Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2026/071

Région des Maritimes

Estimation des prises accessoires de morue franche dans la pêche commerciale du homard des divisions 4X5Y de l'OPANO

Yihao Yin[1], Irene Andrushchenko[2] et Adam M. Cook[1]

[1] Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1 006, 1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

[2] Pêches et Océans Canada
Station biologique de Saint Andrews
125, promenade Marine Science
St. Andrews (Nouveau-Brunswick) E5B 0E4

Octobre 2026

Canada

Avant-propos

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

Publié par :

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

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



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

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

ISSN 2292-4272
ISBN 978-1-100-00650-5 N° cat. Fs70-5/2026-071F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Yin, Y., Andrushchenko, I., et Cook, A.M. 2026. Estimation des prises accessoires de morue franche dans la pêche commerciale du homard des divisions 4X5Y de l'OPANO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/071. iv + 70 p.

Also available in English:

Yin, Y., Andrushchenko, I., and Cook, A.M. 2026. Estimating Atlantic Cod Bycatch in Commercial Lobster Fisheries in NAFO Divisions 4X5Y. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/071. iv + 69 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iv
1. INTRODUCTION 1
2. DONNÉES 2
2.1. SOURCES ET DESCRIPTION DES DONNÉES 2
2.1.1. Relevé d'été de l'écosystème par navire de recherche 2
2.1.2. Relevé au chalut du homard côtier (RCHC) 2
2.1.3. Programmes d'échantillonnage en mer 2
2.1.4. Effort de la pêche commerciale du homard (EPCH) 4
2.1.5. Bathymétrie de l'océan Atlantique Nord 5
2.2. PRODUCTION DE VARIABLES PRÉDICTIVES POUR L'ANALYSE DES PRISES ACCESSOIRES 5
2.2.1. Profondeur 5
2.2.2. Densité des morues 5
2.3. RÉSUMÉ DES VARIABLES PRÉDICTIVES 7
3. MÉTHODE 7
3.1. ANALYSE EXPLORATOIRE 7
3.2. ESTIMATEUR DE LA MOYENNE (EM) 8
3.3. MODÈLE NON PARAMÉTRIQUE 9
3.4. MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS 10
3.5. MODÈLE SPATIAL 10
3.6. SÉLECTION DU MODÈLE 12
3.7. PRÉDICTION DU TOTAL DES PRISES ACCESSOIRES 12
4. RÉSULTATS 13
4.1. RÉSULTATS DE LA SÉLECTION DU MODÈLE 13
4.2. TOTAL PRÉVU DES PRISES ACCESSOIRES 14
4.3. SOURCES D'INCERTITUDE 15
RÉFÉRENCES CITÉES 15
FIGURES 18
TABLEAUX 63

RÉSUMÉ

La mise à jour de l'état du stock de morue franche dans les divisions 4X5Y de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) [partie sud de du plateau néo-écossais et baie de Fundy, figure 1] pour 2022 a permis de déterminer que la mortalité naturelle élevée était la cause d'une faible productivité persistante du stock, notamment la mortalité attribuable aux prises fortuites (prises accessoires) de toutes les pêches de poissons autres que celles du poisson de fond pratiquées dans la région. Conformément à la *Politique sur la gestion des prises accessoires* du MPO, une méthodologie visant à quantifier l'interaction de la morue avec la pêche au homard dans les divisions 4X5Y est proposée. Dans le cadre de cette approche, des données provenant de multiples sources ont été utilisées et intégrées, y compris celles du relevé de l'écosystème des Maritimes par navire de recherche, du relevé au chalut du homard côtier (RCHC), de l'échantillonnage en mer des activités de pêche commerciale du homard, et des rapports sur l'effort dans la pêche commerciale du homard. L'analyse tient compte de la répartition non uniforme de la biomasse de morue et de l'effort de pêche du homard dans les divisions 4X5Y, en prenant en considération les processus environnementaux connexes. Une validation et des essais rigoureux ont été effectués pour évaluer le rendement de l'approche proposée quant à sa capacité de prévoir le total des prises accessoires de morue dans la pêche commerciale du homard, ainsi que pour connaître ses possibles limites. Les travaux subséquents portant sur le taux de mortalité appliqué aux estimations des prises accessoires et l'intégration dans l'évaluation de la morue des divisions 4X5Y seront présentés lors d'une prochaine réunion d'examen par les pairs.

1. INTRODUCTION

La mise à jour de l'état du stock de morue franche dans les divisions 4X5Y de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) [partie sud du plateau néo-écossais et baie de Fundy, figure 1] pour 2022 a permis de déterminer que la mortalité naturelle élevée était la cause d'une faible productivité persistante du stock (MPO 2023a). Les prélèvements de la pêche dans le modèle d'évaluation actuel de la morue comprennent tous les prélèvements connus effectués par la flotte de pêche du poisson de fond dans les divisions 4X5Y de l'OPANO, et toutes les autres mortalités non prises en compte dans ces mêmes divisions sont classées, dans le modèle, comme étant des mortalités naturelles. Par conséquent, l'estimation actuelle élevée de la mortalité naturelle pour la morue des divisions 4X5Y comprend, entre autres choses, la mortalité attribuable aux prises accessoires de morue franche provenant de toutes les pêches de poissons autres que celles du poisson de fond, pratiquées dans les divisions 4X5Y de l'OPANO (MPO 2023a).

Les engins de pêche sont conçus pour capturer des espèces cibles précises tout en réduisant au minimum l'interaction avec des espèces non visées. Dans les cas où cette interaction est inévitable, la capture involontaire d'une espèce par un engin de pêche est appelée « prise accessoire ». La gestion des prises accessoires dans les pêches canadiennes relève de la *Politique sur la gestion des prises accessoires*, qui vise à tenir compte de toutes les prises accessoires conservées et non conservées dans les pêches canadiennes (MPO 2013). Comme la morue est une espèce démersale, on s'attend à ce qu'elle interagisse avec toutes les pêches ciblant les habitats benthiques ou proches du fond dans les divisions 4X5Y de l'OPANO, y compris les poissons de fond, le pétoncle et le homard.

Un examen par les pairs précédent des méthodes d'estimation de l'interaction de la morue avec la pêche au homard a été effectué en 2022, mais il se limitait aux zones de pêche du homard (ZPH) 27, 31A, 31B, 33, 34 et 35 (figure 1; MPO 2023b). L'unité d'évaluation de la morue des divisions 4X5Y englobe les ZPH 34, 35 et une grande partie de la zone 33, mais comprend également les zones 36, 37, 38 et 41 (figure 1). Le mauvais alignement spatial entre les deux a nécessité une nouvelle analyse des estimations des prises accessoires de morue tirées du précédent examen par les pairs afin de les harmoniser avec l'unité d'évaluation des divisions 4X5Y pour faciliter son intégration dans l'évaluation de la morue (voir la figure 2 pour la zone de chevauchement entre les divisions 4X5Y de l'OPANO et les ZPH 33 à 41).

Conformément à la *Politique sur la gestion des prises accessoires* du MPO, une méthodologie visant à quantifier l'interaction de la morue franche avec la pêche au homard dans les divisions 4X5Y de l'OPANO est proposée. L'approche permet de tenir compte de la répartition non uniforme de l'abondance de la morue et de l'effort de pêche du homard dans la zone 4X5Y, en utilisant des données provenant de sources multiples, notamment du relevé d'été de l'écosystème des Maritimes par navire de recherche (ci-après appelé le « relevé par navire de recherche »), du relevé au chalut du homard côtier (RCHC), de l'échantillonnage en mer des activités de pêche commerciale du homard, et des rapports sur l'effort dans la pêche commerciale du homard. Les travaux subséquents portant sur le taux de mortalité appliqué aux estimations des prises accessoires et l'intégration dans l'évaluation de la morue des divisions 4X5Y seront présentés lors d'une réunion d'examen par les pairs ultérieure.

2. DONNÉES

2.1. SOURCES ET DESCRIPTION DES DONNÉES

2.1.1. Relevé d'été de l'écosystème par navire de recherche

Pêches et Océans Canada (MPO) effectue le relevé par navire de recherche dans la région des Maritimes à l'aide d'un protocole standardisé depuis 1970 (MPO 2024), et ces données peuvent fournir de précieux renseignements sur l'abondance et la répartition de la morue dans les divisions 4X5Y de l'OPANO. Le relevé par navire de recherche suit un plan de relevé aléatoire stratifié (figure 3). Les missions d'été ont généralement lieu pendant les mois d'été, et l'échantillonnage dans les divisions 4X5Y se fait en juillet. Le relevé est effectué au moyen de chaluts de fond à des profondeurs allant de 30 à 400 m, en consignant le poids total des poissons et des invertébrés capturés par calée, ainsi que diverses variables biologiques et environnementales (MPO 2024). L'échantillonnage de la morue comprend la consignation, pour chaque calée, de la longueur, du poids, de la maturité et de l'âge de chaque poisson selon une agrégation par classes de 3 cm à raison d'un individu par classe. Lorsque les navires et les engins ont été changés, des expériences et des analyses comparatives de la pêche ont été menées pour maintenir l'uniformité (Yin *et al.* 2025). Les données du relevé par navire de recherche des divisions 4X5Y de l'OPANO de 2016 à 2024 ont été utilisées dans la présente étude pour estimer la répartition relative de la densité de la biomasse de morue dans la zone. Bien que la série chronologique du relevé par navire de recherche remonte jusqu'aux années 1970, les travaux actuels sont axés sur la période allant de 2016 à 2024 en raison de la disponibilité de l'ensemble de données d'échantillonnage en mer (section 2.1.3). Le tableau 1 présente un résumé des données du relevé par navire de recherche.

2.1.2. Relevé au chalut du homard côtier (RCHC)

Le RCHC est issu du relevé sur les quotas individuels transférables (QIT) de 2013. Le relevé sur les QIT a commencé en 1995 et il s'agissait d'un relevé à engin mobile en stations fixes visant à fournir des indices d'abondance pour les évaluations du stock de poisson de fond dans la division 4X de l'OPANO (Denton 2020). Le RCHC se déroule en juin et juillet et a couvert une moyenne de 181 stations par année au cours des dernières années (figures 4 et 5). À l'instar du relevé par navire de recherche, des expériences et des analyses de pêche comparative ont été menées lorsque des engins ont été changés en 2016 (Cook *et al.* en examen). Le relevé permet d'échantillonner la morue et de caractériser le nombre de prises et la fréquence des longueurs (Denton 2020) qui peuvent servir à calculer le poids des prises. Le relevé par navire de recherche et le RCHC utilisent tous deux le même chalut de fond depuis quelques années. Le RCHC complète le relevé par navire de recherche, car il échantillonne une plus grande partie de l'habitat littoral et présente un chevauchement spatial dans les zones semi-hauturières et extracôtières. Cet échantillonnage dans l'habitat littoral est important pour caractériser la répartition de la morue dans les zones où se pratique la pêche au homard (voir la figure 5 pour le chevauchement annuel entre les deux relevés avec les données des stations aléatoires du relevé par navire de recherche et celles des stations fixes du RCHC). Le tableau 2 présente un résumé des données sur les prises de morue du RCHC.

2.1.3. Programmes d'échantillonnage en mer

Les prises accessoires dans les pêches canadiennes ne sont souvent pas bien documentées et ne sont pas recueillies uniformément d'une région à l'autre ou pour diverses espèces cibles. La *Politique sur la gestion des prises accessoires* (MPO 2013) a cerné le besoin de tenir systématiquement compte des prises accessoires dans diverses pêches, et de mettre en œuvre

des objectifs et des mesures lorsque les prises accessoires sont une préoccupation en matière de conservation. La pêche côtière du homard dans les Maritimes est une priorité pour cette analyse en raison des risques qu'elle présente pour les espèces conservées pour être utilisées comme appâts (p. ex. le crabe nordique) et les prises accessoires d'espèces de poisson de fond en déclin (p. ex. la morue franche et le brosme). En particulier, le plan de rétablissement de la morue franche dans les divisions 4X5Y a établi que les responsables de la gestion des pêches et le Secteur des sciences devaient recueillir des données sur les prises accessoires dans la pêche du homard dans les ZPH 33 à 38 (MPO 2021). En plus de ce mandat, la mise en œuvre d'un système pour recueillir des données sur les prises accessoires était également une condition de la certification de la pêche côtière du homard par le *Marine Stewardship Council* (Criquet *et al*. 2015).

En 2014, le MPO a publié un aperçu des prises accessoires et des rejets dans les ZPH 27 à 34, en mettant l'accent sur l'obtention de renseignements sur les prises accessoires, en particulier celles des espèces inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) qui ont été capturées dans des casiers à homard commerciaux (Pezzack *et al.* 2014). La morue faisait également partie de cet aperçu. L'étude a utilisé les données sur les prises des observateurs en mer concernant ces espèces pour estimer le volume des rejets, en poids, la majorité des échantillons ayant été prélevés dans les ZPH 33 et 34.

En 2018, un programme standardisé de collecte de données en mer a été lancé dans les ZPH 33, 34 et 35. Il offrait aux pêcheurs la possibilité de travailler avec des entreprises d'observateurs en mer ou une association (*Southwest Lobster Science Society*; SWLSS). Ces dernières fournissaient des techniciens pour recueillir des renseignements sur les prises accessoires lors des opérations de pêche commerciale qui se sont déroulées au cours de la saison de pêche 2019. Une cible préliminaire consistait à recueillir des données sur 1 % des sorties de la pêche côtière commerciale du homard dans chaque ZPH.

L'étude documentée dans le présent document utilise les données d'échantillonnage en mer de 2016 à 2024 pour l'analyse et l'estimation du total des prises accessoires de morue. La couverture de l'échantillonnage en mer était très limitée avant le programme pilote (principalement dans la ZPH 41 avant 2018). Les données recueillies en 2024 ne sont pas complètes, celles recueillies après octobre faisant toujours l'objet d'un contrôle de la qualité. Les figures 6 et 7 montrent la couverture spatiale et temporelle annuelle des données de l'échantillonnage en mer. Les estimations pour les années antérieures à 2019 dépendent en grande partie d'une extrapolation fondée sur l'hypothèse de la stationnarité du processus sous-jacent générateur de données. En raison de l'incertitude élevée qui entoure ces estimations, leur interprétation et leur utilisation doivent se faire avec prudence. Les estimations pour 2024, comme il a été mentionné ci-dessus, sont fondées sur un ensemble de données partiel et devraient donc être mises à jour une fois le contrôle de la qualité des données terminé pour cette année-là. De plus, le biais d'échantillonnage (données d'échantillonnage en mer comme sous-ensemble de l'ensemble de la pêche commerciale du homard et donc représentatives de cette dernière) pourrait introduire un biais inhérent dans l'estimation du total des prises accessoires de morue. Par exemple, le MPO (2023b) a évalué la couverture de l'échantillonnage en mer par rapport à la pêche pour de nombreuses ZPH pendant le programme pilote et a constaté que certaines d'entre elles présentaient un léger biais de représentativité en ce qui concerne les prises de homard. Certains types de biais pourraient être atténués au moyen d'approches de modélisation (p. ex. un modèle spatial pour tenir compte de l'autocorrélation spatiale entre des emplacements rapprochés), mais d'autres peuvent être difficiles à évaluer (p. ex. un biais comportemental possible lié au fait d'être observé). Dans l'ensemble, les profils des prises accessoires de morue présentent de légères

variations annuelles (figure 8), et un résumé des données indique des tendances relativement constantes où les proportions de prises accessoires nulles de morue sont d'environ 98 % et les quantités positives moyennes de prises accessoires sont d'environ 1 kg par casier levé (figure 9), malgré les variations de la taille de l'échantillon au fil des ans.

Un résumé des données de l'échantillonnage en mer utilisées dans le cadre de cette étude figure au tableau 3. Au total, 113 291 casiers ont été échantillonnés entre 2016 et 2024. La morue a été observée dans 2 430 d'entre eux, ce qui signifie que près de 98 % des casiers ne contenaient pas de morue. Cependant, dans certains cas, il est possible que des morues soient entrées dans le casier mais aient été entièrement consommées par d'autres animaux. Des renseignements plus détaillés sur l'échantillonnage des espèces à l'intérieur des casiers, l'état des animaux, etc., sont présentés dans Denton (2020). Les données sur les prises accessoires de morue à l'échelle de chaque casier présentent des variations élevées avec un coefficient de variation (CV) moyen de 8,7, ce qui fait croire à une distribution à queue extrêmement longue de la quantité d'intérêt, soit les prises accessoires de morue.

2.1.4. Effort de la pêche commerciale du homard (EPCH)

Les estimations des prises accessoires de morue dans la pêche dépendent de l'effort total de la pêche commerciale du homard (EPCH) et sont mises à l'échelle en fonction de celui-ci. Les données sur l'EPCH reposent sur les données des journaux de bord obligatoires et les bordereaux de vente fournis par les pêcheurs commerciaux. Ces deux sources présentent l'information la plus complète sur la pêche du homard dans la région des Maritimes. Leurs détails se trouvent dans Cook *et al.* (2024). Les données sur l'EPCH utilisées dans la présente étude ont été fournies par Cook *et al.* (2024) après avoir fait l'objet de processus de contrôle de la qualité, d'analyse et de validation.

Pour les zones côtières de pêche du homard visées par la présente étude (ZPH 33 à 38, figure 1), l'effort de pêche a été déclaré en agrégation spatiale et temporelle. L'agrégation spatiale est fondée sur un ensemble de grilles (c.-à-d. les grilles du homard, figure 10) et l'agrégation temporelle, sur la semaine de la saison de pêche au homard, qui varie selon la ZPH; cela permet d'estimer le nombre total de casiers pour chaque grille du homard pendant chaque semaine de la saison. Afin de réconcilier ce décalage entre les résolutions des données sur l'EPCH et les données modélisées de l'échantillonnage en mer, nous avons élaboré une analyse des prises accessoires en fonction de la résolution initiale plus élevée des données, c.-à-d. compte tenu des emplacements et des dates exacts, puis avons réalisé des prédictions à une résolution plus faible au moyen d'un calcul de moyenne. Cela pourrait ajouter de l'incertitude en fonction de la distribution de l'effort dans la grille du homard et devrait être évalué dans des études futures. Pour les zones extracôtières (c.-à-d. la ZPH 41), l'échantillonnage en mer et l'EPCH contiennent des données à haute résolution de sorte qu'il n'y a pas de décalage pour les approches fondées sur un modèle. Il convient de souligner que tous les efforts déployés dans la ZPH 41 proviennent d'un seul titulaire de permis; par conséquent, les chiffres et les nombres se rapportant à ce secteur ont été caviardés ou supprimés dans le présent document afin de respecter les exigences de confidentialité.

Dans l'ensemble, les profils spatiaux et temporels de l'effort de pêche sont relativement uniformes pendant la période d'étude et dans toute la zone, ce qui fournit certains éléments probants à l'appui de l'hypothèse de la stationnarité (figures 11 et 12; à noter que les données pour 2024 sont partielles, la majorité des données des sorties effectuées après octobre faisant l'objet d'un contrôle de la qualité au moment de l'évaluation). Le tableau 4 résume les données sur l'effort regroupées en fonction des spécifications des diverses zones. Le taux de couverture de l'échantillonnage en mer est bien inférieur à la cible de 1 % du programme (tableaux 3 et 4).

2.1.5. Bathymétrie de l'océan Atlantique Nord

La bathymétrie modélisée tirée du modèle ORCA12 de Mercator-Ocean, en France (Treguier *et al*. 2017), a été traitée par Wang *et al.* (2018), qui ont appliqué un plan de cellules partiel afin de mieux la représenter. Dans le cadre de la présente étude, les données bathymétriques pour les divisions 4X5Y de l'OPANO ont été intégrées à la fois dans le modèle permettant d'estimer la répartition de la densité de la population de morue et dans le modèle permettant d'estimer les prises accessoires de morue dans la pêche commerciale du homard.

2.2. PRODUCTION DE VARIABLES PRÉDICTIVES POUR L'ANALYSE DES PRISES ACCESSOIRES

Plusieurs variables prédictives pertinentes ont été utilisées pour estimer les prises accessoires de morue. Les données pour ces variables ont été directement observées ou générées au moyen d'approches de modélisation distinctes.

2.2.1. Profondeur

La profondeur est une variable prédictive informative pour de nombreux processus écologiques et a été recueillie dans le cadre de la plupart des programmes d'échantillonnage, y compris le relevé par navire de recherche et le RCHC. Cependant, ces sources comportent souvent des données manquantes et, dans de nombreux cas, les données étaient recueillies sur des fonds accidentés et présentaient des erreurs d'observation fortuites. De plus, la présente étude a intégré diverses sources de données au moyen d'étapes multiples de modélisation statistique où la profondeur était utilisée. Afin d'assurer l'uniformité et l'exactitude des données sur la profondeur utilisées dans la modélisation, Wang *et al.* (2018) ont utilisé les données bathymétriques à haute résolution de l'océan Atlantique Nord. Dans la présente étude, la résolution et le plan de quadrillage de la bathymétrie, c'est-à-dire la grille du modèle ORCA12 de 1/12 degré (ci-après appelée « grille bathymétrique » afin de se différencier des autres grilles de modélisation mentionnées dans l'étude), ont également été utilisés pour la modélisation et la présentation des résultats pour des raisons d'uniformité et de lisibilité. La figure 13 présente ces données de profondeur et la figure 14 montre la différence entre ces données et les profondeurs observées dans le RCHC.

2.2.2. Densité des morues

Afin de générer une variable prédictive qui représente les niveaux relatifs de densité de la population de morue dans l'espace et le temps, et qui est utile pour l'analyse subséquente des prises accessoires de morue, un modèle spatial a été élaboré pour intégrer le relevé par navire de recherche et le RCHC. Les données de chaque relevé ont d'abord été analysées séparément afin d'intégrer la pêche comparative (Yin *et al.* 2025) et la conversion du nombre de prises en poids (les figures 15 et 16 montrent le poids des prises de morue par trait pour les deux relevés, respectivement). La relation longueur-poids utilisée pour la conversion provient d'Andrushchenko *et al.* (2022) et dépend de la saison (voir le tableau 5 pour plus de détails). De plus, les poids pour la morue endommagée provenant du RCHC ont été estimés en supposant une perte globale de biomasse de 30 % (c.-à-d. que le poids a été multiplié par un facteur de 1,3 après la conversion longueur-poids pour un poisson endommagé). Les prises des deux relevés ont indiqué des tendances différentes, peut-être en raison de différences dans les couvertures spatiales qui correspondent à des répartitions différentes de la morue (figure 17).

Pour élaborer un modèle spatial de répartition de la densité de la biomasse pour la morue des divisions 4X5Y, il fallait d'abord définir une zone de modélisation. Un polygone a été calculé de manière à englober tous les emplacements d'échantillonnage

en mer au sein des divisions 4X5Y et des ZPH 33 à 41, avec une zone tampon de 2 km, puis simplifié afin de réduire les effets de lisière (figure 18). Cette limite était nécessaire dans le cadre de l'étude afin d'éviter une mauvaise représentation de la corrélation spatiale entre les emplacements qui sont séparés par des masses terrestres. On a combiné les emplacements des relevés par navire de recherche (ils varient chaque année en raison du plan de relevé aléatoire), l'ensemble des emplacements des relevés fixes du RCHC (identiques chaque année) et un ensemble de données réduit contenant 1 000 emplacements d'échantillonnage en mer (c.-à-d. un sous-échantillon aléatoire de tous les emplacements de l'ensemble de données d'échantillonnage en mer afin de réduire le calcul tout en maintenant la représentation de sa couverture spatiale, ainsi que ses profils). Un algorithme de regroupement des k-moyennes basé sur la distance a été utilisé pour agréger et associer les emplacements à 60 « nœuds » (voir la définition des nœuds dans Lindgren and Rue 2015). Le modèle spatial repose sur ces nœuds, semblables aux strates, et s'appuie sur l'autocorrélation spatiale et spatio-temporelle (figure 18).

Le modèle spatial suivant a été privilégié parmi plusieurs modèles mis à l'essai avec divers paramètres se rapportant aux différentes hypothèses sous-jacentes des variations et des covariables spatiales et spatio-temporelles (les modèles et la sélection du modèle fondée sur des données statistiques sont énumérés au tableau 6) :

$$log(Densité) = \alpha(\text{Relevé}) + \alpha(Année) + \text{s}(\text{Profondeur}) + \beta(\text{S}) + \beta(\text{ST})$$

$$Prise \sim Tweedie(\text{Densité } \varphi^2 \ p)$$

$$\beta(\text{S}) \ \sim CAGM(0 \ \Sigma_1)$$

$$\beta(\text{ST}) \sim CAGM(0 \ \Sigma_2)$$

Les prises du relevé sont liées à la densité des morues sous-jacente avec une fonction de lien logarithmique et une distribution de Tweedie avec des paramètres de variance et de puissance. Le modèle comprenait un effet d'année fixe représentant les moyennes annuelles, un effet de relevé fixe pour les deux sources de données afin de tenir compte des différences entre les engins (efficacité relative des prises), un effet de profondeur fixe utilisant un lissage cubique, un effet spatial aléatoire ($\beta(S)$), et un effet spatio-temporel ($\beta(\text{ST})$). L'effet spatial peut expliquer l'autocorrélation spatiale statique et est modélisé par un champ aléatoire gaussien de Markov (CAGM) où la matrice de covariance, Σ_1, décrit la covariance par paires entre les emplacements en fonction d'une fonction Matérn de dé-corrélation (Lindgren *et al*. 2011). De même, l'effet spatio-temporel modélise l'auto-corrélation dynamique espace-temps à l'aide d'un CAGM entre les emplacements par paires et les années où la corrélation sur plusieurs années est modélisée avec une hypothèse autorégressive (Yin *et al.* 2024). Le modèle a été mis en œuvre et optimisé à l'aide du progiciel R *sdmTMB* (Anderson *et al.* 2022) fondé sur le TMB (Kristensen *et al.* 2015).

Les diagnostics du modèle réalisé à l'aide du progiciel R de diagnostics des résidus *DHARMa* (Hartig 2022), où les résidus quantiles ont été calculés à partir des simulations du modèle ajusté, ont indiqué un ajustement suffisant (figure 19) et les résidus n'ont pas montré de tendances spatiales significatives (figure 20) ou de biais lié aux sources de données (figure 21). Les résultats de l'estimation de la répartition de la densité de la biomasse des morues dans les divisions 4X5Y de 2016 à 2024 indiquent que la population n'a pas présenté de changements importants à grande échelle au cours de cette période (figure 22). Une certaine fragmentation localisée de la répartition précédemment continue apparaît dans les eaux plus profondes de la

baie de Fundy, la densité des morues diminuant à partir de la zone au nord du bassin Jordan, à compter de 2019, alors qu'elle y était présente de manière constante entre 2016 et 2018 (figure 22). La répartition de la population présentait une légère contraction (figure 24) et l'estimation de la relation densité-profondeur indiquait une préférence à des profondeurs allant de 50 à 200 m tout au long de la période étudiée (figure 25). Les niveaux globaux de population ont affiché une baisse progressive jusqu'en 2020, puis sont restés stables à un faible niveau par la suite, ce qui correspond aux tendances démographiques tirées de l'évaluation des divisions 4X5Y (figure 23; MPO 2023a). La répartition relative de la densité des morues a été prédite selon la grille bathymétrique en vue de l'analyse des prises accessoires.

2.3. RÉSUMÉ DES VARIABLES PRÉDICTIVES

Les variables prédictives candidates des prises accessoires de morue sont peu nombreuses, étant limitées à la fois par le programme d'échantillonnage en mer et le format des données de l'effort de la pêche commerciale du homard. Les données enregistrées dans le cadre du programme d'échantillonnage en mer comprennent l'emplacement exact de la pêche et la date; ces renseignements spatiaux et temporels peuvent être utilisés tels quels, ou regroupés à divers degrés afin de réduire le bruit et, surtout, d'intégrer des données environnementales ou sur les pêches provenant d'autres sources (p. ex. la profondeur et la densité des morues, comme décrit ci-dessus). D'autres renseignements consignés, comme les sorties, les filières et les identifiants de casiers, les jours d'immersion et les prises, ou les prises accessoires d'autres espèces, peuvent permettre d'évaluer les prises accessoires de morue dans un casier. Par exemple, il y a une relation définie entre les jours d'immersion et les prises accessoires de morue, tandis que la relation peut être inverse entre les prises de homards et d'autres espèces, et les prises accessoires de morue, en raison de l'espace limité dans un casier. Toutefois, cette information est absente des données déclarées sur l'effort de la pêche commerciale du homard et, par conséquent, son intégration dans l'analyse présente un avantage très limité pour prédire les prises accessoires totales. Une liste des variables prédictives potentielles et une description sommaire sont fournies au tableau 7. Dans l'ensemble, les analyses des prises accessoires sont principalement limitées par la disponibilité (absence d'une multitude de variables prédictives potentielles) et la qualité (résolution de l'échantillonnage) des données.

3. MÉTHODE

3.1. ANALYSE EXPLORATOIRE

Afin d'éclairer l'élaboration et l'optimisation du modèle, une analyse préliminaire a été effectuée pour explorer les relations entre les prises accessoires de morue et diverses variables prédictives potentielles au moyen de la visualisation des données. Les prises accessoires de morue dans chaque casier présentent une grande variance (les valeurs des prises accessoires sont très dispersées dans les données originales). Les modèles sont probablement incapables de prédire avec exactitude et précision la répartition observée et tiennent compte de la difficulté à quantifier le mécanisme qui entraîne des prises accessoires de morue dans un casier à homards particulier. De plus, l'analyse est également limitée par la résolution des données disponibles, c.-à-d. que les variables prédictives les plus utiles dans cette étude n'ont pas pu être différenciées par casier (p. ex. densité des morues, profondeur).

L'agrégation des données est une stratégie efficace pour lisser le bruit et explorer les corrélations variables; les données de l'échantillonnage en mer ont été agrégées selon la grille bathymétrique afin de mieux étudier les variables prédictives suivantes : densité des morues, profondeur, jour de l'année (effet saisonnier) et jours d'immersion (malgré l'absence de données sur l'EPCH). La densité des morues (à l'échelle logarithmique) présente une forte

corrélation linéaire attendue avec les quantités de prises accessoires (figure 26) et appuie les résultats de modélisation de cette variable prédictive. La relation avec la profondeur indique que les prises accessoires sont plus élevées dans la plage de 50 à 150 m, ainsi qu'une préférence de profondeur possible, mais incertaine (en raison de la taille limitée des échantillons), dans la fourchette de 150 à 350 m également (figure 27). Il est à noter que le mode (à environ 100 m) et la plage de la figure 27 semblent s'écarter légèrement de ceux de la figure 25 (à environ 150 m), ce qui pourrait indiquer que dans les eaux plus profondes (>200 m) où la morue est probablement rare, les prises accessoires ne diminuent pas proportionnellement. La saisonnalité des prises accessoires de morue (figure 28) est forte; pendant les saisons de pêche hivernale et printanière, les prises accessoires sont beaucoup plus élevées. Cela s'explique en partie par les différences entre les saisons de pêche selon les zones, les saisons de pêche des ZPH 33 et 34 s'étendant de la fin novembre au 31 mai (jours 1 à 150; 335 à 365), ainsi que par d'éventuelles variations saisonnières de la répartition de la morue des divisions 4X5Y. Enfin, la relation entre les prises accessoires de morue et les jours d'immersion indique un plateau entre sept et neuf jours, mais diminue rapidement après dix jours (figure 29); il s'agit soit d'un effet de saturation, soit d'une possibilité que la morue ait été consommée par des homards dans le casier après une longue période. Cette variable prédictive n'a pas été incluse à l'étape de la modélisation, car elle est absente des données sur l'effort de la pêche commerciale du homard. Bien que les jours d'immersion puissent être estimés en fonction des dates et des emplacements de pêche, les valeurs estimées par le modèle contiennent probablement des renseignements en double, car elles ont déjà été incluses dans l'analyse des prises accessoires.

3.2. ESTIMATEUR DE LA MOYENNE (EM)

Le modèle le plus simple pour effectuer les analyses des prises accessoires dans les scénarios à données limitées est l'estimateur de la moyenne (Lohr 2021), que nous avons inclus comme point de référence aux fins de comparaison entre les cadres de modélisation. Il représente simplement la moyenne de l'échantillon et la variance des prises accessoires de morue à partir des données de l'échantillonnage en mer (données observées). La prédiction pour un casier non observé est censée être le poids moyen des prises accessoires de tous les casiers observés au cours de la même année. Par extension, la prédiction du total des prises accessoires est fondée sur l'effort total de pêche. Les diagnostics résiduels de cet estimateur illustrent la difficulté à prédire des prises accessoires à l'échelle de chaque casier, mais une fois agrégés selon la grille bathymétrique, les prédictions étaient plus plausibles (figure 30).

En utilisant cet estimateur pour calculer l'ampleur du total des prises accessoires de morue, on suppose que les données observées sont des sous-échantillons aléatoires indépendants et identiquement distribués (IID) issus de l'ensemble des données commerciales et qu'elles sont donc représentatives de ces dernières. En réalité, cette hypothèse est probablement inadéquate pour plusieurs raisons : les prises accessoires à proximité immédiate sont probablement corrélées; les observations au niveau des casiers sont probablement structurées de manière hiérarchique dans le cadre des sorties; les contraintes opérationnelles influencent souvent la sélection des casiers observés et faussent ainsi le processus d'échantillonnage. L'échantillonnage des casiers en mer présente clairement un biais pour les années antérieures au programme pilote d'échantillonnage en mer (Pêches et Océans Canada [MPO 2023b] a évalué le biais potentiel au sein du programme pilote pour chaque ZPH et a indiqué qu'il existerait également un biais d'échantillonnage au cours de ces années pour certaines régions).

La plus grande partie du biais d'échantillonnage est innée et difficile à modifier au moyen de la modélisation statistique, compte tenu de la connaissance limitée du processus sous-jacent de production. Toutefois, il est possible, dans une certaine mesure, de tenir compte des

corrélations spatiales et temporelles pour améliorer les estimations des prises accessoires, soit à l'aide de modèles statistiques, soit simplement par un regroupement efficace des données (p. ex. stratification a posteriori et prédiction par strate). Au cours de la phase d'élaboration du modèle de l'étude, divers plans de regroupement spatial ont été mis à l'essai afin d'obtenir un estimateur de la moyenne stratifiée plutôt qu'un estimateur de la moyenne simple, et un schéma à 20 strates fondé sur le regroupement des k-moyennes a fini par améliorer les prédictions des prises accessoires. Toutefois, l'amélioration a été minime par rapport aux approches suivantes fondées sur un modèle et n'a donc pas été incluse dans le présent document. Ce plan de stratification a posteriori (figure 31) a également été mis à l'essai comme variable prédictive potentielle dans certaines des approches fondées sur un modèle.

3.3. MODÈLE NON PARAMÉTRIQUE

La forêt d'arbres de décision s'est révélée être un modèle non paramétrique efficace pour l'analyse des prises accessoires, surtout dans les scénarios à données limitées. Par exemple, l'analyse des prises accessoires de plusieurs espèces de poissons de fond dans la pêche au chalut du poisson de fond sur la côte ouest des États-Unis (Stock *et al*. 2019) et l'analyse des prises accessoires de requin bleu dans la pêche canadienne à la palangre pélagique (Yin *et al*. 2024). L'algorithme de la forêt d'arbres de décision est une agrégation *bootstrap* d'un grand nombre d'arbres de régression. Sur le plan conceptuel, un arbre de régression est semblable à un estimateur de la moyenne stratifiée, puisque les deux méthodes regroupent et stratifient les données en fonction de variables prédictives. Cependant, les méthodes fondées sur des arbres utilisent un espace de caractéristiques plus général des variables prédictives de divers types plutôt que l'espace physique (c.-à-d. emplacements spatiaux). Elles construisent un espace de caractéristiques à partir d'un ensemble de variables prédictives candidates où chaque variable correspond à une dimension (en supposant l'absence de colinéarité), et divisent l'espace de caractéristiques en un ensemble de rectangles dans lequel un modèle de régression simple peut être ajusté (Hastie *et al.* 2009). L'arbre est entraîné de façon récursive pour trouver le meilleur régime de partitionnement afin de prédire avec précision la variable dépendante, c.-à-d. le poids des prises accessoires. La forêt d'arbres de décision peut être efficace pour établir des relations non linéaires entre les variables prédictives et les variables dépendantes (on a supposé que ces relations étaient linéaires par segments). La « forêt » repose sur le *bootstrap* d'arbres décisionnels aléatoires et indépendants, et, par conséquent, dépend parfois de grandes quantités de données pour être efficace.

L'algorithme comporte trois paramètres de réglage, soit le nombre d'arbres et deux autres paramètres liés à la randomisation dans le *bootstrap* et la croissance de l'arbre. Un algorithme de Boruta (Kursa and Rudnicki 2010) a été utilisé pour les variables prédictives de présélection où des classificateurs de la forêt d'arbres de décision ont été exécutés à répétition avec une mesure d'importance des caractéristiques afin d'évaluer et de sélectionner un ensemble des plus importantes (Breiman 2001; Hastie *et al.* 2009). Nous avons comparé les cotes d'importance calculées par Boruta, ainsi que l'année, la longitude, la latitude, la profondeur, le jour de l'année et la densité des morues retenues. Le modèle a ensuite été entraîné sur les données de l'échantillonnage en mer, où les paramètres de réglage ont été déterminés par une validation croisée et une recherche par étapes dans la grille (figure 32). Le progiciel R *randomForest* (Liaw *et al.* 2002) a été utilisé pour l'entraînement et l'optimisation du modèle. Les diagnostics montrent de petites améliorations par rapport à l'estimateur de la moyenne (figure 33) pour les prises positives, mais les prédictions pour les prises nulles n'étaient pas idéales.

3.4. MODÈLES LINÉAIRES GÉNÉRALISÉS

Les modèles linéaires généralisés (MLG) constituent un cadre englobant un vaste éventail de modèles statistiques largement utilisés en écologie, notamment les modèles de régression linéaire simples, les modèles linéaires généralisés à effets mixtes (MLGM), les modèles additifs généralisés (MAG), etc. Contrairement à la forêt d'arbres de décision, ces modèles sont généralement paramétriques ou semi-paramétriques et supposent des relations précises et cohérentes entre les variables prédictives et les variables dépendantes, c.-à-d. qu'ils supposent des interactions prédéfinies. Les relations entre les variables prédictives et les variables dépendantes sont généralisées à partir d'associations linéaires au moyen de fonctions paramétriques (p. ex. la transformation logarithmique) ou de techniques de lissage non paramétrique (p. ex. le lissage cubique). L'élaboration du modèle dans ce cadre a suivi le déroulement suggéré dans Yin ***et al.*** (2024) consistant à d'abord sélectionner des variables prédictives utiles et à optimiser leurs formes en vue de leur intégration, puis à passer de modèles simples et de base à des formules plus complexes et nuancées, tout en évaluant l'efficacité du modèle, ainsi que l'équilibre entre la complexité et le rendement prédictif. Après la mise à l'essai de divers modèles (voir le tableau 8 pour une liste des modèles mis à l'essai et le processus de sélection du modèle), le modèle le plus performant est un MAG avec les spécifications suivantes :

$$log(\mu) = \alpha(Année) + \mathrm{s}(\mathrm{Profondeur}) + \mathrm{s}(\mathrm{JA}) + \log(\mathrm{Densité}) + s(\mathrm{long\ lat})$$

$$Prise \sim Tweedie(\mu\ \varphi^2\ p)$$

On présume que les observations des prises accessoires de morue suivent une distribution de Tweedie avec des paramètres de moyenne, de variance et de puissance où le paramètre de la moyenne est logarithmique et prédit en fonction de l'année, de la profondeur, du jour de l'année (JA), de la densité des morues et de l'emplacement spatial. Le MAG permet d'estimer les relations de dépendance à l'aide de techniques de lissage non paramétriques (lissage cubique pour la profondeur et le jour de l'année; lissage isotrope bidimensionnel par spline « plaque mince » pour les emplacements spatiaux selon la longitude et la latitude; voir Wood 2011 pour plus de détails), tandis que l'année et la densité ont été incluses comme effets fixes catégoriels et linéaires continus, respectivement. Le MAG a été mis en œuvre à l'aide du progiciel-R *mgcv* (Wood 2011), tandis que d'autres MLG mis à l'essai utilisaient également le progiciel *glmmTMB* (Brooks ***et al.*** 2017) fondé sur le TMB.

Les diagnostics du modèle (figure 34) indiquent que l'hypothèse de la distribution de Tweedie ne représente pas adéquatement les données sur les prises accessoires. Compte tenu de la quantité de prises nulles (>98 %) et de la nature sporadique des prises positives (queue extrêmement longue), il est peu probable qu'on trouve une meilleure alternative à une distribution paramétrique. Ce modèle a été choisi comme modèle candidat pour l'analyse des prises accessoires malgré cette mauvaise représentation, car son rendement est acceptable sur le plan de la capacité prédictive et en comparaison avec l'estimateur de la moyenne de référence. Même si une prédiction pour chaque casier n'est pas idéale, les prédictions agrégées selon la grille bathymétrique indiquent un rendement acceptable (figure 35). Comparativement à l'analyse préliminaire, le MAG optimisé saisit raisonnablement bien la relation avec les covariables (figure 36).

3.5. MODÈLE SPATIAL

À l'instar du modèle spatial pour la densité des morues des divisions 4X5Y, un modèle spatial pourrait être utilisé pour estimer les prises accessoires de morue compte tenu des hypothèses d'autocorrélations spatiales et spatio-temporelles de la quantité évaluée. Un modèle spatial peut

fournir des prédictions détaillées pour n'importe quel emplacement en fonction de l'autocorrélation spatiale dans les observations. Techniquement, un modèle spatial s'inscrit dans le cadre des MLG où les effets aléatoires spatio-temporels et spatio-temporels structurés sont modélisés explicitement au lieu d'une approche non paramétrique dans le MAG où l'on utilise un lissage sur l'espace bidimensionnel. De même que pour le cadre du MLG et la modélisation de la densité des morues, nous avons mis à l'essai une gamme de formules différentes se rapportant à diverses hypothèses sous-jacentes (voir le tableau 9 pour une liste des modèles mis à l'essai et le processus de sélection d'un modèle), et le modèle le plus performant comporte les spécifications suivantes :

$$log(\mu) = \alpha(Année) + \log(\text{Densité}) + s(\text{JA}) + \beta(\text{S}) + \beta(\text{ST})$$

$$Prise \sim Tweedie(\mu\ \varphi^2\ p)$$

$$\beta(\text{S}) \sim CAGM(0\ \Sigma_1)$$

$$\beta(\text{ST}) \sim CAGM(0\ \Sigma_2)$$

À l'instar du MAG, les observations des prises accessoires de morue suivent une distribution de Tweedie, dont le paramètre de la moyenne dépend de l'année (effet fixe, discret), de la densité des morues (effet fixe, continu et linéaire), du jour de l'année (à l'aide d'un lissage cubique), ainsi que des effets spatiaux et spatio-temporels (effets aléatoires structurés et définis de la même façon que le modèle de densité des morues à la section 2.2.2). Il convient de noter que, dans le cadre de la sélection du modèle, la profondeur s'est avérée redondante en présence d'effets spatiaux structurés et la densité des morues s'est révélée plus favorable selon les données probantes du modèle (tableau 9). Ce point est également confirmé par l'analyse préliminaire où la prévisibilité de la densité des morues semblait plus définie que celle de la profondeur.

L'intégration de la densité des morues a permis d'entreprendre une transformation logarithmique qui prévalait sur les solutions de rechange pendant l'élaboration du modèle, comme une forme linéaire, une fonction de lissage ou une transformation à échelle linéaire (valeurs normalisées entre 0 et 1 en fonction du maximum et du minimum). En définitive, le modèle optimal équivalait à une hypothèse de capturabilité linéaire où les prises étaient proportionnelles à la densité sous-jacente, même si les variations dépendaient de l'espace, du temps et de la saisonnalité. Cette interprétabilité a également facilité la sélection d'un modèle, et le modèle présenté est optimal tant sur le plan mathématique qu'écologique.

Les diagnostics résiduels du modèle et les relations estimées avec les variables prédictives étaient semblables à ceux du MAG, avec une possible mauvaise représentation d'après l'hypothèse de distribution de Tweedie (figures 37 à 40). Les deux modèles paramétriques (MAG et MST) utilisant des hypothèses de distribution paramétrique pour la variable dépendante n'ont pas été en mesure de représenter les caractéristiques des données avec des valeurs principalement nulles et des prises positives sporadiques, et avaient tendance à surestimer les valeurs nulles tout en sous-estimant les grandes valeurs, ce qui équivaut à un effet de moyenne (figures 35 et 38). L'estimateur de la moyenne s'est avéré être la meilleure méthode pour représenter les prises nulles sans recourir à des hypothèses structurelles (figure 30), mais ce rendement peut rapidement être remis en cause en présence de biais d'échantillonnage; les FAD étaient également meilleures (figure 33) en raison de l'absence d'hypothèses de distribution, mais pourraient elles aussi manquer de robustesse. Le rendement de tout estimateur ou modèle doit être évalué plus rigoureusement (p. ex. en prédisant les nouvelles données).

3.6. SÉLECTION DU MODÈLE

Afin d'évaluer et de comparer les quatre modèles candidats (EM, FAD, MAG et MST), on a utilisé une validation croisée en cinq volets pour comparer les prédictions de ces modèles candidats et pour éviter un surajustement, qui est susceptible de se produire dans des modèles comportant des structures complexes. La validation croisée permet également d'évaluer la fiabilité d'un modèle candidat pour prédire de « nouvelles » observations (observations supplémentaires qui ne sont pas incluses dans la phase d'ajustement du modèle), ce qui est essentiel à l'objectif de l'analyse des prises accessoires pour prévoir les casiers non observés compte tenu des données observées. Dans une validation croisée à k blocs, le partitionnement des observations est soumis à de petites variations aléatoires.

Dans le cadre d'une validation croisée à cinq blocs, nous avons partitionné au hasard toutes les observations en cinq groupes. Pour chaque groupe (sous-ensemble d'essai), les paramètres du modèle (ou les paramètres de réglage dans les modèles non paramétriques) ont été estimés à l'aide des neuf autres groupes (sous-ensemble de l'entraînement). Les modèles entraînés ont ensuite été utilisés pour prédire sur le sous-ensemble d'essai, et les résidus ont été calculés (résidus d'essai). Ce processus de mise à l'essai de l'entraînement a été répété pour tous les groupes afin que nous ayons des prédictions et des résidus pour chaque observation. Les résidus d'essai validés par croisement et la variance résiduelle ont été consignés, résumés et comparés entre les modèles. Les mêmes sous-ensembles d'essais et d'entraînement ont été utilisés pour tous les modèles afin que les résultats soient comparables. Le partitionnement des données utilisé dans la validation croisée peut exacerber le problème de la petite taille des échantillons dans les scénarios à données limitées et les modèles complexes peuvent être plus sensibles à la validation croisée (Ding *et al.* 2018). Compte tenu du faible pourcentage de prises accessoires positives et pour réduire l'effet de la randomisation, nous avons répété la validation croisée 100 fois en utilisant différentes graines aléatoires dans R. Nous avons utilisé l'erreur quadratique moyenne (EQM) et l'erreur absolue moyenne (EAM) comme paramètres d'évaluation du modèle et calculé la moyenne de ces paramètres pour toutes les itérations. L'utilisation des deux paramètres équivaut à définir un risque de gestion statistique combinant l'exactitude et la précision des prédictions (Hastie *et al.* 2009). L'EAM pénalise davantage les écarts importants et, par conséquent, est plus sensible aux observations aberrantes, et l'EQM est plus largement utilisée comme mesure équilibrée.

3.7. PRÉDICTION DU TOTAL DES PRISES ACCESSOIRES

Le meilleur modèle issu de la validation croisée a été choisi et utilisé pour prévoir le total des prises accessoires annuelles de morue. Les prédictions ont également été calculées à l'aide de l'estimateur de la moyenne comme point de référence pour la comparaison (bien qu'il soit important de souligner que le non-respect des hypothèses peut mener à des prédictions erronées au moyen de cette méthode, en particulier pour les années 2016 à 2018 et 2024, où la couverture d'échantillonnage en mer présentait des biais tant spatiaux que temporels).

Pour les ZPH 33 à 38, le nombre total de casiers levés a été agrégé et reporté dans les grilles du homard, tandis que les approches fondées sur un modèle (FAD, MAG et MST) ont été optimisées à l'aide des données de l'échantillonnage en mer et ont permis d'établir des prédictions à une résolution spatiale et temporelle supérieure à celle des données sur l'EPCH. Pour corriger ce décalage, nous avons suivi les étapes suivantes :

- Faire correspondre la grille bathymétrique à haute résolution avec la grille du homard (en se basant sur les points milieux de la grille) et diviser la grille du homard en utilisant la grille bathymétrique (figure 41).

- Dans chaque grille du homard, attribuer uniformément l'effort total déclaré à chaque grille bathymétrique (figure 41) [remarque : étant donné que les données de la grille bathymétrique disponibles ne couvrent pas entièrement la cellule de grille du homard 322, l'effort peut être légèrement surestimé. Cependant, une surestimation ou une sous-estimation des prises accessoires dépend de la répartition de l'effort à l'intérieur de cette grille, qui est en réalité inconnu].
- Prédire le total des prises accessoires de morue dans chaque grille bathymétrique en fonction de l'effort de pêche du homard.
- Pour les ZPH 33 à 38, trouver toutes les grilles dans les divisions 4X5Y et additionner le total des prises accessoires de morue.

Pour la ZPH 41, les emplacements et les dates sont disponibles dans les données sur l'EPCH et des prédictions peuvent donc être faites pour chaque ensemble au sein de la zone de pêche. Il y a 18 entrées sans données et elles ont été supprimées (en supposant des erreurs et des casiers sans prises). Pour les autres entrées, les proportions de données manquantes ont été calculées (tableau 10); des prédictions ont d'abord été établies pour les données ne comportant aucune information manquante, puis elles ont été mises à l'échelle avec ces proportions pour tenir compte des données manquantes (c.-à-d. estimées à partir des moyennes prévues).

Le total prévu des prises accessoires de morue peut être calculé séparément pour chaque ZPH et pour l'ensemble des divisions 4X5Y selon la stratégie « diviser pour régner ». Afin d'évaluer l'incertitude des prédictions, il est possible de calculer les intervalles de confiance ou les écarts types à partir de la méthode du delta dans TMB (Kristensen *et al.* 2015) qui tient compte de l'interdépendance entre les échantillons. Cependant, la quantité d'observations (en millions) créerait une grande matrice de covariance qui nécessiterait un calcul exponentiel, ce qui s'est avéré irréalisable dans le cadre de cette étude. Nous avons plutôt calculé un écart type fondé sur une approche de simulation utilisant *sdmTMB*, où le modèle ajusté a été utilisé pour simuler des échantillons pour les prédictions. Cette incertitude a été calculée séparément pour les pêches côtières et hauturières, car les deux ensembles de données étaient présentés sous des formats différents, puis combinés en supposant l'indépendance entre les deux (probablement une mauvaise représentation qui surestime l'incertitude). De plus, en raison de la distribution à queue extrêmement longue des prises accessoires comme variable dépendante et du fait que la distribution paramétrique de Tweedie était probablement une mauvaise représentation, les écarts types fondés sur la simulation ne sont probablement pas exacts et devraient être interprétés avec prudence.

4. RÉSULTATS

4.1. RÉSULTATS DE LA SÉLECTION DU MODÈLE

Les EQM et les EAM résiduelles validées par croisement ont été calculées pour les quatre modèles en comparaison, soit l'estimateur de la moyenne (EM), la forêt d'arbres de décision (FAD), le modèle additif général (MAG) et le modèle spatio-temporel (MST). En utilisant l'estimateur de la moyenne comme point de référence, les améliorations apportées à l'EQM et à l'EAM ont été calculées pour chaque modèle et chaque année (figures 42 et 43). Les trois approches fondées sur un modèle se sont toutes améliorées par rapport au point de référence et le MST a obtenu le meilleur rendement; si l'on exclut les années précédant le programme pilote d'échantillonnage en mer (avant 2018), les améliorations du MST se situaient entre 0,4 % et 1,8 %. La variance inexpliquée relative aux variations à l'échelle de chaque casier n'était probablement pas représentative de la prévisibilité pour le total des prises accessoires agrégées de morue; à sa place, les résidus validés par croisement ont été agrégés selon la

grille bathymétrique (une résolution plus grossière) et un nouvel ensemble d'EQM et d'EAM a été calculé (figures 42 et 43; tableaux 11 et 12). Le MST a obtenu les meilleurs résultats, avec des améliorations par rapport au point de référence allant de 1 % à 14 % pendant les années du programme pilote. En utilisant l'EAM comme mesure d'évaluation, le MST a tout de même donné le meilleur rendement lorsque les réductions des EAM agrégées se situaient autour de 20 % à 35 %. Le modèle spatial a prévalu à la fois pour l'approximation de la présence-absence (prises nulles) et pour la prédiction des prises accessoires positives (figure 38). On recommande le MST comme modèle définitif pour l'estimation des prises accessoires de morue.

4.2. TOTAL PRÉVU DES PRISES ACCESSOIRES

Le tableau 13 présente le total annuel prévu des prises accessoires de morue dans la pêche commerciale du homard au sein des divisions 4X5Y (les chiffres ont été agrégés à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude; les chiffres détaillés pour chaque ZPH n'ont pas été inclus à des fins de protection de la vie privée). Les prédictions pour 2024 ont utilisé des données partielles et le total prévu ne comprend aucune activité de pêche après octobre 2024; l'analyse sera mise à jour lorsque toutes les données seront disponibles et soumises au contrôle de la qualité. Avant le programme pilote mené de 2016 à 2018, la couverture des données de l'échantillonnage en mer était limitée et les prises accessoires totales étaient principalement extrapolées en fonction des efforts de pêche commerciale et des relations estimées entre les prises accessoires de morue et les variables prédictives connues (emplacements spatiaux, saisonnalité, profondeur et densité de la morue) en supposant la cohérence et la stationnarité du processus sous-jacent. Ces chiffres doivent être interprétés avec prudence, comme en témoigne l'incertitude estimée (l'écart type étant plusieurs fois supérieur aux estimations). Les années 2020 et 2021 ont également affiché des niveaux d'incertitude élevés, possiblement liés à un biais d'échantillonnage au cours de ces années à cause des restrictions liées à la COVID-19 (tendances d'échantillonnage incohérentes pendant ces années dans les figures 7 et 8). De plus, les prédictions pour 2017 sont inférieures à la normale en raison du petit nombre de points de données d'échantillonnage en mer dans les ZPH 33 à 38, ce qui se traduit par des prises accessoires nulles de morue. En 2016, les prédictions reposaient uniquement sur l'extrapolation, car il n'y avait pas de données d'échantillonnage en mer pour ces ZPH. Les prédictions pour 2021 indiquaient des prises accessoires totales élevées de morue, ce qui est principalement attribuable à des taux plus élevés de prises accessoires et en partie à un effort de pêche supérieur à l'effort ordinaire dans la ZPH 36. Comparativement au point de référence (estimé à l'aide de l'EM), le MST a surtout réduit les prédictions des prises accessoires et est considéré comme fournissant une meilleure estimation en tenant compte des autocorrélations spatiales et temporelles dans les données. Dans l'ensemble, les prises accessoires annuelles de morue se situaient entre 500 et 1 000 tonnes métriques. Compte tenu de l'uniformité des prises accessoires de morue observées lors de l'échantillonnage en mer (figure 9) et du pourcentage de casiers observés (tableau 10), ces estimations correspondaient en grande partie aux attentes.

Les prédictions du total des prises accessoires de morue ont été résumées pour chaque ZPH (33 à 38 et 41) à des fins de gestion (tableau 14). Le modèle sélectionné (c.-à-d. le modèle spatial) a été en mesure de prédire les répartitions relatives des prises accessoires de morue pour une période donnée, une zone spatiale précise et l'effort présumé de pêche du homard; sur cette base, des prédictions spatiales détaillées des prises accessoires de morue pour quelques scénarios hypothétiques ont été calculées et présentées dans les figures 44 à 46. L'information spatiale pourrait être utile pour la planification future de la gestion afin d'optimiser les ressources tout en réduisant au minimum les répercussions sur le stock de morue franche dans la région.

4.3. SOURCES D'INCERTITUDE

De 2016 à 2018, avant le programme pilote, et dans les ZPH 36 à 38 au cours de la période d'étude, la couverture des données de l'échantillonnage en mer était insuffisante (figure 6). Par conséquent, le total des prises accessoires a été principalement extrapolé en fonction des efforts de pêche commerciale et des relations estimées entre les prises accessoires de morue et les variables prédictives connues (emplacements spatiaux, saisonnalité, profondeur et densité de la morue) en supposant la cohérence et la stationnarité du processus sous-jacent. Ces chiffres doivent être interprétés avec prudence, comme en témoigne également leur incertitude estimée (l'écart type étant plusieurs fois supérieur aux estimations). Les années 2020 et 2021 ont également affiché des niveaux d'incertitude élevés, possiblement liés à un biais d'échantillonnage au cours de ces années en raison des restrictions liées à la COVID-19 (tendances d'échantillonnage incohérentes pendant ces années dans les figures 7 et 8). Après avoir soupesé les risques et les avantages, seules les prédictions pour la période 2018 à 2024 ont été recommandées à des fins de gestion.

Les prédictions sont également sujettes à un biais d'échantillonnage potentiel lié aux limites opérationnelles qui n'ont pas pu être prises en compte, et la variance inexpliquée à l'échelle de chaque casier demeure largement ignorée en raison des limites des données. Par exemple, le modèle recommandé pour l'analyse des prises accessoires n'a pas représenté adéquatement la nature des observations des prises accessoires (caractérisées par une prévalence écrasante de prises nulles et de prises positives sporadiques). L'incertitude pourrait également découler de simplifications dans les hypothèses du modèle, notamment l'absence d'effet saisonnier dans le modèle de densité des morues (la densité prévue des morues repose sur les relevés effectués pendant les mois d'été en raison de limites des données et ne permet donc pas de tenir compte des variations de la répartition à l'automne et en hiver), ainsi que la représentation d'un effet saisonnier séparable dans le modèle de prises accessoires (supposant l'absence d'interaction entre les effets saisonniers et spatiaux). De plus, le calcul des intervalles de confiance (c.-à-d. l'incertitude prévue par le modèle concernant le total estimé des prises accessoires) a été limité par la puissance de calcul et est plutôt passé à une approche fondée sur la simulation. Cela pourrait être amélioré soit par l'agrégation efficace des données avant la modélisation des prises accessoires, soit par la rationalisation du processus de modélisation, même si les deux nécessitaient une analyse et une validation plus poussées. En résumé, le programme pilote d'échantillonnage en mer dans le cadre de la pêche du homard peut fournir des renseignements importants sur les prises accessoires de morue et bénéficierait d'une meilleure couverture, de l'uniformité de l'échantillonnage et de la conformité au protocole d'un point de vue analytique.

RÉFÉRENCES CITÉES

Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A. and Barnett, L.A., 2022. sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. BioRxiv, pp.2022-03.

Andrushchenko, I., Clark, D., Irvine, F., MacEachern, E., Martin, R. et Wang, Y. 2022. Données d'entrée du cadre de 2018 pour la morue franche des divisions 4X5Y. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/006. v + 89 p.

Breiman, L., 2001. Random forests. Machine learning, 45, pp.5-32.

Brooks, M.E., Kristensen, K., Van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Mächler, M. and Bolker, B.M., 2017. glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling.

Cook, A. M., Denton, C., Zisserson, B. and Element, G. 2024. Maritimes Region American Lobster: Fisheries Spatial Distribution. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3602: iv + 121 p.

Cook, A.M., Denton, C., Hubley B., and Cassista-Da Ros, M. In prep. Inshore Lobster trawl survey: Development of trawl conversion factors and the importance of trawl mensuration data. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. XXX: v + # p.

Criquet G., Brêthes J-C, and Allain RJ. 2015. Marine Stewardship Council Assessment: Public Certification Report for the Nova Scotia and New Brunswick Lobster Eco-Certification Society. Bay of Fundy, Scotian Shelf and Southern Gulf of St. Lawrence Lobster (Homarus americanus) Trap Fisheries. MSC 013.

Denton, Cheryl M. 2020. Maritimes Region Inshore Lobster Trawl Survey Technical Description. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3376: v + 52 p.

Ding, J., Tarokh, V. and Yang, Y., 2018. Model selection techniques: An overview. IEEE Signal Processing Magazine, 35(6), pp.16-34.

Hartig, F., 2016. DHARMa: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. CRAN: Contributed Packages.

Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J.H. and Friedman, J.H., 2009. The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction (Vol. 2, pp. 1-758). New York: springer.

Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H. and Bell, B.M., 2016. TMB: automatic differentiation and Laplace approximation. Journal of statistical software, 70, pp.1-21.

Kursa, M.B. and Rudnicki, W.R., 2010. Feature selection with the Boruta package. Journal of statistical software, 36, pp.1-13.

Liaw, A. and Wiener, M., 2002. Classification and regression by randomForest. R news, 2(3), pp.18-22.

Lindgren, F. and Rue, H., 2015. Bayesian spatial modelling with R-INLA. Journal of statistical software, 63, pp.1-25.

Lindgren, F., Rue, H. and Lindström, J., 2011. An explicit link between Gaussian fields and Gaussian Markov random fields: the stochastic partial differential equation approach. Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology, 73(4), pp.423-498.

MPO. 2013. Politique sur la gestion des prises accessoires. Cadre pour la pêche durable.

MPO. 2021. Plan de rétablissement pour la morue franche – Divisions 4X5Y de l'OPANO.

MPO. 2023a. Mise à jour de l'état du stock de morue franche (*Gadus morhua*) dans les divisions 4X5Y de l'OPANO pour 2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/017.

MPO. 2023b. Analyses des prises accessoires de la pêche côtière du homard dans les zones de pêche du homard 27, 31A, 31B, 33, 34 et 35. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/032.

MPO. 2024. Tendances dans les relevés par navire de recherche sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/010.

Pezzack, D.S., Denton, C.M., and Tremblay, M. J. 2014. Overview of By-catch and Discards in the Maritimes Region Lobster Fishing Areas (LFAs) 27-33 based on Species at Risk Act (SARA) At-sea Sampling 2009-2010 DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/040. v + 27 p.

Stock, B.C., Ward, E.J., Thorson, J.T., Jannot, J.E. and Semmens, B.X., 2019. The utility of spatial model-based estimators of unobserved bycatch. ICES Journal of Marine Science, 76(1), pp.255-267.

Treguier, A.M., Barnier, B., Albert, A., Deshayes, J., leSommer, J., Lique, C., Molines, J.M., Penduff, T. and Talandier, C., 2017, April. ORCA12, a global ocean-ice model at 1/12°: successes, shortcomings and their impact on ocean forecasting. In EGU General Assembly Conference Abstracts (p. 17950).

Wang, Z., Lu, Y., Greenan, B., Brickman, D., and DeTracey, B., 2018. BNAM: An eddy resolving North Atlantic Ocean model to support ocean monitoring. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean. Sci. 327: vii + 18p.

Wood, S.N., 2011. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology, 73(1), pp.3-36.

Yin, Y., Bowlby, H.D. and Benoît, H.P., 2024. A roadmap for generating annual bycatch estimates from sparse at-sea observer data. ICES Journal of Marine Science, 81(9), pp.1850-1867.

Yin, Y., Benoît, H. et Martin, R. 2025. Étalonnage des navires de relevé au chalut de fond : résultats de la pêche comparative entre le NGCC *Teleost* et le NGCC *John Cabot* ou le NGCC *Captain Jacques Cartier* sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy en 2022 et 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/025. iv + 237 p.

FIGURES

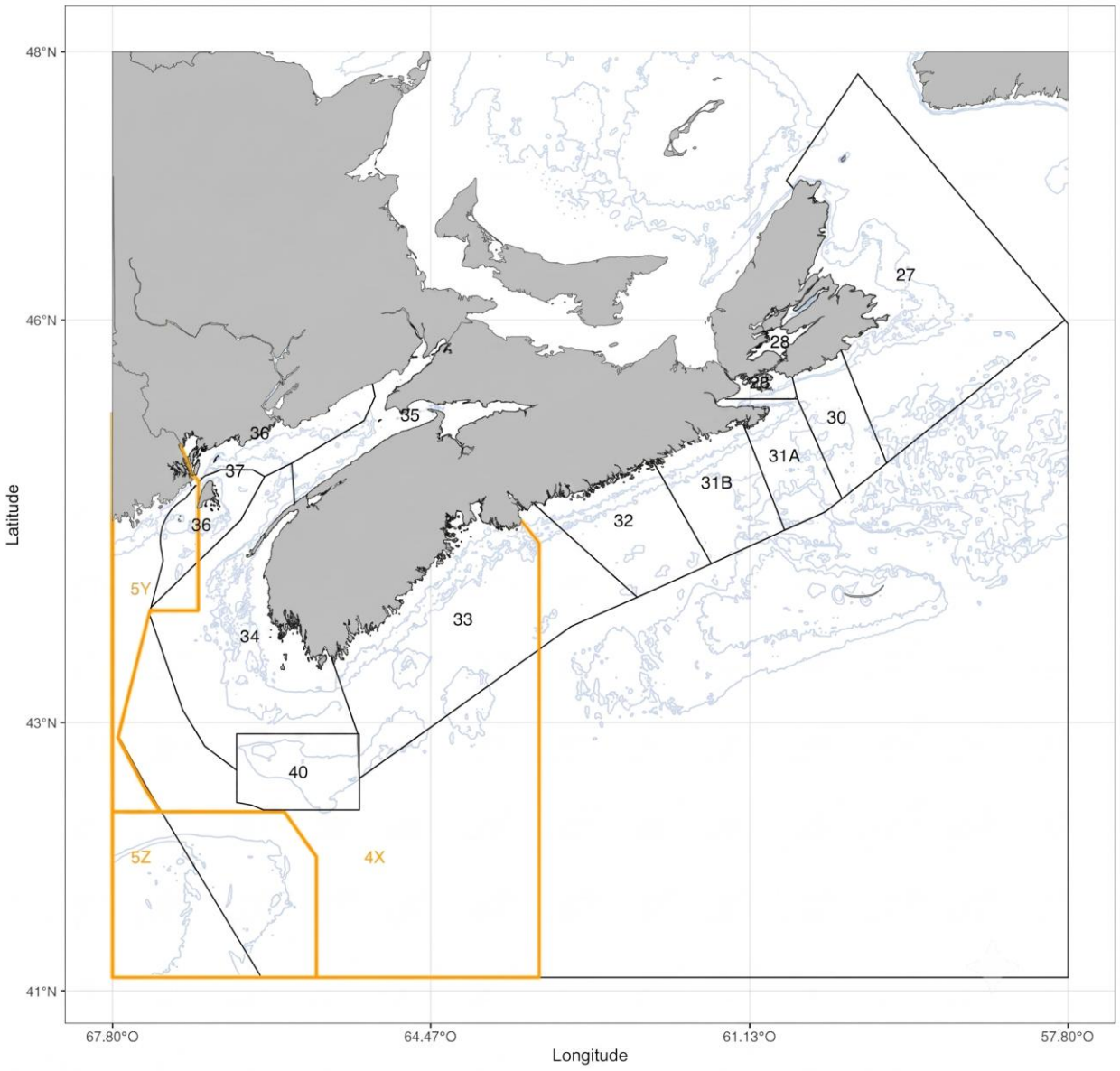


Figure 1. Carte des zones de pêche du homard de la région des Maritimes du MPO (lignes noires) et des divisions 4X5Y de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (lignes jaunes). Les lignes bleues indiquent les isobathes.

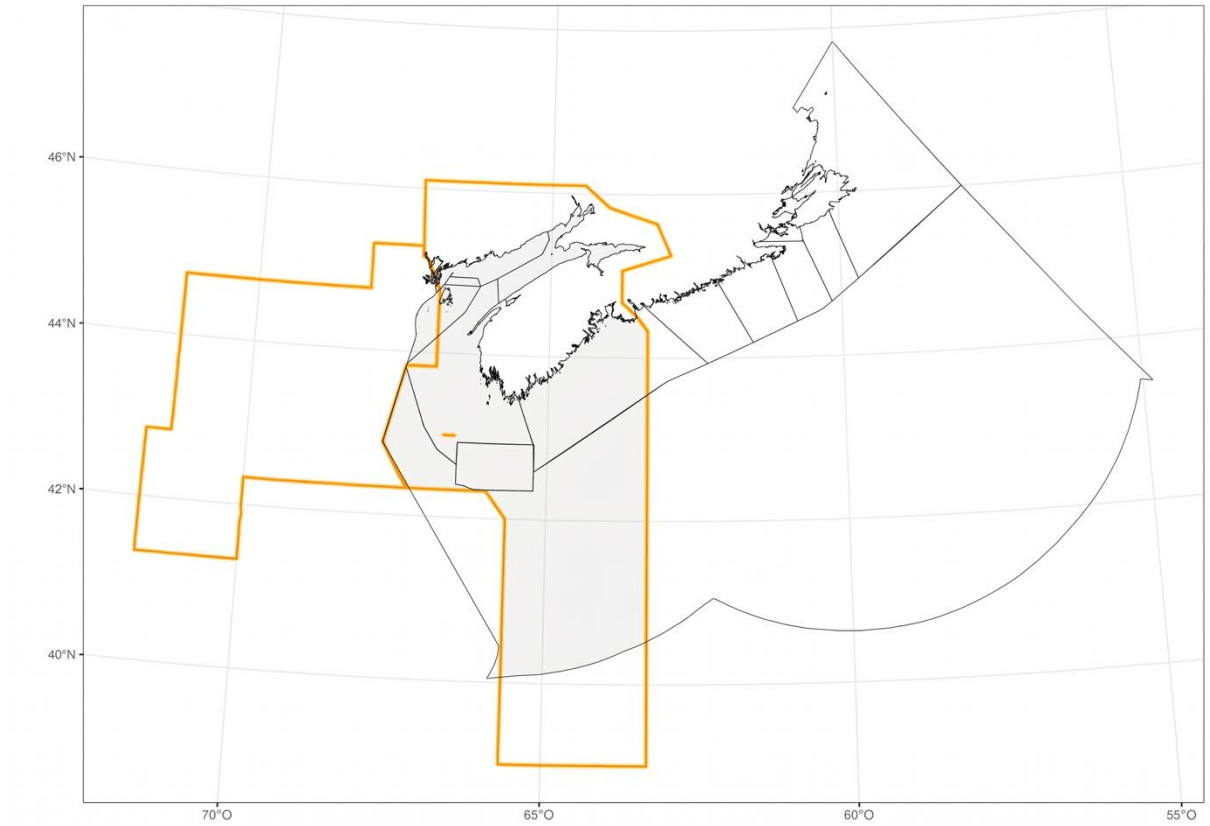


Figure 2. La zone d'étude (ombrée en gris) se situe à l'endroit où les divisions 4X5Y de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (lignes jaunes) chevauchent les zones de pêche du homard de la région des Maritimes (lignes noires) où les prises accessoires de morue dans la pêche commerciale au homard présentent un intérêt.

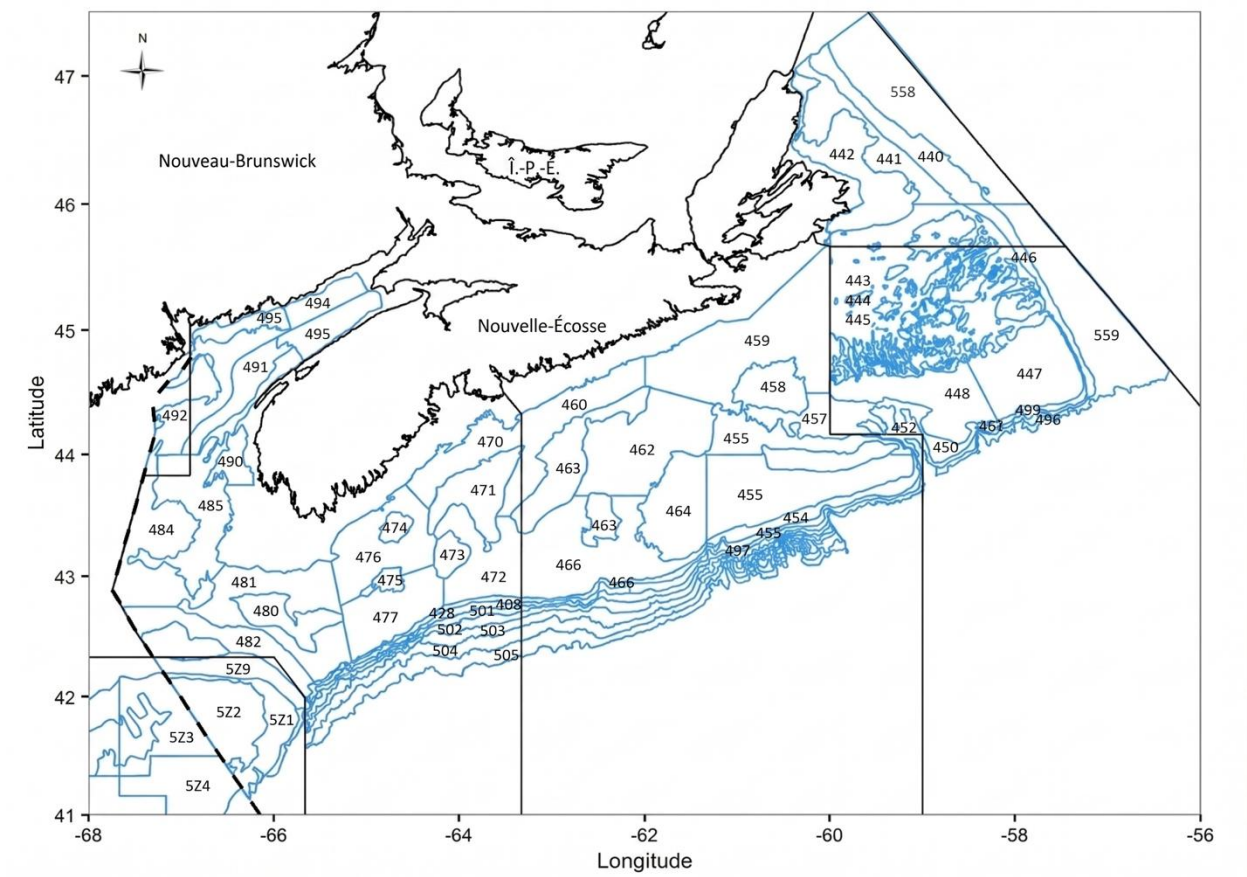


Figure 3. Strates du relevé d'été de l'écosystème par navire de recherche du MPO (MPO 2024).

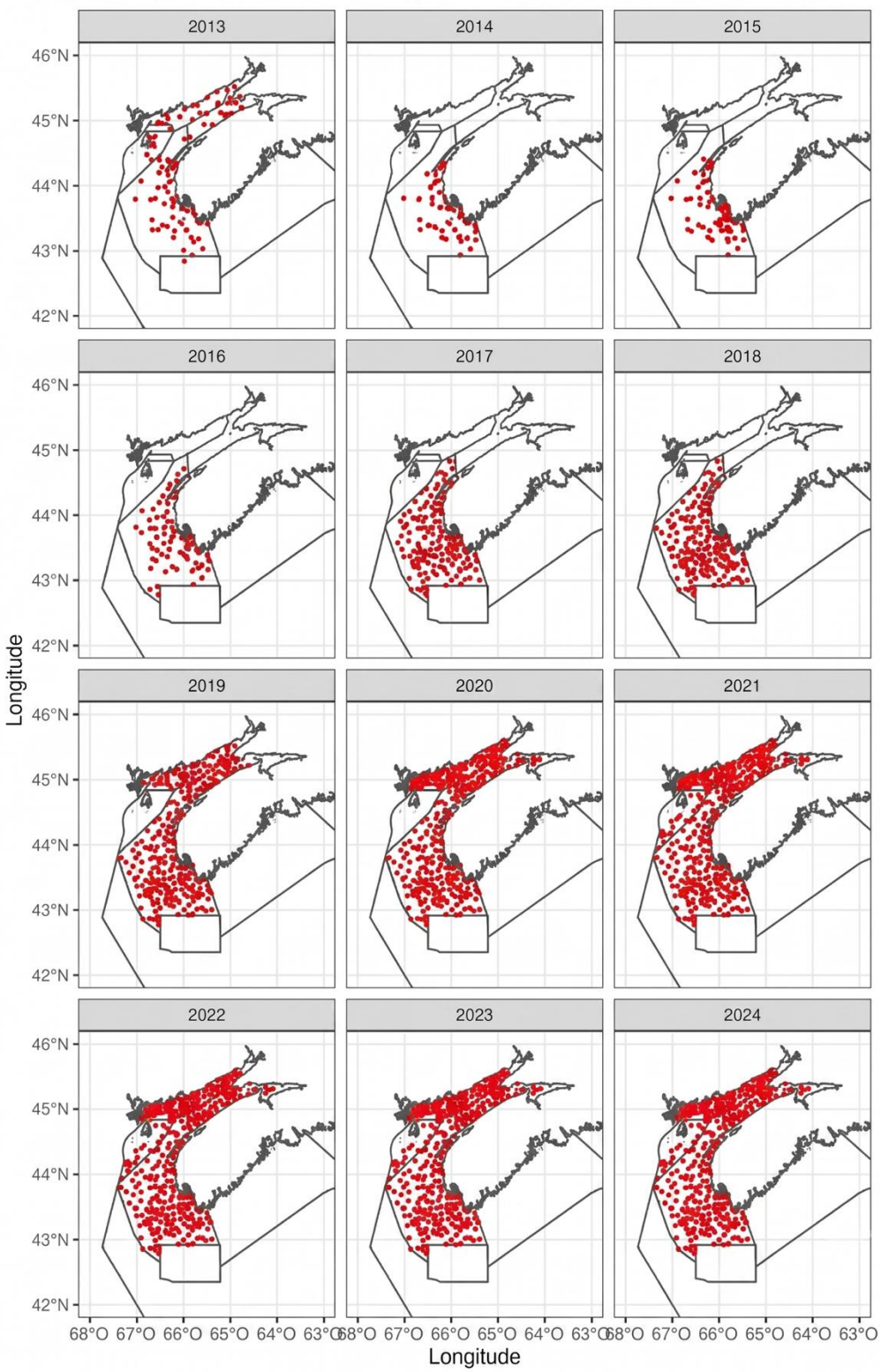


Figure 4. Carte de l'emplacement des stations fixes du relevé au chalut du homard côtier de 2013 à 2023, en juin et juillet. Les points rouges représentent l'emplacement des traits du relevé.

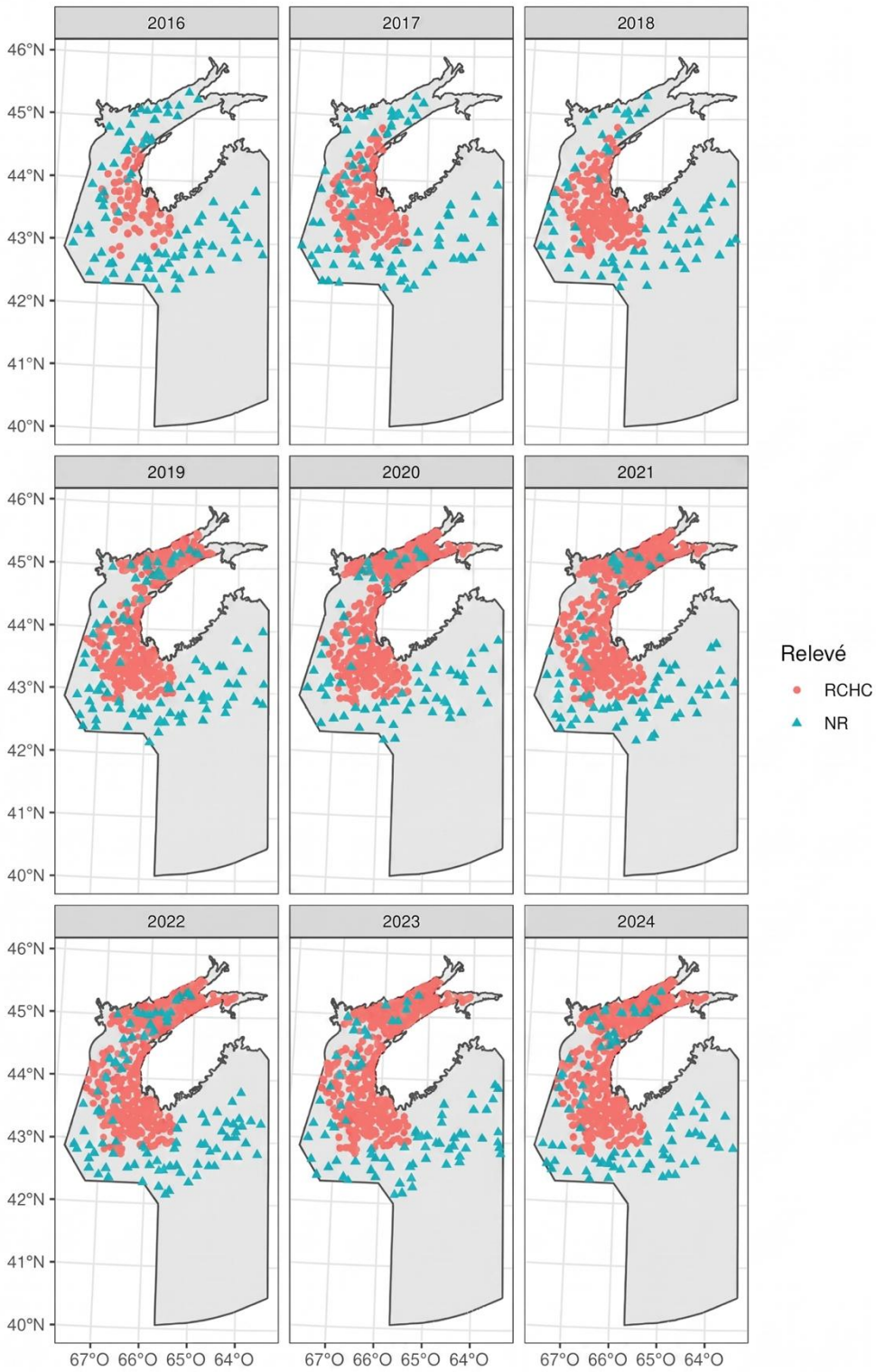


Figure 5. Emplacement du relevé d'été de l'écosystème par navire de recherche et du relevé au chalut du homard côtier (RCHC) dans la zone d'étude, de 2016 à 2024. Le relevé par navire de recherche comporte des stations aléatoires et le RCHC, des stations fixes.

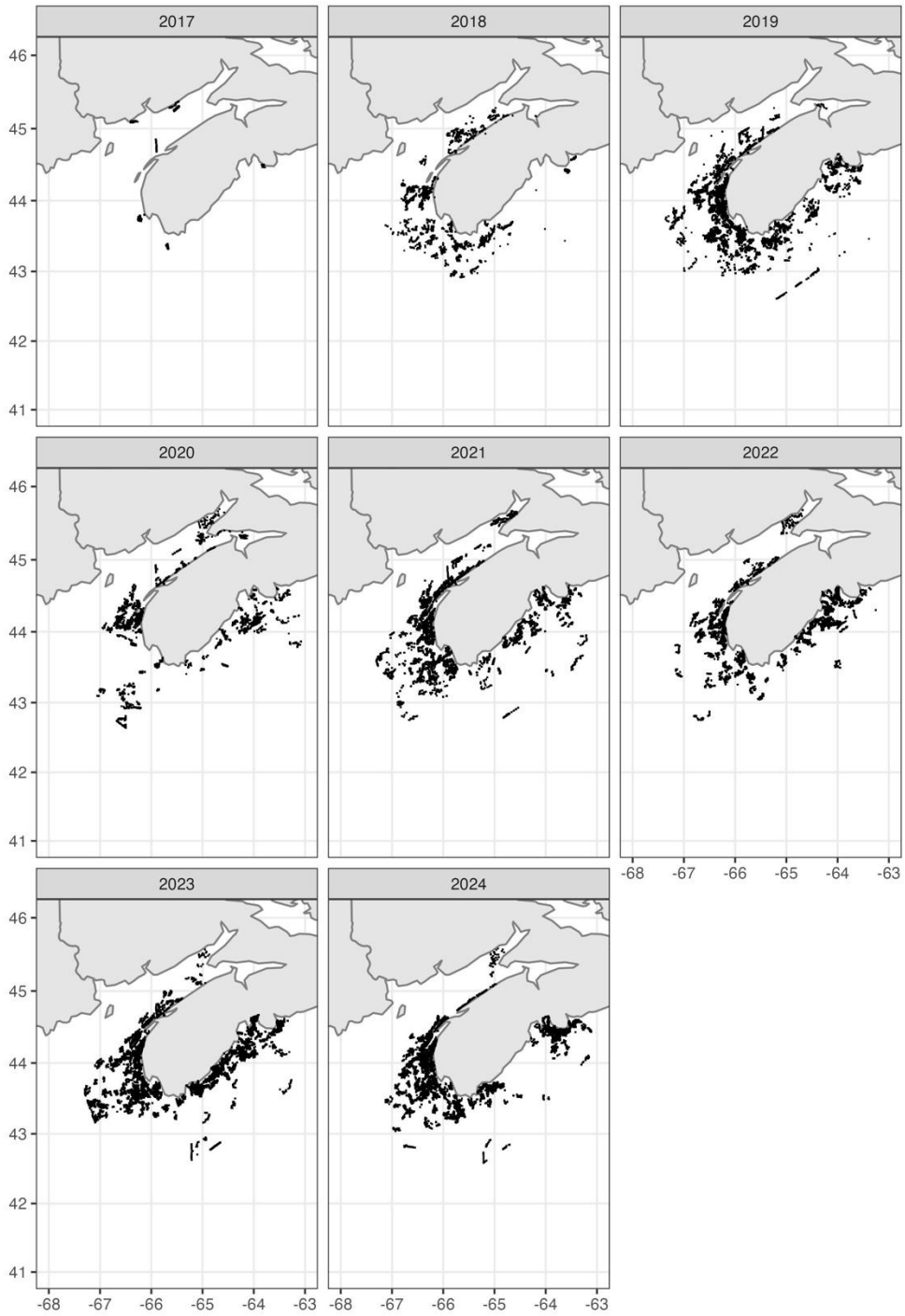


Figure 6. Couverture spatiale des données d'échantillonnage en mer (emplacements où les prises accessoires de morue ont fait l'objet d'un suivi). Les emplacements dans la zone de pêche du homard 41 ont été retirés à des fins de protection de la vie privée. Tous les emplacements observés en 2016 se trouvaient dans la ZPH 41.

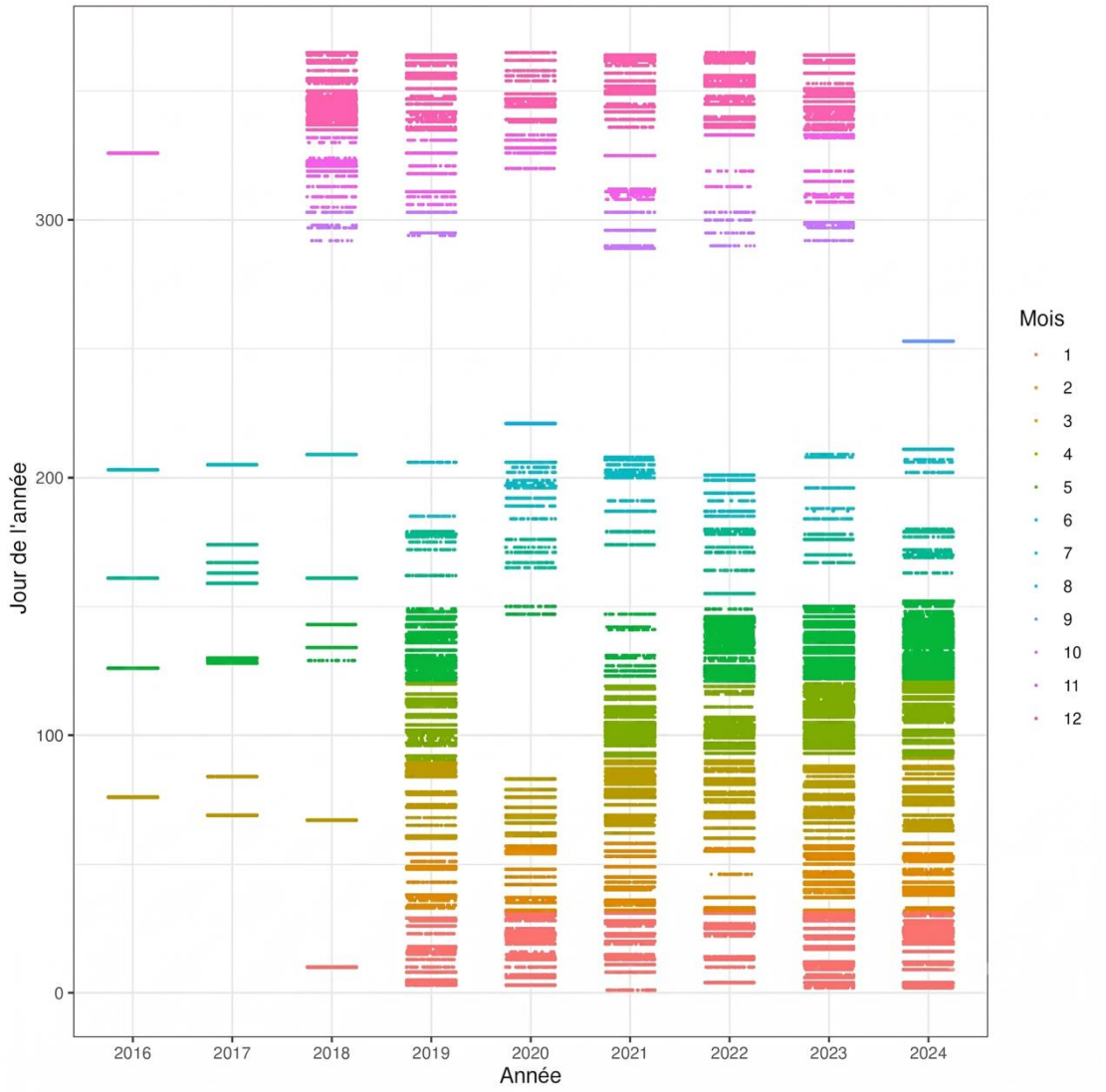


Figure 7. Couverture temporelle des données d'échantillonnage en mer (jour de l'année).

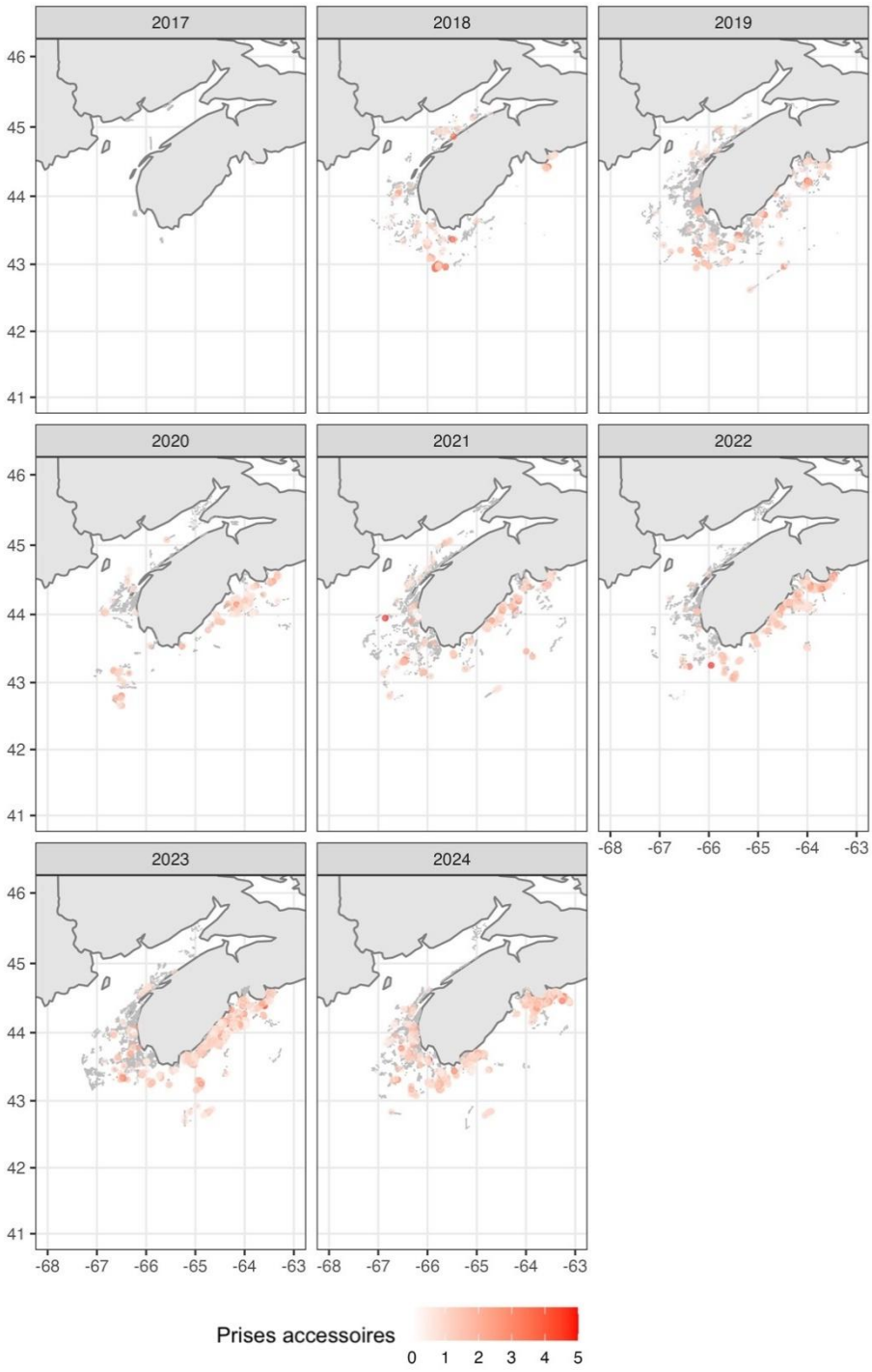


Figure 8. Prises accessoires de morue dans les données d'échantillonnage en mer où l'intensité de la couleur indique le poids des captures (kg) et les points gris indiquent des prises accessoires nulles. Les emplacements dans la zone de pêche du homard 41 ont été retirés à des fins de protection de la vie privée. Tous les emplacements observés en 2016 se trouvaient dans la ZPH 41.

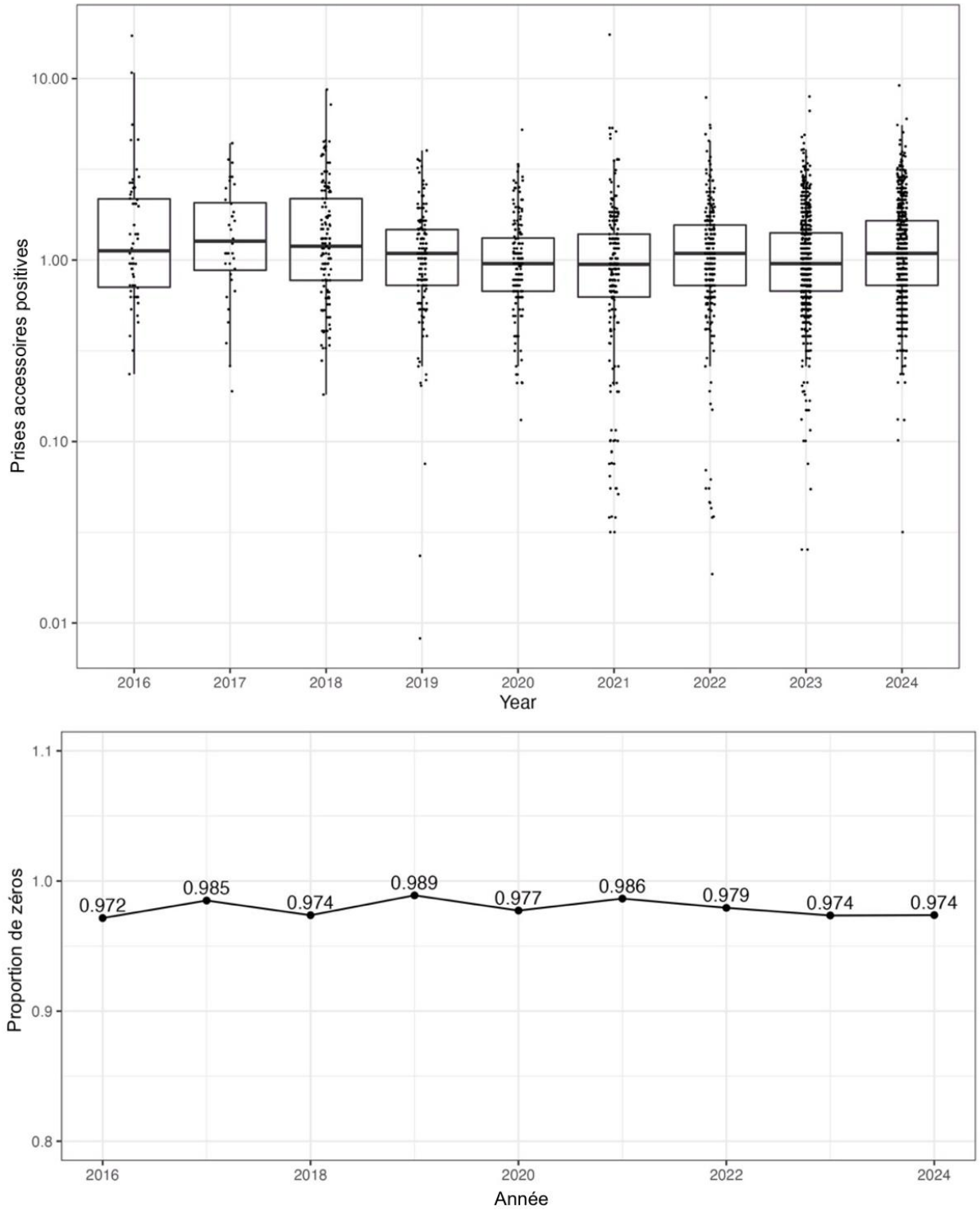


Figure 9. Résumé des prises accessoires de morue dans les données d'échantillonnage en mer : tendance annuelle des prises positives et proportion des prises nulles.

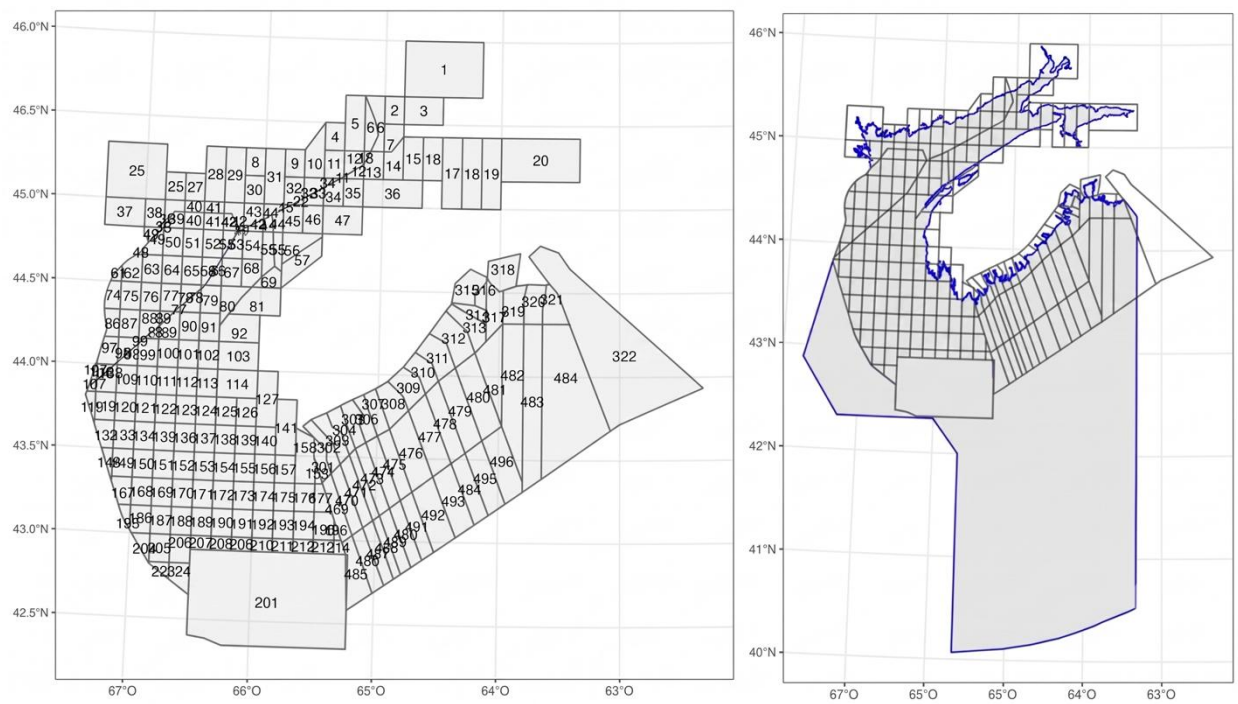


Figure 10. Grille de déclaration (panneau de gauche) des données sur l'effort de la pêche commerciale côtière du homard, c.-à-d. la grille du homard, et chevauchement entre la grille du homard et la zone d'étude (panneau de droite, ombré en gris).

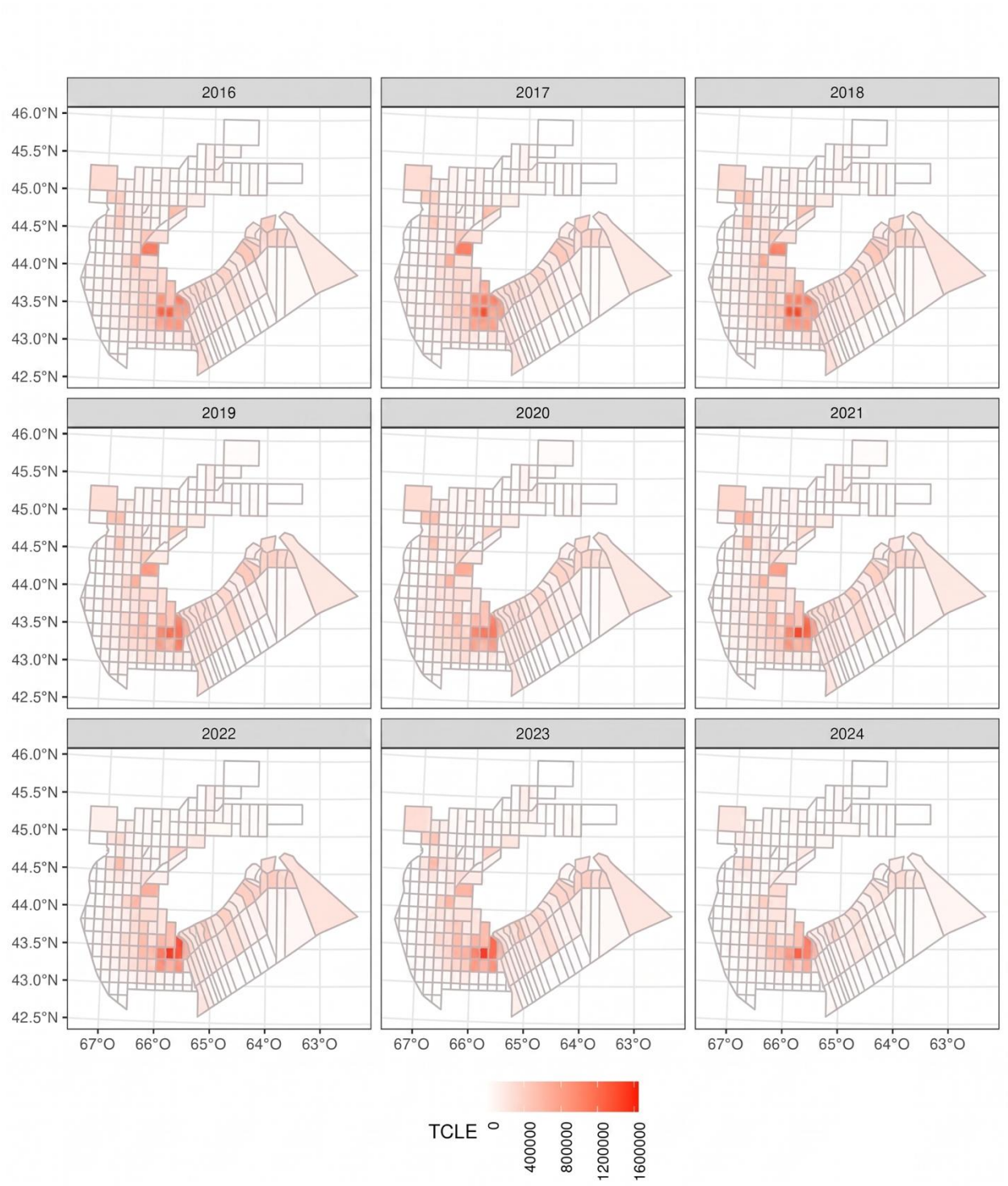


Figure 11. Répartition spatiale de l'effort de la pêche commerciale du homard dans les zones de pêche côtière du homard (ZPH) liées à la zone d'étude où le total de casiers levés estimé par extrapolation (TCLE) correspond à l'estimation du nombre total de casiers dans chaque grille du homard. Les données pour la ZPH 41 ne sont pas indiquées dans la figure à des fins de protection de la vie privée.

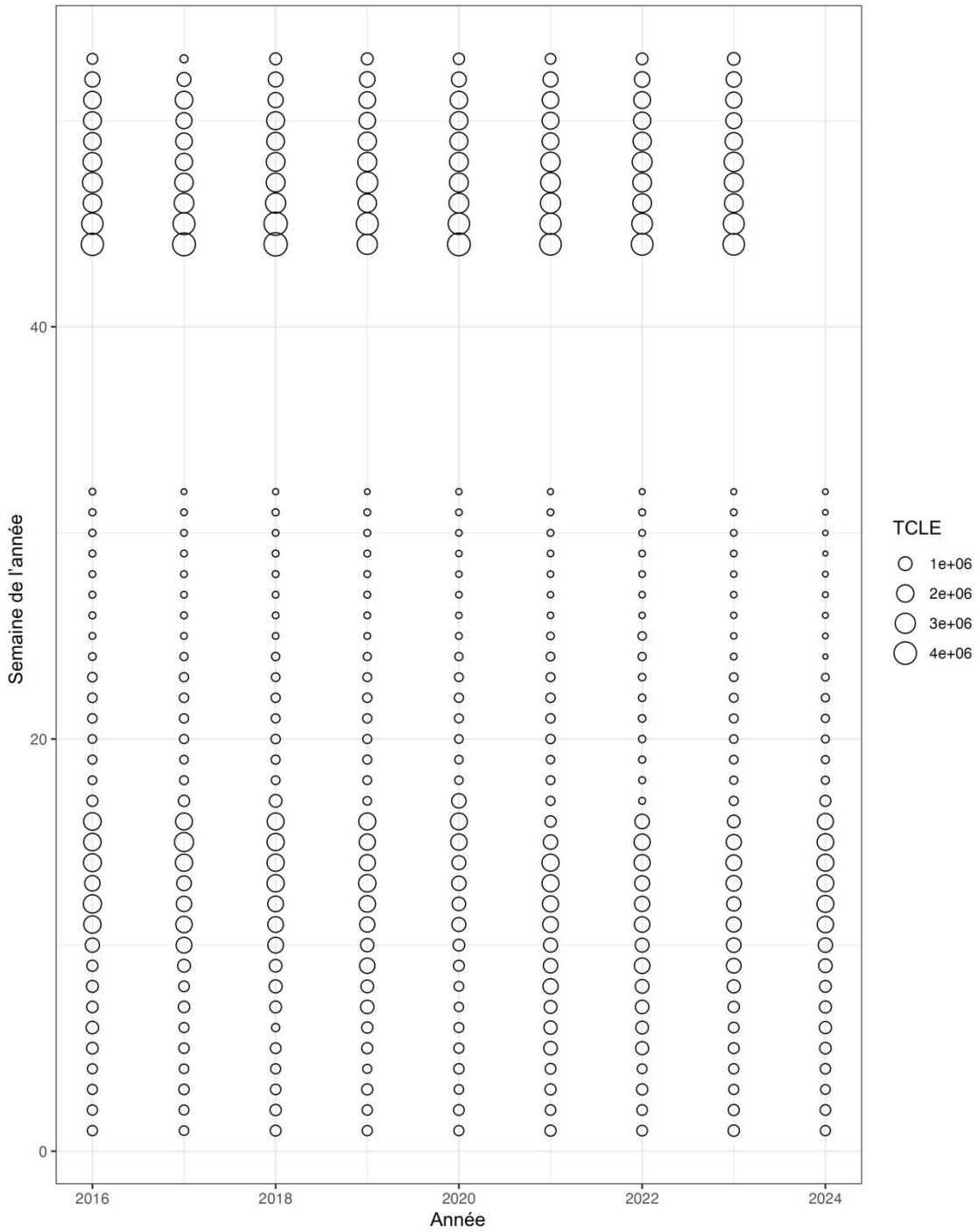


Figure 12. Répartition temporelle de l'effort de la pêche commerciale du homard pour les ZPH côtières (zones de pêche du homard) de la zone d'étude, où le total de casiers levés estimé par extrapolation (TCLE) correspond à l'estimation du nombre total de casiers. Les données de la ZPH 41 ont été supprimées de la figure à des fins de protection de la vie privée.

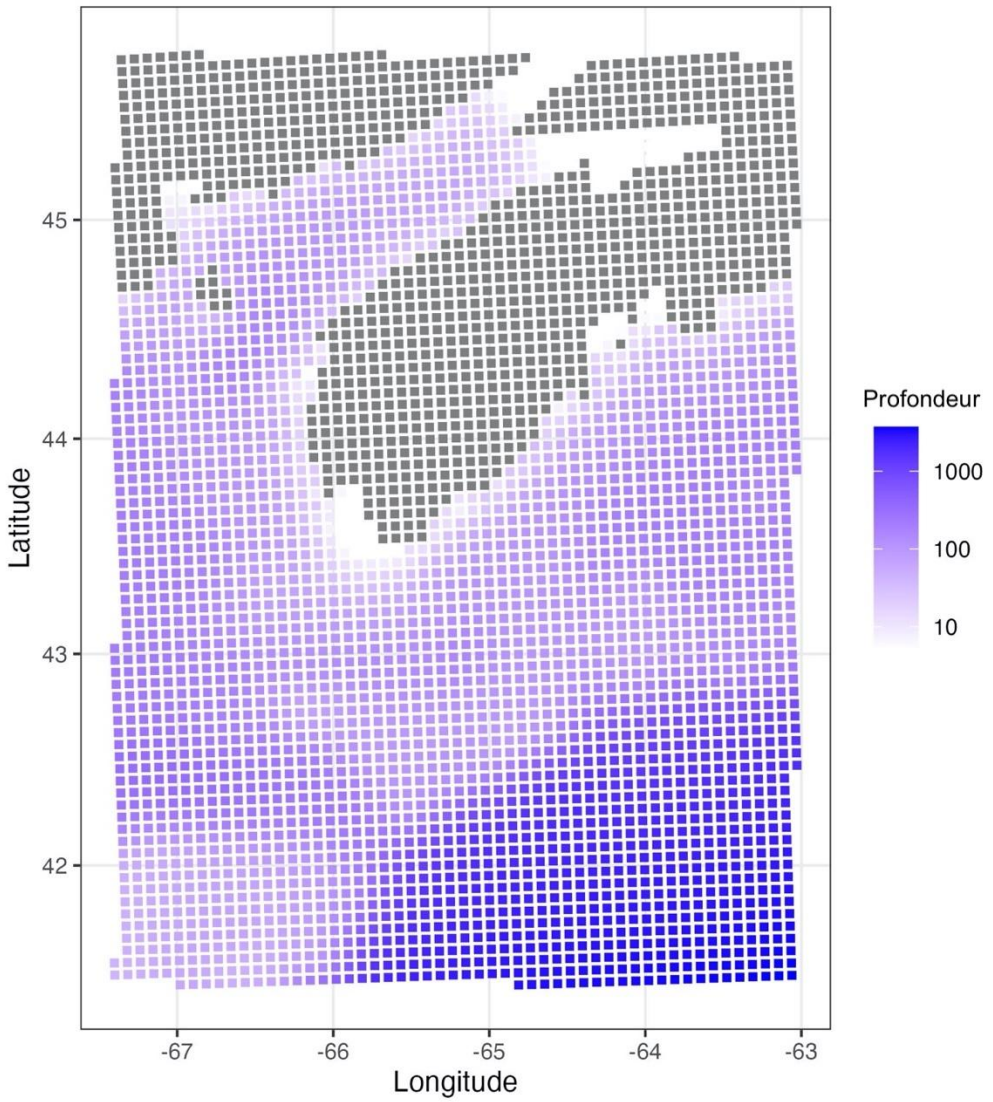


Figure 13. Données de bathymétrie et grille utilisées dans le cadre de cette étude (les cellules grises correspondent à la terre ferme).

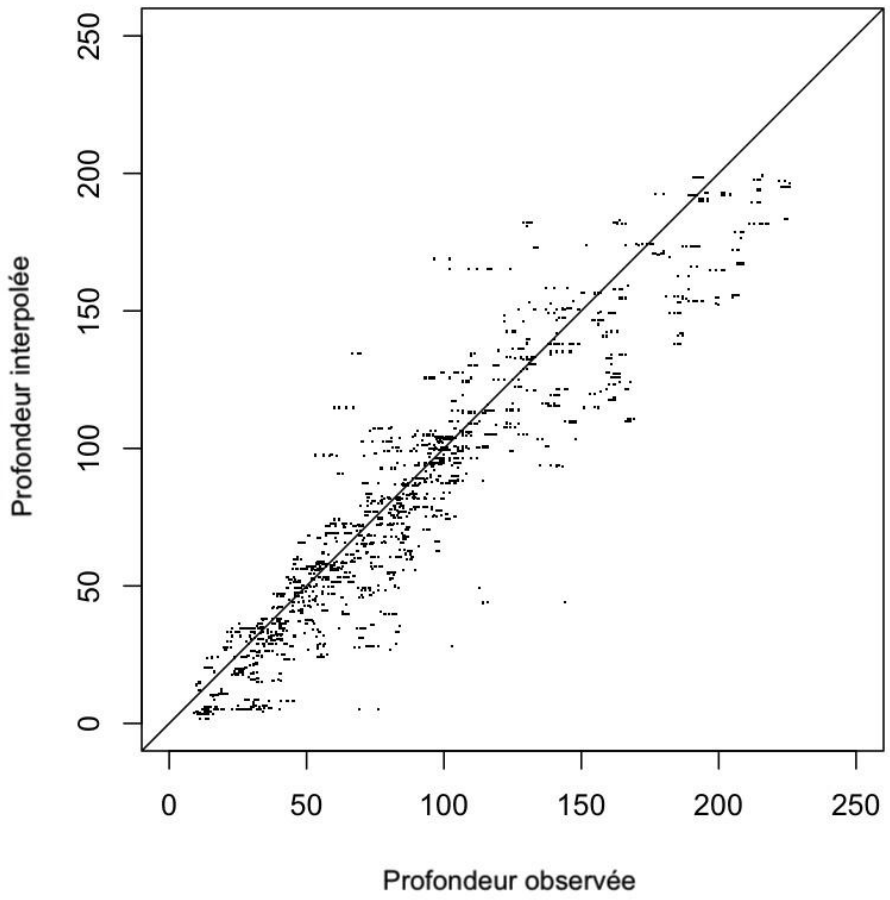


Figure 14. Différence entre la profondeur observée dans le cadre des sorties du relevé au chalut du homard côtier et les données de grande qualité sur la profondeur utilisées dans cette étude (interpolées aux emplacements d'observation en utilisant un rayon de 5 km et une moyenne).

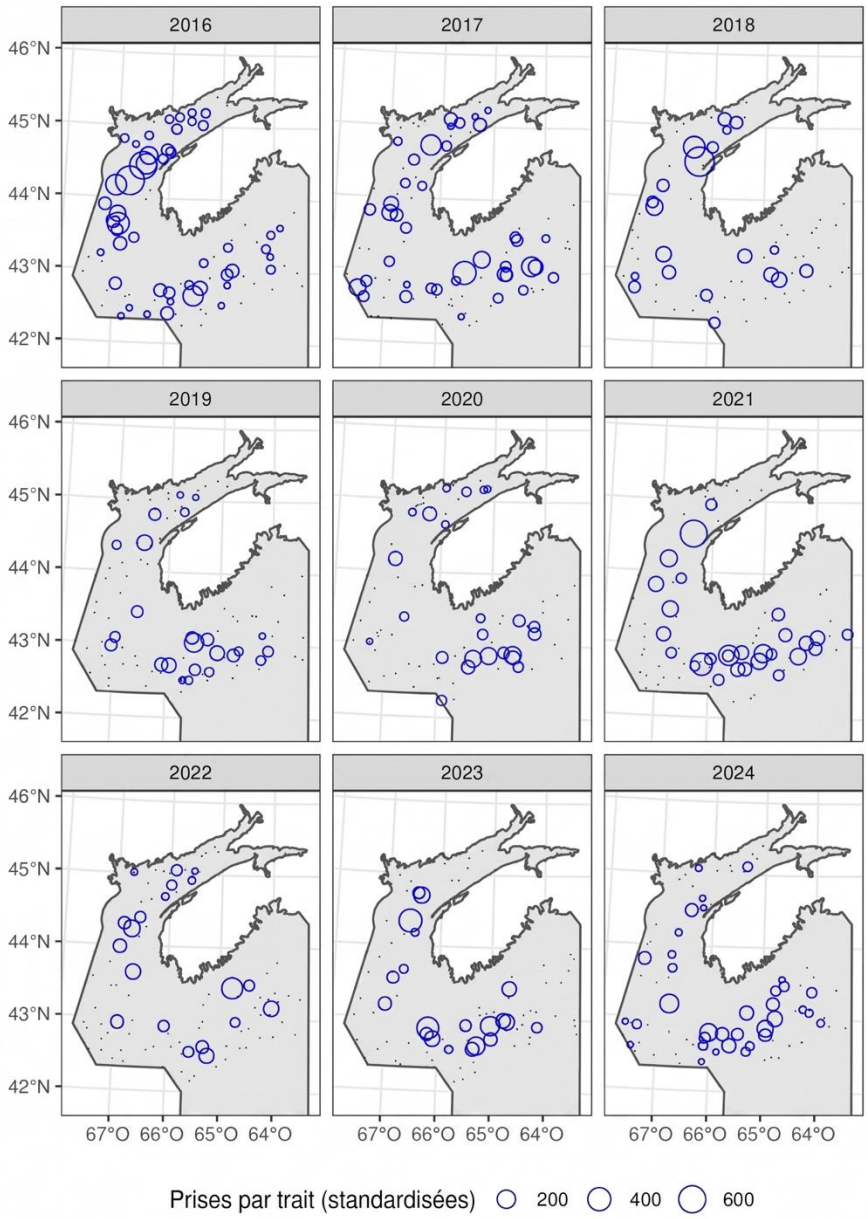


Figure 15. Données du relevé de l'écosystème d'été du MPO (relevé par navire de recherche) : poids des prises par trait pour la morue (la taille du cercle indique les valeurs des prises et les points indiquent des prises nulles). Les prises ont été normalisées en fonction de la distance du trait et en supposant une ouverture du chalut de 14 pieds; les changements d'engins historiques ont été étalonnés en intégrant des facteurs de conversion provenant d'analyses comparatives de la pêche.

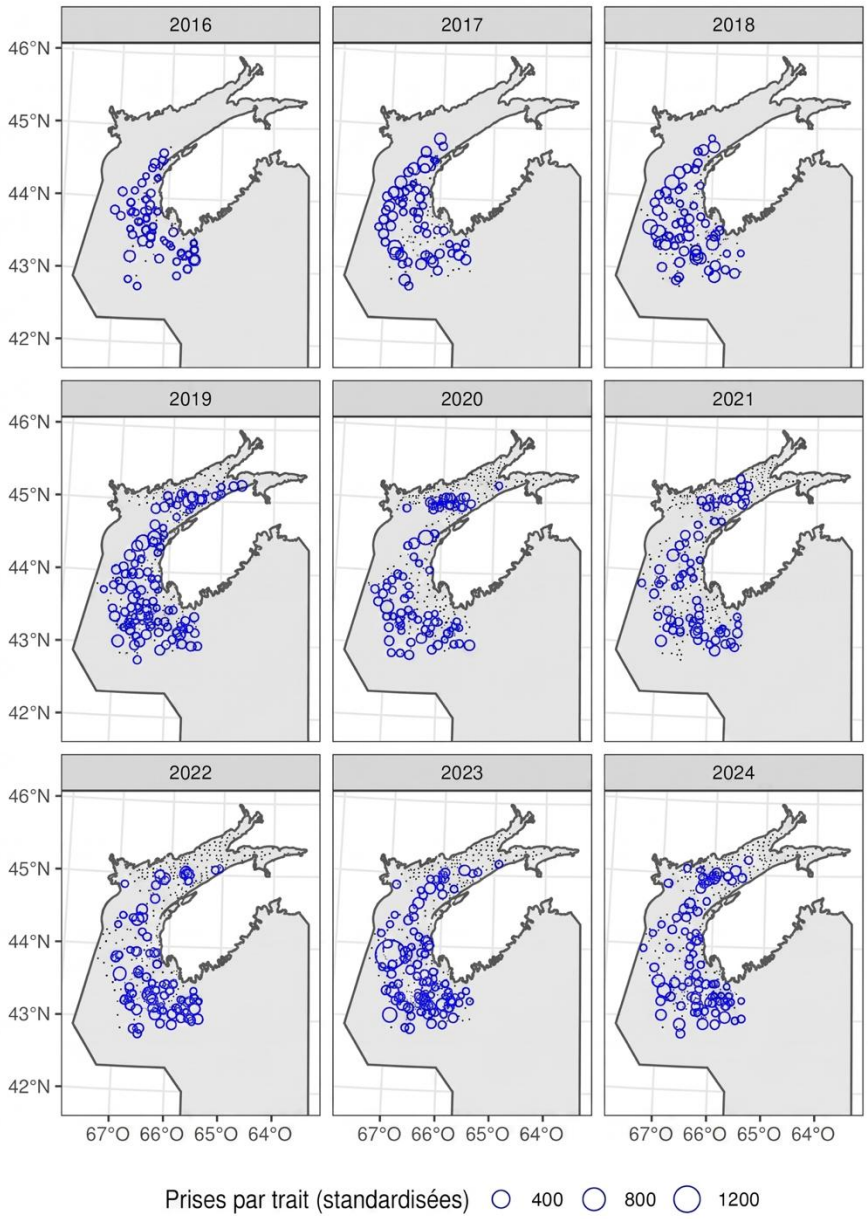


Figure 16. Données du relevé au chalut du homard côtier : poids des prises par trait pour la morue (la taille du cercle indique les valeurs des prises et les points indiquent des prises nulles). Les prises ont été normalisées pour la zone des traits; les changements d'engins historiques ont été étalonnés en intégrant des facteurs de conversion provenant d'analyses comparatives de la pêche.

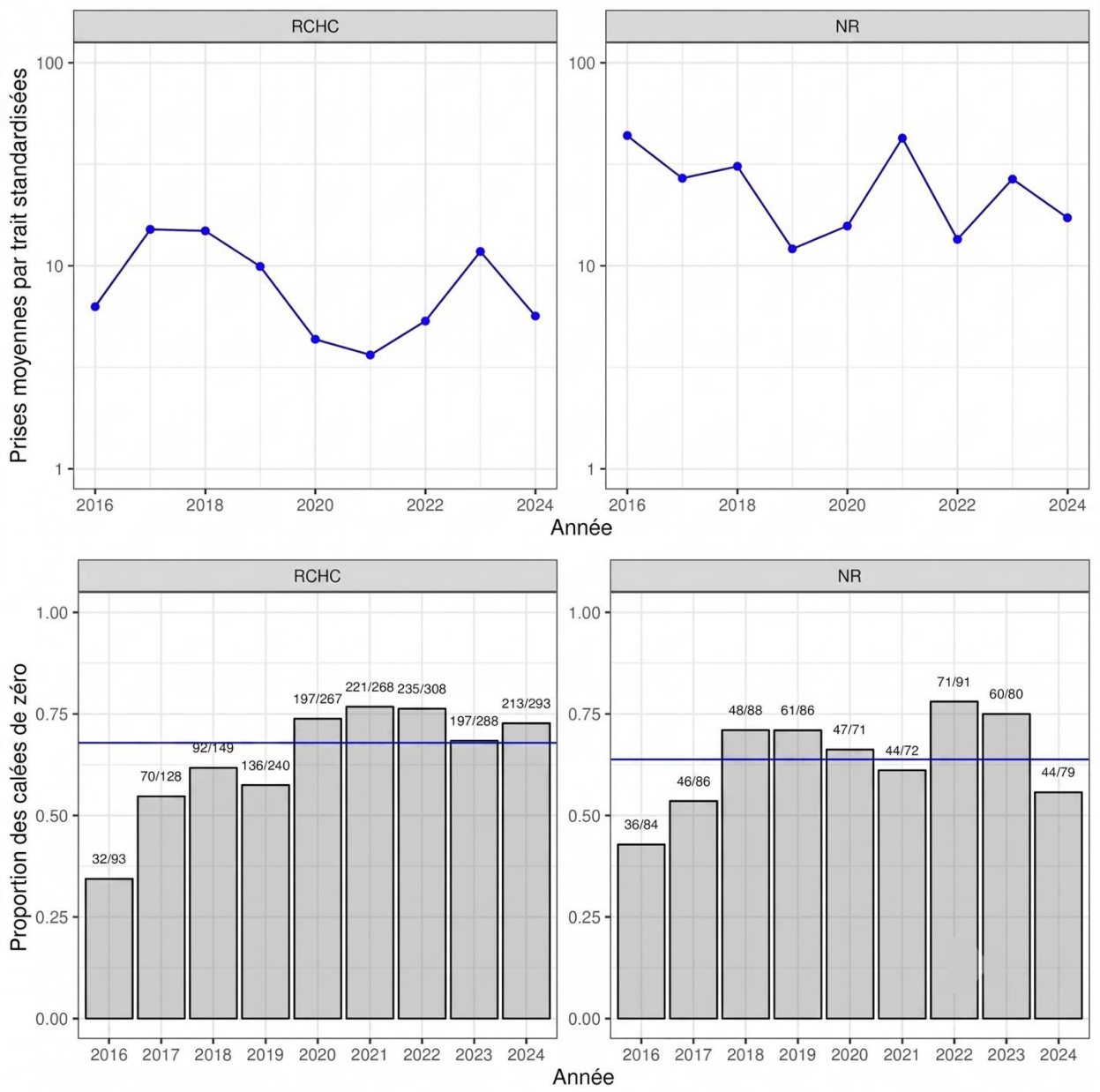


Figure 17. Résumé des prises de morue tirées du relevé d'été de l'écosystème du MPO et du relevé au chalut du homard côtier.

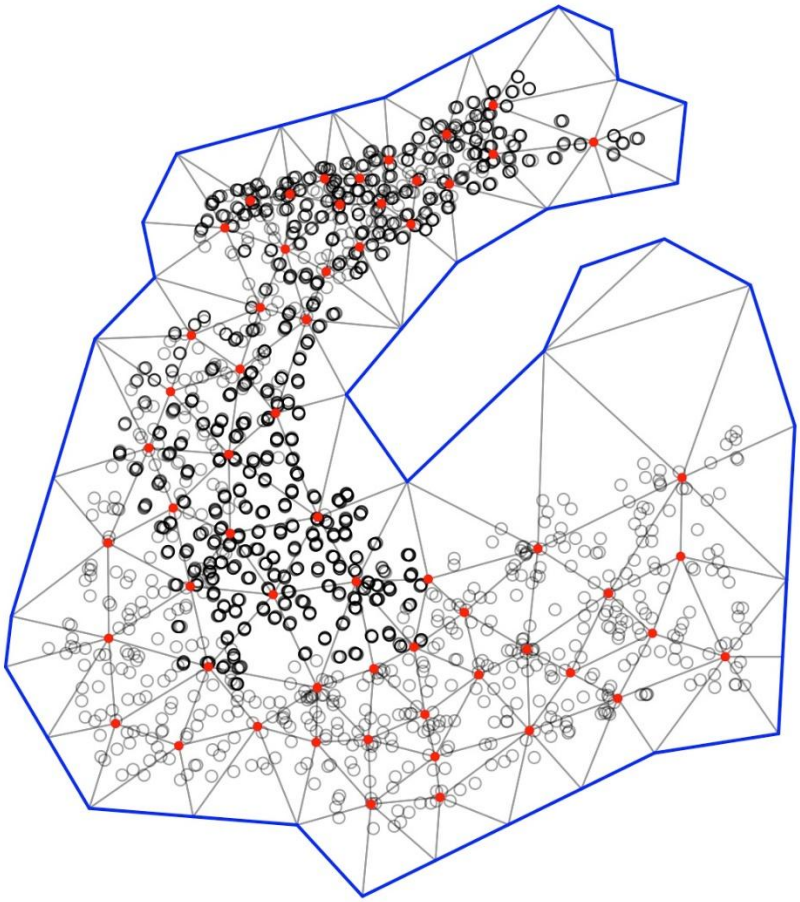


Figure 18. Limite de la zone (lignes bleues) et maillage INLA pour la modélisation de la densité des morues. Les points gris sont des stations du relevé d'été de l'écosystème du MPO et les points noirs sont des emplacements du relevé au chalut du homard côtier; les points rouges sont les « nœuds » sur lesquels une matrice de covariance spatiale a été construite pour le modèle spatial.

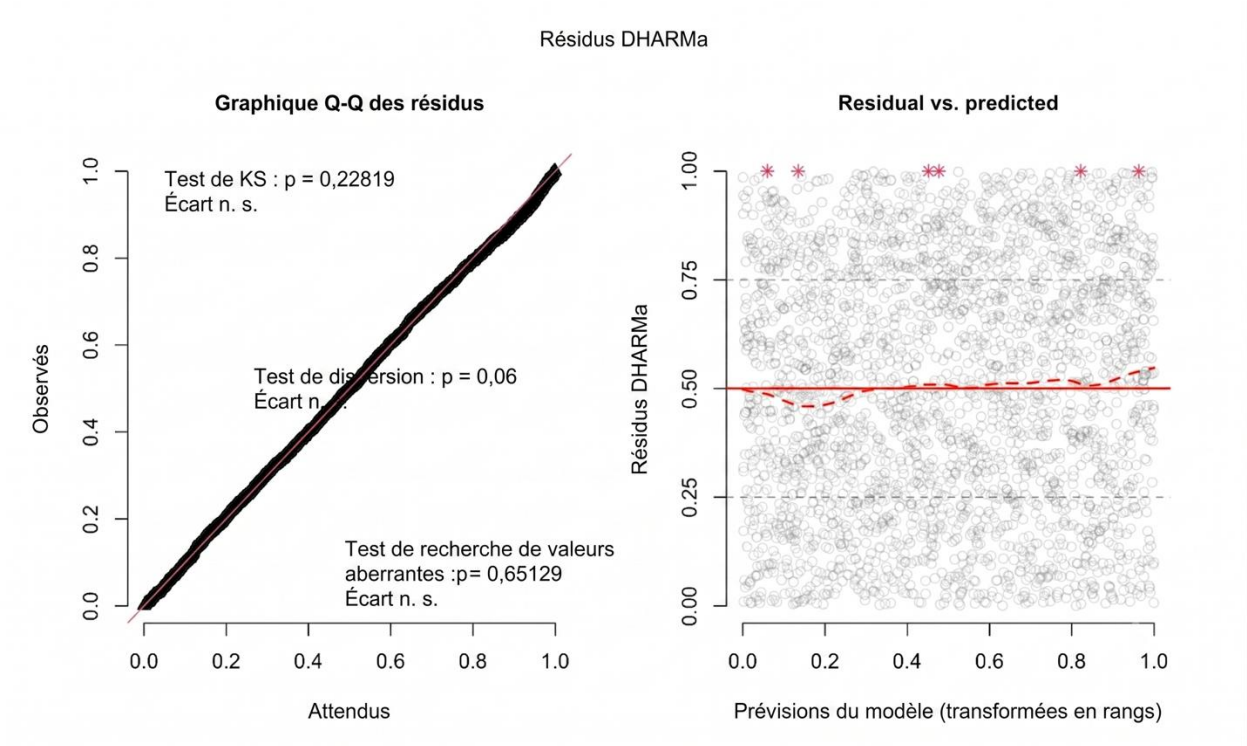


Figure 19. Les diagnostics de modèle utilisant progiciel R de diagnostics des résidus DHARMa *indiquent un ajustement suffisant.*

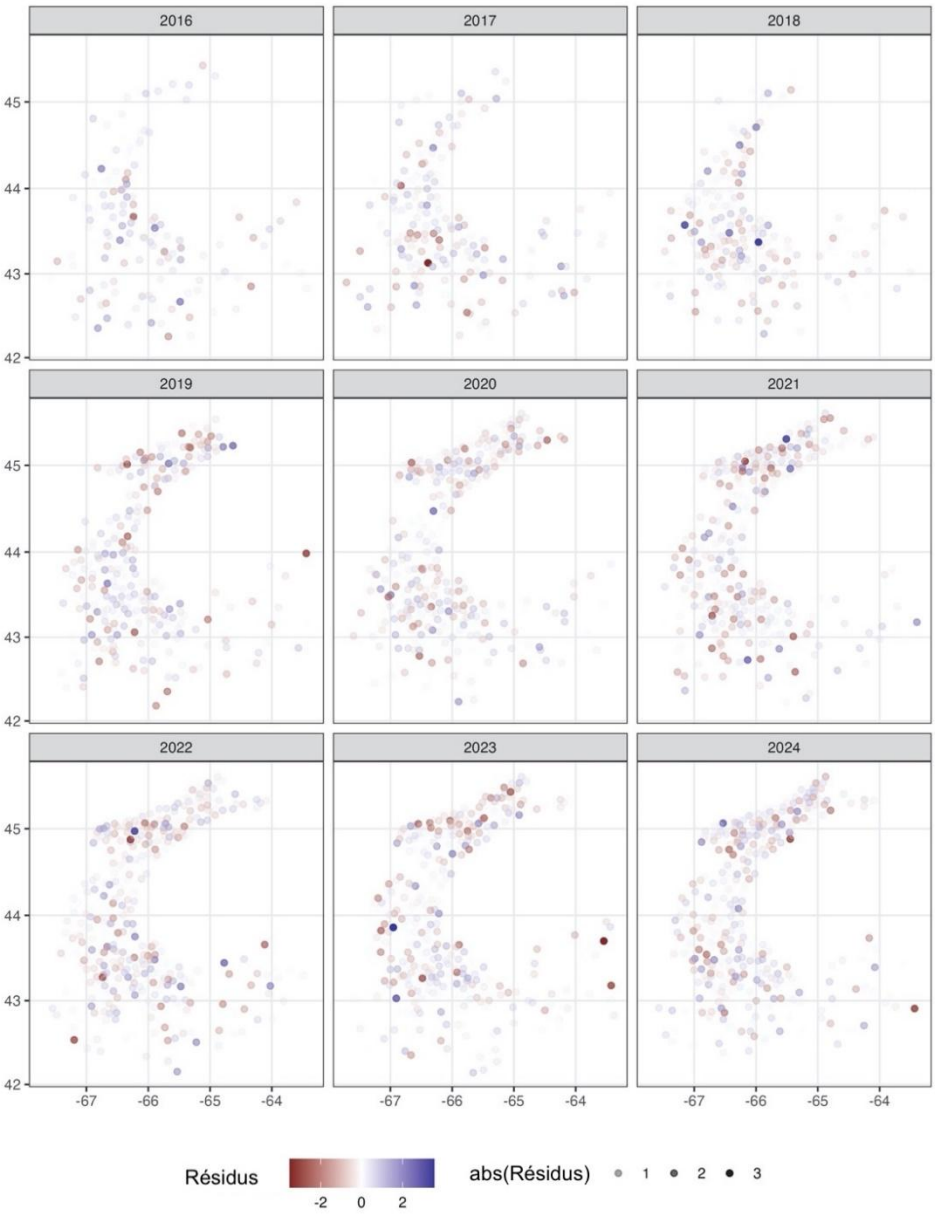


Figure 20. Résidus d'estimation pour le modèle de densité des morues. Les couleurs indiquent les valeurs résiduelles et l'intensité des couleurs indique l'échelle (valeurs absolues). Il n'y avait pas de tendances résiduelles apparentes.

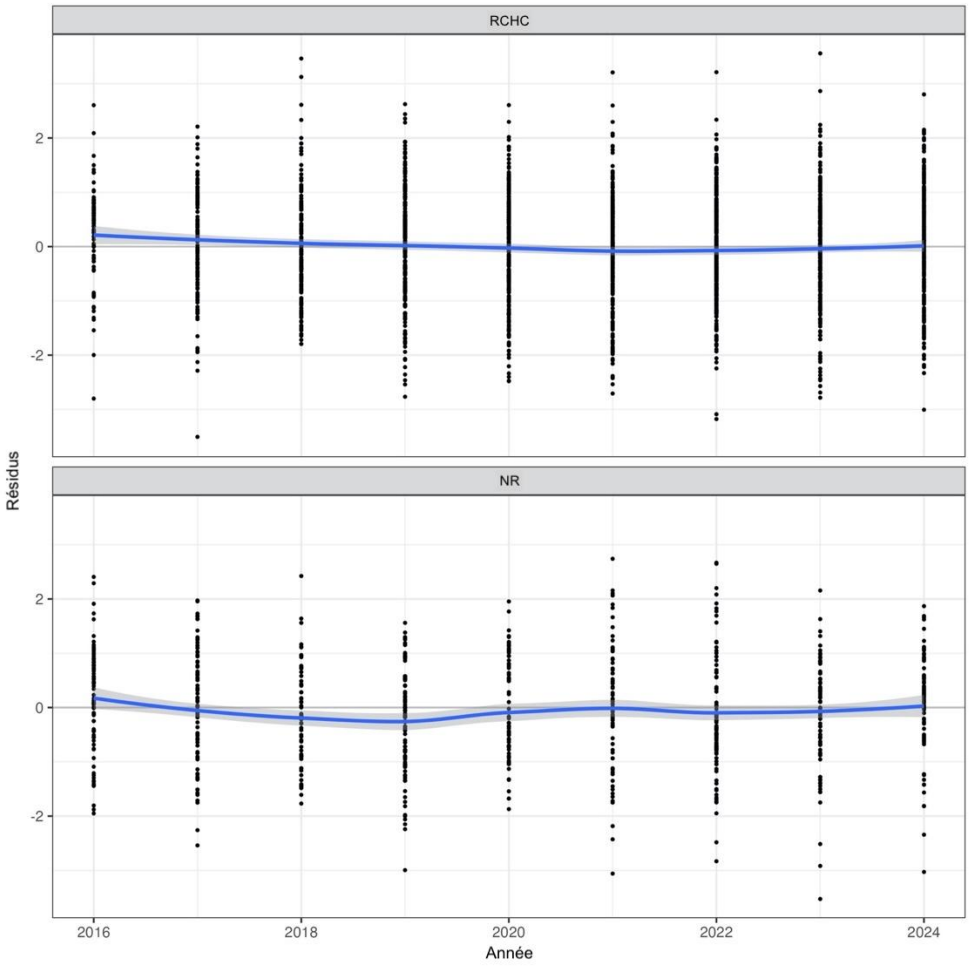


Figure 21. Les résidus d'estimation du modèle de densité des morues ont été évalués par rapport aux sources de données. Il n'y avait aucun écart apparent par rapport à zéro ni aucune tendance, ce qui indique un bon ajustement du modèle.

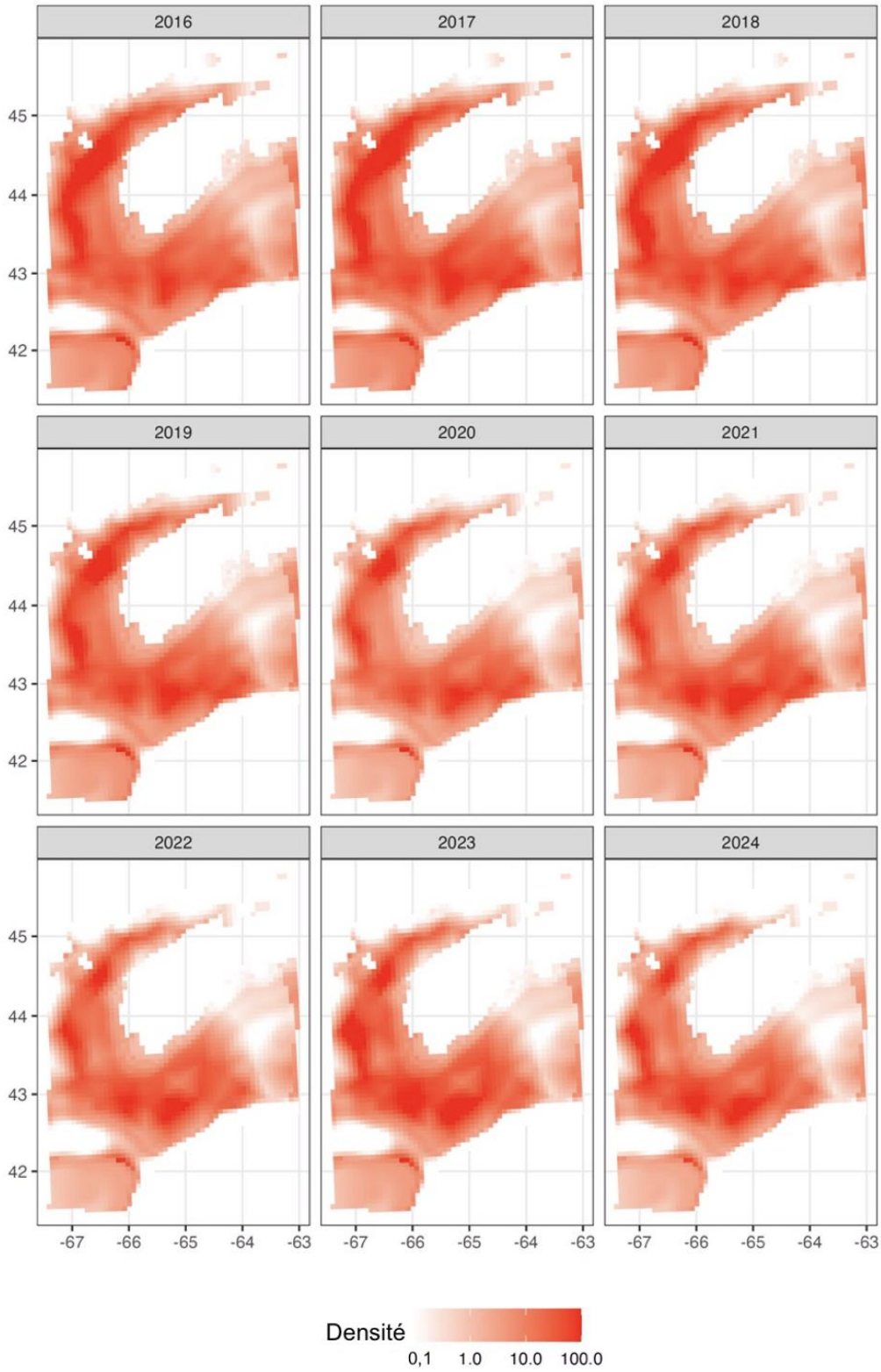


Figure 22. Estimation de la répartition relative de la densité de la population de morue.

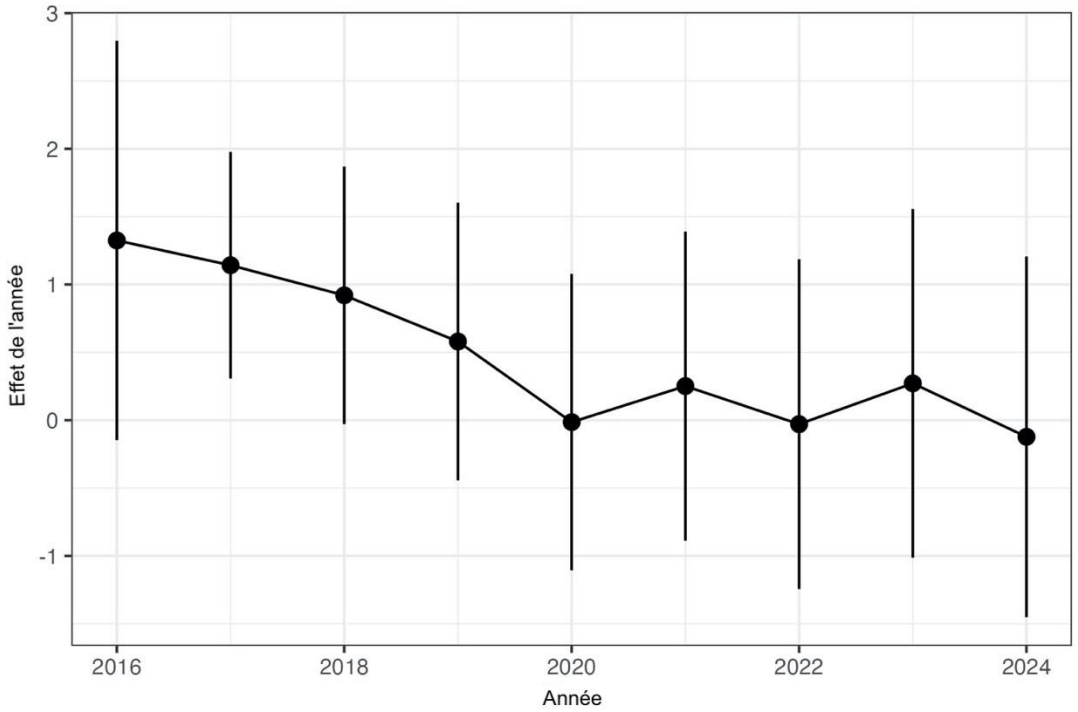


Figure 23. L'estimation de l'effet d'année à partir du modèle de densité des morues indique une légère baisse des tendances de la population de 2016 à 2020 et une stabilisation par la suite (avec la fonction de lien logarithmique, l'effet d'année devrait être interprété à l'échelle logarithmique).

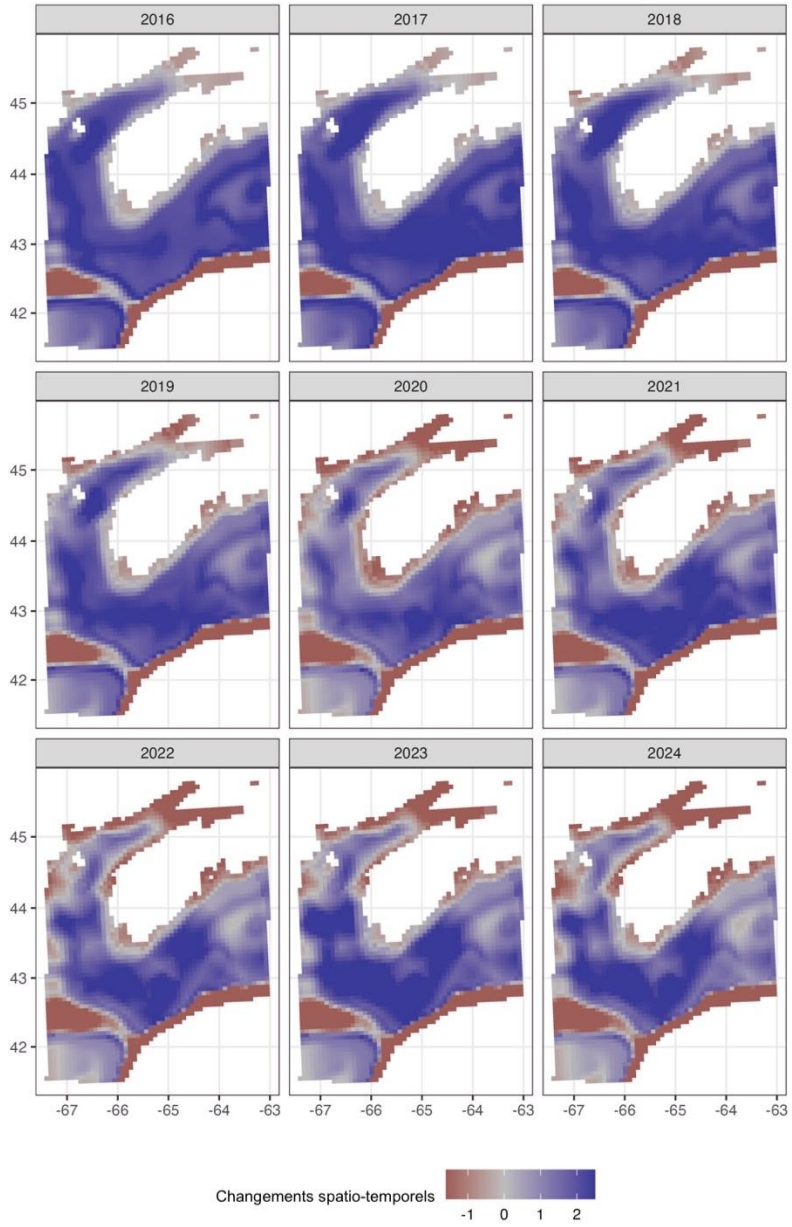


Figure 24. Estimation des changements spatio-temporels au cours de la période d'étude (en utilisant à la fois les effets fixes estimés et l'effet spatio-temporel dynamique). Les échelles de couleurs ont été réglées à un quantile de 10 % à 90 % pour la visualisation et les grilles plus profondes que 500 m ont été exclues lorsqu'il n'y a pas d'activité de pêche au homard.

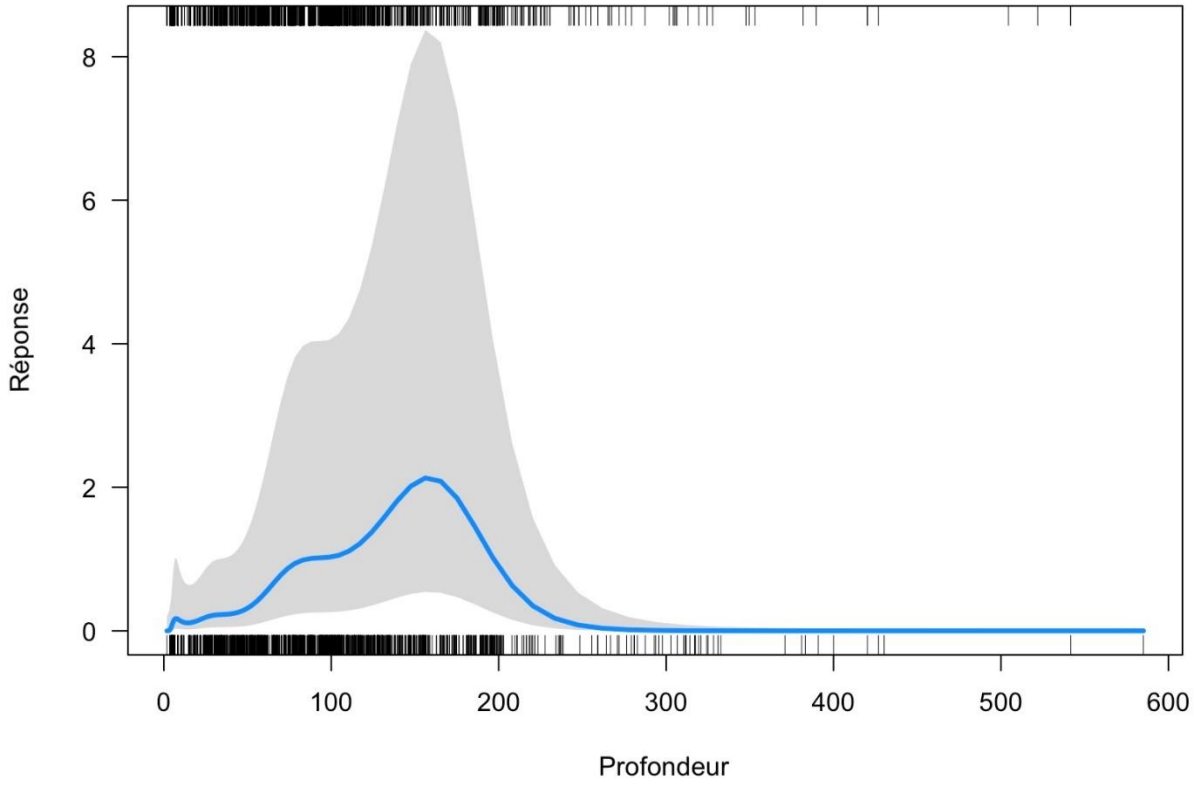


Figure 25. Relation estimée par modèle entre la densité des morues et la profondeur (ligne bleue).

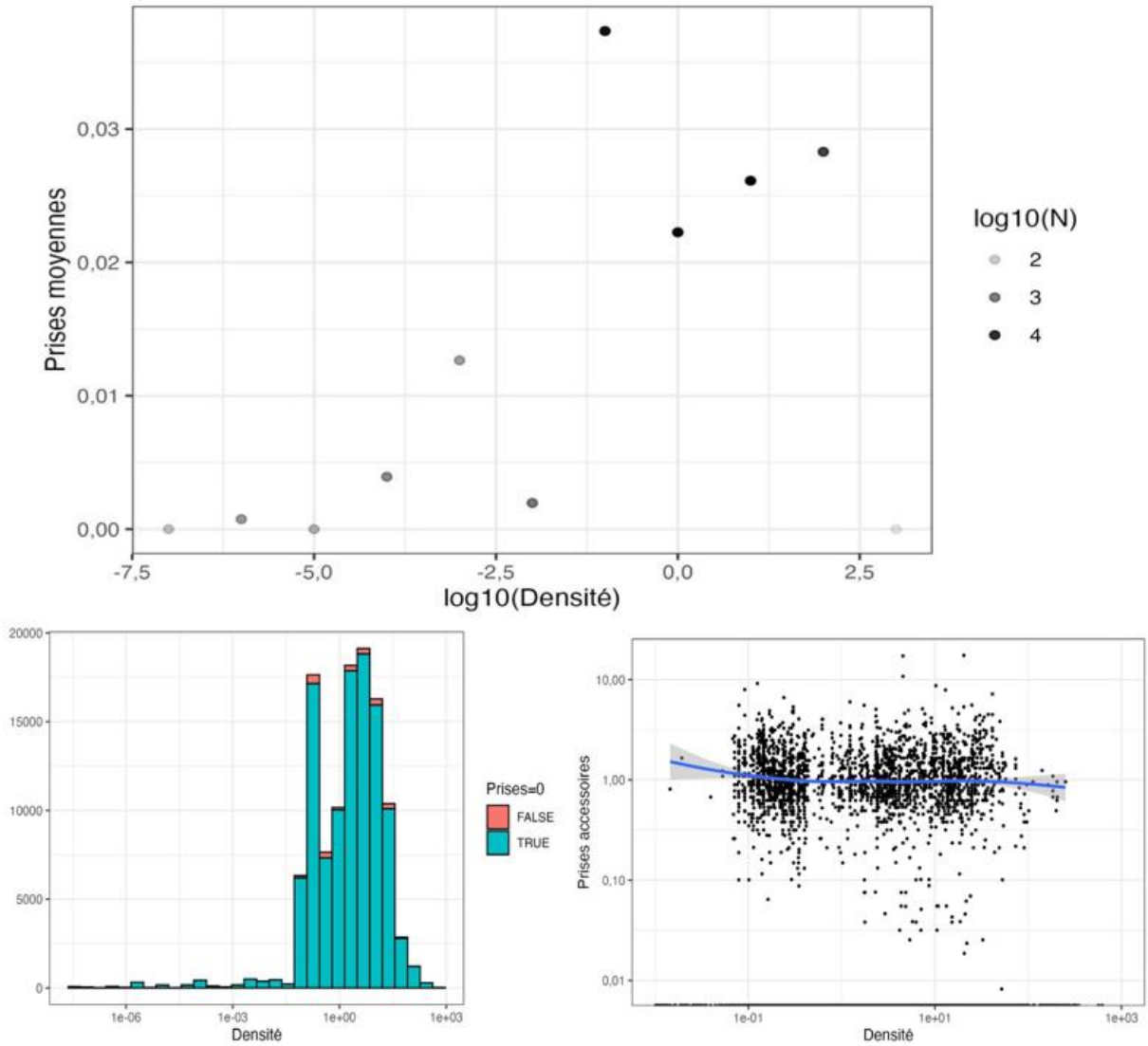


Figure 26. Analyse préliminaire visant à évaluer la relation entre les prises accessoires de morue et la densité des morues. Le panneau supérieur montre l'utilisation de données agrégées d'échantillonnage en mer (fondées sur les intervalles de densité des morues; l'intensité des couleurs indique la taille de l'échantillon, c.-à-d. le nombre d'observations dans chaque intervalle). Les deux panneaux inférieurs montrent l'utilisation des données originales de l'échantillonnage en mer (à l'échelle de chaque casier) et illustrent respectivement la proportion de prises nulles et de prises positives.

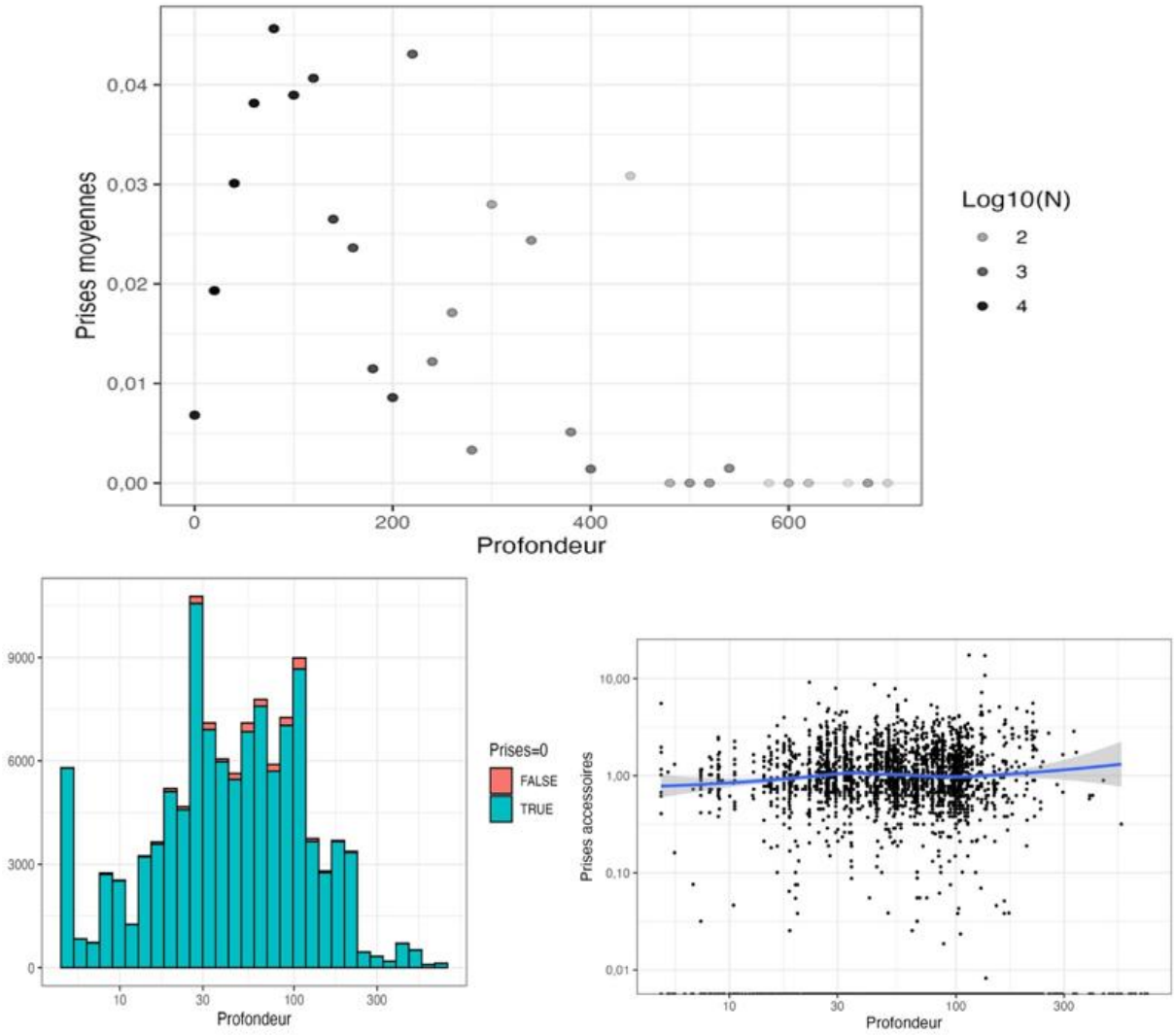


Figure 27. Analyse préliminaire visant à évaluer la relation entre les prises accessoires de morue et la profondeur. Le panneau supérieur montre l'utilisation de données agrégées d'échantillonnage en mer (fondées sur les intervalles de profondeur; l'intensité des couleurs indique la taille de l'échantillon, c.-à-d. le nombre d'observations dans chaque intervalle). Les deux panneaux inférieurs montrent l'utilisation des données originales de l'échantillonnage en mer (à l'échelle de chaque casier) et illustrent respectivement la proportion de prises nulles et de prises positives.

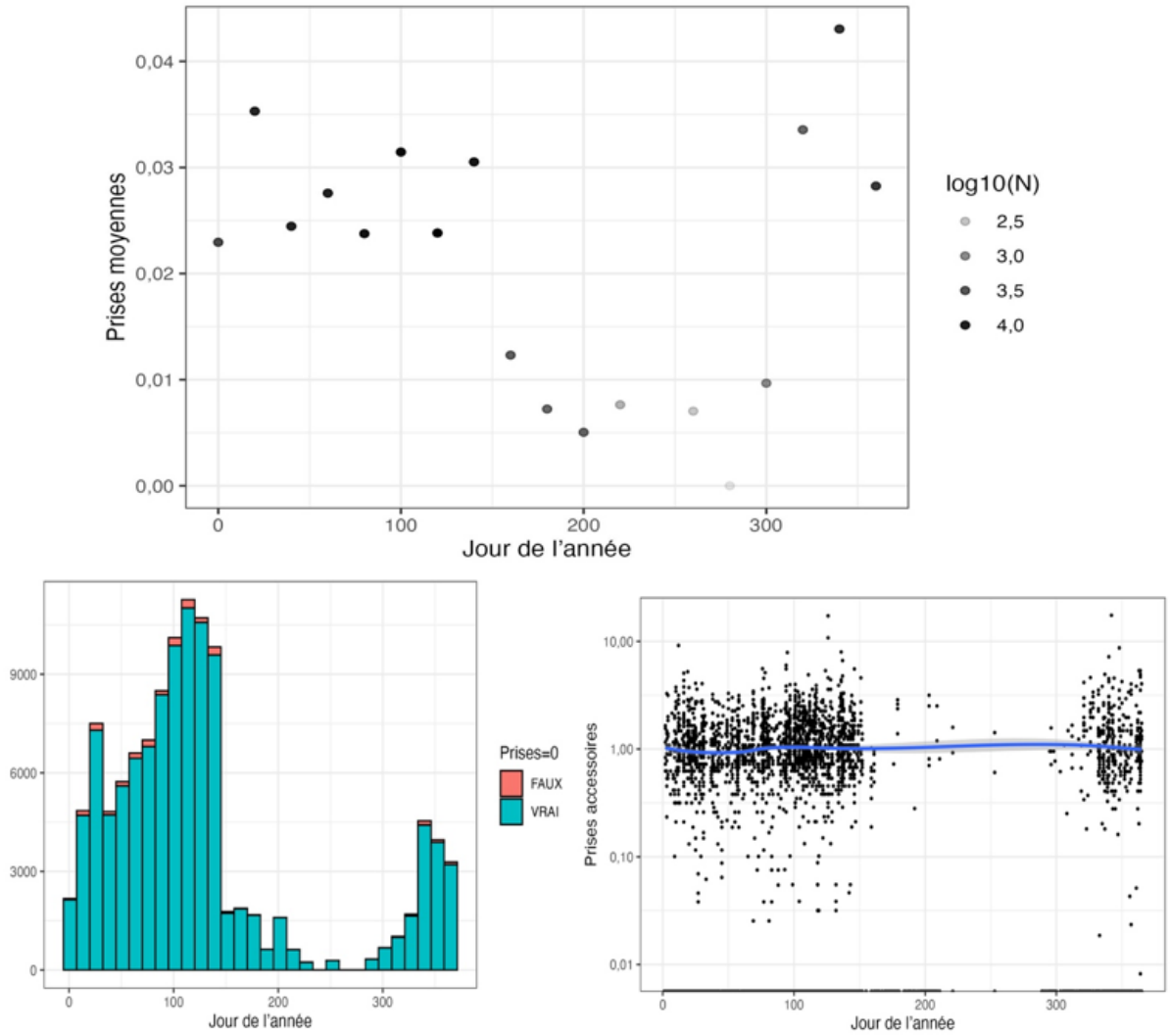


Figure 28. Analyse préliminaire visant à évaluer la relation entre les prises accessoires de morue et le jour de l'année. Le panneau supérieur montre l'utilisation de données agrégées d'échantillonnage en mer (fondées sur les intervalles de jour de l'année; l'intensité des couleurs indique la taille de l'échantillon, c.-à-d. le nombre d'observations dans chaque intervalle). Les deux panneaux inférieurs montrent l'utilisation des données originales de l'échantillonnage en mer (à l'échelle de chaque casier) et illustrent respectivement la proportion de prises nulles et de prises positives.

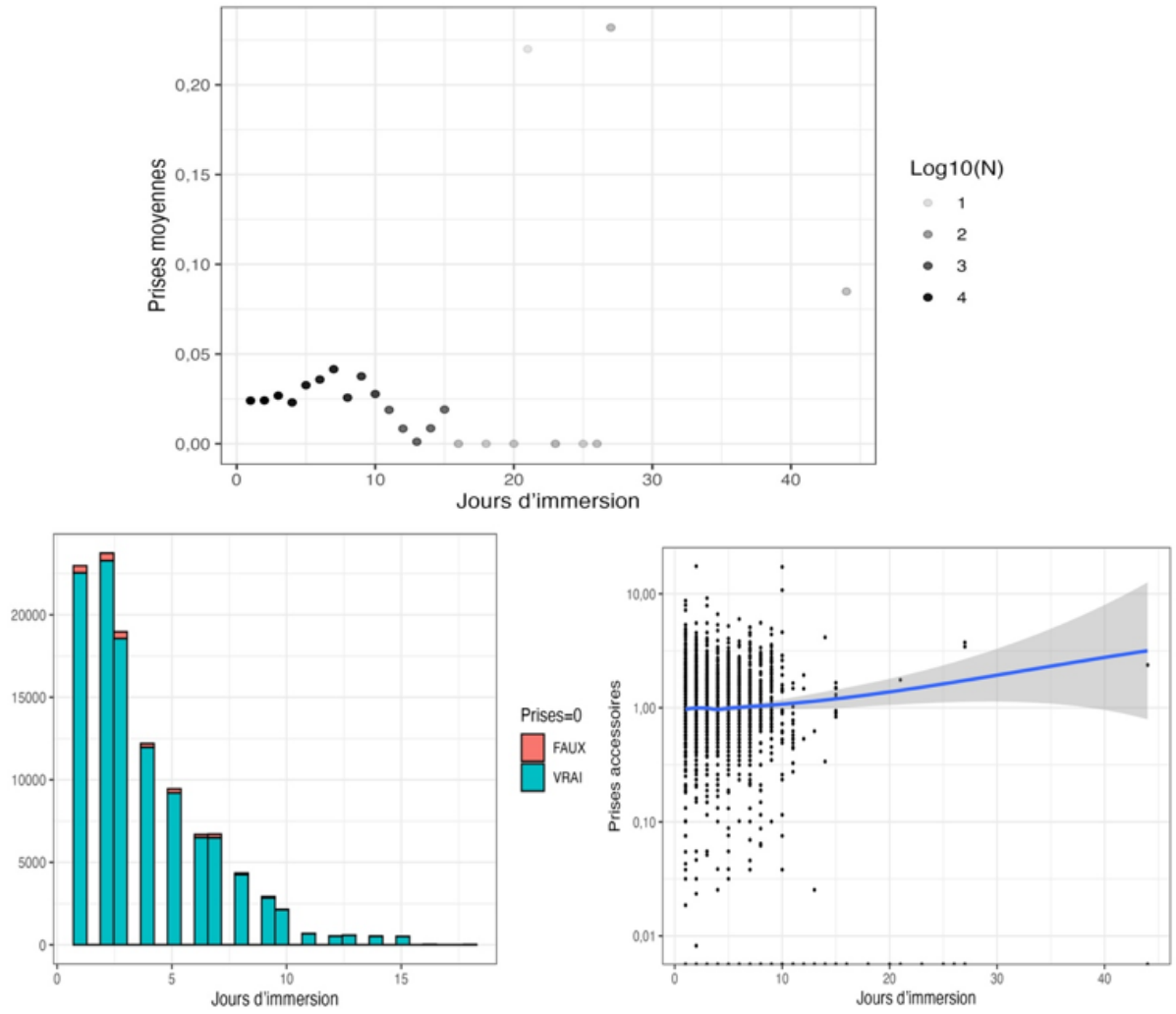


Figure 29. Analyse préliminaire visant à évaluer la relation entre les prises accessoires de morue et les jours d'immersion. Le panneau supérieur montre l'utilisation de données agrégées d'échantillonnage en mer (fondées sur les jours d'immersion; l'intensité des couleurs indique la taille de l'échantillon, c.-à-d. le nombre d'observations dans chaque intervalle). Les deux panneaux inférieurs montrent l'utilisation des données originales de l'échantillonnage en mer (à l'échelle de chaque casier) et illustrent respectivement la proportion de prises nulles et de prises positives.

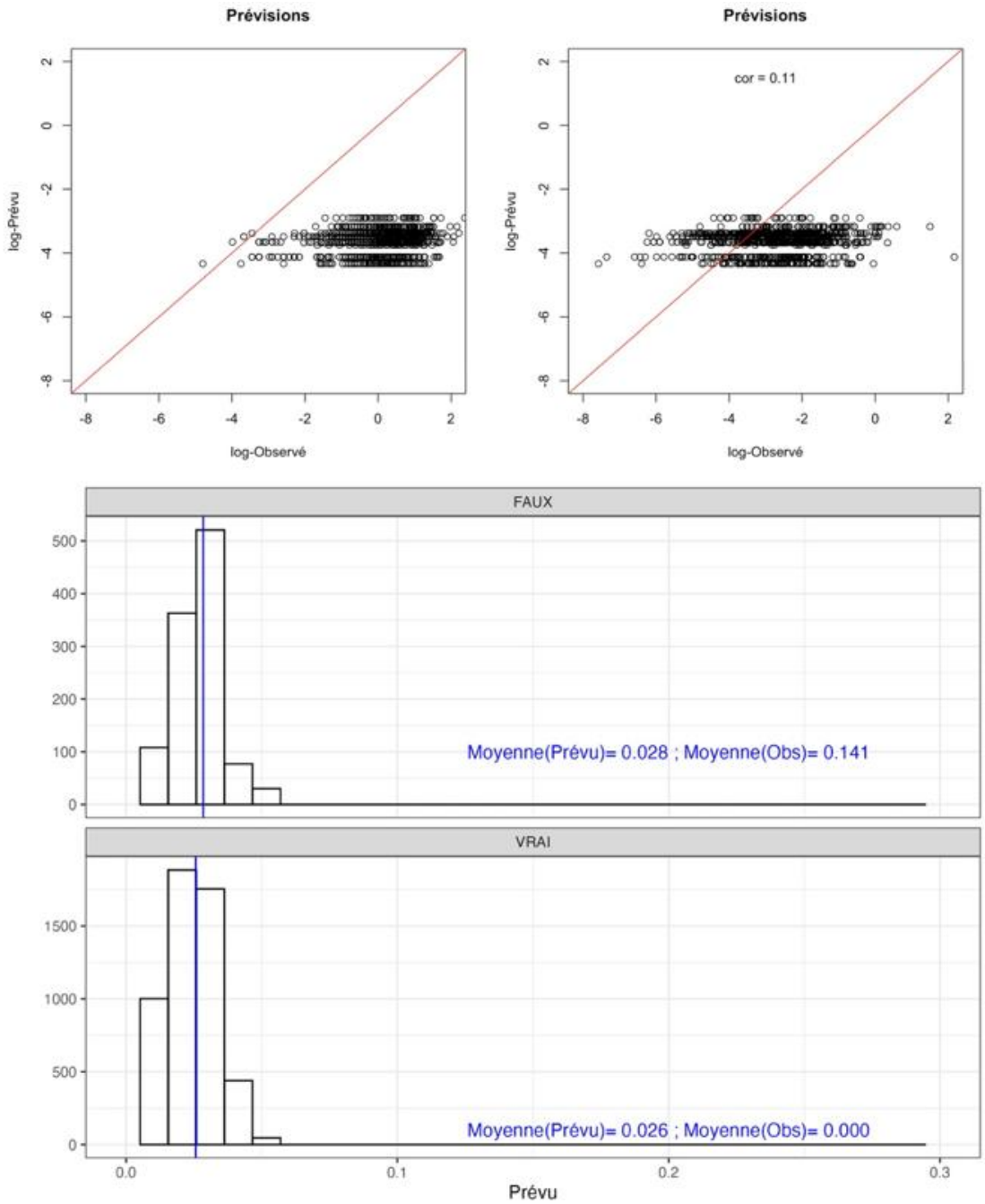


Figure 30. Analyse des résidus de l'estimateur de la moyenne (EM). Le panneau supérieur gauche montre les observations par rapport aux prédictions utilisant les données originales (valeurs positives seulement) et le panneau supérieur droit présente les observations par rapport aux prédictions agrégées selon la grille bathymétrique afin de réduire le bruit à l'échelle de chaque casier. Le panneau du milieu est un histogramme des résidus pour les données ayant des valeurs positives et le panneau inférieur est un histogramme des résidus pour les données ayant une valeur nulle.

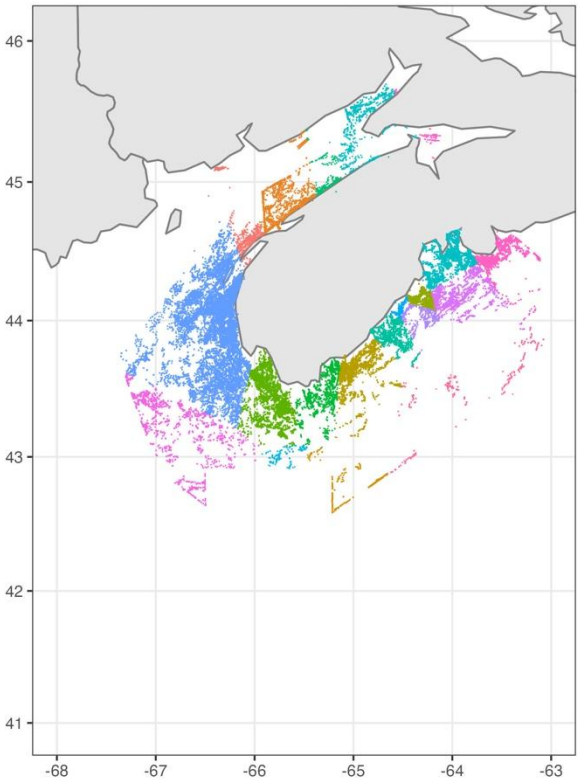


Figure 31. Plan de stratification a posteriori mis à l'essai lors de l'élaboration du modèle dans l'étude, p. ex. pour générer un estimateur de la moyenne stratifiée. Le regroupement des emplacements d'échantillonnage en mer (échantillonnage en mer) était fondé sur les k-moyennes (avec 20 grappes spatiales, aussi appelées « nœuds ») et la distance euclidienne (coordonnées de la projection de Mercator transverse) entre les emplacements. Les emplacements et les grappes associés à la zone de pêche du homard 41 ont été supprimés à des fins de protection de la vie privée.

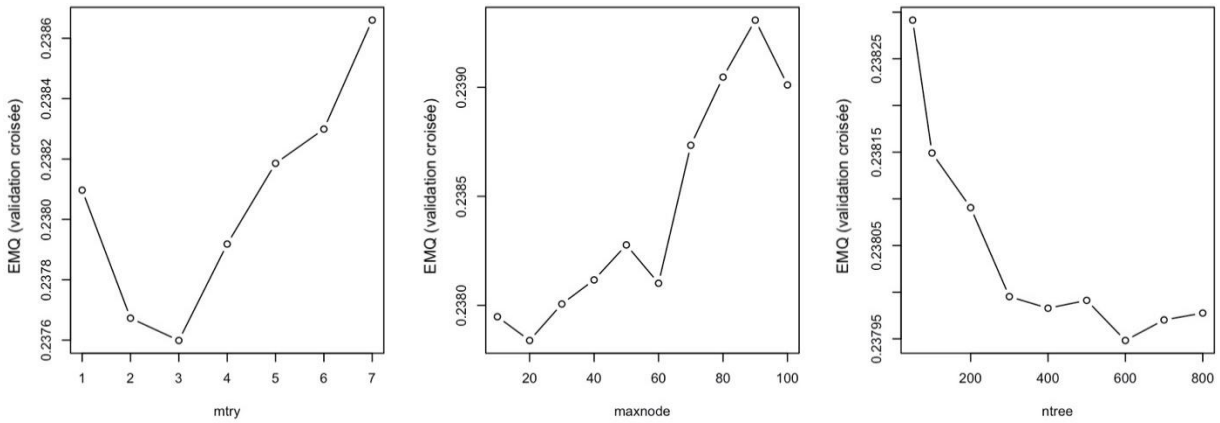


Figure 32. Résultats de la recherche par grille visant à optimiser les paramètres de réglage de l'algorithme de la forêt d'arbres de décision. Les meilleurs paramètres devraient réduire les erreurs quadratiques moyennes (EQM) validées par croisement; pour le nombre d'arbres, le meilleur paramètre devrait stabiliser les EQM.

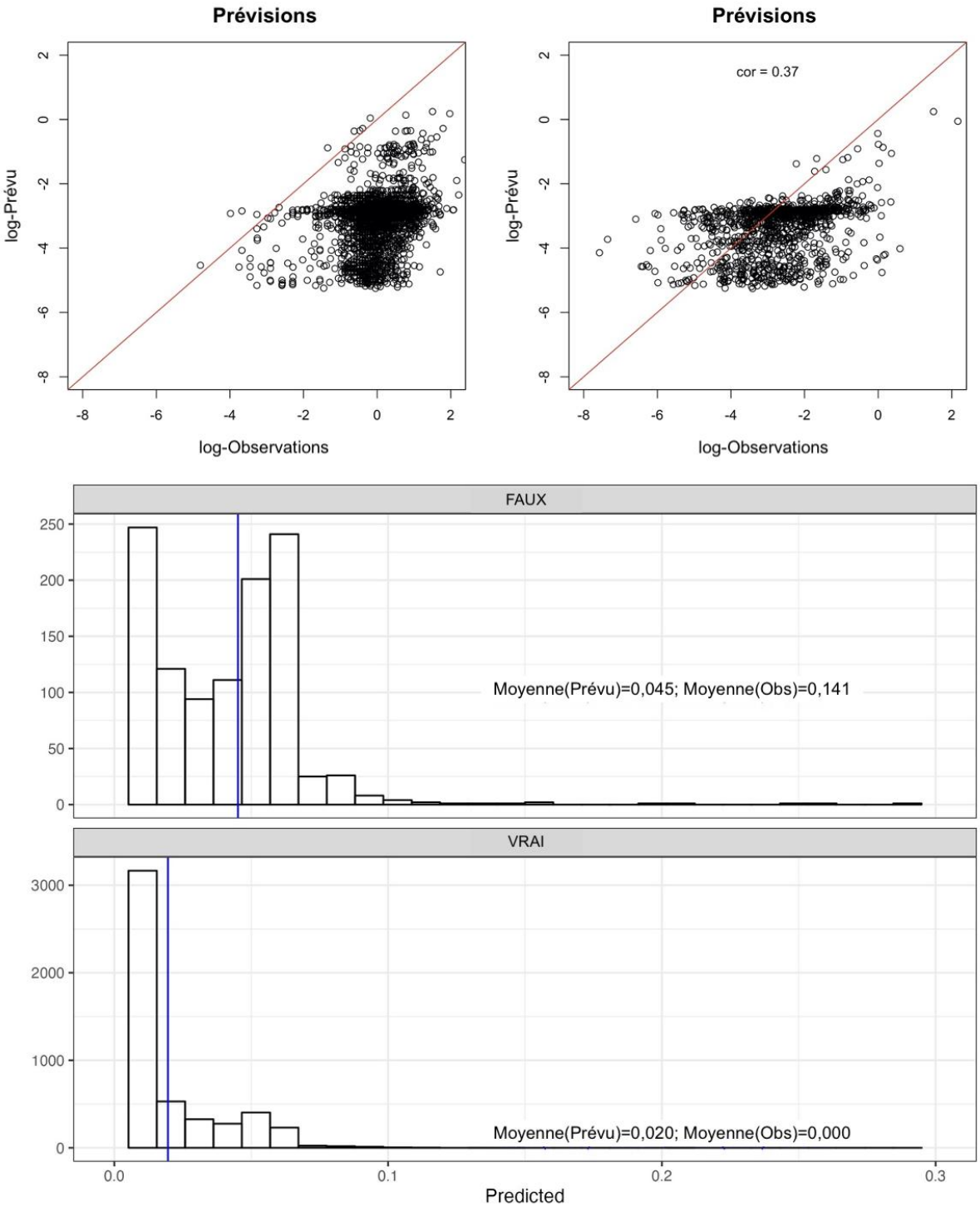


Figure 33. Analyse résiduelle de la forêt d'arbres de décision (FAD). Le panneau supérieur gauche montre les observations par rapport aux prédictions utilisant les données originales (valeurs positives seulement) et le panneau supérieur droit présente les observations par rapport aux prédictions agrégées selon la grille bathymétrique afin de réduire le bruit à l'échelle de chaque casier. Le panneau du milieu est un histogramme des résidus pour les données ayant des valeurs positives et le panneau inférieur est un histogramme des résidus pour les données ayant une valeur nulle.

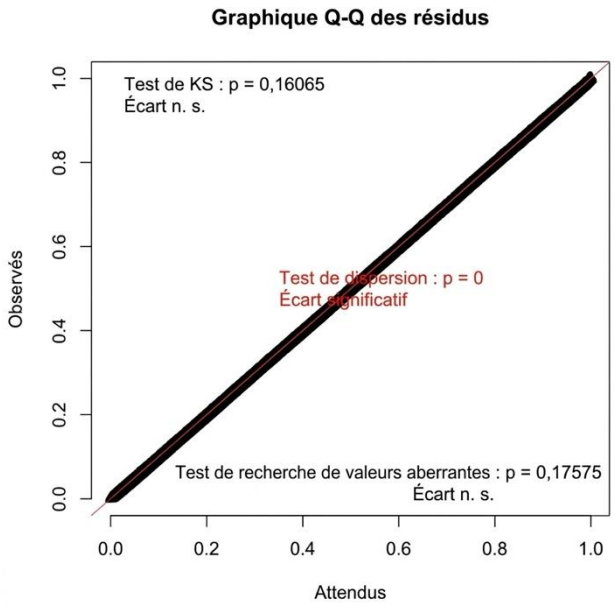


Figure 34. Les diagnostics résiduels pour le modèle additif généralisé (MAG) à l'aide du progiciel R Dharma ont indiqué un ajustement acceptable, sauf que la distribution paramétrique de Tweedie est probablement une mauvaise représentation des données sur les prises accessoires où plus de 98 % sont des prises nulles.

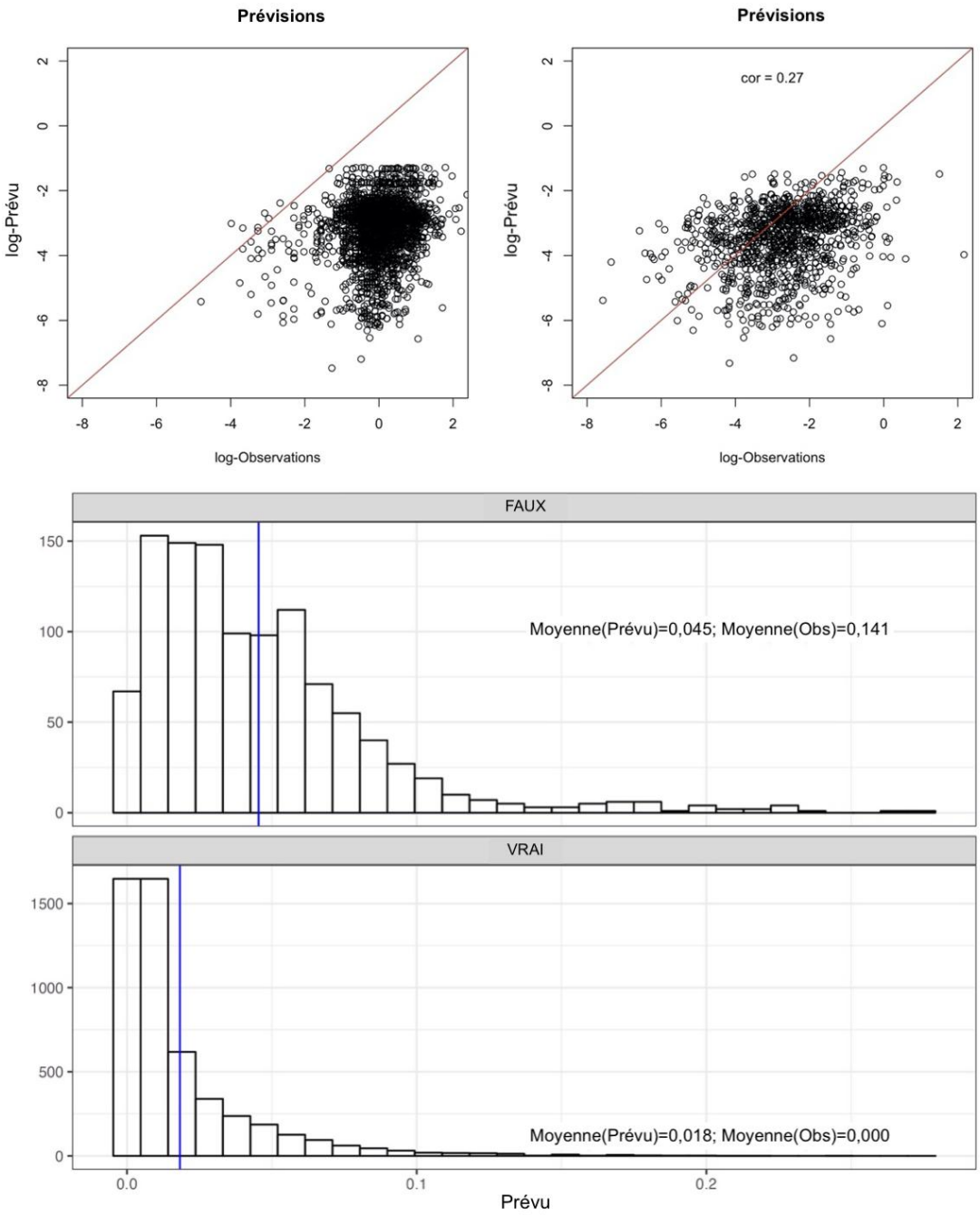


Figure 35. Analyse résiduelle du modèle additif généralisé (MAG). Le panneau supérieur gauche montre les observations par rapport aux prédictions utilisant les données originales (valeurs positives seulement) et le panneau supérieur droit présente les observations par rapport aux prédictions agrégées selon la grille bathymétrique afin de réduire le bruit à l'échelle de chaque casier. Le panneau du milieu est un histogramme des résidus pour les données ayant des valeurs positives et le panneau inférieur est un histogramme des résidus pour les données ayant une valeur nulle.

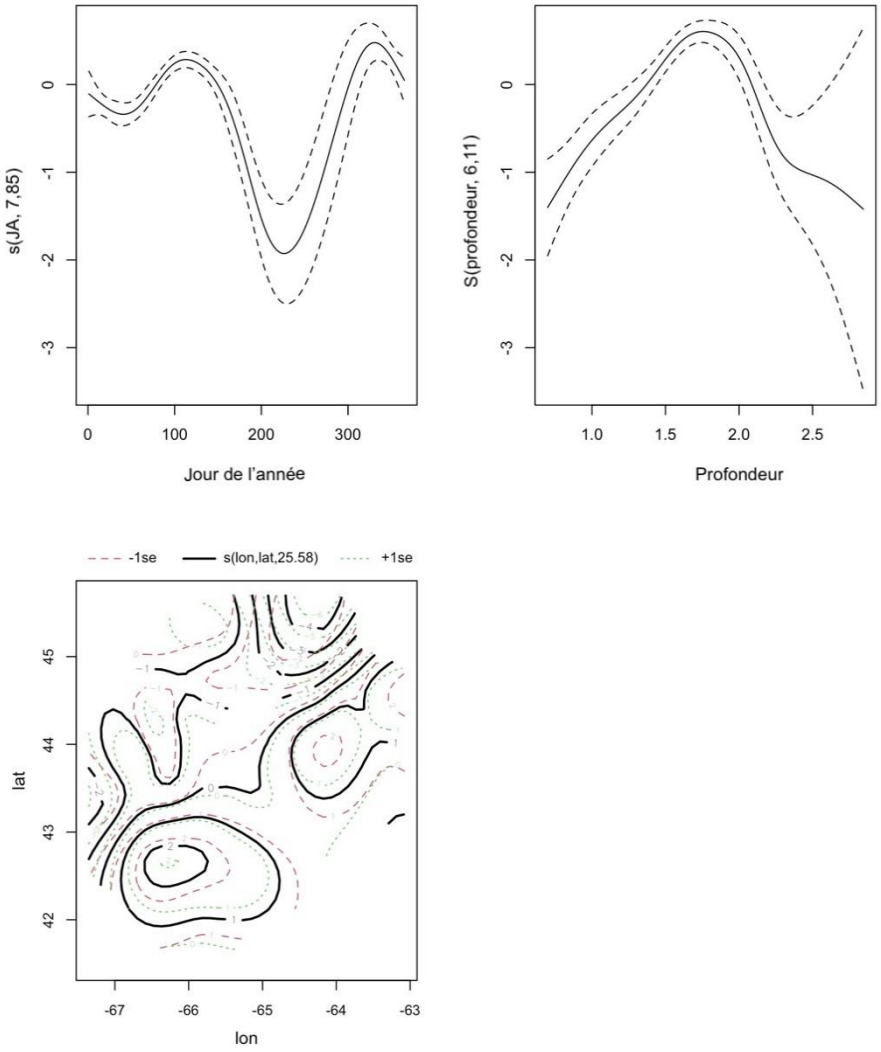


Figure 36. Le modèle additif généralisé (MAG) a permis d'estimer les relations entre les prises accessoires de morue et les trois variables prédictives, soit le jour de l'année (JA), la profondeur et l'emplacement spatial (longitude et latitude), respectivement.

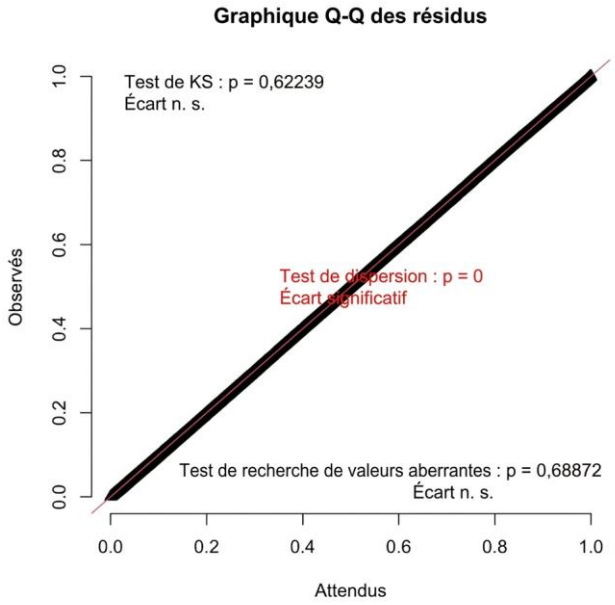


Figure 37. Les diagnostics résiduels pour le modèle spatio-temporel (MST) à l'aide du progiciel R Dharma *ont indiqué un ajustement acceptable, sauf que la distribution paramétrique de Tweedie est probablement une mauvaise représentation des données sur les prises accessoires où plus de 98 % sont des prises nulles.*

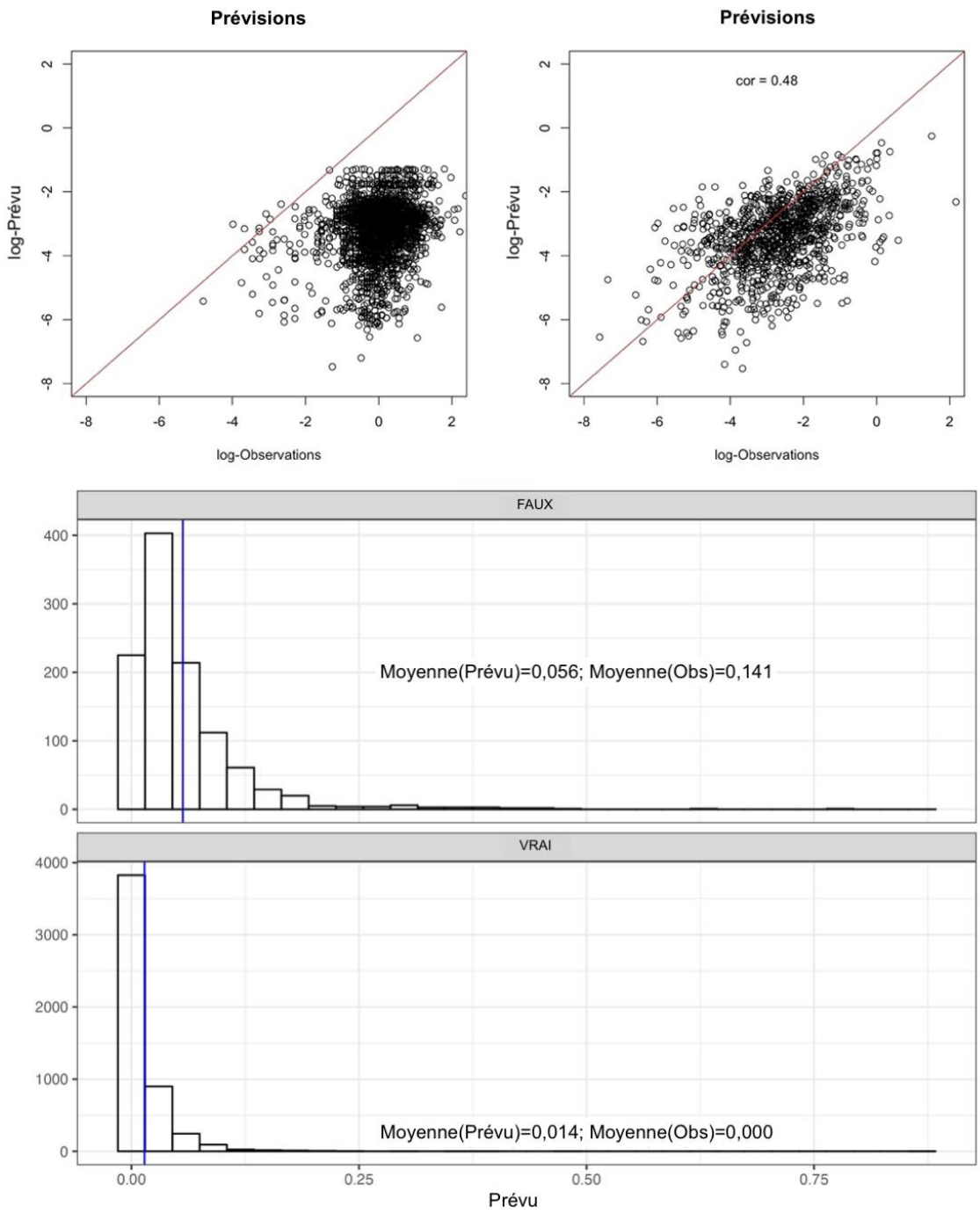


Figure 38. Analyse résiduelle du modèle spatio-temporel (MST). Le panneau supérieur gauche montre les observations par rapport aux prédictions utilisant les données originales (valeurs positives seulement) et le panneau supérieur droit présente les observations par rapport aux prédictions agrégées selon la grille bathymétrique afin de réduire le bruit à l'échelle de chaque casier. Le panneau du milieu est un histogramme des résidus pour les données ayant des valeurs positives et le panneau inférieur est un histogramme des résidus pour les données ayant une valeur nulle. Le modèle a eu tendance à sous-estimer les observations positives plutôt que de surestimer les observations nulles, peut-être en raison d'une proportion extrêmement faussée de prises nulles.

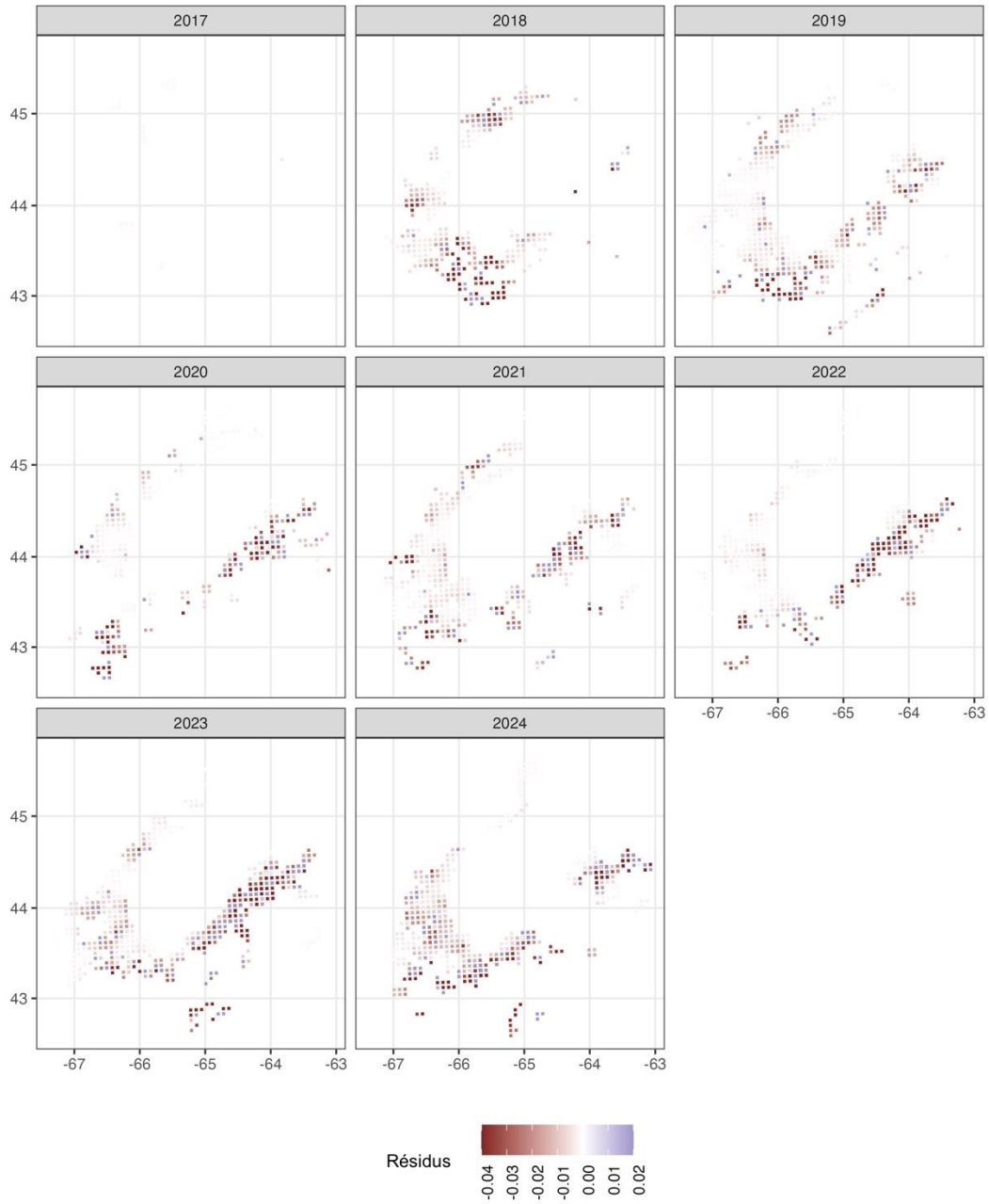


Figure 39. Résidus d'estimation pour le modèle des prises accessoires de morue, agrégés selon la grille bathymétrique. Les couleurs indiquent les valeurs résiduelles et l'intensité des couleurs indique l'échelle (valeurs absolues). Le modèle a eu tendance à sous-estimer les observations positives plutôt que de surestimer les observations nulles, peut-être en raison d'une proportion prédominante de prises nulles. Les cellules de grille associées à la zone de pêche du homard 41 ont été supprimées à des fins de protection de la vie privée. Toutes les sorties observées en 2016 se sont déroulées dans la ZPH 41.

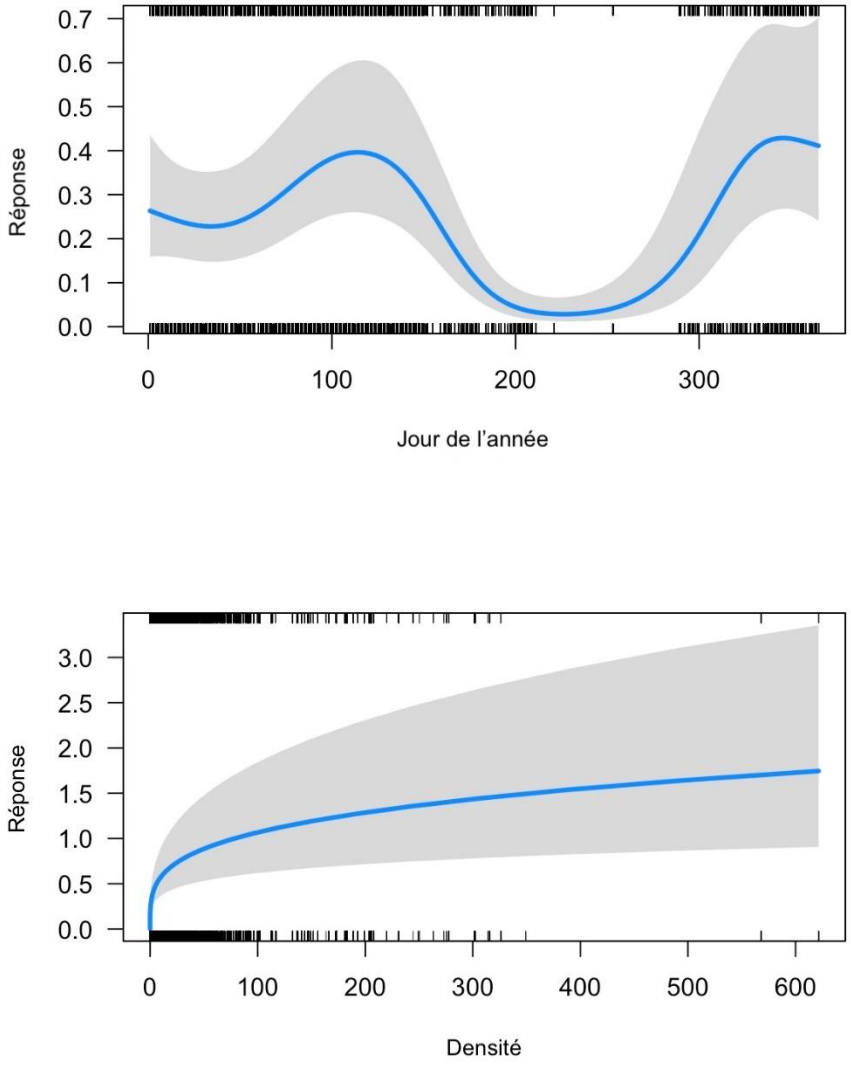


Figure 40. Le modèle spatio-temporel (MST) a permis d'estimer les relations entre les prises accessoires de morue et les variables prédictives, le jour de l'année, la profondeur et la densité des morues.

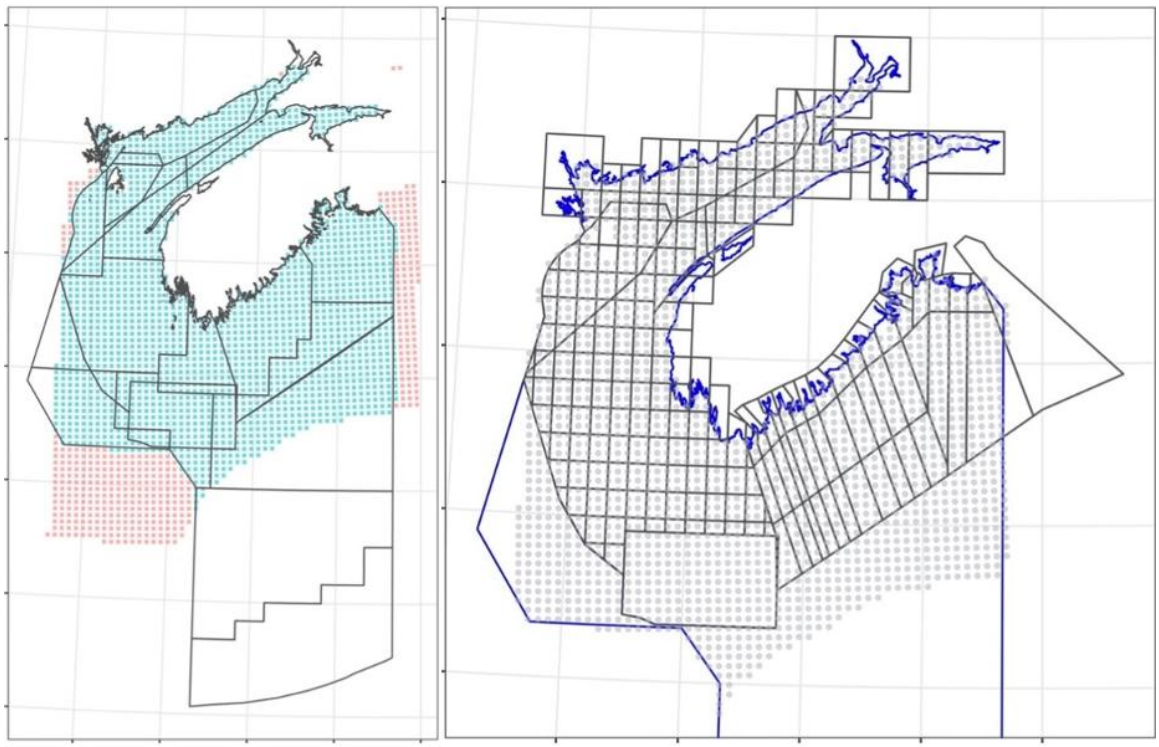


Figure 41. La grille de prédiction pertinente pour la zone d'étude a été mise en évidence en bleu dans le panneau de gauche (les zones ayant une densité des morues ou un effort de pêche presque nuls ont été exclues aux fins de simplification). Le panneau de droite montre la correspondance entre la grille du homard (polygones noirs) et la grille bathymétrique (points gris) pour les zones de pêche côtière du homard (ZPH) et dans la zone d'étude (lignes bleues). Pour la ZPH 41, la grille bathymétrique n'a pas été utilisée, car les données sur l'effort de la pêche commerciale du homard contenaient des renseignements sur les emplacements exacts et les dates.

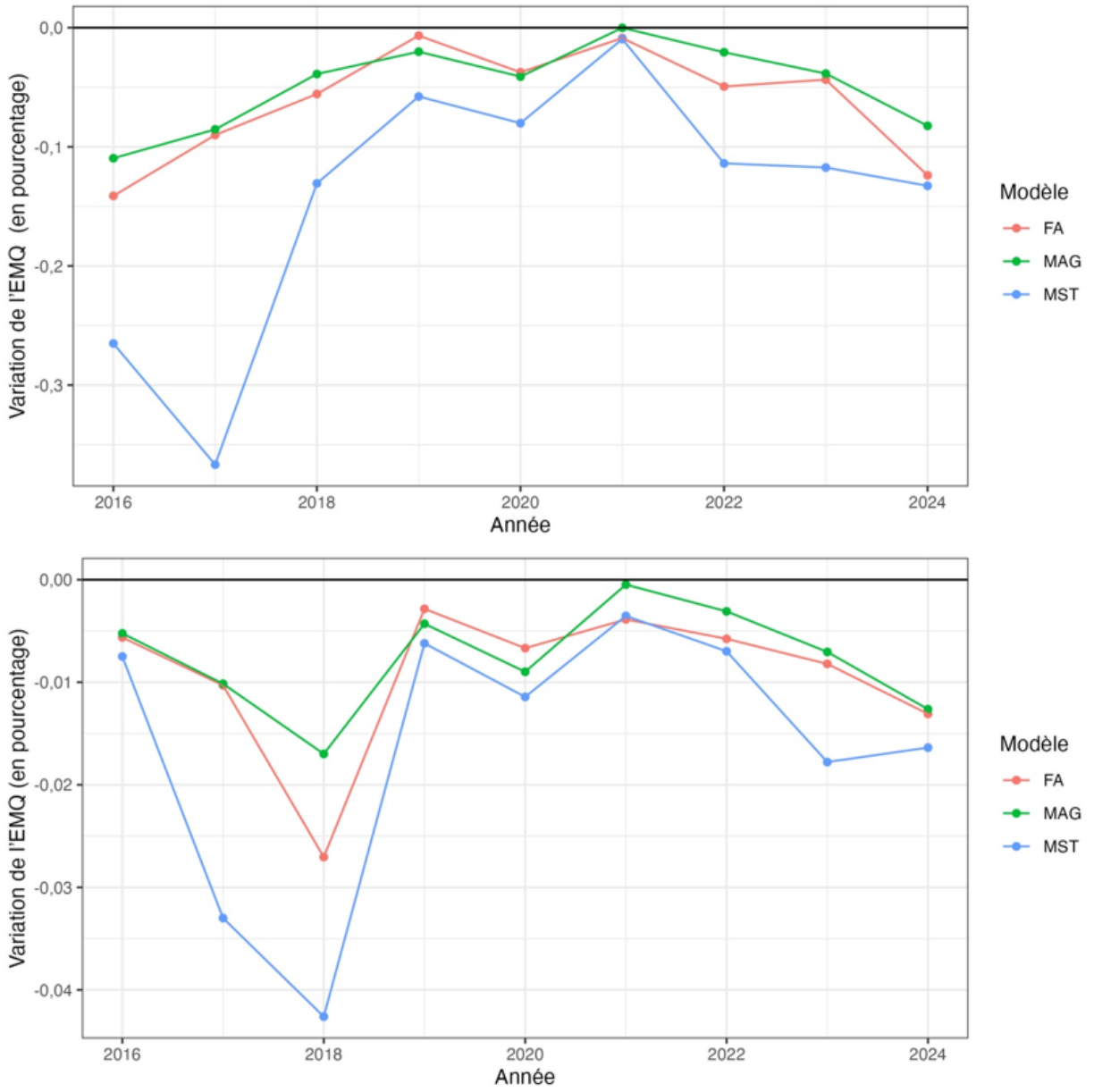


Figure 42. Réductions des erreurs quadratiques moyennes résiduelles validées par croisement en utilisant la résolution des données originales (panneau du haut) et agrégées selon la grille bathymétrique (panneau du bas), pour les trois approches fondées sur un modèle.

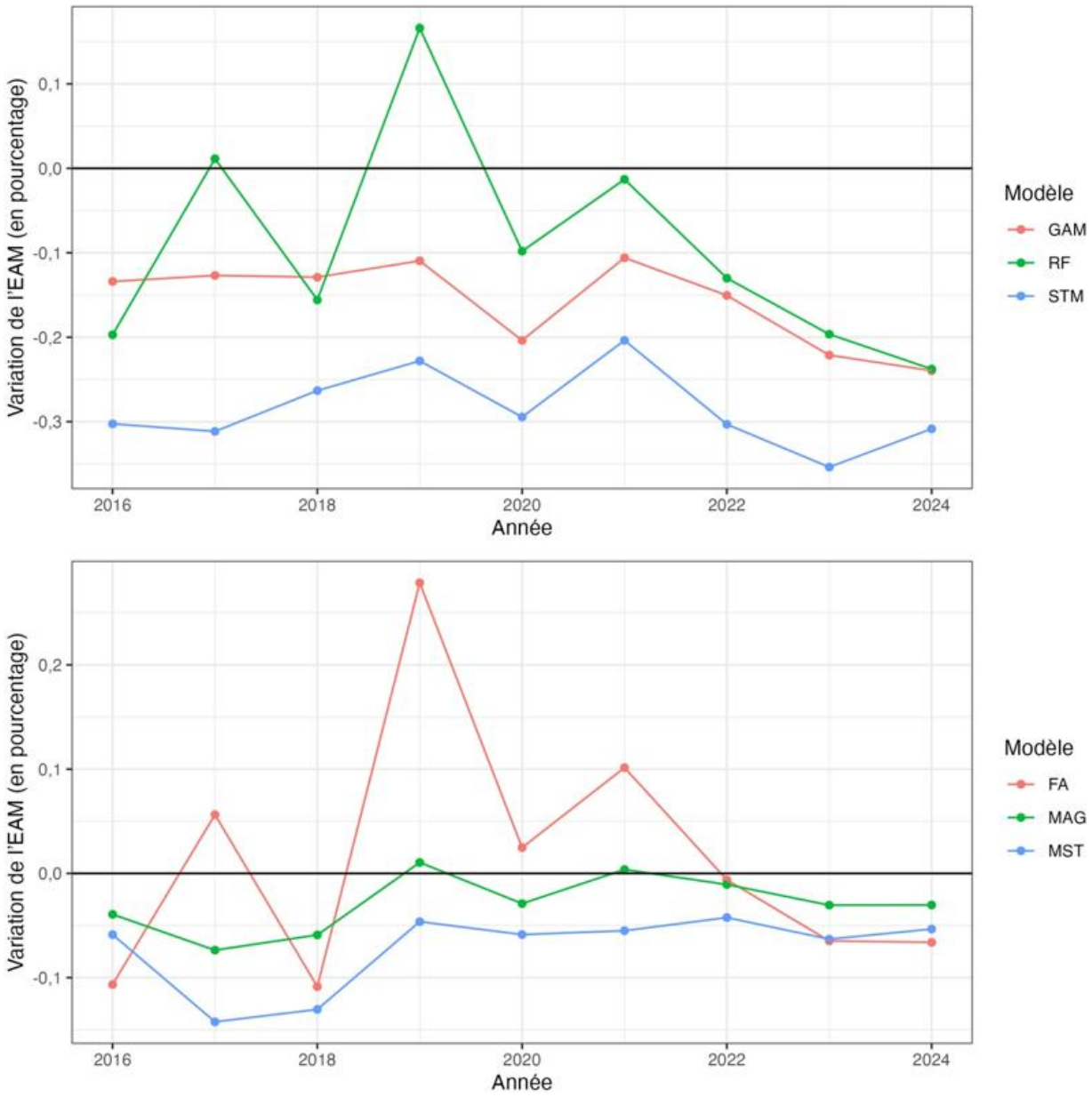


Figure 43. Réductions des erreurs absolues moyennes résiduelles validées par croisement en utilisant la résolution des données originales (panneau du haut) et agrégées selon la grille bathymétrique (panneau du bas), pour les trois approches fondées sur un modèle.

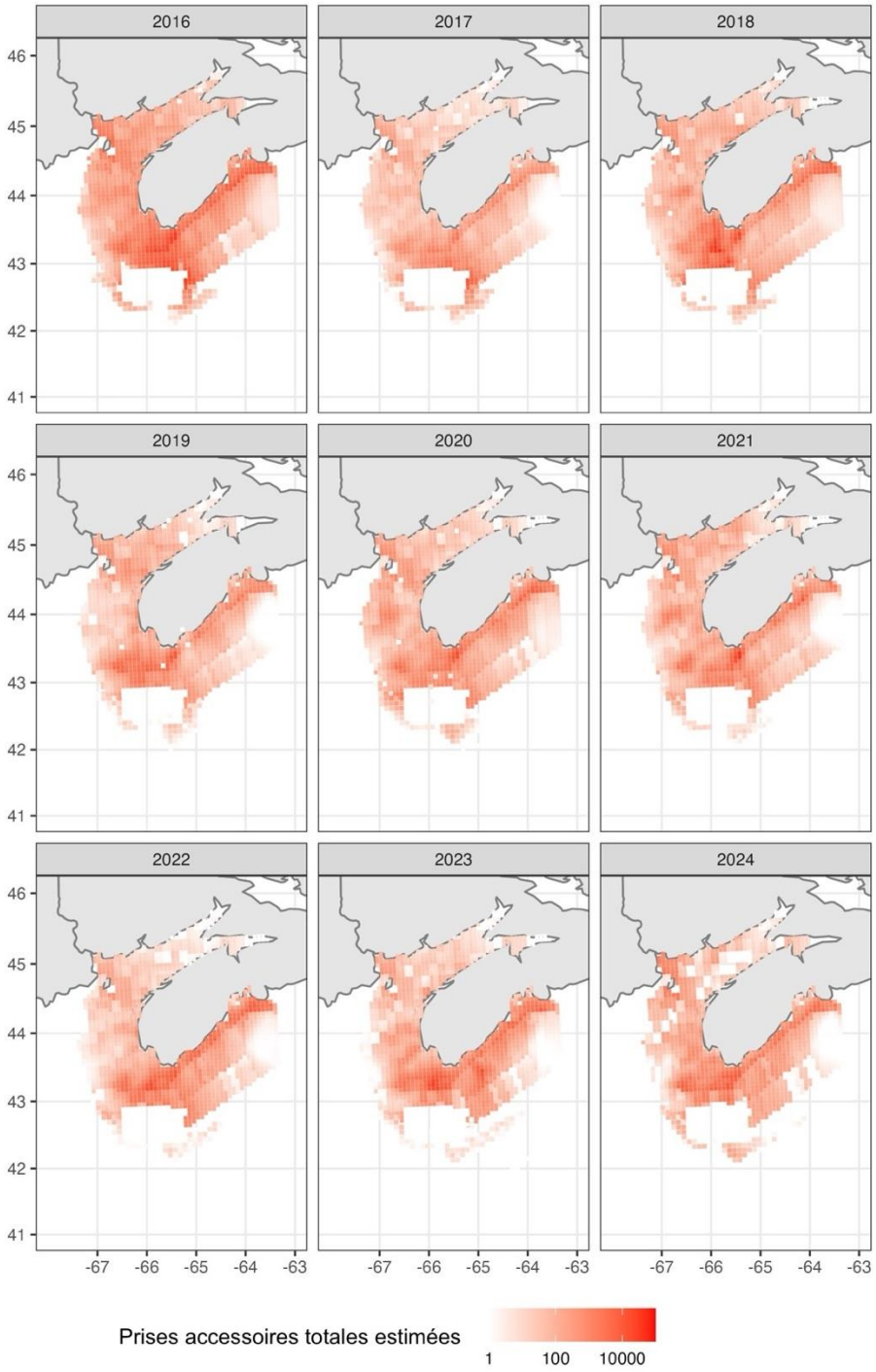


Figure 44. Prédictions spatiales du total annuel des prises accessoires de morue dans la pêche au homard au sein de la zone d'étude (4X5Y). Pour les zones de pêche du homard (ZPH) 33 à 38, les prédictions ont été agrégées selon la grille bathymétrique; pour la ZPH 41, des prédictions pouvaient être faites pour chaque emplacement de pêche, mais elles ont été agrégées selon une grille de 1/12 degré sur cette carte par souci d'uniformité esthétique. Les prédictions pour 2016-2017 n'ont pas été recommandées en raison des limites des données et de l'incertitude élevée.

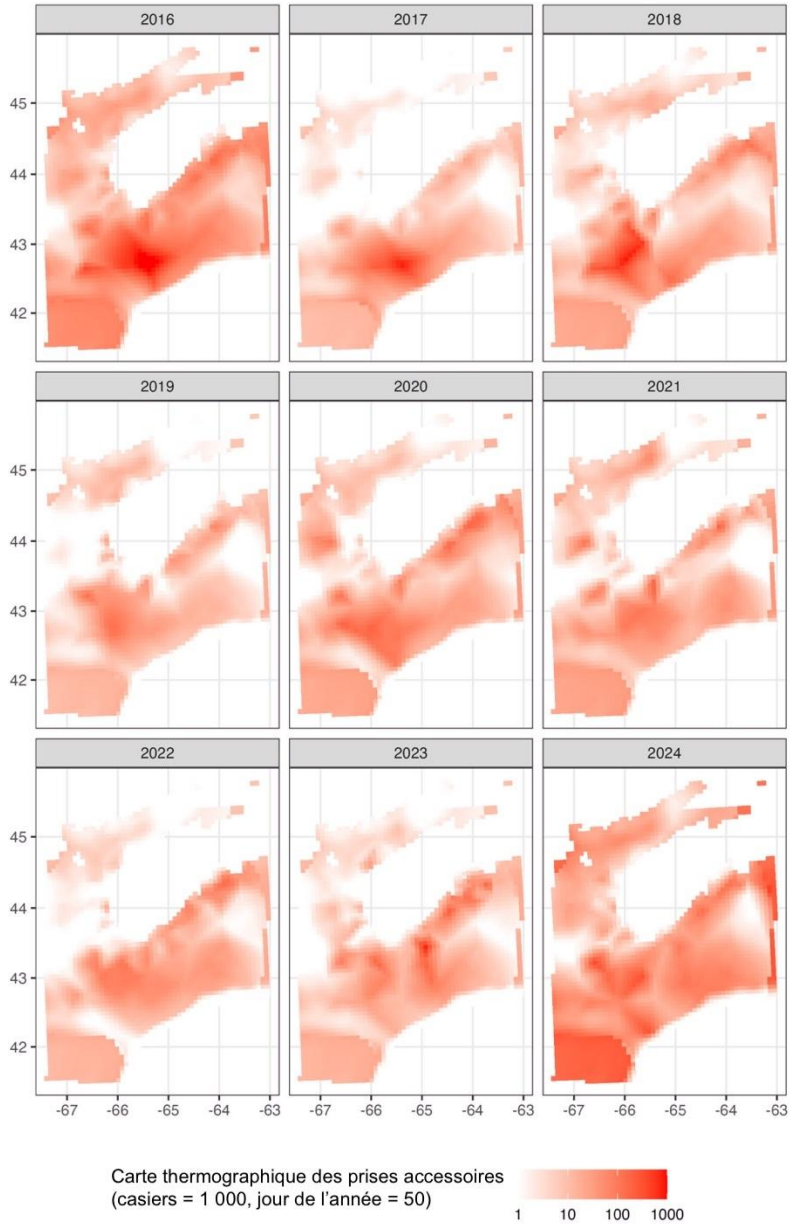


Figure 45. Prédictions spatiales des prises accessoires de morue dans la pêche au homard au sein de la zone d'étude (4X5Y) en supposant que 1 000 casiers à homards se trouvent dans chaque grille (la grille bathymétrique) et qu'ils ont fait l'objet d'une pêche le 50^{e} jour de l'année (habituellement pendant une période d'effort élevé). Les zones de plus de 500 m de profondeur ont été exclues. Les prédictions pour 2016-2017 n'ont pas été recommandées en raison des limites des données et de l'incertitude élevée.

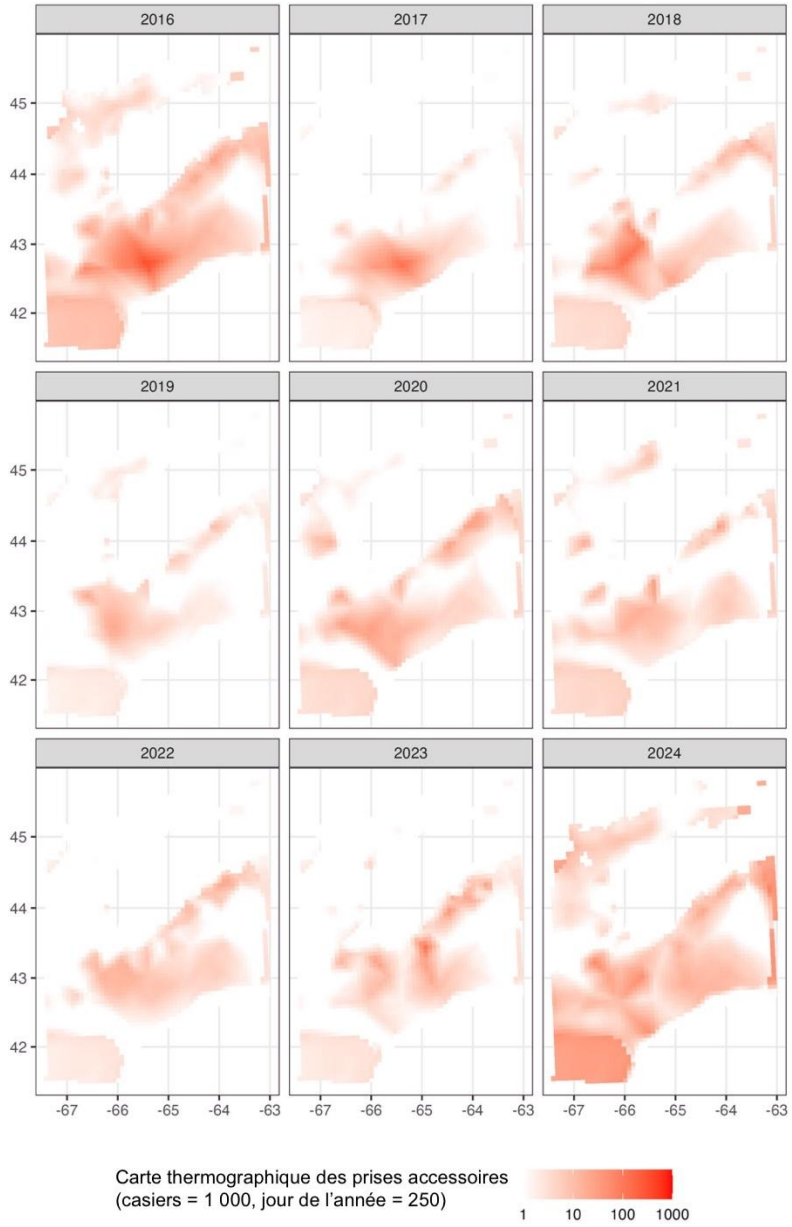


Figure 46. Prédictions spatiales des prises accessoires de morue dans la pêche au homard au sein de la zone d'étude (4X5Y) en supposant que 1 000 casiers à homards se trouvent dans chaque grille (la grille bathymétrique) et qu'ils ont fait l'objet d'une pêche le 250^{e} jour de l'année (habituellement pendant une période d'effort faible). Les zones de plus de 500 m de profondeur ont été exclues. Les prédictions pour 2016-2017 n'ont pas été recommandées en raison des limites des données et de l'incertitude élevée.

TABLEAUX

Tableau 1. Résumé des données du relevé d'été de l'écosystème des Maritimes par navire de recherche.

Année	Prises moyennes	Prises médianes	Nombre de prises nulles	Nombre de traits	Pourcentage de prises nulles	Écart type	1er quantile	3e quantile
2016	43,68	0,03	36	84	0,43	117,74	0	20,92
2017	26,94	0	46	86	0,53	62,94	0	26,33
2018	30,88	0	49	69	0,71	100,19	0	5,93
2019	12,1	0	61	86	0,71	33,26	0	0,02
2020	15,7	0	47	71	0,66	37,07	0	6,24
2021	42,48	0	44	72	0,61	92,63	0	45,58
2022	13,47	0	71	91	0,78	41,8	0	0
2023	26,74	0	60	80	0,75	70,31	0	1,08
2024	17,22	0	44	79	0,56	40,41	0	10,44

Tableau 2. Résumé des données du relevé au chalut du homard côtier.

Année	Prises moyennes	Prises médianes	Nombre de prises nulles	Nombre de traits	Pourcentage de prises nulles	Écart type	1er quantile	3e quantile
2016	6,29	1,24	32	93	0,34	12,46	0,00	7,75
2017	15,08	0,00	70	128	0,55	40,58	0,00	10,60
2018	14,85	0,00	92	149	0,62	40,53	0,00	6,77
2019	9,91	0,00	138	240	0,58	26,25	0,00	7,38
2020	4,34	0,00	197	267	0,74	16,56	0,00	0,73
2021	3,63	0,00	221	288	0,77	11,45	0,00	0,00
2022	5,34	0,00	235	308	0,76	16,51	0,00	0,00
2023	11,75	0,00	197	288	0,68	95,09	0,00	3,17
2024	5,65	0,00	213	293	0,73	16,12	0,00	0,67

Tableau 3. Résumé des données des observateurs en mer utilisées dans cette étude pour les zones de pêche du homard 33 à 41.

Année	Nombre total de casiers observés	Nombre de prises accessoires positives de morue	Total des prises accessoires de morue (kg)	Prises médianes	Prises moyennes	Écart type	Coefficient de variation	Taux d'échantillonnage
2016	2 037	58	111,97	0	0,055	0,5439	9,89	0,0061 %
2017	2 400	36	56,19	0	0,0234	0,2258	9,64	0,0078 %
2018	5 359	141	225,76	0	0,0421	0,3317	7,87	0,0157 %
2019	14 413	159	189,58	0	0,0132	0,1465	11,14	0,0438 %
2020	7 400	168	187,3	0	0,0253	0,1977	7,81	0,0254 %
2021	16 254	220	263,83	0	0,0162	0,2172	13,38	0,0505 %
2022	13 242	273	342,01	0	0,0258	0,2222	8,6	0,0428 %
2023	24 839	658	759,76	0	0,0306	0,2256	7,38	0,0814 %

Année	Nombre total de casiers observés	Nombre de prises accessoires positives de morue	Total des prises accessoires de morue (kg)	Prises médianes	Prises moyennes	Écart type	Coefficient de variation	Taux d'échantillonnage
2024	27 347	717	930,08	0	0,034	0,2491	7,32	0,1475 %
2016 à 2024	113 291	2 430	3 066,47	0	0,0271	0,2359	8,71	0,0416 %

Tableau 4. Résumé des données sur l'effort de pêche commerciale du homard (casiers levés arrondis aux nombres entiers les plus proches).

Année	Effort total dans les ZPH 33 à 41	Effort total dans les divisions 4X5Y
2016	33 404 188	32 584 884
2017	30 654 829	29 891 246
2018	34 121 958	33 336 893
2019	32 927 578	32 257 729
2020	29 122 810	28 482 123
2021	32 214 057	31 525 358
2022	30 933 528	30 271 136
2023	30 525 150	29 841 533
2024	18 539 563	18 139 940

Tableau 5. Paramètres du modèle de relation longueur-poids, utilisés pour la conversion des nombres de prises et de la fréquence de longueur en poids de prises (Andrushchenko et al. *2018; les paramètres alpha et bêta correspondent aux paramètres du modèle de conversion poids=alpha*longueur^bêta).*

Trimestre	alpha	bêta
T1	0,0000081	3,0503
T2	0,0000084	3,0410
T3	0,0000087	3,0233
T4	0,0000063	3,1152

Tableau 6. Liste des modèles mis à l'essai pour l'estimation de la densité des morues et la sélection d'un modèle. Les effets spatiaux et spatio-temporels peuvent être activés ou désactivés, et l'effet spatio-temporel comporte diverses hypothèses d'autocorrélation temporelle, AR1 (autorégressive), MA (marche aléatoire) et IID (indépendantes et identiquement distribuées). Les détails des spécifications et des hypothèses du modèle se trouvent dans Anderson et al*. 2022. CIA = critère d'information d'Akaike; CIB = critère d'information bayésien.*

N° du modèle	Effet spatial	Effet spatio-temporel	CIA	CIB
1	Activé	AR1	10 801,9	10 908,59
2	Activé	MA	10 799,6	10 900,37
3	Activé	IID	10 806,97	10 907,74
4	Activé	Désactivé	10 816,63	10 911,47
5	Désactivé	MA	10 834,99	10 929,82

Tableau 7. Résumé et description des variables prédictives et de la disponibilité des données dans les ensembles de données des observateurs en mer (OM) et de l'effort de la pêche commerciale du homard (EPCH).

Type de variable	Nom de la variable	OM	EPCH	Commentaire
Sortie	Sortie, filière, identifiants de casiers	Enregistrées (certaines données sont manquantes)	Non disponible	Non utilisées, car la majorité des données de l'EPCH n'ont pas été observées.
Sortie	Emplacement	Enregistrées; longitude et latitude	Disponible sur une grille plus grossière (la grille du homard) pour les ZPH côtières	Peuvent être agrégées à diverses résolutions, comme les régions de l'OPANO, les ZPH, les grilles du homard, les grilles bathymétriques ou par stratification a posteriori. Modélisées en utilisant les emplacements exacts.
Sortie	Temps	Enregistrées; dates et heures exactes	Disponible sur une grille plus grossière (semaine de la saison de pêche au homard) pour les ZPH côtières	Peuvent être agrégées à diverses résolutions, comme la semaine, le mois, etc. Modélisées en utilisant le jour de l'année comme variable continue et l'année comme variable nominale.
Activité de pêche	Identifiants liés à la pêche, p. ex. identifiant de navire, permis, etc.	Enregistrées	Disponibles	Non utilisées, car la majorité des données de l'EPCH n'ont pas été observées.
Activité de pêche	Jours d'immersion	Enregistrées	Non disponible	Pourraient être estimées en fonction du temps et de l'espace.
Conditions environnementales	Profondeur, type de fond, etc.	La profondeur est enregistrée	Non disponible	Compte tenu des données exactes sur l'espace et le temps, de nombreuses variables environnementales pourraient être dérivées de sources de données ou d'analyses externes. La bathymétrie et les répartitions de densité des morues estimées par modèle ont été introduites dans cette étude.
Prises	Composition des prises dans un casier	Les prises de toutes les espèces ont été enregistrées.	Non disponible	Il pourrait s'agir de variables prédictives efficaces pour expliquer la variabilité à l'échelle de chaque casier, mais sans données détaillées dans les données sur l'EPCH, l'étude n'a pas intégré ces données.

*Tableau 8. Liste des modèles mis à l'essai dans le cadre du modèle linéaire généralisé (MLG) pour l'analyse des prises accessoires de morue et la sélection d'un modèle (*f.année *correspond à un effet d'année catégoriel,* JA *au jour de l'année,* éch.JA *à sa version mise à l'échelle,* nœuds *à une stratification a posteriori catégorielle,* lon *à la longitude,* lat *à la latitude et* dens *à la densité des morues). MAG – modèle additif généralisé; MMLG – modèle mixte linéaire généralisé; CIA – critère d'information d'Akaike; CIB – critère d'information bayésien.*

Nº du modèle	**Type de modèle**	**Formulation du modèle**	**CIA**	**CIB**	**Commentaire**
1	MLG	f.année + éch.JA + f.nœuds + lon + lat + profondeur + dens	27 205,9	27 543,2	Comprend diverses variables prédictives potentielles
2	MAG	f.année + s(JA) + s(dens) + s(profondeur) + s(lon, lat)	26 816,17	27 331,67	Comprend la plupart des variables prédictives, avec des lissages
3	MAG	f.année + s(JA) + dens + s(profondeur) + f.nœuds,	27 142,87	27 605,47	Espace agrégé à l'aide de la stratification *a posteriori* catégorielle
4	MAG	f.année + s(JA) + dens + s(profondeur) + s(lon,lat)	26 816,14	27 331,48	Meilleur ajustement
5	MAG	f.année + s(JA) + dens + s(profondeur)	26 904,25	27 373,29	Sans lissage de l'espace
6	MMLG à inflation de zéros	Prises positives : f.année + éch.JA + profondeur + lat + lon Prises nulles : dens + lat + lon	27 571,03	27 754,14	Le modèle à inflation de zéros ne s'ajustait pas mieux

Tableau 9. Liste des modèles spatiaux mis à l'essai pour l'analyse des prises accessoires de morue et la sélection d'un modèle (la profondeur et le jour de l'année [JA)] ont été intégrés avec les fonctions de lissage et la densité des morues [dens] a été incluse comme variable prédictive linéaire). L'élaboration du modèle a suivi des changements graduels aux fins d'optimisation. AR1 – autorégressive de premier ordre; MA – marche aléatoire; IID – indépendantes et identiquement distribuées; CIA – critère d'information d'Akaike; CIB – critère d'information bayésien

Nº du modèle	**Effet spatial**	**Effet spatio-temporel**	**Covariables**	**CIA**	**CIB**
1	Activé	AR1	Profondeur, densité, jour de l'année	26 366,45	26 559,19
2	Activé	MA	Profondeur, densité, jour de l'année	26 403,25	26 586,35
3	Activé	IID	Profondeur, densité, jour de l'année	26 370,13	26 553,23
4	Activé	Désactivé	Profondeur, densité, jour de l'année	26 640,46	26 813,93
5	Désactivé	IID	Profondeur, densité, jour de l'année	26 414,35	26 587,82
6	Activé	IID	Profondeur, jour de l'année	26 374,34	26 547,8
7	Activé	IID	Jour de l'année, densité	26 382,33	26 546,16
8	Activé	IID	Profondeur, densité	26 447,78	26 611,61
9	Activé	IID	Jour de l'année	26 432,71	26 586,9
10	Activé	IID	Densité	26 462,91	26 607,46
11	Activé	IID	Aucune	26 522,03	26 656,94

Tableau 10. Proportion des données manquantes dans les données sur l'effort de la pêche commerciale du homard pour la ZPH 41; les prédictions finales ont été mises à l'échelle en utilisant ces proportions pour estimer l'information manquante.

Année	Pourcentage de données valides
2016	0,96420582
2017	0,99940688
2018	1
2019	1
2020	0,99917253
2021	0,99874451
2022	0,99787836
2023	0,99933643
2024	0,99875854

Tableau 11. Erreur quadratique moyenne résiduelle validée par croisement (agrégée selon la grille bathymétrique pour mieux représenter le rendement du modèle). EM – estimateur de la moyenne; FAD – forêt d'arbres de décision; MAG – modèle additif généralisé; MST – modèle spatio-temporel.

Année	EM	FAD	MAG	MST
2016	106,8 (0,16)	95.1 (0,79)	91,7 (0,69)	78,5 (1,35)
2017	100,4 (0,08)	91,8 (0,30)	91,3 (0,50)	63,6 (3,46)
2018	263,8 (0,08)	253,6 (1,08)	249,1 (2,27)	229,3 (11,05)
2019	55,2 (0,01)	54,1 (0,03)	54,8 (0,15)	52,0 (0,29)
2020	97,4 (0,02)	93,4 (0,16)	93,7 (0,21)	89,6 (0,53)
2021	290,8 (0,02)	290,8 (0,12)	288,3 (2,11)	288,1 (1,50)
2022	78,0 (0,02)	76,4 (0,09)	74,2 (0,11)	69.1 (0,43)
2023	87,5 (0,01)	84,1 (0,07)	83,7 (0,04)	77,2 (0,35)
2024	95,1 (0,01)	87,3 (0,19)	83,3 (0,50)	82,5 (0,27)
2016 à 2 024	154,0 (0,01)	150,8 (0,15)	148,9 (0,72)	144,5 (1,48)
2018 à 2024	155,1 (0,01)	152,1 (0,16)	150,2 (0,73)	146,0 (1,51)

Tableau 12. Erreur absolue moyenne résiduelle validée par croisement (agrégée selon la grille bathymétrique pour mieux représenter le rendement du modèle). EM – estimateur de la moyenne; FAD – forêt d'arbres de décision; MAG – modèle additif généralisé; MST – modèle spatio-temporel.

Année	EM	FAD	MAG	MST
2016	107,1 (0,17)	102,9 (0,33)	95,7 (0,48)	100,9 (0,60)
2017	46,3 (0,05)	42,9 (0,13)	48,9 (0,21)	39,7 (0,40)
2018	82,1 (0,03)	77,3 (0,16)	73,2 (0,22)	71,4 (0,61)
2019	26,0 (0,00)	26,3 (0,02)	33,3 (0,09)	24,8 (0,07)
2020	49,5 (0,01)	48,1 (0,06)	50,7 (0,11)	46,6 (0,15)
2021	32,0 (0,01)	32,1 (0,04)	35,3 (0,08)	30,3 (0,09)
2022	50,6 (0,01)	50,1 (0,04)	50,3 (0,07)	48,5 (0,12)
2023	59,6 (0,00)	57,7 (0,04)	55,7 (0,05)	55,8 (0,10)

Année	EM	FAD	MAG	MST
2024	66,3 (0,00)	64,3 (0,04)	62,0 (0,09)	62,8 (0,10)
2016 à 2024	52,9 (0,00)	51,5 (0,02)	51,9 (0,03)	49,6 (0,05)
2018 à 2024	52,0 (0,00)	50,8 (0,02)	51,1 (0,03)	48,9 (0,05)

*Tableau 13. Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) en utilisant le modèle spatio-temporel (MST) pour les divisions 4X5Y (le coefficient de variation est le rapport entre les écarts types et les estimations). * Les prédictions pour 2016 et 2017 n'ont pas été recommandées aux fins d'examen par la direction en raison du manque de données et de l'incertitude élevée associés; les prédictions pour 2024 n'incluaient pas tous les efforts ou toutes les prises accessoires au cours de l'année en raison de données partielles. EM – Estimateur de la moyenne.*

Année	Total des prises accessoires de morue (kg) [MST]	Écart type	Intervalle de confiance inférieur	Intervalle de confiance supérieur	Coefficient de variation	Total des prises accessoires de morue (EM)	Effort de pêche total (casiers levés)
2016*	1 880 786	20 817 708,8	25 482	138 815 441	11,1	1 795 357	32 584 884
2017*	287 261	1 210 097,21	10 023	8 233 080	4,2	702 141	29 891 246
2018	1 065 864	1 962 584,08	98 255	11 562 470	1,8	1 404 383	33 336 893
2019	461 325	205 018,852	200 737	1 060 198	0,4	424 297	32 257 729
2020	527 266	1 011 976,84	46 163	6 022 296	1,9	720 999	28 482 123
2021	576 267	744 424,729	82 655	4 017 719	1,3	511 701	31 525 358
2022	710 566	508 186,096	201 607	2 504 397	0,7	781 828	30 271 136
2023	830 836	283 160,983	433 851	1 591 073	0,3	912 776	29 841 533
2024*	606 980	838 248,021	80 135	4 597 520	1,4	617 940	18 139 940

*Tableau 14. Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) en utilisant le modèle spatio-temporel pour chaque zone de pêche du homard (ZPH) au sein des divisions 4X5Y. Les prédictions ont été agrégées selon les ZPH en utilisant les données de sortie du modèle qui reposaient sur la grille bathymétrique; de petites différences peuvent survenir lorsqu'une grille bathymétrique est attribuée à une ZPH. * Les prédictions pour 2016 et 2017 n'ont pas été recommandées aux fins d'examen par la direction en raison de l'incertitude élevée; les prédictions pour 2024 n'incluaient pas tous les efforts ou toutes les prises accessoires au cours de l'année en raison de données partielles.*

Année	Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) ZPH 33	Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) ZPH 34	Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) ZPH 35	Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) ZPH 36	Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) ZPH 38	Total des prises accessoires annuelles prévues (kg) ZPH 41
2016*	775 512	995 883	14 230	38 657	47 567	8 617
2017*	152 692	116 479	1 596	4 923	6 321	5 246
2018	261 838	767 553	11 146	13 012	8 634	3 680
2019	120 480	313 507	5 474	10 433	10 727	703
2020	257 571	237 522	3 037	11 423	14 377	3 334
2021	259 874	273 109	7 130	20 787	14 030	1 335
2022	327 926	370 804	929	3 563	6 677	666
2023	349 375	466 317	3 012	6 374	5 297	461
2024*	193 378	355 415	1 659	28 564	25 429	2 530