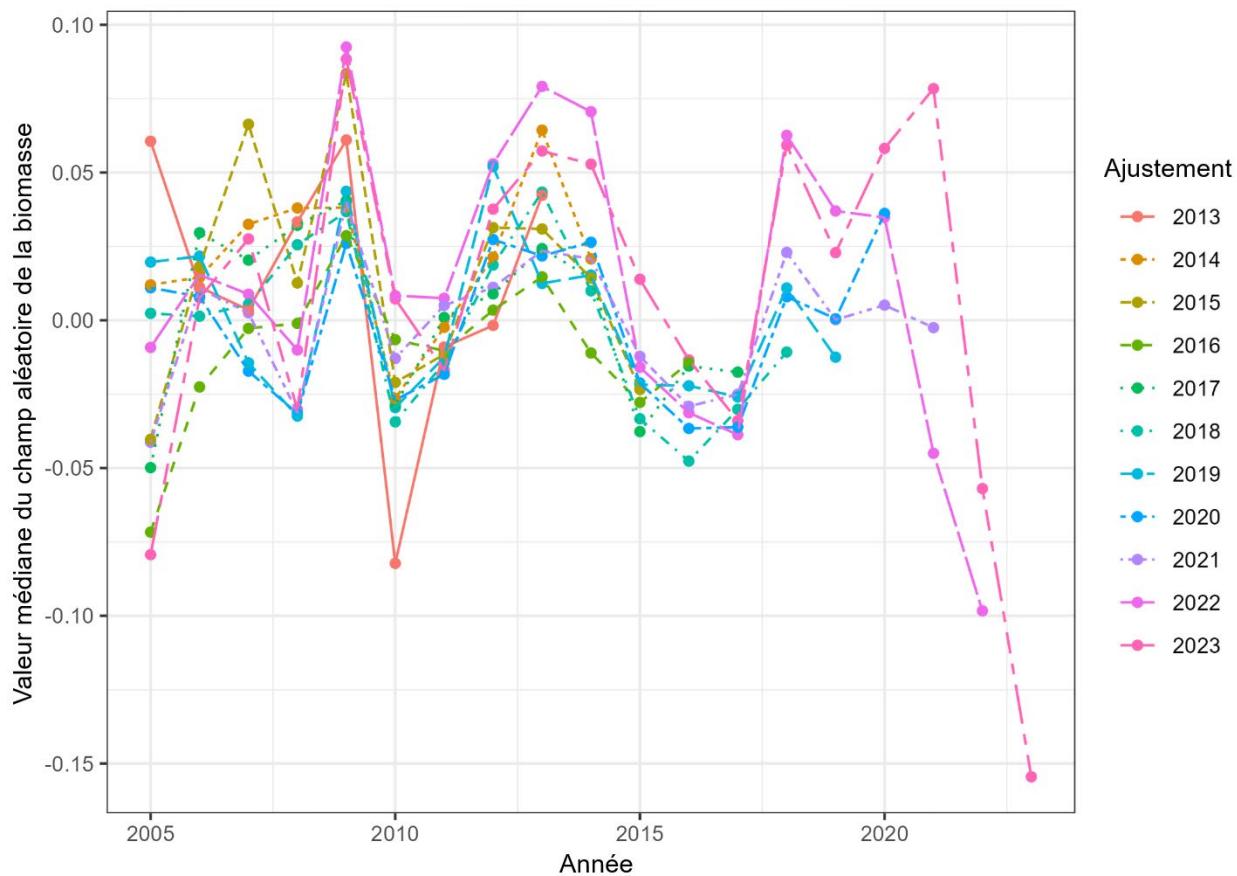


Figure 85. Valeur médiane du champ aléatoire de la biomasse calculée par chaque ajustement rétrospectif du modèle fondé sur les données propres au trait des données de 2005 à celles de l'année de l'ajustement rétrospectif.

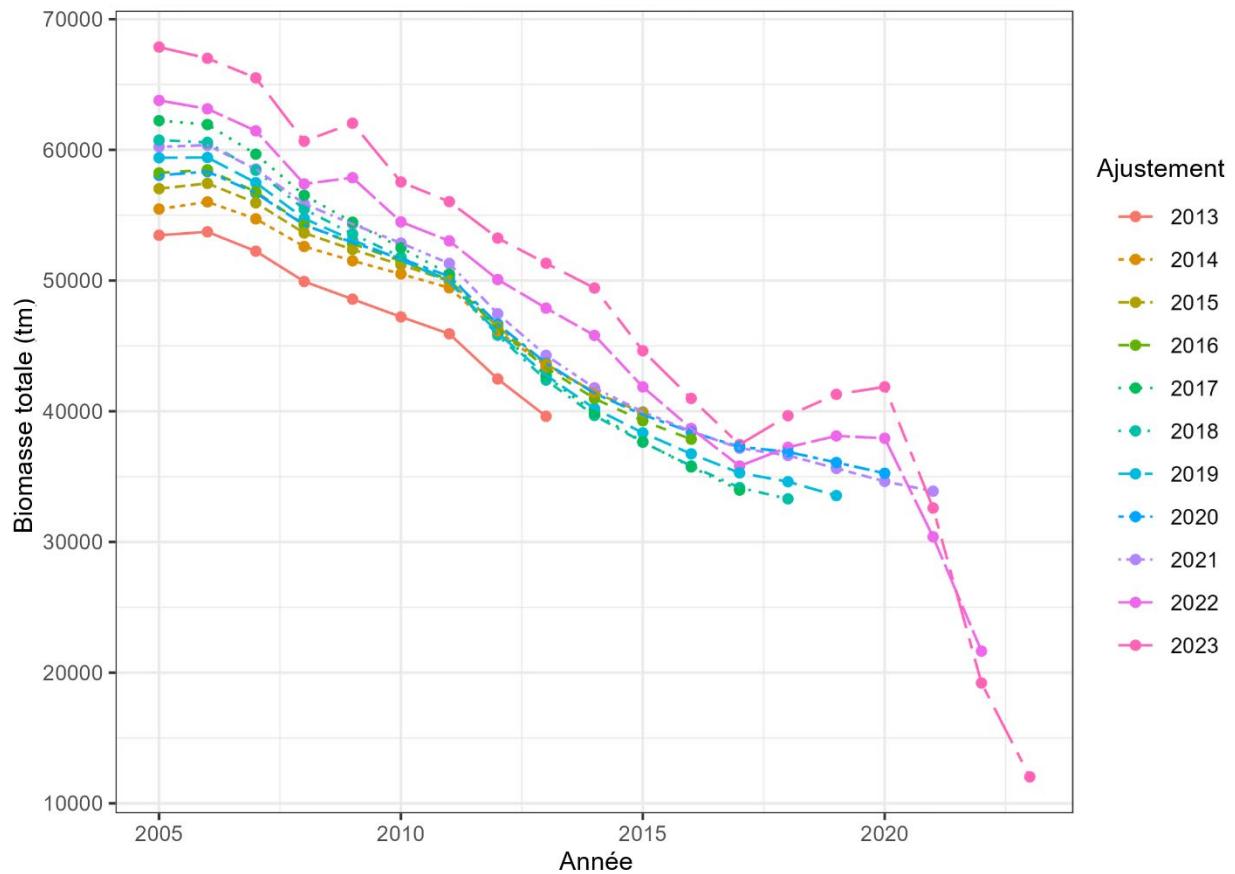


Figure 86. Biomasse totale, en tonnes métriques (tm), estimée par chaque ajustement rétrospectif du modèle fondé sur les données propres au trait des données de 2005 à celles de l'année de l'ajustement rétrospectif.

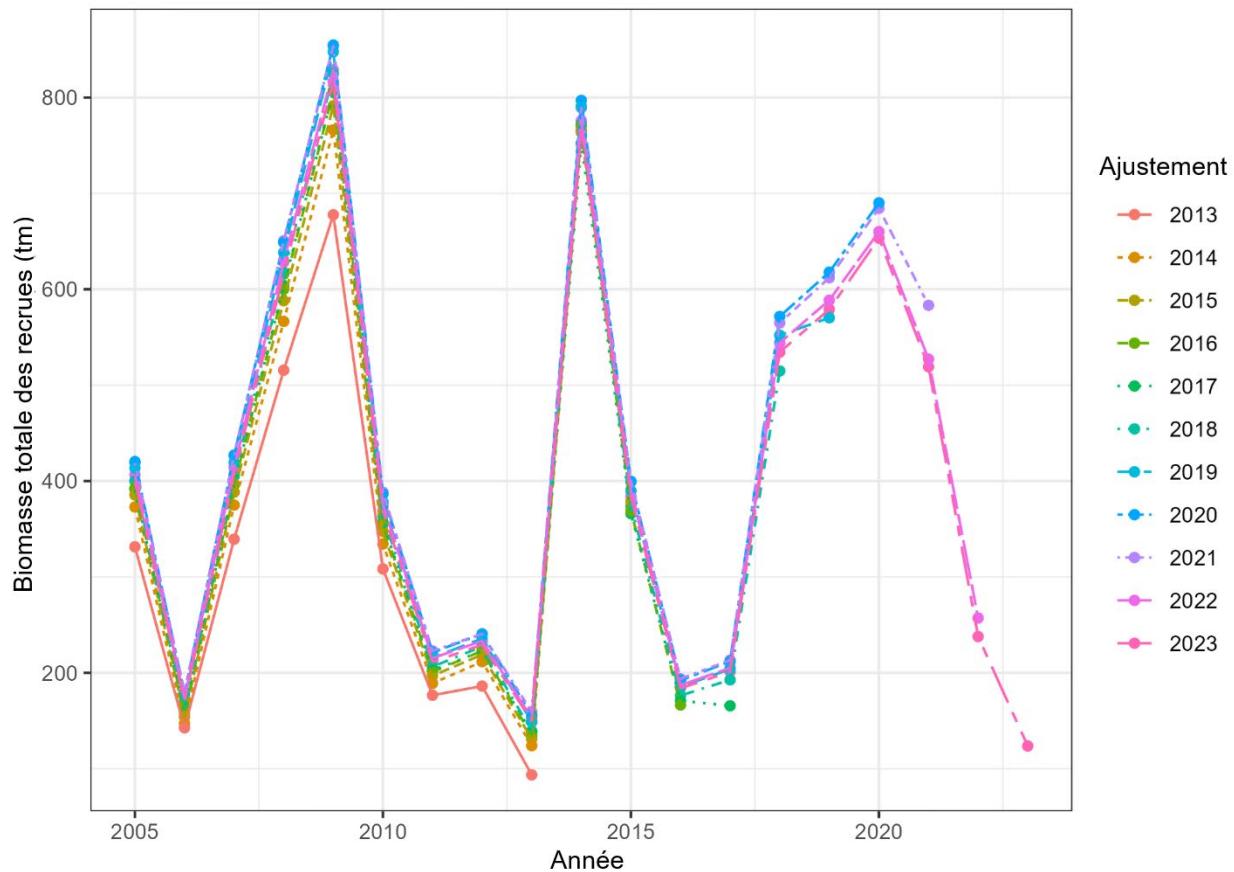


Figure 87. Biomasse des recrues, en tonnes métriques (tm), estimée par chaque ajustement rétrospectif du modèle fondé sur les données propres au trait des données de 2005 à celles de l'année de l'ajustement rétrospectif.

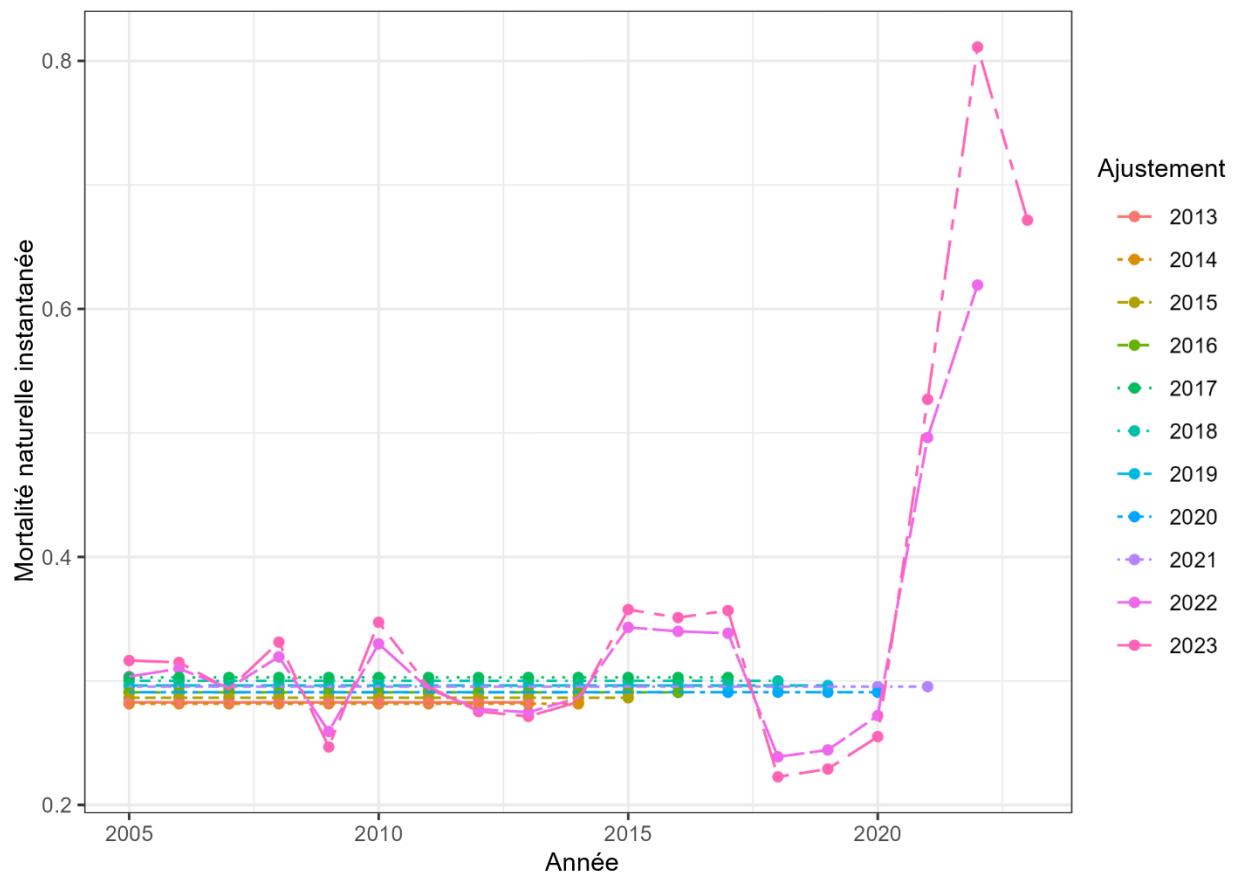


Figure 88. Taux instantané de mortalité naturelle estimé par chaque ajustement rétrospectif du modèle fondé sur les données propres au trait des données de 2005 à celles l'année de l'ajustement rétrospectif.

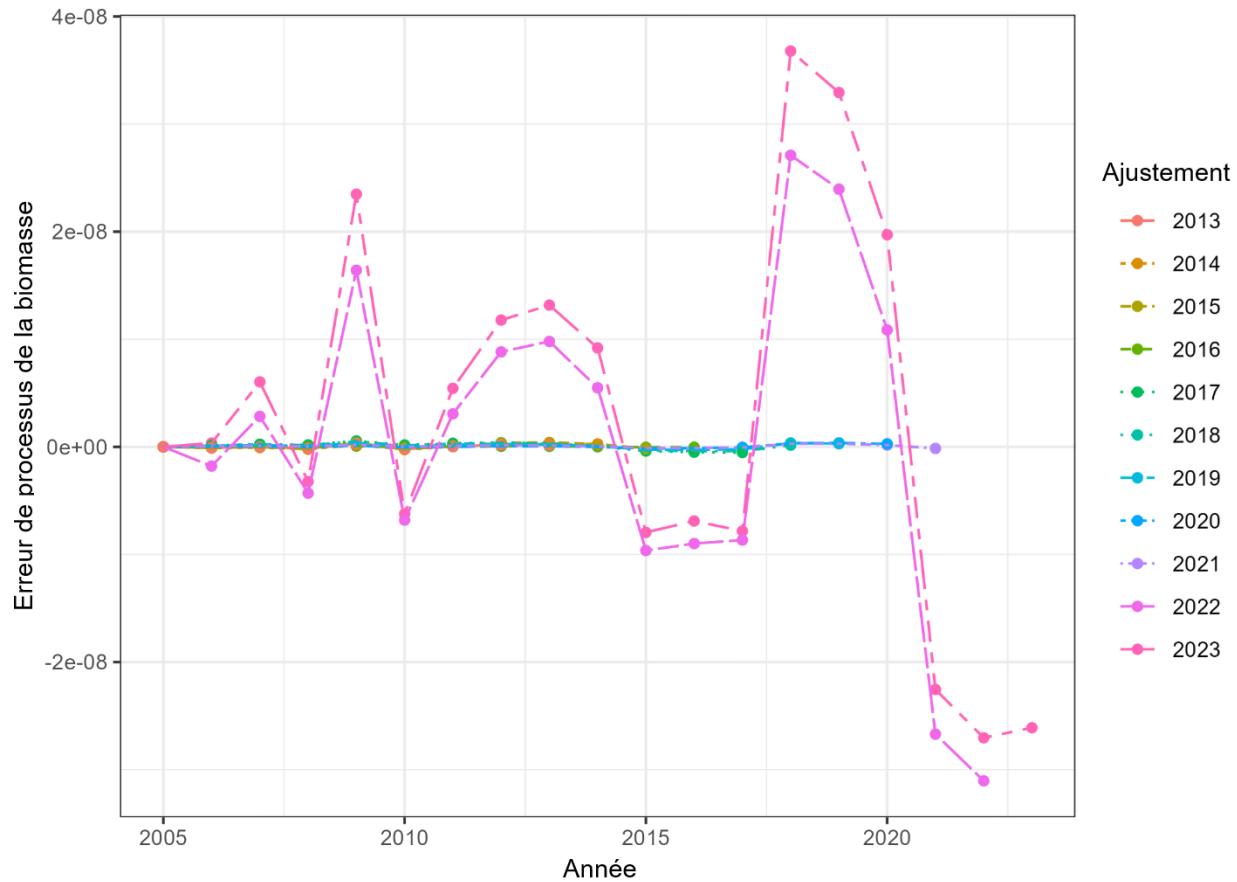


Figure 89. Erreur de processus pour la biomasse associée à chaque ajustement rétrospectif du modèle fondé sur les données propres au trait des données de 2005 à celles de l'année de l'ajustement rétrospectif.

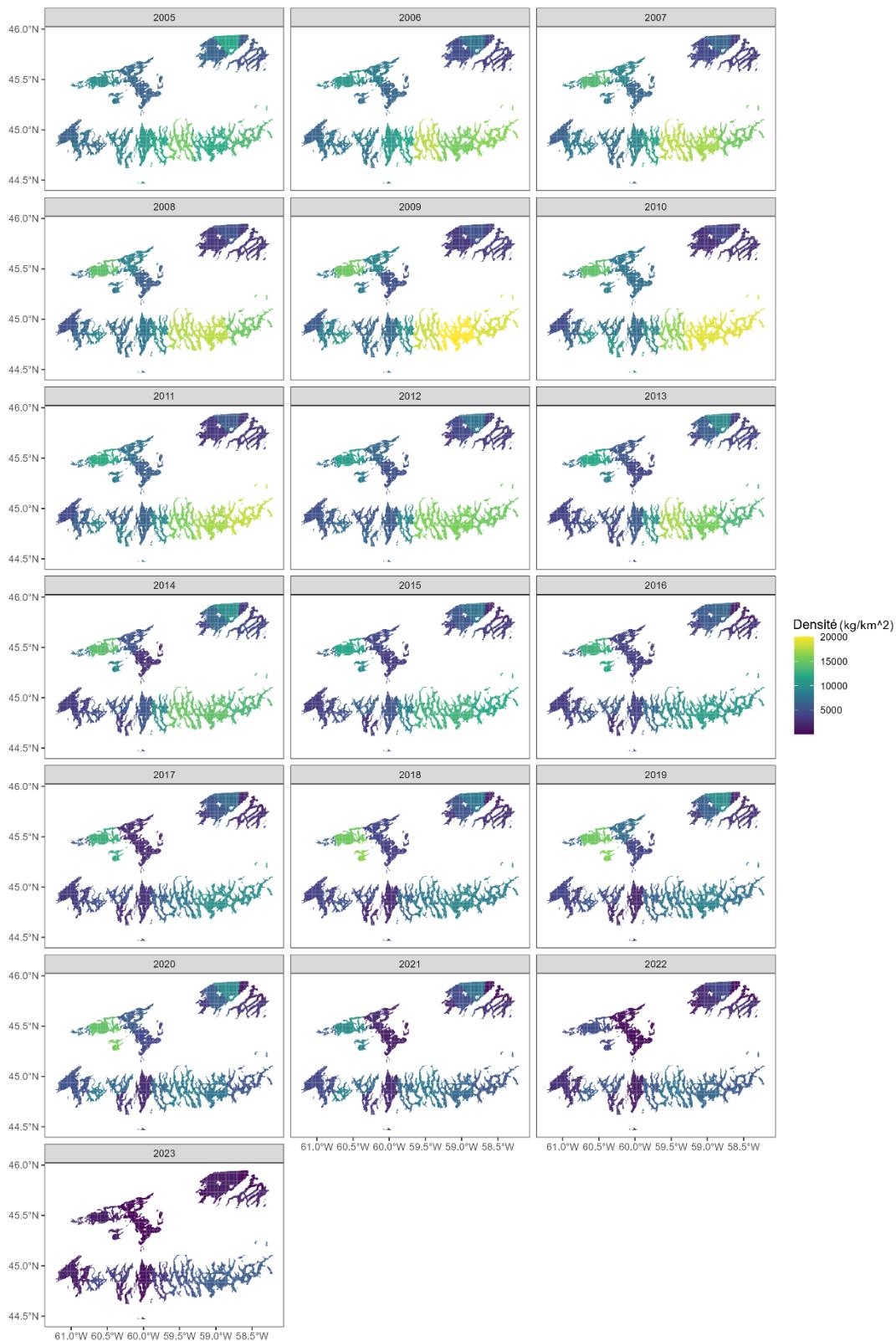


Figure 90. Densités en kilogrammes par kilomètre carré (kg/km^2) de la biomasse par nœud entre 2005 et 2023 d'après le modèle d'évaluation spatialement explicite.

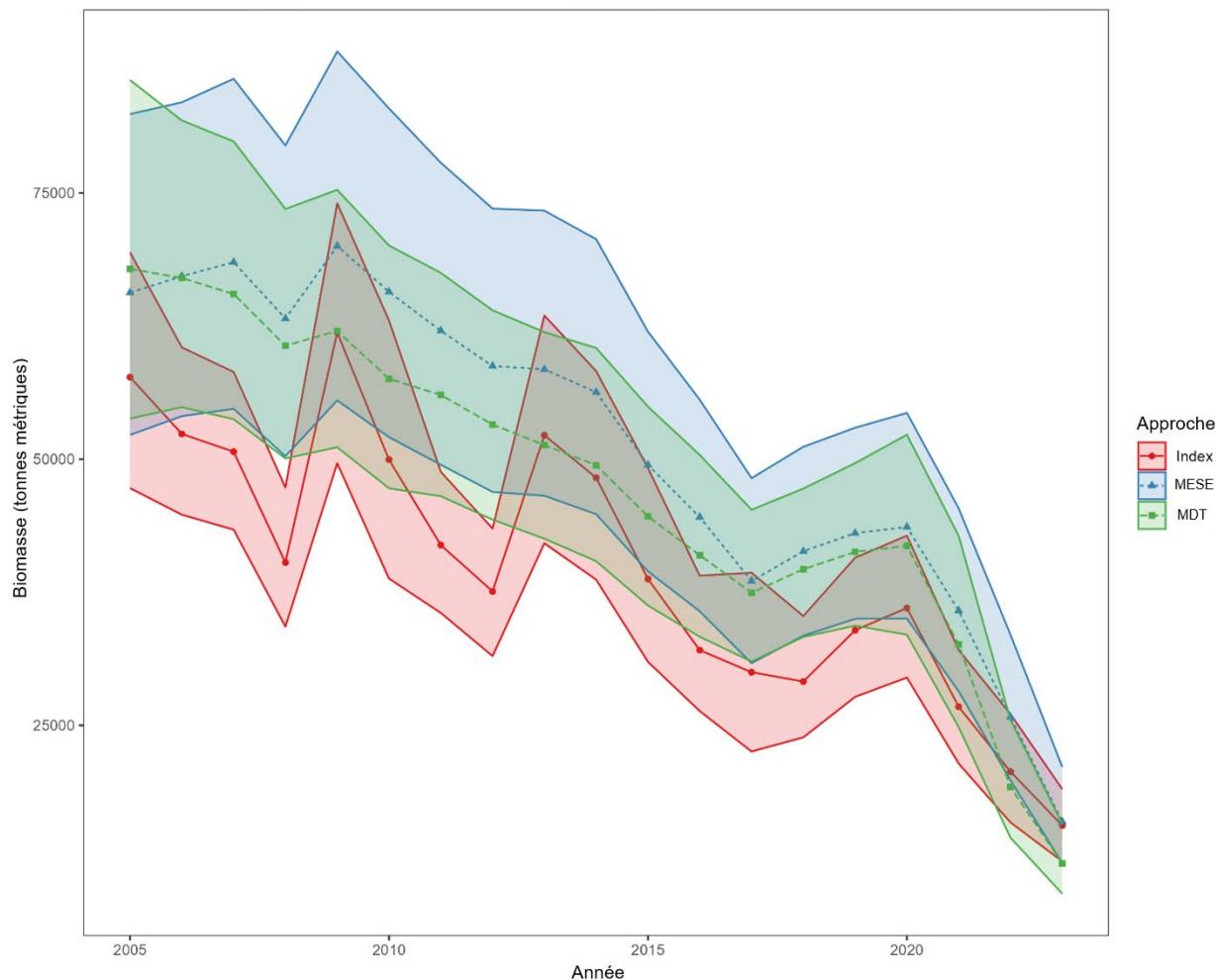


Figure 91. Biomasse totale, en tonnes métriques, estimée au moyen de l'indice (cercles rouges, ligne continue), du modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE; triangles bleus, ligne tiretée) et du modèle fondé sur les données propres au trait (MDT; carrés verts, ligne tiretée), entre 2005 et 2023.

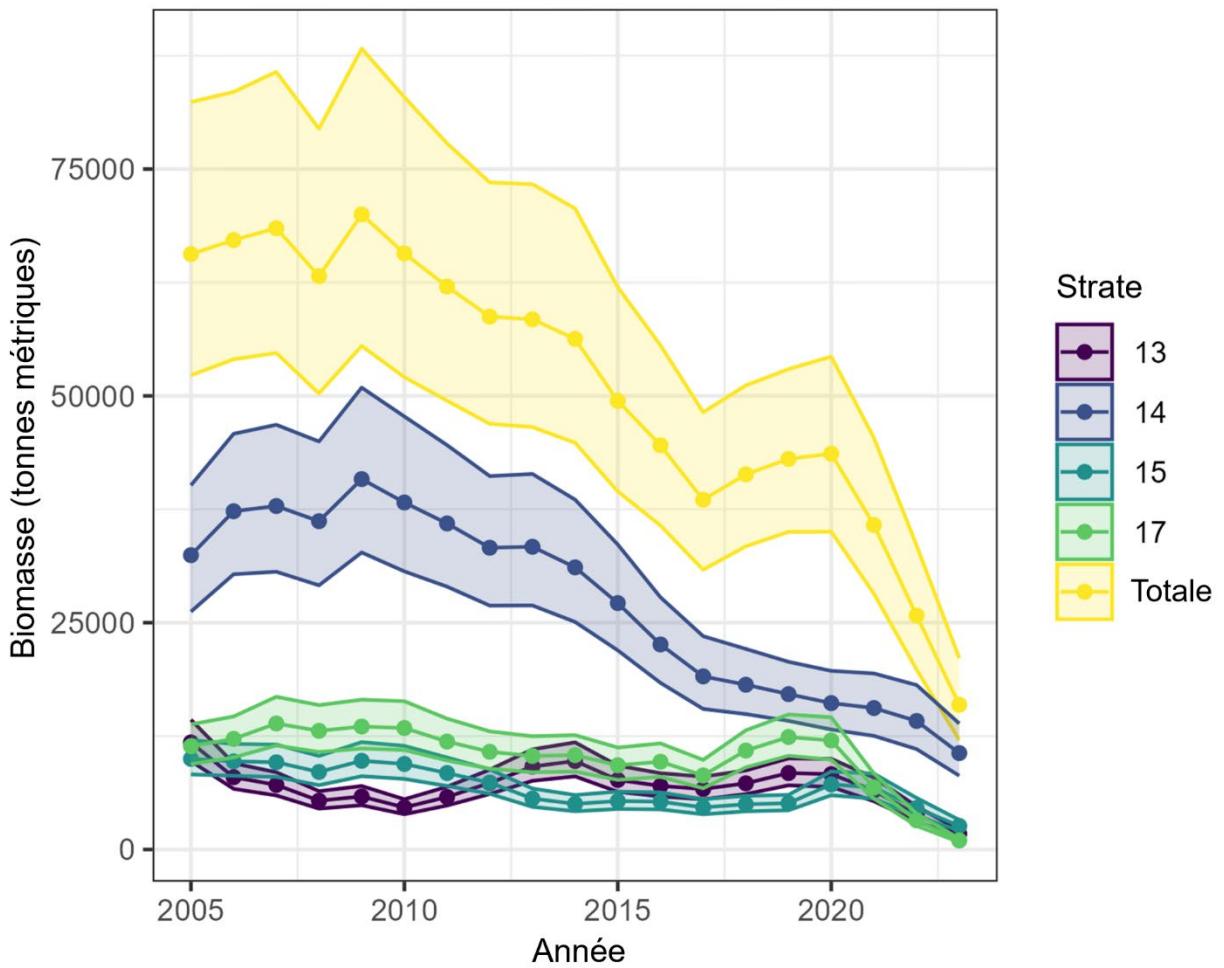


Figure 92. Biomasse totale et biomasse propre à la strate estimées par le modèle d'évaluation spatialement explicite entre 2005 et 2023.

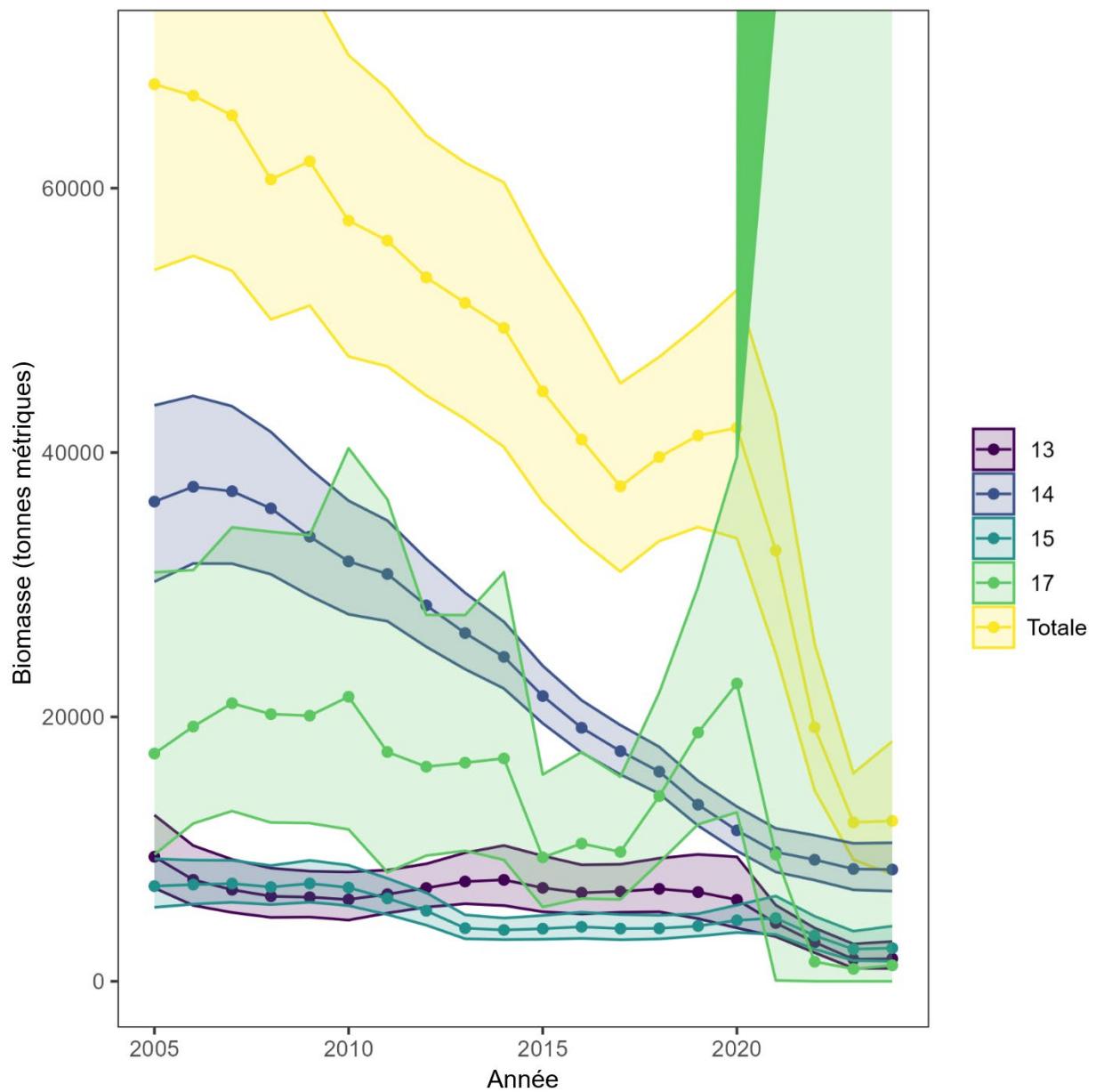


Figure 93. Biomasse totale et biomasse propre à la strate estimées par le modèle fondé sur les données propres au trait entre 2005 et 2023. L'incertitude extrême associée à la biomasse pour la strate 17 est causée par une fausse convergence et le déphasage de la mortalité naturelle en raison de la faible quantité de données et d'années; la biomasse estimée pour la strate 17 n'est probablement pas fiable.

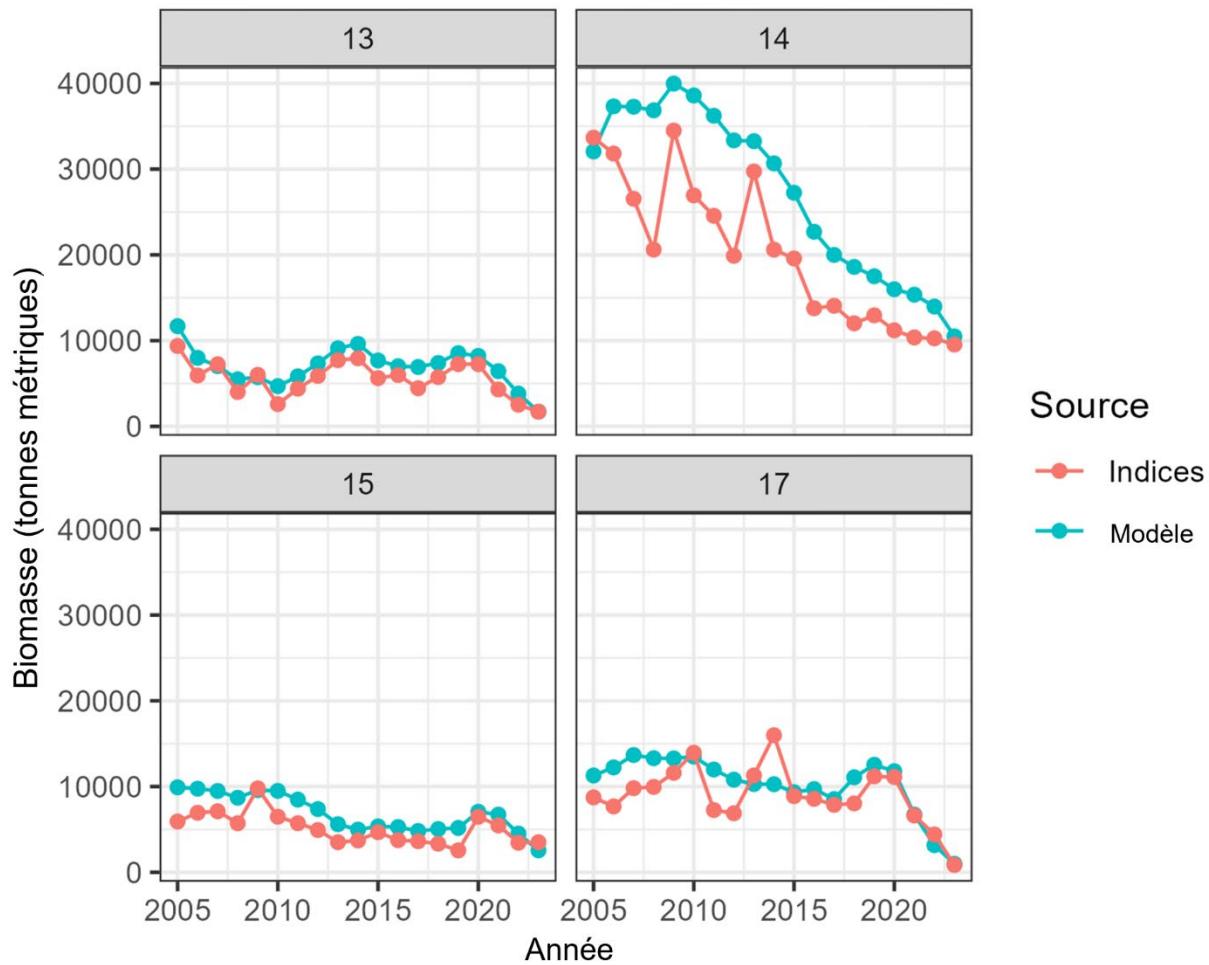


Figure 94. Biomasse propre à la strate entre 2005 et 2023 estimée à l'aide du modèle d'évaluation spatialement explicite [bleu] et de la méthode de l'indice de zone balayée [rouge].

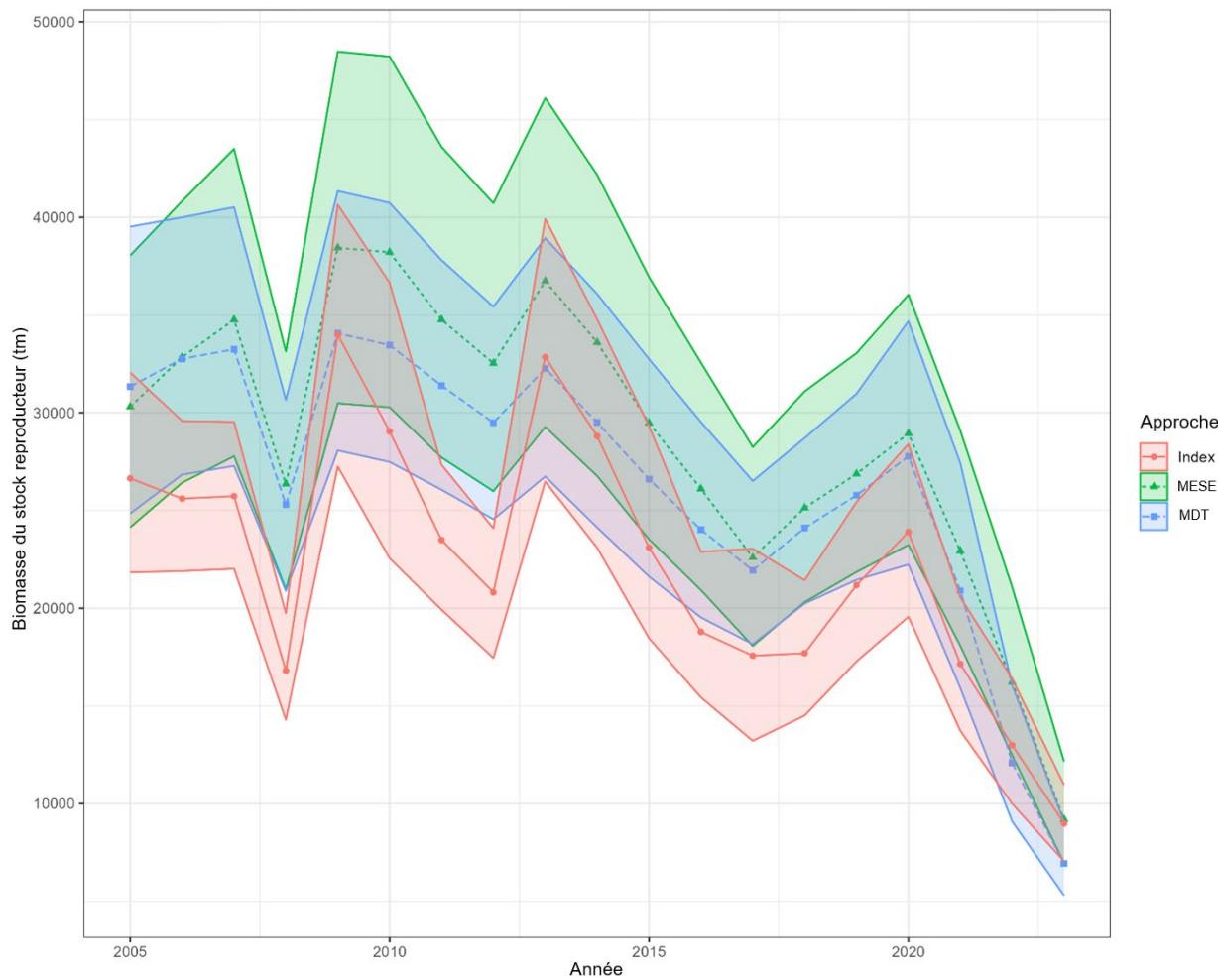


Figure 95. Biomasse du stock reproducteur (biomasse des mâles en transition et des femelles), en tonnes métriques (tm), entre 2005 et 2023, calculée à l'aide de la méthode de la zone balayée (indice, cercles rouges), du modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE; triangles verts) et du modèle fondé sur les données propres au trait (MDT; carrés bleus).

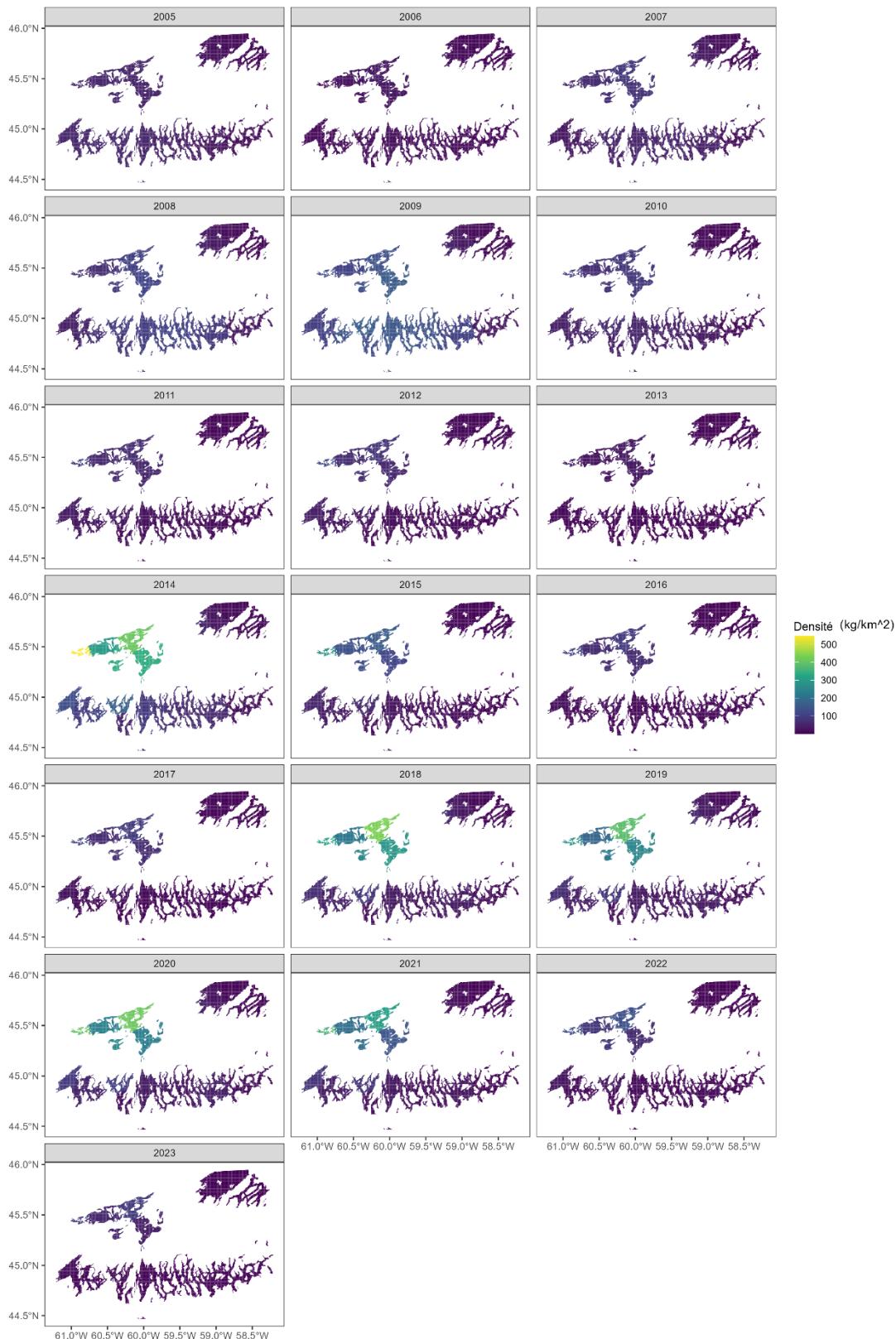


Figure 96. Densité en kilogrammes par kilomètre carré (kg/km^2) de la biomasse des recrues par nœud entre 2005 et 2023 estimée par le modèle d'évaluation spatialement explicite.

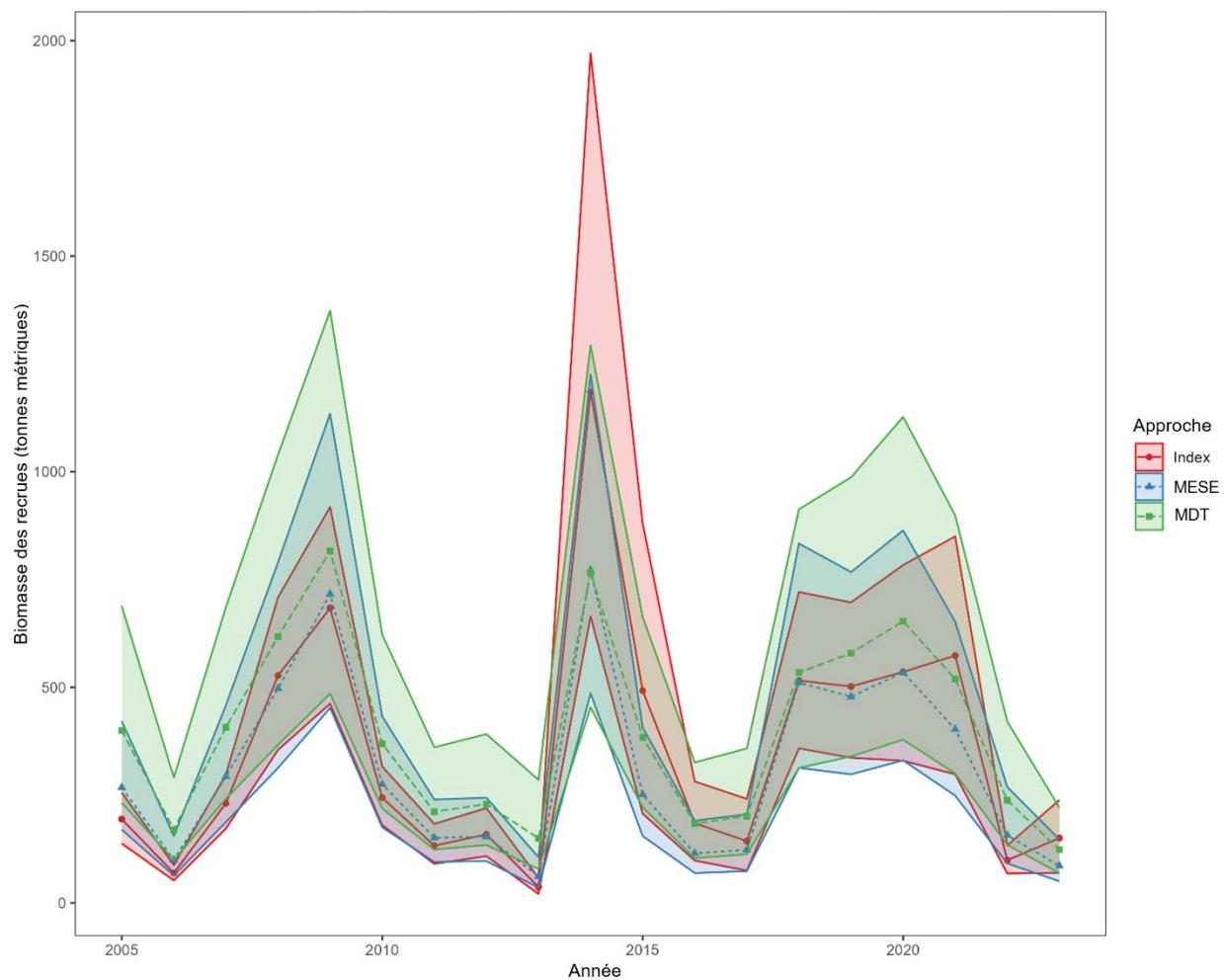


Figure 97. Biomasse totale des recrues, en tonnes métriques, entre 2005 et 2023, estimée au moyen de la méthode de l'indice de la zone balayée et corrigée en fonction de la capturabilité des recrues (cercles rouges), du modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE; triangles bleus) et du modèle fondé sur les données propres au trait (MDT; carrés verts).

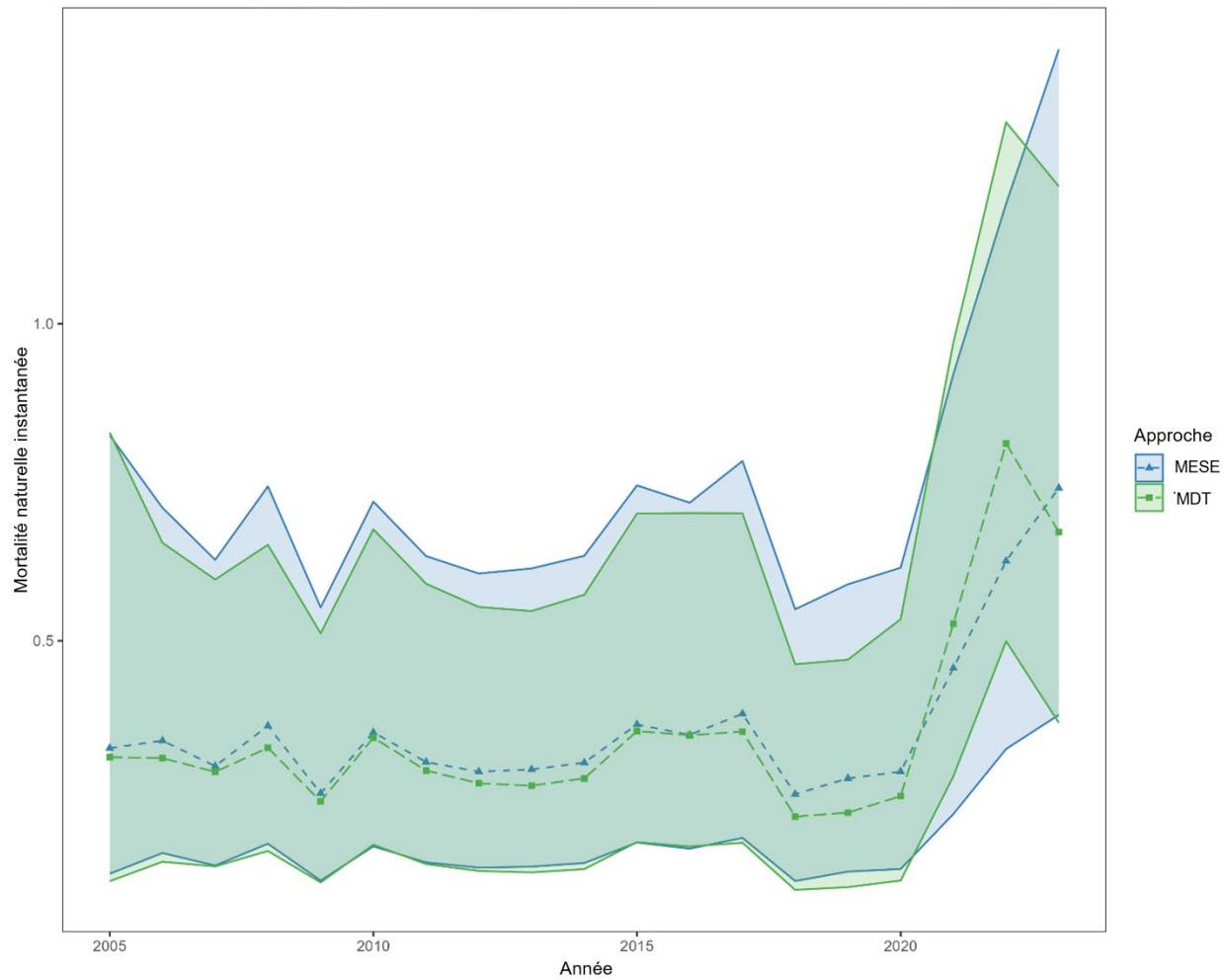


Figure 98. Taux instantané de mortalité naturelle estimé par le modèle d'évaluation spatialement explicite (MESE; triangles bleus) et le modèle fondé sur les données propres au trait (MDT; triangles verts).

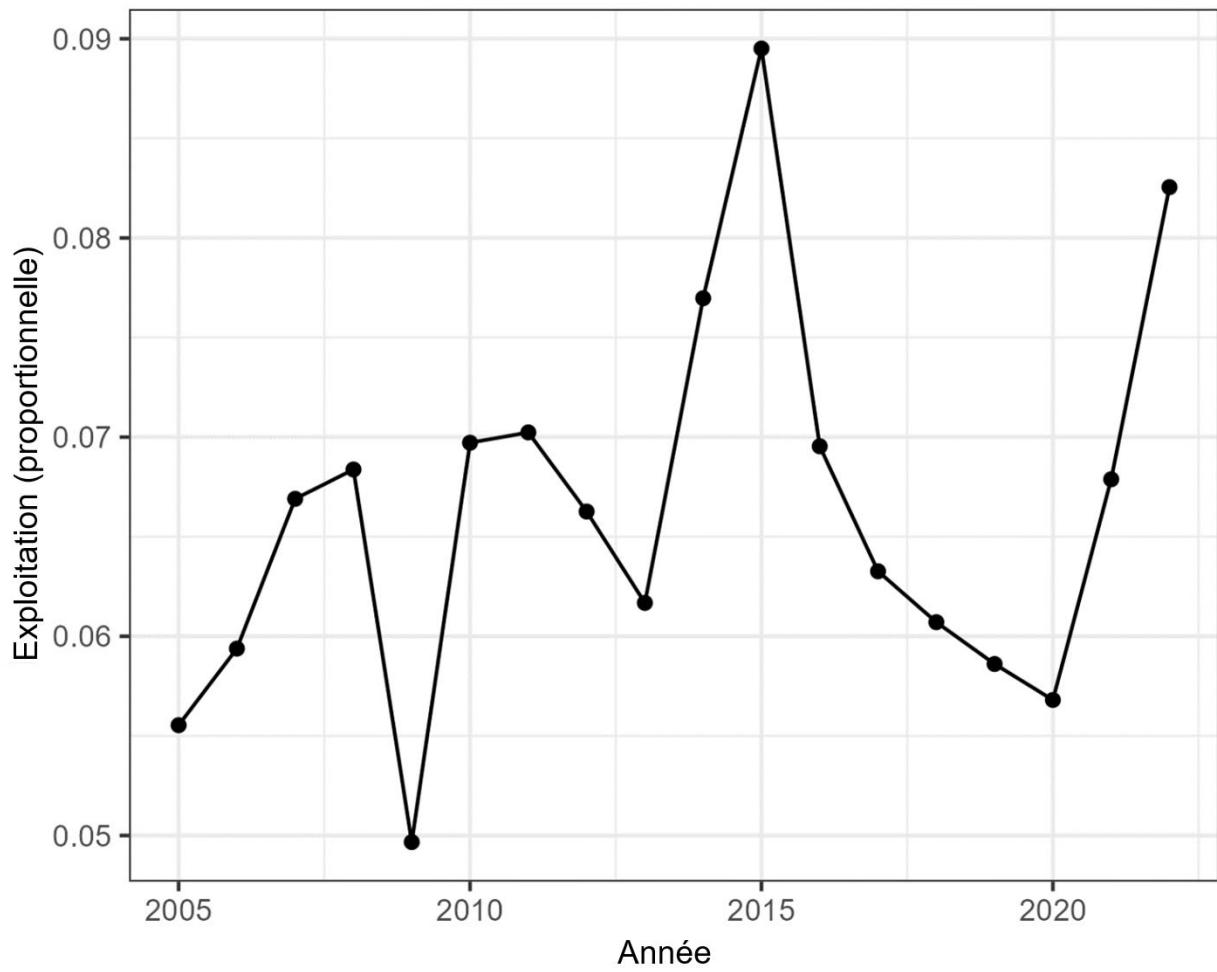


Figure 99. Taux d'exploitation proportionnel estimé par le modèle d'évaluation spatialement explicite.

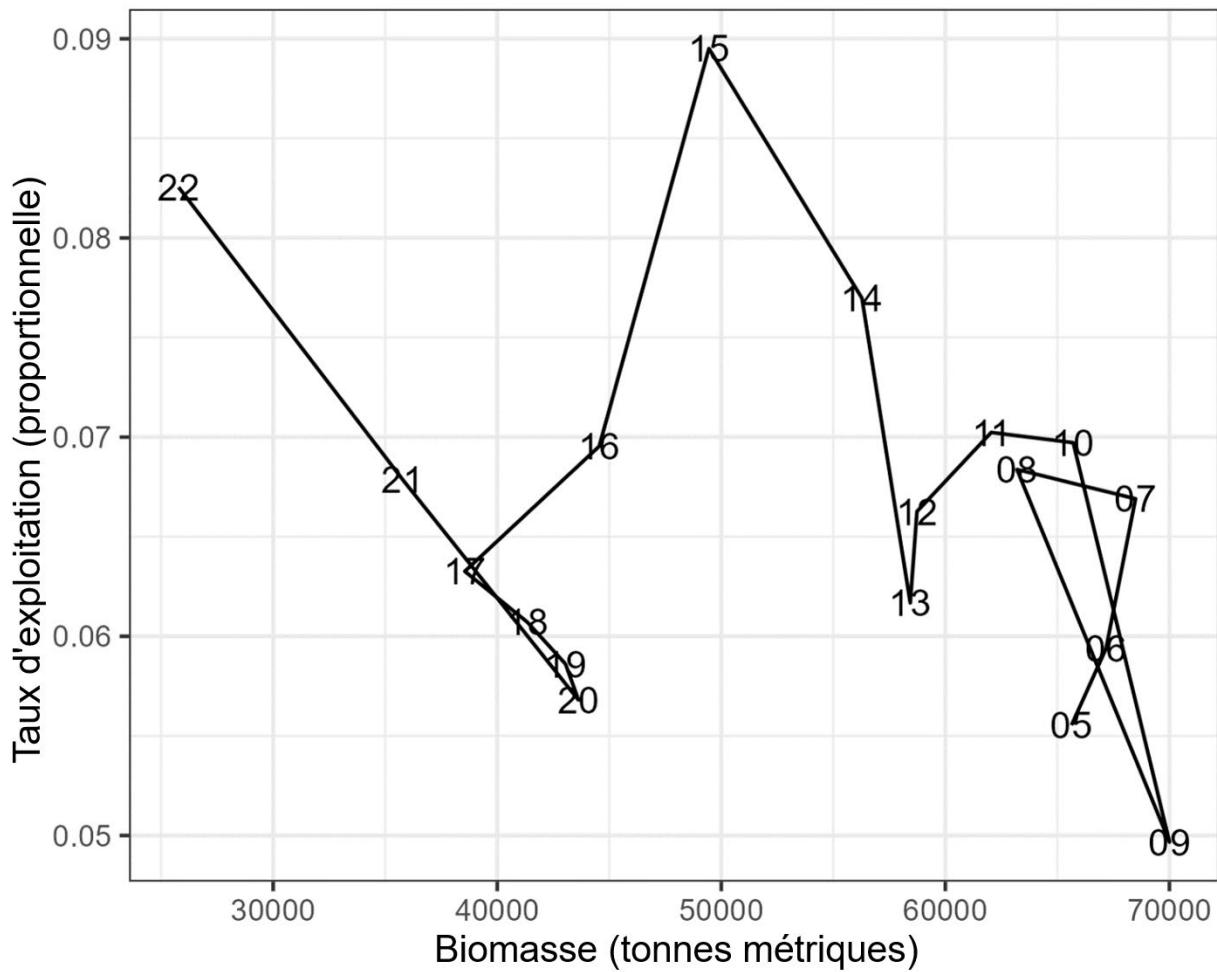


Figure 100. Diagramme de phase représentant les taux d'exploitation proportionnels selon le modèle d'évaluation spatiallement explicite par rapport à la biomasse; les nombres indiquent l'année.

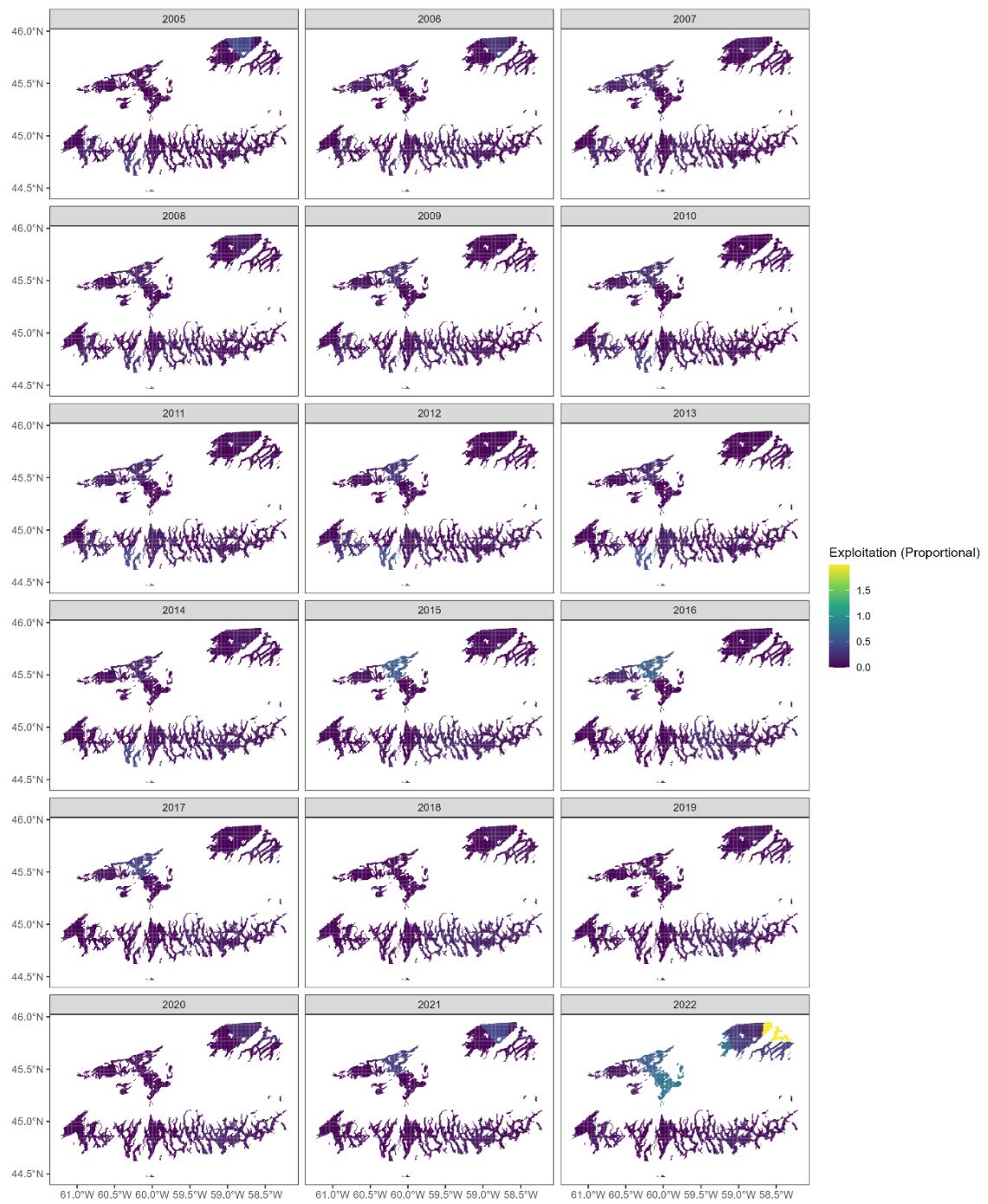


Figure 101. Taux d'exploitation proportionnels par nœud entre 2005 et 2022 estimés par le modèle d'évaluation spatialement explicite.

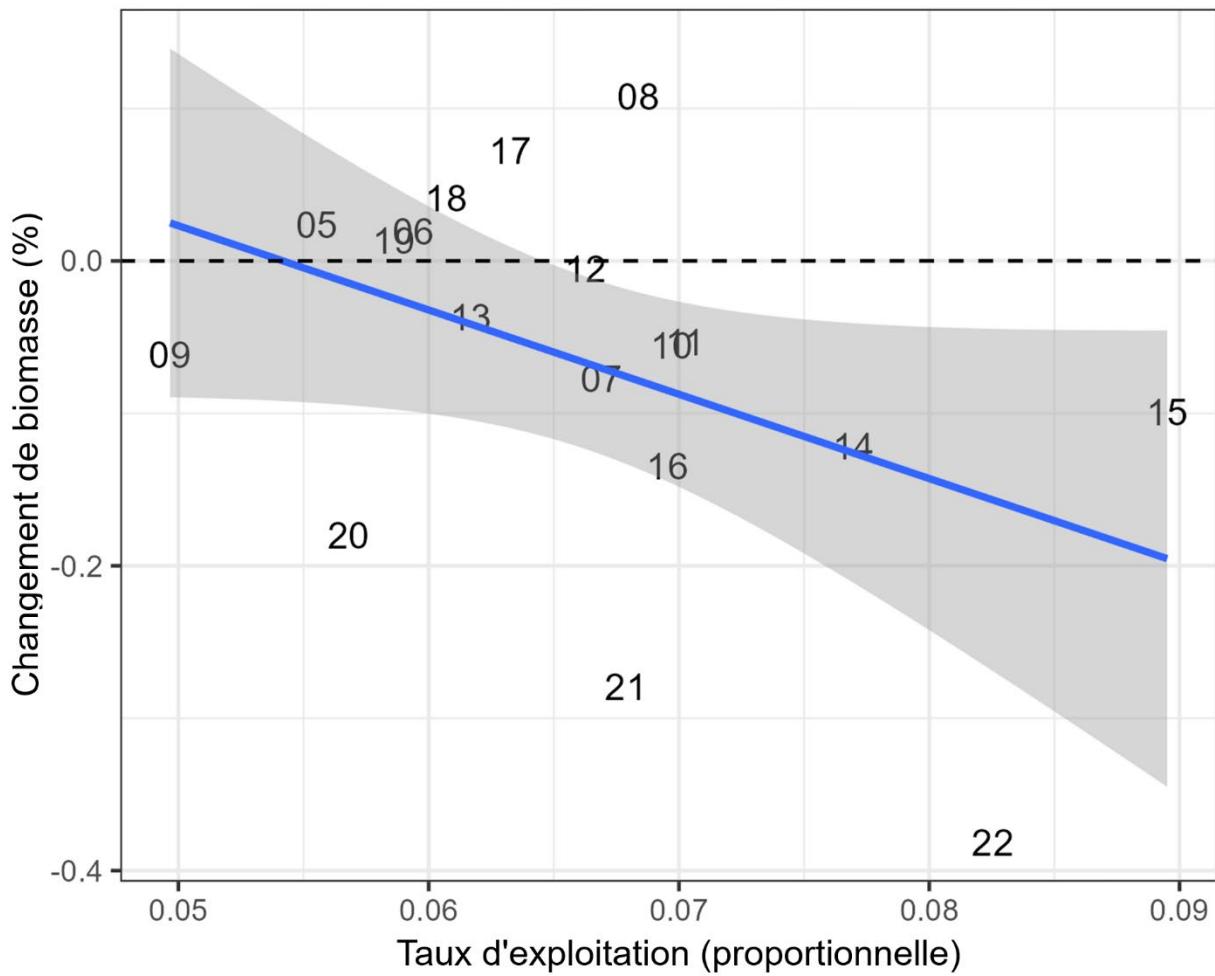


Figure 102. Taux d'exploitation proportionnel par rapport à la variation de la biomasse en pourcentage l'année suivante selon le modèle d'évaluation spatialement explicite; les nombres indiquent l'année de pêche. La ligne bleue représente une régression linéaire simple.

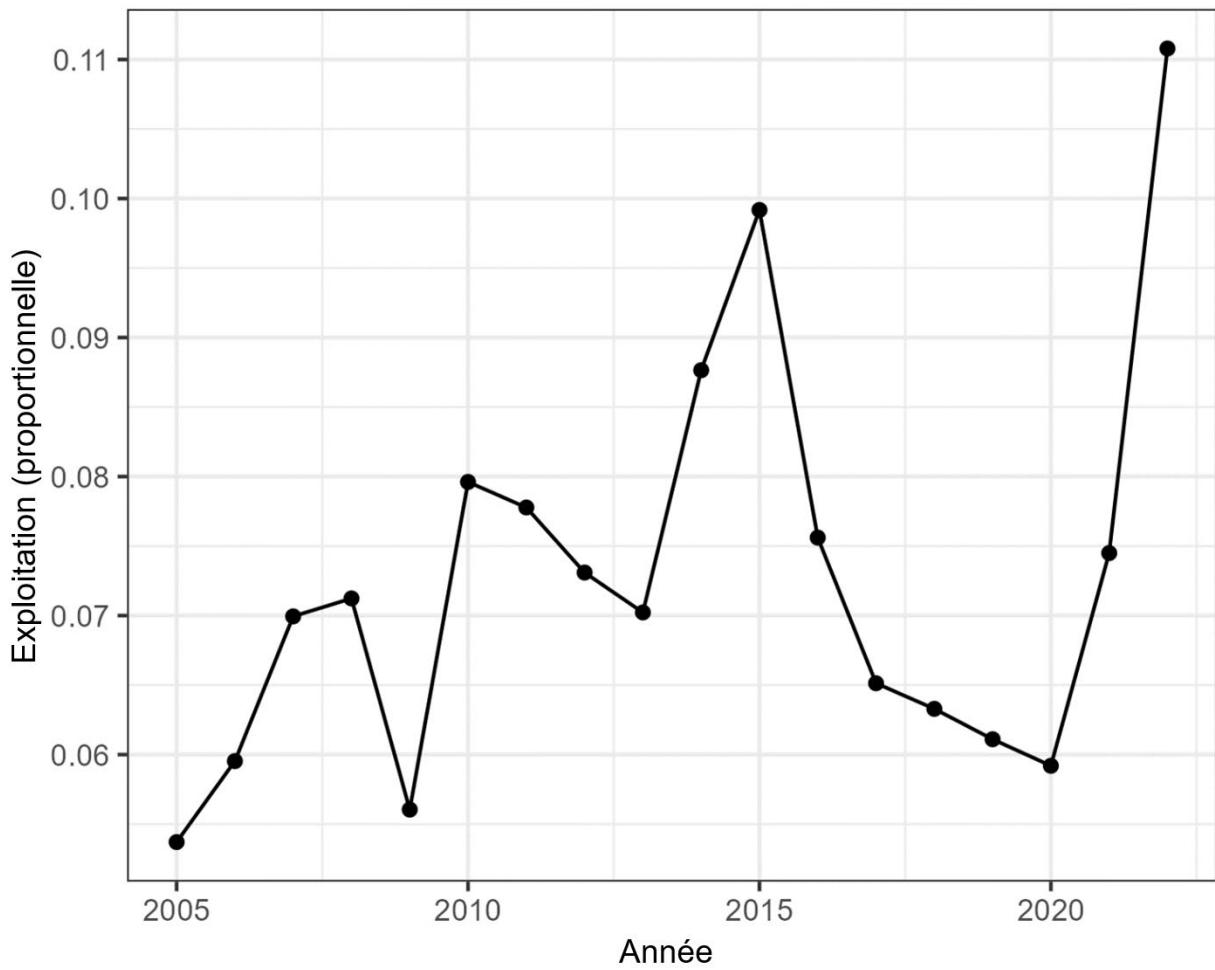


Figure 103. Taux d'exploitation proportionnel estimé par le modèle fondé sur les données propres au trait.

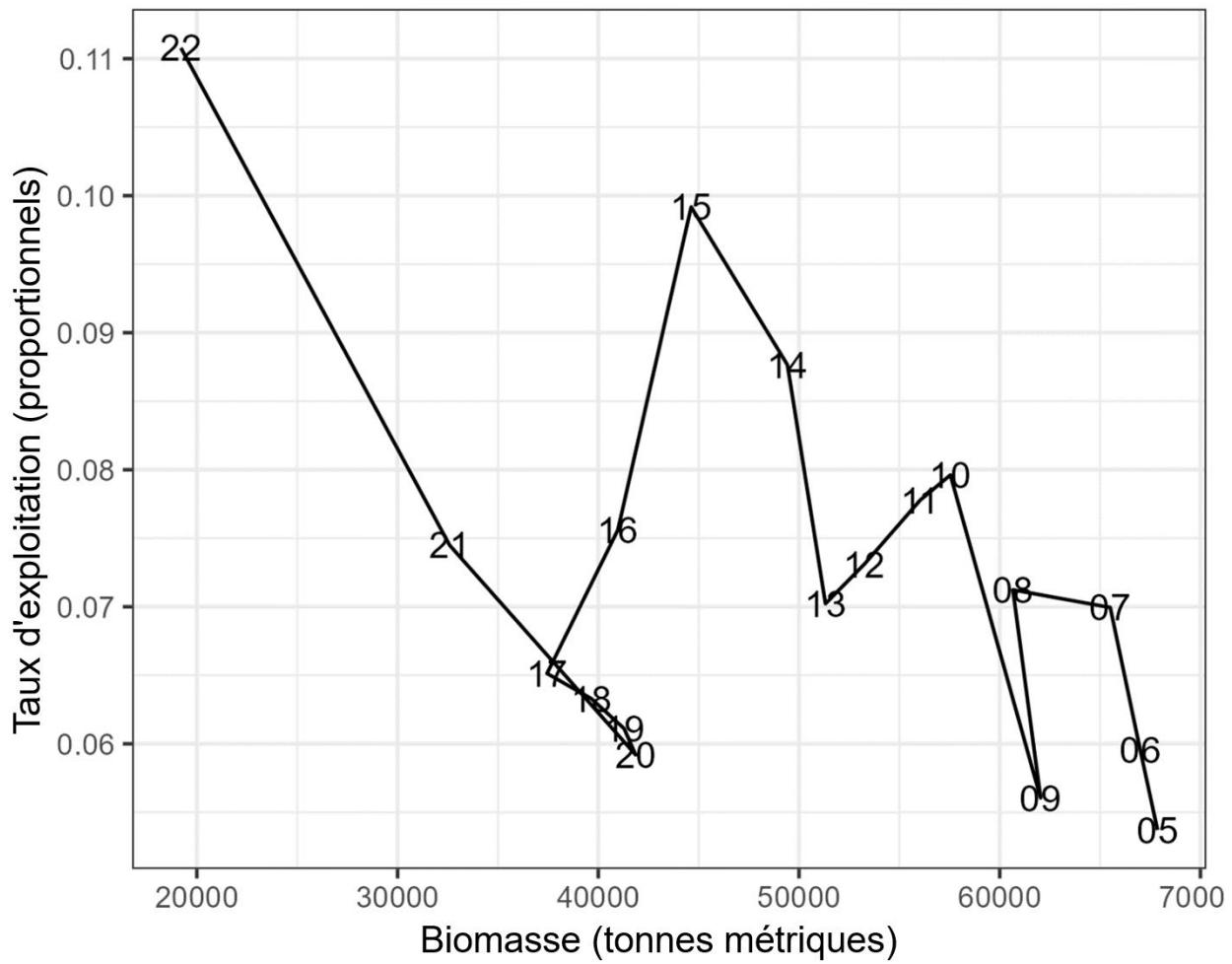


Figure 104. Diagramme de phase représentant les taux d'exploitation selon le modèle fondé sur les données propres au trait par rapport à la biomasse; les nombres indiquent l'année.

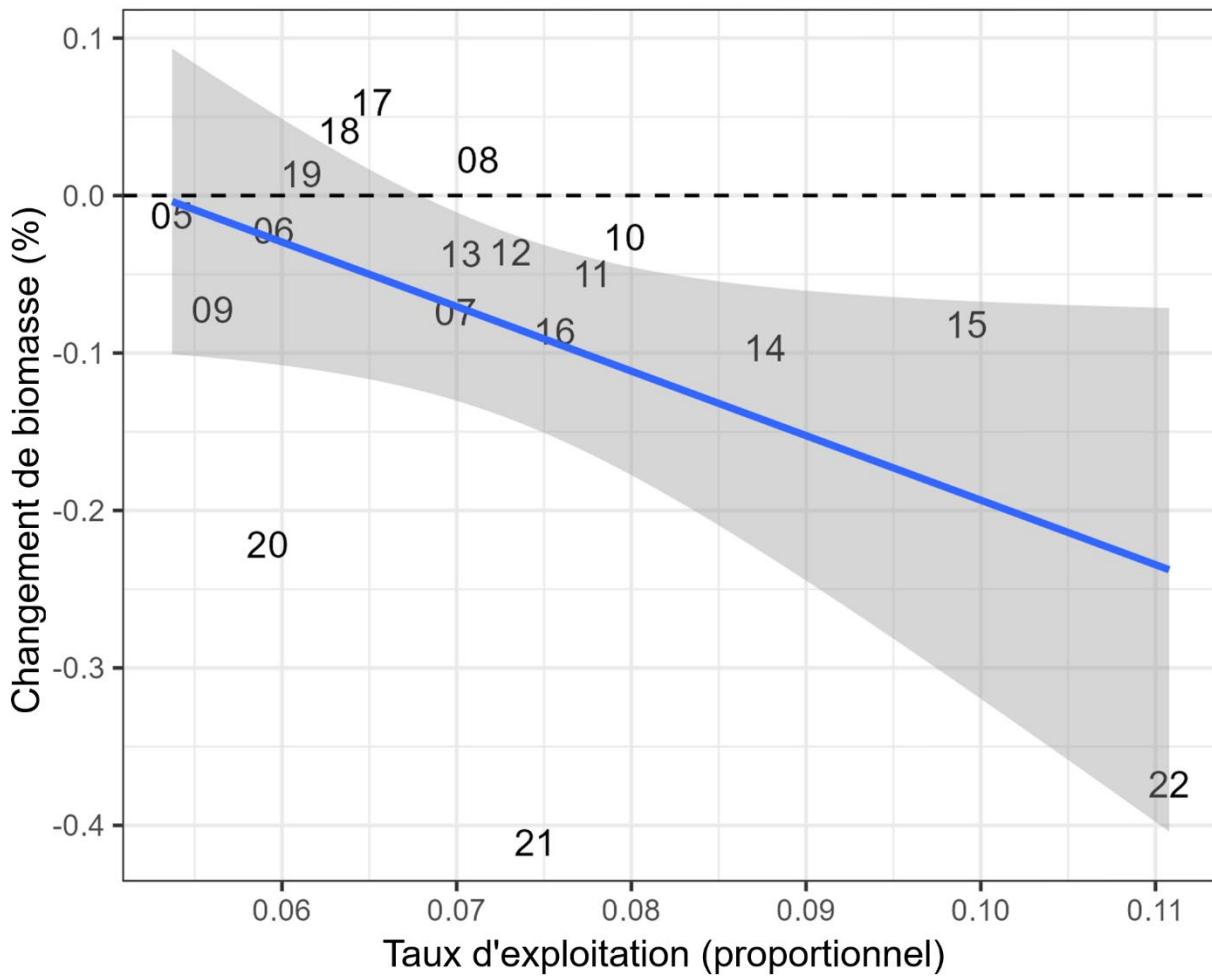


Figure 105. Taux d'exploitation proportionnel par rapport à la variation de la biomasse en pourcentage l'année suivante selon le modèle fondé sur les données propres au trait; les nombres indiquent l'année de pêche. La ligne bleue représente une régression linéaire simple.

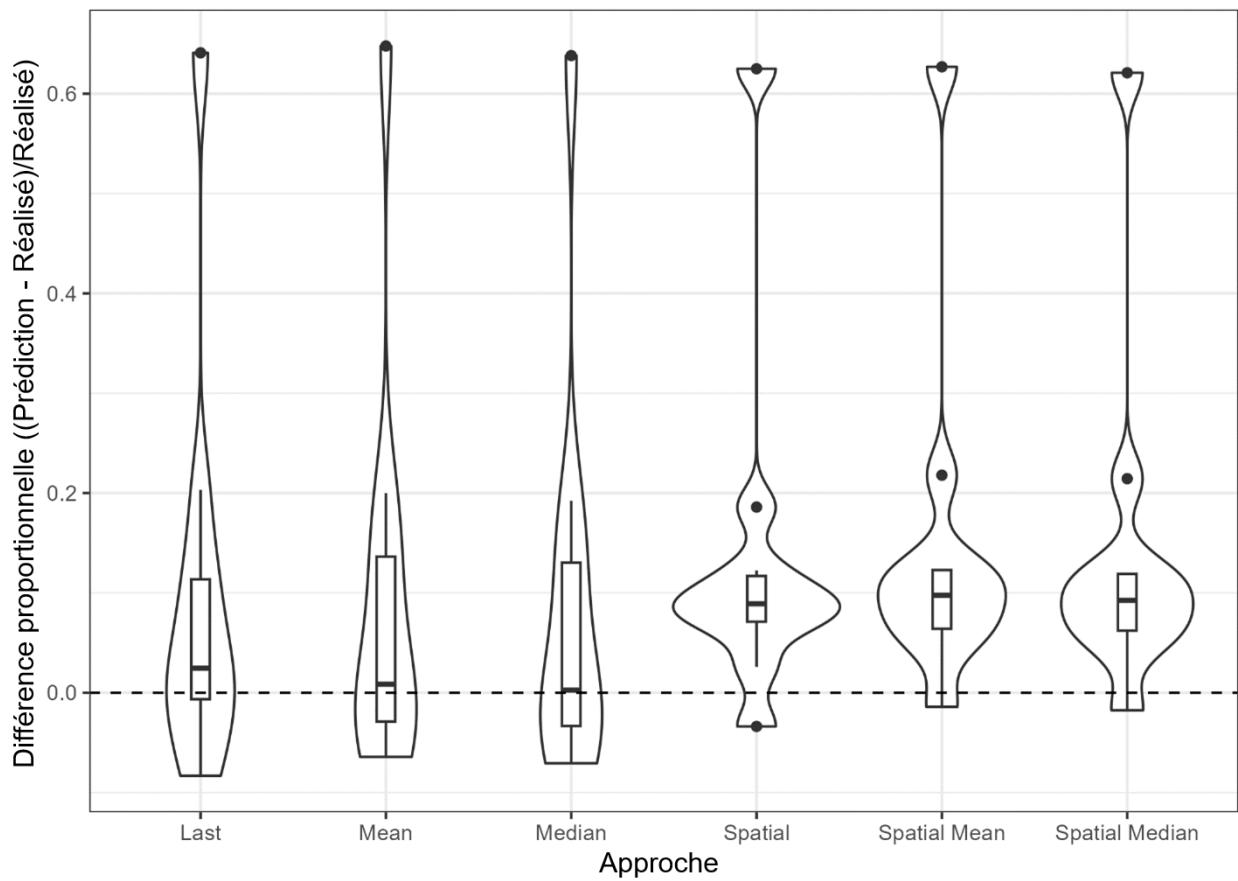


Figure 106. Diagrammes en violon montrant la différence proportionnelle entre la projection sur un an et l'estimation une fois que les données de l'année suivante sont ajoutées à l'ajustement du modèle d'évaluation spatialement explicite.

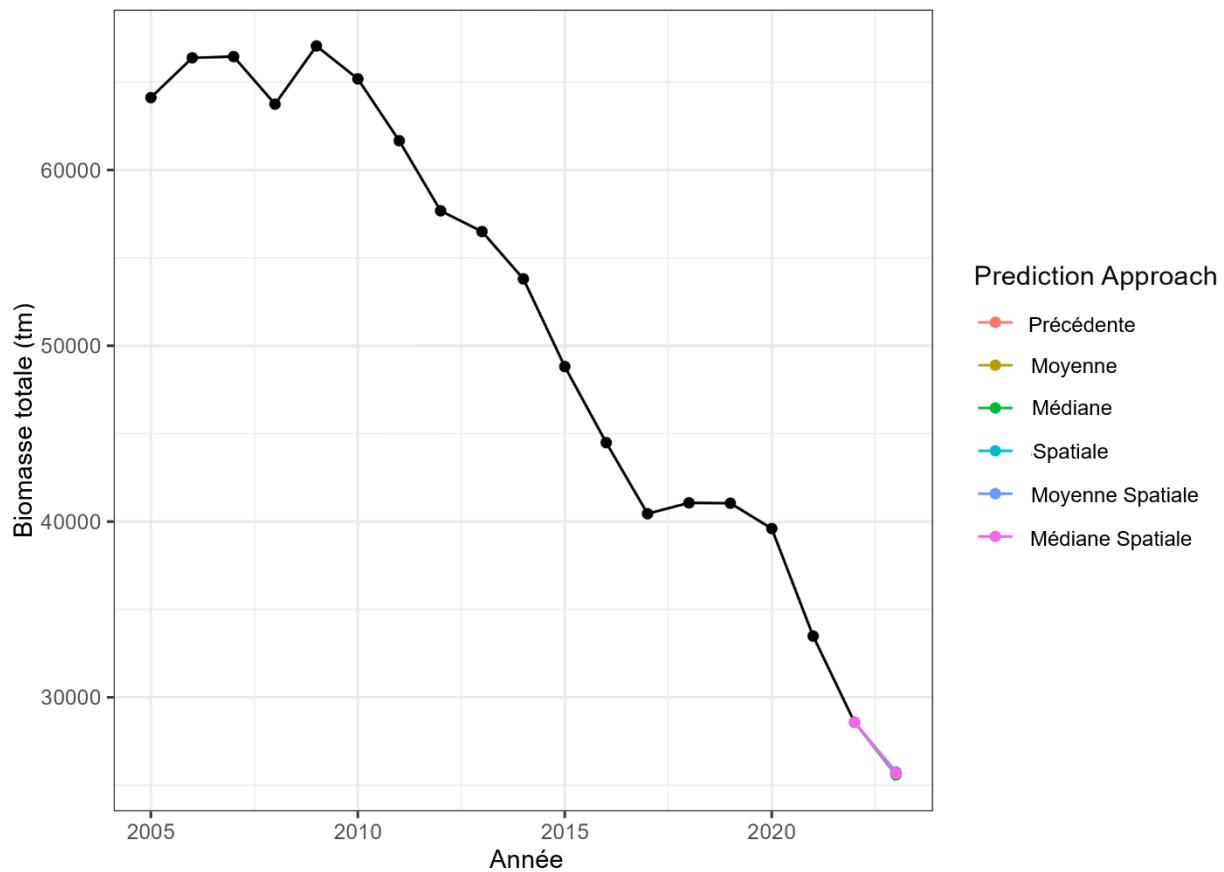


Figure 107. Estimations de la biomasse totale, en tonnes métriques (tm), entre 2005 et 2022 avec différentes projections sur un an pour 2023 tirées du modèle d'évaluation spatialement explicite.

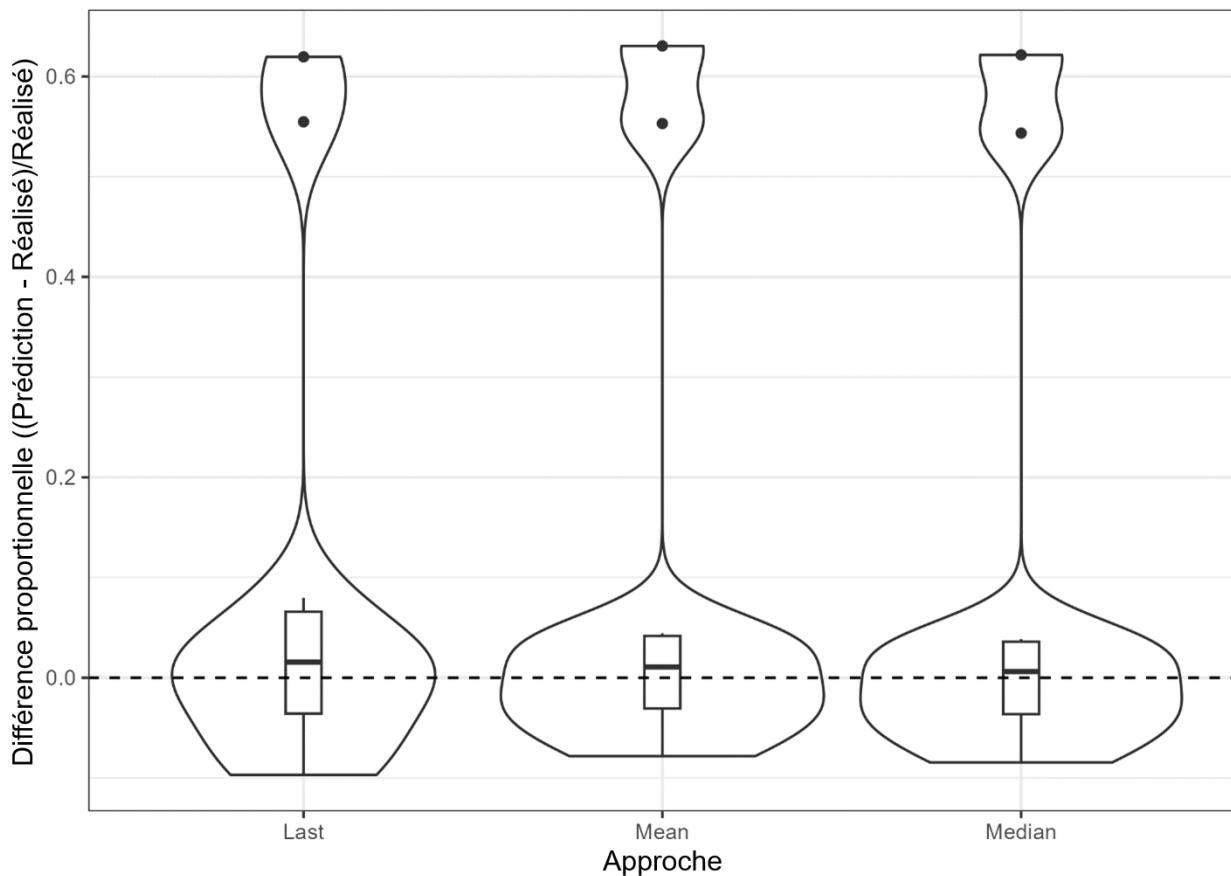


Figure 108. Diagrammes en violon montrant la différence proportionnelle entre la projection sur un an et l'estimation une fois que les données de l'année suivante sont ajoutées à l'ajustement du modèle fondé sur les données propres au trait.

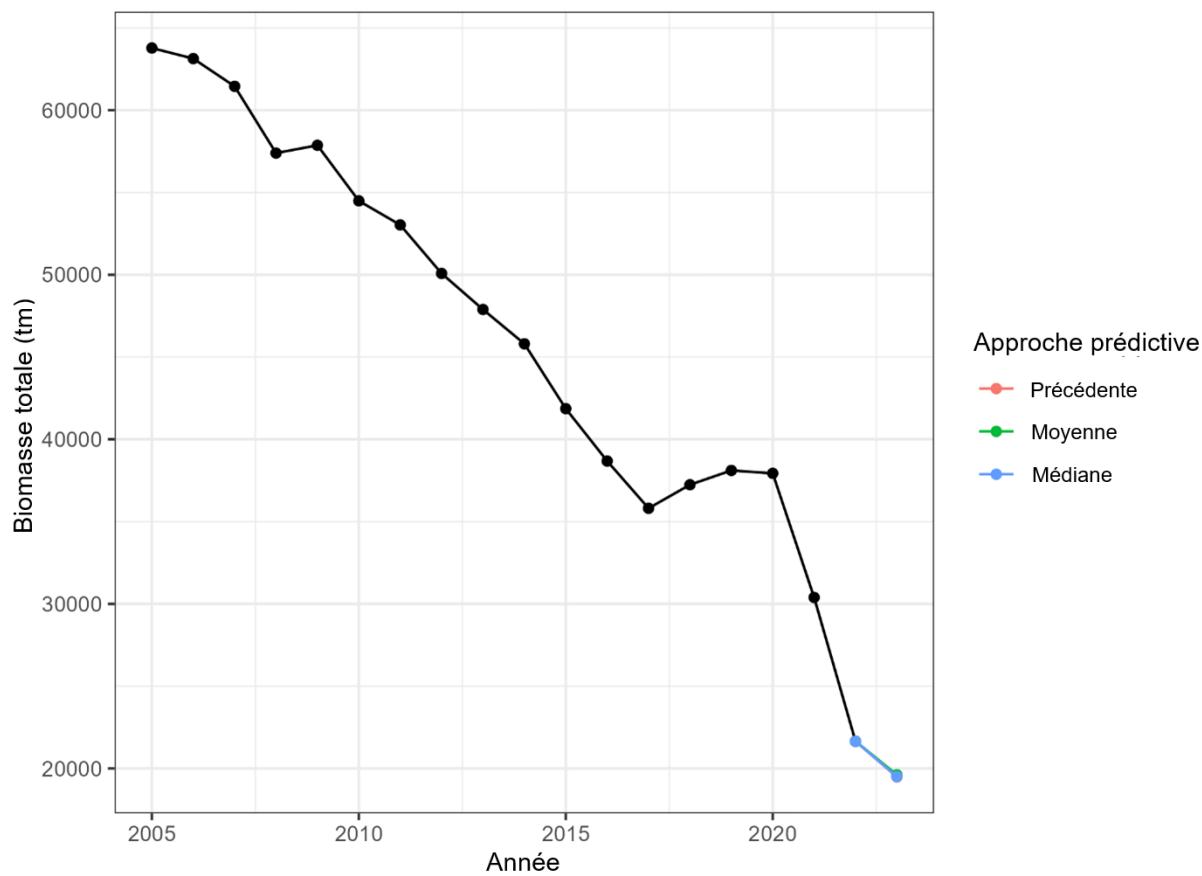


Figure 109. Estimations de la biomasse totale, en tonnes métriques (tm), entre 2005 et 2022 avec différentes projections sur un an pour 2023 tirées du modèle fondé sur les données propres au trait.

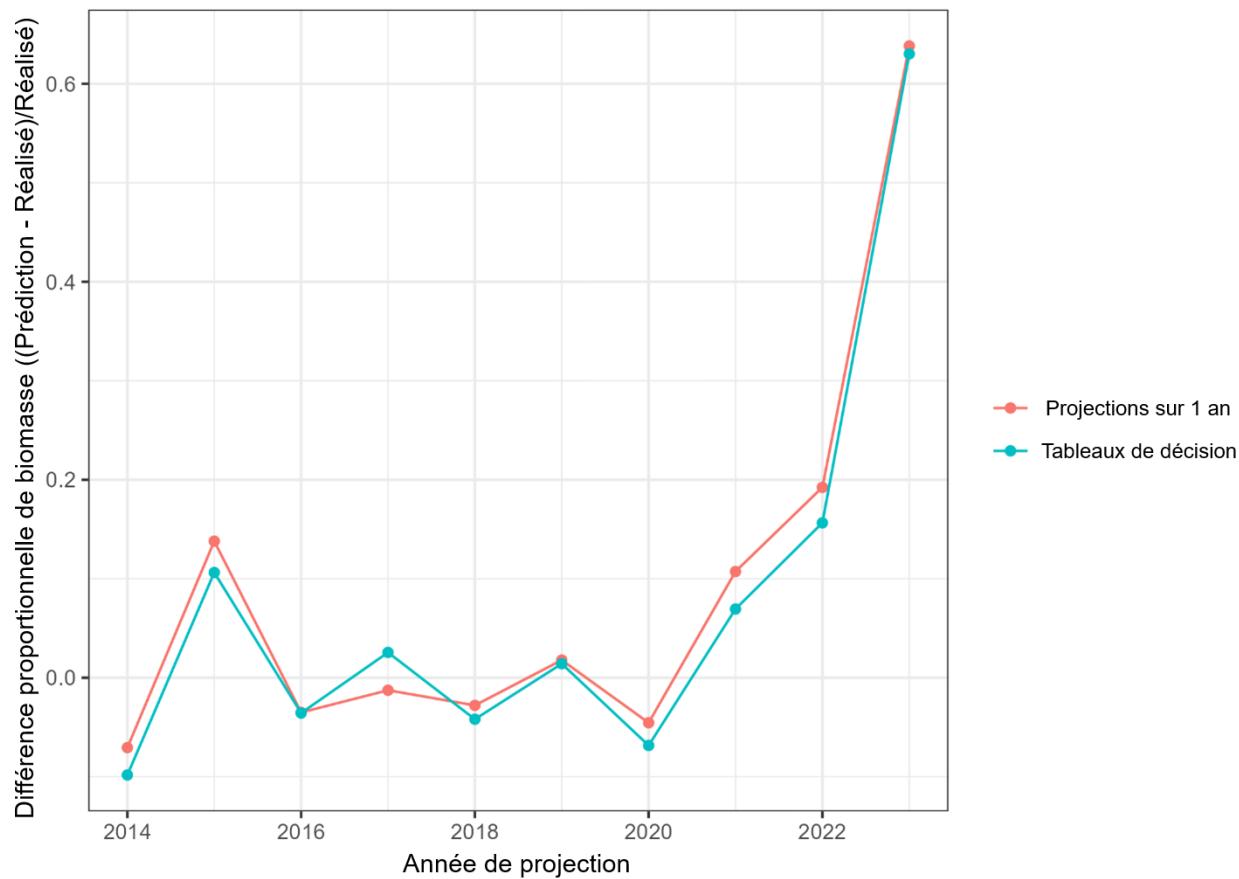


Figure 110. Différence proportionnelle entre la biomasse projetée par le modèle d'évaluation spatialement explicite au moyen des projections sur un an (rouge), qui repose sur les débarquements connus seulement, et la biomasse estimée figurant dans les tableaux de décision (turquoise), qui repose sur les débarquements projetés et connus une fois que les données sont accessibles.

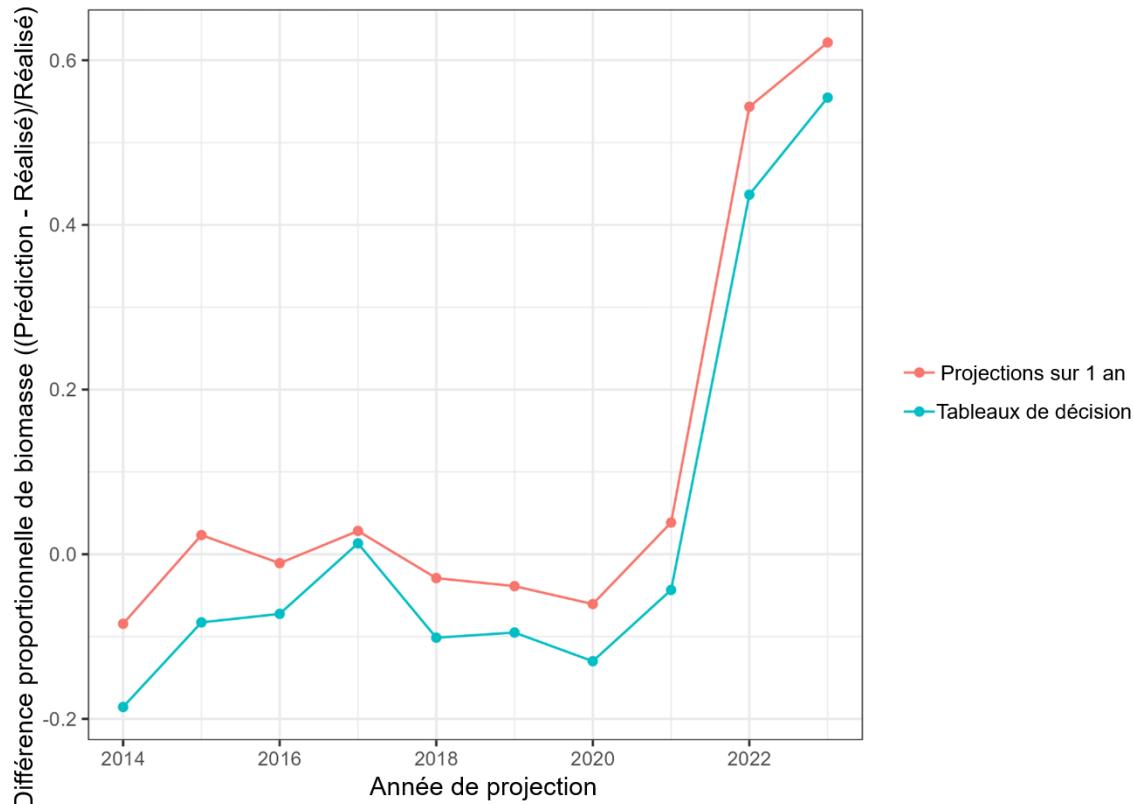


Figure 111. Différence proportionnelle entre la biomasse projetée par le modèle fondé sur les données propres au trait au moyen des projections sur un an (rouge), qui repose sur les débarquements connus seulement, et la biomasse estimée figurant dans les tableaux de décision (turquoise), qui repose sur les débarquements projetés et connus une fois que les données sont accessibles.

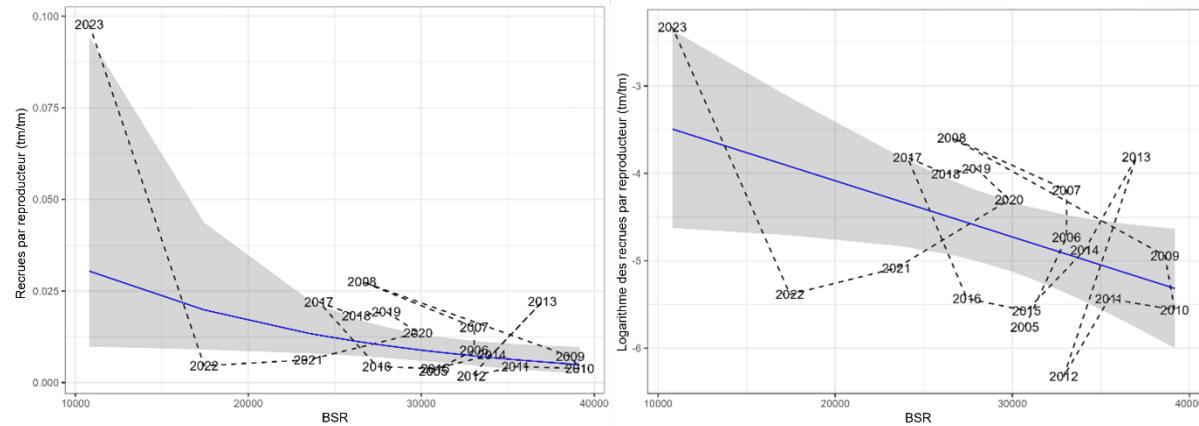


Figure 112. Quantité de recrues par reproducteur (panneau de gauche) et quantité logarithmique de recrues par reproducteur (panneau de droite) par rapport à la biomasse du stock reproducteur en tonnes métriques (tm), avec la courbe de Ricker ajustée en bleu. L'intervalle de confiance à 95 % est représenté en gris.

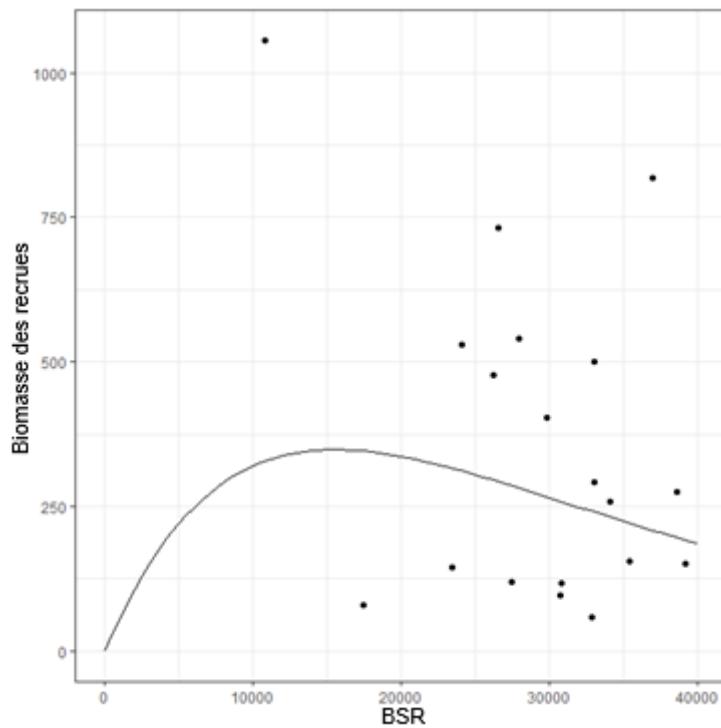


Figure 113. Courbe de Ricker théorique de la relation stock-recrutement tracée avec la biomasse du stock reproducteur (BSR) par rapport à la biomasse totale des recrues de l'année suivante.

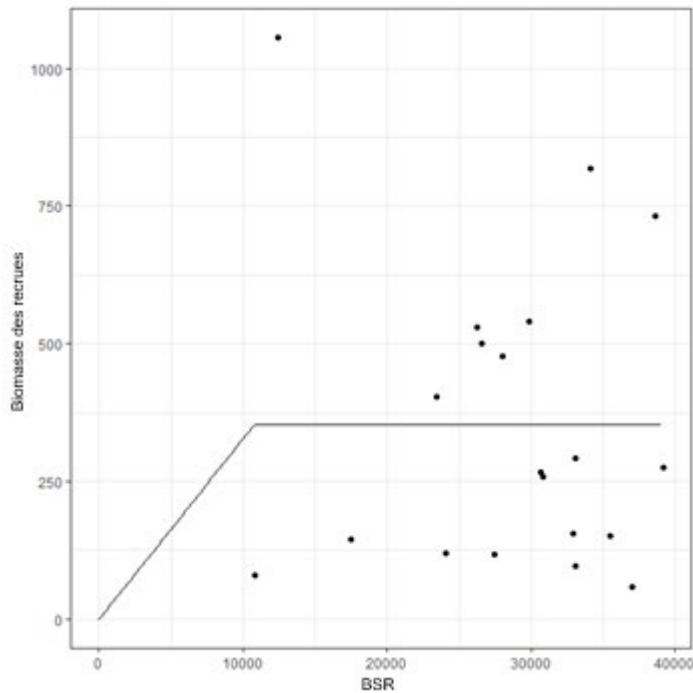


Figure 114. Approche en bâton de hockey tracée avec la biomasse du stock reproducteur (BSR) par rapport à la biomasse totale des recrues de l'année suivante.

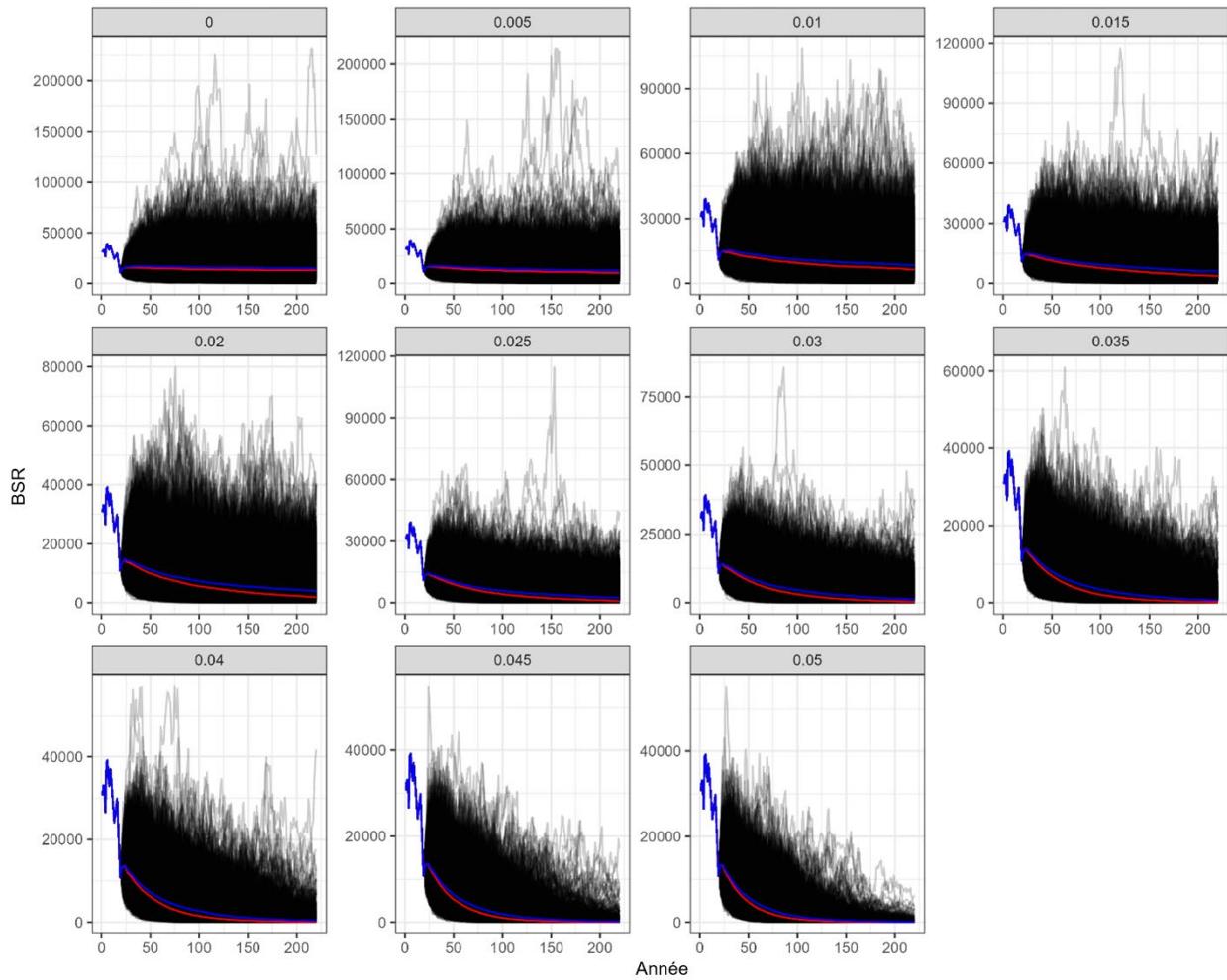


Figure 115. Toutes les séries chronologiques de la biomasse du stock reproducteur (BSR) simulée avec le paramètre 1 dans le contexte du scénario de productivité faible. Les 20 premières années présentées ici reposent sur les valeurs réelles observées (2005-2024); les simulations individuelles sont en gris. La ligne bleue représente la BSR moyenne simulée, tandis que la ligne rouge représente la médiane; chaque graphique correspond à un taux d'exploitation différent.

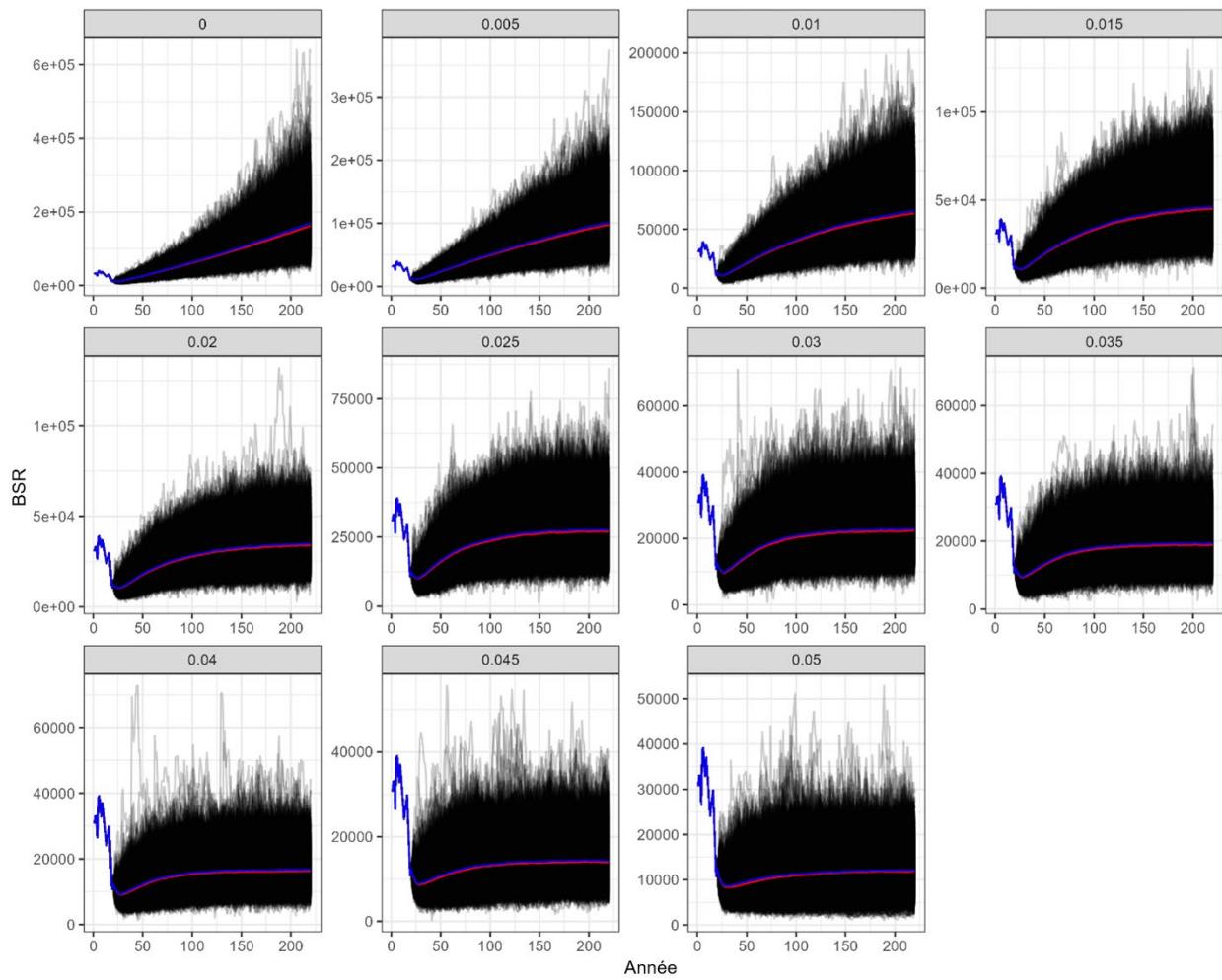


Figure 116. Toutes les séries chronologiques de la biomasse du stock reproducteur (BSR) simulée avec le paramètre 1 dans le contexte du scénario de productivité élevée. Les 20 premières années présentées ici reposent sur les valeurs réelles observées (2005-2024); les simulations individuelles sont en gris. La ligne bleue représente la BSR moyenne simulée, tandis que la ligne rouge représente la médiane; chaque graphique correspond à un taux d'exploitation différent.

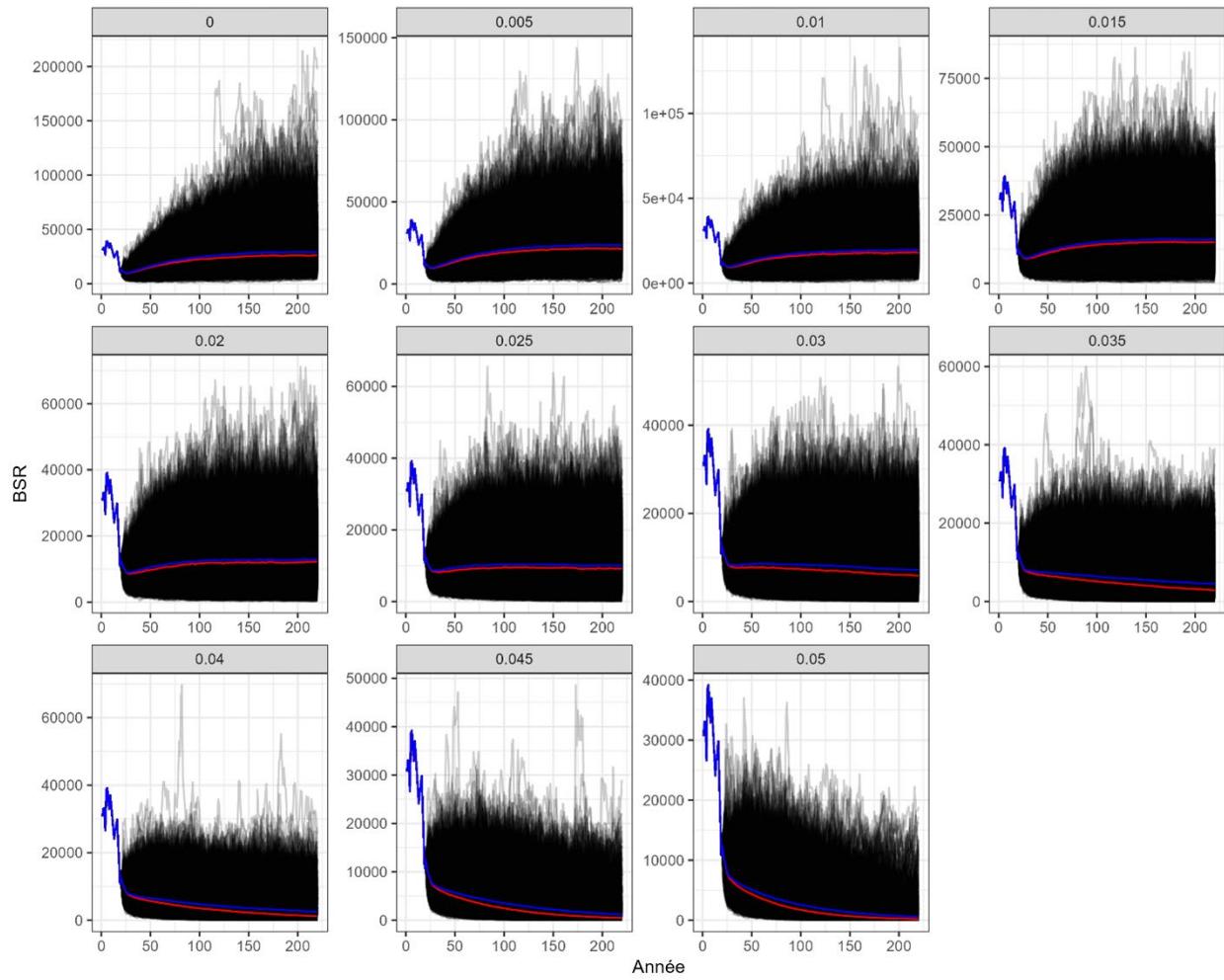


Figure 117. Toutes les séries chronologiques de la biomasse du stock reproducteur (BSR) simulée avec le paramètre 1, une productivité élevée et toutes les mortalités naturelles dans le contexte du scénario de productivité intermédiaire. Les 20 premières années présentées ici reposent sur les valeurs réelles observées (2005-2024); les simulations individuelles sont en gris. La ligne bleue représente la BSR moyenne simulée, tandis que la ligne rouge représente la médiane; chaque graphique correspond à un taux d'exploitation différent.

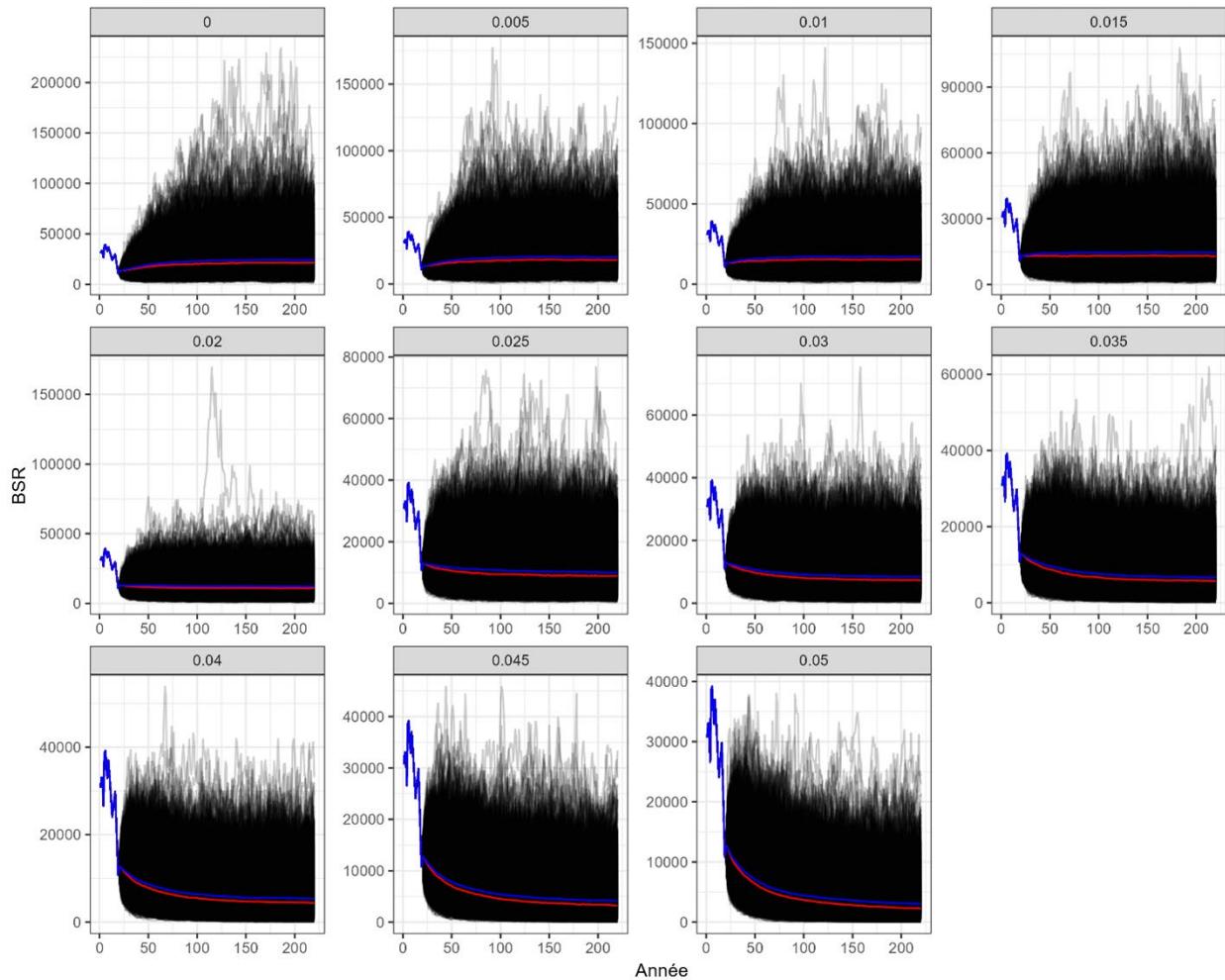


Figure 118. Toutes les séries chronologiques de la biomasse du stock reproducteur (BSR) simulée avec le paramètre 1 dans le contexte du scénario de référence. Les 20 premières années présentées ici reposent sur les valeurs réelles observées (2005-2024); les simulations individuelles sont en gris. La ligne bleue représente la BSR moyenne simulée, tandis que la ligne rouge représente la médiane; chaque graphique correspond à un taux d'exploitation différent.

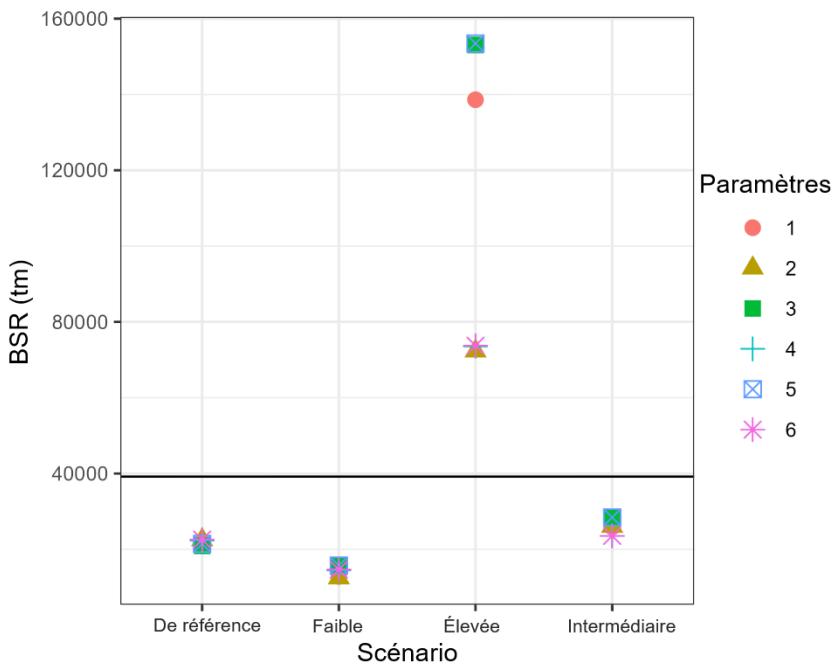


Figure 119. Biomasse du stock reproducteur (BSR) médiane, en tonnes métriques (tm), au cours des 50 dernières années des simulations fondées sur le rendement maximal durable en l'absence de pêche, par paramètre et scénario de productivité. La ligne noire horizontale représente la BSR maximale observée de 2005 à 2024.

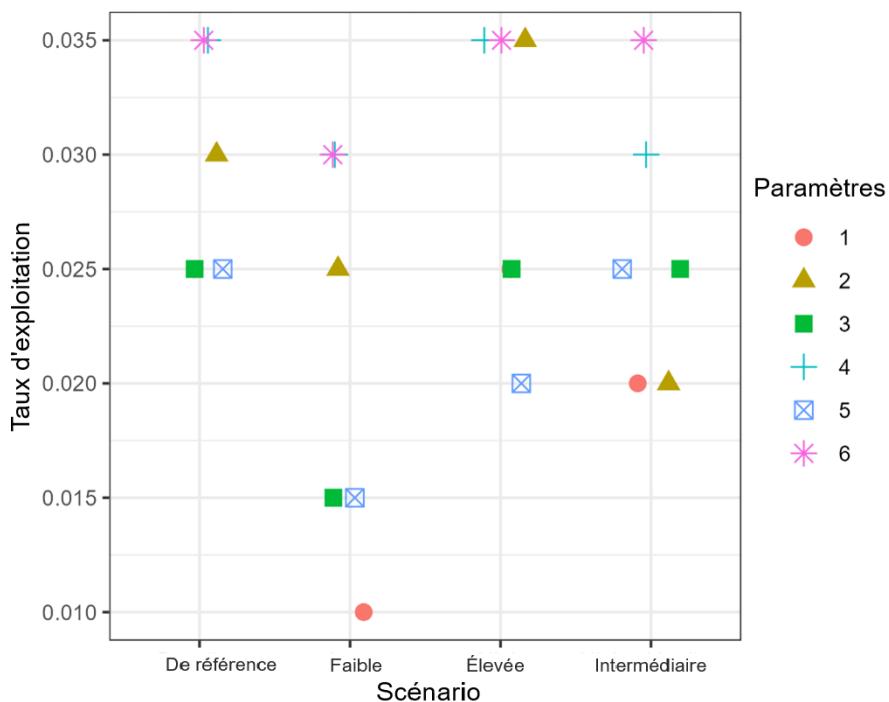


Figure 120. Taux d'exploitation associés aux débarquements moyens à long terme les plus élevés dans les simulations fondées sur le rendement maximal durable, par paramètre et scénario de productivité.

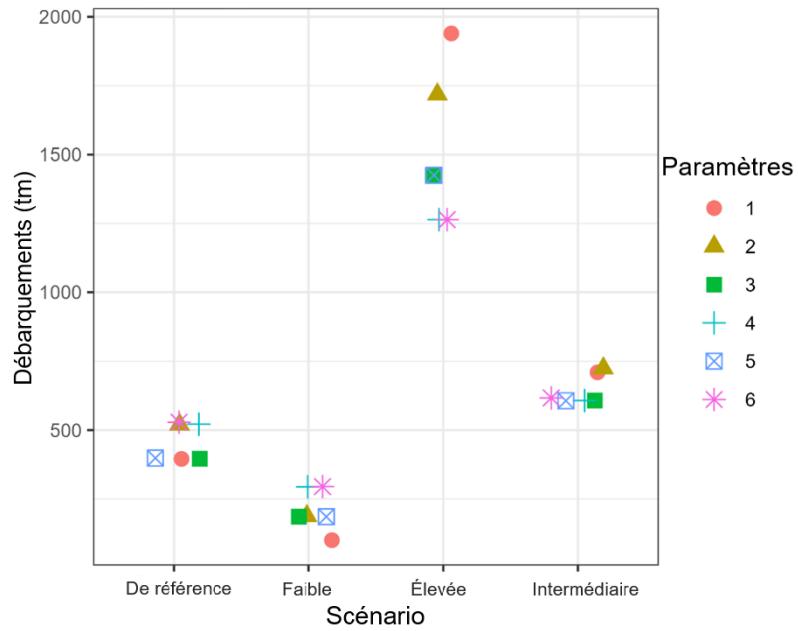


Figure 121. Débarquements moyens, en tonnes métriques (tm), associés aux taux d'exploitation optimaux déterminés lors des simulations fondés sur le rendement maximal durable, par paramètre et scénario de productivité.

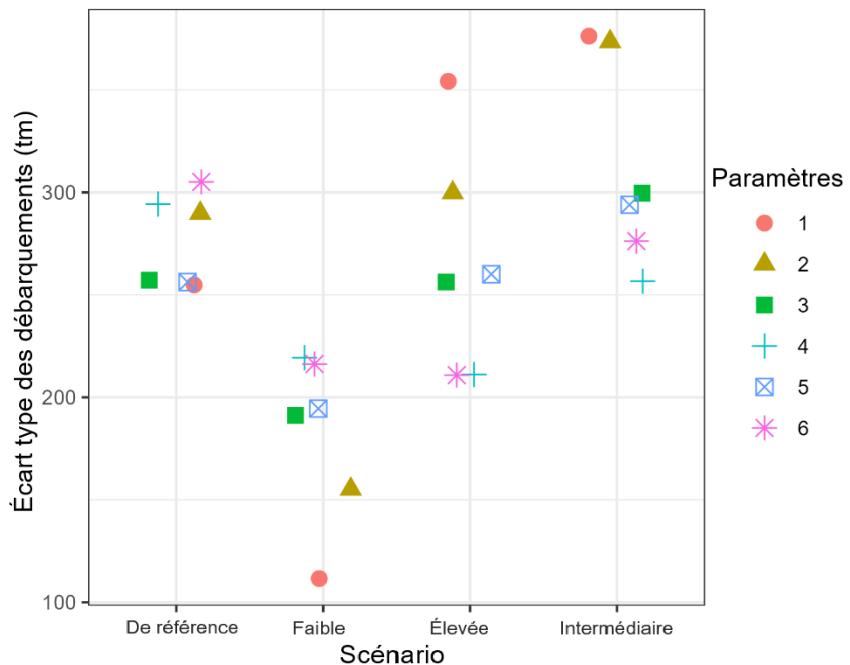


Figure 122. Écarts-types des débarquements, en tonnes métriques (tm), associés aux taux d'exploitation optimaux lors des simulations fondées sur le rendement maximal durable, par paramètre et scénario de productivité.

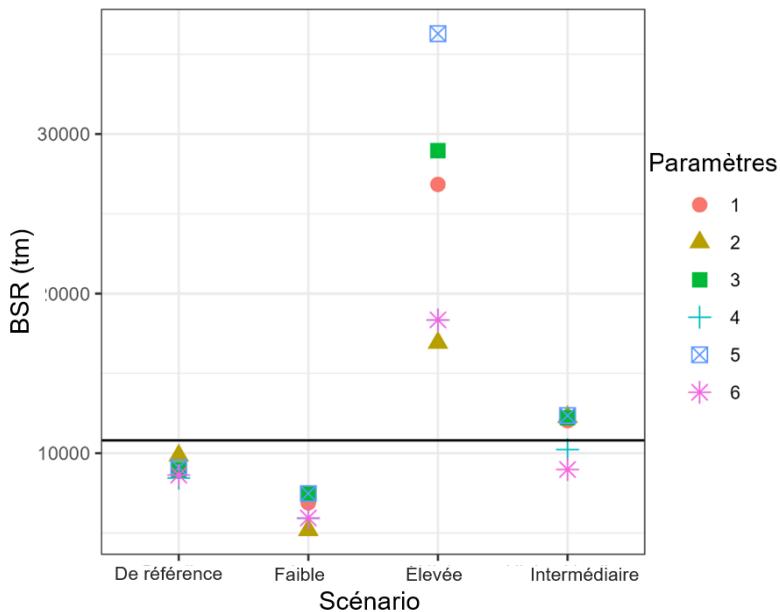


Figure 123. Biomasse du stock reproducteur (BSR) médiane, en tonnes métriques (tm), au cours des 50 dernières années des simulations fondées sur le rendement maximal durable (RMD) et les taux d'exploitation au RMD, par paramètre et scénario de productivité. La ligne noire horizontale représente la BSR minimale observée de 2005 à 2024.

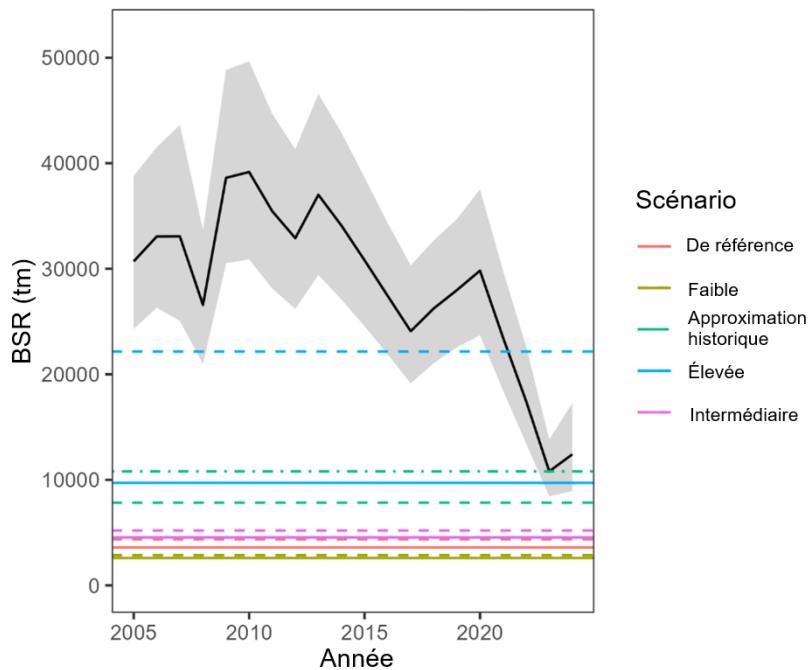


Figure 124. Comparaison entre les différents scénarios relatifs au point de référence limite (PRL) et la série chronologique de la biomasse du stock reproducteur (BSR), en tonnes métriques (tm), observée. Les lignes pleines représentent 40 % des différentes biomasses au rendement maximal durable (B_{RMD}) estimées, les lignes tiretées représentent 20 % de la biomasse à l'équilibre à long terme théorique en l'absence de pêche (B_0) et les lignes pointillées représentent la BSR minimale observée. Les PRL selon les différents scénarios correspondent à la moyenne des six paramètres différents pour des raisons de clarté visuelle.

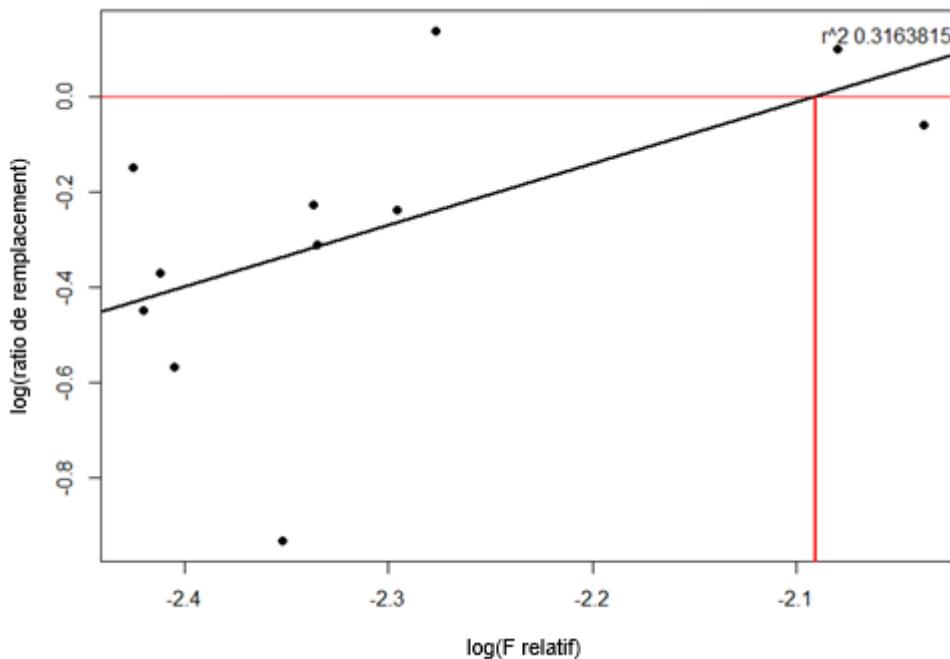


Figure 125. Mortalité par pêche relative logarithmique ($\text{rel}F_t$) représentée par rapport au ratio de remplacement logarithmique (Ψ_t). La ligne noire représente l'ajustement d'une régression linéaire entre les deux variables, la ligne rouge horizontale représente un Ψ_t de 0 et la ligne verticale rouge représente la valeur à laquelle la ligne de régression linéaire croise 0 (merci à Adam Cook d'avoir fourni le code pour cette figure et l'analyse).

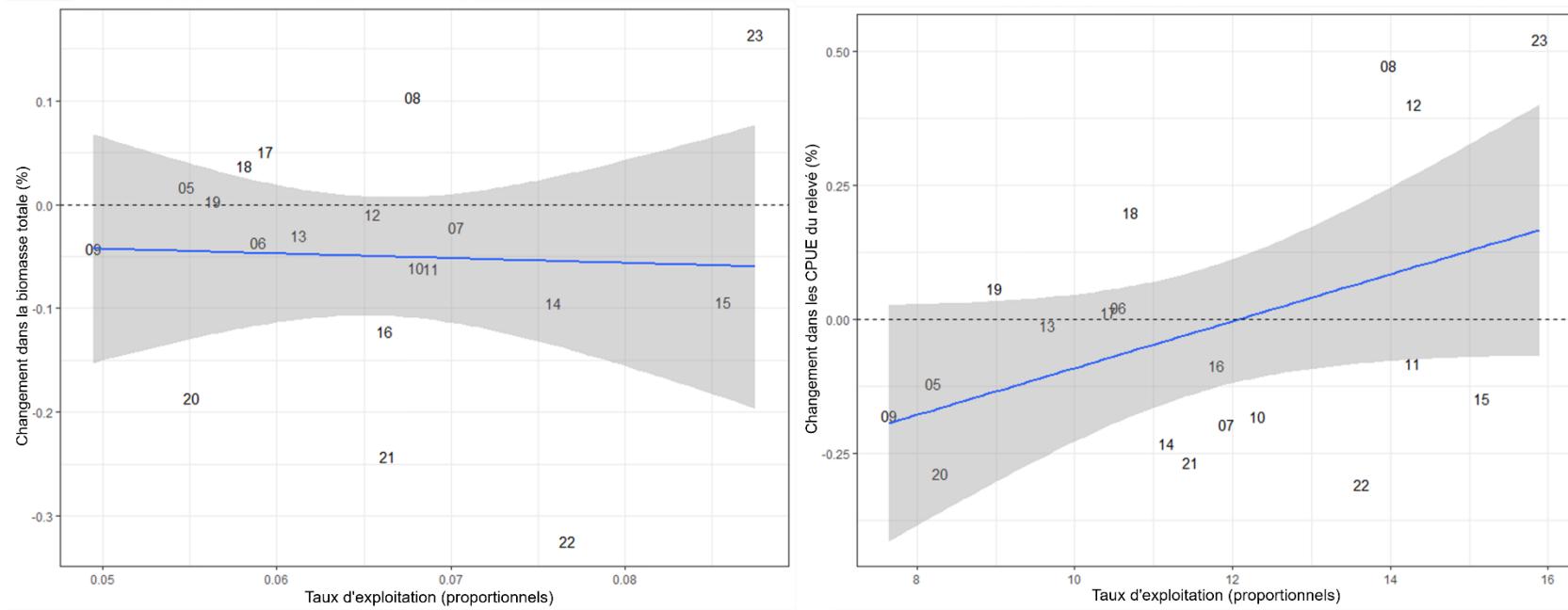


Figure 126. Taux d'exploitation observés représentés par rapport à la variation résultante (%) de la biomasse fondée sur le modèle l'année suivante (panneau de gauche) et taux d'exploitation observés par rapport à la variation résultante (%) des captures par unité d'effort (CPUE) du relevé l'année suivante (panneau de droite).

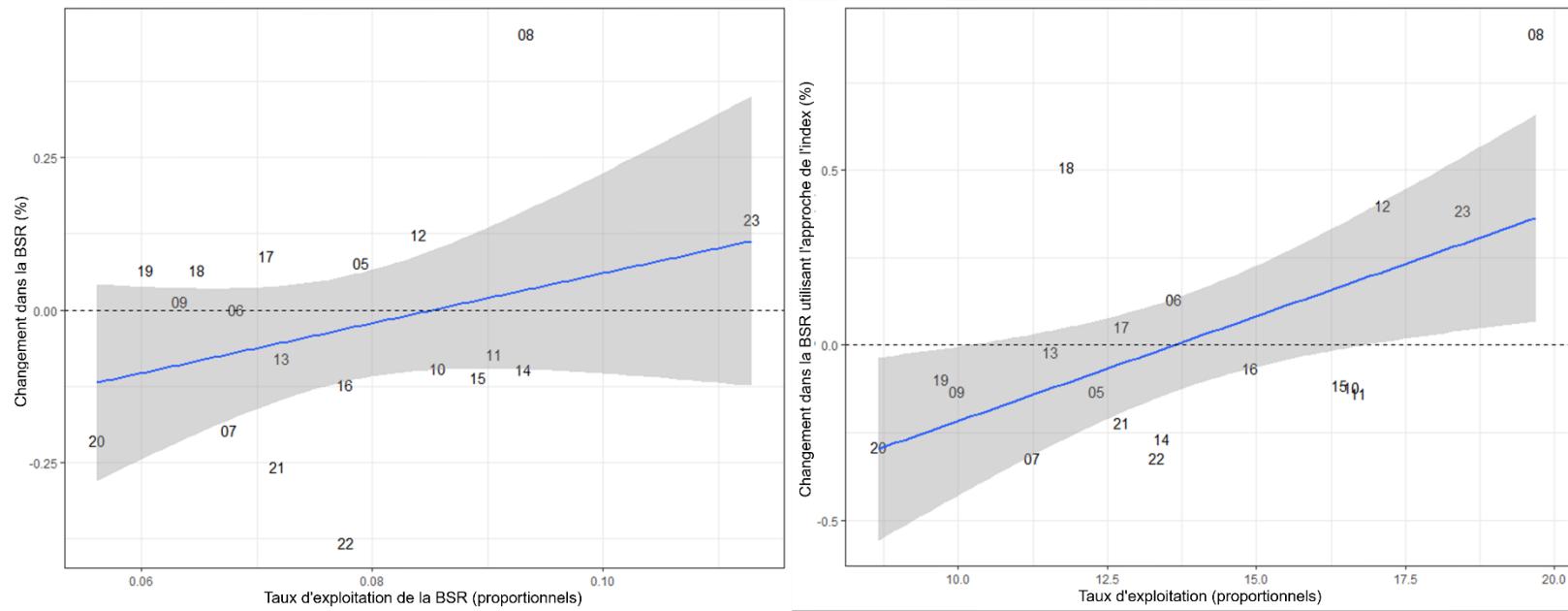


Figure 127. Taux d'exploitation observés représentés par rapport à la variation résultante (%) de la biomasse du stock reproducteur (BSR) selon le modèle l'année suivante (panneau de gauche) et taux d'exploitation observés représentés par rapport à la variation résultante (%) de la BSR selon l'approche de l'indice (panneau de droite).

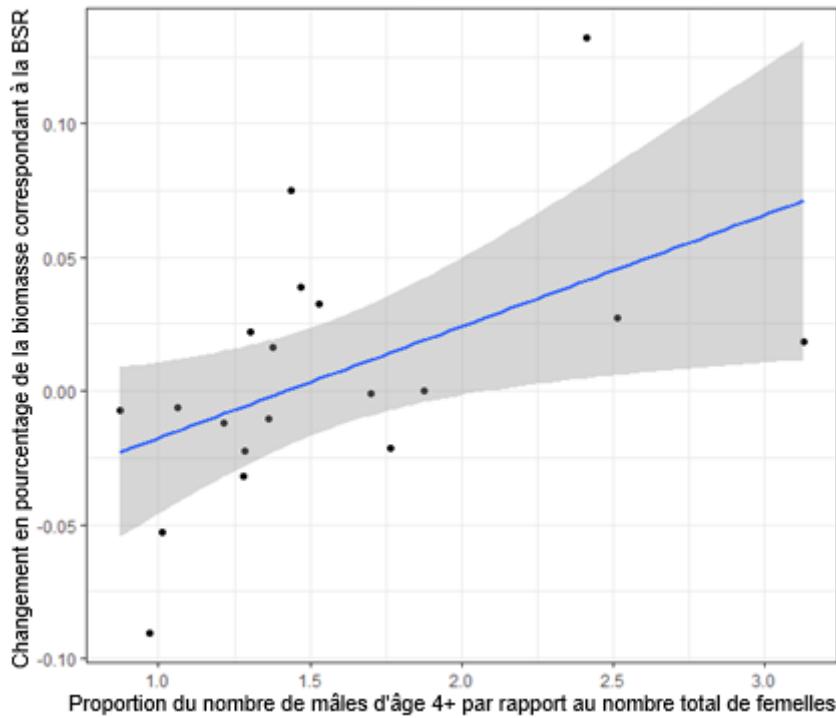


Figure 128. Proportion du nombre de mâles d'âge 4+ par rapport au nombre total de femelles représentée par rapport à la variation en pourcentage de la biomasse correspondant à la biomasse du stock reproducteur (BSR) l'année suivante. La ligne bleue représente un ajustement linéaire entre les deux variables et le ruban gris représente l'intervalle de confiance à 95 %.

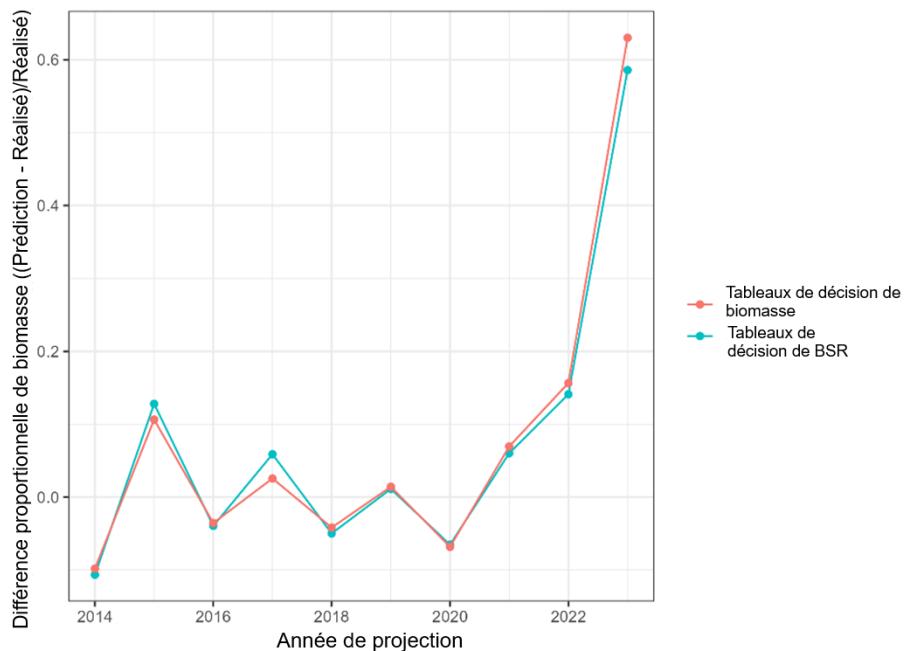


Figure 129. Différence proportionnelle entre la biomasse figurant dans les tableaux de décision (en rouge) et la biomasse estimée une fois que les données nécessaires sont accessibles, et différence proportionnelle entre la biomasse du stock reproducteur (BSR) figurant dans les tableaux de décision (en turquoise) et la BSR estimée une fois que les données nécessaires sont accessibles.

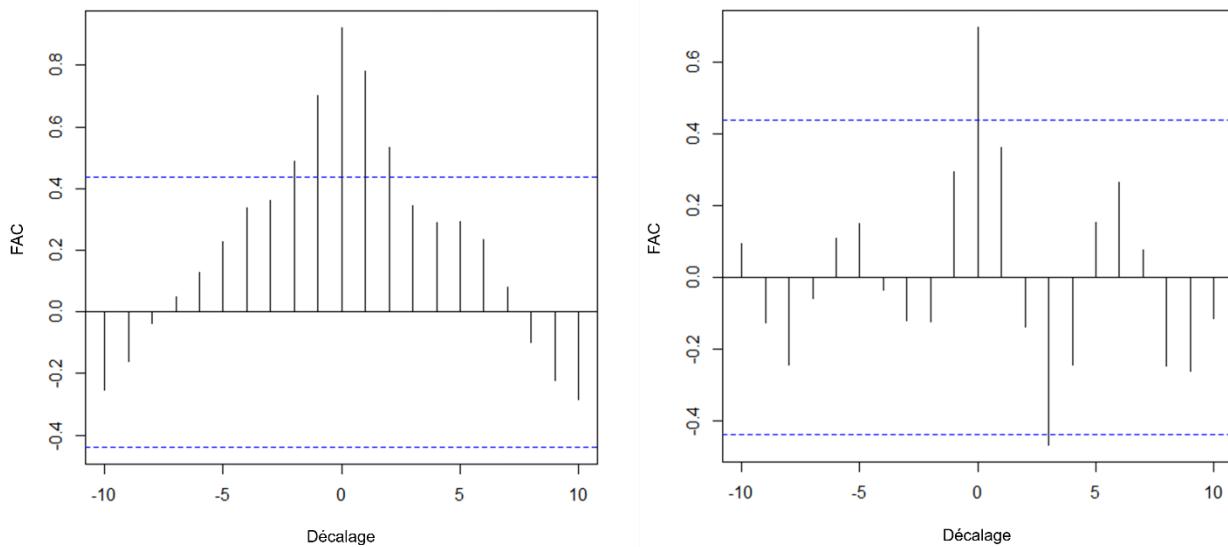


Figure 130. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre la biomasse estimée par le modèle et les captures par unité d'effort (CPUE) provenant du relevé, avec la tendance (panneau de gauche) et sans la tendance (panneau de droite).

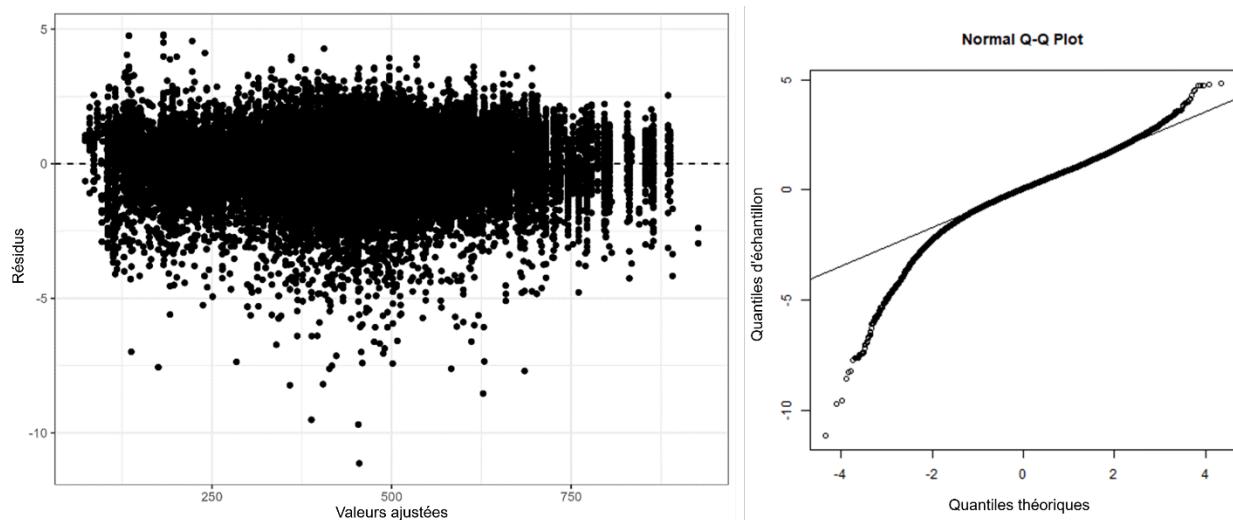


Figure 131. Diagrammes de diagnostic pour l'indicateur des captures par unité d'effort (CPUE) communes proposé avec les résidus mis en rapport avec les valeurs ajustées (panneau de gauche) et les quantiles (panneau de droite).

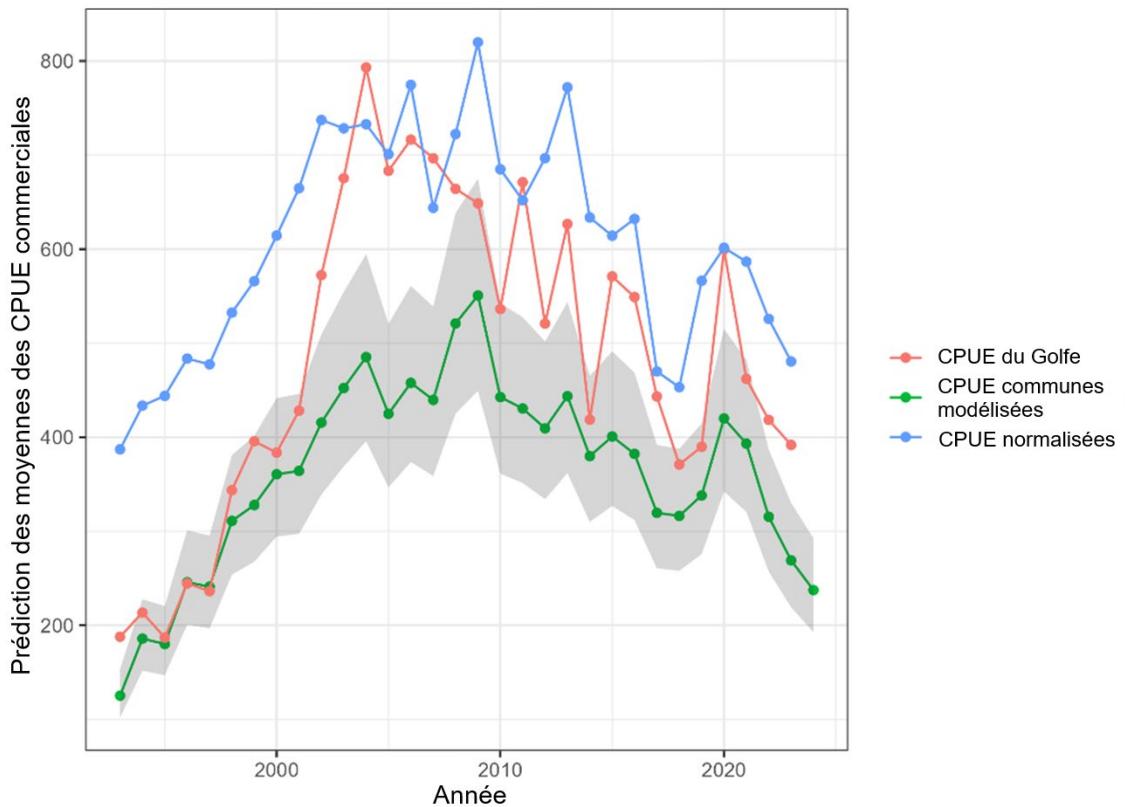


Figure 132. Captures par unité d'effort (CPUE) communes modélisées (ligne verte avec un ruban gris représentant l'intervalle de confiance à 95 %) de 1993 à 2024, comparativement aux CPUE du golfe et aux CPUE normalisées de 1993 à 2023.

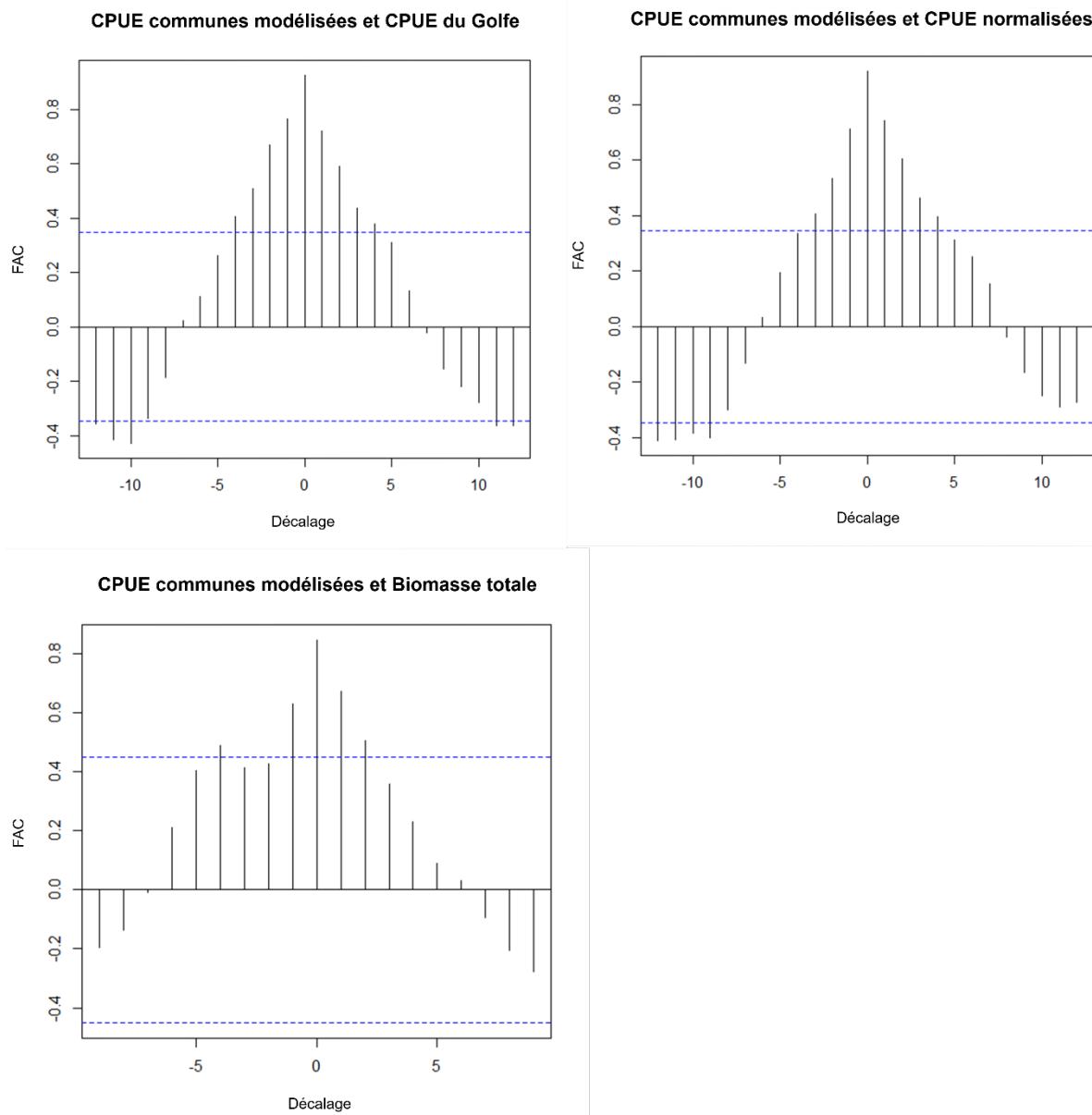


Figure 133. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre les captures par unité d'effort (CPUE) communes modélisées et les CPUE du golfe (panneau de gauche en haut), les CPUE normalisées (panneau de droite en haut) et la biomasse totale d'après le modèle (panneau de gauche en bas).

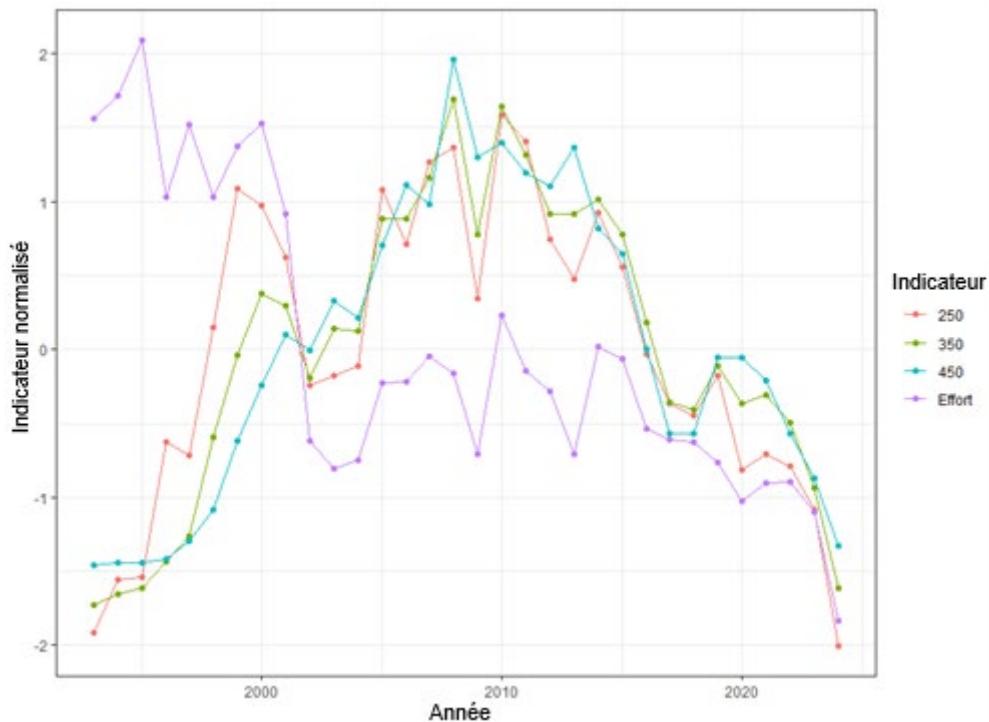


Figure 134. Indicateurs de la zone commerciale normalisés selon différents seuils de captures par unité d'effort (250, 350 et 450 kilogrammes par heure (kg/h)) parallèlement à l'effort normalisé (milliers d'heures).

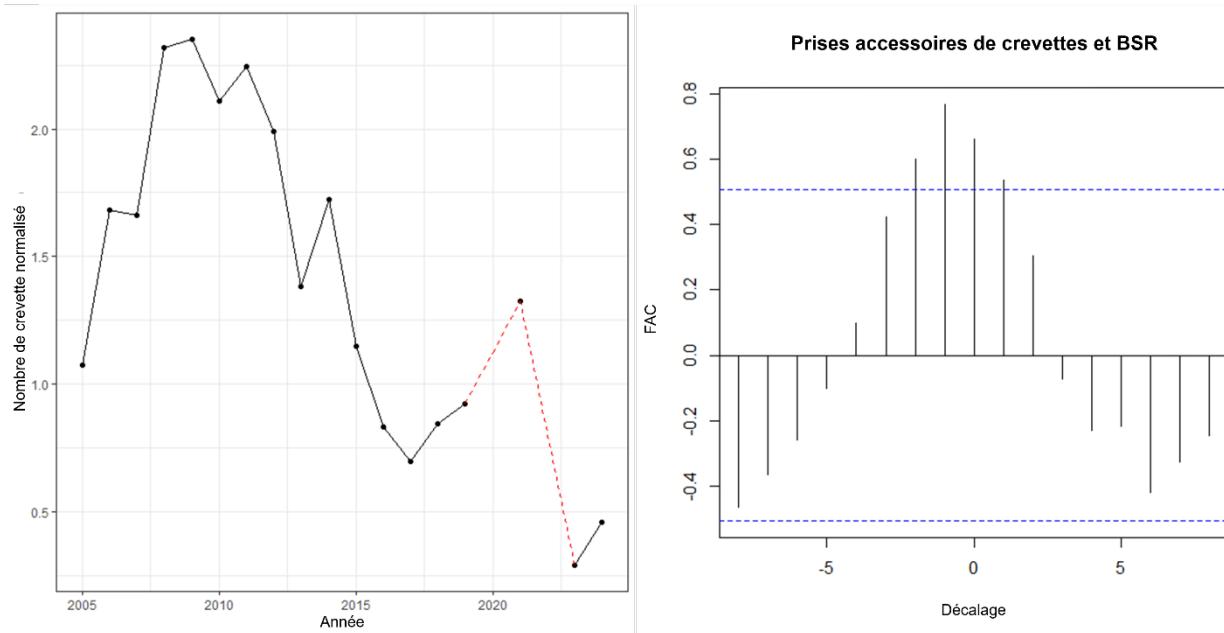


Figure 135. Nombre moyen normalisé de crevettes nordiques capturées comme prises accessoires lors du relevé du crabe des neiges par année (panneau de gauche; les lignes rouges tiretées représentent les années où aucun relevé du crabe des neiges n'a eu lieu ou où la couverture du relevé était insuffisante). Fonction de corrélation croisée entre l'indicateur des prises accessoires de crevettes nordiques (Crevette St) et la biomasse du stock reproducteur (BSR; panneau de droite).

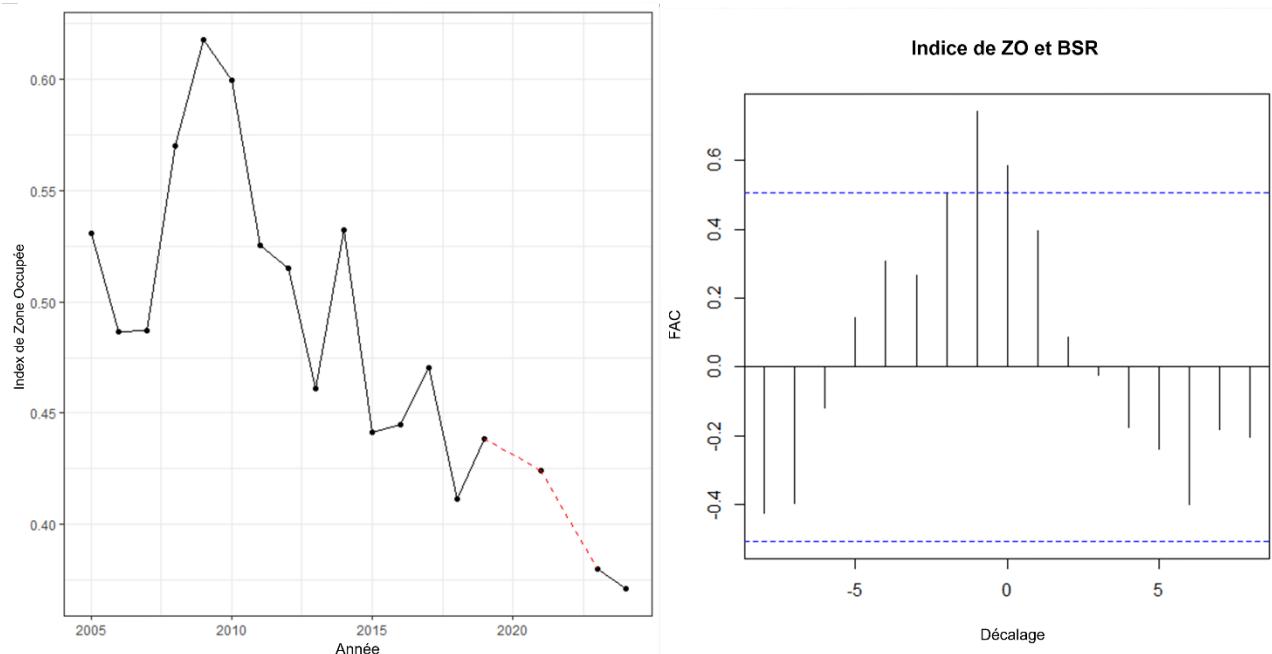


Figure 136. Indice de la zone occupée (ZO) obtenu à partir du relevé du crabe des neiges (panneau de gauche; les lignes rouges tiretées indiquent les années où aucun relevé du crabe des neiges n'a eu lieu ou où la couverture du relevé était insuffisante). Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre l'indice de la zone occupée et la biomasse du stock reproducteur (BSR) d'après le modèle (panneau de droite).

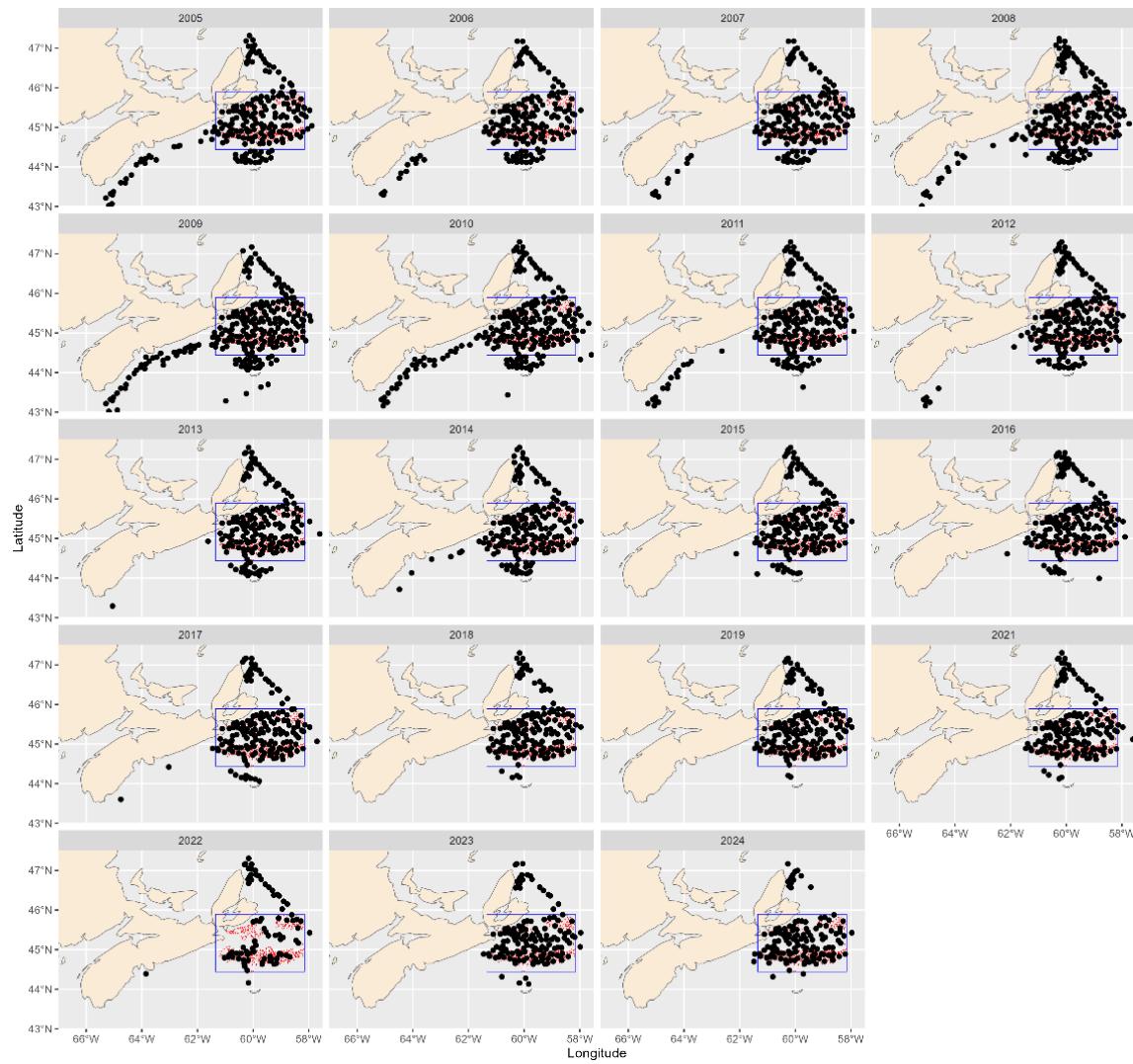


Figure 137. Présence de crevettes nordiques dans les prises accessoires du relevé du crabe des neiges dans l'espace de 2005 à 2024. Aucun relevé n'a été effectué en 2020, et la répartition en 2022 est due au fait que le relevé n'a pas été réalisé au complet en raison de problèmes liés au navire; par conséquent, ces années de données ne sont pas incluses dans les nouveaux indicateurs. Cette figure a été fournie par l'unité responsable du crabe des neiges; plus particulièrement, Amy Glass.

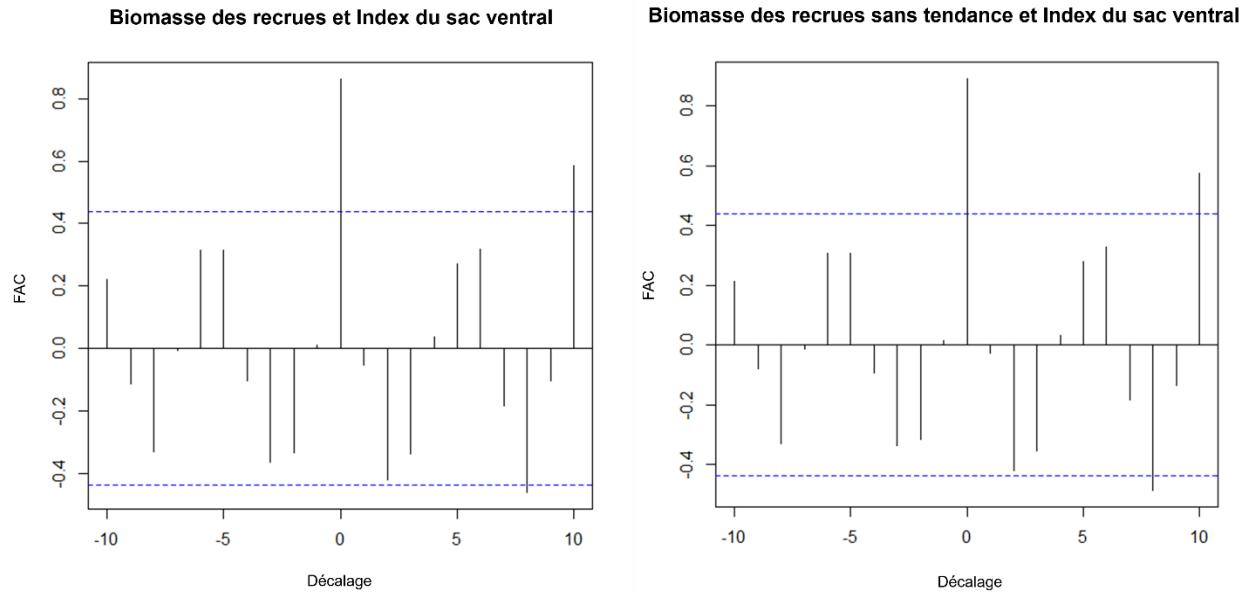


Figure 138. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre la biomasse des recrues d'après le modèle et l'indice d'après le sac ventral, avec la tendance (panneau de gauche) et sans la tendance (panneau de droite) pour les deux variables.

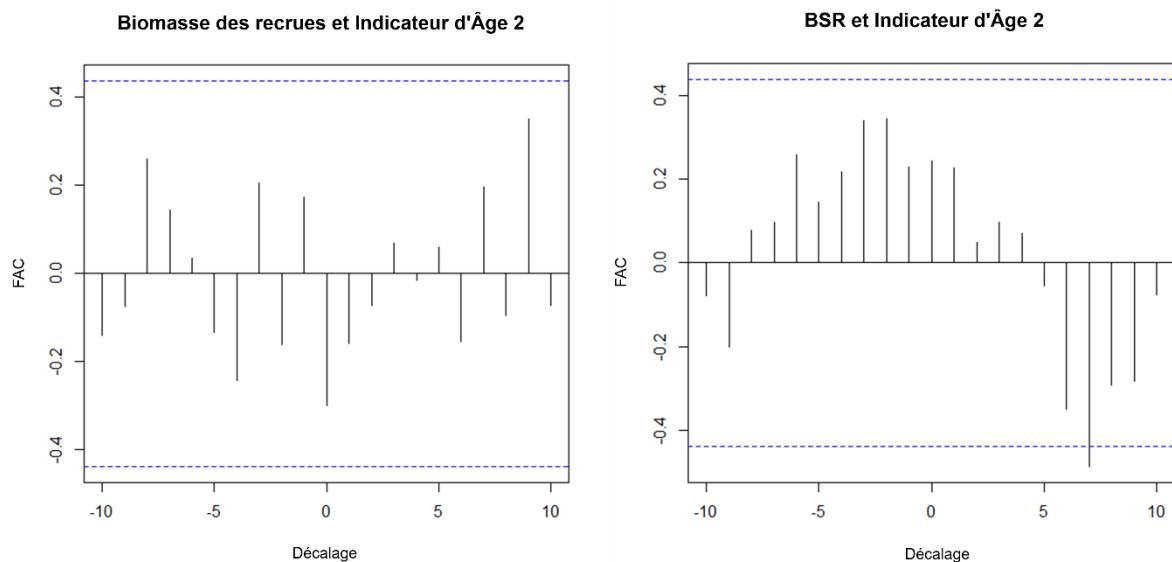


Figure 139. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre l'indicateur des crevettes d'âge 2 et la biomasse des recrues (panneau de gauche) et la biomasse du stock reproducteur (BSR; panneau de droite).

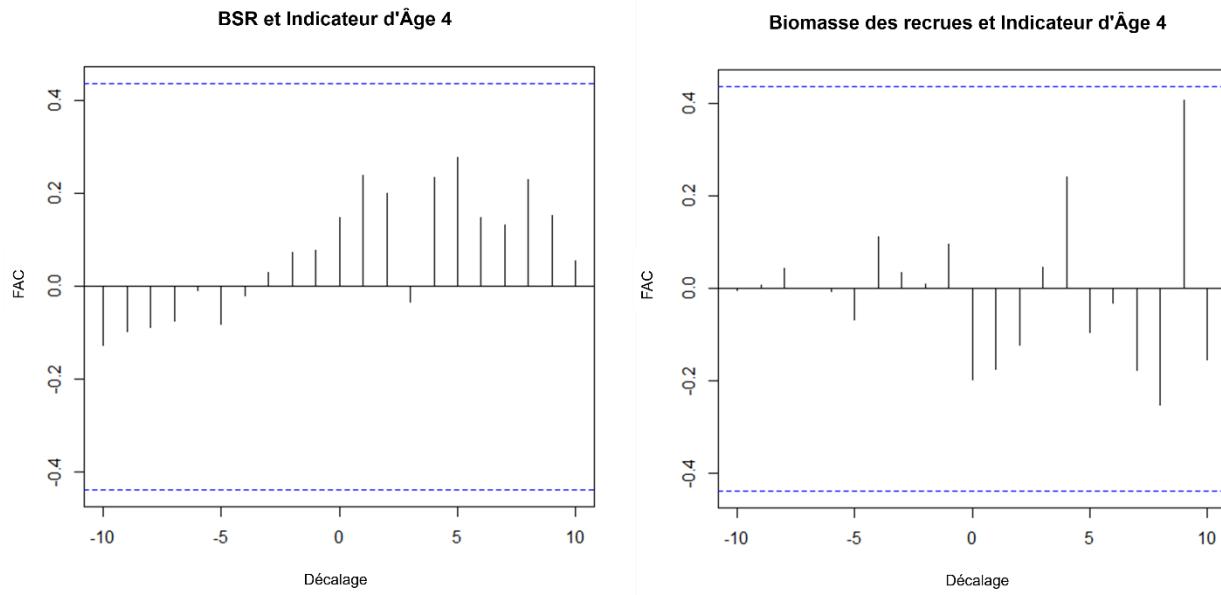


Figure 140. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre l'indicateur des crevettes d'âge 4 et la biomasse du stock reproducteur (BSR; panneau de gauche) et la biomasse des recrues (panneau de droite).

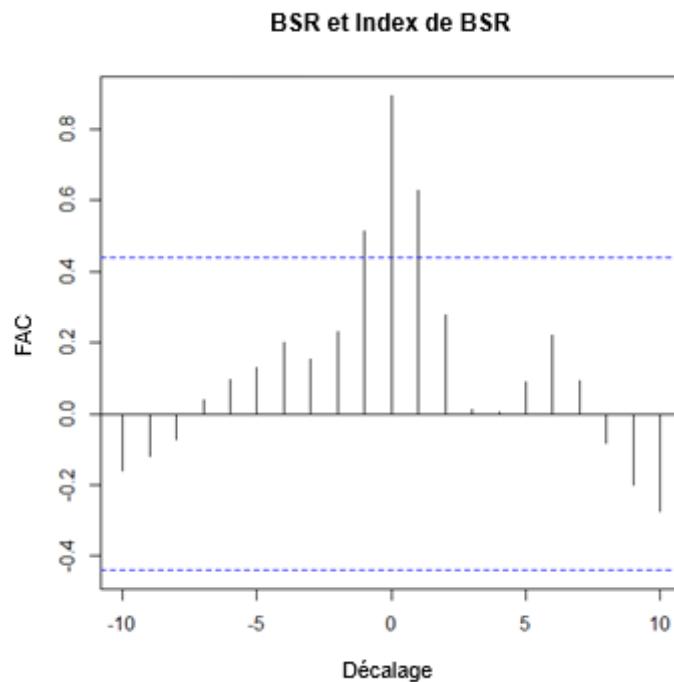


Figure 141. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre la biomasse du stock reproducteur (BSR) d'après le modèle et l'indicateur de la BSR précédent.

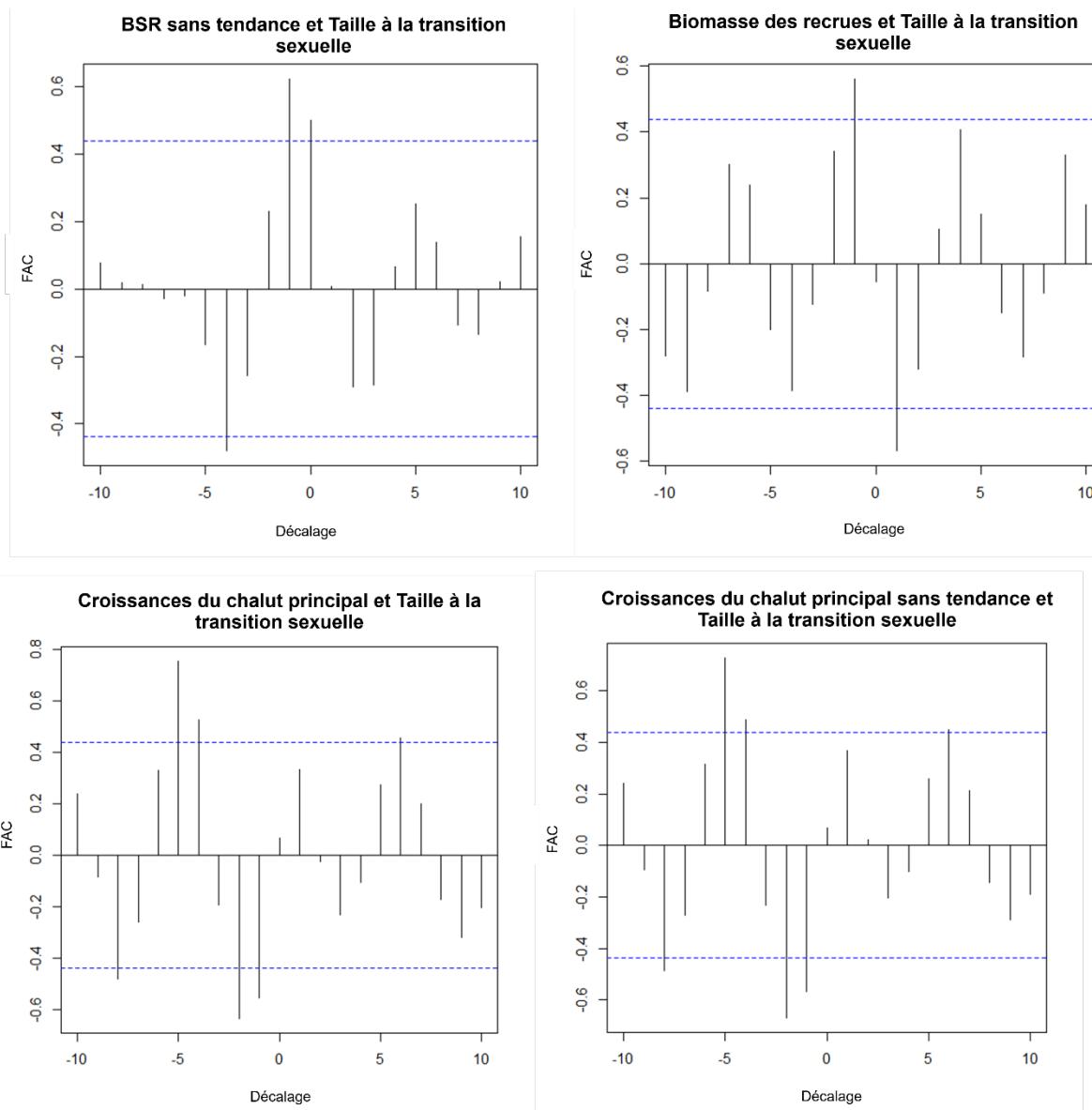


Figure 142. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre la biomasse du stock reproducteur (BSR) et la taille au moment de la transition sexuelle lorsque les deux sont dissociées des tendances (panneau de gauche en haut), entre la biomasse des recrues et la taille au moment de la transition sexuelle (panneau de droite en haut) et entre les taux de croissance d'après le chalut principal et la taille au moment de la transition sexuelle avec la tendance (panneau de gauche en bas) et sans la tendance (panneau de droite en bas).

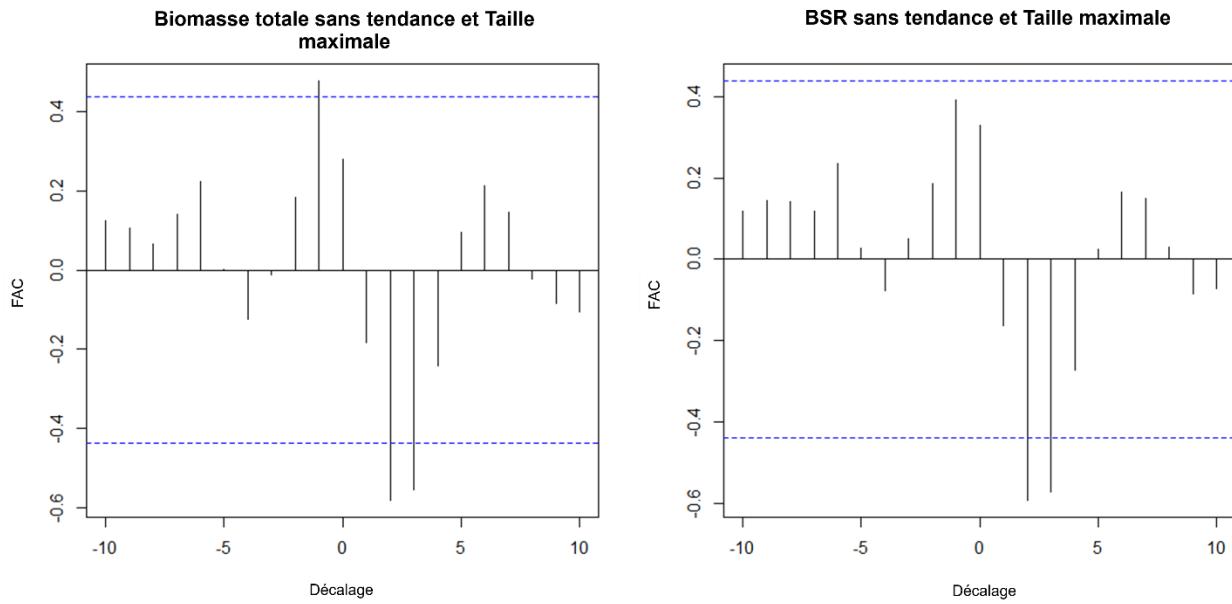


Figure 143. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre la taille maximale et la biomasse totale sans la tendance (panneau de gauche) et la biomasse du stock reproducteur (BSR) sans la tendance (panneau de droite).

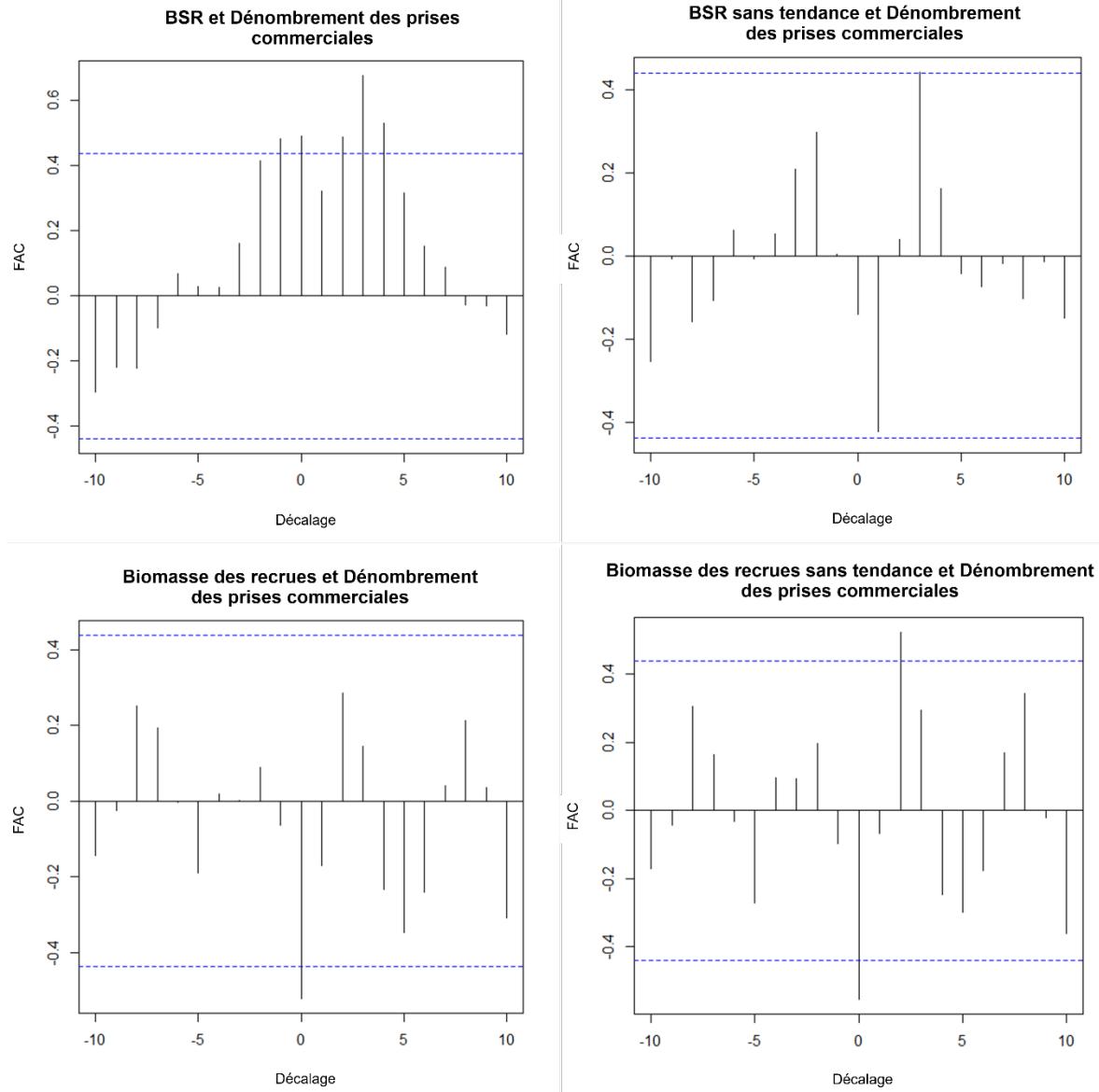


Figure 144. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre le dénombrement des prises commerciales et la biomasse du stock reproducteur (BSR) avec la tendance (panneau de gauche en haut) et sans la tendance (panneau de droite en haut) et la biomasse des recrues avec la tendance (panneau de gauche en bas) et sans la tendance (panneau de droite en bas).

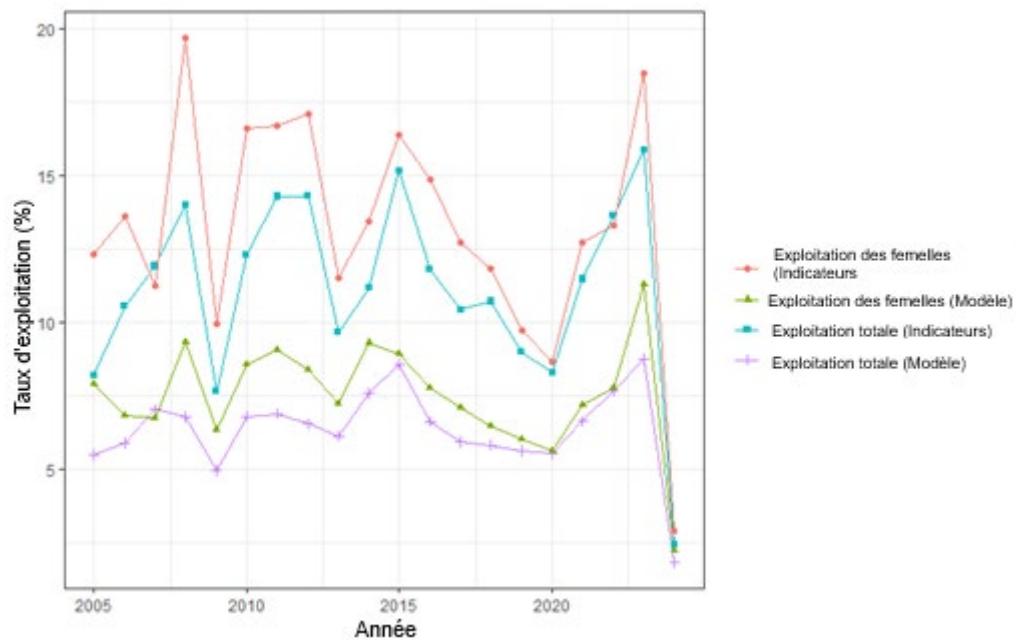


Figure 145. Taux d'exploitation (total et des femelles) en pourcentage fondés sur la biomasse totale et la biomasse du stock reproducteur d'après le modèle et la méthode de l'indice.

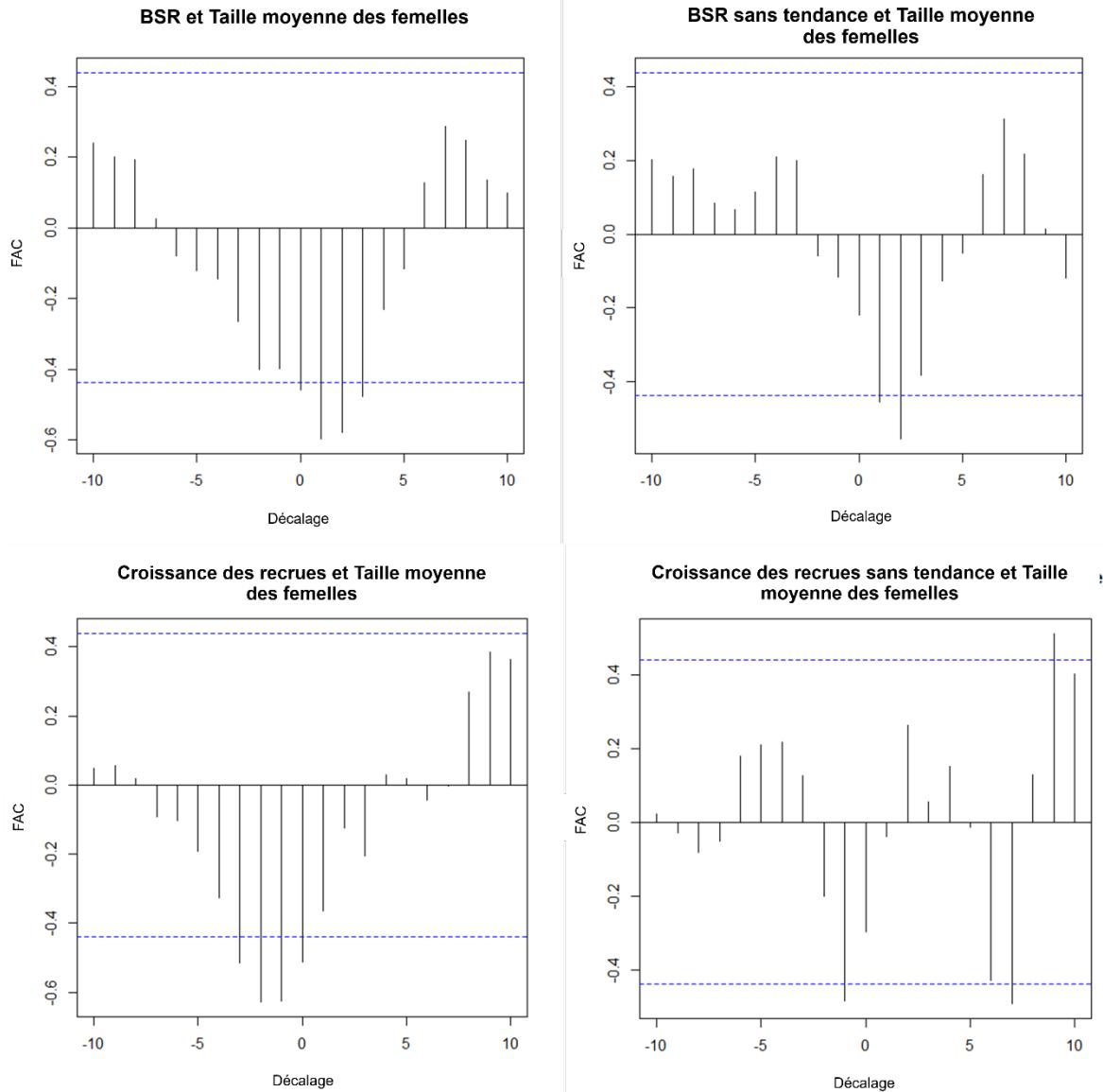


Figure 146. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre la taille moyenne des femelles et la biomasse du stock reproducteur (BSR) avec la tendance (panneau de gauche en haut) et sans la tendance (panneau de droite en haut) et le taux de croissance des recrues avec la tendance (panneau de gauche en bas) et sans la tendance (panneau de droite en bas).

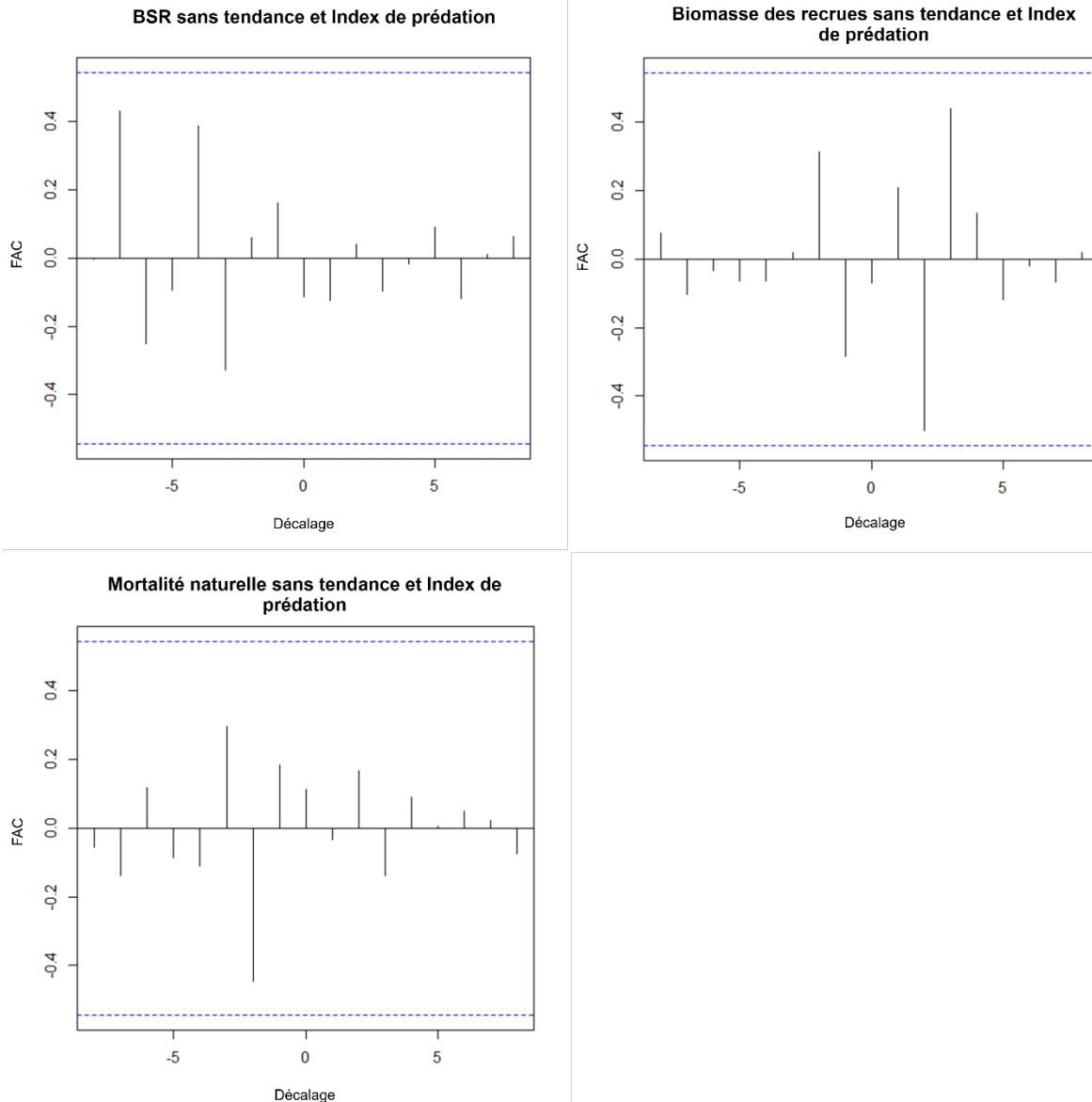


Figure 147. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre l'indice de la prédation et la biomasse du stock reproducteur (BSR; panneau de gauche en haut), la biomasse des recrues (panneau de droite en haut) et la mortalité naturelle (panneau de gauche en bas), toutes dissociées des tendances.

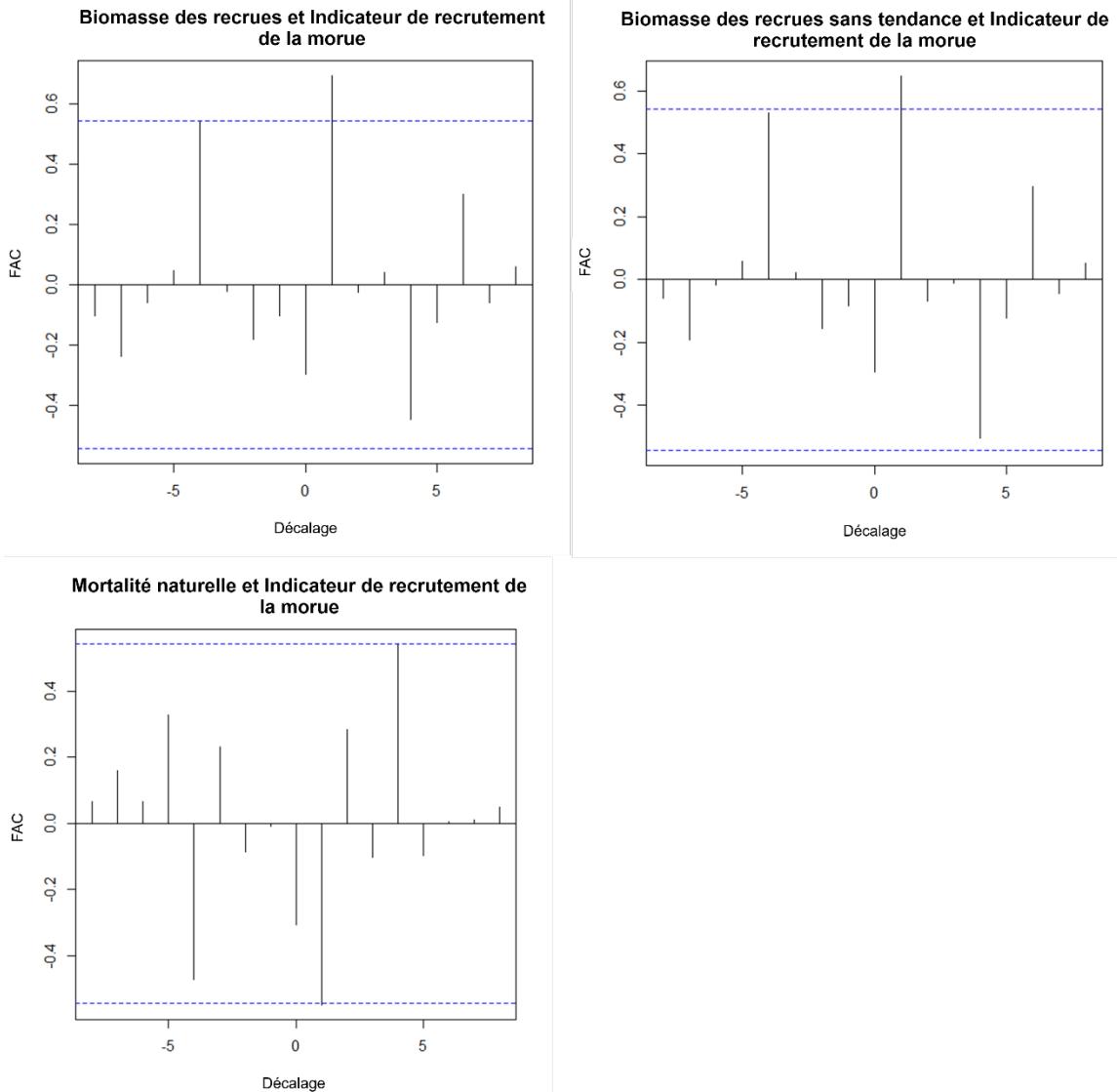


Figure 148. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre l'indicateur du recrutement de la morue franche et la biomasse des recrues (avec la tendance dans le panneau de gauche en haut et sans la tendance dans le panneau de droite en haut) et la mortalité naturelle (panneau de bas).

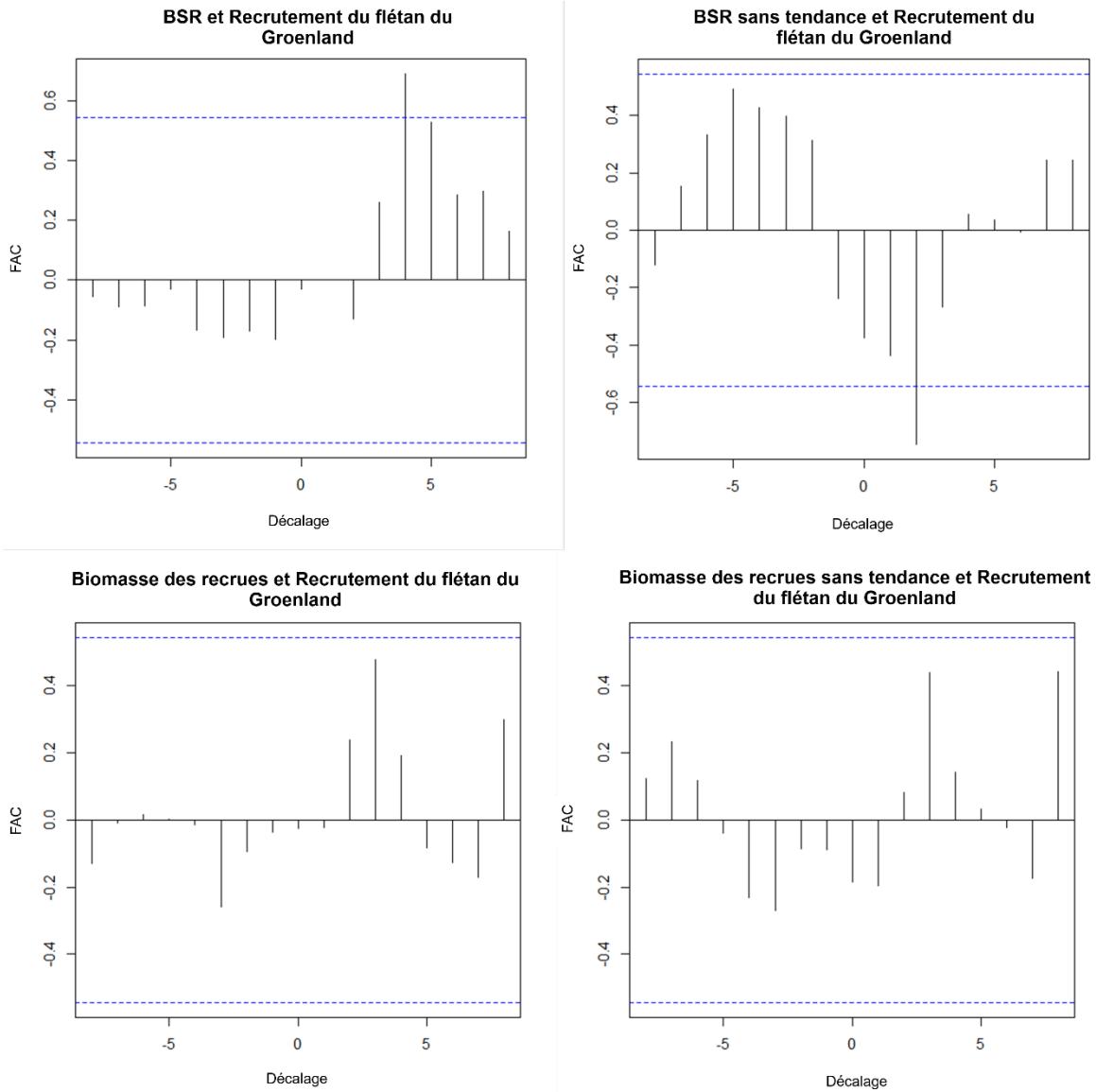


Figure 149. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre le recrutement du flétan du Groenland et la biomasse du stock reproducteur (BSR) avec la tendance (panneau de gauche en haut) et sans la tendance (panneau de droite en haut) et la biomasse des recrues avec la tendance (panneau de gauche en bas) et sans la tendance (panneau de droite en bas).

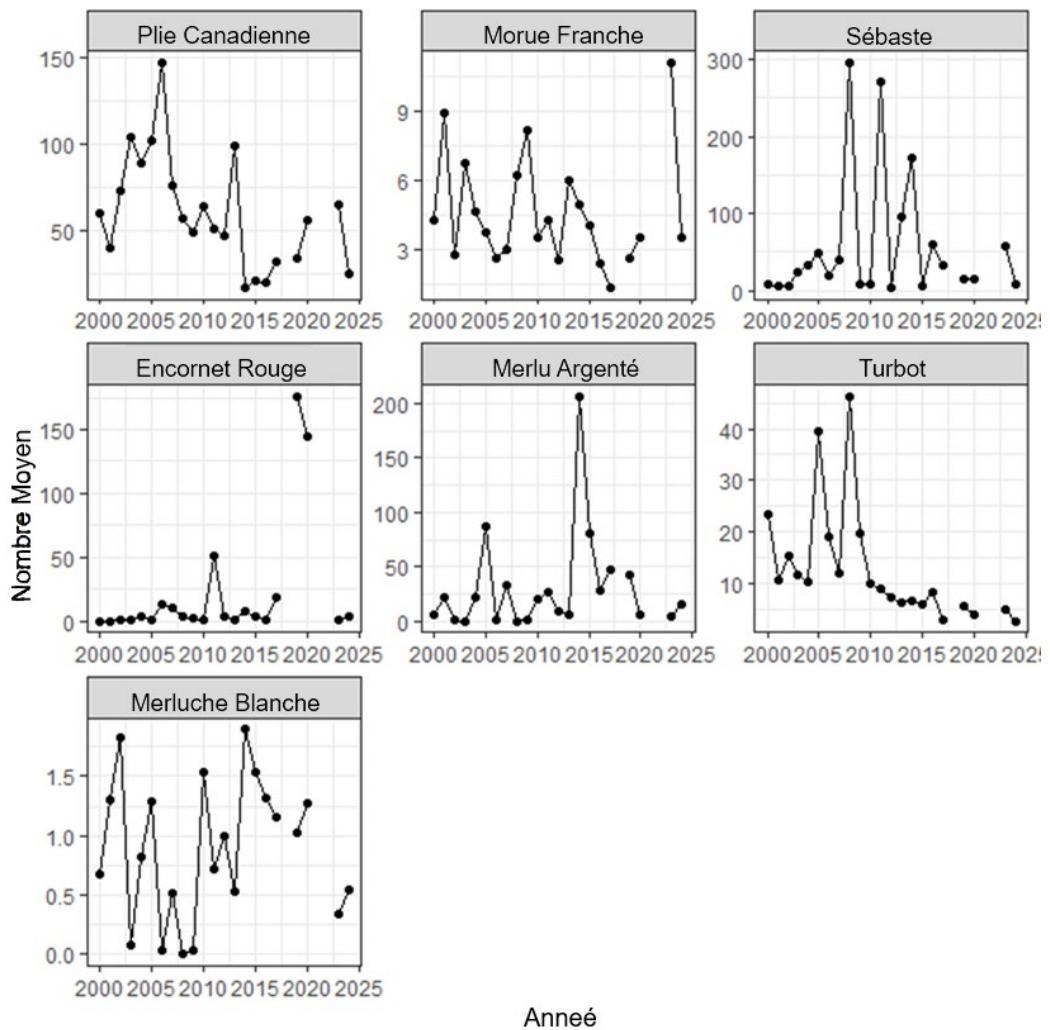


Figure 150. Nombre moyen de prédateurs potentiels capturés dans les strates autour des fosses de pêche à la crevette lors du relevé de l'écosystème au chalut que le MPO effectue au moyen d'un navire de recherche en été. Les années sans données sont celles où le relevé n'a pas été effectué dans les zones de pêche de la crevette.

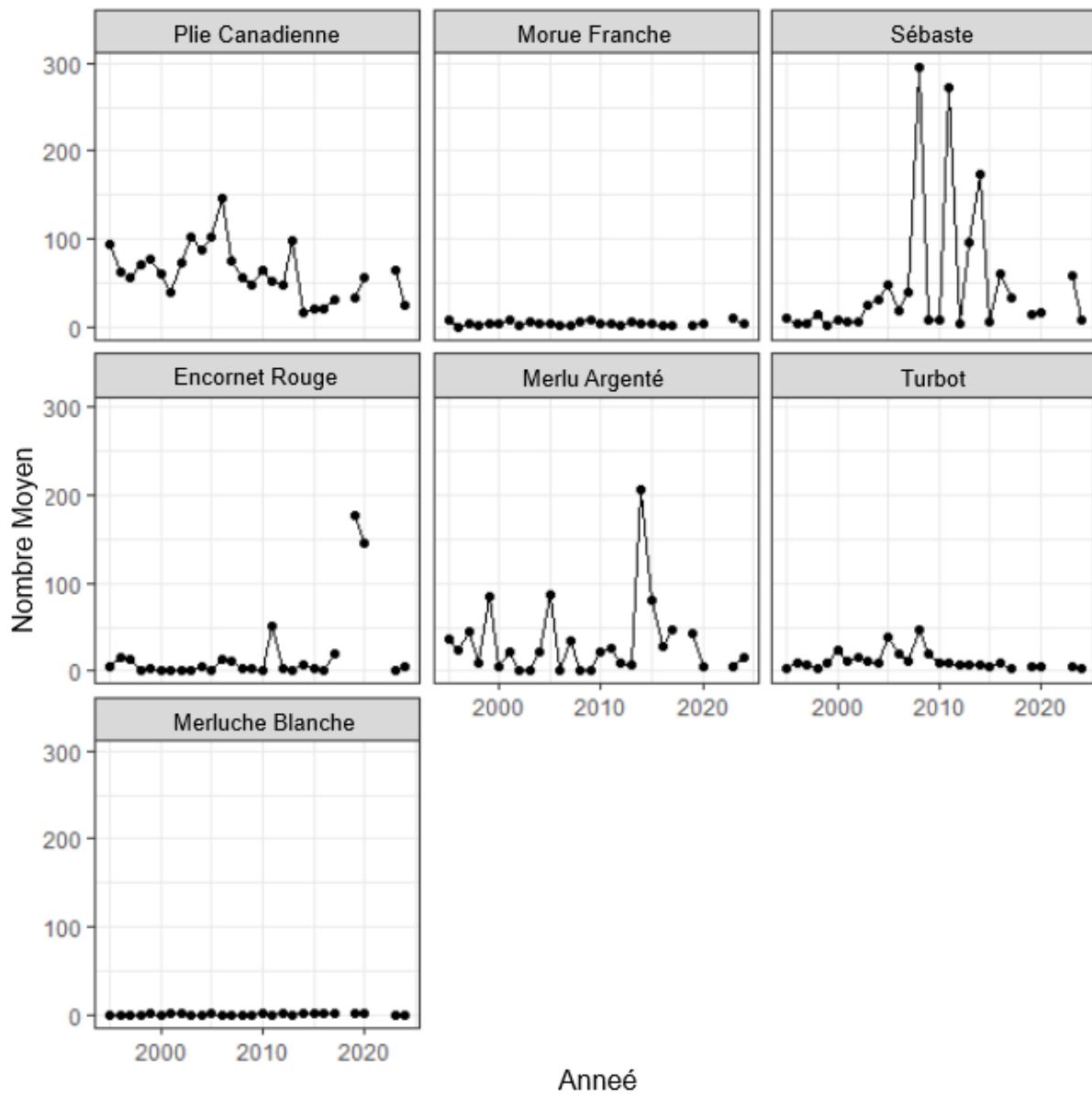


Figure 151. Nombre moyen de prédateurs potentiels capturés dans les strates autour des fosses de pêche à la crevette lors du relevé de l'écosystème au chalut que le MPO effectue au moyen d'un navire de recherche en été, sur la même échelle. Les années sans données sont celles où le relevé n'a pas été effectué dans les zones de pêche de la crevette.

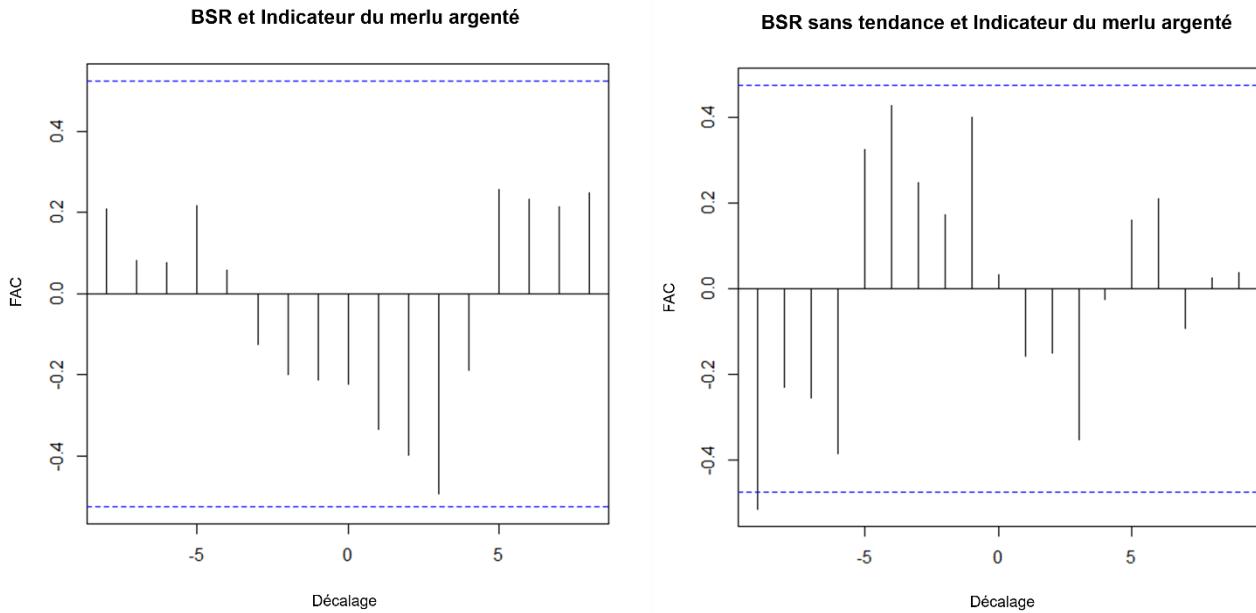


Figure 152. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre l'indicateur du merlu argenté et la biomasse du stock reproducteur (BSR) avec la tendance (panneau de gauche) et sans la tendance (panneau de droite).

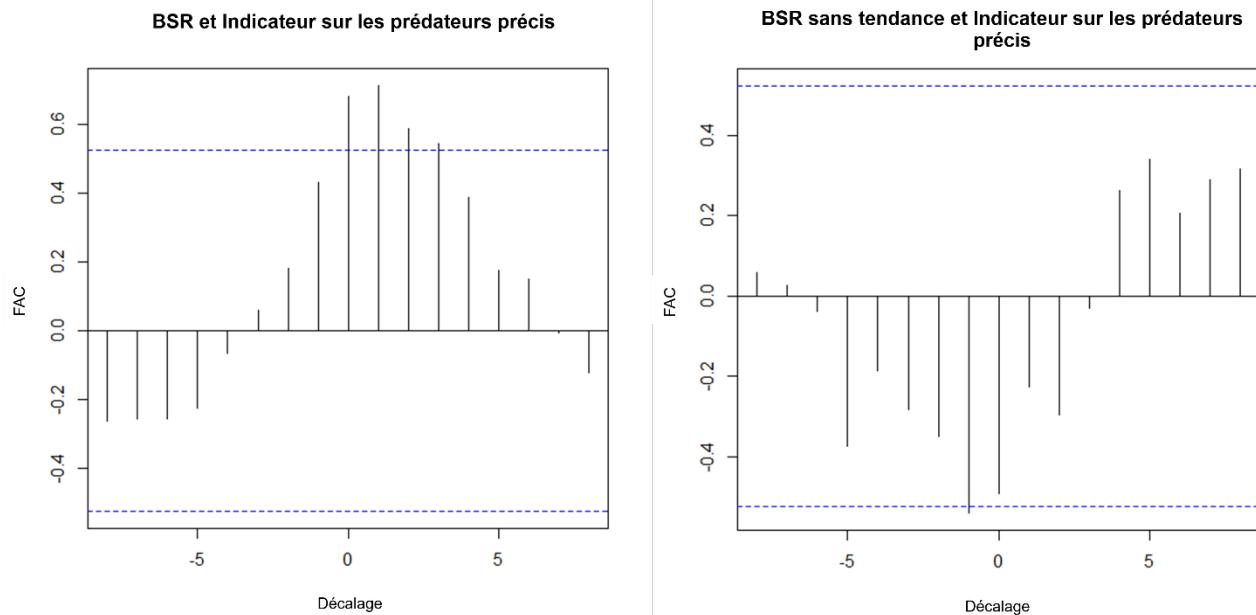


Figure 153. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre le nouvel indice fondé sur des prédateurs précis et la biomasse du stock reproducteur (BSR) avec la tendance (panneau de gauche) et sans la tendance (panneau de droite).

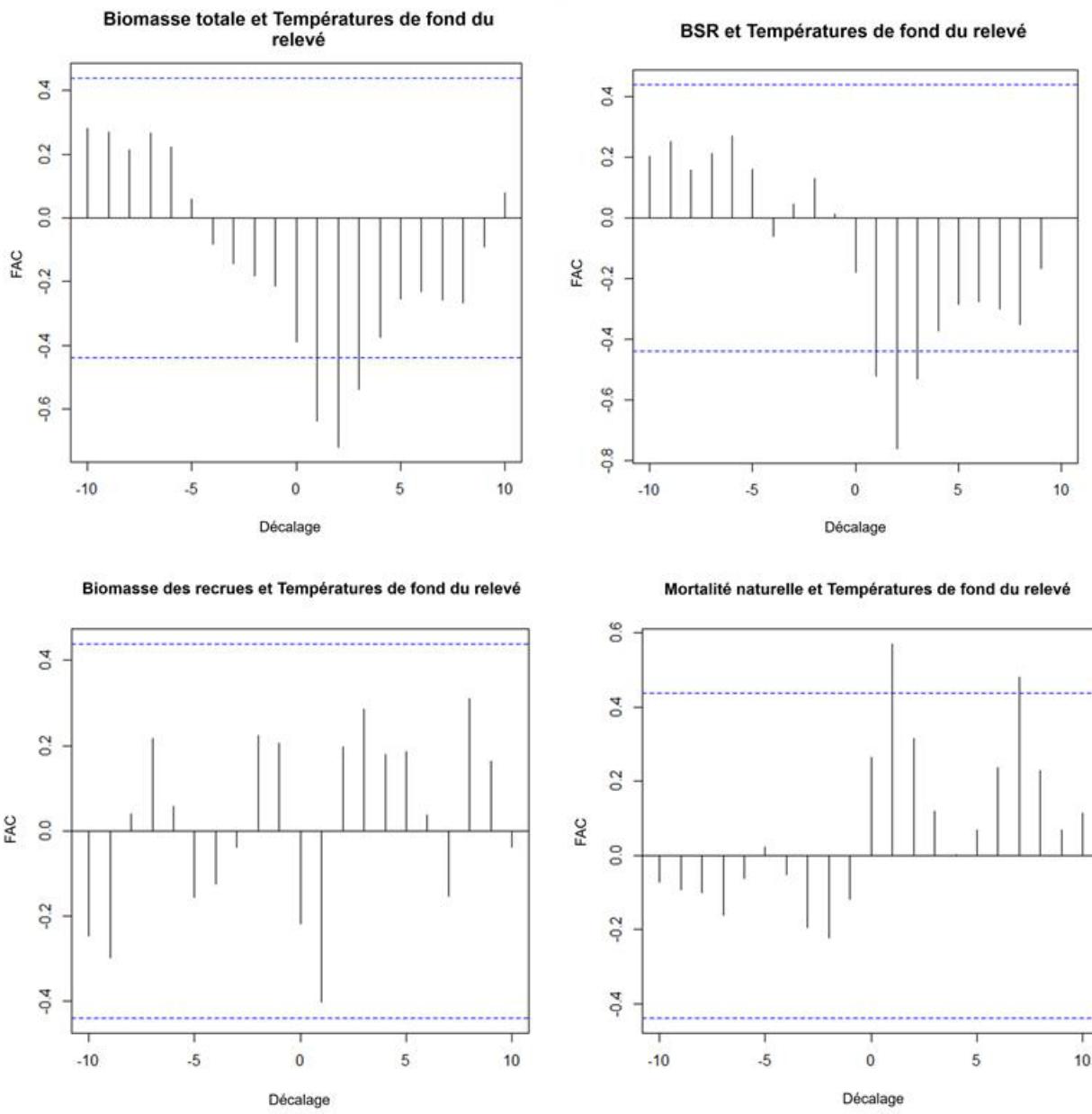


Figure 154. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre les températures au fond enregistrées lors du relevé et la biomasse (panneau de gauche en haut), la biomasse du stock reproducteur (BSR; panneau de droite en haut), la biomasse des recrues (panneau de gauche en bas) et la mortalité naturelle (panneau de droite en bas).

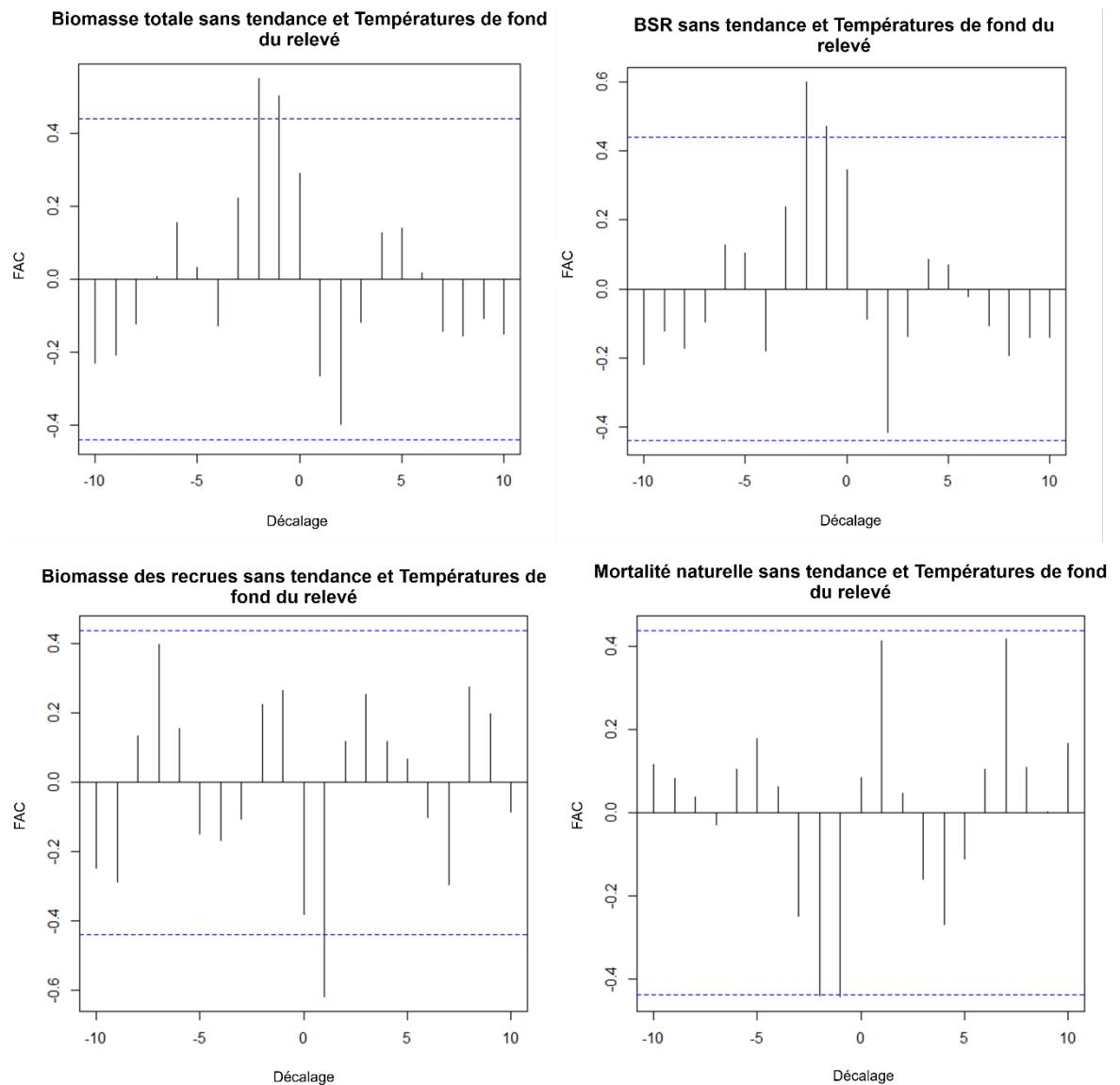


Figure 155. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre les températures au fond enregistrées lors du relevé et la biomasse (panneau de gauche en haut), la biomasse du stock reproducteur (BSR; panneau de droite en haut), la biomasse des recrues (panneau de gauche en bas) et la mortalité naturelle (panneau de droite en bas), toutes dissociées des tendances.

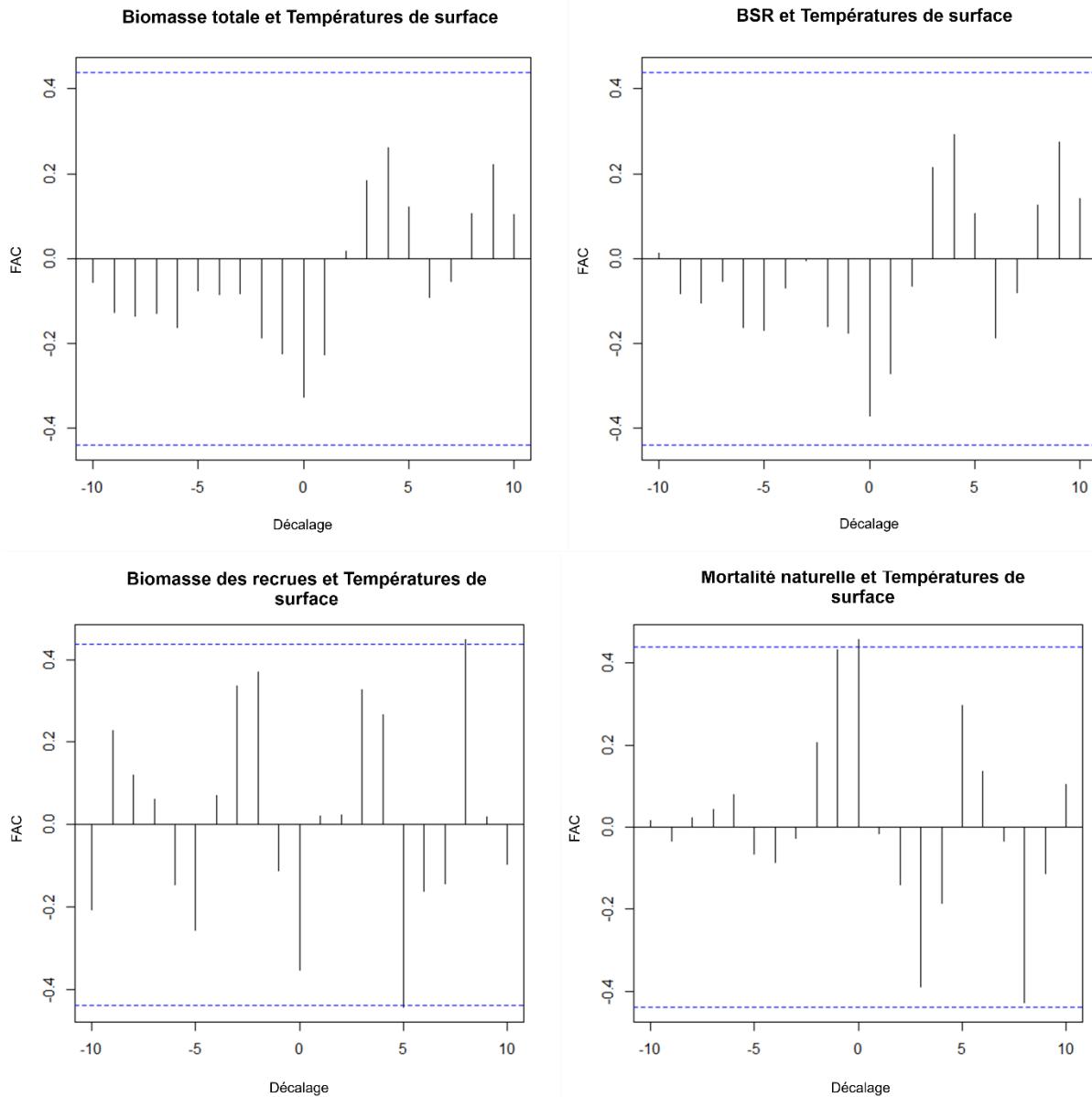


Figure 156. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre les températures à la surface de la mer et la biomasse (panneau de gauche en haut), la biomasse du stock reproducteur (BSR; panneau de droite en haut), la biomasse des recrues (panneau de gauche en bas) et la mortalité naturelle (panneau de droite en bas).

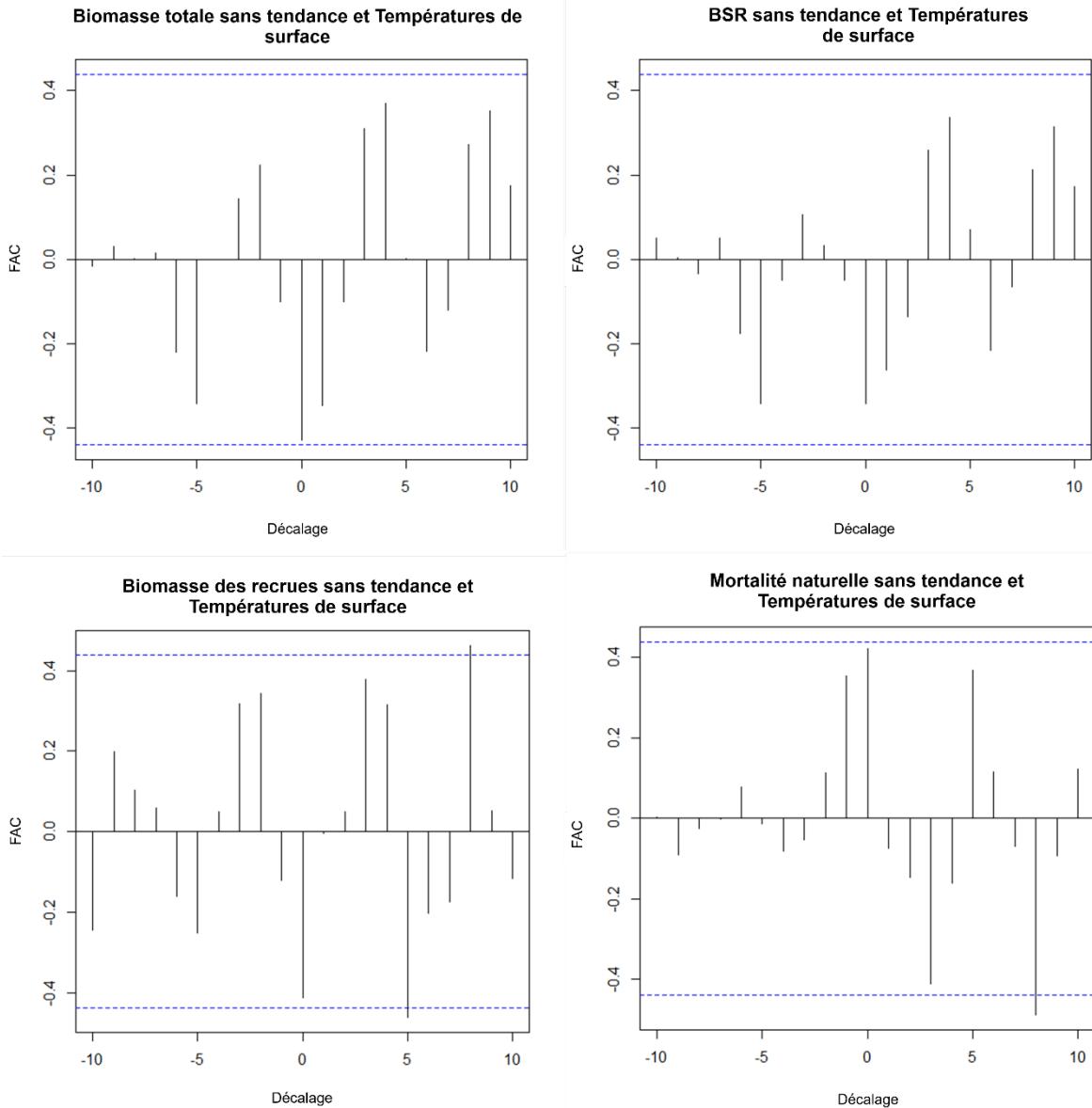


Figure 157. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre les températures à la surface de la mer et la biomasse (panneau de gauche en haut), la biomasse du stock producteur (BSR; panneau de droite en haut), la biomasse des recrues (panneau de gauche en bas) et la mortalité naturelle (panneau de droite en bas), toutes dissociées des tendances.

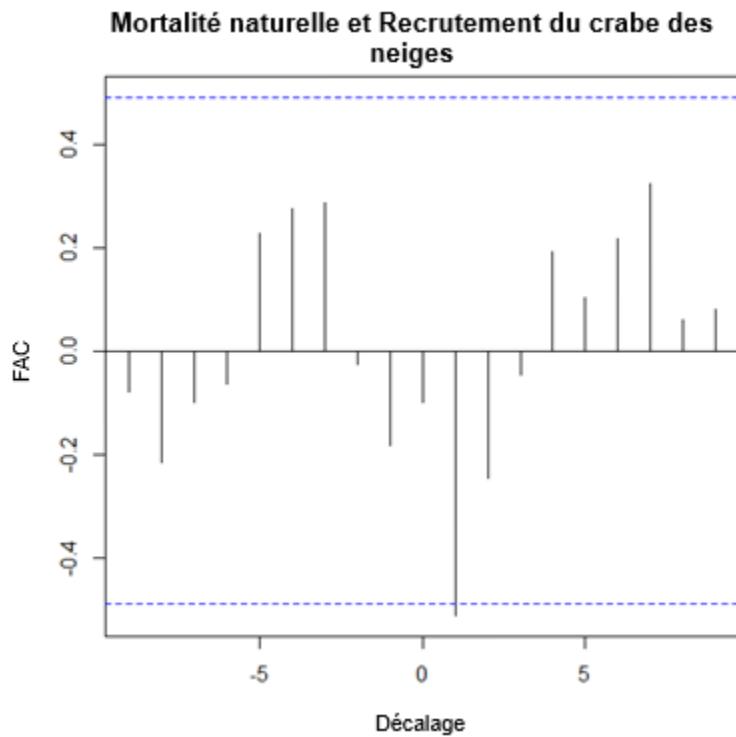


Figure 158. Fonction d'autocorrélation (FAC) croisée entre la mortalité naturelle et l'indice du recrutement du crabe des neiges.

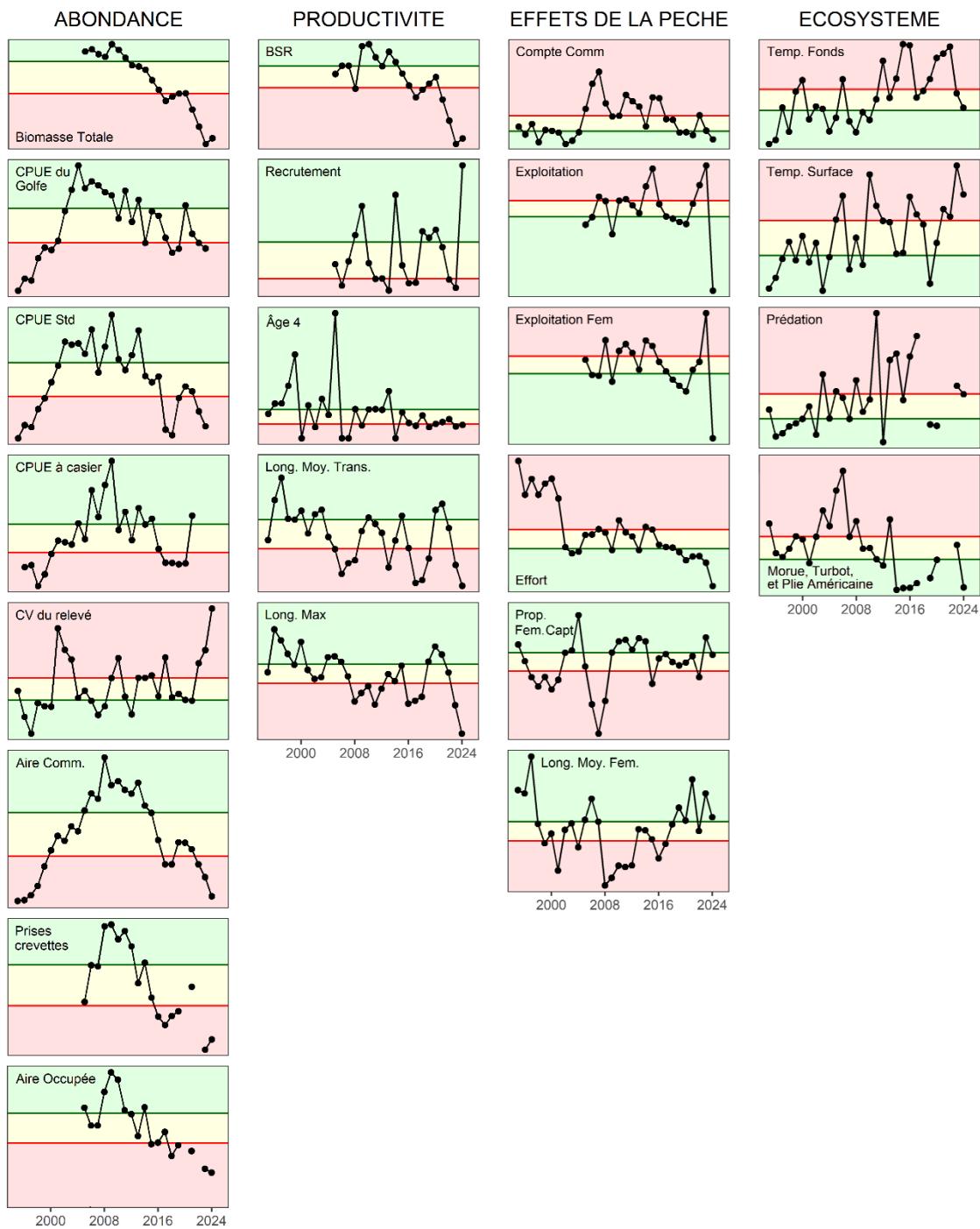


Figure 159. Séries chronologiques mises à jour des indicateurs individuels pour la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais. En raison du nombre limité de permis actifs et des lignes directrices sur l'établissement de rapports publics découlant de la Loi sur la protection des renseignements personnels, les trois indicateurs associés aux captures par unité d'effort de la pêche commerciale (CPUE dans le golfe, CPUE normalisée et CPUE au casier) ne sont pas mis à jour en 2024. TSM = température à la surface de la mer; CPUE norm = indice normalisé des captures par unité d'effort de la flotte de pêche à engin mobile des Maritimes; Nbre comm = nombre de crevettes par livre dans la pêche commerciale.

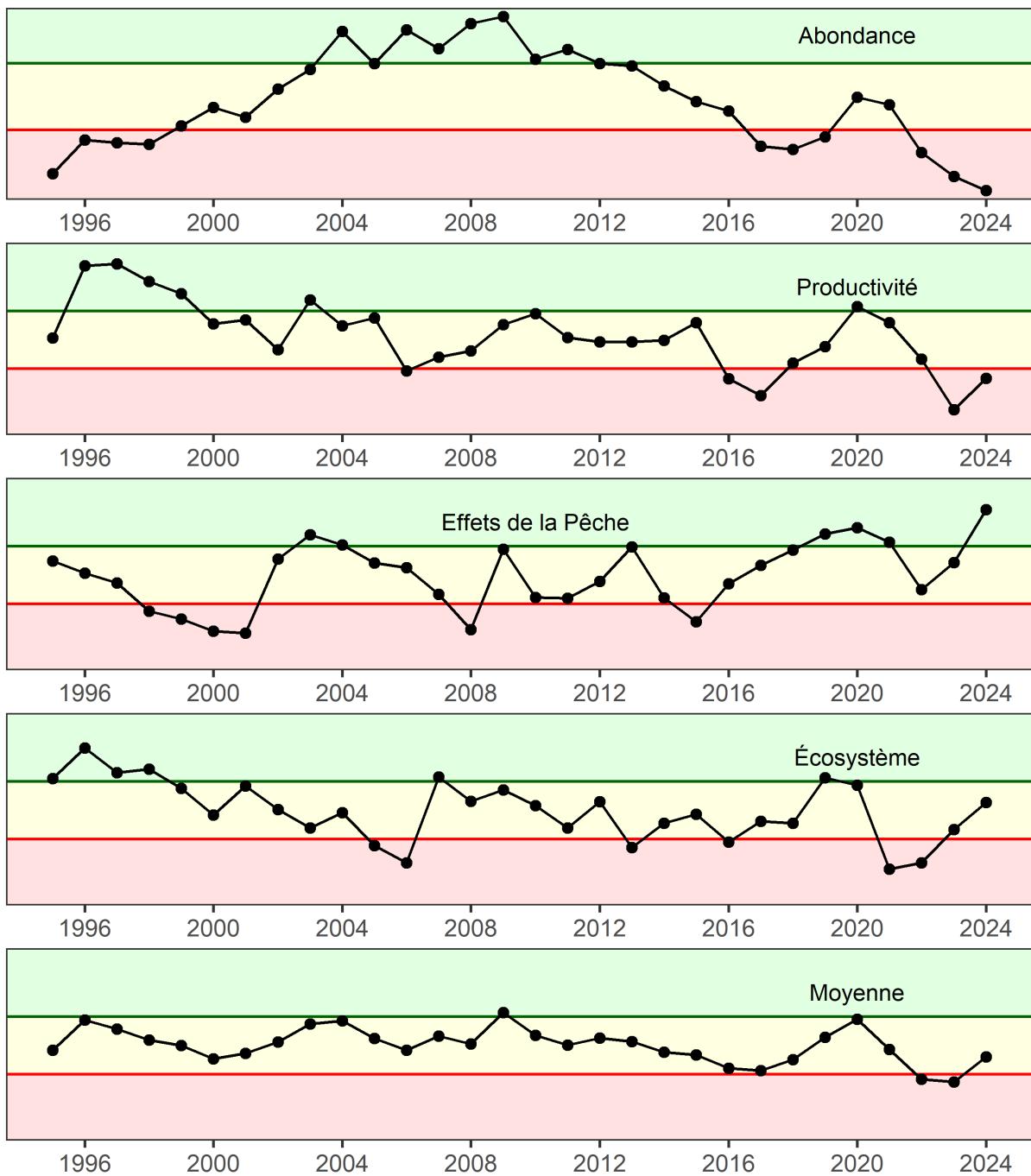


Figure 160. Indicateurs moyens propres aux caractéristiques mis à jour et indicateur global moyen de l'approche des feux de circulation pour la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais.

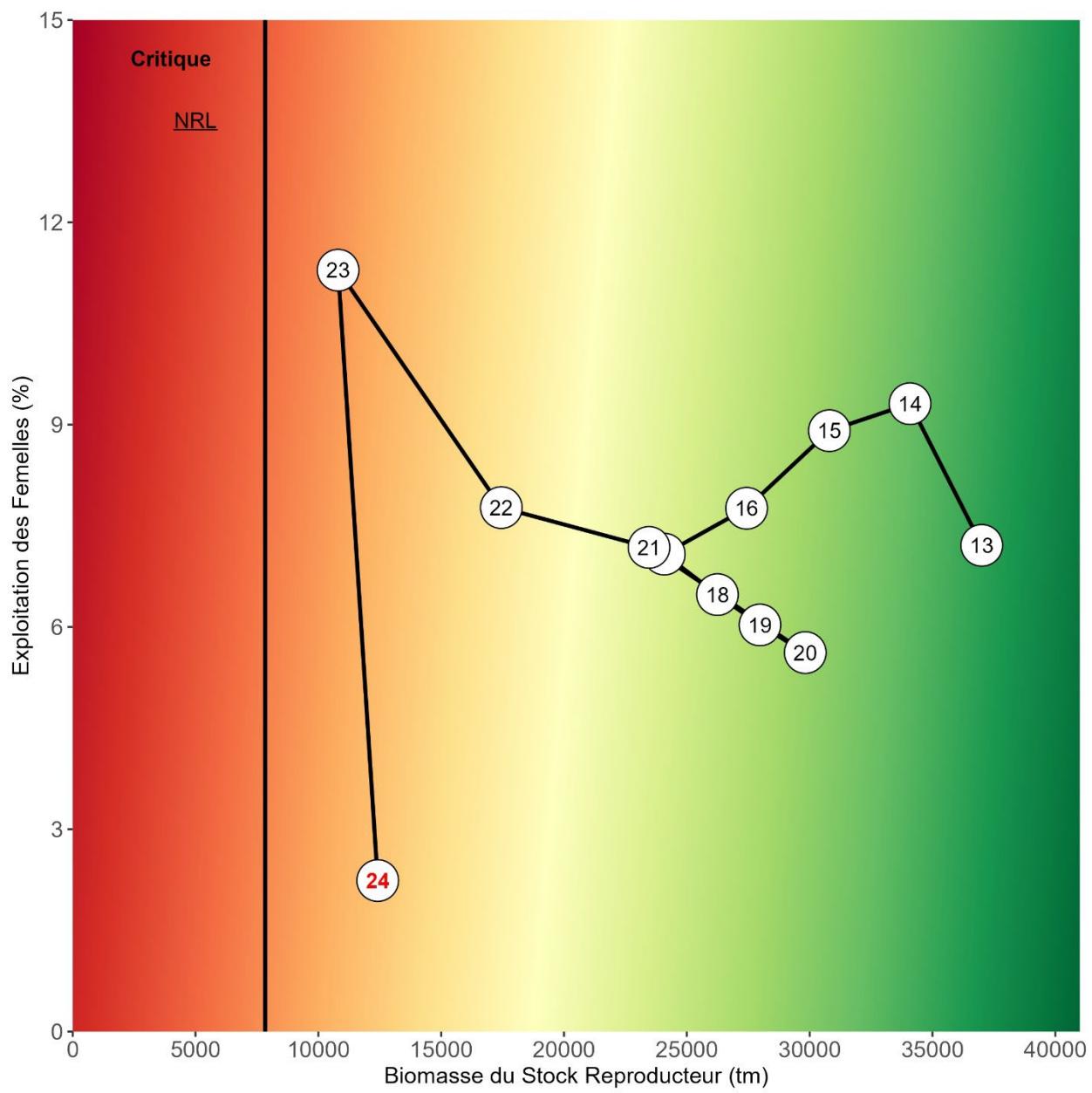


Figure 161. Version préliminaire du diagramme de l'approche de précaution du MPO indiquant le point de référence limite proposé.