



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 2023/058

Région des Maritimes

Aperçu biophysique et écologique de la zone d'intérêt (ZI) du chenal de Fundy et du banc de Browns

Nicholas W. Jeffery, Susan G. Heaslip et Ryan R. E. Stanley

Division de la science des écosystèmes côtiers, Direction des sciences
Pêches et Océans Canada, Région des Maritimes
Institut océanographique de Bedford
C.P. 1006, Succ. B203
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-49527-9 N° cat. Fs70-5/2023-058F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Jeffery, N.W., Heaslip, S.G. et Stanley, R.R.E. (éd.). 2023. Aperçu biophysique et écologique de la zone d'intérêt (ZI) du chenal de Fundy et du banc de Browns. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/058. xxxi + 330 p.

Also available in English:

Jeffery, N.W., Heaslip, S.G., and Stanley, R.R.E. (Eds.). 2023. Biophysical and Ecological Overview of the Fundian Channel-Browns Bank Area of Interest (AOI). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/058. xxix + 302 p.

TABLE OF CONTENTS

RÉSUMÉ.....	xxxii
INTRODUCTION	1
CONTEXTE.....	1
ENVIRONNEMENT PHYSIQUE.....	2
SOMMAIRE DE LA GÉOSCIENCE DU SUD DE LA PLATE-FORME NÉO-ÉCOSSAISE.....	3
Géomorphologie.....	4
Substrat rocheux	4
Historique glaciaire.....	4
Sédiments superficiels	5
Particularités de la région.....	5
Lacunes dans les connaissances géoscientifiques.....	6
OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE	6
Circulation océanique.....	6
Projections climatiques	8
Une pompe de bioproduction au travail : les ondes internes non linéaires.....	9
OCÉANOGRAPHIE CHIMIQUE.....	12
Nutriments	12
Oxygène	13
pH.....	13
Contaminants	14
OCÉANOGRAPHIE BIOLOGIQUE.....	15
RELEVÉS DE RECHERCHE DANS L'OUEST DE LA PLATE-FORME NÉO-ÉCOSSAISE ET DANS LE GOLFE DU MAINE	15
Relevé estival de l'écosystème de la région des Maritimes	15
Relevé de l'industrie et du MPO sur le flétan à la palangre	16
Quotas individuels transférables – Relevé à engins mobiles à station fixe.....	16
Relevé scientifique du MPO sur les pétoncles dans la zone hauturière	17
Programme de monitoring de la zone atlantique	17
Relevés menés par les États-Unis	17
PLANCTON.....	18
Phytoplancton et autres microbes	18
Zooplancton	19
HABITATS ET COMMUNAUTÉS BENTHIQUES	21
Classification des habitats et des communautés benthiques de la plate-forme néo- écossaise	21
Potentiel de croissance	22
INVERTÉBRÉS	22
Diversité du chenal de Fundy et du banc de Browns	22
Coraux, éponges et mégaépifaune	23
Homard	27
Pétoncle géant	31

Calmar.....	33
Autres invertébrés.....	35
POISSON.....	37
Diversité des poissons.....	37
Espèces d'eau chaude.....	44
Cartographie de l'habitat de prédilection.....	44
Morue de l'Atlantique.....	45
Églefin.....	48
Goberge.....	50
Merlu argenté.....	52
Merluche blanche.....	53
Loup atlantique.....	55
Sébaste.....	57
Raie tachetée.....	60
Raie à queue de velours.....	62
Raie épineuse.....	64
Flétan de l'Atlantique.....	65
Plie.....	68
Brosme.....	70
Myxine du nord.....	72
Aiguillat commun.....	74
Autres poissons de fond.....	75
Hareng.....	77
Maquereau.....	79
Grands poissons pélagiques.....	81
Thon blanc.....	82
Thon obèse.....	82
Thon rouge de l'Atlantique.....	83
Thon à nageoires jaunes.....	85
Bonite à ventre rayé.....	85
Espadon.....	86
Makaire bleu.....	87
Makaire blanc.....	88
Autres poissons pélagiques.....	89
Requin-pèlerin.....	89
Requin bleu.....	90
Requin-taupe commun.....	91
Requin-taupe bleu.....	93
Requin blanc.....	94
PHOQUES.....	94
Phoque commun.....	95
Phoque gris.....	95
CÉTACÉS.....	96
Les cétacés du Canada atlantique.....	96
Sources de renseignements.....	97
Espèces inscrites à l'annexe 1 de la LEP.....	100

Petits odontocètes.....	107
Grands odontocètes.....	110
Baleines à fanons.....	113
Conclusion	117
TORTUE MARINES	118
Sources de renseignements	118
Tortue luth	119
Tortue de Kemp et tortue verte	122
OISEAUX MARINS	122
Relevés en mer	122
Considérations relatives aux espèces en péril.....	124
Liste rouge des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).....	124
Preuve de concentrations appartenant au décile supérieur dans les polygones et la zone tampon de la ZI	125
Analyse	129
CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX ESPÈCES EN PÉRIL	130
NIVEAUX TROPHIQUES ET ÉCOSYSTÈMES	130
MIGRATION DANS LE CHENAL DE FUNDY ET DANS LE BANC DE BROWNS	130
Aperçu.....	130
Poisson de fond	130
Poissons pélagiques	133
Invertébrés pêchés commercialement	133
CHANGEMENTS À LONG TERME ET CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES	134
LACUNES DANS LES CONNAISSANCES	138
SOURCES D'INCERTITUDE	138
FACTEURS LIÉS AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES	139
PRIORITÉS EN MATIÈRE DE CONSERVATION	139
RÉSUMÉ.....	141
REMERCIEMENTS	143
RÉFÉRENCES CITÉES	143
TABLEAUX	181
FIGURES	205

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. La superficie (km ²) et la représentation en pourcentage des unités géomorphiques dans la zone d'intérêt (ZI) du chenal de Fundy – banc de Browns par rapport à l'ensemble de la biorégion des Maritimes. Fait à noter, 25 % de l'ensemble de l'habitat du chenal dans la biorégion se trouve dans la ZI. Les nombres sont approximatifs et pourraient changer si les limites sont modifiées.....	181
Tableau 2. Moyenne saisonnière (moyenne, écart-type [ET] et plage) de la température au fond (TF) et de la température à la surface de la mer (TSM) dans la zone d'intérêt (intérieur) par rapport à la biorégion de la plate-forme néo-écossaise (extérieur). Données recueillies de 0 m à la profondeur maximale dans la ZI (environ 2 050 m).	182
Tableau 3. Anomalies de la moyenne saisonnière (moyenne, écart-type [ET] et plage) de la température au fond (TF) et de la température à la surface de la mer (TSM) projetées pour l'année 2075 en fonction du RCP 8.5 (Brickman et al., 2016) dans la zone d'intérêt (intérieur) par rapport à la biorégion de la plate-forme néo-écossaise (extérieur).	183
Tableau 4. Classification du fond marin de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns selon le Fonds mondial pour la nature (Canada, 2009).	184
Tableau 5. Habitats benthiques du banc de Browns selon le type de substrat, la profondeur et la communauté benthique. Modifié de Kostylev et al. (2001).	185
Tableau 6. Liste des espèces et codes connexes saisis lors du relevé plurispécifique par navire de recherche de 1970 à 2017 (467 chaluts lors des relevés du printemps, de l'hiver et de l'été) dans les limites de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns. La profondeur (plage) et la température (moyenne ± écart-type) ont été évaluées dans les limites de la ZI. Dans les cas où les données n'étaient pas disponibles (*), la température moyenne (± écart-type) a été estimée à partir des captures dans la région de planification de la plate-forme néo-écossaise (p. ex., figure 10).....	186
Tableau 7. Liste des espèces et des codes connexes saisis lors du relevé plurispécifique d'été par navire de recherche de 1970 à 2017 et identifiés comme provenant de latitudes plus basses et de températures plus chaudes (MPO, 2018a). La température moyenne du fond au moment de la capture (± ET) est indiquée avec les codes d'identification des espèces pour la base de données du relevé par navire de recherche. Les espèces sont classées selon la première année d'observation dans le relevé et divisées entre celles trouvées à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI selon une zone tampon de 25 km.	188
Tableau 8. Détermination de la santé des stocks de grandes espèces pélagiques canadiennes par les processus individuels d'évaluation des stocks de la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique.....	189
Tableau 9. Les groupes d'espèces et/ou les espèces dont il est démontré qu'elles atteignent des concentrations dans un des polygones de la ZI qui atteignent des valeurs du décile supérieur (zones importantes, déterminées à l'échelle de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise), quelle que soit la variation dans le cycle annuel. Leur statut au sein de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) est également indiqué.....	190

Tableau 10. Aire d'alimentation maximale moyenne approximative (km) d'espèces d'oiseaux marins connues pour se reproduire à proximité de la zone d'intérêt du chenal de Fundy – banc de Browns. 191

Tableau 11. Espèces présentes dans la zone d'intérêt (ZI) ou à proximité de celle-ci, classées par ordre alphabétique, avec la population ou l'unité désignable (UD), le statut de conservation, y compris la désignation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et l'année de la dernière évaluation, la raison de la désignation au Canada et le statut aux fins de la Loi sur les espèces en péril (LEP), ainsi que l'année de l'inscription si elle figure à l'annexe 1; la catégorie de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et l'année de publication; et les remarques sur la présence des espèces dans la ZI ou à proximité de celle-ci. 192

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Emplacement de la zone d'intérêt (ZI; zone ombragée en bleu) du chenal de Fundy et du banc de Browns en Nouvelle-Écosse. Les limites de la ZI ne sont pas finales, ne servent qu'à des fins d'évaluation, sont sujettes à changement et ne reflètent pas nécessairement les limites proposées de la ZPM. Carte de base : cartes marines du Service hydrographique du Canada (SHC) 4011, 8005 et 8006.205
- Figure 2. Les zones fermées à proximité de la ZI (indiquées en rouge) comprennent une fermeture saisonnière pour la fraie de l'églefin, une fermeture de la pêche du sébaste juvénile, et la zone de pêche au homard 40, qui est fermée à la pêche du homard, mais non à d'autres pêches, comme celle du pétoncle géant de l'Atlantique206
- Figure 3. Bathymétrie de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns. Source des données : bathymétrie de la NOAA obtenue par l'intermédiaire de la trousse R de Marmap (Pante et Simon-Bouhet, 2013).207
- Figure 4. Couverture au sonar multifaisceaux du sud de la plate-forme néo-écossaise (en gris). La zone d'intérêt est indiquée en rouge. Les profils sismiques AB et CD à la figure 6 sont indiqués par des lignes noires continues. Les points noirs et blancs indiquent les emplacements de la figure 7.208
- Figure 5. Aperçu généralisé des sédiments de surface du sud de la plate-forme néo-écossaise. La répartition des unités de boue (vertes et bleues) est mieux représentée dans les bassins que la répartition plus complexe du till, du sable et du gravier sur les berges.....209
- Figure 6. Haut : profil de réflexion sismique AB dans le chenal Nord-Est. Bas : profil de réflexion sismique CD dans le chenal Nord-Est. Voir la figure 4 pour connaître l'emplacement des profils.210
- Figure 7. Haut : détail bathymétrique de la morphologie de fond transversale du flux sur le flanc nord du chenal Nord-Est. Les crêtes de la figure sédimentaire de fond sont symétriques et alignées dans la direction actuelle nord-ouest et sud-est. Des études sur les champs de figures sédimentaires de fond marin démontrent une migration complexe des figures sédimentaires de fond marin plus grandes et une mobilité très active des figures sédimentaires de fond marin plus petites qui ne sont pas résolues à cette échelle. Voir le point noir à la figure 4 pour connaître l'emplacement. Bas : détail bathymétrique d'une portion d'un affouillement d'iceberg de 14 km de long dans le chenal Nord-Est montrant des bermes bien définies. Voir le point blanc à la figure 4 pour connaître l'emplacement.....211
- Figure 8. Perturbations dérivées de la bathymétrie haute résolution, de la taille des grains de sédiments, des courants de marée, ainsi que de la hauteur et de la période des vagues.212
- Figure 9. Tendances générales de circulation pour le chenal Nord-Est (NEch), le bassin Jordan (BJ), le banc de Georges (BG) et le bassin Wilkinson (BW). Courant du Labrador et Gulf Stream désignés par des flèches bleues et rouges, respectivement.213
- Figure 10. Moyenne saisonnière de la température au fond (2008-17) selon les modèles océaniques décrits dans Wang et al., 2016. Les panneaux A-D correspondent à l'hiver (janvier-mars), au printemps (avril-juin), à l'été (juillet-septembre) et à l'automne (octobre-décembre), respectivement. Données quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les lignes pleines

représentent les limites de la zone de planification biorégionale de la plate-forme néo-écossaise et de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns.....214

Figure 11. Moyenne saisonnière de la température à la surface (2008-2017) selon les modèles océaniques décrits dans Wang et al., 2016. Les panneaux A à D correspondent à l'hiver (janvier-mars), au printemps (avril-juin), à l'été (juillet-septembre) et à l'automne (octobre-décembre), respectivement. Données quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les lignes pleines représentent les limites de la zone de planification biorégionale de la plate-forme néo-écossaise et de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns.....215

Figure 12. Moyenne saisonnière des anomalies de température au fond pour l'année 2075 d'après les simulations du RCP 8.5 (Brickman et al., 2016). Les panneaux A à D correspondent à l'hiver (janvier à mars), au printemps (avril à juin), à l'été (juillet à septembre) et à l'automne (octobre à décembre), respectivement. Les données de l'anomalie sont quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les projections climatiques sont raccourcies aux limites de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise. Les lignes pleines correspondent aux limites de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns, de la ZPM du Gully et de la ZPM du banc de Sainte-Anne, orientées d'ouest en est.216

Figure 13. Moyenne saisonnière des anomalies de température à la surface pour l'année 2075 en fonction des simulations du RCP 8.5 (Brickman et al., 2016). Les panneaux A à D correspondent à l'hiver (janvier à mars), au printemps (avril à juin), à l'été (juillet à septembre) et à l'automne (octobre à décembre), respectivement. Les données de l'anomalie sont quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les projections climatiques sont raccourcies aux limites de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise. Les lignes pleines correspondent aux limites de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns, de la ZPM du Gully et de la ZPM du banc de Sainte-Anne, orientées d'ouest en est.217

Figure 14. Onde interne observée par des images de radar à synthèse d'ouverture (SAR) du golfe du Maine. Données du SAR RADARSAT®-2 pour le 28 août 2014 (droits d'auteur sur les images : MacDonald, Dettwiler, and Associates). Les lignes bleues indiquent la position des ondes internes identifiées dans l'image SAR.....218

Figure 15. Carte des vecteurs de flux d'énergie marémotrice M2 dans la région. Adapté de Chen et al. (2011).219

Figure 16. Ondes internes observées par radar à synthèse d'ouverture dans le chenal de Fundy et le banc de Browns (haut : 28 avril 2014; bas : 31 juillet 2012). La barre de couleur NRCS (dB) signifie « surface équivalente radar normalisée », et les lignes bleues indiquent les ondes internes identifiées dans les images SAR.....220

Figure 17. Niveaux d'oxygène dissous (ml/L) dans la plate-forme néo-écossaise entre l'été (A) et l'hiver (B) en 2016, et l'été (C) et l'hiver (D) en 2017. En général, les portions plus profondes de la plate-forme néo-écossaise et du golfe du Maine ont des niveaux d'oxygène dissous plus faibles. Les cartes sont le résultat d'un modèle interpolé fondé sur des profils CTD mesurant l'oxygène dissous (cercles pleins). La zone d'étude de la zone d'intérêt est indiquée en rouge.221

Figure 18. Résumé des emplacements des échantillons pour le relevé estival plurispécifique par navire de recherche de la région des Maritimes regroupés par décennie. Strates actuelles du relevé cartographiées dans le coin inférieur droit. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns, ainsi que les zones de protection marines du Gully et du banc de Sainte-Anne, sont représentées par des polygones transparents.	222
Figure 19. Distribution de calées valides (durée supérieure à 20 minutes; n = 467) dans les limites de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns par les relevés par NO de l'été, de l'automne et du printemps (1970-2017) superposés sur la bathymétrie à la profondeur maximale dans la zone d'intérêt (2251 m). Les lignes grises indiquent les strates du relevé par navire de recherche qui recourent la zone d'intérêt.	223
Figure 20. Nombre de calées valides (durée supérieure à 20 minutes) dans les limites de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns par le relevé estival plurispécifique par navire de recherche (1970-2017).	224
Figure 21. Exemple de stations aléatoires et fixes stratifiées tirées du relevé à la palangre sur le flétan de l'Atlantique du Pêches et Océans Canada et de l'industrie de la pêche au flétan de l'Atlantique à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt en 2018.	225
Figure 22. Lieux d'échantillonnage de l'enregistreur continu de plancton à proximité de la zone d'intérêt de 1971 à 2016. Il existe une importante lacune dans les données recueillies par l'enregistreur continu de plancton dans cette région entre 1973 et 1991.	226
Figure 23. Profils moyens de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique le long de la ligne du banc de Browns du printemps 1981 à 2010.	227
Figure 24. Profils moyens de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique le long de la ligne du banc de Browns de l'automne 1981 à 2010.	228
Figure 25. Profils de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique de la ligne de Portsmouth qui s'étend dans le chenal de Fundy du 6 au 8 octobre 2015.	229
Figure 26. Profils de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique de la ligne de Portsmouth qui s'étend dans le chenal de Fundy du 1 ^{er} au 3 octobre 2016.	230
Figure 27. Profils de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique de la ligne de Portsmouth qui s'étend dans le chenal de Fundy du 9 au 11 avril 2018.	231
Figure 28. Indices de chlorophylle de l'enregistreur continu de plancton de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt (voir la figure 22). L'indice de chlorophylle est généralement plus élevé à l'extérieur qu'à l'intérieur de la zone d'intérêt dans la série chronologique (doi:10.7487/2018.221.1.1137).	232
Figure 29. Le nombre moyen de diatomées recueillies par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt (voir la figure 22). Le	

nombre de diatomées à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'intérêt est indiqué (doi: 10.7487/2018.221.1.1137).....	232
Figure 30. Le nombre moyen de dinoflagellés recueillis par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt (voir la figure 22 pour connaître les lieux de prélèvement des échantillons). Le nombre de dinoflagellés à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'intérêt est indiqué. Le nombre de dinoflagellés montre plusieurs pics importants dans la zone d'intérêt et une tendance cyclique de l'abondance globale (doi: 10.7487/2018.221.1.1137).....	233
Figure 31. Le nombre moyen de petits copépodes recueillis par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la ZI (voir la figure 22 pour connaître les lieux de prélèvement des échantillons). Le nombre de petits copépodes à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI montre une baisse générale de 1991 à 2002 et est semblable à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI (doi: 10.7487/2018.221.1.1137).....	234
Figure 32. Le nombre moyen de grands copépodes recueillis par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la ZI (voir la figure 22 pour connaître les lieux de prélèvement des échantillons). Le nombre de grands copépodes à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI est généralement constant, avec une forte augmentation en 2008 dans la ZI (doi: 10.7487/2018.221.1.1137).....	235
Figure 33. Résumé des axes du paysage marin du modèle d'habitat par Kostylev et Hannah (2007) : A) carte de l'axe des perturbations naturelles et B) portée de la croissance. Les encadrés montrent la répartition de chaque variable d'axe dans les sous-composantes de la ZI. Les polygones sur la carte représentent la ZPM du banc de Sainte-Anne, la ZPM du Gully et la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns.	236
Figure 34. Répartition des prises de homard (<i>Homarus americanus</i>) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille nautique établi à une résolution de 15 km ² . Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.	237
Figure 36. Données quadrillées sur l'abondance de pétoncles dans des cellules de 1 minute par 1 minute sur le banc de Browns provenant des relevés scientifique hauturier sur le pétoncle dans la région des Maritimes du MPO. Les couleurs correspondent à l'abondance moyenne de pétoncles par trait normalisé. La ligne rouge délimite la ZI du chenal de Fundy, les lignes noires pointillées délimitent la frontière nord du banc de Browns (BBn) et sud du banc de Browns (BBs), et les lignes bleues représentent la bathymétrie. Les données des relevés pour le BBn proviennent des relevés annuels effectués entre 1991 et 2018; pour le BBs, les données sont tirées des 18 relevés qui ont eu lieu dans le BBs entre 1985 et 2018.	239
Figure 37. Indice de la biomasse du relevé (kg/trait) pour le pétoncle ≥ 95 mm dans le sud du banc de Browns entre 1996 et 2016. La ligne grise hachurée est la valeur médiane de l'indice de la biomasse du relevé (basée sur les années où un relevé a eu lieu).	240
Figure 38. Les courbes d'accumulation des espèces sont estimées par rééchantillonnage à l'aide de 1 000 répartitions au hasard des données du relevé. Les zones grises ombrées	

indiquent l'écart-type estimé pour l'estimation de la diversité des espèces pour le nombre respectif de sites. Les données sont regroupées selon les sous-composantes de la zone d'intérêt et la délimitation des communautés de poissons le long du transect de 207,4 m (voir la figure 41). Les lignes pointillées indiquent la diversité estimée pour chaque zone selon l'extrapolation jackknife de premier ordre.	241
Figure 39. Nombre d'observations pour chaque espèce de poissons parmi 467 traits de chalut à l'intérieur des limites de la zone d'intérêt (figure 19) lors des relevés estivaux, automnaux et printaniers par navire de recherche (1970–2017).	242
Figure 40. Diagramme de quartile décrivant le poids et le nombre par trait de chalut normalisé (1,75 mille nautique) pour les espèces de poisson capturées durant le relevé estival par navire de recherche (1970– 2017) dans la zone d'intérêt (360 traits – figure 19).	243
Figure 41. Répartition des partitions des communautés de poissons (n = 2) avec profondeur. Le panneau A) montre une régression logistique binaire indiquant un point de transition (inflexion) de 207,4 m entre les deux partitions dominantes de poisson déterminées par grappes de k moyennes. Le panneau B) montre la répartition de ces partitions superposées sur les limites de la zone d'intérêt et le contour bathymétrique de 207,4 m.	244
Figure 42. Analyse non métrique multidimensionnelle de la communauté de poissons au moyen d'un indice de dissimilarité de Jaccard sur les données de présence-absence. Le panneau A) montre la répartition des centroïdes du site échantillonnés colorés par leur attribution à l'une des deux partitions déterminées par grappes de k moyennes. Le panneau B) montre la répartition des centroïdes des espèces. Les zones ombrées représentent les polygones convexes minimaux autour des grappes. Le panneau A) sépare également les centroïdes du site parmi les deux composantes de la zone d'intérêt du banc de Georges et du chenal Nord-Est. Tous les sites échantillonnés (n = 70) ont été échantillonnés entre 2010 et 2017 dans le cadre du relevé estival plurispécifique par navire de recherche (voir la figure FD1b pour la répartition des échantillons par rapport aux limites de la zone d'intérêt.	245
Figure 43. Diagramme de quartile illustrant la répartition de la profondeur de chacune des espèces de poissons (n = 71) capturées au cours du relevé estival par navire de recherche dans la zone d'intérêt. Les espèces sont classées par profondeur moyenne (points) et la couleur indique la fréquence à laquelle cette espèce a été capturée parmi les 360 traits de chalut à l'intérieur des limites de la zone d'intérêt entre 1970 et 2017.	246
Figure 44. Répartitions de la longueur de dix espèces de poissons dans différentes parties géographiques de la zone d'intérêt. Le banc de Browns est la partie la moins profonde de la zone d'intérêt, l'habitat du chenal étant la partie intermédiaire en profondeur, et le bassin de Georges étant la partie la plus profonde de la zone d'intérêt. En général, les individus les plus grands se trouvent dans les parties plus profondes de la zone d'intérêt.	247
Figure 45. Répartition de la profondeur dans la zone d'intérêt (données quadrillées à une résolution de 1 km) et le relevé estival plurispécifique par navire de recherche (360 traits entre 1970 et 2017). L'axe des x est présenté sur une échelle logarithmique à base 10.	248
Figure 46. Répartition de la richesse des espèces basée sur les séries de relevés estivaux plurispécifiques par navire de recherche (n = 360) depuis 1970 dans la zone d'intérêt. Les traits	

sont superposés sur la bathymétrie ajustée à la profondeur maximale dans la zone d'intérêt (2 251 m) et divisés en quatre intervalles distincts.249

Figure 47. La richesse du genre ichtyoplancton est présentée comme le 20^e centile supérieur énuméré dans Shackell et Frank (2000). Les échantillons ont été recueillis dans le cadre du Programme d'étude de l'ichtyoplancton de la plate-forme néo-écossaise de 1978 à 1982. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est ombrée en rouge, et les autres zones de protection marines sont ombrées en blanc. Les polygones bleus représentent le centile de la richesse du genre et la couleur verte représente le chevauchement entre cette couche de diversité et les limites de la zone d'intérêt.250

Figure 48. Les répartitions de larves de poisson sont présentées comme l'abondance logarithmique supérieure du 20^e centile. Les échantillons ont été recueillis dans le cadre du Programme d'étude de l'ichtyoplancton de la plate-forme néo-écossaise de 1978 à 1982. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est ombrée en rouge, et les autres zones de protection marines sont ombrées en blanc. Les polygones bleus représentent la répartition des espèces et la couleur verte représente le chevauchement entre cette couche de répartition et les limites de la zone d'intérêt.251

Figure 49. Température annuelle moyenne du fond provenant du relevé estival par navire de recherche et du nombre total d'espèces d'eau chaude capturées dans la zone d'intérêt tampon de 25 km et pour la biorégion des Maritimes.252

Figure 50. Répartition des traits de chalut contenant des espèces d'eau chaude (voir le tableau 7) provenant du relevé estival par navire de recherche (1970–2017). Les points sont exagérés sur la température du fond recodée pendant chaque trait regroupé à une résolution de 10 km².253

Figure 51. Répartition des espèces d'eau chaude (voir le tableau 7) provenant du relevé estival par navire de recherche (2008–2017). Le nombre est le nombre absolu par trait valide par navire de recherche (longueur de remorquage de 20 minutes ou plus) agrégé à 15 km² par année de relevé.254

Figure 52. Répartition des prises de morue (*Gadus morhua*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche, par décennie, depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille nautique établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.255

Figure 53. Poids moyen (\pm écart-type) de la morue (*Gadus morhua*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.256

Figure 54. Répartition des prises d'églefin (*Melanogrammus aeglefinus*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction

d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.257

Figure 55. Poids moyen (\pm écart-type) de l'églefin (*Melannogrammus aeglefinus*) capturé pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.258

Figure 56. Répartition des prises de goberge (*Pollachius virens*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.259

Figure 57. Poids moyen (\pm écart-type) de la goberge (*Pollachius virens*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.260

Figure 58. Répartition des prises de merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.261

Figure 59. Poids moyen (\pm écart-type) du merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) capturé pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.262

Figure 60. Répartition des prises de merluche blanche (*Urophycis tenuis*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.263

Figure 61. Poids moyen (\pm écart-type) de la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les

données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.264

Figure 62. Répartition des prises de loup atlantique (*Anarhichas lupus*) capturées lors relevé à la palangre sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie entre 1998 et 2018. Les données ont été regroupées en tant que poids moyen (kg) normalisé à une résolution de 10 km². Le polygone extracôtier représente la zone d'intérêt.265

Figure 63. Répartition des prises de sébaste (*Sebastes* spp.) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.266

Figure 64. Poids moyen (\pm écart-type) du sébaste (*Sebastes* spp.) capturé pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.267

Figure 65. Répartition des prises de raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.268

Figure 66. Poids moyen (\pm écart-type) de la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.269

Figure 67. Répartition des prises de raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.270

Figure 68. Poids moyen (\pm écart-type) de la raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.271

Figure 69. Répartition des prises de raie épineuse (*Amblyraja radiata*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.272

Figure 70. Poids moyen (\pm écart-type) de la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.273

Figure 71. Répartition de l'abondance du flétan de l'Atlantique juvénile (*Hippoglossus hippoglossus*) au Canada atlantique montrant deux zones persistantes d'abondance élevée sur la plate-forme néo-écossaise – une dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse qui chevauche la ZI et une autre à l'est qui chevauche la zone de protection marine du Gully (modifiée par rapport à Boudreau et al., 2017). Les polygones noirs désignent les limites de la ZI, de la ZPM du Gully et de la région des Maritimes (ligne noire plus épaisse).274

Figure 72. Répartition des prises de flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) capturées lors du relevé à la palangre du flétan réalisé par le MPO et l'industrie entre 1998 et 2018. Les données ont été regroupées pour toutes les années à une résolution de 10 km². Le polygone noir représente les limites de la ZI utilisée comme zone d'étude.275

Figure 73. Répartition des prises de plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.276

Figure 74. Répartition des prises de limande à queue jaune (*Pleuronectes ferruginea*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.277

Figure 75. Poids moyen (\pm écart-type) de la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.278

Figure 76. Poids moyen (\pm écart-type) de la limande à queue jaune (*Pleuronectes ferruginea*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait

de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.279

Figure 77. Débarquements de brosmes (*Brosme brosme*) (log kg/série) tirés du relevé à la palangre du flétan réalisé par le MPO et l'industrie de 1998 à 2018 dans la biorégion des Maritimes. On estime que les palangres utilisées dans ce relevé permettent de représenter de manière plus précise la répartition du brosmes par rapport au relevé au chalut par navire de recherche, qui ne capture pas adéquatement le brosmes.....280

Figure 78. Habitat suitability models for Cusk (*Brosme brosme*) in the Gulf of Maine based on spring and fall NOAA groundfish survey data. The black polygon represents the boundaries of the AOI. Figures modified with permission from Runnebaum et al. (2017).....280

Figure 79. Modèle de l'habitat propice (présence prévue) du brosmes (*Brosme brosme*) dans la région des Maritimes prédit au moyen d'une méthode de forêt aléatoire. La probabilité de la présence est indiquée, le rouge indiquant une probabilité de présence de 100 % et le bleu indiquant une probabilité de présence de 0 % (modifié avec la permission de Harris et al., 2018). Les polygones noirs désignent les limites de la ZI et de la région des Maritimes.281

Figure 80. Répartition des prises d'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.282

Figure 81. Répartition des calées de pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. Au cours de cette période, il y a eu 23 983 calées de pêches pélagiques à la palangre, dont 491 ont été retirées en raison de l'absence de coordonnées fournies. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Les calées se situent généralement le long de la rupture de pente continentale, la maille la plus peuplée du quadrillage comptant 1 200 calées.283

Figure 82. Répartition des débarquements de thon blanc de l'Atlantique (*Thunnus alalunga*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 314 362 kg de thon blanc de l'Atlantique ont été débarqués par la pêche pélagique à la palangre, ce qui représente environ 74 % de tous les débarquements de thon blanc de l'Atlantique dans la région des Maritimes. 2 % des débarquements des pêches à la palangre (5 161 kg) ont été retirés de la carte en raison de l'absence de coordonnées pour ces débarquements. Le plus grand volume de débarquements dans une seule maille du quadrillage était de 41 298 kg.283

Figure 83. Répartition des débarquements de thon blanc de l'Atlantique (*Thunnus alalunga*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le

plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 30 623 kg. La carte montre un total de 221 433 kg de débarquements de thon blanc de l'Atlantique, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 52 % du total des débarquements de thon blanc de l'Atlantique dans les Maritimes de 2004 à 2018 (426 745 kg).284

Figure 84. Répartition des débarquements de thon obèse (*Thunnus obesus*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 2 309 777 kg de thon obèse ont été débarqués par la pêche à la palangre, ce qui représente près de 89 % de tous les débarquements de thon obèse dans la région des Maritimes. 1 % des débarquements des pêches à la palangre (22 732 kg) ont été retirés de la carte en raison de l'absence de coordonnées pour ces débarquements. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 147 800 kg.284

Figure 85. Répartition des débarquements de thon obèse (*Thunnus obesus*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 77 830 kg. La carte montre un total de 1 637 021 kg de débarquements de thon obèse, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 63 % du total des débarquements de thon obèse dans les Maritimes de 2004 à 2018 (2 599 121 kg).285

Figure 86. Répartition des débarquements de thon rouge (*Thunnus thynnus*) dans les pêches autres que la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Durant cette période, 3 825 021 kg de thon rouge ont été débarqués dans ces autres pêches, ce qui représente environ 98 % de tous les débarquements de thon rouge dans la région des Maritimes. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 605 764 kg.285

Figure 87. La répartition des débarquements de thon rouge (*Thunnus thynnus*) dans les pêches autre que la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 463 920 kg. La carte montre un total de 2 411 263 kg de débarquements de thon rouge, par d'autres pêches, soit près de 62 % du total des débarquements de thon rouge dans les Maritimes de 2004 à 2018 (3 901 173 kg).286

Figure 88. Répartition des débarquements de thon à nageoires jaunes (*Thunnus albacares*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 1 993 003 kg de thon à nageoires jaunes ont été débarqués par la pêche pélagique à la palangre, ce qui représente environ 98 % de tous les débarquements de thon à nageoires jaunes dans la région des Maritimes. 2 % des débarquements des pêches à la palangre (42 720 kg) ont été retirés de la carte en raison d'un manque de coordonnées pour le

débarquement. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 103 028 kg.286

Figure 89. Répartition des débarquements de thon à nageoires jaunes (*Thunnus albacares*) dans la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 40 054 kg. La carte montre un total de 1 526 715 kg de débarquements de thon à nageoires jaunes, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 78 % du total des débarquements de thon à nageoires jaunes dans les Maritimes de 2004 à 2018 (2 039 664 kg).287

Figure 90. Répartition des débarquements d'espadon (*Xiphias gladius*) dans la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 16 583 017 kg d'espadon ont été débarqués par la pêche pélagique à la palangre, ce qui représente environ 80 % de tous les débarquements d'espadon dans la région des Maritimes. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 984 667 kg.287

Figure 91. Répartition des débarquements d'espadon (*Xiphias gladius*) dans la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 797 669 kg. La carte montre un total de 8 916 081 kg de débarquements d'espadon, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 43 % du total des débarquements d'espadon dans les Maritimes de 2004 à 2018 (20 637 983 kg).288

Figure 92. Répartition des prises de grande argentine (*Argentina silus*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.289

Figure 93. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les puffins. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.290

Figure 94. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les puffins. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.291

Figure 95. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le puffin majeur. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.292

Figure 96. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le puffin majeur. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	293
Figure 97. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le puffin fuligineux. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	294
Figure 98. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le puffin fuligineux. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	295
Figure 99. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le puffin cendré. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	296
Figure 100. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le puffin cendré. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	297
Figure 101. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les goélands. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	298
Figure 102. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les goélands. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	299
Figure 103. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le goéland argenté. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	300
Figure 104. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le goéland argenté. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	301
Figure 105. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le goéland marin. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	302
Figure 106. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le goéland marin. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	303
Figure 107. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques	

(PIROP) pour les océanites. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	304
Figure 108. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les océanites. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	305
Figure 109. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour l'océanite cul-blanc. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	306
Figure 110. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour l'océanite cul-blanc. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	307
Figure 111. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour l'océanite de Wilson. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	308
Figure 112. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour l'océanite de Wilson. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	309
Figure 113. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les phalaropes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	310
Figure 114. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les phalaropes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	311
Figure 115. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les grands alcidés. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	312
Figure 116. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les grands alcidés. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	313
Figure 117. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les grands alcidés (détections sur l'eau seulement). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	314
Figure 118. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les grands alcidés (détections sur l'eau seulement). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	315

Figure 119. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le guillemot de Brünnich. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	316
Figure 120. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le guillemot de Brünnich. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.....	317
Figure 121. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour la mouette tridactyle. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	318
Figure 122. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour la mouette tridactyle. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	319
Figure 123. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le mergule nain. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	320
Figure 124. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le mergule nain. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	321
Figure 125. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le fou de Bassan. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	322
Figure 126. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le fou de Bassan. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	323
Figure 127. Densités de noyau du nombre total de personnes par km parcouru, à l'exclusion des nombres nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les labres et les labbes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	324
Figure 128. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les labres et les labbes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	325
Figure 129. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les sternes (Laridae). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.	326

Figure 130. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les ternes (*Laridae*). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.327

Figure 131. a) Carte de la zone d'étude de l'extérieur de la baie de Fundy et du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, avec l'île Grand Manan dans l'encadré rouge. b) La zone zoomée est représentée par l'encadré rouge. Les points de couleur représentent les emplacements de marquage, chaque numéro correspondant à un identifiant individuel de requin-pèlerin. Chaque année de déploiement est représentée par une couleur différente : 2011 = blanc (n = 6), 2012 = rose (n = 3), 2015 = vert (n = 3).328

Figure 132. Pistes de neuf requins-pèlerins marqués dans la baie de Fundy en 2011, 2012 et 2015.329

Figure 133. Vue rapprochée des pistes de trois requins-pèlerins comprenant des voies de migration de retour vers la baie de Fundy.330

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ZI	Zone d'intérêt
PMZA	Programme de monitoring de la zone atlantique
BPME	Biomasse pour une production maximale équilibrée
BNAM	Modèle de l'Atlantique Nord de l'Institut océanographique de Bedford
SF	Salinité au fond
TF	Températures au fond
CDB	Convention sur la diversité biologique
CITES	Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction
LC	Longueur de la carapace
COSEPAC	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
ECP	Enregistreur continu de plancton
PUE	Prises par unité d'effort
CSTN	Canadian Sea Turtle Network
CTP	Conductivité, température, profondeur
MPO	Ministère des Pêches et des Océans
OD	Oxygène dissous
UD	Unité désignable
ZIEB	Zone d'importance écologique et biologique
ECSAS	Eastern Canada Seabirds at-Sea
ZEE	Zone économique exclusive
EPFNE	Est de la plate-forme néo-écossaise
ISW	Indice de Shannon-Wiener
F	Taux de mortalité par pêche
FVCOM	Modèle des volumes finis d'océanologie côtière
CICTA	Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique
QIT	Quota individuel transférable
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
Ka	Il y a des milliers d'années
ZPH	Zone de pêche du homard

IL	Inlandsis laurentidien
LMF	Longueur de la mandibule à la fourche
Ma	Il y a des millions d'années
SIPMAR	Système d'information sur les pêches des Maritimes
MSC	Marine Stewardship Council
ESG	Évaluation de la stratégie de gestion
ZPM	Zones de protection marine
PME	Production maximale équilibrée
OPANO	Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
ONA	Oscillation nord-atlantique
ZCCCNE	Zone de conservation des coraux du chenal Nord-Est
NEFSC	Northeast Fisheries Science Center
NEMO	Nucleus for European Modelling of the Ocean
nMDS	Mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
RNCan	Ressources naturelles Canada
OPA	Océan Parallélisé
ICP	Indice de coloration phytoplanctonique
PIROP	Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques
ECDS	Étiquette de collecte de données par satellite
RCP	Profil représentatif d'évolution de concentration
ROPOS	Remotely Operated Platform for Ocean Science
VT	Véhicule téléguidé
NO	Navire océanographique
EP	Espèce en péril
ET	Écart-type
MRE	Modèles de répartition des espèces
CCPFRSF	Comité consultatif du poisson de fond de la Région Scotia-Fundy
EPN	Écosystème de la plate-forme néo-écossaise
SSIP	Programme d'étude de l'ichtyoplancton de la plate-forme néo-écossaise

SSM	Salinité de la surface de la mer
TSM	Température de la surface de la mer
TAC	Total autorisé des captures
É.-U.	États-Unis d'Amérique
URSS	Union des républiques socialistes soviétiques
NMFS	National Marine Fisheries Service
OPFNE	Ouest de la plate-forme néo-écossaise

LISTE DES COLLABORATEURS

Section

Principaux auteurs(s), contributeur(s) et *réviseurs(s)*. Les organismes affiliés sont Pêches et Océans Canada, sauf indication contraire.

Rédacteurs

Susan Heaslip, Nicholas Jeffery, Ryan Stanley, Shelley Lang, Catriona Regnier-McKellar, Daniel Boyce (Département de biologie, Université Dalhousie), *Myriam Lacharite* (Département d'océanographie, Université Dalhousie)

1. Introduction et contexte

Nicholas Jeffery

2. Environnement physique

Brian Todd (Géologie environnementale du milieu marin, Commission géologique du Canada, Ressources naturelles Canada), Susan Heaslip, Nicholas Jeffery

Géoscience du sud de la plate-forme néo-écossaise

Brian Todd, Ned King (Géologie environnementale du milieu marin, Commission géologique du Canada, Ressources naturelles Canada)

Océanographie physique

Zeliang Wang, Hui Shen, Susan Heaslip, Ryan Stanley

Océanographie chimique

Nicholas Jeffery, Kumiko Azetsu-Scott

3. Description biologique

Relevés de recherche dans l'est de la plate-forme néo-écossaise

Nicholas Jeffery, Andrew Cogswell, Ryan Stanley

Plancton

Nicholas Jeffery

Habitat et communautés benthiques

Nicholas Jeffery, Javier Murillo

Invertébrés

Communautés benthiques

Nicholas Jeffery, Javier Murillo, Lindsay Beazley

Coraux et éponges

Anna Metaxas (Département d'océanographie, Université Dalhousie), Lydia Stevens

Homard

Ryan Stanley, Lydia Stevens, Brad Hubley, Adam Cook

Pétoncle géant

David Keith, Jessica Sameoto, Freya Keyser

Calmar

Nicholas Jeffery

Autres invertébrés

Nicholas Jeffery

Poisson

Diversité des poissons

Ryan Stanley

Espèces d'eau chaude

Ryan Stanley, Don Clark

Morue de l'Atlantique

Nicholas Jeffery

Églefin

Nicholas Jeffery, Monica Finley

Goberge

Lydia Stevens, Nicholas Jeffery, Ryan Martin

Sébaste

Lydia Stevens

Merlu argenté

Fonya Irvine

Flétan de l'Atlantique

Nicholas Jeffery, Brendan Wringe, Nell den Heyer

Raies

Nicholas Jeffery, Lydia Stevens

Brosme

Nicholas Jeffery, Lydia Stevens, Jocelyn Runnebaum (École des sciences marines, Université du Maine), **Michelle Greenlaw**

Myxine

Nicholas Jeffery, Michelle Greenlaw

Autres poissons de fond

Nicholas Jeffery, Lydia Stevens

Maquereau

Nicholas Jeffery

Hareng

Nicholas Jeffery

Requins et grands poissons pélagiques

Heather Bowlby, Alexander Dalton, Kyle Gillespie, Alex Hanke, Susan Heaslip, Nicholas Jeffery

Mammifères marins

Cétacés

Emma Marotte, Catalina Gomez, Susan Heaslip, **Hilary Moors-Murphy**

Phoques

Susan Heaslip

Tortues marines

Susan Heaslip, Mike James

Oiseaux de mer

Karel Allard, Carina Gjerdrum

4. Niveaux trophiques et écosystèmes

Migration dans le chenal de Fundy et le banc de Browns

Nicholas Jeffery, Ryan Stanley, Melanie Barrett, Andrew Westgate (Centre de recherche sur la vie marine de Grand Manan)

Changements à long terme

Nicholas Jeffery

Lacunes statistiques et sources d'incertitude

Susan Heaslip, Nicholas Jeffery, Ryan Stanley

Principaux éléments de l'écosystème

Susan Heaslip, Nicholas Jeffery, Ryan Stanley

RÉSUMÉ

Le document Aperçu biophysique et écologique de la zone d'intérêt (ZI) du chenal de Fundy et du banc de Browns résume ce que l'on connaît au sujet des principales composantes physiques et biologiques de l'écosystème du chenal de Fundy et du banc de Browns. Ces caractéristiques clés et la description de leur fonction écosystémique peuvent être utilisées pour guider l'élaboration d'objectifs de conservation et de mesures de gestion, dans l'éventualité où la zone d'étude serait désignée comme zone de protection marine en vertu de la *Loi sur les océans* du Canada. Le chenal de Fundy et le banc de Browns sont une zone d'intérêt (ZI) extracôtière qui comprend des parties représentatives de la pente continentale, du banc de Browns, du bassin de Georges, du chenal de Fundy et du chenal Nord-Est. Divers assemblages de poissons et d'invertébrés sont associés aux diverses caractéristiques topographiques correspondantes et aux processus océanographiques uniques de la zone. Dans la Zone de conservation des coraux du chenal Nord-Est et dans le sud du banc de Browns, on a décelé des concentrations importantes de coraux et d'éponges se trouvant à l'intérieur des limites proposées. La productivité élevée au sein de la ZI est liée à ces caractéristiques océanographiques uniques, notamment les tourbillons de circulation et la remontée des eaux profondes, ainsi qu'aux caractéristiques dynamiques du courant chaud du Gulf Stream. La ZI englobe une zone d'habitat tout à fait adéquat pour le flétan de l'Atlantique juvénile, ainsi que pour plusieurs espèces en péril ou en voie de disparition, dont la morue de l'Atlantique (espèce en péril – Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC]), le loup atlantique (espèce préoccupante – *Loi sur les espèces en péril* [LEP]), le brosme (espèce en péril – COSEPAC), l'aiguillat commun (espèce préoccupante – COSEPAC), la raie à queue de velours (espèce préoccupante – COSEPAC), la raie épineuse (espèce préoccupante – COSEPAC) et la merluche blanche (espèce en péril – COSEPAC). La région comprend également des aires d'alimentation pour les cétacés, les tortues marines et les grands poissons pélagiques comme le thon rouge et l'espadon. La zone du chenal de Fundy et du banc de Browns est également considérée comme une aire d'alimentation importante pour la plupart des guildes fonctionnelles d'oiseaux de mer, dont plusieurs espèces répertoriées par la LEP et l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).

INTRODUCTION

CONTEXTE

Le gouvernement du Canada a convenu d'un ensemble de cibles et d'objectifs internationaux en matière de conservation de la biodiversité (objectifs d'Aichi – Plan stratégique pour la biodiversité de la Convention sur la diversité biologique 2011-2020) et a adopté des objectifs et des cibles nationales canadiennes complémentaires pour 2020. Ces objectifs internationaux et nationaux requièrent la conservation de 10 % des zones côtières et marines d'ici 2020 (objectif 11 d'Aichi et objectif 1 du Canada). En outre, pour souligner le fait que ces objectifs constituent une priorité, le gouvernement du Canada a établi un objectif provisoire de protection de 5 %, qui a été atteint à l'automne 2017.

La désignation de nouvelles zones de protection marine (ZPM) dans les eaux canadiennes fait partie de la stratégie nationale visant à atteindre les objectifs de conservation. En vertu de la Loi sur les océans, le ministère des Pêches et des Océans (MPO) est autorisé à protéger certaines zones côtières et océaniques en établissant des ZPM. On a annoncé que la zone du chenal de Fundy et du banc de Browns devenait une zone d'intérêt le 22 mars 2018. Il a été sélectionné, en partie, à la suite d'une analyse de la configuration du réseau de ZPM pour la biorégion de la plate-forme néo-écossaise qui tenait compte des données écologiques et économiques disponibles. La sélection de cette ZI a également été éclairée par des discussions avec d'autres organismes gouvernementaux, les Premières Nations et les groupes autochtones ainsi que les principaux intervenants.

Dans le contexte du nouveau réseau de ZPM, la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns englobe un grand nombre des priorités en matière de conservation qui ont été établies pour la biorégion de la plate-forme néo-écossaise (MPO, 2018b). Parmi les caractéristiques écologiques les plus notables relevées au cours du processus de sélection de la zone, mentionnons les concentrations importantes de gorgones (p. ex., *Paragorgia arboera*); les concentrations importantes d'éponges; les zones de grande diversité et de grande productivité d'espèces de poissons et d'invertébrés, y compris de larves; l'aire d'alimentation importante pour diverses espèces d'oiseaux de mer; et les processus océanographiques distinctifs, comme la remontée des eaux profondes, qui créent des conditions écologiques uniques. Ce site peut comprendre un corridor migratoire entre le golfe du Maine et la baie de Fundy. On a constaté que cette zone comportait des habitats pour une variété d'espèces préoccupantes, dont la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*, ci-après « la morue »; espèce en péril – Comité sur la situation des espèces en péril au Canada [COSEPAC]), le loup atlantique (*Anarhichas lupus*; espèce préoccupante – Loi sur les espèces en péril [LEP]), le brochet (*Brosme brosme*; espèce en péril – COSEPAC), l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*; espèce préoccupante – COSEPAC), la raie à queue de velours (*Malacoraja senta*; espèce préoccupante – COSEPAC), la raie épineuse (*Amblyraja radiata*; espèce préoccupante – COSEPAC) et la merluche blanche (*Urophycis tenuis*; espèce en péril – COSEPAC). Une autre caractéristique déterminante de cette ZI est la grande variété d'habitats qu'elle englobe, notamment ceux du banc, du bassin, du chenal, de la plate-forme et de la pente continentale.

La détermination d'une ZI est la première étape du processus d'évaluation : elle aide à prendre des décisions concernant la désignation officielle d'une ZPM. Une fois qu'on a déterminé l'emplacement d'une ZI, il est nécessaire d'obtenir des renseignements plus détaillés sur les principaux attributs biophysiques et écologiques de la zone, particulièrement en ce qui concerne

les priorités potentielles en matière de conservation et leurs liens avec l'écosystème environnant. Un examen des connaissances scientifiques disponibles fournira des détails sur les priorités en matière de conservation et mettra en évidence d'autres caractéristiques écologiques importantes de la région. L'aperçu biophysique et écologique aidera également à formuler et à préciser les objectifs de conservation, à délimiter les limites proposées de la ZPM (et les zones au besoin), et à effectuer une analyse des risques écologiques pour guider l'élaboration de l'approche réglementaire pour la ZPM. Les renseignements contenus dans le présent document permettront également d'éclairer les conseils subséquents sur les protocoles et les stratégies de surveillance, la détermination des lacunes en matière d'informations qui imposent la poursuite des recherches et l'élaboration d'un plan de gestion pour la zone.

Dans cet exercice, il pourrait être nécessaire de prendre en compte les zones adjacentes à la ZI pour saisir l'étendue et la portée nécessaires des diverses composantes de l'écosystème. La ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns comprend deux composantes géographiquement distinctes centrées sur le bassin de Georges, à l'ouest, et sur le chenal de Fundy¹ et une partie du sud du banc de Browns, à l'est. La zone d'étude de cet aperçu couvrira la partie sud-ouest de la plate-forme néo-écossaise, en particulier le chenal Nord-Est, le banc de Browns, le banc de Georges et le bassin de Georges.

Le Secteur de la gestion des écosystèmes du MPO a demandé au Secteur des sciences du Ministère de produire un avis et des documents à l'appui dans le cadre du présent examen régional par des pairs du Secrétariat canadien de consultation scientifique afin de guider l'établissement de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns en tant que ZPM. Le Secteur de la gestion des océans mènera des consultations au sujet du processus d'établissement de la ZPM à compter de 2018.

ENVIRONNEMENT PHYSIQUE

La ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns est une zone d'intérêt extracôtière d'environ 7 200 km² comprenant deux composantes géographiquement distinctes (figure 1). La section occidentale de la ZI est centrée sur le bassin de Georges, et la section orientale, la plus grande, englobe certaines parties du banc de Browns, du chenal de Fundy, de la plate-forme néo-écossaise et de la pente continentale (tableau 1). La frontière la plus occidentale de la ZI se trouve le long de la frontière internationale entre le Canada et les États-Unis, traversant ainsi le bassin de Georges. Chevauchent la ZI plusieurs fermetures de pêches existantes : la Zone de conservation des coraux du chenal Nord-Est (ZCCCNE); près de 50 % de la zone 40 de pêche du homard (ZPH), qui est actuellement fermée à la pêche au homard; et des parties du banc de Browns fermées de manière saisonnière pour la protection des frayères du poisson de fond (1970 à aujourd'hui) (figure 2). Une fermeture de pêche au sébaste juvénile, connue sous le nom de « nœud papillon », s'étend vers le nord-est à partir d'un petit chevauchement avec la partie de la ZI constituée par le banc de Browns.

¹ Le chenal de Fundy comprend le chenal Nord-Est, qui désigne la partie du chenal située à proximité de la pente continentale qui sépare les bancs de Browns et de Georges. Dans le présent document, on désigne généralement cet endroit sous le nom de chenal de Fundy, sauf lorsque d'autres études citées font expressément référence au chenal Nord-Est.

Les chenaux de Fundy et Nord-Est sont deux composantes distinctes du même grand chenal. Le chenal Nord-Est commence à la pente continentale et se situe entre le banc de Georges, à l'est, et le banc de Browns, au sud, séparant ainsi physiquement les deux bancs. Le chenal de Fundy, au nord du banc de Georges, mesure environ 45 km de largeur et est borné au nord par le banc de Browns sur la plate-forme néo-écossaise avant de rétrécir en direction du sud-est pour devenir le chenal Nord-Est, qui mesure environ 28 km de largeur. Ce chenal représente la principale liaison hydrodynamique entre le golfe du Maine et la plate-forme continentale (Todd *et al.*, 1999). Le banc de Georges est borné au nord par le chenal de Fundy et le bassin de Georges.

La bathymétrie de la ZI varie d'environ 50 m de profondeur sur le banc de Browns à 370 m de profondeur dans le bassin de Georges, avec des profondeurs pouvant atteindre jusqu'à 2 200 m entre la section orientale de la ZI jusqu'à la pente continentale (figure 3). La majeure partie de la ZI se trouve à l'intérieur du chenal de Fundy, dont la profondeur varie entre 200 m et 400 m (figure 3). Le seuil du côté de la mer du chenal s'élève à environ 230 m, et l'embouchure du chenal est incisée par des canyons sous-marins menant aux parties les plus profondes de la ZI sur la pente continentale. La zone de l'embouchure du chenal, dont le gradient de profondeur augmente rapidement, comme celui de la pente continentale, est associée à des processus océanographiques distincts et est souvent surnommée le « Hell Hole ». Cette vaste gamme de profondeurs au sein de la ZI contribue à la complexité globale de son habitat et crée des communautés distinctes d'invertébrés et de poissons qui préfèrent des profondeurs et des substrats connexes différents.

SOMMAIRE DE LA GÉOSCIENCE DU SUD DE LA PLATE-FORME NÉO-ÉCOSSAISE

La géologie des fonds marins dans les limites de la ZI est typique de celle d'une grande partie de plate-forme néo-écossaise. De minces dépôts de boue, de sable et de gravier d'origine glaciaire recouvrent un substratum sédimentaire érodé et arasé. Des sédiments vaseux ont été déposés et préservés sur le fonds marin dans les parties profondes des chenaux et sur la pente continentale. Les dépôts de sable et de gravier se trouvant sur les surfaces peu profondes et plates des bancs de la ZI sont fréquemment perturbés et redistribués par les courants de marée et les ondes de tempête. Le chenal Nord-Est est semblable à d'autres chenaux transversaux du plateau continental qui ont été érodées par les courants glaciaires passés; il contient une séquence épaisse de sédiments recouvrant le substratum rocheux, notamment du till, des sables et des boues postglaciaires, et une surface de sable ou de boue retravaillée dans les eaux plus profondes. En comparaison d'autres chenaux transversaux du plateau continental, le chenal Nord-Est est plus énergétique. Dans certaines parties du chenal, de forts courants ont produit des vagues de sable migrantes. À certains endroits, les dépôts glaciaires sont exposés sur les fonds marins en formant des crêtes morainiques qui s'élèvent à des dizaines de mètres au-dessus des fonds marins environnants. Les rochers, les galets et les cailloux créent une surface irrégulière sur ces moraines.

Des variations dans la géologie des fonds marins et dans le type de sédiments sont souvent associées à des tendances dans la biodiversité benthique et l'assemblage biotique. Les communautés benthiques varieront considérablement entre les sommets sablonneux des bancs, à forte énergie et mobilité, et les flancs du chenal Nord-Est, comparativement aux zones en eaux profondes où les sédiments sont déposés et ne sont que rarement, ou jamais, perturbés. Les canyons se trouvant sur le bord de la pente continentale fournissent une variété d'habitats sur le bord de la plate-forme continentale, ainsi que dans le fond et sur les parois des

canyons. Les crêtes morainiques, en raison de leurs sédiments grossiers et de leur relief irrégulier, offrent un habitat complexe aux espèces benthiques.

Les fonds marins de la ZI du chenal de Fundy et du chenal Nord-Est n'ont pas fait l'objet d'un relevé complet. Des portions importantes de la ZI n'ont pas été cartographiées à l'aide d'un sonar multifaisceau, et les portions en eaux profondes de la ZI ont été mal étudiées du point de vue de la bathymétrie et de la géologie (figure 4). Il serait nécessaire de déployer des efforts plus poussés pour cartographier tous les habitats benthiques uniques et sensibles de la ZI, en mettant l'accent sur les zones qui manquent de couverture dans la ZI, notamment le sud du banc de Browns, le bassin de Georges et les zones en eaux profondes (> 500 m) de la pente de la plate-forme néo-écossaise.

Une liste est accessible de publications pertinentes sur la géologie du sud de la plate-forme néo-écossaise, fournie par [Ressources naturelles Canada](#).

Géomorphologie

La région du sud de la plate-forme néo-écossaise et du golfe du Maine comprend, du nord au sud, le banc German, le banc de Browns, les chenaux de Fundy et du Nord-Est et le nord-est du banc de Georges (figure 1). La géomorphologie de la région est le résultat du dépôt de sédiments au Mésozoïque (il y a de 65 à 251 millions d'années [Ma]) et au Cénozoïque (il y a de 0 à 65 Ma), de l'érosion au cours du Tertiaire (il y a de 1,8 à 65 Ma) et de l'érosion et du dépôt glaciaires au cours du Pléistocène (il y a de 11 400 ans [ka] à 1,8 Ma).

Le banc de Georges jouxte le côté océan du golfe du Maine et s'élève à plus de 100 m au-dessus du plancher océanique du golfe du Maine. La majeure partie de la portion canadienne du banc de Georges présente des profondeurs d'eau variant de 60 à 90 m, mais aussi des profondeurs aussi faibles que 42 m. La surface du banc devient graduellement de plus en plus profonde en direction du large. L'isobathe de 200 m le long de la limite sud-est du banc de Georges suit approximativement la rupture de pente continentale. En direction du large, la profondeur de l'eau augmente au fur et à mesure que l'on descend le long de la pente continentale. La bordure du banc est incisée par un certain nombre de canyons sous-marins; dans le secteur canadien, les plus importants sont les canyons Corsair et Georges.

Substrat rocheux

Le banc de Browns et le banc de Georges reposent sur des roches sédimentaires datant du Tertiaire et du Crétacé tardif; leur surface supérieure est marquée par une déformation érosive prononcée. Le chenal Nord-Est repose sur des roches sédimentaires datant du Jurassique et du Crétacé précoce, avec une couverture du Tertiaire précoce, elle aussi partiellement érodée et uniformément recouverte de sédiments fluviaux du Tertiaire tardif et de sédiments glaciaires du Tertiaire précoce. Une mince couverture sédimentaire (0-200 m) datant du Quaternaire est principalement constituée de dépôts de till. La topographie actuelle reflète fortement le substrat rocheux sous-jacent, amplement sculpté par des processus glaciaires ultérieurs.

Historique glaciaire

Au cours du dernier maximum glaciaire (c. 24 à 20 ka), la bordure sud-est de l'inlandsis laurentidien occupait la zone d'étude et s'étendait jusqu'à la rupture de pente continentale. Des études géophysiques ont révélé des ensembles de petites crêtes interprétées comme des moraines stadières indicatrices du retrait de l'inlandsis laurentidien. Par la suite, la cartographie

au sonar multifaisceaux des formations glaciaires locales dans l'intérieur de la plate-forme néo-écossaise a révélé des détails et des motifs permettant de reconnaître les mouvements de progression et de recul de l'inlandsis.

Sédiments superficiels

Les sédiments superficiels de la région sont dominés par les dépôts glaciaires transportés par l'inlandsis laurentidien à la fin du Pléistocène à partir de la baie de Fundy et des zones continentales situées au nord. Les processus marins ont ensuite retravaillé et redistribué les sédiments glaciaires pendant l'élévation du niveau des mers de l'Holocène (de -9 400 à nos jours), en séparant les sédiments comme le sable et le gravier sur les bancs et la boue dans les bassins (figure 5). La répartition et le caractère actuels des sédiments permettent la reconstitution de l'histoire glaciaire et postglaciaire de la zone. Le profil de réflexion sismique interprété dans le chenal de Fundy et le chenal Nord-Est (figure 6) montre un substrat rocheux érodé qui est rempli de plusieurs couches de till. À cette échelle de hauteurs, la mince couche de sable sus-jacente qui reflète la modification par les courants n'est pas visible (figure 7). Les affouillements et dépressions causées par les icebergs sont des éléments importants du plancher océanique dans les chenaux (figure 7). Bien que la plupart des caractéristiques soient des vestiges (c.-à-d. qu'elles ne sont plus en formation) laissés par des icebergs de taille modeste entraînés vers le large et générés par l'inlandsis laurentidien en retrait, la présence de sillons longs, larges et profonds à l'embouchure du chenal Nord-Est témoigne du courant de gros icebergs en direction du sud depuis la mer du Labrador.

Les processus glaciaires et les variations du niveau de la mer ont régi les principaux modèles de distribution des sédiments de surface; les dépôts sont essentiellement des vestiges stables. Toutefois, dans les zones les moins profondes des bancs de Georges et de Browns, les courants de marée et les courants générés par les tempêtes remobilisent périodiquement les sédiments de surface (figure 8). Le sable est redistribué, principalement en petites et grandes vagues de sable (dunes), mais aussi sous forme de minces nappes de sable mobiles. Sur les flancs du chenal Nord-Est, en eaux profondes (> 200 m), les courants de marée mobilisent les sédiments de surface.

Au fil du temps, du sable est transporté des bancs jusqu'aux chenaux. Du sable est également transporté vers le sud-est en aval de la pente continentale, au-delà de la rupture de pente continentale du banc de Georges.

Particularités de la région

Les chenaux transversaux du plateau continental creusés par les glaciers sont des éléments géomorphiques naturels situés le long de la région glaciaire de la côte est du Canada et du nord-est des États-Unis. Les chenaux de Fundy et du nord-est ne sont donc pas particulièrement uniques. La plupart de ces chenaux qui traversent la plate-forme sont remplis de till et présentent des reliques d'affouillements d'icebergs, des zones sablonneuses (parfois mobiles) et des bassins remplis de boue.

L'influence persistante et en constante évolution de courants forts sur les sédiments de surface du chenal Nord-Est est unique dans la région. Les vastes champs de figures sédimentaires de fond marin se trouvant dans les tronçons intérieurs du chenal Nord-Est semblent être des vestiges. En revanche, les champs de figures sédimentaires de fond marin sur les flancs du

chenal Nord-Est semblent être en activité : en réponse aux courants, il se produit une migration des figures sédimentaires obéissant à des modèles complexes.

Lacunes dans les connaissances géoscientifiques

Moins de la moitié de la ZI a fait l'objet d'un relevé au moyen d'un sonar multifaisceaux. Étant donné que l'évaluation géologique repose sur des données bathymétriques détaillées, la réalisation de relevés au sonar est une priorité pour une évaluation géologique continue.

Les connaissances géoscientifiques sur la pente continentale (à des profondeurs d'eau supérieures à environ 200 m) sont insuffisantes. L'historique glaciaire demeure inconnu, les processus de formation (et de perpétuation) des canyons sont inconnus et, par conséquent, l'analyse des géorisques connexes ne peut pas être effectuée. Cette lacune dans les connaissances est particulièrement prononcée en ce qui concerne la pente au large du chenal Nord-Est.

OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE

Circulation océanique

La circulation sur la plate-forme néo-écossaise est caractérisée par un courant général nord-est/sud-ouest, où les eaux adjacentes au plateau atlantique canadien constituent une zone de confluence entre le courant chaud du Gulf Stream en direction du nord-est et le courant froid du Labrador en direction du sud-ouest (figure 9) (Loder *et al.*, 1998). Les flux d'eau entre la plate-forme néo-écossaise et le golfe du Maine sont soumis à des contraintes dynamiques et tournent dans le sens horaire d'après la bathymétrie locale au sud du cap de Sable et dans la partie nord-est du chenal Nord-Est. Dans le golfe du Maine, le courant est généralement de type cyclonique (Bisagni et Smith, 1998), produit par la poussée hydrostatique des courants côtiers générés par les afflux d'eau de la plate-forme néo-écossaise, par l'écoulement des rivières locales et par les tourbillons cycloniques présents dans les bassins de Georges et de Jordan, produits par de profonds afflux d'eau de la pente continentale. La présence de grandes quantités d'eau douce dans le golfe peut parfois entraîner un courant anticyclonique dans le bassin de Jordan. Dans le bassin de Georges, les courants vont principalement vers le sud. Les courants à l'ouest du chenal Nord-Est circulent généralement vers l'est avant de rejoindre le courant du bord de la plate-forme continentale, qui circule en direction du sud.

Les données empiriques recueillies près de la limite nord-est du chenal Nord-Est (42° 17' N, 65° 58' O) de 1976 à 1978 montrent que les courants profonds dans le chenal se produisent selon trois échelles de temps : 1) la fréquence des marées; 2) les courants de faible fréquence à intervalle de 4 à 10 jours; et 3) les courants moyens sur des périodes de trois mois ou plus (Ramp *et al.*, 1985). La principale composante de la marée est la principale marée lunaire semi-diurne (M2). Les courants de faible fréquence présentent une forte saisonnalité et sont associés à des surélévations ou à des creux à grande échelle du golfe du Maine en raison de la force d'entraînement du vent. Les courants sortant du chenal Nord-Est se limitent généralement au sud-ouest de la pente, tandis que les courants entrant dans le chenal n'ont pas d'association spatiale moyenne et sont constitués à la fois d'eau chaude de la pente continentale et d'eau froide de la pente du Labrador (Ramp *et al.*, 1985). Ce modèle de courants entrants et de courants sortants se reflète également dans une certaine mesure à la surface. Les caractéristiques du Gulf Stream (méandres et anneaux à noyau chaud) ne jouent probablement pas un rôle important dans le passage des courants par le chenal Nord-Est (Ramp *et al.*, 1985).

Les bancs de Georges et de Browns présentent des courants moyens importants qui découlent de la rectification des marées (Greenberg, 1983) et des courants barocliniques associés aux fronts de marées (Loder et Wright, 1985). Ces caractéristiques de circulation contribuent au fort courant entre le côté nord-est du chenal Nord-Est et au courant sortant du côté sud-ouest (Smith *et al.*, 2001), en raison des branches d'un tourbillon dans le sens des aiguilles d'une montre autour du banc de Browns (contribuant au courant entrant) et d'un tourbillon dans le sens des aiguilles d'une montre autour du banc de Georges (contribuant au courant sortant; figure 9). Un mélange d'eau de la plate-forme néo-écossaise provenant des bancs de Browns et de Georges a été rapporté dans Smith *et al.* (2003). Shore et ses collaborateurs (2000) ont découvert une trajectoire directe proche de la surface qui va de la zone externe du banc de Browns jusqu'à la zone externe du banc de Georges avec une continuation en aval le long du bord du plateau continental avec une variabilité saisonnière marquée. Un tourbillon océanique permanent dans le sens des aiguilles d'une montre sur le banc de Browns présente des forces de courant qui peuvent atteindre 20 cm/s (Kostylev *et al.*, 2001). La vitesse du courant et le renouvellement de l'eau par les marées sont un déterminant de la répartition et de l'abondance des espèces dans la ZI, et les organismes filtreurs se retrouvent dans les régions où les courants sont rapides (Kostylev *et al.*, 2001; Lacharité et Metaxas, 2018). Les courants de surface jouent un rôle important dans la régulation de la dispersion, de la survie et de la connectivité des larves pélagiques. L'activité de reproduction des espèces méroplanctoniques est souvent associée à des caractéristiques persistantes de circulation qui facilitent la rétention et offrent des conditions de survie optimales. Dans la ZI, les bancs de reproducteurs d'églefins (*Melanogrammus aeglefinus*) ont été documentés en association avec le tourbillon océanique persistant.

Les températures dans la biorégion diminuent en fonction de la latitude et, par conséquent, la ZI est généralement plus chaude que les eaux d'une profondeur similaire dans la baie de Fundy et dans l'est de la plate-forme néo-écossaise (EPFNE; figure 10). En particulier pendant les mois d'hiver (janvier à mars), les températures au fond de la ZI sont parmi les plus chaudes de la région, les températures moyennes de la dernière décennie (2008 à 2017) atteignant $6,53 \pm 1,23$ °C et $4,74 \pm 1,89$ °C pour le reste de la région. Dans la ZI, les températures au fond sont généralement plus chaudes ($7,38 \pm 0,73$ °C) sur la plate-forme (banc de Browns, chenal Nord-Est et bassin de Georges) que sur la pente (200-1 500 m; $3,85 \pm 0,06$ °C) et dans les eaux plus profondes (< 1 500 m; $4,59 \pm 0,66$ °C). Les températures de surface affichent un gradient de température nord-sud plus uniforme dans la biorégion et sont plus saisonnières que celles du fond (tableau 2, figure 10, figure 11). Au cours de la dernière décennie (2008-2017), les températures saisonnières de la surface de la mer enregistrées dans la ZI étaient plus chaudes ($1,37 \pm 0,35$ °C) que celles sur la plate-forme néo-écossaise.

Dans la région, la température de la surface est généralement plus variable dans le temps que celle en profondeur, ce qui démontre une corrélation étroite avec la position du courant chaud du Gulf Stream. Par exemple, Gawarkiewicz *et al.* (2012) ont signalé qu'un événement chaud anormal dans le sud de la plate-forme de la Nouvelle-Angleterre à la fin de 2011 était attribuable à un grand méandre du Gulf Stream qui transportait de l'eau chaude dans cette région. De même, Brickman *et al.* (2018) indiquent que les événements chauds anormaux de 2012, 2014 et 2015 qui ont été observés dans les eaux subsuperficielles de la région de la plate-forme néo-écossaise découlent probablement de l'interaction entre le Gulf Stream et le courant du Labrador dans la queue des Grands Bancs (au sud de Terre-Neuve), selon des simulations d'un modèle de circulation à haute résolution adapté à l'Atlantique Nord-Ouest

(Wang *et al.*, 2016). La fréquence des infiltrations d'eau tiède du Gulf Stream sur la plate-forme néo-écossaise, et à travers la ZI, semble augmenter. En 2018, une anomalie de 6 °C de la température de la surface de la mer liée à la position du Gulf Stream a été signalée par le Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA) dans les eaux de surface près du chenal Nord-Est (D. Hebert, MPO, comm. pers.).

Les températures déclarées ici reposent sur le modèle de l'Atlantique Nord de l'Institut océanographique de Bedford (BNAM – Wang *et al.*, 2018). Le BNAM est un modèle océanique reposant sur NEMO 2.3 (Nucleus for European Modelling of the Ocean), qui comprend une composante océanique OPA (Océan Parallélisé; Madec, 2008) et sur le modèle des glaces de mer de Louvain-la-Neuve (Fichefet et Maqueda, 1997). Le domaine modélisé du BNAM comprend l'océan Atlantique Nord (7–75° N et 100° O–25° E) avec une résolution nominale de 1/12°. Le modèle comporte un maximum de 50 niveaux dans le sens vertical; l'épaisseur des niveaux passe de 1 m à la surface à 200 m à une profondeur de 1 250 m, et elle atteint la valeur maximale de 460 m au fond des bassins profonds. La profondeur maximale représentée dans le modèle est de 5 730 m. Vous trouverez plus de détails sur ce modèle dans Wang *et al.* (2018). Les données relatives au forçage de surface utilisées pour la période de 2008 à 2017 proviennent des [National Centers for Environmental Prediction](#).

Projections climatiques

Les répercussions des événements éphémères de réchauffement liés aux intrusions du Gulf Stream (selon Brickman *et al.*, 2018, Gawarkiewicz *et al.*, 2012) et du réchauffement général associé aux changements climatiques (c.-à-d. Brickman *et al.*, 2016) demeurent inconnues, mais elles pourraient avoir une incidence importante sur la répartition des espèces (p. ex. Pinsky *et al.*, 2013, Stanley *et al.*, 2018, Zisserson et Cook, 2017) et, en particulier, sur la survie de plusieurs espèces vertébrées et invertébrées aux stades critiques de leur cycle biologique. Par exemple, le réchauffement soutenu dans le golfe du Maine et les incursions à court terme d'eau tempérée sur la plate-forme néo-écossaise ont été liés à une diminution de la survie et à une diminution des populations locales respectives de morue (Pershing *et al.*, 2015) et de crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) (Zisserson et Cook, 2017). On s'attend à un réchauffement continu de la biorégion, lequel a été simulé à l'aide d'un modèle océanique régional (Wang *et al.*, 2018). Le réchauffement peut être particulièrement prononcé dans les eaux entourant la ZI. En effet, dans le domaine du modèle simulé (31 à 74° N), les anomalies projetées pour les températures à la surface et au fond étaient les plus élevées dans le golfe du Maine et dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (OPFNE ; 1,1 °C et 1,6 °C, respectivement, pour les températures à la surface et au fond) (Brickman *et al.*, 2016 ; figure 12, figure 13). Les anomalies projetées des températures à la surface et au fond dans la ZI pour l'année 2075 sont plus chaudes de 0,26 °C, en moyenne, que celles projetées pour la biorégion de la plate-forme néo-écossaise (voir les moyennes saisonnières au tableau 3). Les anomalies projetées dans la ZI étaient plus élevées pour les eaux de la plate-forme (chenal Nord-Est, banc de Browns et bassin de Georges) que pour celles des zones situées sur la pente de la plate-forme néo-écossaise et plus profondément ($4,92 \pm 0,89$ °C et $3,11 \pm 2,04$ °C, moyenne \pm ET respectivement). L'incidence de ce réchauffement des températures est inconnue pour le moment, mais elle entraînera probablement des changements dans l'assemblage des espèces, avec l'introduction de nouvelles espèces en provenance du sud et le déplacement des espèces existantes vers le nord.

Une pompe de bioproduction au travail : les ondes internes non linéaires

Physique des ondes internes

Les ondes internes sont une caractéristique omniprésente des océans du monde. Les ondes internes non linéaires sont reconnues comme l'un des principaux processus d'acheminement des nutriments et de dispersion des organismes pélagiques dans les écosystèmes côtiers stratifiés (Woodson *et al.*, 2012). Comme les ondes de surface, les ondes internes solitaires peuvent parcourir de longues distances à travers les océans. Par exemple, en mer de Chine méridionale, les ondes internes solitaires se propagent à partir du détroit de Luçon et parcourent 1 000 km jusqu'à l'île d'Hainan (Jackson et Appel, 2004). Dans le golfe du Maine, les ondes internes solitaires parcourent environ 200 km entre le banc de Georges et les eaux côtières (Scotti et Pineda, 2004). Lorsque des ondes internes linéaires générées au milieu de l'océan se propagent à la plate-forme, elles deviennent non linéaires et ont la capacité de transférer le volume d'eau à mesure qu'elles se propagent. Des ondes internes non linéaires peuvent également être générées dans les régions côtières lorsque les courants de marée circulent sur une topographie abrupte, comme les bancs de Georges et de Browns. La propagation des ondes internes non linéaires sur la plate-forme continentale finit par diminuer et entraîner d'importantes turbulences, en mélangeant et en libérant les eaux extracôtières transportées par les ondes.

La marée semi-diurne quasi résonante du système du golfe du Maine et du bassin de la baie de Fundy amplifie l'amplitude des marées semi-diurnes dans la baie de Fundy ainsi que les courants dans le banc de Georges (Garrett, 1972), ce qui, de concert avec des caractéristiques topographiques abruptes, fait des bancs de Georges et de Browns des points névralgiques pour la génération d'ondes internes (Chen *et al.*, 2011). Les ondes internes générées dans ces zones se propagent sur la plate-forme néo-écossaise et dans le golfe du Maine. La figure 14 montre un exemple d'une série d'ondes internes propagées du banc de Georges jusqu'au plateau du golfe du Maine, qui a été observée par un radar à synthèse d'ouverture (voir Jackson [2004] pour les détails de l'observation). Dans cet exemple, la plupart de ces ondes internes sont générées autour du banc de Georges. La magnitude de ces ondes internes non linéaires autour du banc de Georges peut atteindre 80 m (mesure in situ au cours de la croisière AL9801 sur le navire océanographique Albatross; Sibunka, 1993).

Répercussions des ondes internes sur les écosystèmes

Les ondes internes apportent d'importantes modulations à l'environnement physique océanique régional, ce qui améliore les échanges et le mélange des masses d'eau. Ces modulations peuvent donner lieu à des réactions importantes et mesurables dans les écosystèmes. Par exemple, la productivité primaire des eaux de surface est souvent limitée par un manque d'apport en nutriments après la prolifération printanière, particulièrement dans les systèmes bien stratifiés où le transport des nutriments benthopélagiques est limité. Les ondes internes peuvent réduire cette limite en amenant les eaux benthiques riches en nutriments jusqu'à la couche euphotique et, par conséquent, en augmentant la productivité localement, tout en poussant plus profondément les couches maximales de chlorophylle riches en phytoplancton. En raison de ces caractéristiques, les ondes internes sont considérées comme des mécanismes importants de couplage trophique benthique-pélagique dans les systèmes marins (Kaatvedt *et al.*, 2012) et plus particulièrement dans la ZI. Lors d'une première expérience dans le golfe du Maine, au pinacle Ammen Rock, on a constaté que les ondes internes avaient fourni

du phytoplancton à des habitats profonds en déplaçant la couche maximale de chlorophylle de sous-surface d'environ 20 m de profondeur en aussi peu que 15 minutes (Witman *et al.*, 1993). De cette façon, le couplage vertical associé aux ondes internes joue un rôle important dans la modulation des réseaux trophiques benthiques (p. ex. en améliorant la productivité secondaire des organismes benthiques suspensivores) pour les communautés associées à des caractéristiques topographiques complexes où sont générées des ondes internes.

À l'échelle régionale, le transport, l'abondance et la connectivité des larves sont le plus souvent associés aux caractéristiques océaniques dynamiques à mésoéchelle (Phelan *et al.*, 2018), comme les ondes internes. L'augmentation de la turbulence et du mélange ainsi que l'échange d'eaux extracôtières profondes sont des caractéristiques importantes des ondes internes dans la zone côtière. Il a été démontré que les ondes internes influent sur une variété d'importants processus biophysiques côtiers, comme l'exposition à des phénomènes météorologiques extrêmes, la variabilité climatique, l'apport en nutriments et en aliments, la connectivité larvaire, la dynamique entre prédateurs et proies, et la reproduction et la fertilisation par dispersion au hasard des gamètes (Woodson, 2017).

L'échange d'eaux du large avec les écosystèmes côtiers est une contribution importante des ondes internes qui, en particulier, fournit un mécanisme important d'apport en nutriments dans les systèmes côtiers. Le transport d'eau associé aux ondes internes a également été lié à la dispersion des larves, ce qui facilite la connectivité et le recrutement dans les habitats adultes (Woodson *et al.*, 2012). Shanks (1983), Kingsford et Choat (1986) ont suggéré que les ondes internes pouvaient être un processus essentiel pour le transport du crabe, de l'anatife et des larves de poisson vers le rivage. Les ondes internes non linéaires peuvent également accentuer la turbulence et le mélange locaux, ce qui peut remettre en suspension les matières particulaires et améliorer l'efficacité de la dispersion au hasard des gamètes. Les ondes et mascarets internes non linéaires présentent souvent des sillages dont le niveau de turbulence est de 10 à 100 fois plus élevé que le niveau ambiant et qui peuvent persister plusieurs heures après leur passage (Alford, 2003). Cette turbulence élevée pourrait également décupler les taux de fécondation des reproducteurs sessiles et mobiles qui dispersent leurs gamètes au hasard au sein des bancs de reproducteurs (Crimaldi et Browning, 2004). Il existe également des preuves que les aires de reproduction des poissons de grande taille peuvent être liés à l'activité des ondes internes, et il est probable que la reproduction des poissons de fond dans le sud du banc de Browns, à l'intérieur et autour de la ZI, est influencée par les caractéristiques océanographiques locales, notamment pas la présence accrue d'ondes internes et d'un tourbillon océanique persistant.

Les ondes internes peuvent également moduler la dynamique entre proies et prédateurs au moyen de divers mécanismes, dont l'augmentation des taux de rencontre (p. ex. larves de poisson et prédateurs [Greer *et al.*, 2014], baleines et plancton [Pineda *et al.*, 2015]) et la perturbation des conditions propices à la recherche de nourriture découlant de la remise en suspension des sédiments. Par conséquent, le comportement des prédateurs face à ces mécanismes a été documenté. Par exemple, il a été démontré que la fréquence des déplacements verticaux des poissons augmente en présence d'une onde interne passante (Kaartvedt *et al.*, 2012), ce qui augmente probablement la fréquence des contacts entre les prédateurs et les proies. La cooccurrence des baleines et des ondes internes (p. ex., Pineda *et al.*, 2015) a également été attribuée au fait que les ondes internes modifient le paysage des interactions entre les proies et les prédateurs.

Ondes internes dans le chenal de Fundy et le banc de Browns

À l'échelle régionale, le chenal de Fundy et le banc de Browns appartiennent au système côtier du banc de Browns, qui fait partie d'un système de courant côtier qui circule de la mer du Labrador jusqu'au golfe médio-atlantique (Chapman et Beardsley, 1989). Contrairement au banc de Georges, où l'eau est généralement bien mélangée en raison de la force et de la turbulence des marées tout au long de l'année, la ZI est stratifiée en été, le mélange n'ayant généralement lieu que lorsque la stratification se dégrade en hiver, particulièrement dans la zone peu profonde associée au banc de Browns.

Avec la stratification, les ondes internes sont générées lorsque de forts courants de marée barotropes circulent sur une topographie abrupte. Plus les courants de marée sont forts, plus les ondes internes seront importantes. En ce qui concerne la dynamique des marées, la région du golfe du Maine est caractérisée par de grands courants de marées semi-diurnes M2 (12,42 h) qui présentent l'amplitude de marée la plus élevée au monde (> 8 m) dans les parties supérieures de la baie de Fundy (Garrett, 1972). Outre la baie de Fundy, de faible profondeur, et la zone de hauts-fonds adjacente située au sud du cap de Sable, en Nouvelle-Écosse, les courants semi-diurnes sont forts dans les deux bancs sous-marins peu profonds (les bancs de Georges et de Browns) qui séparent la partie intérieure du golfe du Maine, plus profonde, de l'Atlantique Nord (Bigelow, 1927).

À l'échelle régionale, l'énergie marémotrice M2 est l'énergie la plus forte que l'on retrouve à l'intérieur de la ZI (figure 15). À l'aide d'un modèle des volumes finis d'océanologie côtière (FVCOM), Chen *et al.* (2011) ont estimé les flux internes d'énergie marémotrice et ont constaté que les zones les plus dynamiques du golfe du Maine étaient le flanc nord-est du banc de Georges et le chenal Nord-Est. Lorsqu'elles se propagent sur la pente de la plate-forme, les marées internes associées à ces zones dynamiques se transforment en ondes internes à haute fréquence en présence du développement d'une non-linéarité plus forte, ce qui explique la fréquence des ondes internes dans la zone du chenal de Fundy et du banc de Browns (figure 16).

La topographie abrupte des fonds marins et le fort courant de marée barotrope semi-diurne dans le chenal Nord-Est provoquent des ondes internes tout au long de l'année. La direction de ces ondes internes est régulée par les courants locaux, et elles peuvent se propager du littoral jusqu'au golfe du Maine, du large jusqu'au milieu de l'Atlantique ou vers le nord-est le long de la plate-forme néo-écossaise.

La figure 16 montre la physionomie des ondes internes à proximité du chenal de Fundy et du banc de Browns, où plusieurs ensembles d'ondes internes proviennent du chenal Nord-Est avant de se propager dans diverses directions. On peut voir notamment que les ondes se propagent vers le bassin de Georges et vers la plate-forme néo-écossaise.

Incidence des ondes internes sur les écosystèmes locaux dans le golfe du Maine

Comme nous l'avons mentionné précédemment, les ondes internes modulent considérablement la dynamique océanique locale, ce qui a des répercussions importantes sur l'écosystème local.

Les ondes internes sont une composante clé de l'écosystème du golfe du Maine. Brickman et Loder (1993) ont montré que les paquets d'ondes internes fournissent probablement une quantité importante de nutriments inorganiques à la production primaire dans les zones frontalières en agissant comme des pompes à nutriments et en mélangeant l'eau et les

nutriments associés dans la colonne d'eau. La perturbation interne de déferlement associée aux ondes internes pourrait répondre à la demande de nitrate dans la zone frontale du banc de Georges, qui est de l'ordre de $0,36 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Horne *et al.*, 1989). Il a été démontré que les ondes internes déplacent verticalement la thermocline et les couches maximales de chlorophylle riches en phytoplancton. On a enregistré des déplacements dont l'amplitude pouvait aller jusqu'à 27 m au-dessus d'un pinacle rocheux dans le centre du golfe du Maine (Witman *et al.*, 1993). Ces phénomènes prévisibles de plongée d'eau ont été associés à des augmentations rapides par 2 ou 3 fois des concentrations de chlorophylle *a* dans l'eau située près de l'interface eau-sédiment (à une profondeur allant jusqu'à 29 m). Le transport de l'eau associé aux ondes internes a également été lié à des fluctuations rapides de la température, de l'ordre de 1,5 à 8,5 °C en 2 à 15 minutes. Chaque pic des températures au fond s'est vu reflété par une augmentation rapide de la concentration de chlorophylle *a*, de l'ordre de 0,5 à 5 µg/L, qui correspond souvent de manière exacte à la période des fluctuations de température (Witman *et al.*, 1993). On a estimé que la couche maximale de chlorophylle et la thermocline de surface sont poussées vers le fond par le passage d'ondes internes de 8 à 20 fois par jour au cours d'une période de six mois (mai à octobre) de stratification thermique dans la zone externe du golfe du Maine.

OCÉANOGRAPHIE CHIMIQUE

Nutriments

Les nutriments inorganiques dissous, dont le nitrate, le silicate et le phosphate, covarient fortement dans l'espace et le temps. Le bilan nutritif global pour le golfe du Maine dépend fortement des apports en eaux profondes et riches en nutriments provenant du large via le chenal Nord-Est : jusqu'à 44 % des nouveaux nitrates pénètrent en effet dans le golfe en passant par ce chenal profond (Thomas *et al.*, 2003; Townsend *et al.*, 1987). Depuis les années 1970, les eaux profondes de l'intérieur du golfe du Maine sont devenues à la fois plus douces et plus fraîches, avec des concentrations plus faibles de nitrate, mais de plus fortes concentrations de silicate : les deux nutriments s'y retrouvent maintenant en proportions à peu près égales (Townsend *et al.*, 2010).

Dans le golfe du Maine, les concentrations de nitrate, de silicate et de phosphates ont tendance à augmenter entre l'automne et l'hiver, et elles demeurent faibles au printemps et à l'été (Petrie et Yeats, 2000). En hiver, les concentrations de nitrate sont plus élevées sur la plate-forme néo-écossaise que dans le golfe du Maine. Le golfe du Saint-Laurent est la principale source de nitrates de la plate-forme néo-écossaise, tandis que les intrants extracôtiers dans le golfe du Maine à partir du chenal Nord-Est sont la principale source de nitrate par advection (Petrie et Yeats, 2000). Les nitrates sont également introduits dans le golfe du Maine par la plate-forme interne au sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. La diffusion verticale de ces nutriments est presque aussi forte que le flux d'advection des nutriments du chenal Nord-Est, ce qui laisse croire que cette diffusion verticale joue un rôle important dans la détermination de la production primaire dans le golfe du Maine (Petrie et Yeats, 2000).

Sur la ligne du banc de Browns, les analyses du PMZA montrent entre 2008 et 2015 des anomalies généralement positives pour les nitrates à des profondeurs de 0 à 50 m ainsi qu'à des profondeurs de plus de 50 m. Les silicates sont plus variables, mais les anomalies sont généralement négatives entre 2008 et 2015 à 0-50 m et à plus de 50 m, tandis que les

phosphates affichent des anomalies négatives à 0-50 m depuis 2011 et à plus de 50 m depuis 2013 (Johnson *et al.*, 2017).

Oxygène

En général, les espèces marines présentent un grand intervalle de tolérance aux niveaux d'oxygène dissous (OD), ce qui correspond aux exigences de leur cycle biologique respectif. Les niveaux d'OD dans le golfe du Maine correspondent aux changements de température et de salinité au fil du temps et montrent une forte corrélation négative avec ces variables. Sur la plate-forme néo-écossaise et dans le golfe du Maine, on a également constaté une forte corrélation entre l'OD et les concentrations de nitrate (Petrie et Yeats, 2000). Les anomalies relatives à l'OD étaient élevées dans les années 1960, époque à laquelle la quantité d'eau de la pente du Labrador entrant dans la région augmentait, puis diminuait au cours des années suivantes lorsque l'eau chaude de la pente entrant dans le golfe du Maine et sur la plate-forme néo-écossaise. En 1998, un important afflux d'eau de la pente du Labrador a fait augmenter les niveaux d'OD à des niveaux semblables à ceux des années 1960 (Petrie et Yeats, 2000).

Les concentrations d'oxygène dissous sont mesurées par des capteurs de conductivité, de température et de profondeur (CTP) dans le cadre des missions du PMZA et du relevé estival de l'écosystème de la région des Maritimes. Les niveaux de saturation en oxygène les plus faibles sont observés dans les bassins profonds, où les concentrations de nutriments et les températures sont les plus élevées. En 2015, les niveaux de saturation en oxygène les plus bas ont été observés principalement dans les bassins profonds du centre de la plate-forme néo-écossaise et autour de ceux-ci (bassins de LaHave et d'Émeraude), tandis que les niveaux de saturation les plus élevés se trouvaient dans la baie de Fundy et sur les bancs de la plate-forme néo-écossaise (voir la figure 14 dans Johnson *et al.*, 2017). De même, au cours des étés et des hivers de 2016 et de 2017, un modèle d'interpolation de l'oxygène dissous mesuré par les rosettes CTP montre des niveaux d'oxygène plus faibles dans les parties profondes du golfe du Maine, dans les bassins profonds de la plate-forme néo-écossaise (comme le bassin de Georges) et le long de la pente continentale, qui correspondent à des zones généralement plus chaudes (figure 17). Par conséquent, les concentrations d'oxygène dissous sont généralement plus faibles dans la ZI que dans les parties moins profondes de la plate-forme néo-écossaise et de la baie de Fundy.

pH

On retrouve trois formes minérales de carbonate de calcium dans le règne marin, notamment l'aragonite, la calcite et le magnésium-calcite, l'aragonite étant la forme la plus soluble. La saturation de l'aragonite est utilisée pour évaluer la corrosivité de l'eau de mer sur les animaux calcifiants, bien que toutes les formes de coquilles et de squelettes de carbonate de calcium soient sensibles à l'acidification des océans. L'acide carbonique issu de la réaction entre l'eau et le dioxyde de carbone (CO₂) est omniprésent dans les océans du monde, et les niveaux accrus correspondants de CO₂ dans l'atmosphère ont entraîné une augmentation de l'acidité des océans à travers le monde, connue sous le nom d'acidification des océans (Zeebe, 2012). Le pH du milieu marin a des répercussions directes sur les écosystèmes marins en raison de son rôle essentiel dans la régulation des réactions physiologiques. Lorsque le CO₂ se dissout à la surface de l'océan, il diminue également la disponibilité d'ions carbonate, que certaines espèces (comme les mollusques, les ptéropodes et les coraux) utilisent comme base pour leur squelette de carbonate de calcium. La diminution de la disponibilité des ions carbonate

augmente la quantité d'énergie nécessaire à la formation de la coquille et, par conséquent, entraîne un stress chez les organismes testacés (Waldbusser *et al.*, 2015).

Les eaux du golfe du Maine et de la plate-forme néo-écossaise présentent une capacité réduite de protection contre les variations du pH en raison de l'apport relativement élevé en eau douce provenant du golfe du Saint-Laurent et du courant du Labrador (Gledhill *et al.*, 2015). En général, la saturation mensuelle minimale en carbonate de calcium dans le golfe du Maine et dans le chenal de Fundy est inférieure à celle des eaux du sud en raison des températures plus froides et de la plus faible salinité, qui réduisent la saturation en carbonate de calcium (Gledhill *et al.*, 2015). Au cours des mois d'hiver, en particulier, les eaux froides de la plate-forme néo-écossaise présentent le plus faible taux de saturation en carbonate de la Nouvelle-Écosse et de la Nouvelle-Angleterre. Après la prolifération du phytoplancton au printemps, l'absorption nette de CO₂ et l'augmentation de la température de l'eau accroissent la saturation en carbonate de calcium au cours de l'été. À l'automne et à l'hiver, les eaux de surface du golfe du Maine se mélangent avec les eaux subsuperficielles corrosives, ce qui entraîne une sous-saturation périodique en carbonate de calcium à la surface (Gledhill *et al.*, 2015). Gledhill *et al.* (2015) présentent un examen des réponses biologiques observées aux différents stades du cycle biologique des espèces marines importantes sur le plan commercial dans la région de la Nouvelle-Angleterre et de la Nouvelle-Écosse. Dans l'ensemble, il sera nécessaire d'effectuer des études supplémentaires sur les effets des périodes d'acidification à court et à long terme sur les plantes marines, les invertébrés et les poissons dans les régions du golfe du Maine et de la plate-forme néo-écossaise.

Contaminants

Parmi les contaminants retrouvés dans le golfe du Maine et dans le sud de la plate-forme néo-écossaise, on compte les sources ponctuelles d'eaux usées, le ruissellement agricole, les métaux traces, notamment le mercure, les résidus de pétrole, les BPC et les pesticides (Chase *et al.*, 2001). Les métaux lourds sont introduits dans le milieu marin par les processus naturels et les activités humaines, entre autres le ruissellement des rivières, les précipitations, les bouches hydrothermales, l'exploitation minière et les utilisations industrielles des métaux lourds (Breeze et Horsman, 2005). Les métaux lourds peuvent ensuite être déposés dans des sédiments marins ou transportés au large des côtes. Des métaux, comme le cadmium, le cuivre et le chrome, sont introduits dans le système marin à partir des eaux côtières et des cycles océaniques. Les concentrations de cadmium diminuent à mesure que la salinité augmente, mais elles augmentent avec les concentrations de phosphate, tandis que les concentrations de cuivre sont également plus élevées dans les régions à faible salinité (Breeze et Horsman, 2005). Aucune tendance temporelle liée aux concentrations de cadmium ou de cuivre en surface n'a été décelée sur la plate-forme néo-écossaise (Breeze et Horsman, 2005). Les concentrations de métaux lourds dans les sédiments ont tendance à augmenter à mesure que diminue la taille des grains de sédiments, et ces concentrations peuvent être estimées à partir de cette relation. On suppose donc que les concentrations sont plus élevées dans les zones longeant la pente continentale et dans les bassins, comme le bassin de Georges, où s'accumulent l'argile et le limon. Les concentrations de chrome, de cuivre, de zinc et de plomb dans les sédiments de la ZI se situent à des concentrations naturelles, mais les analyses effectuées par Breeze et Horsman (2005) n'incluaient pas le bassin de Georges, où les grains de sédiments sont de petite taille.

Le mercure pénètre dans l'environnement à partir de sources naturelles et anthropiques (p. ex., mines, émissions de centrales au charbon). Dans les écosystèmes aquatiques, le mercure se manifeste sous forme de méthylmercure dans les sédiments et dans la colonne d'eau. Dans la région du golfe du Maine, les apports totaux de mercure proviennent principalement de la circulation océanographique, des dépôts atmosphériques, des eaux usées ou des sources industrielles et des rivières (Sunderland *et al.*, 2012). Il est possible que plus de 5 000 kg de mercure pénètrent dans le golfe du Maine chaque année par circulation naturelle depuis la plate-forme néo-écossaise et par le chenal Nord-Est (Sunderland *et al.*, 2012). Le méthylmercure se retrouve également dans les sédiments côtiers, qui constituent une source de mercure dans les réseaux trophiques pélagiques au large des côtes; les niveaux de mercure dans le poisson de la Nouvelle-Angleterre sont parmi les plus élevés aux États-Unis (Chen *et al.*, 2009). Le méthylmercure peut se bioaccumuler dans les mollusques et les crustacés, les poissons-fourrages et les grands prédateurs, et il peut être consommé par les humains. Dans la région de la baie de Fundy au sud de la ZI, les concentrations de mercure variaient de 2,8 ng g⁻¹ en poids humide dans les tissus de phytoplancton à 590 ng g⁻¹ dans les phoques communs et à 606 ng g⁻¹ dans les cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) (Sunderland *et al.*, 2012).

Océanographie Biologique

RELEVÉS DE RECHERCHE DANS L'OUEST DE LA PLATE-FORME NÉO-ÉCOSSAISE ET DANS LE GOLFE DU MAINE

De nombreux relevés sur l'océanographie, les larves de poissons, les poissons de fond et les invertébrés ont été réalisés dans l'ouest du plateau néo-écossais et dans le golfe du Maine depuis les années 1970. Il s'agit notamment de plusieurs relevés annuels à long terme et continus, comme les relevés écosystémiques d'été et d'hiver, et de relevés réalisés sur de plus courtes périodes, comme les relevés des larves de poissons dans les années 1970 et les relevés écosystémiques d'automne entre 1978 et 1984. Nous décrivons ici plusieurs relevés à long terme que l'on a utilisés comme sources de données pour les analyses effectuées dans le présent document.

Relevé estival de l'écosystème de la région des Maritimes

Le relevé estival par navire océanographique du MPO portant sur la plate-forme néo-écossaise et la baie de Fundy (4VWX5Yb), aussi appelé *relevé navire de recherche (NR)* ou *relevé au chalut*, est effectué chaque année depuis 1970 en suivant un protocole d'échantillonnage normalisé. Des protocoles d'échantillonnage normalisés sont en place depuis le début des relevés, et l'adoption d'un nouveau navire de relevé en 1982 a mené à un changement d'engins. À l'heure actuelle, le relevé estival de l'écosystème de la région des Maritimes utilise un chalut à panneau Western II-A doté d'un écartement des ailes cible de 12,5 m, une distance de remorquage de 3,24 km (1,75 mille nautique) et un temps de remorquage total de 20 à 30 minutes. Il y a chevauchement de la ZI avec certaines parties des strates de relevés par navire de recherche 477, 478, 480, 483, et des strates plus profondes 498, 529, 501, 505 et 560 (figure 18, figure 19). Seule la partie sud-ouest de la ZI n'est pas couverte par les strates de relevé (figure 18). Depuis 1970, 360 séries de relevés ont été réalisées à l'intérieur des limites de la ZI, pour une moyenne de $7,5 \pm 2,7$ (moyenne \pm écart-type) séries par année (figure 20), dont la plage de profondeurs varie de 70 à 360 m (médiane de 115 m). Il n'existe actuellement aucune série de relevés plurispécifiques au chalut à panneaux pour la partie sud du chenal et

pour les zones les plus profondes de la ZI sur la pente de la plate-forme néo-écossaise (figure 19). Au total, environ 0,2 % de la ZI, ou 14,5 km², ont été échantillonnés dans le cadre des relevés plurispécifiques au chalut depuis 1970. Ces échantillons sont principalement situés sur le banc de Browns (< 200 m, 250 chaluts à panneaux et 10,1 km²), le reste étant réparti à peu près également entre la sous-composante du bassin de Georges (51 échantillons et 2,03 km²) et le chenal Nord-Est (59 et 2,4 km²). Un relevé écosystémique d'hiver est également réalisé chaque année, mais les données de ce relevé n'ont pas été analysées, car celui-ci porte principalement sur le banc de Georges.

Relevé de l'industrie et du MPO sur le flétan à la palangre

Le relevé à la palangre sur le flétan de l'Atlantique est un relevé conjoint de l'industrie et du MPO à stations fixes et aléatoires qui, en 1998, a commencé à élaborer un indice d'abondance du flétan de l'Atlantique exploitable sur la plate-forme néo-écossaise et sur les Grands Bancs (Cox *et al.*, 2018). Ce relevé recueille des informations sur le flétan de l'Atlantique, les prises accessoires, les conditions océanographiques et les relations trophiques. Depuis sa création, le relevé utilise un protocole d'échantillonnage normalisé dans lequel chaque série déploie 1 000 hameçons circulaires à partir de navires de moins de 65 pieds de longueur, et il est réalisé chaque année de la mi-mai à la mi-juillet. Le plan d'échantillonnage a alterné entre les relevés à stations aléatoires stratifiées (1998, 2017 à aujourd'hui) et les relevés à stations fixes (1999-2016) (Cox *et al.*, 2018).

L'objectif de ce relevé est de fournir des informations sur une gamme plus étendue de tailles de flétans de l'Atlantique que ne l'indiquent habituellement les relevés par NO. Il fournit également des informations sur la répartition, la taille et l'abondance des espèces qui ne sont pas bien étudiées par les engins de chalutage, comme le brosme (*Brosme brosme*) (Harris *et al.*, 2018). La répartition des emplacements concomitants des relevés fixes et aléatoires à proximité de la ZI est illustrée à la figure 21.

Quotas individuels transférables – Relevé à engins mobiles à station fixe

Le quota individuel transférable (QIT) était un relevé mené conjointement par l'industrie et le MPO dans la division 4X de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) pour obtenir des informations sur la répartition de la morue de l'Atlantique, de l'églefin et de la plie rouge. Le relevé a commencé en 1995 et couvre une zone quatre fois plus rapprochée de la côte (c.-à-d. sur la côte à 90 m de profondeur) que le relevé estival par NO en raison de sa conception de type « rock hopper ». (O'Boyle *et al.*, 1995). Dans le cadre du relevé QIT, on procède à des traits de chalut normalisés sur un mille nautique à des stations fixes, dont la durée varie. Quatre chalutiers à panneaux utilisant un chalut ballon muni d'un cul à doublure de 19 mm pêchent dans une zone géographique particulière de la zone de relevé totale.

Le relevé QIT capture systématiquement le homard américain (*Homarus americanus* ci-après « homard »), particulièrement dans la ZPH 34, mais aussi dans les ZPH 35 à 38 et 40 à 41. Depuis 1996, ce relevé a commencé à consigner le nombre de homards pêchés et, à compter de 2005, à consigner des renseignements plus détaillés (taille, sexe) sur chaque homard. Le relevé QIT capture un plus grand nombre de homards par rapport au relevé estival par NO et au relevé sur les pétoncles (Pezzack *et al.*, 2015 a; Pezzack *et al.*, 2015b). C'est pourquoi, en 2013, le relevé de QIT est devenu le relevé au chalut du homard côtier et est actuellement dirigé par l'équipe scientifique du homard du MPO.

Relevé scientifique du MPO sur les pétoncles dans la zone hauturière

Le relevé scientifique hauturier sur le pétoncle dans la région des Maritimes du MPO est la principale source d'informations sur le pétoncle géant. Les relevés sur le pétoncle hauturier ont été réalisés annuellement dans le nord du banc de Browns de 1991 à 2018, et à 18 reprises dans le sud du banc de Browns entre 1985 et 2018 ; les deux relevés utilisent un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié. Les relevés fournissent des données sur l'abondance à haute résolution spatiale et peuvent fournir des informations sur la répartition du pétoncle dans la région.

Programme de monitoring de la zone atlantique

Le programme de monitoring de la zone atlantique recueille et analyse des données océanographiques biologiques, chimiques et physiques dans les régions du Golfe, du Québec, des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador. Le programme a commencé en 1998 (Therriault *et al.*, 1998) dans le but d'accroître la capacité du MPO à comprendre, décrire et prévoir l'état de l'écosystème marin, ainsi que de quantifier les tendances à l'échelle saisonnière, interannuelle et décennale. La collecte des données du programme comporte quatre composantes de base : 1) occupations fréquentes bimensuelles ou mensuelles des stations (Halifax-2 et Prince-5 dans les Maritimes); 2) transects saisonniers « de base » sur la plate-forme continentale, y compris les lignes du détroit de Cabot, de Louisbourg, d'Halifax et du banc de Browns, et d'autres transects auxiliaires périphériques, comme la ligne du chenal Nord-Est; 3) échantillons des relevés saisonniers sur les écosystèmes aux emplacements des stations d'échantillonnage aléatoire stratifié (p. ex., les profils CTP aux stations des relevés estivaux par NO); et 4) données de télédétection pour caractériser les conditions de surface. Les données pour chaque année ou saison sont généralement signalées comme des anomalies par rapport aux moyennes à long terme, et elles révèlent à l'occasion des tendances environnementales (p. ex., réchauffement ou refroidissement des océans). Les profils CTP et les échantillons d'eau fournissent des informations sur la structure verticale de nombreux paramètres, notamment la température, la salinité, la chlorophylle, les nutriments et l'oxygène dissous. Les traits de chalut verticaux (mailles de 202 µm) recueillent le zooplancton à chaque station.

De plus, un enregistreur continu de plancton (ECP) (McQuatters-Gollop *et al.*, 2015; Richardson *et al.*, 2006) récolte le plancton lors de croisières dans l'est et l'ouest du plateau néo-cossais, ainsi que sur la plate-forme de Terre-Neuve (Head et Pepin, 2009), y compris à proximité de la ZI (figure 22). L'ECP est remorqué à une profondeur de 7 m et un filet à mailles de 270 µm filtre le phytoplancton et le zooplancton présents dans l'eau, les positions le long du filet correspondant à différents postes d'échantillonnage (Richardson *et al.*, 2006). Les échantillons de l'ECP sont analysés pour déterminer l'abondance relative de phytoplancton (au moyen d'une analyse des couleurs et de l'abondance relative) et de zooplancton pour différentes saisons, années ou décennies. Les stations pertinentes à la surveillance de l'océanographie aux environs de la ZI comprennent la ligne du banc de Browns (figure 23, figure 24), la ligne du chenal Nord-Est ainsi que des parties de chaque section du chenal de Fundy et de la ligne de Portsmouth (figure 25, figure 26, figure 27), ce qui inclut des stations dans le bassin de Georges et le chenal de Fundy.

Relevés menés par les États-Unis

Les relevés sont menés au printemps (de mars à mai) et à l'automne (de septembre à novembre) par le Northeast Fisheries Science Centre (NEFSC), un institut de recherche de la

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Ces relevés ont été lancés à la fin des années 1960 et utilisent tous deux le même plan d'échantillonnage aléatoire stratifié en fonction de la profondeur. Les relevés sont conçus pour recueillir des données sur l'abondance, la répartition, les relations trophiques, la taille et la composition par âge des stocks importants sur le plan économique et écologique, ainsi que des données océanographiques et relatives au plancton, afin de surveiller la santé de la région. Leur zone d'étude s'étend de la plate-forme néo-écossaise au cap Hatteras, et comprend le golfe du Maine et le banc de Georges. Les strates sont subdivisées en unités d'échantillonnage pour obtenir une distribution d'échantillonnage plus uniforme à travers toute la région. Avant 2009, les chaluts à panneaux étaient remorqués pendant 30 minutes à 3,5 nœuds, ratisant une distance de 1,75 NM. Depuis 2009, on remorque un chalut de fond pendant 20 minutes à une vitesse de 3,0 nœuds, ce qui donne une distance ratisée de 1 NM (Cook *et al.*, 2017, NOAA, 2017).

PLANCTON

Phytoplancton et autres microbes

Le phytoplancton affiche une grande variabilité temporelle et spatiale dans les eaux de plateau. Le phytoplancton est la base du réseau trophique marin et est habituellement quantifié par télédétection de la chlorophylle *a*. La répartition et l'abondance saisonnière du phytoplancton dans le golfe du Maine sont déterminées par la bathymétrie, l'advection saisonnière, le mélange dû à la marée et la stratification de la colonne d'eau (Thomas *et al.*, 2003). Le phytoplancton comprend à la fois des eucaryotes et des procaryotes; le procaryote dominant dans le golfe du Maine est la cyanobactérie *Synechococcus* (Li *et al.*, 2011). Entre 1 000 et 10 000 taxons de phytoplanctons eucaryotes ont été enregistrés dans le golfe du Maine, ce qui comprend un mélange d'espèces tempérées et boréales (Li *et al.*, 2011). La communauté phytoplanctonique du golfe du Maine et de la plate-forme néo-écossaise est principalement composée de diatomées et de dinoflagellés, qui prolifèrent au printemps, suivis d'une plus petite prolifération à l'automne). L'ampleur de ses proliférations dépend de l'apport en nutriments. À l'été, la majeure partie de la prolifération printanière prend fin après que le zooplancton s'en est nourri et que le phytoplancton s'est aggloméré, alourdi et enfoncé dans l'eau. Les courtes proliférations printanières qui se produisent de la fin mars au début avril contrôlent le système de carbonate du golfe du Maine (Gledhill *et al.*, 2015). Le golfe du Maine, en général, est une zone de transition biogéographique pour le phytoplancton, étant donné qu'elle représente la limite nord pour les espèces d'eau chaude et la limite sud pour les espèces d'eau froide (Li *et al.*, 2011).

Les analyses de l'ECP (Richardson *et al.*, 2006) indiquent que l'indice de coloration phytoplanctonique (ICP; une mesure relative de l'abondance du phytoplancton) et l'abondance de diatomées atteignent un sommet de mars à avril dans l'ouest et l'est du plateau néo-cossais, et que ces valeurs sont faibles à l'été (SAHFOS, 2018).

À l'automne et à l'hiver, l'ICP est faible, mais l'abondance de diatomées augmente à l'automne et demeure élevée à l'hiver (Johnson *et al.*, 2017). L'abondance relative varie fortement entre les saisons et entre les années, mais en 2014, les anomalies de l'IPC étaient similaires à la moyenne de 1992–2010 pour l'ouest et l'est de la plate-forme néo-écossaise (Johnson *et al.* 2017). Les données de l'ECP à proximité de la ZI (voir la figure 22 pour les sites d'échantillonnage) montrent un ICP généralement plus élevé à l'extérieur de la ZI par rapport à

l'intérieur (figure 28), bien que le nombre moyen de diatomées et de dinoflagellés n'indique aucune tendance claire à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI (figure 29, figure 30).

Globalement, la pente continentale et l'embouchure du chenal Nord-Est ont tendance à présenter des niveaux élevés de chlorophylle *a* et de productivité primaire. Les caractéristiques océanographiques, entre autres la remontée des eaux profondes et les ondes internes, concentrent les nutriments le long des eaux de pente. Les proliférations saisonnières de phytoplancton attirent le zooplancton et d'autres prédateurs qui, à leur tour, attirent des prédateurs encore plus grands, dont les grands poissons pélagiques et les cétacés. Les réseaux trophiques uniques que l'on retrouve dans les régions de forte concentration en chlorophylle (c.-à-d. la pente de la plate-forme néo-écossaise) se sont révélés d'excellents prédicteurs de la répartition des cétacés, notamment du rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*; Gomez *et al.*, 2017).

Zooplancton

Le zooplancton est un élément essentiel de l'écosystème marin; il se nourrit de phytoplancton et de bactéries et fournit de la nourriture aux poissons, aux oiseaux, aux baleines et aux tortues marines. Ce groupe comprend une grande variété d'organismes, dont les ciliés, les copépodes, les mollusques pélagiques, les larves méroplanctoniques, le krill, les chétognathes, les amphipodes, les mysididés, les salpes et les scyphozoaires (Kennedy *et al.*, 2011). En général, la biomasse du zooplancton atteint un sommet après la prolifération printanière du phytoplancton. La communauté de zooplancton prévue dans la ZI correspondrait à celle observée dans le golfe du Maine. Les copépodes sont le zooplancton dominant à l'intérieur et aux alentours des limites de la ZI, y compris le banc de Browns, le chenal de Fundy et le banc de Georges. *Calanus finmarchicus*, *Pseudocalanus* spp., *Paracalanus parvus*, *Centropages typicus*, *C. hamatus* et *Oithona similis* sont les six espèces dominantes, qui représentent 80 % de la biomasse de mésozooplancton sur le banc de Georges (Davis, 1987; Kennedy *et al.*, 2011). Parmi les autres espèces qui sont relativement courantes dans le golfe du Maine et qu'on retrouve probablement dans la ZI, mentionnons : *Metridia lucens*, *Microcalanus pusillus*, *Acartia* spp., *Eurytemora* spp., *Tortanus discaudatus* et les cladocères *Evadne nordmanni* et *Podon* spp. (Johnson *et al.*, 2011).

Johnson *et al.* (2011) ont effectué un recensement exhaustif du zooplancton et du necton pélagique dans le golfe du Maine et ont identifié 533 espèces de métazoaires à partir du PMZA, dont 247 espèces de poissons, 237 espèces de crustacés et 49 espèces d'autres phylums comme les cténophores et les chétognathes. Leur étude a révélé que la diversité des copépodes présente des tendances claires de variabilité saisonnière et interdécennale, avec des sommets annuels durant les mois d'été et une période marquée de grande diversité de copépodes dans les années 1990. La diversité des copépodes sur la plate-forme néo-écossaise semblait être la plus élevée à la rupture de pente continentale, où les espèces d'eau chaude extracôtières se mélangent avec les espèces d'eau froide de la plate-forme (Johnson *et al.*, 2011). Depuis le début des années 2000, la biomasse du zooplancton et l'abondance du *Calanus finmarchicus* sur la plate-forme néo-écossaise, en particulier sur la ligne du banc de Browns du PMZA, ont diminué (anomalies négatives à long terme), ce qui correspond à des baisses similaires du grand phytoplancton au cours de la même période (Johnson *et al.*, 2017). *Pseudocalanus moultoni* et *P. newmani* sont des copépodes abondants sur le banc de Georges de l'hiver à l'été, période durant laquelle ils sont susceptibles de se reproduire (Bucklin *et al.*, 2001). *P. moultoni* atteint un sommet dans le bassin de Georges en avril, mais se déplace vers

le banc de Georges en mai, tandis que *P. newmani* tend à être plus abondant au sud et à l'est du banc de Georges, ce qui laisse penser que cette espèce peut être transportée dans la région depuis les populations de la plate-forme néo-écossaise et du banc de Browns (Bucklin *et al.*, 2001). McLaren *et al.* (1989) ont montré que *P. newmani* se retrouve couramment sur le banc de Browns en hiver, mais qu'il est plus courant au large, tandis que *P. moultoni* est également présent sur le banc de Browns, mais qu'il est moins courant que *P. newmani*.

Le krill est un grand zooplancton et une importante espèce-proie pour les poissons, les oiseaux et les cétacés : il représente un lien entre le petit zooplancton, le phytoplancton et ces prédateurs. Huit espèces de krill (euphausiacés) ont été signalées dans le golfe du Maine, dont six espèces à l'intérieur du golfe (*Thysanopoda acutifrons*, *Thysanoessa* spp., *Meganctiphanes norvegica*) et deux espèces sur la pente (*Nematoscelis megalops* et *Euphausia krohni*) (Bigelow, 1926; Johnson *et al.*, 2011; Lowe *et al.*, 2018). *M. norvegica*, en particulier, forme de larges nuées de surface qui servent de proies aux baleines et au hareng, dont il représente environ 30 % du régime alimentaire (Nicol, 1984; Stevick *et al.*, 2008). En 2014, l'abondance de krill était inférieure à la normale dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, tandis que l'abondance d'amphipodes hypéridés était supérieure à la normale (Johnson *et al.*, 2017). Des études ont démontré que les tendances interannuelles de l'abondance des euphausiacés dans la région du golfe du Maine sont positivement corrélées aux infiltrations d'eau plus chaude et plus salée (Lowe *et al.*, 2018). En général, le krill est plus abondant dans les eaux profondes et moins abondant sur la plate-forme peu profonde. Cela s'explique par le fait que le krill subit des migrations verticales et que les eaux profondes offrent un refuge contre la prédation (Lowe *et al.*, 2018). Le krill, en particulier *Thysanoessa* spp. et *Meganctiphanes norvegica*, est la principale espèce-proie du rorqual bleu, et les répartitions observées et prévues de ces agrégations de krill ont servi à prédire d'importantes aires d'alimentation et de socialisation du rorqual bleu au Canada atlantique, notamment sur le bord de la plate-forme continentale de la Nouvelle-Écosse (Lesage *et al.*, 2018).

Dans un contexte de réchauffement des températures océaniques dans le golfe du Maine et sur la plate-forme néo-écossaise, on a récemment observé certaines tendances quant à la richesse et à l'abondance du zooplancton. Un changement global au sein de la communauté de zooplancton au cours des dernières années (signalé en 2016) s'est caractérisé par une abondance plus faible de copépodes de grande taille, particulièrement de *Calanus finmarchicus*, et une abondance plus élevée de copépodes d'eau chaude de petite taille (espèces subtropicales et extracôtières) et de non-copépodes, dont les larves de macroinvertébrés benthiques (MPO, 2017f). Des anomalies négatives pour *Calanus finmarchicus* et *Pseudocalanus* spp. sont survenues sur la plate-forme néo-écossaise et le banc de Browns, bien que des anomalies positives pour *Pseudocalanus* aient été observées dans le golfe du Saint-Laurent et au large de Terre-Neuve (MPO, 2017f). Les anomalies positives concernant les espèces de copépodes d'eaux chaudes et profondes sont probablement le résultat du réchauffement des températures observé dans la région des Maritimes au cours de la dernière décennie de même que des changements dans le transport des courants en direction de la plate-forme continentale, lesquels transportent ces espèces dans le golfe du Maine et la plate-forme néo-écossaise et leur permettent de prospérer. Les données de l'enregistreur continu de plancton à proximité de la ZI (figure 22) montrent une diminution générale des petits copépodes à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI depuis le début des années 1990 (figure 31). L'abondance moyenne de grands copépodes démontre une tendance similaire, à l'exception d'un sommet notable en 2008 (figure 32).

HABITATS ET COMMUNAUTÉS BENTHIQUES

Classification des habitats et des communautés benthiques de la plate-forme néo-écossaise

La ZI fait partie de la biorégion marine de la plate-forme néo-écossaise, qui est délimitée par le chenal Laurentien, le chenal de Fundy/Nord-Est et le banc de Georges. La biorégion comprend des eaux côtières et s'étend jusqu'à la plate-forme continentale et aux plaines abyssales. La plate-forme néo-écossaise est généralement caractérisée par des bancs peu profonds situés au large des côtes, espacés par des bassins et des chenaux profonds (MPO, 2016a). À une échelle plus fine, la ZI est une composante de la classification biophysique du golfe du Maine et des bancs de Baccaro et de LaHave, qui est fondée sur des caractéristiques physiographiques et océanographiques communes (MPO, 2016a). La ZI chevauche une variété d'unités géomorphologiques, dont le chenal, le bassin, le banc et la batture de la plate-forme continentale, ainsi que la pente continentale (MPO, 2016a). Ces classifications sont fondées sur des caractéristiques géomorphologiques (p. ex., la forme et la topographie) qui sont censées présenter des assemblages biologiques distincts. Ces unités biophysiques et géomorphologiques fournissent une importante classification à grande échelle (100 à 1 000 km²) pour la planification spatiale marine, assurant ainsi la représentativité et la répartition équitable des efforts de conservation marine (MPO, 2016a).

La classification des fonds marins du Fonds mondial pour la nature (WWF Canada, 2009) divise la ZI en quatre grandes zones : La zone externe du golfe du Maine; l'ouest du talus néo-écossais – cône; la zone externe de la plate-forme néo-écossaise – col; la zone externe de la plate-forme néo-écossaise – banc (tableau 4). Dans la zone externe du golfe du Maine, la ZI est subdivisée en sous-régions de chenaux et de bassins. Le col de l'ouest du talus néo-écossais est caractérisé par des profondeurs de moins de 200 m et un substrat sablonneux accompagné de gravier. Les bancs de la zone externe de la plate-forme néo-écossaise sont principalement recouverts de sable et de gravier, avec la présence de quelques zones boueuses ou rocheuses. Le phytoplancton est abondant sur ces bancs, ce qui fournit de la nourriture aux organismes filtreurs et aux brouteurs, notamment le pétoncle, la palourde et le clypéastre. La modiole, l'ophiure, le crabe et le homard se retrouvent aussi couramment sur les bancs de la plate-forme. Les poissons qu'on retrouve couramment dans l'habitat des bancs sont la morue de l'Atlantique, l'églefin, la goberge (*Pollachius virens*) et le merlu argenté (*Merluccius bilinearis*). Le cône de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise commence à l'embouchure du chenal Nord-Est et se prolonge dans les eaux plus profondes. Parmi les animaux de cette région, on compte les coraux mous et les éponges, parmi lesquels vit le sébaste. La zone pélagique de cette région est très productive et fournit de la nourriture aux baleines. Le bassin de la zone externe du golfe du Maine est une dépression profonde dotée d'un plancher océanique et d'un sol alluvial glaciaire lisses, lesquels procurent des substrats pour les coraux, les éponges et les anémones. Le chenal de la zone externe du golfe du Maine se trouve entre les bancs de Georges et de Browns, et sa profondeur varie entre 200 et 300 m (figure 2). Le chenal est caractérisé par de forts courants de marée et par la présence de grandes gorgones. Ces conditions fournissent un habitat biogène important pour le sébaste juvénile. À la surface du chenal, les groupes de baleines, d'espadons et d'autres poissons pélagiques sont attirés par une abondance de proies entraînées par une forte productivité primaire, en particulier dans les eaux situées au-dessus des canyons sous-marins (c.-à-d. le « Hell Hole ») qui incisent la pente de la plate-forme continentale (WWF Canada, 2009).

Potentiel de croissance

La ZI est considérée comme présentant un potentiel de croissance relativement élevé (figure 33), lequel est un indice tenant compte des facteurs de stress environnementaux qui pèsent sur le fonctionnement physiologique et qui limitent la croissance et la reproduction des organismes dans une zone particulière (Kostylev et Hannah, 2007). Le potentiel de croissance est une variable continue qui passe de « défavorable » (faible potentiel de croissance) à « favorable » (fort potentiel de croissance), selon la disponibilité de la nourriture, les températures annuelles moyennes au fond, la variabilité de la température et la saturation en oxygène (Kostylev et Hannah, 2007). On observe un gradient général est-ouest du potentiel de croissance dans le golfe du Maine et sur la plate-forme néo-écossaise, la partie ouest montrant un potentiel de croissance élevé, et l'est, un potentiel de croissance faible. Selon Kostylev et Hannah (2007), la majeure partie de la ZI présente un potentiel de croissance élevé, particulièrement le banc de Browns et le bassin de Georges. On observe un potentiel de croissance relativement plus faible vers la pente continentale, où la perturbation naturelle varie selon le type de sédiments. La perturbation est une variable qui représente le rapport entre la vitesse de frottement caractéristique et le stress de cisaillement critique (une fonction de la taille des grains) nécessaire pour que les sédiments se déplacent et, par conséquent, modifient l'habitat; elle ne tient pas compte des événements épisodiques comme les perturbations anthropiques. Des zones de faible perturbation sont présentes dans le chenal Nord-Est et correspondent à la présence de coraux d'eaux profondes (figure 33) (V. Kostylev, MPO, comm. pers.).

INVERTÉBRÉS

Diversité du chenal de Fundy et du banc de Browns

Ward-Paige et Bundy (2016) ont déterminé que le chenal Nord-Est était une zone présentant une diversité constamment élevée de poissons et d'invertébrés, ce qui laisse penser que cet écosystème pourrait résister aux perturbations et aux changements. De même, le banc de Browns était caractérisé par une grande richesse et une grande uniformité d'invertébrés par rapport aux autres zones de la plate-forme néo-écossaise. Près de 340 espèces et 100 genres d'invertébrés macrobenthiques ont été répertoriés sur le banc de Browns (Wildish *et al.*, 1990; Wildish *et al.*, 1989). Kostylev *et al.* (2001) et Todd *et al.* (2006) font état des tendances générales sur les mégainvertébrés benthiques sur le banc de Browns. Les suspensivores, dont le pétoncle géant, l'holothurie et la sabelle, sont prédominants dans la partie ouest, moins profonde, du banc. Les dépositivores, notamment les nothroïdes, sont plus abondants et se retrouvent de plus en plus en profondeur vers la partie est du banc (Kostylev *et al.*, 2001). Ce sont les habitats complexes de gravier du centre et de l'est du banc, aux grains de dimensions très variées, qui ont affiché la plus grande diversité et abondance d'épifaune sessile. Ces épifaunes comprennent plusieurs espèces d'éponges (*Halichondria panicea*, *Myxilla* sp., *Cliona* sp.), de brachiopodes (*Terebratulina septentrionalis*) et de tuniciers (Molgulidae). Les parties profondes du banc de Browns (> 100 m) sont principalement recouvertes d'une mince couche de boue, ce qui crée un habitat pour les flustres (*Flustra foliacea*), les éponges et les tuniciers. Des coquilles d'anatifes ont également été retrouvées dans les parties profondes du banc (Todd *et al.*, 2006). Les parties sablonneuses du banc étaient relativement stériles, l'épifaune la plus courante étant des hydraires (*Corymorpha pendula*) et des clypéastres solitaires (Kostylev *et al.*, 2001). Kostylev *et al.* (2001) divisent le banc de Browns en six

habitats selon le type de sédiments, la profondeur et la communauté benthique, habitats qui sont résumés au tableau 5.

Murillo *et al.* (2018) fournissent un rapport sur les invertébrés benthiques dans la région des Maritimes fondé sur le relevé de recherche réalisé à l'été 2017 à bord du NGCC *Alfred Needler* (NED2017020). Dans le cadre de ce relevé, on a échantillonné les divisions 4VWX de l'OPANO et la partie canadienne de 5YZ à des profondeurs variant de 49 à 1 348 m; 261 stations de pêche ont été effectuées au cours du relevé, dont 17 ont été désignées comme des séries vides en raison soit de dommages aux filets soit à des chaluts raccourcis, pour un total de 244 séries valides. Plusieurs tendances générales se sont dégagées à proximité de la ZI. Premièrement, bien que la biomasse des poissons démersaux ait généralement dépassé celle des invertébrés dans la majorité des traits de chalut, la biomasse des invertébrés était plus élevée que celle des poissons démersaux sur le banc de Browns et dans certains traits de chalut effectués dans la baie de Fundy. La biomasse benthique (kg/station) était la plus élevée dans le banc de Browns et de Georges ainsi que dans la partie nord de la baie de Fundy.

Dans la ZI, sur le banc de Browns, dans le chenal de Fundy et dans le bassin de Georges, les arthropodes représentaient la majorité (environ 98 %) de la composition de la biomasse totale des invertébrés benthiques dans le relevé de recherche de 2017. Cette biomasse d'arthropodes résulte principalement des prises de gros homards, qui représentent 87 % de la biomasse totale d'arthropodes (Murillo *et al.*, 2018). En ce qui concerne les autres invertébrés, les mollusques étaient plus abondants dans le nord-ouest du banc de Georges, tandis que les cordés (tuniciers) étaient plus abondants dans le centre du banc de Browns. Les cnidaires étaient plus abondants dans le sud du banc de Browns, dans le chenal de Fundy et dans le bassin de Georges, bien que les vers annelés aient également été abondants dans certains traits de chalut du bassin de Georges. Peu de bryozoaires ont été capturés dans la ZI; c'est dans la baie de Fundy que ceux-ci étaient les plus abondants (Murillo *et al.*, 2018).

Au total, neuf stations de pêche ont été effectuées dans la ZI au cours du relevé de 2017. La biomasse benthique des invertébrés variait de 4,7 à 98,5 kg par station, avec une moyenne de (\pm ÉT) $25,8 \pm 31,7$ kg pour les 9 stations. Au moins 41 taxons d'invertébrés benthiques représentant 9 phylums différents ont été identifiés de façon préliminaire à partir de ces stations. La richesse spécifique estimée par phylum a révélé une tendance différente en matière de dominance comparativement à la biomasse. Les éponges représentaient le phylum le plus diversifié (10), suivi par les échinodermes (8), les arthropodes (8), les cnidaires (6) et les mollusques (4). Le reste des phylums observés constituait les cinq espèces restantes.

Coraux, éponges et mégaépifaune

Les coraux d'eau froide, aussi appelés coraux d'eaux profondes, se retrouvent couramment dans l'ensemble du Canada atlantique, habituellement entre 200 et 1 500 m de profondeur, le long du bord du plateau continental, dans les canyons sous-marins et dans les chenaux situés entre les bancs de pêche, notamment le chenal de Fundy. Ces zones peuvent être associées à des courants forts et relativement chauds, à des concentrations plus élevées de nutriments et à un substrat dur auquel peuvent s'attacher les larves, ce qui créent un habitat idéal pour les coraux d'eaux profondes. Les coraux d'eau froide peuvent survivre sans lumière et à des températures variant de 4 à 13 °C (Gordon Jr et Kenchington, 2007).

Les coraux fournissent un habitat biogénique complexe, contribuent à la richesse et à la biodiversité des espèces et permettent aux animaux marins de se reposer, de se nourrir, de se

reproduire et de chercher refuge. Dans les eaux profondes, il arrive que les communautés de coraux et d'éponges soient les seuls habitats du fond marin. Buhl-Mortensen et Mortensen (2005) ont étudié la faune associée à deux espèces de coraux d'eau froide (*Paragorgia arborea* et *Primnoa resedaeformis*) à partir de cinq zones situées le long de la plate-forme et de la pente continentales au large du Canada atlantique (300 à 600 m). Des 25 échantillons, 13 provenaient de *Paragorgia arborea* et 12 de *Primnoa resedaeformis*, et un total de 114 espèces et de 3 915 individus ont été répertoriés.

La présence de gorgones (coraux cornés) et de scléractiniaux (coraux de pierre) au Canada atlantique est connue depuis des décennies, principalement en raison des prises accidentelles par les pêcheurs et des relevés historiques. Les deux espèces les plus courantes de grandes gorgones au Canada atlantique sont *Paragorgia arborea* et *Primnoa resedaeformis* (Mortensen et Buhl-Mortensen, 2004); dans certaines régions, comme le chenal Nord-Est, celles-ci peuvent former des habitats denses ressemblant à des forêts. Récemment, des études visuelles menées par des scientifiques travaillant pour le compte du gouvernement et d'universités ont confirmé certaines zones d'importance corallienne, notamment le chenal Nord-Est (Kenchington *et al.*, 2016a). On a prédit que la surface de la biomasse des grandes gorgones du chenal Nord-Est contenait une biomasse variant de modérée à élevée, le principal prédicteur étant la pente (Kenchington *et al.*, 2016a).

Dans la région des Maritimes, la Zone de conservation des coraux du chenal Nord-Est (424 km²) est au cœur de la conservation des coraux depuis les années 1990 et a été établie pour protéger les fortes densités de coraux (Campbell et Simms, 2009). La zone de conservation est divisée en deux parties, dans lesquelles 90 % des pêches de fond sont interdites et seulement 10 % sont ouvertes à la pêche à la palangre.

Comme les coraux sont limités par leur habitat et ont des stratégies de reproduction variables, ils sont vulnérables à un vaste éventail d'effets, dont les espèces envahissantes, la température, l'acidification des océans et les activités anthropiques, comme la pêche, l'exploration pétrolière et gazière en mer, l'exploitation minière sous-marine et les câbles sous-marins (Campbell et Simms, 2009). Les coraux d'eau froide ont une longue durée de vie et une croissance lente et, par conséquent, les perturbations peuvent se traduire par une occasion perdue d'en apprendre davantage sur leur importance (Breeze *et al.*, 1997) et, plus important encore, par une réduction de l'habitat de nombreuses espèces associées.

Beazley *et al.* (2016), Kenchington *et al.* (2016a) et Beazley *et al.* (2017) ont utilisé des modèles de répartition des espèces (MRE) et des estimations de la densité par noyau pour prédire la présence ou l'absence d'invertébrés benthiques comme les éponges, les coraux, les tuniciers, les clypéastres et les pennatules dans la région des Maritimes. Les éponges étaient réparties dans toute la ZI, mais elles étaient particulièrement denses dans la partie de la ZI constituée par le banc de Browns. L'éponge en forme de tonneau (*Vazella pourtalesi*) a été détectée dans les eaux profondes, dont celles du chenal Nord-Est et du golfe du Maine, avec une probabilité élevée d'occurrence basée sur un modèle forestier aléatoire dans les parties profondes du chenal de Fundy/Nord-Est (Beazley *et al.*, 2016). Les pennatules (Pennatulacea) sont concentrées dans des bassins profonds et le long de la pente continentale, avec une probabilité élevée d'occurrence le long de la pente et dans les eaux profondes et extracôtières. Les pennatules sont réparties dans les parties de la ZI constituées par le bassin de Georges et le chenal de Fundy (Lacharité et Metaxas, 2018), mais elles ont été observées à des densités plus faibles que les coraux. Les grandes gorgones sont concentrées le long de la pente continentale,

avec une abondance particulièrement élevée dans la partie de la ZI constituée par le chenal Nord-Est. En fait, c'est dans cette partie de la ZI que l'on retrouve l'abondance la plus élevée de grandes gorgones dans la région des Maritimes, où elles cohabitent avec *V. pourtalesi*. Les petites gorgones sont réparties de manière semblable le long de la pente continentale, y compris dans le chenal Nord-Est (Beazley *et al.*, 2016).

Tendances dans la répartition et l'abondance des coraux d'eaux profondes et d'autres espèces de la mégaépifaune dans la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns

Près de la pente du chenal Nord-Est, le long de la pente continentale et au large du Cap-Breton, on a observé des jardins de coraux mous comprenant *Gersemia rubiformis*, *Anthomastus grandiflorus*, *Dulva florida* et *Drifa glomerata*. Enfin, les madréporaires (*Flabellum alabastrum*, *F. angulare*, et *F. macandrewi*) atteignent des densités élevées le long du talus néo-écossais, mais ils ne forment pas d'habitat biogénique et, par conséquent, ne répondent pas aux critères des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) (Kenchington, 2014). Les coraux mous sont répartis à des profondeurs variant de 180 m à 3 200 m, mais on n'en retrouve pas à l'intérieur de la ZI (Beazley *et al.*, 2017).

Les deux principaux coraux d'eaux profondes que l'on retrouve dans la ZI sont les Alcyonacea *Primnoa resedaeformis* et *Paragorgia arborea*. Les MRE ont prédit que les zones d'habitat adéquat pour *P. arborea* se retrouvent dans les régions de forte déclivité le long de la rupture de pente continentale et dans les parties peu profondes de la pente, mais que les zones d'habitat adéquat pour *P. resedaeformis* sont des surfaces plus vastes qui s'étendent jusque sur la plate-forme (Bryan et Metaxas, 2007). En pratique, les sites d'occurrences connues des deux espèces sont moins nombreux que ne le laissent entendre les prévisions (Bryan et Metaxas, 2006). Certains des regroupements les plus denses des deux taxons sur le talus néo-écossais se trouvent dans la ZCCCNE établie précisément pour les protéger. Bien que l'abondance de ces coraux puisse varier considérablement d'une section à l'autre au sein de la ZCCCNE, elle augmente généralement avec la profondeur, passant d'une moyenne respective de 4,8 et de 0,6 colonies de 100 m² à des profondeurs inférieures à 500 m pour *P. resedaeformis* et *P. arborea*, à une moyenne respective de 12,8 et de 2,5 colonies de 100 m² à des profondeurs supérieures à 500 m (Mortensen et Buhl-Mortensen, 2004; Watanabe *et al.*, 2009). À plus de 500 m de profondeur, l'abondance de *P. resedaeformis* diminue de façon monotone au bas des canyons à environ 910 m, tandis que celle de *P. arborea* demeure inchangée, mais variable et faible (Bennecke et Metaxas, 2017; Watanabe *et al.*, 2009). À l'extérieur de la ZCCCNE, sur le canyon le plus occidental du chenal Nord-Est, l'abondance de ces deux espèces est presque négligeable à des profondeurs de 500 à 800 m (Watanabe *et al.*, 2009), mais les deux espèces ont été observées à une profondeur d'environ 900 m (Bennecke et Metaxas, 2017). L'abondance des coraux dans ces agrégations a légèrement augmenté entre 2001 et 2014 (Bennecke et Metaxas, 2017). Dans la ZI, des colonies clairsemées de *P. arborea* et de *P. resedaeformis* ont également été observées pendant une plongée à Fiddlers Cove, à des profondeurs de 620 à 691 m. Seules deux plongées au moyen d'un véhicule téléguidé ont atteint les niveaux les plus profonds de la ZCCCNE, qui couvrent un total de 846 m². L'abondance corallienne était faible au niveau le plus profond (1 230 à 1 520 m de profondeur), mais 12 taxons ont été identifiés au niveau le moins profond (1 000 à 1 200 m); les plus abondants étaient *Anthomastus*, et *Acanella*, les Isididae et *Halipteris* étaient eux aussi relativement abondants. *Anthomastus* et les Nephtheidae étaient également les taxons les plus

abondants à des profondeurs de 680 à 1 020 m, au sud-ouest de la limite de la ZCCCNE (Bennecke et Metaxas, 2017).

La taille des coraux observés dans la ZCCCNE varie de petites recrues (< 5 cm de hauteur) à 140 cm et 230 cm pour *P. resedaeformis* et *P. arborea*, respectivement (Watanabe *et al.*, 2009). Pour *P. resedaeformis*, la hauteur moyenne et maximale diminue à des profondeurs de 550 à 950 m, tandis que pour *P. arborea*, elles augmentent (Watanabe *et al.*, 2009). En utilisant la photogrammétrie, on a établi *in situ* que le taux de croissance de *P. arborea* pouvait atteindre jusqu'à 4,0 cm par année⁻¹ pour les colonies de moins de 65 cm de hauteur et de 0 à 0,7 cm par année⁻¹ pour les colonies de 165 cm de hauteur (Bennecke *et al.*, 2016). Pour *P. resedaeformis*, des taux de croissance d'environ 2 cm par année⁻¹ ont été enregistrés. Cela donne à penser que certaines des plus grandes colonies observées dans la ZCCCNE sont âgées de centaines d'années. En comparaison de 2001, 2006 et 2010, c'est en 2014 que la taille des colonies de *P. resedaeformis* a été la plus grande, et pour les deux espèces, les plus grandes colonies ont été observées en 2014, comparativement aux autres années (Bennecke et Metaxas, 2017). Ces tendances suggèrent que la protection contre la pêche pourrait avoir eu une certaine incidence en permettant la croissance continue des colonies existantes.

Les taux de recrutement varient dans le chenal Nord-Est et sont plus élevés dans les eaux moins profondes (658 à 671 m) parmi les amas de coraux au fond du canyon (860 m de profondeur), où seulement quelques colonies sont présentes (Lacharité et Metaxas, 2013). La tendance pourrait être le résultat de courtes distances de dispersion et d'un apport localisé de larves ou d'une colonisation grégaire ou hydrodynamique à l'intérieur du large canyon. Dans les amas de coraux, le taux de recrutement était de l'ordre de 300 colonies m⁻² par an⁻¹ (Lacharité et Metaxas, 2013), un taux supérieur de plus de six ordres de grandeur à l'abondance corallienne dans la ZCCCNE. La répartition de la fréquence des tailles a peu changé entre 2001 et 2014, et les petites colonies fixes (< 5 cm) étaient peu nombreuses et ne se trouvaient qu'à un seul emplacement dans la ZCCCNE (Bennecke et Metaxas, 2017). Ces résultats laissent penser que, pour les coraux de la ZCCCNE, (1) les populations ne sont pas limitées par l'apport de larves, (2) la mortalité est extrêmement élevée aux premiers stades du cycle biologique après la colonisation et, (3) par conséquent, il faudra plus de 13 ans pour détecter les changements importants dans la population qui peuvent être attribués à la protection contre les activités anthropiques.

Éponges et autres espèces de la mégaépifaune

La mégaépifaune autre que les coraux d'eaux profondes est, pour la plupart, dispersée dans les régions de la ZI qui ont été échantillonnées visuellement (véhicule téléguidé ROPOS et caméra sous-marine Campod). Sur la crête de Sewell et dans le bassin de Georges, la couverture de l'épifaune était inférieure à 3 % et a atteint 16 et 34 % à deux endroits dans le chenal de Browns (Lacharité et Metaxas, 2018). Dans l'ensemble, les cnidaires (principalement les anémones) et les éponges constituaient la faune prédominante dans ces régions. Dans le chenal de Browns, c'est une espèce d'ophiure et une éponge encroûtante qui étaient les plus abondantes, tandis que la même éponge et une anémone solitaire, la pennatule *Pennatula aculeata*, de même que le brachiopode *T. septentrionalis*, affichaient l'abondance la plus élevée sur la crête de Sewell. Un crinoïde, l'éponge *Stylocordila borealis*, et une ophiure étaient les morphotaxons les plus abondants dans le bassin de Georges (Lacharité et Metaxas, 2018). Les propriétés océanographiques, la géomorphologie et la complexité du substrat sont les facteurs

qui expliquaient la majeure partie de la variance dans la couverture de la mégafaune (Lacharité et Metaxas, 2018).

Le sud du banc de Browns est une zone présentant d'importantes concentrations d'éponges, d'après la définition de Kenchington *et al.* (2016 b). Des éponges dominées par la famille des Polymastiidae étaient présentes dans toutes les stations échantillonnées dans la ZI au cours du relevé par NO de 2017. Dans certains échantillons, jusqu'à sept spécimens de l'éponge siliceuse *V. pourtalesi* (éponge en forme de tonneau) ont été enregistrés. De plus, plusieurs branches de la gorgone *Paramuricea* sp ont été enregistrées dans une station au nord-ouest de la région, ainsi que plusieurs colonies de la pennatule *Pennatula aculeata*, qui étaient encore plus abondantes dans une autre station, constituant ainsi une prise significative, selon la définition de Kenchington *et al.* (2016 b).

Au sein de la ZCCCNE, on retrouve des agrégations denses de l'ophiure *Ophiacantha abyssicola* (390 à 1 200 individus par m⁻²), probablement en raison de la réduction de la prédation et de l'augmentation de l'apport de particules (Metaxas et Giffin, 2004). Il est possible que la perturbation causée par les mouvements et l'alimentation de ces agrégations soit responsable de la mortalité élevée au début du cycle biologique estimée pour les coraux d'eaux profondes (Lacharité et Metaxas, 2013). Les anémones (notamment *Actinuage verilli* et *Bolocera tudiae*) et les éponges blanches encroûtantes peuvent aussi être abondantes (10 à 150 individus par m⁻² [Metaxas et Davis, 2005]). Les éponges actiniales et hexactinellides sont recrutées sur les substrats de colonisation à des taux de plusieurs centaines par m⁻² par an⁻¹, ce qui suggère encore une fois une mortalité élevée après le recrutement, comme c'est le cas pour les coraux d'eaux profondes (Girard *et al.*, 2016).

Certains relevés effectués sur le cône Nord-Est ont révélé une faible complexité des substrats à 2 100 et 2 500 m de profondeur, mais une grande complexité à 2 900 m, une faible diversité et homogénéité des espèces à 2 100 m de profondeur, et aucune différence dans la richesse des espèces (Lacharité et Metaxas, 2017). À 2 500 m et à 2 900 m, les taxons les plus abondants étaient les holothuries, les astéries, les ophiures et quelques coraux alcyonaires (*Chrysogorgia* et *Nephtheidae* spp.) (Lacharité et Metaxas, 2017); l'abondance totale était liée à la profondeur, mais non au type de substrat. La diversité et la richesse des espèces étaient fortement associées à la complexité du substrat en raison des agrégations fauniques sur des caractéristiques dispersées, comme des rochers disséminés sur un fond marin relativement homogène de sédiments mous. Ces caractéristiques peuvent servir de tremplin important pour les taxons comme les coraux et les éponges, qui nécessitent un substrat dur pour se fixer.

Selon Beazley *et al.*, (2017), l'ascidie jaune (*Boltenia ovifera*) ne devrait pas être très abondante dans la ZI, mais elle a été recueillie de façon intermittente sur les bancs de Browns et de Georges. Le clypéastre (*Echinarachnius parma*) est présent sur les bancs Browns et de Georges, mais il est plus courant dans l'est de la plate-forme néo-écossaise.

Homard

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le homard d'Amérique est un crustacé décapode réparti à travers l'Atlantique Nord-Ouest, de la côte de la Caroline du Nord jusqu'au sud du Labrador. Le homard vit généralement dans les eaux côtières (< 50 m de profondeur), mais il peut être observé en eaux plus profondes (> 500 m) dans les régions où l'eau chaude de la pente continentale persiste toute l'année. Ces

habitats chauds en eaux profondes ont été documentés de la Caroline du Nord jusqu'à l'île de Sable, particulièrement le long des pentes et dans les bassins de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (Pezzack *et al.*, 2015a) ainsi qu'à proximité de la ZI (figure 34). L'habitat en eaux profondes n'est pas prévalent dans l'est de la plate-forme néo-écossaise, dans la zone externe du golfe du Saint-Laurent ou au large de Terre-Neuve, où les eaux chaudes et profondes ne constituent pas une caractéristique persistante.

L'évaluation de la connectivité et les tendances de recrutement des larves ont été le point de mire de la recherche concernant les populations de homards en eaux profondes, plus particulièrement l'évaluation des liens entre ces habitats distincts en eaux profondes et la zone côtière plus largement habitée. Il était particulièrement important pour les gestionnaires de comprendre la connectivité côtière-extracôtière afin d'évaluer l'influence, le cas échéant, des pêches extracôtières sur les pêches côtières, et vice versa (Pezzack, 1992). On sait que le frai se produit dans ces habitats en eaux profondes (Harding *et al.*, 1987), généralement dans des eaux d'une profondeur allant jusqu'à 100 m (Harding *et al.*, 2005), certains relevés suggérant que l'abondance de larves de stade précoce pourrait y être jusqu'à 2,5 fois plus élevée que dans la zone côtière (Harding et Trites, 1988). La migration ontogénétique des homards femelles ovigères vers un habitat moins profond et plus chaud (p. ex., les bancs de Browns et de Georges) pour le frai était considérée comme un mécanisme comportemental destiné à placer les larves naissantes dans des conditions de développement plus appropriées (Campbell, 1986). Par conséquent, les relevés ichtyoplanctoniques de la plate-forme néo-écossaise ont révélé que la majorité des larves de homard capturées au large se trouvait à proximité des bancs de Browns et de Georges (Watson et Miller, 1991).

Des modèles biophysiques ont été utilisés pour décrire la connectivité larvaire des populations en eaux profondes et ont démontré que le frai extracôtier pourrait fournir d'importantes aides au recrutement des stocks côtiers. En particulier, des simulations de dispersion des larves provenant des bancs de Browns et de Georges ont suggéré un recrutement important au sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Harding et Trites, 1988). Ces apports en larves venues du large sont probablement un facteur important dans la régulation de la persistance des stocks côtiers (Fogarty, 1998) et dans le recrutement dans le sud du golfe du Maine; ces apports soulignent aussi l'importance de la dynamique source-puits pour la conservation et la gestion des stocks de homard. À l'aide de trajectoires biophysiques rétrospectives, Harding *et al.* (2005) ont constaté que le frai côtier du sud du golfe du Maine était probablement une source importante de larves de stade avancé pour les bancs de Browns et de Georges. Collectivement, ces études mettent en lumière une relation dynamique et connectée entre les stocks côtiers et extracôtiers établie par la production larvaire et la migration ontogénétique. De récents relevés génétiques corroborent cette idée, et n'ont trouvé que peu de preuves de structures et d'échanges génétiques importants entre le homard échantillonné sur la côte et celui échantillonné au large, dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (Stanley *et al.*, 2018). Dans l'ensemble, l'influence de l'élévation des températures de surface (p. ex., figure 13) sur la dispersion des larves et la connectivité des populations est inconnue, bien qu'il soit probable que les changements dans la durée de la phase larvaire pélagique influenceront la dynamique de recrutement entre les populations côtières et extracôtières.

Les températures jouent également un rôle important dans le cycle biologique adulte et juvénile du homard. Des processus comme le comportement, les préférences en matière d'habitat, l'exuviation, le taux de croissance, le développement des gonades et le développement des

œufs ont tous été liés à la température et à la variabilité des températures (p. ex. Lawton et Lavalli, 1995; Mills *et al.*, 2013). Dans l'ensemble, les préférences thermiques du homard sont larges et varient selon les saisons, les homards juvéniles et adultes étant associés à des températures variant entre 0 et 25 °C dans leur aire de répartition. Des relevés génétiques à l'échelle de son aire de répartition semblent indiquer que le homard des bancs de Browns et de Georges se regroupe généralement avec le homard échantillonné dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et dans le golfe du Maine (environ 45° N et plus au sud; Stanley *et al.*, 2018) et, par conséquent, les tolérances de température du homard vivant à l'intérieur et à proximité de la ZI devraient être semblables à celles du homard vivant dans le golfe du Maine et dans la baie de Fundy. La modélisation de l'habitat pour les populations extracôtières de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise suggère que le homard est le plus souvent associé à des températures allant de 5 à 15 °C (Cook *et al.*, 2017). Des études historiques de marquage indiquent que le comportement est lié à des variations saisonnières de la température, le homard quittant les bancs (Browns et Georges) en hiver pour se diriger vers des eaux profondes et probablement plus chaudes (200 à 400 m) (Pezzack et Duggan, 1986). Compte tenu des changements de températures au fond et de l'abondance du homard dans les habitats en eaux profondes, on ne sait pas si ce comportement migratoire saisonnier perdurera (Cook *et al.*, 2017).

Parmi le homard recueilli dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 77 % l'ont été sur le banc de Browns, 18 % l'ont été dans le bassin de Georges et 5 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles le homard a été recueilli dans la ZI est respectivement de 73 m et 9,2 °C.

Biologie

Le potentiel de reproduction du homard d'Amérique est lié à la fréquence de reproduction et à la fécondité, qui sont toutes deux évaluées positivement en fonction de la masse corporelle (Currie et Schneider, 2011; Waddy et Aiken, 1986). Les structures de taille des populations extracôtières, y compris celles de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, sont généralement plus grandes que celles des populations côtières. Le maintien du potentiel de reproduction élevé associé à cette structure de taille est un élément important de la gestion et de la conservation de la zone (Cook *et al.*, 2017).

Le homard est généraliste en matière d'alimentation et se nourrit d'une variété d'organismes marins, entre autres les crabes, les étoiles de mer, les vers, les mollusques, les crustacés et les poissons. Les prédateurs du homard comprennent l'aiguillat commun, l'hémitriptère atlantique, le loup atlantique, l'églefin et le merlu (Lavalli et Lawton, 1996), qui sont tous susceptibles d'habiter les zones à l'intérieur et autour de la ZI. Les analyses du régime alimentaire du poisson de fond échantillonné au cours des relevés par NO du MPO sur plusieurs décennies (années 1960 à 2009) laissent croire que la prédation du homard est probablement faible (< 0,0001 % de 160 580 échantillons) (Cook *et al.*, 2017). La mortalité naturelle du homard adulte est généralement présumée se situer entre 10 et 15 % par année (Gendron et Gagnon, 2001) et diminue probablement en fonction de la taille. Toutefois, il n'existe aucune estimation définitive de la mortalité naturelle pour l'espèce.

Définition de la population ou du stock

La pêche hauturière du homard dans la zone de pêche du homard (ZPH) 41 a lieu dans les divisions 4X de l'OPANO (banc de Browns et pentes et bassins adjacents) et dans les eaux canadiennes de 5Z (banc de Georges). La ZI chevauche environ la moitié de la ZPH 40 et des

parties de la ZPH 41. La ZPH 40 a été fermée à la pêche en 1979 à titre de mesure pour conserver la production d'œufs en protégeant un stock de géniteurs vivant vraisemblablement dans le haut du banc de Browns (Cook *et al.*, 2017). Il a été démontré que les populations de homards extracôtières comptent une proportion plus élevée de homards femelles ovigères de grande taille que les populations observées près des côtes. On a observé des homards se regrouper en grand nombre dans la ZPH 40, du moins pendant les mois d'été.

Pêches et autres activités humaines

Le homard est exploité commercialement depuis les années 1800, et les activités de pêche sont principalement concentrées dans les eaux côtières situées entre le golfe du Maine et le golfe du Saint-Laurent. La ZPH 41 est gérée dans le cadre du Plan intégré de gestion des pêches au moyen d'un permis d'allocation aux entreprises pour la pêche hauturière au homard et un total admissible des captures (TAC) de 720 t (Cook *et al.*, 2017; MPO, 2017a). En 2010, le Marine Stewardship Council (MSC) a décerné à la pêche hauturière une certification de pêche durable et bien gérée. Les espèces accessoires les plus souvent capturées dans la pêche au homard de ZPH 41 comprennent le crabe nordique, le brosme, la morue de l'Atlantique, la merluche rouge et blanche et l'églefin; toutefois, les prises accessoires sont passées de 126 t à 19 t entre 2006 et 2015, le brosme totalisant 6,7 t des prises accessoires en 2015 (Cook *et al.*, 2017). La pêche au homard demeure fermée dans la ZPH 40, dont environ 50 % de la superficie se trouve dans la ZI.

État et tendances

Les relevés estivaux de l'écosystème de la région des Maritimes dans la division 4X de l'OPANO montrent qu'au cours des 36 dernières années (1980-2016), le nombre moyen stratifié de homards par trait de chalut a été le plus élevé jamais enregistré, avec des augmentations prononcées en 2014 (figure 35). L'abondance au large des côtes varie selon la saison, et les pics des mois d'été sont associés au début de la période de frai. L'abondance de homard enregistré à proximité de la ZI au cours des relevés estivaux par NO est constamment parmi les plus élevées de la plate-forme néo-écossaise. D'après la mise à jour de l'état des stocks de 2018 (MPO, 2019a), la pêche au homard dans la ZPH 41 se trouve dans la zone saine.

Sources de renseignements

Les sources de données sur le homard de haute mer dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise comprennent les données des journaux de bord, la surveillance en mer, les prises accessoires, les relevés estivaux de l'écosystème dans la région des Maritimes du MPO, et les relevés au chalut de fond du NEFSC (voir Cook *et al.*, 2017 pour une description détaillée des sources de données). Aux fins de cet aperçu, les résultats des relevés estivaux par NO du MPO ont été utilisés pour décrire les tendances récentes et indépendantes des pêches.

Sources d'incertitude

La réévaluation de la connectivité entre les zones extracôtières et les stocks adjacents a été qualifiée de lacune importante dans l'examen récent portant sur le homard de haute mer de ZPH 41 (Cook *et al.*, 2017). Des études de marquage antérieures (p. ex. Pezzack et Duggan, 1986) ont fait état des déplacements saisonniers du homard adulte. Il n'est pas clair si ce comportement migratoire et la connectivité qui en résulte sont encore prévalents compte tenu des changements dans l'environnement (généralement des températures de fond plus chaudes) et dans l'abondance (Cook *et al.*, 2017). De plus, il n'est pas clair si un modèle

cohérent de connectivité ou de dépendance (p. ex., près des côtes ou au large, ou vice versa) caractérise la région.

On ne connaît pas encore l'influence sur la biologie des homards de haute mer du réchauffement des températures associé aux incursions stochastiques du Gulf Stream (voir la section Océanographie physique) ou des variations à long terme associées à l'indice d'oscillation nord-atlantique et à l'oscillation atlantique multidécennale. La compréhension de la façon dont la productivité peut réagir au réchauffement des températures devrait être au cœur de la surveillance et de la gestion futures des stocks de homards dans la ZI et à proximité de celle-ci.

Pétoncle géant

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*, ci-après « pétoncle ») est un mollusque bivalve sur lequel repose la deuxième plus grande pêche commerciale dans la région des Maritimes. On retrouve le pétoncle géant de la Caroline du Nord au détroit de Belle-Isle, à Terre-Neuve. On retrouve généralement cette espèce à des profondeurs allant jusqu'à 110 m, mais on sait que des populations peuvent se retrouver à des profondeurs supérieures à 300 m (Merrill, 1959; Shumway et Parsons, 2016). Le pétoncle a tendance à se retrouver dans de grands regroupements (lits); ces lits peuvent être transitoires ou de longue durée, certains lits soutenant la pêche commerciale depuis des décennies. On retrouve les adultes principalement sur un fond marin composé de sable grossier, de gravier et de cailloux (Hart et Chute, 2004).

Dans la région des Maritimes, le pétoncle géant est réparti dans les bancs de Georges et de Browns, dans la baie de Fundy, au large du milieu de la plate-forme néo-écossaise et sporadiquement dans toute la région (figure 36). Parmi les pétoncles recueillis dans la ZI dans le cadre du relevé de recherche, 96 % l'ont été sur le banc de Browns et 4 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquels la morue a été recueillie dans la ZI est respectivement de 66,5 m et 6,6 °C.

Biologie

Le pétoncle géant est une espèce présentant des sexes distincts qui dispersent leurs gamètes au hasard. Cette espèce est très féconde, et les femelles peuvent produire des dizaines de millions d'œufs chaque année; elle peut montrer des signes de maturation au cours sa première année de vie, et sa fécondité augmente rapidement en fonction de la taille de l'individu (Langton *et al.*, 1987). Le frai est habituellement synchrone et se produit généralement à la fin de l'été ou au début de l'automne, bien qu'il y ait une variabilité régionale dans la synchronisation (Shumway et Parsons, 2016).

Le modèle d'évaluation du stock du nord du banc de Browns indique que les taux de mortalité naturelle instantanée du pétoncle de taille commerciale (≥ 95 mm) ont atteint une moyenne de 0,15 et ont varié entre 0,07 et 0,27 de 1991 à 2012 (Hubley *et al.*, 2013). La mortalité naturelle est significativement plus élevée aux stades larvaires et diminue généralement avec l'augmentation de la taille (Shumway et Parsons, 2016).

Le pétoncle est un organisme filtreur qui consomme principalement du phytoplancton et du microzooplancton en suspension dans la colonne d'eau. (Shumway et Parsons, 2016). Les déchets peuvent également être une source importante de nutriments (Shumway *et al.*, 1987).

Pendant leur phase larvaire planctonique, les larves de pétoncles sont sujettes à une prédation par une vaste gamme d'organismes filtreurs et de petits prédateurs planctoniques (Langton et Robinson, 1990). Une fois qu'il a atteint l'âge adulte, le pétoncle fait face à la prédation de nombreux poissons (morue de l'Atlantique, chabot, plie, etc.), de décapodes (homard et diverses espèces de crabes) et de plusieurs espèces d'étoiles de mer (Shumway et Parsons, 2016). La sensibilité du pétoncle à la prédation diminue généralement à mesure que la taille de l'individu augmente (Stokesbury et Himmelman, 1995).

Définition des populations ou des stocks

Le pétoncle dans la région des Maritimes est géré dans 20 zones de gestion distinctes réparties entre les régions extracôtières (7) et côtières (13). Les zones de gestion extracôtières abritent généralement des populations distinctes situées sur des bancs différents, bien que certaines zones de gestion séparent des populations contiguës au sein d'un même banc. La région du banc de Browns de la ZI chevauche deux des zones de gestion extracôtières (le nord et le sud du banc de Browns), qui séparent une population de pétoncles contiguë. La ZI englobe toute la zone de pêche au pétoncle du sud du banc de Browns, tandis qu'elle chevauche une partie de la zone de pêche au pétoncle du nord du banc de Browns.

Pêches et autres activités humaines

La pêche est gérée selon un programme d'allocation aux entreprises dans lequel chaque entreprise reçoit un pourcentage du TAC. En 2017, six entreprises ont participé au programme d'allocation aux entreprises. La pêche a lieu toute l'année dans les deux zones de gestion et est gérée au moyen d'un TAC; en 2017, le TAC du nord du banc de Browns était de 750 t et celui du sud du banc de Browns était de 50 t. Un règlement sur le compte de chair pour chaque région impose que le nombre moyen de pétoncles constituant un échantillon de 500 grammes ne doit pas dépasser 40 pour le nord du banc de Browns et 60 pour le sud du banc de Browns.

État et tendances

Les prises dans le sud du banc de Browns ont varié entre 0 et 22,8 t par année au cours de la dernière décennie (2008-2017), bien qu'au moins 100 t de pétoncle aient été capturées chaque année dans cette zone de gestion entre 1998 et 2004. En 2017, les prises dans le sud du banc de Browns ont atteint 22,8 t, ce qui représente la plus forte prise dans cette zone de gestion depuis 2005. Il n'existe pas de modèle d'évaluation pour le sud du banc de Browns, et des indices de relevé sont utilisés pour évaluer l'état des stocks dans le sud du banc de Browns. Le dernier relevé dans le sud du banc de Browns a été réalisé en 2018; l'indice de biomasse du relevé indiquait que la biomasse commerciale (≥ 95 mm) dans cette région était légèrement supérieure à la biomasse médiane à long terme pour la région pour les années où un relevé avait été effectué (figure 37).

En 2017, 768 t de pétoncles ont été pêchées dans le nord du banc de Browns, ce qui est supérieur à la prise médiane dans cette zone de gestion. Cette zone de gestion est évaluée à l'aide d'un modèle d'évaluation des stocks; les résultats du modèle pour 2018 indiquent que la biomasse dans le nord du banc de Browns a diminué d'environ 40 % et qu'elle était inférieure à la médiane à long terme pour la zone de gestion (MPO, 2018g). Le relevé de 2017 a permis de repérer des îlots de forte abondance de petits pétoncles (taille de 20 à 40 mm) dans une partie méridionale du nord du banc de Browns, située légèrement au nord des limites de la ZI.

Abondance et biomasse dans la ZI

La prise moyenne (kg/trait de chalut) de pétoncles dans la ZI pour le relevé estival par NO est généralement plus élevée en moyenne que dans le reste de la biorégion, mais elle montre des tendances similaires au fil du temps (figure 38). Le nombre de kilos moyen par trait de chalut était élevé au début des années 2000, avant de diminuer à moins de 1 kg par trait de chalut dans la ZI de 2004 à 2010. La prise moyenne a ensuite augmenté entre 2010 et 2017.

D'après le relevé sur le pétoncle hauturier dans la région des Maritimes du MPO, l'abondance moyenne de pétoncles par trait de chalut normalisé pour chaque année visée par le relevé (toutes les catégories de taille) a été calculée pour chaque case de la grille. Aux fins d'analyse, le domaine de relevé a été regroupé en cases de 1 minute sur 1 minute. Ces valeurs annuelles ont ensuite été agrégées pour toutes les années en une abondance moyenne de pétoncles par trait de chalut pour chaque case de la grille (figure 36). Les années au cours desquelles il n'y avait pas eu de traits de relevé dans une case de la grille ont été exclues du calcul des moyennes pour cette case de la grille.

L'indice spatial d'abondance du pétoncle a montré que l'abondance était généralement plus élevée à l'extérieur de la ZI, dans le nord du banc de Browns; toutefois, il y a eu des regroupements relativement importants de pétoncles dans le sud du banc de Browns, à l'intérieur de la ZI. L'abondance moyenne maximale par trait de chalut pour une case de la grille à l'intérieur de la ZI était de 2 435 (située dans le sud du banc de Browns); la valeur médiane de la case de la grille était de 153. À l'extérieur de la ZI, l'abondance moyenne maximale par trait de chalut pour une case de la grille était de 10 476 (dans le nord du banc de Browns); la valeur médiane d'une case de la grille était de 364.

Sources de renseignements

Le relevé scientifique hauturier sur le pétoncle dans la région des Maritimes du MPO est la principale source d'informations sur le pétoncle géant. Les relevés sur le pétoncle hauturier ont été réalisés annuellement dans le nord du banc de Browns de 1991 à 2018, et à 18 reprises dans le sud du banc de Browns entre 1985 et 2018; les deux relevés utilisent un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié. Les relevés fournissent des données sur l'abondance à haute résolution spatiale et peuvent fournir des informations sur la répartition du pétoncle dans la région.

Des données dépendantes de la pêche (captures, captures par unité d'effort [captures, CPUE], etc.) sont également disponibles dans cette région, et le relevé par NO consigne également l'espèce et la répartition des pétoncles.

Sources d'incertitude

Bien que l'état de la population de pétoncle dans la région soit généralement bien compris, il subsiste des incertitudes concernant son cycle biologique et ses déplacements aux premiers stades pélagiques. La composition et les tendances des prises accessoires de la pêche au pétoncle sont peu connues.

Calmar

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Deux espèces de calmar sont présentes dans les eaux canadiennes : le calmar totam (*Loligo pealeii*) et l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) (Dawe *et al.*, 2007). Les deux espèces ont de

courts cycles de vie (annuels) et forment une composante importante des réseaux trophiques côtiers et extracôtiers. Ces calmars se nourrissent d'euphausiacés et de mysidacés et sont une espèce-fourrage importante pour les phoques, les oiseaux de mer et les poissons pélagiques (Johnson *et al.*, 2011; Macy, 1982; Staudinger, 2006). Les aires de répartition des deux espèces s'étendent au nord jusqu'à Terre-Neuve; toutefois, on observe rarement le calmar totam au nord du banc de Browns, sur la plate-forme néo-écossaise. L'encornet nordique fraye au large sous la surface du Gulf Stream, où ses œufs flottent naturellement, tandis que le calmar totam fraye dans les zones côtières au printemps et à l'été. Les deux espèces sont très variables en abondance sur une base interannuelle (Dawe *et al.*, 2007; Lange et Sissenwine, 1980). Le réchauffement de la température de l'eau prévu en raison des changements climatiques peut favoriser l'expansion vers le nord du calmar totam, tout en rendant les conditions océaniques moins propices pour l'encornet nordique (Dawe *et al.*, 2007). De 1970 à 2006, l'encornet nordique a été observé de façon constante le long de la pente continentale, du centre et de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, de même que dans le chenal de Fundy (Horsman et Shackell, 2009).

Définition des populations ou des stocks

L'encornet nordique est considéré comme un seul stock dans son aire de répartition. Cette espèce habite le plateau et la pente continentaux, et migre vers le sud à la fin de l'automne (Kennedy *et al.*, 2011). L'abondance de l'encornet nordique semble de nature cyclique. Par exemple, les périodes d'abondance relativement faible de 1970 à 1975 et de 1982 à 2004 ont été caractérisées par une période d'abondance plus élevée dans la division 4 de l'OPANO. Des cycles similaires d'abondance sont également apparents dans les divisions 5 et 6 de l'OPANO (Kennedy *et al.*, 2011). Les cycles d'abondance à Terre-Neuve et sur la plate-forme néo-écossaise ont été reliés au déplacement vers le sud ou le nord du front du Gulf Stream (Dawe et Colbourne, 1997).

Le calmar totam est une espèce grégaire qui peuple la plate-forme et la pente continentales jusqu'à une profondeur de 400 m. Cette espèce se déplace habituellement dans des eaux plus profondes en hiver et, en été et en automne, on la retrouve dans des eaux côtières chaudes à des profondeurs de 6 à 28 m (Kennedy *et al.*, 2011). Ces migrations sont saisonnières et liées aux températures du fond (Jacobson, 2005). L'abondance relative est affectée par la variation de l'océanographie chaque année, mais elle a diminué entre 2002 et 2005.

Pêches et autres activités humaines

Les deux espèces de calmars sont présentes dans la ZI et sont débarquées soit dans le cadre des pêches dirigées d'été ou d'automne, soit comme prises secondaires, mais aucune tendance en matière d'abondance n'est disponible pour cette région et aucune évaluation de l'état des stocks n'a été effectuée. Historiquement, la variabilité annuelle des prises d'encornet nordique était plus faible pour la pêche sur les plateaux aux États-Unis, tandis que la variabilité était plus élevée à Terre-Neuve et sur la plate-forme néo-écossaise (Dawe et Colbourne, 1997).

La prospection sismique pourrait modifier le comportement du calmar, qui démontre à la fois un fort réflexe de sursaut au démarrage d'un canon à air et une modification importante de son comportement en réponse à des sources sonores sismiques émises par un canon à air à des distances allant jusqu'à 5 km (McCauley *et al.*, 2000).

Sources d'incertitude

Il n'y a aucune évaluation régulière des stocks de calmars dans la région des Maritimes et, par conséquent, la biomasse du calmar sur la plate-forme néo-écossaise ou à proximité de la ZI demeure inconnue. À l'heure actuelle, il n'existe aucune structure des stocks connue pour l'une ou l'autre des deux espèces. L'étude de la structure des stocks (c.-à-d. génétique) peut aider à éclairer la gestion de ces espèces, en particulier si une structure correspond aux conditions environnementales (p. ex., séparation génétique entre les stocks de l'est et de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise associée aux gradients de température; Stanley *et al.*, 2018). Étant donné que la présence des deux espèces sur la plate-forme et à proximité de la ZI est étroitement liée à l'environnement (c'est-à-dire à la température), cette information pourrait donner un bon aperçu de la façon dont les conditions climatiques actuelles et éventuelles influenceront sur la présence des deux espèces dans la région.

Autres invertébrés

Échinodermes

Dans la ZI, on retrouve les astéries (étoiles de mer), des échinides (oursins et clypéastres), des ophiures (aphéurides et fausses étoiles de mer), des crinoïdes (lis de mer) et des holothuries (concombres de mer). Ces espèces constituent une source d'alimentation importante pour les poissons démersaux comme le loup atlantique (*Anarhichas* spp.) (Nelson et Ross, 1992). Dans la ZI, les holothuries et les clypéastres se retrouvent principalement sur le banc de Browns, les aphéurides se retrouvent principalement dans le chenal de Fundy et le bassin de Georges, les espèces de crinoïdes ne sont habituellement observées que dans le bassin de Georges, et les étoiles de mer de diverses espèces sont éparpillées un peu partout dans la ZI.

Des agrégations denses d'ophiures *O. abyssicola* (390 à 1 200 individus par m²) ont été observées dans la ZCCCNE. La densité estimée pour le centre du chenal près de la rupture de pente continentale (ouest du « Hell Hole ») était de 2 à 3 fois supérieure à celle des zones échantillonnées à l'est et à l'ouest de cette zone (Metaxas et Giffin, 2004).

Les clypéastres sont abondants dans certaines parties du banc de Browns (Kostylev *et al.*, 2001). On retrouve le concombre de mer et l'oursin vert principalement dans la partie nord du banc de Georges et dans certaines parties du banc de Browns, mais on n'a pas rapporté leur présence dans la partie de la ZI constituée par le chenal de Fundy.

Dans une étude réalisée dans l'est du golfe du Maine, Lacharité et Metaxas (2018) signalent qu'une très grande abondance d'un crinoïde non identifié et d'une morphoespèce d'ophiure a été observée dans les substrats boueux et à grains fins du bassin de Georges. L'astérie rouge-sang (*Henricia* spp.) semblait omniprésente dans l'est du golfe du Maine et a été observée dans le bassin de Georges (Lacharité et Metaxas, 2018).

Décapodes

Parmi les autres espèces de décapodes présents dans la ZI, mentionnons le crabe nordique (*Cancer borealis*), le crabe commun (*C. irroratus*), le crabe rouge (*Chaceon quinquedens*), d'autres crabes comme le crabe des neiges (*Chionectes opilio*), *Hyas araneus*, *H. coarctatus*, *Lithodes mya*; la crevette, entre autres la crevette nordique (*Pandalus borealis*), *P. montagui* et la crevette blanche (*Pasiphaea multidentata*); ainsi que le bernard-l'ermite (*Paguridae* sp.) (Tremblay *et al.*, 2007).

On retrouve le crabe nordique sur le banc de Browns et dans le bassin de Georges. Il est pêché comme prise accessoire dans la pêche du homard (M. Greenlaw, MPO, comm. Pers.). Le crabe commun se retrouve principalement dans la partie moins profonde de la ZI, sur le banc de Browns.

La limite nord de l'aire de répartition du crabe rouge se trouve dans le sud de la Nouvelle-Écosse, et on retrouve généralement ce type de crabe à des profondeurs de 300 à 900 m sur un fond dur ou boueux. Les taux de prise du crabe rouge sur le banc de Browns ont diminué de 1984 à 1997, et il est possible que population soit épuisée, mais cette espèce n'a pas été évaluée depuis 1997 (MPO, 1998).

La ZI représente l'extrême limite sud de l'aire de répartition du crabe des neiges et, en fait, il est possible que celui-ci ne soit plus du tout présent dans cette région. L'habitat adéquat pour le crabe des neiges dépend fortement de la température, et il est probable que les conditions dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise sont trop chaudes et ne conviennent donc pas à cette espèce. Les observations du crabe des neiges à l'intérieur de la division 4X de l'OPANO ont été limitées aux petites incursions d'eau froide du courant de la Nouvelle-Écosse dans les bassins de LaHave et de Roseway, au sud de la ZI (Zisserson et Cook, 2017). À l'heure actuelle, aucune station du relevé sur le crabe des neiges ne chevauche la ZI.

Le golfe du Maine est l'extrême limite sud de l'aire de répartition de la crevette nordique (*P. borealis*) (Hardie *et al.*, 2018). La crevette nordique préfère les environnements à haute salinité et les températures allant de 0 à 5 °C. La crevette nordique est plus courante à des profondeurs de 50 à 500 m, surtout sur des substrats boueux situés entre 10 et 300 m de profondeur (Hardie *et al.*, 2018). Ils fournissent de la nourriture pour de nombreuses espèces de poissons de fond, dont la morue de l'Atlantique, le merlu, le sébaste et la plie. La ZI se trouve dans la zone 16 de pêche à la crevette, laquelle n'est pas évaluée régulièrement. Le stock dans le golfe du Maine semble très variable, variant en fonction des anomalies de température et des fluctuations dans l'abondance des prédateurs). Il est intéressant de noter que la crevette nordique du golfe du Maine se rapproche des côtes pour frayer parce que les températures en eaux profondes deviennent trop chaudes à l'automne, puis qu'elle revient dans les eaux profondes au printemps. Cela contraste avec les populations vivant plus au nord, qui n'entreprennent pas de migrations importantes (Hardie *et al.*, 2018).

Tuniciers envahissants

Quatre espèces de tuniciers coloniaux envahissants ont été détectées dans le golfe du Maine, entre autres *Botryllus schlosseri*, *Botrylloides violaceus*, *Diplosoma listerianum*, et *Didemnum* sp. (Dijkstra *et al.*, 2007). Bien que la plupart de ces espèces soient courantes dans les régions côtières peu profondes, le tunicier colonial non indigène *Didemnum vexillum* a été détecté sur le banc de Georges, mais pas sur le banc de Browns (Vercaemer *et al.*, 2015). Cette espèce envahit les roches, les bivalves et les algues et pousse en tapis denses qui étouffent les organismes benthiques (Vercaemer *et al.*, 2015). On retrouve *D. listerianum* également sur des roches infralittorales dans des sites profonds au large des côtes (Dijkstra *et al.*, 2007). Le réchauffement continu associé aux changements climatiques pourrait faciliter l'expansion de ces espèces envahissantes; par conséquent, il pourrait être souhaitable de surveiller le banc de Browns.

Brachiopodes

On retrouve le brachiopode *Terebratulina septentrionalis* dans un habitat structurellement complexe de gravier et de rochers à une profondeur d'environ 90 m sur le banc de Browns. Cette espèce présente une courte durée larvaire et une dispersion limitée. Les larves de cette espèce recherchent activement des zones peu lumineuses, ce qui laisse penser que les zones très complexes présentant des roches et des crevasses attirent un recrutement plus élevé (Kostylev *et al.*, 2001). Cette espèce a connu une forte baisse de sa population aux États-Unis et est très vulnérable aux changements climatiques. Les brachiopodes sont également capturés comme prises accessoires dans les chaluts commerciaux, ce qui peut entraîner une extinction locale (SGCN, 2016).

POISSON

Diversité des poissons

La Convention sur la diversité biologique (CDB) définit la diversité biologique comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ». La diversité des poissons sur la plate-forme néo-écossaise est depuis longtemps au centre des recherches de nombreux scientifiques du MPO (voir le tableau 1 dans Ward-Paige et Bundy, 2016). Aux fins de cet examen, nous résumons les études existantes sur la diversité et nous nous appuyons particulièrement sur la plus récente évaluation de la diversité des poissons dans la région, fournie par Ward-Paige et Bundy (2016). Les descriptions de la diversité se concentreront sur les eaux qui se trouvent dans la ZI et qui l'entourent immédiatement, notamment dans le banc de Browns, le bassin de Georges et le chenal de Fundy, en nous référant plus largement à l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (division 4X de l'OPANO et les eaux canadiennes de 5Ze). Le cas échéant, nous décrivons également les caractéristiques particulières de la diversité à l'aide des données des relevés de recherche (décrites à la section 3.1).

Dans la ZI, 71 espèces ont été observées dans le cadre de 360 séries de relevés par NO depuis 1970 (tableau 6). Cette diversité des espèces variait entre les composantes de la ZI (65 et 40 pour le chenal Nord-Est et le bassin de Georges, respectivement). Dans la composante du chenal Nord-Est et du banc de Browns, la diversité des espèces était plus faible dans le chenal (46) que dans le banc (58; profondeur < 200 m). D'après les courbes d'accumulation des espèces, il semble que le nombre d'espèces uniques ne s'est pas stabilisé et continue d'augmenter à l'intérieur de chacune des sous-composantes de la ZI (bassin de Georges, chenal Nord-Est et banc de Browns) et de la ZI dans son ensemble (figure 38). D'après ces relations d'échantillonnage des espèces et une extrapolation jackknife de premier ordre (Oksanen *et al.*, 2018), on estime qu'environ $91,9 \pm 4,6$ (moyenne \pm erreur type) espèces de poissons pourraient être présentes dans la ZI. La diversité extrapolée des poissons entre les composantes est estimée à $48,8 \pm 3,8$, $56,8 \pm 3,5$ et $74,9 \pm 4,6$ (moyenne \pm erreur type) espèces de poissons pour le bassin de Georges, le chenal Nord-Est et le banc de Browns respectivement.

Communauté de poissons

Parmi les 71 espèces de poissons répertoriées au cours du relevé par NO dans les limites de la ZI, les 20 principales espèces, entre autres l'églefin, la morue de l'Atlantique, le merlu argenté,

la limande à queue jaune et la goberge, représentaient près de 80 % de toutes les observations (figure 39). L'églefin et le merlu argenté étaient les poissons les plus fréquemment observés et les abondants dans la ZI (figure 40). Pour les autres espèces, la fréquence d'observation était élevée, tandis que l'abondance et la biomasse médianes (par chalut) étaient relativement faibles (c.-à-d., limande à queue jaune, goberge, flétan de l'Atlantique et plie canadienne; figure 40) suggérant une distribution répandue, mais peu abondante dans la ZI.

Pour déceler une structure au sein de la communauté de poissons, le nombre d'espèces a été converti en matrices binaires (présence-absence) et a été analysé à l'aide du logiciel R *vegan* (Oksanen *et al.*, 2018). Le partitionnement en grappes de k-moyennes a révélé que la communauté de poissons à l'intérieur des limites de la ZI est divisée en deux groupes distincts selon le critère de Calinski (Caliński et Harabasz, 1974). On a estimé que ce partitionnement avait lieu à environ 207 m de profondeur selon une régression logistique de l'affectation et de la profondeur des groupes de sites (figure 41). Une analyse multidimensionnelle non métrique (nMDS) a servi à visualiser la répartition de ces partitionnements à partir des données de présence-absence et d'un indice de dissimilarité de Jaccard (figure 42). Les centroïdes des espèces dans l'espace de la NMDs correspondent également à la préférence de profondeur enregistrée pour les espèces dans la ZI (voir la section sur les préférences de profondeur des poissons; figure 43). Les partitionnements déterminés par les k-moyennes étaient clairement différenciés dans l'espace de la NMDs, la communauté de poissons du banc de Browns étant distincte de celle du chenal de Fundy et du bassin de Georges. Dans l'ensemble, la dispersion des groupes (β -diversité) est considérablement plus faible dans le bassin de Georges que dans le chenal de Fundy et dans le banc de Browns (test par permutation pour l'analyse de la correspondance restreinte – $p < 0,0001$ pour chaque comparaison) lorsque l'on fait correspondre les mesures de diversité des espèces et celles des trajectoires d'accumulation des espèces pour chaque partitionnement et la projection de la nMDS (figure 38 et figure 42, respectivement).

Préférences des poissons en matière de profondeur

Les préférences en matière d'habitat des espèces de poissons résultent d'une combinaison de profondeur, de température et, dans une moindre mesure, de type de sédiments (Fisher *et al.*, 2011; Mahon et Smith, 1989). La ZI est caractérisée par un paysage marin aux profondeurs et aux températures diversifiées, avec des afflux d'eau chaude traversant le chenal de Fundy et le banc de Browns, et une variation rapide de la profondeur dans le côté nord-est du chenal. Les communautés sur le banc varient en fonction de la profondeur (voir la section 3.5.1.1).

Pour certaines espèces, la profondeur est une caractéristique importante de l'habitat, comme en témoignent les plages de profondeur plus restreintes qui ont été observées. Par exemple, l'églefin, la morue de l'Atlantique et la limande à queue jaune se retrouvent principalement dans le banc de Browns à des profondeurs de moins de 200 m, le flétan noir du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) et certaines espèces de merluches (merluce blanche et lisse) se retrouvent généralement dans des eaux plus profondes (>250 m). Certaines espèces de sébastes et d'aiguillats communs se retrouvent sur un large gradient de profondeur (figure 43).

Les variations de profondeur associées à la taille, à l'âge et à l'ontogenèse sont courantes chez les espèces marines. Sur la plate-forme néo-écossaise, Frank *et al.* (2018) ont démontré que la répartition des activités de pêche joue probablement un rôle important dans la régulation de la répartition des poissons en fonction de l'âge et de la profondeur (plus spécifiquement la morue

de l'Atlantique dans leur étude). D'après les données sur la fréquence des longueurs recueillies dans le cadre du relevé estival par NO pour les dix espèces les plus fréquemment observées dans la ZI (tableau A4-1), il semble y avoir un zonage fondé sur la taille pour la morue de l'Atlantique, l'églefin, le flétan de l'Atlantique, la grande argentine (*Argentina silus*, ci-après « argentine »), la plie canadienne et la limande à queue jaune dans les zones des bancs, des chenaux et des bassins (figure 44).

Les changements ontogénétiques dans l'utilisation de l'habitat peuvent également être associés à l'aptitude reproductive, selon laquelle les espèces migrent vers des zones pour le frai, ce qui place les larves dans une situation de croissance et de survie optimales (c.-à-d. l'« hypothèse d'appariement et de mésappariement »; Cushing, 1990). Le frai sur des bancs comme celui de Browns, auxquels sont associés des tourbillons océaniques, pourrait être une stratégie pour maximiser la survie des larves en les implantant dans des masses d'eau riches en aliments. De la même façon, des bancs de harengs reproducteurs ont été observés sur le banc de Browns. À l'heure actuelle, le banc de Browns a mis en place une fermeture saisonnière de pêche des reproducteurs pour protéger ce banc de reproducteurs.

Le relevé par NO constitue une importante source d'informations sur les communautés de poissons de fond. Toutefois, sur les 360 séries enregistrées dans les limites de la ZI depuis les années 1970, la plage de profondeurs ne va que de 70 à 360 m (médiane de 115 m) comparativement à la ZI, qui comprend des profondeurs allant de 65 à 2 251 m (médiane de 235 m) (figure 19, figure 45). Il n'existe actuellement aucune série de relevés pour la partie sud du chenal et les zones les plus profondes de la ZI sur la pente de la plate-forme néo-écossaise. Il n'y a pas non plus de strates d'échantillonnage assignées pour le coin sud-ouest de la ZI (figure 19). Le manque de données dans ces zones est probablement attribuable au type de fond, aux restrictions de profondeur et particulièrement à la présence de coraux d'eau froide (D. Clark, communications personnelles). Cette carence empêche de réaliser une évaluation complète de la répartition des espèces et de la diversité selon la profondeur dans l'ensemble de la ZI.

Structure de la communauté benthique

Bien qu'il n'existe pas de strates en eaux profondes dans la ZI pour le relevé estival par NO, la composition de la communauté peut être inférée à partir de strates en eaux profondes adjacentes. Les séries exploratoires effectuées le long du bord de la plate-forme à des profondeurs de 750 à 1 800 m ont révélé des prises de taille similaire, mais une composition communautaire très distincte. En 2010, 126 espèces de vertébrés et 64 espèces d'invertébrés ont été enregistrées à partir de ces prises en eaux profondes (Clark et Emberley, 2011). Les espèces de poissons les plus fréquemment capturées comprenaient le serrivomer trapu (*Serrivomer beanii*), l'anguille égorgée bécuée, la lanterne-bouée râtelière (*Lampanyctus macdonaldi*) et le hoki (*Antimora rostrata*). Parmi les espèces de poissons ayant le plus contribué au poids pêché, mentionnons le grenadier de roche (*Coryphaenoides rupestris*), l'aiguillat noir (*Centroscyllium fabricii*), *Leptoichthys agassizii* et le pailona (*Centroscymnus coelolepis*). Les espèces d'invertébrés les plus fréquemment capturées étaient la caridine (*Acanthephyra pelagica*), *Sabinea* spp., la méduse et *Gnathopausia*. Le clypéastre, le crabe rouge de profondeur (*C. quinquedens*), *A. pelagica* et les oursins ont contribué le plus au poids des prises d'invertébrés (Clark et Emberley, 2011).

Les prises dans les strates en eaux profondes 501 à 504 présentaient des poids similaires à ceux des strates de la plate-forme, mais avec une plus grande diversité d'espèces (voir la figure 4 dans Clark et Emberley, 2011). Les prises sur le bord de la plate-forme présentaient une diversité semblable à celle des autres strates de la plate-forme, mais le nombre moyen d'espèces prises par trait de chalut était plus élevé dans les strates profondes. Le flétan noir du Groenland était la seule espèce largement répartie dans les séries prélevées sur la plate-forme et en eaux profondes (Clark et Emberley, 2011).

Comme il est indiqué dans les sections sur les coraux et les éponges, des études par véhicules téléguidés ont été menées dans les parties profondes de la ZI, notamment la pente continentale et le cône Nord-Est. L'abondance corallienne de *P. resedaeformis* et de *P. arborea* dans le chenal Nord-Est est faible à des profondeurs allant de 500 à 800 m, même si les deux espèces peuvent être observées à des profondeurs allant jusqu'à 900 m. Dans l'ensemble, l'abondance corallienne est faible à des profondeurs comprises entre 1 200 et 1 520 m, mais 12 taxons ont été identifiés entre 1 000 et 1 200 m (Bennecke et Metaxas, 2017). À des profondeurs de 2 500 à 2 900 m, les taxons les plus abondants sont les holothuries, les étoiles de mer, les ophiures et quelques coraux alcyonaires (Lacharité et Metaxas, 2017).

Centres de diversité du poisson

Les zones de grande diversité historique du poisson dans la région des Maritimes comprennent la baie de Fundy, l'est du Gully, les pentes continentales, le banc Western et le nord-est de la plate-forme, selon les données des relevés estivaux par NO réalisés entre 1970 et 2000 (Shackell et Frank, 2003). On a constaté que la grande diversité des espèces était associée à de plus grandes zones et à une plus grande profondeur, mais Shackell et Frank (2003) n'ont pas été en mesure d'estimer la diversité totale des poissons sur la plate-forme néo-écossaise, car les courbes d'accumulation des espèces ne s'étaient pas encore stabilisées (au moment de l'analyse). Cook et Bundy (2012) ont complété les données du relevé estival par NO par des données sur le contenu gastrique provenant d'un échantillon de poissons stratifié en fonction de la longueur et ont constaté que la prise en considération du contenu stomacal augmentait à la fois le nombre et la taille des espèces observées, en particulier les invertébrés et les petits poissons. Au total, Cook et Bundy (2012) ont observé 330 espèces dans les relevés au chalut et les relevés du contenu stomacal de 1998 à 2008; 294 de ces espèces ont été observées dans les relevés au chalut, tandis que 36 autres espèces n'ont été observées que dans les relevés du contenu stomacal, bien qu'il s'agisse entièrement d'invertébrés. La diversité de poisson la plus élevée, y compris les observations provenant du relevé au chalut et du relevé du contenu stomacal, a été observée dans la baie de Fundy, le banc de Browns et dans la partie nord-est de la plate-forme, tandis que la diversité de poissons la plus faible a été observée sur le banc Bancreau, sur le banc de Sable et dans la division 4W de l'OPANO (Cook et Bundy 2012).

Plus récemment, Ward-Paige et Bundy (2016) ont étudié la diversité des espèces sur la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy à l'aide de trois indices de biodiversité : la diversité des espèces, l'indice de Shannon-Wiener (ISW) et l'indice de régularité de Heip. Leur étude a révélé que les régions présentant un indice de Shannon-Wiener élevé se trouvent aux mêmes endroits que les régions où l'indice de régularité de Heip est lui aussi élevé, tandis que les régions où la diversité des espèces est élevée se trouvent dans des régions différentes des deux autres indices. Ward-Paige et Bundy (2016) ont analysé les données des relevés estivaux par NO du MPO sur 44 ans (1970-2013), ainsi que les données récentes provenant du bord de

la plate-forme (séries sur la plate-forme et séries en eaux profondes échantillonnées depuis 1995 et 2010 respectivement) pour calculer leurs indices de biodiversité. Les résultats de cette étude sont résumés ci-dessous.

Au début des années 1970, les zones abritant la plus grande diversité d'espèces de poisson se trouvaient dans la baie de Fundy, au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, ainsi que dans d'autres régions de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et le long du chenal Laurentien. Les zones de faible et de forte diversité d'espèces ont changé au cours des décennies subséquentes et ont augmenté en taille. Dans les années 2000, la plus grande diversité d'espèces s'est déplacée vers le nord-ouest dans la baie de Fundy et vers le nord dans les régions côtières de la plate-forme néo-écossaise à des profondeurs mixtes. Pour l'ensemble des années, les zones à fort indice de Shannon-Wiener se trouvaient généralement dans l'ensemble de la plate-forme néo-écossaise, dont les plus élevés se trouvaient plus haut dans la baie de Fundy dans les années 1970 et 1980 par rapport aux années plus récentes. Au fil du temps, les valeurs élevées de l'indice de régularité de Heip se sont déplacées vers l'est pour atteindre le nord et l'est des divisions 4VW de l'OPANO (Ward-Paige et Bundy, 2016).

Lorsque les trois indices ont été combinés pour toutes les années, de petites zones de grande diversité (« points névralgiques ») ont été observées dans la baie de Fundy, dans les eaux profondes du chenal Nord-Est et du bassin de Georges, dans des poches le long du bord de la plate-forme, dans la zone côtière peu profonde et les zones du nord de 4VW. Ces zones étaient persistantes au fil du temps et affichaient également une forte présence concomitante des trois indices de biodiversité. Les zones de faible diversité de poissons comprenaient la partie de la division 4X de l'OPANO centrée sur le bassin de LaHave, les parties supérieures de la baie de Fundy et, en général, les grands bassins de la plate-forme néo-écossaise. La diversité des poissons était la plus élevée dans les strates profondes (séries du bord de la plate-forme et séries des eaux profondes de la plate-forme) comparativement à celles de la plate-forme néo-écossaise (richesse spécifique moyenne de 12,5 à 22,4 pour les strates du bord de la plate-forme et des eaux profondes de la plate-forme, respectivement, par rapport à 9,5 sur la plate-forme néo-écossaise), bien que, dans l'ensemble, les données pour ces strates profondes aient été moins nombreuses.

L'abondance des principales espèces a été comparée à celles des régions où les indices de biodiversité sont élevés. Le hareng était plus abondant dans la baie de Fundy et sur la côte de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, et il était fortement associé à une grande richesse spécifique dans les deux régions. Une forte abondance de morues de l'Atlantique chevauchait l'indice de régularité de Heip, principalement dans l'est de la plate-forme néo-écossaise. La forte abondance d'églefins a été répartie entre les bancs de 4WX, notamment le banc de Browns, et il y a eu un certain chevauchement avec le quintile supérieur quant à la richesse spécifique dans les confins et le milieu de la baie de Fundy. On retrouvait une forte abondance de merluche blanche dans la baie de Fundy et dans les eaux plus profondes le long du bord de la plate-forme, abondance qui chevauchait des zones de grande richesse spécifique. Une abondance élevée de merluche rouge (*chuss Urophycis*), de merlu argenté et de maquereau a été observée dans la baie de Fundy et dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, abondance qui chevauche des zones de grande richesse spécifique dans la baie de Fundy et des zones de grande régularité sur la plate-forme néo-écossaise. Dans 4WX, l'abondance de goberge était la plus élevée dans les eaux plus profondes situées près de la baie de Fundy, chevauchant la grande richesse spécifique de la baie de Fundy. Le flétan de l'Atlantique était le

plus abondant sur le banc de Browns, une zone de faible richesse spécifique et de faible régularité des espèces, et sur le banc German, une zone de grande richesse spécifique. Diverses autres espèces, dont le brochet, l'aiguillat commun, la raie à queue de velours et la raie tachetée, étaient abondantes près de la baie de Fundy et des eaux profondes de 4X, notamment le bassin de Georges. Les espèces qui ont affiché les niveaux d'abondance les plus élevés dans l'est de la plate-forme néo-écossaise (4V) comprenaient le lançon du nord (*Ammodytes dubius*), le capelan (*Mallotus villosus*), la plie canadienne, la plie grise, le loup atlantique, le loup tacheté et le loup à tête large, bien que le loup atlantique ait également été très abondant dans la baie de Fundy (Ward-Paige et Bundy, 2016).

Plusieurs études ont évalué des variables biophysiques liées à la diversité du poisson benthique. En particulier, on a constaté que les habitats de transition ou de forte énergie sont généralement associés à une plus grande diversité (Cook et Bundy, 2012). En effet, les strates qui englobent des transitions bathymétriques abruptes (pentes) présentent systématiquement la plus grande diversité d'espèces de poissons (Thelis, 1996), puisqu'elles couvrent une variété de gradients de profondeur et, donc, d'habitats potentiels de poissons. La baie de Fundy est sans aucun doute l'une des régions où l'énergie est la plus élevée sur la plate-forme néo-écossaise et, par conséquent, il a été démontré que la diversité des poissons et des invertébrés y est systématiquement élevée (Cook et Bundy, 2012; Shackell et Frank, 2003; Ward-Paige et Bundy, 2016). La ZI comporte des exemples d'habitats de transition et d'habitats de forte énergie et, comme pour la baie de Fundy, on a constaté qu'elle était une zone de grande diversité. La complexité bathymétrique associée aux transitions abruptes et rapides (> 1 km) de l'habitat de banc peu profond (200 m) vers le chenal (300 m) fournit un habitat à diverses espèces. Le chenal Nord-Est est également une zone de circulation dynamique et, comme la baie de Fundy, il est caractérisé par une énergie marémotrice élevée (Chen *et al.*, 2011). Fisher *et al.* (2011) ont utilisé les données des relevés par NO pour établir un lien entre la diversité des espèces et le modèle d'habitat d'après des couches de données océanographiques, hydrographiques et benthiques. Ce modèle produit deux axes orthogonaux sans unité qui décrivent les caractéristiques de l'habitat à grande échelle : *le potentiel de croissance* (estimation de l'énergie locale disponible pour la croissance et la reproduction) et *les perturbations naturelles* (une caractéristique locale du fond marin; pour plus de détails, voir Kostylev et Hannah, 2007). Ils rapportent que la diversité était surtout liée à la perturbation naturelle, où les valeurs intermédiaires de perturbation naturelle étaient liées à une plus grande diversité (Fisher *et al.*, 2011). La perturbation naturelle estimée pour la ZI se situe dans cette fourchette intermédiaire (0,2–0,6), avec une moyenne de $0,41 \pm 0,09$ (moyenne \pm écart-type) associée à une plus grande diversité (figure 33).

La répartition spatiale de la richesse spécifique des poissons (nombre d'espèces par série) montre que, pour les zones échantillonnées au cours du relevé par NO, les séries les plus denses d'espèces semblent se trouver sur le banc de Browns et dans le bassin de Georges (figure 46); toutefois, il ne semble pas y avoir de tendances ou de variations claires dans la diversité, et il ne semble pas y avoir non plus de relation explicite entre la profondeur et la diversité, tous les intervalles étant répartis entre 70 et 360 m. Compte tenu de la répartition de la profondeur des échantillons dans la ZI, il est peu probable que cette information donne une image claire des profils de profondeur et de diversité des poissons de la ZI.

La complexité de l'habitat est souvent associée à la diversité des poissons. En particulier, la disponibilité des habitats biogènes (c.-à-d. les coraux et les éponges) est systématiquement liée

à une grande diversité de poissons. Les limites de la ZI englobent la ZCCCNE, qui a été établie en 2002 pour protéger une concentration importante de coraux d'eaux profondes. Ces coraux créent une structure et une complexité physiques dans le fond marin et fournissent donc des abris et des aires d'alimentation à une grande variété d'espèces de poissons et d'invertébrés. La richesse et l'abondance des espèces sont souvent plus élevées dans ces habitats biogènes complexes que dans les zones adjacentes, à l'exception des récifs (Costello *et al.*, 2005; Linley *et al.*, 2015). L'augmentation de la diversité et de l'abondance des poissons a aussi été enregistrée chez les récifs d'éponges siliceuses (*V. pourtalesi*) (Hawkes *et al.*, 2019), qui ont été observés dans le chenal Nord-Est et qui devraient contenir un habitat tout à fait convenable (Beazley *et al.*, 2018). Dans la ZI, il est probable que la diversité des poissons sera la plus élevée dans les zones à l'intérieur et juste autour de ces habitats biogènes en eaux profondes. On a noté que le sébaste (*Sebastes* spp.), en particulier, avait des liens étroits avec les gorgones du chenal Nord-Est (Mortensen *et al.*, 2005). Une évaluation complète de la contribution relative de ces habitats coralliens à la diversité des poissons et des invertébrés de la ZI nécessitera des recherches plus ciblées (p. ex. Costello *et al.*, 2005).

La diversité globale des poissons est plus élevée dans la baie de Fundy et à proximité de la ZI, en particulier dans les parties plus profondes du bassin de Georges et sur la pente continentale, en comparaison de l'est de la plate-forme néo-écossaise et aux zones de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (Shackell et Frank, 2003; Ward-Paige et Bundy, 2016). Les zones de transitions bathymétriques abruptes, les possibilités de croissance élevées et les perturbations naturelles de niveau intermédiaires, caractéristiques qui se retrouvent toutes dans la ZI, sont associées à une forte diversité. De plus, la complexité de l'habitat, accrue par l'habitat biogénique (coraux et éponges) retrouvé dans certaines parties de la ZI, est également associée à une grande diversité de poissons.

Diversité des larves de poisson

De 1978 à 1982, des relevés synoptiques de la diversité des larves de poissons ont été effectués dans le cadre du Programme d'étude de l'ichtyoplancton de la plate-forme néo-écossaise (SSIP). Ce programme visait à évaluer les tendances spatiales et temporelles dans l'abondance des œufs et des larves de poisson sur la plate-forme néo-écossaise par rapport aux covariables environnementales. À partir de ces relevés, plusieurs zones situées près de la ZI sont apparues comme présentant une grande diversité. En particulier, le sud du banc de Browns a toujours été caractérisé par une grande diversité entre avril et octobre (figure 47) (Shackell et Frank, 2000). Plus précisément, on a observé chez la plie canadienne, l'églefin et le sébaste une forte abondance de larves dans les eaux situées à l'intérieur et à proximité de la ZI (figure 48). On a également découvert des larves de merlu argenté directement à côté de la ZI, mais pas à l'intérieur de celui-ci. Dans l'ensemble de la région, les bancs Western et d'Émeraude ont été systématiquement considérés comme des zones de grande diversité de poissons (figure 47, figure 48). On a estimé que la présence d'un tourbillon océanique persistant sur ces bancs agissait comme un mécanisme potentiel influençant la concentration et l'abondance des larves (Shackell et Frank, 2000). De même, il est possible que le tourbillon océanique persistant observé sur le banc de Browns (figure 9) puisse influencer sur l'abondance des larves; toutefois, il serait nécessaire de réaliser un échantillonnage à jour des larves pour évaluer pleinement la manière dont les caractéristiques de circulation sur le banc de Browns et dans le chenal Nord-Est influencerait l'abondance des larves. De plus, un échantillonnage à jour de l'ichtyoplancton est nécessaire pour comprendre le paysage marin de la diversité des larves de poisson et la répartition possible d'importantes aires de frai sur la plate-forme néo-écossaise et dans la ZI.

Espèces d'eau chaude

Des espèces plus couramment observées dans les eaux chaudes au sud de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise, dans le golfe du Maine et sur le banc de Georges ont été de plus en plus observées dans les prises des relevés estivaux par NO (pour la liste des espèces, voir le tableau 7). Les températures de fond moyennes enregistrées au cours du relevé estival par NO (sous-divisions 4VWX de l'OPANO) ont été variables, mais avec une tendance générale à la hausse depuis les années 1970 (figure 49, figure 50). Les températures de fond les plus chaudes sont généralement associées au chenal Nord-Est, au bord de la plate-forme néo-écossaise, au centre de la plate-forme néo-écossaise et aux hauts-fonds près de l'île de Sable (figure 10). Comme on pouvait s'y attendre, les espèces d'eau chaude sont étroitement associées à ces eaux (figure 49, figure 50), et leur prévalence a augmenté au cours de la dernière décennie (figure 51). Lors des plus récents relevés estivaux par NO (2016–2017), la biomasse totale des espèces d'eau chaude échantillonnées dépassait 3 000 t (MPO, 2018a). Bien que cette biomasse ne soit qu'une petite fraction de la biomasse totale estimée des poissons de fond, elle a néanmoins augmenté de façon significative au cours de la dernière décennie et depuis le commencement du relevé. À l'échelle de la région, la présence accrue de ces espèces est plus prononcée dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, à proximité de la ZI (bancs de Georges et de Browns; figure 50, figure 51). Cette prévalence accrue est le produit de l'expansion des espèces d'eau chaude au cours de la dernière décennie, laquelle a été enregistrée depuis le début des relevés de recherche [années 1970; p. ex. le saint-pierre (*Zenopsis ocellata*), le gros barbudo (*Polymixia nobilis*) et la torpille noire (*Torpedo nobiliana*)] et l'introduction de nouvelles espèces d'eau chaude, comme le sabre noir (*Aphanopus carbo*), la palissade à épines plates (*Grammicolepis brachiusculus*), le semble-coulirou (*Ariomma bondi*), le sanglier à corps élevé (*Antigonia capros*), l'assiette atlantique (*Vomer setapinnis*) et la donzelle fauve (*Lepophidium profundorum*), les deux dernières espèces ayant été répertoriées dans les limites de la ZI (tableau 7. En plus de ces espèces d'eau chaude, la fréquence de capture du poulamon (*Microgadus tomcod*), de la plie du Gulf Stream (*Citharichthys arctifrons*), du cardeau à quatre ocelles (*Paralichthys oblongus*) et du turbot de sable (*Scophthalmus aquosus*) a considérablement augmenté au cours de la dernière décennie. Ces espèces sont habituellement capturées dans des eaux plus chaudes (>8 °C), mais elles ont rarement été enregistrées au début du relevé dans les années 1970 (MPO, 2018a).

Cartographie de l'habitat de prédilection

Horsman et Shackell (2009) ont découvert un habitat essentiel pour une variété d'espèces de poissons sur la plate-forme néo-écossaise, dont les espèces-fourrage, les prédateurs, les espèces épuisées et d'autres espèces dominantes observées dans les relevés estivaux par NO. Les espèces-fourrage et les prédateurs influents représentent les espèces d'importance écologique de type 1 (MPO, 2006), tandis que les espèces dominantes étaient présentes dans plus de 10 % de toutes les séries de relevés par NO. L'approche utilisée par Horsman et Shackell (2009) était indépendante des changements dans l'abondance de chaque espèce et permettait de repérer les zones de biomasse continuellement élevée. Les blocs chronologiques ont été divisés de 1970 à 1977, époque à laquelle les flottes étrangères étaient actives dans les eaux canadiennes; 1978 à 1985, moment de l'établissement de la zone économique exclusive (ZEE) de 200 milles et de la récupération des stocks nationaux; 1986 à 1993, période pendant laquelle la pression de la pêche s'est accrue; et 1994 à 2006, années de l'effondrement et de l'absence de récupération de plusieurs espèces de poissons de fond dans l'est de la plate-forme néo-écossaise. La biomasse de chaque espèce pour chaque période a été définie

comme le poids observé pour chaque trait de chalut, qui a été interpolé dans la biorégion. Les habitats de prédilection de chaque espèce comprise dans Horsman et Shackell (2009) sont abordés dans les sections suivantes.

Morue de l'Atlantique

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

La morue de l'Atlantique est un poisson de fond qui est présent du banc de Georges jusqu'au nord du Labrador, dans le Canada atlantique. Dans la partie sud de son aire de répartition, la morue parvient à maturité à l'âge de 2 à 3 ans, et les femelles produisent entre 300 000 et 500 000 œufs à maturité, bien que les femelles de grande taille puissent produire des millions d'œufs (COSEPAC, 2010a). La morue juvénile préfère les habitats hétérogènes et tridimensionnels, notamment la zostère (*Zostera marina*), les macroalgues et les substrats de cailloux et de rochers, qui offrent un abri et une protection contre les prédateurs (COSEPAC, 2010 a, Laurel *et al.*, 2003, Tupper et Boutilier, 1995). La morue juvénile extracôtière a été observée parmi les coraux de profondeur, sans doute pour se protéger des prédateurs. La morue a toujours été répartie sur les côtes et au large de la baie de Fundy et de la plate-forme néo-écossaise. Toutefois, la morue se trouvant le long de la plate-forme néo-écossaise a disparu du bord et se concentre maintenant presque exclusivement sur les bancs de Browns, de LaHave, de Roseway et de Baccaro (figure 52) (Andrushchenko *et al.*, 2018). Au cours des quatre dernières décennies, le banc de Browns a constamment été un habitat du quintile supérieur pour la morue de l'Atlantique (Horsman et Shackell, 2009).

Le frai printanier est largement réparti sur le plan de l'emplacement géographique et de la saison dans l'unité désignable du Sud (UD), mais le banc de Browns est une importante aire de frai printanier pour la morue de 4X5Yb. Le frai automnal a tendance à se produire le long de la côte de la Nouvelle-Écosse (Clark *et al.*, 2015). On retrouve les concentrations maximales d'œufs de morue sur le banc de Georges en janvier ou février et sur le banc de Browns en mars ou avril (Frank *et al.*, 1994).

La morue est généraliste en ce qui a trait à son alimentation, et ses préférences en matière de proies varient selon le stade de la vie. Les larves de morue se nourrissent de zooplancton, en particulier des copépodes *Pseudocalanus* et *Paracalanus* sp. (McLaren et Avendaño, 1995). D'après les analyses des contenus stomacaux recueillis dans le cadre des relevés estivaux de 1999 à 2016, la morue de moins de 37 cm de longueur se nourrit principalement de krill (35,27 % du contenu stomacal), tandis que le reste du contenu stomacal est en grande partie constitué de lançons du nord et de crevettes. Les morues de ≥ 37 cm se nourrissent principalement de hareng, de crabe et de merlu argenté, qui représentent respectivement 35,97 %, 12,83 % et 6,80 % de leur contenu stomacal (Andrushchenko *et al.*, 2018). La morue peut être la proie d'autres morues de plus grande taille, de phoques, de baleines, d'oiseaux de mer et d'autres gros poissons comme le flétan et la baudroie (*Lophius americanus*).

Parmi les morues de l'Atlantique recueillies dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 80 % l'ont été sur le banc de Browns, 9,5 % l'ont été dans le bassin de Georges et 11 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquels la morue a été recueillie dans la ZI est respectivement de 66,5 m et 6,6 °C.

Définition des populations ou des stocks

La morue des divisions 4X et 5Z de l'OPANO fait partie de l'UD en voie de disparition du Sud (COSEPAC, 2010a). Historiquement, l'un des poissons les plus importants sur le plan socio-économique au Canada atlantique, l'UD du Sud a diminué de 64 % au cours des trois dernières générations, selon les chiffres de 2010. L'UD du Sud est considérée comme deux unités de gestion distinctes : le sud de la plate-forme néo-écossaise et la baie de Fundy (4X et la partie canadienne de 5 Yb) et l'est du banc de Georges (5Zjm) (Clark *et al.*, 2015).

La morue dans la baie de Fundy présente un taux de croissance plus élevé que celui de la morue dans la partie plate-forme néo-écossaise de 4X (qui comprend la ZI). La morue de la baie de Fundy atteint une longueur moyenne de 77 cm à l'âge de 5 ans, tandis que la morue de la plate-forme néo-écossaise atteint une longueur moyenne de 65 cm à l'âge de 5 ans (Andrushchenko *et al.*, 2018).

La morue des bancs de Browns et de Georges, ainsi que de la baie de Fundy, se distingue sur le plan génétique, ce qui concorde avec la bathymétrie et les tourbillons persistants qui séparent ces zones (c.-à-d. le chenal de Fundy; Ruzzante *et al.*, 1998). L'utilisation de 1 536 polymorphismes mononucléotidiques (Bradbury *et al.*, 2014) a révélé des différences génétiques entre la morue de l'Atlantique de la plate-forme néo-écossaise et du golfe du Maine et celle du golfe du Saint-Laurent et d'autres populations du Nord. Cette découverte a été étayée par une étude récente de Stanley *et al.* (2018), qui a révélé une différenciation génétique cryptique entre plusieurs espèces près d'Halifax, la morue située sous cette latitude appartenant à un écotype d'eau chaude. Dans le golfe du Maine, Barney *et al.* (2017) ont utilisé le séquençage complet du génome et ont révélé de fortes différences génétiques entre la morue du banc de Georges et la morue frayant l'hiver dans l'ouest du golfe du Maine. L'échantillonnage de régions supplémentaires au moyen de ces grands ensembles de données génomiques pourrait révéler une structure de population cryptique supplémentaire qui pourrait se révéler importante pour comprendre le flux génétique et la conservation et la gestion potentielles de la morue.

Pêches et autres activités humaines

La morue est un poisson de fond historiquement exploité dans le Canada atlantique, et celle des divisions 4TVW est assujettie à un moratoire depuis 1993. Un TAC a d'abord été établi pour la morue dans 4X en 1975, mais il n'a été appliqué qu'à la partie extracôtière de 4X, à l'exclusion des bancs de Browns et de LaHave (Andrushchenko *et al.*, 2018). À la suite d'un déclin rapide de la morue dans les zones côtières et extracôtières, les quotas ont diminué de façon continue tout au long des années 1990, avec une diminution de l'effort de pêche principalement dans la composante plate-forme néo-écossaise de 4X5Y (figure 53) (Andrushchenko *et al.*, 2018). Dans 4X, la morue est capturée principalement comme une prise accessoire dans une pêche mixte qui comprend l'églefin, la goberge, la plie rouge et le sébaste (MPO, 2018g). La division 4x est soumise à un TAC restrictif, et les débarquements sont inférieurs au TAC depuis le milieu des années 1990 (MPO, 2018e).

Les prises accessoires associées à la pêche au moyen d'engins mobiles dans 4X5Y comprennent principalement l'églefin, la goberge et la plie rouge, bien que les sorties de pêche sélective à la morue aient considérablement diminué au cours de la dernière décennie (voir le tableau 7 dans Andrushchenko *et al.*, 2018). L'églefin, le brochet, la goberge, la merluche

blanche et le flétan de l'Atlantique constituent la majorité des prises accessoires dans les sorties de pêche sélective à la morue au moyen d'engins fixes (Andrushchenko *et al.*, 2018).

Il existe également une pêche récréative à la morue dans 4X5Y, mais les prises ne sont pas enregistrées (Andrushchenko *et al.*, 2018).

État et tendances

En 2003, la morue de l'UD des Maritimes a été désignée comme une espèce préoccupante. En 2010, l'UD des Maritimes a été divisée en UD du Sud laurentien et en UD du Sud, et l'UD du Sud, qui englobe la ZI, a été désignée comme étant en voie de disparition (COSEPAC, 2010a).

Les tendances de la biomasse dérivée du relevé montrent une baisse depuis le milieu des années 1990; bien que la biomasse dérivée du relevé soit passée de 2 058 t en 2013 à 3 068 t en 2017, ces estimations de la biomasse sont les plus faibles d'une série chronologique remontant jusqu'à 1970 (MPO, 2018e). La biomasse totale de la morue dans 4X5Y semble s'être stabilisée à ce faible niveau en 2010. Le stock de 4X se trouve dans la zone critique depuis 2011, et la biomasse est demeurée faible depuis cette période, avec un très faible taux de recrutement (Clark *et al.*, 2015; MPO, 2018e). Les dénombrements de poissons dans 4X d'après le relevé estival par NO montrent un nombre relativement élevé de morue dans la baie de Fundy et sur le banc de Browns jusqu'en 2009, suivi d'une forte diminution du nombre de morues observée après 2009. On retrouve les individus principalement sur le banc de Browns, et certains d'entre eux, généralement les plus grands, sont capturés dans le chenal de Fundy et dans le bassin de Georges (figure 44) (Clark *et al.*, 2015).

Le nombre d'individus matures demeure inférieur aux niveaux antérieurs à 1992 (Clark *et al.*, 2015). Une augmentation de la mortalité totale de la morue dans la partie 4X de l'UD a contribué à la baisse et à l'absence de reconstitution subséquente pour ce stock. Bien que la cause de l'augmentation de la mortalité ne soit pas connue, elle peut inclure la prédation par le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et la prise accessoire non déclarée par d'autres pêches (Clark *et al.*, 2015; MPO, 2018e).

Sources de renseignements

Le relevé estival par NO du MPO est utilisé pour examiner la répartition de la morue et fournir des estimations de l'abondance depuis 1970. Des données sur les débarquements commerciaux et les prises accessoires sont également disponibles pour estimer la mortalité par pêche et aider à comprendre la répartition de la morue dans la région des Maritimes.

Sources d'incertitude

On ne comprend pas bien la raison de l'augmentation de la mortalité naturelle de la morue dans la division 4X. On estime que les prises accessoires non déclarées, l'augmentation de la prédation ou les changements dans l'environnement et la communauté en général dans cette région sont des facteurs contributifs potentiels. La récupérabilité de la morue dans la région des Maritimes est inconnue; il n'existe aucune mesure d'atténuation pour contrer l'augmentation de la mortalité naturelle, tandis que la réduction des captures est le seul facteur qui peut être contrôlé (Clark *et al.*, 2015). Le rôle de l'habitat à l'intérieur de la ZI pour les populations de morue de l'Atlantique dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (p. ex., comme zone de recrutement de juvéniles provenant des eaux extracôtières ou comme zone de fraie) demeure indéterminé.

La distribution et l'abondance des principales espèces-proies de la morue juvénile (krill, crevette et lançon) et de la morue adulte (hareng, crabe et merlu argenté) ne sont pas bien quantifiées dans 4X5Y. Il existe des indices de biomasse pour le hareng et le merlu argenté adultes, mais aucune estimation fiable de la biomasse pour le krill, le lançon ou le crabe, qui constituent les proies préférées de la morue (Andrushchenko *et al.*, 2018).

Églefin

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

L'églefin est présent des deux côtés de l'Atlantique Nord et est une espèce importante sur le plan commercial dont l'aire de répartition s'étend du Ccp Hatteras au sud jusqu'au Groenland dans l'Atlantique Ouest. On retrouve cette espèce démersale le plus souvent dans des eaux fraîches et tempérées à des profondeurs allant de 46 à 228 m et à des températures de fond supérieures à 2 °C. L'églefin est fortement associé aux sédiments sablonneux grossiers, et les taux de prise de cette espèce baissent à mesure que la taille des sédiments diminue (Scott, 1982).

Horsman et Shackell (2009) ont désigné les bancs de Browns, d'Émeraude Western, de LaHave ainsi que l'embouchure de la baie St. Mary's comme l'un des habitats les plus importants de l'églefin dans la région des Maritimes depuis 1970. Cette observation se voit confirmée par le récent relevé estival par NO de 2016, qui a révélé que les prises les plus élevées provenaient de la baie de Fundy, du bassin de Georges et des bancs de Browns, de Georges, Western et d'Émeraude (figure 54) (MPO, 2017a).

Parmi l'églefin recueilli dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 76 % l'ont été sur le banc de Browns, 15 % l'ont été dans le bassin de Georges et 9 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquels l'églefin a été recueilli dans la ZI est respectivement de 62,5 m et 7,6 °C.

Définition des populations ou des stocks

Un stock important existe dans les divisions 4X5Y de l'OPANO, qui chevauchent la ZI. Le banc de Browns est une aire de frai majeure, et celui-ci a lieu d'avril à mai (Page et Frank, 1989), ou plus tôt si les conditions le permettent (Head *et al.*, 2005). En raison de cette période de frai, la région fait l'objet d'une fermeture entre le 1^{er} février et le 15^e juin. (Halliday, 1988; O'Boyle, 2011).

Les taux de croissance de l'églefin dans la baie de Fundy sont plus élevés que ceux dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (y compris la ZI) et, par conséquent, des clés âge-longueur distinctes sont utilisées pour calculer les prises selon l'âge des pêches (MPO, 2018h; Hurley *et al.*, 1998).

Begg (1998) a examiné une gamme de techniques d'identification des stocks d'églefin de l'Atlantique Nord-Ouest (c.-à-d. le marquage-recapture, les caractéristiques démographiques, les habitudes de fraie et de recrutement, les caractéristiques méristiques, la morphométrie, les parasites et la génétique) et a conclu que la plate-forme néo-écossaise présentait une structure de stock complexe. Au moins deux regroupements étaient probables sur la plate-forme néo-écossaise, à l'est (4TVW) et à l'ouest (4X), mais jusqu'à quatre peuvent exister. La structure entre ces regroupements et l'églefin résidant près des côtes du sud de la plate-forme néo-écossaise et de la baie de Fundy demeure incertaine (Begg, 1998).

Lage *et al.* (2001) ont utilisé des microsattellites pour examiner les tendances temporelles (40 ans) en matière de diversité génétique de l'églefin sur le banc de Georges; l'examen a révélé qu'il s'était produit peu de changements dans la diversité allélique au fil du temps. Cela donne à penser que la taille des stocks est demeurée suffisamment grande au cours de cette période pour maintenir la diversité génétique malgré les pressions accrues exercées par la pêche. La même étude a révélé des différences importantes entre les bancs de reproducteurs des bancs de Georges et de Browns, de la plate-forme néo-écossaise et des hauts-fonds de Nantucket (Lage *et al.*, 2001). Compte tenu de ces observations, une analyse de la structure de la population à l'aide du séquençage de l'ADN à haut débit serait justifiée, car ces techniques fournissent une vue plus détaillée et potentiellement plus fine de la structure de la population cryptique à l'aide de milliers, voire des millions de marqueurs génétiques.

Pêches et autres activités humaines

L'églefin de 4X5Y est pêché dans le cadre d'une pêche mixte plurispécifique qui cible également la morue de l'Atlantique, le flétan de l'Atlantique, le sébaste, la goberge, la merluche blanche et la plie; le secteur des engins mobiles représente la plupart (80 %) des débarquements d'églefin de 4X5Y (MPO, 2017b). Les engins fixes (palangres) représentent les 20 % restants des débarquements au cours des 10 dernières années (MPO, 2017b). Par contre, l'églefin de la plate-forme néo-écossaise dans les divisions 4TVW de l'OPANO fait l'objet d'un moratoire depuis 1993 (Mohn et Simon, 2004).

Les débarquements dans 4X5Y sont demeurés inférieurs à ceux du TAC depuis 1994 et sont demeurés inférieurs à 4 000 t depuis 2012, pour une moyenne de 3 719 t de 2010 à 2015. Les prises élevées d'églefin à l'intérieur de 4Xp reflètent les périodes où les classes d'âge supérieures à la moyenne (c.-à-d. 2000 et 2003) du banc de Georges (5Z de l'OPANO) se sont répandues dans le chenal de Fundy (Wang *et al.*, 2017). L'augmentation du nombre de débarquements de 4Xp reflète également les pêches dirigées d'églefin dans les eaux profondes du chenal de Fundy (Finley *et al.*, 2018). Bien qu'une faible présence d'observateurs en mer au cours de la dernière décennie empêche d'estimer les taux de prises accessoires, les prises accessoires dans la pêche à l'églefin sont généralement considérées comme faibles et se composent principalement d'aiguillat, de homard et de raie (Wang *et al.*, 2017). Les prises accessoires de morue de l'Atlantique dans le chenal de Fundy ont tendance à être moins élevées que dans les autres unités de la division 4X de l'OPANO (Finley *et al.*, 2018).

État et tendances

Les estimations de la biomasse fondées sur le relevé estival par NO du MPO étaient de 69 900 t en 2015 et de 62 700 t en 2016, (MPO 2017b), mais elles ont diminué à 37 850 t en 2017 (MPO, 2018h). La biomasse estimée du stock reproducteur en 2016 était de 33 770 t, ce qui est supérieur au point de référence limite de la biomasse de 19 700 t et à la moyenne à long terme de 32 258 t (MPO, 2017b). L'indice de biomasse de 2017 est bien inférieur aux moyennes à court terme (5 ans; 49 967 t) et à long terme (depuis 1970; 52 161 t). L'année 2013 a été une classe d'âge exceptionnelle pour l'églefin : cinq fois plus d'églefins éclos ont survécu un an qu'en 1985, la deuxième année la plus élevée jamais enregistrée. Le nombre moyen d'églefins par traits de chalut dans le relevé de recherche montre une augmentation générale dans la ZI et est généralement plus élevé que le nombre moyen de prises par traits de chalut dans le reste de 4X5YZe de l'OPANO (figure 55).

On a observé une tendance à la baisse du poids selon l'âge et de la longueur selon l'âge entre les années 1990 et le milieu des années 2000. Bien que cette période de déclin ait été quelque peu atténuée au cours des dernières années, le poids selon l'âge le plus faible estimé pour l'ouest de la plate-forme néo-écossaise a été observé en 2016 (MPO, 2018h).

L'églefin de l'est du banc de Georges (5Zjm) est un stock transfrontalier géré conjointement par des organismes de réglementation canadiens et américains. La saison de pêche commence le 1^{er} janvier et se termine le 31^{er} décembre, avec une fermeture pendant la saison du frai du début de février jusqu'à la fin de mai. L'églefin de l'est du banc de Georges a affiché des signes positifs en matière de productivité, notamment une abondance accrue chez les individus plus âgés, une vaste répartition spatiale et une biomasse importante. Ce stock a produit 6 classes d'âge particulièrement fortes au cours des 15 dernières années. Parmi les points négatifs, la condition s'est détériorée, la croissance a diminué, le recrutement à partir de l'importante biomasse a été extrêmement variable et la mortalité a pu augmenter chez des individus plus âgés.

Sources de renseignements

Les registres de l'industrie et la vérification à quai fournissent de l'information sur le poids débarqué. L'échantillonnage au port et par les observateurs fournit des données détaillées (fréquence de longueur, collecte de données sur le vieillissement) au sujet des prises. Le relevé estival par NO du MPO fournit un indice annuel de la biomasse ainsi que des renseignements sur la longueur, le poids et l'âge.

Sources d'incertitude

La cause de la tendance à la baisse n'est pas claire, mais l'effet sur la productivité du stock est important et a fait l'objet de discussions au cours des évaluations précédentes (Hurley *et al.* 2009; Mohn *et al.*, 2010).

La mortalité naturelle élevée des poissons plus âgés au cours des dernières années pourrait s'expliquer par le déplacement des poissons vers des zones adjacentes ou des eaux plus profondes où la pêche ou les relevés ne peuvent pas les capturer. La recherche sur un mécanisme possible de mortalité naturelle élevée aux âges plus avancés aiderait à comprendre la dynamique des populations d'églefin de 4X5Y. Il convient de souligner que le stock adjacent d'églefin du banc de Georges indique également une mortalité totale élevée pour les poissons plus âgés (8 ans et plus) (Stone et Hansen, 2015).

Goberge

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, la goberge est présente du sud-ouest du Groenland jusqu'au cap Hatteras, en Caroline du Nord, et elle fraye au large des côtes dans plusieurs régions repérées sur la plate-forme néo-écossaise ainsi que dans une zone importante dans l'ouest du golfe du Maine (Stone, 2012). La goberge est semi-pélagique et se retrouve à des profondeurs allant de 35 à 550 m et à des températures de fond allant de 5 à 8 °C. La goberge peut vivre jusqu'à 23 ans et atteindre une longueur de 116 cm et un poids de 17 kg (MPO, 2011b). Les juvéniles se nourrissent de petits crustacés, tandis que les adultes se nourrissent d'euphausiacés, de calmar, de lançon, de hareng et de merlu argenté. Parmi les prédateurs de la goberge, on compte la baudroie, la merluche blanche, la morue de l'Atlantique, le phoque gris et le phoque commun (MPO, 2011b). Les zones de forte abondance de goberge comprennent la division

4WX de l'OPANO en général, les eaux profondes près de la baie de Fundy et le long du bord de la plate-forme (figure 56).

Parmi la goberge recueillie dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 58 % l'ont été sur le banc de Browns, 28 % l'ont été dans le bassin de Georges et 14 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la goberge a été recueillie dans la ZI est respectivement de 119 m et 7,7 °C.

Définition des populations ou des stocks

Il existe deux zones de gestion dans la région des Maritimes pour la goberge au sein de l'unité de gestion 4VWX5 de la division de l'OPANO, soit 4VW et 4X5 (eaux canadiennes seulement). Il existe deux composantes de population dans cette unité de gestion : une composante de l'Est à croissance lente (4VW et 4Xmn) et une composante de l'Ouest à croissance plus rapide (4Xopqrs et les parties canadiennes du sous-secteur 5), laquelle chevauche la ZI.

Pêches et autres activités humaines

La composante de l'Ouest a fourni, en moyenne, 95 % du total des débarquements depuis 2000, où la pêche a atteint en moyenne 4 900 t/année. Les débarquements de la composante de l'Ouest proviennent principalement de 4Xpq et de 5Zj (banc de Georges), qui chevauchent la ZI. Les débarquements de 5Zj ont augmenté ces dernières années, tandis que les débarquements ont diminué dans d'autres zones, comme la baie de Fundy et 4Xo (MPO, 2011b).

État et tendances

Le relevé estival par NO du MPO fournit un indice de biomasse à long terme pour la goberge de 1984 à 2017. L'indice de biomasse présente une variabilité interannuelle élevée, qui reflète le comportement semi-pélagique de la goberge en matière de rassemblement en bancs ainsi que les changements dans l'interaction avec les engins de pêche au chalut de fond utilisés dans le cadre du relevé. En général, l'indice de la goberge de la composante Ouest a affiché une tendance à la baisse à partir de la fin des années 1980, puis à la hausse entre 2003 et 2007, avant un nouveau recul en 2012 (figure 57). Depuis 2012, l'indice de biomasse du relevé est généralement demeuré faible (MPO, 2018c).

Sources de renseignements

Jusqu'à présent, la série chronologique des relevés estivaux par NO du MPO pour la goberge de la composante de l'ouest s'étend de 1984 à 2017, période pendant laquelle le même plan de relevé et le même chalut de fond ont été utilisés chaque année (MPO, 2018c). L'indice de biomasse présente de forts effets liés à l'année qui découlent du comportement semi-pélagique de la goberge en matière de rassemblement en bancs et des différences de répartition dans la colonne d'eau pendant le relevé. Une moyenne géométrique sur trois ans fournit une tendance à long terme en lissant les effets liés à l'année pour fournir des données de surveillance et calculer les limites de prise futures (MPO, 2018c).

Sources d'incertitude

La grande variabilité des indices de biomasse et de recrutement rend difficile la détermination des tendances en matière d'abondance, ce qui ajoute une certaine incertitude à l'évaluation de la goberge. En 2010, un processus d'évaluation de la stratégie de gestion (ESG) impliquant des représentants de l'industrie, de la communauté scientifique et de l'extérieur a été lancé par la

Gestion des ressources de la composante Ouest (4Xopqrs5) (MPO, 2011b). L'ESG avait pour but d'examiner l'incertitude entourant les hypothèses et les modèles d'évaluation des stocks et de comparer les conséquences des objectifs de gestion.

Merlu argenté

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le merlu argenté est un poisson de la famille des gadidés, très présent dans l'Atlantique Nord-Ouest depuis le cap Hatteras jusqu'aux Grands Bancs et au golfe du Saint-Laurent. La répartition de ces poissons benthopélagiques est étroitement associée aux températures des eaux profondes comme suit : entre 5 °C et 12 °C pour les merlus juvéniles et entre 7 °C et 10 °C pour les merlus matures (MPO, 2018i). Il y a, sur la plate-forme néo-écossaise, une population autoreproductrice qui préfère des profondeurs de plus de 120 m dans les divisions 4VWX de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (Rikhter *et al.*, 2001).

Les merlus matures dans ces divisions de l'OPANO se regroupent principalement dans les eaux chaudes du talus du plateau, dans les environs de la baie de Fundy et dans les bassins d'Émeraude et de LaHave (figure 58) (Horsman et Shackell, 2009; Ward-Paige et Bundy, 2016). De juillet à septembre, le merlu argenté migre vers des eaux moins profondes (30 à 40 m), plus chaudes (>10 °C) autour des bancs d'Émeraude et de l'île de Sable pour frayer (Rikhter *et al.*, 2001). Bien que la plus grande partie du frai ait lieu sur la plate-forme néo-écossaise, des œufs ou des larves ont été observés dans le nord-est du banc de Georges, dans la baie de Fundy, dans l'ouest de la division 4X et sur le banc de Browns, et ils peuvent ou non faire partie de la même structure de stock (MPO, 2013).

Le merlu argenté arrive à maturité à l'âge de 2 ans, les femelles croissant plus rapidement que les mâles, et peut atteindre un âge maximal de 12 ans. Les principales proies du merlu argenté de la plate-forme néo-écossaise sont les crevettes, le lançon et le krill. Les poissons plus âgés font également preuve d'ichtyophagie et, bien qu'ils s'adonnent au cannibalisme, cela ne semble plus être un facteur important de la mortalité globale du merlu argenté sur la plate-forme néo-écossaise.

Parmi le merlu argenté recueilli dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 63 % l'ont été sur le banc de Browns, 31 % l'ont été dans le bassin de Georges et 6 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles le merlu argenté a été recueilli dans la ZI est respectivement de 71,3 m et 10,7 °C.

Définition des populations ou des stocks

Le merlu argenté de la région des Maritimes est évalué comme un seul stock (divisions 4VWX de la plate-forme néo-écossaise), bien que le merlu argenté de la baie de Fundy représente probablement une partie du stock du golfe du Maine et du nord du banc de Georges plutôt que du stock de la plate-forme néo-écossaise (Showell, 1998).

Pêches et autres activités humaines

Des flottes étrangères (principalement russes, japonaises et cubaines) ont dominé la pêche du merlu argenté sur la plate-forme néo-écossaise à partir des années 1960 jusqu'en 1995, lorsque les chalutiers canadiens ont commencé à participer à la pêche commerciale (Showell et Cooper, 1997) Depuis 2004, toutes les prises de merlu argenté dans les divisions 4VWX ont été effectuées par la flottille à engins mobiles canadienne à l'aide de chaluts de fond avec cul de

chalut à mailles carrées de 55 mm pour prévenir la surpêche de petits poissons. Le TAC a été fixé à 15 000 t depuis 2003, mais le poids des débarquements n'a été en moyenne que de 7 600 t entre 2012 et 2016 (MPO, 2018i).

État et tendances

Le cadre et l'évaluation les plus récents pour le merlu argenté ont eu lieu en 2012. Les indices de biomasse du relevé estival par NO du MPO ont atteint un sommet au début des années 1980, suivis d'une tendance à la baisse jusqu'en 2008 (figure 59). De 2009 à 2014, les indices de biomasse ont augmenté à 60 400 t, le niveau le plus élevé observé depuis les années 1980; toutefois, les tendances de la biomasse ont diminué depuis pour s'établir à 46 074 t en 2016. La biomasse de la population est estimée à partir d'un modèle logistique dynamique de la biomasse (Cook, 2013). Les tendances relatives aux estimations de la biomasse du modèle suivent les indices de biomasse du relevé estival. Selon le modèle, le stock demeure dans la zone saine (MPO, 2018i).

Sources de renseignements

Le relevé estival par NO fournit chaque année des indices de biomasse pour le merlu argenté. Ce relevé fournit des renseignements sur le nombre de merlus argentés, leur biomasse et les estimations de l'importance des classes d'âge et du recrutement.

Sources d'incertitude

Seules les strates 440 à 483 du relevé par NO sont utilisées pour estimer la biomasse dans la mise à jour sur le merlu argenté, qui exclut les données de la baie de Fundy. Les limites des aires du stock de merlu argenté entre la plate-forme néo-écossaise et la baie de Fundy sont imprécises et varient d'une année à l'autre. Une meilleure délimitation de ces stocks pourrait fournir des informations sur les schémas migratoires du merlu argenté et servir à estimer la biomasse de celui-ci dans l'ensemble de la région des Maritimes.

Le modèle logistique de la biomasse pourrait ne pas suivre de près la dynamique de la population réelle, car le modèle suppose le recrutement moyen et la croissance au cours des années projetées et ne tient pas compte de l'importance des classes d'âge (MPO, 2018i). Par conséquent, le modèle pourrait être incapable de fournir des estimations exactes de la biomasse plus d'un an à l'avance.

L'utilisation de la ZI par merlu argenté demeure également inconnue. Les bancs de Browns et de Georges peuvent être utilisés comme aires de frai.

Merluche blanche

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

La merluche blanche (*Urophycis tenuis*) est une espèce de poisson démersal pêchée dans toutes les pêches de poissons de fond des divisions 4VWX5Zc de l'OPANO. On retrouve la merluche blanche de la Caroline du Nord jusqu'au Labrador, avec les plus grandes abondances dans le golfe du Maine et sur le banc de Georges (COSEPAC, 2013). Sur la plate-forme néo-écossaise, la merluche blanche affiche les plus hauts niveaux d'abondance dans la baie de Fundy et le long des eaux profondes des bords de la plate-forme (figure 60) (Ward-Paige et Bundy, 2016). La merluche blanche cohabite avec la merluche rouge dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, avec laquelle elle est souvent confondue.

La merluche blanche adulte et juvénile se retrouve généralement sur des substrats fins, comme la boue se trouve au fond des bassins de la plate-forme néo-écossaise. On retrouve la merluche blanche dans une vaste gamme de profondeurs (50 à 325 m), mais avant tout dans les eaux salines et chaudes dont la plage de température varie entre 5 et 9 °C (Scott, 1982; Simon et Cook, 2011). Les individus de grande taille se retrouvent généralement dans des eaux plus profondes. Dans la partie sud de leur aire de répartition, les individus se déplacent vers des eaux peu profondes pendant les mois chauds et se dispersent vers des eaux plus profondes pendant les mois froids (Chang *et al.*, 1999; Musick, 1974).

La merluche blanche est un reproducteur pélagique très fécond aux œufs flottants. Les juvéniles demeurent dans la partie supérieure de la colonne d'eau pendant une période maximale de trois mois et sont plus fréquents dans les régions côtières peu profondes, tandis que les adultes se retrouvent au large dans des eaux plus profondes (COSEPAC, 2013).

Parmi la merluche blanche recueillie dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 28 % l'ont été sur le banc de Browns, 65 % l'ont été dans le bassin de Georges, 1 % l'a été sur la pente continentale et 5 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la merluche blanche a été recueillie dans la ZI est respectivement de 156,6 m et 8,0 °C.

Définition des populations ou des stocks

La merluche blanche est divisée en deux UD en fonction de différences liées à la génétique et au cycle biologique : la population du sud du golfe du Saint-Laurent et celle de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent. La ZI fait partie de l'UD de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent, qui est considérée comme menacée en raison d'une baisse d'environ 70 % du nombre d'adultes au cours des trois dernières générations (COSEPAC, 2013). À l'intérieur de cette UD, l'est et l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, qui englobent la baie de Fundy et le nord du banc de Georges, sont considérés comme deux unités de gestion distinctes et, à ce titre, la merluche blanche de la ZI fait partie de l'unité de gestion de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, de la baie de Fundy et du banc de Georges. La majeure partie de leur déclin a eu lieu avant le milieu des années 1990, et la population est demeurée stable depuis 2004, car la surpêche de cette espèce a cessé (COSEPAC, 2013; Guenette et Clark, 2016).

Pêches et autres activités humaines

Un TAC a été imposé en 1996 et, depuis 1999, la merluche blanche est capturée comme prise accessoire dans la pêche à la palangre, au filet maillant et au chalut. La merluche blanche est plus vulnérable aux ecchymoses et à la mortalité que d'autres gadidés lorsqu'elle est capturée comme prise accessoire puis libérée (COSEPAC, 2013).

État et tendances

État des stocks

L'abondance de la merluche blanche dans 4X5Zc est actuellement légèrement supérieure à l'objectif de rétablissement proposé de 6 867 t (Guenette et Clark, 2016). Malgré une mortalité naturelle élevée dans 4X5Zc, il existe une probabilité de 84 % de maintenir la biomasse du stock de reproducteurs au-dessus de la cible de rétablissement, selon les estimations de mortalité actuelles (Guenette et Clark, 2016). Les baisses récentes de l'abondance du hareng dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy pourraient influencer sur les trajectoires de rétablissement, car le hareng est une espèce-proie clé (Guenette et Clark, 2016).

Horsman et Shackell (2009) montrent que le bassin de Georges et les bassins profonds du golfe du Maine et de la baie de Fundy, ainsi que les bassins d'Émeraude et de LaHave et la pente continentale, sont des habitats essentiels pour la merluche blanche depuis 1970. Cette constatation est étayée par le relevé par NO de 2016, qui montre les prises les plus élevées de merluche blanche dans les bassins profonds du golfe du Maine et de la plate-forme néo-écossaise, de même que le long de la pente continentale (MPO, 2017a). L'indice moyen de la biomasse à court terme (2011-2015) calculé à partir des relevés par NO (8 155 t) est inférieur à la moitié de la moyenne à long terme (17 889 t) de la division 4 X. Toutefois, ces indices de biomasse demeurent au-dessus du point de référence inférieur défini par le Comité consultatif du poisson de fond de la Région Scotia-Fundy (CCPFRSF) (MPO, 2017a). Le nombre moyen de kilos de merluche blanche par trait de chalut dans le cadre des relevés estivaux par NO dans la ZI montre une tendance générale à la baisse semblable à celle du reste de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise, bien qu'il y ait présence de fluctuations interannuelles relativement élevées (figure 61).

Sources de renseignements

Le relevé estival par NO du MPO fournit annuellement des indices de biomasse et des informations sur la répartition de la merluche blanche dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy.

Sources d'incertitude

La structure des stocks de merluche blanche demeure inconnue, particulièrement dans la vaste UD de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent. Roy *et al.* (2012) ont utilisé des microsatellites pour identifier trois populations génétiquement distinctes de merluche blanche, notamment celles du sud du golfe du Saint-Laurent, du sud de Terre-Neuve et de la plate-forme néo-écossaise, y compris la baie de Fundy et le nord du golfe du Saint-Laurent. Toutefois, la structure des stocks sur la plate-forme néo-écossaise est considérée comme complexe et, par conséquent, l'examen de la structure à échelle fine dans cette population est justifié. De plus, le moment précis du frai sur la plate-forme néo-écossaise n'est pas clair : il se produit soit au printemps (Kulka *et al.*, 2005; Markle *et al.*, 1982), soit à l'été (Bundy et Simon, 2005), soit aux deux saisons (Markle *et al.*, 1982).

Loup atlantique

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Trois espèces de loups atlantiques sont présentes dans l'Atlantique Nord-Ouest, parmi lesquelles on compte le loup atlantique (*Anarhichas lupus*), le loup à tête large (*A. denticulatus*) et le loup tacheté (*A. minor*). Le loup atlantique est l'espèce la plus abondante des trois et est probablement la seule à se retrouver aussi loin au sud que la ZI. Le loup tacheté et le loup à tête large sont tous deux rarement observés dans la ZI et sont plus courants dans la division 4V de l'OPANO et plus au nord (Collins *et al.*, 2015). Au moment l'évaluation du COSEPAC (COSEPAC, 2012e), le loup tacheté n'avait été capturé que dans 22 des 7 200 traits de chalut de recherche effectués sur la plate-forme néo-écossaise. Le loup atlantique se retrouve dans le golfe du Maine (Collins *et al.*, 2015), lequel représente l'extrême sud de son aire de répartition (COSEPAC, 2012a). Sur la plate-forme néo-écossaise, c'est dans l'est de la plate-forme (4V), dans la baie de Fundy, et sur les bancs Roseway, de LaHave et de Browns que le loup atlantique est le plus abondant (figure 62) (Ward-Paige et Bundy, 2016). Le loup atlantique se retrouve autant près des côtes qu'au large, préférant des températures de 0,5 à 3 °C et une

profondeur de 100 à 500 m. Le loup atlantique est présent sur divers types de substrats, dont le sable, le gravier, les grosses roches et les rochers (Novaczek *et al.*, 2017). Le loup atlantique a une longueur de 150 cm et se nourrit principalement d'ophiures, d'oursins, de crabes et de crevettes.

Les trois espèces déposent leurs œufs sur le fond marin et les larves ont tendance à rester près du nid, ce qui réduit le potentiel de dispersion (O'Dea et Haedrich, 2001, Scott et Scott, 1988). On prévoit que les refuges de loups atlantiques seront associés à des profondeurs relativement peu profondes et à des zones de substrat rocheux approprié (Novaczek *et al.*, 2017). Dans une étude par marquage réalisée entre 1962 et 1966 au large de Terre-Neuve-et-Labrador, Templeman (1984 b) fait état de mouvements limités chez les trois espèces, les individus ne se déplaçant en moyenne que de 8 km. Toutefois, certaines migrations sur de longues distances (des centaines de kilomètres) ont été observées dans l'Atlantique Nord-Ouest (Templeman, 1984b).

Définition des populations ou des stocks

Chaque espèce de loup atlantique est génétiquement distincte au niveau des marqueurs mitochondriaux et nucléaires (McBrosmeer et Bentzen, 2010 b) et est considérée comme une seule et unique UD dans les eaux canadiennes. McBrosmeer et Bentzen (2011) ne fournissent aucune preuve de la structure de population du loup tacheté ou du loup à tête large au Canada malgré le potentiel de dispersion limité de ces espèces. McBrosmeer et Bentzen (2010a) ont pu prouver l'existence de trois populations génétiquement distinctes de loup atlantique au Canada, mais il n'existe aucune preuve qu'elles méritent d'être reconnues comme des UD distinctes. Ainsi, chaque espèce est considérée comme un stock unique dans les eaux canadiennes.

Pêches et autres activités humaines

La principale menace pour le loup atlantique est la prise accessoire dans les pêches qui ciblent d'autres espèces, comme la plie ou la crevette. En raison de leur inscription actuelle dans sur la liste de la LEP, un plan de gestion a été publié en 2008 (Kulka *et al.*, 2007) dans le but d'augmenter les niveaux de population et la répartition du loup atlantique en vue d'assurer la viabilité à long terme de la population. La plupart des débarquements de loup atlantique ont lieu dans la division 4X de l'OPANO, particulièrement entre le banc de Browns et les eaux côtières du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (McRuer *et al.*, 2000). Historiquement, le loup atlantique a été capturé en grandes quantités sur le banc de Browns au printemps (Nelson et Ross, 1992; Ward-Paige et Bundy, 2016).

Il est obligatoire de libérer les loups tachetés et les loups à tête large dans les eaux canadiennes et, à ce titre, les débarquements se composent uniquement de loups atlantiques. La survie des individus libérés est variable et dépend de divers facteurs, comme le stress physiologique causé par la variation de la température et de la pression de l'eau, la manipulation et la durée du trait de chalut (Collins *et al.*, 2015).

État et tendances

État des stocks

Dans la région des Maritimes, le loup à tête large et le loup tacheté sont rarement enregistrés dans les relevés de recherche du MPO (Horsman et Shackell, 2009), et dans les divisions 4VWX5Y, l'abondance du loup atlantique est demeurée inférieure à la moyenne à long terme depuis 2009. Des zones d'habitat hautement persistant de loups atlantiques chevauchent

partiellement la limite nord-est de la ZI (selon Horsman et Shackell, 2009). Le COSEPAC (2012a) estime qu'il y a 49 millions de loups atlantiques dans les eaux canadiennes, dont 5 millions d'individus adultes. L'abondance et la répartition des trois espèces ont fortement diminué, bien qu'il y ait eu des hausses plus récentes de l'abondance des trois espèces dans le sud de Terre-Neuve et le sud du Labrador (COSEPAC, 2012a, c, e).

Dans les environs de la ZI, le loup à tête large et le loup tacheté sont rares. Sur le banc de Georges, dans la division 5Z, l'abondance du loup atlantique est demeurée faible depuis 2006. Toutefois, des concentrations plus élevées de loup atlantique sont présentes sur l'ouest de la plate-forme néo-écossaise dans la division 4X et sur l'est de la plate-forme néo-écossaise dans la division 4V (Collins *et al.*, 2015). En 2016, le relevé estival par NO a enregistré les prises les plus élevées de loup atlantique sur le banc de Browns et sur le banc Banquereau. Les indices de biomasse pour le loup atlantique dans la division 4X de l'OPANO varient d'une année à l'autre, mais la moyenne à court terme de 238 t est bien inférieure à la biomasse moyenne à long terme de 1.978 t (MPO, 2017a). En général, l'abondance par trait de chalut du loup atlantique a diminué au fil du temps dans la ZI, bien que cette baisse ait été plus marquée dans le reste de la plate-forme néo-écossaise dans son ensemble.

Considérations relatives aux espèces en péril

Des baisses importantes (> 90 %) dans les années 1980 et au début des années 1990 ont fait en sorte que les trois espèces étaient énumérées dans la LEP. En 2012, le COSEPAC a réévalué l'état du loup atlantique au Canada et a conclu que celui-ci continue de satisfaire aux critères d'une espèce préoccupante en vertu de la LEP, tandis que le loup à tête large et le loup tacheté continuent de satisfaire aux critères d'une espèce menacée en vertu de la LEP (COSEPAC, 2012a, c, e). Les répartitions de chaque espèce ont subi des réductions substantielles au cours des dernières générations (Collins *et al.*, 2015)

Sources de renseignements

Le relevé estival par NO du MPO fournit des estimations de la biomasse dans les secteurs visés par le relevé. Les données sur la répartition du loup atlantique proviennent également des données sur les débarquements commerciaux et la présence d'observateurs (Collins *et al.*, 2015).

Sources d'incertitude

Comme c'est le cas pour la plupart des espèces de poissons de fond, la structure à échelle fine des stocks de chaque espèce demeure inconnue. Chacune des trois espèces de loup atlantique au Canada est traitée comme un seul stock. Les études génétiques précédentes n'ont fourni aucune preuve permettant de répartir les populations en plusieurs UD (McCusker and Bentzen, 2010b, 2011). Toutefois, les techniques actuelles de séquençage à haut débit qui utilisent des milliers de marqueurs génétiques pourraient permettre de résoudre la question de la structure de population à échelle fine et des associations environnementales, le cas échéant.

Sébaste

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Deux espèces de sébaste occupent l'Atlantique Nord-Ouest : le sébaste atlantique (*Sebastes mentella*) et le sébaste acadien (*S. fasciatus*). On retrouve le sébaste atlantique des deux côtés de l'Atlantique, mais dans l'Atlantique Nord-Ouest, son aire de répartition ne s'étend pas aussi

loin au sud que la ZI. En revanche, on retrouve les sébastes acadiens exclusivement dans les eaux de l'Atlantique canadien, et leur aire de répartition va du golfe du Maine, y compris la ZI, jusqu'au golfe du Saint-Laurent et à Terre-Neuve (MPO, 2012a). Le sébaste acadien forme deux populations (unités désignables) : celle de l'Atlantique et de la baie Bonne, mais seule la population de l'Atlantique est pertinente pour la ZI. Une zone de sébastes juvéniles connue sous le nom de « nœud papillon » est située au nord du banc de Browns et est fermée à la pêche au sébaste (figure 2).

La larve du *S mentella* est planctonophage : elle se nourrit principalement de petits crustacés pélagiques et d'œufs de poisson jusqu'à ce qu'elle s'installe sur le fond marin. Le sébaste juvénile et adulte se nourrit de copépodes, de krill et de petits poissons (MPO, 2012a). Sur la plate-forme néo-écossaise, le sébaste est la proie de l'églefin, de la goberge, de la morue et du phoque gris.

La température privilégiée pour le sébaste acadien adulte de la zone sud (unité 3) varie de 5,5 à 7,0 °C (Sévigny *et al.*, 2007). Le sébaste croît lentement, peut vivre jusqu'à 75 ans et peut atteindre une longueur de 60 cm (MPO, 2012a). Les femelles croissent plus rapidement que les mâles, et les taux de croissance sont habituellement plus élevés dans les régions du sud (MPO, 2012a). Les femelles sont vivipares et transportent les juvéniles jusqu'à ce qu'elles libèrent de 1 500 à 107 000 larves à la fin du printemps et au début de l'été (COSEPAC, 2010b). Le recrutement est variable et peut varier de 5 à 12 ans entre les classes d'âge importantes (Sévigny *et al.*, 2007).

Le sébaste acadien vit principalement le long des pentes continentales et dans des chenaux profonds à des profondeurs variant de 150 à 300 m (COSEPAC, 2010b); il représente le taxon de poissons le plus fréquemment observé en association avec les coraux d'eau froide (Gordon Jr et Kenchington, 2007). Buhl-Mortensen et Mortensen (2005) ont constaté que, dans le chenal Nord-Est, le sébaste était presque quatre fois plus fréquent dans les séquences vidéo contenant des coraux. Le chenal de Fundy est une zone d'importance pour les coraux d'eau profonde, lequel fournit un habitat biogène complexe pour des espèces de poissons comme le sébaste. Selon Horsman et Shackell (2009), la composante du bassin de Georges de la ZI et la partie s'approchant de la pente continentale sont également des habitats importants pour le sébaste. Des données plus récentes sur l'abondance provenant de Ward-Paige et Bundy (2016) montrent une abondance relativement élevée de sébaste dans les eaux profondes des bords de plate-forme, en particulier le bord nord-est de la plate-forme, le Gully et les eaux de profondeur moyenne le long de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise (figure 63).

Définition des populations ou des stocks

S. fasciatus est réparti en trois stocks : le stock de la plate-forme néo-écossaise (unité 3, comprend les divisions 4WX5Y de l'OPANO et la ZI), le stock du golfe du Saint-Laurent et du chenal Laurentien (unités 1 +2) et le stock de la plate-forme du Labrador (divisions 2+3K de l'OPANO) (MPO, 2012a). La plate-forme néo-écossaise (unité de gestion 3) est composée des sous-divisions 4X et 4Wdehlk de l'OPANO, tandis que le golfe du Maine correspond à la division 5 de l'OPANO (principalement située sur le territoire américain). Malgré des baisses allant jusqu'à 99,7 % dans certaines parties du sud de l'aire de répartition, les indices d'abondance de la plate-forme néo-écossaise ne montrent aucune tendance positive ou négative constante. Bien qu'il y ait eu des baisses dans certaines régions, l'abondance de

sébaste a également augmenté dans le golfe du Maine, grâce à plusieurs classes d'âge importantes (COSEPAC, 2010b).

Pêches et autres activités humaines

La pêche ciblée et la prise accessoire d'autres pêches sont les principales menaces pour le sébaste acadien. Le sébaste est géré par le MPO sur des aspects comme la limite des prises, la taille minimale réglementaire des prises et la taille minimale du maillage. Sur le banc de Browns, il existe une zone protégée pour les sébastes acadiens juvéniles.

Abondance et tendances

État des stocks

Une série chronologique d'indices de biomasse pour le sébaste acadien de l'unité 3 montre des fluctuations interannuelles importantes. Le lissage de cette série chronologique montre une baisse générale de 1970 à 2000, mais une augmentation générale à partir de 2000. La biomasse estimée n'est jamais tombée en dessous du point de référence limite, correspondant à 40 % de la série chronologique moyenne (1970-2011) de la biomasse (MPO, 2012a). Le nombre de kilos moyen de sébaste par trait de chalut dans la ZI présente une forte variabilité interannuelle, avec une augmentation générale de 1980 à 2010, suivie d'une diminution; à titre de comparaison, les prises moyennes dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise semblent relativement stables au fil du temps, avec une légère augmentation entre 2007 et 2012 (figure 64).

Considérations relatives aux espèces en péril

En 2010, l'unité désignable (UD) de l'Atlantique du sébaste acadien a été désignée comme étant menacée en raison d'une diminution de 99 % de l'abondance des individus matures sur deux générations (COSEPAC, 2010b). Le sébaste acadien est à longue durée de vie et à maturité tardive qui est très vulnérable à la mortalité causée par des activités humaines. Une série chronologique d'indices de biomasse pour le sébaste acadien de l'unité 3 montre des fluctuations interannuelles importantes. Le lissage de cette série chronologique montre une baisse générale de 1970 à 2000, mais une augmentation générale à partir de 2000, qui est demeurée au-dessus du point de référence supérieur pour le stock depuis 2004 (MPO, 2019b). Depuis les années 1990, aucune zone n'a présenté de tendance à long terme, bien qu'il semble que les populations aient été stables ou aient connu de légères augmentations depuis le déclin initial (COSEPAC, 2010b).

Sources de renseignements

Les relevés estivaux par NO fournissent un indice de biomasse pour le sébaste acadien à partir de 1970 dans la région des Maritimes. D'autres relevés saisonniers sont utilisés dans d'autres régions du MPO. Dans toutes les régions, la biomasse adulte est utilisée pour l'estimation de la biomasse et pour les points de référence de la biomasse.

Sources d'incertitude

Sebastes spp. est une espèce au recrutement épisodique, pour laquelle de fortes classes d'âge peuvent se présenter qu'une seule fois ou moins par décennie. Ce recrutement épisodique fait en sorte que la modélisation de l'abondance de la population pose problème. L'influence de ces années de fort recrutement périodique pourrait signifier que le stock croît plus rapidement que ce qui est modélisé, mais les effets réels du recrutement épisodique sur l'abondance des

unités de stock sont inconnus (MPO, 2012a). De plus, la capturabilité de *Sebastes* spp. dans les relevés par NO est considérée comme élevée, mais demeure indéterminée. Par conséquent, la fiabilité des indices de biomasse calculés à partir des relevés par NO demeure également inconnue (MPO, 2012a).

Raie tachetée

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

On retrouve la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) dans l'Atlantique Nord-Ouest et, au Canada, elle est présente en trois grandes concentrations : dans le golfe du Saint-Laurent, dans l'est de la plate-forme néo-écossaise et dans le sud de Terre-Neuve, ainsi que dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy. Parce que son aire de répartition au Canada est si vaste, la raie tachetée présente dans la ZI (ouest de la plate-forme néo-écossaise et baie de Fundy) est peut-être génétiquement distincte de celle des autres zones où on la retrouve (COSEPAC, 2015). La raie tachetée est une espèce benthique qui vit habituellement sur un fond de sable et de gravier à des profondeurs de moins de 111 m. La majorité des raies sont capturées dans des eaux dont la température varie entre 5 et 16 °C. Parvenue à maturité, la raie tachetée présente dans la ZI atteint une longueur de 75 cm et un âge de 13 ans (COSEPAC, 2015). La surveillance à long terme des relevés indépendants des pêches n'a révélé aucune tendance perceptible dans l'abondance de la raie tachetée dans la région de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et de la baie de Fundy, où se trouve la ZI, quoique la baie de Fundy, le banc de Georges, le banc de Browns, le Gully et le banc Banquereau soient des régions d'abondance élevée persistante (figure 65) (COSEPAC, 2015; Ward-Paige et Bundy, 2016). À l'intérieur de la ZI, le banc de Browns est la seule zone d'abondance persistante de la raie tachetée au cours des quatre dernières décennies (Horsman et Shackell, 2009).

Définition des populations ou des stocks

Au Canada, la raie tachetée est considérée comme trois UD distinctes : la population du golfe du Saint-Laurent, la population de l'est de la plate-forme néo-écossaise et de Terre-Neuve, et la population de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et du banc de Georges (COSEPAC, 2015).

Pêches et autres activités humaines

En général, les raies sont particulièrement vulnérables à la surpêche en raison de leur taille importante, de leur faible croissance, de leur maturation tardive et de leur faible fécondité comparativement aux poissons osseux (Dulvy et Reynolds, 2002). Toutefois, il a été démontré que la mortalité par pêche n'a pas causé de déclin dans l'UD de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et du banc de Georges depuis les années 1970 (COSEPAC, 2015).

État et tendances

État des stocks

La surveillance à long terme au moyen des relevés indépendants sur des pêches n'a révélé aucune tendance perceptible en matière d'abondance des espèces dans la région de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et de la baie de Fundy, où se trouve la ZI. Les relevés estivaux par NO du MPO montrent une augmentation de la biomasse estimée de la raie tachetée, qui est passée de 206 t en 2014 à 1 134 t en 2015 (MPO, 2017a). La récente moyenne sur cinq ans (970 t; 2011–2015) est comparable à la moyenne à long terme (1970–2015) de 985 t dans la

division 4X de l'OPANO (MPO, 2017a). La majeure partie de la biomasse de raie tachetée capturée dans le cadre du relevé de 2016 se trouvait sur le banc de Georges; le nombre de kilos par trait de chalut dans la baie de Fundy, sur le banc de Browns et dans le chenal de Fundy était relativement moins élevé, et les prises sur la plate-forme néo-écossaise étaient faibles (MPO, 2017a). Ainsi, la moyenne à court terme (266 t) pour la raie tachetée dans les divisions 4VW est considérablement inférieure à la moyenne à long terme (3 354 t). Toutefois, des études antérieures ont noté que l'abondance de la raie tachetée était particulièrement élevée autour du banc de Browns (Ward-Paige et Bundy, 2016). Au fil du temps, le nombre moyen de kilos de raie tachetée capturée par trait de chalut dans le cadre des relevés estivaux par NO a augmenté dans la ZI, contrairement à une baisse plus générale des prises de raie tachetée dans le reste de la plate-forme néo-écossaise (figure 66). L'abondance de la raie tachetée sur le banc de Georges a augmenté de façon spectaculaire dans les années 1980, après le déclin de certaines espèces importantes sur le plan commercial. Cette augmentation a coïncidé avec le déclin de la raie tachetée sur la plate-forme néo-écossaise, qui était censée être la source de la raie tachetée présente sur le banc de Georges (Frisk *et al.*, 2008). On ne sait toujours pas si cette variation de l'abondance est attribuable à une libération concurrentielle ou à une migration causée par des conditions défavorables sur la plate-forme néo-écossaise (Frisk *et al.*, 2008).

Considérations relatives aux espèces en péril

L'UD du golfe du Saint-Laurent et l'UD de laisse de la plate-forme néo-écossaise et de Terre-Neuve ont connu des baisses de 99 % au cours des trois dernières générations et de 98 % au cours des 2,4 dernières générations, respectivement. Le COSEPAC a réévalué la raie tachetée en 2015 et, en raison de son déclin dans les deux dernières régions, elle a été désignée comme étant en voie de disparition. La population de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et du banc de Georges a également été réévaluée et désignée comme n'étant pas en péril (COSEPAC, 2015). Cette évaluation qui parvient à la conclusion que l'espèce n'est pas en péril est fondée sur l'absence de diminution apparente de l'abondance ou de la superficie occupée par la raie tachetée depuis les années 1970 (COSEPAC, 2015).

Sources de renseignements

Le relevé estival par NO du MPO fournit annuellement des indices de biomasse et des informations sur la répartition de la raie tachetée dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy.

Sources d'incertitude

Il est possible que le chenal de Fundy représente une barrière bathymétrique au déplacement des raies tachetées entre les bancs de Georges et de Browns, mais on ne dispose que de peu d'informations sur les habitudes de déplacement ou l'utilisation de l'habitat en eaux profondes de cette espèce dans la région (COSEPAC, 2015). La raie tachetée est parfois capturée dans le chenal de Fundy à des profondeurs supérieures à 200 m dans le cadre des relevés estivaux par NO et des relevés au chalut de fond réalisés par les États-Unis, ce qui permet de penser que les populations de ces bancs ne sont pas entièrement isolées.

Les trois principales concentrations de raie tachetée au Canada sont séparées par de grandes distances (> 100 km), et on sait peu de choses au sujet des schémas de migration et de mélange au sein de ces populations. L'habitat qui sépare ces concentrations est jugé propice

pour la raie tachetée et peut donc représenter des populations génétiquement distinctes (COSEPAC, 2015).

Raie à queue de velours

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) est endémique en Amérique du Nord et est présente du Labrador jusqu'au cap Cod. La raie à queue de velours préfère les substrats de vase et d'argile molles; les concentrations de raies les plus denses se situent entre 150 m et 550 m de profondeur, même si elles peuvent aussi être observées sur des substrats de sable, de gravier et de cailloux sur les bancs du large du golfe du Maine (COSEPAC, 2012d). Les températures préférées de la raie à queue de velours varient entre 3 et 10 °C (Kulka *et al.*, 2006), bien qu'elle ait été capturée dans des eaux d'une température de 1 à 10 °C dans les relevés estivaux par NO (Simon *et al.*, 2012). Les concentrations les plus élevées de raie à queue de velours au Canada se retrouvent dans les bassins et les fossés entourant les bancs du large, où les températures sont plus chaudes. Les tolérances de température limitées de la raie à queue de velours peuvent expliquer la répartition disjointe de l'espèce, car on ne retrouve pas souvent celle-ci sur les bancs peu profonds, sablonneux et dont les températures sont < 2 °C (COSEPAC, 2012d).

Horsman et Shackell (2009) montrent que certaines parties du bassin de Georges, du banc de Browns et de la baie de Fundy constituent des habitats persistants pour la raie à queue de velours, tout comme la pente le long du chenal Laurentien (figure 67). Les relevés au chalut du Canada et des États-Unis indiquent également que le chenal de Fundy, le bassin de Georges et le banc de Browns présentent une forte abondance par rapport à d'autres parties de la plate-forme néo-écossaise, les prises les plus élevées étant effectuées dans le bassin de Georges depuis 2010 (COSEPAC, 2012d; MPO, 2017a; Ward-Paige et Bundy, 2016).

La raie à queue de velours se nourrit principalement de crustacés, dont la crevette et le krill, et parfois de poissons. On ne connaît pas les prédateurs de la raie à queue de velours. La raie à queue de velours n'a pas été observée dans le contenu stomacal de plus de 156 000 poissons prédateurs échantillonnés sur la plate-forme néo-écossaise (Simon *et al.*, 2012).

Définition des populations ou des stocks

Il existe quatre UD de raie à queue de velours au Canada, dont la population du chenal Hopedale, la population de la fosse de l'île Funk, la population du nez du Grand Banc et la population du golfe du Saint-Laurent et de la plate-forme néo-écossaise. La raie à queue de velours de la ZI fait partie de l'UD du chenal Laurentien et de la plate-forme néo-écossaise, qui a été désignée comme une espèce préoccupante par le COSEPAC (2012d). Cette UD représente environ 70 % de l'aire de répartition de cette espèce au Canada, mais depuis les années 1970, l'abondance et la zone d'occupation de la raie à queue de velours ont fortement diminué. Dans l'ensemble, environ 80 % de la population mondiale de raies à queue de velours se trouve au Canada (COSEPAC, 2012d).

Parmi les raies à queue de velours recueillies dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 22 % l'ont été sur le banc de Browns, 71 % l'ont été dans le bassin de Georges et 7 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la raie à queue de velours a été recueillie dans la ZI sont respectivement de 139,3 m et 7,9 °C.

Pêches et autres activités humaines

Dans la division 4X, la mortalité par pêche a été faible jusqu'en 1985, mais a atteint un sommet à la fin des années 1980 et au début des années 1990. La mortalité par pêche est ensuite retombée à des niveaux faibles comparables à ceux du début des années 1970 (Simon *et al.*, 2012). Il n'existe aucune pêche dirigée pour la raie à queue de velours, et la prise accessoire est relativement faible dans cette UD (COSEPAC, 2012d). La raie à queue de velours croît relativement lentement et produit de 40 à 100 capsules d'œufs par année, ce qui laisse croire à une période de rétablissement potentiellement longue de la population.

État et tendances

État des stocks

Le nombre moyen de kilos de raie à queue de velours par trait de chalut dans le relevé estival par NO est récemment revenu à des niveaux comparables à ceux des années 1980 dans la ZI; une tendance similaire est également observée dans la prise moyenne sur la plate-forme néo-écossaise, bien que le nombre moyen de kilos par trait de chalut soit plus faible que dans la ZI (figure 68). Dans la division 4X de l'OPANO, les estimations de la biomasse de la raie à queue de velours sont récemment revenues à un niveau comparable à la moyenne à long terme, mais sont inférieures aux estimations du milieu des années 1970. Le nombre de raies à queue de velours adultes a augmenté entre 2013 et 2015 par rapport au creux de la série atteint en 2012, tandis que le nombre de raies immatures varie considérablement au fil du temps selon les relevés estivaux par NO (MPO, 2017g). En 2016, la biomasse estimée a atteint 476 t dans 4X, ce qui est légèrement supérieur à la moyenne à long terme (471 t) (MPO, 2017a). Dans 5Z, la biomasse de la raie à queue de velours demeure faible par rapport aux moyennes à court et à long terme. L'abondance de la raie à queue de velours immature et adulte dans 5Z est généralement à la baisse depuis le pic d'abondance de 2004 (MPO, 2017g). La présence d'observateurs en mer (de 0 à 5 % par année dans la plupart des pêches de poisson de fond) est trop faible pour être en mesure d'estimer la prise accessoire totale de la raie, mais on estime que la mortalité après le rejet à la mer est élevée, avec des taux de mortalité d'au moins 50 % dans le cas de la pêche au chalut de fond, de 100 % dans celui de la pêche à la palangre et de 100 % dans celui de la pêche au filet maillant (MPO, 2017g).

Considérations relatives aux espèces en péril

Historiquement, la population de raies à queue de velours du chenal Laurentien et de la plate-forme néo-écossaise représente 90 % de l'abondance de l'espèce et 70 % de son aire de répartition au Canada. L'abondance globale et la zone d'occupation de cette espèce ont diminué depuis les années 1970 (COSEPAC, 2012d) avec une certaine variabilité spatiale et temporelle.

Sources de renseignements

Les relevés estivaux par NO du MPO fournissent annuellement des indices de biomasse et des informations sur la répartition de la raie à queue de velours dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy. Entre 1970 et 2010, 1 489 séries de relevés estivaux par NO sur 7 200 (20,7 %) ont capturé des raies à queue de velours (Simon *et al.*, 2012).

Sources d'incertitude

La structure génétique à échelle fine de la population de l'UD du chenal Laurentien et de la plate-forme néo-écossaise est inconnue. Les populations sont probablement devenues plus

fragmentées à mesure que l'abondance a diminué. Cette fragmentation pourrait entraîner des changements dans la connectivité et, par conséquent, une évolution actualisée de la structure génétique à échelle fine serait justifiée.

Raie épineuse

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) est répartie du Groenland à la Caroline du Sud, aux États-Unis. On retrouve les plus fortes densités de raies épineuses sur les Grands Bancs, et cette espèce est moins abondante dans les régions du sud comme l'ouest de la plate-forme néo-écossaise. Horsman et Shackell (2009) suggèrent que l'est de la plate-forme néo-écossaise et la baie de Fundy sont des habitats essentiels pour la raie épineuse, et qu'il y a présence d'un habitat très persistant limité à la composante de la ZI constituée par le bassin de Georges (figure 69). Cette espèce a été détectée sur les parties de la ZI constituées par le banc de Browns, le chenal de Fundy et le bassin de Georges, mais cette zone ne semble pas revêtir une importance particulière pour la raie épineuse (MPO, 2017a).

On retrouve cette espèce à des profondeurs variant entre 18 et 1 200 m et à des températures allant de 0 à 10 °C. La raie épineuse arrive à maturité à 11 ans et pond de 6 à 40 œufs par année (COSEPAC, 2012f).

Parmi la raie épineuse recueillie dans la ZI dans le cadre des relevés par NO, 61 % l'ont été sur le banc de Browns, 28 % l'ont été dans le bassin de Georges et 11 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la raie épineuse a été recueillie dans la ZI sont respectivement de 112,2 m et 7,5 °C.

Définition des populations ou des stocks

La raie épineuse est considérée comme une seule UD dans les eaux canadiennes, malgré les variations importantes dans les séquences d'ADN mitochondrial observées dans les échantillons canadiens (Coulson *et al.*, 2011). Cette UD a été désignée comme une espèce préoccupante en raison de la forte baisse de sa population dans la partie sud de son aire de répartition historique, ce qui a fini par entraîner un certain rétrécissement de cette aire (COSEPAC, 2012f). Cette baisse s'est poursuivie dans la partie sud de son aire de répartition, malgré une réduction de la mortalité par pêche; en revanche, l'abondance semble augmenter dans les latitudes plus élevées (COSEPAC, 2012f).

Pêches et autres activités humaines

Il n'existe aucune pêche dirigée pour la raie épineuse dans 4X5YZc. La raie épineuse, la grande raie (*Dipturus laevis*) et la raie tachetée figurent parmi les plus grands rejets de pêche selon le poids. Les prises accessoires pour la raie épineuse ne semblent pas attribuables à une pêche particulière, comme on l'observe plus souvent.

État et tendances

État des stocks

Dans 4X, les indices de biomasse pour la raie épineuse étaient les plus élevés entre 1970 et 1985, avec des baisses jusqu'en 2000. Après 2000, la biomasse estimée est demeurée bien en deçà de la moyenne à long terme de 3 742 t (1970-2015), mais elle a légèrement dépassé la moyenne sur cinq ans (2010-2014) en 2014 (MPO, 2017g). En 2015, les estimations de la

biomasse ont augmenté, mais elles ont considérablement diminué en 2016 pour s'établir à 69 t, ce qui est bien en deçà de la moyenne à long terme (MPO, 2017a). Une augmentation de l'abondance de la raie épineuse juvénile a été observée de 2013 à 2015, mais elle a diminué de nouveau en 2016. Dans l'ensemble, l'estimation moyenne à court terme de la biomasse est de 20 % inférieure aux estimations à long terme de la biomasse (MPO, 2017a). Les relevés estivaux par NO du MPO montrent que la raie épineuse se maintient à de faibles niveaux dans les divisions 4VWX de l'OPANO, sans qu'il y ait de signes réels de rétablissement. Plus précisément, il y a eu au fil du temps une diminution générale du nombre moyen de kilos de raies épineuses capturées par trait de chalut dans le cadre des relevés estivaux par NO dans la ZI, ce qui coïncide avec une baisse générale dans l'ensemble de la plate-forme néo-écossaise (figure 70).

Considérations relatives aux espèces en péril

La raie épineuse est une espèce préoccupante au Canada, car il s'agit d'un poisson à croissance lente et à maturité tardive qui a connu d'importantes baisses de population dans la partie sud de son aire de répartition (COSEPAC, 2012f).

Sources de renseignements

Les relevés estivaux par NO du MPO fournissent annuellement des indices de biomasse et des informations sur la répartition de la raie épineuse dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy.

Sources d'incertitude

Les raisons du déclin continu de la raie épineuse sont mal comprises. La mortalité par pêche dans 4X a diminué, mais il y a encore des prises accessoires dans les pêches de pétoncle et d'autres poissons plats (COSEPAC, 2012f). Comme pour la raie à queue de velours, la présence d'observateurs est trop faible pour estimer les taux de prise accessoire pour la raie épineuse, mais on suppose que la mortalité après rejet à la mer est très élevée (50-100 % de mortalité selon le type d'engin [MPO, 2017g]).

Flétan de l'Atlantique

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*; ci-après « flétan ») est le plus gros poisson plat du Canada atlantique. Les femelles atteignent une taille maximale plus élevée que les mâles (jusqu'à 3 m de longueur) et peuvent atteindre l'âge de 50 ans. L'aire de répartition du flétan s'étend de la Virginie jusqu'au nord du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest. Ils sont surtout abondants à des profondeurs allant de 200 à 500 m dans des chenaux profonds entre les bancs et au bord de la plate-forme continentale (MPO, 2018f). Le petit flétan (< 30 cm de longueur) se nourrit principalement d'invertébrés, tandis que les individus plus gros se nourrissent d'invertébrés et d'autres poissons (COSEPAC, 2011b). Le flétan de l'Atlantique est un puissant nageur et est considéré comme semi-pélagique. Le flétan adulte préfère des températures de 4,7 °C, mais on le retrouve dans une plage de température allant de 1,2 à 11,8 °C (Armsworthy *et al.*, 2014). Le flétan juvénile préfère des températures estivales au fond se situant entre 4,2 et 8,7 °C, et des températures hivernales au fond se situant entre 3,7 et 7,7 °C dans les eaux de la Nouvelle-Écosse et américaines (French *et al.*, 2018). Frank *et al.* (2018) montrent en outre que les zones d'habitat très convenable pour les juvéniles sont fortement associées à la production adulte, ce qui laisse penser que le recrutement et la

productivité globale sont étroitement liés aux aires d'alevinage; les divisions 4X et 4W de l'OPANO présentent la plus forte proportion d'habitats convenables pour le flétan juvénile (53 % et 39 % d'habitats convenables, respectivement) et la plus grande abondance de juvéniles, tandis que les divisions 5Y, 5Ze et 5 Zw ont une plus faible abondance de juvéniles, malgré le caractère adéquat de l'habitat; on pense que ces situations reflètent soit la structure des stocks à échelle fine, soit la surpêche dans la division 5 de l'OPANO (French *et al.*, 2018). Ces résultats appuient l'hypothèse de la taille de l'aire d'alevinage, selon laquelle la quantité d'habitats convenables pour les juvéniles est liée à la production adulte (French *et al.*, 2018).

Les aires de frai du flétan dans l'Atlantique Nord-Ouest sont inconnues, et on manque de données sur la répartition des œufs et des larves (French *et al.*, 2018). Toutefois, la ZI est une zone d'abondance persistante du flétan juvénile (figure 71), ce qui laisse entendre que cette zone et la ZPM du Gully sont des aires d'alevinage potentielles du flétan (Boudreau *et al.*, 2017; Shackell *et al.*, 2016). On considère que ces points névralgiques d'abondance élevée persistante de juvéniles, uniques dans la région, offrent une protection contre la pêche commerciale, et que cette protection a contribué à la remontée des stocks (Boudreau *et al.*, 2017). Boudreau *et al.* (2017) suggèrent également que ces deux zones sont les principaux refuges de forte abondance de juvéniles où s'effectue la sélection d'habitats en fonction de la densité.

Dans le relevé estival par NO du MPO de 2016, le flétan a été principalement capturé sur les bancs de Browns et de Georges, dans la baie de Fundy, et de façon relativement uniforme sur la plate-forme néo-écossaise jusqu'au chenal Laurentien (MPO, 2017a). Ward-Paige et Bundy (2016) ont montré qu'il existe une abondance relativement élevée de flétan sur les bancs de Browns et German, le long du bord de la plate-forme et dans le Gully. Parmi le flétan recueilli dans la ZI dans le cadre du relevé par NO, 98 % l'ont été sur le banc de Browns et 2 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles le flétan a été recueilli dans la ZI est respectivement de 71,2 m et 7,6 °C. Le relevé à la palangre sur le flétan de l'Atlantique conjoint de l'industrie et du MPO, qui utilise des palangres, est considéré comme plus représentatif de la répartition du flétan mature, qui est illustrée à la figure 72.

Définition des populations ou des stocks

Le flétan est géré comme deux stocks distincts au Canada; le plus élevé de ces stocks est l'unité de gestion de la plate-forme néo-écossaise et du sud des Grands Bancs (divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO) et le plus petit se trouve dans le golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST de l'OPANO) (Boudreau *et al.*, 2017). Les unités de gestion ont été définies en fonction de la variation des caractéristiques du cycle biologique et d'études de marquage approfondies (Stobo *et al.*, 1988). Toutefois, les parcelles relativement distinctes de forte densité du flétan juvénile suggèrent que la dynamique de la population peut être observée à une échelle plus petite que celle des unités de gestion (Shackell *et al.*, 2016).

Pêches et autres activités humaines

La pêche au flétan n'a pas été réglementée jusqu'en 1988, année où un TAC a été fixé et une taille minimale réglementaire (≥ 81 cm de longueur totale) a été introduite (MPO, 2018f). La pêche est pratiquée toute l'année et, depuis l'introduction d'une taille minimale, plus de 90 % du flétan débarqué dans l'unité de la plate-forme néo-écossaise et du sud des Grands Bancs a été pêché à la palangre (Themelis and den Heyer, 2015). Les débarquements de flétan dans le

Canada atlantique ont augmenté de façon constante depuis le début des années 2000 (MPO, 2018f); le TAC sur la plate-forme néo-écossaise et dans le sud des Grands Bancs a atteint 3 621 t en 2017.

Les zones situées à l'intérieur et à proximité immédiate de la ZI du chenal de Fundy figurent parmi les zones de pêche au flétan les plus fortement exploitées dans la zone de stock, comme en témoigne le nombre de sorties de pêche sélective au flétan observées dans la base de données des relevés de l'industrie. Le nombre relatif de sorties de pêche observées représente une bonne approximation du nombre total de sorties de pêche sélective, et le fait que ces données ne sont que des sorties observées sous-estime la pression de pêche totale dans cette région. La présence d'observateurs pour cette pêche varie de 4 % à 13 % dans la zone 4 de l'OPANO et de 15 % à 87 % dans la zone 3 de l'OPANO (Themelis and den Heyer, 2015). Les prises accessoires conservées comprennent la morue de l'Atlantique, la merluche blanche et le brochet, tandis que les principales espèces rejetées sont l'aiguillat commun, la raie épineuse, la grande raie, d'autres types de raies et le loup atlantique (Hurley *et al.*, 2019; Themelis and den Heyer, 2015). La proportion d'espèces non ciblées dans la pêche dirigée au flétan a diminué, quoique des augmentations continues du TAC pourraient accroître la prise d'espèces non ciblées.

Il convient de souligner que les relevés à la palangre sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie de la pêche au flétan de l'Atlantique comportent également des séries dans la ZI. Bien que le nombre de séries aléatoires stratifiées variera chaque année (stations de 2018 montrées à titre d'exemple seulement; figure 21), les stations fixes seront exploitées au cours des prochaines années et sont essentielles à l'étalonnage des relevés à stations aléatoires stratifiées et des relevés à stations fixes (Cox *et al.*, 2018).

État et tendances

Au Canada, le flétan traverse une période de recrutement élevé et de croissance de sa population (MPO, 2018f). Le nombre moyen de flétans par trait de chalut dans le cadre du relevé estival par NO de 2017 est le cinquième plus élevé des 10 dernières années, et l'indice de biomasse du relevé à la palangre de l'industrie sur le flétan a augmenté depuis 2004, le taux de prise normalisé de 2017 étant le plus élevé de la série chronologique sur 20 ans. Le relevé estival par NO montre une augmentation générale du nombre de kilos de flétan capturés par trait de chalut dans la ZI et une augmentation plus constante sur la plate-forme néo-écossaise dans son ensemble au fil du temps. L'unité de la plate-forme néo-écossaise et du sud des Grands Bancs a reçu la certification du Marine Stewardship Council, mais elle a été désignée comme une espèce préoccupante aux États-Unis en vertu de l'Endangered Species Act (French *et al.*, 2013). Le flétan a également été désigné comme n'étant pas en péril (COSEPA, 2011b).

Sources de renseignements

Le relevé par NO du MPO fournit un indice de l'abondance du recrutement du stock, tandis que le relevé à la palangre sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie dans l'unité de la plate-forme néo-écossaise et du sud des Grands Bancs fournit un indice du flétan exploitable (taille légale) (MPO, 2018f).

Le MPO et l'industrie de la pêche au flétan de l'Atlantique ont collaboré à la réalisation d'un relevé annuel à la palangre depuis 1998. Les protocoles ont changé au cours de cette période,

et un nouveau relevé aléatoire stratifié comportant une normalisation accrue du protocole de pêche et 15 strates de profondeur et de région a été lancé en 2017. Les relevés ont lieu chaque année entre mai et juillet. Il y a cinq stations de relevé à stations fixes dans la ZI qui continueront d'être exploitées au cours des prochaines années, car les taux de prise des relevés à stations fixes sont étalonnés d'après ceux des relevés aléatoires stratifiés. En 2018, on retrouvait trois stations de relevé aléatoire stratifié dans la ZI, mais ce nombre peut changer d'une année à l'autre compte tenu du plan de relevé aléatoire (figure 21).

Sources d'incertitude

On ignore toujours les raisons pour lesquelles le Gully et les zones à proximité de la ZI (et chevauchant celui-ci) sont des aires d'alevinage persistantes pour les juvéniles (Boudreau *et al.*, 2017). Les conditions environnementales dans ces régions semblent être optimales pour l'implantation et la survie du flétan; ces régions peuvent servir de refuges pour se protéger de la pêche ou des prédateurs; il est possible que les proies soient particulièrement abondantes dans ces régions. De plus, les changements climatiques rendent incertaine la persistance de ces zones comme points névralgiques pour les juvéniles.

Plie

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

On retrouve un certain nombre d'espèces de plies dans la ZI, entre autres compris la limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*), la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*), la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) et la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*). La plie grise est une espèce fourrage, tandis que la plie canadienne est un prédateur influent (Horsman et Shackell, 2009). La plie grise et la plie canadienne se retrouvent principalement dans l'est de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy (figure 73), mais aussi dans le banc de Browns (MPO, 2017a; Horsman et Shackell, 2009). On retrouve couramment la limande à queue jaune sur le banc de l'île de Sable, le Banquereau et le banc de Browns (figure 74), tandis que la plie rouge est commune sur les bancs de Georges, de Browns et de l'île de Sable, de même que dans la baie de Fundy (MPO, 2017a, Horsman et Shackell, 2009).

La plie canadienne adulte est benthique et est souvent enfouie dans les sédiments pour éviter la prédation. Ce comportement important suggère que la composition sédimentaire (substrats sablonneux et limoneux) est probablement une caractéristique importante de l'habitat de la plie canadienne. La plie canadienne préfère des profondeurs variant entre 100 et 300 m (Bowering et Brodie, 1991), mais l'échantillonnage a capturé peu de plies canadiennes sous la courbe de niveau de 200 m des chenaux Laurentien et Esquiman, ce qui pourrait suggérer que la plie canadienne préfère des profondeurs de moins de 200 m dans le chenal de Fundy. Scott (1982) a découvert que la température de prédilection de la plie canadienne se situait entre 1 et 4 °C sur la plate-forme néo-écossaise, et que le poisson plus au sud avait une température de prédilection plus élevée. La plie canadienne s'alimente des ressources disponibles, comme des invertébrés et des petits poissons, de sorte que son habitat ne dépend probablement pas de proies particulières.

Parmi la plie canadienne recueillie dans la ZI dans le cadre des relevés par NO, 75 % l'ont été sur le banc de Browns, 21 % l'ont été dans le bassin de Georges et 4 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la plie canadienne a été recueillie dans la ZI est respectivement de 93,3 m et 7,4 °C.

Parmi la plie grise recueillie dans la ZI dans le cadre des relevés par NO, 66 % l'ont été sur le banc de Browns, 31 % l'ont été dans le bassin de Georges et environ 1 % l'a été dans le chenal de Fundy et dans l'habitat de la pente. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la plie grise a été recueillie dans la ZI sont respectivement de 94,2 m et 7,5 °C.

Parmi la limande à queue jaune recueillie dans la ZI dans le cadre des relevés par NO, 99 % l'ont été sur le banc de Browns et 1 % l'a été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la limande à queue jaune a été recueillie dans la ZI sont respectivement de 52,1 m et 7,0 °C.

Parmi la plie rouge recueillie dans la ZI dans le cadre des relevés par NO, 99 % l'ont été sur le banc de Browns et 1 % l'a été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles la plie rouge a été recueillie dans la ZI sont respectivement de 48,5 m et 7,8 °C.

Définition des populations ou des stocks

Les populations de plies qui sont isolées sur les bancs du large de la plate-forme néo-écossaise peuvent représenter des populations distinctes et, à ce titre, sont habituellement divisées en stocks (4VW et 4X de l'OPANO) distincts de ceux du golfe du Maine. La plie canadienne est divisée en trois UD au Canada : la population des Maritimes, la population de Terre-Neuve et la population de l'Arctique (COSEPAC, 2009a).

Pêches et autres activités humaines

Historiquement, les poissons plats ont été pêchés dans le cadre d'une pêche mixte plurispécifique à l'aide d'engins mobiles. Depuis 2015-2016, seule la plie rouge est ciblée dans les pêches dirigées dans 4X5Y, tandis que la plie canadienne, la plie grise et la limande à queue jaune ne sont capturées qu'à titre de prises accessoires. Les prises de limande à queue jaune et de plie canadienne sont limitées à au plus 10 % des prises accessoires de la pêche au moyen d'engins mobiles, tandis que les prises de plie grise sont limitées à au plus 20 % des prises accessoires. La capture de plies dans 4VWX5Y au moyen d'engins fixes se limite également à aux prises accessoires, car le quota disponible ce type de pêche est faible. Outre la plie canadienne, aucune de ces espèces ne dispose de points de référence en matière de stock.

Dans 5Z, on retrouve une pêche dirigée de la limande à queue jaune dans les États-Unis, mais dans la partie canadienne, il n'y a qu'un petit quota pour ce poisson. Depuis 2013, la limande à queue jaune n'est capturée que dans 5 Z.

État et tendances

Parmi ces poissons plats, la population de la plie canadienne des Maritimes, dont l'aire de répartition s'étend du nord du banc de Georges jusqu'au golfe du Saint-Laurent, a été désignée comme menacée (COSEPAC, 2009a). Cette désignation est attribuable à une baisse de 67 % du nombre d'individus adultes sur la plate-forme néo-écossaise, qui est principalement attribuable à la mortalité naturelle et à la mortalité par pêche. On retrouve la plie canadienne dans la partie canadienne du banc de Georges, mais elle n'est pas abondante dans cette région, parce que le chenal de Fundy peut constituer une barrière partielle au mélange de la plie canadienne entre les bancs de Georges et de Browns (COSEPAC, 2009a). Bien que la plie canadienne se retrouve sur le banc de Browns, il ne s'agit pas d'une composante de frai

importante (Busby *et al.*, 2007). Le nombre moyen de kilos de plie canadienne capturés par trait de chalut dans le cadre des relevés estivaux par NO a diminué dans la ZI au fil du temps; cette tendance est également observée dans l'ensemble de la plate-forme néo-écossaise, bien que le poids moyen par trait de chalut soit généralement plus élevé sur la plate-forme néo-écossaise (figure 75).

Les données du relevé estival par NO de 2016 suggèrent que les indices de biomasse pour la plie rouge de 4X sont supérieurs à la moyenne à long terme des séries chronologiques (depuis le début des relevés). Cette tendance pourrait refléter le déplacement des populations du sud du golfe du Maine vers des zones situées plus au nord et au large (Nye *et al.*, 2009). La biomasse moyenne à court terme (au cours des cinq dernières années) est inférieure à la moyenne à long terme pour la plie canadienne de 4X, pour la plie grise de 4X et pour la limande à queue jaune de 4X, ce qui indique une diminution de la biomasse (MPO, 2017a). Le nombre moyen de kilos de limande à queue jaune capturés par trait de chalut dans le cadre des relevés estivaux par NO a diminué dans la ZI; cette diminution contraste avec la situation de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise dans son ensemble, qui montre des prises relativement stables dans le temps (figure 76).

Sources de renseignements

La Gestion des ressources utilise les données provenant des relevés par NO dans 4VWX5Y de l'OPANO et des relevés hivernaux par NO dans 5Z pour fournir des informations sur les tendances en matière d'abondance et de répartition de la plie dans les Maritimes.

Sources d'incertitude

Les habitudes de déplacement saisonnières de la plie demeurent incertaines dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et dans le golfe du Maine, ainsi que dans d'autres régions. La structure du stock génétique de chaque espèce demeure également inconnue.

Brosme

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le brosmes (*Brosme brosme*) est une espèce démersale que l'on retrouve partout dans l'Atlantique Nord; le centre de son abondance se trouve dans le golfe du Maine et dans le sud de la plate-forme néo-écossaise. Le brosmes est une espèce solitaire à nage lente qui préfère un substrat dur et rocheux pour pouvoir se mettre à l'abri sous les roches (Bigelow et Schroeder, 1953). Le brosmes se retrouve aussi fréquemment parmi les gorgones, dont ceux du chenal Nord-Est. Dans l'Atlantique Nord-Ouest, le brosmes préfère des profondeurs intermédiaires proposant une eau relativement chaude variant du 2 à 12 °C, ou 6 et 10 °C dans le golfe du Maine, plus particulièrement (Scott, 1982; Scott et Scott, 1988). On retrouve le brosmes à des profondeurs variant entre 20 et 1 100 m (Andriyashev, 1964; Cohen *et al.*, 1990; Hareide et Garnes, 2001), mais on le retrouve rarement à des profondeurs inférieures à 20 ou 30 m (Svetovidov, 1948). Dans le cadre du relevé sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie effectué au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve, le brosmes est le plus souvent capturé à des profondeurs variant entre 400 et 600 m, mais on l'a capturé jusqu'à des profondeurs de 1 185 m (Harris *et al.*, 2018). Les données de ce relevé révèlent que l'embouchure du chenal Nord-Est est un point névralgique pour l'abondance du brosmes (figure 77).

Runnebaum *et al.* (2017) ont élaboré un indice de qualité de l'habitat pour le brochet du golfe du Maine fondé sur les données des relevés au chalut de fond du printemps et de l'automne 1980 à 2015 du NEFSC et des relevés à la palangre du printemps et de l'automne 2014 à 2015 du NEFSC. Le modèle comprenait la profondeur, la température et le type de sédiment. Les diagrammes de densité fondés sur les données des relevés montrent que la population de brochet est la plus dense dans le centre du golfe du Maine au printemps et à l'automne, bien que les densités se soient resserrées au fil du temps. Le centre du golfe du Maine s'est révélé être l'habitat le plus approprié pour le brochet, tant au printemps qu'à l'automne, et le bassin de Georges s'est également révélé très approprié malgré son substrat limoneux et boueux (figure 78).

Harris *et al.* (2018) ont révélé que le chenal de Fundy présente l'une des plus grandes probabilités de présence du brochet d'après les relevés de l'industrie sur le flétan et les variables environnementales (figure 79). Harris *et al.* (2018) ont montré que les variables environnementales qui ont influencé la convenance de l'habitat du brochet comprenaient le stress actuel, la chlorophylle annuelle, la matière suspendue totale en hiver, la température et la salinité. Par exemple, le brochet est moins répandu dans la baie de Fundy en raison des niveaux élevés de matières en suspension dans l'eau, tandis que les matières en suspension et les niveaux de température dans le chenal de Fundy se situent dans les plages préférées de cette espèce. Ainsi, la protection du chenal de Fundy et du chenal Nord-Est pourrait contribuer au rétablissement de cette espèce.

Le brochet compte parmi les poissons les plus féconds : on rapporte qu'il peut produire entre 100 000 et 4 000 000 œufs (Oldham, 1966). À la naissance, les larves mesurent environ 4 mm et demeurent dans la colonne d'eau jusqu'à ce qu'elles mesurent environ 50 à 60 mm, après quoi elles se déposent dans l'environnement benthique (Collette et Klein-MacPhee, 2002). Le brochet est principalement la proie de l'aiguillat commun (Halliday, 2006), mais aussi de la raie tachetée, la morue de l'Atlantique, le flétan de l'Atlantique, la merluche blanche, la baudroie et possiblement le phoque gris.

Définition des populations ou des stocks

Étant donné que la majorité de sa population se trouve dans le golfe du Maine et dans le sud-ouest de la plate-forme néo-écossaise, le brochet est traité comme une seule UD (COSEPAC, 2012b). Aucune donnée n'indique que les populations de brochet sont spatialement séparées; par conséquent, leur répartition semble être continue du golfe du Maine jusqu'aux Grands Bancs (Harris *et al.*, 2018).

Parmi le brochet recueilli dans la ZI dans le cadre des relevés par NO (360 séries non ajustées en fonction des zones comparées), 35 % l'ont été sur le banc de Browns, 43 % l'ont été dans le bassin de Georges et 22 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La profondeur et la température moyennes pondérées auxquelles le brochet a été recueilli dans la ZI sont respectivement de 116,8 m et 8,4 °C.

Pêches et autres activités humaines

La mortalité liée à la pêche est considérée comme une menace pour le brochet. La pêche dirigée n'existe plus depuis 1999, mais environ 120 à 150 t de brochet sont débarquées chaque année sous forme de prises accessoires dans les pêches pélagiques et de poissons de fond. De ces prises, plus de 95 % sont débarquées par la flottille de palangriers destinée à la pêche

au poisson de fond. Le brosmes est aussi capturé comme prise accessoire dans la pêche au homard, où il est rejeté. Environ 250 à 300 t par année sont capturées comme prises accessoires dans la pêche au homard, et les taux de mortalité associés à ce rejet sont considérés comme élevés (COSEPAC, 2012b). Les pans de pêche axés sur la conservation et les limites de prises accessoires sont les principaux outils réglementaires pour la pêche du brosmes au Canada.

État et tendances

État des stocks

Des relevés estivaux par NO du MPO ont indiqué que, de 1970 à 1985, le brosmes était réparti le long de la plate-forme néo-écossaise, mais qu'il se trouvait principalement au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et qu'il était abondant dans le golfe du Maine. Par contre, dans les années 1990-2000, le brosmes est devenu moins abondant dans la même région (COSEPAC, 2012b). Les relevés au chalut de fond du MPO et du US National Marine Fisheries Service (NMFS) indiquent une diminution continue de l'abondance d'individus adultes dans les trois dernières générations. Malgré le déclin de l'abondance du brosmes, aucune donnée ne prouve une réduction de son aire de répartition (Harris *et al.*, 2018).

Considérations relatives aux espèces en péril

En 2012, le COSEPAC a revu la désignation antérieure d'espèce menacée du brosmes et a désigné celui-ci comme une espèce en voie de disparition (2012 b). On étudie actuellement l'ajout du brosmes à l'annexe 1 de la LEP (Harris *et al.*, 2018). Le relevé sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie indique que le brosmes se situe dans la zone de prudence depuis les sept dernières années (Harris *et al.*, 2018). Bien que sa population actuelle semble stable, le brosmes croît lentement et arrive à maturité tardivement, ce qui laisse croire que son rétablissement pourrait être prolongé.

Sources de renseignements

Le relevé sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie est actuellement le meilleur indicateur de la répartition et de l'abondance du brosmes. Le brosmes peut être capturé dans le cadre des relevés estivaux par NO du MPO, mais il n'est pas facilement capturé par le type d'engin dans ce relevé et, par conséquent, aucune estimation de l'abondance ne peut être faite. De plus, les relevés par NO ne permettent généralement pas d'échantillonner l'habitat préféré du brosmes (Harris *et al.*, 2018).

Sources d'incertitude

Un certain nombre d'incertitudes persistent en ce qui concerne le brosmes, entre autres la structure de ses stocks, l'emplacement de ses sites de frai, ses aires d'alevinage et son abondance réelle à l'échelle de son aire de répartition. Aucune étude n'a été entreprise pour comparer le cycle biologique des brosmes capturés à différents endroits, et aucune étude génétique n'a été entreprise pour délimiter les populations. On ne sait donc pas s'il existe des stocks de brosmes génétiquement distincts.

Myxine du nord

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

La myxine du nord (*Myxine glutinosa*) se répartit de la Floride au Groenland sur des substrats benthiques boueux ou mous à des profondeurs supérieures à 30-50 m (Martini *et al.*, 1997;

Morin *et al.*, 2017). La salinité, la température et le type de substrat sont considérés comme les principaux déterminants de la répartition de la myxine. La myxine passe une grande partie de son temps dans des trous temporaires creusés dans les sédiments mous, lesquels s'effondrent après qu'elle se déplace dans le substrat. La myxine est abondante dans les communautés benthiques caractérisées par des anémones, des vers polychètes, des éponges, des némerthes, des tuniciers et des crevettes *Pandalus*, dont elle se nourrit (Martini *et al.*, 1997). La myxine joue un rôle important dans le cycle des nutriments, le mélange du substrat et l'élimination des organismes morts sur le fond marin.

Parmi la myxine recueillie dans la ZI dans le cadre des relevés par NO, 32 % l'ont été sur le banc de Browns, 63 % l'ont été dans le bassin de Georges et 5 % l'ont été dans le chenal de Fundy. La température moyenne pondérée à laquelle la myxine a été recueillie dans la ZI est de 8,2 °C.

Définition des populations ou des stocks

Il n'existe aucun cadre d'évaluation pour la myxine dans la région des Maritimes. Les données des relevés du poisson de fond du MPO montrent une augmentation de la biomasse vers 1995 et 2006, et une légère augmentation de 2015 à 2017 à la fois de la biomasse et du nombre moyen de myxines capturées par trait de chalut (MPO, 2018d). Toutefois, ce type d'engin a du mal à capturer la myxine, de sorte que ces tendances ne sont pas nécessairement indicatrices de la biomasse réelle dans la région des Maritimes. Sur la plate-forme néo-écossaise, la myxine est débarquée principalement à des profondeurs de 50 à 300 m et est concentrée dans les bassins profonds du golfe du Maine, le long de la pente continentale, et dans le bassin d'Émeraude (MPO, 2018d). Ces zones de débarquement sont renforcées par la répartition de la myxine capturée dans le cadre des relevés par NO, qui, comme mentionné, ont de la difficulté à capturer la myxine, mais qui sont toujours considérés comme représentatifs de sa répartition globale (MPO, 2018d). De 1983 à 2017, le plus grand nombre de myxines capturées dans le cadre des relevés par NO l'ont été dans la baie de Fundy, le bassin de Georges, le bassin d'Émeraude et le long de la pente continentale (MPO, 2018d).

Les relevés printaniers et automnaux de pêche au poisson de fond du NEFSC révèlent des concentrations de poisson de fond dans l'ouest du golfe du Maine de 1963 à 2002. Dans la ZI, la myxine se retrouve surtout dans le bassin de Georges, bien que certains individus soient capturés dans les bancs de Browns et de Georges (NEFSC 2003). La myxine a rarement été capturée dans le cadre de relevés hivernaux. En général, la myxine présente une faible capturabilité dans les relevés du poisson de fond, de sorte qu'il se pourrait que les estimations de leur abondance ne soient pas fiables (NEFSC 2003).

Pêches et autres activités humaines

Au Canada, la pêche dirigée a commencé en 1989, et dans les années 1990, elle était traditionnellement centrée sur 4X, mais elle s'est étendue vers l'est à partir de 2000 (MPO, 2018f). Une pêche exploratoire existe maintenant dans la division 4T9 de l'OPANO (Morin *et al.*, 2017). Dans les Maritimes, cette pêche est gérée en limitant le nombre de permis, la taille des bâtiments, le nombre de pièges par permis et la taille des orifices d'évasion des pièges (Morin *et al.*, 2017). La myxine est pêchée pour servir d'appât, à des fins alimentaires et comme cuir de peau d'anguille.

État et tendances

État des stocks

Le statut de la myxine dans la région des Maritimes demeure inconnu. Il n'existe aucun point de référence pour le stock, mais les taux de prise ont été stables au fil du temps. Un nombre élevé de juvéniles (44 %, et une augmentation récente à 69 %) sont capturés dans le cadre de la pêche hauturière de la myxine en dépit des orifices d'évasion et des périodes de trempage prolongées destinées à permettre leur évasion. Le rejet des juvéniles est interdit, car les individus sont probablement moribonds en raison des changements de température et de pression qu'ils subissent. Les répercussions de ce taux de prise élevé de juvéniles sur le stock dans son ensemble demeurent inconnues (MPO, 2018f). La population de myxine des Maritimes présente divers facteurs de risque élevés, notamment une faible fécondité, une longue durée de vie, une longue période de maturation et une méconnaissance de nombreux aspects de leur biologie.

On ne sait pas si les taux de prise reflètent les tendances générales de la population, car ils peuvent présenter des caractéristiques comme l'hyperstabilité (un phénomène où les taux de prise demeurent élevés même si les populations diminuent), ou si les variations de population peuvent être masquées par les pratiques de pêche par rotation. Bien qu'on n'ait pas observé de baisse du taux de prise au cours des 20 dernières années de la pêche, la durée de vie de l'espèce devrait être longue, avec des taux de croissance lents, ce qui pourrait occasionner des difficultés de durabilité à l'avenir (M. Greenlaw, MPO, comm. pers.).

Sources de renseignements

Les principales sources d'informations sur la myxine sont les données sur les débarquements, les données sur la répartition provenant des relevés du poisson de fond et les relevés du poisson de fond de la NOAA dans le golfe du Maine (MPO, 2018f; NEFSC, 2003).

Sources d'incertitude

L'état général du stock demeure inconnu. Il n'y a pas suffisamment de données disponibles pour caractériser la population et la répartition de la myxine au Canada atlantique. La longévité de la myxine demeure également inconnue, ainsi que la répartition relative des juvéniles par rapport aux adultes. Ces incertitudes nécessiteraient la réalisation d'études ou de relevés ciblés.

Aiguillat commun

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

L'aiguillat commun est un petit requin à longue durée de vie et à croissance lente qui présente une faible fécondité et une faible productivité. En moyenne, six petits naissent tous les deux ans après une période de gestation de 18 à 24 mois (COSEPAC, 2010c). Les femelles ne parviennent à maturité que vers l'âge de 14 ans environ (MPO, 2016c). L'accouplement a lieu à l'automne et au début de l'hiver.

On retrouve l'aiguillat commun dans les habitats benthiques et pélagiques tempérés de la Caroline du Nord jusqu'au sud de Terre-Neuve, et cette espèce entreprend des migrations saisonnières vers le sud en hiver et vers le nord en été (MPO, 2016c). Toutefois, certains individus peuvent vivre dans les eaux de la plate-forme néo-écossaise.

L'aiguillat commun est le plus souvent capturé dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy dans le cadre des relevés sur les écosystèmes du MPO, et il est devenu moins courant dans l'est de la plate-forme néo-écossaise (figure 80). Les eaux situées près de la baie de Fundy et à l'intérieur de celle-ci sont des habitats persistants appartenant au quintile supérieur pour l'aiguillat commun, et des parties du banc de Browns affichent une persistance relativement élevée de l'habitat depuis les années 1970 (Horsman et Shackell, 2009).

Pêches et autres activités humaines

Au Canada, l'aiguillat commun a traditionnellement été pêché au moyen d'engins comme la palangrotte, la palangre et le filet maillant, mais les débarquements n'ont pas dépassé 200 tm en dépit d'un TAC de 10 000 tm établi en 2015. Il n'existe actuellement aucune pêche dirigée au Canada, bien qu'on ait établi un TAC de 4 000 tm pour la pêche dirigée et de 4 000 tm pour la pêche accessoire conservée pour 2018-2019. Il est peu probable que ce TAC soit atteint. Aux États-Unis, où la pêche à l'aiguillat commun est certifiée par le MSC, les débarquements ont augmenté depuis 2002. L'aiguillat commun peut aussi être capturé comme prise accessoire par des chaluts à panneaux et des dragues à pétoncles.

État et tendances

L'aiguillat commun affiche des tendances très variables en ce qui concerne sa biomasse dans les relevés estivaux par NO dans les divisions 4VWX de l'OPANO. La biomasse a été estimée à 133.384 t en 2014, mais elle a diminué à 42.472 t en 2015 (DFO 2017a). La biomasse à court terme (2011-2015) pour l'aiguillat commun de 4VWX (100 608 t) est inférieure à la moyenne à moyen terme (2001-2015) de 149 521 t et à la moyenne à long terme (1970-2015) de 125 805 t (MPO, 2017a). La plus grande partie des prises d'aiguillat commun ont lieu dans 4X et sur le banc de Georges, avec certaines concentrations sur le banc de Browns, le bassin de Georges et dans la baie de Fundy (MPO, 2017a). À l'heure actuelle, les points de référence des États-Unis sont considérés comme appropriés dans le cadre de l'approche de précaution canadienne. En vertu de ce cadre, l'estimation de la biomasse de l'aiguillat commun du Canada se trouve dans la zone de prudence depuis 2015.

L'UICN a déterminé que la population mondiale d'aiguillat commun était vulnérable et affichait une tendance à la baisse (Fordham *et al.*, 2016). Au Canada, l'aiguillat commun a été désigné comme espèce préoccupante par le COSEPAC, mais il n'a pas encore été inscrit sur la liste de la LEP (COSEPAC, 2010c). Ces requins ont peu de prédateurs naturels, mais ils sont sujets à la fois aux pêches ciblées et à la mortalité due aux prises accessoires; les principales sources de mortalité par pêche sont les rejets de la pêche au chalut, au filet maillant et à la palangre. Cette mortalité, combinée à la faible fécondité de l'espèce, à son long temps de génération et à l'incertitude concernant l'abondance des femelles adultes dans les eaux canadiennes, justifiait son statut d'espèce préoccupante. Dans les eaux canadiennes et mondiales, la surpêche est considérée comme la seule menace à l'échelle de la population pour l'aiguillat commun (COSEPAC, 2010c).

Autres poissons de fond

Divers autres poissons de fond qui ne sont pas régulièrement évalués se retrouvent dans la ZI. Parmi ceux-ci, mentionnons l'hémitriptère atlantique (*Hemitripterus americanus*), la loquette d'Amérique (*Zoarces americanus*), le faux-triangle armé (*Triglops murrayi*), le chaboisseau à dix-huit épines (*Myoxocephalus octodecemspinus*), la merluche rouge, la baudroie, le grenadier de roche et d'autres espèces. La baudroie et le grenadier de roche sont brièvement abordés ci-

dessous, tandis que les autres espèces ne sont pas abordées en raison du manque d'informations disponibles.

La baudroie est une espèce démersale originaire de l'Atlantique Ouest qui habite généralement des eaux chaudes de la pente continentale (Kulka et Miri, 2001). Au Canada, elle se retrouve principalement sur les Bancs de Terre-Neuve, dans le golfe du Saint-Laurent, sur la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy. Les relevés annuels par NO montrent que la baudroie semble répartie sur la plate-forme néo-écossaise, avec des concentrations sur le bord des bancs et dans les bassins, mais qu'on a toujours observé de petits poissons (10 à 30 cm) dans le bassin de LaHave, en direction du littoral (MPO, 2002). La baudroie est une espèce méroplanctonique passant par les stades d'œuf et de larve pélagiques, pour ensuite effectuer une transition vers l'habitat benthique durant les stades juvénile et adulte (Steimle *et al.*, 1999). Les concentrations de baudroie atteignent généralement un sommet à des profondeurs de 70 à 100 m, mais aussi à des profondeurs pouvant aller jusqu'à 190 m, et la baudroie semble la plus abondante entre 3 et 9 °C (MPO, 2002). La baudroie se nourrit des ressources disponibles, dont une variété de poissons benthiques et pélagiques, ainsi que d'invertébrés. On sait peu de choses au sujet de la prédation de la baudroie par d'autres espèces, mais les dossiers indiquent qu'elle est consommée par des poissons prédateurs, des requins, des raies et d'autres baudroies (Steimle *et al.*, 1999). Dans la région des Maritimes, le stock actuel se compose de 4VWX et de 5Zc, et la pêche a lieu presque entièrement dans 4 X. Depuis le début des années 1990, de nouveaux marchés et des prix plus élevés ont entraîné une augmentation du nombre de voyages ciblant la baudroie et, par conséquent, les débarquements actuels reflètent probablement les prises. Par contre, avant 1986, année où le marché canadien de la baudroie était limité, les débarquements des flottes à engins mobiles pour la pêche au pétoncle et au poisson de fond ne reflétaient peut-être pas les prises réelles en raison des rejets de pêche potentiels (MPO, 2002). En 2000, la baudroie a fait l'objet d'une révision complète de son évaluation, et la pêche se poursuit à titre de pêche accessoire seulement. Les données suggèrent une amélioration de l'abondance juvénile dans 4X, mais cela ne semble pas donner lieu à une augmentation de la biomasse de la population. L'abondance de la baudroie adulte dans 4X demeure égale ou inférieure à la moyenne, la proportion de gros poissons (> 70 cm) continue de diminuer et la biomasse demeure faible (MPO, 2002). Comme la structure des stocks de baudroie est très peu connue (Kulka et Miri, 2001), les indicateurs pour la baudroie de 4VW montrent des tendances similaires à celles de la baudroie de 4X, et on est incertain de la raison pour laquelle on n'y retrouve pas de gros poissons; la direction suggère de continuer à mettre en œuvre une approche de pêche prudente jusqu'à ce que l'augmentation de l'abondance chez les juvéniles se reflète dans la biomasse adulte (DFO 2002). La répartition de la baudroie est clairsemée dans la région des Maritimes d'après Horsman et Shackell (2009), et son habitat le plus important comprend les bassins profonds de la plate-forme néo-écossaise et le bassin Georges, avec des concentrations élevées le long de la pente continentale ces dernières années. La répartition de la baudroie d'après le relevé estival par NO de 2016 semble relativement égale dans la baie de Fundy, le banc de Browns, le banc de Georges et la plate-forme néo-écossaise (MPO, 2017a).

Le grenadier de roche est une espèce de poisson d'eaux profondes communément appelée « queue-de-rat ». Dans le Canada atlantique, on retrouve le grenadier le long de la pente continentale, du banc de Georges jusqu'au détroit de Davis. Cette espèce a été observée à des profondeurs de 200 à 2 600 m (Atkinson, 1995); elle est la plus abondante à des profondeurs de 800 à 1 000 m (COSEPAC, 2008) et à des températures variant entre 3,5 et 4,5 °C

(Atkinson, 1995). Le grenadier a une longue durée de vie : il atteint sa maturité à l'âge de 10 ans et peut vivre jusqu'à 60 ans. Son temps de génération est de 17 ans, et on croit que le frai se produit tout au long de l'année. Sa fécondité est relativement faible par rapport aux autres espèces de poissons, les femelles produisant entre 12 000 et 55 000 œufs (Scott et Scott, 1988). Le grenadier est désigné comme espèce en voie de disparition par le COSEPAC (2008) en raison d'une baisse du nombre d'adultes de 98 % de 1978 à 1994 et d'une nouvelle baisse entre 1995 et 2003. Cette espèce est considérée comme une seule UD dans le Canada atlantique (COSEPAC, 2008). Le grenadier de roche a fait l'objet d'une pêche commerciale entre les années 1950 et le début des années 1990, mais il n'est maintenant capturé qu'à titre de prise accessoire. Selon les estimations minimales de l'abondance chalutable dans son aire de répartition au Canada, le nombre d'adultes est passé de 44 millions en 1996 à 2,5 millions en 2003; toutefois, les relevés estivaux par NO du MPO ne prélèvent pas d'échantillons au-delà de la pente continentale et, par conséquent, ces chiffres sous-estiment probablement les chiffres réels (COSEPAC, 2008). Les relevés par NO sont limités à des eaux trop peu profondes pour fournir des indications exactes des tendances d'abondance pour le grenadier. Les données provenant de la base de données du SIPMAR révèlent que des prises accessoires sont capturées dans les parties profondes (≥ 200 m) du chenal de Fundy et du bassin de Georges, de l'intérieur du golfe du Maine jusqu'à la pente continentale. La situation locale du grenadier de roche à proximité de la ZI demeure inconnue et, bien que l'on sache que cette espèce est présente dans la ZI, il est peu probable qu'il s'agisse de son habitat préféré.

Hareng

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*; ci-après « hareng ») est un poisson-fourrage pélagique que l'on retrouve des deux côtés de l'Atlantique Nord. Le hareng est réparti du Labrador au cap Hatteras, mais ses principales frayères se situent généralement entre le cap Cod et Terre-Neuve (Scott et Scott, 1988). Le hareng fraye dans des zones distinctes, où il retourne régulièrement. Le hareng arrive à maturité à l'âge de trois à quatre ans, puis amorce un cycle annuel de reproduction, d'hivernage et d'engraissement pendant l'été, qui inclut souvent des migrations et des interactions considérables avec des membres d'autres groupes de reproducteurs (Singh *et al.*, 2016). Les régions côtières et extracôtières (comme le centre du golfe du Maine) servent d'aires d'alevinage pour l'élevage des harengs juvéniles, tandis que les régions extracôtières fournissent des aires d'hivernage et d'alimentation (Townsend, 1992).

Le hareng se nourrit de phytoplancton, de zooplancton et d'ichthyoplancton. Le hareng est une espèce d'importance écologique désignée comme une espèce-fourrage de type I (MPO, 2006). Le hareng est une proie importante pour une variété d'organismes, dont les gros poissons (morue, thon, requin), les mammifères marins (phoques, marsouins, dauphins et baleines) et les oiseaux marins.

Définition des populations ou des stocks

Le hareng de 4VWX fraye dans un certain nombre de secteurs allant de la baie de Fundy jusqu'au cap Breton, et le frai a lieu au printemps ou à l'automne. Il existe quatre composantes de reproducteurs dans 4VWX, dont celle du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et de la baie de Fundy, celle des bancs au large de la plate-forme néo-écossaise, celle des côtes de la Nouvelle-Écosse et celle du sud-ouest du Nouveau-Brunswick (Singh *et al.*, 2016). On retrouve trois stocks dans la région du golfe du Maine et de la baie de Fundy, notamment dans la

composante du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et de la baie de Fundy (4X) mentionnée précédemment, dans celle des côtes du golfe du Maine (5Y de l'OPANO), et dans celle du banc de Georges (5Z de l'OPANO) (Melvin et Stephenson, 2006). La composante du banc de Georges a presque disparu dans les années 1970, mais elle a recouvert ses niveaux des années 1960 à la fin des années 1990. En 2003, on a estimé que la composante du banc de Georges avait fourni jusqu'à 90 % de la biomasse du stock reproducteur des stocks du golfe du Maine (Melvin et Stephenson, 2006).

On ne sait pas quels groupes reproducteurs utiliseraient la ZI comme aire d'alimentation ou voie migratoire. Les regroupements d'alimentation des harengs effectuent des migrations importantes, et il est probable que la ZI fasse partie d'une voie migratoire allant du banc de Georges jusqu'à la plate-forme néo-écossaise, ainsi que de la plate-forme néo-écossaise jusqu'au banc de Georges et au golfe du Maine (R. Singh, MPO, comm. pers.).

Pêches et autres activités humaines

Historiquement, le hareng est une espèce commerciale importante dans le golfe du Maine et dans la région des Maritimes. Avant son effondrement à la fin des années 1970, le banc de Georges a abrité la plus grande pêche au hareng de l'Atlantique Ouest (Melvin et Stephenson, 2006). La pêche se déroule autour des regroupements d'alimentation estivale, d'hivernage et de frai du hareng, habituellement à l'aide de sennes coulissantes, de fascines et de filets maillants (Singh *et al.*, 2016). Certaines frayères soutiennent également une pêche dirigée aux œufs de hareng au filet maillant pendant la saison du frai. Le hareng est habituellement pêché pour servir d'appât, mais aussi pour la consommation. On n'a pas débarqué de hareng dans la partie canadienne du banc de Georges depuis 2004 (Singh *et al.*, 2016).

État et tendances

État des stocks

On sait que les populations du golfe du Maine fluctuent d'une année à l'autre (Townsend, 1992). Dans la région des Maritimes, le hareng est évalué à l'aide d'estimations acoustiques de la biomasse du stock de reproducteurs, lesquelles comportent un certain degré d'incertitude. Dans la composante du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et de la baie de Fundy, la biomasse totale du stock de reproducteurs est passée à 328 000 tonnes en 2016 par rapport à 462 000 tonnes en 2015, et son indice de biomasse était le plus faible depuis 2010 (MPO, 2017i).

Pour ce qui est de la composante des bancs au large de la plate-forme néo-écossaise, les débarquements et le nombre moyen de harengs capturés au cours du relevé estival de NO a diminué en 2016 par rapport à 2015.

Dans la composante des côtes de la Nouvelle-Écosse, la biomasse du stock de reproducteurs est passée de 145 395 tonnes en 2015 à 61 408 tonnes en 2016 dans la région de Little Hope/Port Mouton, tandis que la biomasse moyenne du stock de reproducteurs était de 68 034 tonnes au cours des cinq dernières années (MPO, 2017h). Dans le cadre du relevé de Halifax/Eastern Shore, la biomasse du stock de reproducteurs est passée de 68 562 tonnes en 2015 à 54 094 en 2016; toutefois, cette biomasse est plus élevée que la moyenne des cinq dernières années (28 556 tonnes) (MPO, 2017h).

Sources de renseignements

Il existe peu de données sur le hareng qui réside dans la ZI ou sur les composantes de reproducteurs qui s'alimenteraient ou migrerait dans la ZI (R. Singh, MPO, comm. pers.). La biomasse de hareng est estimée au moyen de relevés acoustiques dans les frayères, mais les harengs ne sont pas capturés de façon représentative dans d'autres relevés du MPO, comme le relevé estival par NO.

Sources d'incertitude

On ne sait pas quelle(s) composante(s) de frai utilise(nt) la ZI pour l'alimentation ou comme voie de migration. Il n'existe aucun moyen d'identifier les groupes de reproducteurs une fois qu'ils ont quitté leur aire de frai, car il se produit un mélange substantiel dans les aires d'alimentation et pendant la migration (R. Singh, MPO, comm. pers.). Le développement de marqueurs génétiques diagnostiques pourrait être utilisé pour déterminer les régions d'origine à partir des aires d'alimentation de stocks mixtes, comme cela a déjà été fait pour le hareng d'Europe (Bekkevold *et al.*, 2011).

Maquereau

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le maquereau de l'Atlantique (*Scomber scombrus*; ci-après « maquereau ») est une espèce pélagique grégaire qui nage rapidement. Son aire de répartition va de la Caroline du Nord à Terre-Neuve (Studholme *et al.*, 1999). Au printemps et à l'été, on retrouve le maquereau près des côtes, tandis qu'à l'automne et à l'hiver, celui-ci préfère les eaux plus profondes et plus chaudes au bord de la plate-forme continentale (MPO, 2017c). Les maquereaux adultes de cette aire de répartition se retrouvent principalement dans les eaux ouvertes du large, mais rarement au-delà de la plate-forme continentale (Studholme *et al.*, 1999). Horsman et Shackell (2009) montrent que la région du chenal de Fundy se classe en queue en matière d'habitat essentiel, l'habitat le plus important pour le maquereau dans les Maritimes étant situé sur les bancs d'Émeraude, Western et de l'île de Sable; cette tendance est constante depuis les années 1970.

On a observé que le maquereau était intolérant à des températures inférieures à 5–6 °C ou supérieures à 15–16 °C, températures auxquelles il augmente sa vitesse de natation, ce qui dénote un évitement thermique. Des maquereaux de la partie nord de leur aire de répartition ont été retrouvés à des températures de 2,8 °C (D'amours *et al.*, 1990), ce qui laisse penser que leurs tolérances de température peuvent varier à travers leur aire de répartition observée. D'après les relevés au chalut de fond du NEFSC, le maquereau adulte est réparti sur des profondeurs allant de 10 à 340 m, mais > 50 % ont été capturés à une profondeur de 60 à 80 m (Studholme *et al.*, 1999). Toutefois, en hiver, plus de 50 % des poissons ont été retrouvés à des profondeurs variant de 20 à 30 m et, au printemps, les poissons étaient de nouveau largement répartis à une profondeur de 380 m (Studholme *et al.* 1999).

Le maquereau est une espèce qui s'alimente des ressources disponibles, dans le plancton (Studholme *et al.*, 1999). Les larves de maquereau se nourrissent de nauplii de copépodes et de copépodes adultes lorsqu'il grandit, tandis que les juvéniles se nourrissent de petits crustacés comme les copépodes, les amphipodes, les mysididés et les larves de décapode. Le régime alimentaire des adultes est plus varié et peut inclure d'autres espèces comme la crevette, le krill, le chétognathe et le polychète (Studholme *et al.*, 1999). Le maquereau adulte

de grande taille se nourrit également de calmars et de poissons comme le merlu, le hareng et le chabot (Bowman et Michaels, 1984). Le maquereau est la proie de l'espadon, du requin, du merlu, du thon, du bar rayé (*Morone saxatilis*), de la morue, du calmar et des oiseaux marins.

Définition des populations ou des stocks

Le maquereau est divisé dans les sous-régions 3 et 4 de l'OPANO dans le Canada atlantique, où les débarquements commerciaux ont diminué considérablement au cours des dernières années. Le maquereau représente un stock transfrontalier qui entreprend des migrations saisonnières entre la Caroline du Nord et le Canada atlantique (Van Beveren *et al.*, 2017).

Pêches et autres activités humaines

Les débarquements de maquereau ont considérablement augmenté dans les années 1960, après l'arrivée de la pêche étrangère, avec des sommets historiques de 250 000 t par année entre 1970 et 1976. Les débarquements ont de nouveau augmenté à 90 000 t en 1990 à la suite des accords conclus avec les États-Unis et l'URSS. Entre 1987 et 2000, le TAC pour la région de l'Atlantique Nord-Ouest était de 200 000 t, mais il a été réduit à 150 000 t entre 2001 et 2009 en raison des faibles estimations de la biomasse provenant des relevés sur les œufs. Ces baisses se sont poursuivies, et le TAC a été ramené à 36 000 t en 2012, mais n'a jamais été atteint. En 2014, le TAC a été établi à 8 000 t, mais les conseils scientifiques ont recommandé que les prises annuelles ne dépassent pas 800 t dans les sous-secteurs 3 et 4 (MPO, 2017c). En 2016, le TAC de 8 000 t a été atteint pour la première fois. Aux États-Unis, les débarquements sont demeurés stables et inférieurs à 6 000 t depuis 2012 (en 2016). Les types d'engins dominants utilisés varient d'une année à l'autre, mais comprennent la palangrotte et la petite senne coulissante, de même que des engins fixes comme les pièges, les filets maillants, les lignes et les fascines (MPO, 2017c).

Le maquereau est utilisé comme appât dans les pêches au homard, au thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*), au crabe des neiges et au flétan de l'Atlantique (MPO, 2017c). Les prises non déclarées constituent un problème important pour la pêche à maquereau, parce qu'une grande partie du maquereau commercialement pêché est vendue directement à d'autres pêcheurs et à l'industrie des appâts à des fins personnelles. Les prises provenant de la pêche récréative ne sont pas non plus enregistrées. Van Beveren *et al.* (2017) indiquent que le total des prises de maquereau, y compris celles provenant de la pêche de poisson-appât, de la pêche récréative et des rejets, peut se situer entre 150 et 200 % des prises déclarées.

État et tendances

Les débarquements dans les eaux américaines (divisions 5 et 6 de l'OPANO) ont également diminué au cours des dernières années. L'abondance de maquereau est estimée à partir d'une étude sur les œufs dans le golfe du Saint-Laurent, lequel est sa principale aire de frai. Les indices d'abondance ont atteint leur plus bas niveau en 2012 (14 568 t), mais sont passés à 52 667 t en 2016 (MPO, 2017c). Toutefois, les niveaux d'abondance demeurent nettement inférieurs aux estimations de plus de 750 000 t des années 1980. La division 4X de l'OPANO est traditionnellement une importante zone de pêche au maquereau, avec des débarquements beaucoup plus élevés que dans 4VW (MPO, 2017c).

Sources de renseignements

L'abondance de maquereau est estimée à partir d'un relevé sur les œufs qui a lieu dans la principale aire de frai, située dans le sud du golfe du Saint-Laurent. En tenant compte de la

température de l'eau, du temps d'incubation, du poids moyen et de la fécondité du maquereau femelle, les densités des œufs sont utilisées pour calculer un indice d'abondance de la biomasse féconde (MPO, 2017c).

Sources d'incertitude

On ne sait pas si la ZI est un habitat essentiel pour le maquereau, car il s'agit d'une espèce pélagique migratrice. Il a été démontré que les caractéristiques chimiques et physiques de l'eau, dont la salinité, les nutriments, l'oxygène dissous et la température, ont une incidence sur la répartition du maquereau sur le banc de Georges, de sorte que la biomasse du maquereau dans une région varie annuellement (Garrison *et al.*, 2002; Radlinski *et al.*, 2013). Le maquereau préfère les eaux extracôtières à l'automne et à l'hiver, de sorte que cette zone peut servir d'aire d'alimentation. Il est probable que le maquereau traverserait la ZI pendant les migrations de reproduction et pendant les migrations vers le sud, mais l'utilisation réelle de la ZI demeure inconnue.

Grands poissons pélagiques

Une diversité de grands poissons pélagiques se déplacent dans les eaux du Canada atlantique toute l'année, entre autres le thon, le marlin et le requin. Des processus océanographiques distincts, comme la remontée des eaux profondes à l'embouchure du chenal Nord-Est, les ondes internes générées dans les chenaux de Fundy et Nord-Est, et les tourbillons océaniques locaux, de concert avec les caractéristiques dynamiques associées au Gulf Stream, le plancton concentré et les espèces fourrage (calmar, hareng, etc.) attirent de grands poissons pélagiques de diverses espèces, notamment le thon, vers la ZI et la pente continentale.

Compte tenu de la nature très migratrice de bon nombre de ces espèces, qui ne passent qu'une partie de l'année dans les eaux canadiennes pour traquer leurs proies et rechercher des températures adéquates, les tendances en matière d'abondance se font à de vastes échelles géographiques.

Sources de renseignements

On n'effectue pas régulièrement de surveillance des grandes espèces pélagiques indépendante des pêches au Canada atlantique; toutefois, des relevés sur le requin-taube commun (*Lamna nasus*) ont été réalisés en 2006-2007 et, plus récemment, en 2017 (H. Bowlby, MPO, comm. pers.). Les données dépendantes des pêches provenant des débarquements et des journaux de bord sur les prises directes et accessoires figurent parmi les seules sources de données dont on dispose pour certaines grandes espèces pélagiques, comme c'est le cas avec les données du journal de bord de la LEP pour les espèces désignées.

Sont ici présentés des renseignements sur la présence et la répartition de grandes espèces pélagiques d'après les données sur les prises dépendantes des pêches canadiennes de l'espadon au harpon et à la palangre et de la pêche canadienne du thon rouge de l'Atlantique dans les Maritimes, sans qu'il y ait insistance sur les tendances dans la zone géographique plus restreinte de la ZI, compte tenu des définitions des stocks et de l'échelle des déplacements de ces espèces. La répartition des débarquements d'autres espèces de thon est également indiquée, d'après des données dépendantes des pêches (figure 81). Sont inclus des renseignements sur la présence des espèces dans la ZI et sur le statut des stocks connus des espèces, tels que rapportés par la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA, un organisme intergouvernemental responsable de la gestion et de la

conservation du thon et des espèces apparentées au thon dans l'océan Atlantique et les mers adjacentes²) dans son Rapport de la période biennale 2016-2017, II^e partie (2017) – Rapport du Comité permanent pour la recherche et les statistiques, et ses annexes (2018). Vous trouverez de plus amples renseignements sur les grands poissons pélagiques sur le site Web de la CICTA.

Thon blanc

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le thon blanc (*Thunnus alalunga*) est un thon des eaux tempérées largement réparti dans l'océan Atlantique et la mer Méditerranée. Les limites géographiques de son aire de répartition vont de 45 à 50°N à 30 à 40°S, mais il est moins abondant dans les eaux de surface entre 10°N et 10°S. La répartition des débarquements sur la plate-forme néo-écossaise et à l'intérieur et autour de la ZI d'après les données dépendantes des pêches est illustrée à la figure 82 et à la figure 83.

Définition de la population ou du stock

D'après les renseignements biologiques disponibles aux fins d'évaluation, on suppose l'existence de trois stocks : un stock de l'Atlantique Nord, un stock de l'Atlantique Sud (séparés à 5°N) et un stock méditerranéen.

Pêches et autres activités humaines

Les débarquements nominaux canadiens de thon blanc de l'Atlantique Nord en 2016 étaient d'environ 20 t, et le quota canadien était de 200 t. L'année où ont eu lieu les plus importants débarquements de thon blanc de l'Atlantique Nord au Canada, depuis 1992, est en 2000, lorsque 122 t ont été débarquées.

État et tendances

L'état du stock de thon blanc de l'Atlantique Nord repose sur les plus récentes analyses effectuées en mai 2016 à partir des données disponibles jusqu'en 2014. En 2016, un modèle de production a été utilisé pour évaluer l'état des stocks de thon blanc. De même, en 2016, la CICTA a établi un TAC de 28 000 t et a suggéré que la biomasse continuerait d'augmenter et qu'elle était vraisemblablement viable à ce niveau, de sorte que plusieurs dispositions ont été incluses pour permettre aux prises de dépasser ce TAC établi. On souligne également que, depuis l'établissement du TAC en 2001, les prises sont demeurées nettement inférieures à celles du TAC pendant toutes les années sauf trois, y compris en 2016, ce qui pourrait avoir accéléré le rétablissement au cours de la dernière décennie.

Thon obèse

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le thon obèse (*Thunnus obesus*) est réparti dans l'océan Atlantique entre 50°N et 45°S, mais il est absent de la mer Méditerranée (figure 84, figure 85). Le thon obèse est une espèce épipélagique ou mésopélagique qui vit en eaux libres et qui préfère des températures variant entre 17 °C et 22 °C. Toutefois, on sait que cette espèce blanche et cherche de la nourriture

² [ICCAT site web](#)

dans des eaux profondes dont la température tourne autour de 5 °C. On retrouve habituellement le thon obèse à une profondeur de 50 m, mais il a été observé à des profondeurs dépassant 1 000 m (CICTA, 2006-2016).

Définition de la population ou du stock

Le thon obèse est traité comme un seul stock dans l'océan Atlantique (CICTA, 2006-2016).

État et tendances

La dernière évaluation des stocks de thon obèse a été effectuée en 2015. L'évaluation des stocks s'est appuyée sur les données de la pêche pour la période de 1950 à 2014, et la plupart des indices d'abondance relative utilisés dans l'évaluation ont également été construits tout au long de 2014. Les évaluations de l'état des stocks du thon obèse de l'Atlantique ont utilisé plusieurs approches de modélisation, allant des modèles de production non équilibrée aux modèles d'évaluation statistique intégrés. On a estimé que les stocks de thon obèse de l'Atlantique étaient surpêchés et qu'une surpêche avait lieu en 2014. Selon les projections, des prises du niveau du TAC de 85 000 t auraient une probabilité d'environ 30 % de permettre le rétablissement de la population à un niveau conforme aux objectifs de la CICTA d'ici 2028. Les objectifs de la CICTA quant au thon obèse de l'Atlantique sont de maintenir le stock à des niveaux capables de produire sa production maximale équilibrée (PME). Selon les projections, le maintien des niveaux de prises à un TAC de 65 000 t devrait permettre de rétablir l'état des stocks conformément aux objectifs de la CICTA avec une probabilité de 49 % d'ici 2028. Toutefois, en 2016, les prises (72 375 t) dépassaient le TAC de 65 000 t. Par conséquent, si les prises futures sont maintenues au niveau de 2016, la probabilité d'atteindre les objectifs de la CICTA d'ici 2028 devrait diminuer pour atteindre environ 38 %. Les débarquements nominaux canadiens de thon obèse de l'Atlantique en 2016 étaient d'environ 171 t, alors que le quota canadien était de 1 575 t. Les principaux débarquements de thon obèse au Canada depuis 1992 ont eu lieu en 2000, lorsque 327 t ont été débarquées.

Thon rouge de l'Atlantique

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le thon rouge de l'Atlantique a une vaste répartition géographique, mais il vit principalement dans l'écosystème pélagique tempéré de l'Atlantique Nord et des eaux adjacentes, comme le golfe du Mexique, le golfe du Saint-Laurent et la mer Méditerranée. Le thon rouge est un grand migrateur qui semble afficher un comportement de retour et une fidélité aux principales aires de reproduction de la Méditerranée et du golfe du Mexique. Le thon rouge de l'Atlantique migre dans les eaux canadiennes entre juillet et décembre. Les dates d'ouverture et de fermeture de la pêche commerciale varient selon chaque flottille, mais la saison s'étend de la fin du printemps à la fin de l'automne, et la majorité des débarquements ont lieu entre la fin de juillet et le début de septembre.

Le thon rouge de l'Atlantique a une durée de vie d'environ 40 ans et on croit qu'il atteint la maturité à 25 kg. À 20 ans, il peut atteindre 270 cm et peser 400 kg (CICTA, 2010). Le thon rouge de l'Atlantique est hautement migrateur et atteint souvent des profondeurs de 500 à 1 000 m (Maguire et Lester, 2012). Dans la ZI, le thon rouge de l'Atlantique se nourrit principalement de hareng et de maquereau. Le déclin récent des espèces-proies, en particulier du maquereau, ne semble pas avoir eu d'incidence sur l'aire de répartition du thon rouge de

l'Atlantique au Canada. Les prédateurs occasionnels du thon rouge de l'Atlantique adulte comprennent les épaulards, les globicéphales et les makos (Scott et Scott, 1988).

Au Canada, l'une des principales régions de capture du thon rouge de l'Atlantique est l'entrée du chenal de Fundy entre les bancs de Browns et de Georges, connu sous le nom de « Hell Hole » (figure 86, figure 87). Dans la pêche dirigée, le thon rouge de l'Atlantique est capturé à l'aide d'une canne et d'un moulinet, d'une palangrotte, d'un harpon électrique et de trappes en filet. Tous les poissons pêchés doivent être marqués et pesés au quai.

À l'heure actuelle, la principale cause anthropique de mortalité du thon rouge de l'Atlantique dans les eaux canadiennes est la pêche ciblée et les prises accessoires. Entre les années 1970 et 1992, la biomasse du stock reproducteur de la population occidentale de thon rouge de l'Atlantique a diminué considérablement, mais après la mise en œuvre d'un plan de rétablissement sur 20 ans en 1998, la biomasse du stock reproducteur semble s'améliorer.

Définition de la population ou du stock

À l'heure actuelle, la population de thon rouge de l'Atlantique est gérée en tant que deux stocks, conventionnellement séparés par le méridien de 45^e méridien ouest, mais les efforts déployés en vue de comprendre la structure de la population à l'aide du marquage, de la génétique et de la microchimie indiquent qu'un mélange se produit à différents taux dans l'Atlantique Est, Ouest et Nord-Ouest. (CICTA, 2006-2016).

État et tendances

État des stocks

Le stock de thon rouge de l'Atlantique est évalué tous les deux ou trois ans environ. La dernière évaluation remonte à juillet 2017; elle était ouverte aux révisions de la méthodologie et de la paramétrisation des évaluations. En 1998, la CICTA a lancé un plan de rétablissement d'une durée de 20 ans et a recommandé un total admissible des captures (TAC) de 1 900 t en 2009, de 1 800 t en 2010, de 1 750 t en 2011, 2012, 2013 et 2014 et de 2 000 t de 2015 à 2017. Lors de l'évaluation de 2017, deux modèles (analyse des populations virtuelles – APV et synthèse du stock – SS) ont été considérés comme suffisamment développés pour produire des avis sur l'état du stock, et les résultats ont également été pondérés pour formuler l'avis. Les évaluations de 2017 n'ont pas produit d'avis de gestion fondé sur les points de référence relatifs à la PME. Elles ont plutôt cherché à fournir un avis à court terme sur le point de référence ($F_{0.1}$) relatif au taux de mortalité par pêche (F), un indicateur de FPME, à partir du recrutement récent, en supposant que le recrutement à court terme sera semblable au recrutement récent. Selon l'évaluation de 2017, le TAC ne devait pas dépasser 2 500 t entre 2018 et 2020, ce qui représentait une augmentation de 500 t. Il a également été mentionné que presque tous les TAC de plus de 1 000 t entraîneront une diminution estimative de la biomasse entre 2018 et 2020. En plus du TAC, le thon rouge de l'Atlantique bénéficie d'une mesure supplémentaire de gestion de la taille. Les parties contractantes, les parties non contractantes coopérantes ou les entités de pêche doivent prendre les mesures nécessaires pour interdire la prise, la conservation à bord, le transbordement, le transfert, le débarquement, le transport, l'entreposage, la vente, l'exposition ou l'offre de vente de thon rouge de l'Atlantique pesant moins de 30 kg. Les débarquements nominaux canadiens du thon rouge de l'Atlantique en 2016 étaient d'environ 466 t, alors que le quota canadien était de 506 t.

Considérations relatives aux espèces en péril

En 2011, le thon rouge de l'Atlantique Ouest a été désigné par le COSEPAC comme une espèce en voie de disparition en raison d'une diminution de 69 % de l'abondance des adultes au cours des 2,7 dernières générations (COSEPAC, 2011 a; Maguire et Lester, 2012). Le thon rouge n'est pas inscrit à la LEP, mais il est désigné comme espèces en voie de disparition par l'UICN, avec une tendance de population décroissante dans l'Atlantique.

Thon à nageoires jaunes

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le thon jaune (*Thunnus albacares*) est un poisson épipelagique et mésopélagique largement réparti dans les eaux tropicales et subtropicales des océans Atlantique, Indien et Pacifique, mais il est absent de la mer Méditerranée (Collette et Nauen, 1983; CICTA, 2006-2016). Les limites géographiques se situent entre 45° et 50° N et 45° et 50° S. Leur large répartition explique le nombre et la variété des pêches qui se sont développées dans le monde entier. . Dans l'océan Atlantique, la répartition s'étend des Pays-Bas à l'Afrique du Sud dans l'Atlantique Est, et du sud du Canada au nord de l'Argentine dans l'Atlantique Ouest. Les débarquements pour la biorégion sont agrégés dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, particulièrement près du chenal de Fundy et des eaux du large au sud-est (figure 88, figure 89).

Définition de la population ou du stock

Jusqu'en 1993, on a considéré l'existence de deux stocks différenciés de thon jaune dans l'océan Atlantique. Bien que les zones de frai distinctes puissent impliquer des stocks distincts ou une hétérogénéité importante dans la distribution du thon jaune, les déplacements transatlantiques observés (de l'ouest vers l'est) indiquent que le thon jaune est réparti de façon continue dans l'océan Atlantique tropical. Par conséquent, on ne retrouve actuellement qu'une seule unité de gestion du thon jaune dans la zone visée par la Convention de la CICTA.

État et tendances

Une évaluation des stocks de thon jaune a été effectuée en 2016, et des données sur les prises et les efforts jusqu'en 2014 étaient alors disponibles. D'après l'évaluation des stocks effectuée en 2016, les stocks de thon jaune de l'Atlantique ont été surestimés, mais en 2014, la biomasse se situait à 95 % de la biomasse nécessaire pour une production maximale équilibrée (BPME). On s'attendait à ce que le maintien des niveaux de prise de 110 000 t du TAC maintienne la santé des stocks jusqu'en 2024. Toutefois, en 2016, les prises dépassaient de 16 % la recommandation. Les débarquements nominaux canadiens de thon jaune de l'Atlantique en 2016 étaient d'environ 19,5 t. Les principaux débarquements de thon jaune au Canada depuis 1992 ont eu lieu en 2004, lorsque 304 t ont été débarquées.

Bonite à ventre rayé

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

La bonite à ventre rayé (*Katsuwonus pelamis*) est une espèce cosmopolite présente dans les bancs des eaux tropicales et subtropicales des trois océans. Ses limites géographiques se situent entre 55° et 60° N et 45° et 50° S. Il est le plus abondant dans la région de l'équateur tout au long de l'année et dans les tropiques pendant la saison chaude. Cette vaste répartition tient compte du nombre et de la variété des pêches qui se sont développées partout dans le

monde. Dans l'océan Atlantique, la répartition s'étend de l'Irlande à l'Afrique du Sud dans l'Atlantique Est, et du Canada au nord de l'Argentine dans l'Atlantique Ouest.

Définition de la population ou du stock

Les stocks peuvent être divisés en deux unités distinctes dans l'est et l'ouest de l'océan Atlantique, séparées par le 30^e méridien ouest (une ligne de séparation établie lorsque les pêches étaient côtières). Cependant, des migrations et des records de pêche à la palangre ont montré la présence de bonites à ventre rayé juvéniles le long de l'équateur, à l'ouest de 30° O et à seulement 1 000 milles nautiques des pêches brésiliennes, ce qui pourrait vouloir dire un certain degré de mélange (CICTA, 2006-2016).

État et tendances

Des évaluations des stocks de bonite à ventre rayé dans l'Atlantique Est et dans l'Atlantique Ouest ont été effectuées en 2014 à l'aide des données sur les prises disponibles jusqu'en 2013. En ce qui concerne le stock de bonite à ventre rayé dans l'Atlantique Ouest, il est recommandé que les prises ne soient pas autorisées à dépasser la PME. Le modèle basé sur les prises et le modèle de production de biomasse excédentaire non équilibrée ont estimé respectivement que la PME atteint de 30 000 t à 32 000 t. Au cours des dix dernières années, la prise moyenne de bonite à ventre rayé provenant des stocks de l'Atlantique Ouest a été de 27 194 t. Il a été déterminé que le stock est en bonne santé, qu'il n'a pas été surpêché et qu'il ne l'est pas actuellement. Les débarquements nominaux canadiens de bonite à ventre rayé de l'Atlantique Ouest en 2016 étaient d'environ 0 kg. Les plus grands débarquements de bonite à ventre rayé au Canada depuis 1992 ont eu lieu en 2010, lorsque 25 kg ont été débarqués.

Espadon

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

L'espadon (*Xiphias gladius*) est largement réparti dans l'océan Atlantique et la mer Méditerranée. L'espadon peut être présent dans les eaux côtières et avoir une grande tolérance de température, laquelle varie de 5 à 27 °C. L'espadon fraie à des températures de 23 à 26 °C, mais il peut frayer toute l'année dans l'Atlantique Nord-Ouest (CICTA, 2006-2016). Des études de marquage montrent que l'espadon entreprend des déplacements importants entre les eaux tropicales et tempérées de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud. Les débarquements sur la plate-forme néo-écossaise sont principalement regroupés près de la rupture de pente continentale, les zones de débarquements élevés chevauchant la partie sud de la ZI près du chenal de Fundy (figure 91 et figure 92).

Pêches et autres activités humaines

L'espadon est pêché à la palangre et au harpon en Nouvelle-Écosse. L'effort déployé entre 2002 et 2010 a diminué : les navires, les séries, les voyages et les jours de mer étaient moins nombreux en 2010 qu'en 2006 (Hanke *et al.*, 2012). L'effort a diminué de 50 % en 2011 dans les divisions 4WX de l'OPANO, bien que les débarquements n'aient pas diminué (MPO, 2011a). Les prises accessoires associées à la pêche de l'espadon à la palangre comprennent le thon, le requin-taupe bleu, le requin bleu, le requin-taupe commun, la tortue caouanne et la tortue luth, bien que la plupart de ces prises accessoires aient lieu sur la plate-forme continentale et non dans la ZI, sauf près de la pente (MPO, 2011a).

Définition de la population ou du stock

Dans la zone visée par la Convention de la CICTA, les unités de gestion de l'espadon aux fins d'évaluation sont un groupe méditerranéen distinct, et les groupes de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud sont séparés à 5° N (CICTA, 2006-2016).

État et tendances

État des stocks

La situation des stocks d'espadon de l'Atlantique Nord et de l'Atlantique Sud a été évaluée en 2017 à l'aide des données disponibles jusqu'en 2015. En 2010, le total admissible des captures dans l'Atlantique Nord a été ramené de 14 000 t à 13 700 t. La quantité totale de prises déclarées depuis 2010 s'est établie en moyenne à 11 682 t et n'a dépassé le TAC qu'une seule année (13 868 t en 2012). Le TAC actuel de 13 700 t a une probabilité de 36 % de maintenir le stock d'espadon de l'Atlantique Nord dans le quadrant vert du diagramme de Kobe d'ici 2028 (ce qui représente un stock sain qui n'est pas surpêché; Maunder et Aires-da-Silva, 2011), tandis qu'un TAC de 13 200 t aurait une probabilité de 50 % de maintenir ce stock. En plus du TAC, l'espadon bénéficie d'une mesure supplémentaire de gestion de la taille. Chaque pays dispose de deux choix en ce qui a trait à la taille minimale permise de l'espadon débarqué : soit tout ce qui dépasse 125 cm de longueur de la mandibule à la fourche, avec une tolérance de 15 % pour tout ce qui est inférieur à cette limite, soit tout ce qui dépasse 119 cm de longueur de la mandibule à la fourche, avec une tolérance zéro pour tout ce qui est inférieur à cette limite, de même que l'évaluation des rejets. Les débarquements nominaux d'espadon au Canada en 2016 étaient de 1 547,9 t, ce qui a donné lieu à un déficit de quota de 492,3 t. Le quota canadien pour 2016 était de 2 040,2 t, ce qui comprenait des transferts au Canada de 35 t en provenance du Japon et du Taipei chinois, et de 125 t du Sénégal. Toutefois, l'évaluation actuelle des stocks tient compte du fait que les avis ci-dessus ne prennent pas en considération les retraits associés à la mortalité réelle des rejets morts et vivants non déclarés, les reports de quotas (15 % dans l'Atlantique Nord), les transferts de quotas entre les limites de gestion des stocks du Nord et du Sud, ni le fait que le quota cumulatif total distribué serait supérieur au TAC s'il était atteint.

Makaire bleu

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le makaire bleu (*Makaira nigricans*) est l'une des grandes espèces de marlin. Le makaire bleu effectue de nombreux déplacements dans l'Atlantique. D'importants déplacements sont observés entre le centre du littoral atlantique des États-Unis et le golfe du Mexique et les eaux vénézuéliennes, ainsi qu'un nombre plus faible de déplacements transatlantiques et transéquatoriaux (CICTA, 2006-2016).

Définition de la population ou du stock

La CICTA gère l'Atlantique en tant qu'une seule unité de stock pour le makaire bleu.

État et tendances

La plus récente évaluation pour le makaire bleu a été effectuée en 2011. Cette évaluation indique que le stock demeure surexploité et qu'il fait actuellement l'objet d'une surpêche. À l'époque, on a fait remarquer que le stock continuerait de diminuer si les niveaux de prise de makaire bleu (3 223 t en 2010) n'étaient pas considérablement réduits. On croit que le plan de

gestion actuel pourrait permettre de rétablir le stock de makaire bleu s'il est bien mis en œuvre. En 2012, la CICTA a établi un TAC de 2 000 t. En 2016, les débarquements de makaire bleu n'ont été que de 1 295 t, et le Canada n'a débarqué qu'environ 100 kg de cette espèce. De plus, à l'heure actuelle, quatre parties contractantes de la CICTA (Brésil, Canada, Mexique et États-Unis) imposent ou encouragent l'utilisation d'hameçons circulaires sur leurs flottilles de pêche pélagique à la palangre. Des recherches récentes ont démontré que, dans certaines pêches à la palangre, l'utilisation d'hameçons circulaires a entraîné une réduction de la mortalité du marlin, tandis que les taux de prise de plusieurs des espèces ciblées sont demeurés les mêmes ou étaient supérieurs aux taux de prise observés avec l'utilisation d'hameçons en « J » conventionnels ou d'hameçons circulaires décalés.

Le makaire bleu est principalement pêché dans les pêches pélagiques à la palangre qui ciblent les thons, bien qu'il puisse être capturé comme prise accessoire dans les pêches côtières au filet maillant.

Makaire blanc

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le makaire blanc est largement réparti dans les eaux subtropicales et tropicales de l'océan Atlantique et, à l'occasion, dans les eaux tempérées de l'Atlantique et dans la mer Méditerranée. Les limites géographiques de son aire de répartition vont de 55° N à 45° S, mais le makaire blanc est moins abondant dans les eaux de l'Atlantique du centre-est et de l'Atlantique du centre-sud (CICTA, 2006-2016).

Définition de la population ou du stock

Dans la zone visée par la Convention de la CICTA, il n'y a qu'une seule unité de gestion du makaire blanc.

État et tendances

La plus récente évaluation du makaire blanc (*Kajikia albidus*) a été réalisée en 2012 dans le cadre d'un processus comprenant une réunion de préparation des données en avril 2011 et une réunion d'évaluation en mai 2012. La dernière année des données sur les pêches utilisées pour l'évaluation était 2010. Deux modèles ont été utilisés pour estimer l'état du stock, un modèle de production excédentaire (ASPIC), et un modèle pleinement intégré (SS3). En 2012, la CICTA a réduit la pêche totale du makaire blanc à 400 t pour permettre le rétablissement des stocks en cas de surpêche.

En 2016, les débarquements de makaire blanc n'étaient que de 452 t, et le Canada n'a débarqué environ que 1 t de l'espèce. Dans l'ensemble, le fait de dépasser le TAC de 400 t ralentira probablement la reconstruction du stock. Comme dans le cas du makaire bleu, à l'heure actuelle, quatre parties contractantes de la CICTA (y compris le Canada) imposent ou encouragent l'utilisation d'hameçons circulaires sur leurs flottilles de pêche pélagiques à la palangre. Des recherches récentes ont démontré que, dans certaines pêches à la palangre, l'utilisation d'hameçons circulaires a entraîné une réduction de la mortalité du marlin, tandis que les taux de prise de plusieurs des espèces ciblées sont demeurés les mêmes ou étaient supérieurs aux taux de prise observés avec l'utilisation d'hameçons en « J » conventionnels ou d'hameçons circulaires décalés.

Autres poissons pélagiques

Plusieurs autres espèces de poissons pélagiques se trouvent dans la ZI et ne sont pas régulièrement évaluées. Deux exemples de ces espèces sont le mahi-mahi (*Coryphaena hippurus*), capturé accessoirement par la pêche pélagique à la palangre, et la grande argentine, que l'on retrouve dans des concentrations relativement élevées à l'intérieur et autour de la ZI.

Le mahi-mahi est un poisson pélagique de surface qui vit dans des eaux tempérées, subtropicales et tropicales, et la limite nord de son aire de répartition s'étend jusqu'en Nouvelle-Écosse. Le mahi-mahi fait l'objet d'une pêche commerciale, et les débarquements dans les océans Pacifique, Atlantique et Indien ont connu des augmentations exponentielles depuis les années 1950 (Whoriskey *et al.*, 2011). Le mahi-mahi est débarqué à l'intérieur de la ZI, et les débarquements les plus élevés ont lieu sur la plate-forme continentale et au-delà de celle-ci. Aucune évaluation n'a été effectuée sur le mahi-mahi dans les eaux canadiennes, de sorte que les tendances en matière de biomasse dans cette région ne peuvent être examinées. La pêche à la palangre du mahi-mahi, de l'espadon et du thon a été impliquée dans les prises accessoires de tortues marines et d'éla-smobranche dans les zones tropicales et tempérées (Swimmer *et al.*, 2010; Whoriskey *et al.*, 2011).

La grande argentine est un poisson bathypélagique à petite bouche présent des deux côtés de l'océan Atlantique (Emery et McCracken, 1966). On retrouve la grande argentine à des profondeurs situées entre 50 et plus de 350 m, et elle préfère les eaux salines chaudes (7 à 10 °C) de la région du golfe du Maine (Scott, 1982; Scott et Scott, 1988). La grande argentine est concentrée dans le chenal de Fundy, le long de la pente continentale et dans les bassins profonds de la plate-forme néo-écossaise, d'après la base de données du SIPMAR et les données sur la répartition des relevés estivaux par NO (figure 92). Le chenal de Fundy et le bassin de Georges sont des habitats persistants pour la grande argentine (Horsman et Shackell, 2009).

Requin-pèlerin

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le requin-pèlerin (*Cetorhinus maximus*) est un requin de l'ordre des lamniformes qui s'alimente par filtration en se servant de branchiospines pour filtrer le zooplancton de l'eau qui passe dans ses branchies par sa bouche ouverte. Le requin-pèlerin est la deuxième plus grande espèce de poisson sur Terre, avec une longueur maximale de plus de 15 m. On retrouve le requin-pèlerin dans la plupart des eaux de plateau tempérées et dans les eaux tempérées canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique où les températures dépassent 6 à 7 °C (Campana *et al.*, 2008). Les individus sont le plus souvent observés dans le golfe du Saint-Laurent, la baie de Fundy, la plate-forme néo-écossaise et les Grands Bancs. Il y a des observations confirmées constantes de requins-pèlerins dans la ZI depuis la fin des années 1970 (Campana *et al.*, 2008).

Les requins-pèlerins sont le plus souvent observés sur la plate-forme néo-écossaise en été et ont tendance à se regrouper dans les zones où les caractéristiques océanographiques concentrent le zooplancton (COSEPAC, 2009b). Ces caractéristiques comprennent les fronts où se rencontrent les masses d'eau, les zones où la marée est forte et les zones de remontée des eaux profondes, comme celles indiquées dans la ZI (section 2.2).

Définition des populations ou des stocks

Les requins-pèlerins du Canada atlantique sont traités comme une seule population par le COSEPAC. Les requins-pèlerins de l'Atlantique sont considérés comme une UD distincte des requins-pèlerins du Pacifique. Les estimations de la population vont d'environ 5 000 à 10 000 individus vivant dans les eaux canadiennes, au moins de façon saisonnière. Alors que les individus vivant dans l'Atlantique Nord-Ouest étaient considérés comme une population partagée entre les États-Unis et le Canada, on constate que des individus provenant d'Europe migrent à travers l'Atlantique jusque dans les eaux canadiennes.

Pêches et autres activités humaines

Absence de pêche dirigée de l'espèce au Canada. Toutefois, les ailerons de requin-pèlerin ont une très grande valeur sur les marchés asiatiques, et cette espèce est incluse à l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction afin de réglementer le commerce des ailerons de requin. Les requins-pèlerins peuvent aussi être capturés comme prises accessoires dans les pêcheries pélagiques à la palangre ou au filet maillant.

État et tendances

L'UICN indique que le requin-pèlerin est vulnérable à l'échelle mondiale et qu'il est en voie de disparition dans l'Atlantique Nord-Est et dans le Pacifique Nord. La population de l'Atlantique du requin-pèlerin est considérée comme une espèce préoccupante par le COSEPAC (COSEPAC, 2009b), mais elle ne figure pas sur la liste de la LEP. Le requin-pèlerin présente une productivité extrêmement faible, une maturité tardive et un temps de gestation de 2,6 à 3,5 ans : il est donc très vulnérable à la mortalité causée par l'activité humaine, comme celle due aux prises accessoires et à l'enchevêtrement (COSEPAC, 2009b). Les collisions avec les navires peuvent représenter une autre menace pour le requin-pèlerin en raison de ses habitudes d'alimentation en surface. Il existe un degré élevé d'incertitude dans les modèles de population fondés sur les relevés aériens, les données des prises accessoires et les paramètres du cycle biologique, mais, dans l'ensemble, la probabilité est faible que le requin-pèlerin canadien risque l'extinction au cours des 100 prochaines années (COSEPAC, 2009b).

Requin bleu

Le requin bleu (*Prionace glauca*) est une espèce très migratrice qui présente des habitudes de déplacement complexes liées à la reproduction et à la distribution de ses proies (Campana, 2016). L'espèce effectue un déplacement saisonnier vers des latitudes supérieures qui est lié à l'existence de zones de convergence hautement productives (Nakano et Stevens, 2008). Le requin bleu, comme les autres grands requins pélagiques, est très mobile et migre régulièrement sur des milliers de kilomètres dans les eaux côtières et en pleine mer. Le requin bleu se retrouve rarement dans des eaux de moins de 50 m de profondeur et il a tendance à se déplacer vers des eaux plus profondes en hiver (Campana *et al.*, 2015b). Le requin bleu préfère des températures océaniques situées entre 10 et 25°C. On croit que les zones d'accouplement, de mise bas et d'alevinage se trouvent dans les eaux internationales au sud et à l'est du Canada, et on ne connaît pas d'habitats essentiels pour le requin bleu dans les eaux canadiennes (Campana *et al.*, 2015b).

Le requin bleu est l'une des espèces d'élaémobranches les plus productives, avec une capacité de croissance de la population environ six fois supérieure à celle du requin-taupe commun

(Campana, 2016). Les portées sont généralement composées de 25 à 50 petits, après une période de gestation de 9 à 12 mois (Campana *et al.*, 2015b). Malgré cette capacité relativement élevée de croissance de sa population, le requin bleu affiche des taux de recrutement similaires à ceux du requin-taupe commun, ce qui suggère que si le stock est épuisé, il se rétablira au même rythme que les autres espèces de requins (Campana, 2016).

Pêches et autres activités humaines

La plus récente évaluation des stocks de requin bleu de l'Atlantique Sud a été réalisée en 2015 dans le cadre d'un processus comprenant une réunion de préparation des données en mars 2015 et une réunion d'évaluation en juillet 2015. Pour le stock de l'Atlantique Nord, tous les scénarios considérés avec le modèle bayésien de production excédentaire et le modèle intégré (SS3) de modèle indiquaient que le stock n'était pas surpêché. Le niveau d'incertitude concernant les données d'entrée et les hypothèses structurelles du modèle était suffisamment élevé pour empêcher d'atteindre un consensus sur une recommandation particulière de gestion pour cette espèce. En 2017, la CICTA a fixé à 39 102 t la limite de capture du requin bleu dans la région de l'Atlantique Nord, soit la moyenne des deux années consécutives précédentes. La prise préliminaire en 2016 était de 42 117 t. En 2016, les débarquements nominaux de requin bleu de l'Atlantique Nord au Canada étaient d'environ 0,3 t.

L'UICN considère le requin bleu comme presque une espèce quasi menacée à l'échelle mondiale, et on ne sait pas si la population mondiale diminue ou augmente (Stevens, 2009). Le requin bleu est désigné comme n'étant pas en péril par le COSEPAC et ne figure pas sur la liste de la LEP au Canada.

Le requin bleu est principalement capturé comme prise accessoire dans la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et du thon. La mortalité par capture à l'hameçon et après libération est une source importante de mortalité (Campana *et al.*, 2015b). Depuis 2000, les ratios de prises accessoires du requin bleu par rapport aux espèces ciblées de thon et d'espadon ont souvent dépassé 100 %, et les captures touchent à la fois les individus immatures et adultes.

La pêche récréative au requin bleu se limite à la capture et à la remise à l'eau, à l'exception des tournois de pêche au requin. Les tournois de pêche, qui ont lieu chaque année, se déroulent principalement le long de la plate-forme continentale et sur le banc de Georges. En 2006, tous les requins bleus de moins de 240 cm devaient être remis à l'eau vivants, préférablement après avoir été marqués (Campana *et al.*, 2015b). Les débarquements des tournois sont plafonnés à 20 tm.

Requin-taupe commun

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

Le requin-taupe commun est largement réparti dans la région des Maritimes, y compris dans la ZI (Campana, 2016). Dans l'Atlantique Nord, on retrouve ce grand requin pélagique du New Jersey jusqu'à la côte nord de Terre-Neuve. On croit que les aires d'accouplement de cette espèce se situent à l'entrée du golfe du Saint-Laurent et dans la zone des Grands Bancs, au sud de Terre-Neuve (Campana *et al.*, 2003). Bien que le requin-taupe commun préfère des températures de 5 à 10 °C, on le retrouve à toutes les profondeurs (Campana *et al.*, 2003).

Définition des populations ou des stocks

On croit que le requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest ne constitue qu'un seul stock qui effectue d'importantes migrations, résidant au sud de Terre-Neuve (Canada) en été et se déplaçant au moins jusqu'au Massachusetts (États-Unis) en hiver (CICTA, 2006-2016).

Pêches et autres activités humaines

Bien que les pêches dirigées de requin-taupe commun aient été suspendues en 2013, cette espèce est toujours capturée comme prise accessoire dans la pêche pélagique à la palangre du thon en haute mer et dans diverses autres pêches dans les eaux canadiennes (Gibson et Campana, 2005); sa mortalité dans les eaux internationales demeure non enregistrée. Les débarquements nominaux canadiens de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest en 2016 étaient d'environ 1,9 t. Outre les menaces posées par les activités de pêche, d'autres activités humaines pourraient représenter une menace potentielle pour l'habitat du requin-taupe commun, notamment le bruit associé aux levés sismiques exploratoires liés à l'exploitation pétrolière en mer, la pollution marine causée par les déversements dus à l'exploration ou à l'exploitation pétrolière en mer et les projets de développement maritime à grande échelle.

État et tendances

État des stocks

La plus récente évaluation des stocks de requin-taupe commun a été effectuée en 2009 dans le cadre d'un processus comprenant une réunion d'évaluation en juin 2009. L'évaluation canadienne du stock de requin-taupe commun de l'Atlantique Nord-Ouest indique que la biomasse est épuisée à un niveau bien inférieur à celui de la BPME, mais que la mortalité par pêche récente est inférieure au taux de mortalité nécessaire pour atteindre la PME et, par conséquent, la biomasse semble augmenter. Une modélisation additionnelle à l'aide d'une approche de production excédentaire a indiqué un point de vue semblable de l'état des stocks. Selon l'évaluation canadienne, le stock pourrait redevenir à la biomasse pour une production maximale équilibrée (BPME) dans environ 20 à 60 ans sans mortalité par pêche, tandis que les projections fondées sur l'excédent de production indiquaient que 20 ans suffiraient. En vertu de la stratégie canadienne prévoyant un taux d'exploitation de 4 %, le stock devait se rétablir dans 30 à plus de 100 ans, selon les projections canadiennes. La CICTA a déterminé que les nouvelles pêches ciblées de requin-taupe commun devaient être évitées, que le requin-taupe commun capturé vivant devait être remis à l'eau conformément aux meilleures pratiques de manipulation pour accroître la survie, et que toutes les prises devaient être signalées.

Considérations relatives aux espèces en péril

Le COSEPAC a réexaminé la désignation d'espèce en voie de disparition du requin-taupe commun et a confirmé celle-ci (2014). Le requin-taupe commun atteint sa maturité sexuelle tardivement et présente une très faible fécondité par rapport à la plupart des autres poissons, avec un taux intrinsèque maximal d'augmentation de la population de 0,05 (Campana, 2016). À l'échelle mondiale, le requin-taupe commun est jugé vulnérable par l'UICN, avec une tendance à la baisse de sa population (Stevens *et al.*, 2006).

Sources de renseignements

Les populations de requin-taupe commun sont surveillées au moyen de relevés scientifiques dirigés sur le requin qui utilisent les taux de prise par engins commerciaux pour estimer l'abondance et les tendances des populations. Le plus récent relevé a été réalisé en 2017, et

les résultats les plus récents accessibles étaient ceux du relevé précédent, mené en 2009. Des évaluations des stocks de requins-taupes communs ont été effectuées régulièrement au cours des dernières années. La plus récente d'entre elles, une évaluation du potentiel de récupération post-COSEPAC, a été publiée en 2015 (Campana *et al.*, 2015a).

Requin-taupe bleu

La plus récente évaluation des stocks de requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) de l'Atlantique Sud a été réalisée en 2017 dans le cadre d'un processus comprenant une réunion de préparation des données en mars 2017 et une réunion d'évaluation en juin 2017. Ce poisson actif très migrateur est l'espèce de requin la plus rapide. On a observé que le requin-taupe bleu effectue des migrations importantes allant jusqu'à 4 542 km, mais les migrations transatlantiques et transéquatoriales ne sont pas courantes pour cette espèce (CICTA, 2006-2016). En été et en automne, on retrouve le requin-taupe bleu au large des provinces du Canada atlantique, jusqu'à 50° N et jusqu'à 60° N dans l'Atlantique Nord-Est. En général, le requin-taupe bleu se rencontre en zone extracôtière, près de la rupture de pente continentale, sur la plate-forme continentale, et il a été observé près des côtes (COSEPAC, 2017). Le banc de Browns et le chenal de Fundy ont été désignés comme des points névralgiques pour la prise de requins-taupes bleus (débarquements et rejets) dans les pêches pélagiques canadiennes à la palangre entre 2003 et 2013 (COSEPAC, 2017; Godin *et al.*, 2015).

Le requin-taupe bleu a une faible productivité par rapport aux autres espèces de requins de l'Atlantique Nord, avec un temps de génération de 2 ans. Leur température d'eau préférée se situe entre 17 et 22 °C, ce qui donne à penser qu'aucun individu ne réside dans les eaux canadiennes (COSEPAC, 2017). Leurs sites d'accouplement et de mise bas au Canada demeurent inconnus.

État et tendances

État des stocks

Pour le stock de requins-taupes bleus dans l'Atlantique Nord, neuf modèles d'évaluation des stocks ont été choisis pour fournir des conseils sur l'état et la gestion du stock; toutefois, les projections ne pouvaient être effectuées qu'avec le modèle de production BSP2JAGS. Selon les projections, les niveaux de prises (3 600 t, moyenne de 2011 à 2015) dans la région de l'Atlantique Nord entraîneraient une diminution continue de la population. Les probabilités des matrices de Kobe indiquent que pour mettre un terme à la surpêche et entreprendre le rétablissement, les prises annuelles constantes devraient être réduites à 500 t ou moins. Cette réduction permettra d'atteindre l'objectif de mettre fin à la surpêche en 2018 avec une probabilité de 75 %, mais avec une probabilité de seulement 35 % de reconstituer le stock d'ici 2040. Seule une prise annuelle de 0 t rétablira le stock d'ici 2040 avec une probabilité de 54 %.

Considérations relatives aux espèces en péril

Bien que cette espèce ne soit pas ciblée dans les pêches canadiennes, elle est pêchée et débarquée comme une prise accessoire. En 2006, la population de requins-taupes bleus de l'Atlantique a été désignée comme menacée par le COSEPAC et a été réexaminée en avril 2017. La population de l'Atlantique a ensuite été désignée comme une espèce préoccupante en raison de sa grande vulnérabilité, qui est attribuable à sa longue durée de vie et à sa faible productivité (COSEPAC, 2017). Le requin-taupe bleu a été référé au COSEPAC pour réévaluation en mars 2019 à la suite de l'évaluation de l'automne 2017 par la CICTA, qui a

présenté de nouveaux renseignements dont le COSEPAC n'avait pas tenu compte. En mai 2019, le requin-taupe bleu a été désigné comme une espèce en voie de disparition par le COSEPAC en raison de la poursuite de la surpêche d'une population épuisée. L'UICN a désigné la population mondiale de requins-taupes bleus comme une espèce en voie de disparition en raison de la tendance à la baisse de la population (Rigby *et al.*, 2019).

Requin blanc

Aire de répartition géographique et préférences en matière d'habitat

À l'échelle mondiale, le requin blanc (*Carcharodon carcharias*) est réparti dans les eaux subtropicales et tempérées, mais il est absent des eaux polaires froides. Les eaux canadiennes représentent la limite septentrionale de la répartition du requin blanc. Le requin blanc présente un long temps de génération (environ 23 ans) et un faible taux de reproduction. Les individus peuvent atteindre jusqu'à 6 m de longueur et vivre jusqu'à 60 ans.

Le requin blanc dans le chenal de Fundy et le banc de Browns

L'espèce est très mobile, et il est probable que les individus de l'Atlantique canadien sont des migrateurs saisonniers appartenant à une vaste population du nord-ouest de l'Atlantique; la situation de la population de l'Atlantique canadien est donc considérée comme étant la même que celle de l'ensemble de la population. Le requin blanc a fait l'objet d'un suivi pendant ses migrations saisonnières dans les eaux canadiennes.

Définition des populations ou des stocks

Les populations canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique sont isolées l'une de l'autre et sont considérées comme deux unités désignables distinctes.

Pêches et autres activités humaines

Il n'y a aucune pêche au requin blanc dans le Canada atlantique. On considère que la prise accessoire dans les pêches pélagiques à la palangre du thon et de l'espadon est la principale cause de l'augmentation de la mortalité.

État et tendances

État des stocks

Ce très grand prédateur au sommet de la chaîne alimentaire est rare dans la majeure partie de son aire de répartition, en particulier dans les eaux canadiennes. Il n'existe aucun renseignement sur la tendance de l'abondance du requin blanc dans le Canada atlantique.

Considérations relatives aux espèces en péril

Le requin blanc est désigné comme une espèce en voie de disparition par le COSEPAC (2006a) et est répertorié comme tel en vertu de la LEP en 2011 (tableau 11). On estime que le nombre de requins blancs a diminué d'environ 80 % en 14 ans (moins d'une génération) dans les secteurs du nord-ouest de l'Atlantique qui ne font pas partie des eaux canadiennes. L'UICN indique que la population mondiale de requins blancs est vulnérable et son évolution est inconnue.

PHOQUES

Les phoques gris et les phoques communs sont les seules espèces de phoques du Canada atlantique qui sont susceptibles de se trouver dans la ZI.

Phoque commun

Les mouvements des phoques communs (*Phoca vitulina*) semblent généralement se limiter aux zones côtières (Thompson *et al.*, 1996, 1998). Toutefois, des études plus récentes suggèrent qu'ils sont capables de mouvements plus longs (p. ex., à proximité d'une zone couverte de glace de manière saisonnière). En tant qu'espèce côtière que l'on retrouve dans les eaux le long des côtes de Terre-Neuve-et-Labrador, du golfe du Saint-Laurent et autour de la Nouvelle-Écosse (Boulva et McLaren, 1979), les phoques communs peuvent utiliser les eaux situées dans la ZI ou adjacentes à celle-ci pour chercher de la nourriture ou se déplacer. À l'heure actuelle, il n'y a pas d'estimation de la population pour cette espèce et on sait peu de choses sur leurs déplacements et leur répartition de reproduction dans l'est du Canada. Toutefois, de graves baisses ont été enregistrées sur l'île de Sable (Lucas et Stobo, 2000).

Phoque gris

Compte tenu de la répartition connue, des modèles de mouvement et des préférences d'habitat des phoques gris (*Halichoerus grypus*), il s'agit de l'espèce de phoques la plus susceptible d'utiliser la ZI pour chercher de la nourriture et se déplacer.

Aire géographique de répartition et préférences en matière d'habitat

On retrouve des phoques gris dans les eaux canadiennes de l'Atlantique du golfe du Saint-Laurent, à Terre-Neuve, au sud jusqu'au banc de Georges. Des populations de reproduction se trouvent dans le sud du golfe sur la banquise, sur de petites îles côtières le long de la rive est de la Nouvelle-Écosse et sur l'île de Sable, qui compte la plus grande colonie de reproduction.

Au-delà de la saison de reproduction, les phoques gris affichent une répartition plus large qui varie selon l'âge, le sexe et la saison et leur répartition comprend probablement des zones dans la ZI ou adjacentes à celle-ci, du moins pour certains groupes d'âge et sexe (Breed *et al.*, 2006, Breed *et al.*, 2009). Les résultats d'études de télémétrie par satellite des phoques gris étiquetés sur l'île de Sable suggèrent que les aires d'alimentation préférées sont principalement distribuées de façon hétérogène dans l'est de la plate-forme néo-écossaise et sur des bancs peu profonds, avec de grandes zones plus profondes et défavorables entre elles (Breed *et al.*, 2009). L'été, les aires d'alimentation se trouvent généralement près des sites d'échouage, les déplacements sont plus courts et les individus passent plus de temps échoués, tandis que pendant l'hiver, les aires d'alimentation sont généralement plus profondes et plus dispersées. Comparativement aux femelles, l'étiquetage indique que les mâles de l'île de Sable qui cherchent de la nourriture dans cette région, comme faisant partie de leurs grandes aires d'alimentation, ont tendance à se déplacer plus loin, ont moins d'aires d'alimentation et semblent plus susceptibles d'utiliser la ZI (Breed *et al.*, 2009).

Définition des populations ou des stocks

Les phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest sont considérés comme provenant d'un seul stock (Boskovic *et al.*, 1996). Toutefois, au Canada, trois unités de gestion sont reconnues en fonction de l'emplacement des colonies de reproduction : le golfe du Saint-Laurent, la côte de la Nouvelle-Écosse et l'île de Sable.

Pêches

Bien que le phoque du Groenland soit la principale espèce commerciale pour la pêche aux phoques au Canada, le phoque gris est également pêché avec un TAC établi pour le golfe du Saint-Laurent et la plate-forme néo-écossaise (MPO, 2017k). Il n'y a pas de zones principales

pour la chasse commerciale au phoque gris près de la ZI. Les pêcheurs à temps plein peuvent obtenir un permis de chasse aux phoques nuisibles pour tuer les phoques gris s'ils peuvent prouver que leurs activités de pêche sont minées par la prédation du phoque gris, sous réserve de la politique et des procédures nationales relatives au permis de chasse aux phoques nuisibles (MPO, 2017k).

Abondance et tendances

Le nombre de bébés phoques nés à l'île de Sable a augmenté de façon exponentielle depuis 1962 (Bowen *et al.*, 2003, 2007; den Heyer et Bowen, 2017). En 2016, l'estimation de la production de bébés phoques pour l'île de Sable était de 83 600, avec des limites de confiance de 95 % allant de 63 600 à 103 500 (den Heyer et Bowen, 2017). La production de bébés phoques à l'île de Sable a continué d'augmenter, mais à un rythme plus lent qu'à la fin des années 1990 et au début des années 2000. Outre l'île de Sable, la glace de mer et les petites îles du sud du golfe du Saint-Laurent, on compte de petites colonies de reproduction du phoque gris sur les îles près de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et dans le golfe du Maine, dont certaines ont été établies plus récemment et ont augmenté rapidement (Mansfield et Beck, 1977). La population totale estimée de phoques gris canadiens en 2016 sur la plate-forme néo-écossaise était de 380 300 (limites de confiance de 95 % = 234 000 à 517 200) et de 44 100 (limites de confiance de 95 % = 29 600 à 61 100) pour le golfe du Saint-Laurent (MPO, 2017k).

CÉTACÉS

Les cétacés du Canada atlantique

On sait qu'au moins 22 espèces de cétacés se trouvent dans les eaux du Canada atlantique, y compris des baleines à fanons, des baleines à dents, des dauphins et des marsouins (Gomez-Salazar et Moors-Murphy, 2014). Bon nombre de ces espèces ont été observées au large de la côte sud-ouest de la Nouvelle-Écosse. Toutefois, aucune enquête systématique exhaustive sur la fréquence ou la répartition des cétacés dans la ZI n'a été menée, et l'abondance de cétacés n'a pas été estimée pour cette région. La plupart des observations de cétacés dans cette région sont de nature opportuniste. Une analyse exhaustive de tout effort d'observation associé à ces données est nécessaire pour caractériser pleinement la répartition des cétacés dans la région sur des échelles spatiales et temporelles. Les baleines à fanons identifiées précédemment dans la zone d'étude comprennent le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), le rorqual boréal (*Balaenoptera borealis*), le petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*), le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) et la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*). Les grands odontocètes identifiés dans la zone d'étude comprennent la baleine à bec de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), l'épaulard (*Orcinus orca*), le globicéphale noir (*Globicephala melas*), la baleine à bec de Sowerby (*Mesoplodon bidens*) et le cachalot (*Physeter macrocephalus*). Enfin, les petits odontocètes identifiés dans la zone d'étude comprennent le dauphin à gros nez (*Tursiops truncatus*), le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique (*Lagenorhynchus acutus*), le dauphin commun (*Delphinus delphis*), le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) et le dauphin de Risso (*Grampus griseus*).

Le présent chapitre résume l'information provenant de sources documentaires, d'observations visuelles, de détections acoustiques et de prédictions modélisées d'habitat convenable pour identifier les espèces de cétacés les plus susceptibles d'être présentes dans la ZI. Bien que de nombreuses espèces aient été identifiées dans la zone à l'étude, seules les espèces ayant des renseignements à l'appui d'un certain degré de présence régulière dans la ZI ou à proximité

sont décrites ici. Ce groupe comprend la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*), en fonction des préférences d'habitat conformes à celles trouvées dans la ZI et des observations faites en bordure des limites de la ZI. La section ci-dessous résume les sources d'information les plus couramment utilisées dans le présent chapitre pour caractériser la présence des cétacés à proximité et à l'intérieur de la ZI. Toutefois, la présente section ne vise pas à décrire toutes les sources d'information; d'autres sources ont été utilisées tout au long du document pour étayer les conclusions propres aux espèces au sujet des préférences d'habitat et de la présence possible ou connue à proximité et à l'intérieur de la ZI.

Sources de renseignements

Relevés des cétacés

Les résultats des relevés des cétacés effectués au cours des années précédentes dans les eaux canadiennes et américaines ont été consultés. Ces résultats peuvent fournir certains renseignements sur la répartition et la densité ou l'abondance, mais ne peuvent pas être interprétés comme des indices complets d'abondance, car ils ne couvrent souvent pas l'ensemble de l'aire de répartition d'une espèce.

Atlantic Marine Assessment Program for Protected Species (AMAPPS)

Au cours des dernières années, le Northeast Fisheries Science Center (NEFSC) et le Southeast Fisheries Science Center (SEFSC) de la National Ocean and Atmospheric Administration (NOAA) ont été partenaires du Atlantic Marine Assessment Program for Protected Species (AMAPPS), une initiative du gouvernement fédéral des États-Unis qui vise à mener des recherches à grande échelle sur les espèces et les zones d'intérêt particulier dans les eaux américaines de l'Atlantique Nord-Ouest. Cette entente est entrée en vigueur en 2010 et depuis, des études sont menées chaque année pour aider à atteindre les objectifs fixés liés au projet AMAPPS. Ces études comprennent des relevés de recherche spécialisés pour les cétacés le long de la côte est des États-Unis et jusqu'aux eaux de la Nouvelle-Écosse. Les observations et l'information présentées dans les rapports publiés par le NEFSC et le SEFSC ont servi à appuyer les discussions sur la répartition des cétacés dans l'Atlantique Nord-Ouest et dans la ZI et à proximité de celle-ci, dans la mesure du possible.

Relevé visuel transatlantique Nord (TNASS)

Inspiré par les relevés visuels dans l'Atlantique Nord menés au cours des dernières décennies par des pays européens, le Relevé visuel transatlantique Nord (TNASS) a été mené en 2007 dans le but de combler les lacunes dans les activités de relevé qui existaient dans les eaux du Canada atlantique. L'un des objectifs du TNASS était d'estimer l'abondance de différentes populations de cétacés dans l'Atlantique Nord. Des levés aériens suivants des transects précis ont été effectués entre le nord du Labrador et l'Atlantique Nord des États-Unis, recueillant des renseignements sur l'abondance et la répartition de diverses espèces d'animaux marins. Lawson et Gosselin (2009) ont utilisé les résultats pour estimer l'abondance d'espèces de cétacés dans les eaux du Canada atlantique pour les régions englobant les eaux du Cap-Breton, du golfe du Saint-Laurent et de la plate-forme néo-écossaise. Les résultats présentés dans Lawson et Gosselin (2009) ont servi à éclairer les estimations de la présence et de l'abondance des espèces de cétacés dans l'ensemble de la plate-forme néo-écossaise. Il est important de noter que le TNASS ne représente qu'un instantané à un moment donné et que les estimations de l'abondance qui en découlent ne représentent donc probablement pas l'ensemble de la population en question, mais plutôt une estimation minimale à un certain

moment dans le temps. Le TNASS a été répété en 2016, et les résultats de ce deuxième relevé ont été mentionnés lorsque possible.

Détections acoustiques passives

MPO

Depuis 2012, les scientifiques sur les mammifères marins de la Division des sciences des océans et des écosystèmes de la région des Maritimes du MPO utilisent la surveillance acoustique passive (SAP) stationnaire pour mieux comprendre et décrire la présence de cétacés toute l'année dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise à des sites d'enregistrement spécifiques. Des instruments de SAP ont été déployés à divers endroits dans la plate-forme néo-écossaise, et les données qui en découlent ont permis de mieux comprendre les tendances de la présence d'espèces sur la plate-forme néo-écossaise tout au long de l'année. En 2018, un enregistreur acoustique multicanal autonome (JASCO Applied Sciences, Inc.) a été déployé pour une durée d'un an à l'extrémité sud du banc de Browns pour détecter les vocalisations de baleines, à l'embouchure du chenal de Fundy dans les limites de la ZI. L'analyse des données acoustiques de ce déploiement est en cours et fournira des renseignements plus détaillés sur la présence de cétacés dans la région. En 2019, un deuxième déploiement d'un an a été effectué dans le même secteur, ainsi que deux autres déploiements d'un an à proximité : un dans le canyon Corsair en bordure du banc de Georges, et un autre à l'entrée ouest du chenal de Fundy, dont ce dernier se situe dans les limites actuelles de la ZI. Les données recueillies à partir de ces enregistreurs acoustiques contribueront aux connaissances existantes sur la présence de cétacés dans la ZI et autour de celle-ci.

Université Dalhousie

Le laboratoire Whitehead de l'Université Dalhousie mène des recherches sur les cétacés dans l'Atlantique Nord-Ouest depuis 1986. Des études à long terme sur la population de baleines à bec commune sur la plate-forme néo-écossaise se poursuivent. Les travaux de recherche sur les baleines à bec commune ont été menés en grande partie dans le Gully et les canyons sous-marins adjacents le long du bord ouest de la plate-forme, où les baleines résident à longueur d'année, et ont consisté en des méthodes d'identification par photo et de collecte de données acoustiques passives. En 2016, un relevé acoustique mené du banc de Georges à la côte sud du Labrador a détecté des clics de baleine à bec de Sowerby dans la zone délimitée par la ZI, et des clics de baleine à bec commune dans la zone située juste à l'est de la ZI.

JASCO Applied Sciences – Surveillance acoustique le long de la côte est du Canada

La surveillance acoustique le long de la côte est du Canada est une étude financée par le Fonds pour l'étude de l'environnement, un programme administré par l'entremise de la *Loi fédérale sur les hydrocarbures* pour appuyer des études qui aident à mieux comprendre comment l'exploration, l'aménagement et la production pétrolières devraient être menés au Canada. L'étude visait à mieux éclairer les futures évaluations environnementales au moyen de deux programmes : 1) la mesure du paysage sonore marin existant, y compris les animaux marins qui émettent des vocalisations; et 2) la compréhension des effets de l'empreinte acoustique des levés sismiques effectués dans la zone d'étude. Pour exécuter ces programmes, JASCO Applied Sciences a effectué une surveillance acoustique passive dans 20 sites différents de l'Atlantique Nord-Ouest, du Labrador à la Nouvelle-Écosse, entre août 2015 et juillet 2017. Les sons provenant d'un maximum de 23 espèces de mammifères marins ont été identifiés dans les données, et les tendances spatiales et temporelles de la présence des

espèces ont été discutées. Un reportage de Delarue *et al.* (2020) présentant les résultats du programme de surveillance sur deux ans a contribué à éclairer la présence acoustique de différentes espèces de cétacés décrites ici. Bien que le reportage de Delarue *et al.* (2018) ait fourni des renseignements provenant de sites dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest, les résultats n'ont été discutés que lorsqu'ils étaient pertinents pour la présence d'espèces près de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns ou pour décrire les tendances saisonnières pertinentes.

Données d'observation et prévisions de modèle pour déterminer les zones prioritaires pour la surveillance des cétacés

Les cartes d'observation visuelles présentées dans Gomez *et al.* (2020) ont confirmé la présence d'une variété d'espèces de cétacés à proximité de la ZI et dans cette dernière. Les observations résumées dans le [registre des données ouvertes](#) (Gomez *et al.*, 2020) suggèrent que ces espèces pourraient toutes utiliser la région et ont donc été utilisées pour appuyer les discussions sur la présence des cétacés dans la ZI.

Pour prévoir un habitat convenable possible pour diverses espèces de cétacés de l'Atlantique Nord-Ouest, Gomez *et al.* (2020) ont suivi un cadre élaboré dans Gomez *et al.* (2017) qui utilisait des modèles de répartition des espèces (MRE) qui intégraient les données d'observation des cétacés provenant de diverses sources et une série de variables prédictives environnementales. Des registres d'observation ont été compilés à partir de la région des Maritimes et de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO, du Système d'informations biogéographiques relatives aux océans, du North Atlantic Right Whale Consortium, du laboratoire Whitehead de l'Université Dalhousie et du programme Eastern Canada Seabirds at Sea d'Environnement et Changement climatique Canada. Des données jusqu'en 2015 ont été recueillies, bien que seuls les registres de baleines en liberté datant d'après la période de pêche à la baleine (1975-2015) aient été utilisés.

La majorité des observations provenant de ces sources sont de nature opportuniste, même si certaines proviennent d'enquêtes systématiques. Des vérifications de contrôle de la qualité ont été effectuées pour éliminer les registres redondants et les registres qui ne relevaient pas des eaux au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador. La compilation des données utilisée ne reflète aucune mise à jour ou correction des bases de données depuis la compilation des données en 2016. Des détails supplémentaires sur cette méthode figurent dans Wang *et al.* (2017).

Il est important de noter que les données d'observation ne peuvent pas être utilisées pour évaluer l'absence dans l'espace et le temps, et parce qu'elles ne sont pas toujours corrigées par l'effort, la présence indiquée dans des zones données à certains moments peut simplement refléter un effort accru dans cette zone plutôt qu'une présence accrue. Par exemple, les données sont souvent recueillies pendant les mois d'été, et les efforts sont souvent concentrés dans des zones spécifiques (p. ex., la baie de Fundy).

En plus des données d'observation, six variables prédictives environnementales ont été sélectionnées comme approximations de la disponibilité des proies : profondeur de l'océan, indice topographique composé, température de la surface de la mer, zones où la concentration de chlorophylle A est constamment élevée et magnitude régionale de chlorophylle. Les MRE ont ensuite été utilisées pour intégrer les données d'observation et les variables environnementales afin de prédire l'habitat saisonnier convenable des cétacés au printemps (2

espèces), à l'été (10 espèces) et à l'automne (7 espèces) dans les eaux de l'est du Canada au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador (Gomez *et al.*, 2020). L'étude a permis de cerner des zones très convenables, appelées « zones de surveillance prioritaires recommandées » et interprétées comme zones où les efforts de surveillance des cétacés pourraient être priorités selon les résultats de l'étude. Ces secteurs sont abordés et les sections suivantes sont comprises : l'ouest et le bord de la plate-forme pour de nombreuses espèces, y compris le rorqual commun, le rorqual boréal, le petit rorqual, le rorqual à bosse, le cachalot, le globicéphale noir, le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique et le dauphin commun à bec court (Gomez *et al.*, 2020). Les résultats ont été utilisés pour identifier les espèces de cétacés pour lesquelles les zones d'habitat prédit comme étant tout à fait convenables chevauchent la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns. Les variables environnementales qui ont le plus contribué à l'habitat prédit comme étant tout à fait convenable pour chaque espèce ont également été utilisées pour appuyer les discussions sur la présence des espèces.

Autres sources

Le National Marine Fisheries Service des États-Unis et le United States Fish and Wildlife Service produisent régulièrement des rapports d'évaluation des stocks pour tous les stocks de mammifères marins dans les eaux de la zone économique exclusive des États-Unis (Hayes *et al.*, 2020). Ces rapports sont examinés régulièrement et fournissent des renseignements sur les estimations de l'abondance produites au cours des dernières années et les relevés sur lesquels ces estimations sont fondées. Ces évaluations des stocks ont servi à obtenir des estimations de l'abondance des espèces de cétacés dont il est question ici.

ESPÈCES INSCRITES À L'ANNEXE 1 DE LA LEP

Rorqual bleu

La population de rorquals bleus de l'Atlantique Nord-Ouest a été évaluée comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en 2002, puis réexaminée et confirmée comme telle en 2012 (tableau 11). L'espèce est inscrite comme étant en voie de disparition à l'annexe 1 de la LEP depuis 2005 (MPO, 2016e). Le rorqual bleu a été gravement épuisé par la chasse à la baleine, et la taille actuelle de la population des rorquals bleus de l'ouest de l'Atlantique Nord-Ouest est estimée à quelques centaines d'individus, et pas plus de 250 individus matures (MPO, 2018b). Les rorquals bleus de l'est de l'Atlantique Nord sont gérés séparément des rorquals bleus de l'Atlantique Nord-Ouest, bien qu'il n'existe pas suffisamment de données pour confirmer si ces deux unités constituent une seule population ou deux populations distinctes (MPO, 2018e). Les données de photo-identification et de télémétrie satellite suggèrent que les rorquals bleus de l'est du Canada, des États-Unis et de l'ouest du Groenland/détroit de Davis font partie de la même population (COSEPAC 2002, Ramp et Sears, 2013, Sears et Larsen, 2002).

Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, une partie de la population migre vers le sud pendant l'hiver, tandis qu'une autre demeure dans les eaux canadiennes pendant toute l'année (MPO, 2018e). Pendant la saison estivale d'alimentation, les rorquals bleus se trouvent généralement entre le détroit de Davis et le golfe du Maine, tandis qu'en hiver, on pense qu'ils sont principalement répartis entre l'estuaire du Saint-Laurent jusqu'en Caroline du Sud, bien que leurs zones d'hivernage et leurs voies de migration ne soient pas encore bien décrites. Les données récentes de repérage par satellite obtenues par Lesage *et al.* (2016) ont fourni le premier registre complet d'une migration hivernale d'un rorqual bleu dans l'Atlantique Nord-Ouest et ont

fait état de la présence d'une aire potentielle d'hivernage et de reproduction au large des côtes américaines entre le Delaware et la Caroline du Sud.

Des observations visuelles de rorquals bleus ont été faites sur le banc de Georges (NEFSC/SEFSC 2016), situé à proximité de la ZI. Pourtant, les résultats de la modélisation de l'habitat convenable, des efforts de SAP, de la modélisation des proies et du repérage par satellite sont plus évidents dans la ZI. Gomez *et al.* (2017) et Moors-Murphy *et al.* (2019) ont utilisé une approche commune pour présenter les résultats de la modélisation de la pertinence de l'habitat en prédisant l'habitat convenable des rorquals bleus dans l'Atlantique Nord-Ouest. Lesage *et al.* (2018) ont utilisé diverses sources de données et résultats d'études antérieures, y compris des observations, des registres de chasse à la baleine, des détections acoustiques et des résultats de modèles en combinaison avec des zones d'agrégation de krill (observées ou prédites) pour déterminer les zones importantes pour les rorquals bleus dans la même région (des renseignements à l'appui se trouvent dans Gomez *et al.* 2017, Lesage *et al.* 2016, Moors-Murphy *et al.* 2019, Plourde *et al.* 2016). [Les résultats de ces efforts](#) précédents ont identifié, entre autres, le plateau continental de la plate-forme néo-écossaise comme une zone importante pour le rorqual bleu, une zone englobant la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns (Gomez *et al.* 2020).

La surveillance acoustique passive a également démontré une présence constante du rorqual bleu dans l'Atlantique Nord-Ouest, y compris près de la ZI. La SAP menée par la NOAA a détecté des appels de rorquals bleus près du canyon Heezen au large du banc de Georges, avec des détections indiquant une présence saisonnière mais constante du rorqual bleu de l'été jusqu'à la mi-mars, moment auquel la présence devient variable (NEFSC/SEFSC 2018). Davis *et al.* (2020) montrent des détections acoustiques de rorquals bleus tout au long de l'année au large de l'est du Canada et des États-Unis, y compris des détections d'automne le long du bord de la plate-forme au large du banc de Georges et dans le chenal de Fundy.

Les caractéristiques bathymétriques peuvent jouer un rôle dans la prévision d'un habitat possible du rorqual bleu. Les rorquals bleus ont tendance à être associés aux remontées d'eaux profondes et à la topographie des fonds (Croll *et al.*, 2005, Schoenherr, 1991) parce qu'on croit que ces régions contribuent à l'agrégation du krill (Genin, 2004, Lavoie *et al.*, 2000). Les pentes ont déjà été identifiées comme importantes pour l'alimentation du rorqual bleu (Doniol-Valcroze *et al.*, 2012), et il a été démontré que le rorqual bleu s'associe aux zones de krill, la plus grande densité de baleines se retrouvant sur les pentes (McQuinn *et al.*, 2016). Il est possible que le krill se concentre dans les bassins et le long du bord de la plate-forme néo-écossaise (Wimmer, 2004). Les modèles élaborés par Plourde *et al.* (2016) prédisant les « régions d'agrégation significatives de krill » (RASK), définies comme des zones où les conditions environnementales sont plus susceptibles d'encourager l'agrégation de krill, comprenaient les bords du chenal de Fundy et du banc de Browns comme des zones où ces RASK pourraient avoir lieu. En plus des zones où se produisent des RASK, il a été démontré que les ondes internes entraînent un mouvement vers le haut et une concentration d'euphausiacés dans le golfe du Maine (Stevick *et al.*, 2008); la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns englobe des zones du bord et de la pente du plateau continental, avec des canyons qui incisent l'embouchure du chenal, et est une zone de présence d'ondes internes. Le rorqual bleu passe une grande partie de son temps dans les eaux canadiennes pour se nourrir (Lesage *et al.*, 2016), et les données de télémétrie provenant du golfe du Saint-Laurent et de l'estuaire du Saint-Laurent suggèrent que le rorqual bleu pourraient passer 70 % de son temps à se nourrir (Lesage *et al.*, 2016).

Enfin, les données de repérage par satellite ont montré qu'un seul rorqual bleu s'est rendu au nord-est le long de la rupture de pente continentale jusqu'au bord sud du banc de Georges, passant par le chenal de Fundy en route vers les eaux au large du centre de la Nouvelle-Écosse (Lesage *et al.*, 2016). Cela indique que le rorqual bleu peut utiliser les eaux dans la ZI et autour de celle-ci lors de déplacements migratoires et qu'il peut donc régulièrement y passer.

La ZI occupe une zone du bord du plateau continental déjà désignée comme un important habitat d'alimentation par Lesage *et al.* (2018). Elle englobe les zones de pente et de bord censées constituer un habitat convenable qui peut servir à rassembler les proies du rorqual bleu, et les efforts de SAP indiquent la présence du rorqual bleu à proximité de la ZI à longueur d'année. Ensemble, [ces résultats](#) suggèrent que la zone à l'intérieur et autour de la ZI représente un important habitat d'alimentation pour cette espèce en voie de disparition tout au long de l'année. Selon les données de repérage par satellite, le rorqual bleu peut aussi utiliser la zone pour se rendre dans d'autres parties de son aire de répartition.

Rorqual commun

La population de rorquals communs de l'Atlantique a été réduite par la chasse à la baleine au 20^e siècle, bien que les observations au large du Canada atlantique demeurent relativement courantes (MPO, 2016b). La population a été désignée « espèce préoccupante » par le COSEPAC en 2005 et réexaminée et confirmée en 2019 (COSEPAC, 2019a) et a été inscrite à ce titre à l'annexe 1 de la LEP en 2006. Il n'existe actuellement aucune estimation fiable de la taille de la population de l'Atlantique Nord, et la taille de la population avant la chasse à la baleine demeure inconnue. Lawson et Gosselin (2009) estiment à 890 le nombre d'individus au large de Terre-Neuve-et-Labrador et à 462 le nombre d'individus dans le golfe du Saint-Laurent et sur la plate-forme néo-écossaise, bien qu'elles représentent des estimations minimales. Hayes *et al.* (2020) signalent 7 418 individus (CV = 0,25) comme étant la plus récente et la meilleure estimation démographique du stock de l'ouest de l'Atlantique Nord d'après les relevés aériens et par bateau de 2016 de la NOAA et le Relevé aérien international dans l'Atlantique Nord-Ouest (NAISS) de 2016. Cette dernière estimation est plus importante puisqu'elle couvrait une région s'étendant de Terre-Neuve à la Floride, tandis que la première était concentrée dans certaines régions de l'est du Canada.

On trouve des rorquals communs dans tous les océans du monde, à l'exception de l'océan Arctique (MPO, 2017d). Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, leur aire de répartition s'étend du détroit de Davis et de la baie de Baffin jusqu'aux îles Canaries (Cooke, 2018c). Bien que les limites des stocks de l'Atlantique Nord demeurent incertaines, la Commission baleinière internationale (CBI) a proposé que les baleines au large de l'est des États-Unis, de la Nouvelle-Écosse et du sud-est de Terre-Neuve constituent un seul stock (Hayes *et al.*, 2020). Toutefois, en raison des incertitudes persistantes entourant la structure des stocks, les baleines de l'Atlantique Nord sont considérées comme une population dans le cadre du plan de gestion du MPO (MPO, 2017d) et appelées population de l'Atlantique.

La plupart des renseignements sur la présence du rorqual commun dans les eaux canadiennes ont trait à son habitat d'alimentation estival. Entre mai et octobre, on sait qu'ils se rassemblent dans les eaux côtières et extracôtières de Terre-Neuve-et-Labrador, le golfe du Saint-Laurent, la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et la baie de Fundy pour s'alimenter (MPO, 2017d). Pendant les mois d'hiver, certains individus migrent de Terre-Neuve-et-Labrador vers les eaux de la Nouvelle-Écosse, tandis que les baleines de la Nouvelle-Écosse migrent plus au sud

(MPO, 2017d). On croit qu'au moins les rorquals communs mâles de l'Atlantique Nord peuvent être présents dans leur aire de répartition tout au long de l'année (Cooke, 2018c). Delarue *et al.* (2018) ont détecté des rorquals communs tout au long de l'année sur la plate-forme néo-écossaise, et des détections plus récentes par SAP ont montré la présence de rorquals communs au large du centre-est des États-Unis, de la baie de Fundy et de la plate-forme néo-écossaise de novembre à février. L'habitat estival du rorqual commun est caractérisé par des températures de surface basses et la présence de fronts océaniques (MPO, 2017d). Dans la baie de Fundy, les rorquals communs étaient associés à des zones peu profondes mais escarpées où il y a remontée, des caractéristiques probablement liées à l'accumulation de leurs proies, principalement le hareng de l'Atlantique et les euphausiacés (Woodley et Gaskin, 1996). De même, on a constaté une corrélation entre l'abondance de rorquals communs dans les côtes de Terre-Neuve et la présence de capelan, une autre source alimentaire importante (Whitehead et Carscadden, 1985), tandis que Johnston *et al.* (2005) ont constaté que les déplacements des rorquals communs et certains sites d'alimentation étaient liés aux accumulations de hareng de l'Atlantique et du gros zooplancton.

Les copépodes sont le zooplancton dominant à l'intérieur et aux alentours des limites de la ZI, y compris le banc de Browns, le chenal de Fundy et le banc de Georges. *Calanus finmarchicus*, *Pseudocalanus* spp., *Paracalanus parvus*, *Centropages typicus*, *C. hamatus* et *Oithona similis* sont les six espèces dominantes, qui représentent 80 % de la biomasse de mésozooplancton sur le banc de Georges (Davis, 1987; Kennedy *et al.*, 2011). La présence d'espèces-proie de rorquals communs ainsi que la topographie abrupte liée à l'accumulation de proies donnent à penser que la zone couverte par la ZI pourrait être importante pour l'alimentation des rorquals communs. Gomez *et al.* (2020) ont identifié les eaux de la plate-forme néo-écossaise, y compris l'habitat en bordure de plate-forme couvert par la ZI, comme étant un habitat prédit tout à fait convenable et comme zone de surveillance prioritaire recommandée pour les rorquals communs en été et en automne. La concentration de chlorophylle A a grandement contribué à ces résultats pour les rorquals communs (Gomez *et al.*, 2020), et des niveaux élevés de chlorophylle A et de productivité primaire sont présents à l'embouchure du chenal de Fundy. Enfin, les observations de rorquals communs compilées dans Gomez *et al.* (2020) montrent de nombreux enregistrements de rorquals communs dans la ZI et autour de celle-ci tout au long de l'année. Les registres antérieurs d'observation ainsi que les résultats de modélisation de l'habitat et les caractéristiques environnementales bathymétriques et océanographiques qui peuvent encourager l'accumulation de proies indiquent que la ZI peut offrir un habitat attrayant aux rorquals communs tout au long de l'année.

Baleine noire de l'Atlantique Nord

La baleine noire de l'Atlantique Nord a été désignée comme espèce en voie de disparition en 2005, en vertu de la LEP, après avoir été évaluée par le COSEPAC en 2003. En 2013, le COSEPAC a réévalué son statut d'espèce en voie de disparition (COSEPAC 2013a). Une chasse à la baleine intense aux 19^e et 20^e siècles avait réduit la population de baleines noires de l'Atlantique Nord à un point près de l'extinction. Depuis, on considérait que l'espèce se rétablissait lentement, mais les chiffres de population récents diminuent et les niveaux de population demeurent très bas. En date de la fin de 2018, la meilleure estimation du nombre total de baleines noires de l'Atlantique Nord vivantes est de 409 (Pettis, 2020).

La baleine noire de l'Atlantique Nord, espèce très migratrice qui a tendance à se retrouver dans les eaux côtières et les eaux de plateau, effectue des déplacements saisonniers entre les aires

de mise bas au large de la Floride et de la Géorgie et les aires d'alimentation au large de la Nouvelle-Angleterre et de la côte est du Canada (Winn *et al.*, 1986). Dans le passé, les baleines noires de l'Atlantique Nord migraient régulièrement dans la partie inférieure de la baie de Fundy et l'ouest de la plate-forme néo-écossaise au printemps et en été, où de grands regroupements de baleines étaient observés en août et septembre (Winn *et al.*, 1986). Le bassin Grand Manan et le bassin Roseway de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise sont les deux habitats essentiels désignés à l'heure actuelle pour l'espèce dans les eaux canadiennes (Brown *et al.*, 2009). Toutefois, depuis 2015, un déplacement vers le nord de la répartition estivale dans le golfe du Saint-Laurent est apparu, à la suite d'une baisse de l'abondance dans la baie de Fundy et d'un faible nombre de baleines observées dans les zones d'habitat essentiel (MPO, 2019a).

Les récents changements dans la répartition des baleines noires de l'Atlantique Nord correspondent aux changements observés dans la communauté de zooplancton, car le déplacement des baleines noires de l'Atlantique Nord est principalement attribuable à la répartition de leurs proies principales, les copépodes calanoïdes (Davies *et al.*, 2015, Record *et al.*, 2019). En plus des nouvelles tendances en matière de répartition saisonnière, les données acoustiques suggèrent qu'un certain nombre de baleines noires de l'Atlantique Nord demeurent dans les eaux canadiennes toute l'année, comme en témoignent les résultats des déploiements acoustiques fixes et de planeurs dans le golfe du Saint-Laurent et la plate-forme néo-écossaise (MPO, 2019a) et les efforts combinés de SAP déployés dans l'ensemble de l'Atlantique Nord (Davis *et al.*, 2017). Les baleines noires de l'Atlantique Nord semblent également être présentes dans le golfe du Saint-Laurent jusqu'en janvier, mais avec le plus grand nombre de détections en été et en automne (Simard *et al.*, 2019).

Bien qu'il ne s'agisse pas d'une zone d'abondance croissante par rapport aux autres zones, on sait que les baleines noires de l'Atlantique Nord sont présentes à proximité de la ZI, comme en témoignent les données sur la SAP de la zone. Les résultats de Davis *et al.* (2017) montrent la présence acoustique de baleines noires de l'Atlantique Nord près du chenal de Fundy en été (mai-juillet), selon les données recueillies entre 2004 et 2014. Des données supplémentaires provenant du large de l'est des États-Unis indiquent la présence acoustique de baleines noires de l'Atlantique Nord le long du plateau continental, y compris un petit nombre de détections au bord du banc de Georges (NEFSC/SEFSC 2018). La présence de baleines noires de l'Atlantique Nord dans la zone peut être attribuable au comportement migratoire ou à des sources alimentaires. Comme mentionné ci-dessus, les copépodes sont le zooplancton dominant à l'intérieur et aux alentours des limites de la ZI, y compris le banc de Browns, le chenal de Fundy et le banc de Georges. Étant donné que les baleines noires de l'Atlantique Nord se nourrissent principalement de copépodes du genre *Calanus* (Baumgartner *et al.*, 2003), et que la disponibilité des proies est un facteur important de la répartition des baleines noires de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes (MPO, 2019a), les individus présents dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise pourraient être attirés par la communauté locale de zooplancton de la zone. Il est également possible que les baleines utilisent le chenal de Fundy comme corridor migratoire pour entrer dans la baie de Fundy et en sortir, bien qu'à un degré inconnu compte tenu des récents changements dans la répartition vers le golfe du Saint-Laurent. D'après des observations antérieures provenant de la ZI, l'utilisation historique connue de l'habitat, les résultats de la SAP et la composition locale du zooplancton, les eaux de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns peuvent être utilisées par les baleines noires de l'Atlantique Nord, possiblement pour s'alimenter ou se déplacer d'un habitat à l'autre.

Baleine à bec commune

Dans les eaux canadiennes, il existe deux populations de baleine à bec commune gérées séparément et génétiquement distinctes : la population de la plate-forme néo-écossaise et la population de la baie de Baffin, du détroit de Davis et de la mer du Labrador (COSEPAC, 2011c, MPO, 2016d). La chasse à la baleine entre les années 1960 et 1970 a réduit les deux populations (COSEPAC, 2011c), et les effets de la chasse à la baleine demeurent difficiles à évaluer (O'Brien et Whitehead, 2013). Néanmoins, les populations demeurent petites et risquent de subir les effets de l'activité humaine (COSEPAC, 2011c). La population de baleines à bec communes sur la plate-forme néo-écossaise compte moins de 150 individus et a été désignée comme espèce en voie de disparition en vertu de l'annexe 1 de la LEP en 2006, à la suite d'une évaluation des espèces en voie de disparition effectuée par le COSEPAC en 2002 (COSEPAC, 2011c). Il n'y a pas d'estimation de la population pour la population du détroit de Davis et de la baie de Baffin, bien qu'elle ait été évaluée comme préoccupante par le COSEPAC en mai 2011 (COSEPAC, 2011c).

La baleine à bec commune se trouve exclusivement dans l'Atlantique Nord. Les espèces fréquentent généralement les eaux profondes (>500 m) et sont fortement associées aux zones longeant la pente continentale de 800 à 1 800 m de profondeur (COSEPAC, 2011c, Moors-Murphy, 2018). L'éventail complet de la population de la plate-forme néo-écossaise n'est pas connu, mais l'est de la plate-forme néo-écossaise est considéré comme le centre d'abondance le plus méridional (Wimmer et Whitehead, 2004). Bien que des observations de baleines à bec communes se soient produites vers l'est jusqu'au bonnet Flamand au large de Terre-Neuve (MPO, 2016d), on ne sait pas encore à quelle population ces baleines appartiennent, et une étude récente suggère qu'elles pourraient représenter un groupe mixte (Feyrer *et al.*, 2019).

La population de la plate-forme néo-écossaise se trouve principalement dans trois canyons sous-marins le long de l'est de la plate-forme néo-écossaise : le Gully et les canyons Shortland et Haldimand. Les baleines sont très fidèles aux canyons, car elles y sont présentes et s'y alimentent tout au long de l'année (Moors, 2012). La persistance de la population à l'intérieur de ces canyons est probablement attribuable à une source alimentaire abondante et constante, à savoir les calmars du genre *Gonatus*, la proie principale de cette population (Hooker *et al.*, 2001). Les eaux profondes des trois canyons sont désignées habitats essentiels pour cette population (MPO, 2016d), bien que les données visuelles et acoustiques indiquent que les zones entre les canyons soient également des aires d'alimentation et des corridors de déplacement importants entre les canyons (MPO, 2020a). Différents processus océanographiques qui surviennent dans le Gully, y compris les ondes internes, peuvent contribuer aux processus de concentration qui soutiennent les espèces benthiques et démersales de proies de cétacés, qui pourraient attirer les cétacés dans le canyon (Moors-Murphy, 2014).

Une partie de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns comprend une portion d'habitat clé pour les baleines à bec communes de plongée profonde identifiées par Gomez-Salazar et Moors-Murphy (2014). Les baleines à bec sont associées aux bords de plateau (Waring *et al.*, 2001), et il est probable que les zones de la ZI ayant une profondeur supérieure à 1 000 m représentent l'habitat des baleines à bec (J. Stanistreet, MPO, comm. pers., NEFSC/SEFSC 2016). La topographie abrupte et les caractéristiques bathymétriques de la ZI sont semblables à celles d'autres zones où l'on croit que les proies de baleines à bec se regroupent, et la zone pourrait donc fournir un habitat approprié aux baleines à bec communes. En outre, la

surveillance acoustique passive effectuée récemment par la Division des sciences des océans et des écosystèmes de Pêches et Océans Canada de 2018 à 2019 a révélé des détections acoustiques de baleines à bec de Sowerby et de baleines à bec de Cuvier, ainsi que des clics probablement produits par des baleines à bec de True (*Mesoplodon mirus*) dans les eaux profondes de la ZI juste au nord du chenal de Fundy (J. Stanistreet, données non publiées). Des détections acoustiques de baleines à bec communes recueillies par le laboratoire Whitehead de l'Université Dalhousie ont également été confirmées près de la ZI (données non publiées de Feyrer, L.). Enfin, les registres d'observation de baleines à bec communes en bordure de la ZI sont documentés dans (Gomez *et al.*, 2017). Ensemble, les données acoustiques, les observations antérieures dans la zone ainsi que la bathymétrie et le type d'habitat qui caractérisent la ZI suggèrent que le secteur du chenal de Fundy et du banc de Browns est utilisé par diverses espèces de baleines à bec, y compris la baleine à bec commune. Bien que les données ne suggèrent pas de tendances saisonnières distinctes pour les espèces de baleines à bec dans l'ouest de l'Atlantique Nord, les détections acoustiques sont constantes tout au long de l'année dans de nombreuses autres zones (p. ex., la zone de protection marine du Gully) (MPO, 2020a, Rafter *et al.*, 2018, Stanistreet *et al.*, 2017).

Baleine à bec de Sowerby

Il existe peu d'estimations démographiques pour la baleine à bec de Sowerby, et celles disponibles reposent sur des données limitées (COSEPAC, 2019c). Le COSEPAC (2019c) a estimé que le nombre d'individus matures se situerait entre des centaines et quelques milliers, tandis que (Hayes *et al.*, 2020) indique 10 107 individus (CV = 0,27) comme la meilleure estimation disponible de l'abondance fondée sur les relevés aériens ou à bord de navires dans l'ouest de l'Atlantique Nord. Les sons sous-marins anthropiques intenses comme les levés sismiques et les sonars à fréquence moyenne ainsi que les collisions avec les navires et les interactions avec la pêche menacent cette espèce peu connue (COSEPAC, 2019c). L'espèce a été désignée « espèce préoccupante » par le COSEPAC (COSEPAC, 2006C) et a été inscrite à ce titre à l'annexe 1 de la LEP en 2011.

On retrouve la baleine à bec de Sowerby exclusivement dans les eaux froides de l'océan Atlantique Nord. Leur répartition dans l'ouest de l'Atlantique Nord va du Massachusetts au Labrador (UICN, 2017, groupe de spécialistes des cétacés de la CSE de l'UICN de 2007) bien que la majorité des observations aient été faites dans les eaux au large de Terre-Neuve, de la Nouvelle-Écosse et du nord-est des États-Unis. Au Canada, on pense qu'elles sont présentes principalement le long de la pente continentale au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador dans des eaux d'une profondeur de 200 m ou plus (MPO, 2017e, f). Il n'y a pas de renseignements détaillés disponibles sur les tendances spatiales et temporelles et l'utilisation de l'habitat dans les eaux canadiennes (O'Brien et Whitehead, 2013).

Sur la plate-forme néo-écossaise, les baleines à bec de Sowerby sont réparties le long de la plate-forme et sont présentes toute l'année (Stanistreet *et al.*, 2017). Elles sont observées régulièrement dans les canyons sous-marins du Gully, Haldimand et Shortland de la plate-forme orientale (Whitehead, 2013, Wimmer, 2004), et elles ont été observées plus au sud en bordure de la plate-forme près du chenal de Fundy (MPO, 2017e). En général, on croit que les mésoplodons ont tendance à préférer les habitats en eaux profondes (>200 m) se trouvant près des canyons, des pentes continentales et en pleine mer (MPO, 2017e). La bordure de la plate-forme néo-écossaise a été déterminée comme un habitat clé pour les baleines à bec de Sowerby (Gomez-Salazar et Moors-Murphy, 2014).

La présence de baleines à bec de Sowerby près et dans les eaux de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns a été confirmée au cours des dernières années à l'aide de détections visuelles et acoustiques effectuées dans la zone. Les résultats des relevés aériens et par bateau de la NOAA de la côte est montrent des observations de baleines à bec de Sowerby à des endroits près et possiblement à l'intérieur des limites de la ZI au cours de plusieurs années de relevés (NEFSC/SEFSC 2013, 2016, 2017, 2018) et un relevé par navire ciblé en 2018 comprenait des détections acoustiques et visuelles de l'espèce dans la partie sud de la ZI près de l'embouchure du chenal de Fundy (NEFSC/SEFSC 2018). Des clics attribués à l'espèce ont été détectés le long de la côte est des États-Unis et du Canada, principalement dans les eaux s'étendant de la côte du Maryland jusqu'en bordure du banc de Georges (Rafter *et al.*, 2018) et plus au nord encore jusqu'à la ZPM du Gully (Stanistreet *et al.*, 2017). En 2016, les enregistrements acoustiques d'un relevé effectué par le laboratoire Whitehead de l'Université Dalhousie comprenaient des clics de baleine à bec de Sowerby détectés dans la ZI (données non publiées de Feyrer L.). En 2018-2019, un système de surveillance acoustique passive déployé dans la ZI juste au nord du chenal de Fundy par la Division des sciences des océans et des écosystèmes de Pêches et Océans Canada a enregistré des vocalisations de baleines à bec de Sowerby tout au long de l'année, ce qui suggère la recherche de nourriture dans les eaux profondes de la ZI (J. Stanistreet, données non publiées). Ces renseignements plus récents suggèrent que les baleines à bec de Sowerby pourraient occuper la ZI à longueur d'année et que les zones de la ZI ayant une profondeur supérieure à 1 000 m offrent un habitat convenable pour la baleine à bec de Sowerby. Les détections acoustiques et visuelles antérieures dans la zone, les profondeurs où l'espèce a été observée à proximité (NEFSC/SEFSC 2016) et la connaissance selon laquelle les baleines à bec sont associées aux bordures et aux pentes du plateau (Waring *et al.*, 2001) confirment également que la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns offre un habitat approprié aux baleines à bec de Sowerby régulièrement présentes.

Petits odontocètes

Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique

En 1991, le COSEPAC a déterminé que les dauphins à flancs blancs de l'Atlantique n'étaient pas en péril, et, à l'heure actuelle, il n'existe aucune menace directe pour l'espèce au Canada et elle n'est pas inscrite à la LEP.

Les dauphins à flancs blancs de l'Atlantique sont une espèce abondante que l'on retrouve dans les eaux froides tempérées à sous-polaires de l'Atlantique Nord. Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, leur aire de répartition s'étend des eaux au large de la Caroline du Nord jusqu'à l'ouest du Groenland, et peut-être aussi à l'est jusqu'à la crête centrale de l'Atlantique (Hayes *et al.*, 2016). La meilleure estimation de la population disponible pour le stock de dauphins à flancs blancs de l'Atlantique dans l'ouest de l'Atlantique Nord est de 48 819 individus (CV = 0,61) d'après un relevé de 2011 (Hayes *et al.*, 2017). Lawson et Gosselin (2009) ont fourni une estimation de 4 289 individus provenant des blocs de relevés du golfe du Saint-Laurent et de la plate-forme néo-écossaise du TNASS 2007.

Il existe trois unités de stock possibles selon les données d'observation, d'échouage et de prises accessoires : golfe du Maine, golfe du Saint-Laurent et mer du Labrador (Hayes *et al.*, 2017). La population du golfe du Maine se trouve le plus souvent dans les eaux du plateau continental allant du canyon de l'Hudson au banc de Georges et dans le golfe du Maine et la

partie inférieure de la baie de Fundy. L'espèce affiche des variations saisonnières dans sa répartition. De janvier à mai, on les retrouve autour du banc de Georges jusqu'aux eaux au large du New Hampshire, passant en plus grand nombre dans le banc de Georges et dans la partie inférieure de la baie de Fundy entre juin et septembre; d'octobre à décembre, ils retournent vers le sud du banc de Georges et le sud du golfe du Maine (Hayes *et al.*, 2017). Bien qu'ils soient largement répandus, les dauphins à flancs blancs de l'Atlantique se trouvent principalement dans les environs des eaux du plateau continental et des pentes et semblent être associés à une topographie élevée des fonds marins le long du plateau (Braulik, 2019), car ces zones pourraient offrir davantage de possibilités d'alimentation (Selzer et Payne, 1988). L'espèce a également été associée à des gradients prononcés dans la ZPM du Gully (Gowans et Whitehead, 1995).

Des observations de dauphins à flancs blancs de l'Atlantique dans la zone du chenal de Fundy ont été détectées pendant toutes les saisons, et les résultats de la modélisation de l'habitat ont permis de déterminer la zone visée par la ZI comme faisant partie de la zone prioritaire recommandée pour la surveillance des dauphins à flancs blancs de l'Atlantique (Gomez *et al.*, 2020). De plus, la concentration de chlorophylle A a grandement contribué à ces résultats pour le dauphin à flancs blancs de l'Atlantique (Gomez *et al.*, 2020), et des niveaux élevés de chlorophylle A et de productivité primaire sont présents à l'embouchure du chenal de Fundy. Ensemble, les résultats de la modélisation de l'habitat, les observations antérieures et la bathymétrie locale auparavant associée aux dauphins à flancs blancs de l'Atlantique semblent démontrer la présence de l'espèce dans la ZI.

Marsouin commun

Historiquement, la population de marsouins communs de l'Atlantique Nord-Ouest a souffert d'un taux de mortalité élevé en raison de prises accessoires découlant des pêches, en particulier dans les filets maillants (COSEPAC, 2006b). Les prises accessoires ont diminué dans les zones où l'utilisation du filet maillant est réduite, mais elles étaient toujours considérées comme une source de mortalité dans certaines zones au moment du dernier rapport de situation du COSEPAC en 2006 (COSEPAC, 2006b). Bien que la population soit abondante, la menace persistante des prises accessoires et des dispositifs de harcèlement acoustique a contribué à la désignation d'espèce préoccupante en 2006 (COSEPAC, 2006b). La population ne figure pas à l'annexe 1 de la LEP et a plutôt été inscrite comme espèce menacée à l'annexe 2 en 2006 (COSEPAC, 2006b). D'après les données des relevés menés par le NEFSC et le MPO en 2016, la population qui réside dans le golfe du Maine/baie de Fundy est estimée à 95 543 individus (CV = 0,31) (Hayes *et al.*, 2020). Lawson et Gosselin (2009) ont fourni une estimation de 3.667 individus provenant des blocs de relevés du golfe du Saint-Laurent et de la plateforme néo-écossaise pendant le TNASS de 2007. La taille de la population mondiale des marsouins communs est estimée à 700 000 individus (Hammond *et al.*, 2008b).

Les marsouins communs se trouvent dans les eaux tempérées à sous-polaires du plateau continental dans l'ensemble de l'hémisphère nord (Hammond *et al.*, 2008b). Dans l'Atlantique Nord-Ouest, leur aire de répartition s'étend de l'île de Baffin jusqu'au sud-est des États-Unis. La répartition estivale des marsouins communs dans la baie de Fundy et le nord du golfe du Maine semble se concentrer dans des eaux de moins de 150 m de profondeur et s'étend le long des côtes du Maine, du Nouveau-Brunswick et du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Hayes *et al.*, 2017). En hiver, les marsouins de la baie de Fundy se dispersent dans le golfe du Maine et le

long de la côte est des États-Unis jusqu'en Caroline du Nord, bien que certains individus puissent demeurer dans la baie de Fundy tout au long de l'hiver (COSEPAC, 2006b).

Les observations compilées dans (Gomez *et al.*, 2020) montrent de nombreuses observations du marsouin commun près du chenal de Fundy en hiver, en été et au printemps, tandis que la modélisation de l'habitat a déterminé la baie de Fundy et la partie est du banc de Georges, près du chenal de Fundy, dans le cadre des zones prioritaires recommandées pour la surveillance du marsouin commun (Gomez *et al.*, 2020). La concentration de chlorophylle A a grandement contribué aux résultats de l'habitat prévu pour le rorqual commun (Gomez *et al.*, 2020), et des niveaux élevés de chlorophylle A sont présents à l'embouchure du chenal de Fundy. La ZI pourrait donc inclure certaines caractéristiques environnementales intéressantes pour cette espèce.

Dauphin commun

Le dauphin commun a été désigné comme n'étant pas en péril par le COSEPAC et n'est pas inscrit à la LEP. Le nombre total de dauphins communs au large des côtes est des États-Unis et du Canada est inconnu. La meilleure estimation de l'abondance du stock dans l'ouest de l'Atlantique Nord est de 172 825 individus (CV = 0,21) (Hayes *et al.*, 2020). Lawson et Gosselin (2009) ont fourni une estimation de 53 049 individus provenant des blocs de relevés du golfe du Saint-Laurent et de la plate-forme néo-écossaise, soit l'abondance la plus élevée de toute espèce observée pendant le TNASS.

Les dauphins communs à courte sont des visiteurs saisonniers de la plate-forme au large de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve et des visiteurs occasionnels dans d'autres eaux canadiennes, et le COSEPAC n'a signalé aucune menace importante. Il s'agit d'une espèce océanique largement répartie que l'on retrouve dans les régions marines tempérées, tropicales et subtropicales (Waring *et al.*, 2007). Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, leur aire de répartition va de Terre-Neuve à l'est de la Floride, bien que les observations soient moins nombreuses au sud du cap Hatteras. On sait que les dauphins communs se déplacent vers le banc de Georges et la plate-forme néo-écossaise entre le milieu de l'été et l'automne, avec des regroupements importants sur le banc de Georges; ils migrent également plus au nord vers le plateau continental au large de Terre-Neuve lorsque les eaux atteignent plus de 11°C (Waring *et al.*, 2007). Dans l'Atlantique Nord, ils sont généralement présents dans le plateau continental le long des isobathes de 200 à 2000 m de profondeur (Waring *et al.*, 2007). L'espèce semble avoir une préférence pour les habitats qui comprennent des eaux modifiées par la remontée, des zones où le fond marin est escarpé et de vastes zones du plateau (Hammond *et al.*, 2008a).

Les observations compilées dans Gomez *et al.* (2020) montrent de nombreuses observations de dauphins communs dans la région du chenal de Fundy au printemps, à l'été et à l'automne, et les zones prioritaires recommandées pour la surveillance en fonction de la modélisation de l'habitat comprennent une grande partie de la plate-forme néo-écossaise, englobant la zone occupée par la ZI (Gomez *et al.*, 2020). De plus, la concentration de chlorophylle A a grandement contribué aux résultats de l'habitat prévu pour le rorqual commun (Gomez *et al.*, 2020), et des niveaux élevés de chlorophylle A sont présents à l'embouchure du chenal de Fundy. La ZI pourrait donc inclure certaines caractéristiques environnementales intéressantes pour cette espèce.

Grands odontocètes

Baleine à bec de Cuvier

En 1990, le COSEPAC a déterminé que la baleine à bec de Cuvier, une espèce pélagique rarement présente dans les eaux canadiennes et ne présentant aucune menace importante identifiée, n'était pas à risque. L'espèce n'est pas inscrite à la LEP. La meilleure estimation de l'abondance pour l'ouest de l'Atlantique Nord provient de relevés aériens et par bateau antérieurs (Hayes *et al.*, 2020), éclairés plus récemment par deux relevés de 2016 qui couvraient des secteurs entre le centre de la Floride et le milieu des États-Unis et entre le Massachusetts et le banc de Browns (NEFSC/SEFSC, 2018). Ensemble, les relevés ont produit une estimation totale de 5 744 (CV=0,47) baleines à bec de Cuvier, bien que ce nombre soit considéré comme étant sous-estimé (Hayes *et al.*, 2019).

Les baleines à bec de Cuvier sont les espèces de baleines à bec les plus répandues dans les océans du monde (MacLeod *et al.*, 2005). On en sait peu sur la structure du stock de l'espèce, mais des analyses génétiques ont révélé des distinctions entre les populations de la Méditerranée et de l'Atlantique Nord orientale, ce qui suggère que les populations de la grande région de l'Atlantique Nord et de la Méditerranée soient considérées comme des unités distinctes et évolutives (Dalebout *et al.*, 2005). Une grande partie des informations préliminaires sur la répartition des baleines à bec de Cuvier provenaient d'échouages survenus dans l'aire de répartition connue de l'espèce (MacLeod *et al.*, 2005). Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, les échouages ont eu lieu principalement en bordure du plateau continental au large de l'est des États-Unis (Waring *et al.*, 2014), et dans des eaux allant des Caraïbes orientales (Bachara *et al.*, 2019), des États-Unis (Fertl *et al.*, 1997) et de la Nouvelle-Écosse (CBC News, 2016). Les observations visuelles ont principalement eu lieu au large de la région du centre de l'Atlantique dans l'est des États-Unis autour de la bordure et de la pente du plateau continental à la fin du printemps et à l'été (Waring *et al.*, 2014). La surveillance acoustique passive a également révélé la présence de clics de la baleine à bec de Cuvier le long de la pente continentale au large de la côte est des États-Unis et du Canada, dans les eaux au large de la Floride jusqu'en bordure du banc de Georges (Rafter *et al.*, 2018) et plus au nord encore jusqu'à la ZPM du Gully (Stanistreet *et al.*, 2017).

Les baleines à bec de Cuvier semblent préférer les eaux d'une profondeur de plus de 1 000 m avec une variabilité moyenne à élevée du fond (Cañadas *et al.*, 2018). Des taux de rencontre élevés ont été enregistrés dans des eaux de 1 400 à plus de 2 000 m de profondeur (Moullins *et al.*, 2007). L'espèce montre des associations claires avec les habitats à fond variables comme les pentes abruptes, les escarpements et les canyons sous-marins (D'Amico *et al.*, 2003, MacLeod, 2005, Podestà *et al.*, 2016). Les préférences en matière d'habitat sont conformes à la notion selon laquelle les baleines à bec exploitent des zones de remontée et de regroupement où les espèces-proie sont susceptibles de se trouver en grande quantité (Cañadas *et al.*, 2018). La baleine à bec de Cuvier se nourrit principalement de diverses espèces de calmar (Santos *et al.*, 2001), bien que le poisson puisse également faire partie de son alimentation (MacLeod, 2005).

Selon les préférences connues en matière d'habitat, la topographie de pente abrupte qui caractérise les régions profondes de la ZI est susceptible de représenter un habitat convenable pour la baleine à bec de Cuvier. Des relevés aériens et par bateau antérieurs ont signalé des observations de baleines à bec de Cuvier à des endroits très près de la ZI et possiblement à

l'intérieur de ses limites au cours de plusieurs années de relevé (NEFSC/SEFSC 2013, 2016). De plus, la surveillance acoustique passive effectuée en 2018-2019 à l'aide d'un enregistreur stationnaire déployé dans la ZI juste au nord du chenal de Fundy a révélé la présence de la baleine à bec de Cuvier à longueur d'année dans cette zone, ce qui suggère des activités régulières de recherche de nourriture dans les eaux profondes de la ZI (J. Stanistreet, données non publiées). Ensemble, les observations antérieures, les résultats des efforts de SAP et la bathymétrie locale suggèrent que la ZI est fréquentée régulièrement par la baleine à bec de Cuvier et qu'elle offre un habitat convenable pour l'espèce.

Globicéphale noir

En 1994, le COSEPAC a déterminé que le globicéphale noir n'était pas en péril, et l'espèce n'est pas inscrite à la LEP. Bien qu'il n'y ait pas d'information sur l'abondance mondiale, un total de 16 058 globicéphales noirs a été estimé pour les eaux canadiennes de l'Atlantique d'après les résultats du relevé TNASS de 2007. Toutefois, on pense que ce nombre est biaisé négativement (Minton *et al.*, 2018). Une estimation plus récente de 39 215 (CV = 0,30) globicéphales noirs a été tirée des relevés de 2016 qui couvraient une zone s'étendant de la Floride à Terre-Neuve, bien qu'il existe certaines incertitudes associées à la séparation estimative de l'identification des globicéphales tropicaux et des globicéphales noirs (Hayes *et al.*, 2020).

Les globicéphales (y compris les globicéphales noirs et les globicéphales tropicaux) ont une grande portée et sont présents dans tous les océans du monde, à l'exception des eaux polaires (Leatherwood et Dalheim, 1978). Le globicéphale noir est présent dans l'Atlantique Nord et dans les eaux de l'hémisphère sud (Minton *et al.*, 2018). Deux populations ont été proposées pour l'Atlantique Nord en fonction de la température de la surface de la mer : 1) une population d'eau froide à l'ouest du courant du Labrador/de l'Atlantique Nord, et une population d'eau plus chaude qui s'étend dans l'Atlantique après le Gulf Stream (Fullard *et al.*, 2000). Des différences morphologiques ont également été proposées pour établir une distinction entre les globicéphales noirs des portions est et ouest de l'Atlantique Nord (Bloch et Lastein, 1993). Toutefois, les difficultés liées à la distinction entre les globicéphales noirs et les globicéphales tropicaux font en sorte qu'il est difficile de distinguer les aires géographiques exactes des deux espèces, puisque les deux espèces sont présentes dans les eaux de l'ouest de l'Atlantique (Hayes *et al.*, 2019). D'après les observations rapportées par Leatherwood et Dalheim (1978), le détroit de Davis semble représenter la limite nord de l'aire de répartition des globicéphales noirs; les eaux au large de la Caroline du Nord étant une limite sud potentielle pour leur répartition.

Les globicéphales noirs se trouvent principalement sur les eaux de plateau et en bordure du plateau continental (Hamazaki, 2002, Waring *et al.*, 1992). Dans les eaux maritimes canadiennes, la répartition du globicéphale coïncide avec des regroupements d'encornets nordiques, leur proie principale, qui est généralement présente sur le plateau continental du sud-est des États-Unis jusqu'à Terre-Neuve tout au long de l'été et de l'automne (Abend et Smith, 1999). À la mi-juillet, l'espèce se déplace davantage vers la côte après le déplacement du calmar. Des observations fréquentes ont également été enregistrées au large du Cap-Breton pendant l'été (Augusto *et al.*, 2017; Ottensmeyer et Whitehead, 2003).

Les observations compilées dans Hayes *et al.* (2019) montrent une concentration de globicéphales noirs au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse qui chevauche la ZI. Les

observations compilées dans Gomez *et al.* (2020) montrent de nombreuses observations dans la ZI au printemps et en été et près de la ZI en hiver et en automne. Les résultats de la modélisation de l'habitat déterminent la majeure partie de la plate-forme néo-écossaise, y compris plusieurs canyons sous-marins, bassins et la zone couverte par la ZI comme zones prioritaires recommandées pour la surveillance des globicéphales noirs (Gomez *et al.*, 2020). En outre, les caractéristiques océanographiques de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns peuvent également servir à fournir un habitat attrayant aux globicéphales noirs. Les ondes internes et les concentrations élevées de chlorophylle A ont toutes deux été associées à la présence de globicéphales, la première en permettant l'introduction de petits poissons et de calmars (Moore et Lien, 2007) et la seconde en contribuant de façon importante aux zones prévues pour une surveillance accrue des globicéphales noirs (Gomez *et al.*, 2020). La présence de ces deux caractéristiques dans la ZI, conjuguée à de nombreuses observations tout au long de l'année, suggère que la ZI pourrait fournir un habitat attrayant aux globicéphales noirs tout au long de l'année.

Grand cachalot

Bien qu'elle soit la cible de l'ère baleinière, la population de grands cachalots dans le monde demeure raisonnablement importante. Les estimations suggèrent une population mondiale de 360 000 individus, ce qui représente une diminution par rapport à une population de 1 100 000 avant la chasse à la baleine (Whitehead, 2002). Au Canada, on retrouve de grands cachalots dans les eaux du Pacifique et de l'Atlantique. Bien que l'espèce ait été chassée au Canada jusqu'en 1972, le COSEPAC a déterminé que le grand cachalot n'était pas en péril en 1996, et l'espèce n'est pas inscrite à la LEP. Aucune estimation de la population n'est disponible pour l'ensemble de l'Atlantique Nord. Toutefois, les relevés aériens et par bateau de 2016 des isobathes de 100 m de profondeur et plus couvrant une zone s'étendant de la Virginie jusqu'à la partie inférieure de la baie de Fundy, ont donné lieu à une meilleure estimation de l'abondance de 4 349 individus (CV = 0,28) pour cette région (Hayes *et al.*, 2020).

Les grands cachalots possèdent de vastes aires géographiques de répartition et se trouvent dans presque toutes les régions océaniques, de l'équateur aux latitudes élevées (Taylor *et al.*, 2019). À l'échelle mondiale, ils affichent une faible diversité génétique, et des études antérieures suggèrent que l'espèce n'a pas de stocks distincts sur le plan génétique (Whitehead, 2009). Toutefois, les clans vocaux et d'autres caractéristiques communes parmi les groupes peuvent créer des populations culturellement distinctes qui peuvent décrire ces populations mieux que la génétique (Rendell et Whitehead, 2003). Les femelles et les jeunes mâles ont tendance à habiter des eaux de plus de 1 000 m de profondeur à des latitudes inférieures à 40°, en particulier les eaux productives en bordure du plateau continental (Whitehead, 2009). Les mâles adultes se rendent également dans des latitudes supérieures (Whitehead, 2009).

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, des mâles ont été observés sur le plateau continental le long de toute la côte est au sud du détroit d'Hudson, avec une concentration particulière dans la partie nord du Gully sur la plate-forme néo-écossaise qui peut être liée au niveau élevé d'effort dans ce secteur (Reeves et Whitehead, 1997). Bien qu'ils habitent généralement des régions océaniques profondes le long du plateau continental et au-delà de ce dernier, dans certaines régions, y compris au large de la Nouvelle-Écosse, de grands cachalots mâles ont été observés régulièrement dans des eaux de moins de 300 m de profondeur (Whitehead, 2009). Sur des échelles spatiales relativement grandes, la présence du grand cachalot a tendance à coïncider

avec les zones de relief sous-marin élevé (Jaquet et Gendron, 2002), une topographie abrupte (Jaquet et Whitehead, 1996) et des niveaux de productivité primaire plus élevés que la normale en raison de la remontée (Jaquet et Gendron, 2002, Whitehead, 2009). Puisque les gros calmars sont la principale proie des grands cachalots (Whitehead, 2002), ces associations peuvent être liées aux pics d'abondance de calmars (Jaquet et Gendron, 2002).

Les observations de grands cachalots dans la ZI compilées par Gomez *et al.* (2020) montrent des observations dans la ZI au printemps et en été, ainsi que des observations près de la ZI en automne et en hiver. De plus, la majeure partie de la plate-forme néo-écossaise, y compris des parties de la zone couverte par la ZI, ont été déterminées comme zones prioritaires recommandées pour la surveillance des grands cachalots; le plus grand prédicteur environnemental pour ces zones étant la profondeur de l'océan (Gomez *et al.*, 2020). La préférence connue des grands cachalots pour les eaux profondes et la bordure de la plate-forme, conjuguée aux résultats antérieurs d'observations et de modélisation de l'habitat, suggère que les grands cachalots pourraient utiliser les eaux de la ZI.

Baleines à fanons

Rorqual à bosse

En 2003, le COSEPAC a déterminé que le rorqual à bosse de l'ouest de l'Atlantique Nord n'était pas en péril, et l'espèce n'est pas inscrite à la LEP (COSEPAC, 2003). Bien que l'espèce ait été réduite par la chasse à la baleine, le COSEPAC estime la population dans l'Atlantique Nord-Ouest à environ 4 000 baleines et affirme que la population a augmenté d'au moins une proportion importante de sa taille avant la chasse à la baleine (COSEPAC 2003). De nombreux stocks dans l'ouest de l'Atlantique Nord sont reconnus par la CBI, notamment le golfe du Maine, le golfe du Saint-Laurent, Terre-Neuve-et-Labrador, et l'ouest du Groenland (Hayes *et al.*, 2020). D'après des modèles utilisant des observations antérieures, la meilleure estimation de l'abondance pour le stock du golfe du Maine est de 1 396 individus (Hayes *et al.*, 2020). Le NAISS canadien réalisé entre août et septembre 2016 a généré une estimation de 1 854 individus (CV = 0,40) pour une zone englobant la baie de Fundy/plate-forme néo-écossaise/région du golfe du Saint-Laurent (Hayes *et al.*, 2020). Compte tenu du fait que certains stocks de rorquals à bosse ailleurs dans le monde n'ont pas encore été évalués, il n'est pas possible d'estimer la population mondiale par rapport aux niveaux de 1940, lorsque l'espèce a été sérieusement épuisée par la chasse à la baleine (Baird, 2003).

Les rorquals à bosse se retrouvent dans tous les grands bassins océaniques. Ils sont connus pour être une espèce très migratoire et passent les étés à se nourrir dans des eaux productives, tempérées et à forte latitude, et les hivers dans des eaux tropicales à faible latitude utilisées pour la mise bas et l'accouplement (Baird, 2003). Au Canada, on retrouve des rorquals à bosse au large des côtes du Pacifique et de l'Atlantique. Dans l'ouest de l'Atlantique Nord, leur répartition estivale s'étend du détroit de Davis au golfe du Maine. Leurs aires d'alimentation principales sont le golfe du Maine, le golfe du Saint-Laurent et Terre-Neuve (Cooke, 2018d). En hiver, la majorité des baleines migrent vers les aires de mise bas et de reproduction dans les Antilles (Cooke, 2018d). Toutefois, certains individus peuvent demeurer dans des aires d'alimentation à latitude élevée dans la saison de reproduction avancée (Baird, 2003). Un pic dans les appels avec chant ou sans chant du rorqual à bosse a été décrit dans le canyon du Gully en décembre et en janvier, les appels se poursuivant sporadiquement en mars, suivis d'un déclin en été et en automne (Kowarski *et al.*, 2018). Ces résultats indiquent que certains

individus pourraient ne pas migrer vers le sud avant la fin de la saison, revenir plus tôt des habitats du sud ou demeurer dans les latitudes nordiques tout au long de l'hiver avant de se diriger vers les aires d'alimentation estivales (Kowarski *et al.*, 2018). La présence acoustique du rorqual à bosse pendant l'hiver a également été documentée dans la baie de Massachusetts (Murray *et al.*, 2014) et tout au long de l'année dans certaines portions de la plate-forme néo-écossaise (Davis *et al.*, 2020).

Les rorquals à bosse ont généralement été classés comme une espèce essentiellement côtière. Toutefois, des données acoustiques indiquent que certains individus utilisent des zones extracôtières lorsqu'ils ne sont pas en train de migrer (Baird, 2003), et montrent la présence de rorquals à bosse dans les zones extracôtières des Grands Bancs en hiver (Delarue *et al.*, 2018). La présence acoustique dans la zone de protection marine extracôtière du Gully en hiver, telle que révélée par Kowarski *et al.* (2018) suggère que certains individus peuvent utiliser des zones extracôtières pendant les mois d'hiver lorsque la productivité des aires d'alimentation côtières diminue. Les observations compilées dans Gomez *et al.* (2020) montrent également un grand nombre d'observations dans la zone extracôtière tout au long de l'année. Les mouvements migratoires de baleines étiquetées montrent que certains rorquals à bosse migrent dans les eaux de l'est des États-Unis et du Canada à partir des Antilles par la rupture de pente continentale du banc de Georges (Kennedy *et al.*, 2014).

Dans la région du chenal de Fundy, la présence acoustique du rorqual à bosse semble chevaucher la ZI au printemps, en été et en automne, et la présence persiste à proximité en hiver (Davis *et al.*, 2020). La présence du rorqual à bosse dans la ZI au printemps et en été est également démontrée par des observations compilées dans Gomez *et al.* (2020). Les zones prioritaires recommandées pour la surveillance des rorquals à bosse comprennent la plate-forme néo-écossaise et la zone couverte par la ZI (Gomez *et al.*, 2020). Ces régions prévues ont été les plus touchées par la profondeur des océans et la température de la surface de la mer; des variables environnementales qui peuvent être importantes pour les rorquals à bosse pour diverses raisons, y compris la répartition des proies (Gomez *et al.*, 2020). Il convient également de noter que les ondes internes, des mécanismes importants de couplage trophique dans la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns, peuvent avoir une incidence sur les interactions prédateur-proie. Il a d'ailleurs été démontré qu'elles permettent d'augmenter les concentrations de plancton disponibles pour les rorquals à bosse dans l'habitat profond (Pineda *et al.*, 2015). La présence du rorqual à bosse dans la ZI peut donc être dictée par certaines caractéristiques océanographiques qui créent un environnement attrayant pour l'espèce. Les rorquals à bosse peuvent également utiliser la zone dans leur corridor migratoire, comme il est mentionné ci-dessus.

Petit rorqual

En 2006, le COSEPAC a déterminé que le petit rorqual n'était pas en péril au Canada, et l'espèce n'est pas inscrite à la LEP. Il existe quatre populations reconnues de petit rorqual dans l'Atlantique Nord, y compris le stock canadien de la côte est. Bien qu'il existe peu de renseignements sur cette population, on considère qu'elle comprend les baleines qui habitent l'ouest du détroit de Davis jusqu'au golfe du Mexique (Hayes *et al.*, 2020). La meilleure estimation disponible pour le stock canadien de la côte est provient des relevés de 2016 du NEFSC et du MPO qui, ensemble, ont produit une estimation de 24 202 baleines (CV = 0,30). Lawson et Gosselin ont produit en 2011 une estimation de 20 741 petits rorquals (CV=0,30) (Cooke, 2018a). Il n'existe actuellement aucune estimation de la taille de la population

mondiale, bien que les estimations pour la majorité des aires de répartition estivales de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord soient d'environ 200 000 baleines (Cooke, 2018a).

Le petit rorqual est une espèce cosmopolite qui est présente dans tous les océans, des latitudes tropicales aux latitudes tempérées et élevées, et qui occupe les eaux côtières et extracôtières. L'espèce effectue de forts mouvements saisonniers dans les habitats côtiers et dans les eaux extracôtières plus profondes (Waring *et al.*, 2007), des aires de reproduction à faible latitude en hiver aux aires d'alimentation à plus grande latitude en été (Risch *et al.*, 2014). Au printemps et à l'automne, la présence du petit rorqual est fréquente sur le plateau et au large de la Nouvelle-Angleterre (Hayes *et al.*, 2019) et l'espèce est présente dans la baie de Fundy entre juillet et septembre, exploitant probablement des regroupements de proies (Ingram *et al.*, 2007; Johnston *et al.*, 2005). Étant donné que le petit rorqual se dirige vers le sud pendant les mois plus froids, les données acoustiques recueillies au large de la Nouvelle-Écosse suggèrent que sa présence est liée à la disponibilité des proies, car les baleines pourraient profiter du pic de l'activité de frai du hareng lorsqu'elles retournent vers les latitudes méridionales (Risch *et al.*, 2014). Pendant l'hiver, elles sont répandues dans les eaux situées au large de l'est des États-Unis et des Caraïbes, du bord du plateau continental jusqu'à la crête centrale de l'Atlantique (Risch *et al.*, 2014). Il est également probable qu'au moins une partie de la population de l'Atlantique Nord passe l'hiver dans son aire de répartition estivale (Cooke, 2018a).

Le petit rorqual semble se déplacer près de la rupture de pente continentale lorsqu'il migre vers le nord au printemps, possiblement après le Gulf Stream. En revanche, il utilise des eaux extracôtières plus profondes lorsqu'il se déplace vers le sud à l'automne (Risch *et al.*, 2014). Dans la baie de Fundy, on a signalé que des rencontres se produisaient principalement dans des eaux de plus de 60 m de profondeur et que les observations augmentaient avec l'augmentation de la pente benthique, ce qui suggère que le petit rorqual privilégie les zones plus profondes à la topographie benthique plus prononcée (Ingram *et al.*, 2007).

Les observations compilées dans Gomez *et al.* (2020) montrent la présence du petit rorqual dans le chenal de Fundy en été et en automne. Gomez *et al.* (2020) ont également identifié une grande partie de la plate-forme néo-écossaise, y compris la zone couverte par la ZI comme zones prioritaires recommandées pour la surveillance du petit rorqual (Gomez *et al.*, 2020). Comme pour le rorqual à bosse, ces régions prévues ont été les plus touchées par la profondeur des océans et la température de la surface de la mer; des variables environnementales qui peuvent être importantes pour le petit rorqual pour diverses raisons, y compris la répartition des proies (Gomez *et al.*, 2020). Selon les observations, la préférence connue pour les eaux plus profondes et les zones de pente, et l'influence de la profondeur des océans sur les zones prévues pour la surveillance future, la présence du petit rorqual dans la ZI peut être dictée par des caractéristiques bathymétriques et environnementales favorisées par l'espèce.

Rorqual boréal

La population de rorqual boréal de l'Atlantique a été évaluée comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en 2019 et n'est pas inscrite à la liste à l'heure actuelle, mais elle est à l'étude en vue de son ajout à l'annexe 1 de la LEP comme étant en voie de disparition. La population a été réduite par la chasse commerciale à la baleine, et aucune estimation récente de l'abondance n'est disponible pour le rorqual boréal dans le nord-ouest de l'Atlantique. Les relevés du TNASS de 2007 et du NAISS de 2011 menés au large de la côte est canadienne ne

comptaient que sept rorquals boréaux, ce qui suggère que la population ne compte que quelques centaines d'animaux ou moins (COSEPAC, 2019b). Un « stock de la Nouvelle-Écosse » est reconnu par la CBI et utilisé comme unité de gestion pour les évaluations effectuées par la NOAA visant à inclure les baleines de la côte est des États-Unis jusqu'au Cap-Breton (Hayes *et al.*, 2020). La meilleure estimation de population disponible pour ce stock est de 6 292 individus (CV=1,015). Cette estimation plus importante est fondée sur de multiples relevés effectués entre 2010 et 2013 dans une partie de l'aire de répartition de l'espèce allant d'Halifax à la Floride (Hayes *et al.*, 2020). Cette estimation est toutefois considérée comme incertaine parce que l'aire de répartition connue complète de l'espèce n'a pas été étudiée. Il n'existe aucune estimation fiable de la population mondiale (Cooke, 2018b).

Le rorqual boréal est une espèce cosmopolite dont la répartition est vaste, principalement dans les eaux extracôtières profondes (Cooke, 2018b). On croit que l'espèce est présente en grande partie dans les habitats pélagiques et que dans l'Atlantique Nord-Ouest, elle semble être associée à la bordure du plateau continental (COSEPAC, 2019b). Le rorqual boréal est une espèce migratrice; il se déplace entre les zones d'hivernage tropicales et subtropicales et les aires d'alimentation estivales subpolaires (Cooke, 2018b, COSEPAC, 2019b). Selon les résultats de la surveillance acoustique passive, le rorqual boréal est présent dans les eaux de l'est du Canada pendant la majeure partie de l'année, la majorité des détections ayant lieu entre mai et novembre (Delarue *et al.*, 2018). Une certaine saisonnalité peut avoir lieu dans la présence du rorqual boréal sur la plate-forme néo-écossaise, car le pic des appels se produit pendant les mois d'été en bordure de l'est de la plate-forme (Emery et Moors-Murphy, 2017), tandis qu'un pic d'appels en automne a été documenté à l'ouest de la plate-forme (Sweeney, 2017). Le printemps semble être le moment où les rorquals boréaux sont présents en plus grand nombre dans les eaux américaines (Hayes *et al.*, 2019). Les appels se produisent le plus souvent autour de cap Cod en hiver et au printemps (NEFSC/SEFSC 2018). Les aires d'hivernage ne sont pas bien connues, mais on a supposé que le rorqual boréal migre vers le sud dans les eaux du golfe du Mexique (Prieto *et al.*, 2012).

La préférence en matière d'habitat est probablement dictée par la présence de concentrations de proies, en grande partie de copépodes (Baumann *et al.*, 2016, COSEPAC, 2019b, Skov *et al.*, 2008). Une étude antérieure portant sur les facteurs liés à l'habitat a révélé que la présence du rorqual boréal est influencée par l'aspect du plancher océanique et des fronts de surface et de subsurface, et que la topographie abrupte et les gradients à débit élevé sont importants (Skov *et al.*, 2008). L'espèce peut également avoir des affinités avec les canyons sous-marins (Prieto *et al.*, 2012). On sait que le rorqual boréal est présent dans le Gully et les canyons adjacents de l'EPFNE (Emery et Moors-Murphy, 2017, Krieg, 2016). La surveillance acoustique passive suggère également une préférence pour les eaux profondes de la pente continentale (Delarue *et al.*, 2018).

Des relevés antérieurs ont détecté visuellement des rorquals boréaux en bordure du sud et de l'est du banc de Georges et du chenal de Fundy (Hayes *et al.*, 2017). Les observations présentées dans Gomez *et al.* (2020) montrent la présence du rorqual boréal dans le chenal de Fundy au printemps, ainsi que des observations à proximité en été. Les zones prioritaires recommandées pour la surveillance du rorqual boréal comprennent la plate-forme néo-écossaise et la zone couverte par la ZI (Gomez *et al.*, 2020). La concentration de chlorophylle A a grandement contribué à ces zones prévues (Gomez *et al.*, 2020), et des niveaux élevés de chlorophylle A sont présents à l'embouchure du chenal de Fundy. Ensemble, les observations

antérieures, les préférences connues en matière d'habitat et les zones prévues pour la surveillance future suggèrent qu'il est possible que le rorqual boréal utilise la ZI et que les caractéristiques océanographiques locales peuvent permettre d'attirer le rorqual boréal dans la zone.

Conclusion

La ZI englobe les habitats qui conviennent à l'alimentation et à la migration de différentes espèces de cétacés ([Gomez et al., 2020](#)). Le bord du plateau continental a été désigné comme une zone d'alimentation importante pour le rorqual bleu (espèce en voie de disparition – LEP), y compris une partie de la ZI (Lesage et al., 2018). Les mêmes processus océanographiques qui appuient l'alimentation du rorqual bleu sont probablement pertinents pour d'autres grandes baleines à fanons, y compris le rorqual commun, le rorqual boréal et la baleine noire de l'Atlantique Nord. Il est possible que les baleines noires de l'Atlantique Nord utilisent la région comme voie migratoire entre les habitats de la plate-forme néo-écossaise et la baie de Fundy.

La baleine à bec de Sowerby (préoccupante – COSEPAC) et la baleine à bec commune (en voie de disparition – LEP) sont réparties le long de la pente de la plate-forme néo-écossaise près du chenal de Fundy et dans les canyons sous-marins de l'est de la plate-forme néo-écossaise. Ces espèces sont présentes dans la ZI, et leur présence est appuyée par des détections acoustiques et visuelles récentes de la NOAA, du MPO et du laboratoire Whitehead de l'Université Dalhousie. La topographie de pente abrupte et les profondeurs de la ZI sont caractéristiques des types d'habitats privilégiés connus pour les baleines à bec de plongée profonde qui s'alimentent de proies en eaux profondes. Ce même habitat du bord et de pente en eaux profondes et peut également convenir au cachalot de plongée profonde. Le globicéphale noir et le rorqual à bosse peuvent également être attirés par la région en raison des processus océanographiques qui regroupent les proies comme les ondes internes, tandis que les espèces migratrices comme le rorqual à bosse et le petit rorqual peuvent compter sur la zone dans leur route migratoire saisonnière.

Les espèces inscrites à la LEP dont la taille de la population est petite et pour lesquelles des menaces liées aux activités anthropiques menacent le rétablissement sont particulièrement préoccupantes en matière de conservation. Parmi les espèces pour lesquelles il existe des renseignements à l'appui de leur utilisation régulière de l'habitat de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Brown, mentionnons le rorqual bleu, la baleine à bec commune et la baleine à bec de Sowerby. Les sons (bruits) générés par les activités humaines comme l'exploration des hydrocarbures, le transport maritime et les exercices militaires entraînent des changements à grande échelle dans l'environnement acoustique marin. Le bruit peut avoir un large éventail de répercussions sur les mammifères marins, les tortues marines, les poissons et le zooplancton. L'incidence du bruit sur les mammifères marins peut comprendre la perte de sensibilité auditive, la surdité, des changements comportementaux, des déplacements, et provoquer des réactions au stress. De plus, le bruit provenant des activités humaines peut nuire à la capacité d'un individu de détecter, de reconnaître et de distinguer les sons utilisés pour la recherche de nourriture, les communications entre congénères, la navigation et l'évitement des prédateurs et des dangers. Bien que tous les cétacés soient sensibles au bruit anthropique sous-marin, la baleine à bec de Sowerby et la baleine à bec commune sont des espèces vulnérables particulièrement sensibles au bruit provenant des activités humaines (McCarthy et al., 2011, Miller et al., 2015, Pirotta et al., 2012). Le bruit anthropique et la disponibilité des aliments sont considérés comme étant les menaces les plus préoccupantes pour le rorqual bleu de

l'Atlantique Nord-Ouest (MPO, 2018b). Les contaminants, les collisions avec des navires, l'empêchement dans des engins de pêche et les déversements toxiques sont également des menaces connues pour cette population (MPO, 2018b). Le statut d'espèce en péril et la vulnérabilité connue de la baleine à bec commune, de la baleine à bec de Sowerby et du rorqual bleu nécessitent une protection accrue. Étant donné la présence d'un habitat convenable pour ces trois espèces dans la ZI, elles représentent des espèces de cétacés ayant une priorité particulière en matière de conservation dans la ZI.

À mesure que des données supplémentaires sont recueillies et analysées, la présence d'autres espèces à proximité et à l'intérieur de la ZI peut devenir évidente. Cela est particulièrement vrai dans le cas des efforts de SAP qui se poursuivent dans la ZI grâce à l'utilisation de systèmes de SAP amarrés à long terme. Jusqu'à présent, les efforts de SAP ont indiqué la présence régulière de baleines à bec de True (*Mesoplodon mirus*) ou de baleines à bec de Gervais (*Mesoplodon europaeus*) dans la ZI (J. Stanistreet, MPO, comm. pers.). À l'heure actuelle, il existe peu d'autres renseignements sur la présence de ces espèces au large de l'est du Canada, et les résultats futurs aideront à mieux comprendre les baleines à bec et les autres espèces de cétacés qui habitent ou visitent la ZI.

Enfin, certaines sources de données n'ont pas été prises en compte en profondeur dans le cadre de cette évaluation. Elles comprennent les données provenant de l'échantillonnage et de l'étiquetage des proies. Bien qu'il soit reconnu que ces données sont utiles pour prédire et décrire la présence des cétacés, ces types de données ne sont pas disponibles pour toutes les espèces. En outre, les renseignements provenant d'autres sources primaires et secondaires (notamment les registres d'observation, les résultats de la modélisation de l'habitat, les efforts de SAP et les résultats d'enquête spécialisés) ont été jugés suffisants pour la portée et l'objet de cette évaluation. À l'avenir, à mesure que les renseignements provenant d'autres sources de données deviendront disponibles, ils permettront aussi de mieux comprendre l'utilisation de la ZI par les cétacés et leur présence à l'intérieur et autour de celle-ci.

TORTUE MARINES

Sources de renseignements

Depuis 2001, les programmes d'observation en mer menés par le MPO comprennent la collecte de renseignements sur la prise accessoire des tortues marines lors de voyages de pêche commerciale dans les régions de Terre-Neuve, du Québec, du Golfe et des Maritimes. Depuis 2005, le MPO a mis en œuvre des exigences de surveillance pour que les rencontres avec les espèces énumérées dans la LEP soient consignées dans des registres spécialement conçus à cet effet. Le Canadian Sea Turtle Network³ (CSTN) tient à jour une base de données d'observations qui comprend des dossiers sur les tortues nageant librement, emmêlées et échouées au Canada atlantique ainsi que sur les tortues capturées vivantes et relâchées dans le cadre d'études sur le terrain du CSTN au large des côtes de la Nouvelle-Écosse (1998 à aujourd'hui). La base de données des observations de cétacés du MPO tenue à jour par la région des Maritimes comprend des observations fortuites des tortues marines provenant des relevés aériens et en mer sur les cétacés; des relevés de recherche spécialisés réalisés par le MPO et d'autres établissements; des activités d'observation des baleines; des observateurs des

³ [Canadian Sea Turtle Network](#)

pêches en mer, des agents des pêches, des consultants; et des observateurs des mammifères marins sur des plates-formes militaires, pétrolières et gazières. Les bases de données régionales d'observation des tortues marines sont également tenues à jour par le personnel scientifique du MPO des régions de Terre-Neuve et du Québec.

Tortue luth

La tortue luth (*Dermochelys coracea*; en voie de disparition – LEP) est la plus grande espèce de tortue marine; dans l'Atlantique canadien, elle peut atteindre une longueur de 75 cm carapace courbée) et un poids de 640 kg (James *et al.*, 2007). Les tortues luths se nourrissent de salpes, de siphonophores et de méduses, des proies gélatineuses qui sont abondantes en saison dans les eaux chaudes de la plate-forme continentale et de la pente continentale au large de la côte est du Canada.

Aire géographique de répartition et préférences en matière d'habitat

La tortue luth est le reptile le plus largement répandu à travers le monde. Confirmées à l'aide de la génétique et de données de marquage-recapture, les tortues luths présentes dans les eaux du Canada atlantique proviennent de la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest (Goff *et al.*, 1994, James *et al.*, 2007, Stewart *et al.*, 2013), qui niche sur des plages tropicales et subtropicales dans les Caraïbes, en Amérique du Sud, en Amérique centrale et en Floride. On retrouve les tortues luths en densités relativement élevées dans les eaux au large du Canada atlantique de juin à octobre, les eaux canadiennes constituant une importante aire d'alimentation saisonnière (Heaslip *et al.*, 2012; Wallace *et al.*, 2018).

Trois zones principales d'habitat essentiel pour les tortues luths dans le Canada atlantique, qui ont été déterminées à partir des déplacements de 70 tortues luths marquées au moyen d'étiquettes de collecte de données par satellite, suggèrent une probabilité plus élevée de résidence à l'intérieur et à proximité du banc de Georges (y compris le chenal nord-est près de la limite sud-ouest de la ZEE du Canada), la zone sud-est du golfe du Saint-Laurent à l'est de l'île du Cap-Breton et les eaux au sud et à l'est de la péninsule de Burin, à Terre-Neuve (MPO, 2012b). Ces zones ont été désignées comme un habitat important pour la tortue luth parce qu'elles appuient la résidence saisonnière associée aux zones d'alimentation (MPO, 2012b). Une analyse révisée de l'utilisation de l'habitat fondée sur une taille d'échantillon améliorée et un ensemble de données à plus long terme a récemment été réalisée (MPO, 2020b). Cette mise à jour a révélé des modèles d'utilisation spatiale de la tortue luth semblables à ceux identifiés précédemment et seront pris en compte dans la prochaine version modifiée du Programme de rétablissement de la tortue luth de l'Atlantique et dans la proposition de désignation de l'habitat essentiel de la tortue luth par le ministre des Pêches et des Océans.

Définition des populations ou des stocks

La population mondiale de tortues luths comprend sept sous-populations dont la taille, la répartition géographique et les tendances de population varient. Ces sous-populations définissent les unités de gestion qui sont actuellement utilisées pour les évaluations mondiales de l'état de la conservation (Wallace *et al.*, 2011; Wallace *et al.*, 2010). Les sous-populations du Pacifique Est et de l'Atlantique Nord-Ouest ont des aires d'alimentation qui chevauchent les eaux des côtes canadiennes du Pacifique et de l'Atlantique, respectivement. La sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest nidifie en Floride, aux États-Unis, dans toute la région des Caraïbes et dans le plateau des Guyanes de l'Amérique du Sud, et elle s'alimente à des latitudes élevées

dans le nord-est et le nord-ouest de l'Atlantique, y compris dans les eaux tempérées du Canada atlantique.

Pêches

Les tortues luths sont empêtrées accessoirement dans divers engins de pêche comme prises accessoires, y compris les engins utilisés par les pêches dans la ZI. La menace la plus préoccupante dans les eaux du Canada atlantique est l'enchevêtrement des lignes associé aux engins de pêche fixe (Hamelin *et al.*, 2017, James *et al.*, 2005). La tortue luth semble être vulnérable aux blessures et à la mortalité par enchevêtrement dans les palangres pélagiques, les casiers et filets maillants, les bouées et autres cordes et câbles.

Autres vulnérabilités

D'autres vulnérabilités qui ne sont actuellement pas documentées, mais qui peuvent affecter la tortue luth dans les eaux canadiennes comprennent les collisions avec les navires, l'ingestion de plastiques provenant des débris marins et les perturbations acoustiques provenant de sources anthropogéniques (p. ex., les navires de pêche, le transport maritime, l'exploration et la production pétrolière et gazière, et les détonations militaires), ce qui peut amener les tortues marines à remonter plus fréquemment à la surface (O'hara et Wilcox, 1990) et provoquer leur déplacement des zones d'alimentation (Moein *et al.*, 1994; O'hara et Wilcox, 1990). Les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur la répartition des proies dans les eaux canadiennes et sur la réussite de la reproduction sur les plages de nidification. Le braconnage, le développement côtier et la lumière artificielle ne constituent pas des menaces connues dans les eaux canadiennes.

Abondance et tendances

État des stocks

On n'a proposé aucune estimation du nombre de tortues dans certaines aires d'alimentation de l'Atlantique Nord ni aucune indication de leur zone d'origine.

Considérations relatives aux espèces en péril

La tortue luth est considérée comme une espèce en voie de disparition par le COSEPAC et est à ce titre inscrite sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* au Canada et de l'*Endangered Species Act* aux États-Unis, en raison du déclin de la population mondiale. L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) désigne elle aussi la tortue luth comme une espèce vulnérable à l'échelle mondiale, et elle classe la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest dans la catégorie « [en voie de disparition](#) ». Elle est protégée à l'échelle mondiale en vertu de la Convention sur le commerce international des espèces menacées d'extinction.

Sources d'incertitude

Nous tentons toujours de mieux comprendre l'utilisation de l'habitat saisonnier et la préférence des tortues luths dans les eaux canadiennes. Pour les animaux marqués, il semble qu'il y ait une probabilité relativement plus élevée de résidence à l'intérieur et près du chenal Nord-Est (MPO, 2012b). La variation du seuil utilisé pour la probabilité relative du comportement de résidence souligne des habitats essentiels semblables, comme le chenal du Nord-Est, mais l'étendue des zones peut varier. Outre les animaux nicheurs, les tortues n'ont pas été marquées avant d'entrer dans les eaux canadiennes à la fin du printemps ou au début de l'été. La saisonnalité des données de marquage peut donc donner lieu à une sous-estimation de

l'utilisation de l'habitat dans certaines régions. La fidélité au site des individus aux vastes aires d'alimentation a été confirmée (James *et al.*, 2005), ce qui suggère une prévisibilité de l'emplacement des concentrations de proies entre les années.

Tortue caouanne

Aire géographique de répartition et préférences en matière d'habitat

La tortue caouanne (*Caretta caretta*; espèce en péril) est présente dans les eaux extracôtières de l'Atlantique, du banc Georges au Bonnet flamand. L'aire de répartition estimée de la tortue caouanne dans les eaux du Canada atlantique s'étend du banc de Georges jusqu'aux limites de la ZEE, en passant par le long du bord de la plate-forme néo-écossaise et des Grands Bancs, avec des incursions occasionnelles dans les eaux de la plate-forme.

L'habitat de la tortue caouanne semble être défini en partie géographiquement et temporellement par la température de la surface de la mer. La tortue caouanne a une prédilection pour la dynamique thermique des eaux du large et de la rupture de pente continentale; elle fréquente les eaux dont la température est supérieure à 15 °C et se situe de préférence entre 20 et 25 °C. On pense que la tortue caouanne utilise surtout l'habitat des eaux canadiennes de l'Atlantique dans sa quête de nourriture.

La majeure partie de leur vie est passée en mer; toutefois, les femelles adultes regagnent la terre ferme pour nicher. La nidification n'a pas lieu au Canada. Bien que les données disponibles à ce sujet soient limitées, la plupart des tortues caouannes dans les eaux canadiennes de l'Atlantique sont considérées comme des juvéniles océaniques ou néritiques dont les origines génétiques sont associées aux plages de nidification de l'Atlantique Nord-Ouest (Mike James, MPO, comm. pers.).

Pêches

La seule source avérée de dommage ou de mortalité d'origine anthropique chez les caouannes des eaux canadiennes est la pêche canadienne du thon et de l'espadon à la palangre. Des mesures d'atténuation potentielles et des solutions de rechange ont été proposées pour minimiser la menace posée par la pêche à la palangre du thon et de l'espadon (p. ex., type et taille des hameçons, durée de mise à l'eau, type d'appât). D'autres études sont nécessaires pour évaluer leur efficacité. En plus de réduire les menaces qui pèsent contre la caouanne dans les eaux canadiennes, il faut aussi faire appel à la coopération internationale pour réduire les menaces auxquelles fait face la population dans son ensemble afin de parvenir au rétablissement de l'espèce.

Autres vulnérabilités

Parmi les autres vulnérabilités qui peuvent avoir une incidence sur la tortue caouanne dans les eaux canadiennes, mentionnons les collisions avec les navires, les travaux de dragage, l'enchevêtrement et la pollution par les hydrocarbures.

Abondance et tendances

État des stocks

On ne dispose pas actuellement d'estimations de l'abondance des caouannes dans les eaux du Canada atlantique. Un manque de données empêche d'estimer l'abondance globale de la population de l'Atlantique Nord-Ouest dans l'habitat océanique. Toutefois, comme les tortues

féelles sont fidèles à leur lieu de nidification, les tendances au sujet des nids peuvent servir d'indicateur approximatif de l'abondance des féelles matures. Le nombre total estimé de nids sur les plages de nidification de l'Atlantique Nord-Ouest a fluctué entre 47 000 et 90 000 par an au cours de la dernière décennie. Le nombre de nids semble avoir décliné depuis 1998, en particulier dans la plus grande zone de nidification de l'Atlantique (la péninsule floridienne).

Considérations relatives aux espèces en péril

La tortue caouanne est considérée comme une espèce en voie de disparition par le COSEPAC et est à ce titre inscrite sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril* au Canada et de l'*Endangered Species Act* aux États-Unis, en raison du déclin de la population mondiale. L'UICN désigne la tortue caouanne comme vulnérable à l'échelle mondiale, avec une tendance à la baisse de sa population.

Tortue de Kemp et tortue verte

La tortue de Kemp et la tortue verte ont été enregistrées par les observateurs en mer comme des prises accessoires dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et du thon dans les eaux atlantiques canadiennes. De tels cas sont très rares. On estime que les interactions des pêches pélagiques à la palangre dans les eaux atlantiques canadiennes avec la tortue de Kemp sont rares : les observateurs des pêches ont enregistré quatre prises entre 2000 et 2008. Bien que la tortue de Kemp se distingue parmi les tortues de mer à carapace dure, il est possible que les tortues enregistrées comme tortues vertes par les observateurs en mer soient des tortues luths juvéniles mal identifiées. Les registres de capture accidentelle de tortues de Kemp et de tortues vertes n'ont pas été confirmés au moyen de photos. Toutefois, les deux espèces ont été confirmées dans le Canada atlantique (p. ex., James *et al.*, 2004), y compris les eaux à proximité de la ZI, à partir des relevés, de l'échantillonnage dirigé et/ou des observations d'échouage (Mike James, MPO, comm. pers.).

OISEAUX MARINS

Les composantes de la ZI et les eaux environnantes (ci-après appelées « ZI ») présentent de solides preuves de concentrations importantes de plusieurs groupes fonctionnels d'oiseaux marins, qui sont présents tout au long de l'année depuis des décennies. Il s'agit notamment des généralistes plongeurs en eaux peu profondes (puffins), des plancto-piscivores qui pêchent en surface (phalaropes, océanites cul-blanc), des piscivores plongeurs en eaux peu profondes (goélands, mouettes et sternes), des piscivores qui plongent en profondeur (alcidés), des planctonophages qui plongent en profondeur (mergule nain) et des piscivores plongeurs en piqué (fou de Bassan) (tableau 10). Ces concentrations indiquent une source de proies diversifiée et productive.

Dans la région des Maritimes, les limites de la ZI chevauchent 2 des 32 ZIEB (MPO, 2014). Ces ZIEB ont été établies en partie d'après des données probantes indiquant l'importance des oiseaux marins et de la base de proies dont ils dépendent.

Relevés en mer

Les données tirées des relevés en mer ont été recueillies par des observateurs experts hébergés à bord de navires occasionnels se déplaçant dans de vastes étendues géographiques. Ces données sont le résultat du PIROP historique (Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques), en activité de 1965 à 1992, et du récent ECSAS

(Eastern Canada Seabirds at-Sea) lancé en 2006 et toujours en cours. Alors que certains relevés en mer ciblaient des domaines prioritaires (p. ex., lignes du Programme de monitoring de la zone atlantique du MPO, programme de relevés par NO, études sur la durabilité des pêches), d'autres étaient de nature opportuniste et visaient à combler des lacunes dans les connaissances (p. ex., données recueillies lors des relevés sur les coraux et les éponges). Des données supplémentaires ont été recueillies dans le cadre de relevés axés sur la surveillance et le soutien de l'infrastructure pétrolière et gazière extracôtière, sur l'écotourisme ou simplement sur le transport de passagers et de marchandises. Ces données fournissent des renseignements essentiels sur la répartition des oiseaux marins qui, par exemple, ont joué un rôle déterminant dans les évaluations environnementales liées à la mise en valeur des ressources extracôtières, aux interventions d'urgence liées aux déversements de pétrole, à l'évaluation des risques, à la planification de la conservation marine et à d'autres initiatives de gestion et de conservation marines. Collectivement, ces données fournissent des informations complètes du point de vue géographique pour toute l'année sur les densités d'oiseaux en mer dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise, notamment au large des côtes, à l'aide de protocoles normalisés (Gjerdrum *et al.*, 2012).

Bien que cette contribution n'ait pas été traitée dans le document de travail, des levés aériens dans la baie de Fundy et dans le golfe du Saint-Laurent ont été entrepris en plus des relevés permanents par navire pour combler les lacunes et améliorer la couverture. Les données des levés aériens n'ont pas été traitées ici, car elles ne sont pas actuellement disponibles pour l'ensemble de la ZI ou de ses composantes. À l'avenir, la conception de l'étendue géographique des levés aériens pourrait être améliorée pour couvrir la ZI de façon plus exhaustive.

Aux fins du présent examen, une « zone importante » est définie comme l'endroit où les mesures de la densité linéaire des espèces dérivées des relevés en mer se situent dans le décile supérieur des dénombrements (10 % supérieurs), calculé pour l'ensemble de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise, y compris la zone à l'extérieur de la biorégion qui est comprise dans la zone tampon de la ZI. Cette approche est conforme à celle utilisée pour éclairer la conception du réseau pour la biorégion de la plate-forme néo-écossaise (MPO, 2018b). Une liste initiale d'espèces et de groupes d'espèces a été établie à partir de toutes les données disponibles (PIROP et ECSAS). Pour évaluer la persistance d'une zone importante, le PIROP (1965-1992) et l'ECSAS (2006 à aujourd'hui) ont été évalués séparément. Une estimation par noyau avec un rayon de recherche de 10 km et une résolution de case de 1 km a été utilisée pour mettre en évidence les grappes de nombres élevés, à l'exclusion des valeurs « 0 ». Les cartes associées présentent les déciles (chaque décile contenant par définition un nombre égal de cases de 1 km² pour la biorégion) en mettant en évidence le décile supérieur. De plus, toutes les observations (points de données) utilisées pour générer la couche d'estimation par noyau ont été superposées pour transmettre l'effort du relevé. Il convient de souligner qu'en plus des différences interannuelles et géographiques, il existe entre les ensembles de données certaines différences saisonnières en matière d'effort. Par conséquent, il serait utile d'évaluer les sous-ensembles mensuels de données pour confirmer certaines inférences.

Bien que la plupart des espèces reconnues comme étant présentes en nombre important dans la ZI se reproduisent en dehors leur saison de reproduction, certaines espèces dont on sait qu'elles sont relativement abondantes ne le font pas dans l'hémisphère Nord (p. ex., le puffin majeur, le puffin fuligineux et l'océanite de Wilson). Ni le PIROP historique ni les ensembles de données des relevés récents de l'ECSAS ne font de distinction entre les oiseaux reproducteurs

et non reproducteurs observés en mer (bien que cette information et l'endroit où elle peut être obtenue soient notés et stockés dans la base de données). Toutefois, le moment des observations par rapport au cycle biologique d'espèces connues, la connaissance de l'emplacement des colonies, la composition des colonies et la connaissance des aires d'alimentation contribuent à distinguer les espèces et les individus qui se reproduisent dans les zones côtières adjacentes de ceux qui s'y trouvent, mais qui ne s'y reproduisent pas.

La base de données sur les oiseaux aquatiques nichant en colonies du Service canadien de la faune présente des estimations de l'emplacement et de la taille des colonies de nombreuses espèces d'oiseaux marins nicheurs. La connaissance de l'aire d'alimentation maximale moyenne de ces espèces peut aider à évaluer la valeur relative de la ZI pour les populations reproductrices locales de certaines espèces. Étant donné la distance d'environ 75 km qui sépare la composante du chenal Nord-Est et du banc de Browns de la ZI de l'habitat de reproduction le plus proche, de même que de la meilleure information disponible sur l'aire d'alimentation maximale moyenne (tableau 10), seul l'océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) dispose d'une aire d'alimentation (400 à 830 km) qui lui permettrait d'atteindre la ZI pendant la saison de reproduction (Pollet *et al.* 2014), par des individus de grandes colonies des îles Kent et Bon Portage (Hedd *et al.*, 2018). Historiquement, le fou de Bassan aurait également pu accéder à la ZI pendant la période de la reproduction, car des colonies de cette espèce existaient sur les îles côtières avoisinantes. Toutefois, cette espèce d'oiseau nicheur demeure en voie de disparition à l'échelle locale.

Considérations relatives aux espèces en péril

Sterne de Dougall (*Sterna dougallii*; espèce en voie de disparition selon la LEP)

Cette espèce a occupé et continue d'occuper des colonies le long des côtes de la Nouvelle-Écosse (COSEPAC, 2009c). Malgré les récents changements dans l'emplacement des colonies de sternes, qui mettent l'accent sur l'importance potentielle des sites non utilisés auparavant pour la reproduction, les limites de la ZI demeurent largement hors de portée pour cette espèce. Les adultes de cette espèce cherchent généralement de la nourriture dans un rayon de 20 km ou moins des colonies de nidification (Thaxter *et al.*, 2012), surtout dans des eaux peu profondes au-dessus de substrats sablonneux adjacents à des rivages de sable (Rock *et al.*, 2007). Néanmoins, le comportement migratoire pendant la saison de non-reproduction demeure moins bien connu; cette lacune dans les connaissances qui pourrait être comblée par le déploiement de dispositifs de suivi une fois que la technologie appropriée pour cette espèce sera disponible. On pourrait s'attendre à ce que les oiseaux de cette espèce qui nichent dans le Canada atlantique traversent la ZI afin d'atteindre les haltes migratoires connues au cap Cod (Trull *et al.*, 1999).

Liste rouge des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)

Pétrel des Bermudes (*Pterodroma cahow*; espèce en voie de disparition selon l'UICN; non évalué par le COSEPAC)

La population mondiale de pétrels des Bermudes est évaluée à un peu plus de 200 individus matures. Deux observations récentes ont été confirmées pour cette espèce à proximité de la ZI (eBird, 2018), et d'autres observations ne comportent pas de preuves photographiques. Les données de suivi disponibles indiquent également que la ZI a été visitée par plusieurs individus en provenance des Bermudes (plus de 5.000 km, aller-retour) au cours de nombreux

déplacements en quête de nourriture sur de longues distances pendant la saison de reproduction ainsi qu'en dehors de celle-ci (Madeiros, 2009). Cela illustre la valeur relative des ressources alimentaires dans cette partie de l'Atlantique Nord-Ouest. Cette espèce se nourrit en saisissant à la surface ou juste sous la surface des proies comme des calmars et des crustacés.

Pétrel diabolin (*Pterodroma hasitata*; en voie de disparition selon l'UICN; non évalué par le COSEPAC)

La population mondiale de cette espèce est estimée à un nombre variant entre 1 000 et 2 000 individus matures. Deux observations récentes confirmées ont été rapportées pour cette espèce, l'une dans la zone entourant la ZI (O'Connell *et al.*, 2009), et l'autre dans la composante du chenal Nord-Est et du banc de Browns de la ZI (eBird, 2018). On sait que cette espèce se nourrit en saisissant à la surface ou juste sous la surface des proies comme des calmars, des poissons et des crustacés.

Preuve de concentrations appartenant au décile supérieur dans les polygones et la zone tampon de la ZI

Puffin (prédateurs généralistes en eaux peu profondes; figure 93, figure 94) :

Bien qu'il soit largement dominé par le puffin majeur et le puffin fuligineux, le groupe des puffins comprend aussi le puffin cendré, le puffin des Anglais (*Puffinus puffinus*), le puffin d'Audubon (*Puffinus lherminieri*) et tous les individus appartenant à la famille des puffins, mais dont l'espèce n'a pas été identifiée. Les puffins, en tant que groupe, font partie du décile supérieur des dénombrements du PIROP et de l'ECSAS dans la ZI et dans sa composante est, mais pas dans sa composante ouest. Ces tendances suggèrent une persistance dans la ZI et dans la composante du chenal Nord-Est et du banc de Browns de la ZI. Les tendances sont associées aux habitats des bancs et des chenaux, mais les dénombrements appartenant au décile supérieur du PIROP semblent plus fortement associés à l'habitat des bancs que ceux de l'ECSAS, notamment le long de la partie nord-est du banc de Georges, peut-être en raison d'un effort historique plus faible à l'intérieur des limites de la ZI.

Puffin majeur (figure 95, figure 96)

Étant donné qu'il s'agit de l'espèce de puffin la plus couramment observée dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise et dans la ZI, elle représente la majeure partie de la tendance observée pour le groupe des puffins. Par conséquent, les tendances générées en utilisant uniquement les données sur le puffin majeur comprennent les nombres persistants du décile supérieur dans la ZI, et encore une fois dans les composantes est, mais non pas ouest, de la ZI. En ce qui concerne le groupe des puffins en général, les tendances suggèrent l'utilisation des eaux dans les habitats des bancs et des chenaux, avec des dénombrements appartenant au décile supérieur historiques qui paraissent plus fortement associés à l'habitat des bancs qu'à celui des chenaux, notamment le long de la partie nord-est du banc de Georges.

Puffin fuligineux (figure 97, figure 98)

Pour cette espèce, des dénombrements appartenant au décile supérieur ont été enregistrés à de nombreux endroits sur la plate-forme néo-écossaise, bien que les tendances historiques semblent relativement plus concentrées dans la ZI que les tendances récentes, peut-être en partie à cause des différences d'efforts. Bien que l'on ait obtenu des dénombrements historiques appartenant au décile supérieur pour la ZI, les tendances récentes concernant le

décile supérieur ne sont associées qu'à la composante de la ZI constituée par le bassin de Georges. Ces constatations suggèrent la persistance de l'utilisation dans la ZI et dans le bassin de Georges, bien que des preuves de persistance ne soient pas apparentes dans la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns.

Puffin cendré (figure 99, figure 100)

Au cours du PIROP et de l'ECSAS, on a enregistré dans la ZI des dénombrements de puffins cendrés appartenant au décile supérieur. Toutefois, au cours du PIROP, les tendances concernant le décile supérieur étaient presque entièrement limitées au banc de Georges, sans occurrence de dénombrement appartenant au décile supérieur dans la ZI. Par contre, les tendances récentes en matière de décile supérieur dans le cadre de l'ECSAS sont beaucoup plus répandues dans la biorégion de la plate-forme néo-écossaise. Plus récemment, on a enregistré dans la ZI des dénombrements de puffins cendrés appartenant au décile supérieur, plus particulièrement dans les eaux peu profondes du banc de Browns. Il est intéressant de noter que dans le banc de Georges, les tendances appartenant au décile supérieur étaient loin d'être aussi visibles pendant l'ECSAS qu'elles ne l'étaient pendant le PIROP. Ces constatations sont conformes à d'autres évaluations à grande échelle des changements dans la répartition en mer de cette espèce au fil du temps (Gjerdrum *et al.*, 2018).

Goéland (piscivore plongeur en eaux peu profondes; figure 101, figure 102) :

Bien qu'il soit largement dominé par le goéland argenté et le goéland marin, le groupe des goélands compte également plusieurs autres espèces, dont le goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*), le goéland arctique (*Larus glaucoides*), le goéland brun (*Larus fuscus*), le goéland de Thayer (*Larus thayeri*), ainsi que tous les individus appartenant à la famille des goélands, mais dont l'espèce n'a pas été identifiée. En tant que groupe, les intervalles de temps du PIROP et de l'ECSAS présentent les dénombrements appartenant au décile supérieur dans la ZI, ce qui laisse supposer une persistance de l'utilisation au fil du temps aux deux échelles. Les tendances appartenant au décile supérieur sont associées à la fois à des habitats riverains peu profonds et à des habitats de chenal plus profonds, essentiellement aussi éloignés que la rupture de pente continentale. Les tendances appartenant au décile supérieur plus récentes sont plus regroupées et semblent plus étroitement associées au banc de Georges que les tendances historiques. Il est à noter que les goélands sont attirés par les activités de pêche. Ainsi, on s'attend à ce que les tendances en matière de répartition et d'abondance relative soient au moins partiellement attribuables à l'association avec les activités de pêche.

Goéland argenté (figure 103, figure 104)

Les dénombrements appartenant au décile supérieur ont été obtenus dans la ZI pendant la durée du PIROP et de l'ECSAS, avec des concentrations importantes sur le banc de Georges pendant les deux périodes. Bien que ce ne soit pas le cas pendant le PIROP, la plupart des concentrations appartenant au décile supérieur dans la ZI pendant l'ECSAS dépassent largement l'aire d'alimentation maximale moyenne pour cette espèce. Par conséquent, les concentrations récentes détectées dans la zone tampon ne peuvent être attribuables à des populations reproductrices locales.

Goéland marin (figure 105, figure 106)

Les dénombrements appartenant au décile supérieur de goéland marin ont été obtenus dans la ZI à la fois pendant le PIROP et pendant l'ECSAS. Les tendances se chevauchent dans les

eaux de banc peu profondes et les eaux de chenal plus profondes, bien que les dénombrements appartenant au décile supérieur se limitent généralement aux zones comprises dans la rupture de pente continentale. Les zones de dénombrement appartenant au décile supérieur plus étendues à l'intérieur de la ZI, particulièrement au cours de l'ECSAS, dépassent largement l'aire d'alimentation maximale moyenne des espèces et ne peuvent donc pas être attribuées aux populations reproductrices locales.

Océanite minute (plancto-piscivore qui pêche en surface; figure 107, figure 108) :

Le groupe de l'océanite minute comprend l'océanite cul-blanc et l'océanite de Wilson, de même que des individus appartenant à la famille des océanites minutes, mais dont l'espèce n'a pas été identifiée. Les tendances associées aux dénombrements du décile supérieur d'océanites minutes en tant que groupe au cours du PIROP, même si elles apparaissent ailleurs sur la plate-forme néo-écossaise, sont concentrées dans la ZI et dans les polygones est et ouest de la ZI. Il existe des preuves de persistance tout au long de l'ECSAS à l'échelle de la ZI, de même qu'à l'échelle du polygone est de la ZI, mais pas à celle du polygone ouest. Les tendances dans les eaux situées au-delà de la rupture de pente continentale sont apparentes au cours de l'ECSAS, mais pas pendant le PIROP, probablement en raison d'un effort accru.

Océanite cul-blanc (figure 109, figure 110)

Les tendances appartenant au décile supérieur pendant le PIROP sont évidentes dans l'ensemble de la plate-forme néo-écossaise, y compris dans la ZI. Ces tendances persistent tout au long de l'ECSAS, mais seulement à l'intérieur de la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns.

Océanite de Wilson (figure 111, figure 112)

Pendant le PIROP, les tendances appartenant au décile supérieur sont concentrées dans la partie ouest de la plate-forme néo-écossaise et sont comprises dans la ZI ainsi que dans ses deux polygones. Au cours de l'ECSAS, la persistance dans la ZI demeure évidente, y compris dans la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns.

Phalaropes (plancto-piscivores qui pêchent en surface; figure 113, figure 114) :

Le groupe des phalaropes comprend le phalarope à bec étroit (*Phalaropus lobatus*) et le phalarope à bec large (*Phalaropus fulicarius*), de même que les individus appartenant au genre des phalaropes, mais dont l'espèce n'a pas été identifiée. Durant le PIROP, les tendances associées aux dénombrements appartenant au décile supérieur sont presque entièrement absentes de l'est de la plate-forme néo-écossaise, et les dénombrements appartenant au décile supérieur sont évidents à l'échelle de la ZI. Au cours de l'ECSAS, les tendances appartenant au décile supérieur persistent dans la ZI, mais seulement dans les composantes du chenal et du banc. Les dénombrements appartenant au décile supérieur sont un peu plus apparents dans l'est de la plate-forme néo-écossaise au cours de l'ECSAS qu'au cours du PIROP.

Grands alcidés (piscivores qui plongent en profondeur; figure 115, figure 116) :

Le groupe des grands alcidés se compose exclusivement du guillemot de Brünnich (*Uria aalge*), du petit pingouin (*Alca torda*) et du macareux moine (*Fratercula arctica*), ainsi que de tous les individus désignés comme des grands alcidés, mais dont l'espèce n'a pas été identifiée.

Au cours du PIROP, les tendances appartenant au décile supérieur se limitent en grande partie à la ZI, y compris les parties de la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le

banc de Browns. La persistance à l'intérieur de la ZI et du polygone est évidente au cours de l'ECSAS, les tendances appartenant au décile supérieur durant ce dernier s'étendant de façon beaucoup plus large sur la plate-forme néo-écossaise, peut-être en partie en raison de différences dans l'effort.

Grands alcidés (détection sur l'eau seulement; figure 117, figure 118) :

Au cours du PIROP, les tendances du décile supérieur ne sont pas évidentes dans la ZI et dans les eaux environnantes. Par contre, au cours de l'ECSAS, les tendances appartenant au décile supérieur sont évidentes dans la ZI et dans la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns.

Guillemot de Brünnich (figure 119, figure 120)

Au cours du PIROP, les tendances appartenant au décile supérieur se limitent en grande partie à la ZI, y compris les parties de la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns. La persistance à l'intérieur de la ZI et de son polygone est évidente tout au long de l'ECSAS, les tendances appartenant au décile supérieur durant ce dernier s'étendant de façon beaucoup plus large sur la plate-forme néo-écossaise.

Mouette tridactyle (piscivore plongeur en eaux peu profondes; figure 121, figure 122) :

Pendant le PIROP, les tendances appartenant au décile supérieur sont beaucoup plus concentrées dans la partie ouest de la plate-forme néo-écossaise, notamment au large de l'ouest de la Nouvelle-Écosse, sur le banc de Georges et dans des parties du golfe du Maine, y compris dans la composante plus vaste de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns. Par contre, pendant l'ECSAS, les tendances sont plus concentrées dans la partie est de la plate-forme néo-écossaise, bien que les tendances isolées associées aux dénombrements appartenant au décile supérieur demeurent apparentes dans le nord-est du banc de Georges et suggèrent une certaine persistance dans le polygone est de la ZI. Les tendances pour cette espèce au cours du PIROP et de l'ECSAS sont généralement limitées aux eaux de plateau.

Mergule nain (planctonophage qui plonge en profondeur; figure 123, figure 124) :

Au cours du PIROP, aucune tendance appartenant au décile supérieur pour le mergule nain n'est associée à l'une ou l'autre des limites de la ZI, bien que certaines zones importantes soient apparentes pour des parties limitées des bancs de Georges et de Browns. Pendant l'ECSAS, on observe des tendances appartenant au décile supérieur dans la ZI et dans la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns. Bien que les tendances appartenant au décile supérieur associées à cette espèce au cours de l'ECSAS soient apparentes dans de nombreuses parties de la plate-forme néo-écossaise, elles sont remarquablement absentes du banc de Georges. En général, bien que les tendances au sein des polygones de la ZI semblent plus prononcées au cours de l'ECSAS qu'au cours du PIROP, il semble y avoir des signes d'un changement à grande échelle dans la répartition de cette espèce de l'ouest vers l'est de la plate-forme néo-écossaise (voir aussi la mouette tridactyle).

Fou de Bassan (piscivore plongeant en piqué; figure 125, figure 126) :

Pendant le PIROP, les tendances appartenant au décile supérieur de cette espèce sont comprises dans la ZI et y sont relativement concentrées dans les eaux riveraines peu profondes et dans les eaux de chenal plus profondes. En revanche, durant l'ECSAS, les tendances

appartenant au décile supérieur ne s'observent que dans la grande composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns. De façon plus générale, les tendances plus globales semblent concentrées principalement le long des côtes et mettent en évidence les corridors migratoires associés à des caractéristiques terrestres côtières et à des comportements comme le fait de longer les promontoires pendant la migration. La persistance d'utilisation par cette espèce est relativement moins évidente que pour d'autres espèces.

Skua et labbe (piscivores plongeurs en eaux peu profondes; figure 127, figure 128) :

Ce groupe d'espèces comprend le labbe de McCormick (*Stercorarius maccormicki*) et le grand labbe (*Stercorarius skua*), ainsi que le labbe parasite (*Stercorarius parasiticus*), le labbe pomarin (*Stercorarius pomarinus*), et le labbe à longue queue (*Stercorarius longicaudus*). Il comprend également tous les individus désignés comme appartenant à ce groupe, mais dont l'espèce n'a pas été identifiée. Au cours du PIROP, les tendances appartenant au décile supérieur semblent plus concentrées dans la ZI qu'ailleurs, et certaines parties sont incluses dans les limites de la ZI. Bien qu'elles ne soient pas aussi concentrées, les tendances persistent tout au long de l'ECSAS dans la région de la ZI, y compris dans la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns.

Sterne (piscivore plongeur en eaux peu profondes; figure 129, figure 130) :

Ce groupe d'espèces comprend la sterne pierregarin (*Sterna hirundo*), la sterne arctique (*Sterna paradisaea*) et la sterne de Dougall (*Sterna dougallii*) (LEP – En voie de disparition). Il comprend également tous les individus désignés comme appartenant à ce groupe, mais dont l'espèce n'a pas été identifiée. Les tendances appartenant au décile supérieur pour les sternes en tant que groupe sont évidentes pour la ZI au cours du PIROP et de l'ECSAS. Toutefois, on ne retrouve aucune tendance appartenant au décile supérieur à l'intérieur des limites de la ZI durant l'une ou l'autre période. Par conséquent, il existe des preuves de persistance, mais seulement à l'échelle de la ZI.

Analyse

La ZI est caractérisée par une variété de caractéristiques d'habitat persistantes bien connues qui abritent une grande diversité d'oiseaux de mer. Plus précisément, les habitats extracôtiers de la ZI comprennent les bancs situés au large des côtes ainsi que les habitats de chenal et de bassin en eaux profondes. Bien que l'abondance et la diversité des oiseaux de mer à proximité de la composante de la ZI constituée par le chenal Nord-Est et le banc de Browns présentent un intérêt naturel en matière de conservation, leur présence reflète l'existence d'un bassin où les proies sont abondantes et variées. Par exemple, la communauté avifaunique comprend les espèces qui capturent leurs proies à la surface, comme l'océanite minute et les phalaropes; celles qui peuvent plonger dans l'eau à une profondeur d'environ 1 m, comme les goélands, les sternes, les skuas et les labbes; les plongeurs en piqué, comme le fou de Bassan; les plongeurs en eaux peu profondes, comme les puffins; et les plongeurs en eaux profondes, comme les pingouins, qui peuvent atteindre près de 200 m de profondeur. Les proies de ce groupe comprennent le phytoplancton, le zooplancton, les gros crustacés, la méduse et le poisson. Les oiseaux de mer se sont révélés des indicateurs utiles de la biodiversité ainsi que de la productivité et de la santé des écosystèmes.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX ESPÈCES EN PÉRIL

Nombre de poissons, de mammifères, de tortues et d'oiseaux de mer qui ont été observés dans la ZI sont considérés comme des espèces en péril par le COSEPAC et/ou la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Certaines de ces espèces peuvent être considérées comme des priorités en matière de conservation, selon leur prévalence, leur habitat représentatif et leur occurrence relative dans la ZI.

Le thon rouge de l'Atlantique, la morue de l'Atlantique, le brochet, le requin-taupe commun, le requin-taupe bleu et le grenadier de roche sont considérés comme des espèces en voie de disparition par le COSEPAC, tandis que le rorqual bleu, la tortue luth, la tortue caouanne, la baleine noire de l'Atlantique Nord, la baleine à bec commune, la sterne de Dougall et le requin blanc sont répertoriés comme des espèces en voie de disparition en vertu de la LEP.

La plie canadienne, le loup à tête large, le sébaste acadien, le loup tacheté et la merluche blanche ont été désignés comme menacés par le COSEPAC.

Le requin-pèlerin, le marsouin commun, l'épaulard, la raie à queue de velours, l'aiguillat commun et la raie épineuse ont été désignés comme des espèces préoccupantes par le COSEPAC. Le Loup atlantique, le rorqual commun et la baleine à bec de Sowerby ont été désignés comme des espèces préoccupantes par le COSEPAC, de même qu'en vertu de la LEP.

Le pétrel diabolin et le pétrel des Bermudes ont été désignés comme des espèces en voie de disparition par l'UICN, mais ils n'ont pas été évalués par le COSEPAC.

NIVEAUX TROPHIQUES ET ÉCOSYSTÈMES

MIGRATION DANS LE CHENAL DE FUNDY ET DANS LE BANC DE BROWNS

Aperçu

Bon nombre des espèces abordées dans cet aperçu entreprennent une migration saisonnière ou annuelle. Plusieurs espèces de poissons de fond et d'invertébrés entreprennent des migrations saisonnières afin de frayer et de se nourrir, alors que les poissons de grande taille, principalement pélagiques (p. ex., le marlin, le thon et le requin), les mammifères marins et les tortues marines effectuent des migrations annuelles entre leur aire de reproduction et leur aire d'alimentation estivale. Le thon rouge, par exemple, fraye dans le golfe du Mexique ou dans la mer Méditerranée avant de migrer vers l'Atlantique Nord-Ouest pour s'y nourrir pendant l'été.

Poisson de fond

La plie canadienne des divisions 4VWX5YZ de l'OPANO, connue comme étant la population de la plate-forme néo-écossaise et du banc de Georges, représente la limite sud de l'aire de répartition de cette espèce, et sa biomasse est relativement faible dans cette région. Dans un examen des différents stocks de plie par Busby *et al.* (2007), il a été démontré que seule la population du sud du golfe du Saint-Laurent entreprend des migrations saisonnières de frai, contrairement à celle de la plate-forme néo-écossaise.

Plusieurs études de marquage sur la limande à queue jaune du banc de Georges ont révélé que cette espèce n'entreprend que des déplacements limités, bien que certains individus aient

été capturés plus au sud au cours de l'hiver (Lux, 1963; Royce *et al.*, 1959; Stone et Nelson, 2003). Cette découverte suggère que la limande à queue jaune dans cette région présente une répartition limitée, mais possède une possible composante de migration saisonnière (Stone et Nelson, 2003).

Dans le golfe du Maine, la plie rouge entreprend des migrations saisonnières relativement localisées. Dans une étude réalisée entre 1960 et 1965, 12 151 plies rouges ont été marquées à 21 emplacements au large du Massachusetts. Les déplacements au nord du cap Cod étaient localisés et confinés aux eaux côtières, tandis que les individus marqués au sud du cap Cod ont entrepris des migrations saisonnières vers le sud-est, probablement à la recherche d'eaux plus chaudes (Howe et Coates, 1975). Peu de mélanges ont été observés entre les zones côtières et le banc de Georges adjacent à la ZI (Howe et Coates, 1975). Dans une étude plus récente, DeCelles et Cadrin (2010) ont marqué 72 plies rouges adultes dans le sud du golfe du Maine et les ont suivies entre 2007 et 2009. Deux groupes de plies rouges ont été détectés : celles qui sont restées dans la zone côtière pendant la saison du frai (mars à mai) et celles qui ont été observées lors de leur migration vers des habitats estuariens pour le frai. Comme l'ont souligné des études antérieures, les déplacements saisonniers observés chez ces individus étaient fortement liés à la température (DeCelles et Cadrin, 2010). Nye *et al.* (2009) ont utilisé les données recueillies dans le cadre des relevés printaniers au chalut du NEFSC des 40 dernières années et ont observé une variation de la profondeur moyenne occupée par la plie rouge dans les eaux profondes, ce qui pourrait refléter un déplacement général du frai de l'estuaire vers la zone côtière. Leur étude a également révélé un déplacement important vers le pôle dans la répartition de la plie rouge, entre autres espèces de poissons de fond analysées (Nye *et al.*, 2009).

La région de l'Atlantique connaît des déplacements saisonniers dans les divisions 4X5Y, y compris celles qui font partie de la ZI. La morue marquée dans la baie de Fundy a été recapturée dans la baie principalement à l'automne, mais elle a été recapturée dans le golfe du Maine ou sur les bancs de Browns ou de Georges au printemps (Clark et Emberley, 2009). La morue marquée dans la ZI sur le banc de Browns a été recapturée sur la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy, ce qui indique que ce banc est une aire de mélange pour les deux composants du stock de 4X5Y (Clark et Emberley, 2009). La morue marquée sur le banc de Browns s'est déplacée vers le sud jusqu'au banc de Georges, tandis que la morue marquée dans la partie est du banc de Georges s'est déplacée dans la baie de Fundy et dans le bassin Georges (Clark et Emberley, 2009; O'Brien et Worcester, 2009). Toutefois, les taux de mélange totaux entre ces régions n'ont pas été quantifiés, car les résultats sont influencés par la répartition de l'effort de pêche et le moment de la libération et de la recapture (O'Brien et Worcester, 2009). Bien que la morue des différentes régions du Canada atlantique entreprenne des migrations pouvant totaliser des dizaines à des centaines de kilomètres, les preuves génétiques suggèrent que la morue des divisions de l'OPANO représente des populations distinctes sur une échelle inférieure à 500 km (Bradbury *et al.*, 2014; Ruzzante *et al.*, 1998, Ruzzante *et al.*, 2000) ou même sur des échelles plus fines (Barney *et al.*, 2017).

L'églefin entreprend des déplacements saisonniers : on le retrouve habituellement dans des eaux peu profondes et froides au printemps, et il se déplace vers des eaux plus profondes situées le long du bord du banc ou dans le golfe du Maine pendant l'été et l'automne, lorsque les eaux du banc sont plus chaudes (Begg, 1998; Begg et Weidman, 2001). Des études de marquage ont montré qu'il se produit peu de mélange entre l'églefin du banc de Georges et

celui des environs (p. ex., 4X), et que les déplacements d'est en ouest sur le banc sont limités (Van Eeckhaute *et al.*, 1999). L'églefin du banc de Georges est considéré comme une population résidente, distincte de l'églefin de la ZI sur le banc de Browns en raison de la séparation physique que représente le chenal de Fundy (Begg, 1998; Fowler, 2011).

On sait que le flétan de l'Atlantique juvénile migre sur de grandes distances. On a rapporté que des individus ont migré du Labrador vers l'ouest du Groenland (Godø et Haug, 1988), et du golfe du Saint-Laurent vers l'Islande (McCracken et Martin, 1955). Sur la plate-forme néo-écossaise, le flétan juvénile a tendance à se déplacer vers l'est ou le nord-est en direction du large ou des Grands Bancs (Stobo *et al.*, 1988; Trzcinski *et al.*, 2009). Les études de marquage dans le golfe du Maine ne montrent aucun mouvement de flétan dans les eaux américaines en provenance du Canada, bien que le faible effort de pêche aux États-Unis limite la probabilité de retrouver des individus marqués (Col et Legault, 2009). Les adultes sont plus sédentaires que les juvéniles, mais ils peuvent entreprendre des migrations saisonnières entre les aires d'alimentation et les aires de frai (Armsworthy *et al.*, 2014; Godø et Haug, 1988; Stobo *et al.*, 1988). Certaines femelles adultes marquées ont été retrouvées dans un rayon de 20 km de leur site de marquage après plusieurs années. La connectivité globale du flétan juvénile au Canada atlantique est estimée à moins de 250 km, mais une étude de la structure génétique des populations pourrait fournir des estimations plus précises du flux génétique parmi les populations présumées (Boudreau *et al.*, 2017). Bien que le flétan canadien soit désigné comme n'étant pas en péril, les stocks américains sont épuisés. Par conséquent, il a été jugé peu probable qu'un recrutement appréciable soit effectué à l'extérieur des eaux canadiennes, bien que cela nécessite des recherches plus approfondies (COSEPAC, 2011b). Une étude de Kersula et Seitz (2019) a révélé que sur plus de 2 500 flétans marqués dans le golfe du Maine entre 2000 et 2017, 43 % ont été recapturés par la pêche canadienne au flétan. Au moins un individu a été capturé directement à l'intérieur des limites actuelles de la ZI, tandis que d'autres ont été capturés à proximité du banc de Browns. La distance parcourue par le flétan marqué variait de quelques mètres à un maximum de 1 564 km, avec une distance de déplacement médiane de 38 km (Kersula et Seitz, 2019). Cette étude met en lumière l'éventail des comportements migratoires du flétan de l'Atlantique.

Les migrations chez les raies varient considérablement d'une espèce à l'autre : les raies à queue de velours et les raies épineuses se déplacent peu, alors que les raies tachetées entreprennent des migrations sur de longues distances (Frisk, 2010). Templeman (1984a) a analysé les données de marquage de 722 raies épineuses au large de Terre-Neuve, avec des taux de retour respectifs de 19 % et de 5 % chez les raies marquées près du littoral et au large. Généralement, les migrations n'avaient été effectuées que sur moins de 111 km du site de marquage jusqu'à 20 ans après celui-ci, et sur 97 retours dont le point de recapture était connu, 13 % ont été enregistrés à 185-445 km du site de marquage après 0,2 à 11 ans (Templeman, 1984a). La raie à queue de velours et la raie épineuse n'entreprennent pas de migrations saisonnières dans les régions du golfe du Maine et du banc de Georges (Frisk, 2010), à l'ouest de la ZI. Par contre, certaines raies tachetées qui se regroupent sur le banc de Georges à l'automne entreprennent à l'hiver et au printemps d'importantes migrations vers le sud jusqu'en Caroline du Nord, tandis que d'autres individus de cette espèce n'effectuent aucune migration annuelle (Frisk, 2010). La raie tachetée effectue également des déplacements saisonniers entre les côtes et le large, et on a observé qu'elle entreprend des migrations sur de longues distances entre le cap Hatteras et le canyon de l'Hudson ou le banc de Georges (430 et 940 km respectivement) (Frisk 2010).

Poissons pélagiques

La plupart des espèces de requins présentes dans le Canada atlantique, dont le requin-taupe commun, le requin-taupe bleu, le requin blanc et le requin-pèlerin, sont des espèces très migratrices qui visitent le Canada atlantique pendant les mois chauds. On a enregistré le passage du requin blanc Hilton⁴ par le chenal de Fundy en juillet 2017, et le requin blanc Savannah⁵ a été détecté le long de la pente continentale immédiatement adjacente à la ZI en novembre 2017 sur son chemin vers le sud.

Le thon rouge est une espèce très migratrice présente dans le Canada atlantique de juin à novembre. Le thon rouge de l'Atlantique s'alimente dans les eaux de la Nouvelle-Angleterre et du Canada de juin à novembre avant de migrer vers le sud pour frayer dans les eaux chaudes du golfe du Mexique (Lutcavage *et al.*, 1999). Toutefois, il est également connu pour effectuer des migrations transatlantiques et frayer dans la mer Méditerranée (Block *et al.*, 2001). Comme le thon rouge est un visiteur saisonnier de l'Atlantique Nord-Ouest, la protection de ces deux régions de frai pourrait aider à protéger cette espèce migratrice. Toutefois, comme le thon rouge peut traverser l'Atlantique d'ouest en est et revenir en l'espace d'une seule année, il est vulnérable à la mortalité par pêche dans un certain nombre de pêches au thon de l'Atlantique (Block *et al.*, 2001).

Requin-pèlerin

Les requins-pèlerins (*Cetorhinus maximus*) se retrouvent fréquemment dans la baie de Fundy entre mai et octobre (figure 131). Les travaux préliminaires de marquage effectués par le Centre de recherche sur la vie marine de Grand Manan (Andrew Westgate, données non publiées) ont révélé les schémas migratoires des espèces se trouvant à proximité de la ZI. Dans le cadre de ce relevé, 12 requins-pèlerins ont été marqués au moyen d'étiquettes de collecte de données par satellite au cours d'une période de 3 ans (août à septembre 2011, 2012 et 2015). Les analyses de migration ont été effectuées en se servant d'estimations de la position fondées sur des données jumelées avec la lumière, la température et la profondeur provenant des étiquettes satellites détachables au cours de chaque déploiement. Les résultats de ces analyses suggèrent que 9 des 12 individus marqués passent par le chenal de Fundy pour se rendre à la rupture de pente continentale (figure 132). Trois requins aux déplacements plus longs ont également fait l'objet d'un suivi dans cette région à leur retour à la baie de Fundy en mai suivant (figure 133). Bien qu'il s'agisse d'un échantillon de petite taille, ces données ont révélé que le chenal de Fundy est une voie migratoire pour les individus de cette espèce qui entrent dans la baie de Fundy et en sortent. Étant donné que les 12 requins-pèlerins marqués sont sortis de la plate-forme continentale après avoir quitté la baie de Fundy et le golfe du Maine, il n'est pas surprenant que la majorité d'entre eux passe dans la ZI, car celui-ci se trouve directement sur leur chemin.

Invertébrés pêchés commercialement

Au large du sud de la Nouvelle-Écosse, le homard a traditionnellement entrepris des migrations saisonnières, se déplaçant vers le large à l'hiver et se rapprochant des côtes au printemps et

⁴ [requin blanc Hilton](#)

⁵ [requin blanc Savannah](#)

en été (Campbell et Robinson, 1983; Cooper et Uzmann, 1971; Pezzack et Duggan 1986). Stasko et Graham (1976) ont marqué 4 260 homards à l'été 1975 au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, avec un taux de retour d'environ 1 % (49 homards) sur une période de 3 ans. Parmi les homards retournés, une majorité avait migré des eaux côtières vers les eaux extracôtières, y compris celles du banc de Browns dans la ZI. Cette migration ontogénétique des homards femelles ovigères vers un habitat côtier moins profond et plus chaud (p. ex., les bancs de Browns et de Georges) pour le frai était considérée comme un mécanisme comportemental potentiel destiné à placer les larves naissantes dans des conditions de développement plus appropriées (Campbell, 1986). En effet, de récentes études sur les pièges ont démontré des rapports de sexes et des répartitions par taille qui suggèrent un biais favorisant les homards femelles de grande taille (Cook *et al.*, 2017). En l'absence d'études de marquage récentes, on ne sait toujours pas si ce comportement migratoire persiste au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Cook *et al.*, 2017).

La crevette nordique du golfe du Maine et de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise effectue des migrations de reproduction saisonnières afin d'éviter les eaux profondes chaudes. À l'automne, les eaux profondes deviennent trop chaudes, de sorte que la crevette se déplace vers les côtes pour frayer et libérer ses larves; elle retourne ensuite dans les eaux profondes et froides au printemps (Hardie *et al.*, 2018).

Le calmar est lui aussi un invertébré migrateur que l'on retrouve au large du sud de la Nouvelle-Écosse. L'encornet nordique est une espèce migratrice (Dawe *et al.*, 1981) qui fraie en hiver au large du cap Hatteras; ses œufs flottent naturellement sous la surface, et les larves nouvellement écloses nagent vers la surface et sont transportées par le Gulf Stream. (Dawe *et al.*, 2007). Un encornet nordique marqué à Twillingate (Terre-Neuve) a été recapturé au large du Maryland, ce qui représente une migration d'au moins 2 000 km en 107 jours (Dawe *et al.*, 1981). Il est probable que les deux espèces de calmar migrent dans la ZI, mais des données précises à ce sujet ne sont pas disponibles.

Les migrations saisonnières ou annuelles d'autres invertébrés mobiles, comme les crabes, demeurent inconnues dans cette région. En général, il y a un manque d'information sur la dispersion des invertébrés et les schémas migratoires à proximité de la ZI. Les travaux futurs pourraient examiner les déplacements des invertébrés mobiles comme les décapodes et les céphalopodes à l'intérieur et autour de la ZI en quantifiant les schémas migratoires saisonniers ou annuels et les variations de la biomasse.

CHANGEMENTS À LONG TERME ET CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Les températures de fond et de surface se sont réchauffées sur la plate-forme néo-écossaise et dans le golfe du Maine, avec une année record de chaleur en 2012. Le rapport du PMZA pour 2016 fait état de températures hivernales au-dessus de la normale à la surface et au fond de la mer sur la plate-forme néo-écossaise et dans la baie de Fundy (MPO, 2017f) et, en avril 2018, les températures des colonnes d'eau dans le chenal Nord-Est ont atteint une température record de 14 °C (D. Hebert, MPO, comm. pers.). En août 2018, la température moyenne à la surface de la mer dans le golfe du Maine était de 20,52 °C, une température record dépassée uniquement par l'année chaude 2012. Ces anomalies proviennent de l'interaction entre le Gulf Stream et le courant du Labrador, qui pénètrent ensuite sur la plate-forme néo-écossaise et dans le golfe du Maine par des chenaux profonds le long de la rupture de pente continentale

(Brickman *et al.*, 2018). On a attribué à ce réchauffement climatique dans l'Atlantique Nord-Ouest l'effondrement simultané des stocks de homards dans le sud de la Nouvelle-Angleterre et les débarquements records dans le golfe du Maine (Le Bris *et al.*, 2018). Les eaux chaudes ont été associées à une diminution de l'habitat des juvéniles (Wahle *et al.*, 2015) et à une prévalence accrue des maladies de la carapace (Glenn et Pugh, 2006) chez le homard résidant dans l'extrême sud de son aire de répartition, mais à une disponibilité accrue de l'habitat dans le nord (Stanley *et al.*, 2018; Steneck et Wahle, 2013). Ce réchauffement de l'océan pourrait également entraîner un changement global de régime dans le golfe du Maine et dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, y compris la ZI, avec l'arrivée d'espèces plus méridionales dans la région (comme décrit à la section 3.5.2) et la possible disparition d'espèces préférant l'eau froide.

Ce réchauffement est associé à un changement observé dans la communauté de zooplancton. L'espèce de copépodes de grande taille *C. finmarchicus* et d'autres espèces dominantes du genre *Pseudocalanus* se retrouvent en plus faible abondance sur la plate-forme néo-écossaise, y compris le banc de Browns, depuis le réchauffement des températures observé en 2010, et sont remplacées par des copépodes d'eau chaude plus petits et des larves d'invertébrés benthiques (MPO, 2017f). Ce changement dans la communauté de zooplancton a des conséquences directes sur les animaux qui dépendent des copépodes de grande taille, comme les larves de poissons et les baleines noires de l'Atlantique Nord : il exige donc une surveillance continue. Tandis que la communauté de zooplancton a changé, la concentration de chlorophylle dans le golfe du Maine a diminué en raison du réchauffement des températures observé depuis 2011, et les proliférations phytoplanctoniques sont de plus en plus courtes, mais plus fréquentes, contrairement aux proliférations plus régulières du printemps et de l'automne (NOAA, 2018).

Les coraux d'eaux profondes de l'Atlantique Nord sont susceptibles d'être détruits par la pêche entrant en contact avec le fond et les effets des changements climatiques. Les effets cumulatifs des facteurs de perturbation d'origine humaine et des changements climatiques sur ces systèmes entraîneront probablement leur disparition, ce qui pourrait modifier l'état des écosystèmes d'eaux profondes (Levin et Le Bris, 2015). Le réchauffement et l'acidification accrue résultant des changements climatiques auront des répercussions négatives sur les coraux d'eaux profondes. Leur structure tridimensionnelle nécessite de l'aragonite ou de la calcite pour croître et, à mesure que le pH de l'océan diminue, les concentrations d'aragonite diminuent elles aussi (Gledhill *et al.*, 2015; Levin et Le Bris, 2015). La résilience de ces systèmes au changement demeure inconnue. Les coraux d'eaux profondes ont une longue durée de vie et une fécondité relativement faible, et il est possible que les individus ne puissent pas être remplacés s'ils disparaissent. La connectivité avec d'autres coraux d'eaux profondes pourrait permettre le sauvetage par immigration dans la ZI, mais cette hypothèse nécessitera une étude plus approfondie de la dispersion des larves de coraux d'eaux profondes et une analyse génétique.

Selon Pershing *et al.*, (2015) notent que les températures de la surface de la mer dans le golfe du Maine se sont réchauffées plus rapidement que 99 % des océans du monde. Ce réchauffement est lié à un déplacement du Gulf Stream vers le nord et à des déplacements de l'oscillation atlantique multidécennale, qui ont entraîné une réduction du recrutement et une augmentation de la mortalité chez la morue de l'Atlantique dans cette région. Malgré une réduction de 73 % du quota de morue dans le golfe du Maine en 2013, la biomasse du stock

reproducteur a continué de diminuer. L'augmentation des températures a probablement contribué à cette tendance, bien que le mécanisme exact soit inconnu. Des baisses de l'abondance du zooplancton, qui constitue une proie importante pour les larves de morue, ont également été observées dans cette région (Friedland *et al.*, 2013). De plus, la prévalence accrue de la morue juvénile dans les eaux profondes, potentiellement pour échapper au réchauffement des eaux peu profondes, pourrait accroître le risque de prédation (Linehan *et al.*, 2001). Brander (2018) suggère que les changements climatiques ne sont pas la principale cause du déclin continu de la morue dans le golfe du Maine; il soutient plutôt que la pression de la pêche constitue le facteur déterminant de cette baisse et souligne que les stocks de morue ont augmenté dans la mer du Nord, laquelle a subi des changements climatiques semblables à ceux du golfe du Maine. Selon Pershing *et al.*, (2015), il serait possible de reconstituer d'ici 2025 les stocks de morue dans le golfe du Maine selon différents scénarios de température en l'absence de mortalité par pêche; toutefois, même de faibles quantités de mortalité par pêche retardent le rétablissement des stocks d'au moins trois à huit ans.

Zwanenburg (2000) montre que, depuis les années 1970, le poids individuel moyen des poissons démersaux commerciaux a diminué de 41 % dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et de 51 % dans l'est de la plate-forme néo-écossaise. Il y a eu des baisses à long terme de la proportion de gros poissons à la suite d'un doublement des efforts de pêche et d'une augmentation des températures au fond dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise. Zwanenburg (2000) conclut que la pêche et les variations des températures au fond ont entraîné ces diminutions de la taille des poissons démersaux, mais les effets relatifs de chacun de ces facteurs ne peuvent pas être déterminés. Zwanenburg *et al.* (2002) ont examiné les changements décennaux sur la plate-forme néo-écossaise et signalent des diminutions de la biomasse de poisson démersal chalutable atteignant jusqu'à 80 % dans l'est de la plate-forme néo-écossaise, mais des baisses plus faibles dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise en raison de l'augmentation de la biomasse de l'aiguillat commun depuis les années 1980. La taille moyenne des poissons démersaux dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise a diminué de 70 % entre 1983 et 1995, après une période de stabilité dans les années 1970. Zwanenburg *et al.* (2002) concluent que l'effort de pêche accru de 1977 à 1990 s'est produit à une époque où les conditions environnementales étaient en évolution, en particulier les températures de fond. Ces changements ont considérablement modifié les communautés de poissons et d'invertébrés, notamment en ce qui a trait à la structure de la biomasse et de la taille, à la composition des communautés et à la répartition. Il est impossible de déterminer les rôles relatifs de l'évolution des conditions environnementales et de la pression accrue de la pêche sur ces changements d'après les données disponibles : d'autres études sont requises (Zwanenburg *et al.*, 2002).

Frank *et al.* (2005) ont suggéré qu'une cascade trophique était responsable de l'absence de rétablissement chez la morue de l'Atlantique sur la plate-forme néo-écossaise. Un épuisement des gros poissons de fond prédateurs, entre autres la morue, l'églefin, le merlu et la raie, peut avoir entraîné une augmentation du nombre de petits poissons-fourrages planctonophages et de macroinvertébrés qui constituaient les proies préférées de ces poissons de fond. Ces poissons et invertébrés fourrage ont ensuite été en compétition avec les larves et les juvéniles de gros poissons de fond, ou bien ils s'en sont nourris. Les répercussions du phoque gris sur la morue restante pendant cette cascade trophique étaient considérées comme minimales (Frank *et al.*, 2005). En utilisant des données actualisées, Frank *et al.* (2011) suggèrent que l'écosystème de la plate-forme néo-écossaise redevient peu à peu un système dominé par les poissons de fond en raison de l'effondrement des populations de poissons-fourrages pélagiques et de

l'augmentation de la biomasse de la morue, du sébaste et de l'églefin à des niveaux semblables à ceux du début des années 1990. De même, Pedersen *et al.* (2017) ont constaté que les plateaux de Terre-Neuve ont connu un retour semblable, quoique plus lent que prévu, à la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés de poissons de fond observées avant le déclin des années 1990. À la suite de la diminution de la biomasse du poisson-fourrage, celle du zooplancton de grande taille a augmenté, fournissant ainsi aux poissons benthiques et démersaux des proies pendant les premiers stades de leur vie (Frank *et al.*, 2011). Toutefois, il reste à voir si ces cascades trophiques sont les principales causes du rétablissement plus lent que prévu du poisson de fond dans l'Atlantique Nord-Ouest, et si ce retour à un écosystème dominé par le poisson de fond est réellement en train de se produire.

Stortini *et al.* (2015) ont évalué la vulnérabilité de 33 espèces de poissons et d'invertébrés au réchauffement projeté sur la plate-forme néo-écossaise selon des scénarios légers (+0,7 °C) et graves (+3,0 °C). Stortini *et al.* (2015) retiennent la définition de la vulnérabilité du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, selon laquelle il s'agit de la propension d'un système à être affecté de manière négative par les changements climatiques ou à être incapable de faire face à ces effets. Les populations de poissons dans la partie sud-ouest de la plate-forme néo-écossaise se sont révélées plus vulnérables que celles de la partie nord-est, et 45 % des populations examinées dans le cadre de l'étude pourraient être vulnérables dans un scénario de réchauffement grave. Le faux-triangle armé (*Triglops murrayi*) était la seule espèce présentant un score de vulnérabilité relativement élevé dans un scénario de réchauffement léger. Dans le scénario de réchauffement grave, 18 espèces ou populations, dont le brochet de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, la raie à queue de velours, la raie tachetée, la raie hérisson, la goberge de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise, la morue de l'ouest de la plate-forme néo-écossaise et le loup atlantique sont considérées comme vulnérables.

Stanley *et al.* (2018) ont fait état de la structure génétique de cinq espèces importantes sur le plan commercial ou écologique dans l'Atlantique Nord-Ouest, entre autres la morue de l'Atlantique, le homard américain, le pétoncle géant, la crevette nordique et le crabe européen, une espèce envahissante. Les auteurs ont modélisé les coefficients génétiques des populations avec la latitude et ont noté un cline génétique près de Halifax, en Nouvelle-Écosse. Les populations au sud de ce cline faisaient partie de l'écotype sud, tandis que les populations au nord de Halifax étaient considérées comme faisant partie de l'écotype nord. Cette structure de population était fortement corrélée aux températures de fond et de surface de l'océan (Stanley *et al.*, 2018). À l'aide de modèles d'habitats propices adaptés à cette structure génétique synoptique, les auteurs prédisent que la délimitation de cette différenciation génétique se déplacera de 225 km vers le nord d'ici 2075 selon un modèle de changements climatiques fondé sur le profil représentatif d'évolution de concentration 8.5 (Brickman *et al.*, 2016). Les changements dans la partie sud de l'aire de répartition, qui englobe la ZI, semblent les plus prononcés pour la morue de l'Atlantique, ce qui est conforme aux observations et aux prédictions pour le golfe du Maine (Pershing *et al.*, 2015). Dans l'ensemble, Stanley *et al.* (2018) montrent que le réchauffement associé aux changements climatiques peut influencer non seulement sur la répartition des espèces, mais aussi sur la distribution spatiale de leur structure génétique respective, ce qui, à son tour, pourrait influencer sur la connectivité et le recrutement dans la partie sud de la biorégion.

Dans l'ensemble, les changements climatiques auront probablement une myriade de répercussions sur le golfe du Maine et sur la plate-forme néo-écossaise, notamment des

changements dans la structure communautaire et dans la répartition d'une variété de taxons, l'introduction d'espèces non indigènes et des répercussions sur la physiologie animale en raison du réchauffement des températures et de l'acidification des océans. Les répercussions directes des changements climatiques sur les priorités de conservation proposées ne peuvent pas être démontrées directement, bien que la menace des changements climatiques doive être prise en compte dans les plans de surveillance si la ZI devient une ZPM.

LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les informations résumées dans l'aperçu écologique de la ZI reposaient sur les données des relevés estivaux plurispécifiques par NO du MPO, du PMZA, des relevés à la palangre de l'industrie et du MPO sur le flétan, des ECP, des relevés saisonniers de la NOAA, de la base de données sur les observations de baleines du MPO, des données sur les débarquements dépendants des pêches et des données sur les prises par unité d'effort pour le thon et l'espadon, des données de marquage (non publiées) et de la recherche universitaire, ce qui permet une meilleure compréhension globale des collectivités de la ZI.

À l'heure actuelle, on ne dispose pas de données sur la répartition complète des coraux et des éponges dans la ZI, de données sur la composition des communautés endofauniques et de données génétiques sur les populations pour la plupart des populations de poissons et d'invertébrés. Bien que ces informations puissent faciliter la délimitation et le zonage au sein d'une ZPM potentielle, son absence n'empêche pas l'établissement de priorités en matière de conservation.

Le relevé estival par NO a fourni la majorité des informations sur la diversité des poissons de fond et des invertébrés utilisées dans cet aperçu écologique. Par conséquent, les migrations saisonnières de même que les variations dans l'abondance et dans la composition de la communauté de poissons de fond et d'invertébrés au sein de la ZI demeurent largement inconnues.

Dans les relevés estivaux par NO, les observations de la composition de la faune dans l'habitat en eaux profondes de la pente se limitent aux strates adjacentes. Il n'y a pas eu de séries de relevés estivaux par NO à une profondeur de plus de 400 m dans la ZI. La composition communautaire de ces séries en eaux profondes adjacentes à la ZI est résumée dans Clark et Emberley (2011).

Enfin, la répartition et les déplacements saisonniers des poissons pélagiques de grande taille, des requins, des cétacés et des tortues marines à proximité de la ZI demeurent en grande partie non caractérisés. De nombreuses espèces sont présentes durant les mois d'été et on présume qu'elles se nourrissent selon la productivité et les caractéristiques océanographiques de la ZI; toutefois, aucune observation directe de l'alimentation en lien avec les caractéristiques de la ZI n'a été enregistrée.

SOURCES D'INCERTITUDE

Les principales incertitudes liées aux données comprennent la capturabilité des espèces par des engins de relevé particuliers, le recours à des observations fortuites en l'absence de relevés systématiques pour certaines espèces, et la couverture saisonnière ou temporelle limitée des relevés et de l'échantillonnage.

La plupart des observations de cétacés dans cette région sont opportunistes par nature. Par conséquent, les données utilisées pour la détection des cétacés reflètent probablement la présence d'espèces à des périodes précises. Les données ne reflètent pas l'abondance ou la diversité des espèces de cétacés dans la région.

Les engins de chalutage utilisés dans le relevé estival par NO du MPO ont connu des problèmes de capturabilité (Harley *et al.*, 2001) pour certaines espèces de poissons pélagiques et benthiques qui s'enfouissent ou se cachent dans des crevasses, entre autres le brosmes, le loup atlantique et le flétan de l'Atlantique. Pour ces poissons, le relevé sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie a été utilisé pour compléter les tendances en matière de répartition, ce qui comporte d'autres problèmes de capturabilité (p. ex. appâts; Cox *et al.*, 2018).

Certaines collectes de données, comme le marquage et l'acoustique passive, comportent une série chronologique plus courte sur laquelle caractériser l'utilisation de la ZI comme habitat. Des approches d'intégration de ces sources de données aux méthodes d'échantillonnage traditionnelles sont en cours d'élaboration.

FACTEURS LIÉS AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Il existe une certaine incertitude quant à la façon dont les principaux attributs biologiques et physiques de la ZI ont réagi ou réagiront aux répercussions du changement dans le climat marin. Plus précisément, nous reconnaissons l'incertitude entourant les répercussions :

- des changements observés dans les communautés de zooplancton à l'intérieur et à proximité de la ZI sur la productivité et la répartition des prédateurs, et l'utilisation générale de la région par les espèces pélagiques;
- de l'acidification et du réchauffement des océans sur les coraux et les éponges, qui sont considérés comme des priorités en matière de conservation;
- des changements climatiques et du réchauffement des températures connexe sur la répartition, la biomasse et la résilience des communautés de poissons de fond et d'invertébrés dans la ZI;
- de la modification de la composition des communautés de poissons et d'invertébrés associée à la prévalence accrue d'espèces d'eau chaude et à la perte d'habitat pour certaines espèces adaptées au froid, en particulier dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise.

PRIORITÉS EN MATIÈRE DE CONSERVATION

Les priorités potentielles en matière de conservation pour la ZI ont été déterminées par le Programme de gestion des océans avant le processus d'examen scientifique par les pairs du SCCS. Ces priorités en matière de conservation ont été évaluées dans le cadre de l'examen du SCCS, et on a recommandé soit de les conserver, soit de les modifier, soit de les rejeter en fonction de la solidité des données scientifiques disponibles. Les caractéristiques ont été évaluées à l'aune des critères des zones intérêt écologique et biologique (ZIEB) concernant la concentration, l'unicité et les conséquences sur la valeur adaptative (MPO, 2004), ou aux critères relatifs à la vulnérabilité en fonction des espèces, au statut de conservation et aux critères relatifs aux espèces d'importance écologique.

Bien qu'un consensus ait été dégagé sur la majorité des priorités proposées en matière de conservation, selon qu'il ait existé ou non des preuves suffisantes pour leur inclusion, un point de vue minoritaire a été exprimé sur l'inclusion du flétan de l'Atlantique juvénile persistant comme priorité en matière de conservation. Cette priorité de conservation a été proposée à la suite d'une analyse qui indique qu'il existe un point névralgique pour le flétan juvénile dans le sud du banc de Browns qui persiste depuis les trois dernières décennies. Même si l'on s'est entendu sur le fait que ce point névralgique est une caractéristique de la ZI, qu'il est persistant et qu'il est en expansion à l'heure actuelle, un avis minoritaire a été présenté selon lequel le stock de flétan mature est actuellement sain, que les mesures de gestion existantes empêchent ou réduisent la mortalité par pêche du flétan juvénile et, par conséquent, que cette caractéristique ne devrait pas être considérée comme une priorité de conservation pour la ZI.

De plus, les caractéristiques suivantes ont fait l'objet de discussions, mais n'ont pas été appuyées en tant que priorités de conservation pour la ZI d'après les informations disponibles aux fins d'examen :

- Habitat de la raie à queue de velours : N'a pas satisfait aux critères en matière de déclin ou d'agrégation.
- Habitat du sébaste : N'a pas satisfait aux critères en matière de déclin ou d'agrégation.
- Habitat de l'aiguillat commun : N'a pas satisfait aux critères d'agrégation et la situation des stocks était incertaine (n'a pas satisfait aux critères en matière de déclin).
- Habitat du grenadier de roche : N'a pas satisfait aux critères d'agrégation.
- Points névralgiques de diversité des invertébrés benthiques : N'est pas considérée comme une priorité de conservation en soi, mais elle figure parmi les priorités en matière de conservation liée à la représentation de la diversité des types d'habitats.
- Points névralgiques de diversité du poisson : Ne sont pas considérés comme une priorité de conservation en soi, mais ils figurent parmi les priorités en matière de conservation liée à la représentation de la diversité des types d'habitats.
- Habitat migratoire entre les eaux du Sud et les eaux tempérées et déplacements intermittents sur la plate-forme : Considérée comme une caractéristique de la ZI, mais ne satisfaisait pas aux critères d'agrégation.
- Concentrations importantes de pennatules : N'a pas satisfait aux critères d'agrégation, mais on s'attend à ce qu'elle reçoive des avantages accessoires.
- Zone d'alimentation des tortues marines : N'a pas satisfait aux critères d'agrégation.

Si des ajustements sont apportés aux limites de la ZI, si de nouveaux renseignements deviennent disponibles ou si des changements sont apportés à la répartition, ces caractéristiques pourraient être réévaluées en tant que priorités de conservation par un processus d'examen.

Les caractéristiques suivantes (tableau 1) ont été jugées prioritaires en matière de conservation par la majorité des participants, d'après l'information disponible aux fins d'examen :

Habitat

- Représentation diversifiée des types d'habitats, dont les habitats des bassins, des bancs, des pentes profondes et des chenaux, et de leurs communautés de poissons et d'invertébrés connexes
- Habitat persistant pour le flétan de l'Atlantique juvénile
- Concentrations de homards femelles matures de grande taille
- Habitat adéquat pour les baleines à bec de Sowerby et les baleines à bec communes

Biodiversité

- Coraux d'eaux profondes
- Concentrations importantes d'éponges
- Habitat représentatif pour la morue de l'Atlantique, le loup atlantique, la raie tachetée, la raie épineuse et la merluche blanche
- Habitat tout à fait adéquat pour le brosme

Productivité

- L'ensemble de caractéristiques océanographiques, comme les ondes internes, les zones de remontée des eaux profondes et la présence occasionnelle d'anneaux de courant du golfe et d'anneaux à noyau chaud, à l'embouchure du chenal de Fundy, qui en font une zone hautement productive associée à la présence de grands poissons pélagiques, de tortues marines et de cétacés.
- Aire d'alimentation du rorqual bleu
- Aire d'alimentation pour la plupart des guildes fonctionnelles d'oiseaux marins, en particulier l'océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*)

RÉSUMÉ

Le chenal de Fundy et le banc de Browns sont une ZI extracôtière identifiée, en partie, au moyen d'une analyse de conception d'un réseau d'AMP pour la biorégion de la plate-forme néo-écossaise, qui a tenu compte des données écologiques et économiques disponibles en consultation avec d'autres organismes gouvernementaux, les Premières Nations et les groupes autochtones, ainsi que les principaux intervenants. Cette zone comprend des parties de la pente continentale, du banc de Browns, du bassin de Georges, du chenal de Fundy et du chenal Nord-Est, et couvre plusieurs fermetures de pêche existantes, dont la ZPH 40 (une fermeture de pêche au homard), la Zone de conservation des coraux du chenal Nord-Est et une fermeture saisonnière en vue du frai du poisson de fond.

La circulation dans cette région est en grande partie déterminée par le déplacement du courant du Labrador vers le sud, le long de la plate-forme néo-écossaise, qui apporte une eau froide de faible salinité dans la région du golfe du Maine et de la baie de Fundy. Le chenal de Fundy sert de lien principal entre le golfe du Maine et l'océan Atlantique en permettant l'échange de

nutriments entre ces deux plans d'eau. Les forts courants et le renouvellement de l'eau par les marées fournissent des nutriments aux invertébrés benthiques qui s'alimentent par filtration et offrent un habitat biogénique aux poissons et aux autres invertébrés, dont les coraux, les éponges et les pennatules. La combinaison de caractéristiques océanographiques dynamiques et persistantes permet une productivité élevée fournissant des aires d'alimentation aux gros animaux pélagiques (dont les poissons et les mammifères) et à divers groupes fonctionnels d'oiseaux de mer.

Les communautés de phytoplancton et de zooplancton dans la ZI sont semblables à celles de la plate-forme néo-écossaise et du golfe du Maine. La prolifération phytoplanctonique fournit de la nourriture au zooplancton, entre autres les larves de poisson, les méduses, les copépodes, le krill, les amphipodes et les chétognathes. À son tour, ce zooplancton sert de proie aux poissons pélagiques, aux oiseaux de mer, aux tortues marines et aux cétacés. Les récents changements survenus dans les communautés du zooplancton du golfe du Maine et de la plate-forme néo-écossaise sont attribuables au réchauffement des températures, qui déplace des copépodes calanoïdes de grande taille avec des espèces subtropicales et extracôtières.

La communauté des invertébrés benthiques dans son ensemble est diversifiée, la ZI englobant une grande variété de profondeurs et de types de supports. Ces espèces comprennent d'importants habitats pour le pétoncle géant, des lits d'éponges denses, des clypéastres, des hydraires, des brachiopodes, des tuniciers et d'autres espèces d'endofaune et d'épifaune. Dans le chenal de Fundy et dans le bassin de Georges, les arthropodes, les échinodermes et les pennatules sont répandus, mais ils peuvent se faire rares. Vers la pente continentale, on retrouve l'une des plus fortes concentrations de grandes gorgones de la région des Maritimes, ainsi que des éponges en forme de tonneau, qui coexistent avec ces coraux. De petites gorgones sont également présentes dans cette portion de la ZI. Les données indiquent que certains de ces coraux sont vieux de plusieurs centaines d'années. Les coraux, les pennatules et les éponges fournissent un habitat biogène à d'autres invertébrés et poissons, comme le sébaste, la morue de l'Atlantique et le brochet. Les pêches d'invertébrées à l'intérieur et à proximité de la ZI sont principalement axées sur le homard américain et le pétoncle géant.

Les collectivités de poissons pélagiques et benthiques/démersaux sont diversifiées, et certaines espèces sont particulièrement abondantes dans la ZI par rapport au reste de la plate-forme néo-écossaise. La ZI semble être particulièrement importante pour le flétan de l'Atlantique, car il est considéré comme l'un des deux points névralgiques persistants chez les juvéniles. La communauté des poissons démersaux comprend plusieurs espèces épuisées, dont la morue de l'Atlantique, la merluche blanche, le sébaste, le brochet, la plie canadienne, le loup atlantique, la raie à queue de velours et la raie épineuse. Parmi les autres poissons de fond importants dans cette région, mentionnons l'églefin, la goberge, la limande à queue jaune, de même que d'autres raies et poissons plats. Les portions profondes de la ZI représentent un habitat convenant particulièrement bien au brochet, et la protection de cet habitat pourrait contribuer à son rétablissement. La morue de l'Atlantique a continué de décliner dans l'ouest de la plate-forme néo-écossaise en dépit de la baisse des taux de prises accessoires, et on ne sait pas si la protection de l'habitat dans la ZI favoriserait le rétablissement de cette espèce. Les poissons-fourrage, comme le maquereau et le hareng, peuvent se nourrir ou migrer dans la ZI pour atteindre leurs aires de frai. Ces espèces servent de proie aux thons, aux requins, aux mammifères marins et aux oiseaux de mer. Les grands poissons pélagiques de la région comprennent le thon rouge de l'Atlantique, le thon jaune, le thon obèse, la bonite à ventre rayé,

le thon blanc, l'espadon, le makaire blanc, le makaire bleu et le mahi-mahi, qui sont tous pêchés commercialement.

Parmi les requins présents dans la ZI, on retrouve le requin bleu, le requin-taube bleu, le requin-taube commun, le requin blanc et le requin-pèlerin. Parmi les autres espèces saisonnières figurent les tortues marines la tortue caouanne et la tortue luth, les cétacés, les phoques et les oiseaux de mer. Bon nombre de ces espèces transitent par la ZI en l'utilisant comme voie migratoire vers la baie de Fundy ou pour se rendre vers le nord le long de la plate-forme néo-écossaise jusqu'au golfe du Saint-Laurent. L'analyse préliminaire des données de marquage a démontré que 9 requins-pèlerins (75 % des individus marqués) ont transité directement par la ZI à partir de la baie de Fundy lorsqu'ils se rendaient vers la rupture de pente continentale. Le bord de la plate-forme continentale est également une aire d'alimentation et de socialisation du rorqual bleu.

Le chenal profond et la pente continentale, combinés à une productivité primaire élevée, fournissent un habitat en eaux profondes pour une variété d'espèces de cétacés. La partie de la ZI située le long de la pente continentale fournit des aires d'alimentation pour le rorqual bleu en voie de disparition, et on retrouve des baleines à bec, notamment la baleine à bec commune et la baleine à bec de Sowerby, dans l'habitat situé le long de la pente continentale et dans le chenal profond. On a observé une grande variété de cétacés à fanons et à dents dans la ZI; ils se nourrissent ou traversent potentiellement la zone jusqu'à leurs aires d'alimentation estivales et leurs aires de reproduction hivernales.

Dans l'ensemble, la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns héberge diverses communautés d'invertébrés, de poissons, d'oiseaux de mer et de mammifères marins, en raison de ses caractéristiques physiques (bathymétrie et océanographie) et biologiques (productivité) uniques, en plus de comporter un assemblage diversifié d'habitats associés à une vaste gamme de profondeurs, à un substrat varié et à un habitat biogène important, qui caractérisent la zone.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Mike McMahon, Don Clark et Heath Stone pour leur aide concernant l'accès aux données; Stephanie Boudreau pour les données et le code R associés au flétan de l'Atlantique juvénile; Irene Andrushchenko pour les discussions constructives et les contributions liées à la morue de l'Atlantique; Melanie Barret pour les informations sur la plie et l'églefin transfrontaliers; et Catalina Gomez, Shelley Lang, Nancy Shackell, Myriam Lacharite, Dan Boyce, Hilary Moors-Murphy, David Keith et beaucoup d'autres individus pour leurs commentaires utiles sur le manuscrit. Les auteurs remercient également David Johns et Andrew Westgate pour leur précieuse contribution sous forme de données.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Abend, A.G., and Smith, T.D. 1999. Review of distribution of the long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) in the North Atlantic and Mediterranean. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-117. vi + 22 p.
- Alford, M.H. 2003. Redistribution of energy available for ocean mixing by long-range propagation of internal waves. *Nature* 423(6936): 159.

-
- Andriyashev, A.P. 1964. Fishes of the Northern Seas of the USSR: Translated. Israel Program for Scientific Translations.
- 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.
- Armsworthy, S.L., Trzcinski, M.K., and Campana, S.E. 2014. Movements, environmental associations, and presumed spawning locations of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the northwest Atlantic determined using archival satellite pop-up tags. Mar. Biol. 161(3): 645–656.
- Atkinson, D. 1995. The biology and fishery of roundnose grenadier (*Coryphaenoides rupestris* Gunnerus, 1765) in the North West Atlantic. In Deep-water fisheries of the North Atlantic oceanic slope. Edited by D.B. Atkinson. NATO ASI Series, vol 296. Springer, Dordrecht. pp. 51–111.
- Augusto, J., Frasier, T., and Whitehead, H. 2017. Social structure of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*) off northern Cape Breton Island, Nova Scotia. Behaviour 154(5): 509–540.
- Bachara, W., Gilkes, M.W., Bolaños-Jiménez, J., and Mignucci-Giannoni, A.A. 2019. First stranding record of a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) on the island of Barbuda, Eastern Caribbean. Latin American J. Aquat. Mamm. 13(1–2): 23–25.
- Baird, R.W. 2003. Update COSEWIC status report on the humpback whale *Megaptera novaeangliae* in Canada in [COSEWIC assessment and update status report on the humpback whale *Megaptera novaeangliae* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1–25 pp.
- Barney, B.T., Munkholm, C., Walt, D.R., and Palumbi, S.R. 2017. Highly localized divergence within supergenes in Atlantic cod (*Gadus morhua*) within the Gulf of Maine. BMC Genomics 18(1): 271.
- Baumann, Z., Mason, R.P., Conover, D.O., Balcom, P., Chen, C.Y., Buckman, K.L., Fisher, N.S., and Baumann, H. 2016. Mercury bioaccumulation increases with latitude in a coastal marine fish (Atlantic silverside, *Menidia menidia*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(7): 1009–015.
- Baumgartner, M.F., Cole, T.V., Campbell, R.G., Teegarden, G.J., and Durbin, E.G. 2003. Associations between North Atlantic right whales and their prey, *Calanus finmarchicus*, over diel and tidal time scales. Mar. Ecol. Prog. Ser. 264: 155–166.
- Beazley, L., Kenchington, E., and Lirette, C. 2017. Species Distribution Modelling and Kernel Density Analysis of Benthic Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) and Other Benthic Fauna in the Maritimes Region. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3204: vi + 159 p.
- Beazley, L., Kenchington, E., Murillo, F., Lirette, C., Guijarro, J., McMillan, A., and Knudby, A. 2016. Species Distribution Modelling of Corals and Sponges in the Maritimes Region for Use in the Identification of Significant Benthic Areas. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3172: vi + 189 p.

-
- Beazley, L., Wang, Z., Kenchington, E., Yashayaev, I., Rapp, H.T., Xavier, J.R., Murillo, F.J., Fenton, D., and Fuller, S. 2018. Predicted distribution of the glass sponge *Vazella pourtalesi* on the Scotian Shelf and its persistence in the face of climatic variability. PLoS One 13(10): e0205505.
- Begg, G.A. 1998. A review of stock identification of haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, in the northwest Atlantic Ocean. Mar. Fish. Rev. 60(4): 1–15.
- Begg, G.A., and Weidman, C.R. 2001. Stable d13C and d18O isotopes in otoliths of haddock *Melanogrammus aeglefinus* from the northwest Atlantic Ocean. Mar. Ecol. Prog. Ser. 216: 223–233.
- Bekkevold, D., Clausen, L.A., Mariani, S., André, C., Hatfield, E.M., Torstensen, E., Ryman, N., Carvalho, G.R., and Ruzzante, D.E. 2011. Genetic mixed-stock analysis of Atlantic herring populations in a mixed feeding area. Mar. Ecol. Prog. Ser. 442: 187–199.
- Bennecke, S., Kwasnitschka, T., Metaxas, A., and Dullo, W.-C. 2016. In situ growth rates of deep-water octocorals determined from 3D photogrammetric reconstructions. Coral Reefs 35(4): 1227–1239.
- Bennecke, S., and Metaxas, A. 2017. Effectiveness of a deep-water coral conservation area: Evaluation of its boundaries and changes in octocoral communities over 13 years. Deep Sea Res. Part II: Top. Stud. Oceanogr. 137: 420–435.
- Bigelow, H.B. 1926. Plankton of the offshore waters of the Gulf of Maine. US Government Printing Office Washington DC.
- Bigelow, H.B. 1927. Physical oceanography of the Gulf of Maine. US Government Printing Office Washington DC.
- Bigelow, H.B., and Schroeder, W.C. 1953. Fishes of the Gulf of Maine. US Government Printing Office Washington, DC.
- Bisagni, J., and Smith, P. 1998. Eddy-induced flow of Scotian Shelf water across Northeast Channel, Gulf of Maine. Cont. Shelf. Res. 18(5): 515–539.
- Bloch, D., and Lastein, L. 1993. Morphometric segregation of long-finned pilot whales in eastern and western North Atlantic. Ophelia 38(1): 55–68.
- Block, B.A., Dewar, H., Blackwell, S.B., Williams, T.D., Prince, E.D., Farwell, C.J., Boustany, A., Teo, S.L., Seitz, A., and Walli, A. 2001. Migratory movements, depth preferences, and thermal biology of Atlantic bluefin tuna. Science 293(5533): 1310–1314.
- Boskovic, R., Kovacs, K.M., Hammill, M.O., and White, B.N. 1996. Geographic distribution of mitochondrial DNA haplotypes in grey seals (*Halichoerus grypus*). Can. J. Zool. 74: 1787–1796.
- Boudreau, S.A., Shackell, N.L., Carson, S., and den Heyer, C.E. 2017. Connectivity, persistence, and loss of high abundance areas of a recovering marine fish population in the Northwest Atlantic Ocean. Ecol. Evol. 7(22): 9739–9749.
- Boulva, J., and McLaren, I.A. 1979. The harbour seal, *Phoca vitulina*. Eastern Canada Bull. Fish. Res. Board. Canada. 200: 24 p.

-
- Bowen, W.D., McMillan, J., and Mohn, R. 2003. Sustained exponential population growth of grey seals at Sable Island, Nova Scotia. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 1265–1274.
- Bowen, W.D., McMillan, J., Lidgard, D. and W. Blanchard. 2007. [Continued reduction in population growth rate of grey seals at Sable Island](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/087. iv + 16 p.
- Bowering, W., and Brodie, W. 1991. Distribution of commercial flatfishes in the Newfoundland-Labrador region of the Canadian Northwest Atlantic and changes in certain biological parameters since exploitation. *Neth. J. Sea Res.* 27(3–4): 407–422.
- Bowman, R., and Michaels, W. 1984. Food of seventeen species of northwest Atlantic fish. NOAA Tech. Mem. NMFS-F/NEC-28: 183 p.
- Bradbury, I.R., Bowman, S., Borza, T., Snelgrove, P.V., Hutchings, J.A., Berg, P.R., Rodriguez-Ezpeleta, N., Lighten, J., Ruzzante, D.E., Taggart, C., and Bentzen, P. 2014. [Long distance linkage disequilibrium and limited hybridization suggest cryptic speciation in Atlantic Cod](#). *PLoS One* 9(9): e106380.
- Brander, K.M. 2018. Climate change not to blame for cod population decline. *Nature Sustainability* 1(6): 262.
- Braulik, G. 2019. *Lagenorhynchus acutus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019 e.T11141A50361160.
- Breed, G.A., Bowen, W., McMillan, J., and Leonard, M.L. 2006. Sexual segregation of seasonal foraging habitats in a non-migratory marine mammal. *Proc. Roy. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* 273(1599): 2319–2326.
- Breed, G.A., Jonsen, I.D., Myers, R.A., Bowen, W.D., and Leonard, M.L. 2009. Sex-specific, seasonal foraging tactics of adult grey seals (*Halichoerus grypus*) revealed by state–space analysis. *Ecology* 90(11): 3209–3221.
- Breeze, H., Butler, M., and Davis, D.S. 1997. Distribution and status of deep sea corals off Nova Scotia. Ecology Action Centre Halifax, Nova Scotia.
- Breeze, H., and Horsman, T. 2005. [La plate-forme Néo-Écossaise: atlas des activités humaines](#). Pêches et Océans Canada, Région des Maritimes, Dartmouth, N.-É., Canada.
- Brickman, D., Hebert, D., and Wang, Z. 2018. Mechanism for the recent ocean warming events on the Scotian Shelf of eastern Canada. *Cont. Shelf Res.* 156: 11–22.
- Brickman, D., and Loder, J.W. 1993. Energetics of the internal tide on northern Georges Bank. *J. Phys. Oceanogr.* 23(3): 409–424.
- Brickman, D., Wang, Z., and DeTracey, B. 2016. High resolution future climate ocean model simulations for the Northwest Atlantic Shelf region. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 315: xiv + 143 pp.
- Brown, M.W., Fenton, D., Smedbol, K., Merriman, C., Robichaud-Leblanc, K., and Conway, J.D. 2009. [Recovery Strategy for the North Atlantic Right Whale \(*Eubalaena glacialis*\) in Atlantic Canadian Waters](#). Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada: vi + 66 p.

-
- Bryan, T.L., and Metaxas, A. 2006. Distribution of deep-water corals along the North American continental margins: relationships with environmental factors. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Papers* 53(12): 1865–1879.
- Bryan, T.L., and Metaxas, A. 2007. Predicting suitable habitat for deep-water gorgonian corals on the Atlantic and Pacific Continental Margins of North America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 330: 113–126.
- Bucklin, A., Guarnieri, M., McGillicuddy, D.J., and Hill, R.S. 2001. Spring evolution of *Pseudocalanus* spp. abundance on Georges Bank based on molecular discrimination of *P. moultoni* and *P. newmani*. *Deep Sea Res. Part II: Top. Stud. Oceanogr.* 48(1–3): 589–608.
- Buhl-Mortensen, L., and Mortensen, P.B. 2005. Distribution and diversity of species associated with deep-sea gorgonian corals off Atlantic Canada. *In Cold-Water Corals and Ecosystems. Edited by A. Freiwald, and J.M. Roberts. Erlangen Earth Conference Series. Springer, Berlin, Heidelberg.* pp. 849–879.
- Bundy, A., and Simon, J. 2005. [Assessment of White Hake \(*Urophycis tenuis*\) in NAFO Divisions 4VWX and 5](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/081: 50 p.
- Busby, C., Morgan, M., Dwyer, K., Fowler, G.M., Morin, R., Treble, M., Parsons, D.M., and Archambault, D. 2007. [Review of the structure, the abundance and distribution of American plaice \(*Hippoglossoides platessoides*\) in Atlantic Canada in a species-at-risk context](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/069: iv + 90 p.
- Caliński, T., and Harabasz, J. 1974. A dendrite method for cluster analysis. *Commun. Stat. Theory Methods* 3(1): 1–27.
- Campana, S., Fowler, G.M., Houlihan, D., Joyce, W., Showell, M., Simpson, M., Miri, C., and Eagles, M. 2015a. [Recovery Potential Assessment for Porbeagle \(*Lamna nasus*\) in Atlantic Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/041. iv + 45 p.
- Campana, S., Fowler, M., Houlihan, D., Joyce, W., Showell, M., Miri, C., and Simpson, M. 2015b. [Current Status and Threats to the North Atlantic Blue Shark \(*Prionace glauca*\) Population in Atlantic Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/026. v + 44 p.
- Campana, S., Joyce, W., and Marks, L. 2003. [Status of the Porbeagle Shark \(*Lamna nasus*\) Population in the Northwest Atlantic in the Context of Species at Risk](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/007. iii + 27 p.
- Campana, S.E. 2016. Transboundary movements, unmonitored fishing mortality, and ineffective international fisheries management pose risks for pelagic sharks in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73: 1599–1607.
- Campana, S.E., Gibson, J., Brazner, J., Marks, L., Joyce, W., Gosselin, J.-F., Kenney, R., Shelton, P., Simpson, M.R., and Lawson, J. 2008. [Status of Basking Sharks in Atlantic Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/004. 67 p.
- Campbell, A. 1986. Migratory movements of ovigerous lobsters, *Homarus americanus*, tagged off Grand Manan, eastern Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43(11): 2197–2205.

-
- Campbell, A., and Robinson, D. 1983. Reproductive potential of three American lobster (*Homarus americanus*) stocks in the Canadian Maritimes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40(11): 1958–1967.
- Campbell, J., and Simms, J. 2009. [Status Report on coral and sponge conservation in Canada](#). Fisheries and Oceans Canada: vii + 87 p.
- Cañadas, A., De Soto, N.A., Aissi, M., Arcangeli, A., Azzolin, M., B-Nagy, A., Bearzi, G., Campana, I., Chicote, C., and Cotté, C. 2018. The challenge of habitat modelling for threatened low density species using heterogeneous data: The case of Cuvier's beaked whales in the Mediterranean. *Ecological Indicators* 85: 128–136.
- CBC News. 2016. Cuvier's beaked whale discovered for first time in Maritimes. CBC/Radio-Canada.
- Chang, S., Morse, W.W., and Berrien, P.L. 1999. Essential fish habitat source document. White hake, *Urophycis tenuis*, life history and habitat characteristics. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-136: 23 p.
- Chapman, D.C., and Beardsley, R.C. 1989. On the origin of shelf water in the Middle Atlantic Bight. *J. Phys. Oceanogr.* 19(3): 384–391.
- Chase, M., Jones, S., Hennigar, P., Sowles, J., Harding, G., Freeman, K., Wells, P., Krahforst, C., Coombs, K., and Crawford, R. 2001. Gulfwatch: Monitoring spatial and temporal patterns of trace metal and organic contaminants in the Gulf of Maine (1991–1997) with the blue mussel, *Mytilus edulis* L. *Mar. Poll. Bull.* 42(6): 490–504.
- Chen, C., Huang, H., Beardsley, R.C., Xu, Q., Limeburner, R., Cowles, G.W., Sun, Y., Qi, J., and Lin, H. 2011. Tidal dynamics in the Gulf of Maine and New England Shelf: An application of FVCOM. *J. Geophys. Res.: Oceans* 116(C12).
- Chen, C.Y., Dionne, M., Mayes, B.M., Ward, D.M., Sturup, S., and Jackson, B.P. 2009. Mercury bioavailability and bioaccumulation in estuarine food webs in the Gulf of Maine. *Environment. Sci. Tech.* 43(6): 1804–1810.
- Clark, D., and Emberley, J. 2009. [Assessment of Cod in Division 4X in 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/018. vi + 101 p.
- Clark, D.S., and Emberley, J. 2011. Update of the 2010 summer Scotian Shelf and Bay of Fundy Research Vessel Survey. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1238.
- Clark, K., Clark, D., Andrushchenko, I., and Swain, D.P. 2015. [Recovery Potential Assessment \(RPA\) for the Southern Designatable Unit \(NAFO Divisions 4X5Yb\) of Atlantic Cod \(*Gadus morhua*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/069. v + 58 p.
- Cohen, D.M., Inada, T., Iwamoto, T., and Scialabba, N. 1990. Gadiform fishes of the world. Food and Agriculture Organization of the United Nations Species Catalogue. Vol. 10, Fir/S125, Vol. 10.

-
- Col, L.A., and Legault, C.M. 2009. The 2008 Assessment of Atlantic Halibut in the Gulf of Maine-Georges Bank Region. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Northeast Fisheries Science Center Reference Document 09-08: 39 p.
- Collette, B.B., and Klein-MacPhee, G. 2002. Righteye flounders: Family Pleuronectidae. *In* Bigelow and Schroeder's Fishes of the Gulf of Maine. *Edited by* B.B. Collette and G. Klein-MacPhee. Smithsonian Institution Press, Washington, 3rd edition, pp. 560–587.
- Collette, B.B., and Nauen, C.E. 1983. FAO species catalogue. Volume 2. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. FAO Fish.Synop. (125)Vol. 2: 137 p.
- Collins, R.K., Simpson, M.R., Miri, C.M., Mello, L.G.S., Chabot, D., Hedges, K., Benoît, H., and McIntyre, T.M. 2015. [Assessment of Northern Wolffish, Spotted Wolffish, and Atlantic Wolffish in the Atlantic and Arctic Oceans](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/034. iv + 86 p.
- Cook, A., and Bundy, A. 2012. Use of fishes as sampling tools for understanding biodiversity and ecosystem functioning in the ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 454: 1–18.
- Cook, A.M., Cassista Da-Ros, M., and Denton, C. 2017. [Framework assessment of the offshore American Lobster \(*Homarus americanus*\) in Lobster Fishing Area \(LFA\) 41](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/065. viii + 186 p.
- Cook, M.A. 2013. [Bayesian State Space Biomass Dynamic Modelling and Assessment of 4VWX Silver Hake 1993–2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/009: v + 33 p.
- Cooke, J. 2018a. *Balaenoptera acutorostrata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018 e.T2474A50348265.
- Cooke, J. 2018b. *Balaenoptera borealis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018 e.T2475A130482064.
- Cooke, J. 2018c. *Balaenoptera physalus* The IUCN Red List of Threatened Species 2018 e.T2478A50349982.
- Cooke, J. 2018d. *Megaptera novaeangliae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018 e.T2474A50348265.
- Cooper, R.A., and Uzmann, J.R. 1971. Migrations and growth of deep-sea lobsters, *Homarus americanus*. *Science* 171(3968): 288–290.
- COSEWIC. 2002. COSEWIC assessment and update status report on the Blue Whale *Balaenoptera musculus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: vi + 32 pp.
- COSEWIC. 2003. COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Humpback Whale *Megaptera novaeangliae* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: viii + 25 pp.

-
- COSEWIC. 2006a. COSEWIC Assessment and Status Report on the White Shark *Carcharodon carcharias* Atlantic population Pacific population in Canada Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: vii + 31 pp.
- COSEWIC. 2006b. COSEWIC assessment and update status report on the harbour porpoise *Phocoena phocoena* (Northwest Atlantic population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: vii + 32 pp.
- COSEWIC. 2006c. COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Sowerby's beaked whale *Mesoplodon bidens* in Canada, Ottawa, p. vi + 20 pp.
- COSEWIC. 2008. COSEWIC assessment and status report on the Roundnose Grenadier *Coryphaenoides rupestris* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: vii + 42 pp.
- COSEWIC. 2009a. COSEWIC assessment and status report on the American Plaice *Hippoglossoides platessoides*, Maritime population, Newfoundland and Labrador population and Arctic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: x + 74 pp.
- COSEWIC. 2009b. COSEWIC assessment and status report on the Basking Shark *Cetorhinus maximus*, Atlantic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: viii + 56 p.
- COSEWIC. 2009c. COSEWIC Assessment and Update Status Report on the Roseate Tern *Sterna dougallii* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: vii + 48 p.
- COSEWIC. 2010a. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Cod *Gadus morhua* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: xiii + 105 pp.
- COSEWIC. 2010b. COSEWIC assessment and status report on the Deepwater Redfish/Acadian Redfish complex *Sebastes mentella* and *Sebastes fasciatus*, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: x + 80.
- COSEWIC. 2010c. COSEWIC assessment and status report on the Spiny Dogfish *Squalus acanthias*, Atlantic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: vii + 50 pp.
- COSEWIC. 2011a. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Bluefin Tuna *Thunnus thynnus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: ix + 30 pp.
- COSEWIC. 2011b. COSEWIC Assessment and Status Report on the Atlantic Halibut *Hippoglossus hippoglossus* in Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci..
- COSEWIC. 2011c. COSEWIC assessment and status report on the Northern Bottlenose Whale *Hyperoodon ampullatus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: xii + 31 pp.

-
- COSEWIC. 2012a. COSEWIC Assessment and Status Report on the Atlantic Wolffish *Anarhichas lupus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: ix + 56 p.
- COSEWIC. 2012b. COSEWIC Assessment and Status Report on the Cusk *Brosme Brosme* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- COSEWIC. 2012c. COSEWIC Assessment and Status Report on the Northern Wolffish *Anarhichas denticulatus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: x + 41 p.
- COSEWIC. 2012d. COSEWIC assessment and status report on the Smooth Skate *Malacoraja senta* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: xix + 77 p.
- COSEWIC. 2012e. COSEWIC Assessment and Status Report on the Spotted Wolffish *Anarichas minor* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: x + 44 p.
- COSEWIC. 2012f. COSEWIC assessment and status report on the Thorny Skate *Amblyraja radiata* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: ix + 75 pp.
- COSEWIC. 2013a. COSEWIC assessment and status report on the North Atlantic Right Whale *Eubalaena glacialis* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa.: xi + 58 pp.
- COSEWIC. 2013b. COSEWIC assessment and status report on the White Hake *Urophycis tenuis* Southern Gulf of St. Lawrence population Atlantic and Northern Gulf of St. Lawrence population in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: xiii + 45 p.
- COSEWIC. 2014. COSEWIC Assessment and Status Report on the Porbeagle *Lamna nasus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: viii + 43 pp.
- COSEWIC. 2015. COSEWIC assessment and status report on the Winter Skate *Leucoraja ocellata*, Gulf of St. Lawrence population, Eastern Scotian Shelf - Newfoundland population and Western Scotian Shelf - Georges Bank population in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xviii + 46 pp.
- COSEWIC. 2017. COSEWIC assessment and status report on the Shortfin Mako *Isurus oxyrinchus*, Atlantic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: xii + 34 pp.
- COSEWIC. 2019a. COSEWIC assessment and status report on the Fin Whale *Balaenoptera physalus*, Atlantic population and Pacific population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: xi + 72 pp.
- COSEWIC. 2019b. COSEWIC assessment and status report on the Sei Whale *Balaenoptera borealis*, Atlantic population, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: xi + 48 pp.

-
- COSEWIC. 2019c. COSEWIC assessment and status report on the Sowerby's Beaked Whale *Mesoplodon bidens* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada Ottawa: xi + 41 pp.
- Costello, M.J., McCrea, M., Freiwald, A., Lundälv, T., Jonsson, L., Bett, B.J., van Weering, T.C., de Haas, H., Roberts, J.M., and Allen, D. 2005. Role of cold-water *Lophelia pertusa* coral reefs as fish habitat in the NE Atlantic. *In* Cold-water corals and ecosystems. Springer. pp. 771–805.
- Coulson, M., Denti, D., Van Guelpen, L., Miri, C., Kenchington, E., and Bentzen, P. 2011. DNA barcoding of Canada's skates. *Mol. Ecol. Resources* 11(6): 968–978.
- Cox, S.P., Benson, A.J., and Doherty, B. 2018. [Re-design of the joint industry-DFO Atlantic Halibut \(*Hippoglossus hipoglossus*\) survey off the Scotian Shelf and Grand Banks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/020. v + 50 p.
- Crimaldi, J., and Browning, H. 2004. A proposed mechanism for turbulent enhancement of broadcast spawning efficiency. *J. Mar. Syst.* 49(1–4): 3–18.
- Croll, D.A., Marinovic, B., Benson, S., Chavez, F.P., Black, N., Ternullo, R., and Tershy, B.R. 2005. From wind to whales: trophic links in a coastal upwelling system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 289: 117–130.
- Currie, J.J., and Schneider, D.C. 2011. Spatial scaling from latitudinal gradients: size-specific fecundity in the American lobster *Homarus americanus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 439: 193–201.
- Cushing, D. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. *Advances in Marine Biology* 26: 249–293.
- D'Amico, A., Bergamasco, A., Zanasca, P., Carniel, S., Nacini, E., Fortunato, N., Teloni, V., Mori, C., and Barbanti, R. 2003. Qualitative correlation of marine mammals with physical and biological parameters in the Ligurian Sea. *IEEE Journal of Oceanic Engineering* 28(1): 29–43.
- D'amours, D., Landry, J.G., and Lambert, T.C. 1990. Growth of Juvenile (0-Group) Atlantic Mackerel (*Scombrus*) in the Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47(11): 2212–2218.
- Dalebout, M.L., Robertson, K.M., Frantzis, A., Engelhaupt, D., MIGNUCCI-GIANNONI, A.A., ROSARIO-DELESTRE, R.J., and Baker, C.S. 2005. Worldwide structure of mtDNA diversity among Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*): implications for threatened populations. *Mol. Ecol.* 14(11): 3353–3371.
- Davies, K.T., Vanderlaan, A.S., Smedbol, R.K., and Taggart, C.T. 2015. Oceanographic connectivity between right whale critical habitats in Canada and its influence on whale abundance indices during 1987–2009. *J. Mar. Syst.* 150: 80–90.
- Davis, C.S. 1987. Zooplankton life cycles. *In* Georges Bank. *Edited by* R. Backus and D. Bourne. MIT Press, Cambridge, MA. pp. 256–267.

-
- Davis, G.E., Baumgartner, M.F., Bonnell, J.M., Bell, J., Berchok, C., Thornton, J.B., Brault, S., Buchanan, G., Charif, R.A., and Cholewiak, D. 2017. Long-term passive acoustic recordings track the changing distribution of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) from 2004 to 2014. *Scientific Reports* 7(1): 1–12.
- Davis, G.E., Baumgartner, M.F., Corkeron, P.J., Bell, J., Berchok, C., Bonnell, J.M., Thornton, J.B., Brault, S., Buchanan, G.A., and Cholewiak, D.M. 2020. Exploring movement patterns and changing distributions of baleen whales in the western North Atlantic using a decade of passive acoustic data. *Global Change Biology* 26(9): 4812.
- Dawe, E., Beck, P., Drew, H., and Winters, G. 1981. Long-distance migration of a short-finned squid, *Illex illecebrosus*. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 2: 75–76.
- Dawe, E., and Colbourne, E. 1997. [Trends in abundance of Short-finned Squid \(*Illex illecebrosus*\) and environmental conditions in the Northwest Atlantic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 97/60. 16 p.
- Dawe, E., Hendrickson, L., Colbourne, E., Drinkwater, K., and Showell, M. 2007. Ocean climate effects on the relative abundance of short-finned (*Illex illecebrosus*) and long-finned (*Loligo pealeii*) squid in the northwest Atlantic Ocean. *Fish. Oceanogr.* 16(4): 303–316.
- DeCelles, G.R., and Cadrin, S.X. 2010. Movement patterns of winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) in the southern Gulf of Maine: observations with the use of passive acoustic telemetry. *Fish. Bull.* 108(4): 408–419.
- Delarue, J., Kowarski, K., Maxner, E., MacDonnell, J., and Martin, S. 2018. Acoustic Monitoring Along Canada's East Coast: August 2015 to July 2017. Document Number 01279, Environmental Studies Research Funds Report Number 215, Version 1.0. Technical report by JASCO Applied Sciences for Environmental Studies Research Fund, Dartmouth, NS, Canada: 120 pp + appendices.
- den Heyer, C.E., and Bowen, W.D. 2017. [Estimating Changes in Vital Rates of Sable Island Grey Seals Using Mark-recapture Analysis](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/054. v + 27 p.
- DFO. 1998. Scotian Shelf Red Crab. DFO Sci. Stock. Stat. Rep. C3–11: 6 p.
- DFO. 2002. [Monkfish on the Scotian Shelf and Northeast Georges Bank \(Div. 4VWX and 5Zc\)](#). DFO Sci. Stock Status Report A3-30.
- Dijkstra, J., Harris, L.G., and Westerman, E. 2007. Distribution and long-term temporal patterns of four invasive colonial ascidians in the Gulf of Maine. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 342(1): 61–68.
- Doniol-Valcroze, T., Lesage, V., Giard, J., and Michaud, R. 2012. Challenges in marine mammal habitat modelling: evidence of multiple foraging habitats from the identification of feeding events in blue whales. *Endanger. Species Res.* 17(3): 255–268.
- Dulvy, N.K., and Reynolds, J.D. 2002. Predicting extinction vulnerability in skates. *Conserv. Biol.* 16(2): 440–450.

-
- eBird. 2018. [eBird](#): An online database of bird distribution and abundance [web application]. Accessed June 2018].
- Emery, A., and McCracken, F. 1966. Biology of the Atlantic argentine (*Argentina silus* Ascanius) on the Scotian Shelf. J. Fish. Board Can. 23(8): 1145–1160.
- Emery, P., and Moors-Murphy, H. 2017. Assessing year-round occurrence of sei whale, *Balaenoptera borealis*, vocalization off the Eastern Scotian Shelf, Nova Scotia, Canada. In The Society for Marine Mammalogy Biennial Conference, October 22–27 2017, Halifax, Nova Scotia.
- Fertl, D., Schiro, A., Collier, S., and Worthy, G. 1997. Stranding of a Cuvier's Beaked Whale (*Ziphius cavirostris*) in southern Texas, with comments on stomach contents. Gulf of Mexico Science 15(2): 5.
- Feyrer, L.J., Bentzen, P., Whitehead, H., Paterson, I.G., and Einfeldt, A. 2019. Evolutionary impacts differ between two exploited populations of northern bottlenose whale (*Hyperoodon ampullatus*). Ecology and Evolution 9(23): 13567–13584.
- Fichefet, T., and Maqueda, M.M. 1997. Sensitivity of a global sea ice model to the treatment of ice thermodynamics and dynamics. Journal of Geophysical Research: Oceans 102(C6): 12609–12646.
- Finley, M., Wang, Y, et Stone, H.H. 2018. [Évaluation du stock d'aiglefin \(*Melanogrammus aeglefinus*\) des divisions 4X5Y en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2018/041. vi + 55 p.
- Fisher, J.A., Frank, K.T., Kostylev, V.E., Shackell, N.L., Horsman, T., and Hannah, C.G. 2011. Evaluating a habitat template model's predictions of marine fish diversity on the Scotian Shelf and Bay of Fundy, Northwest Atlantic. ICES J. Mar. Sci. 68(10): 2096–2105.
- Fogarty, M.J. 1998. Implications of migration and larval interchange in American lobster (*Homarus americanus*) stocks: spatial structure and resilience. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences: 273–284.
- Fordham, S., Fowler, S., Coelho, R., Goldman, K., and Francis, M. 2016. *Squalus acanthias*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T91209505A92898271.
- Fowler, G. 2011. Old and older perceptions of the migrations and distribution of Haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, in northwest Atlantic waters from tagging conducted in the Bay of Fundy, Georges Bank, Scotian Shelf, and the Southern Gulf of St Lawrence. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 43: 137–157.
- Frank, K.T., Drinkwater, K.F., and Page, F.H. 1994. Possible causes of recent trends and fluctuations in Scotian Shelf/Gulf of Maine cod stocks. International Council for the Exploration of the Sea Marine Science Symposia 198: 110–120.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., and Leggett, W.C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science 308(5728): 1621–1623.
- Frank, K.T., Petrie, B., Fisher, J.A., and Leggett, W.C. 2011. Transient dynamics of an altered large marine ecosystem. Nature 477(7362): 86.
-

-
- Frank, K.T., Petrie, B., Leggett, W.C., and Boyce, D.G. 2018. Exploitation drives an ontogenetic-like deepening in marine fish. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 115(25): 6422–6427.
- French, K.J., Shackell, N.L., and den Heyer, C.E. 2018. Strong relationship between commercial catch of adult Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) and availability of suitable habitat for juveniles in the Northwest Atlantic Ocean. *Fish. Bull.* 116(2): 111-131.
- Friedland, K.D., Kane, J., Hare, J.A., Lough, R.G., Fratantoni, P.S., Fogarty, M.J., and Nye, J.A. 2013. Thermal habitat constraints on zooplankton species associated with Atlantic cod (*Gadus morhua*) on the US Northeast Continental Shelf. *Prog. Oceanogr.* 116: 1–13.
- Frisk, M., Miller, T., Martell, S., and Sosebee, K. 2008. New hypothesis helps explain elasmobranch “outburst” on Georges Bank in the 1980s. *Ecol. Appl.* 18(1): 234–245.
- Frisk, M.G. 2010. Life history strategies of batoids. *In* *Sharks and Their Relatives II*. CRC Press. pp. 290–323.
- Fullard, K., Early, G., Heide-Jørgensen, M., Bloch, D., Rosing-Asvid, A., and Amos, W. 2000. Population structure of long-finned pilot whales in the North Atlantic: a correlation with sea surface temperature? *Mol. Ecol.* 9(7): 949–958.
- Garrett, C. 1972. Tidal resonance in the Bay of Fundy and Gulf of Maine. *Nature* 238(5365): 441.
- Garrison, L.P., Michaels, W., Link, J.S., and Fogarty, M.J. 2002. Spatial distribution and overlap between ichthyoplankton and pelagic fish and squids on the southern flank of Georges Bank. *Fish. Oceanogr.* 11(5): 267–285.
- Gawarkiewicz, G.G., Todd, R.E., Plueddemann, A.J., Andres, M., and Manning, J.P. 2012. Direct interaction between the Gulf Stream and the shelfbreak south of New England. *Sci. Rep.* 2: 553.
- Gendron, L., and Gagnon, P. 2001. Impact of various fishery management measures on egg production per recruit in American lobster (*Homarus americanus*). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2369: 38 p.
- Genin, A. 2004. Bio-physical coupling in the formation of zooplankton and fish aggregations over abrupt topographies. *J. Mar. Syst.* 50(1–2): 3–20.
- Gibson, A.J.F., and Campana, S. 2005. [Status and Recovery Potential of Porbeagle Shark in the Northwest Atlantic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/053. ii + 75 p.
- Girard, F., Lacharité, M., and Metaxas, A. 2016. Colonization of benthic invertebrates in a submarine canyon in the NW Atlantic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 544: 53–64.
- Gjerdrum, C., Fifield, D.A., and Wilhelm, S.I. 2012. Eastern Canada Seabirds at Sea (ECSAS) standardized protocol for pelagic seabird surveys from moving and stationary platforms. Canadian Wildlife Service Technical Report Series 515: 44 p.
- Gjerdrum, C., Loch, J., and Fifield, D. 2018. The recent invasion of Cory's Shearwaters into Atlantic Canada. *Northeast. Nat.* 25: 532–544.

-
- Gledhill, D.K., White, M.M., Salisbury, J., Thomas, H., Mlsna, I., Liebman, M., Mook, B., Grear, J., Candelmo, A.C., and Chambers, R.C. 2015. Ocean and coastal acidification off New England and Nova Scotia. *Oceanography* 28(2): 182–197.
- Glenn, R.P., and Pugh, T.L. 2006. Epizootic shell disease in American lobster (*Homarus americanus*) in Massachusetts coastal waters: interactions of temperature, maturity, and intermolt duration. *J. Crustacean Biol.* 26(4): 639–645.
- Godin, A., Wimmer, T., and Worm, B. 2015. Pre-COSEWIC Assessment for Shortfin Mako: Bycatch and discard in Canadian fisheries. Unpublished paper presented to Pre-COSEWIC meeting, September 16–17, 2015, Bedford Institute of Oceanography, Bedford, Nova Scotia, Canada.
- Godø, O.R., and Haug, T. 1988. Tagging and recapture of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in Norwegian waters. *ICES J. Mar. Sci.* 44(2): 169–179.
- Goff, G.P., Lien, J., Stenson, G.B., and Fretey, J. 1994. The migration of a tagged leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, from French-Guiana, South America, to Newfoundland, Canada, in 128 days. *Can. Field. Nat.* 108(1): 72–73.
- Gomez-Salazar, C., and Moors-Murphy, H. 2014. Assessing Cetacean Distribution in the Scotian Shelf Bioregion using Habitat Suitability Models. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3088: iv + 49p.
- Gomez, C., Konrad, C., Vanderlaan, A.S., Moors-Murphy, H., Marrotte, E., Lawson, J.W., Kouwenberg, A.-L., Fuentes-Yaco, C., and Buren, A. 2020. Identifying priority areas to enhance monitoring of cetaceans in the Northwest Atlantic Ocean. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3370: vi + 103 p.
- Gomez, C., Lawson, J., Kouwenberg, A.-L., Moors-Murphy, H., Buren, A., Fuentes-Yaco, C., Marotte, E., Wiersma, Y.F., and Wimmer, T. 2017. Predicted distribution of whales at risk: identifying priority areas to enhance cetacean monitoring in the Northwest Atlantic Ocean. *Endanger. Species Res.* 32: 437–458.
- Gordon Jr, D.C., and Kenchington, E.L. 2007. Deep-Water Corals in Atlantic-Canada: A Review of DFO Research (2001–2003). *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science.* 44(1): 27–50.
- Gowans, S., and Whitehead, H. 1995. Distribution and habitat partitioning by small odontocetes in the Gully, a submarine canyon on the Scotian Shelf. *Can. J. Zool.* 73(9): 1599–1608.
- Greenberg, D.A. 1983. Modelling the mean barotropic circulation in the Bay of Fundy and Gulf of Maine. *J. Phys. Oceanogr.* 13(5): 886–904.
- Greer, A.T., Cowen, R.K., Guigand, C.M., Hare, J.A., and Tang, D. 2014. The role of internal waves in larval fish interactions with potential predators and prey. *Prog. Oceanogr.* 127: 47–61.
- Guenette, S., and Clark, D. 2016. [Information in Support of Recovery Potential Assessment for White Hake \(*Urophycis tenuis*\) from the Scotian Shelf \(NAFO Divs. 4VWX5z\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/100. v + 38 p.
-

-
- Halliday, R. 1988. Use of seasonal spawning area closures in the management of haddock fisheries in the Northwest Atlantic. *NAFO Scientific Council Studies* 12: 27–36.
- Halliday, R. 2006. Strategies for Rebuilding of the Cusk (*Brosme brosme*) population in Canadian Atlantic Waters. Discussion Paper. DFO Maritimes Region.
- Hamazaki, T. 2002. Spatiotemporal prediction models of cetacean habitats in the mid-western North Atlantic Ocean (from Cape Hatteras, North Carolina, USA to Nova Scotia, Canada). *Mar. Mamm. Sci.* 18(4): 920–939.
- Hamelin, K.M., James, M.C., Ledwell, W., Huntington, J., and Martin, K. 2017. Incidental capture of leatherback sea turtles in fixed fishing gear off Atlantic Canada. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwater Ecosystems* 27(3): 631–642.
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., and Wilson, B. 2008a. *Delphinus delphis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T6336A12649851.
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K., Karczmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S., and Wilson, B. 2008b. *Phocoena phocoena*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T17027A6734992.
- Hanke, A.R., Andrushchenko, I., and Croft, G. 2012. [Observer Coverage of the Atlantic Canadian Swordfish and Other Tuna Longline Fishery: An Assessment of Current Practices and Alternative Methods](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/049. iii + 84 p.
- Hardie, D., Covey, M., and Cook, A.M. 2018. [2015 Eastern Scotian Shelf Shrimp \(*Pandalus borealis*\) framework](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/005. vi + 117 p.
- Harding, G., Drinkwater, K., Hannah, C., Pringle, J., Prena, J., Loder, J., Pearre, S., and Vass, W. 2005. Larval lobster (*Homarus americanus*) distribution and drift in the vicinity of the Gulf of Maine offshore banks and their probable origins. *Fish. Oceanogr.* 14(2): 112–137.
- Harding, G.C., Pringle, J.D., Vass, W.P., Pearre Jr, S., and Smith, S.J. 1987. Vertical distribution and daily movements of larval lobsters *Homarus americanus* over Browns Bank, Nova Scotia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*: 29–41.
- Harding, G.C., and Trites, R.W. 1988. Dispersal of *Homarus americanus* larvae in the Gulf of Maine from Browns Bank. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45(3): 416–425.
- Hareide, N.-R., and Garnes, G. 2001. The distribution and catch rates of deep water fish along the Mid-Atlantic Ridge from 43 to 61 N. *Fish. Res.* 51(2–3): 297–310.
- Harley, S., Myers, R., Barrowman, N., Bowen, K., and Amiro, R. 2001. [Estimation of research trawl survey catchability for biomass reconstruction of the eastern Scotian Shelf](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/084. 54 p.
- Harris, L., Greenlaw, M., McCurdy, D., and MacDonald, D. 2018. [Information on the potential recovery of Cusk \(*Brosme brosme*\) in Canadian waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/002. vi + 62 p.
-

-
- Hart, D.R., and Chute, A.S. 2004. Essential fish habitat source document. Sea scallop, *Placopecten magellanicus*, life history and habitat characteristics, 2nd edition. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-189: 21 p.
- Hawkes, N., Korabik, M., Beazley, L., Tore Rapp, H., Xavier, J.R., and Kenchington, E. 2019. Glass Sponge grounds on the Scotian Shelf and their associated biodiversity. Mar. Ecol. Prog. Ser. 614: 91–109.
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., and Rosel, P.E. 2020. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2019. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-264: 468 p.
- Hayes, S., Josephson, E., Maze-Foley, K., and Rosel, P.E. 2019. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2018. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-258: 274 p.
- Hayes, S.A., Josephson, E., Maze-Foley, K., and Rosel, P.E. 2017. US Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2016. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-241: 298 p.
- Head, E., Brickman, D., and Harris, L. 2005. An exceptional haddock year class and unusual environmental conditions on the Scotian Shelf in 1999. J. Plankton Res. 27(6): 597–602.
- Head, E., and Pepin, P. 2009. [Long-term variability in phytoplankton and zooplankton abundance in the Northwest Atlantic in Continuous Plankton Recorder \(CPR\) samples](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/063. vi + 29 p.
- Heaslip, S.G., Iverson, S.J., Bowen, W.D., and James, M.C. 2012. Jellyfish Support High Energy Intake of Leatherback Sea Turtles (*Dermochelys coriacea*): Video Evidence from Animal-Borne Cameras. Plos One 7(3).
- Hedd, A., Pollet, I.L., Mauck, R.A., Burke, C.M., Mallory, M.L., Tranquilla, L.A.M., Montevecchi, W.A., Robertson, G.J., Ronconi, R.A., and Shutler, D. 2018. Foraging areas, offshore habitat use, and colony overlap by incubating Leach's storm-petrels *Oceanodroma leucorhoa* in the Northwest Atlantic. PloS One 13(5): e0194389.
- Hooker, S.K., Iverson, S.J., Ostrom, P., and Smith, S.C. 2001. Diet of northern bottlenose whales inferred from fatty-acid and stable-isotope analyses of biopsy samples. Can. J. Zool. 79(8): 1442–1454.
- Horne, E.P., Loder, J.W., Harrison, W.G., Mohn, R., Lewis, M.R., Irwin, B., and Platt, T. 1989. Nitrate supply and demand at the Georges Bank tidal front. Scientia Marina (Barcelona)(2–3).
- Horsman, T., and Shackell, N. 2009. Atlas of important habitat for key fish species of the Scotian Shelf, Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2835: viii + 82 p.
- Howe, A.B., and Coates, P.G. 1975. Winter flounder movements, growth, and mortality off Massachusetts. Trans. Am. Fish. Soc. 104(1): 13–29.

-
- Hubley, P., Reeves, A., Smith, S., and Nasmith, L. 2013. [Georges Bank 'a' and Browns Bank 'North' Scallop \(*Placopecten magellanicus*\) Stock Assessment](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/079. vi + 58 p.
- Hurley, I., Wringe, B.F., den Heyer, C.E., Shackell, N.L., and Lotze, H.K. 2019. Spatiotemporal bycatch analysis of the Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) longline fishery survey indicates hotspots for species of conservation concern. *Conserv. Sci. Pract.* 1(1): e3.
- Hurley, P., Black, G., Young, G.A., Mohn, R., and Comeau, P. 2009. [Assessment of the status of Divisions 4X5Y Haddock in 2005](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/024. vi + 86 p.
- Hurley, P.C., Black, G., Comeau, P., Mohn, R., and Zwanenburg, K. 1998. [Assessment of 4X Haddock in 1997 and the first half of 1998](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/136: 96 p.
- ICCAT. 2006–2016. [ICCAT Manual. International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna](#). In ICCAT Publications [online].
- ICCAT. 2010. Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS), Madrid, Spain, October 4–8, 2010. ICCAT, Madrid, Spain.
- Ingram, S.N., Walshe, L., Johnston, D., and Rogan, E. 2007. Habitat partitioning and the influence of benthic topography and oceanography on the distribution of fin and minke whales in the Bay of Fundy, Canada. *J. Mar. Biol. Assoc.* 87(1): 149–156.
- IUCN. 2017. Aquaculture and Marine Protected Areas: Exploring potential opportunities and synergies. 16 pp.
- IUCN SSC Cetacean Specialist Group. 2007. *Mesoplodon bidens*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007 e.T13241A3424726.
- Jackson, C., and Apel, J. 2004. [An atlas of internal solitary-like waves and their properties](#). Office of Naval Research.
- Jacobson, L.D. 2005. Essential Fish Habitat Source Document. Longfin inshore squid, *Loligo pealeii*, life history and habitat characteristics. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-193: v + 42 p.
- James, M.C., Martin, K., and Dutton, P.H. 2004. Hybridization between a green turtle, *Chelonia mydas*, and loggerhead turtle, *Caretta caretta*, and the first record of a green turtle in Atlantic Canada. *Can. Field Nat.* 118(4): 579–582.
- James, M.C., Ottensmeyer, C.A., and Myers, R.A. 2005. Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: new directions for conservation. *Ecol. Lett.* 8(2): 1095–1201.
- James, M.C., Sherrill-Mix, S.A., and Myers, R.A. 2007. Population characteristics and seasonal migrations of leatherback sea turtles at high latitudes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 337: 245–254.
- Jaquet, N., and Gendron, D. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in relation to key environmental features, squid landings and the distribution of other cetacean species in the Gulf of California, Mexico. *Mar. Biol.* 141(3): 591–601.
-

-
- Jaquet, N., and Whitehead, H. 1996. Scale-dependent correlation of sperm whale distribution with environmental features and productivity in the South Pacific. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 135: 1–9.
- Johnson, C.L., Devred, E., Casault, B., Head, E., and Spry, J. 2017. [Optical, chemical, and biological oceanographic conditions on the Scotian Shelf and in the Eastern Gulf of Maine in 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/012. v + 53 p.
- Johnson, C.L., Runge, J.A., Curtis, K.A., Durbin, E.G., Hare, J.A., Incze, L.S., Link, J.S., Melvin, G.D., O'Brien, T.D., and Van Guelpen, L. 2011. Biodiversity and ecosystem function in the Gulf of Maine: pattern and role of zooplankton and pelagic nekton. *PLoS One* 6(1): e16491.
- Johnston, D., Thorne, L., and Read, A. 2005. Fin whales *Balaenoptera physalus* and minke whales *Balaenoptera acutorostrata* exploit a tidally driven island wake ecosystem in the Bay of Fundy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 305: 287–295.
- Kaartvedt, S., Klevjer, T.A., and Aksnes, D.L. 2012. Internal wave-mediated shading causes frequent vertical migrations in fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 452: 1–10.
- Kenchington, E. 2014. A general overview of benthic ecological or biological significant areas (EBSAs) in Maritimes Region. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3072: iv + 45 p.
- Kenchington, E., Beazley, L., Lirette, C., Murillo, F., Guijarro, J., Wareham, V., Gilkinson, K., Koen-Alonso, M., Benoit, H., and Bourdages, H. 2016a. [Delineation of Coral and Sponge Significant Benthic Areas in Eastern Canada Using Kernel Density Analyses and Species Distribution Models](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/093. vi + 178 p.
- Kenchington, E., Lirette, C., Murillo, F., Beazley, K., Guijarro, J., Wareham, V., Gilkinson, K., Koen Alonso, M., Benoit, H., Bourdages, H., Sainte-Marie, B., Treble, M., and Siferd, T. 2016b. Kernel density analyses of coral and sponge catches from Research Vessel Survey data for use in identification of Significant Benthic Areas. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3167: viii + 207 p.
- Kennedy, A.S., Zerbini, A.N., Vásquez, O., Gandilhon, N., Clapham, P.J., and Adam, O. 2014. Local and migratory movements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) satellite-tracked in the North Atlantic Ocean. *Can. J. Zool.* 92(1): 9–18.
- Kennedy, E., Bennett, L., Campana, S., Clark, K., Comeau, P., Fowler, M., Gjerdrum, C., Gregoire, F., Hannah, C., and Harris, L. 2011. [The Marine Ecosystem of Georges Bank](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/059. xiv + 232 p.
- Kersula, M., and Seitz, A. 2019. Diverse migratory behaviors of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*, L.) based on the 2000–2017 Maine halibut tagging program. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 50: 13–24.
- Kingsford, M., and Choat, J. 1986. Influence of surface slicks on the distribution and onshore movements of small fish. *Mar. Biol.* 91(2): 161–171.
- Kostylev, V.E., and Hannah, C.G. 2007. Process-driven characterization and mapping of seabed habitats. *Mapping the Seafloor for Habitat Characterization: Geological Association of Canada, Special Paper 47*: 171–184.

-
- Kostylev, V.E., Todd, B.J., Fader, G.B., Courtney, R., Cameron, G.D., and Pickrill, R.A. 2001. Benthic habitat mapping on the Scotian Shelf based on multibeam bathymetry, surficial geology and sea floor photographs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 219: 121–137.
- Kowarski, K., Evers, C., Moors-Murphy, H., Martin, B., and Denes, S.L. 2018. Singing through winter nights: Seasonal and diel occurrence of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) calls in and around the Gully MPA, offshore eastern Canada. *Mar. Mamm. Sci.* 34(1): 169–189.
- Krieg, P. 2016. Evidence of Song Vocalization by Sei Whales (*Balaenoptera borealis*) in the Gully Submarine Canyon off Nova Scotia, Canada, Dalhousie University.
- Kulka, D., Hood, C., and Huntington, J. 2007. [Recovery Strategy for Northern Wolffish \(*Anarhichas denticulatus*\) and Spotted Wolffish \(*Anarhichas minor*\), and Management Plan for Atlantic Wolffish \(*Anarhichas lupus*\) in Canada](#). Fisheries and Oceans Canada: Newfoundland and Labrador Region. St. John's, NL. x + 103 pp.
- Kulka, D., and Miri, C. 2001. The status of monkfish (*Lophius americanus*) in NAFO Divisions 2J, 3K, 3L, 3N, 3O and Subdivision 3Ps. NAFO Res. Doc. 01/47: 33 p.
- Kulka, D., Miri, C., and Simpson, M. 2005. Distribution and aspects of life history of white hake (*Urophycis tenuis*, Mitchell 1815) on the Grand Banks of Newfoundland. NAFO Res. Doc. 05/60: 58 p.
- Kulka, D.W., Swain, D.P., Simpson, M., Miri, C., Simon, J., Gauthier, J., McPhie, R., Sulikowski, J., and Hamilton, L. 2006. [Distribution, abundance, and life history of *Malacoraja senta* \(*M. senta*\) in Canadian Atlantic waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/093. iv + 139 p.
- Lacharité, M., and Metaxas, A. 2013. Early life history of deep-water gorgonian corals may limit their abundance. *PLoS One* 8(6): e65394.
- Lacharité, M., and Metaxas, A. 2017. Hard substrate in the deep ocean: how sediment features influence epibenthic megafauna on the eastern Canadian margin. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Pap.* 126: 50–61.
- Lacharité, M., and Metaxas, A. 2018. Environmental drivers of epibenthic megafauna on a deep temperate continental shelf: A multiscale approach. *Prog. Oceanogr.* 162: 171–186.
- Lage, C., Purcell, M., Fogarty, M., and Kornfield, I. 2001. Microsatellite evaluation of haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) stocks in the northwest Atlantic Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58(5): 982–990.
- Lange, A., and Sissenwine, M.P. 1980. Biological considerations relevant to the management of squid (*Loligo pealei* and *Illex illecebrosus*) of the Northwest Atlantic. *Mar. Fish. Rev.* 42(7–8): 23–38.
- Langton, R.W., and Robinson, W.E. 1990. Faunal associations on scallop grounds in the western Gulf of Maine. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 144(2–3): 157–171.
- Langton, R.W., Robinson, W.E., and Schick, D. 1987. Fecundity and reproductive effort of sea scallops *Placopecten magellanicus* from the Gulf of Maine. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37: 19–25.

-
- Laurel, B., Gregory, R., and Brown, J. 2003. Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on Age-0 juvenile cod *Gadus* spp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 251: 245–254.
- Lavalli, K.L., and Lawton, P. 1996. Historical review of lobster life history terminology and proposed modifications to current schemes. *Crustaceana* 69(5): 594–609.
- Lavoie, D., Simard, Y., and Saucier, F.J. 2000. Aggregation and dispersion of krill at channel heads and shelf edges: the dynamics in the Saguenay-St. Lawrence Marine Park. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(9): 1853–1869.
- Lawson, J.W., and Gosselin, J.-F. 2009. [Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada's marine megafauna survey – a component of the 2007 TNASS](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/031. vi + 28 p.
- Lawton, P. and Lavalli, K.L. 1995. Postlarval, juvenile, adolescent, and adult ecology. *In* *Biology of the Lobster *Homarus americanus**. Edited by I.R. Factor. Academic Press, New York. pp. 47–88.
- Le Bris, A., Mills, K.E., Wahle, R.A., Chen, Y., Alexander, M.A., Allyn, A.J., Schuetz, J.G., Scott, J.D., and Pershing, A.J. 2018. Climate vulnerability and resilience in the most valuable North American fishery. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA*: 201711122.
- Leatherwood, J., and Dalheim, M. 1978. *Worldwide Distribution of Pilot Whales and Killer Whales*. Naval Ocean Systems Center, San Diego, CA. 43 p.
- Lesage, V., Gavrilchuk, K., Andrews, R., and Sears, R. 2016. [Wintering areas, fall movements and foraging sites of blue whales satellite-tracked in the Western North Atlantic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/078. v + 38 p.
- Lesage, V., Gosselin, J.-F., Lawson, J., McQuinn, I., Moors-Murphy, H., Plourde, S., Sears, R., and Simard, Y. 2018. [Habitats important to blue whales \(*Balaenoptera musculus*\) in the western North Atlantic](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/080. iv + 50 p.
- Levin, L.A., and Le Bris, N. 2015. The deep ocean under climate change. *Science* 350(6262): 766–768.
- Li, W.K., Andersen, R.A., Gifford, D.J., Incze, L.S., Martin, J.L., Pilskalns, C.H., Rooney-Varga, J.N., Sieracki, M.E., Wilson, W.H., and Wolff, N.H. 2011. Planktonic microbes in the Gulf of Maine area. *PLoS one* 6(6): e20981.
- Linehan, J.E., Gregory, R.S., and Schneider, D.C. 2001. Predation risk of age-0 cod (*Gadus*) relative to depth and substrate in coastal waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 263(1): 25–44.
- Linley, T., Lavaleye, M., Maiorano, P., Bergman, M., Capezzuto, F., Cousins, N., D'Onghia, G., Duineveld, G., Shields, M., and Sion, L. 2015. Effects of cold-water corals on fish diversity and density (European continental margin: Arctic, NE Atlantic and Mediterranean Sea): Data from three baited lander systems. *Deep Sea Res. Part II: Top. Stud. Oceanogr.* 145: 8–21.
- Loder, J.W., Petrie, B., and Gawarkiewicz, G.G. 1998. The coastal ocean off northeastern North America: A large-scale view. *In* *The Sea*. Edited by A. Robinson and K. Brink. Wiley, New York. pp. 105–138.

-
- Loder, J.W., and Wright, D.G. 1985. Tidal rectification and frontal circulation on the sides of Georges Bank. *J. Mar. Res.* 43(3): 581–604.
- Lowe, M.R., Lawson, G.L., and Fogarty, M.J. 2018. Drivers of euphausiid distribution and abundance in the Northeast US Shelf Large Marine Ecosystem. *ICES J. Mar. Sci.* 75(4): 1280–1295.
- Lucas, Z., and Stobo, W.T. 2000. Shark-inflicted mortality on a population of harbour seals (*Phoca vitulina*) at Sable Island, Nova Scotia. *J. Zool.* 252: 405–414.
- Lutcavage, M.E., Brill, R.W., Skomal, G.B., Chase, B.C., and Howey, P.W. 1999. Results of pop-up satellite tagging of spawning size class fish in the Gulf of Maine: do North Atlantic bluefin tuna spawn in the mid-Atlantic? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56(2): 173–177.
- Lux, F.E. 1963. Identification of New England yellowtail flounder groups. *Fish. Bull.* 63: 1–10.
- MacLeod, C. 2005. Niche Partitioning, Distribution And Competition In North Atlantic Beaked Whales. PhD Thesis. University of Aberdeen.
- MacLeod, C.D., Perrin, W.F., Pitman, R., Barlow, J., Ballance, L., D Amico, A., Gerrodette, T., Joyce, G., Mullin, K.D., and Palka, D.L. 2005. Known and inferred distributions of beaked whale species (Cetacea: Ziphiidae). *J. Cetacean Res. Man.* 7(3): 271.
- Macy, W. 1982. Feeding patterns of the long-finned squid, *Loligo pealei*, in New England waters. *Biol. Bull.* 162(1): 28–38.
- Madec, G. 2008. NEMO reference manual, ocean dynamic component: NEMO-OPA. Note du Pôle modélisation, Inst. Pierre Simon Laplace, Fr.
- Madeiros, J. 2009. Cahow update. Bermuda Audobon Society Newsletter 20(2).
- Maguire, J.-J., and Lester, B. 2012. [Bluefin tuna \(*Thunnus thynnus*\) in Atlantic Canadian waters: Biology, status, recovery potential, and measures for mitigation](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/002. vi + 28 p.
- Mahon, R., and Smith, R.W. 1989. Demersal fish assemblages on the Scotian Shelf, Northwest Atlantic: spatial distribution and persistence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46(S1): s134-s152.
- Mansfield, A.W., and Beck, B. 1977. The Grey Seal in Eastern Canada. Arctic Biological Station, Fisheries and Marine Service.
- Markle, D.F., Methven, D.A., and Coates-Markle, L.J. 1982. Aspects of spatial and temporal cooccurrence in the life history stages of the sibling hakes, *Urophycis chuss* (Walbaum 1792) and *Urophycis tenuis* (Mitchill 1815)(Pisces: Gadidae). *Can. J. Zool.* 60(9): 2057–2078.
- Martini, F., Lesser, M., and Heiser, J.B. 1997. Ecology of the hagfish, *Myxine glutinosa* L., in the Gulf of Maine: II. Potential impact on benthic communities and commercial fisheries. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 214(1–2): 97–106.
- Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2011. Evaluation of the Kobe plot and strategy matrix and their application to tuna in the EPO. Unpublished IATTC Scientific Advisory Committee document SAC-02-11 La Jolla, USA: 14.

-
- McCarthy, E., Moretti, D., Thomas, L., DiMarzio, N., Morrissey, R., Jarvis, S., Ward, J., Izzi, A., and Dilley, A. 2011. Changes in spatial and temporal distribution and vocal behavior of Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) during multiship exercises with mid-frequency sonar. *Mar. Mamm. Sci.* 27(3): E206–E226.
- McCauley, R.D., Fewtrell, J., Duncan, A.J., Jenner, C., Jenner, M.-N., Penrose, J.D., and McCabe, K. 2000. Marine seismic surveys: analysis and propagation of air-gun signals; and effects of air-gun exposure on humpback whales, sea turtles. Project CMST 163, Report R99-15, Curtin University of Technology, Western Australia.
- McCracken, F., and Martin, W. 1955. Recent recoveries of tagged halibut. *Fish. Res. Board Can., Atlantic Prog. Rep* 61(4).
- McCusker, M., and Bentzen, P. 2010a. Historical influences dominate the population genetic structure of a sedentary marine fish, Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*), across the North Atlantic Ocean. *Mol. Ecol.* 19(19): 4228–4241.
- McCusker, M.R., and Bentzen, P. 2010b. Phylogeography of 3 North Atlantic wolffish species (*Anarhichas* spp.) with phylogenetic relationships within the family Anarhichadidae. *J. Heredity* 101(5): 591–601.
- McCusker, M.R., and Bentzen, P. 2011. Limited population structure in Northern and Spotted Wolffishes (*Anarhichas denticulatus* and *A. minor*) despite low apparent dispersal potential. *Mar. Biol.* 158(8): 1869–1878.
- McLaren, I., Laberge, E., Corkett, C., and Sevigny, J.-M. 1989. Life cycles of four species of *Pseudocalanus* in Nova Scotia. *Can. J. Zool.* 67(3): 552–558.
- McLaren, I.A., and Avendaño, P. 1995. Prey field and diet of larval cod on Western Bank, Scotian Shelf. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(3): 448–463.
- McQuatters-Gollop, A., Edwards, M., Helaouet, P., Johns, D.G., Owens, N.J., Raitos, D.E., Schroeder, D., Skinner, J., and Stern, R.F. 2015. The Continuous Plankton Recorder survey: How can long-term phytoplankton datasets contribute to the assessment of Good Environmental Status? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 162: 88–97.
- McQuinn, I.H., Gosselin, J., Bourassa, M., Mosnier, A., St-Pierre, J., Plourde, S., Lesage, V., and Raymond, A. 2016. [The spatial association of blue whales \(*Balaenoptera musculus*\) with krill patches \(*Thysanoessa* spp. and *Meganyctiphanes norvegica*\) in the estuary and northwestern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/104. iv + 19 p.
- McRuer, J., Hurlbut, T., and Morin, B. 2000. [Status of Atlantic Wolffish \(*Anarhichas lupus*\) in the Maritimes \(NAFO Sub-Area 4 and 5Yze\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/138. 55 p.
- Melvin, G.D., and Stephenson, R.L. 2006. The dynamics of a recovering fish stock: Georges Bank herring. *ICES J. Mar. Sci.* 64(1): 69–82.
- Merrill, A. 1959. A comparison of *Cyclopecten nanus* (Verrill and Bush) and *Placopecten magellanicus* (Gmelin). *Occas. pap. on Molluscs* 2: 209–228.

-
- Metaxas, A., and Davis, J. 2005. Megafauna associated with assemblages of deep-water gorgonian corals in Northeast Channel, off Nova Scotia, Canada. *J. Mar. Biol. Assoc.* 85(6): 1381–1390.
- Metaxas, A., and Giffin, B. 2004. Dense beds of the ophiuroid *Ophiacantha abyssicola* on the continental slope off Nova Scotia, Canada. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Papers* 51(10): 1307–1317.
- Miller, P.J., Kvadsheim, P.H., Lam, F.-P.A., Tyack, P.L., Curé, C., DeRuiter, S.L., Kleivane, L., Sivle, L.D., van IJsselmuide, S.P., and Visser, F. 2015. First indications that northern bottlenose whales are sensitive to behavioural disturbance from anthropogenic noise. *Royal Society Open Science* 2(6): 140484.
- Mills, K.E., Pershing, A.J., Brown, C.J., Chen, Y., Chiang, F.-S., Holland, D.S., Lehuta, S., Nye, J.A., Sun, J.C., and Thomas, A.C. 2013. Fisheries management in a changing climate: lessons from the 2012 ocean heat wave in the Northwest Atlantic. *Oceanography* 26(2): 191–195.
- Minton, G., Reeves, R., and Braulik, G. 2018. *Globicephala melas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018 e.T9250A50356171.
- Moein, S.E., Musick, J.A., Keinath, J.A., Barnard, D.E., Lenhardt, M., and George, R. 1994. Evaluation of seismic sources for repelling sea turtles from hopper dredges: final report submitted to the U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station. 33 pp.
- Mohn, R., and Simon, J. 2004. [Growth and distribution of 4TVW haddock](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/106. ii + 21 p.
- Mohn, R., Trzcinski, M.K., Black, G., Armsworthy, S.L., Young, G.A., Comeau, P., and Den Heyer, C. 2010. [Assessment of the status of Division 4X5Y Haddock in 2009](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/085. vi + 61 p.
- Moore, S.E., and Lien, R.C. 2007. Pilot whales follow internal solitary waves in the South China Sea. *Mar. Mamm. Sci.* 23(1): 193–196.
- Moors-Murphy, H. 2014. Submarine canyons as important habitat for cetaceans, with special reference to the Gully: a review. *Deep-Sea Research II* 104: 6–19.
- Moors-Murphy, H. 2018. Bottlenose whales: *Hyperoodon ampullatus* and *H. planifrons*. In *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press. pp. 130–132.
- Moors-Murphy, H.B., Lawson, J.W., Rubin, B., Marotte, E., Renaud, G. et Fuentes-Yaco, C. 2019. [Occurrence du rorqual bleu \(*Balaenoptera musculus*\) au large de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du Labrador](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2018/007. iv + 61 p.
- Moors, H. 2012. Acoustic Monitoring of Scotian Shelf Northern Bottlenose Whales (*Hyperoodon ampullatus*), Dalhousie University.
- Morin, R., Ricard, D., Benoit, H., and Surette, T. 2017. [A review of the biology of Atlantic hagfish \(*Myxine glutinosa*\), its ecology, and its exploratory fishery in the southern Gulf of St. Lawrence \(NAFO Div. 4T\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/017. v + 39 p.

-
- Mortensen, P., Buhl-Mortensen, L., Gordon, D., Fader, G., McKeown, D., and Fenton, D. 2005. Effects of fisheries on deepwater gorgonian corals in the Northeast Channel, Nova Scotia, American Fisheries Society, pp. 369–382.
- Mortensen, P.B., and Buhl-Mortensen, L. 2004. Distribution of deep-water gorgonian corals in relation to benthic habitat features in the Northeast Channel (Atlantic Canada). *Mar. Biol.* 144(6): 1223–1238.
- Moulins, A., Rosso, M., Nani, B., and Würtz, M. 2007. Aspects of the distribution of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in relation to topographic features in the Pelagos Sanctuary (north-western Mediterranean Sea). *J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom* 87(1): 177–186.
- MPO. 2004. [Identification des zones d'importance écologique et biologique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapp. sur l'état des écosystèmes 2004/006.
- MPO. 2006. [Identification des espèces et des attributs des communautés d'importance écologique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/041.
- MPO. 2011a. [Points à considérer dans l'estimation des captures accessoires de la pêche de l'espadon et des autres thonidés à la palangre dans l'est du Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/057.
- MPO. 2011b. [Évaluation de la stratégie de gestion de la goberge de la composante Ouest \(4Xopqrs5\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/054.
- MPO. 2012a. [Points de référence pour le sébaste \(*Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus*\) dans l'Atlantique Nord-Ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/004. (Erratum : juin 2013).
- MPO. 2012b. [Se servir des données de repérage par satellite pour délimiter l'habitat important de la tortue luth dans les eaux canadiennes de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/036.
- MPO. 2013. [Évaluation du merlu argenté de 4VWX pour 2012](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/018.
- MPO. 2014. [Zones d'importance écologique et biologique au large des côtes de la biorégion du plateau néo-écossais](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2014/041.
- MPO. 2016a. [Évaluation des systèmes de classification hiérarchique de l'écologie marine pour les régions du Pacifique et des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/003.
- MPO. 2016b. [Plan de gestion du rorqual commun \(*Balaenoptera physalus*\), population de l'Atlantique au Canada](#), Série de Plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril, MPO, Ottawa, vi + 41 p.
- MPO. 2016c. [Rapport de mise à jour sur l'état du stock d'aiguillat commun de l'atlantique nord-ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/019.

-
- MPO. 2016d. [Programme de rétablissement de la baleine à bec commune \(*Hyperoodon ampullatus*\), population du plateau néo-écossais, dans les eaux canadiennes de l'Atlantique](#). Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada. viii + 77 p
- MPO. 2016e. [Rapport sur les progrès de la mise en œuvre du programme de rétablissement du rorqual bleu \(*Balaenoptera musculus*\), population de l'Atlantique Nord-Ouest au Canada pour la période 2009-2014](#). Loi sur les espèces en péril, série de rapports sur les programmes de rétablissement. Pêches et Océans Canada, Ottawa. ii + 14 p
- MPO. 2017a. [Tendances dans les relevés par navire scientifique sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/004.
- MPO. 2017b. [Évaluation du stock d'aiglefin des divisions 4X5Y en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/006.
- MPO. 2017c. [Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique \(sous-régions 3 et 4\) en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/034.
- MPO. 2017d. [Plan de gestion du rorqual commun \(*Balaenoptera physalus*\), population de l'Atlantique au Canada](#), Série de Plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril, MPO, Ottawa, v + 41 p.
- MPO. 2017e. Plan de gestion de la baleine à bec de Sowerby (*Mesoplodon bidens*) au Canada. Série des plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, vii + 70 p.
- MPO. 2017f. [Plan de gestion de la baleine à bec de Sowerby \(*Mesoplodon bidens*\) au Canada](#). Série des plans de gestion de la Loi sur les espèces en péril. Pêches et Océans Canada, Ottawa, iv + 50 p.
- MPO. 2017g. [Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/031.
- MPO. 2017h. [Mises à jour sur la situation de la raie épineuse dans les eaux canadiennes des Océans Atlantique et Arctique et de la raie à queue de velours \(unités désignables du chenal Laurentien et du plateau néo-écossais ainsi que de la fosse de l'île Funk\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/011.
- MPO. 2017i. [Mise à jour de l'état des stocks du hareng des divisions 4VWX](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/037.
- MPO. 2017j. [Homard \(*Homarus americanus*\) de la zone de pêche au homard 41 \(4X + 5Zc\) : mise à jour de l'état du stock de 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/015.
- MPO. 2017k. [Évaluation du stock canadien de phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest \(*Halichoerus grypus*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/045.

-
- MPO. 2018a. [Tendances dans les relevés par navire scientifique sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des sci. 2018/021.
- MPO. 2018b. [Plan d'action pour le rorqual bleu \(*Balaenoptera musculus*\), population de l'Atlantique Nord-Ouest, au Canada](#) [proposition]. Série de Plans d'action de la Loi sur les espèces en péril, MPO, Ottawa, iv + 23 p.
- MPO. 2018c. [Stratégies pour la conception d'un réseau d'aires marines protégées dans la biorégion du plateau néo-écossais](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/006.
- MPO. 2018d. [Mise à jour sur la règle de contrôle des prises de goberge \(*Pollachius virens*\) de la composante Ouest dans les divisions 4Xopqrs5 de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/023
- MPO. 2018e. [Identification des habitats importants pour le rorqual bleu dans l'ouest de l'Atlantique Nord](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/003.
- MPO. 2018f. [État de la pêche de la myxine \(*Myxine glutinosa*\) dans la région des maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/048.
- MPO. 2018g. [Mise à jour sur l'état du stock de morues franches \(*Gadus morhua*\) dans les divisions 4X et 5Yb de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. Sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/020.
- MPO. 2018h. [Mise à jour de l'état du stock de flétan \(*Hippoglossus hippoglossus*\) du plateau néo-écossais et du sud des grands bancs dans les divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/022.
- MPO. 2018i. [Mise à jour sur l'état du stock de pétoncles \(*Placopecten magellanicus*\) du nord du banc de Brown dans la zone de pêche du pétoncle 26](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/036.
- MPO. 2018j. [Mise à jour de l'état du stock d'aiglefin \(*Melanogrammus aeglefinus*\) dans les divisions 4X5Y de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/028.
- MPO. 2018k. [Mise à jour sur l'état du stock de merlu argenté \(*Merluccius bilinearis*\) du plateau néo-écossais \(Divisions 4VWX de l'OPANO\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/031.
- MPO. 2019a. [Examen de la présence de la baleine noire de l'Atlantique Nord et des risques d'empêchement dans les engins de pêche et de collision avec des navires dans les eaux canadiennes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/028.
- MPO. 2019b. [Mise à jour de l'état du stock de homard d'Amérique \(*Homarus americanus*\) de la zone de pêche du homard 41 \(4X + 5Zc\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2019/023.
- MPO. 2019c. [Mise à jour de l'état du stock de sébaste de l'unité 3](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/014.

-
- MPO. 2020a. [Évaluation de la répartition, des déplacements et de l'utilisation de l'habitat de la baleine à bec commune sur le plateau néo-écossais à l'appui de la désignation de l'habitat important](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/008.
- MPO. 2020b. [Utiliser des données de repérage par satellite pour délimiter l'habitat important de la tortue luth dans les eaux canadiennes de l'Atlantique : mise à jour de 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/041.
- Murillo, F., Kenchington, E., Clark, D., Emberley, J., Regnier-McKellar, C., Guijarro, J., Beazley, K., and Wong, M. 2018. Cruise report for the CCGS *Alfred Needler* Maritimes Region Research Vessel summer multispecies survey, June 28 to August 14, 2017: benthic invertebrates. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3262: v + 41 p.
- Murray, A., Rice, A.N., and Clark, C.W. 2014. Extended seasonal occurrence of humpback whales in Massachusetts Bay. *J. Mar. Biol. Assoc.* 94(6): 1117–1125.
- Musick, J. 1974. Seasonal distribution of sibling hakes, *Urophycis chuss* and *Urophycis tenuis* (Pisces, Gadidae) in New England. *Fish. Bull.* 72(2): 481–495.
- Nakano, H., and Stevens, J.D. 2008. The biology and ecology of the blue shark, *Prionace glauca*. Sharks of the open ocean: *In* Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation. *Edited by* M.D. Camhi, E.K. Pikitch and E.A. Babcock. pp. 140–151.
- NEFSC. 2003. 37th Northeast regional stock assessment workshop (37th SAW). Stock Assessment Review Committee Consensus Summary of Assessments 03–16: vi + 597 p.
- NEFSC/SEFSC. 2013. 2013 Annual Report to the Inter-Agency Agreement M10PG00075/0001: A Comprehensive Assessment of Marine Mammal, Marine Turtle, and Seabird Abundance and Spatial Distribution in US Waters of the western North Atlantic Ocean.
- NEFSC/SEFSC. 2016. Annual Report to the Inter-Agency Agreement M10PG00075/0001: A Comprehensive Assessment of Marine Mammal, Marine Turtle, and Seabird Abundance and Spatial Distribution in US Waters of the western North Atlantic Ocean – AMAPPS II
- NEFSC/SEFSC. 2017. 2017 Annual Report to the Inter-Agency Agreement M10PG00075/0001: A Comprehensive Assessment of Marine Mammal, Marine Turtle, and Seabird Abundance and Spatial Distribution in US Waters of the western North Atlantic Ocean – AMAPPS II.
- NEFSC/SEFSC. 2018. 2018 Annual Report to the Inter-Agency Agreement M10PG00075/0001: A Comprehensive Assessment of Marine Mammal, Marine Turtle, and Seabird Abundance and Spatial Distribution in US Waters of the western North Atlantic Ocean – AMAPPS II
- Nelson, G.A., and Ross, M.R. 1992. Distribution, growth and food habits of the Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*) from the Gulf of Maine-Georges Bank region. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 13: 53–61.
- Nicol, S. 1984. Population structure of daytime surface swarms of the euphausiid *Meganyctiphanes norvegica* in the Bay of Fundy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 18: 241–251.
- NOAA. 2017. Bottom Trawl Survey Cape Hatteras - Gulf of Maine 6 March - 13 May 2017. Resource Survey Report: 36 p.

-
- NOAA. 2018. [Northeast Shelf Marine Ecosystem Shows Increase in Temperatures, Habitat Expansion](#). NOAA Fisheries.
- Novaczek, E., Devillers, R., Edinger, E., and Mello, L. 2017. High-resolution seafloor mapping to describe coastal denning habitat of a Canadian species at risk: Atlantic wolffish (*Anarhichas lupus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74(12): 2073–2084.
- Nye, J.A., Link, J.S., Hare, J.A., and Overholtz, W.J. 2009. Changing spatial distribution of fish stocks in relation to climate and population size on the Northeast United States continental shelf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 393: 111–129.
- O'Boyle, R. 2011. Benefits of marine protected areas and fisheries closures in the Northwest Atlantic. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2948: iii + 68 p.
- O'Boyle, R., Beanlands, D., Fanning, P., Hunt, J., Hurley, P., Lambert, T.C., Simon, J., and Zwanenburg, K. 1995. [An Overview of Joint Science/Industry Surveys on the Scotian Shelf, Bay of Fundy, and Georges Bank](#). DFO Atlantic Fisheries Research Document 95/133. 34 p.
- O'Brien, K., and Whitehead, H. 2013. Population analysis of Endangered northern bottlenose whales on the Scotian Shelf seven years after the establishment of a Marine Protected Area. *Endangered Species Res.* 21(3): 273–284.
- O'Connell, A., Gardner, B., Gilbert, A., and Laurent, K. 2009. Compendium of Avian Occurrence Information for the Continental Shelf Waters along the Atlantic Coast of the United States. Laurel, MD: Patuxent Wildlife Research Center.
- O'Dea, N., and Haedrich, R. 2001. COSEWIC status report on the northern wolffish *Anarhichas denticulatus* in Canada, in COSEWIC assessment and status report on the northern wolffish *Anarhichas denticulatus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: 1–21 p.
- O'hara, J., and Wilcox, J.R. 1990. Avoidance responses of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, to low-frequency sound. *Copeia* 2: 564–567.
- O'Brien, L., and Worcester, T. 2009. Transboundary Resources Assessment Committee (TRAC) [Eastern Georges Bank Cod Benchmark Assessment Report of Meetings held 13–14 January 2009, 30 March–1 April 2009](#). TRAC Proceedings 2009/02.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E., and Wagner, H. 2018. [vegan: Community Ecology Package](#). R package version 2.5-1.
- Oldham, W. 1966. Some aspects of the fishery and life history of the cusk (*Brosme brosme*), M. Sc. thesis, Department of Zoology, The University of Western Ontario, London, Ont.
- Ottensmeyer, C.A., and Whitehead, H. 2003. Behavioural evidence for social units in long-finned pilot whales. *Can. J. Zool.* 81(8): 1327–1338.
- Page, F.H., and Frank, K.T. 1989. Spawning time and egg stage duration in Northwest Atlantic haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) stocks with emphasis on Georges and Browns Bank. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46(S1): s68–s81.

-
- Pante, E., and Simon-Bouhet, B. 2013. marmap: a package for importing, plotting and analyzing bathymetric and topographic data in R. PLoS One 8(9): e73051.
- Pedersen, E.J., Thompson, P.L., Ball, R.A., Fortin, M.-J., Gouhier, T.C., Link, H., Moritz, C., Nenzen, H., Stanley, R.R., and Taranu, Z.E. 2017. Signatures of the collapse and incipient recovery of an overexploited marine ecosystem. R. Soc. Open Sci. 4(7): 170215.
- Pershing, A.J., Alexander, M.A., Hernandez, C.M., Kerr, L.A., Le Bris, A., Mills, K.E., Nye, J.A., Record, N.R., Scannell, H.A., and Scott, J.D. 2015. Slow adaptation in the face of rapid warming leads to collapse of the Gulf of Maine cod fishery. Science 350(6262): 809–812.
- Petrie, B., and Yeats, P. 2000. Annual and interannual variability of nutrients and their estimated fluxes in the Scotian Shelf-Gulf of Maine region. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(12): 2536–2546.
- Pettis, H. 2020. North Atlantic Right Whale Consortium 2019 Annual Report Card. North Atlantic Right Whale Consortium.
- Pezzack, D. 1992. The inshore-offshore lobster issue in southwestern Nova Scotia. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2165: 26 p.
- Pezzack, D.S., Denton, C., Cassista-Da Ros, M., and Tremblay, J.M. 2015a. [Assessment of the Canadian LFA 41 Offshore Lobster \(*Homarus americanus*\) Fishery \(NAFO Divisions 4X 5Zc\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/066.
- Pezzack, D.S., and Duggan, D.R. 1986. Evidence of migration and homing of lobsters (*Homarus americanus*) on the Scotian Shelf. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43(11): 2206–2211.
- Pezzack, D.S., Tremblay, M.J., and Denton, C. 2015b. [Evaluation of Fishery Independent Surveys as Assessment Tools for Lobster Fishing Areas \(LFAs\) 34–38](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/035. v + 39 p.
- Phelan, P.J., Steinbeck, J., and Walter, R.K. 2018. Influence of internal bores on larval fish abundance and community composition. Regional Studies in Marine Science 20: 1–12.
- Pineda, J., Starczak, V., da Silva, J.C., Helfrich, K., Thompson, M., and Wiley, D. 2015. Whales and waves: Humpback whale foraging response and the shoaling of internal waves at Stellwagen Bank. Journal of Geophysical Research: Oceans 120(4): 2555–2570.
- Pinsky, M.L., Worm, B., Fogarty, M.J., Sarmiento, J.L., and Levin, S.A. 2013. Marine taxa track local climate velocities. Science 341(6151): 1239–1242.
- Pirotta, E., Milor, R., Quick, N., Moretti, D., Di Marzio, N., Tyack, P., Boyd, I., and Hastie, G. 2012. Vessel noise affects beaked whale behavior: results of a dedicated acoustic response study. PLoS One 7(8): e42535.
- Plourde, S., Lehoux, C., McQuinn, I., and Lesage, V. 2016. [Describing krill distribution in the western North Atlantic using statistical habitat models](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/111. v + 34 p.

-
- Podestà, M., Azzellino, A., Cañadas, A., Frantzis, A., Moulins, A., Rosso, M., Tepsich, P., and Lanfredi, C. 2016. Cuvier's beaked whale, *Ziphius cavirostris*, distribution and occurrence in the Mediterranean Sea: high-use areas and conservation threats. *In Advances in Marine Biology*. Elsevier. pp. 103–140.
- Pollet, I.L., Ronconi, R.A., Jonsen, I.D., Leonard, M.L., Taylor, P.D., and Shutler, D. 2014. Foraging movements of Leach's storm-petrels *Oceanodroma leucorhoa* during incubation. *Journal of Avian Biology* 45(4): 305–314.
- Prieto, R., Janiger, D., Silva, M.A., Waring, G.T., and Goncalves, J.M. 2012. The forgotten whale: a bibliometric analysis and literature review of the North Atlantic sei whale *Balaenoptera borealis*. *Mammal Review* 42(3): 235–272.
- Radlinski, M.K., Sundermeyer, M.A., Bisagni, J.J., and Cadrin, S.X. 2013. Spatial and temporal distribution of Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) along the northeast coast of the United States, 1985–1999. *ICES J. Mar. Sci.* 70(6): 1151–1161.
- Rafter, M.A., Frasier, K.E., Trickey, J.S., Hildebrand, J.A., Rice, A.C., Thayre, B.J., Wiggins, S.M., Širović, A., and Baumann-Pickering, S. 2018. Passive Acoustic Monitoring for Marine Mammals at Norfolk Canyon April 2016–June 2017. Marine Physical Laboratory Technical Memorandum 632 September 2018.
- Ramp, C., and Sears, R. 2013. [Distribution, densities, and annual occurrence of individual blue whales \(*Balaenoptera musculus*\) in the Gulf of St. Lawrence, Canada from 1980–2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/157. vii + 37 p.
- Ramp, S.R., Schlitz, R.J., and Wright, W.R. 1985. The deep flow through the Northeast Channel, Gulf of Maine. *J. Phys. Oceanogr.* 15(12): 1790–1808.
- Record, N.R., Runge, J.A., Pendleton, D.E., Balch, W.M., Davies, K.T., Pershing, A.J., Johnson, C.L., Stamieszkin, K., Ji, R., and Feng, Z. 2019. Rapid climate-driven circulation changes threaten conservation of endangered North Atlantic right whales. *Oceanography* 32(2): 162–169.
- Reeves, R.R., and Whitehead, H. 1997. Status of the sperm whale, *Physeter macrocephalus*, in Canada. *Can. Field. Nat.* 111(2): 293–307.
- Rendell, L.E., and Whitehead, H. 2003. Vocal clans in sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Proc. Roy. Soc. B London* 270(1512): 225–231.
- Richardson, A., Walne, A., John, A., Jonas, T., Lindley, J., Sims, D., Stevens, D., and Witt, M. 2006. Using continuous plankton recorder data. *Prog. Oceanogr.* 68(1): 27–74.
- Rigby, C., Barreto, R., Carlson, J., Fernando, D., Fordham, S., Francis, M., Jabado, R., Liu, K., Marshall, A., Pacoureau, N., Romanov, E., and Sherley, R. 2019. *Isurus oxyrinchus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T39341A2903170.
- Rikhter, V., Sigaev, I., Vinogradov, V., and Isakov, V. 2001. Silver Hake of Scotian Shelf: fishery, environmental conditions, distribution, and biology and abundance dynamics. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 29: 51–92.

-
- Risch, D., Castellote, M., Clark, C.W., Davis, G.E., Dugan, P.J., Hodge, L.E., Kumar, A., Lucke, K., Mellinger, D.K., and Nieukirk, S.L. 2014. Seasonal migrations of North Atlantic minke whales: novel insights from large-scale passive acoustic monitoring networks. *Movement Ecology* 2(1): 24.
- Rock, J., Leonard, M., and Boyne, A. 2007. Foraging habitat and chick diets of Roseate Tern, *Sterna dougallii*, breeding on Country Island, Nova Scotia. *Avian Conservation and Ecology* 2(1): 4.
- Roy, D., Hurlbut, T.R., and Ruzzante, D.E. 2012. Biocomplexity in a demersal exploited fish, white hake (*Urophycis tenuis*): depth-related structure and inadequacy of current management approaches. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69(3): 415–429.
- Royce, W.F., Buller, R.J., and Premetz, E.D. 1959. Decline of the yellowtail flounder (*Limanda ferruginea*) off New England. US Government Printing Office.
- Runnebaum, J., Guan, L., Cao, J., O'Brien, L., and Chen, Y. 2017. Habitat suitability modeling based on a spatiotemporal model: an example for cusk in the Gulf of Maine. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*(999): 1–14.
- Ruzzante, D.E., Taggart, C., and Cook, D. 1998. A nuclear DNA basis for shelf-and bank-scale population structure in northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*): Labrador to Georges Bank. *Mol. Ecol.* 7(12): 1663–1680.
- Ruzzante, D.E., Taggart, C.T., Lang, S., and Cook, D. 2000. Mixed-stock analysis of Atlantic cod near the Gulf of St. Lawrence based on microsatellite DNA. *Ecological Applications* 10(4): 1090–1109.
- SAHFOS. 2018. Continuous Plankton Recorder data detailing: Total diatoms, dinoflagellates, large/small copepods, Radiolaria, Foraminifera, Coccolithophores and Thescosomata 1970–2016. *Edited by S.A.H.F.O.* Science.
- Santos, M.B., Pierce, G.J., Herman, J., López, A., Guerra, A., Mente, E., and Clarke, M. 2001. Feeding ecology of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*): a review with new information on the diet of this species. *J. Mar. Biol. Assoc.* 81(4): 687–694.
- Schoenherr, J.R. 1991. Blue whales feeding on high concentrations of euphausiids around Monterey Submarine Canyon. *Can. J. Zool.* 69(3): 583–594.
- Scott, J. 1982. Depth, temperature and salinity preferences of common fishes of the Scotian Shelf. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 3(1): 29–39.
- Scott, W.B., and Scott, M.G. 1988. *Atlantic Fishes of Canada*. University of Toronto Press.
- Scotti, A., and Pineda, J. 2004. Observation of very large and steep internal waves of elevation near the Massachusetts coast. *Geophysical Research Letters* 31(22).
- Sears, R., and Larsen, F. 2002. Long range movements of a blue whale (*Balaenoptera musculus*) between the Gulf of St. Lawrence and West Greenland. *Mar. Mamm. Sci.* 18(1): 281–285.

-
- Selzer, L.A., and Payne, P.M. 1988. The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. *Mar. Mamm. Sci.* 4(2): 141–153.
- Sévigny, J.-M., Methot, R., Bourdages, H., Power, D., and Comeau, P. 2007. [Review of the structure, the abundance and distribution of *Sebastes mentella* and *S. fasciatus* in Atlantic Canada in a species-at-risk context: an update](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/085. x + 99 p.
- SGCN. 2016. *Terebratulina septentrionalis* (Lamp Shell) Priority 2 Species of Greatest Conservation Need. Maine 2015 Wildlife Action Plan Revision: 3 p.
- Shackell, N., and Frank, K. 2000. Larval fish diversity on the Scotian Shelf. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(9): 1747–1760.
- Shackell, N.L., and Frank, K.T. 2003. Marine fish diversity on the Scotian Shelf, Canada. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13(4): 305–321.
- Shackell, N.L., Frank, K.T., Nye, J.A., and den Heyer, C.E. 2016. A transboundary dilemma: dichotomous designations of Atlantic halibut status in the Northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 73(7): 1798–1805.
- Shanks, A.L. 1983. Surface slicks associated with tidally forced internal waves may transport pelagic larvae of benthic invertebrates and fishes shoreward. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 13: 311–315.
- Shore, J.A., Hannah, C.G., and Loder, J.W. 2000. Drift pathways on the western Scotian Shelf and its environs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(12): 2488–2505.
- Showell, M. 1998. [Assessment of the Scotian Shelf silver hake population in 1997, with projection of yield to 1999](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/141. 44 p.
- Showell, M., and Cooper, C. 1997. Development of the Canadian silver hake fishery, 1987–96. *NAFO Scr. Doc.* 97: 54.
- Shumway, S., Selvin, R., and Schick, D. 1987. Food resources related to habitat in the scallop *Placopecten magellanicus* (Gmelin, 1791): a qualitative study. *J. Shellfish Res.* 6(2): 89–95.
- Shumway, S.E., and Parsons, G.J. 2016. *Scallops: Biology, Ecology, Aquaculture, and Fisheries* (Vol. 40). Elsevier.
- Sibunka, J. 1993. R/V Albatross AL9801 Cruise Report, January 7–19, 1998.
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S., and Aulancier, F. 2019. North Atlantic right whale shift to the Gulf of St. Lawrence in 2015, revealed by long-term passive acoustics. *Endangered Species Research* 40: 271–284.
- Simon, J., and Cook, A. 2011. Pre-COSEWIC review of White Hake (*Urophycis tenuis*). Pre-COSEWIC Working Paper: 83 pp.
- Simon, J., Rowe, S., and Cook, A. 2012. [Status of Smooth Skate \(*Malacoraja senta*\) and Thorny Skate \(*Amblyraja radiata*\) in the Maritimes Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/080. viii + 102 p.

-
- Singh, R., Dalton, A., Knox, D., MacIntyre, A., and Melvin, G.D. 2016. [2015 Evaluation of Northwest Atlantic Fisheries Organization \(NAFO\) Divisions 4VWX Herring](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2016/073. vi + 125 p.
- Skov, H., Gunnlaugsson, T., Budgell, W., Horne, J., Nøttestad, L., Olsen, E., Søliland, H., Víkingsson, G., and Waring, G. 2008. Small-scale spatial variability of sperm and sei whales in relation to oceanographic and topographic features along the Mid-Atlantic Ridge. *Deep Sea Res. Part II: Top. Stud. Oceanogr.* 55(1-2): 254–268.
- Smith, P.C., Flagg, C.N., Limeburner, R., Fuentes-Yaco, C., Hannah, C., Beardsley, R.C., and Irish, J.D. 2003. Scotian Shelf crossovers during winter/spring 1999. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 108(C11).
- Smith, P.C., Houghton, R.W., Fairbanks, R.G., and Mountain, D.G. 2001. Interannual variability of boundary fluxes and water mass properties in the Gulf of Maine and on Georges Bank: 1993–1997. *Deep Sea Res. Part II: Top. Stud. Oceanogr.* 48(1–3): 37–70.
- Stanistreet, J.E., Nowacek, D.P., Baumann-Pickering, S., Bell, J.T., Cholewiak, D.M., Hildebrand, J.A., Hodge, L.E., Moors-Murphy, H.B., Van Parijs, S.M., and Read, A.J. 2017. Using passive acoustic monitoring to document the distribution of beaked whale species in the western North Atlantic Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74(12): 2098–2109.
- Stanley, R.R., DiBacco, C., Lowen, B., Beiko, R.G., Jeffery, N.W., Van Wyngaarden, M., Bentzen, P., Brickman, D., Benestan, L., and Bernatchez, L. 2018. A climate-associated multispecies cryptic cline in the northwest Atlantic. *Science Advances* 4(3): eaaq0929.
- Stasko, A.B., and Graham, D. 1976. Lobster tags recovered August 1975 to January 1976 from 1975 tagging off S.W. Nova Scotia. *Fish. Res. Board Can. Manuscript Report Series* 1386: 12 p.
- Staudinger, M.D. 2006. Seasonal and size-based predation on two species of squid by four fish predators on the Northwest Atlantic continental shelf. *Fish. Bull.* 104(4): 605.
- Steimle, F.W., Morse, W.W., and Johnson, D. 1999. Essential fish habitat source document. Goosefish, *Lophius americanus*, life history and habitat characteristics. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-127: 31 p.
- Steneck, R.S., and Wahle, R.A. 2013. American lobster dynamics in a brave new ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70(11): 1612–1624.
- Stevens, J. 2009. *Prionace glauca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T39381A10222811.
- Stevens, J., Fowler, S., Soldo, A., McCord, M., Baum, J., Acuna, E., Domingo, A., and Francis, M. 2006. *Lamna nasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T11200A3261697.
- Stevick, P.T., Incze, L.S., Kraus, S.D., Rosen, S., Wolff, N., and Baukus, A. 2008. Trophic relationships and oceanography on and around a small offshore bank. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 363: 15–28.

-
- Stewart, K.R., James, M.C., Roden, S., and Dutton, P.H. 2013. Assignment tests, telemetry and tag-recapture data converge to identify natal origins of leatherback turtles foraging in Atlantic Canadian waters. *J. Anim. Ecol.* 82(4): 791–803.
- Stobo, W.T., Neilson, J.D., and Simpson, P.G. 1988. Movements of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Canadian North Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45(3): 484–491.
- Stokesbury, K.D., and Himmelman, J.H. 1995. Biological and physical variables associated with aggregations of the giant scallop *Placopecten magellanicus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(4): 743–753.
- Stone, H. 2012. [Biomass Reference Points for Eastern Component Pollock \(4VW+4Xmn\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/027. ii + 11 p.
- Stone, H., and Hansen, S. 2015. 4X5Y [Haddock 2014 Framework Assessment: Data inputs and Exploratory Modelling](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/022. iv + 90 p.
- Stone, H., and Nelson, C. 2003. [Tagging studies on Eastern Georges Bank Yellowtail Flounder](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/056. i + 20 p.
- Stortini, C.H., Shackell, N.L., Tyedmers, P., and Beazley, K. 2015. Assessing marine species vulnerability to projected warming on the Scotian Shelf, Canada. *ICES J. Mar. Sci.* 72(6): 1731–1743.
- Studholme, A.L., Packer, D., Berrien, P.L., Johnson, D.L., Zetlin, C., and Morse, W.W. 1999. Essential fish habitat source document. Atlantic mackerel, *Scomber scombrus*, life history and habitat characteristics. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-141: 44 p.
- Sunderland, E.M., Amirbahman, A., Burgess, N.M., Dalziel, J., Harding, G., Jones, S.H., Kamai, E., Karagas, M.R., Shi, X., and Chen, C.Y. 2012. Mercury sources and fate in the Gulf of Maine. *Environmental Research* 119: 27–41.
- Svetovidov, A. 1948. Fauna of the USSR Fishes, Gadiformes Vol. IX(IV), Issue 34. *Zool. Inst. Acad. Sci. USSR*.
- Sweeney, S. 2017. Passive Acoustic Monitoring of Sei Whales (*Balaenoptera borealis*) on the Scotian Shelf off Nova Scotia, Canada, Dalhousie University.
- Swimmer, Y., Arauz, R., Wang, J., Suter, J., Musyl, M., Bolaños, A., and López, A. 2010. Comparing the effects of offset and non-offset circle hooks on catch rates of fish and sea turtles in a shallow longline fishery. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 20(4): 445–451.
- Taylor, B., Baird, R., Barlow, J., Dawson, S., Ford, J., Mead, J., and Pitman, R. 2019. *Physeter macrocephalus* (amended version of 2008 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species.
- Templeman, W. 1984a. Migrations of thorny skate, *Raja radiata*, tagged in the Newfoundland area. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 5(1): 55–64.
- Templeman, W. 1984b. Migrations of wolffishes, *Anarhichas* sp., from tagging in the Newfoundland area. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 5(1): 93–97.

-
- Thaxter, C.B., Lascelles, B., Sugar, K., Cook, A.S., Roos, S., Bolton, M., Langston, R.H., and Burton, N.H. 2012. Seabird foraging ranges as a preliminary tool for identifying candidate Marine Protected Areas. *Biol. Conserv.* 156: 53–61.
- Themelis, D., and den Heyer, C. 2015. [Catch of non-targeted species in the Scotian Shelf and Southern Grand Banks \(NAFO Divisions 3NOPs4VWX5Z\) Atlantic Halibut Longline Fishery](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/042. v + 25 p.
- Themelis, D.E. 1996. Variations in the abundance and distribution of mesopelagic fishes in the Slope Sea off Atlantic Canada. PhD dissertation, Dalhousie University, Halifax, NS.
- Therriault, J., Petrie, B., Pepin, P., Gagnon, J., Gregory, D., Helbig, J., Herman, A., Lefavre, D., Mitchell, M., Pelchat, B., Runge, J.A., and Sameoto, D. 1998. Proposal for a Northwest Atlantic Zonal Monitoring Program. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 194.
- Thomas, A.C., Townsend, D.W., and Weatherbee, R. 2003. Satellite-measured phytoplankton variability in the Gulf of Maine. *Cont. Shelf Res.* 23(10): 971–989.
- Thompson, P.M., McConnell, B.J., Tollit, D.J., Mackay, A., Hunter, C., and Racey, P.A. 1996. Comparative distribution, movements and diet of harbour and grey seals from Moray Firth, NE Scotland. *J. Appl. Ecol.* 33: 1572–1584.
- Thompson, P.M., Mackay, A., Tollit, D.J., Enderby, S., and Hammond, P.S. 1998. The influence of body size and sex on the characteristics of harbour seal foraging trips. *Can. J. Zool.* 76: 1044–1053.
- Todd, B., Shaw, J., and Kostylev, V. 2006. Benthic Habitat and Sun-illuminated Seafloor Topography: Browns Bank, Scotian Shelf, Offshore Nova Scotia. Commission géologique du Canada.
- Todd, B.J., Fader, G.B., Courtney, R.C., and Pickrill, R.A. 1999. Quaternary geology and surficial sediment processes, Browns Bank, Scotian Shelf, based on multibeam bathymetry. *Mar. Geol.* 162(1): 165–214.
- Townsend, D.W. 1992. Ecology of larval herring in relation to the oceanography of the Gulf of Maine. *J. Plankton Res.* 14(4): 467–493.
- Townsend, D.W., Christensen, J.P., Stevenson, D.K., Graham, J.J., and Chenoweth, S.B. 1987. The importance of a plume of tidally-mixed water to the biological oceanography of the Gulf of Maine. *J. Mar. Res.* 45(3): 699–728.
- Townsend, D.W., Rebuck, N.D., Thomas, M.A., Karp-Boss, L., and Gettings, R.M. 2010. A changing nutrient regime in the Gulf of Maine. *Cont. Shelf Res.* 30(7): 820–832.
- Tremblay, M.J., Black, G., and Branton, R. 2007. The distribution of common decapod crustaceans and other invertebrates recorded in annual ecosystem surveys of the Scotian Shelf 1999–2006. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2762: iii + 74 p.
- Trull, P., Hecker, S., Watson, M.J., and Nisbet, I.C. 1999. Staging of Roseate Terns *Sterna dougallii* in the post-breeding period around Cape Cod, Massachusetts, USA. *Atlantic Seabirds* 1(4): 145–158.

-
- Trzcinski, M., Armsworthy, S., Wilson, S., Mohn, R., Fowler, M., and Campana, S. 2009. [Atlantic Halibut on the Scotian Shelf and Southern Grand Banks \(Div. 3NOPs4VWX5Zc\)– Industry/DFO Longline Survey and Tagging Results to 2008](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/026. vi + 43 p.
- Tupper, M., and Boutilier, R. 1995. Effects of habitat on settlement, growth, and postsettlement survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52(9): 1834–1841.
- Van Beveren, E., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., and Duplisea, D. 2017. [Results of an informal survey of Canadian Atlantic mackerel commercial, recreational and bait fisheries](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/029. v + 26 p.
- Van Eeckhaute, L., Gavaris, S., and Trippel, E. 1999. Movements of haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, on eastern Georges Bank determined from a population model incorporating temporal and spatial detail. Fish. Bull. 97(3): 661–679.
- Vercaemer, B., Sephton, D., Clément, P., Harman, A., Stewart-Clark, S., and DiBacco, C. 2015. Distribution of the non-indigenous colonial ascidian *Didemnum vexillum* (Kott, 2002) in the Bay of Fundy and on offshore banks, eastern Canada. Management 6(4): 385–394.
- Waddy, S., and Aiken, D. 1986. Multiple fertilization and consecutive spawning in large American lobsters, *Homarus americanus*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43(11): 2291–2294.
- Waldbusser, G.G., Hales, B., Langdon, C.J., Haley, B.A., Schrader, P., Brunner, E.L., Gray, M.W., Miller, C.A., and Gimenez, I. 2015. Saturation-state sensitivity of marine bivalve larvae to ocean acidification. Nature Climate Change 5(3): 273.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Mortimer, J.A., Seminoff, J.A., Amorocho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Duenas, R.B., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E.M., Girard, A., Girondot, M., Hamann, M., Hurley, B.J., Lopez-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Troeng, S., Witherington, B., and Mast, R.B. 2011. Global Conservation Priorities for Marine Turtles. Plos One 6(9).
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Hurley, B.J., Finkbeiner, E.M., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Amorocho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Duenas, R.B., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Girard, A., Girondot, M., Godfrey, M.H., Hamann, M., Lopez-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Mortimer, J.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Seminoff, J.A., Troeng, S., Witherington, B., and Mast, R.B. 2010. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. Plos One 5(12).
- Wallace, B.P., Zolkewitz, M., and James, M.C. 2018. Discrete, high-latitude foraging areas are important to energy budgets and population dynamics of migratory leatherback turtles. Sci. Rep. 8.
- Wang, Y., Stone, H., and Finley, M. 2017. [4X5Y Haddock 2016 framework assessment: modelling and reference points](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/02. v + 69 p.

-
- Wang, Z., Brickman, D., Greenan, B.J., and Yashayaev, I. 2016. An abrupt shift in the Labrador Current System in relation to winter NAO events. *J. Geophys. Res.: Oceans* 121(7): 5338–5349.
- Wang, Z., Lu, Y., Brickman, D., and DeTracey, B. 2018. BNAM: An eddy-resolving North Atlantic Ocean Model to support ocean modelling. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 327: vii + 18 p.
- Ward-Paige, C.A., and Bundy, A. 2016. [Mapping Biodiversity on the Scotian Shelf and in the Bay of Fundy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/006. v + 90 p.
- Waring, G., Fairfield, C., Ruhsam, C., and Sano, M. 1992. Cetaceans associated with Gulf Stream features off the northeastern USA Shelf. *ICES Int. Counc. Explor. Sea* 1992/N:12.
- Waring, G., Josephson, E., Maze-Foley, K., and Rosel, P.E. 2014. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2013. NOAA Tech. Memo. NMFS NE-228: 360 p.
- Waring, G., Quintal, J., and Swartz, S. 2001. S. Atlantic and Gulf of Mexico marine mammal stock assessments - 2001. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-168: 307 p.
- Waring, G.T., Josephson, E., Fairfield-Walsh, C.P., and Maze-Foley, K. 2007. U.S. Atlantic and Gulf of Mexico Marine Mammal Stock Assessments - 2007. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-205: 415 p.
- Watanabe, S., Metaxas, A., Sameoto, J., and Lawton, P. 2009. Patterns in abundance and size of two deep-water gorgonian octocorals, in relation to depth and substrate features off Nova Scotia. *Deep Sea Res. Part I: Oceanogr. Res. Papers* 56(12): 2235–2248.
- Watson, F., and Miller, R. 1991. Distribution of lobster larvae on the Scotian Shelf: 1978–1981. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1801: 21 p.
- Whitehead, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 242: 295–304.
- Whitehead, H. 2009. Sperm Whale: *Physeter macrocephalus*. In *Encyclopedia of Marine Mammals*. Edited by W.F. Perrin, Würsig, Bernd, Thewissen, J.G.M. Academic Press. pp. 1091–1097.
- Whitehead, H. 2013. Trends in cetacean abundance in the Gully submarine canyon, 1988–2011, highlight a 21% per year increase in Sowerby's beaked whales (*Mesoplodon bidens*). *Can. J. Zool.* 91: 141–148.
- Whitehead, H., and Carscadden, J. 1985. Predicting inshore whale abundance—whales and capelin off the Newfoundland coast. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42(5): 976–981.
- Whoriskey, S., Arauz, R., and Baum, J.K. 2011. Potential impacts of emerging mahi-mahi fisheries on sea turtle and elasmobranch bycatch species. *Biol. Conserv.* 144(6): 1841–1849.
- Wildish, D., Frost, B., and Wilson, A. 1990. Stereographic analysis of the marine, sublittoral sediment-water interface. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1726

-
- Wildish, D., Wilson, A., and Frost, B. 1989. Benthic macrofaunal production of Browns Bank, northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46(4): 584–590.
- Wimmer, T. 2004. Distribution of cetaceans on the continental shelf break off Nova Scotia and in adjacent waters with a focus on northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, Dalhousie University.
- Wimmer, T., and Whitehead, H. 2004. Movements and distribution of northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, on the Scotian Slope and in adjacent waters. *Can. J. Zool.* 82(11): 1782–1794.
- Winn, H., Price, C., and Sorensen, P. 1986. The distributional biology of the right whale (*Eubalaena glacialis*) in the western North Atlantic. *Reports-International Whaling Commission, Special Issue 10*: 129–138.
- Witman, J.D., Leichter, J.J., Genovese, S.J., and Brooks, D.A. 1993. Pulsed phytoplankton supply to the rocky subtidal zone: influence of internal waves. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 90(5): 1686–1690.
- Woodley, T.H., and Gaskin, D.E. 1996. Environmental characteristics of North Atlantic right and fin whale habitat in the lower Bay of Fundy, Canada. *Can. J. Zool.* 74(1): 75–84.
- Woodson, C. 2018. The Fate and Impact of Internal Waves in Nearshore Ecosystems. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 10: 421–441.
- Woodson, C., McManus, M., Tyburczy, J., Barth, J., Washburn, L., Caselle, J., Carr, M., Malone, D., Raimondi, P., and Menge, B. 2012. Coastal fronts set recruitment and connectivity patterns across multiple taxa. *Limnol. Oceanogr.* 57(2): 582–596.
- WWF Canada. 2009. An ocean of diversity: the seabeds of the Canadian Scotian Shelf and Bay of Fundy. WWF Canada, Halifax, Canada. 24 pp.
- Zeebe, R.E. 2012. History of seawater carbonate chemistry, atmospheric CO₂, and ocean acidification. *Ann. Rev. Earth Planetary Sci.* 40: 141–165.
- Zisseron, B., and Cook, A. 2017. Impact of bottom water temperature change on the southernmost snow crab fishery in the Atlantic Ocean. *Fish. Res.* 195: 12–18.
- Zwanenburg, K. 2000. The effects of fishing on demersal fish communities of the Scotian Shelf. *ICES J. Mar. Sci.* 57(3): 503–509.
- Zwanenburg, K., Bowen, D., Bundy, A., Frank, K., Drinkwater, K., O'Boyle, R., Sameoto, D., and Sinclair, M. 2002. Decadal changes in the Scotian Shelf large marine ecosystem. *Large Marine Ecosystems.* 10: 105–150.

TABLEAUX

Tableau 1. La superficie (km²) et la représentation en pourcentage des unités géomorphiques dans la zone d'intérêt (ZI) du chenal de Fundy – banc de Browns par rapport à l'ensemble de la biorégion des Maritimes. Fait à noter, 25 % de l'ensemble de l'habitat du chenal dans la biorégion se trouve dans la ZI. Les nombres sont approximatifs et pourraient changer si les limites sont modifiées.

Unité biophysique	Superficie dans la ZI (km ²)	% dans la ZI
Plaine abyssale	0	0 %
Glacis continental	1 094	1 %
Banc de la plate-forme interne	0	0 %
Batture de la plate-forme interne	0	0 %
Baie de la plate-forme interne	0	0 %
Banc de la plate-forme	2 180	3 %
Bassin de la plate-forme	707	6 %
Chenal de la plate-forme	2 052	25 %
Batture de la plate-forme	601	2 %
Topographie de la plate-forme Complexe	0	0 %
Topographie de la plate-forme Banc Complexe	0	0 %
Topographie de la plate-forme Bassin Complexe	0	0 %
Pente	520	5 %
Chenal de la pente	0	0 %

Tableau 2. Moyenne saisonnière (moyenne, écart-type [ET] et plage) de la température au fond (TF) et de la température à la surface de la mer (TSM) dans la zone d'intérêt (intérieur) par rapport à la biorégion de la plate-forme néo-écossaise (extérieur). Données recueillies de 0 m à la profondeur maximale dans la ZI (environ 2 050 m).

Variable	Saison	Lieu	Moyenne (°C)	Écart-type (°C)	Plage (°C)	
TF	Hiver	Intérieur	6,53	1,23	3,82–7,82	
		Extérieur	4,74	1,89	-1,04–8,07	
	Printemps	Intérieur	6,52	1,35	3,75–8,45	
		Extérieur	5,02	1,77	0,5–10,67	
	Été	Intérieur	6,99	1,55	3,77–9,23	
		Extérieur	5,88	2,41	2,54–19,28	
	Automne	Intérieur	6,96	1,48	3,82–8,79	
		Extérieur	5,89	1,71	3–11,11	
	Annuel	Intérieur	6,75	1,44	3,74–9,35	
		Extérieur	5,38	2,12	-1,45–20,76	
	TSM	Hiver	Intérieur	2,95	0,45	2,22–4,15
			Extérieur	1,73	1,31	-1,11–5,18
Printemps		Intérieur	7,37	0,56	6,53–8,84	
		Extérieur	5,86	1,7	0–10,63	
Été		Intérieur	17,28	0,5	16,63–18,51	
		Extérieur	15,79	1,93	0–19,22	
Automne		Intérieur	10,92	0,61	10,28–12,55	
		Extérieur	9,51	1,58	0–12,98	
Annuel		Intérieur	9,63	5,75	1,32–19,59	
		Extérieur	8,22	5,86	-1,63–20,68	

Tableau 3. Anomalies de la moyenne saisonnière (moyenne, écart-type [ET] et plage) de la température au fond (TF) et de la température à la surface de la mer (TSM) projetées pour l'année 2075 en fonction du RCP 8.5 (Brickman et al., 2016) dans la zone d'intérêt (intérieur) par rapport à la biorégion de la plate-forme néo-écossaise (extérieur).

Variable	Saison	Lieu	Moyenne	Écart-type	Plage
Fond	Hiver	Intérieur	1,52	0,74	- 0,22 - 2,98
		Extérieur	0,74	0,76	-0,15 - 2,86
	Printemps	Intérieur	1,38	0,54	- 0,28 - 2,32
		Extérieur	0,73	0,74	-0,24 - 2,51
	Été	Intérieur	1,39	0,62	- 0,2 - 2,83
		Extérieur	0,69	0,72	-0,18 - 2,93
	Automne	Intérieur	1,59	0,75	- 0,22 - 3,05
		Extérieur	0,68	0,72	-0,31 - 3,27
Annuel	Intérieur	1,47	0,61	- 0,25 - 2,17	
	Extérieur	0,71	0,72	-0,07 - 2,34	
Surface	Hiver	Intérieur	1,78	0,26	- 1,27 - 2,57
		Extérieur	1,37	0,9	-3,3 - 4,47
	Printemps	Intérieur	1,58	0,15	- 1,12 - 1,96
		Extérieur	1,32	0,73	-2,09 - 4,47
	Été	Intérieur	1,21	0,11	- 0,91 - 1,57
		Extérieur	1,06	0,64	-2,3 - 3,22
	Automne	Intérieur	1,64	0,26	- 1,23 - 2,46
		Extérieur	1,18	0,74	-1,94 - 3,94
Annuel	Intérieur	1,55	0,07	- 1,49 - 1,77	
	Extérieur	1,23	0,51	-1,03 - 1,87	

Tableau 4. Classification du fond marin de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns selon le Fonds mondial pour la nature (Canada, 2009).

Zone	Conditions physiques	Faune caractéristique
Zone externe du golfe du Maine – chenal	200 à 300 m de profondeur. De forts courants de marée traversent le chenal de Fundy/Nord-Est, créant des vagues de sable et des ondulations. Mélange complexe d'argile, de limon, de sable, de gravier et de rochers.	Les agrégations les plus denses connues de grandes gorgones vivent sur des rochers du chenal. Le sébaste juvénile et les crevettes vivent parmi ces coraux. Les thons, l'espadon et les baleines se regroupent dans la zone pélagique au-dessus du « Hell Hole ».
Zone externe du golfe du Maine – bassin	Profonde dépression elliptique avec substrat lisse. Un peu de substrat rocheux, de sable et de galets.	Les parcelles de sous-strates dures fournissent un environnement aux coraux, aux éponges et aux anémones.
Ouest du talus néo-écossais – cône	S'étend de l'embouchure du chenal de Fundy jusqu'aux eaux profondes. Faible pénétration de la lumière, les espèces benthiques dépendent de la chute de détritits.	Coraux mous, éponges, sébaste. Nourriture abondante pour les poissons pélagiques et les baleines.
Zone externe de la plate-forme néo-écossaise – col	Profondeurs inférieures à 200 m recouvertes de sable, de limon et de gravier.	Phytoplancton, encornet nordique, poissons de fond et crustacés.
Zone externe de la plate-forme néo-écossaise – banc	Couverte de sable et de gravier, de lits de crustacés et de rochers épars. Les eaux froides du talus se mélangent à l'eau au-dessus des bancs, ce qui fournit des nutriments.	Le phytoplancton fournit de la nourriture aux organismes filtreurs et aux brouteurs, notamment le pétoncle géant, la palourde et le clypéastre. D'autres invertébrés comme la modiole, l'ophiure, le crabe et le homard se retrouvent dans des zones rocheuses.

Tableau 5. Habitats benthiques du banc de Browns selon le type de substrat, la profondeur et la communauté benthique. Modifié de Kostylev et al. (2001).

Habitat	Caractéristiques physiques	Espèces benthiques
Habitat d'eaux peu profondes.	Substrat de sable, environnement à haute énergie avec sédiments mobiles.	Riche en méiofaune, faible diversité de mégafaune visible. Possiblement de la mactre d'Amérique (<i>Spisula solidissima</i>), de la mye (<i>Mya truncata</i>) et d'autres espèces d'endofaune.
Habitat en eau profonde	Substrat de sable, hachage de coquillages.	Faible diversité de mégafaune visible. On peut y trouver des espèces vivant dans le sable, dont le clypéastre. Hydriaires (<i>Corymorpha</i> sp.).
Habitat du corail mou et du concombre de mer	Substrat de gravier, partie ouest du banc. Eau peu profonde, courants forts. Substrat convenant à la fixation des larves.	Coraux mous (<i>Alcyonium digitatum</i> , <i>Duva multiflora</i>), holothurie (<i>Cucumaria frondosa</i>).
Habitat du pétoncle	Substrat de gravier, partie ouest du banc. Les courants forts et l'eau peu profonde font de cette zone un endroit idéal pour le recrutement et l'alimentation des pétoncles. Faibles niveaux de limon. Les densités maximales de pétoncles se situent entre 70 et 90 m.	Pétoncle géant, hydriaires, buccins, bernard-l'ermite. Les poissons et les crabes prédateurs sont souvent attirés par la région pour se nourrir des pétoncles endommagés par le dragage.
Habitat communautaire des <i>Terebratulina</i>	Substrat de gravier avec particules de la taille des rochers (> 256 mm). Profondeur environ 90 m. Situé dans les parties centrales et orientales du banc.	Brachiopodes, éponges, polychètes suspensivores, bivalves endofauniques
Habitat des dépositivores	Limon accumulé sur le gravier. Situé dans la partie est la plus profonde du banc.	Polychètes tubicoles dépositivores, anémones et éponges occasionnelles

Tableau 6. Liste des espèces et codes connexes saisis lors du relevé plurispécifique par navire de recherche de 1970 à 2017 (467 chaluts lors des relevés du printemps, de l'hiver et de l'été) dans les limites de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns. La profondeur (plage) et la température (moyenne \pm écart-type) ont été évaluées dans les limites de la ZI. Dans les cas où les données n'étaient pas disponibles (*), la température moyenne (\pm écart-type) a été estimée à partir des captures dans la région de planification de la plate-forme néo-écossaise (p. ex., figure 10).

	Espèce	Code	Nombre	Profondeur (m)	Température (°C)
Églefin	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	11	417	69,8–359,2	7,8 \pm 2,3
Morue	<i>Gadus morhua</i>	10	303	69,8–320,6	7,3 \pm 2,2
Merlu argenté	<i>Merluccius bilinearis</i>	14	280	69,8–359,2	8,6 \pm 1,8
Limande à queue jaune	<i>Limanda ferruginea</i>	42	244	69,8–236,9	7,6 \pm 2,5
Goberge	<i>Pollachius virens</i>	16	202	69,8–358,9	7,6 \pm 2
Chabosseau à dix-huit épines	<i>Myoxocephalus octodecemspinus</i>	300	197	69,8–252,9	7,4 \pm 2,6
Hareng	<i>Clupea harengus</i>	60	184	69,8–358,9	7,6 \pm 2
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	40	182	69,8–358,9	7,1 \pm 2,1
Flétan de l'Atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	30	161	69,8–276,4	7,4 \pm 2,4
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	201	155	72,3–359,2	7,4 \pm 1,9
Grande argentine	<i>Argentina silus</i>	160	148	91,5–359,2	8,4 \pm 1,6
Raie hérisson	<i>Leucoraja erinacea</i>	203	146	69,8–301,9	8 \pm 2,5
Raie tachetée	<i>Leucoraja ocellata</i>	204	131	79,8–357,3	7,8 \pm 2,7
Merluche blanche	<i>Urophycis tenuis</i>	12	124	84,4–359,2	8,3 \pm 1,4
Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	220	119	74,8–358,9	7,9 \pm 1,8
Plie rouge	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	43	118	69,8–230,5	7,2 \pm 2,4
Baudroie	<i>Lophius americanus</i>	400	116	69,8–351,2	7,8 \pm 1,8
Sébaste	<i>Sebastes</i> sp.	23	112	79,8–359,2	7,8 \pm 1,7
Merluche rouge ou merluche-écureuil	<i>Urophycis chuss</i>	13	108	79,8–343,2	9,1 \pm 2
Plie grise	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	41	104	74,8–359,2	7,6 \pm 1,7
Hémitriptère atlantique	<i>Hemitripterus americanus</i>	320	86	69,8–359,2	6,6 \pm 2,4
Loup atlantique	<i>Anarhichas lupus</i>	50	79	79,8–252,9	6,5 \pm 2,4
Chèvre impériale	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	123	69	95,9–359,2	8,4 \pm 1,2
Raie à queue de velours	<i>Malacoraja senta</i>	202	66	79,8–358,9	7,7 \pm 1,4
Brosme	<i>Brosme brosme</i>	15	65	74,8–358,9	7,7 \pm 1,8
Merluche à longues nageoires	<i>Urophycis chesteri</i>	112	57	132,2–359,2	8 \pm 0,8
Poisson-alligator	<i>Aspidophoroides monopterygius</i>	340	55	69,8–254,8	6,9 \pm 2,2
Faux-trigle armé	<i>Triglops murrayi</i>	304	50	79,8–245,5	6,3 \pm 2,3
Maquereau bleu	<i>Scomber scombrus</i>	70	45	80,7–317,6	8,4 \pm 2,2
Stromaté	<i>Peprilus triacanthus</i>	701	45	79,8–343,3	8,7 \pm 2,2
Grande raie	<i>Dipturus laevis</i>	200	37	79,8–358,9	8,2 \pm 2,4
Grenadier du Grand Banc	<i>Nezumia bairdii</i>	410	35	131,4–358,9	7,9 \pm 0,9
Gaspereau	<i>Alosa pseudoharengus</i>	62	32	80,7–345,2	8,1 \pm 1,1
Myxine du nord	<i>Myxine glutinosa</i>	241	24	79,8–357,3	8,1 \pm 1,5
Alose savoureuse	<i>Alosa sapidissima</i>	61	18	86,4–345,2	8,3 \pm 1,3
Mollasse atlantique	<i>Melanostigma atlanticum</i>	646	17	88,9–358,9	8,6 \pm 0,7
Lançon du nord	<i>Ammodytes dubius</i>	610	16	69,8–308,1	7,8 \pm 1,8

	Espèce	Code	Nombre	Profondeur (m)	Température (°C)
Myctophidés	<i>Myctophidae</i>	150	11	115,3–341,3	8,3 ± 0,7
Œil-vert camus	<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	156	11	87,9–285,6	8,6 ± 1,7
Plie du Gulf Stream	<i>Citharichthys arctifrons</i>	44	10	95,9–220,4	10,4 ± 2
Hameçon atlantique	<i>Argentinidae</i>	323	6	89,7–307	7,8 ± 1
Ulvaire deux-lignes	<i>Ulvaria subbifurcata</i>	625	5	89,6–133,2	5,8 ± 3,3
Tanche-tautogue	<i>Tautoglabrus adspersus</i>	122	4	83,3–90,5	9,5 ± 2,4
Hameçon neigeux	<i>Arteidiellus uncinatus</i>	306	4	89,2–285,6	7 ± 3
Motelle à quatre barbillons	<i>Enchelyopus cimbricus</i>	114	3	216,2–320,6	8,8 ± 0,2
Avocette ruban	<i>Nemichthys scolopaceus</i>	604	3	175,8–357,3	9,5 ± 0,5
Terrassier	<i>Cryptacanthodes maculatus</i>	630	3	312,5–348,3	8,1 ± 0,5
Lussion blanc	<i>Arctozenus risso</i>	712	3	308,1–351,2	8,3 ± 0,8
Turbot	<i>Scophthalmus aquosus</i>	143	2	119,2–254,8	7,6
Œil-vert à long nez	<i>Parasudis truculenta</i>	149	2	220,4–223,1	8,2 ± 0,5
Grosse poule de mer	<i>Cyclopterus lumpus</i>	501	2	92,6–114,8	2,9 ± 0,6
Petite poule de mer	<i>Eumicrotremus spinosus</i>	502	2	84,4–88,1	7,7 ± 1,3
Balaou	<i>Scomberesox saurus</i>	720	2	80,7–91,3	7,3 ± 0,5
Baliste capri	<i>Balistes capriscus</i>	3	1	98,2	7,2*
Merlu de haute mer	<i>Merluccius albidus</i>	19	1	143,4	7,82*
Turbot	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	31	1	318,4	8,48*
Éperlan arc-en-ciel	<i>Osmerus mordax</i>	63	1	144,5	5,2 ± 4*
Assiette atlantique	<i>Selene setapinnis</i>	94	1	224,5	10,43*
Merluce tachetée	<i>Urophycis regia</i>	111	1	119,1	12,34*
Marguerite perlée	<i>Maurolicus muelleri</i>	158	1	100,3	7,5 ± 2,1*
Dragon-boa	<i>Stomias boa</i>	159	1	301,9	7,24*
Alose d'été	<i>Alosa aestivalis</i>	165	1	130,8	7,5 ± 1,9*
Chauliode	<i>Chauliodus sloani</i>	169	1	317,6	5,8 ± 1,6*
Drague rouge-verte	<i>Malacosteus niger</i>	177	1	236,9	8,55*
Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i>	240	1	271,8	7,1 ± 1,9*
Argentines	<i>Arteidiellus sp.</i>	288	1	215,3	9,17*
Icèle spatulée	<i>Icelus spatula</i>	314	1	90,5	5,09*
Malarmat à dix aiguillons	<i>Peristedion miniatum</i>	331	1	193,2	12,29*
Agone atlantique	<i>Leptagonus decagonus</i>	350	1	90,6	4,26*
Grenadier de roche	<i>Coryphaenoides rupestris</i>	414	1	308	7,8*
Grenadier	<i>Macrouridae</i>	416	1	285,6	8,54*
Lycode à tête longue	<i>Lycenchelys verrillii</i>	603	1	295,6	7,92*
Lycode à carreaux	<i>Lycodes vahlii</i>	647	1	312,2	8,52*
Donzelle fauve	<i>Lepophidium profundorum</i>	650	1	178,7	12,82*
Haches d'argent	<i>Sternoptychidae</i>	741	1	175,8	9,82*
Malthe atlantique	<i>Dibranchus atlanticus</i>	742	1	134,9	13,13*
Sphéroïde du nord	<i>Sphoeroides maculatus</i>	746	1	88,4	8,13*
Barbudo des Caraïbes	<i>Polymixia lowei</i>	771	1	216,2	9,9 ± 1,8*
Myctophiformes	<i>Myctophiformes</i>	811	1	358,9	7,29*
Sole	<i>Symphurus sp.</i>	816	1	89,3	7,4 ± 2,5*

Tableau 7. Liste des espèces et des codes connexes saisis lors du relevé plurispécifique d'été par navire de recherche de 1970 à 2017 et identifiés comme provenant de latitudes plus basses et de températures plus chaudes (MPO, 2018a). La température moyenne du fond au moment de la capture (\pm ET) est indiquée avec les codes d'identification des espèces pour la base de données du relevé par navire de recherche. Les espèces sont classées selon la première année d'observation dans le relevé et divisées entre celles trouvées à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI selon une zone tampon de 25 km.

	Espèces	Code	Première observation	ZI	Moyenne \pm écart-type
Donzelle fauve	<i>Lepophidium profundorum</i>	650	2013	Intérieur	10,31 \pm 2
Assiette atlantique	<i>Vomer setapinnis</i>	94	2006	Intérieur	9,22 \pm 1,05
Yeux-verts (non identifié)	<i>Chlorophthalmidae</i>	593	1999	Intérieur	8,77 \pm 1,75
Merluche tachetée	<i>Urophycis regia</i>	111	1994	Intérieur	8,77 \pm 3,12
Œil-vert à long nez	<i>Parasudis truculenta</i>	149	1993	Intérieur	8,38 \pm 1,84
Torpille noire	<i>Tetronarce nobiliana</i>	216	1981	Intérieur	9,07 \pm 2,09
Barbudo des Caraïbes	<i>Polymixia lowei</i>	771	1980	Intérieur	9,29 \pm 1,63
Œil-vert camus	<i>Chlorophthalmus agassizi</i>	156	1979	Intérieur	8,66 \pm 1,77
Saint-pierre	<i>Zenopsis ocellata</i>	704	1978	Intérieur	9,34 \pm 1,98
Malarmat à dix aiguillons	<i>Peristedion miniatum</i>	331	1976	Intérieur	8,88 \pm 3,59
Chèvre impériale	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	123	1974	Intérieur	8,57 \pm 1,7
Gros barbudo	<i>Polymixia nobilis</i>	744	1974	Intérieur	8,05 \pm 1,2
Sanglier à corps élevé	<i>Antigonia capros</i>	384	2016	Extérieur	12,7 \pm *
Semble-coulirou	<i>Ariomma bondi</i>	785	2015	Extérieur	11,85 \pm *
Palissade à épines plates	<i>Grammicolepis brachiusculus</i>	777	2010	Extérieur	8,93 \pm 1,57
Sabre noir	<i>Aphanopus carbo</i>	784	2008	Extérieur	5,12 \pm *
Turbot	Bothidae f.	196	1996	Extérieur	9,07 \pm 0,62
Callionyme à nageoire tachetée	<i>Foetorepus agassizi</i>	637	1996	Extérieur	7,76 \pm 2,16
Congre à museau aigu	<i>Conger oceanicus</i>	608	1993	Extérieur	11,11 \pm 1,84
Cardeau d'été	<i>Paralichthys dentatus</i>	141	1992	Extérieur	1,98 \pm 0,49
Bars communs	<i>Mycteroperca spp.</i>	664	1974	Extérieur	8,79 \pm 1,67

Remarque : *Les espèces ont été capturées dans un seul trait de chalut.

Tableau 8. Détermination de la santé des stocks de grandes espèces pélagiques canadiennes par les processus individuels d'évaluation des stocks de la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique.

Espèces	Évaluation des stocks	Surexploité	Surpêche
Thon blanc	2016	Non	Non
Thon obèse	2014	Oui	Oui
Thon rouge	2017	S. O.	Non
Bonite à ventre rayé	2014	Non	Non
Thon à nageoires jaunes	2014	Oui	Non
Espadon	2015	Non	Non
Marlin bleu	2009	Oui	Oui
Makaire blanc	2010	Oui	Peu probable
Requin bleu	2013	Peu probable	Peu probable
Requin-taupe bleu	2015	Oui	Oui
Requin-taupe commun	2008	Oui	Non

Tableau 9. Les groupes d'espèces et/ou les espèces dont il est démontré qu'elles atteignent des concentrations dans un des polygones de la ZI qui atteignent des valeurs du décile supérieur (zones importantes, déterminées à l'échelle de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise), quelle que soit la variation dans le cycle annuel. Leur statut au sein de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) est également indiqué.

Groupe d'espèces	Espèces*	Statut de l'UICN
Puffins	(tous les puffins; voir le texte)	
	Puffin majeur (<i>Puffinus gravis</i>)	Préoccupation mineure
	Puffin cendré (<i>Puffinus griseus</i>)	Quasi menacé
	Ailes larges (<i>Calonectris diomedea</i>)	Préoccupation mineure
Goélands	(tous les goélands; voir le texte)	
	Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)	Préoccupation mineure
	Goéland marin (<i>Larus marinus</i>)	Préoccupation mineure
Océanites	(tous les océanites; voir texte)	
	Océanite cul-blanc (<i>Oceanodroma leucorhoa</i>)	Vulnérable
	Océanite de Wilson (<i>Oceanites oceanicus</i>)	Préoccupation mineure
Phalaropes	(tous les phalaropes; voir le texte)	
Grands alcidés	(tous les grands alcidés; toutes les détections, voir le texte)	
	(tous les grands alcidés; détections sur l'eau seulement, voir le texte)	
	Guillemot de Brünnich (<i>Uria lomvia</i>)	Préoccupation mineure
Monospécifique	Mouette tridactyle (<i>Rissa tridactyla</i>)	Vulnérable
Monospécifique	Dovekie (<i>Alle alle</i>)	Préoccupation mineure
Monospécifique	Fou de Bassan (<i>Morus bassanus</i>)	Préoccupation mineure
Skuas et labbes	(tous les skuas et les labbes; voir le texte)	S.O.
Sternes	(toutes les sternes; voir le texte)	S.O.

Remarque : *Cartes générées par le Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) et l'ECSAS présentées séparément pour les espèces et les groupes d'espèces indiqués. Seuls les individus qui peuvent être détectés et identifiés à des espèces ou à des groupes d'espèces au cours des relevés en mer sont inclus dans cette liste et traités dans le présent document. Pendant la migration, on s'attend à ce que plusieurs espèces d'oiseaux terrestres et d'oiseaux de rivage survolent la zone d'intérêt et la zone environnante, mais elles n'utilisent pas les ressources marines qui s'y trouvent.

Tableau 10. Aire d'alimentation maximale moyenne approximative (km) d'espèces d'oiseaux marins connues pour se reproduire à proximité de la zone d'intérêt du chenal de Fundy – banc de Browns.

Espèces	Aire d'alimentation maximale moyenne approximative (km)
Océanite cul-blanc (<i>Hydrobates leucorhous</i>)	800
Fou de Bassan* (<i>Morus bassanus</i>)*	300
Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)	60
Goéland marin (<i>Larus marinus</i>)	60
Macareux moine (<i>Fratercula arctica</i>)	60
Petit pingouin (<i>Alca torda</i>)	40
Sternes (<i>Sterna</i> spp.)	20

Remarque : * Actuellement disparue de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise en tant qu'espèce reproductrice.

Tableau 11. Espèces présentes dans la zone d'intérêt (ZI) ou à proximité de celle-ci, classées par ordre alphabétique, avec la population ou l'unité désignable (UD), le statut de conservation, y compris la désignation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) et l'année de la dernière évaluation, la raison de la désignation au Canada et le statut aux fins de la Loi sur les espèces en péril (LEP), ainsi que l'année de l'inscription si elle figure à l'annexe 1; la catégorie de la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et l'année de publication; et les remarques sur la présence des espèces dans la ZI ou à proximité de celle-ci.

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
Sébaste d'Acadie (<i>Sebastes fasciatus</i>)	Atlantique	Menacée (2010)	L'abondance d'individus matures a diminué de jusqu'à 99 %. La pêche dirigée et les prises accessoires sont les principales menaces connues.	Aucun statut	Situation mondiale : en voie de disparition A1bd* (1996, mise à jour nécessaire)	Oui
Plie canadienne (<i>Hippoglossoides platessoides</i>)	Population des Maritimes	Menacée (2009)	Les individus matures ont diminué de 67 % sur la plateforme néo-écossaise	Aucun statut	N'a pas encore été évaluée	Oui
Thon rouge de l'Atlantique (<i>Thunnus thynnus</i>)	S.O.	En voie de disparition (2011)	Baisse de 69 % du nombre de reproducteurs	Aucun statut	Stock de l'Atlantique Ouest : en voie de disparition A2bd† (2011)	Migratrice
Dauphin à gros nez de l'Atlantique (<i>Tursiops truncatus</i>)	S.O.	Non en péril (1993)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : préoccupation mineure† (2012)	Visiteur potentiel
Morue (<i>Gadus morhua</i>)	UD du Sud	En voie de disparition (2010)	Les populations ont diminué de 90 % et	Aucun statut	Situation mondiale : vulnérable A1bd*	Oui

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			ne se sont pas améliorées		(1996, mise à jour nécessaire)	
Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique (<i>Lagenorhynchus acutus</i>)	S.O.	Non en péril (1991)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : préoccupation mineure† (2008)	Individus non migrateurs probables
Loup atlantique (<i>Anarhichas lupus</i>)	S.O.	Espèce préoc-cupante (2000, confirmée en 2012)	Forte baisse jusqu'au milieu des années 1990, diminution continue sur la plateforme néo-écossaise	Annexe 1, espèce préoc-cupante (2003)	N'a pas encore été évaluée	Espèces de loups atlantiques les plus susceptibles d'être présentes
Requin-pèlerin (<i>Cetorhinus maximus</i>)	Population de l'Atlantique	Espèce préoc-cupante (2009)	Très faible productivité, prises accessoires dans diverses pêches au chalut, au filet maillant et à la palangre. Les collisions avec des navires constituent également une menace.	Aucun statut	Situation mondiale : vulnérable A2ad+3d† (2009, mise à jour nécessaire)	Migratrice
Rorqual bleu (<i>Balaenoptera musculus</i>)	Population de l'Atlantique	En voie de disparition (2002, confirmée en 2012)	Moins de 250 individus matures, faible taux de mise bas et menaces comprenant les collisions avec les navires, la pollution et l'enchevêtrement	Annexe 1, en voie de disparition (2005)	Population de l'Atlantique Nord : en voie de disparition A2bd† (2008)	Les individus migrateurs sont probables

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			dans des engins de pêche.			
Brosme (<i>Brosme brosme</i>)	Population de l'Atlantique	En voie de disparition (2012)	La proportion des individus matures a diminué de 85 % en trois générations. Sa zone d'occupation a également diminué considérablement.	Aucun statut	N'a pas encore été évaluée	Oui
Baleine à bec de Cuvier (<i>Ziphius cavirostris</i>)	S.O.	Non en péril (1990)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : préoc-cupation mineure [†] (2008)	Visiteur possible
Rorqual commun (<i>Balaenoptera physalus</i>)	Population de l'Atlantique	Espèce préoc-cupante (2005)	La chasse à la baleine au 20 ^e siècle a réduit la population. Les menaces actuelles comprennent les collisions avec des navires et les empêtre-ments.	Annexe 1, espèce préoc-cupante (2006)	Populations de l'Atlantique Nord : en voie de disparition A1d [†] (2013)	Migratrice (probable)
Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	Population du nord-ouest de l'Atlantique	Espèce préoc-cupante (2006)	Les prises accessoires dans les engins de pêche sont une importante cause de mortalité. Il se peut aussi que les dispositifs de harcèlement acoustique excluent	Aucun statut	Situation mondiale : préoc-cupation mineure [†] (2008)	Non migratrice (probable)

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			des individus de leur habitat.			
Rorqual à bosse (<i>Megaptera novaeangliae</i>)	Population de l'ouest de l'Atlantique Nord	Non en péril (2003)	La population semble s'être accrue à une proportion importante de la taille de la population avant la chasse à la baleine. La population est réputée ne pas être en péril par rapport aux niveaux d'activité actuels.	Aucun statut	Situation mondiale : préoccupation mineure† (2008)	Migratrice (probable)
Épaulard (<i>Orcinus orca</i>)	Population de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique	Espèce préoccupante (2008)	La petite taille de la population, le cycle biologique et les caractéristiques sociales, les menaces liées aux perturbations acoustiques et physiques et les contaminants contribuent à son statut d'espèce préoccupante.	Aucun statut	Situation mondiale : données insuffisantes† (2017)	Improbable
Tortue luth (<i>Dermochelys coriacea</i>)	Population de l'Atlantique	En voie de disparition (2012)	Les populations mondiales ont diminué de 70 % en raison des prises accessoires, de la	Annexe 1, en voie de disparition (réinscrite comme	Sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest : en voie de disparition† (2019)	Migratrice

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			pollution marine, de l'enchevêtrement dans les palangres et les engins de pêche fixes.	population distincte en 2017)	et situation mondiale : vulnérable A2bd [†] (2013)	
Tortue caouanne (<i>Caretta caretta</i>)	S.O.	En voie de disparition (2010)	Diminution du nombre d'adultes et de juvéniles dans l'Atlantique Nord-Ouest associée aux prises accessoires ou à l'enchevêtrement dans les pêches pélagiques à la palangre. Destruction de l'habitat de nidification dans le sud des États-Unis et dans les Caraïbes.	Annexe 1, en voie de disparition (2017)	Sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest (2017) : préoccupation mineure [†] et situation mondiale : vulnérable A2b [†] (2017)	Migratrice
Globicéphale noir (<i>Globicephala melas</i>)	Sous-espèces de l'Atlantique Nord	Non en péril (1994)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : données insuffisantes [†] (2008)	Non migratrice (probable)
Petit rorqual (<i>Balaenoptera acutorostrata acutorostrata</i>)	Sous-espèces de l'Atlantique Nord	Non en péril (2006)	La taille de la population est estimée à 15 000 individus. Les captures récentes et actuelles sont	Aucun statut	Situation mondiale : préoccupation mineure [†] (2008)	Migratrice (probable)

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			probable-ment durables.			
Baleine noire de l'Atlantique Nord (<i>Eubalaena glacialis</i>)	S.O.	En voie de disparition (2013)	La chasse à la baleine a réduit la population. Les menaces actuelles comprennent les collisions avec des navires et les empêtre-ments.	Annexe 1, en voie de disparition (2005)	Population du nord-ouest de l'Atlantique : En voie de disparition D [†] (2017; si la diminution récente se poursuit, l'espèce devrait être reclassée comme espèce grandement menacée C2a(ii) [†])	Migratrice (probable)
Baleine à bec commune (<i>Hyperoodon ampullatus</i>)	Population de la plate-forme néo-écossaise	En voie de disparition (2011)	Population bien étudiée estimée à 164 individus (93 adultes) – au moment de la désignation. La population semble stable, mais elle est de petite taille, et elle est menacée par les engins de pêche, dans lesquels les baleines peuvent se prendre, et peut-être aussi par le bruit issu de l'exploration sismique pétrolière	Annexe 1, en voie de disparition (2006)	Situation mondiale : données insuffisantes [†] (2008)	Visiteur possible

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			et gazière et par des contaminants.			
Loup à tête large (<i>Anarhichas denticulatus</i>)	S.O.	Menacée (2012)	Fortes diminutions de l'abondance et de la taille de l'aire de répartition dans les années 1980. Malgré de légères hausses, l'espèce est toujours à des niveaux bas comparativement au début des années 1970.	Annexe 1, menacée (2003)	N'a pas encore été évaluée	Improbable
Requin-taupe commun (<i>Lamna nasus</i>)	S.O.	En voie de disparition (2014)	Diminution à partir des années 1960 et de nouveau dans les années 1990. Les nombres demeurent faibles, mais stables, bien que les prises accessoires demeurent un problème.	Aucun statut	Population du nord-ouest de l'Atlantique : Vulnérable A2bd+3d+4bd [†] (2008, mise à jour nécessaire)	Migratrice
Dauphin de Risso (<i>Grampus griseus</i>)	S.O.	Non en péril (1990)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : Préoccupante mineure [†] (2012)	Non migratrice (possible)
Sterne de Dougall (<i>Sterna dougallii</i>)	Population (canadienne) du Nord-Est	Menacée (1986), en voie de disparition	Seulement 200 individus matures occupant 7 emplacements au Canada. Le taux de	Annexe 1, en voie de disparition (2003)	Situation mondiale : préoccupante mineure [†] (2017)	Migratrice

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
		(1999, confirmée en 2009)	survie des adultes est faible.			
Grenadier de roche (<i>Coryphaenoides rupestris</i>)	Population de l'Atlantique	En voie de disparition (2008)	Baisse de 98 % de 1978 à 1994 et nouvelle baisse de 1995 à 2003.	Aucun statut	Situation mondiale : grandement menacée A4bd [†] (2015)	S.O.
Rorqual boréal (<i>Balaenoptera borealis</i>)	Population de l'ouest de l'Atlantique Nord	Données insuffisantes (2003)	Les données sont insuffisantes pour évaluer adéquatement le niveau d'épuisement par la chasse à la baleine, la taille actuelle de la population ou le rétablissement de la population. Les répercussions des menaces actuelles sont inconnues.	Aucun statut	Situation mondiale : en voie de disparition A1ad [†] (2008)	Migratrice (probable)
Dauphin commun (<i>Delphinus delphis</i>)	S.O.	Non en péril (1991)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : Préoccupation mineure [†] (2008)	Non migratrice (probable)
Requin-taube bleu (<i>Isurus oxyrinchus</i>)	S.O.	Menacée (2006), préoccupante (2017)	Sa longue durée de vie et sa faible productivité rendent cette espèce vulnérable. L'espèce a une seule population migratoire, mais	Aucun statut	Sous-population de l'Atlantique : vulnérable A2bd+3bd+4bd [†] (2009, mise à jour nécessaire) et situation mondiale : vulnérable A2abd+3bd+4abd [†]	Migratrice

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			l'abondance est stable.		(2009, mise à jour nécessaire)	
Raie à queue de velours (<i>Malacoraja senta</i>)	Population laurentienne et de la plateforme néo-écossaise	Espèce préoccupante (2012)	L'abondance et la zone d'occupation ont diminué depuis les années 1970 et les chiffres demeurent faibles.	Aucun statut	Situation mondiale : en voie de disparition A2bcd* (2009, mise à jour nécessaire)	Oui
Baleine à bec de Sowerby (<i>Mesoplodon bidens</i>)	S.O.	Espèce préoccupante (2006)	Exposition aiguë à des sons intenses provenant de levés au sonar et sismiques qui se produisent dans leur habitat. Une grande sensibilité aux sons, des répercussions inconnues sur la population et un manque d'information sur l'abondance sont des sources de préoccupation.	Annexe 1, préoccupante (2011)	Situation mondiale : données insuffisantes† (2008)	Probable-ment présente
Grand cachalot (<i>Physeter macrocephalus</i>)	S.O.	Non en péril (1996)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : vulnérable† (2008)	Migratrice (probable)
Aiguillat commun (<i>Squalus acanthias</i>)	Population de l'Atlantique	Espèce préoccupante (2010)	La faible fécondité, la longue génération (23 ans), l'incertitude quant à l'abondance de	Aucun statut	Sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest : en voie de disparition A2+4bd† (2006,	Oui

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			femelles matures et la vulnérabilité à la surpêche dans les eaux américaines sont des sources de préoccupation.		mise à jour nécessaire; serait vulnérable A1 [†] si des mesures de gestion fondées sur des données scientifiques étaient adoptées et respectées à long terme pour l'ensemble du stock) et situation mondiale : vulnérable A2bd+3bd (2016)	
Loup tacheté (<i>Anarhichas minor</i>)	S.O.	Menacée (2012)	Le nombre de ces grands poissons solitaires à croissance lente qui ont une longue durée de vie et qui construisent des nids a diminué de plus de 90 % en trois générations. Le nombre d'endroits où l'espèce est présente a diminué. Parmi les menaces, mentionnons la mortalité comme prise accessoire et la modification de l'habitat par le	Annexe 1, menacée (2003)	N'a pas encore été évaluée	Improbable

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			chalutage de fond. La dispersion est limitée.			
Dauphin bleu (<i>Stenella coeruleoalba</i>)	S.O.	Non en péril (1993)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : préoccupation mineure† (2008)	Visiteur possible
Raie épineuse (<i>Amblyraja radiata</i>)	S.O.	Espèce préoccupante (2012)	Ce poisson à croissance lente et à maturation tardive a connu un grave déclin de sa population dans la portion sud de son aire de répartition, qui a aussi rétréci. Le déclin dans la portion sud de son aire de répartition persiste malgré une diminution de la mortalité par pêche. À l'inverse, l'abondance des individus matures dans la partie nord de l'aire de répartition a augmenté, s'approchant des niveaux d'abondance observés au début des relevés (milieu	Aucun statut	Eaux canadiennes : Vulnérable, eaux américaines : Grandement menacée, et situation mondiale : Vulnérable A2b† (2009, mise à jour nécessaire)	Oui

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			des années 1970). Ainsi, bien que cette espèce considérée dans son ensemble ne réponde pas aux critères pour être désignée comme espèce menacée, le déclin de la population dans la partie sud de l'aire de répartition et les contractions de cette dernière sont préoccupants.			
Dauphin à nez blanc (<i>Lagenorhynchus albirostris</i>)	S.O.	Non en péril (1998)	S.O.	Aucun statut	Situation mondiale : préoccupation mineure† (2012)	Visiteur possible
Merluche blanche (<i>Urophycis tenuis</i>)	Population de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent	Menacée (2013)	Les adultes de cette population ont connu un déclin estimé à environ 70 % au cours des trois dernières générations, et la majeure partie de ce déclin a eu lieu avant le milieu des années 1990. La population est demeurée depuis assez stable et il y a eu peu de	Aucun statut	N'a pas encore été évaluée	Oui

Espèces	Statut de conservation au Canada				Catégorie de la Liste rouge de l'UICN (année de publication)	Présence confirmée dans la ZI ou à proximité
	Population/ UD	COSEPAC (année d'évaluation)	Justification de la désignation	LEP (année d'inscription à l'annexe 1)		
			tendances générales dans la zone d'occupation. Les restrictions visant la pêche du milieu à la fin des années 1990 dans la majeure partie de l'aire de répartition sont peut-être responsables de la stabilisation des effectifs.			
Grand requin blanc (<i>Carcharodon carcharias</i>)	Population de l'Atlantique	En voie de disparition (2006)	S.O.	Annexe 1, en voie de disparition (2011)	Situation mondiale : vulnérable A2cd+3 cd† (2009, mise à jour nécessaire)	Migratrice

Remarques :

*version 2.3

†version 3.1

S.O.= sans objet

FIGURES

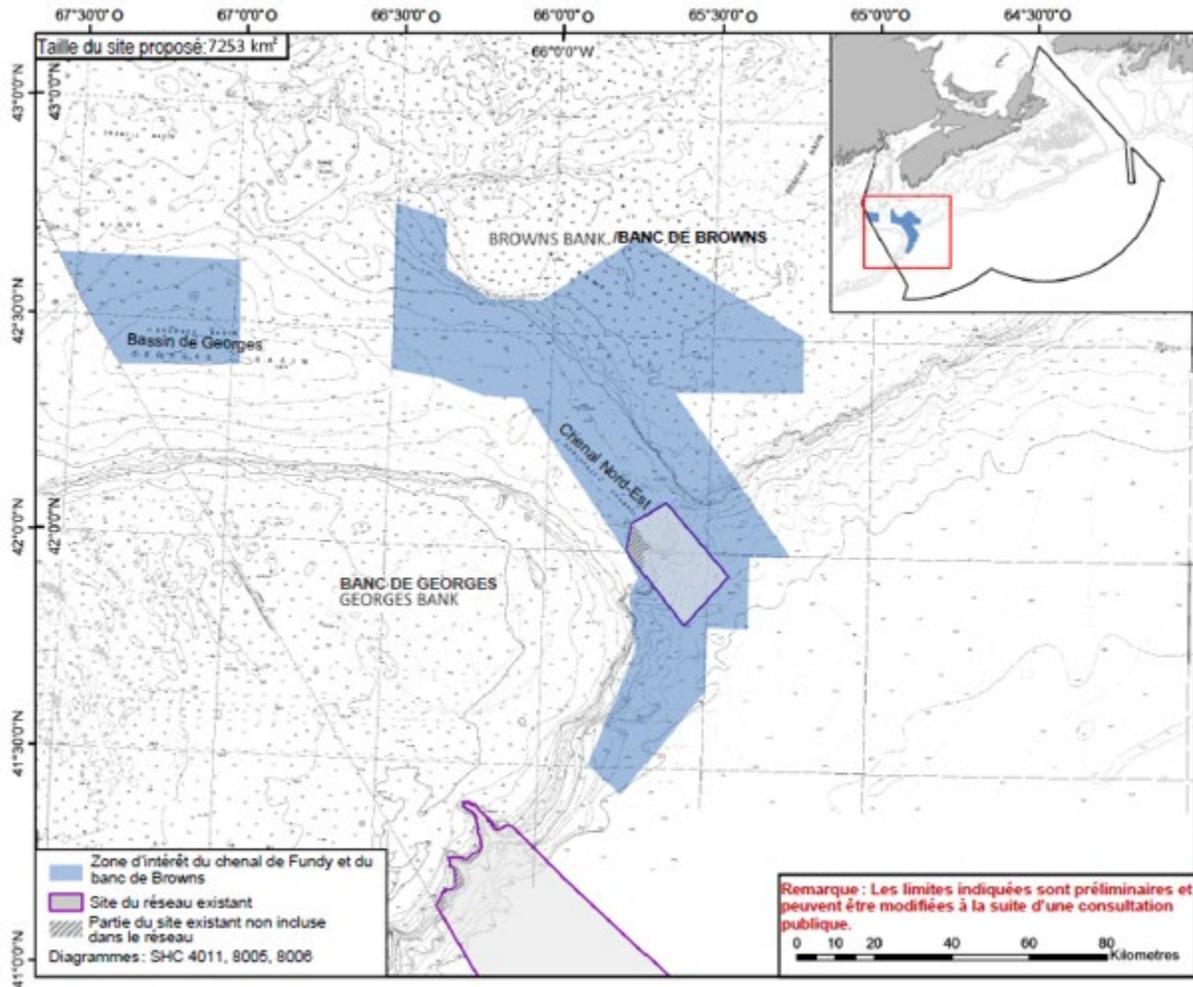


Figure 1. Emplacement de la zone d'intérêt (ZI; zone ombragée en bleu) du chenal de Fundy et du banc de Browns en Nouvelle-Écosse. Les limites de la ZI ne sont pas finales, ne servent qu'à des fins d'évaluation, sont sujettes à changement et ne reflètent pas nécessairement les limites proposées de la ZPM. Carte de base : cartes marines du Service hydrographique du Canada (SHC) 4011, 8005 et 8006.

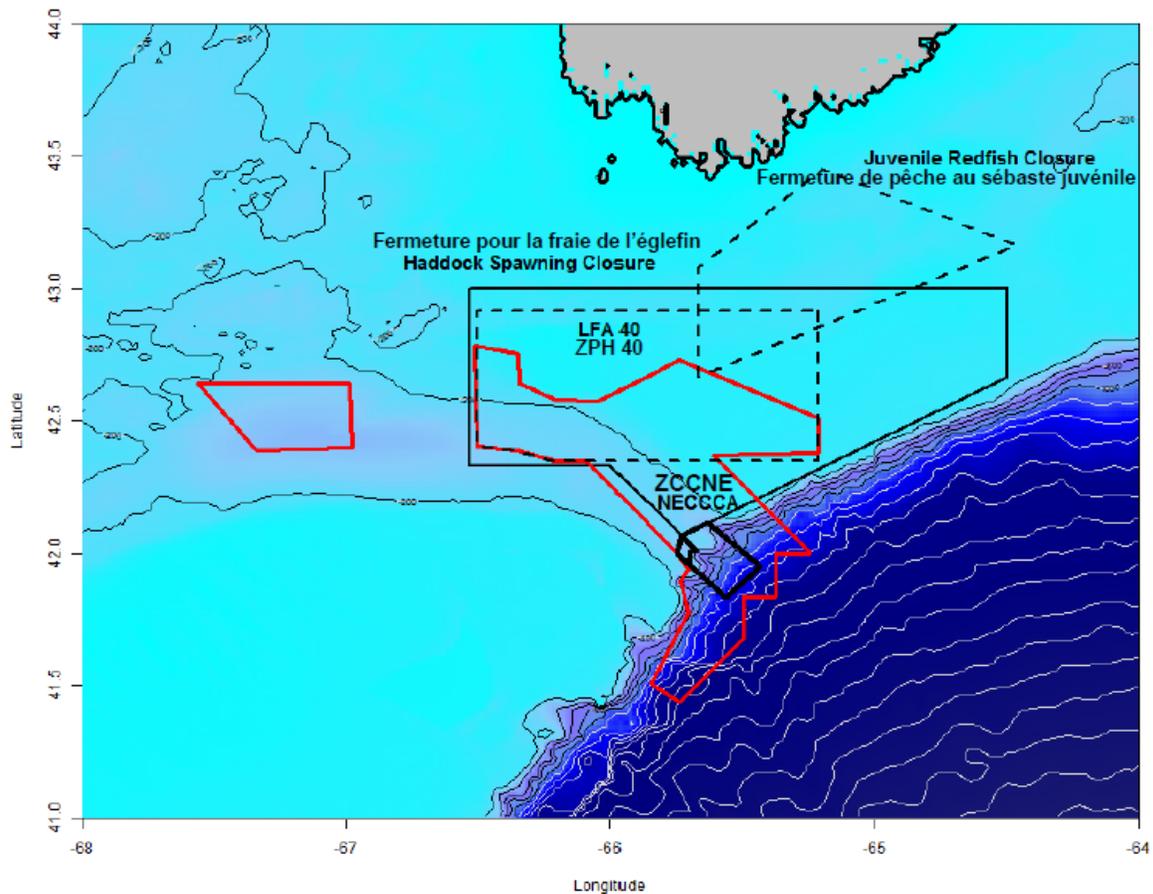


Figure 2. Les zones fermées à proximité de la ZI (indiquées en rouge) comprennent une fermeture saisonnière pour la fraie de l'églefin, une fermeture de la pêche du sébaste juvénile, et la zone de pêche au homard 40, qui est fermée à la pêche du homard, mais non à d'autres pêches, comme celle du pétoncle géant de l'Atlantique

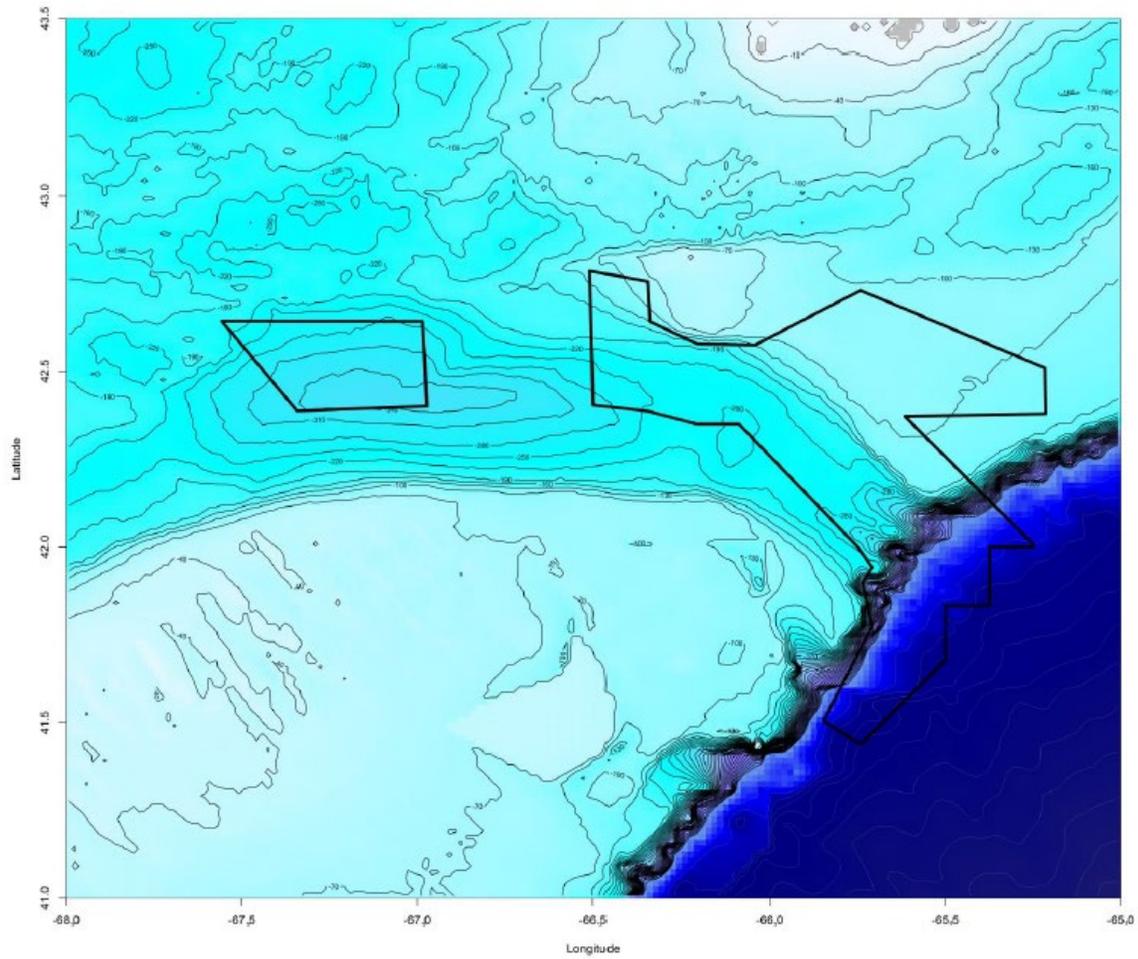


Figure 3. Bathymétrie de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns. Source des données : bathymétrie de la NOAA obtenue par l'intermédiaire de la trousse R de Marmap (Pante et Simon-Bouhet, 2013).

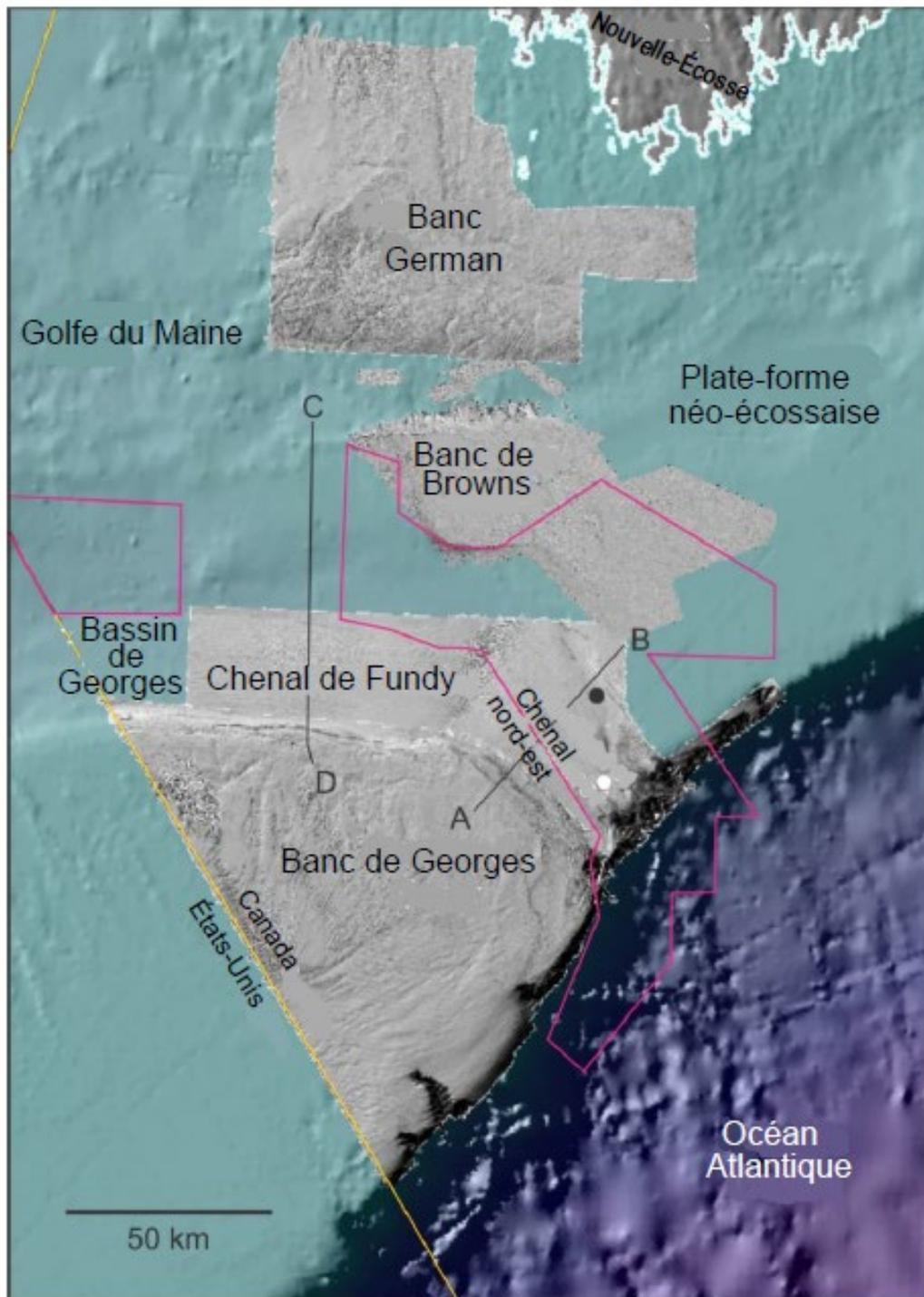


Figure 4. Couverture au sonar multifaisceaux du sud de la plate-forme néo-écossaise (en gris). La zone d'intérêt est indiquée en rouge. Les profils sismiques AB et CD à la figure 6 sont indiqués par des lignes noires continues. Les points noirs et blancs indiquent les emplacements de la figure 7.

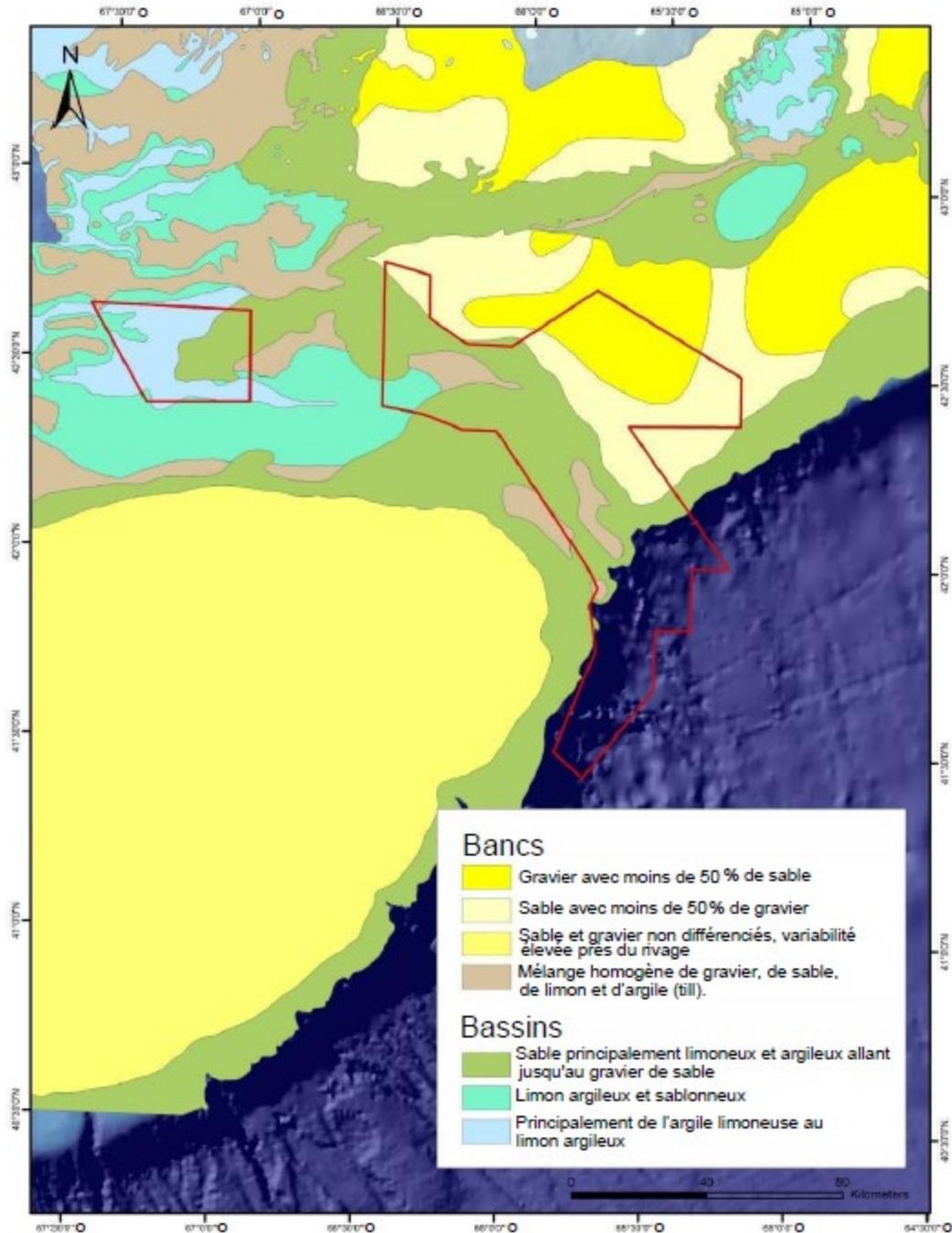


Figure 5. Aperçu généralisé des sédiments de surface du sud de la plate-forme néo-écossaise. La répartition des unités de boue (vertes et bleues) est mieux représentée dans les bassins que la répartition plus complexe du till, du sable et du gravier sur les berges.

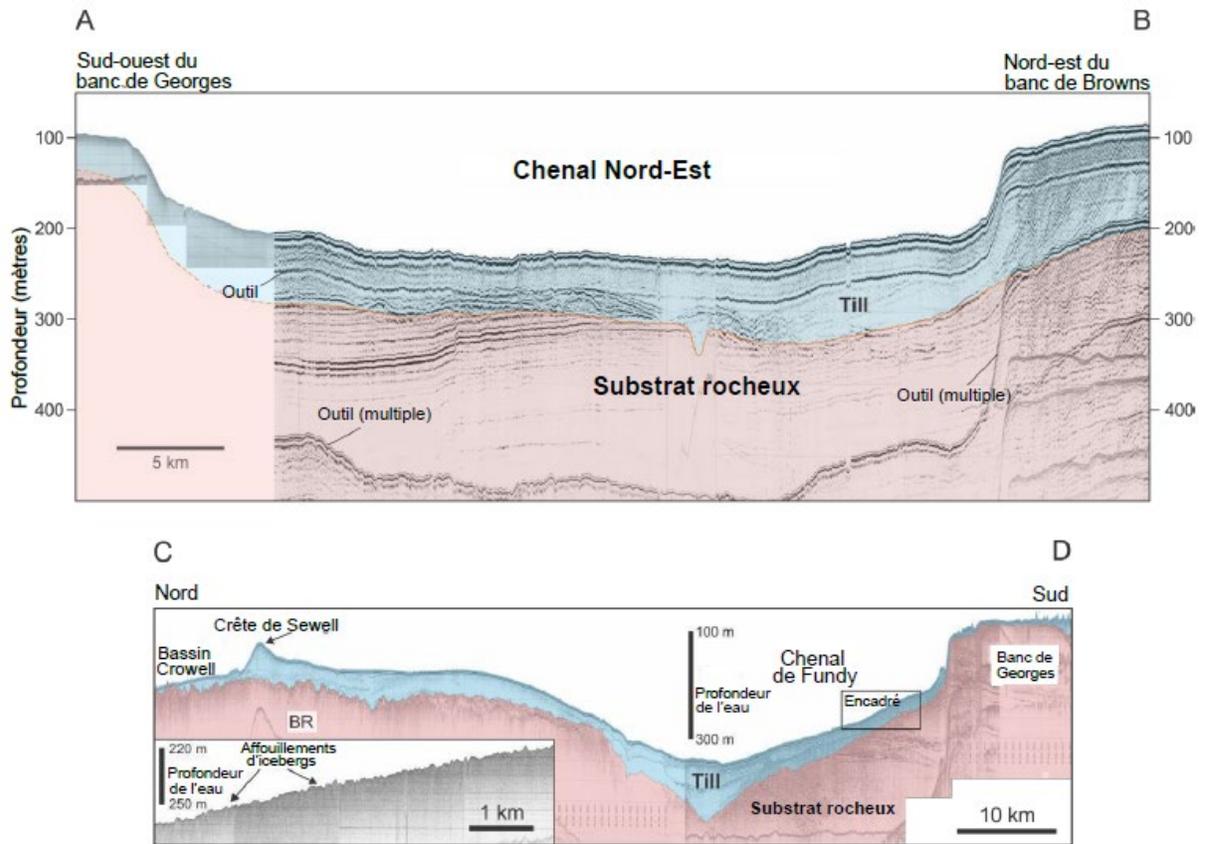


Figure 6. Haut : profil de réflexion sismique AB dans le chenal Nord-Est. Bas : profil de réflexion sismique CD dans le chenal Nord-Est. Voir la figure 4 pour connaître l'emplacement des profils.

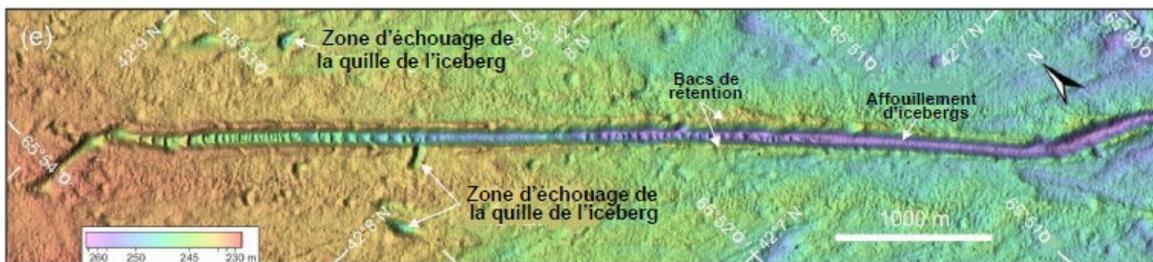
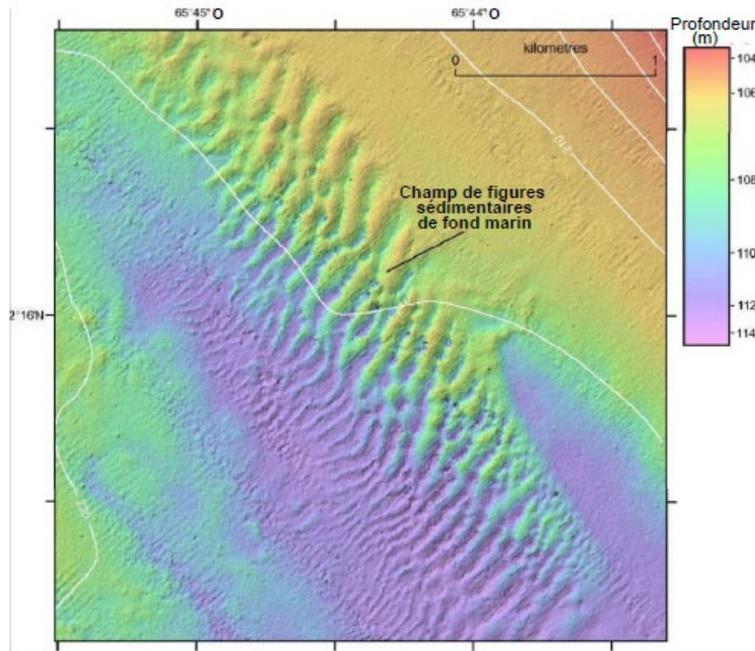


Figure 7. Haut : détail bathymétrique de la morphologie de fond transversale du flux sur le flanc nord du chenal Nord-Est. Les crêtes de la figure sédimentaire de fond sont symétriques et alignées dans la direction actuelle nord-ouest et sud-est. Des études sur les champs de figures sédimentaires de fond marin démontrent une migration complexe des figures sédimentaires de fond marin plus grandes et une mobilité très active des figures sédimentaires de fond marin plus petites qui ne sont pas résolues à cette échelle. Voir le point noir à la figure 4 pour connaître l'emplacement. Bas : détail bathymétrique d'une portion d'un affouillement d'iceberg de 14 km de long dans le chenal Nord-Est montrant des bermes bien définies. Voir le point blanc à la figure 4 pour connaître l'emplacement.

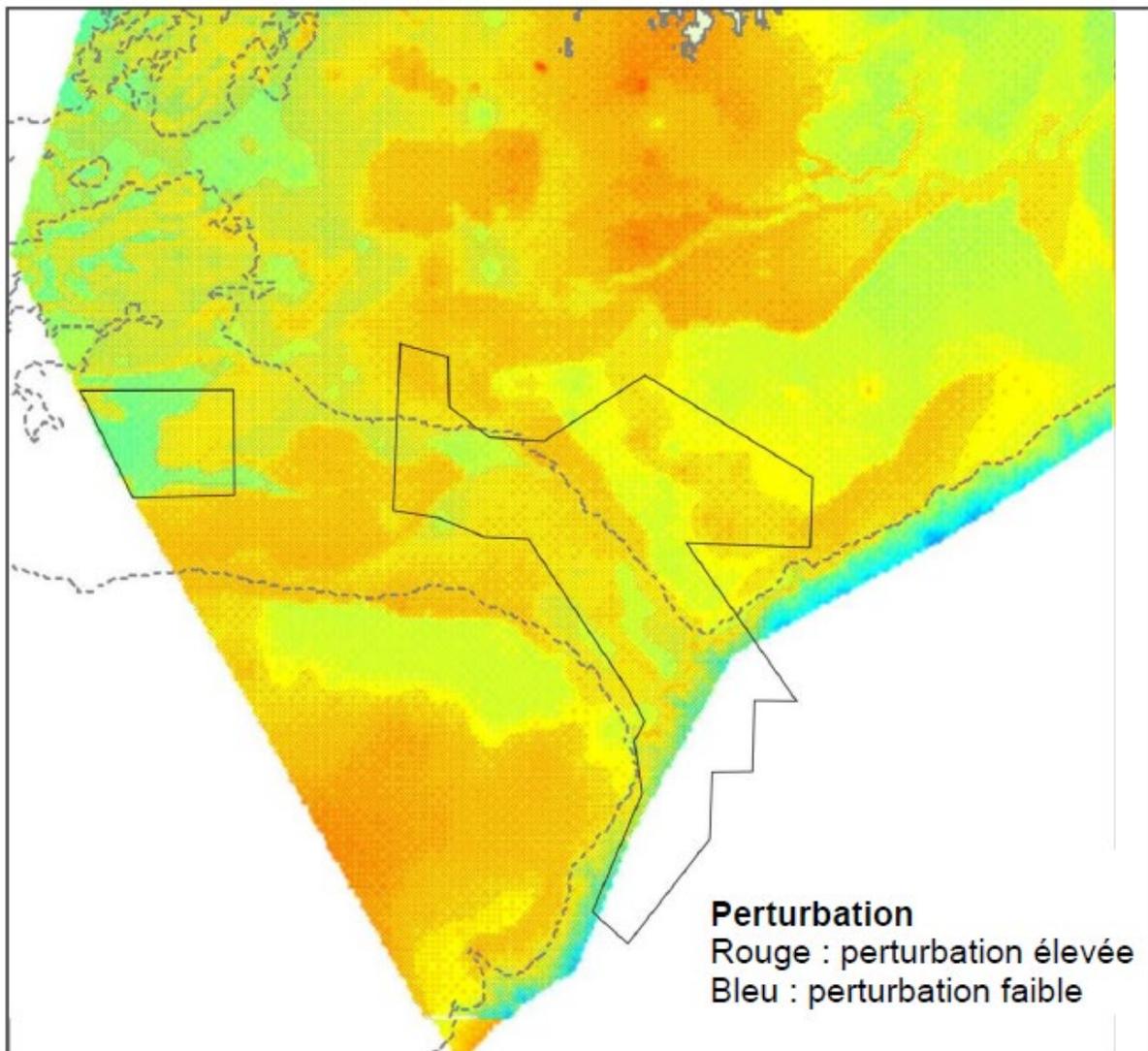


Figure 8. Perturbations dérivées de la bathymétrie haute résolution, de la taille des grains de sédiments, des courants de marée, ainsi que de la hauteur et de la période des vagues.

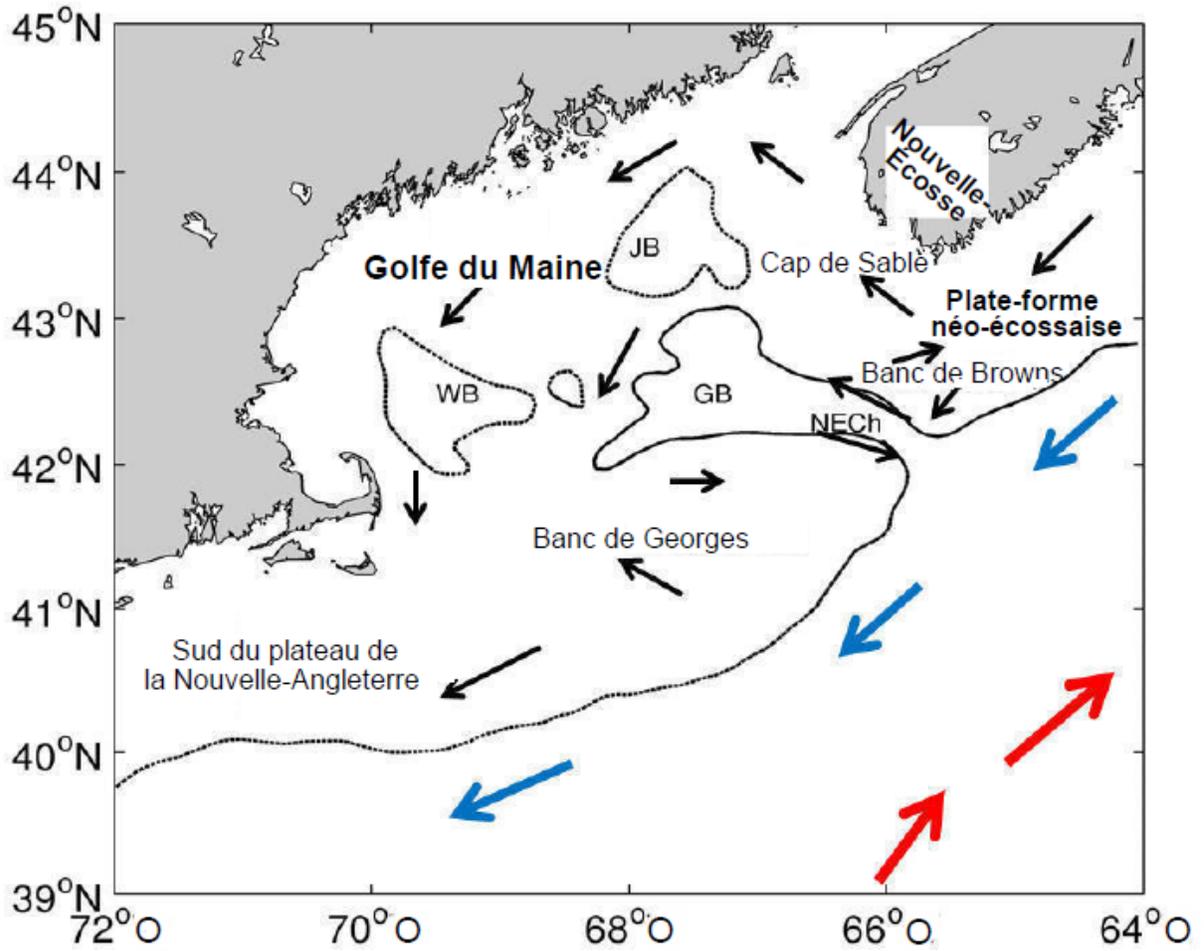


Figure 9. Tendances générales de circulation pour le chenal Nord-Est (NECh), le bassin Jordan (BJ), le banc de Georges (BG) et le bassin Wilkinson (BW). Courant du Labrador et Gulf Stream désignés par des flèches bleues et rouges, respectivement.

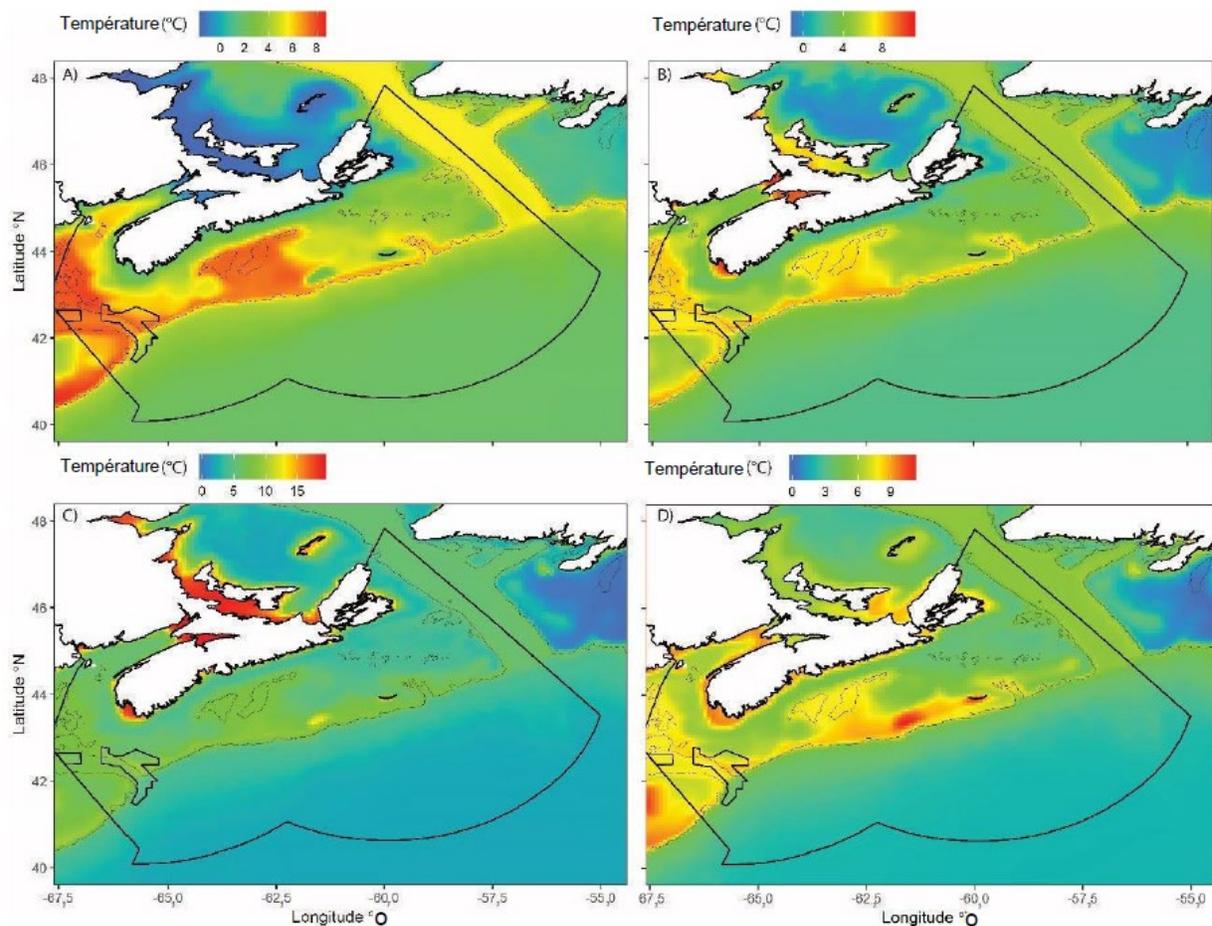


Figure 10. Moyenne saisonnière de la température au fond (2008-17) selon les modèles océaniques décrits dans Wang et al., 2016. Les panneaux A-D correspondent à l'hiver (janvier-mars), au printemps (avril-juin), à l'été (juillet-septembre) et à l'automne (octobre-décembre), respectivement. Données quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les lignes pleines représentent les limites de la zone de planification biorégionale de la plate-forme néo-écossaise et de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns.

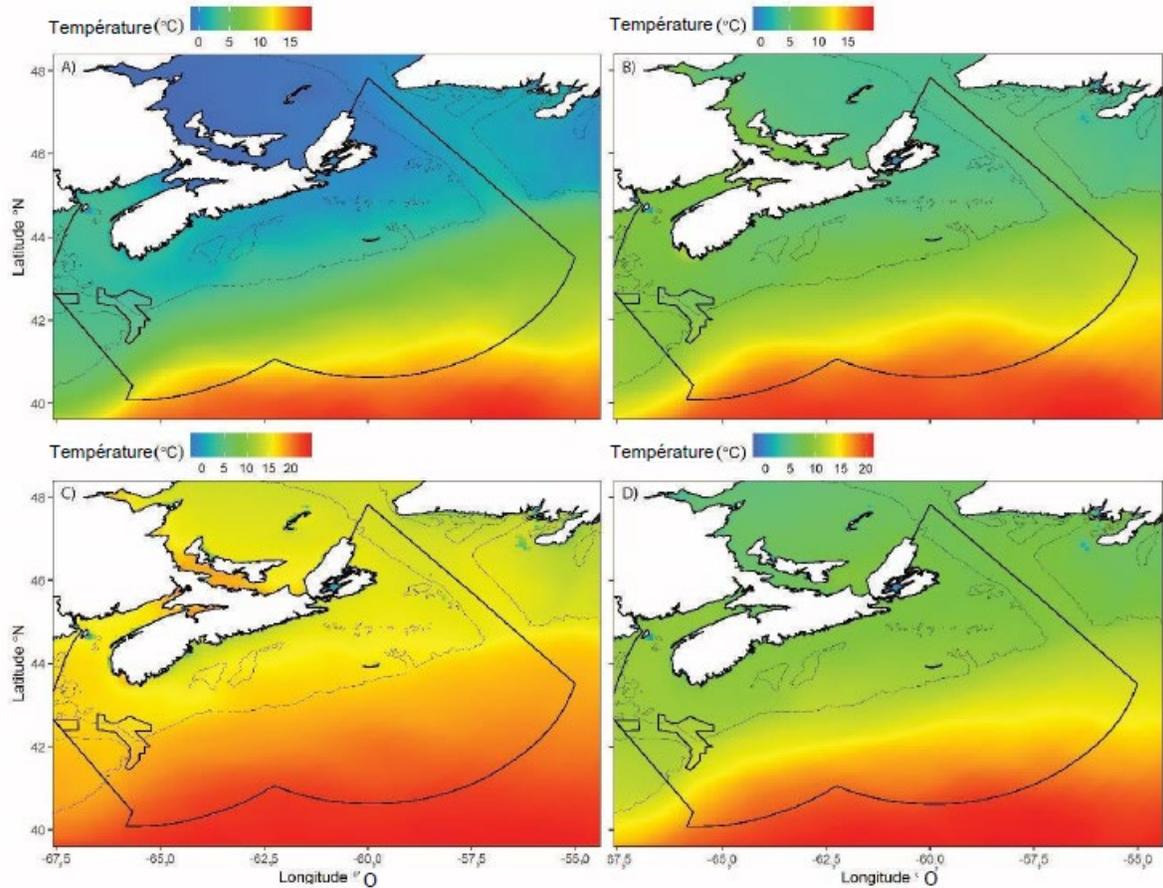


Figure 11. Moyenne saisonnière de la température à la surface (2008-2017) selon les modèles océaniques décrits dans Wang et al., 2016. Les panneaux A à D correspondent à l'hiver (janvier-mars), au printemps (avril-juin), à l'été (juillet-septembre) et à l'automne (octobre-décembre), respectivement. Données quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les lignes pleines représentent les limites de la zone de planification biorégionale de la plate-forme néo-écossaise et de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns.

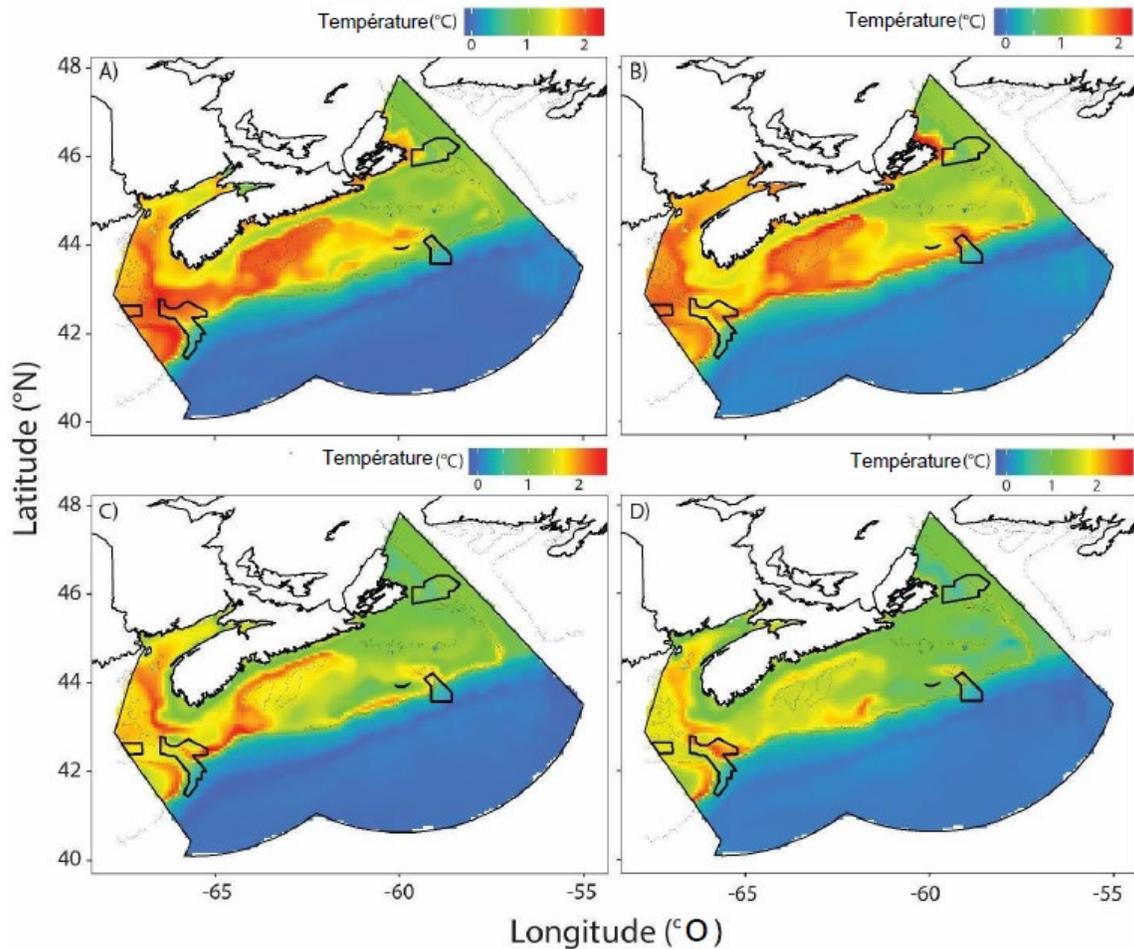


Figure 12. Moyenne saisonnière des anomalies de température au fond pour l'année 2075 d'après les simulations du RCP 8.5 (Brickman et al., 2016). Les panneaux A à D correspondent à l'hiver (janvier à mars), au printemps (avril à juin), à l'été (juillet à septembre) et à l'automne (octobre à décembre), respectivement. Les données de l'anomalie sont quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les projections climatiques sont raccourcies aux limites de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise. Les lignes pleines correspondent aux limites de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns, de la ZPM du Gully et de la ZPM du banc de Sainte-Anne, orientées d'ouest en est.

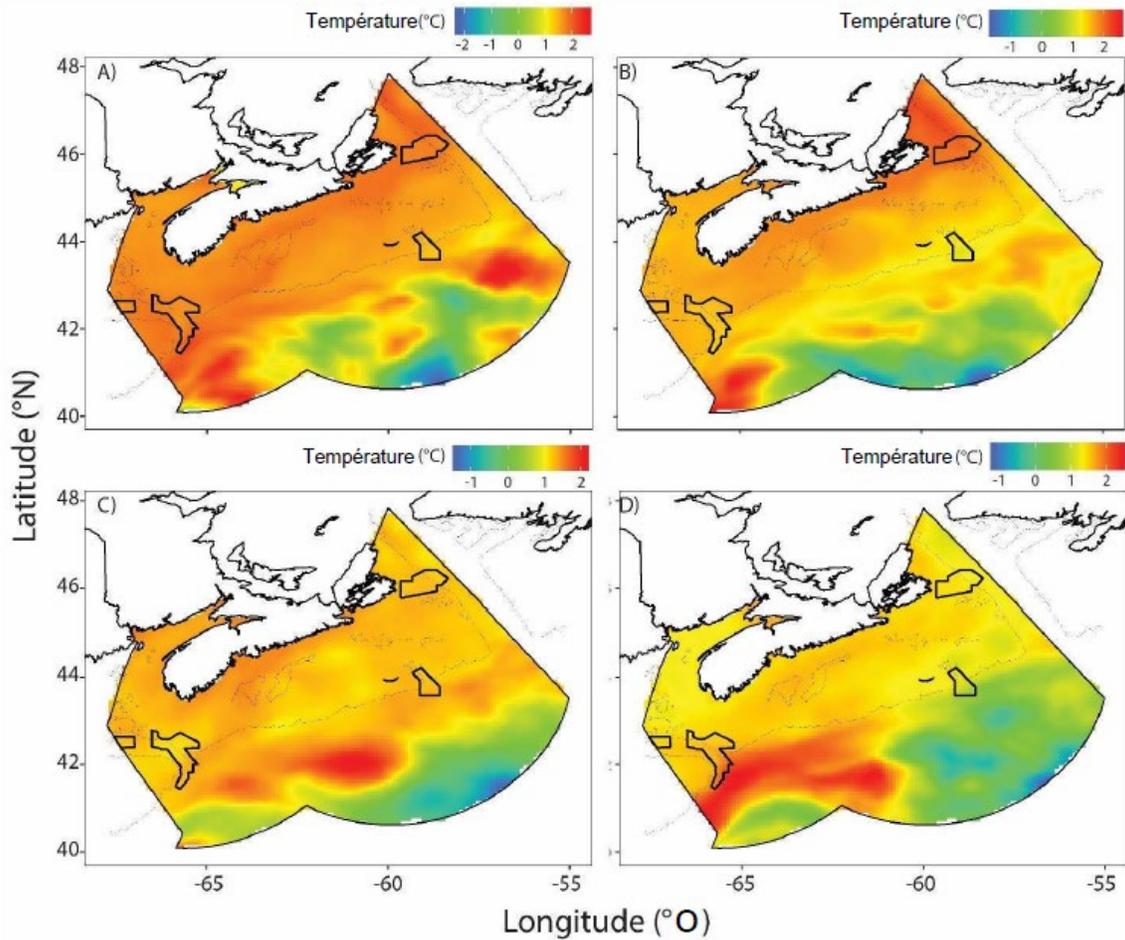


Figure 13. Moyenne saisonnière des anomalies de température à la surface pour l'année 2075 en fonction des simulations du RCP 8.5 (Brickman et al., 2016). Les panneaux A à D correspondent à l'hiver (janvier à mars), au printemps (avril à juin), à l'été (juillet à septembre) et à l'automne (octobre à décembre), respectivement. Les données de l'anomalie sont quadrillées à une résolution de 7,5 km². Les projections climatiques sont raccourcies aux limites de la biorégion de la plate-forme néo-écossaise. Les lignes pleines correspondent aux limites de la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns, de la ZPM du Gully et de la ZPM du banc de Sainte-Anne, orientées d'ouest en est.

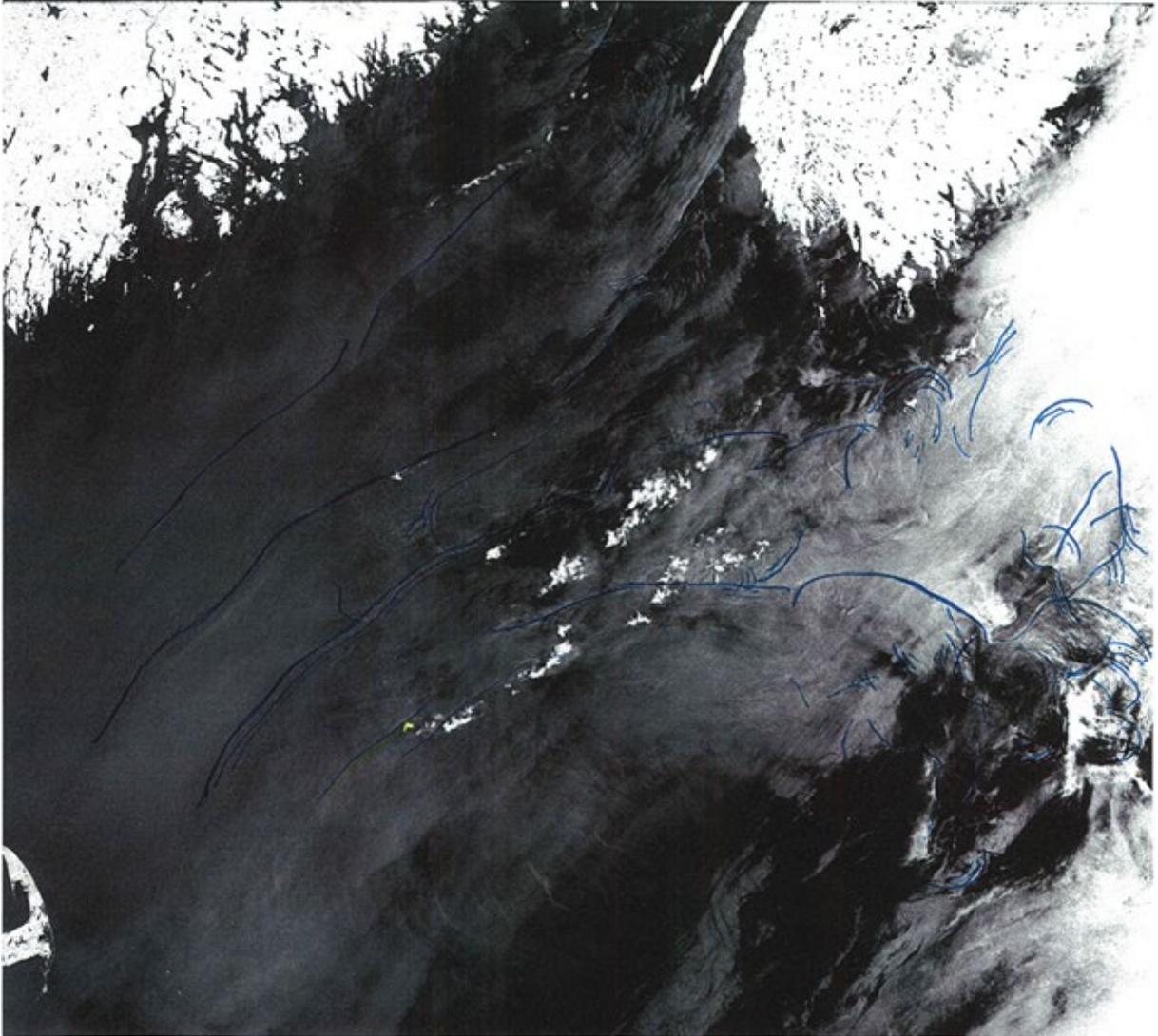


Figure 14. Onde interne observée par des images de radar à synthèse d'ouverture (SAR) du golfe du Maine. Données du SAR RADARSAT®-2 pour le 28 août 2014 (droits d'auteur sur les images : MacDonald, Dettwiler, and Associates). Les lignes bleues indiquent la position des ondes internes identifiées dans l'image SAR.

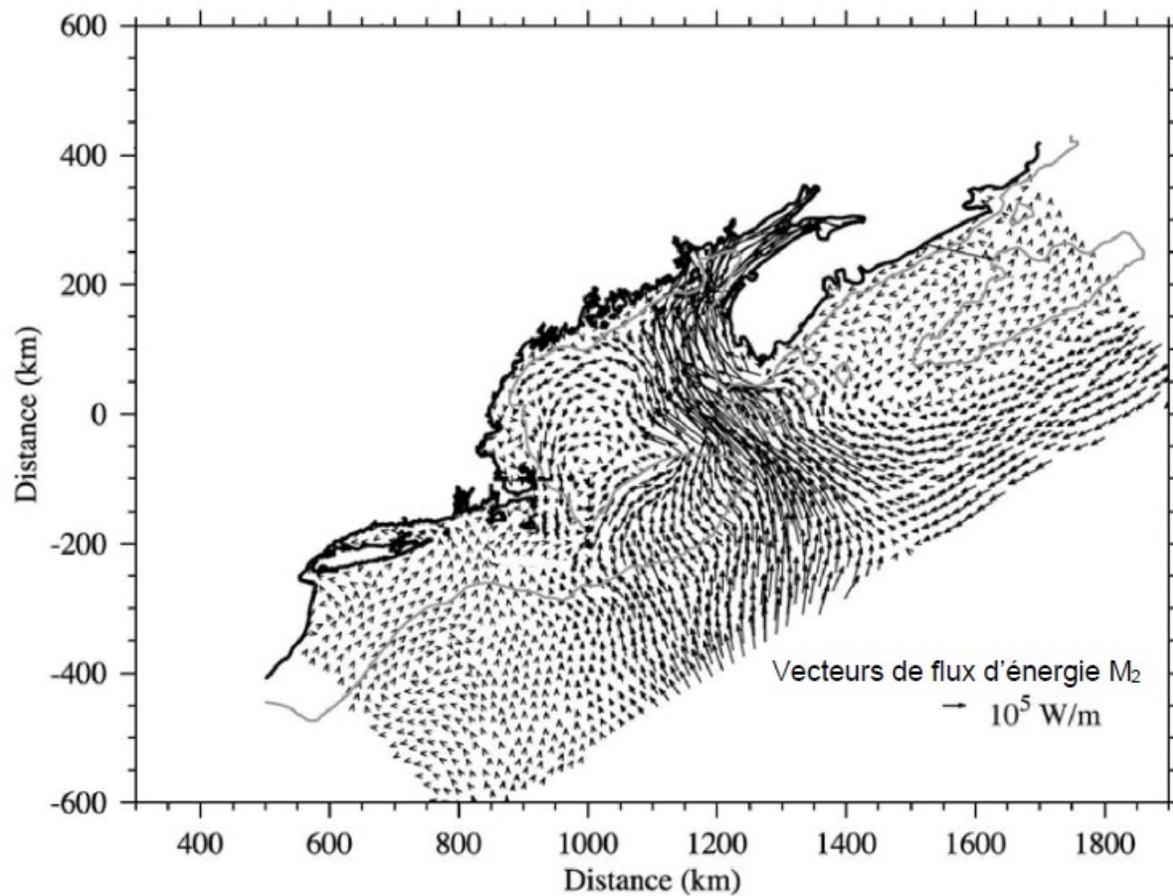


Figure 15. Carte des vecteurs de flux d'énergie marémotrice M₂ dans la région. Adapté de Chen et al. (2011).

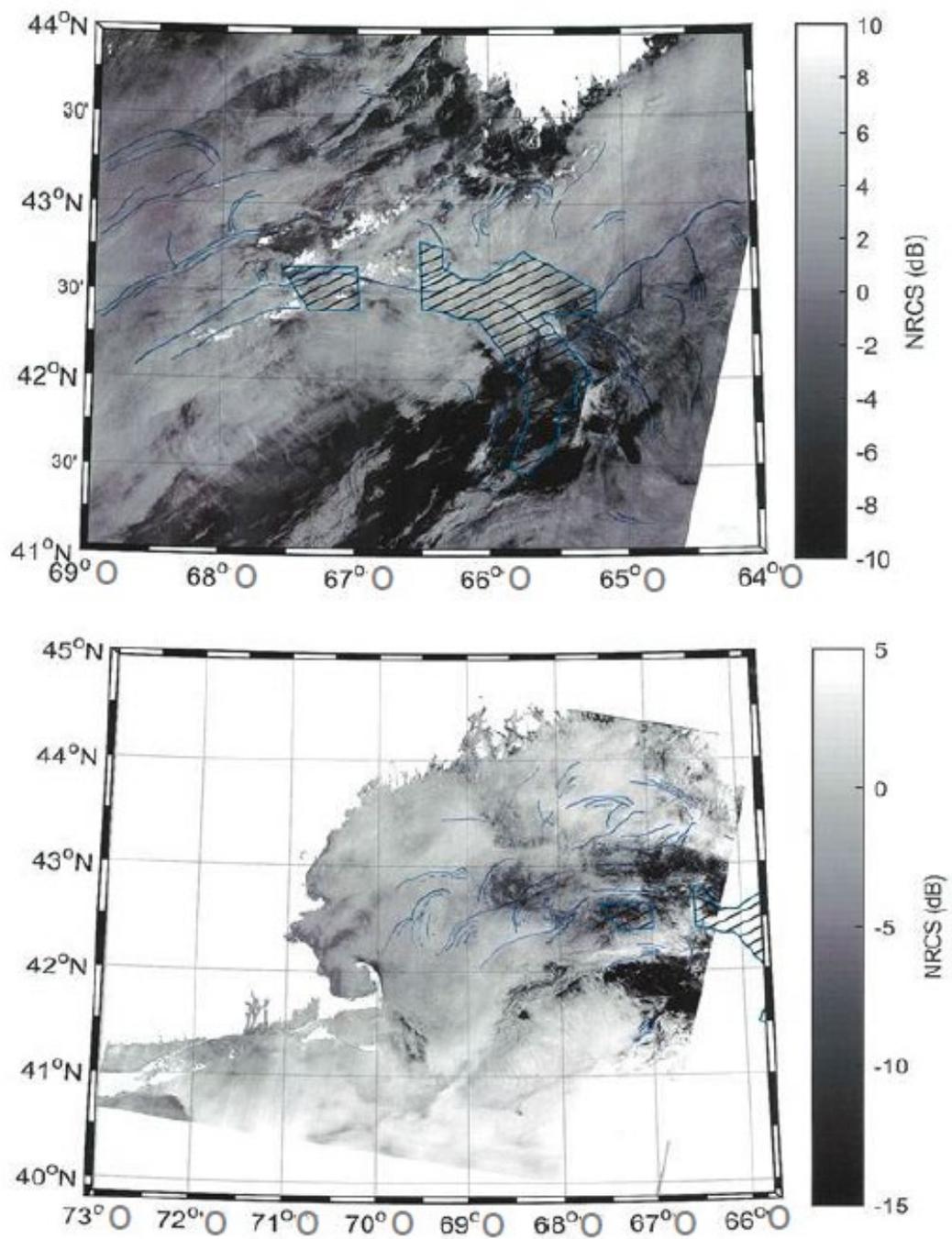


Figure 16. Ondes internes observées par radar à synthèse d'ouverture dans le chenal de Fundy et le banc de Browns (haut : 28 avril 2014; bas : 31 juillet 2012). La barre de couleur NRCS (dB) signifie « surface équivalente radar normalisée », et les lignes bleues indiquent les ondes internes identifiées dans les images SAR.

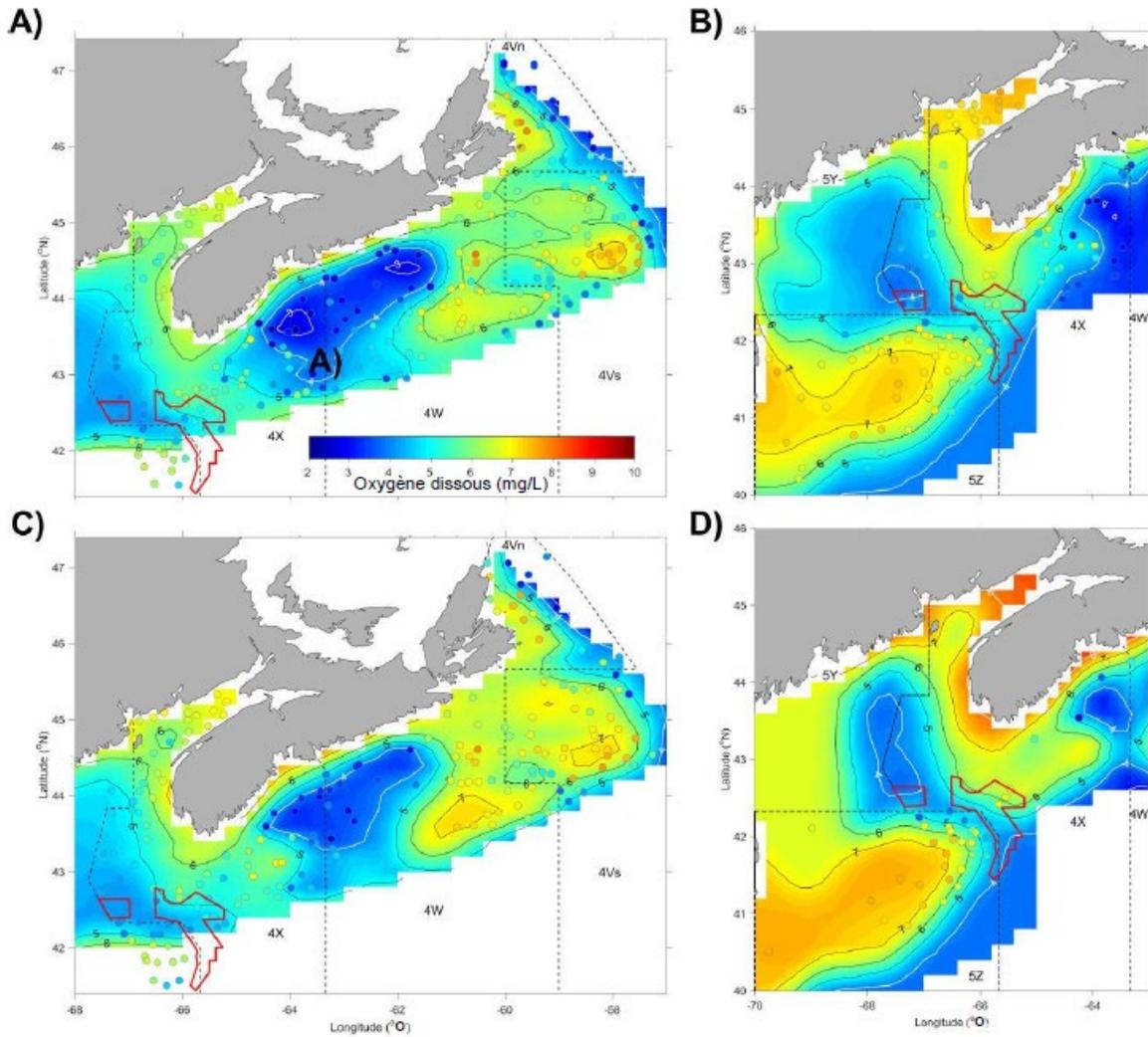


Figure 17. Niveaux d'oxygène dissous (ml/L) dans la plate-forme néo-écossaise entre l'été (A) et l'hiver (B) en 2016, et l'été (C) et l'hiver (D) en 2017. En général, les portions plus profondes de la plate-forme néo-écossaise et du golfe du Maine ont des niveaux d'oxygène dissous plus faibles. Les cartes sont le résultat d'un modèle interpolé fondé sur des profils CTD mesurant l'oxygène dissous (cercles pleins). La zone d'étude de la zone d'intérêt est indiquée en rouge.

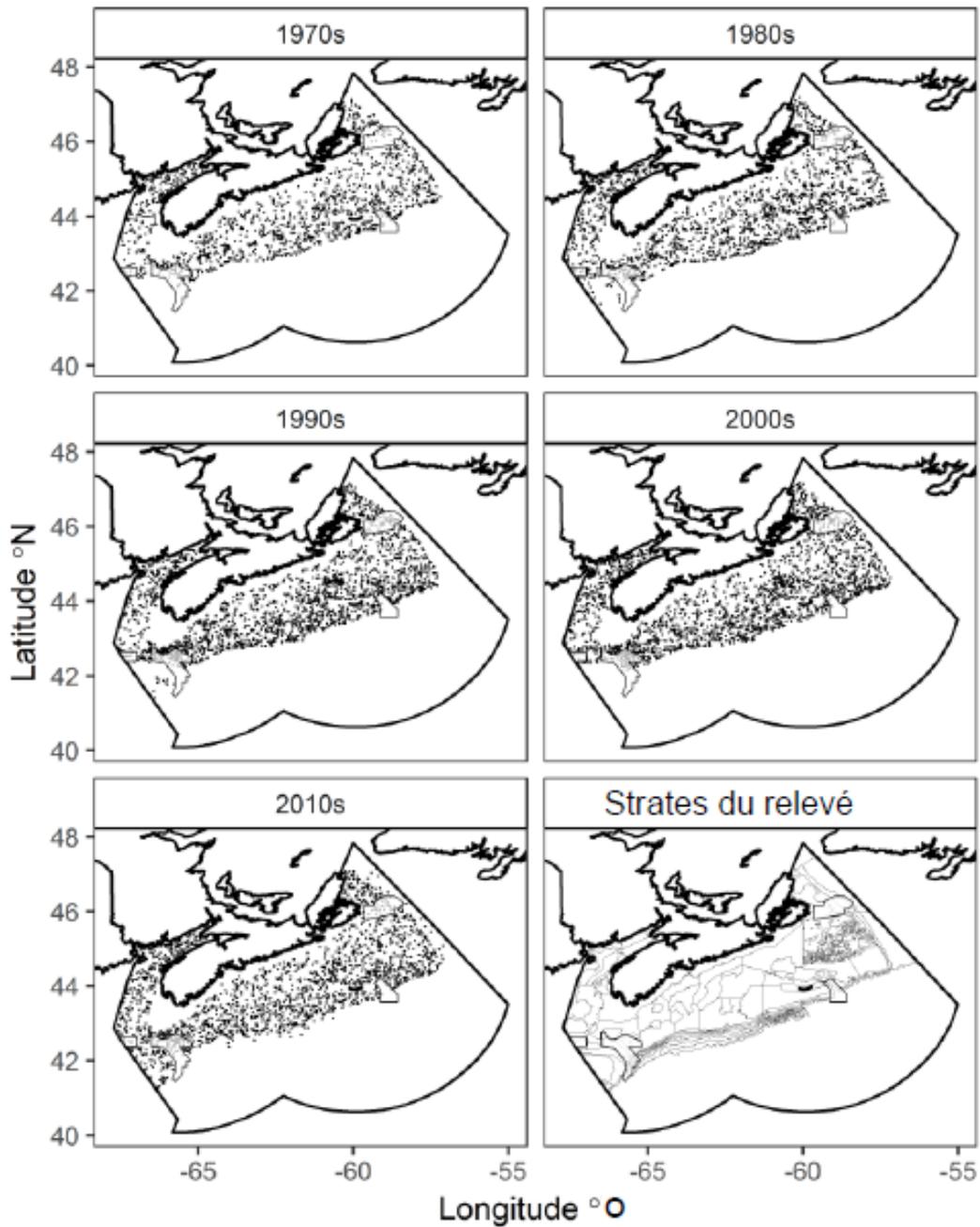


Figure 18. Résumé des emplacements des échantillons pour le relevé estival plurispécifique par navire de recherche de la région des Maritimes regroupés par décennie. Strates actuelles du relevé cartographiées dans le coin inférieur droit. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns, ainsi que les zones de protection marines du Gully et du banc de Sainte-Anne, sont représentées par des polygones transparents.

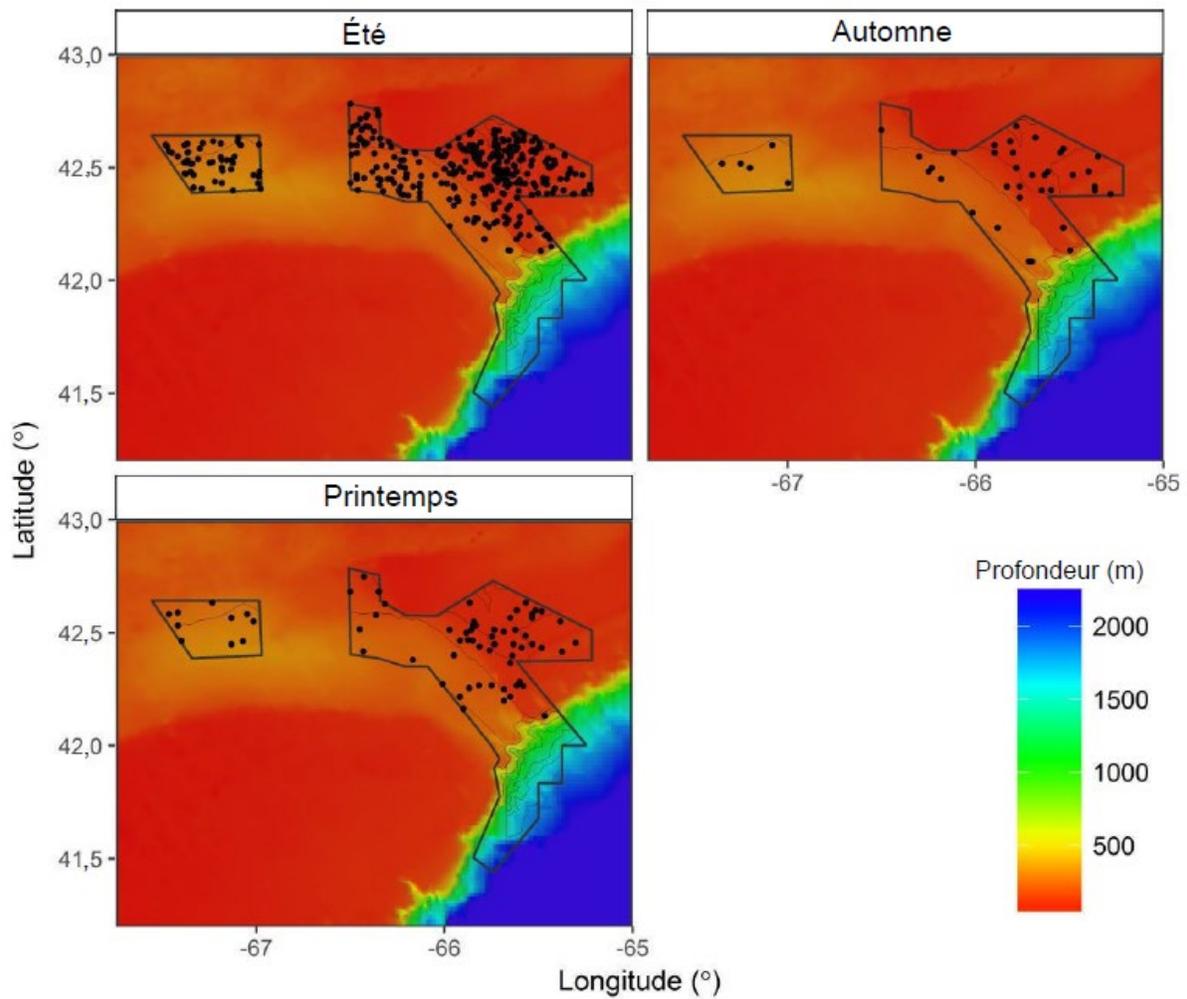


Figure 19. Distribution de calées valides (durée supérieure à 20 minutes; $n = 467$) dans les limites de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns par les relevés par NO de l'été, de l'automne et du printemps (1970-2017) superposés sur la bathymétrie à la profondeur maximale dans la zone d'intérêt (2251 m). Les lignes grises indiquent les strates du relevé par navire de recherche qui recourent la zone d'intérêt.

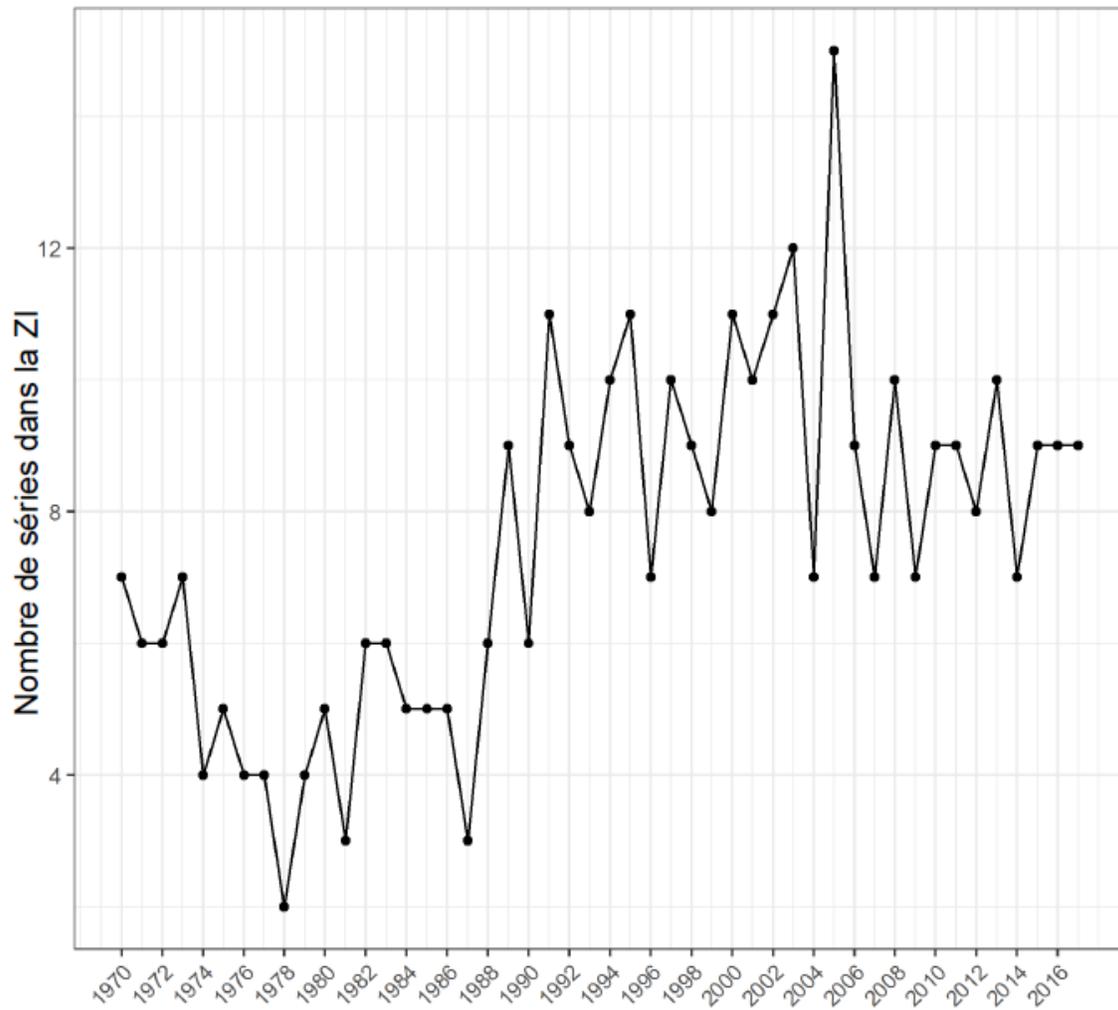


Figure 20. Nombre de calées valides (durée supérieure à 20 minutes) dans les limites de la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns par le relevé estival plurispécifique par navire de recherche (1970-2017).

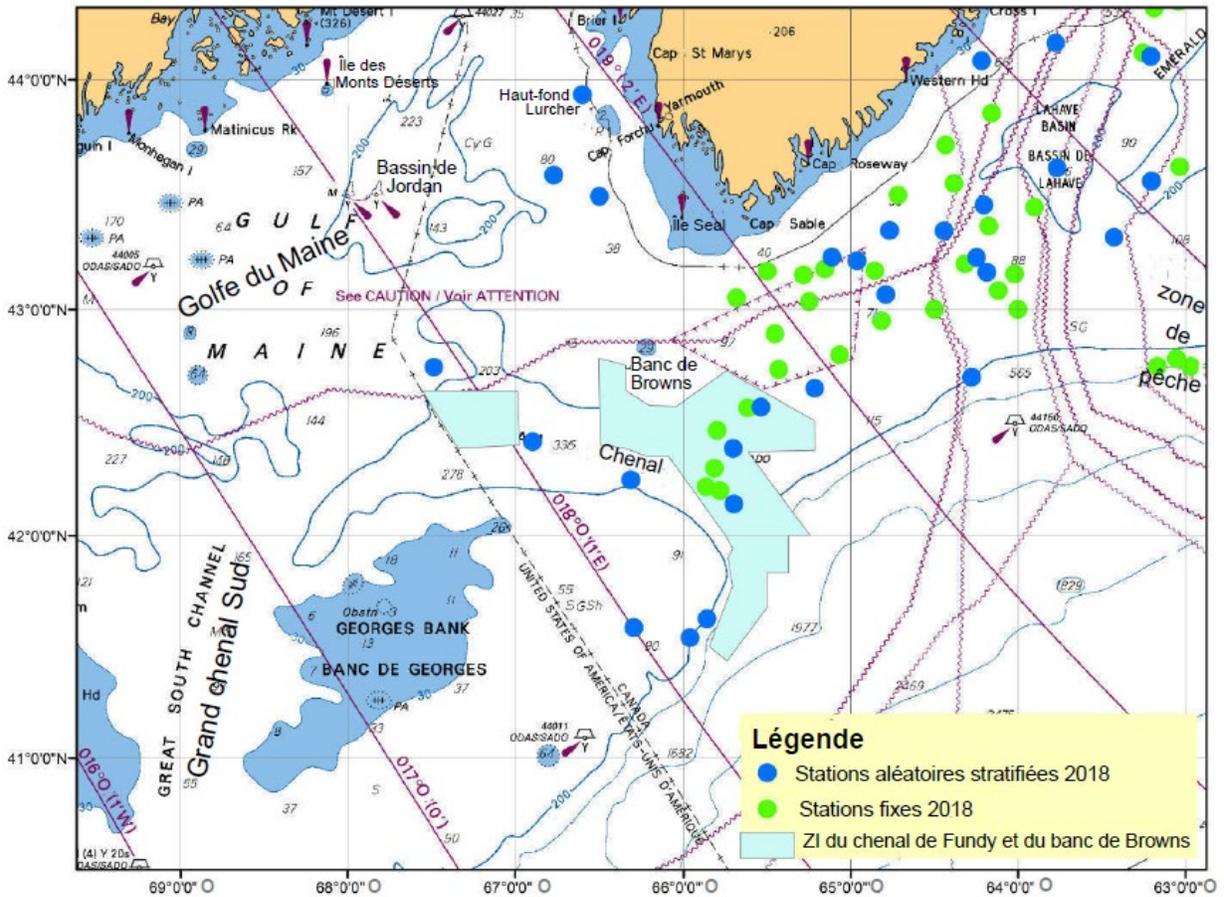


Figure 21. Exemple de stations aléatoires et fixes stratifiées tirées du relevé à la palangre sur le flétan de l'Atlantique du Pêches et Océans Canada et de l'industrie de la pêche au flétan de l'Atlantique à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt en 2018.

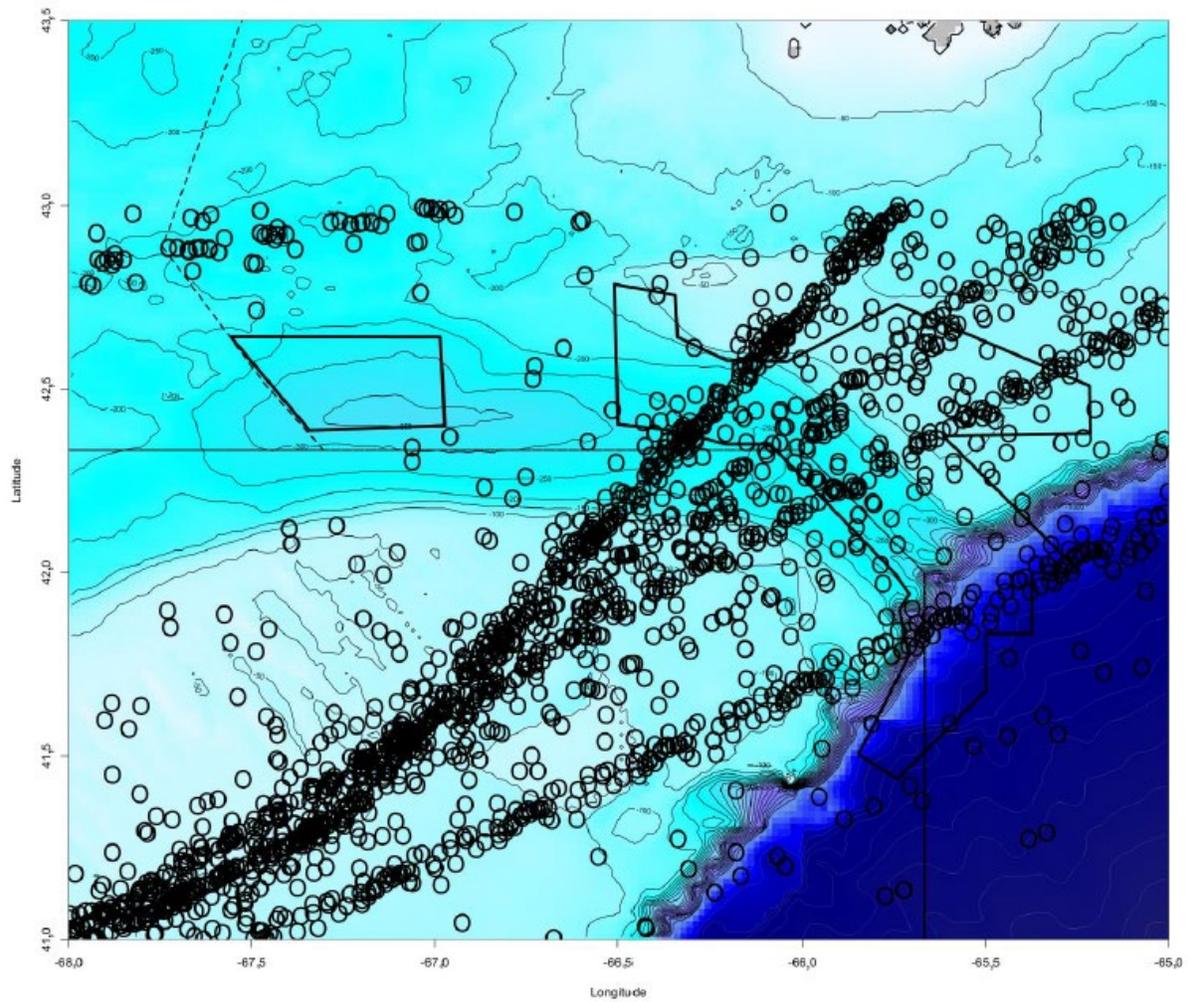


Figure 22. Lieux d'échantillonnage de l'enregistreur continu de plancton à proximité de la zone d'intérêt de 1971 à 2016. Il existe une importante lacune dans les données recueillies par l'enregistreur continu de plancton dans cette région entre 1973 et 1991.

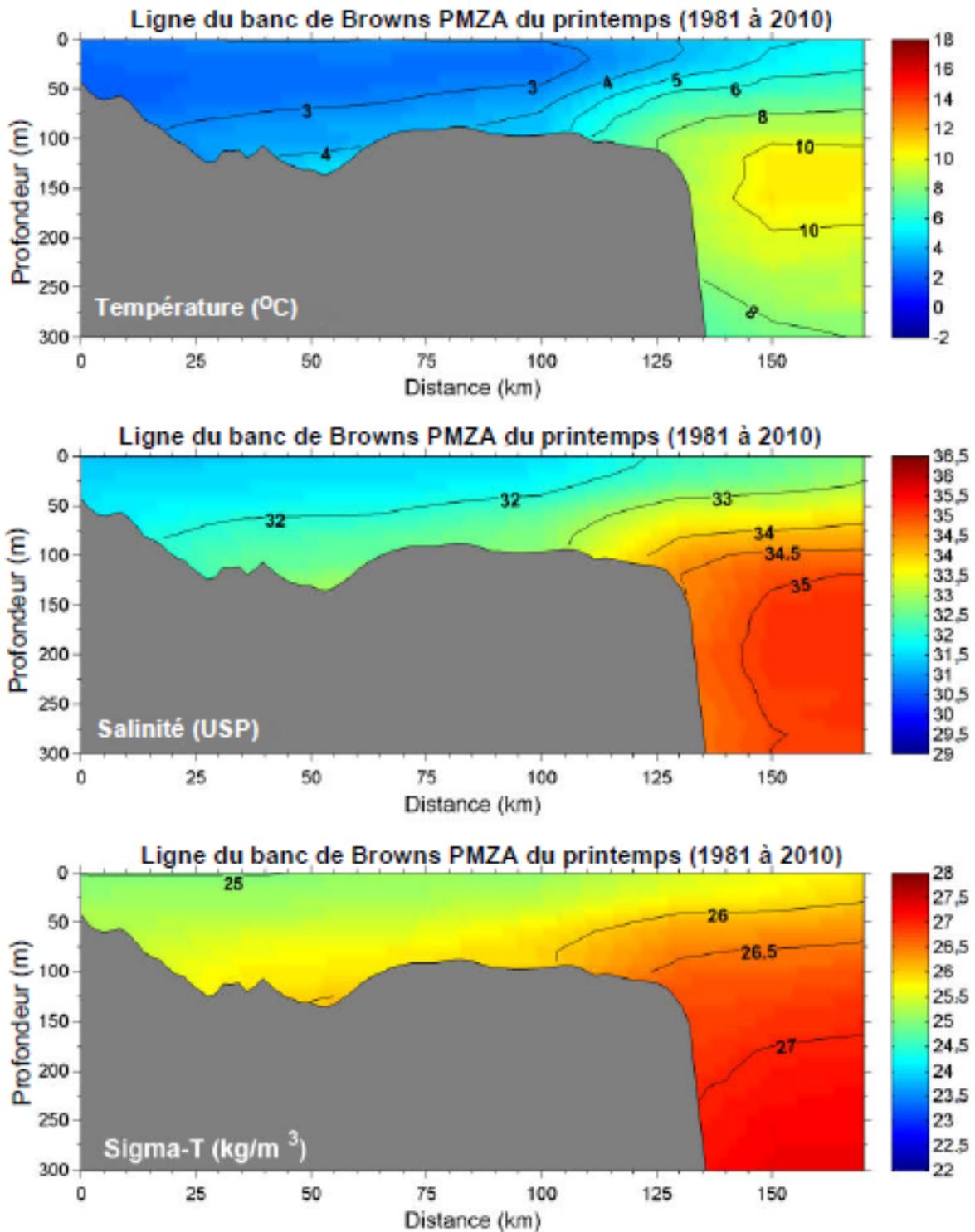


Figure 23. Profils moyens de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique le long de la ligne du banc de Browns du printemps 1981 à 2010.

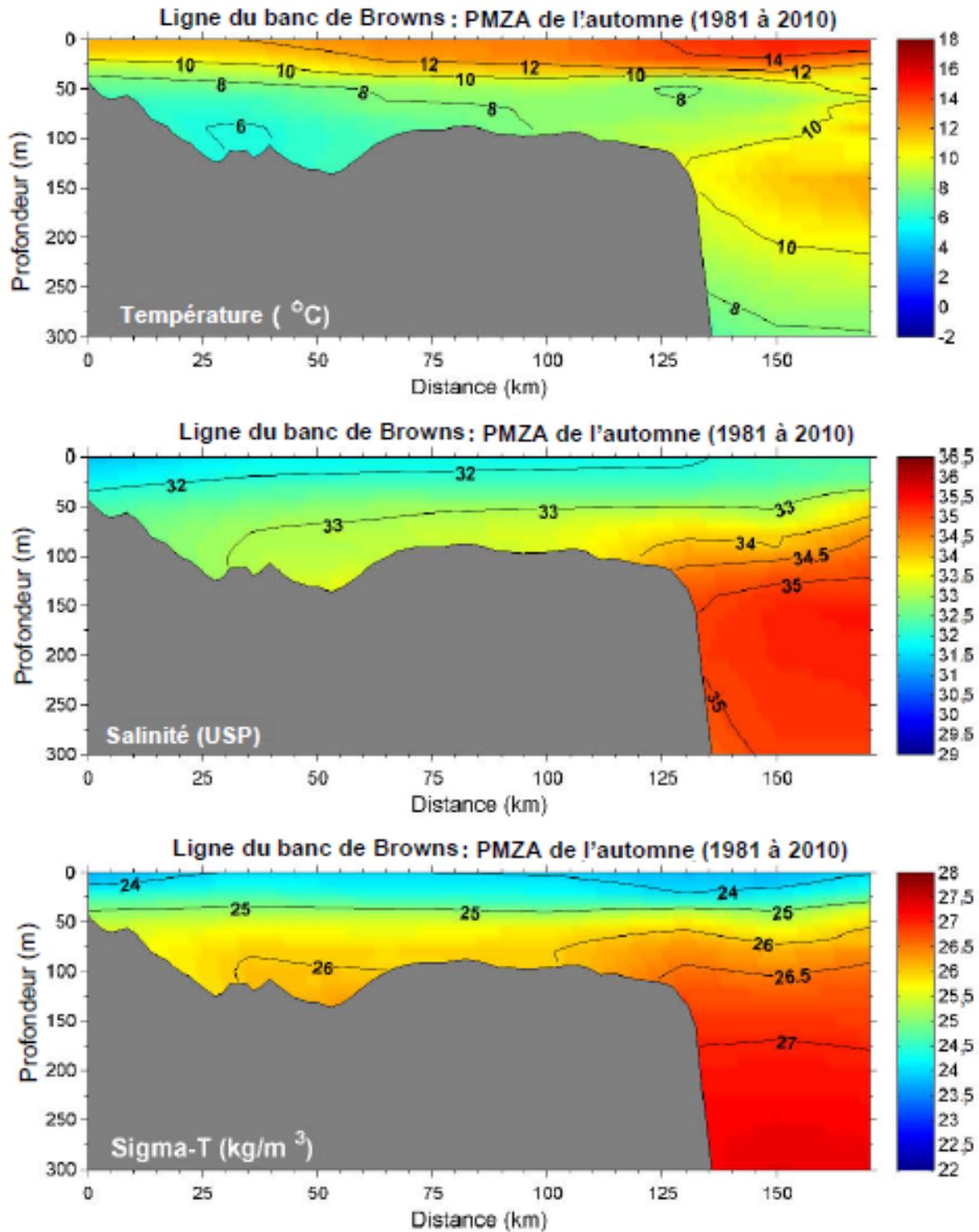


Figure 24. Profils moyens de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique le long de la ligne du banc de Browns de l'automne 1981 à 2010.

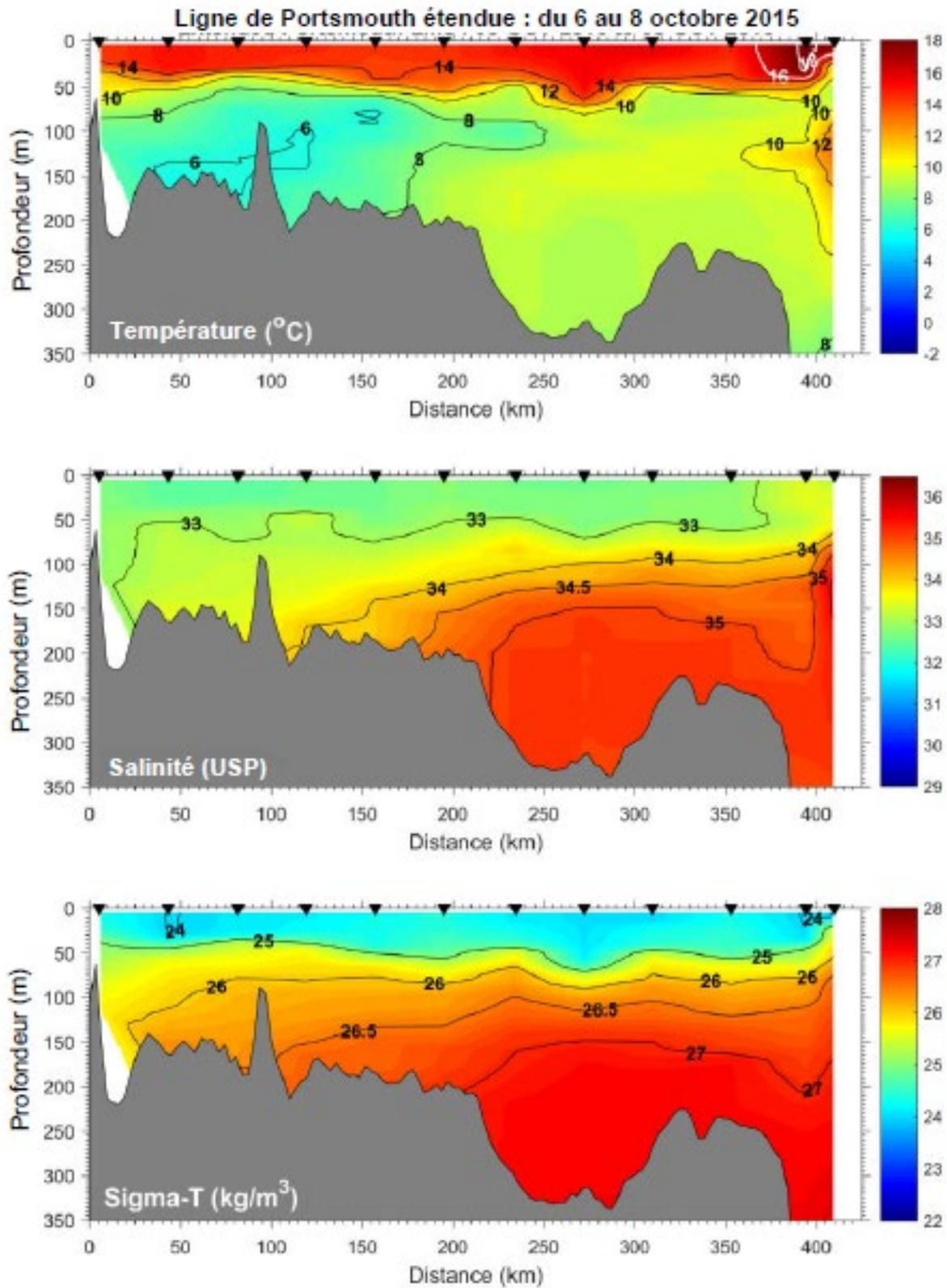


Figure 25. Profils de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique de la ligne de Portsmouth qui s'étend dans le chenal de Fundy du 6 au 8 octobre 2015.

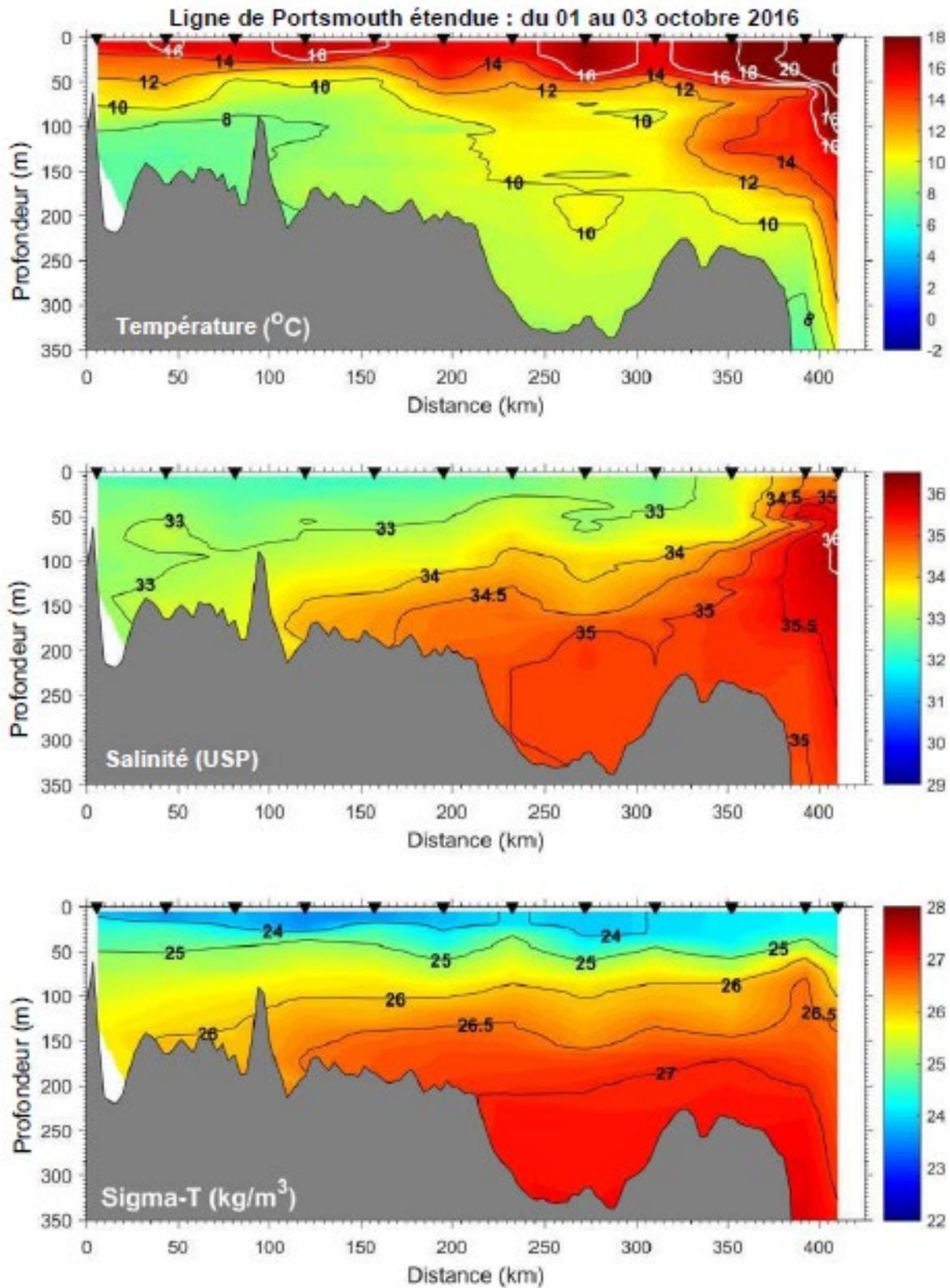


Figure 26. Profils de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique de la ligne de Portsmouth qui s'étend dans le chenal de Fundy du 1^{er} au 3 octobre 2016.

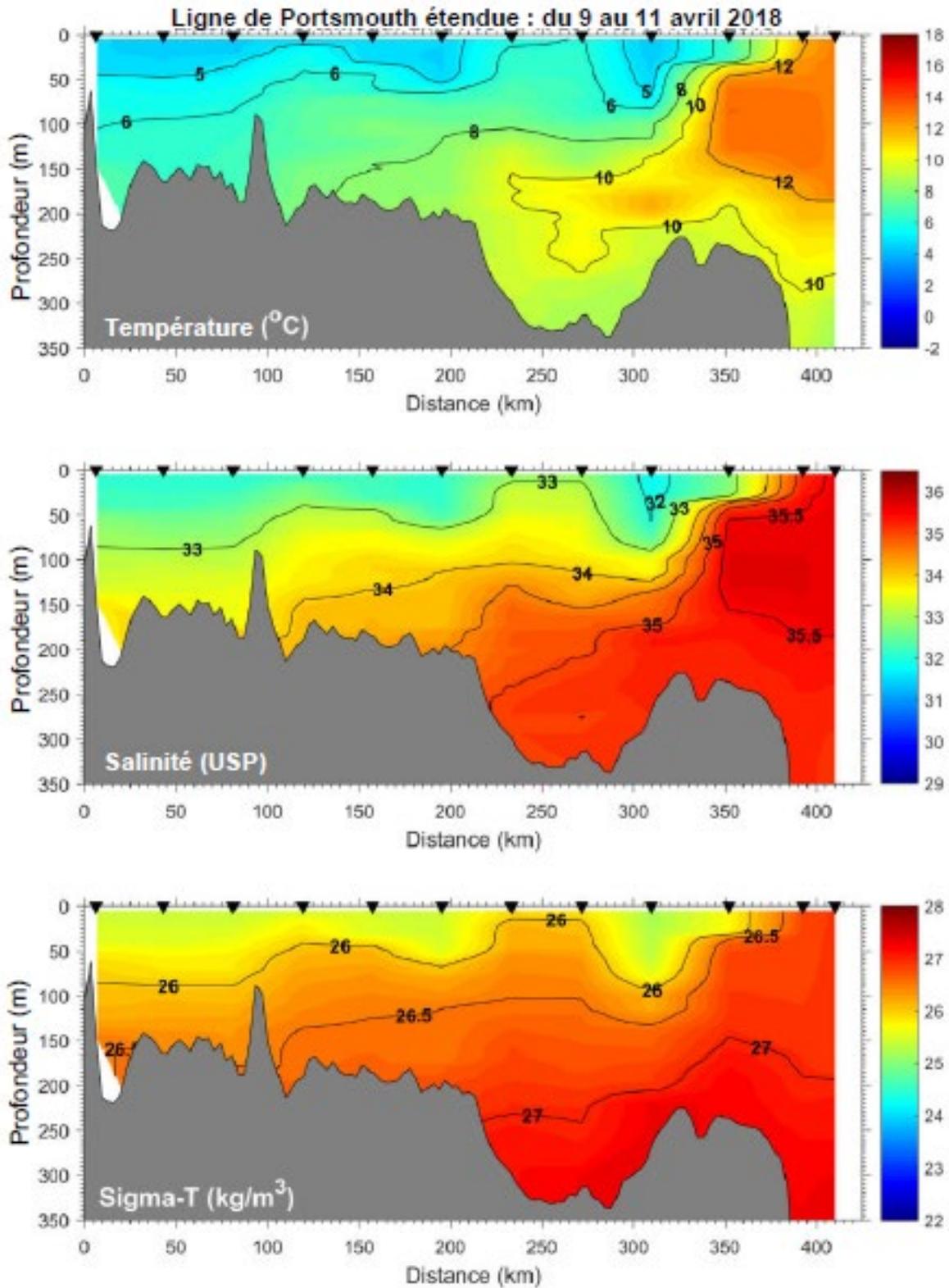


Figure 27. Profils de température, de salinité et de sigma-T du programme de surveillance de la zone de l'Atlantique de la ligne de Portsmouth qui s'étend dans le chenal de Fundy du 9 au 11 avril 2018.

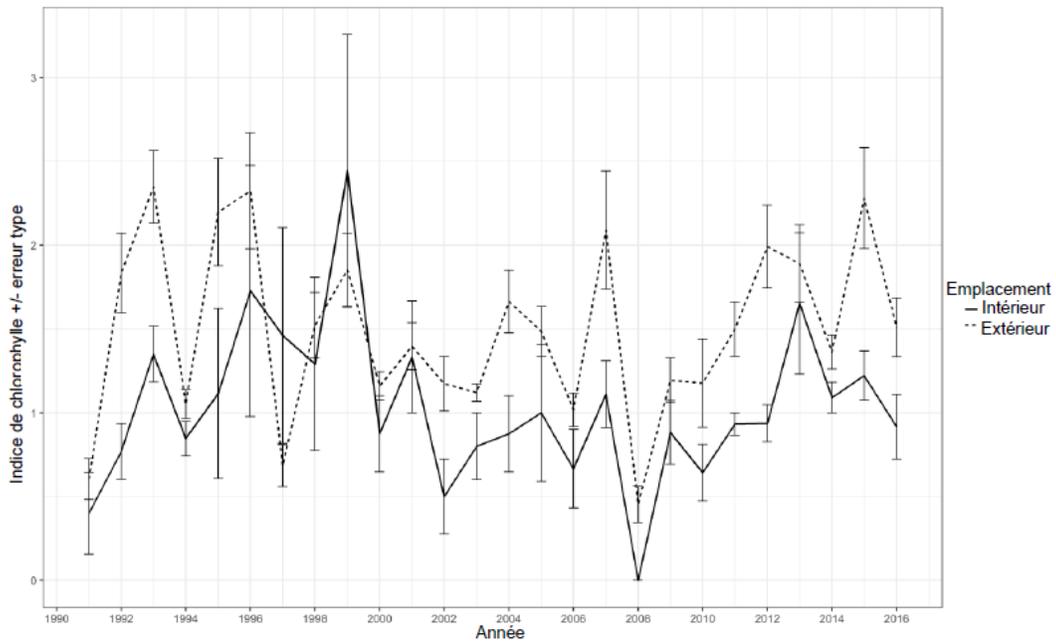


Figure 28. Indices de chlorophylle de l'enregistreur continu de plancton de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt (voir la figure 22). L'indice de chlorophylle est généralement plus élevé à l'extérieur qu'à l'intérieur de la zone d'intérêt dans la série chronologique ([doi:10.7487/2018.221.1.1137](https://doi.org/10.7487/2018.221.1.1137)).

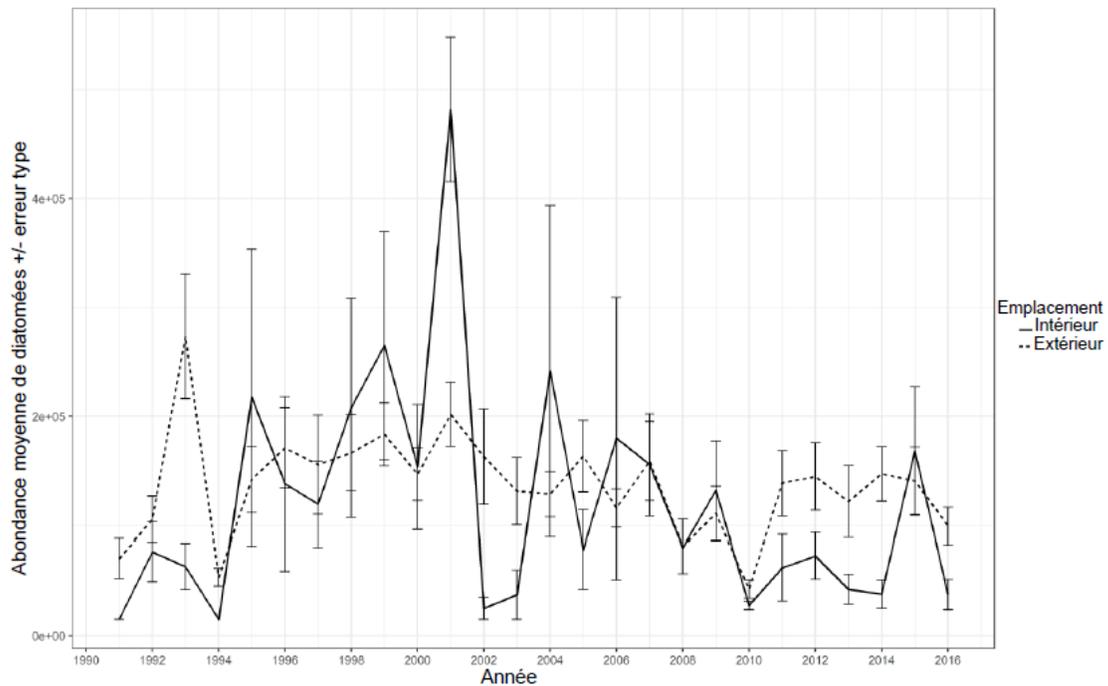


Figure 29. Le nombre moyen de diatomées recueillies par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt (voir la figure 22). Le nombre de diatomées à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'intérêt est indiqué ([doi:10.7487/2018.221.1.1137](https://doi.org/10.7487/2018.221.1.1137)).

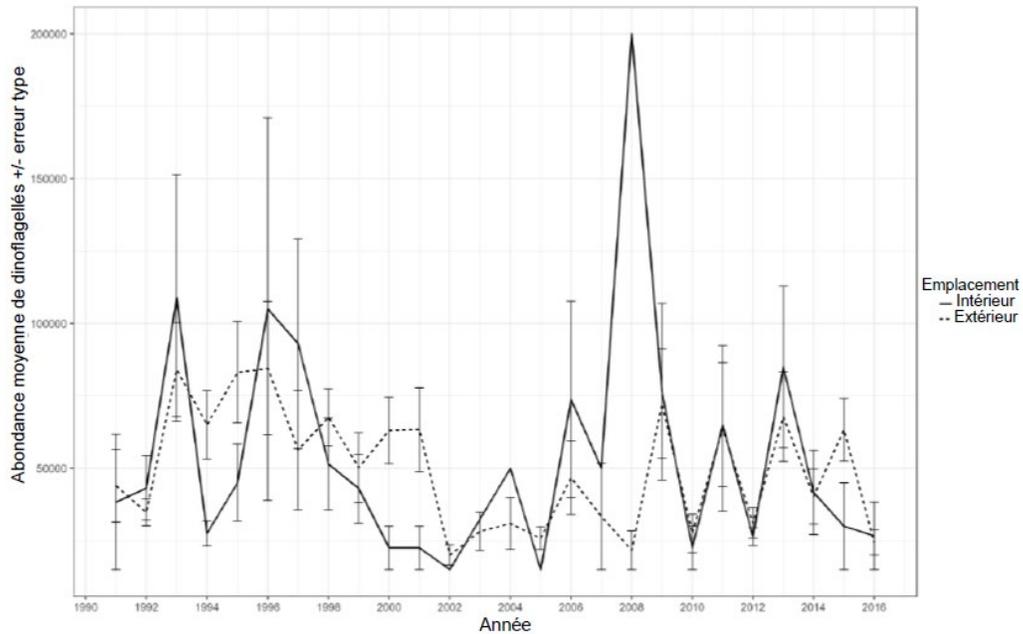


Figure 30. Le nombre moyen de dinoflagellés recueillis par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la zone d'intérêt (voir la figure 22 pour connaître les lieux de prélèvement des échantillons). Le nombre de dinoflagellés à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'intérêt est indiqué. Le nombre de dinoflagellés montre plusieurs pics importants dans la zone d'intérêt et une tendance cyclique de l'abondance globale (doi: [10.7487/2018.221.1.1137](https://doi.org/10.7487/2018.221.1.1137)).

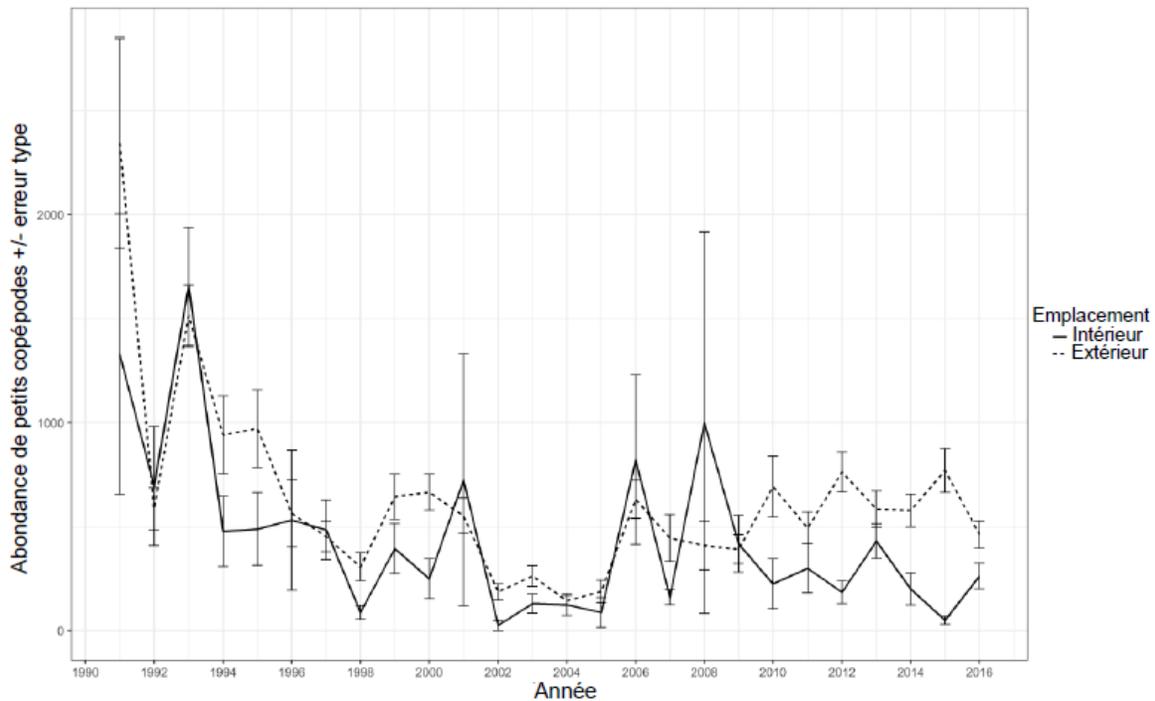


Figure 31. Le nombre moyen de petits copépodes recueillis par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la ZI (voir la figure 22 pour connaître les lieux de prélèvement des échantillons). Le nombre de petits copépodes à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI montre une baisse générale de 1991 à 2002 et est semblable à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI (doi:[10.7487/2018.221.1.1137](https://doi.org/10.7487/2018.221.1.1137)).

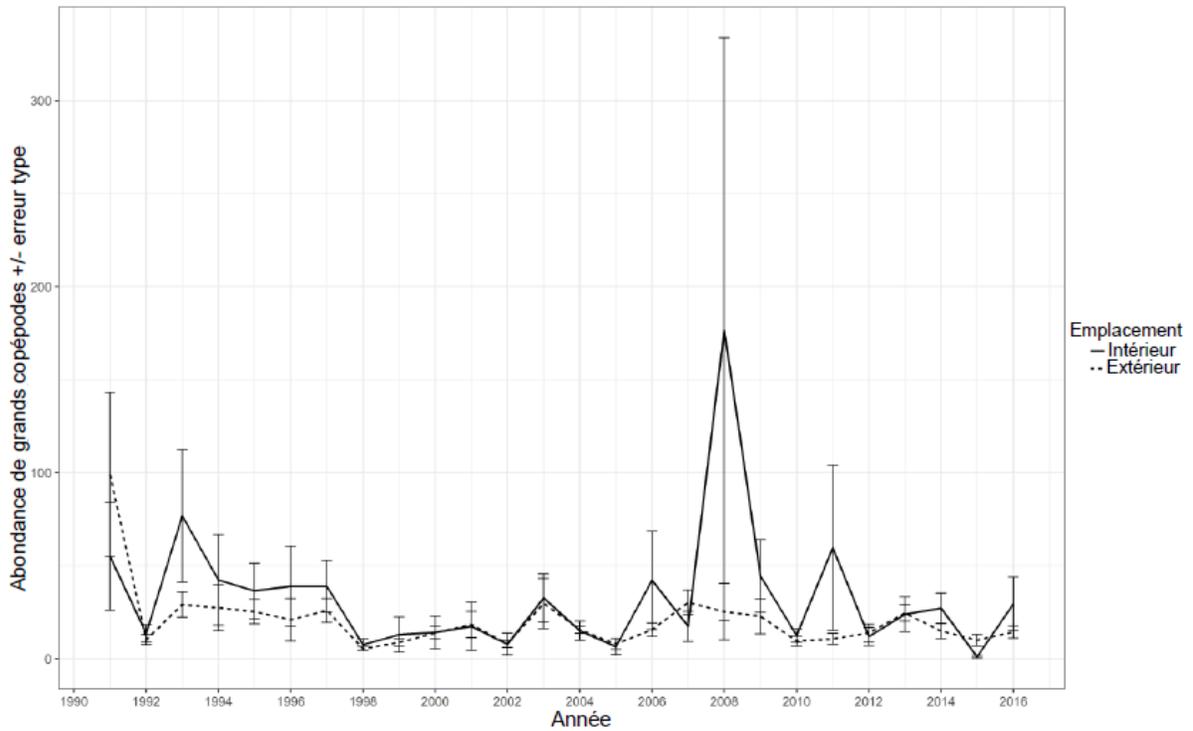


Figure 32. Le nombre moyen de grands copépodes recueillis par l'enregistreur continu de plancton par année de 1991 à 2016 à l'intérieur et à proximité de la ZI (voir la figure 22 pour connaître les lieux de prélèvement des échantillons). Le nombre de grands copépodes à l'intérieur et à l'extérieur de la ZI est généralement constant, avec une forte augmentation en 2008 dans la ZI (doi:[10.7487/2018.221.1.1137](https://doi.org/10.7487/2018.221.1.1137)).

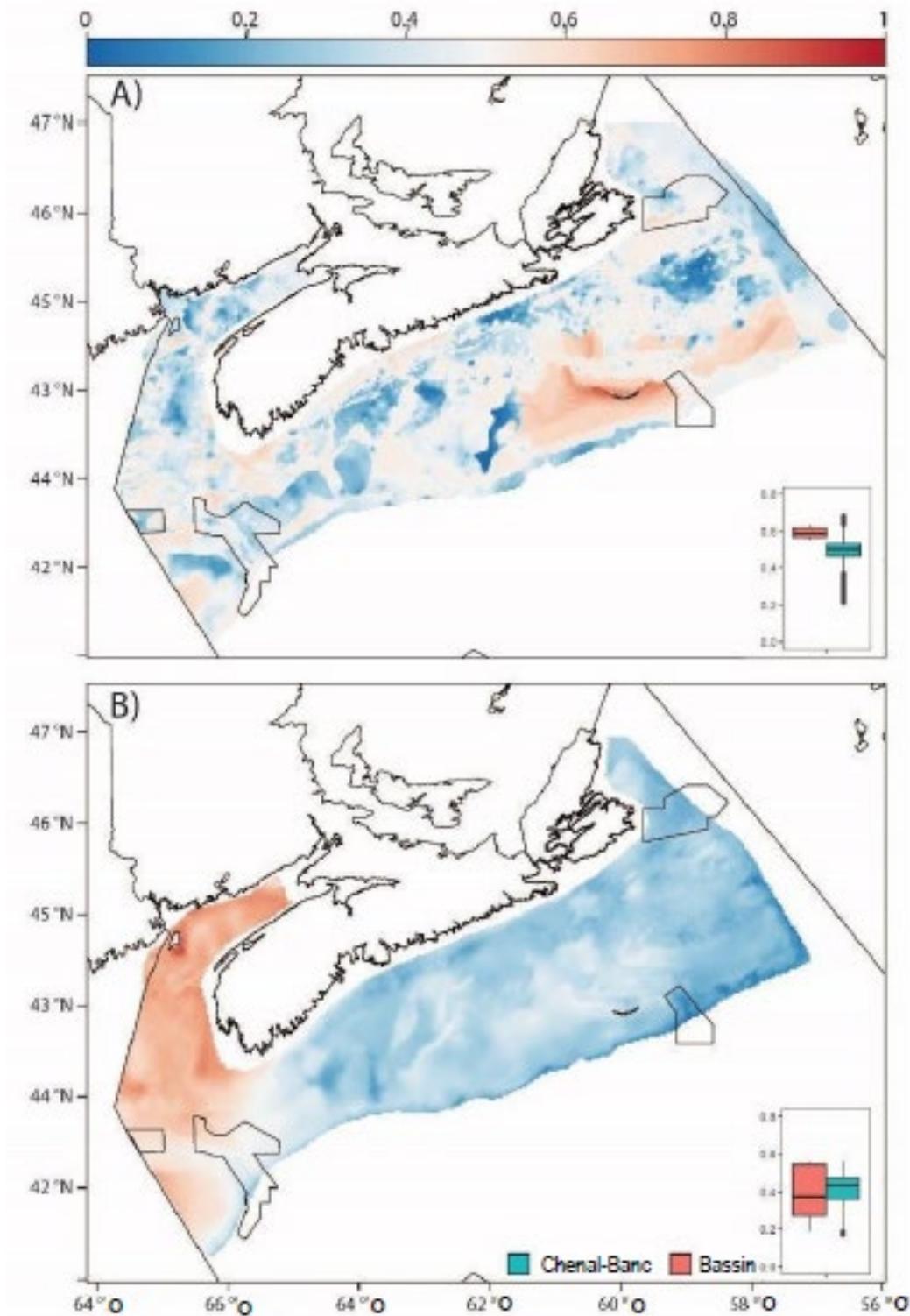


Figure 33. Résumé des axes du paysage marin du modèle d'habitat par Kostylev et Hannah (2007) : A) carte de l'axe des perturbations naturelles et B) portée de la croissance. Les encadrés montrent la répartition de chaque variable d'axe dans les sous-composantes de la ZI. Les polygones sur la carte représentent la ZPM du banc de Sainte-Anne, la ZPM du Gully et la ZI du chenal de Fundy et du banc de Browns.

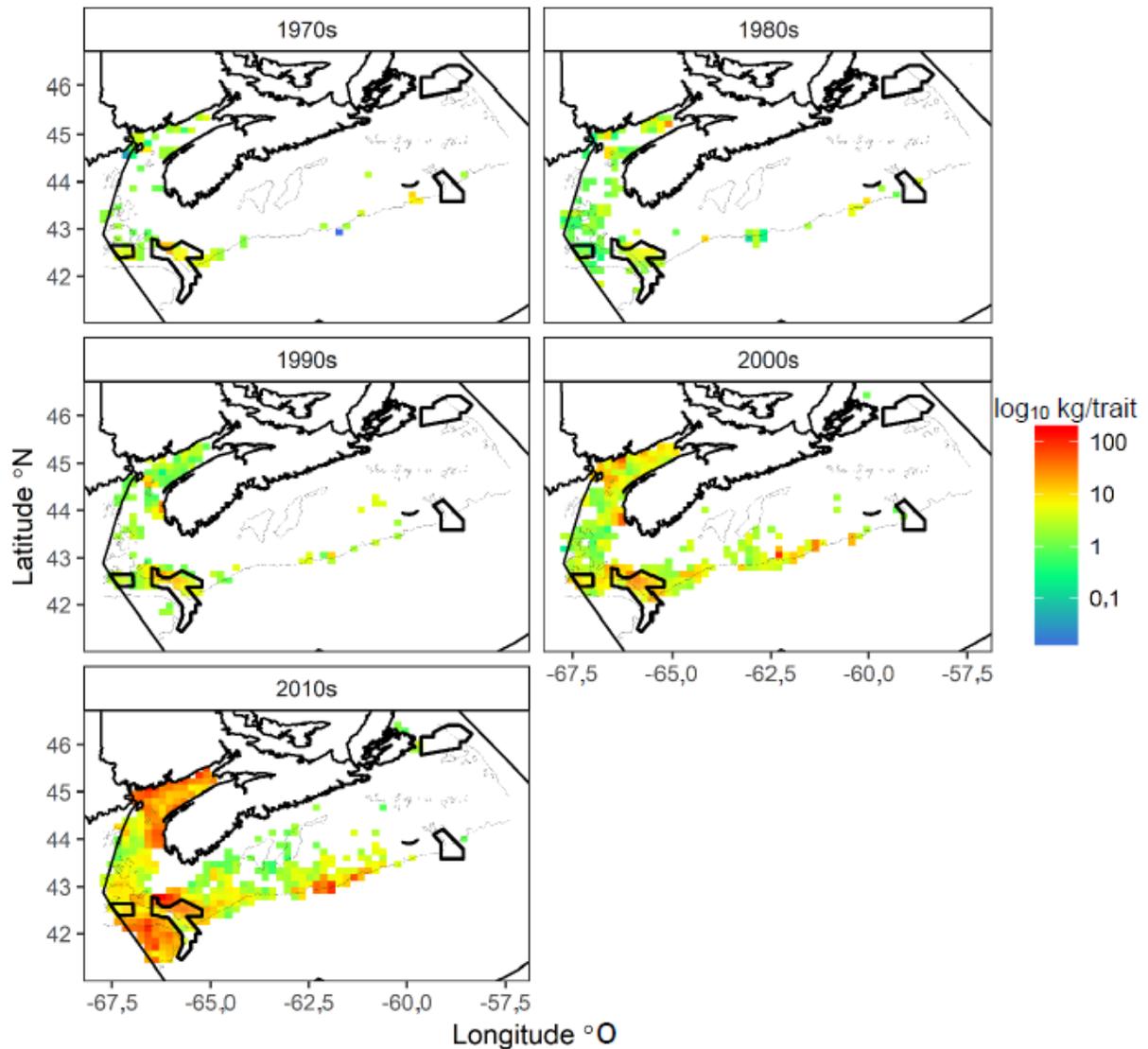


Figure 34. Répartition des prises de homard (*Homarus americanus*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille nautique établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

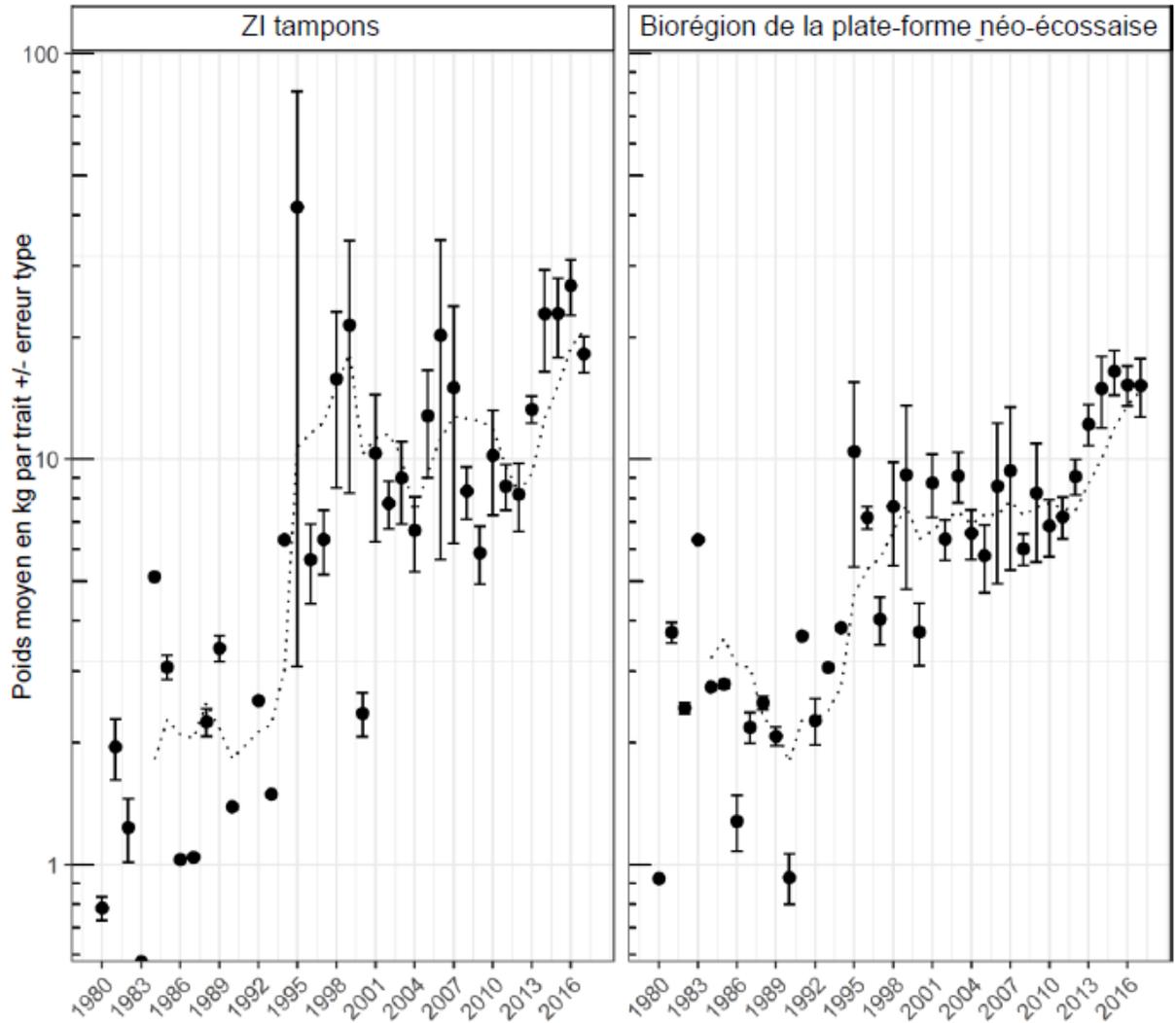


Figure 35. Poids moyen (\pm écart-type) du homard (*Homarus americanus*) capturé pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille nautique. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

Moyenne de pétoncles/trait du relevé du pétoncle du banc de Browns

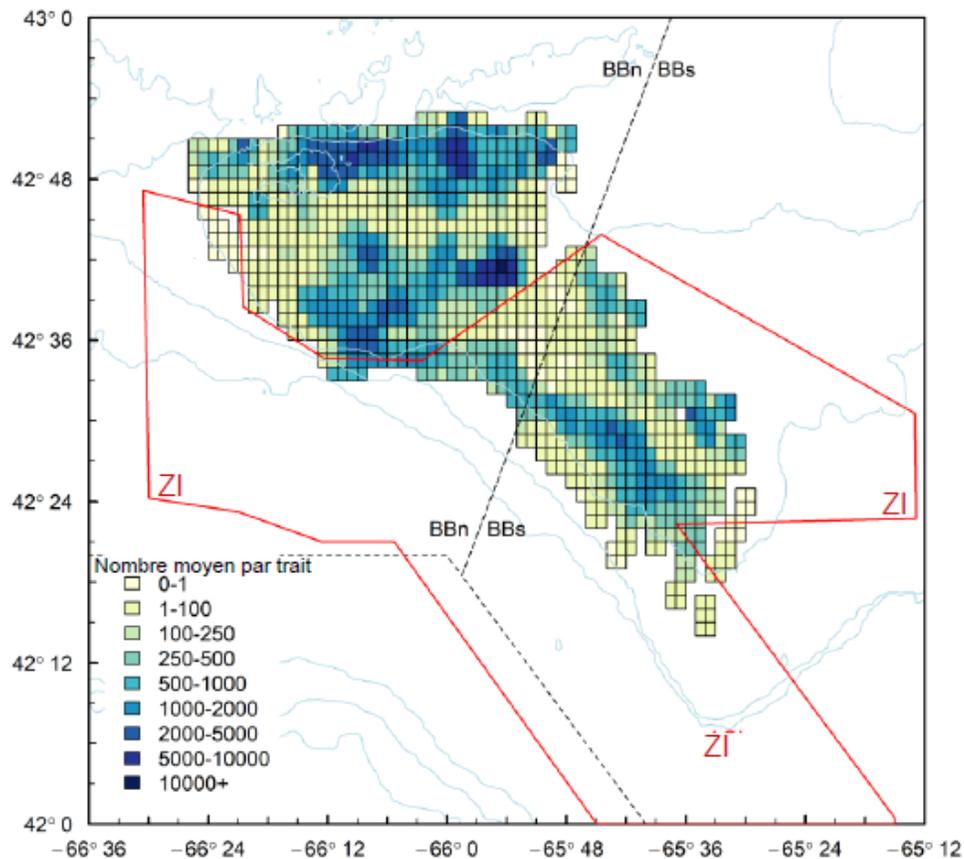


Figure 36. Données quadrillées sur l'abondance de pétoncles dans des cellules de 1 minute par 1 minute sur le banc de Browns provenant des relevés scientifique hauturier sur le pétoncle dans la région des Maritimes du MPO. Les couleurs correspondent à l'abondance moyenne de pétoncles par trait normalisé. La ligne rouge délimite la ZI du chenal de Fundy, les lignes noires pointillées délimitent la frontière nord du banc de Browns (BBn) et sud du banc de Browns (BBs), et les lignes bleues représentent la bathymétrie. Les données des relevés pour le BBn proviennent des relevés annuels effectués entre 1991 et 2018; pour le BBs, les données sont tirées des 18 relevés qui ont eu lieu dans le BBs entre 1985 et 2018.

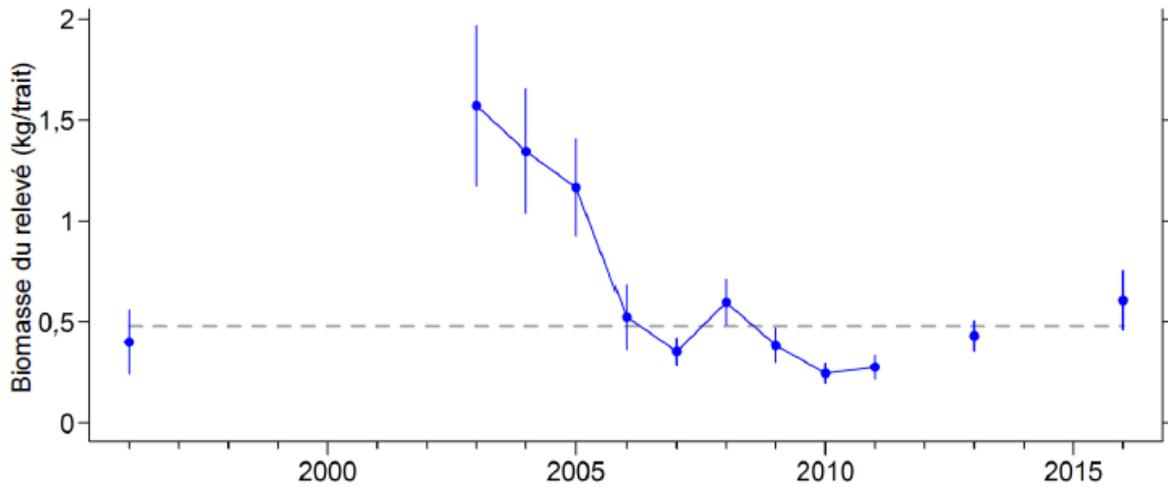


Figure 37. Indice de la biomasse du relevé (kg/trait) pour le pétoncle ≥ 95 mm dans le sud du banc de Browns entre 1996 et 2016. La ligne grise hachurée est la valeur médiane de l'indice de la biomasse du relevé (basée sur les années où un relevé a eu lieu).

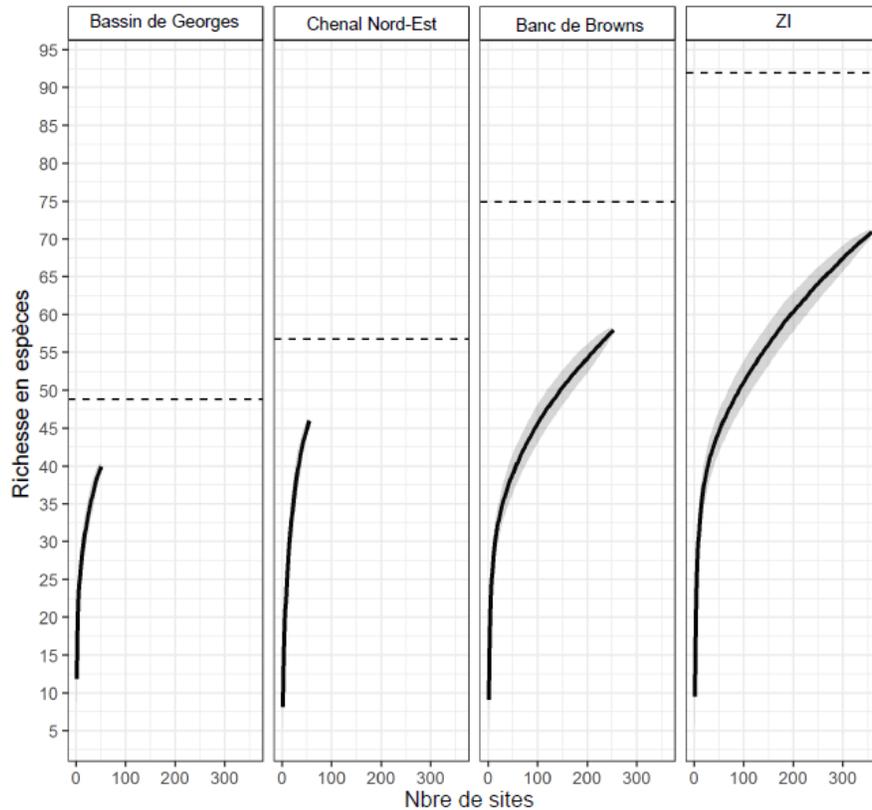


Figure 38. Les courbes d'accumulation des espèces sont estimées par rééchantillonnage à l'aide de 1 000 répartitions au hasard des données du relevé. Les zones grises ombrées indiquent l'écart-type estimé pour l'estimation de la diversité des espèces pour le nombre respectif de sites. Les données sont regroupées selon les sous-composantes de la zone d'intérêt et la délimitation des communautés de poissons le long du transect de 207,4 m (voir la figure 41). Les lignes pointillées indiquent la diversité estimée pour chaque zone selon l'extrapolation jackknife de premier ordre.

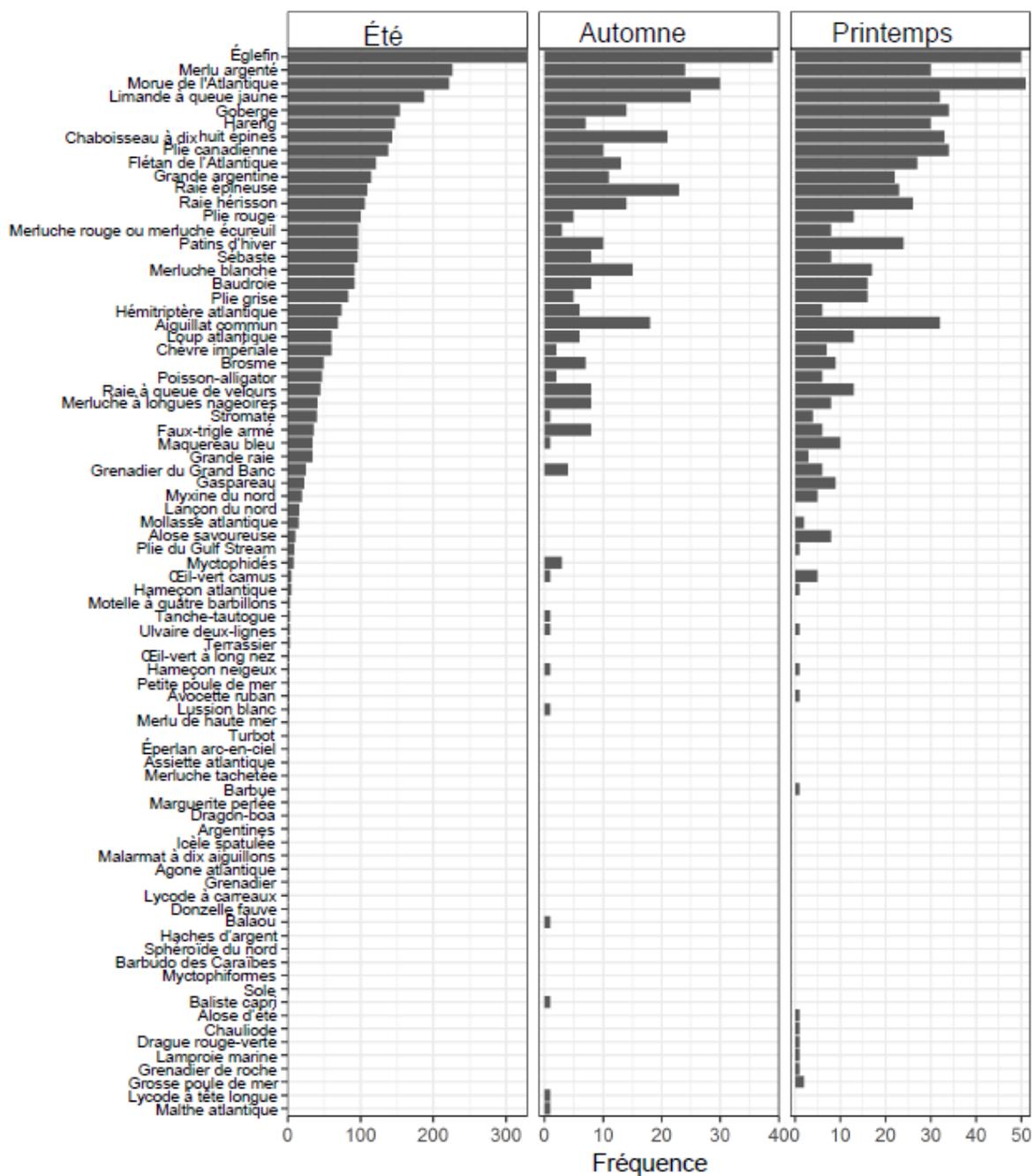


Figure 39. Nombre d'observations pour chaque espèce de poissons parmi 467 traits de chalut à l'intérieur des limites de la zone d'intérêt (figure 19) lors des relevés estivaux, automnaux et printaniers par navire de recherche (1970–2017).

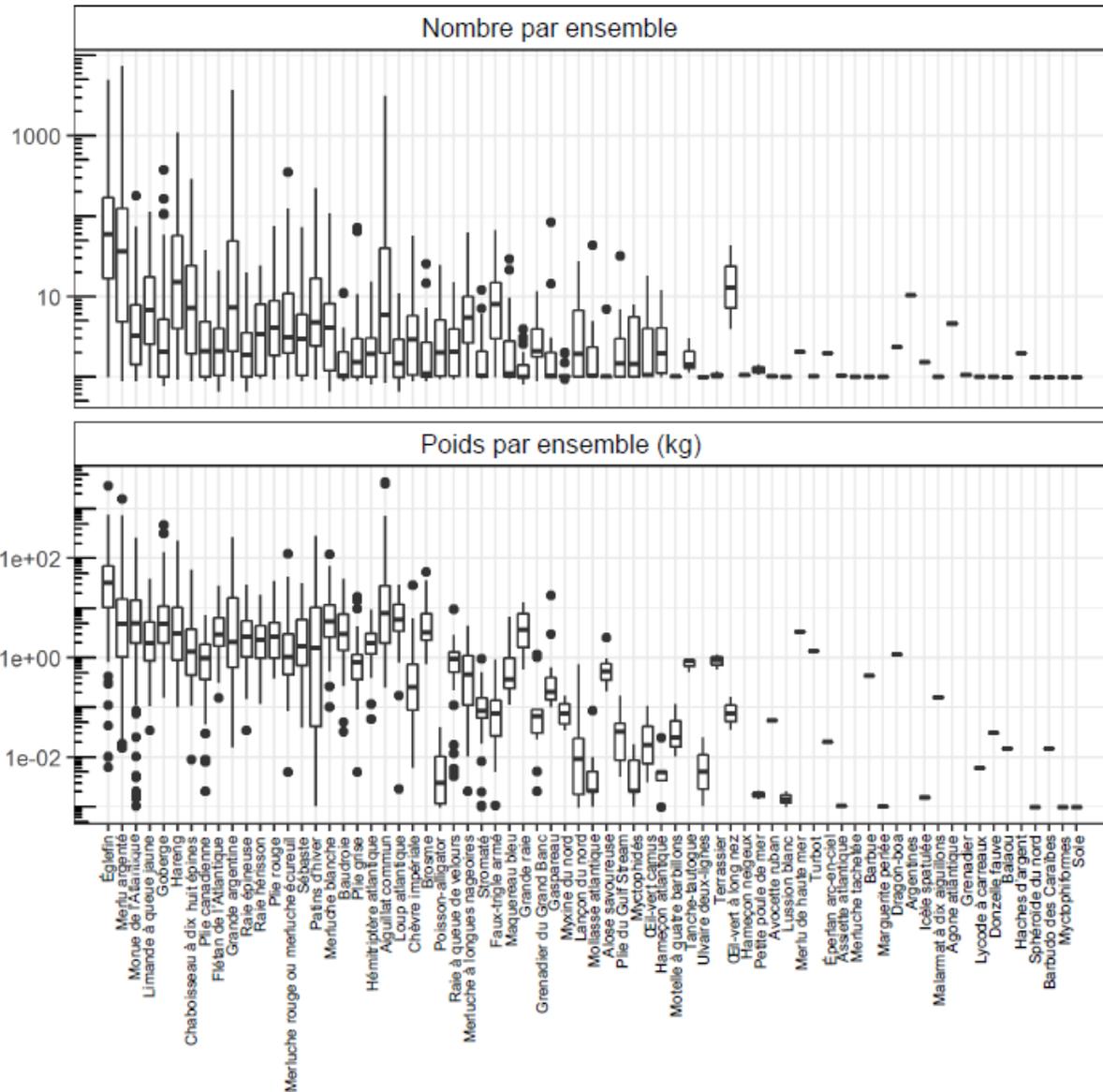


Figure 40. Diagramme de quartile décrivant le poids et le nombre par trait de chalut normalisé (1,75 mille nautique) pour les espèces de poisson capturées durant le relevé estival par navire de recherche (1970– 2017) dans la zone d'intérêt (360 traits – figure 19).

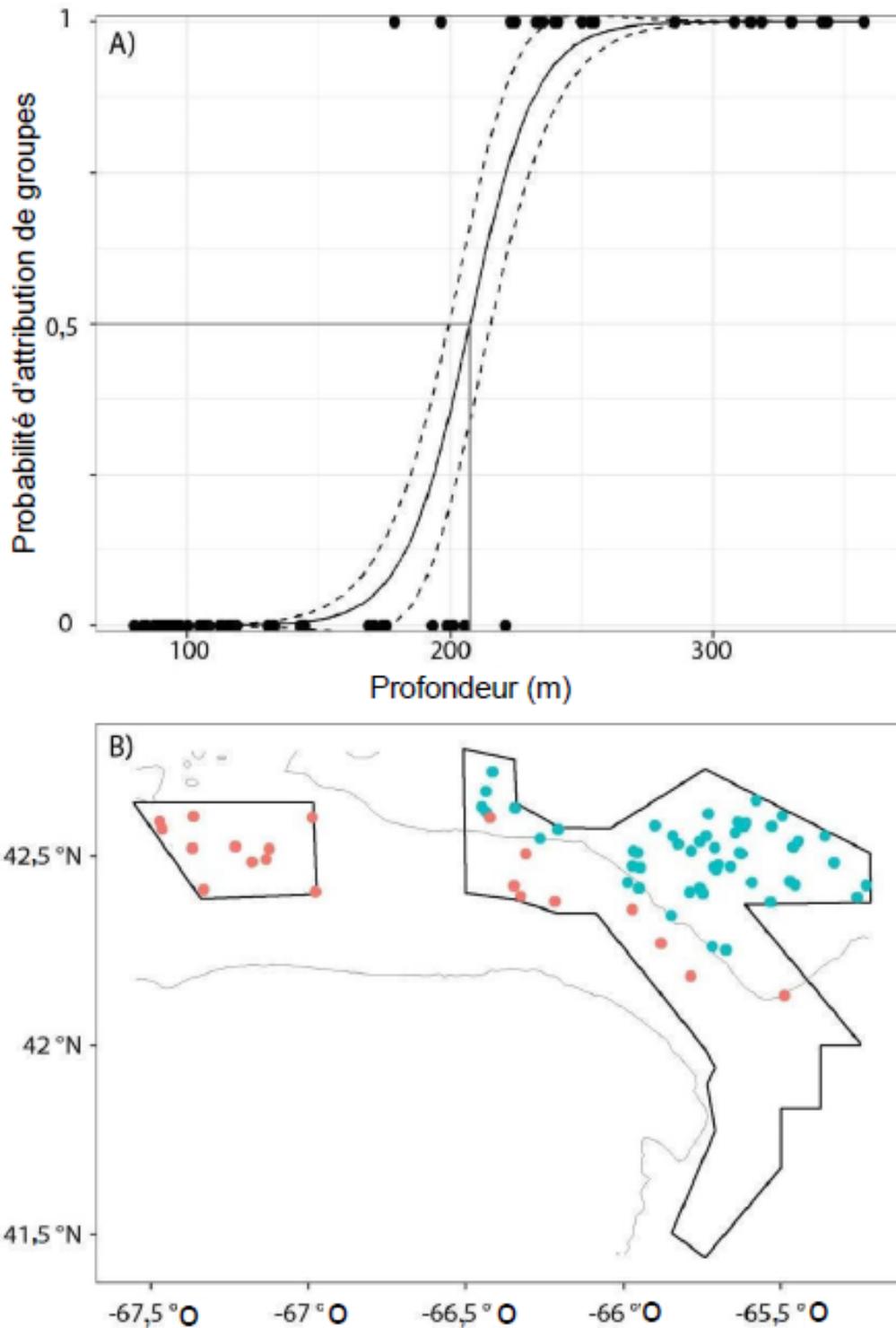


Figure 41. Répartition des partitions des communautés de poissons ($n = 2$) avec profondeur. Le panneau A) montre une régression logistique binaire indiquant un point de transition (inflexion) de 207,4 m entre les deux partitions dominantes de poisson déterminées par grappes de k moyennes. Le panneau B) montre la répartition de ces partitions superposées sur les limites de la zone d'intérêt et le contour bathymétrique de 207,4 m.

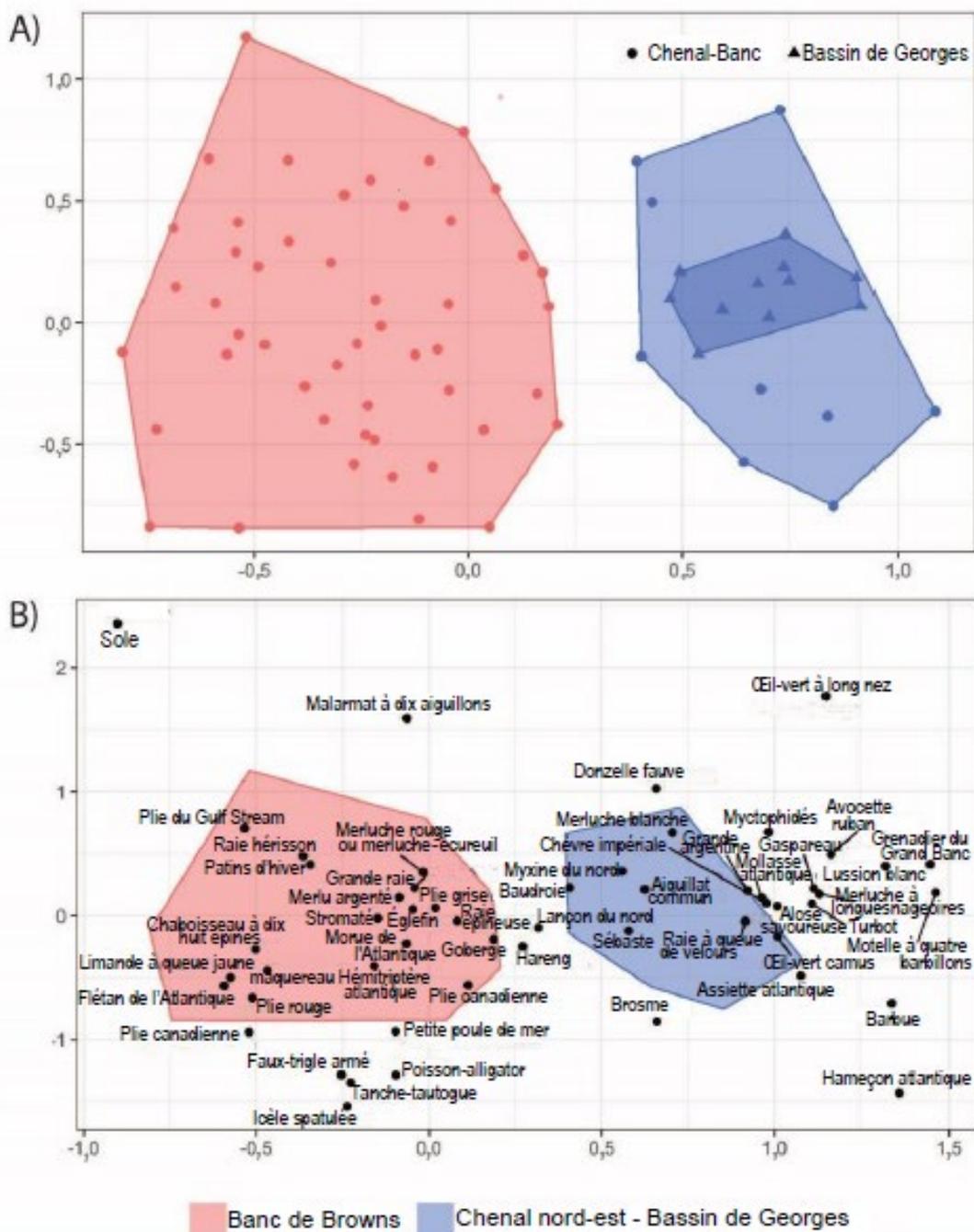


Figure 42. Analyse non métrique multidimensionnelle de la communauté de poissons au moyen d'un indice de dissimilarité de Jaccard sur les données de présence-absence. Le panneau A) montre la répartition des centroïdes du site échantillonnés colorés par leur attribution à l'une des deux partitions déterminées par grappes de k moyennes. Le panneau B) montre la répartition des centroïdes des espèces. Les zones ombrées représentent les polygones convexes minimaux autour des grappes. Le panneau A) sépare également les centroïdes du site parmi les deux composantes de la zone d'intérêt du banc de Georges et du chenal Nord-Est. Tous les sites échantillonnés ($n = 70$) ont été échantillonnés entre 2010 et 2017 dans le cadre du relevé estival plurispécifique par navire de recherche (voir la figure FD1b pour la répartition des échantillons par rapport aux limites de la zone d'intérêt).

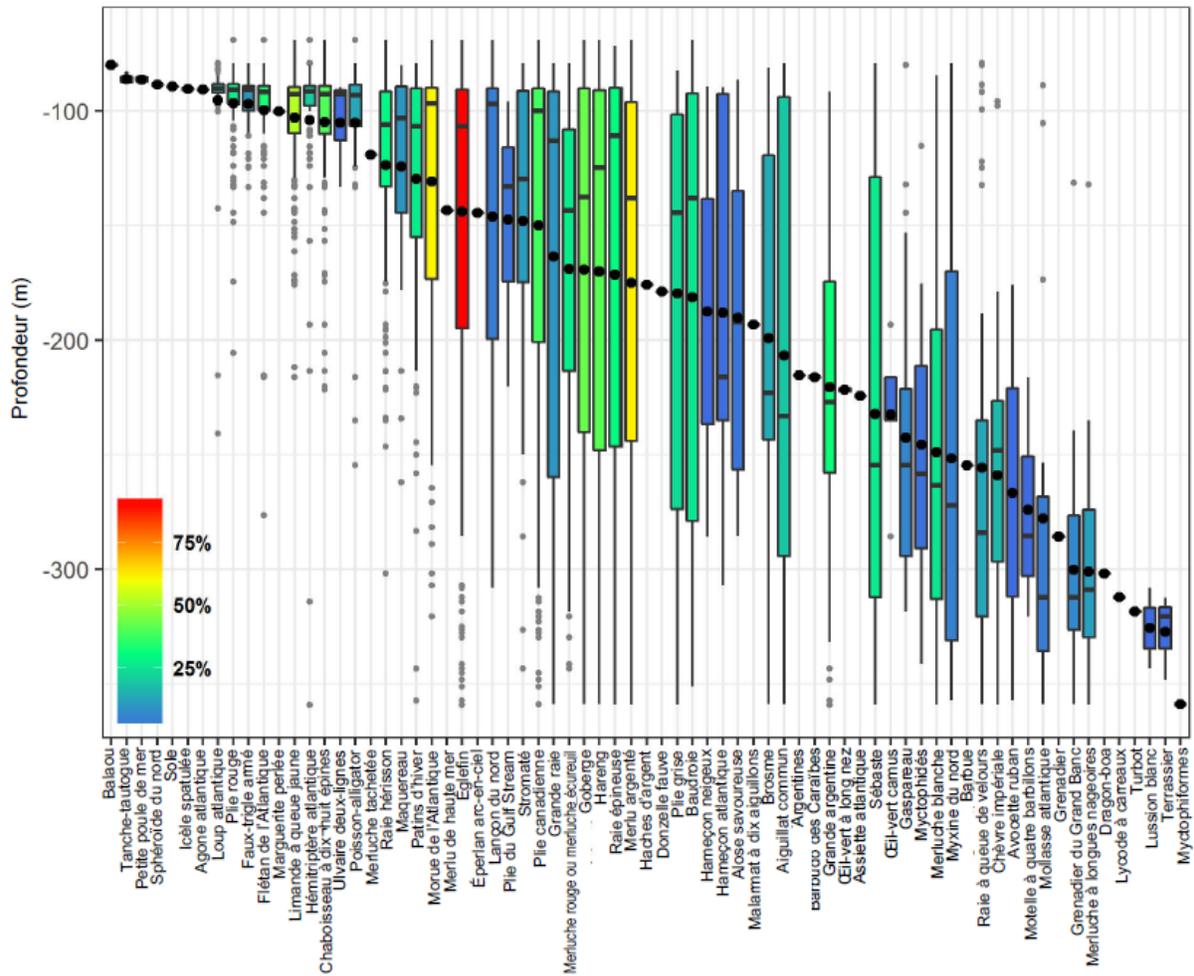


Figure 43. Diagramme de quartile illustrant la répartition de la profondeur de chacune des espèces de poissons ($n = 71$) capturées au cours du relevé estival par navire de recherche dans la zone d'intérêt. Les espèces sont classées par profondeur moyenne (points) et la couleur indique la fréquence à laquelle cette espèce a été capturée parmi les 360 traits de chalut à l'intérieur des limites de la zone d'intérêt entre 1970 et 2017.

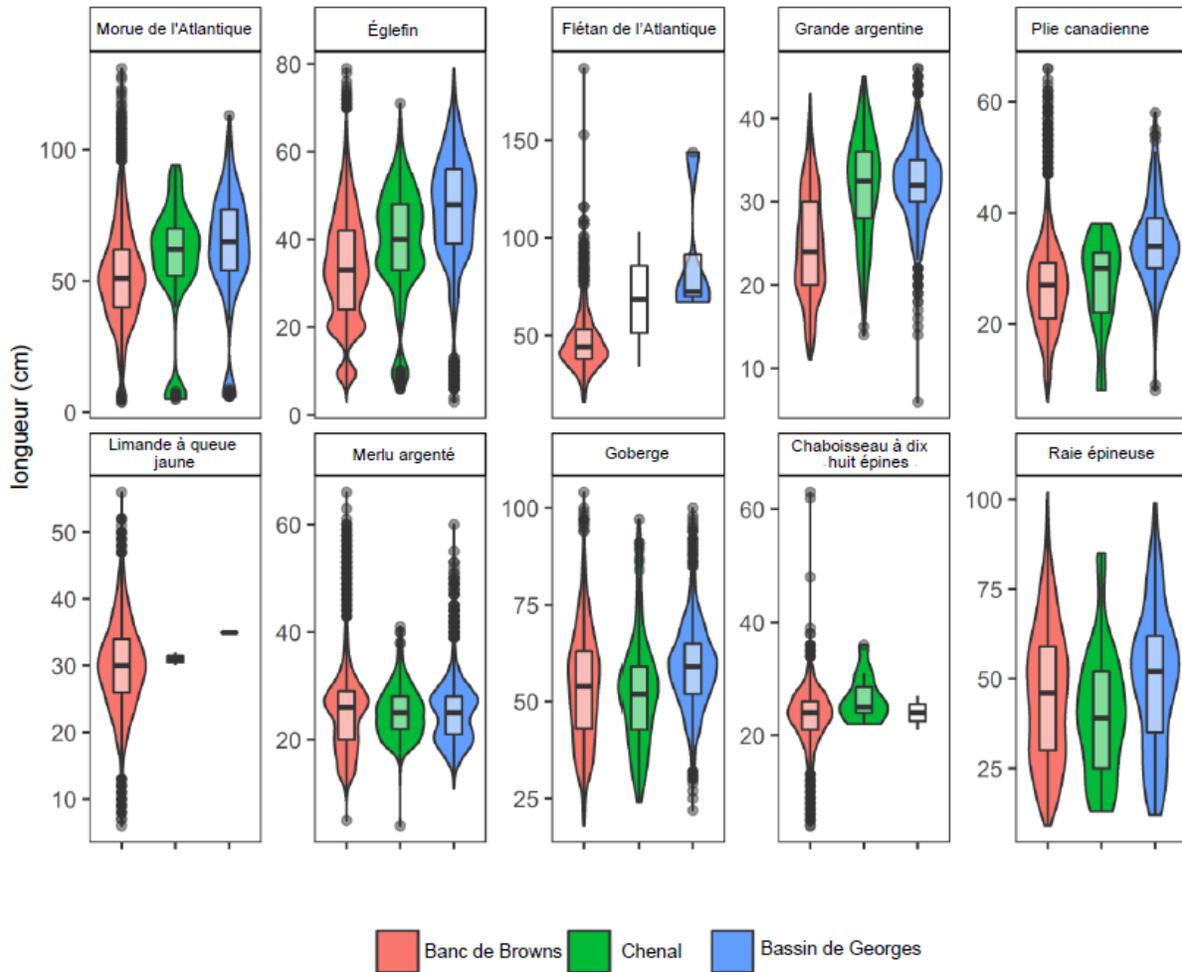


Figure 44. Répartitions de la longueur de dix espèces de poissons dans différentes parties géographiques de la zone d'intérêt. Le banc de Browns est la partie la moins profonde de la zone d'intérêt, l'habitat du chenal étant la partie intermédiaire en profondeur, et le bassin de Georges étant la partie la plus profonde de la zone d'intérêt. En général, les individus les plus grands se trouvent dans les parties plus profondes de la zone d'intérêt.

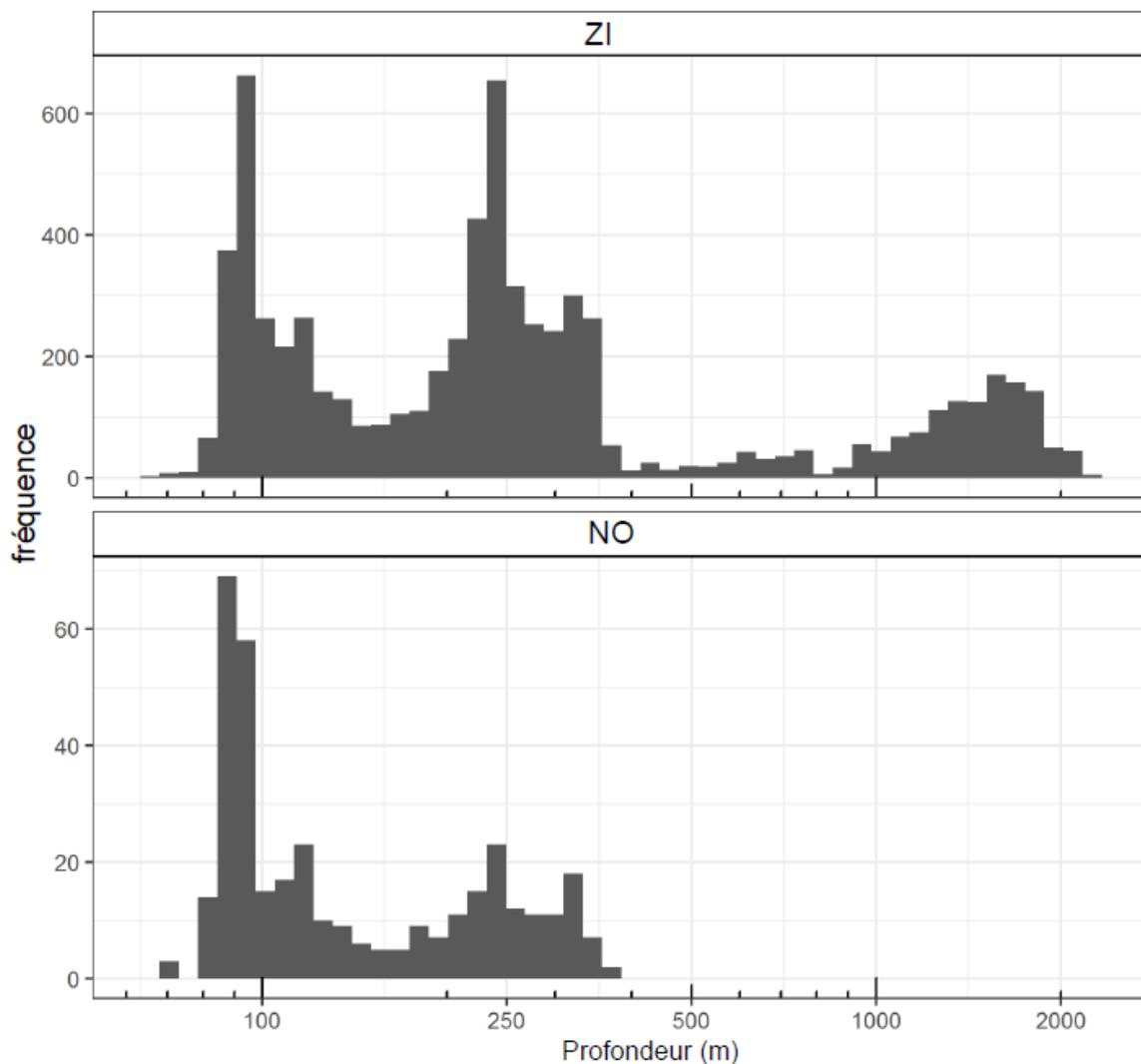


Figure 45. Répartition de la profondeur dans la zone d'intérêt (données quadrillées à une résolution de 1 km) et le relevé estival plurispécifique par navire de recherche (360 traits entre 1970 et 2017). L'axe des x est présenté sur une échelle logarithmique à base 10.

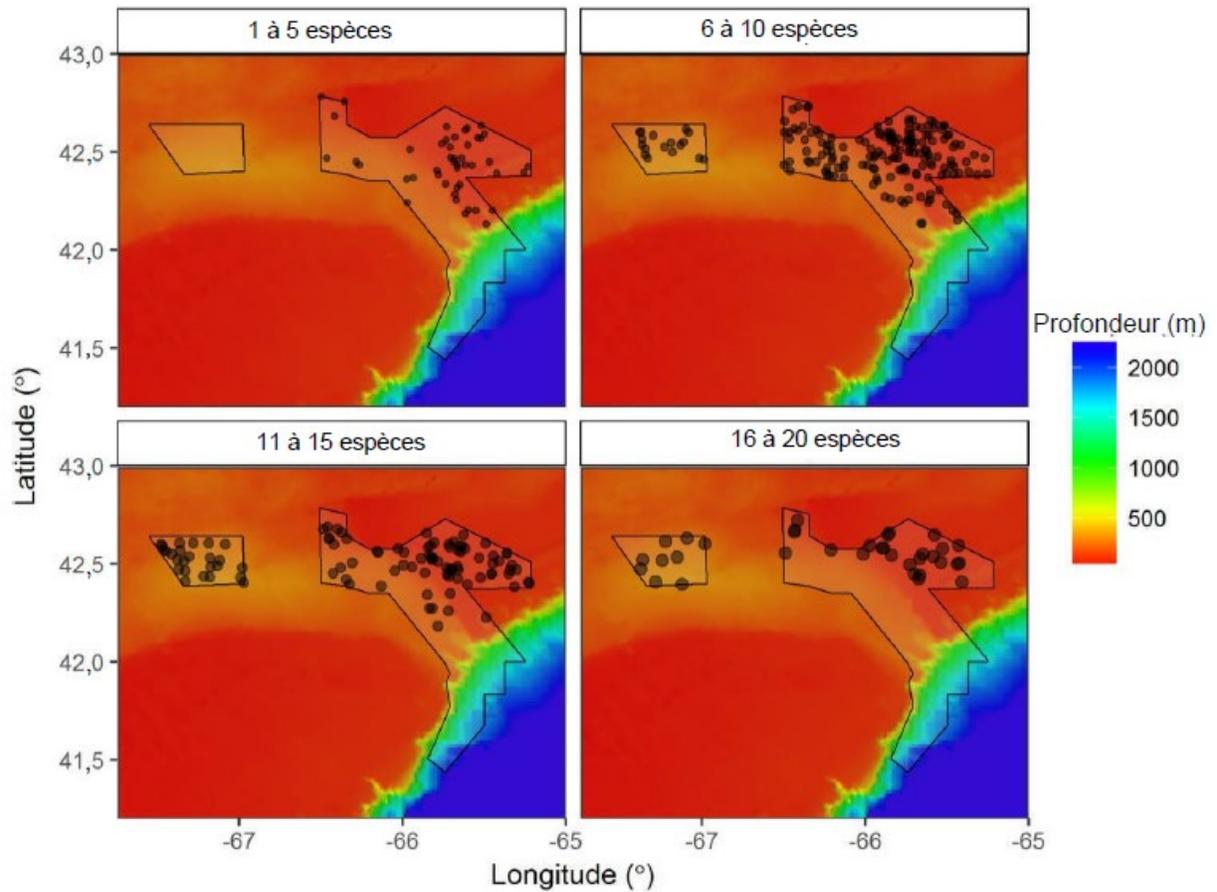


Figure 46. Répartition de la richesse des espèces basée sur les séries de relevés estivaux plurispécifiques par navire de recherche ($n = 360$) depuis 1970 dans la zone d'intérêt. Les traits sont superposés sur la bathymétrie ajustée à la profondeur maximale dans la zone d'intérêt (2 251 m) et divisés en quatre intervalles distincts.

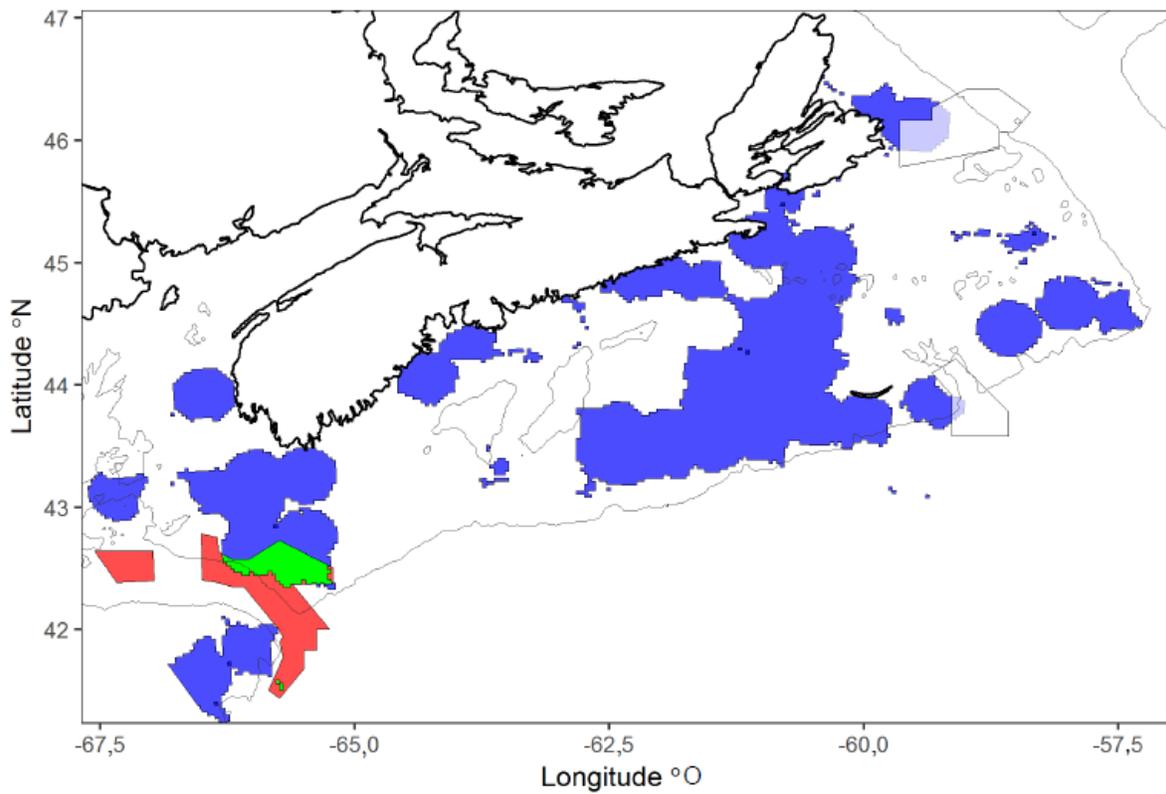


Figure 47. La richesse du genre ichtyoplancton est présentée comme le 20e centile supérieur énuméré dans Shackell et Frank (2000). Les échantillons ont été recueillis dans le cadre du Programme d'étude de l'ichtyoplancton de la plate-forme néo-écossaise de 1978 à 1982. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est ombrée en rouge, et les autres zones de protection marines sont ombrées en blanc. Les polygones bleus représentent le centile de la richesse du genre et la couleur verte représente le chevauchement entre cette couche de diversité et les limites de la zone d'intérêt.

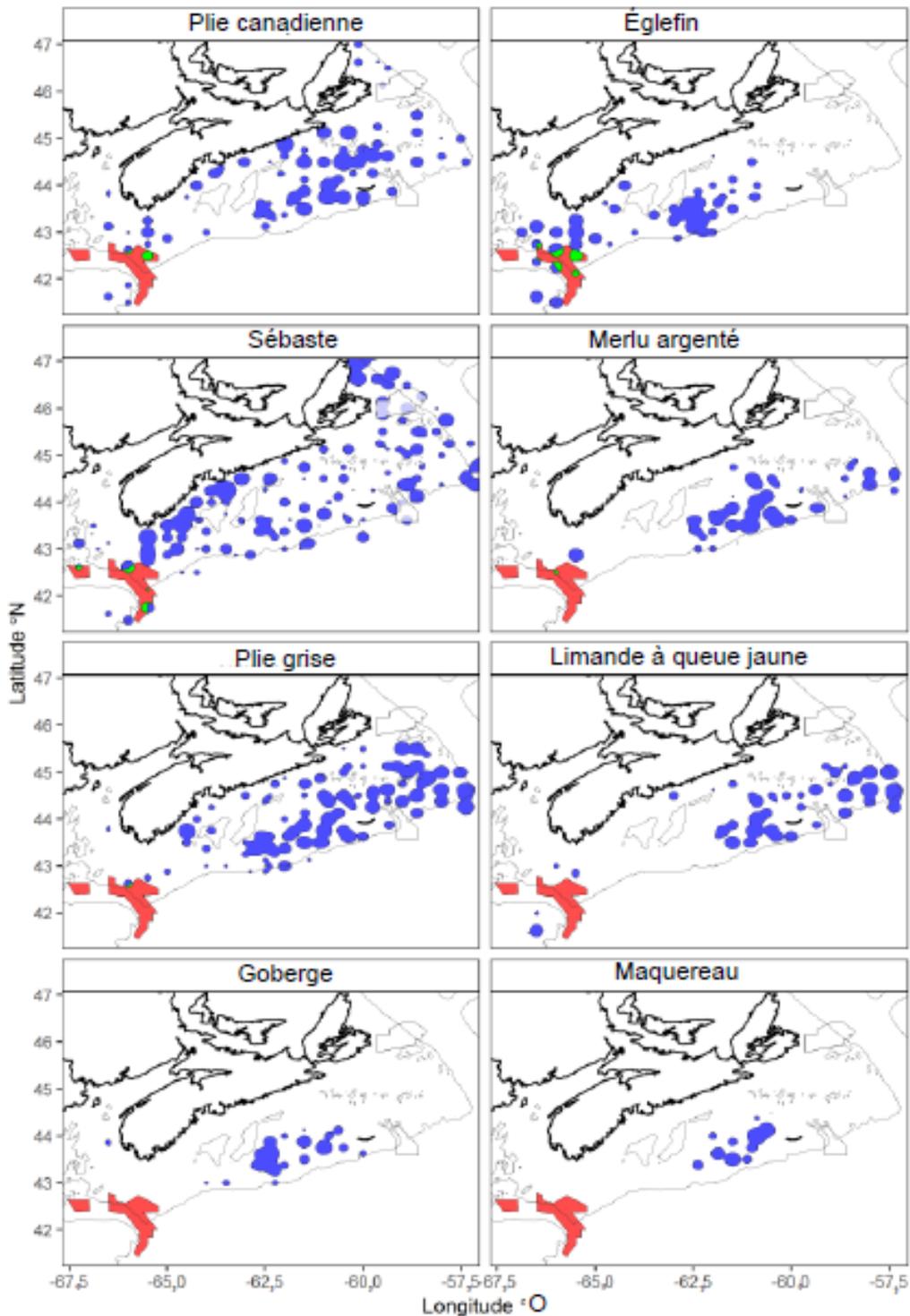


Figure 48. Les répartitions de larves de poisson sont présentées comme l'abondance logarithmique supérieure du 20^e centile. Les échantillons ont été recueillis dans le cadre du Programme d'étude de l'ichtyoplancton de la plate-forme néo-écossaise de 1978 à 1982. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est ombrée en rouge, et les autres zones de protection marines sont ombrées en blanc. Les polygones bleus représentent la répartition des espèces et la couleur verte représente le chevauchement entre cette couche de répartition et les limites de la zone d'intérêt.

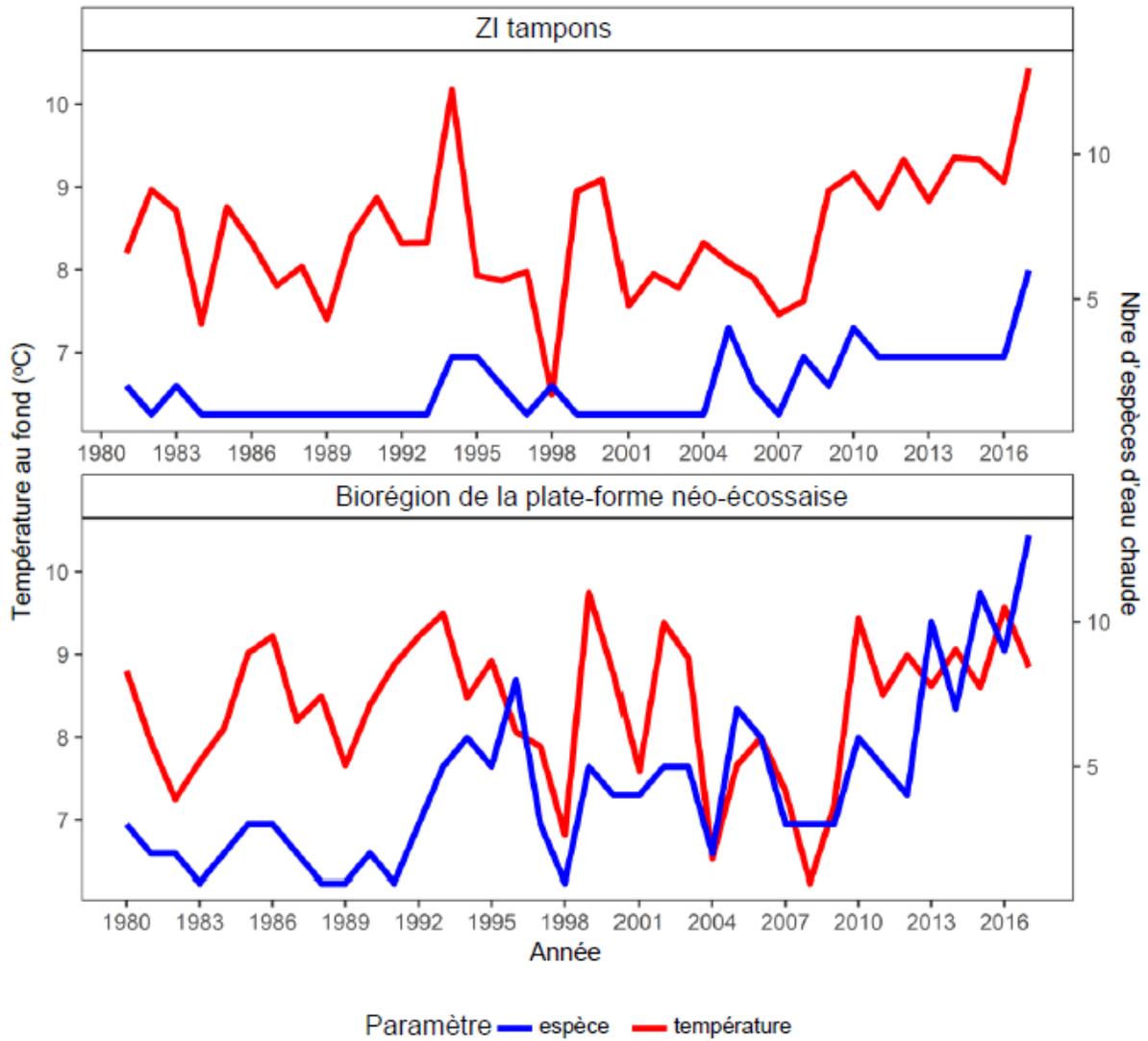


Figure 49. Température annuelle moyenne du fond provenant du relevé estival par navire de recherche et du nombre total d'espèces d'eau chaude capturées dans la zone d'intérêt tampon de 25 km et pour la biorégion des Maritimes.

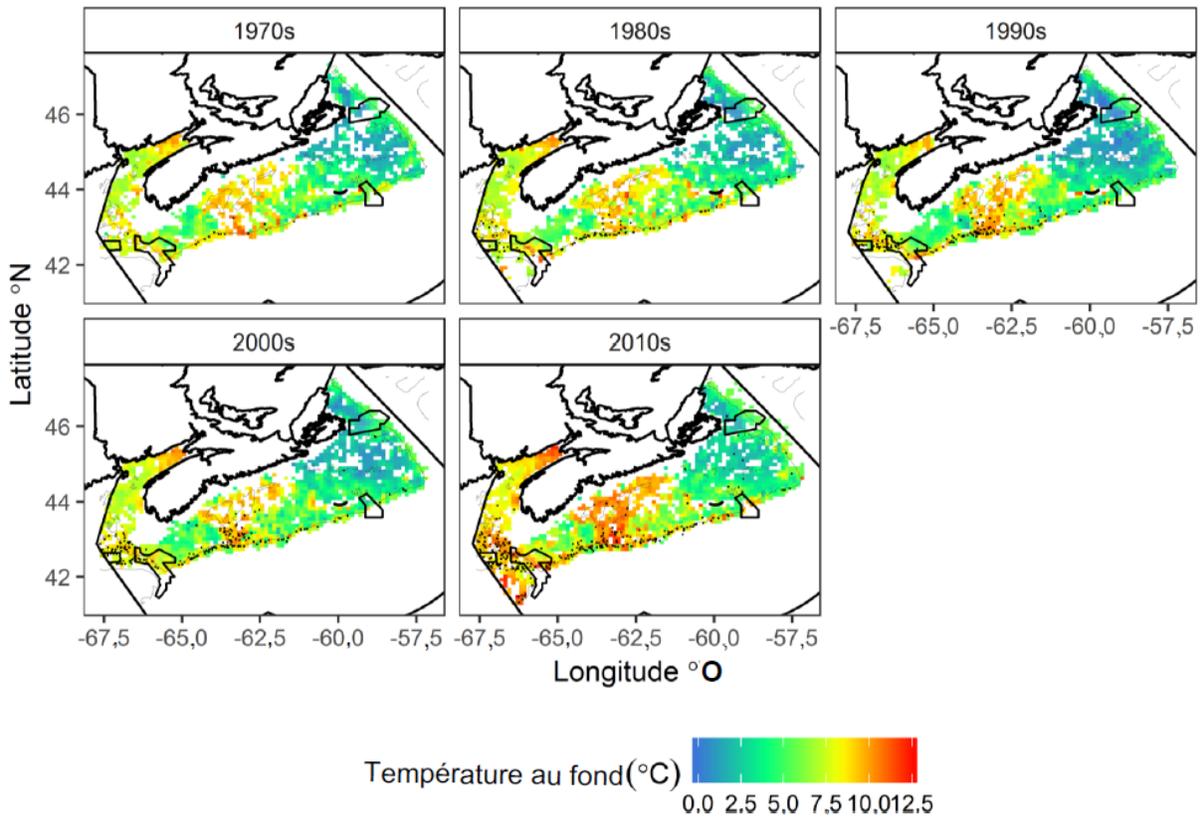


Figure 50. Répartition des traits de chalut contenant des espèces d'eau chaude (voir le tableau 7) provenant du relevé estival par navire de recherche (1970–2017). Les points sont exagérés sur la température du fond recodée pendant chaque trait regroupé à une résolution de 10 km².

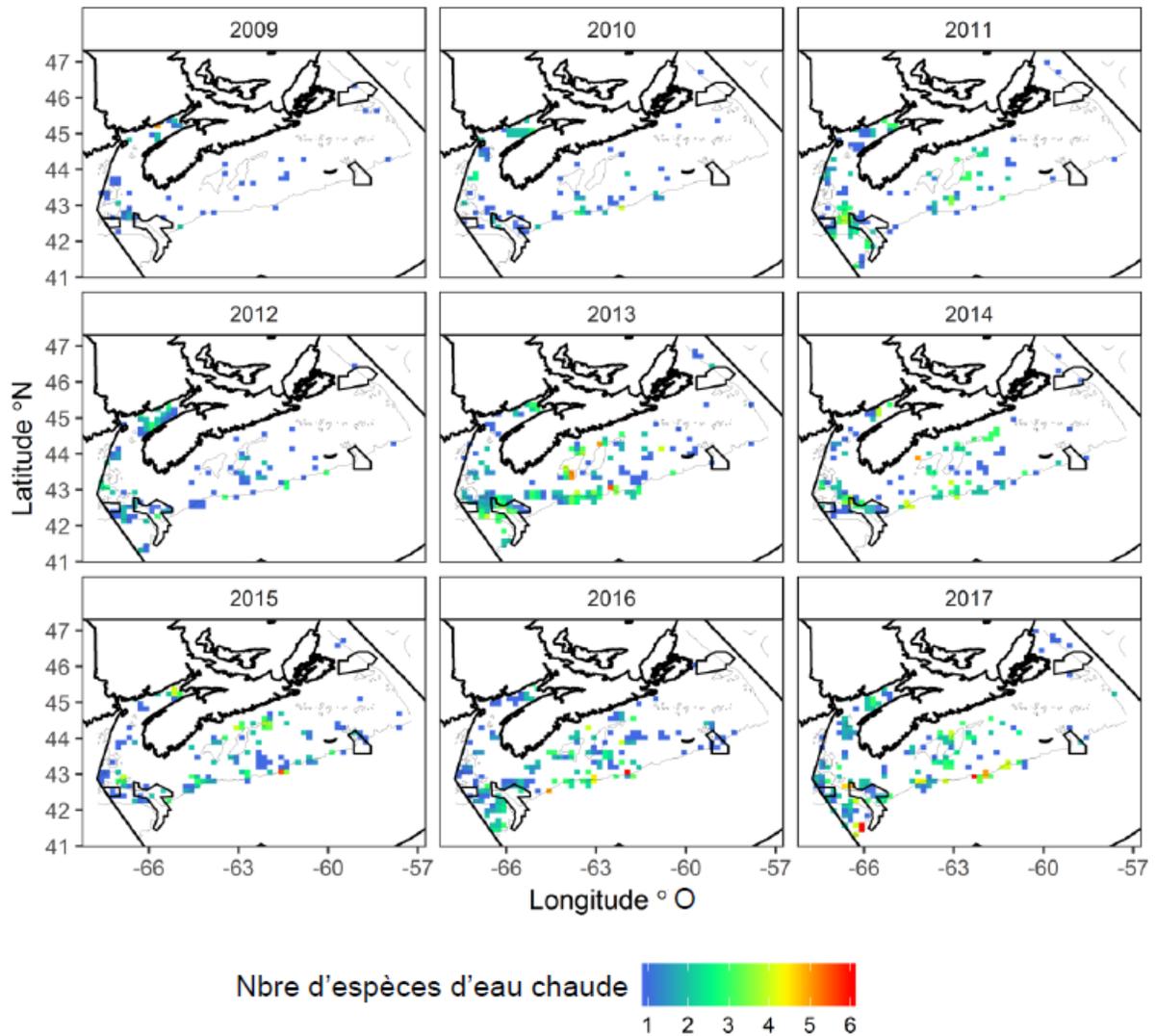


Figure 51. Répartition des espèces d'eau chaude (voir le tableau 7) provenant du relevé estival par navire de recherche (2008–2017). Le nombre est le nombre absolu par trait valide par navire de recherche (longueur de remorquage de 20 minutes ou plus) agrégé à 15 km² par année de relevé.

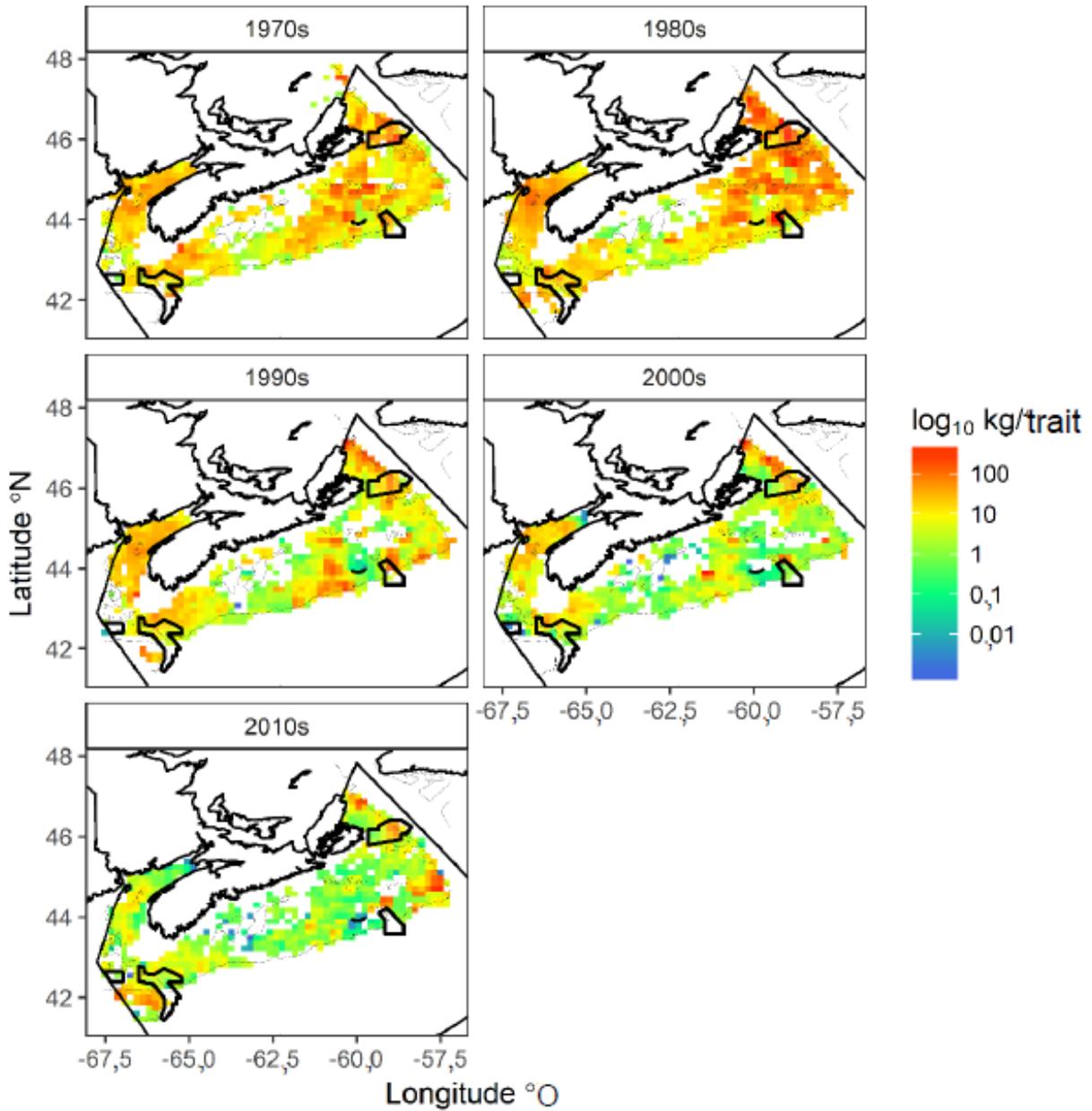


Figure 52. Répartition des prises de morue (*Gadus morhua*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche, par décennie, depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille nautique établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

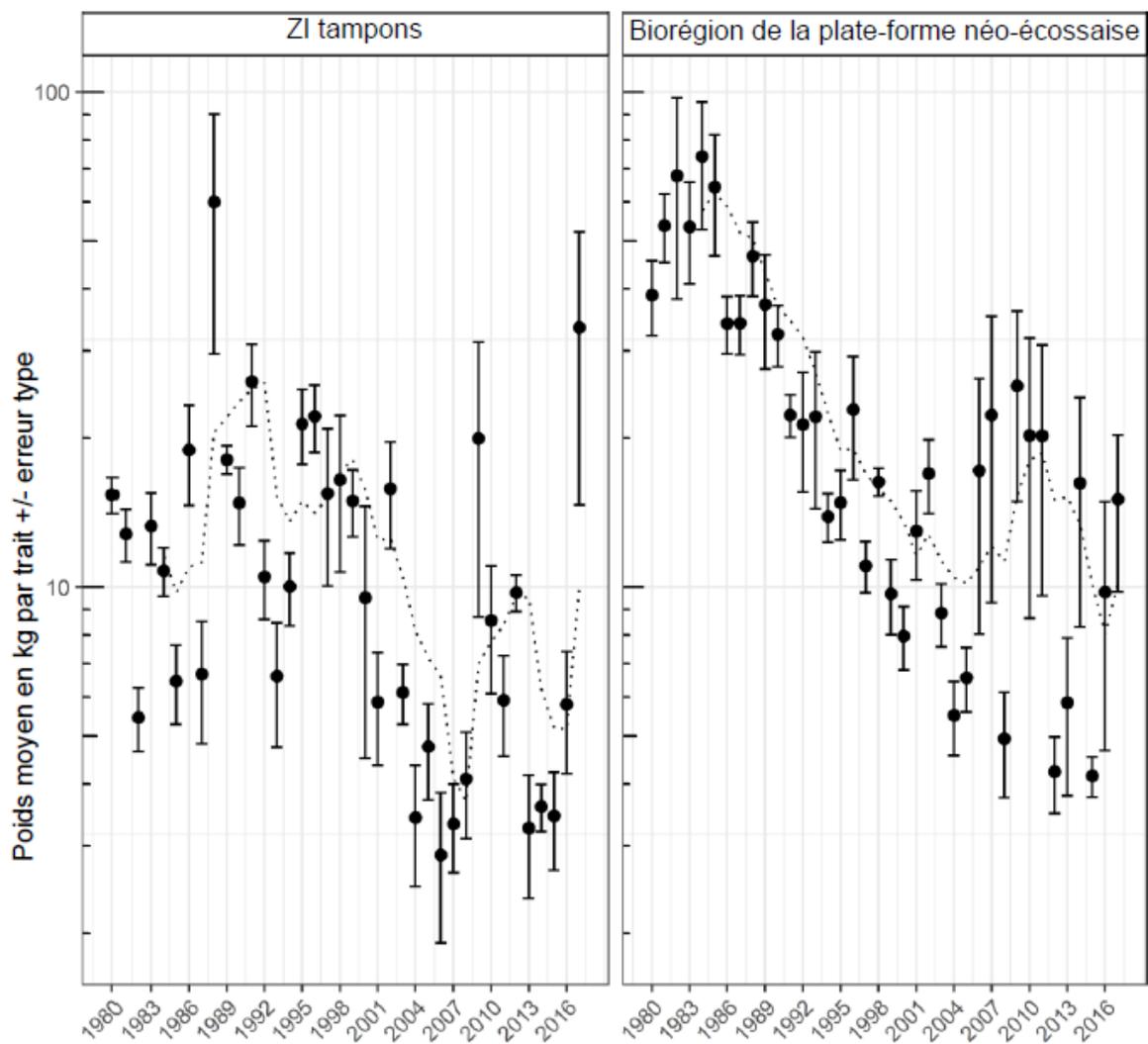


Figure 53. Poids moyen (\pm écart-type) de la morue (*Gadus morhua*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

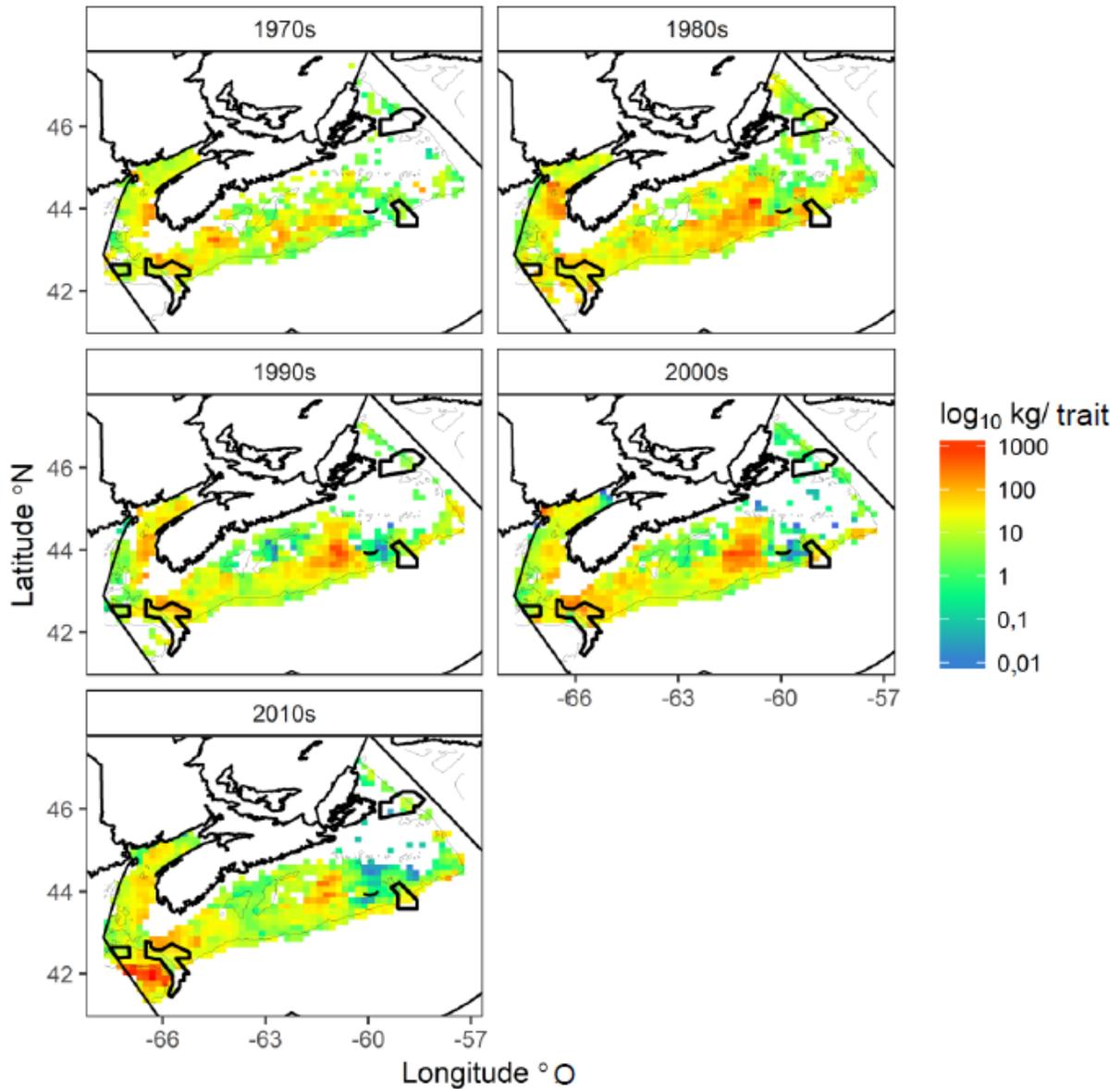


Figure 54. Répartition des prises d'églefin (*Melanogrammus aeglefinus*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

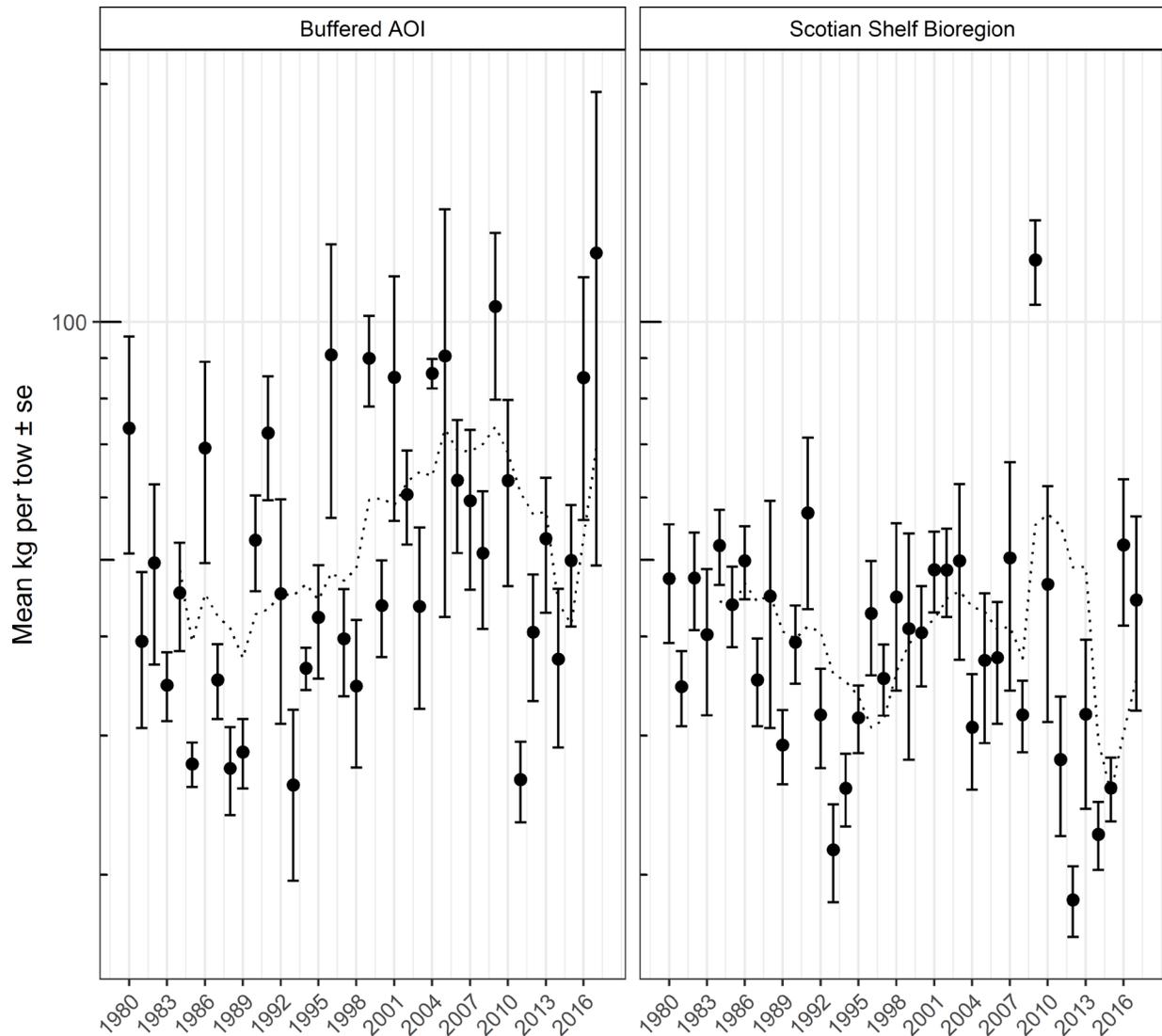


Figure 55. Poids moyen (\pm écart-type) de l'églefin (*Melannogrammus aeglefinus*) capturé pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

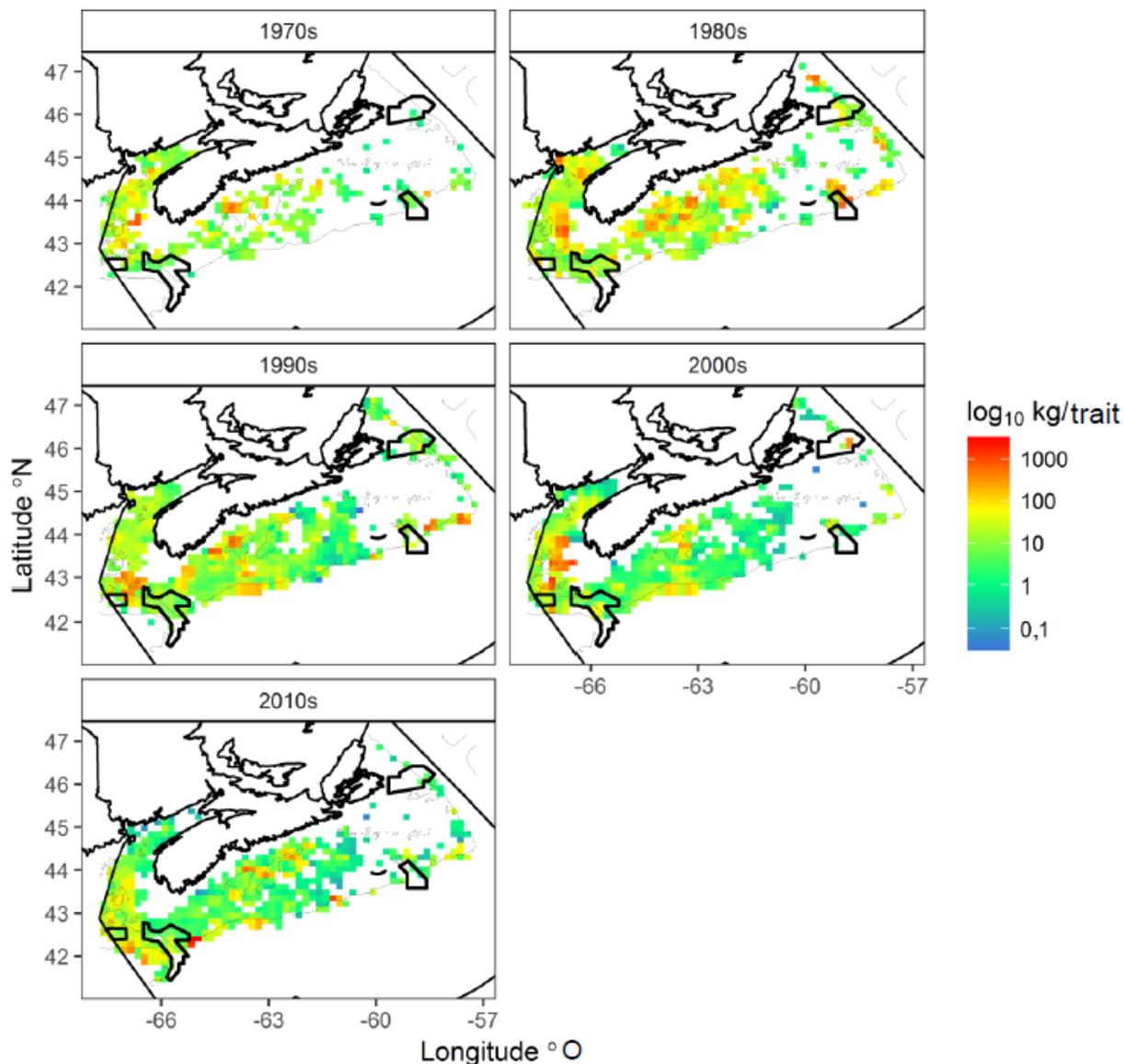


Figure 56. Répartition des prises de goberge (*Pollachius virens*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

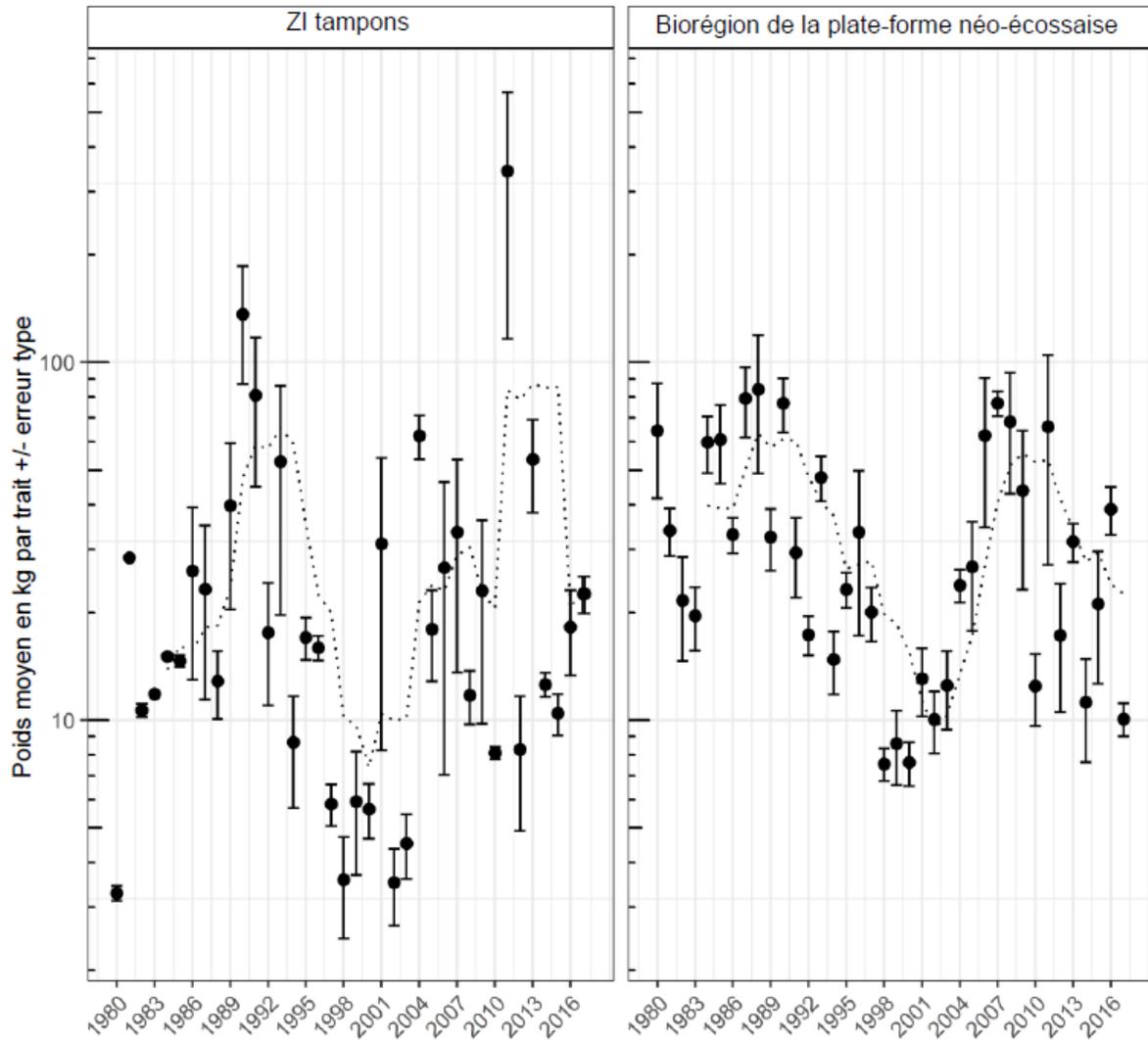


Figure 57. Poids moyen (\pm écart-type) de la goberge (*Pollachius virens*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

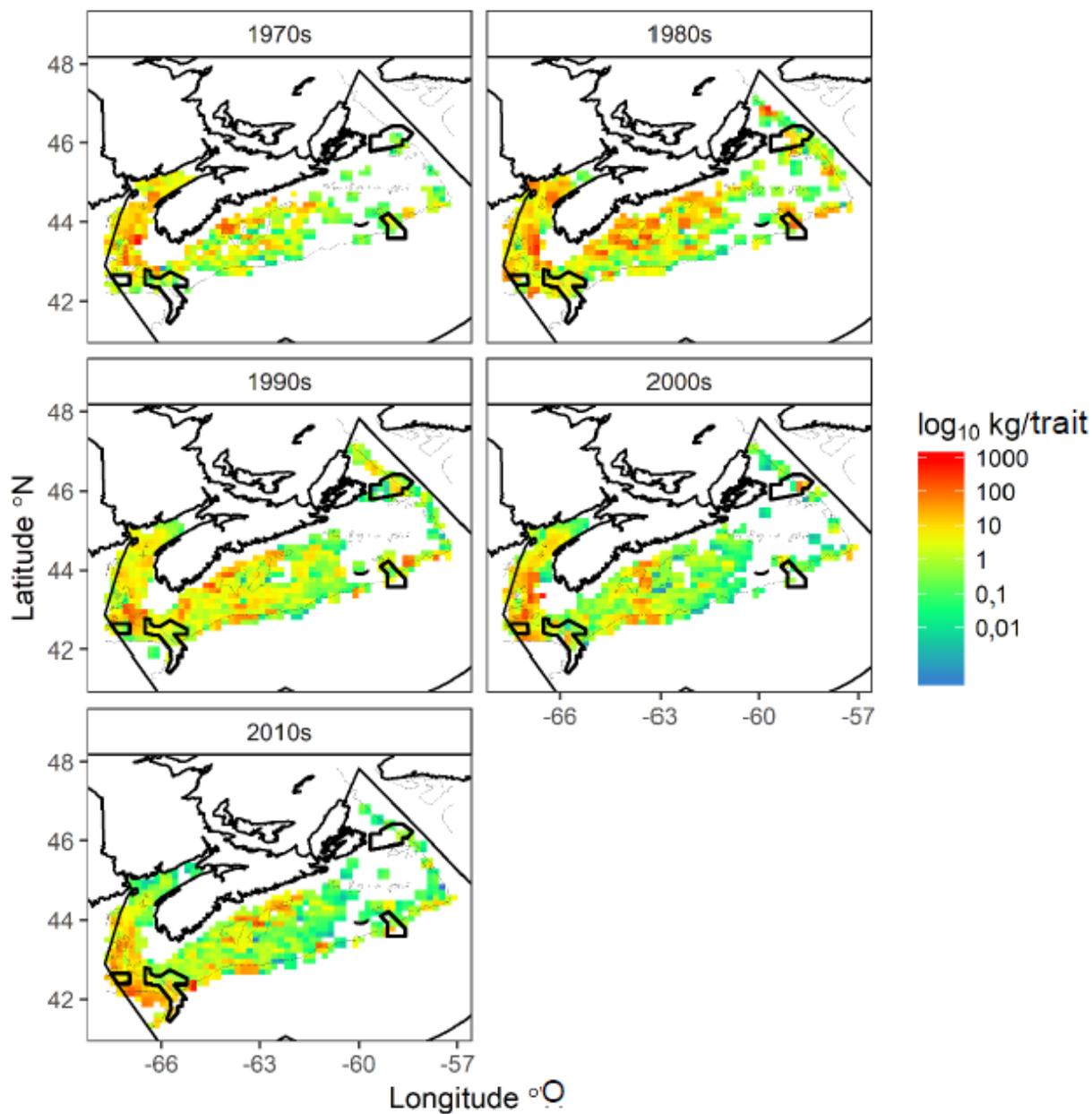


Figure 58. Répartition des prises de merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

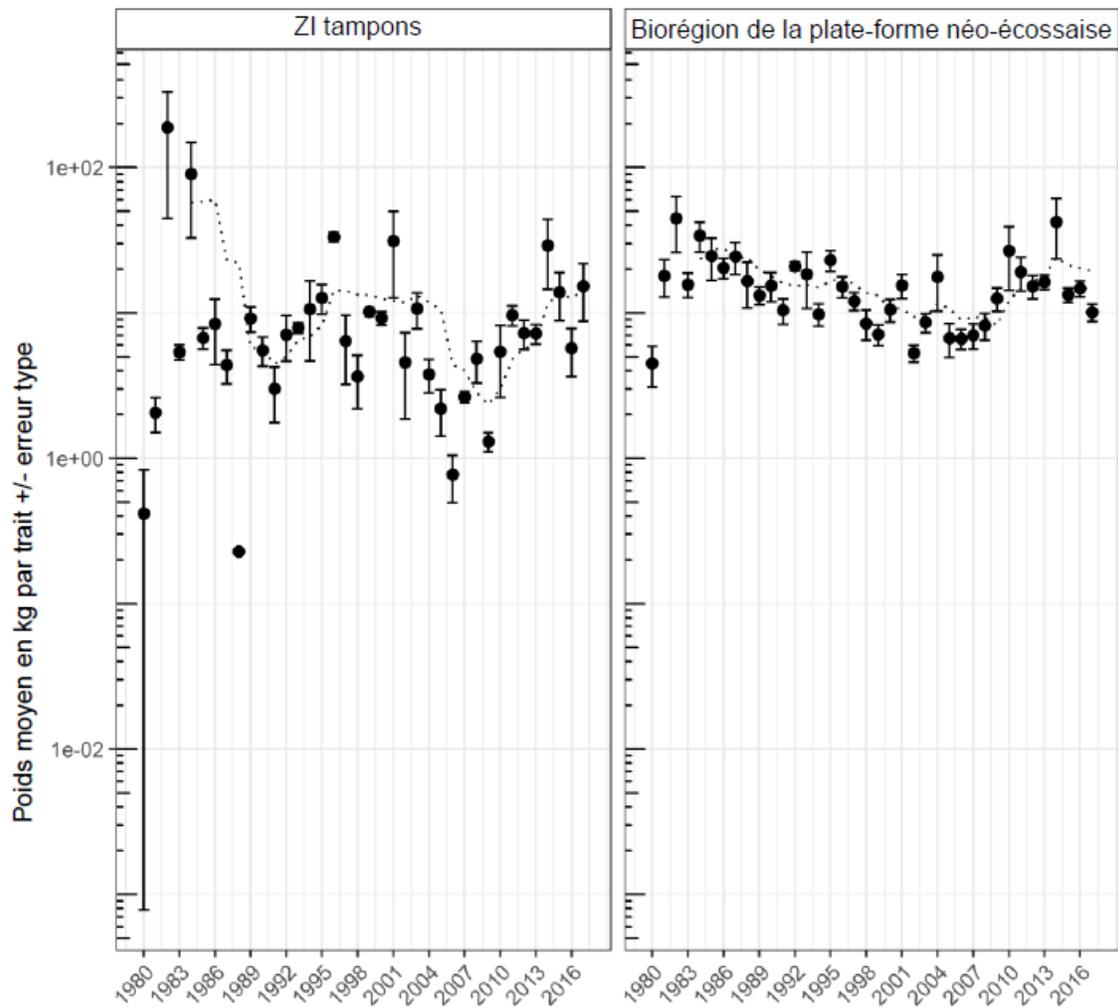


Figure 59. Poids moyen (\pm écart-type) du merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) capturé pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

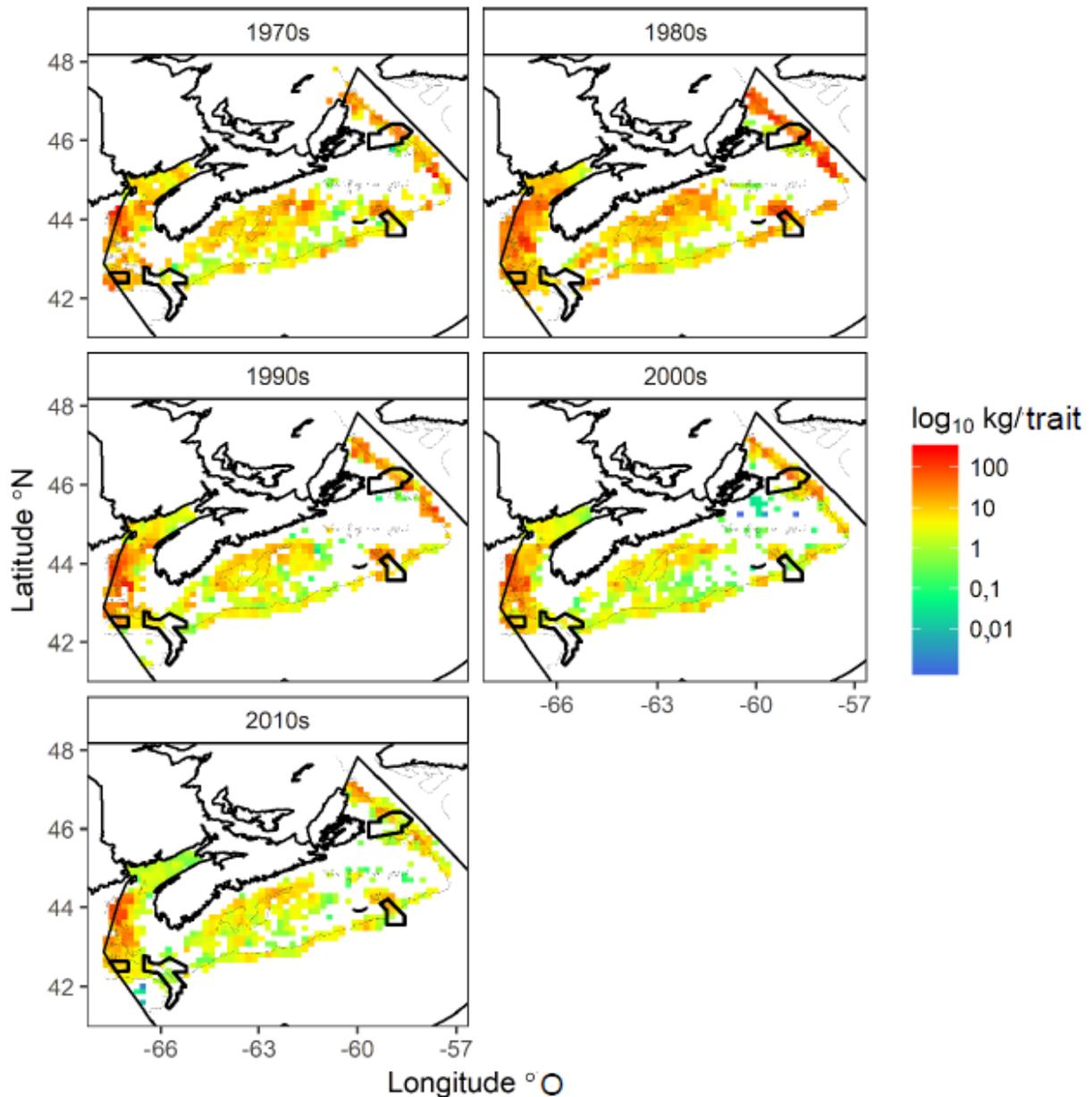


Figure 60. Répartition des prises de merluche blanche (*Urophycis tenuis*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la zone d'intérêt et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

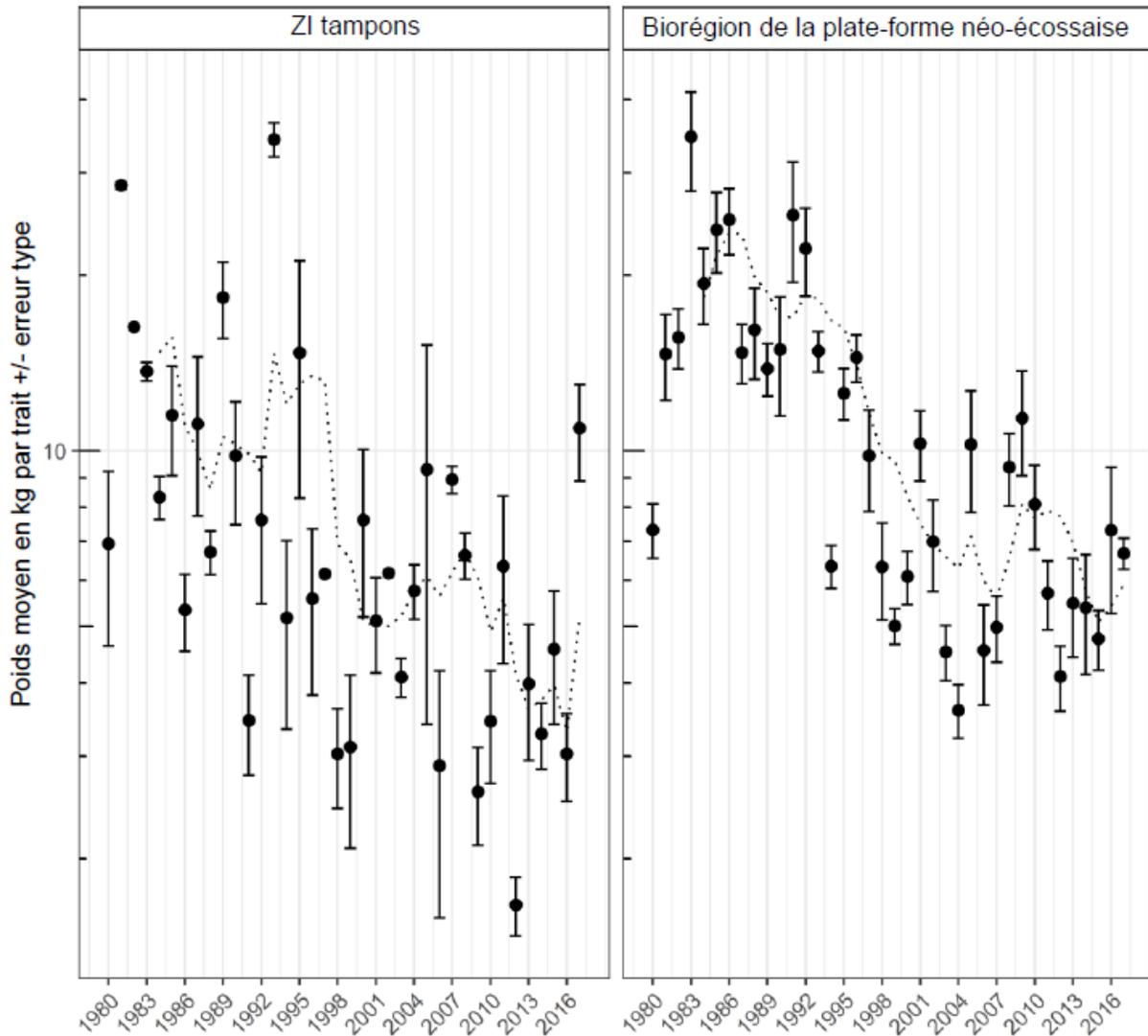


Figure 61. Poids moyen (\pm écart-type) de la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la zone d'intérêt (ZI) ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

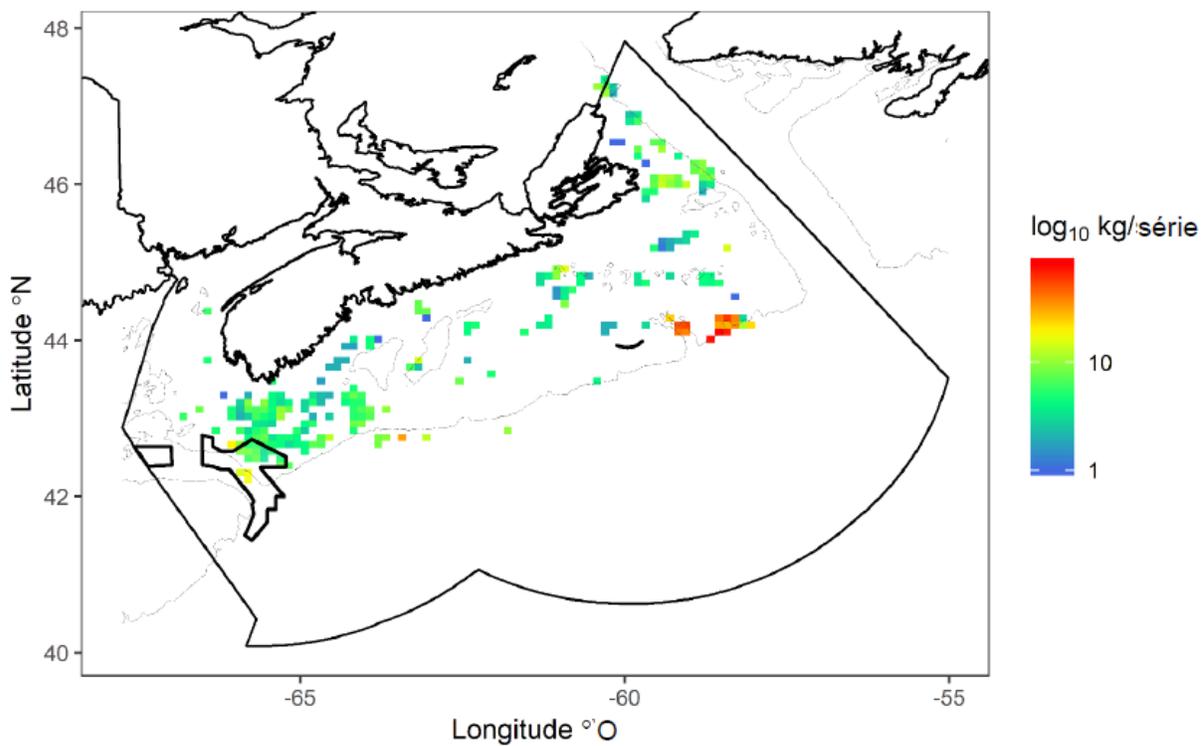


Figure 62. Répartition des prises de loup atlantique (*Anarhichas lupus*) capturées lors relevé à la palangre sur le flétan de l'Atlantique du MPO et de l'industrie entre 1998 et 2018. Les données ont été regroupées en tant que poids moyen (kg) normalisé à une résolution de 10 km². Le polygone extracôtier représente la zone d'intérêt.

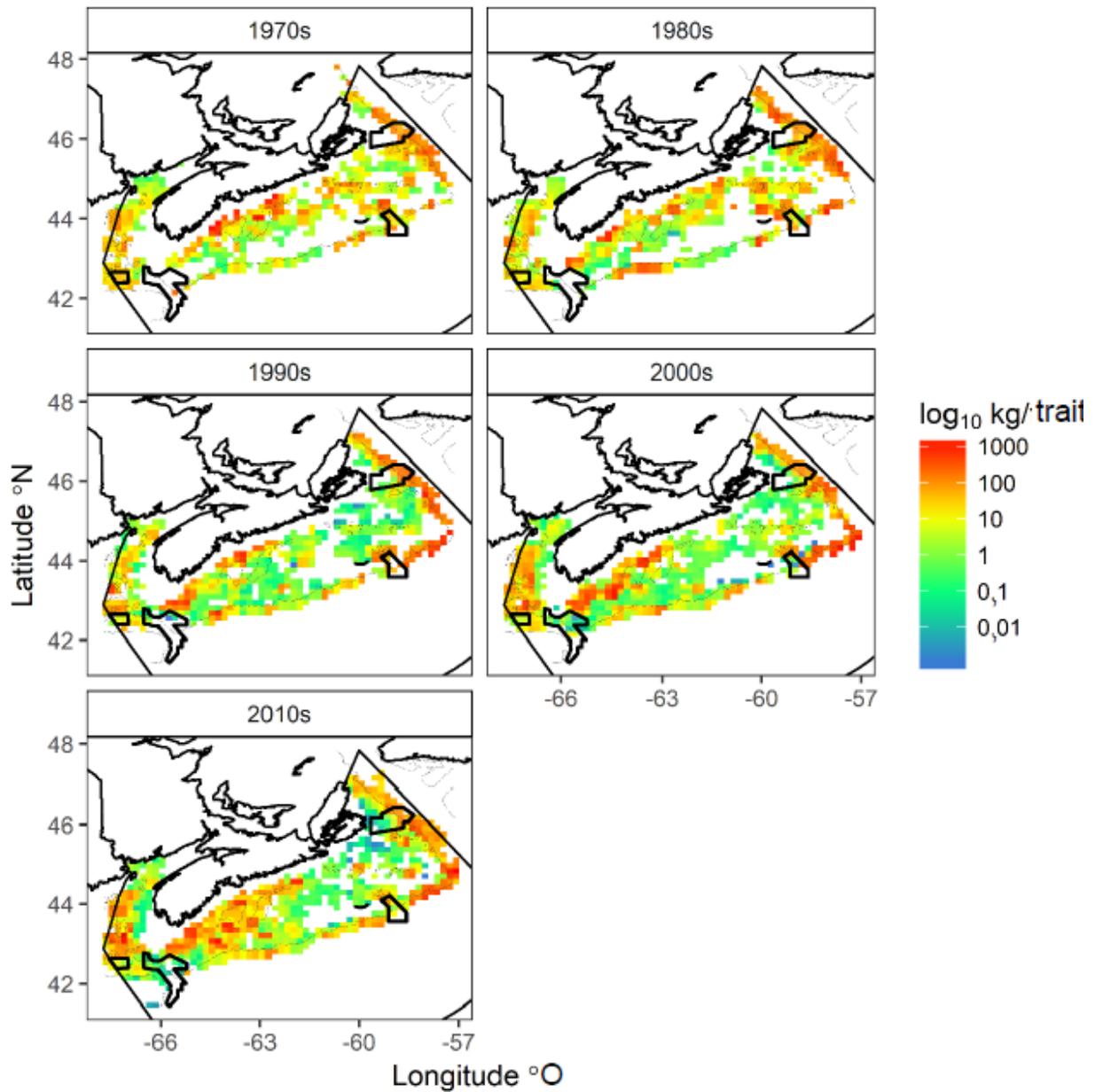


Figure 63. Répartition des prises de sébaste (*Sebastes* spp.) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

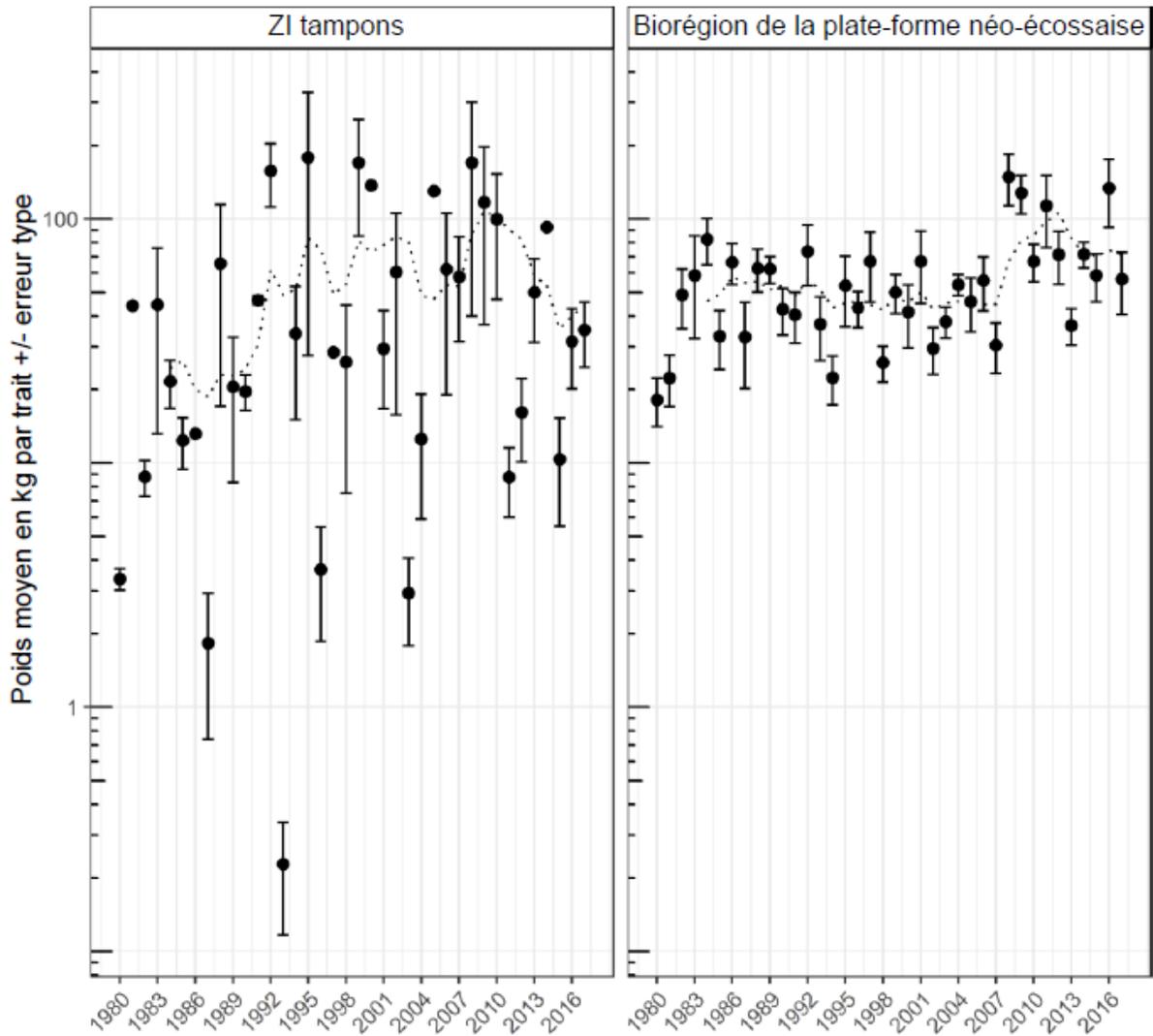


Figure 64. Poids moyen (\pm écart-type) du sébaste (*Sebastes spp.*) capturé pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

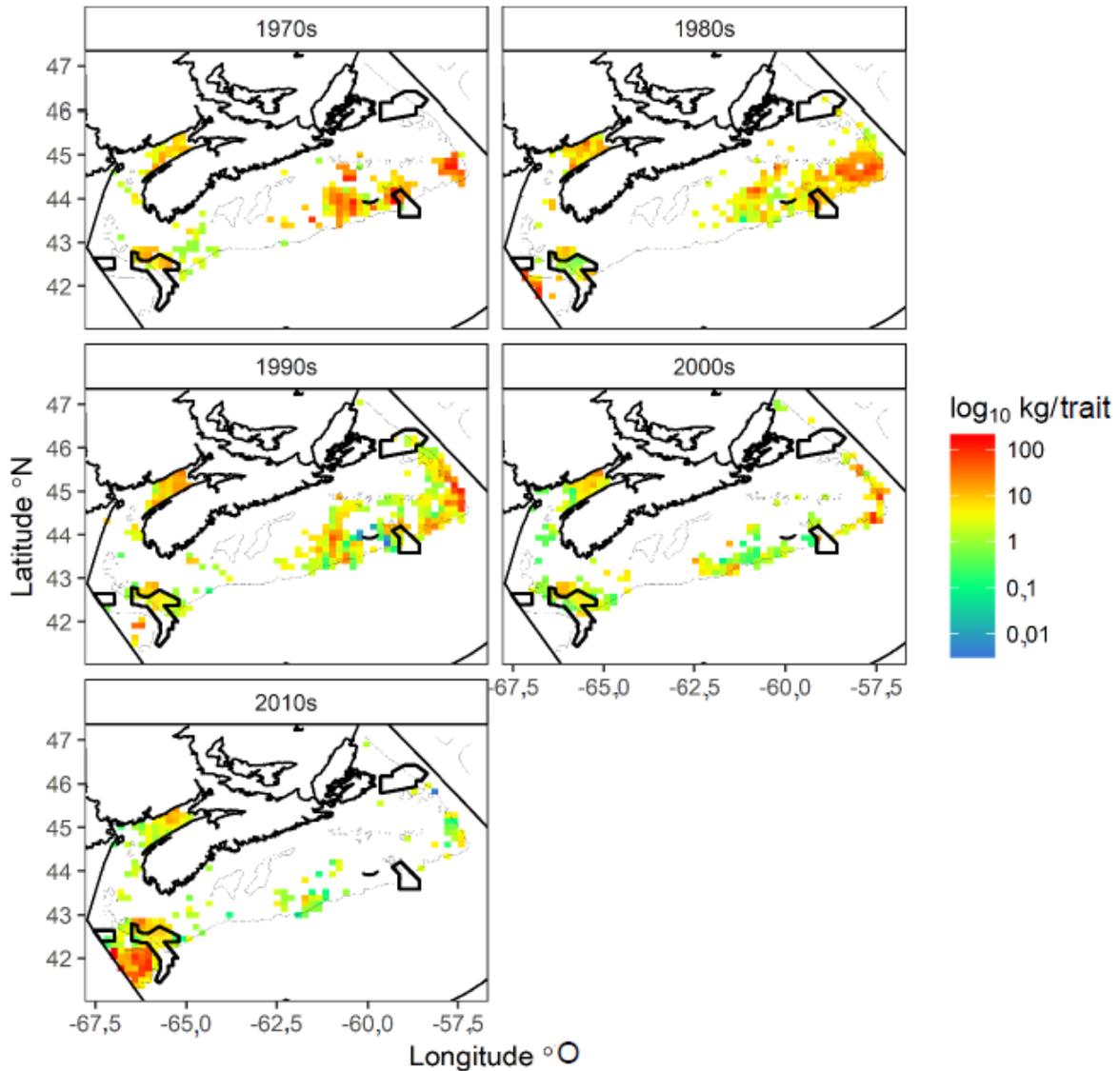


Figure 65. Répartition des prises de raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

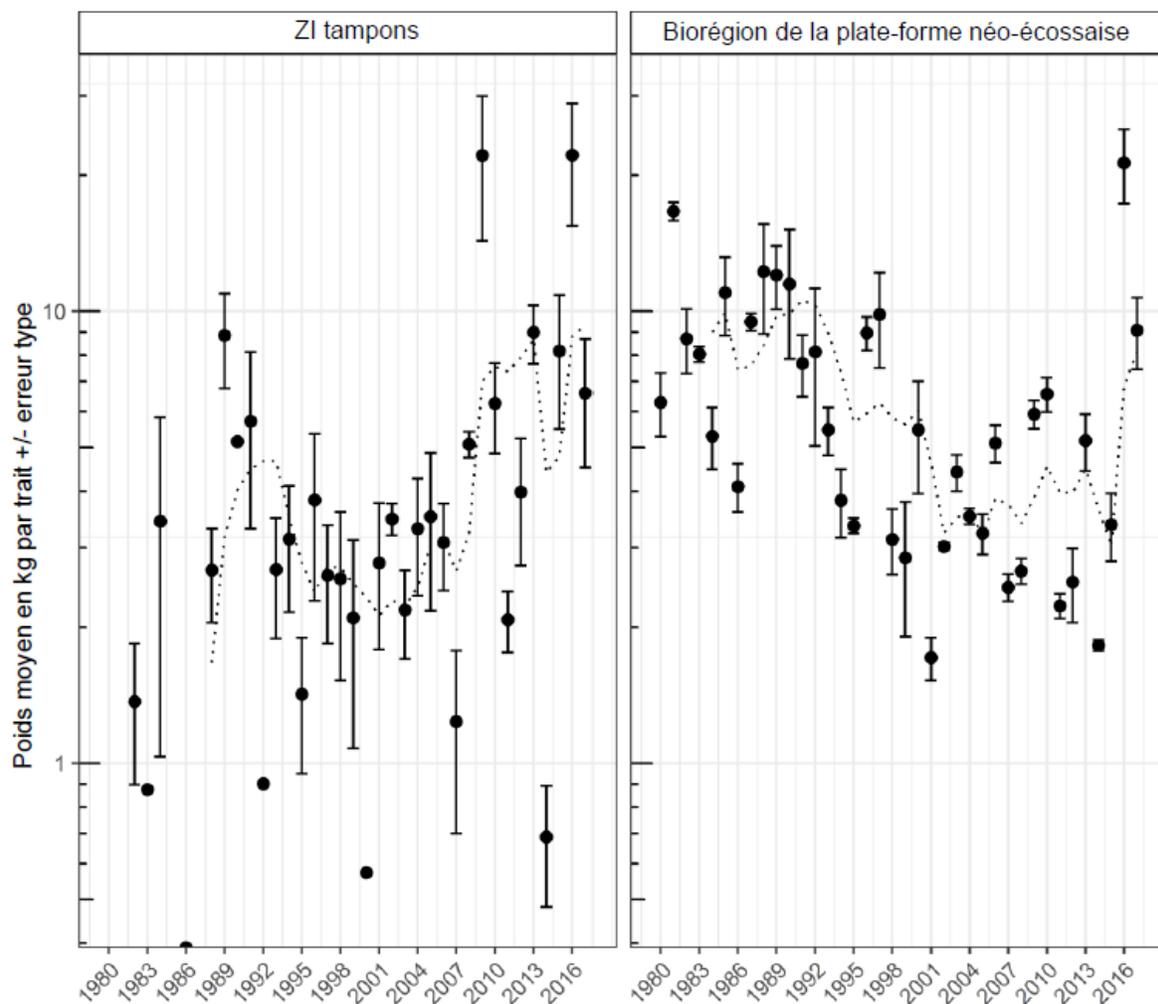


Figure 66. Poids moyen (\pm écart-type) de la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

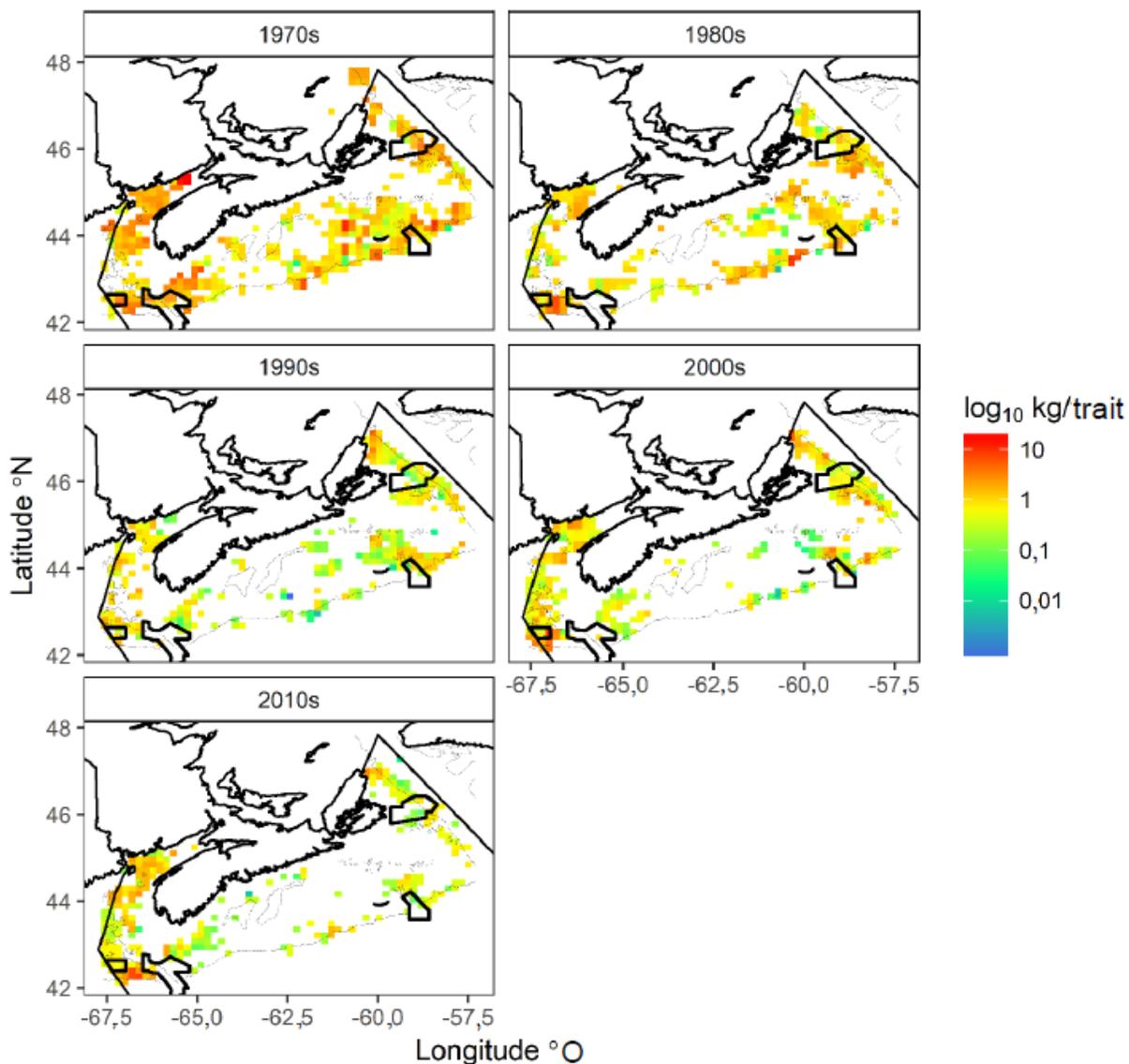


Figure 67. Répartition des prises de raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

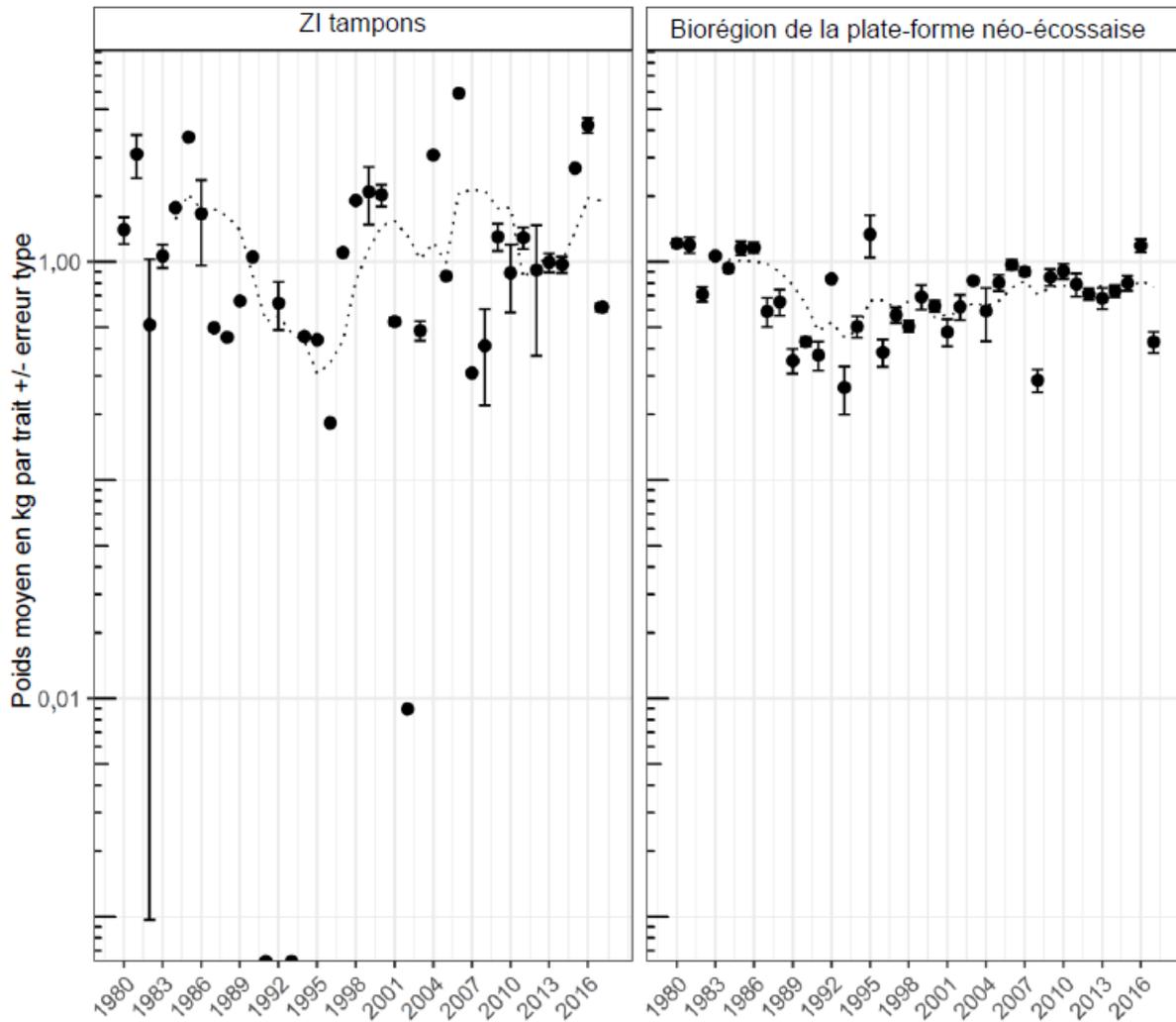


Figure 68. Poids moyen (\pm écart-type) de la raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

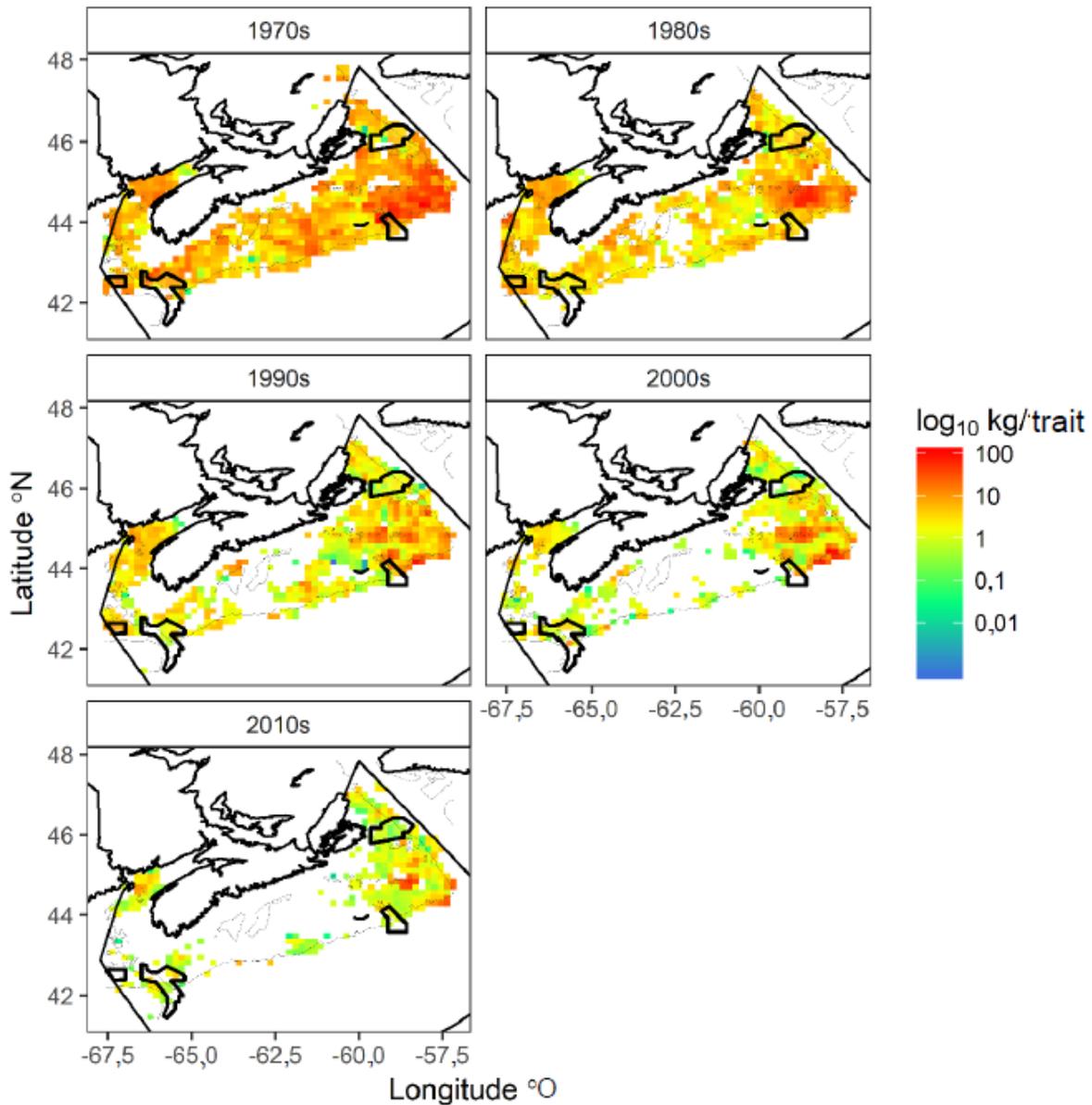


Figure 69. Répartition des prises de raie épineuse (*Amblyraja radiata*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

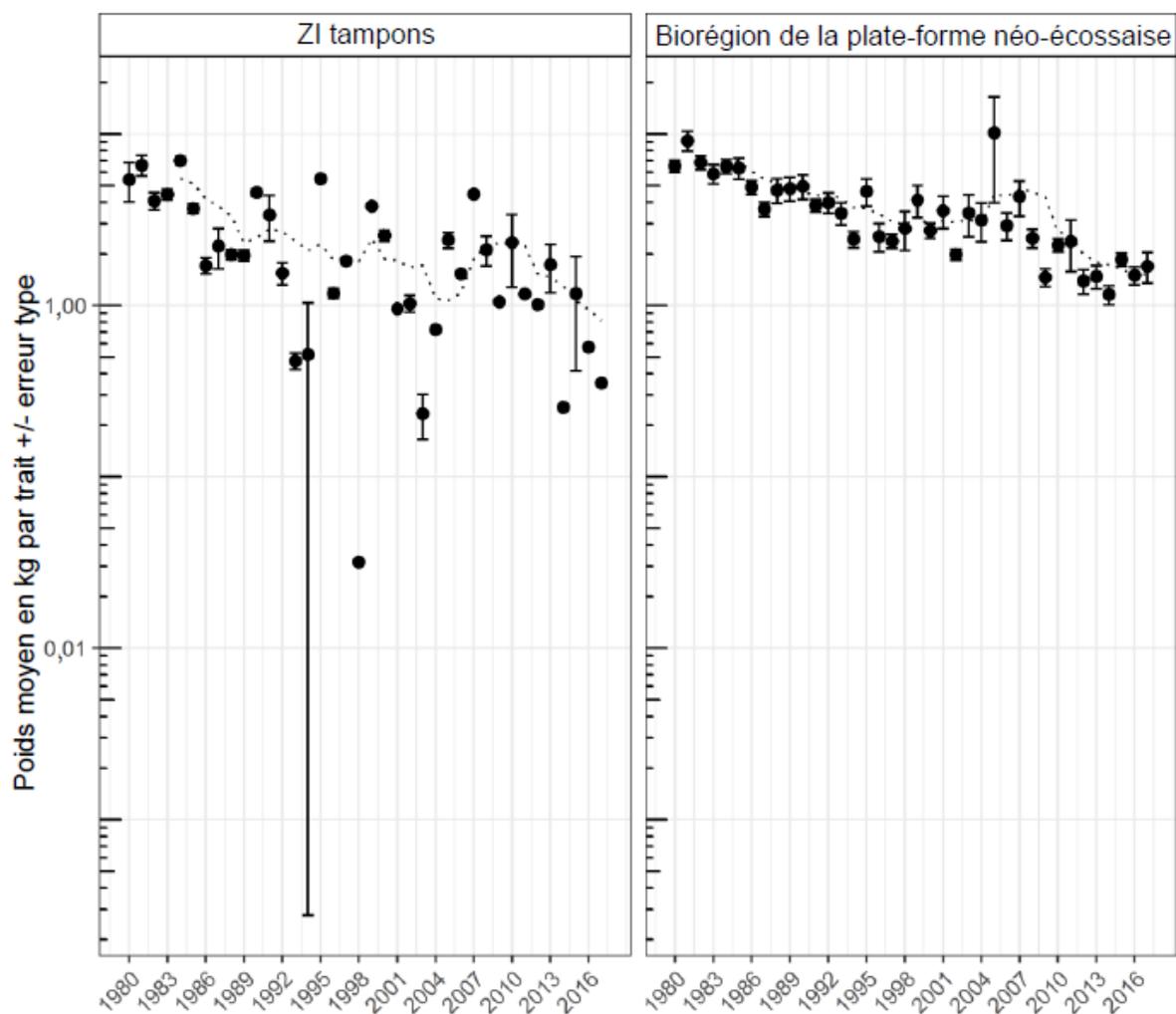


Figure 70. Poids moyen (\pm écart-type) de la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

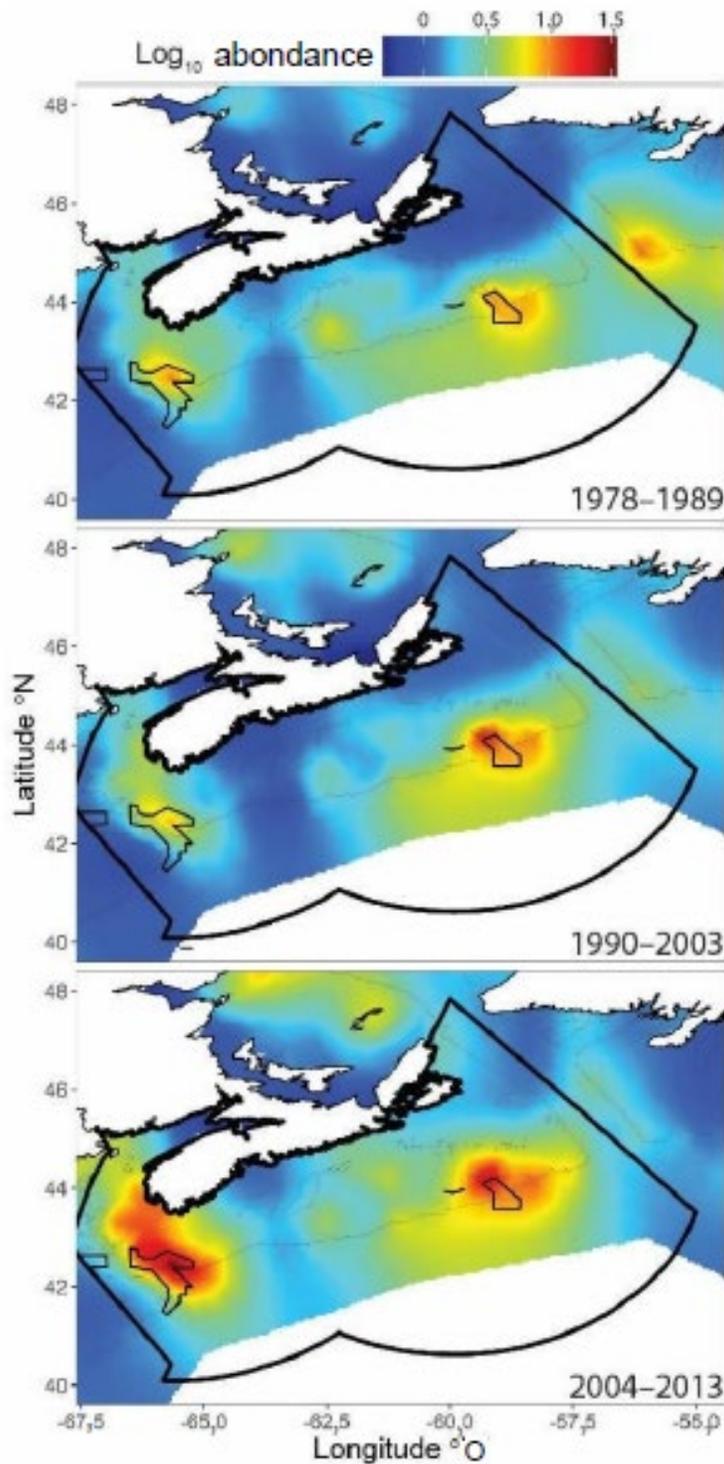


Figure 71. Répartition de l'abondance du flétan de l'Atlantique juvénile (*Hippoglossus hippoglossus*) au Canada atlantique montrant deux zones persistantes d'abondance élevée sur la plate-forme néo-écossaise – une dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse qui chevauche la ZI et une autre à l'est qui chevauche la zone de protection marine du Gully (modifiée par rapport à Boudreau et al., 2017). Les polygones noirs désignent les limites de la ZI, de la ZPM du Gully et de la région des Maritimes (ligne noire plus épaisse).

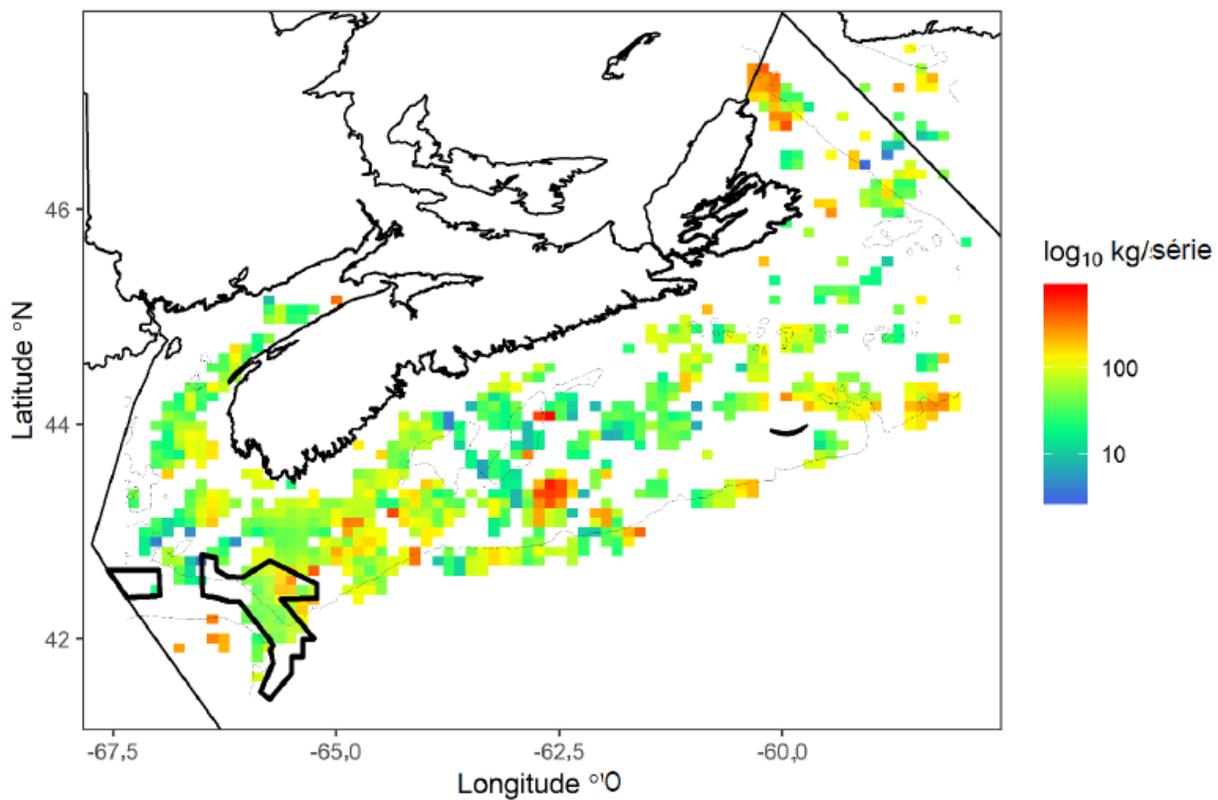


Figure 72. Répartition des prises de flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) capturées lors du relevé à la palangre du flétan réalisé par le MPO et l'industrie entre 1998 et 2018. Les données ont été regroupées pour toutes les années à une résolution de 10 km². Le polygone noir représente les limites de la ZI utilisée comme zone d'étude.

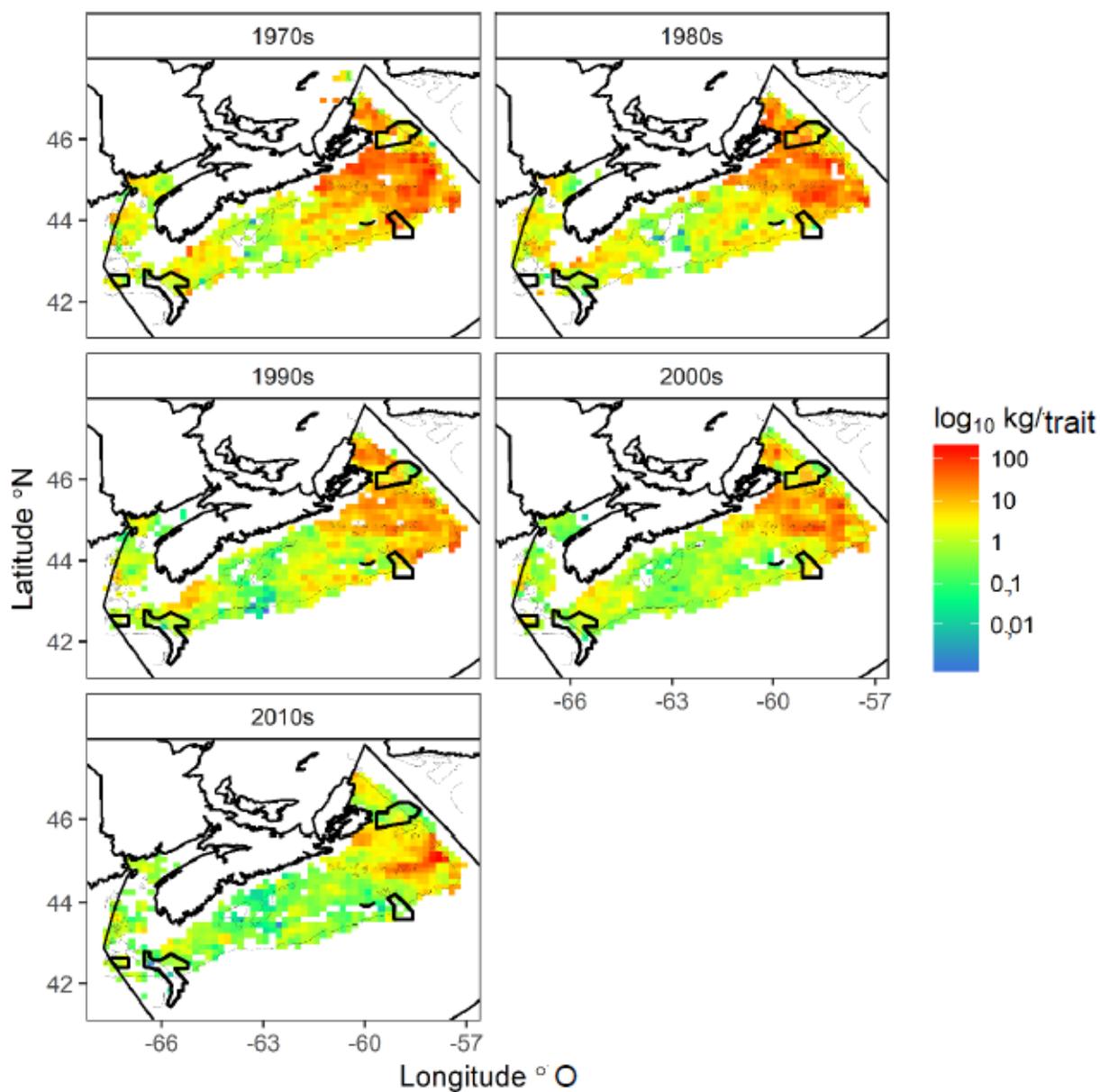


Figure 73. Répartition des prises de plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

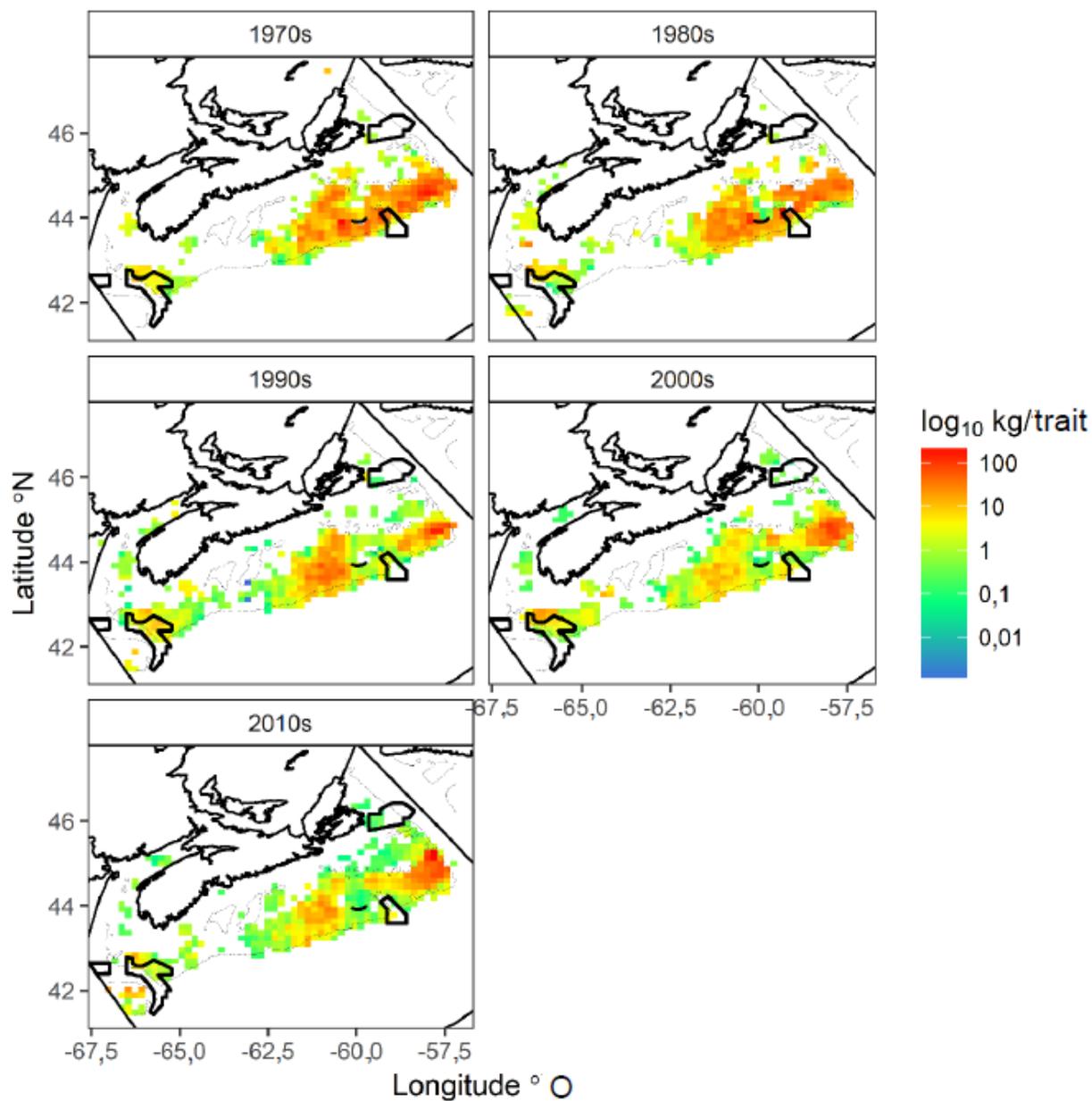


Figure 74. Répartition des prises de limande à queue jaune (*Pleuronectes ferruginea*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

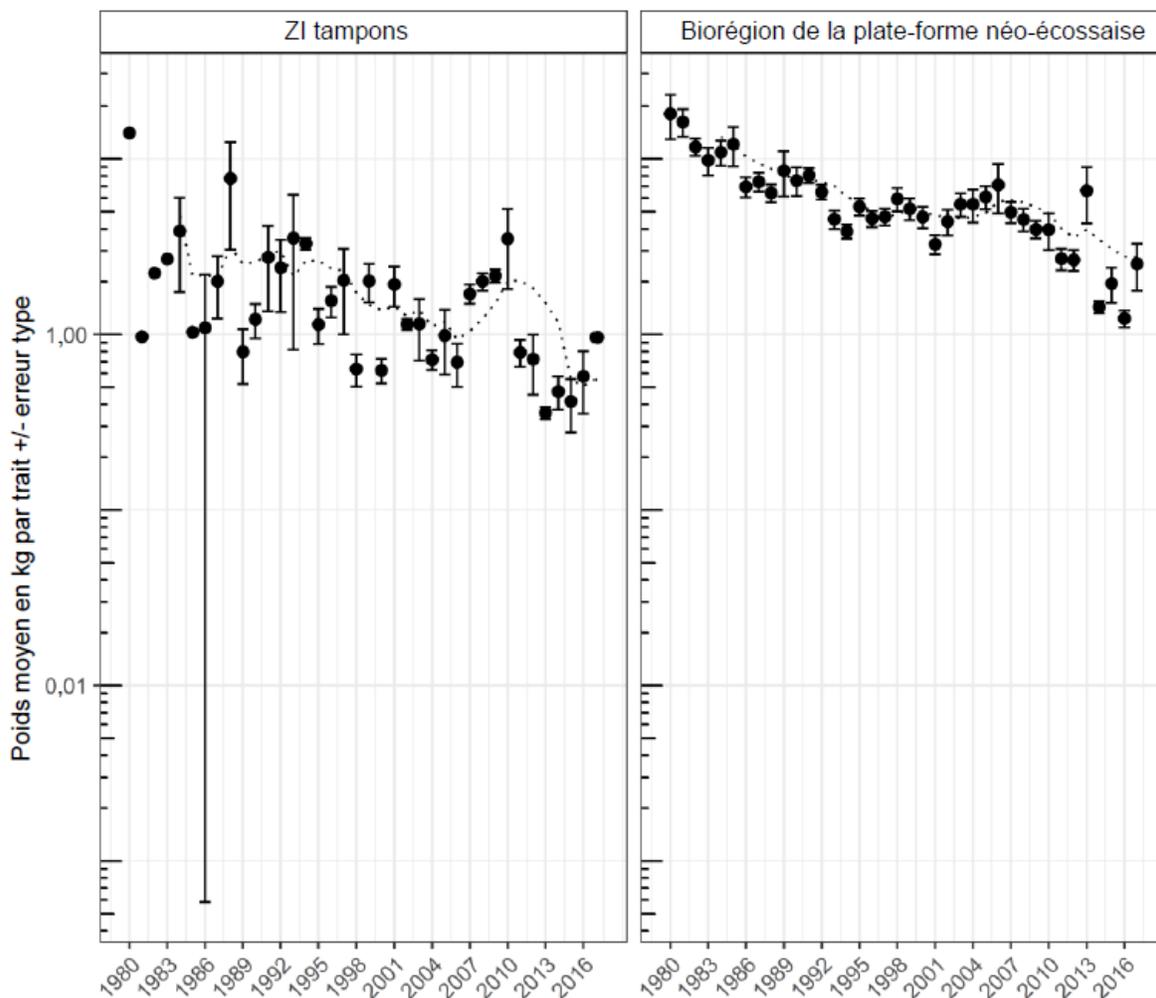


Figure 75. Poids moyen (\pm écart-type) de la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

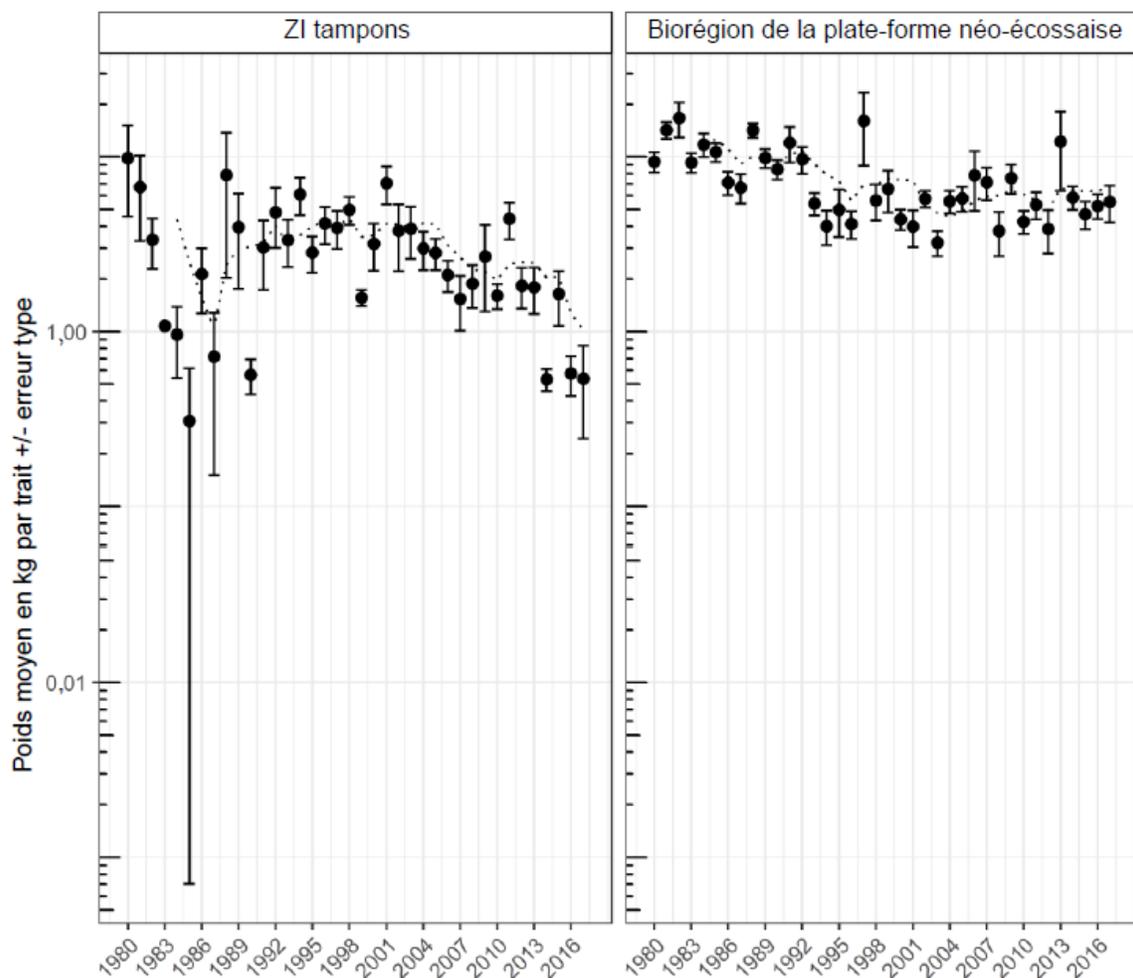


Figure 76. Poids moyen (\pm écart-type) de la limande à queue jaune (*Pleuronectes ferruginea*) capturée pendant le relevé estival par navire de recherche de 1980 à 2017. Les moyennes sont calculées selon un plan stratifié aléatoire fondé sur un poids (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin. Les lignes pointillées représentent une moyenne décalée de 5 ans. Les données prises en compte pour la ZI ont été regroupées dans une zone tampon de 25 km des limites de la ZI.

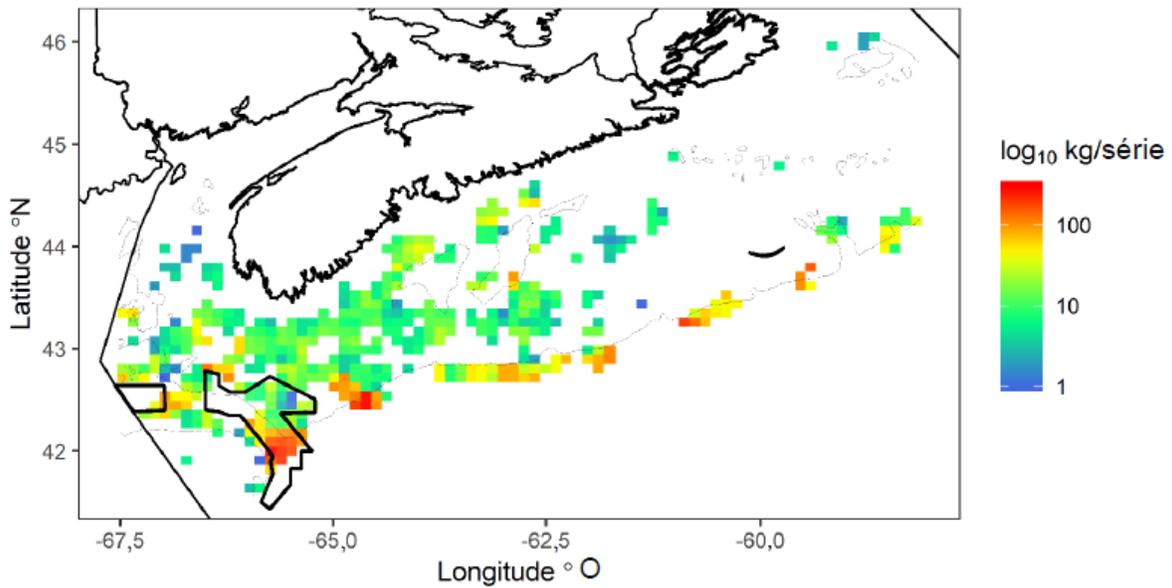


Figure 77. Débarquements de brosmes (*Brosme brosme*) (log kg/série) tirés du relevé à la palangre du flétan réalisé par le MPO et l'industrie de 1998 à 2018 dans la biorégion des Maritimes. On estime que les palangres utilisées dans ce relevé permettent de représenter de manière plus précise la répartition du brosmes par rapport au relevé au chalut par navire de recherche, qui ne capture pas adéquatement le brosmes.

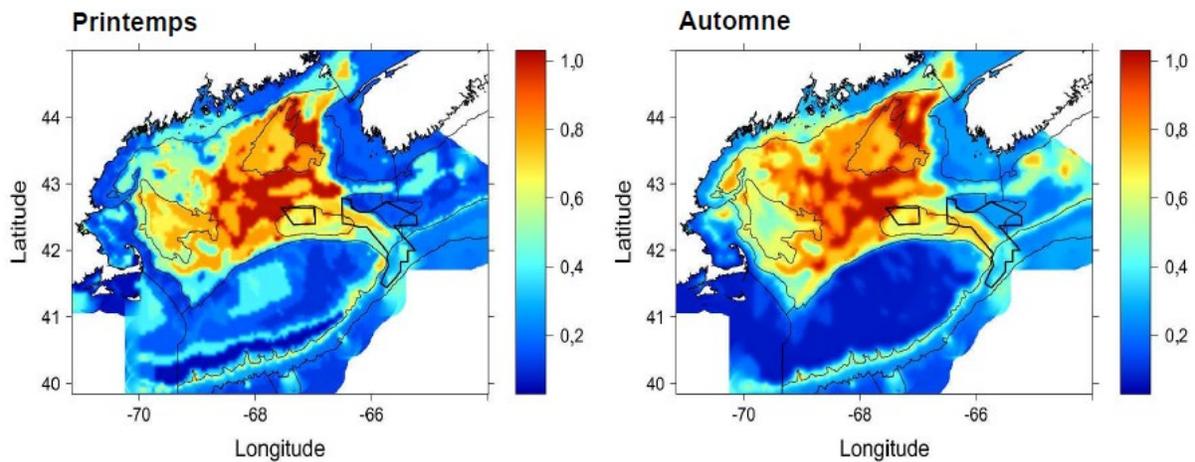


Figure 78. Habitat suitability models for Cusk (*Brosme brosme*) in the Gulf of Maine based on spring and fall NOAA groundfish survey data. The black polygon represents the boundaries of the AOI. Figures modified with permission from Runnebaum et al. (2017).

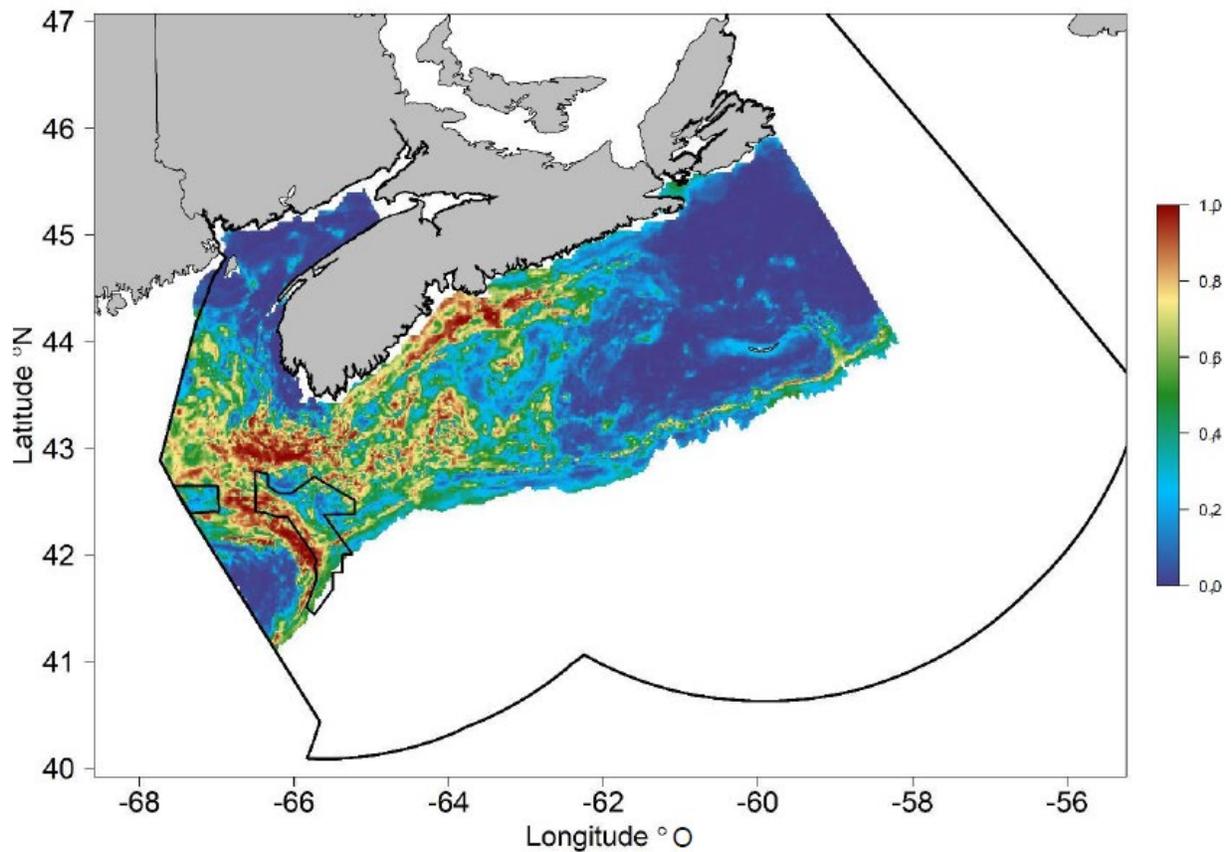


Figure 79. Modèle de l'habitat propice (présence prévue) du brosme (*Brosme brosme*) dans la région des Maritimes prédit au moyen d'une méthode de forêt aléatoire. La probabilité de la présence est indiquée, le rouge indiquant une probabilité de présence de 100 % et le bleu indiquant une probabilité de présence de 0 % (modifié avec la permission de Harris et al., 2018). Les polygones noirs désignent les limites de la ZI et de la région des Maritimes.

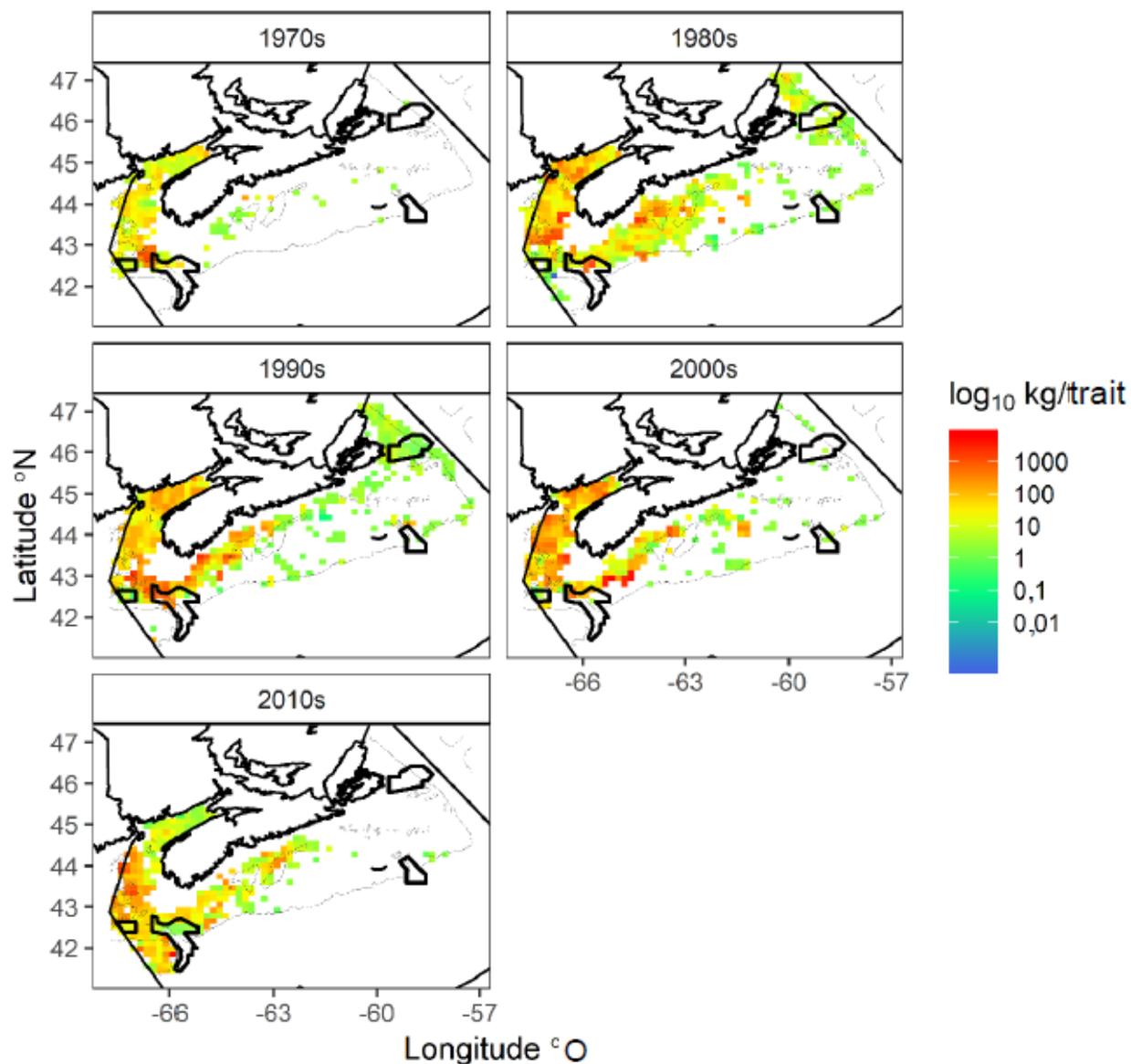


Figure 80. Répartition des prises d'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

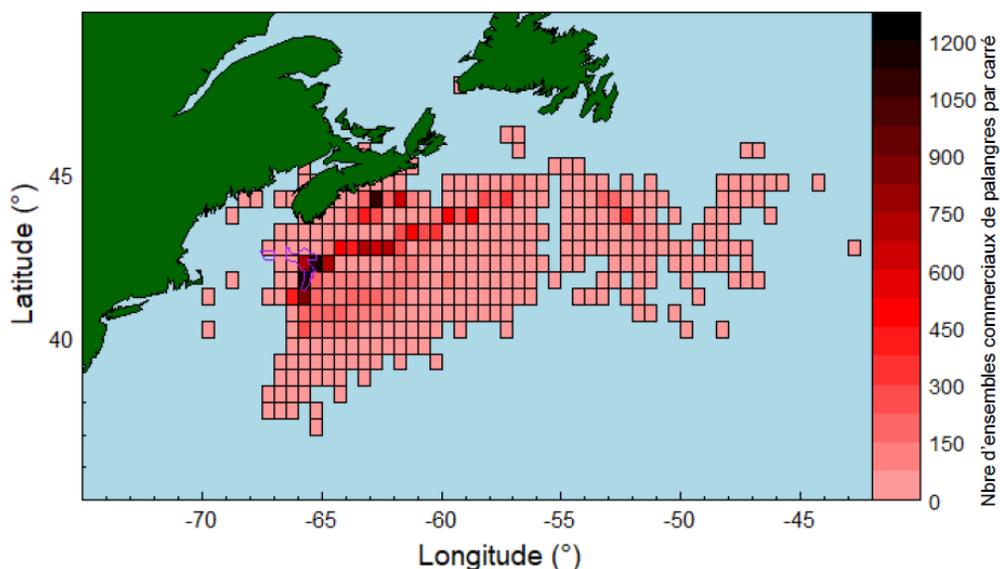


Figure 81. Répartition des calées de pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. Au cours de cette période, il y a eu 23 983 calées de pêches pélagiques à la palangre, dont 491 ont été retirées en raison de l'absence de coordonnées fournies. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Les calées se situent généralement le long de la rupture de pente continentale, la maille la plus peuplée du quadrillage comptant 1 200 calées.

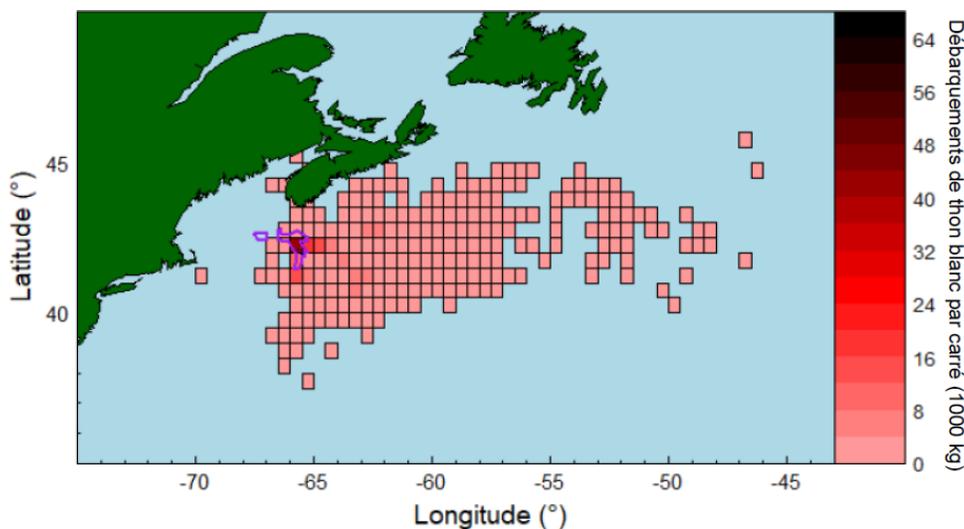


Figure 82. Répartition des débarquements de thon blanc de l'Atlantique (*Thunnus alalunga*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 314 362 kg de thon blanc de l'Atlantique ont été débarqués par la pêche pélagique à la palangre, ce qui représente environ 74 % de tous les débarquements de thon blanc de l'Atlantique dans la région des Maritimes. 2 % des débarquements des pêches à la palangre (5 161 kg) ont été retirés de la carte en raison de l'absence de coordonnées pour ces débarquements. Le plus grand volume de débarquements dans une seule maille du quadrillage était de 41 298 kg.

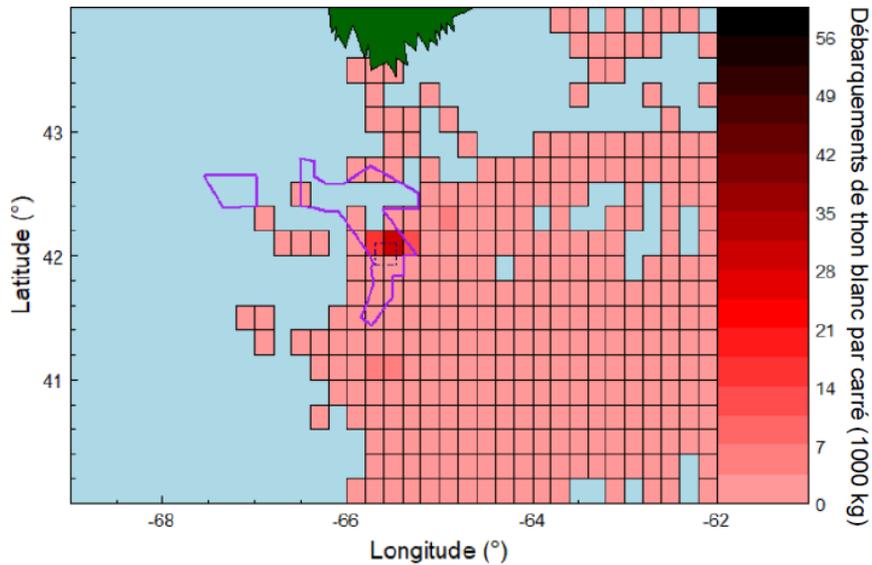


Figure 83. Répartition des débarquements de thon blanc de l'Atlantique (*Thunnus alalunga*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 30 623 kg. La carte montre un total de 221 433 kg de débarquements de thon blanc de l'Atlantique, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 52 % du total des débarquements de thon blanc de l'Atlantique dans les Maritimes de 2004 à 2018 (426 745 kg).

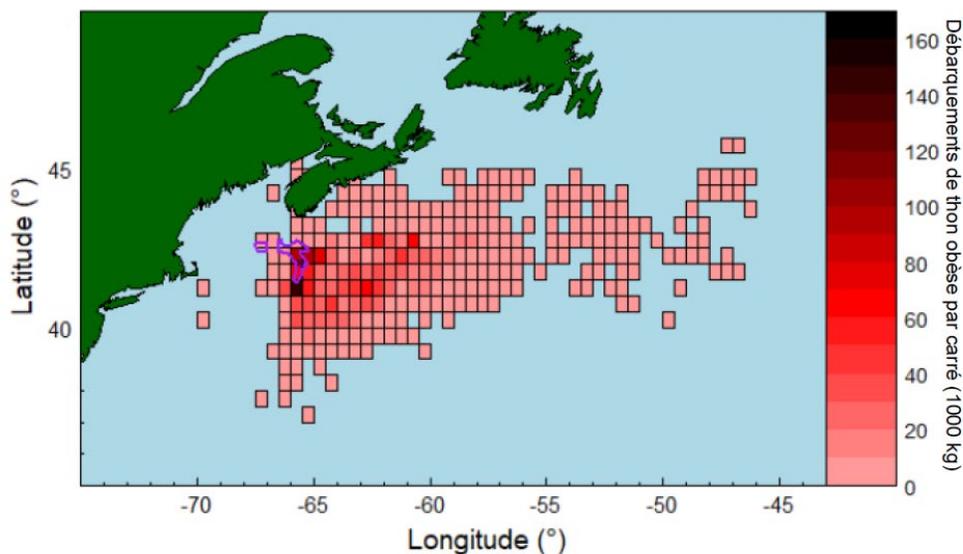


Figure 84. Répartition des débarquements de thon obèse (*Thunnus obesus*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 2 309 777 kg de thon obèse ont été débarqués par la pêche à la palangre, ce qui représente près de 89 % de tous les débarquements de thon obèse dans la région des Maritimes. 1 % des débarquements des pêches à la palangre (22 732 kg) ont été retirés de la carte en raison de l'absence de coordonnées pour ces débarquements. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 147 800 kg.

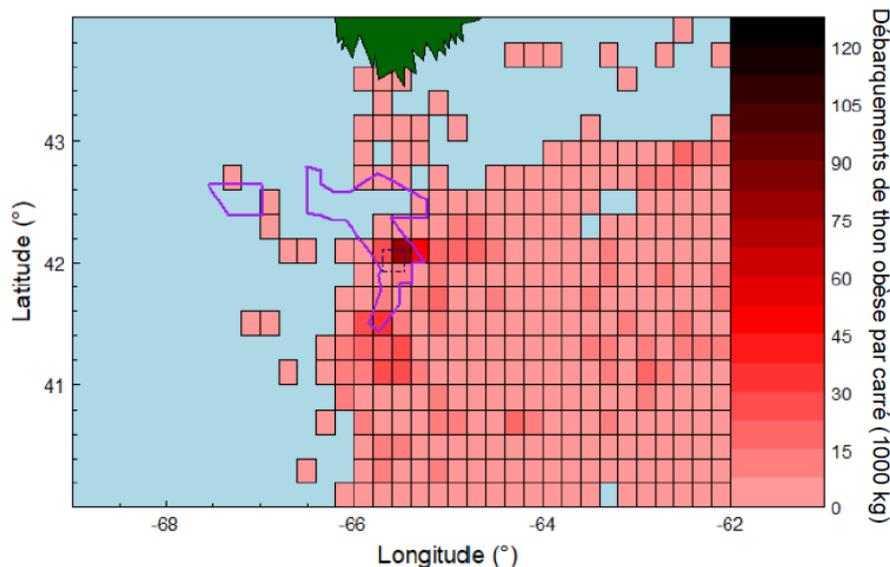


Figure 85. Répartition des débarquements de thon obèse (*Thunnus obesus*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 77 830 kg. La carte montre un total de 1 637 021 kg de débarquements de thon obèse, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 63 % du total des débarquements de thon obèse dans les Maritimes de 2004 à 2018 (2 599 121 kg).

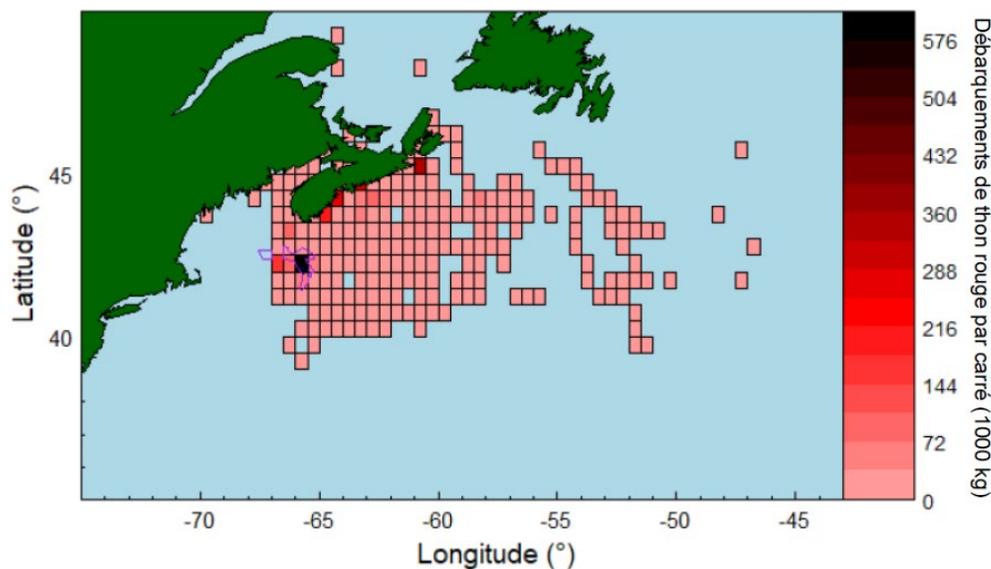


Figure 86. Répartition des débarquements de thon rouge (*Thunnus thynnus*) dans les pêches autres que la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Durant cette période, 3 825 021 kg de thon rouge ont été débarqués dans ces autres pêches, ce qui représente environ 98 % de tous les débarquements de thon rouge dans la région des Maritimes. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 605 764 kg.

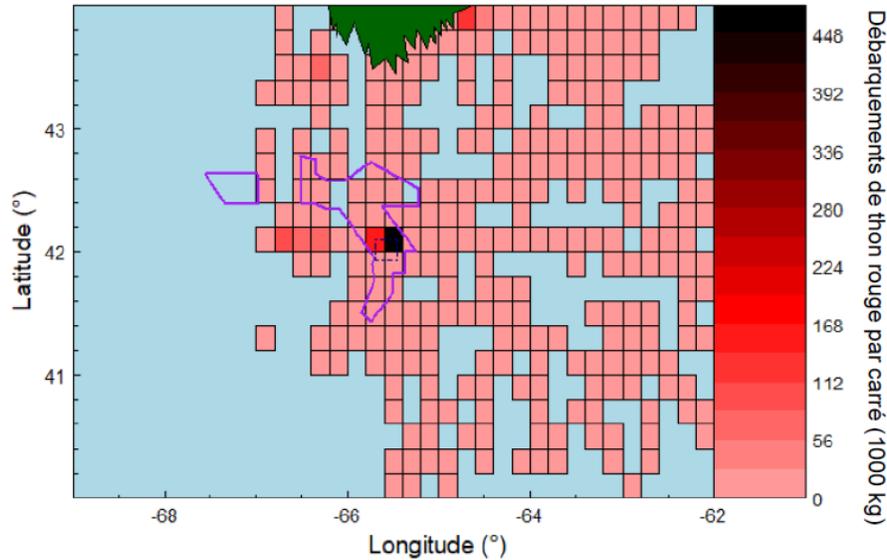


Figure 87. La répartition des débarquements de thon rouge (*Thunnus thynnus*) dans les pêches autre que la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 463 920 kg. La carte montre un total de 2 411 263 kg de débarquements de thon rouge, par d'autres pêches, soit près de 62 % du total des débarquements de thon rouge dans les Maritimes de 2004 à 2018 (3 901 173 kg).

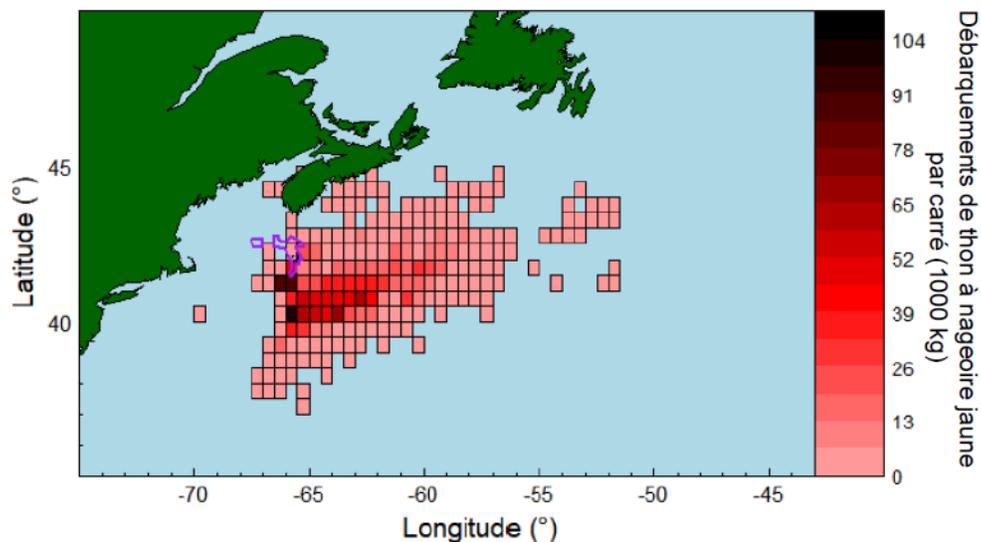


Figure 88. Répartition des débarquements de thon à nageoires jaunes (*Thunnus albacares*) dans les pêches pélagiques à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 1 993 003 kg de thon à nageoires jaunes ont été débarqués par la pêche pélagique à la palangre, ce qui représente environ 98 % de tous les débarquements de thon à nageoires jaunes dans la région des Maritimes. 2 % des débarquements des pêches à la palangre (42 720 kg) ont été retirés de la carte en raison d'un manque de coordonnées pour le débarquement. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 103 028 kg.

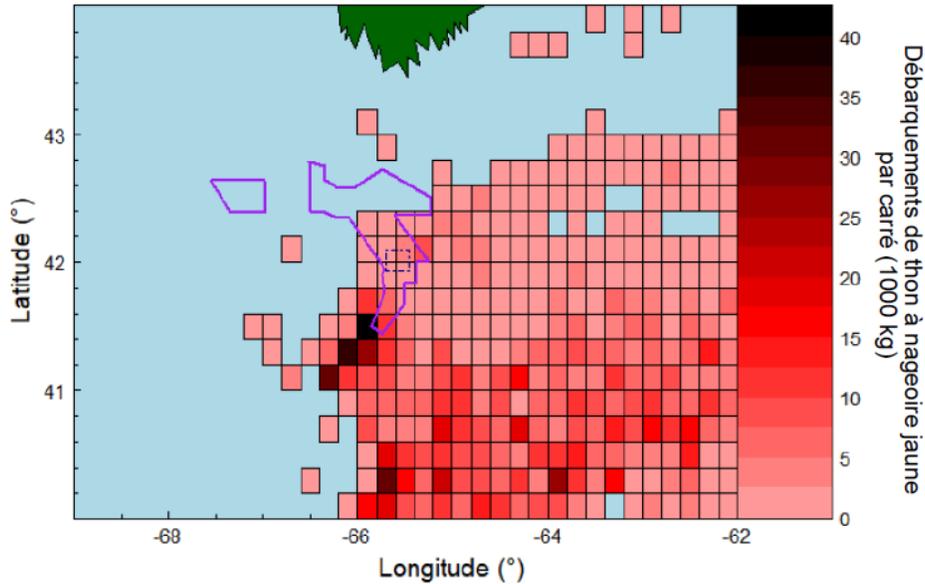


Figure 89. Répartition des débarquements de thon à nageoires jaunes (*Thunnus albacares*) dans la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 40 054 kg. La carte montre un total de 1 526 715 kg de débarquements de thon à nageoires jaunes, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 78 % du total des débarquements de thon à nageoires jaunes dans les Maritimes de 2004 à 2018 (2 039 664 kg).

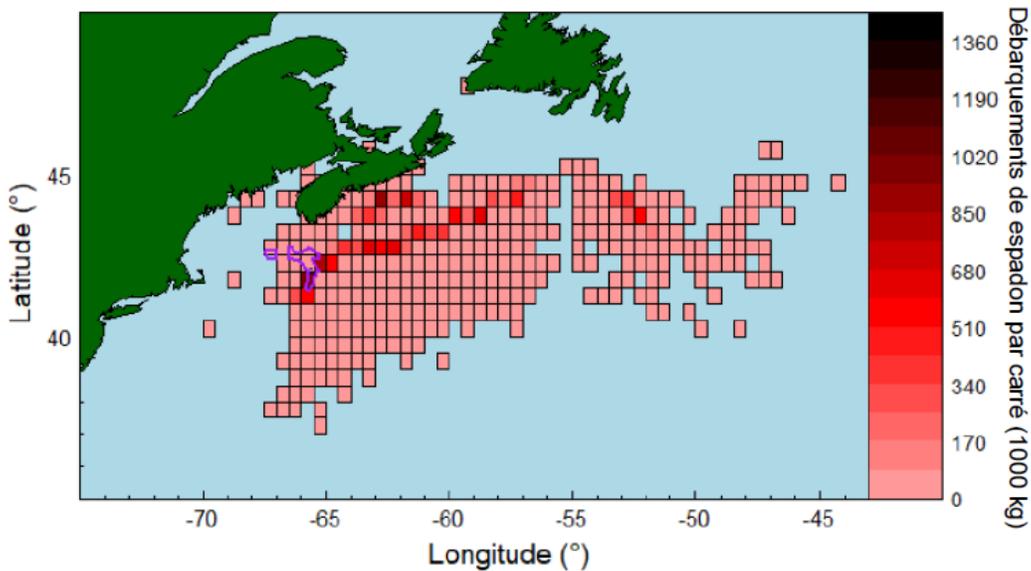


Figure 90. Répartition des débarquements d'espadon (*Xiphias gladius*) dans la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,5 par 0,5 degré. La zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns est indiquée en mauve. Au cours de cette période, 16 583 017 kg d'espadon ont été débarqués par la pêche pélagique à la palangre, ce qui représente environ 80 % de tous les débarquements d'espadon dans la région des Maritimes. Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 984 667 kg.

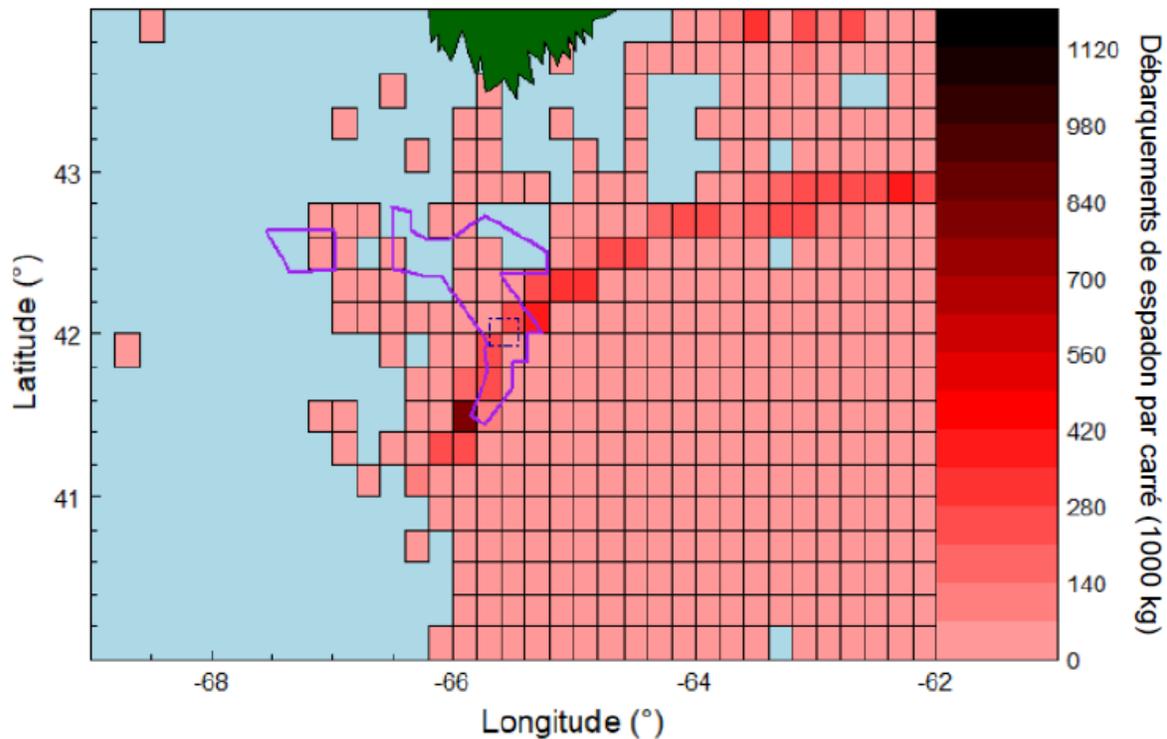


Figure 91. Répartition des débarquements d'espadon (*Xiphias gladius*) dans la pêche pélagique à la palangre de l'espadon et d'autres thonidés du Canada atlantique de 2004 à 2018, à l'aide de cellules de grille de 0,2 par 0,2 degré et axée sur la zone entourant la zone d'intérêt du chenal de Fundy et du banc de Browns (indiquée en mauve). Le plus grand volume de débarquements dans une seule cellule de la grille était de 797 669 kg. La carte montre un total de 8 916 081 kg de débarquements d'espadon, par la pêche pélagique à la palangre, soit près de 43 % du total des débarquements d'espadon dans les Maritimes de 2004 à 2018 (20 637 983 kg).

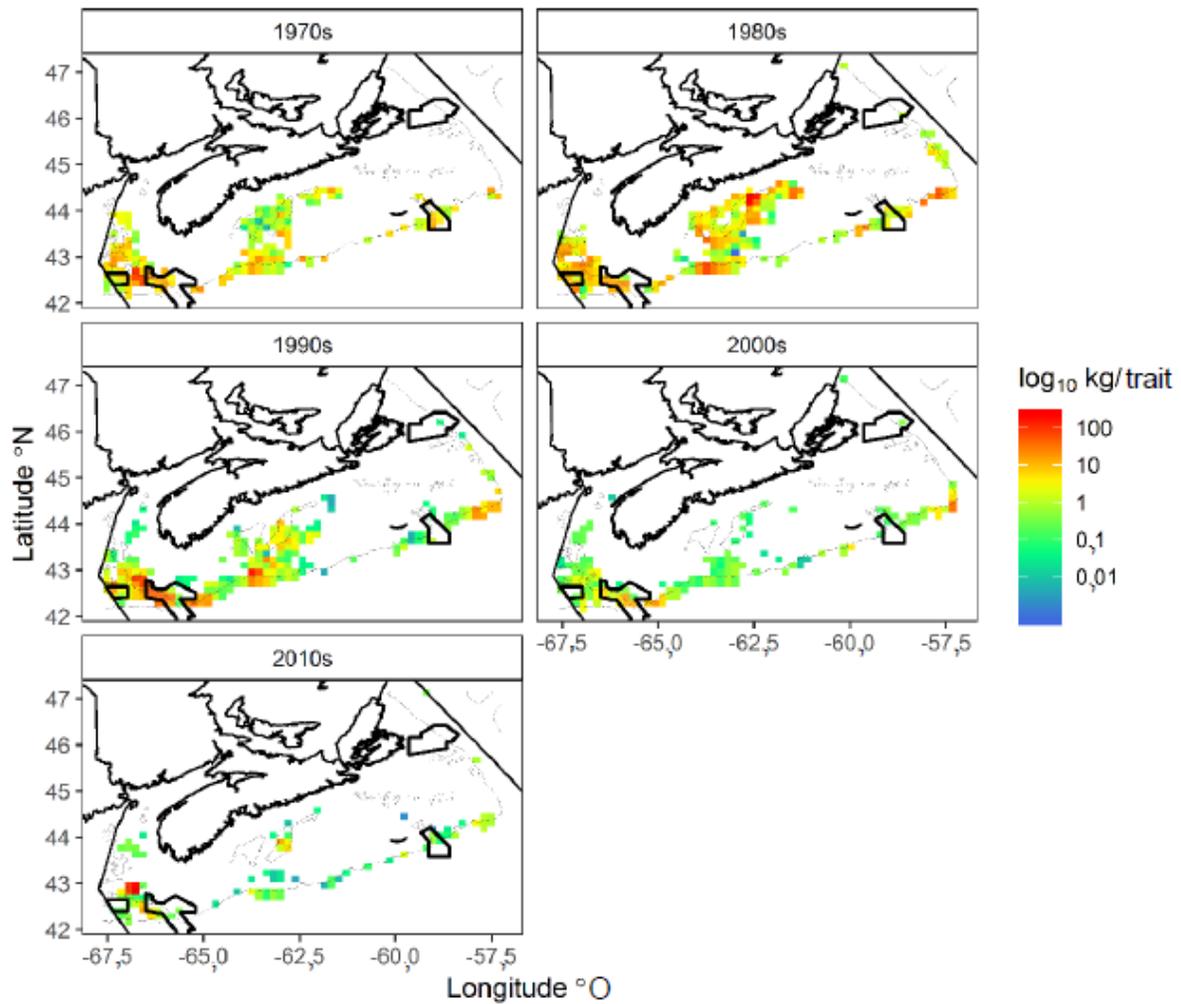


Figure 92. Répartition des prises de grande argentine (*Argentina silus*) capturées pendant le relevé estival par navire de recherche par décennie depuis les années 1970 à 2017. Les données ont été regroupées par décennie en tant que poids moyen (kg) normalisé en fonction d'un trait de chalut de 1,75 mille marin établi à une résolution de 15 km². Les polygones extracôtiers représentent la ZI et les zones de protection marines établies en vertu de la Loi sur les océans dans la biorégion des Maritimes.

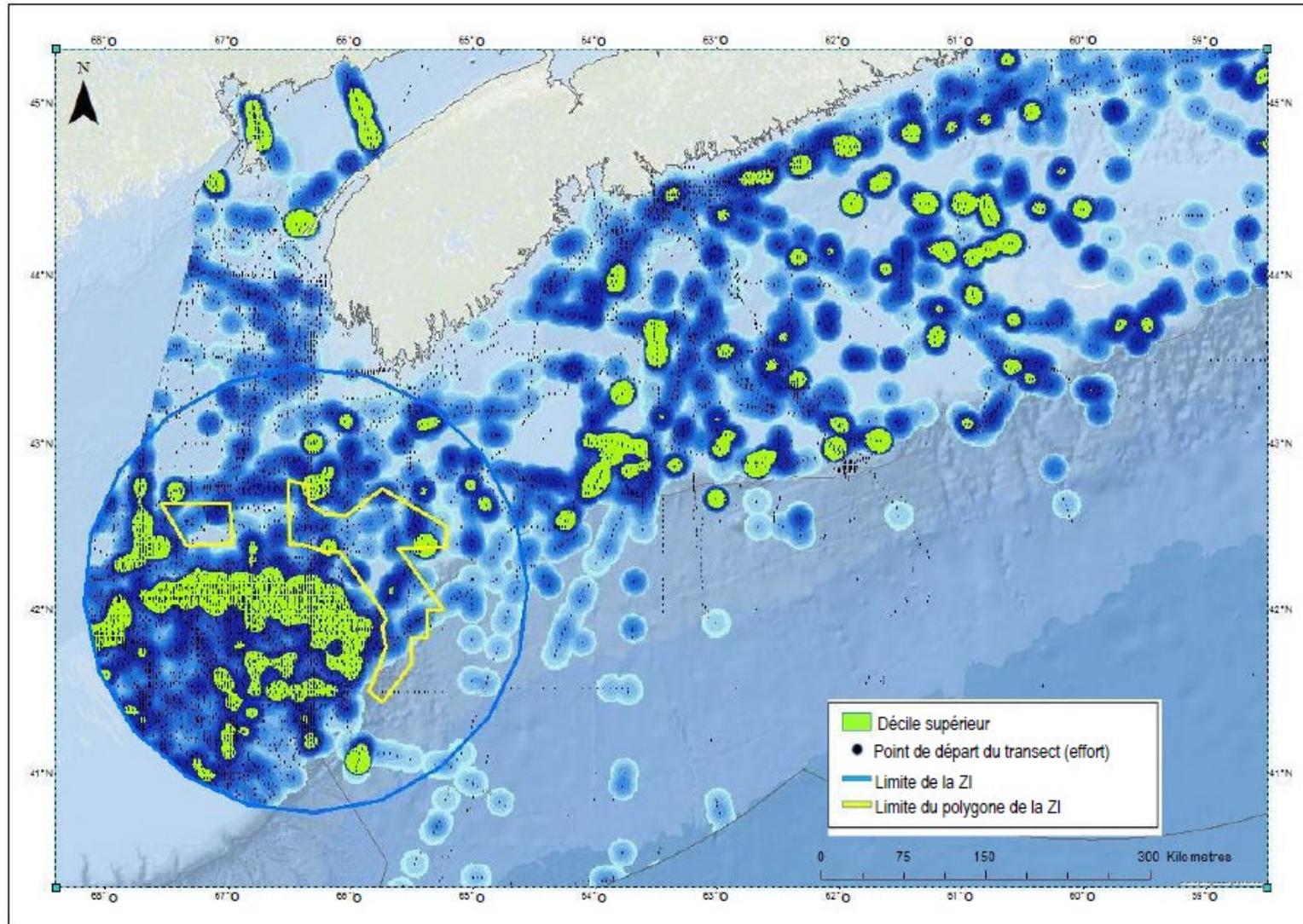


Figure 93. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les puffins. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

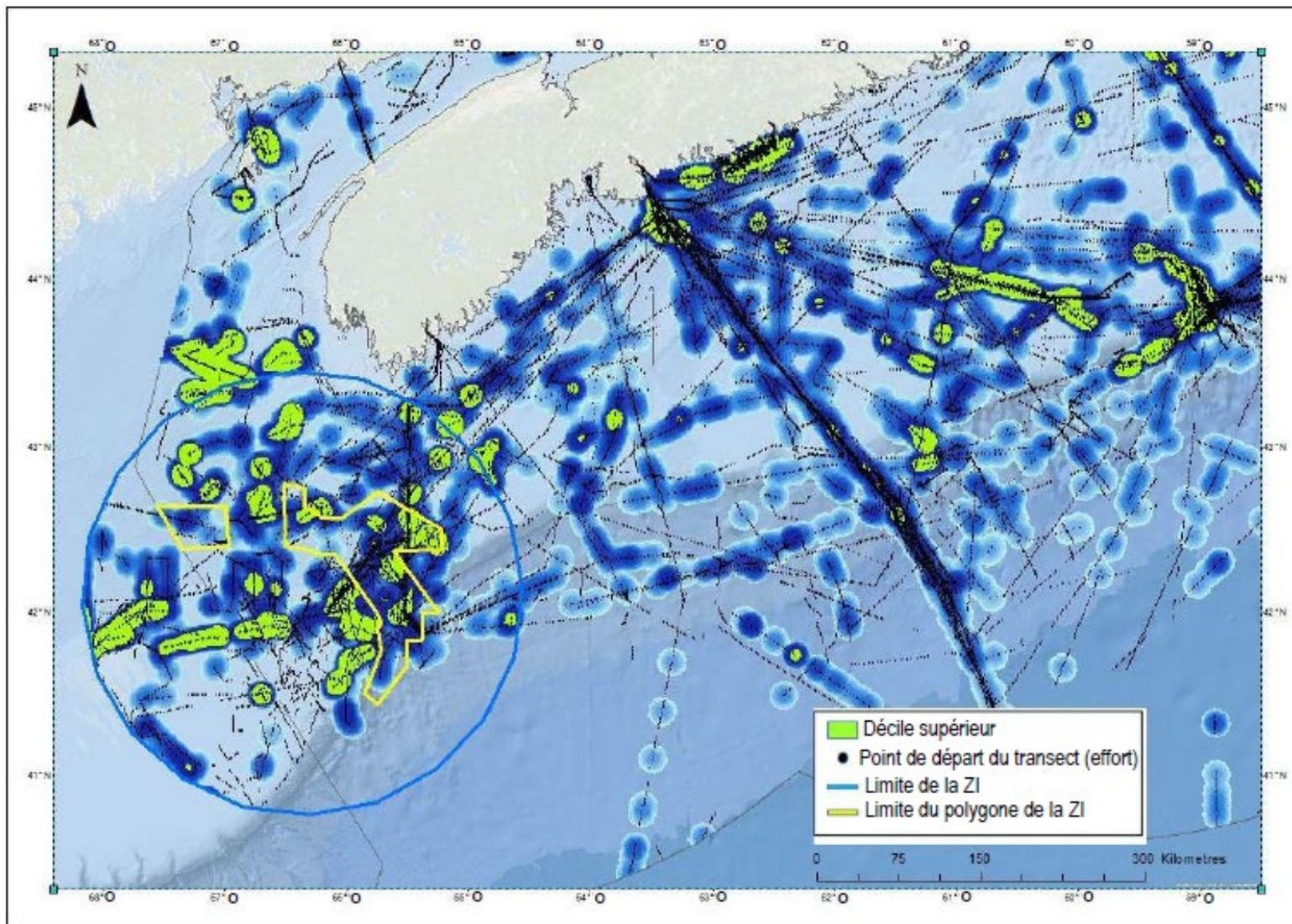


Figure 94. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les puffins. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

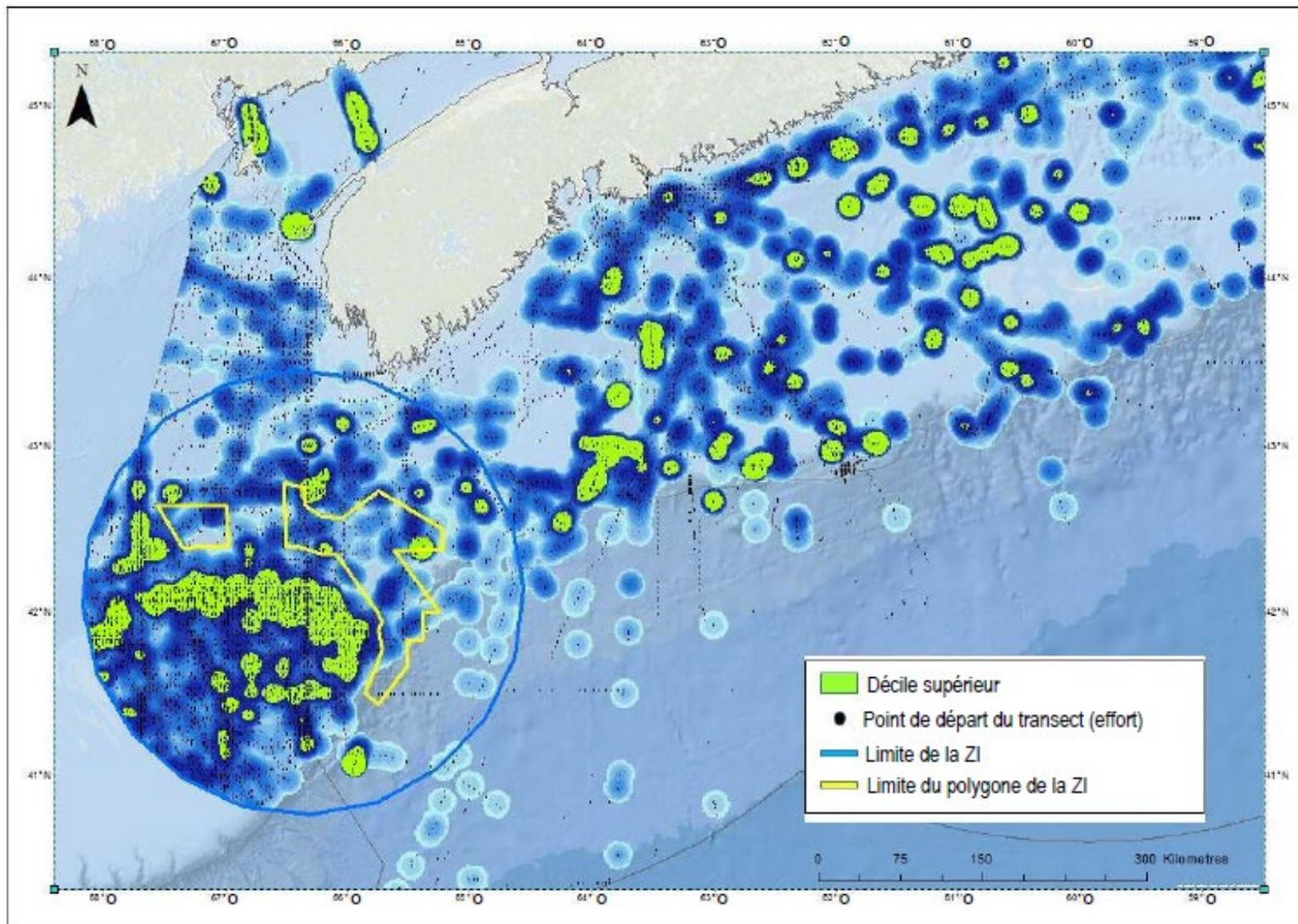


Figure 95. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le puffin majeur. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

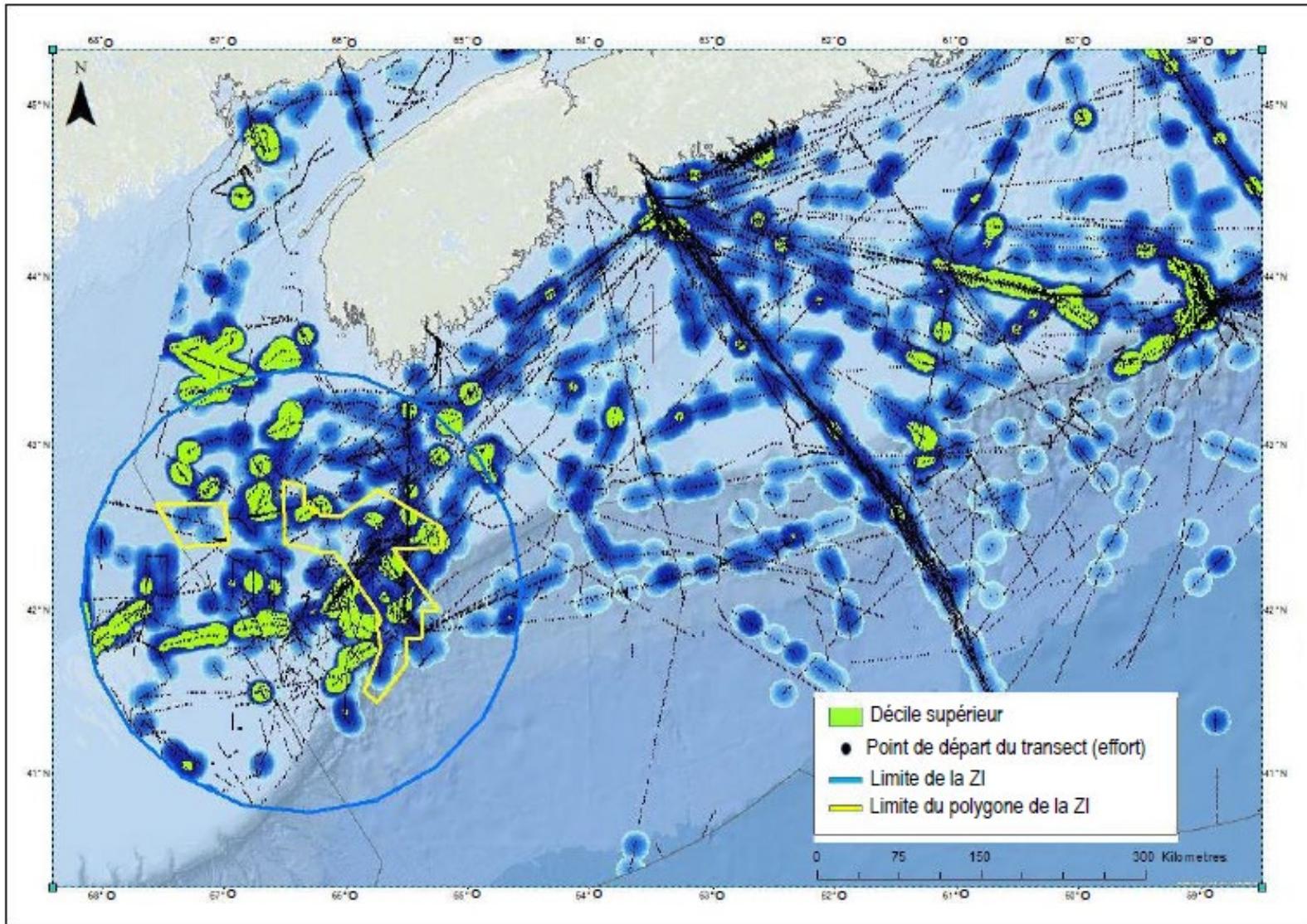


Figure 96. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le puffin majeur. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

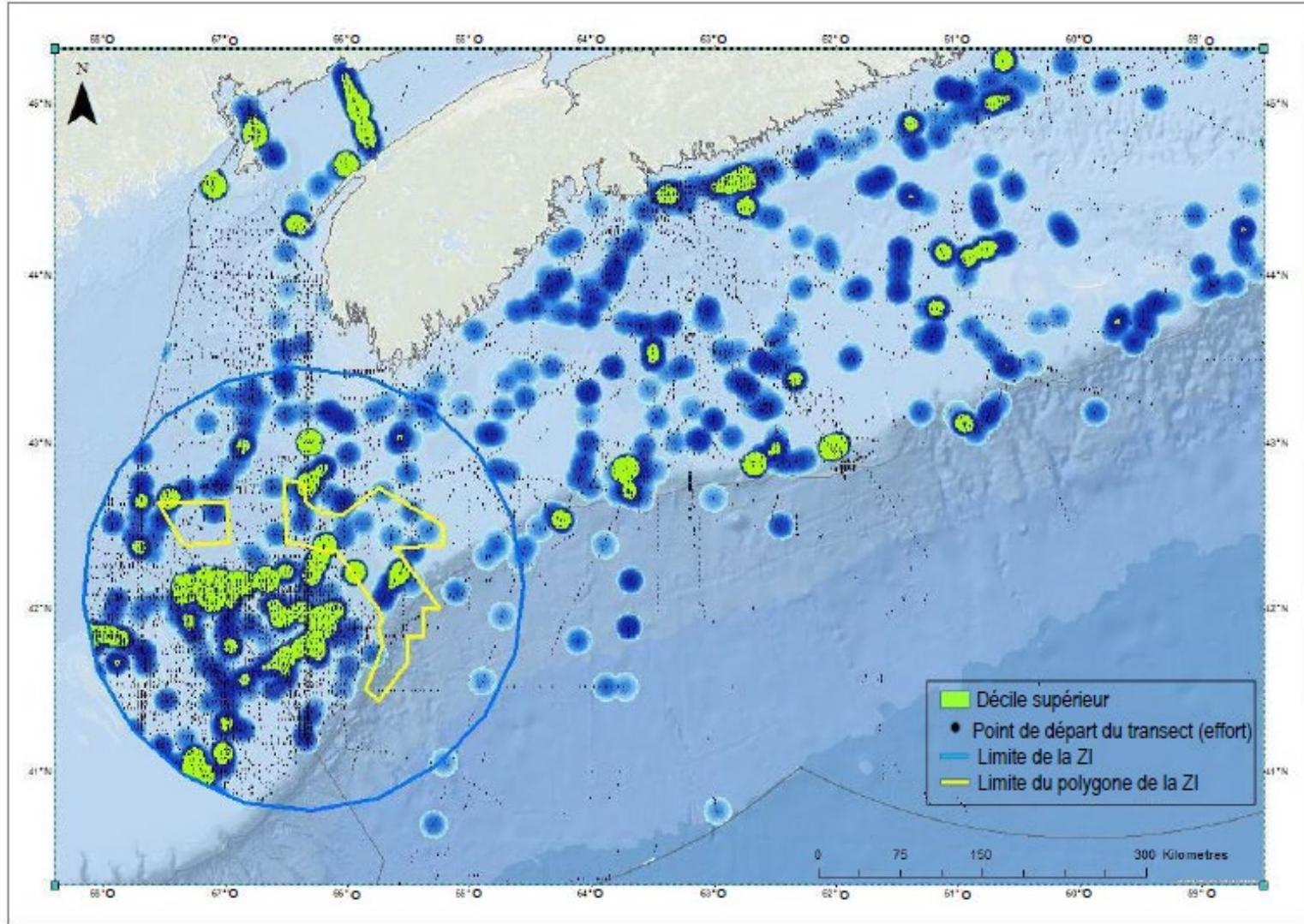


Figure 97. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le puffin fuligineux. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

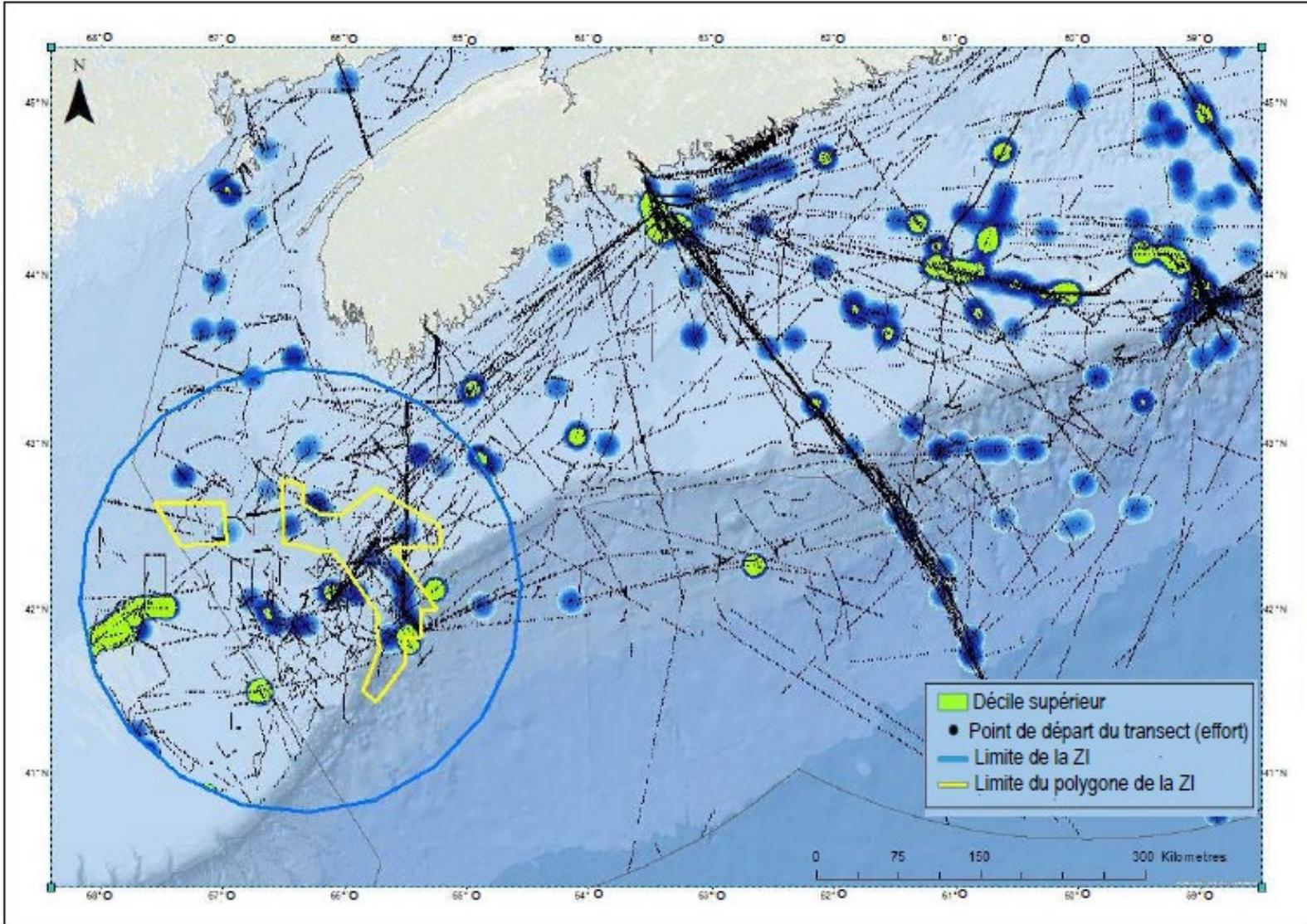


Figure 98. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le puffin fuligineux. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

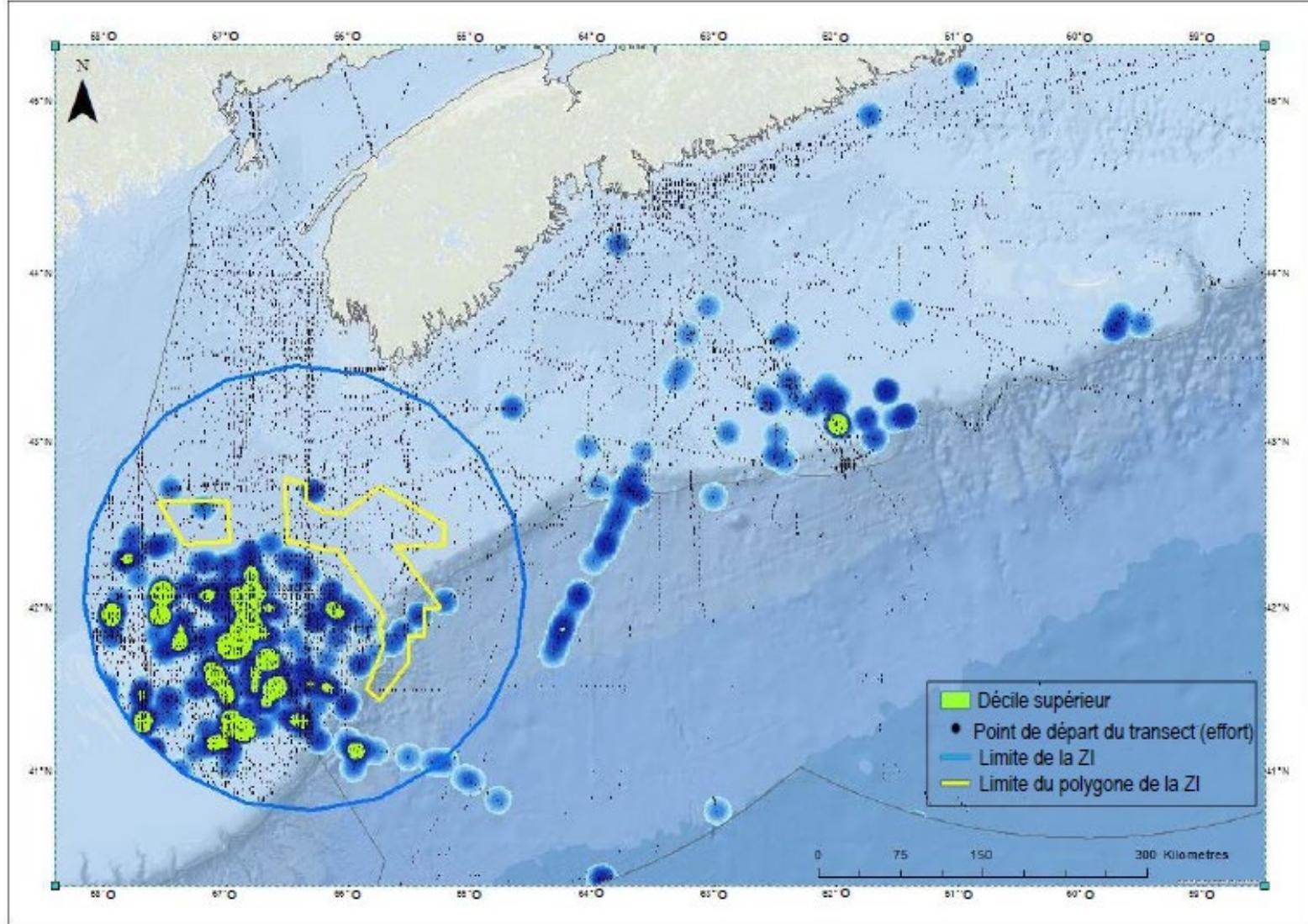


Figure 99. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le puffin cendré. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

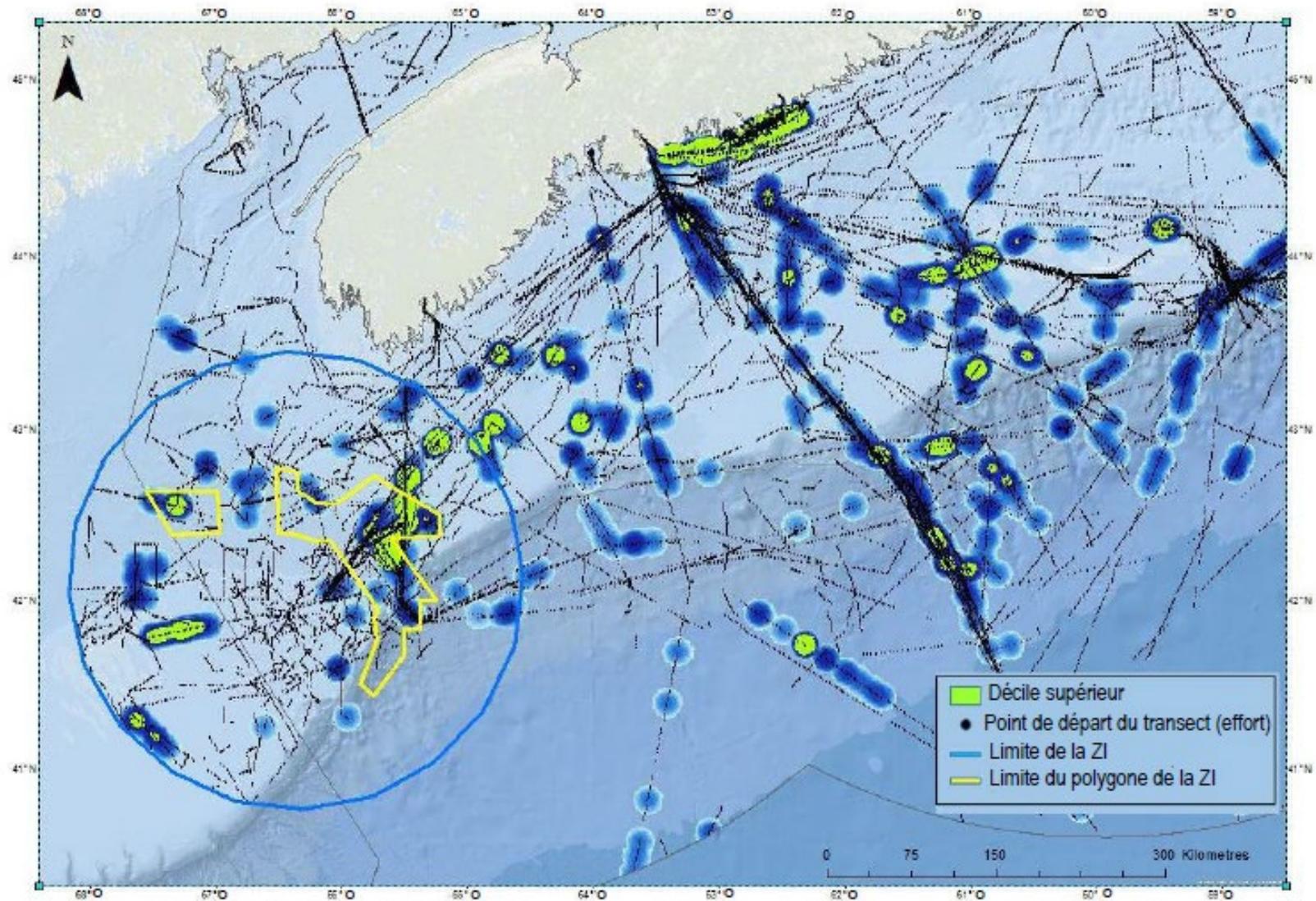


Figure 100. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le puffin cendré. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

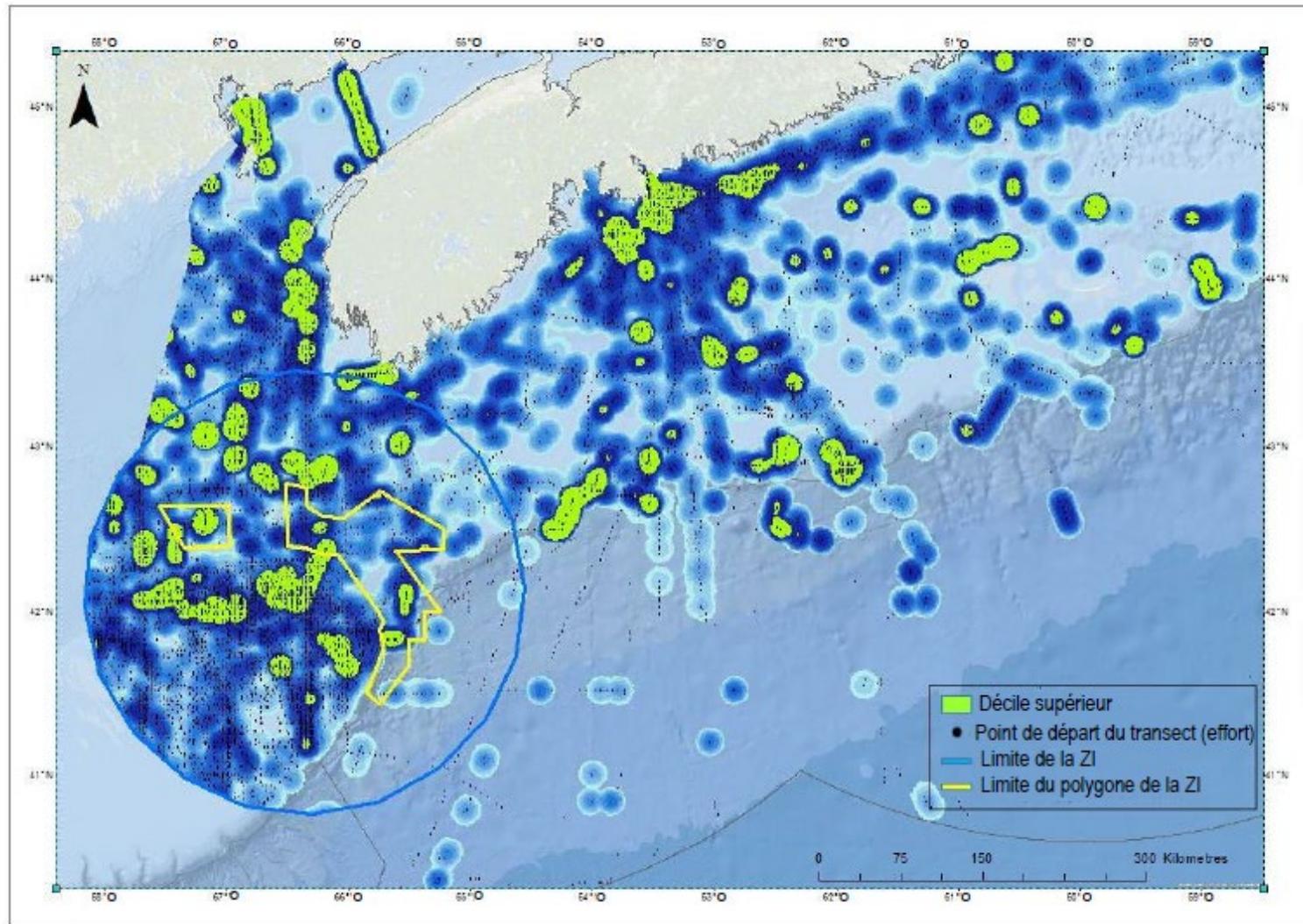


Figure 101. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les goélands. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

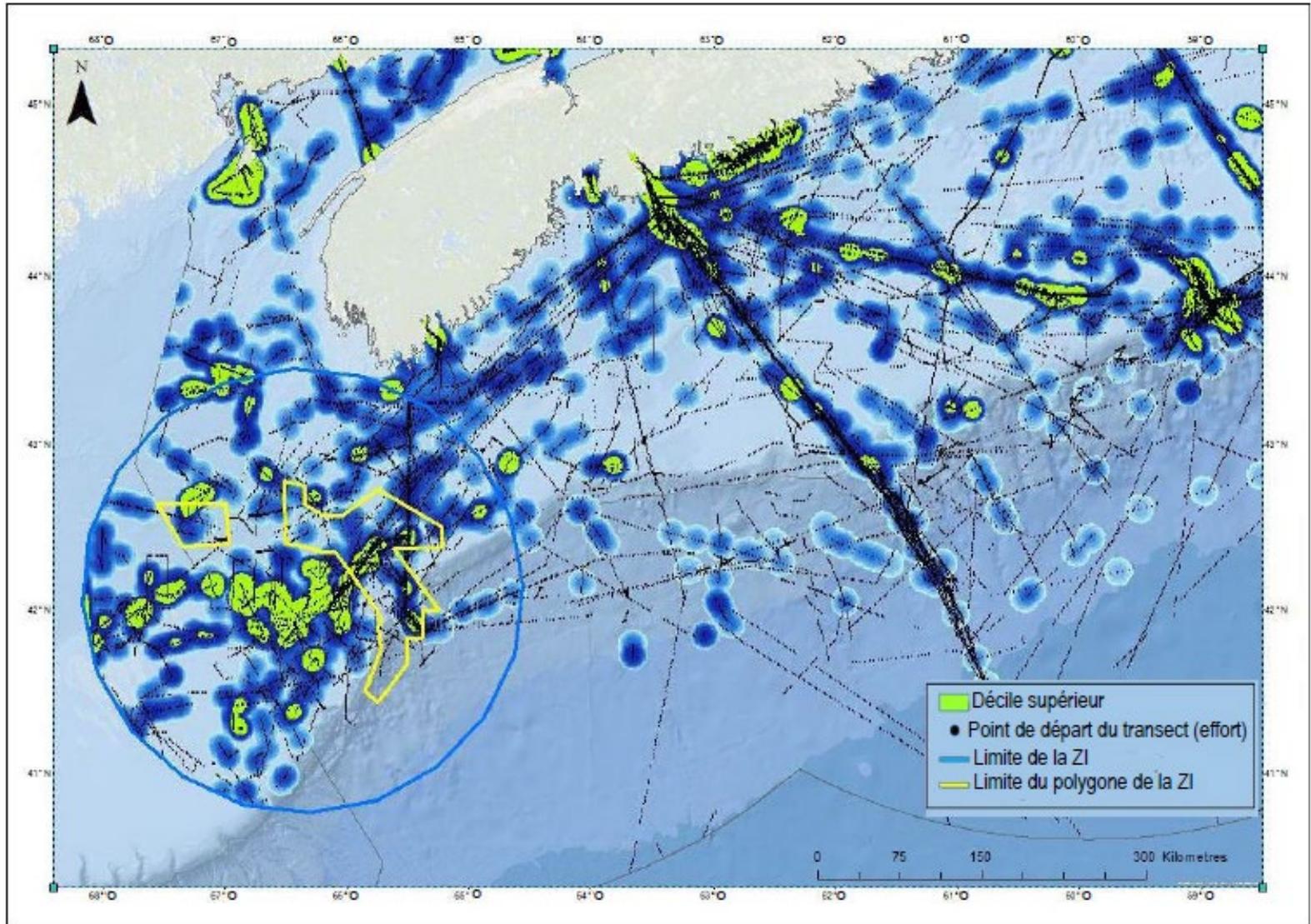


Figure 102. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les goélands. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

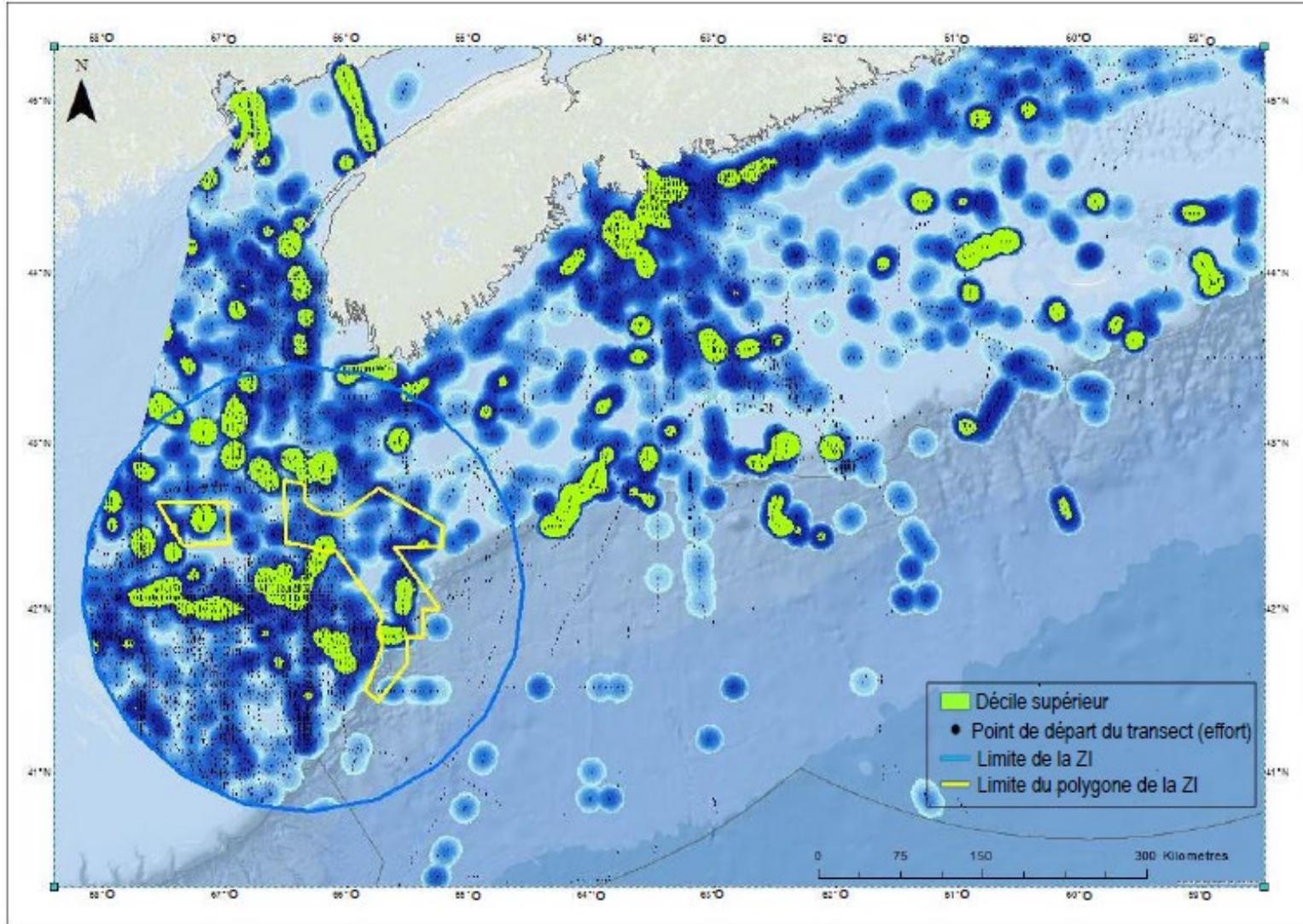


Figure 103. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le goéland argenté. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

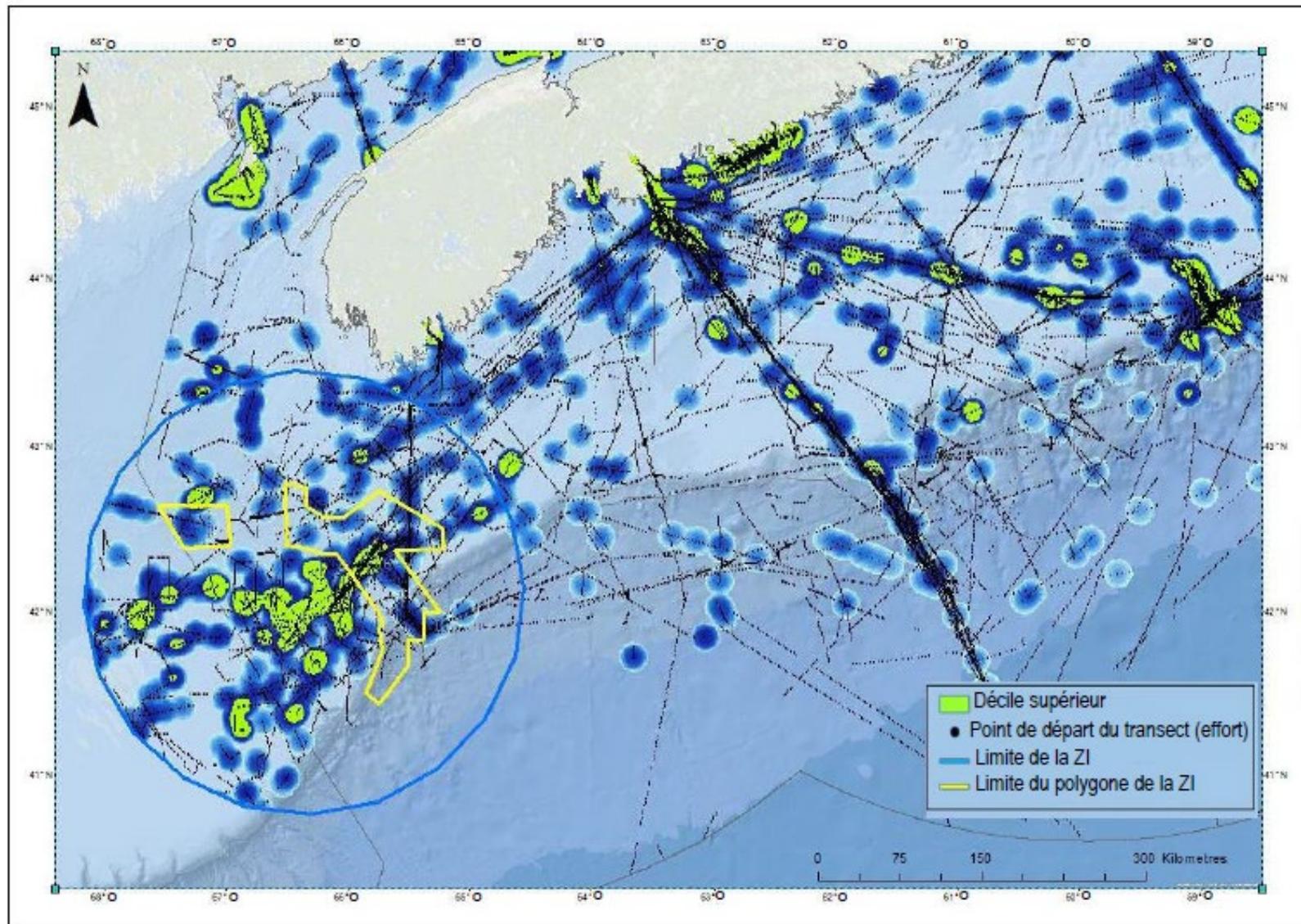


Figure 104. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le goéland argenté. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

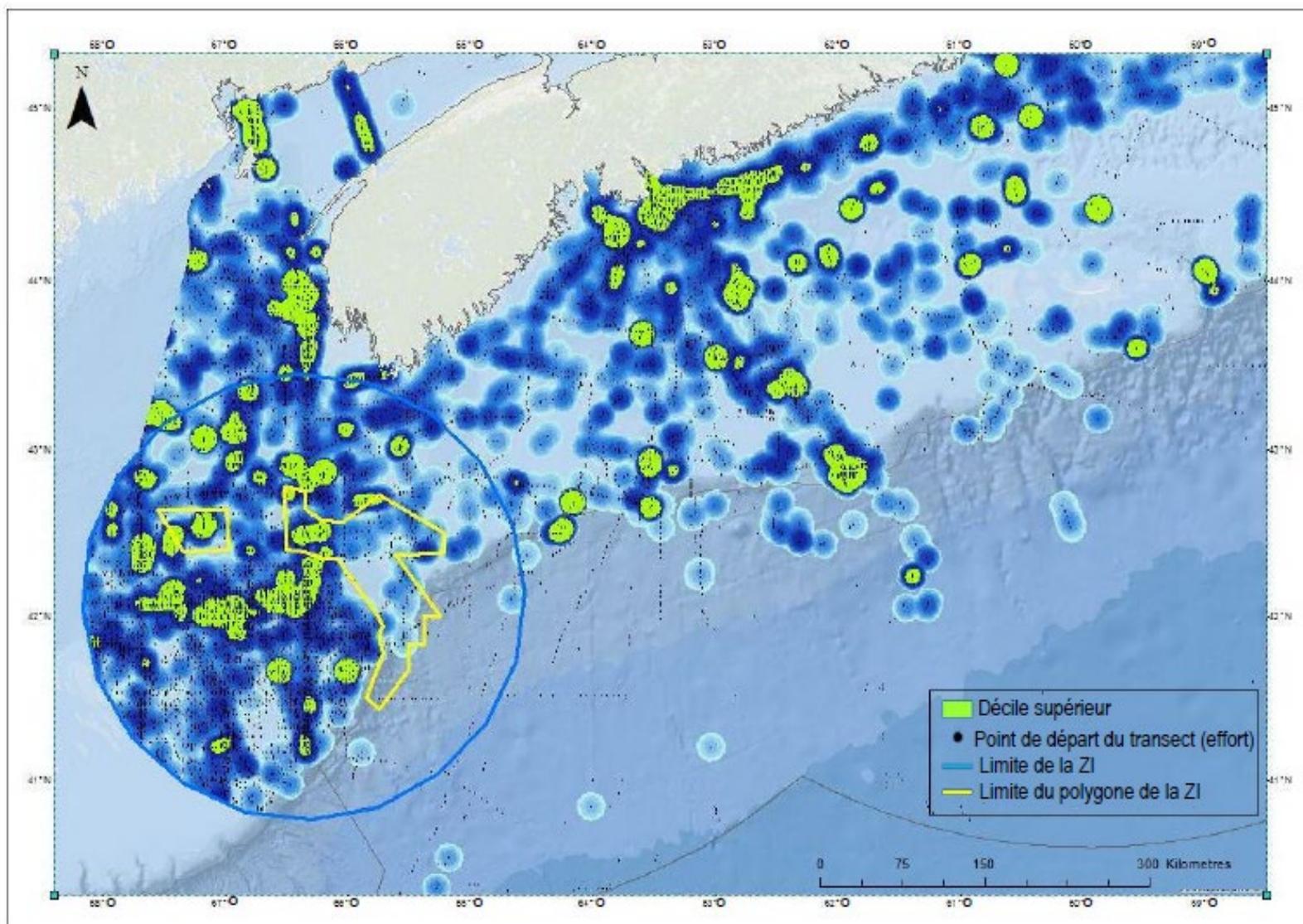


Figure 105. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le goéland marin. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

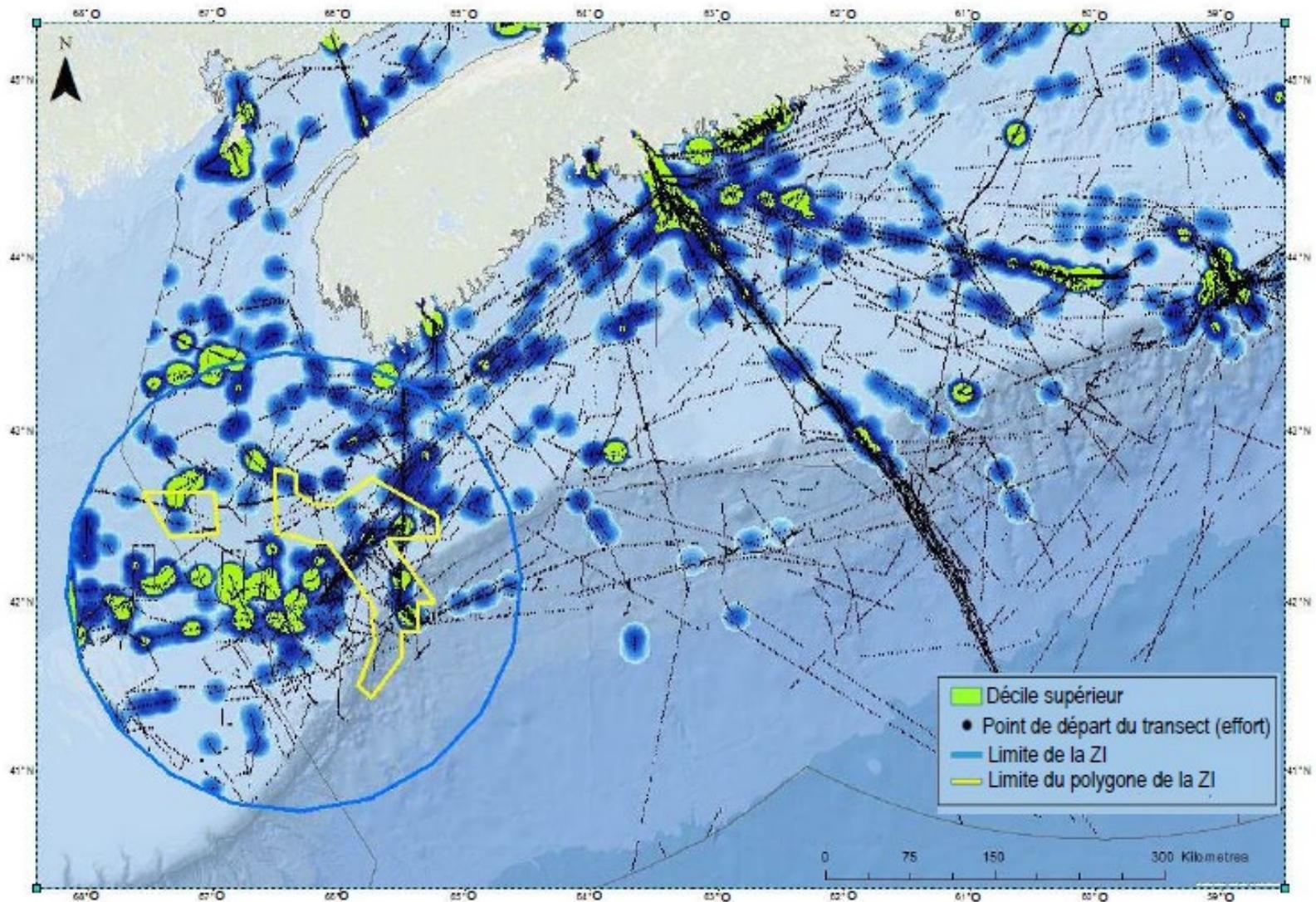


Figure 106. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le goéland marin. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

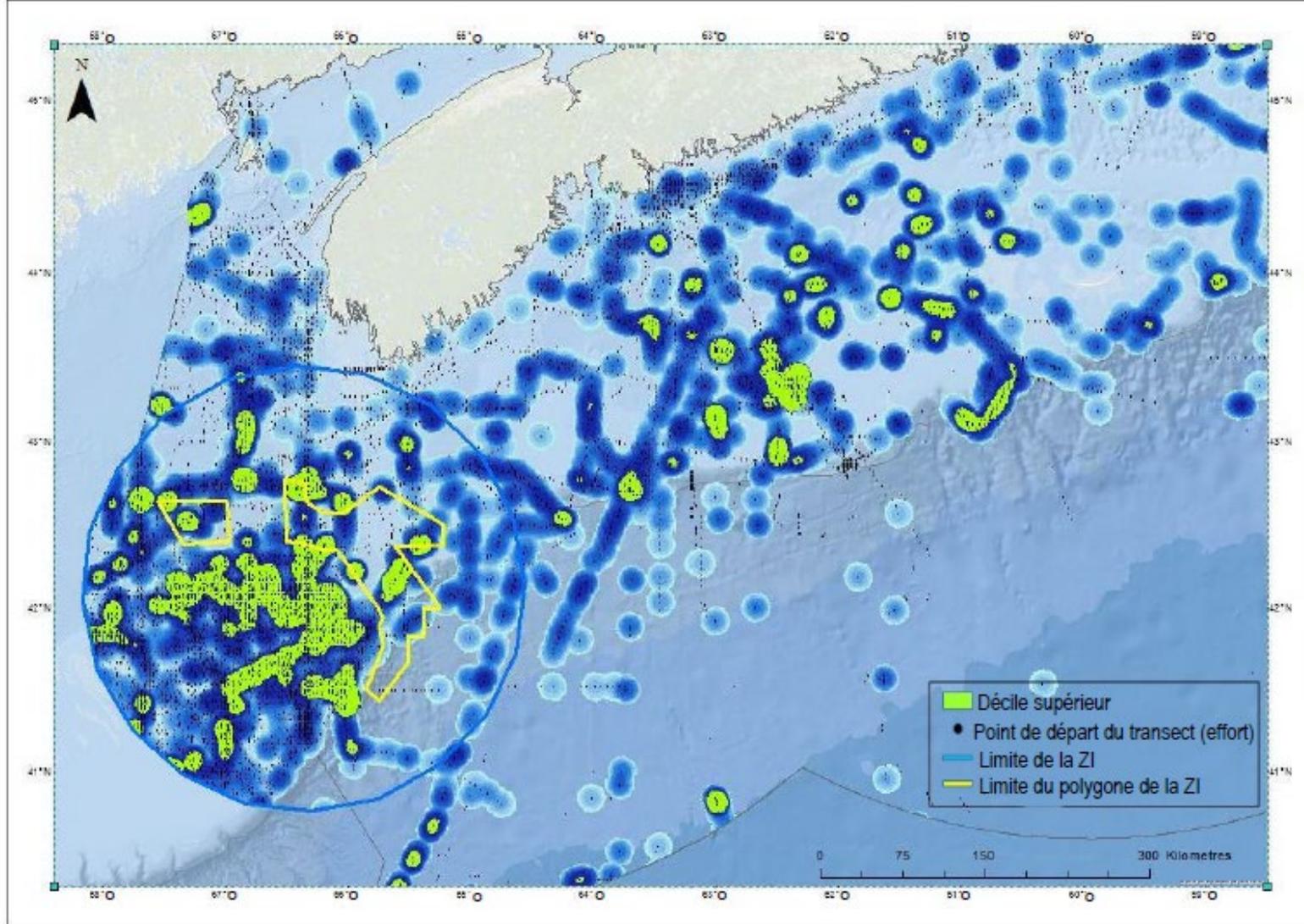


Figure 107. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les océanites. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

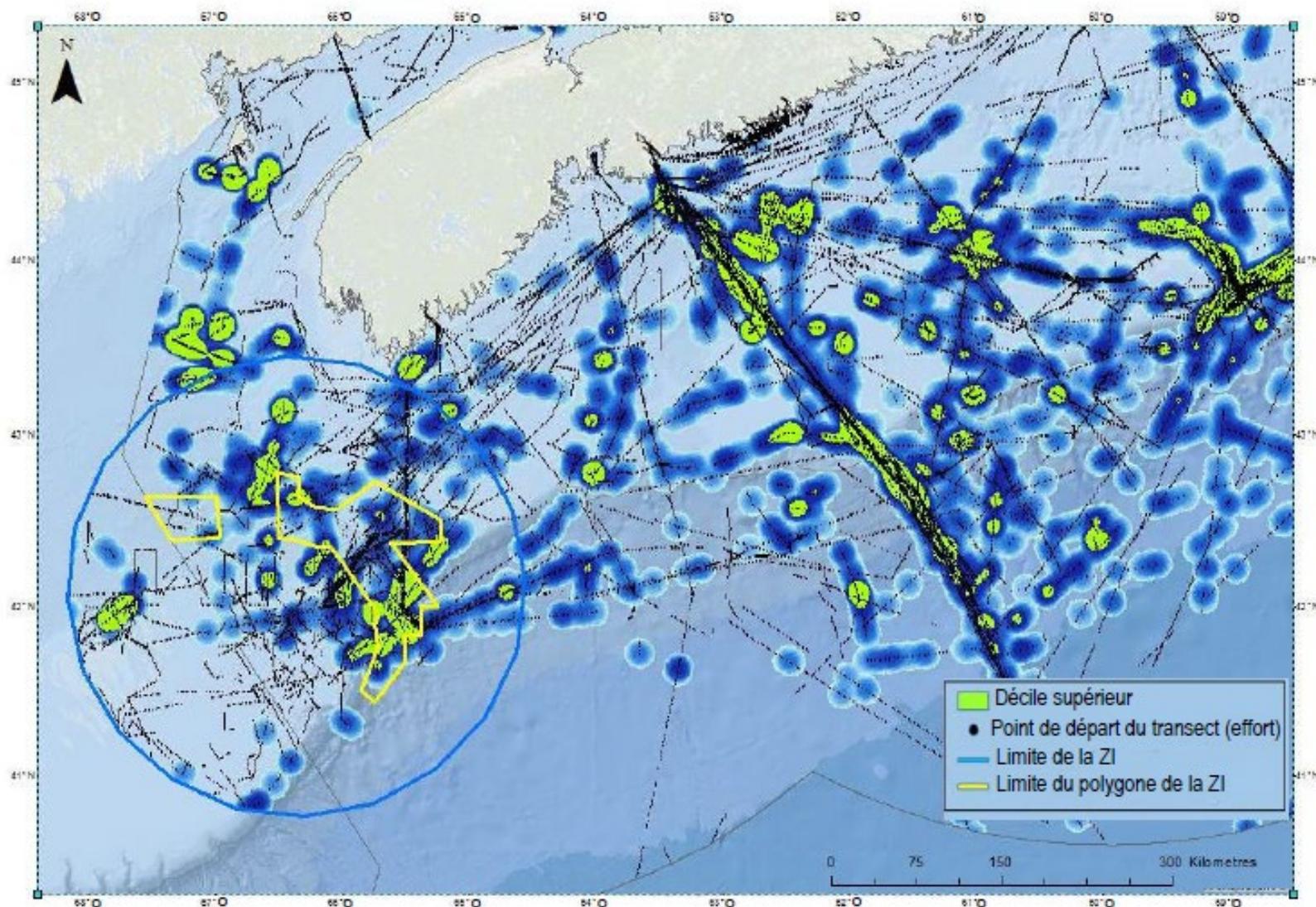


Figure 108. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les océanites. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

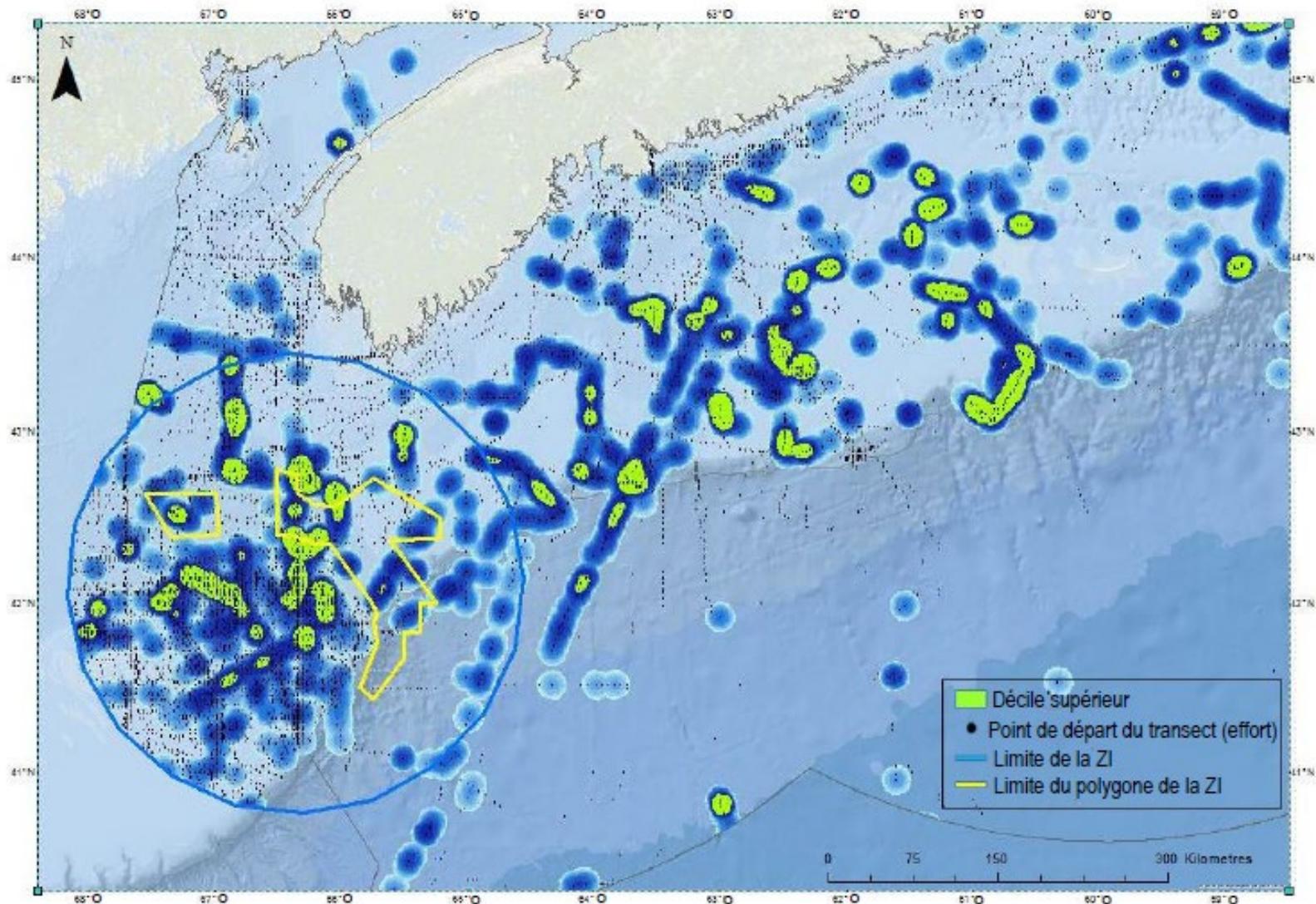


Figure 109. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour l'océanite cul-blanc. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

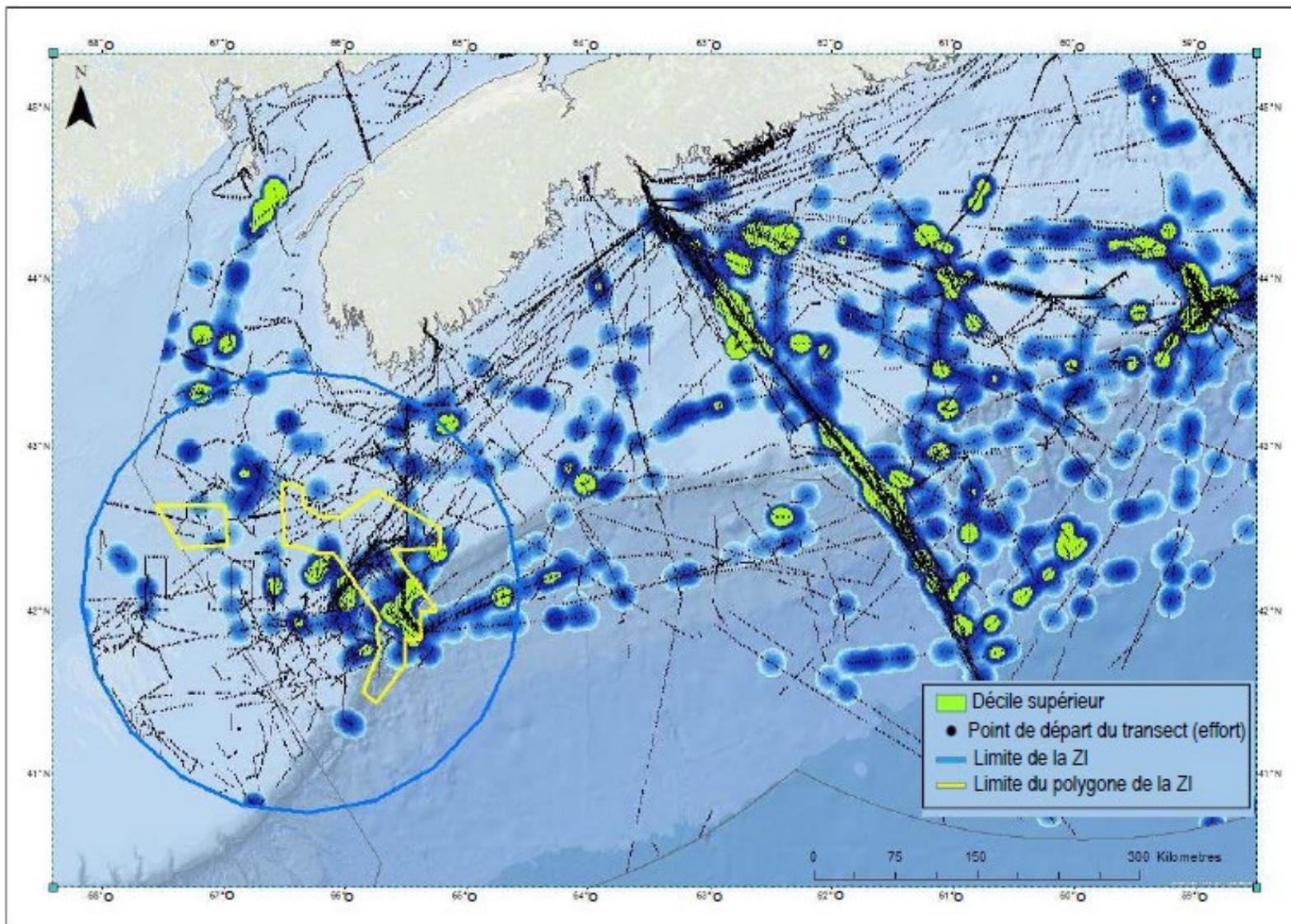


Figure 110. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour l'océanite cul-blanc. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

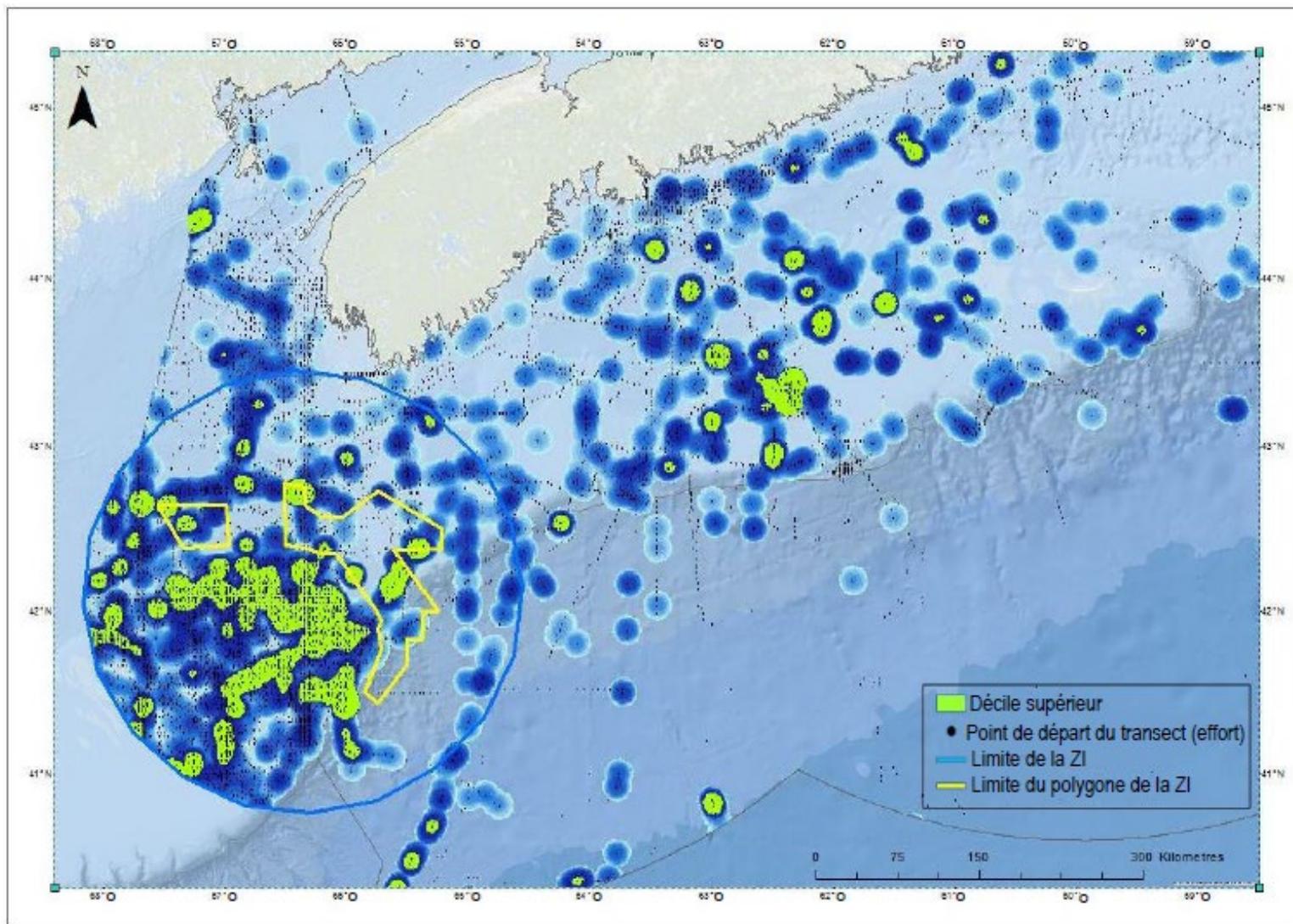


Figure 111. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour l'océanite de Wilson. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

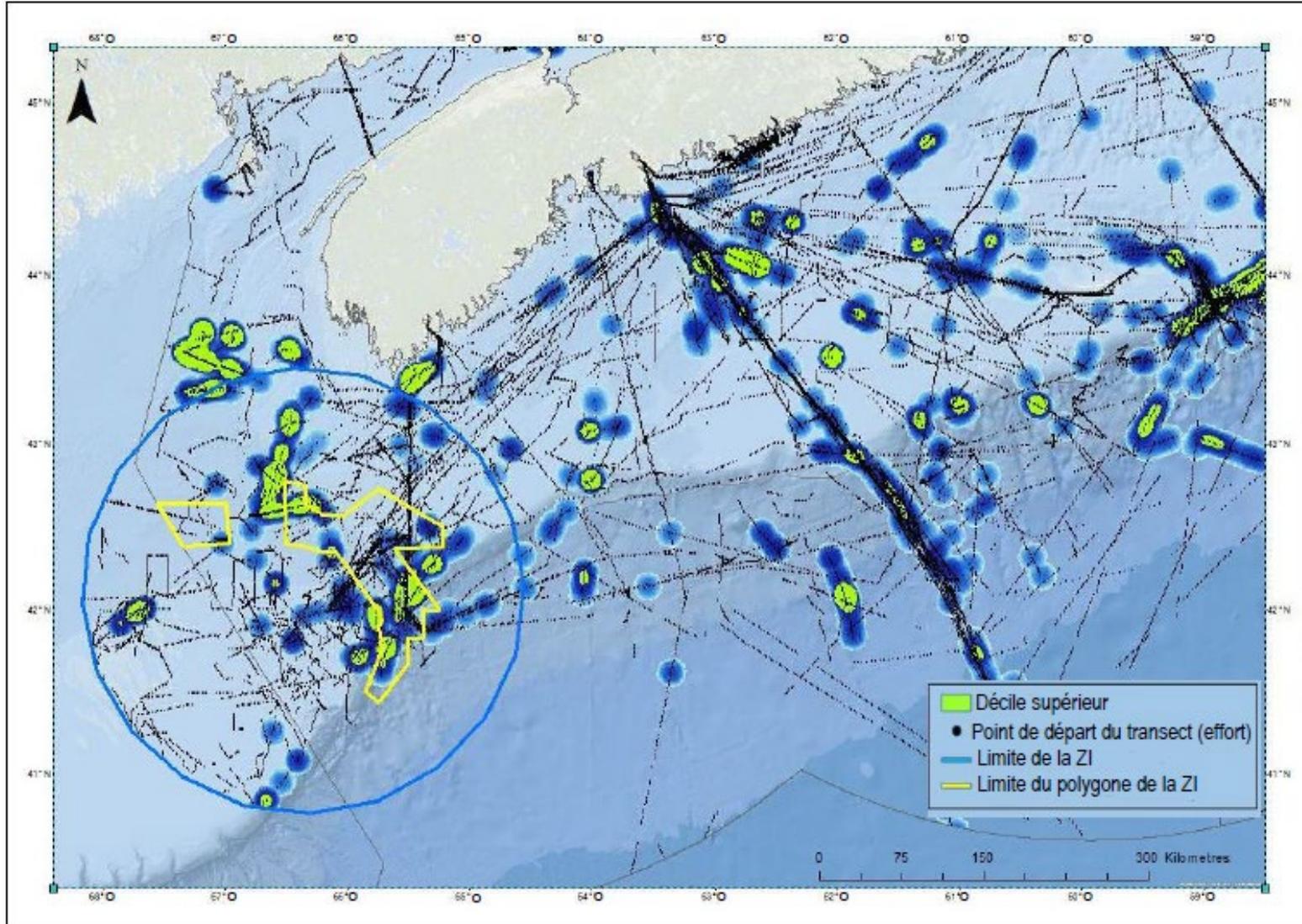


Figure 112. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour l'océanite de Wilson. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

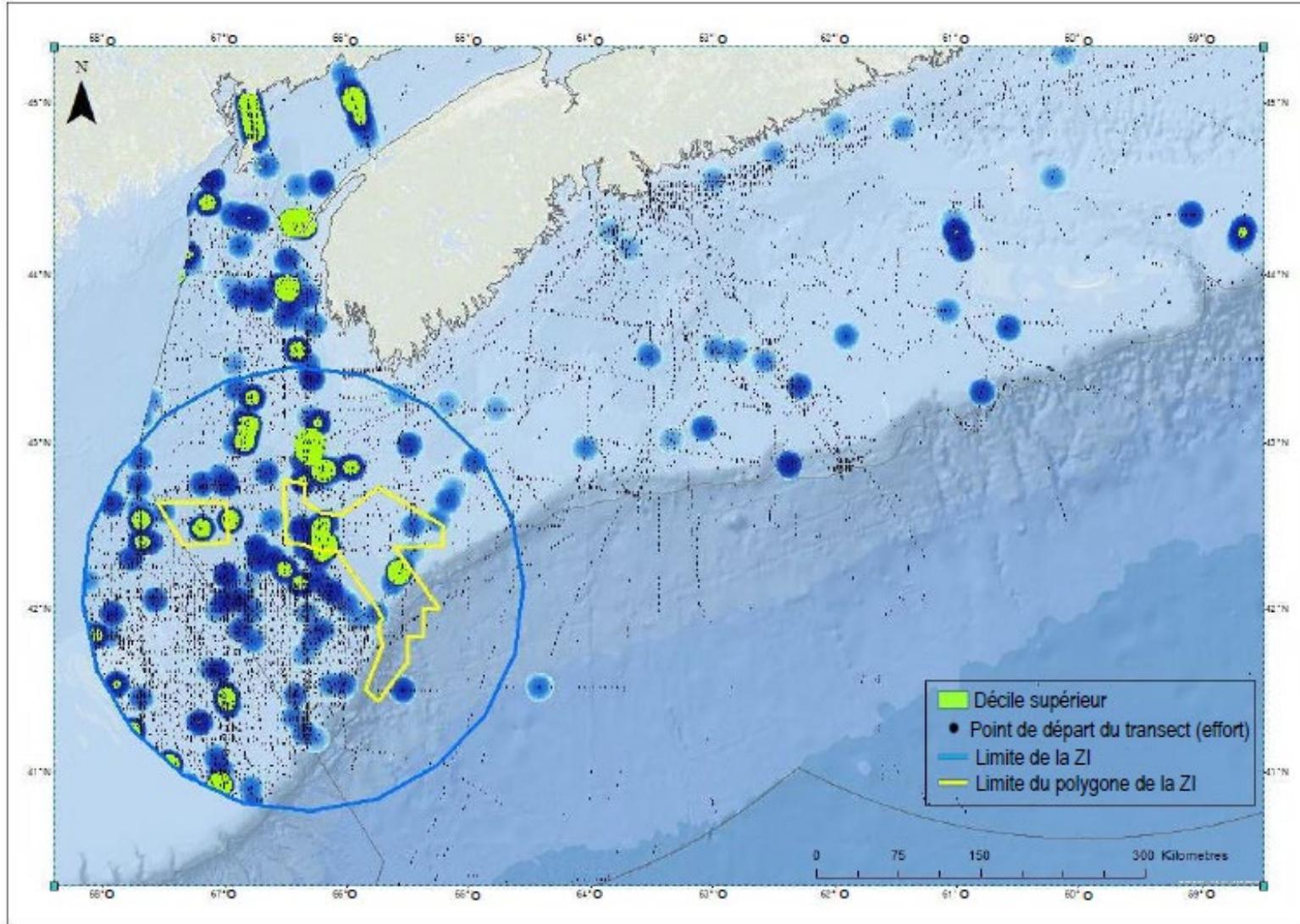


Figure 113. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les phalaropes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

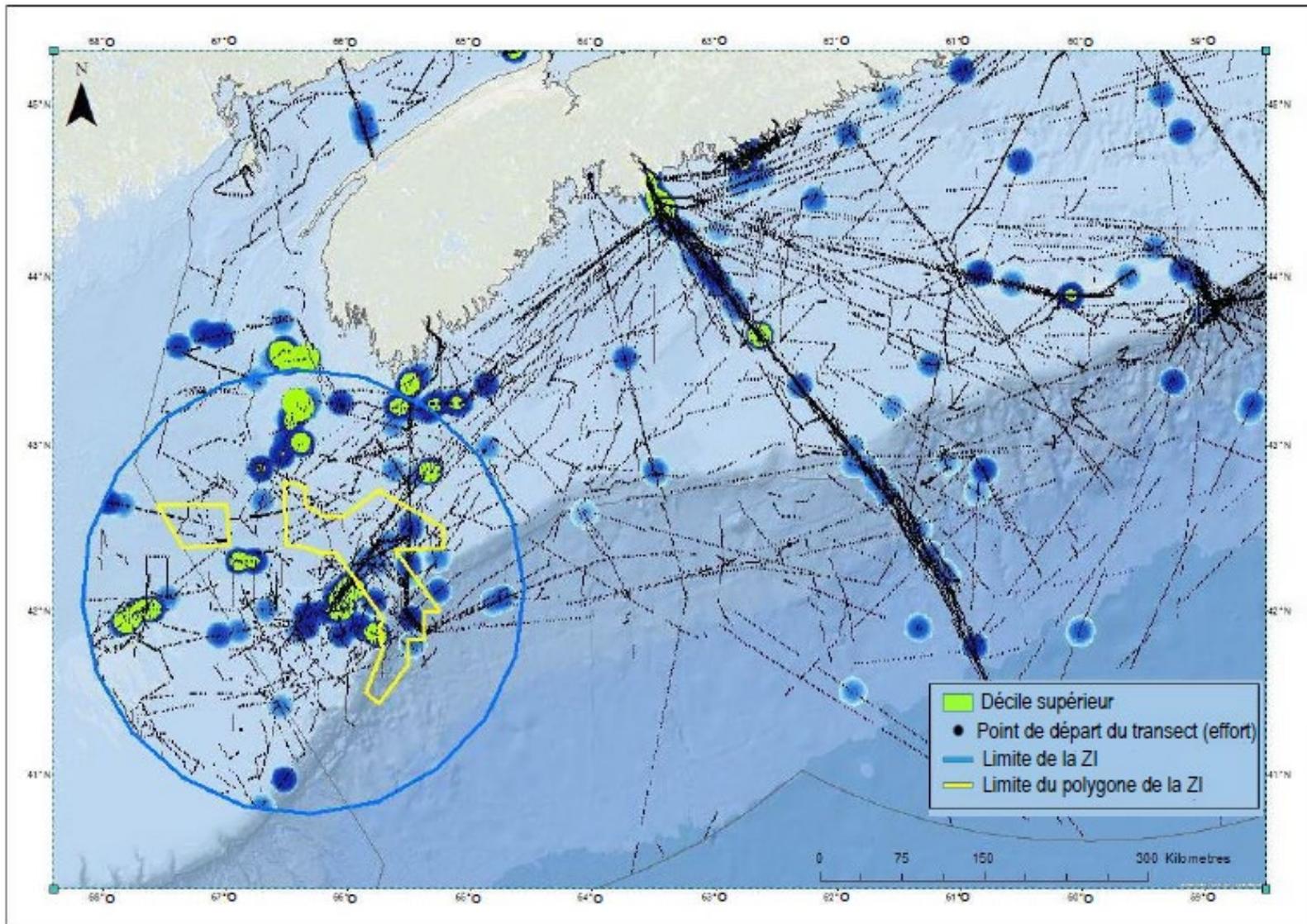


Figure 114. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les phalaropes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

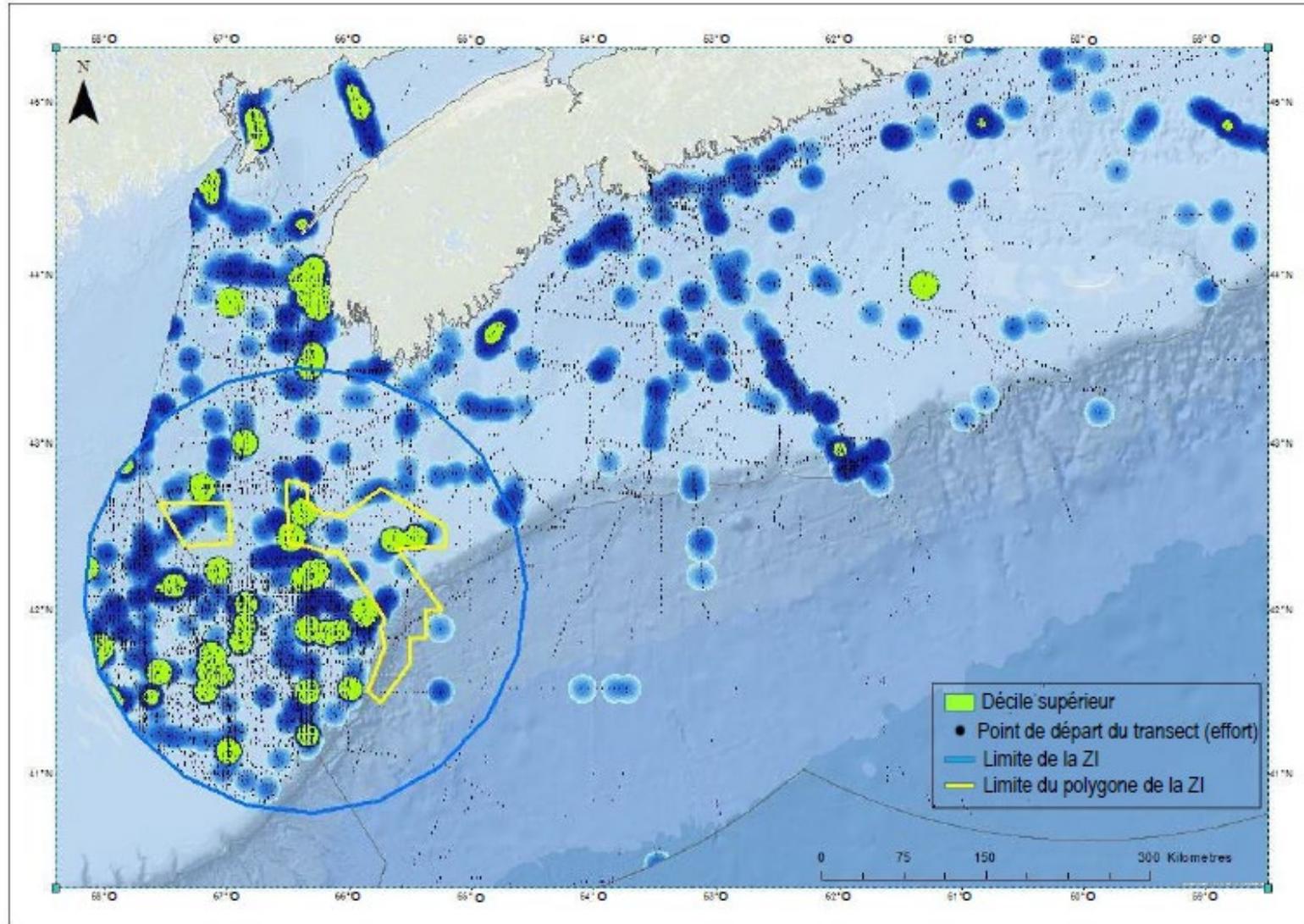


Figure 115. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les grands alcidés. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

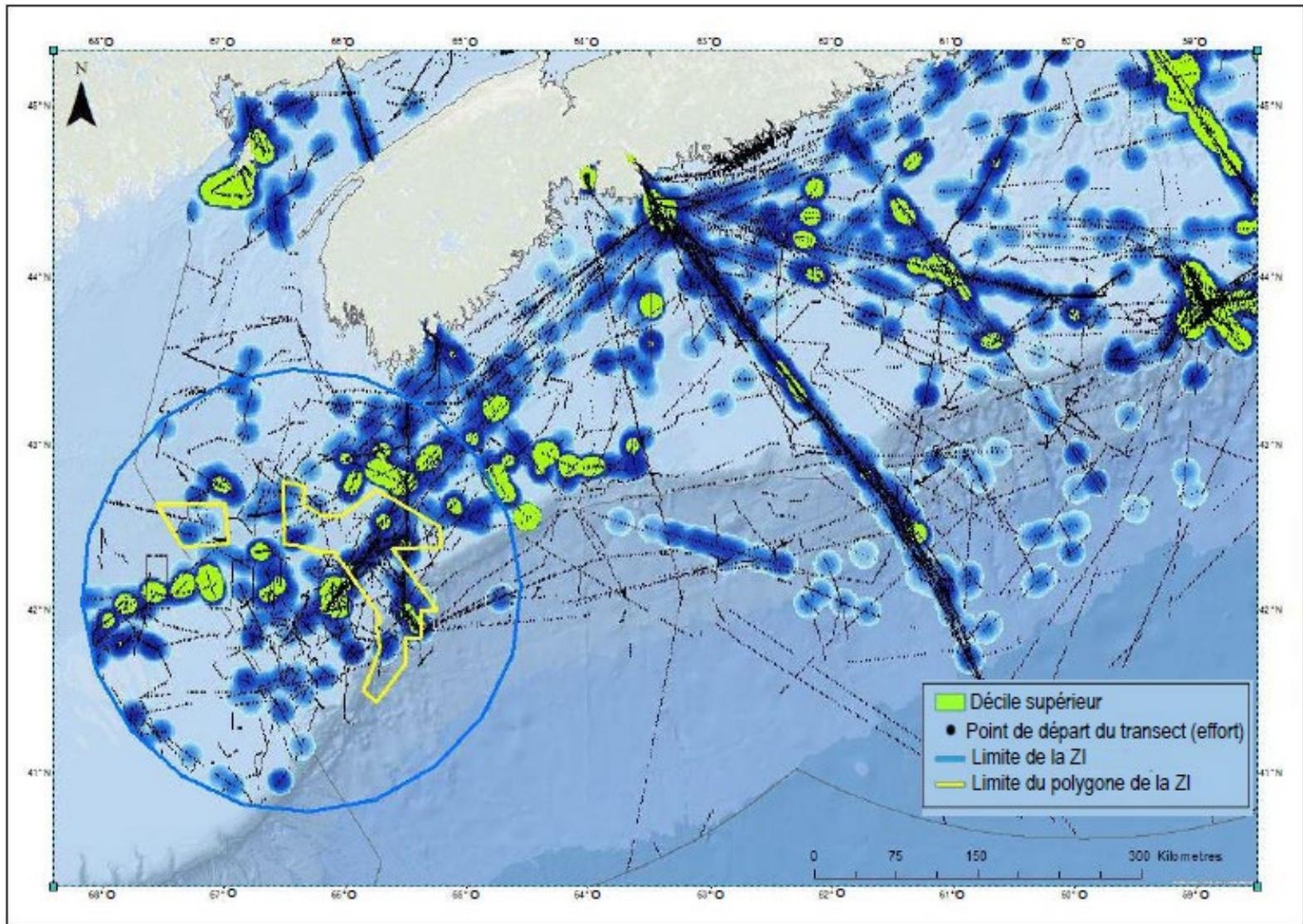


Figure 116. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEC pour les grands alcidés. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

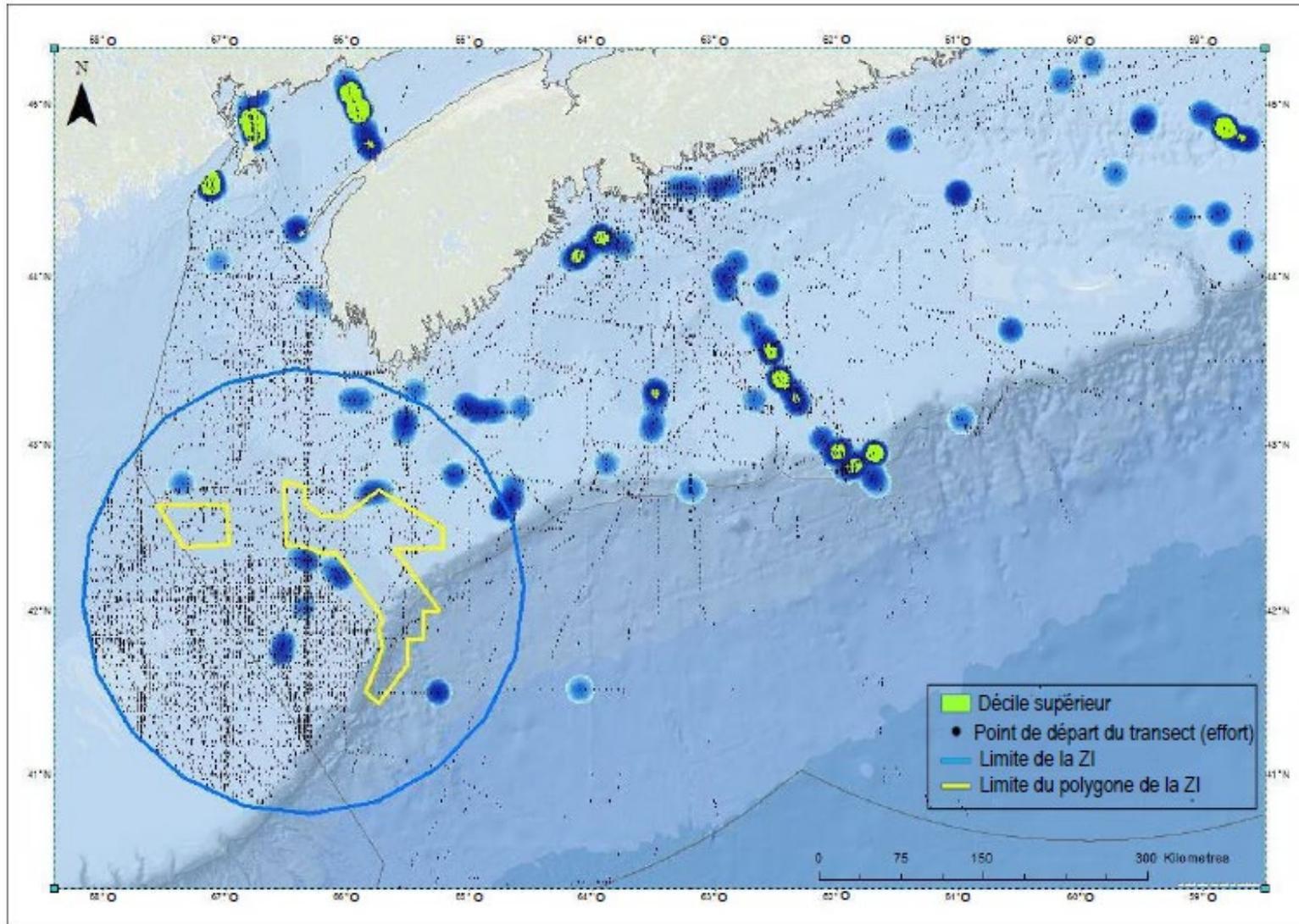


Figure 117. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les grands alcidés (détectations sur l'eau seulement). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

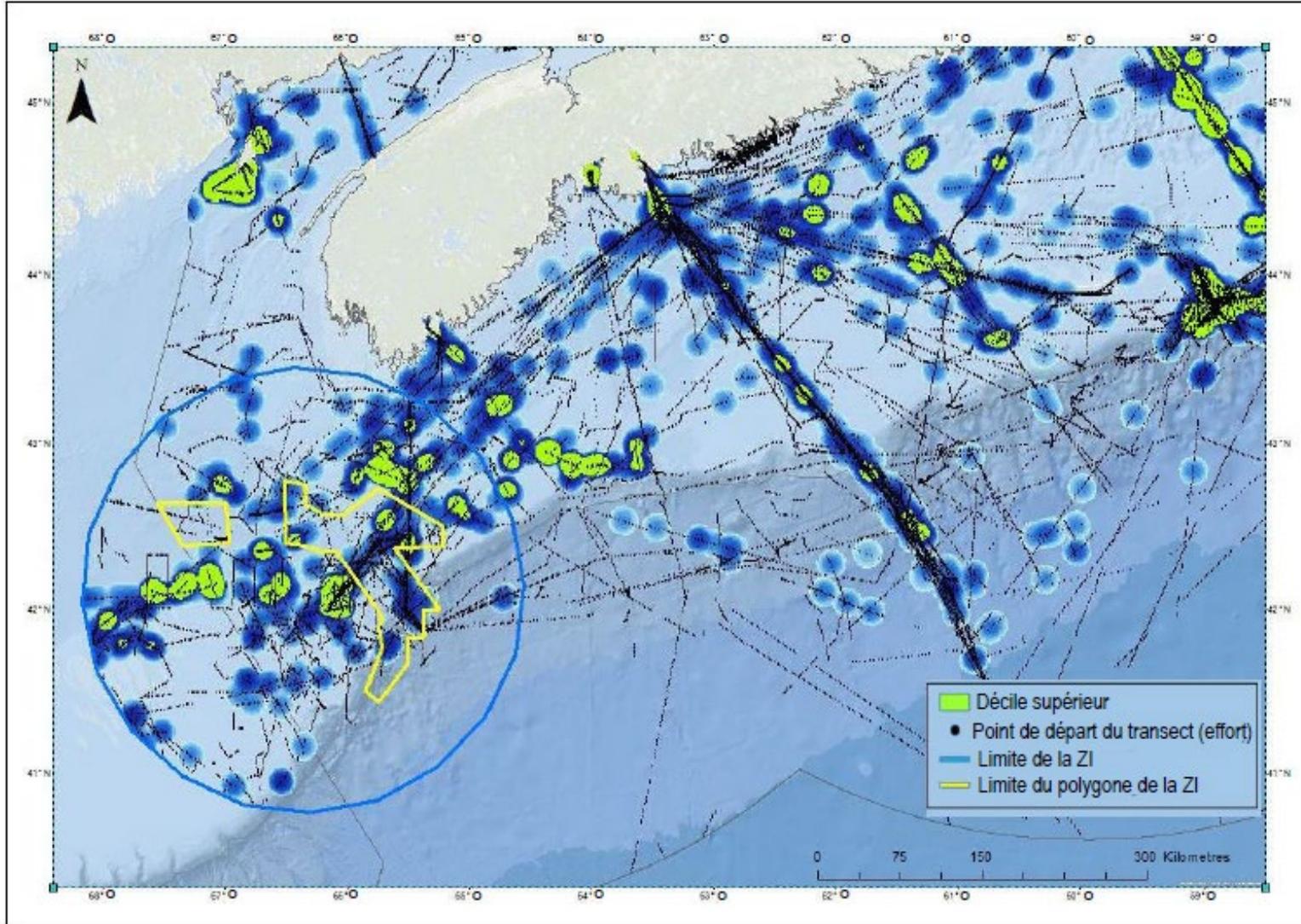


Figure 118. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les grands alcidés (détectations sur l'eau seulement). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

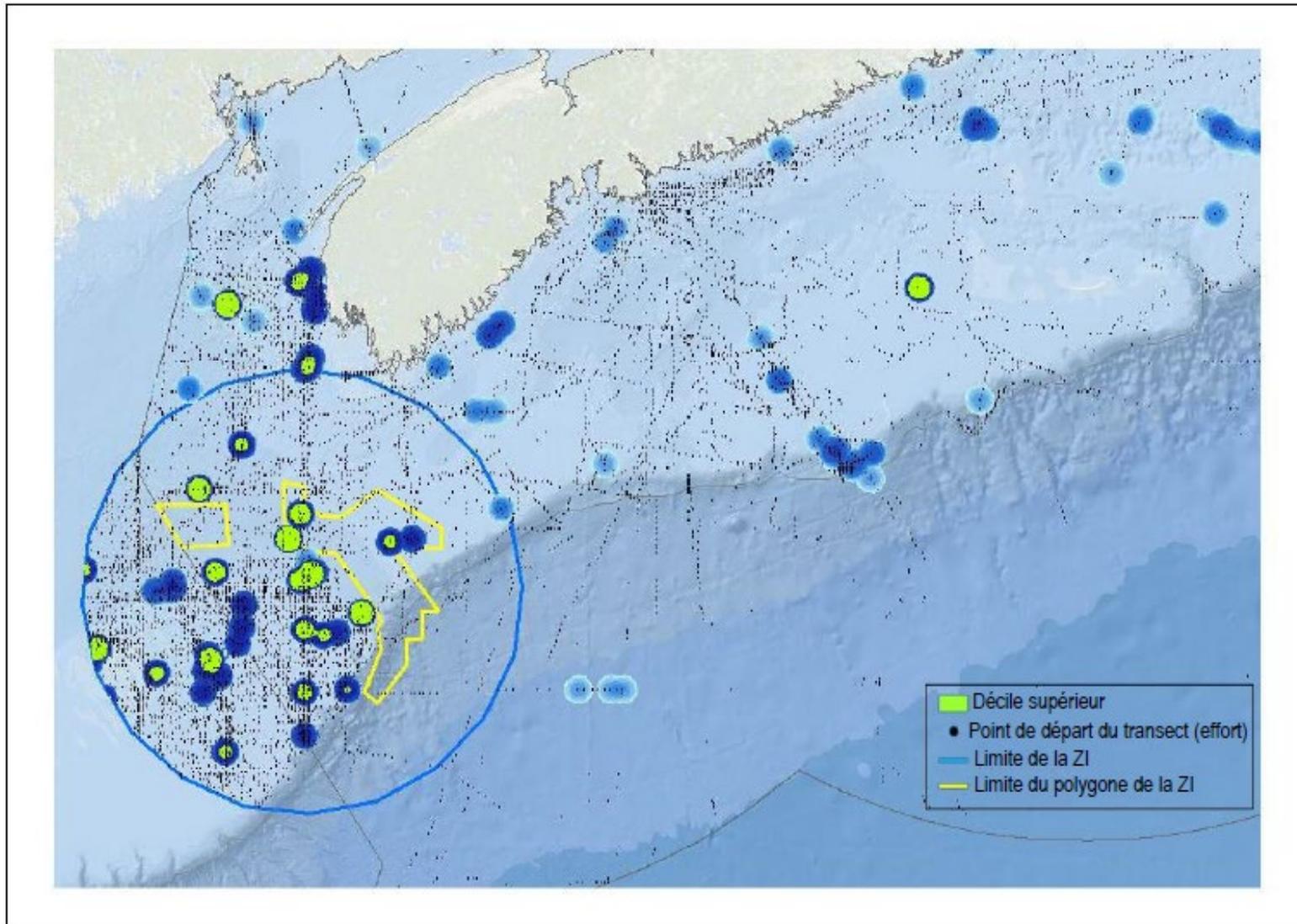


Figure 119. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le guillemot de Brännich. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

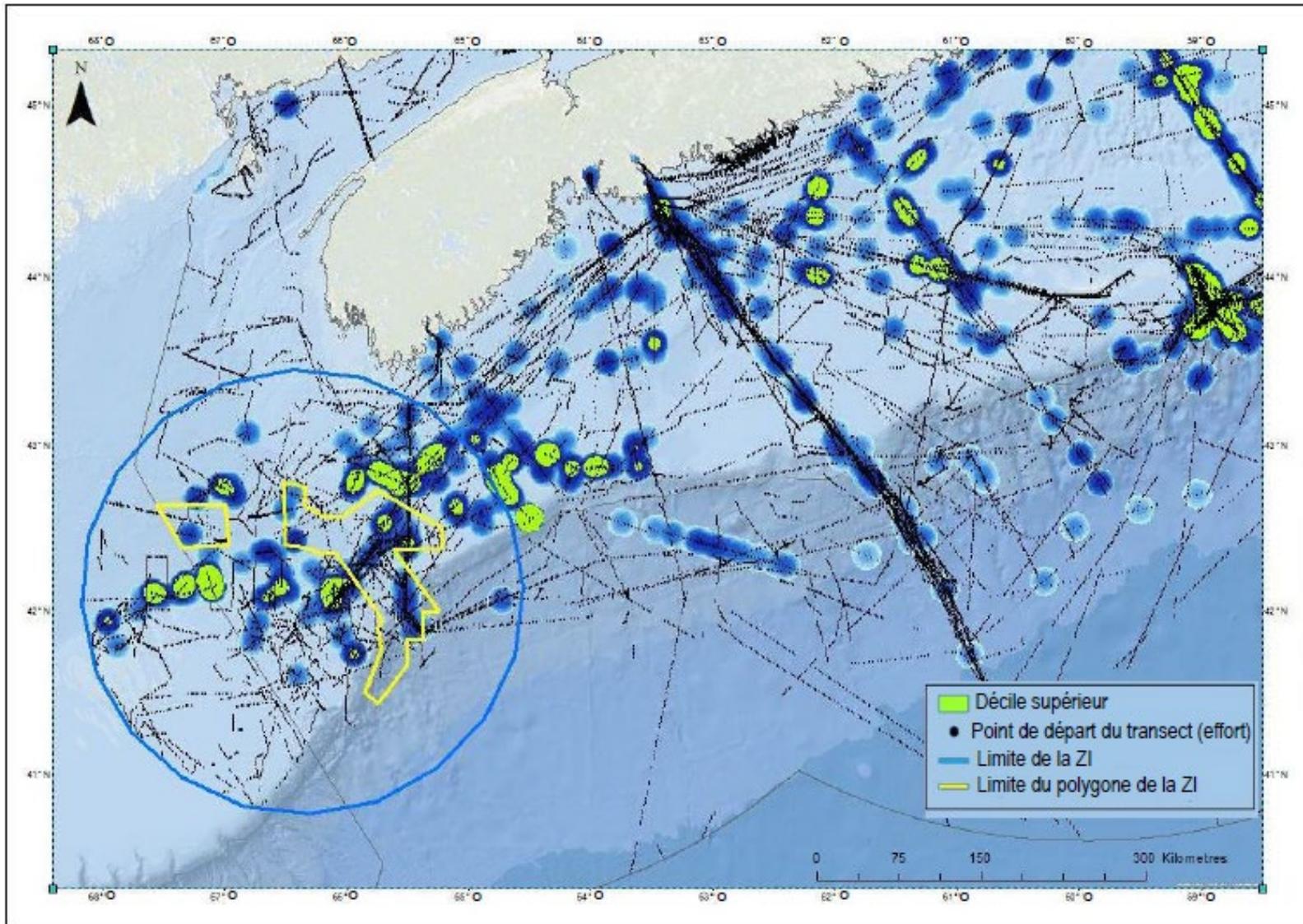


Figure 120. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le guillemot de Brünnich. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

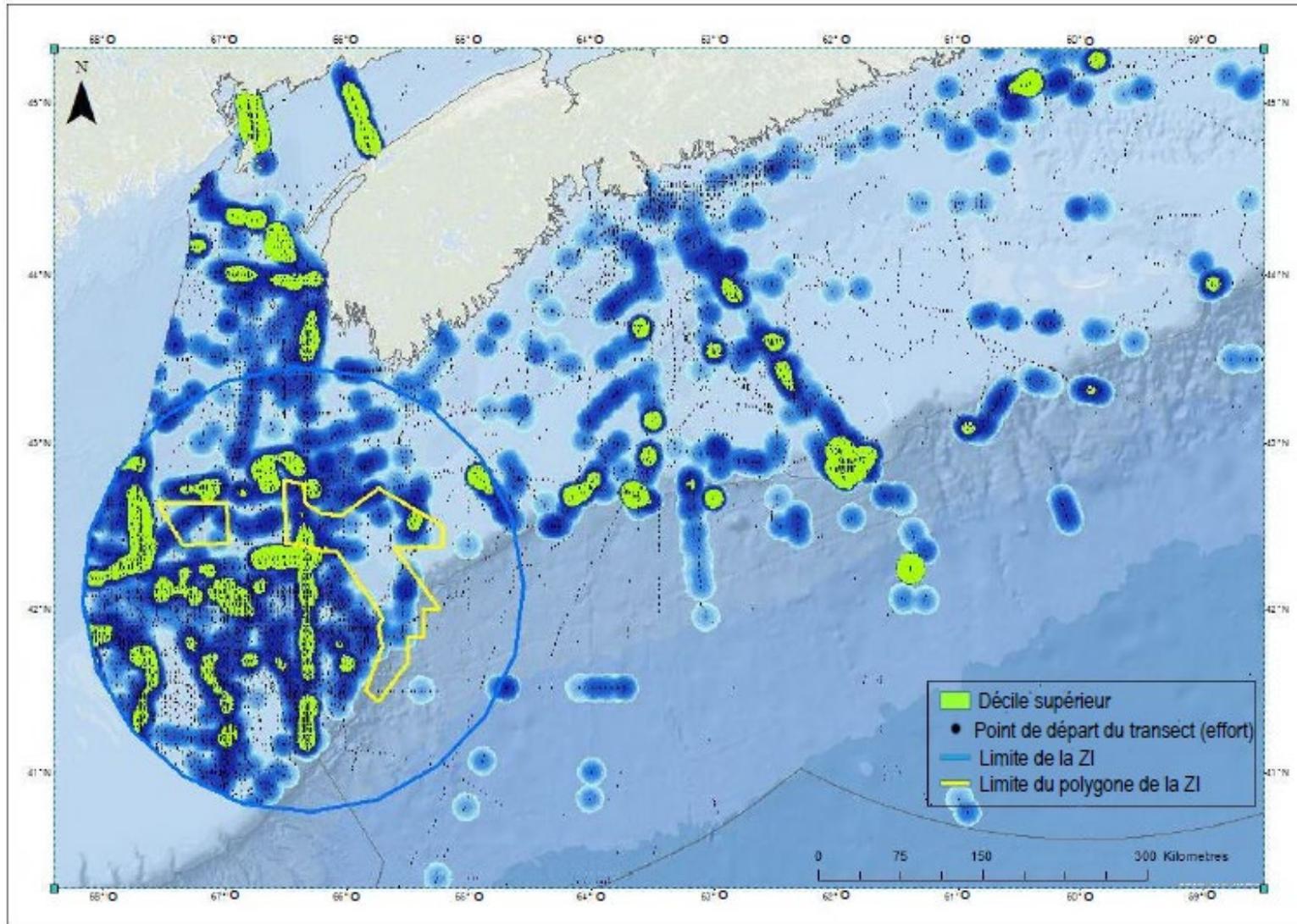


Figure 121. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour la mouette tridactyle. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

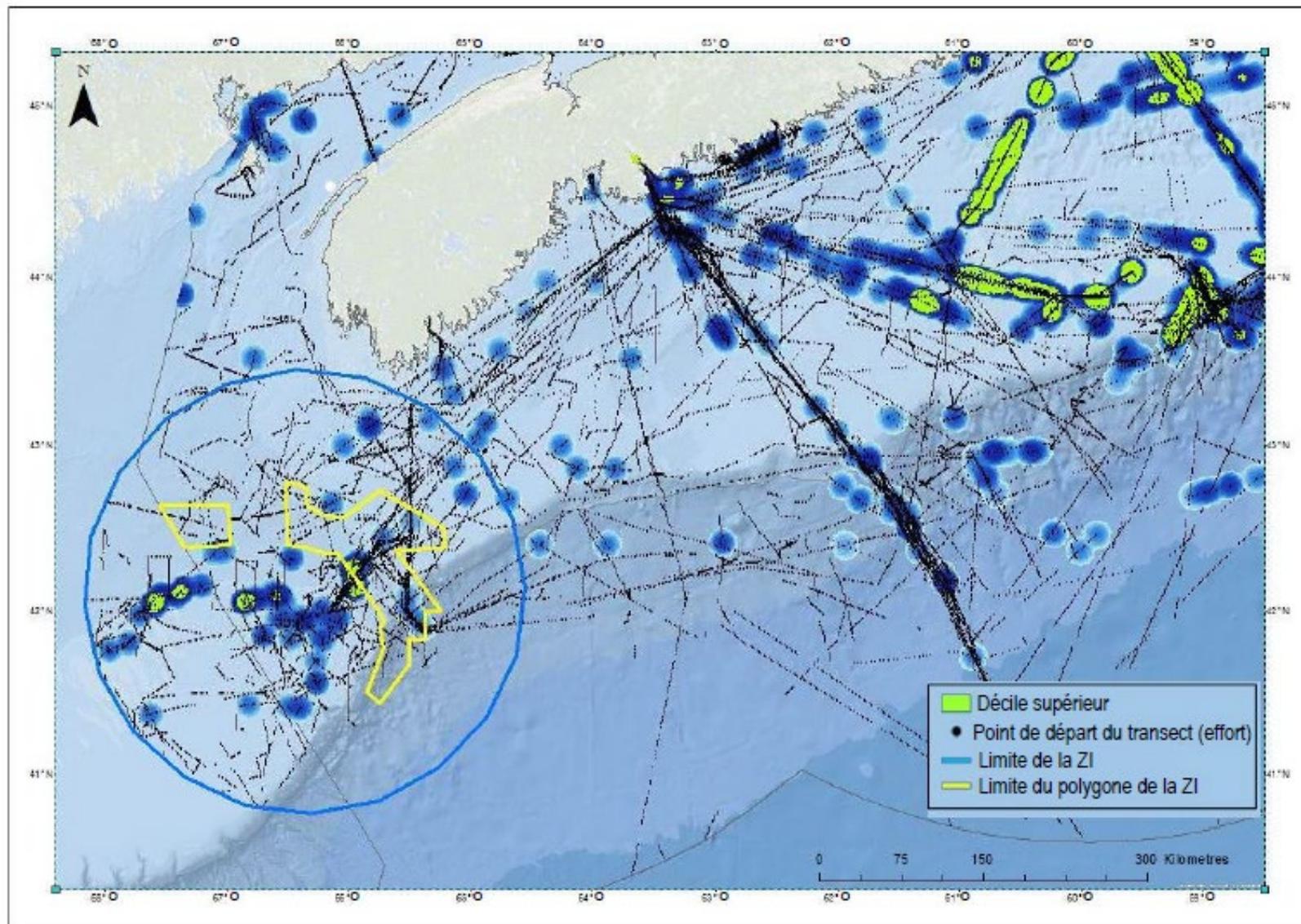


Figure 122. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour la mouquette tridactyle. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

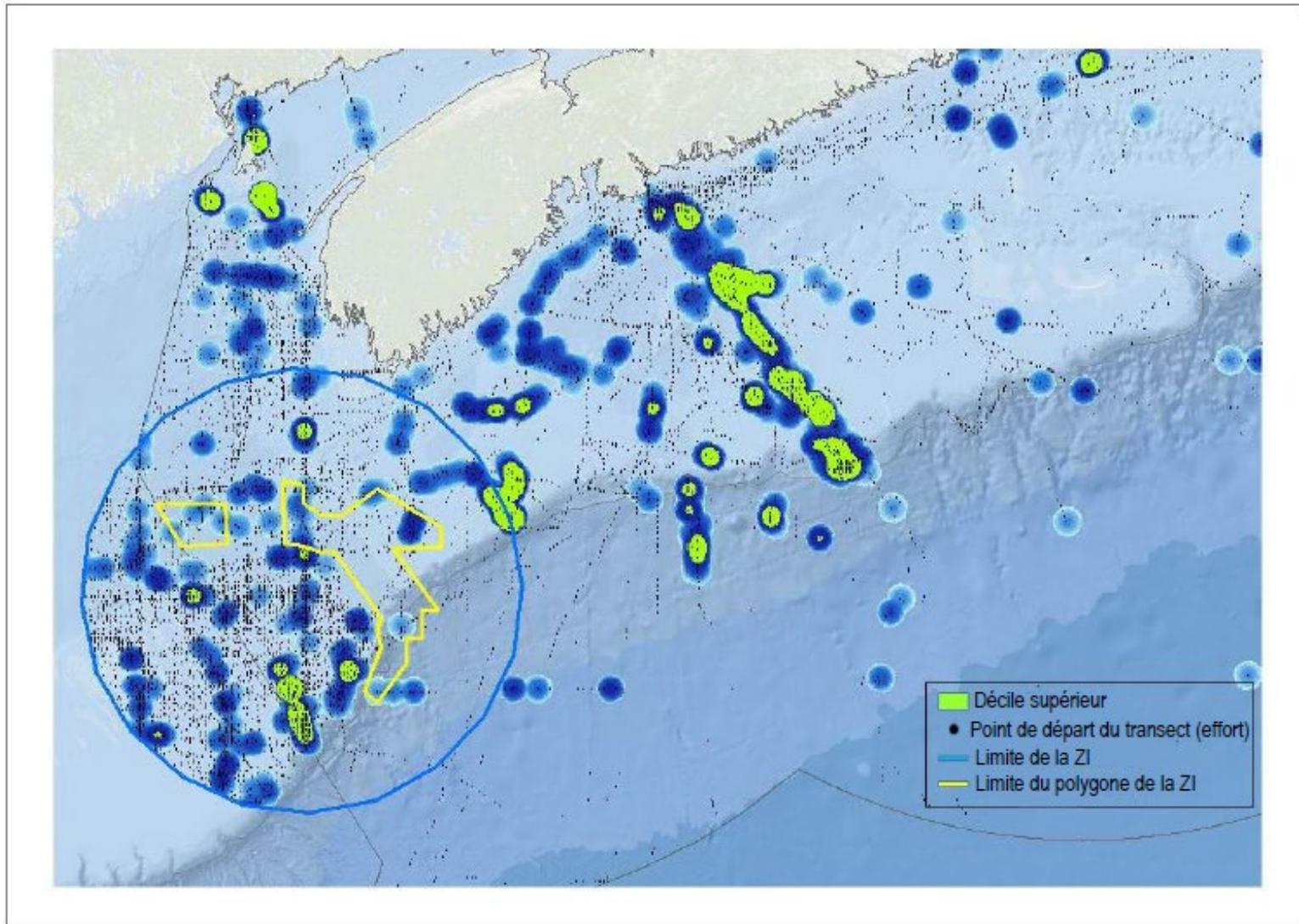


Figure 123. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le mergule nain. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

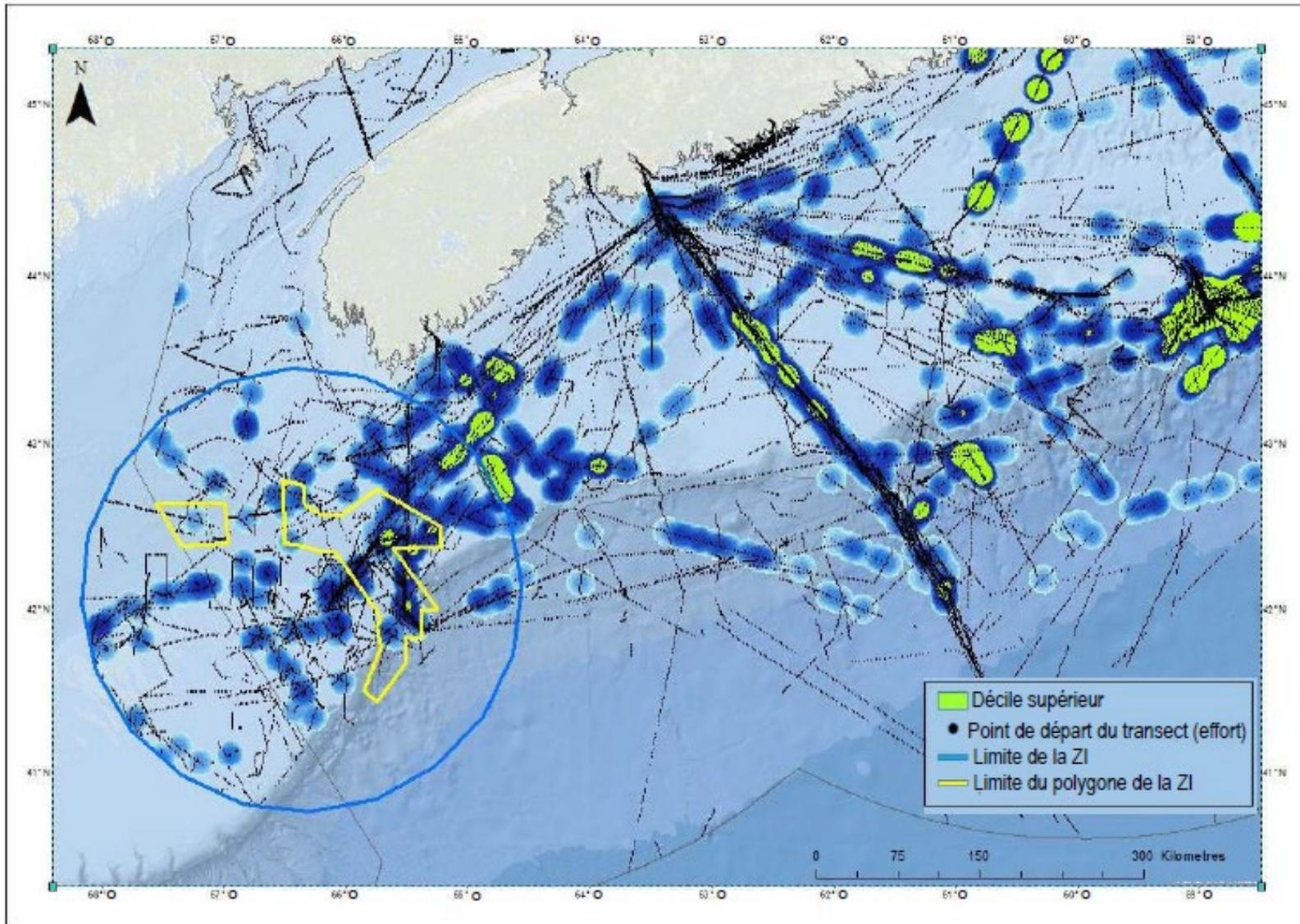


Figure 124. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le mergule nain. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

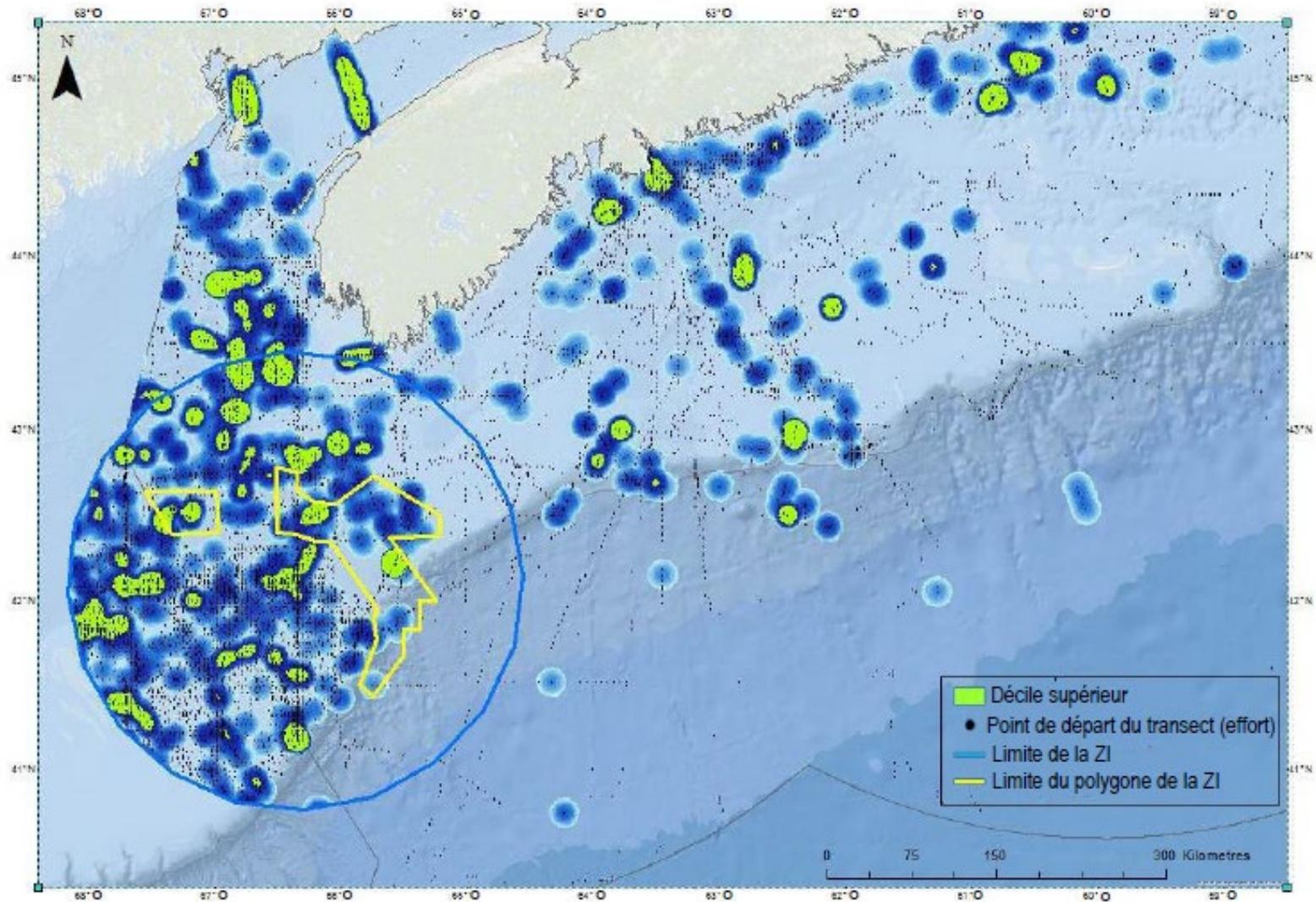


Figure 125. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour le fou de Bassan. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

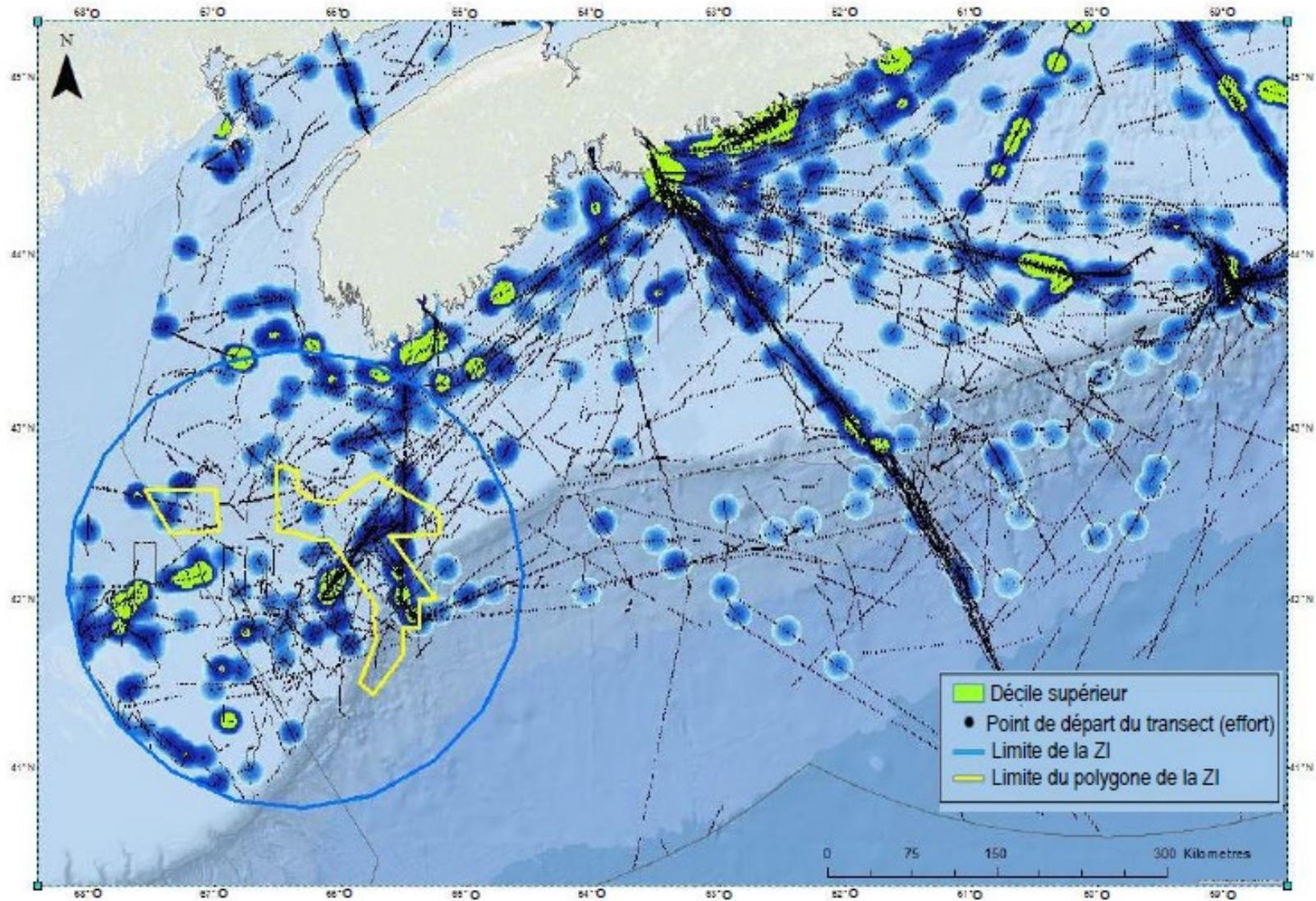


Figure 126. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour le fou de Bassan. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

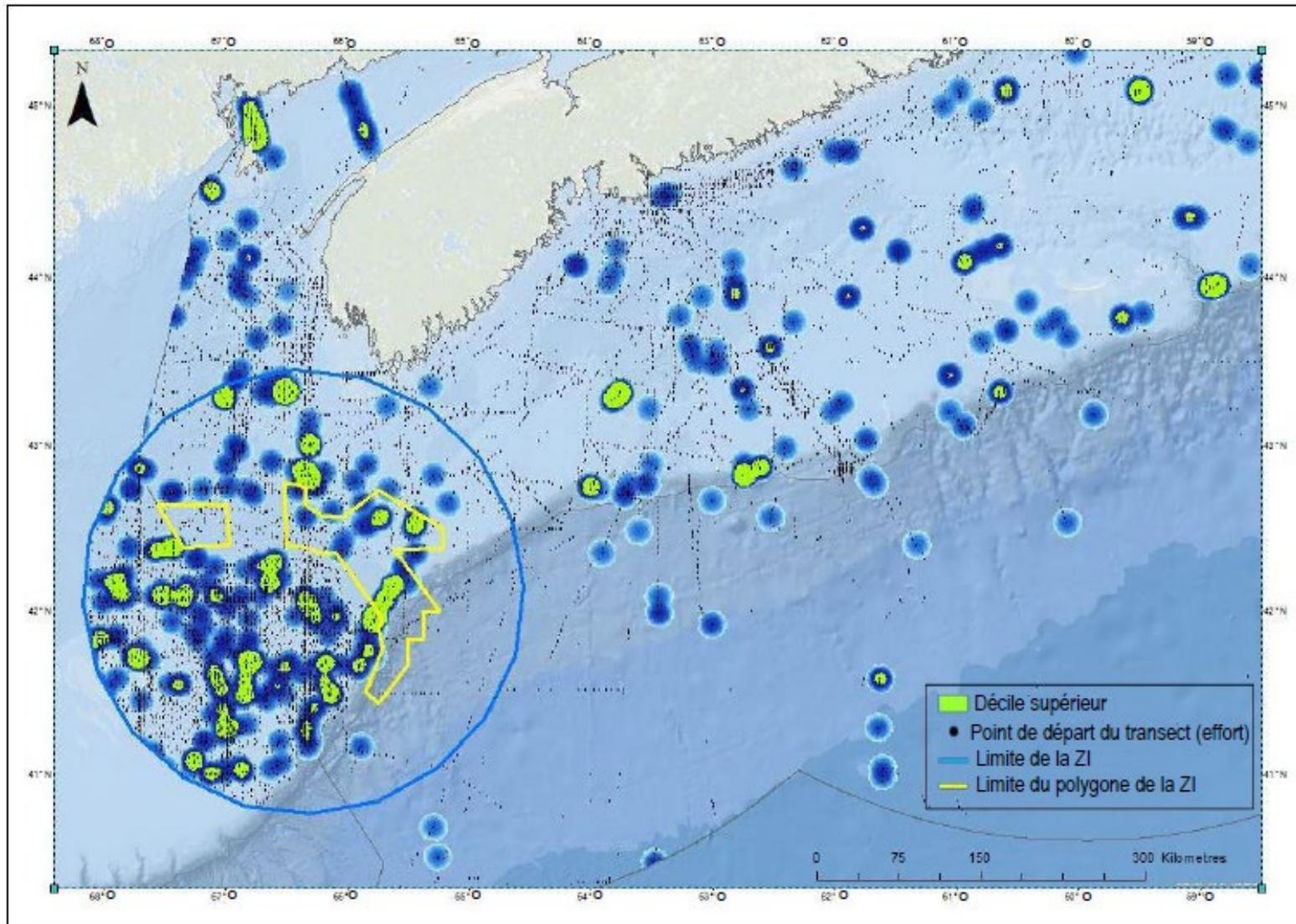


Figure 127. Densités de noyau du nombre total de personnes par km parcouru, à l'exclusion des nombres nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les labres et les labbes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

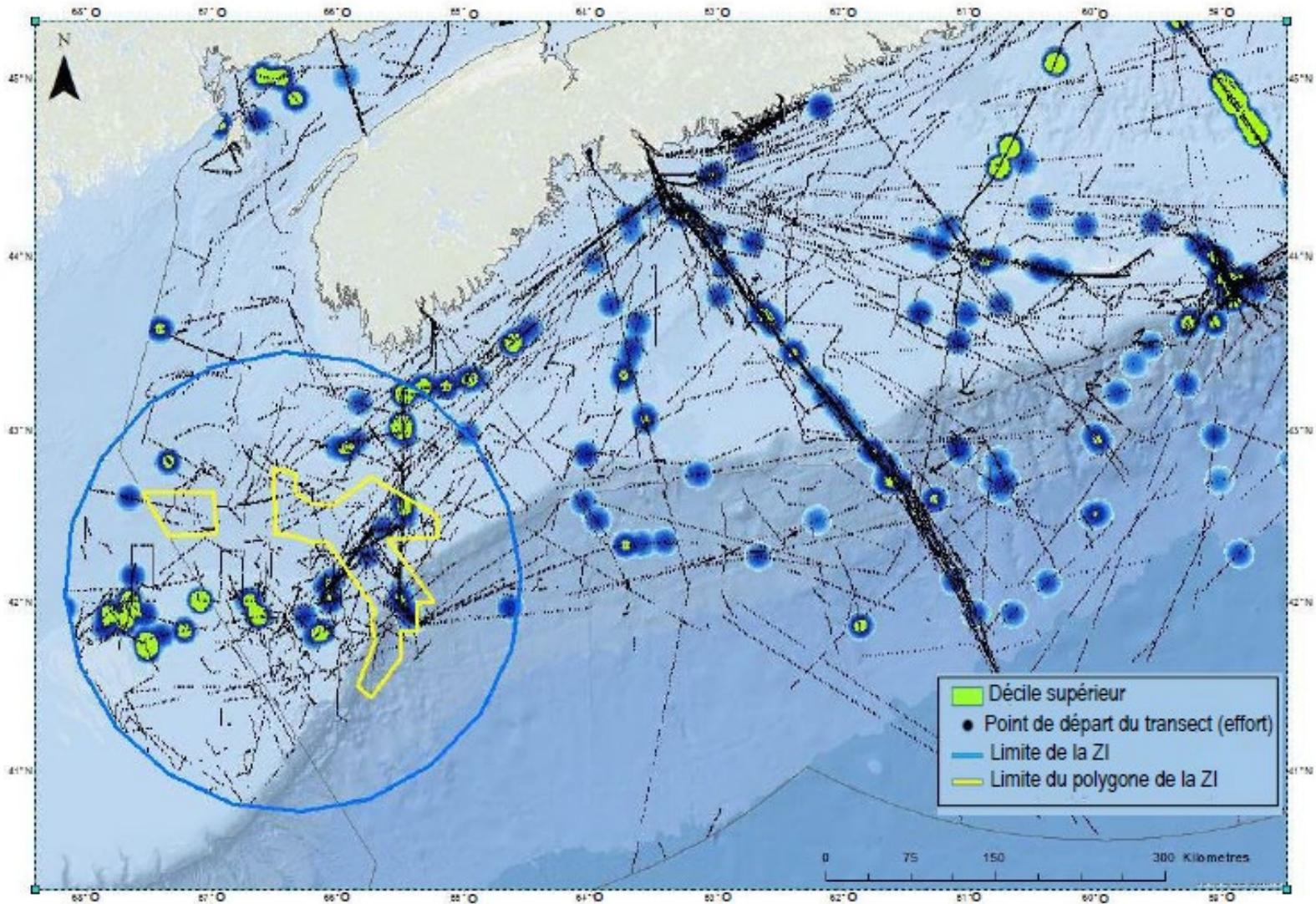


Figure 128. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les labres et les labbes. Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

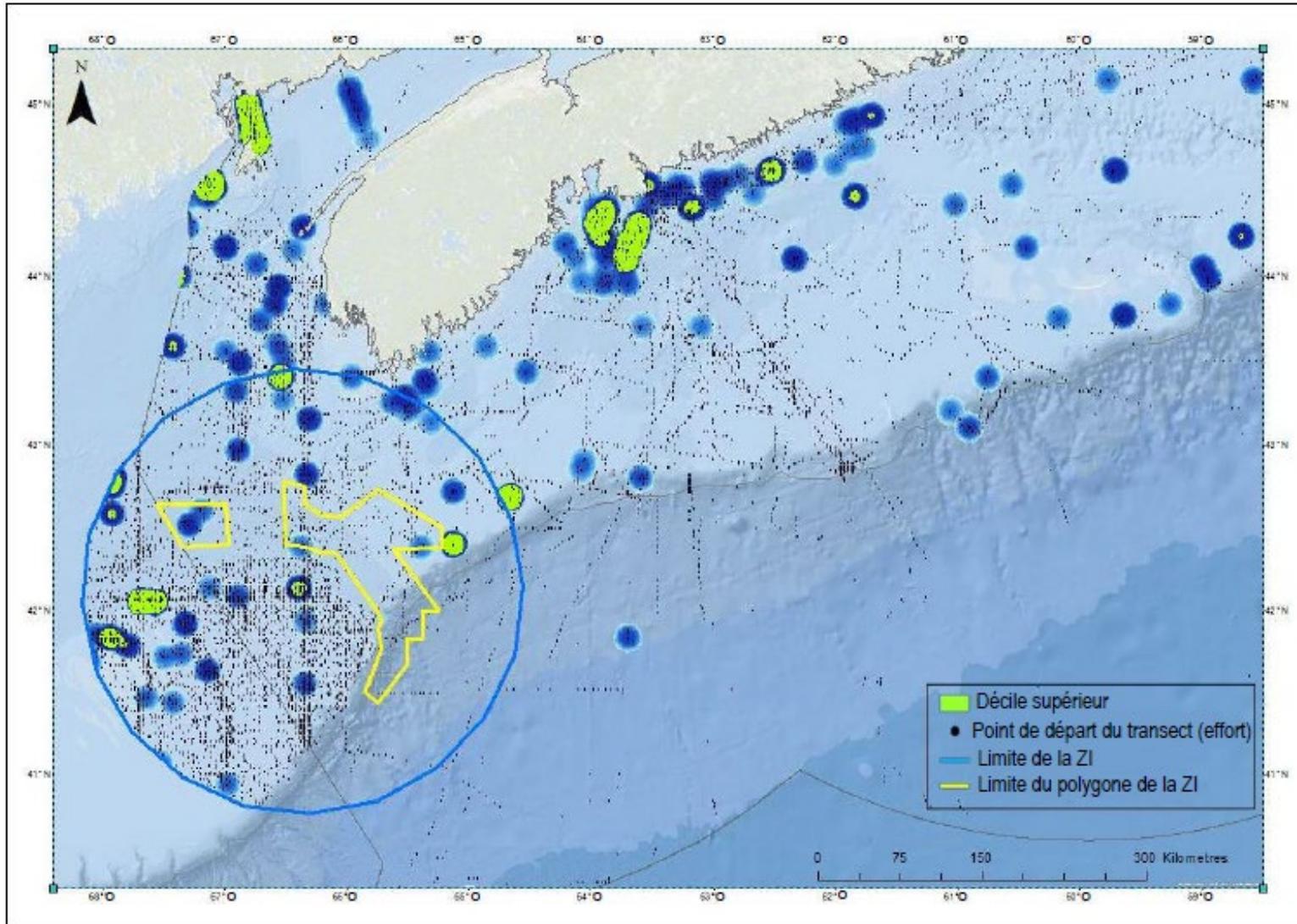


Figure 129. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du Programme intégré de recherche sur les oiseaux pélagiques (PIROP) pour les sternes (Laridae). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

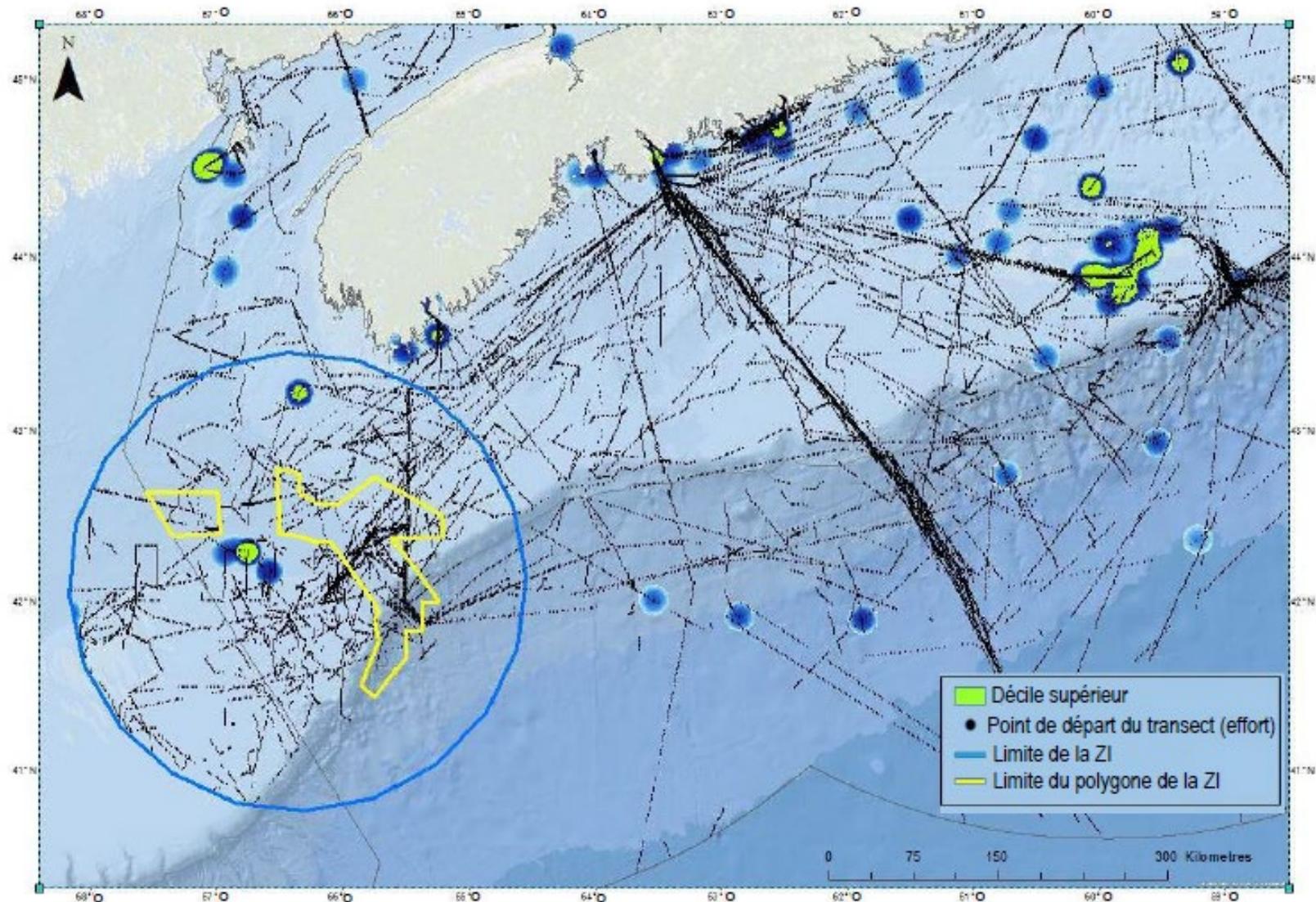


Figure 130. Densités de noyau du nombre total d'individus par km parcouru, à l'exclusion des dénombrements nuls, dérivées du SOMEK pour les termes (*Laridae*). Les noyaux sont basés sur un rayon de recherche de 10 km avec une résolution de cellule de 1 km.

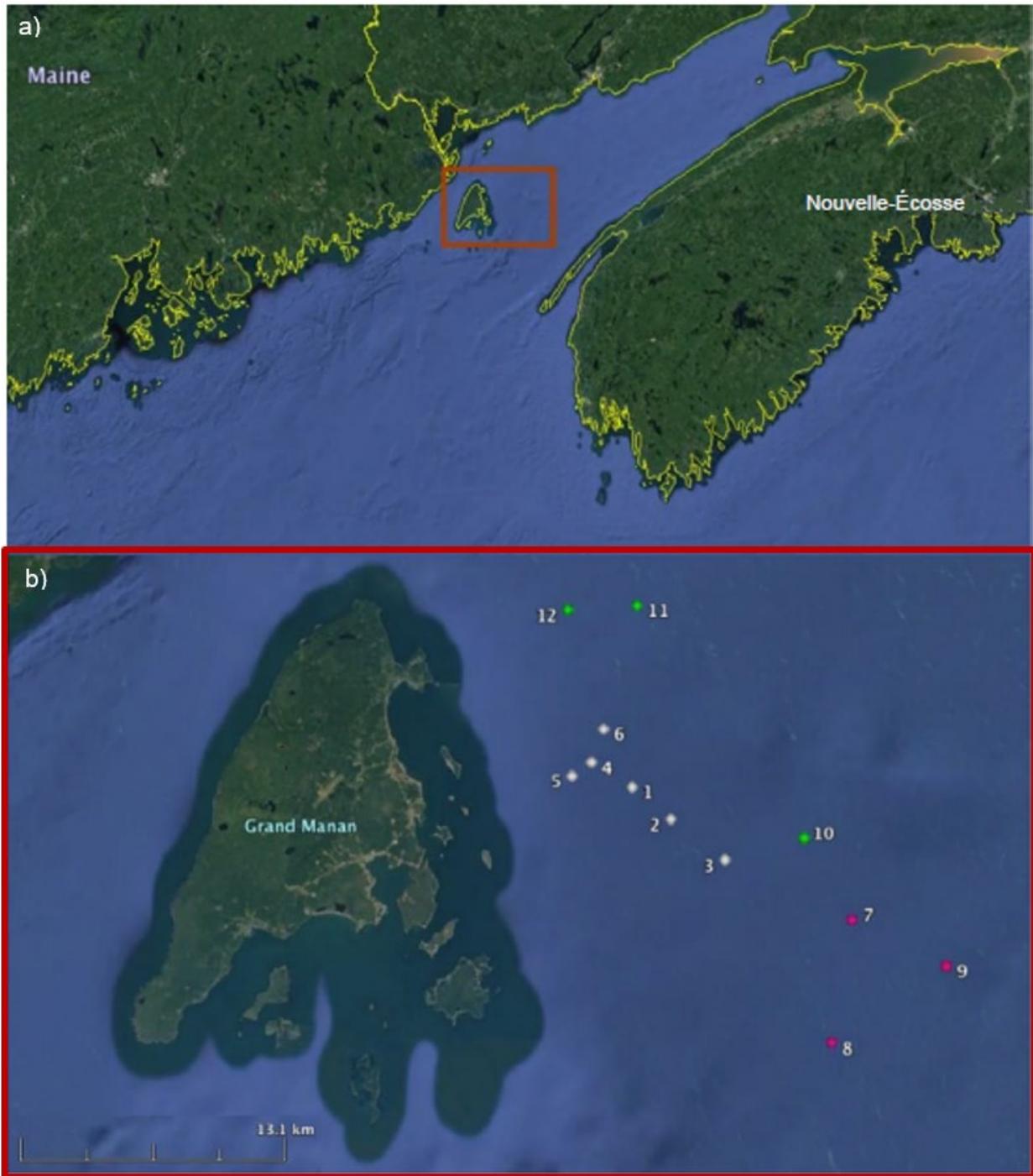


Figure 131. a) Carte de la zone d'étude de l'extérieur de la baie de Fundy et du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, avec l'île Grand Manan dans l'encadré rouge. b) La zone zoomée est représentée par l'encadré rouge. Les points de couleur représentent les emplacements de marquage, chaque numéro correspondant à un identifiant individuel de requin-pèlerin. Chaque année de déploiement est représentée par une couleur différente : 2011 = blanc ($n = 6$), 2012 = rose ($n = 3$), 2015 = vert ($n = 3$).

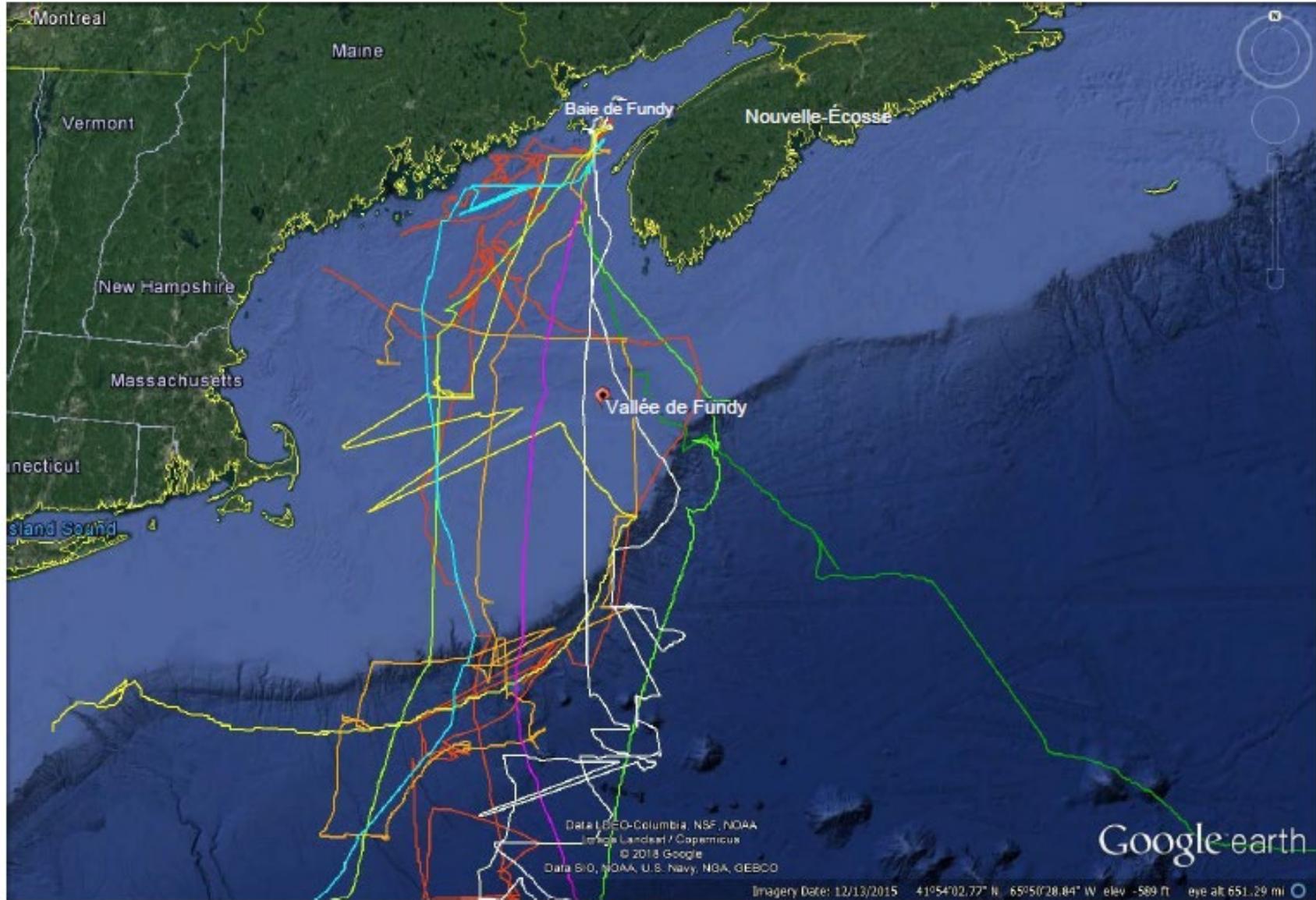


Figure 132. Pistes de neuf requins-pèlerins marqués dans la baie de Fundy en 2011, 2012 et 2015.

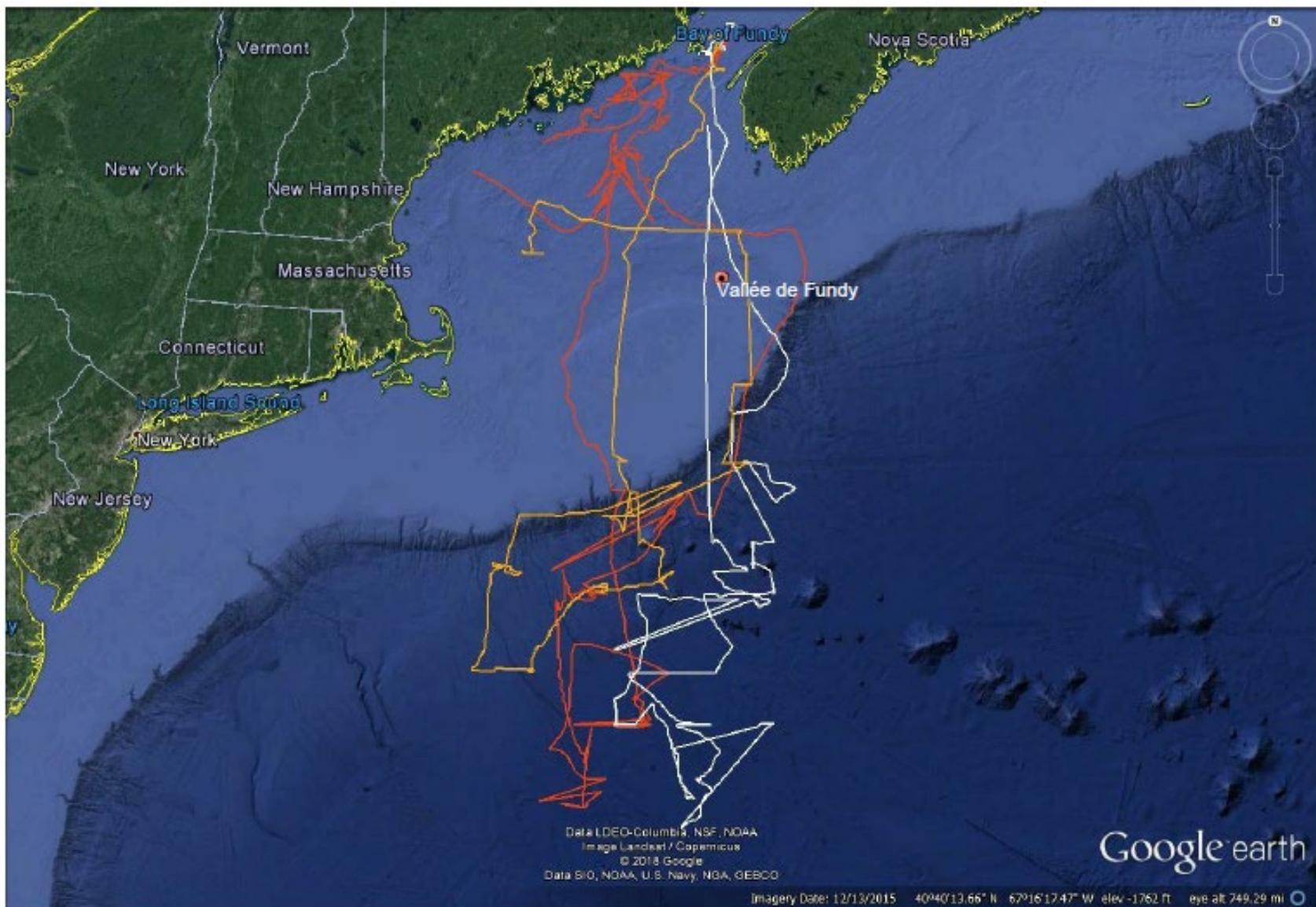


Figure 133. Vue rapprochée des pistes de trois requins-pèlerins comprenant des voies de migration de retour vers la baie de Fundy.