



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/015

Région du Québec

État des stocks des sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) de l'unité 1 en 2019 et mise à jour des informations sur la structure de la population, la biologie, l'écologie et les fermetures de pêche actuelles

Caroline Senay, Jordan Ouellette-Plante, Hugo Bourdages, Tom Bermingham, Johanne Gauthier, Geneviève Parent, Denis Chabot, et Daniel Duplisea

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, Route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

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 la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Senay, C., Ouellette-Plante, J., Bourdages, H., Bermingham, T., Gauthier, J., Parent, G., Chabot, D., et Duplisea, D. 2021. État des stocks des sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) de l'unité 1 en 2019 et mise à jour des informations sur la structure de la population, la biologie, l'écologie et les fermetures de pêche actuelles. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/015. xii + 127 p.

Also available in English :

Senay, C., Ouellette-Plante, J., Bourdages, H., Bermingham, T., Gauthier, J., Parent, G., Chabot, D., and Duplisea, D. 2021. Unit 1 Redfish (*Sebastes mentella* and *S. fasciatus*) stock status in 2019 and updated information on population structure, biology, ecology, and current fishery closures. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/015. xi + 119 p.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	V
LISTE DES FIGURES.....	VII
RÉSUMÉ.....	XII
INTRODUCTION.....	1
CONTEXTE.....	2
IDENTIFICATION DES ESPÈCES DURANT LES RELEVÉS DE RECHERCHE ET LA PÊCHE COMMERCIALE.....	2
DÉFINITION DES STOCKS ET IDENTIFICATION DES ESPÈCES GRÂCE À LA GÉNÉTIQUE ET À LA GÉNOMIQUE.....	4
DISTRIBUTION ET HABITAT.....	6
CROISSANCE ET REPRODUCTION.....	6
RECRUTEMENT.....	7
ÉCOSYSTÈME.....	7
FERMETURES DE LA PÊCHE.....	8
CONNAISSANCES ACTUELLES SUR LES DÉPLACEMENTS ET LA REPRODUCTION DES SÉBASTES.....	8
CONSIDÉRATIONS ÉCOSYSTÉMIQUES.....	10
PÊCHE COMMERCIALE.....	11
HISTORIQUE.....	11
FRÉQUENCE DE LONGUEUR.....	12
CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT (CPUE).....	13
PRISES ACCESSOIRES.....	13
EXPÉRIENCES RÉCENTES SUR LA SÉLECTIVITÉ DES CHALUTS.....	16
RELEVÉ DE RECHERCHE DU MPO.....	17
DÉTERMINATION DE LA MATURITÉ.....	17
INDICES DU RELEVÉ ET FRÉQUENCES DE LONGUEUR.....	18
COMPOSITION EN ESPÈCES DE LA NOUVELLE COHORTE ET AMPLEUR.....	19
DISTRIBUTION SPATIALE.....	20
RELATION ENTRE LA PROFONDEUR ET LA DISTRIBUTION DES LONGUEURS.....	21
RELEVÉ DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT ET RELEVÉ SENTINELLE.....	21
PROJECTION DE LA CROISSANCE.....	22
POINTS DE RÉFÉRENCE EMPIRIQUES.....	23
RÉGIME ALIMENTAIRE.....	24
Régime alimentaire en fonction de la longueur.....	29
Régime alimentaire en fonction de la période.....	29
Consommation de crevettes nordiques.....	30
SOURCES D'INCERTITUDES.....	30
CONCLUSION.....	31

RÉFÉRENCES CITÉES.....	33
TABLEAUX.....	38
FIGURES.....	67
ANNEXE.....	126

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Nombre d'individus (occurrence) attribués à <i>S. mentella</i> , <i>S. fasciatus</i> ou définis comme hétérozygotes par le décompte des RMNA, ainsi que la distribution théorique (proportion) de RMNA par espèce utilisée dans le test du chi carré estimant la composition des espèces. Ces individus ont été prélevés dans l'unité 1 (A) en août et septembre 1994-1997 et dans l'unité 2 (B) de juillet à novembre 1995-1998.....	38
Tableau 2. Débarquements annuels (t) par division ou sous-division de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) et total autorisé des captures (TAC) par cycle de gestion du <i>Sebastes</i> spp. dans l'unité 1 de 1953 à 2019. Les données comprennent les pêches dirigées vers toutes les espèces. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les valeurs pour 2018 et 2019 sont préliminaires.	39
Tableau 3. Relation entre les CPUE des sébastes et des prises accessoires en fonction de l'engin, de la profondeur, de la saison et des zones de l'approche écosystémique (AE). Les résultats du modèle (estimé, erreur-type, statistique t et probabilité, p value) sont présentés pour chaque espèce, pour les modèles binomiaux et log-normaux, pour l'ordonnée à l'origine et chaque variable explicative. Les termes non-significatifs sont indiqués comme NS et les effets qui n'ont pas pu être testés sont indiqués comme NA.	41
Tableau 4. Pourcentage d'occurrence (%), biomasse (kg), pourcentage des prises qui est rapporté (%) et pourcentage de chaque espèce en fonction de la biomasse des sébastes d'après les données des observateurs en mer dans le cadre de la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.....	44
Tableau 5. Percentile décrivant la distribution en profondeur (m) des sébastes, du flétan du Groenland, de la merluche blanche, de la morue franche et du flétan atlantique d'après les données des observateurs en mer dans le cadre de la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	45
Tableau 6. Indices d'abondance (millions d'individus, A) et de biomasse (milliers de tonnes, B) dans le relevé du nGSL du MPO de 1984 à 2019 pour <i>S. mentella</i> , <i>S. fasciatus</i> et <i>Sebastes</i> spp. par classe de taille.....	46
Tableau 7. Composition des espèces, profondeur moyenne (m), nombre de sébastes génotypés (n), longueur moyenne à la fourche (mm) et coordonnées géographiques pour les 15 sites utilisés dans l'analyse génomique des sébastes juvéniles échantillonnés en 2018.	48
Tableau 8. Proportion de l'abondance (A) et de la biomasse (B) de <i>S. mentella</i> pour chaque cohorte (2011, 2012 et 2013) estimée pour différentes classes de taille à différentes années. Par exemple, 0.51, en gras dans le Tableau (A), indique que 51 % des poissons de la cohorte de 2011 auront plus de 25 cm en 2020 et que 51 % des poissons de la cohorte de 2012 auront plus de 25 cm en 2021. La relation entre la longueur et l'âge a été calculée avec une courbe de croissance de Von Bertalanffy où $L_{\text{infinité}} = 42$ cm, $k = 0.086$, $t_0 = 1.57$ et un CV sur la longueur à l'âge de 0.078. Les paramètres de la relation masse longueur étaient $a = 0.01$, $b = 3.08$	49
Tableau 9. Résumé de l'effort dans l'échantillonnage des estomacs des sébastes selon les différentes périodes, classes de longueur et tous les échantillons combinés (total). Une description de la longueur des sébastes desquels les estomacs proviennent, du contenu stomacal total après l'élimination des déchets, des parasites et des estomacs vides, ainsi que le nombre de taxons par groupe de proies est fournie.	51
Tableau 10. Régime alimentaire détaillé des sébastes dans le relevé du MPO dans le nGSL, toutes périodes et classes de longueur combinées.	52

Tableau 11. Régime alimentaire détaillé des sébastes dans le relevé du MPO dans le nGSL par classe de longueur (cm), toutes périodes confondues.....57

Tableau 12. Régime alimentaire détaillé des sébastes dans le relevé du MPO dans le nGSL par période, toutes classes de longueur confondues.....62

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Divisions et sous-divisions de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (A), et unités de gestion 1, 2 et 3 (B, IPE = Île-du-Prince-Édouard, NE = Nouvelle-Écosse).....	67
Figure 2. Zones de fermeture relatives à la pêche indicatrice aux sébastes (C). Î.-P.-É. = Île-du-Prince-Édouard.....	68
Figure 3. Carte des 28 sites (points noirs) échantillonnés de 2001 à 2015 dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les points colorés à côté de chaque point d'échantillonnage indiquent la présence de grappes génétiques. La présence d'un groupe génétique est indiquée si un individu présente au moins 50 % d'ascendance associée dans la zone d'échantillonnage. Trois écotypes ont été décrits pour <i>S. mentella</i> : GSL (cyan), peu profond (bleu clair) et profond (bleu foncé). Cinq populations ont été décrites pour <i>S. fasciatus</i> et sont indiquées par la couleur : rouge, jaune, vert, rose et violet.....	69
Figure 4. Débarquements annuels des sébastes de la pêche commerciale dans l'unité 1 par division et sous-division OPANO de 1953 à 2019 (A en milliers de tonnes) et de 1995 à 2019 (B en tonne). Ces données incluent les pêches dirigées à toutes les espèces. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	70
Figure 5. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 par mois de 1985 à 2019. Ces données incluent uniquement la pêche dirigée aux sébastes. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.....	71
Figure 6. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 par engin de pêche de 1985 à 2019. Ces données incluent uniquement la pêche dirigée aux sébastes. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires. OTB : chalut de fond, OTM : chalut pélagique, SSC : seine écossaise, GN : filet maillant et MIS : divers.	72
Figure 7. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 par taille de bateau (en pied) de 1985 à 2019. Ces données incluent uniquement la pêche aux sébastes. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires. UNK : inconnu.....	73
Figure 8. Fréquence de longueur des captures commerciales en pourcentage dans l'unité 1 de 1981 à 2019. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les flèches indiquent la trajectoire de croissance des cohortes de 1970 et 1980. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	74
Figure 9. Distribution des fréquences de longueur (%) des sébastes de l'unité 1 de 2005 à 2019 d'après les données des observateurs en mer de la pêche indicatrice. Le nombre de poissons mesurés est indiqué (n). Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	75
Figure 10. Captures par unité d'effort standardisées (CPUE avec intervalles de confiance à 95 %) au chalut de fond dans l'unité 1 pour les activités de pêches commerciales menées entre mai et octobre (1981-1994) et de la pêche indicatrice (1999-2006 et 2008-2019). 2007 n'est pas présentée car les activités de pêche étaient très limitées. La ligne continue représente la moyenne de la série. Les valeurs de 2018 et 2019 sont préliminaires.....	76

Figure 11. Prises moyennes (cercles rouges) et effort (triangles noirs) dans la pêche entre mai et octobre (1985-1994) et de la pêche indicatrice (1999-2006 et 2008-2019). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	77
Figure 12. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 en fonction de l'espèce pour laquelle la pêche est dirigée de 2000 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	78
Figure 13. Débarquements annuels des sébastes et de prise accessoire (en tonnes) dans la pêche dirigée aux sébastes dans l'unité 1 de 2000 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	79
Figure 14. Débarquements annuels des prises accessoires (pourcentage de la biomasse) par espèce capturée dans la pêche dirigée aux sébastes dans l'unité 1 de 2000 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	80
Figure 15. Estimation annuelle des prises accessoires des sébastes dans la pêche à la crevette nordique, par zone de pêche à la crevette et d'après les données des observateurs en mer. La ligne horizontale continue représente la moyenne 2000-2017. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	81
Figure 16. Distribution spatiale des taux des prises accessoires des sébastes (kg/trait) dans la pêche à la crevette nordique de 2000-2010, 2018 et 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	82
Figure 17. Distribution des fréquences de longueur (%) des prises accessoires des sébastes dans la pêche à la crevette nordique de 2005 à 2019. Le nombre de poissons mesurés est indiqué (n).	83
Figure 18. Ratio (%) entre la quantité de sébastes capturés comme prises accessoires dans la pêche à la crevette nordique et la biomasse minimale chalutable de sébastes de moins de 20 cm pêchés dans le cadre du relevé de recherche, de 2000 à 2019. La ligne continue indique la moyenne pour les années 2000 à 2017. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	84
Figure 19. Carte des zone de l'approche écosystémique. Les divisions OPANO sont superposées.	85
Figure 20. Résumé de l'effet de l'engin, de la profondeur, de la saison et de la zone géographique sur les CPUE de sébastes et de prises accessoires quantifiées à l'aide de modèles linéaires généralisés. La directionnalité des facteurs significatifs est indiquée par des flèches, une augmentation de la probabilité d'occurrence et des CPUE étant illustrée par une flèche vers le haut, et une diminution, par une flèche vers le bas. Les effets désirables (augmentation de la probabilité d'occurrence et des CPUE des sébastes, et diminution de la probabilité d'occurrence et des CPUE des prises accessoires) sont indiqués en vert, et les effets indésirables sont indiqués en rouge.	86
Figure 21. Position de début et de fin des 1 731 traits retenus échantillonnés par des observateurs en mer dans l'unité 1 entre juin et octobre pour la période allant de 1999 à 2019. Les valeurs pour 2018 et 2019 sont préliminaires.	87
Figure 22. Distribution spatiale des taux de capture (kg/trait) des sébastes (A), du flétan du Groenland (B), de la merluche blanche (C), de la morue franche (D) et du flétan atlantique (E) d'après les données des observateurs en mer dans la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	88
Figure 23. Distribution de fréquence cumulée (%) des sébastes (A), du flétan du Groenland (B), de la merluche blanche (C), de la morue franche (D) et du flétan atlantique (E) en fonction de la	

profondeur d'après les données des observateurs en mer dans la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.....	89
Figure 24. Distribution des fréquences de longueur (%) des sébastes (A), du flétan du Groenland (B), de la merluche blanche (C), de la morue franche (D) et du flétan atlantique (E) d'après les données des observateurs en mer dans la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Le nombre de poissons mesurés est indiqué (n). Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.	90
Figure 25. Schéma de stratification utilisée pour le relevé du MPO dans le nGSL.	91
Figure 26. Positions des stations d'échantillonnage réussies (chalutage et océanographie) et des stations océanographiques additionnelles pour le relevé du MPO dans le nGSL en août 2019.....	92
Figure 27. Ogive de maturité des sébastes par espèce et par sexe tirée de Gascon (2003). La proportion des individus matures en fonction de leur taille est illustrée par des cercles bleus et les L50 sont indiquées.	93
Figure 28. Biomasse minimale chalutable en kilotonnes (kt), avec des intervalles de confiance à 95 %, de <i>S. mentella</i> (A) et de <i>S. fasciatus</i> (B) dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019. Les lignes pleines représentent la moyenne pour la période allant de 1984 à 2018. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.....	94
Figure 29. Biomasse chalutable en kilotonnes (kt), avec des intervalles de confiance à 95 %, de <i>S. mentella</i> (colonne de gauche, panneaux A, C et E) et de <i>S. fasciatus</i> (colonne de droite, panneaux B, D et F) dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019, par classes de longueur. 0 - 22 cm (A-B), > 22 cm (C-D), > 25 cm (E-F). Les lignes pleines représentent la moyenne pour la période allant de 1984 à 2018. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.....	95
Figure 30. Biomasse chalutable (millions de tonnes), avec des intervalles de confiance à 95 %, des espèces de sébastes (cercles rouges) et de toutes les autres espèces (carrés noirs) échantillonnées dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019.....	96
Figure 31. Fréquences de longueur de <i>S. mentella</i> (A) et de <i>S. fasciatus</i> (B) d'après le relevé du MPO réalisé dans le nGSL pour 2018 et 2019 et selon la moyenne enregistrée entre 1984 et 2019. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.....	97
Figure 32. Abondance des poissons matures chalutables (en millions d'individus), avec des intervalles de confiance à 95 %, de <i>S. mentella</i> (A) et de <i>S. fasciatus</i> (B) d'après le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019. Les lignes pleines représentent la moyenne pour la période allant de 1984 à 2018. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.....	98
Figure 33. Carte montrant la composition des espèces (%) entre <i>S. mentella</i> en bleu et <i>S. fasciatus</i> en rouge et l'emplacement des juvéniles génotypés échantillonnés lors du relevé du MPO dans le nGSL de 2018. La taille des diagrammes circulaires est relative à la taille de l'échantillon et la profondeur (m) est indiquée dans le cercle.	99
Figure 34. Relation entre la composition de l'espèce (%) et la profondeur (m) selon les juvéniles génotypés des 15 sites échantillonnés en 2018, où <i>S. fasciatus</i> est illustré en rouge et <i>S. mentella</i> en bleu.....	100
Figure 35. Biomasse minimale chalutable en kilotonnes (kt) de sébastes de moins de 11 cm dans le relevé du MPO dans le nGSL de 1984 à 2019.....	101

Figure 36. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de <i>S. mentella</i> immature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.	102
Figure 37. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de <i>S. mentella</i> mature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.	103
Figure 38. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de <i>S. fasciatus</i> immature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.	104
Figure 39. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de <i>S. fasciatus</i> mature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.	105
Figure 40. Distribution des taux de capture des sébastes (kg/trait de 15 minutes) dans les relevés de recherche du MPO dans le nGSL de 2017 à 2019. La taille des captures est indiquée par la taille des bulles et la longueur médiane des sébastes est indiquée par des couleurs, où une médiane inférieure à 22 cm est illustrée en rouge, entre 22 et 25 cm en jaune et supérieure à 25 en vert.	106
Figure 41. Fréquence cumulative stratifiée de <i>S. mentella</i> dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 2015 à 2019. Les lignes pleines et pointillées représentent la fréquence cumulative des captures et des stations du relevé, respectivement, selon la profondeur (A), la température (B) et l'oxygène (C).	107
Figure 42. Fréquence cumulative stratifiée de <i>S. fasciatus</i> dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 2015 à 2019. Les lignes pleines et pointillées représentent la fréquence cumulative des captures et des stations du relevé, respectivement, selon la profondeur (A), la température (B) et l'oxygène (C).	108
Figure 43. Distribution des classes de taille (0-22 cm, 22-25 cm, et > 25 cm) des sébastes entre les zones profondes et peu profondes en biomasse (A) et en pourcentage (B) dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984-2019.	109
Figure 44. Carte montrant la couverture spatiale des relevés du nGSL et du sGSL du MPO et leur chevauchement.	110
Figure 45. Comparaison des indices relatifs de la biomasse des sébastes dans la série chronologique (avec des intervalles de confiance à 95 %) dérivés du relevé de recherche mené par le MPO dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL, ligne rouge avec cercles), du relevé mené dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL, ligne bleue avec carrés) et du relevé sentinelle avec engin mobile (ligne verte avec triangles).	111
Figure 46. Relation entre la composition des espèces (%) et la profondeur (m) selon le relevé du MPO réalisé dans le sGSL en 2019, où <i>S. fasciatus</i> est illustré en rouge et <i>S. mentella</i> en bleu.	112
Figure 47. Relation entre la composition des espèces (%) et la profondeur (m) selon le relevé sentinelle mobile en 2019, où <i>S. fasciatus</i> est illustré en rouge et <i>S. mentella</i> en bleu.	113
Figure 48. Relation entre la composition des espèces (%) et la profondeur (m) selon le relevé du MPO réalisé dans le nGSL en 2019, où <i>S. fasciatus</i> est illustré en rouge et <i>S. mentella</i> en bleu.	114
Figure 49. Courbe de croissance de Von Bertalanffy illustrant la relation entre la longueur (cm) et l'âge (année) des sébastes et indiquant qu'un individu de 8 ans devrait mesurer 23,5 cm (ligne pointillée. Les paramètres de la courbe sont : $L_{\text{infinité}} = 42$ cm, $k = 0,086$, $t_0 = 1,57$	115
Figure 50. Biomasse du stock reproducteur (en kilotonnes, représentée par les points noirs avec des intervalles de confiance à 95 %) d'après le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre	

1984 et 2019 pour <i>S. mentella</i> (A) et <i>S. fasciatus</i> (B). Les points de référence supérieur (ligne verte) et limite (ligne rouge) proposés des deux stocks sont illustrés. La valeur 0, sur l'axe des ordonnées, est indiquée par une ligne hachurée grise. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.	116
Figure 51. Illustration des dommages barotraumatiques (estomac évaginé dans la bouche et yeux remplis de gaz) causés par la remontée rapide de sébastes depuis le fond vers la surface. Le barotraumatisme mène souvent à une régurgitation partielle ou complète du contenu stomacal.	117
Figure 52. Nombre d'estomacs de sébastes par année et classe de longueur. Les valeurs entre parenthèses sont les pourcentages d'estomacs vides.	118
Figure 53. Origine des estomacs de sébastes utilisés dans les analyses (en rouge), par période d'échantillonnage. Les marques noires sont des emplacements sans sébaste dans la capture. Les marques bleues sont des emplacements avec des sébastes dans la capture, mais sans aucun estomac collecté. Les valeurs dans le coin supérieur gauche sont le nombre d'estomacs collectés pour chaque année.	119
Figure 54. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur et le type de proie, toutes années confondues. La hauteur des colonnes correspond à l'indice de remplissage total. Les nombres au-dessus des colonnes correspondent au nombre d'estomacs utilisés pour l'analyse avec le pourcentage de ceux qui étaient vides.	120
Figure 55. Pourcentage de contribution de masse (% masse) des sébastes selon les classes de longueur et des types de proie, toutes années confondues. Les nombres au-dessus des colonnes correspondent au nombre d'estomacs utilisés pour l'analyse avec le pourcentage de ceux qui étaient vides.	121
Figure 56. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur et le groupe taxonomique, toutes années confondues.	122
Figure 57. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur, la période et le groupe taxonomique.	123
Figure 58. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur, la période et le type de proie. Les nombres au-dessus des colonnes correspondent au nombre d'estomacs utilisés pour l'analyse avec le pourcentage de ceux qui étaient vides.	124
Figure 59. Estimation A) de la biomasse annuelle des sébastes et B) de la consommation de crevette nordique par les sébastes par classe de longueur pour les trois dernières années des années 1990 et 2010. Les valeurs fournies dans la partie supérieure des panneaux représentent la consommation totale estimée pour une année donnée. Un symbole "x" indique < 20 estomacs récoltés pour une classe de longueur donnée. L'estimation de la consommation annuelle pour ces classes de longueur a été identifiée comme non représentative en raison de la petite taille de l'échantillon.	125

RÉSUMÉ

La pêche aux sébastes dans le golfe du Saint-Laurent (unité 1) vise deux espèces, *Sebastes mentella* et *S. fasciatus*. Entre le milieu des années 1950 et 1993, elle a été caractérisée par trois épisodes d'exploitation intense qui étaient étroitement liés au recrutement d'une ou de plusieurs classes d'âge importantes. Une chute rapide des débarquements et l'absence de recrutement important ont mené à la mise en place d'un moratoire en 1995. La pêche aux sébastes est toujours sous moratoire dans l'unité 1, et une pêche indicatrice y est autorisée depuis 1998. Depuis 1999, le total autorisé des captures (TAC) dans le cadre de cette pêche a été fixé à 2 000 tonnes (t) par année de gestion. Depuis 2018, on pratique une pêche expérimentale, avec un TAC additionnel de 2 500 t pour 2018-2019 et de 3 950 t pour 2019-2020, et cette pêche a lieu toute l'année. Les objectifs de la pêche expérimentale sont de cibler *S. mentella*, qui est actuellement plus abondant que *S. fasciatus*, d'étudier des moyens de limiter les prises accessoires et la récolte des sébastes de taille non réglementaire, et de mieux comprendre la répartition spatio-temporelle des sébastes et des espèces capturées accidentellement.

Selon les relevés menés dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL), les indices de l'abondance et de la biomasse de *S. mentella* et de *S. fasciatus* sont faibles et stables depuis le milieu des années 1990. L'abondance des sébastes juvéniles appartenant aux cohortes de 2011 à 2013 a augmenté sensiblement dans le relevé de recherche mené par Pêches et Océans Canada (MPO). Ces cohortes sont les plus abondantes jamais observées dans le nGSL. La biomasse minimale chalutable des deux espèces combinées a augmenté de 72 % depuis la dernière estimation de la biomasse effectuée en 2017, pour s'établir à 4,3 millions de tonnes en 2019. Ces individus étaient en très grande partie dominés par *S. mentella*, avec une signature génétique propre aux unités 1 et 2. L'unité 1 comprend les divisions 4RST et, de janvier à mai, les sous-divisions 3Pn4Vn, tandis que l'unité 2 comprend les sous-divisions 3Ps4Vs, les sous-divisions 4Wfgj et, de juin à décembre, les sous-divisions 3Pn4Vn. À l'été 2019, la longueur modale des sébastes était de 23 cm, ce qui est légèrement supérieur à la taille minimale réglementaire, qui est de 22 cm. Si la croissance anticipée de ces cohortes se poursuit, d'ici 2020, 51 % des individus de la cohorte de 2011 (62 % de la biomasse) devraient afficher une taille supérieure à 25 cm.

En appui aux évaluations des stocks de sébastes (*S. mentella* et *S. fasciatus*) des unités 1 et 2 en 2020, le présent document décrit les données et les méthodes qui ont été utilisées pour analyser l'état des stocks qui se trouvent dans l'unité 1 et pour mettre à jour l'information sur la structure de la population, la biologie, l'écologie et les fermetures actuelles de la pêche, dont la responsabilité incombe à la Direction des sciences de la région du Québec du MPO.

INTRODUCTION

Deux espèces de sébastes sont présentes dans l'unité 1, soit : le sébaste atlantique (*Sebastes mentella*) et le sébaste acadien (*S. fasciatus*). À l'occasion, on trouve également des sébastes orangés (*S. norvegicus*), mais ils sont rares dans la région (Nozères *et al.* 2010) et ne font pas l'objet d'une discussion plus poussée dans le présent document. *S. mentella* et *S. fasciatus* appartiennent à la famille des Scorpenidés et sont difficiles à différencier selon des critères morphologiques.

À la fin des années 1950, une pêche dirigée aux sébastes a été pratiquée dans le golfe du Saint-Laurent et dans le chenal Laurentien, à l'extérieur du golfe. Avant 1993, la pêche aux sébastes dans le golfe et aux environs était gérée en fonction de trois unités de gestion établies par l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) : les divisions 4RST, la division 3P et les divisions 4VWX. En 1993, ces unités de gestion ont été redéfinies pour qu'on puisse s'assurer d'une base biologique plus solide pour la gestion en tenant compte de différents facteurs, dont les déplacements des sébastes fréquentant le golfe du Saint-Laurent en été vers le détroit de Cabot en hiver. Les unités de gestion qui en ont résulté se définissent comme suit : l'unité 1 comprend les divisions 4RST et, entre janvier et mai, les sous-divisions 3Pn4Vn; l'unité 2 comprend les sous-divisions 3Ps4Vs, les sous-divisions 4Wfgj et, de juin à décembre, les sous-divisions 3Pn4Vn; l'unité 3 comprend les sous-divisions 4WdehklX (Figure 1A et B).

La pêche aux sébastes dans le golfe du Saint-Laurent a été caractérisée par trois épisodes d'exploitation intense (1954-1956, 1965-1976 et 1987-1992). Les premiers totaux autorisés des captures (TAC) de sébastes, établis selon la structure de gestion de 1993, étaient de 60 000 t dans l'unité 1 et de 28 000 t dans l'unité 2. Après une chute rapide des débarquements en 1993 et en 1994, un moratoire a été décrété en 1995 dans l'unité 1. Une pêche indicatrice a débuté en 1998, avec un TAC de 1 000 t. Depuis 1999, le TAC est maintenu à 2 000 t. Actuellement, les mesures de conservation des sébastes pour la pêche sont les suivantes : l'application d'un protocole pour protéger les petits poissons (< 22 cm); une vérification à quai de la totalité (100 %) des débarquements; des appels radio obligatoires au départ et à l'arrivée; l'imposition d'un niveau de couverture par des observateurs en mer (de 10 à 25 %); et l'application d'un protocole concernant les prises accessoires. Des périodes de fermeture ont également été instaurées : 1) pour protéger les périodes de copulation des sébastes (automne) et d'extrusion larvaire (printemps); 2) pour réduire le plus possible les prélèvements de sébastes de l'unité 1 migrant dans les sous-divisions 3Pn4VN de l'OPANO à la fin de l'automne et en hiver; 3) pour protéger la reproduction de la morue franche (*Gadus morhua*, divisions 4RS de l'OPANO). En outre, depuis que la pêche indicatrice a été introduite en 1998, la pêche n'a été autorisée qu'entre les longitudes 59°O et 65°O à des profondeurs supérieures à 182 m (100 brasses) pour éviter les prises accessoires de flétans du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), et une zone de la division 4T de l'OPANO est fermée depuis août 2009 (Figure 2). Depuis 2018, on pratique une pêche expérimentale dans l'unité 1, avec un TAC additionnel de 2 500 t pour 2018-2019 et de 3 950 t pour 2019-2020, et cette pêche a lieu toute l'année. Les objectifs de la pêche expérimentale sont de cibler *S. mentella*, qui est actuellement plus abondant que *S. fasciatus*, d'étudier des moyens de limiter les prises accessoires et la récolte de sébastes de taille non réglementaire, et de mieux comprendre la répartition spatio-temporelle des sébastes et des prises accessoires. Historiquement, l'industrie de la pêche n'a pas différencié *S. mentella* et *S. fasciatus*, bien que les objectifs de conservation soient propres à chaque espèce. Depuis 2018, dans les unités 1 et 2, des données sont recueillies dans le cadre de la pêche pour établir la composition en espèces des prises (pour davantage de détails, voir la section intitulée Identification des espèces durant les relevés de recherche et la pêche commerciale).

En 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a relevé quatre unités désignables dans les eaux du Canada atlantique pour les deux principales espèces de sébastes; trois d'entre elles se trouvent dans l'unité 1. Le sébaste atlantique appartenant à la population du golfe du Saint-Laurent et du chenal Laurentien (*S. mentella*), le sébaste acadien appartenant à la population de l'Atlantique (*S. fasciatus*) et le sébaste acadien appartenant à la population de la baie de Bonne (*S. fasciatus*) ont été désignés comme étant en voie de disparition, menacé et préoccupant, respectivement (COSEPAC 2010; MPO 2011). La population de la baie de Bonne a été désignée comme étant préoccupante en raison de son aire de répartition limitée. D'après les estimations de la biomasse de 2010, Duplisea *et al.* (2012) ont établi des points de référence et ont conclu que les stocks reproducteurs de *S. mentella* et de *S. fasciatus* des unités 1 et 2 se trouvaient dans la zone critique, en deçà de leurs points de référence limites (PRL) respectifs.

Le succès du recrutement chez les sébastes est extrêmement variable, d'importantes classes d'âge étant produites à des intervalles irréguliers. La cohorte de 1980 était la dernière cohorte d'importance dans l'unité 1, jusqu'à l'arrivée de trois cohortes abondantes en 2011, 2012 et 2013. En 2019, la biomasse des deux espèces combinées a augmenté de 72 % par rapport à l'estimation de 2017. Cette augmentation reflète principalement celle de *S. mentella*. À l'été 2019, la longueur modale des sébastes était de 23 cm. Si la croissance prévue de ces cohortes se poursuit, d'ici 2020, 51 % des individus de la cohorte de 2011 (62 % de la biomasse) devraient afficher une taille supérieure à 25 cm.

La réunion d'examen par les pairs portant sur l'évaluation des stocks de sébastes dans les unités 1 et 2 (*S. mentella* et *S. fasciatus*) s'est tenue du 20 au 22 janvier 2020. Le présent document de recherche appuie l'avis scientifique récemment présenté pour l'unité 1 (MPO 2020), et la Direction des sciences de la région du Québec de Pêches et Océans Canada (MPO) est responsable de ce travail. Une mise à jour de l'état des stocks, de la structure génétique, de l'identification des espèces, de la biologie, de l'écologie, des débarquements, des prises accessoires et des fermetures actuelles de la pêche est également présentée. Le précédent document de recherche sur ce sujet a été publié en 2019 (Senay *et al.* 2019).

CONTEXTE

IDENTIFICATION DES ESPÈCES DURANT LES RELEVÉS DE RECHERCHE ET LA PÊCHE COMMERCIALE

Au Canada, les espèces de sébastes se ressemblent beaucoup sur le plan morphologique et ne sont souvent pas différenciées dans les relevés scientifiques et la pêche commerciale, de sorte que les quotas ne sont pas propres aux espèces, même si les objectifs de conservation le sont. Plusieurs études menées dans l'unité 1 ont mis l'accent sur la recherche de caractéristiques morphologiques et génétiques susceptibles de permettre l'identification des espèces. À partir de 2010, l'évaluation des stocks de sébastes dans les unités 1 et 2 a permis de décrire des tendances pour chaque espèce prise séparément (MPO 2010). Depuis 2018, dans les unités 1 et 2, des données sont recueillies dans le cadre de la pêche pour établir la composition en espèces des prises.

S. mentella et *S. fasciatus* sont très semblables sur le plan morphologique, et aucun trait unique ne permet de distinguer les espèces à l'échelle de l'individu. Cependant, ces espèces peuvent être distinguées grâce à des traits méristiques et à des différences morphologiques subtiles à l'échelle des captures ou, encore, grâce à des différences génétiques à l'échelle de l'individu (pour davantage de détails, voir la section intitulée Définition des stocks et identification des espèces grâce à la génétique et à la génomique). Au cours des dernières décennies, on a

amélioré ces différentes démarches permettant de différencier les espèces et, désormais, on peut identifier les espèces à l'échelle des captures durant les relevés de recherche, à un coût raisonnable.

Plusieurs études ont été menées dans le cadre du programme de recherche multidisciplinaire sur le sébaste entre 1995 et 1998 (Gascon 2003), dans le but de choisir la méthode la plus efficace de différenciation des deux espèces, à un coût raisonnable. Trois méthodes différentes sont habituellement utilisées pour distinguer les deux espèces dans l'Atlantique Nord-Ouest : le nombre de rayons mous de la nageoire anale (RMNA); le point de passage du muscle extrinsèque de la vessie natatoire (MEVN); et le génotype au locus du malate déshydrogénase (*MDH-A**). De façon générale, *S. mentella* se caractérise par le génotype homozygote *MDH-A*11*, un MEVN passant entre les côtes 2 et 3 et un nombre de RMNA ≥ 8 . *S. fasciatus* affiche habituellement le génotype homozygote *MDH-A*22*, un MEVN passant entre les côtes 3 et 4 et un nombre de RMNA ≥ 7 (Rubec *et al.* 1991; Gascon 2003). Malheureusement, la cohérence entre ces trois méthodes chez un individu donné est variable. La concordance entre ces caractéristiques peut être élevée (97 %) dans les zones allopatriques (régions fréquentées par une seule espèce), mais diminue sensiblement dans les zones sympatriques (régions où les deux espèces sont présentes), comme les unités 1 et 2 (56 et 68 %, respectivement; Valentin *et al.* 2006). Dans les unités 1 et 2, on a aussi constaté un nombre accru de spécimens affichant des traits intermédiaires pour les critères du *MDH-A** (p. ex. génotype hétérozygote *MDH-A*12*) et du MEVN (p. ex. muscle bifide passant entre les côtes 2-3 et 3-4), possiblement attribuable à l'hybridation introgressive historique entre *S. mentella* et *S. fasciatus*. Ainsi, une quatrième méthode susceptible de rendre compte de la question de l'introgression doit être utilisée si l'on veut distinguer les espèces, et cette méthode pourrait être utilisée comme référence pour les trois premières. Roques *et al.* (1999) ont mis au point huit marqueurs microsatellites grâce auxquels on peut distinguer de façon fiable les espèces. Ces marqueurs confirment la capacité de la méthode de dénombrement des RMNA à distinguer les espèces à l'échelle des captures. La méthode de dénombrement des RMNA utilise un caractère externe qui peut être évalué rapidement, sans qu'on doive recourir à des outils spécialisés ou à une formation complexe, et est optimale pour l'efficacité lors des relevés. Les deux autres méthodes, celle reposant sur le *MDH-A** ou celle reposant sur le point de passage du MEVN, exigent qu'on traite les échantillons au laboratoire ou qu'on effectue des dissections complexes pour exposer le muscle, respectivement.

Depuis 2010, on a utilisé le dénombrement des RMNA pour obtenir de l'information propre à l'espèce durant l'évaluation des stocks, mais la méthodologie n'a jamais été décrite avec précision dans les documents de recherche précédents. La distribution des nombres obtenus grâce au dénombrement des RMNA est propre à l'espèce, mais il y a un chevauchement entre *S. mentella* et *S. fasciatus*. Le nombre de RMNA est un trait méristique, et il existe cinq nombres (ou états) possibles de RMNA chez ces espèces de sébastes (six à dix rayons). La proportion de chaque état dans un groupe de poissons donné (captures observées) peut être représentée par une distribution multinominale des proportions de RMNA. Si la distribution multinominale théorique pour les deux espèces est connue au préalable, nous pouvons aussi créer une distribution théorique pour chaque mélange possible des deux espèces en pondérant la proportion de la distribution pour les deux espèces en fonction de leur contribution au mélange. Cela permet de créer une distribution multinominale théorique unique pour toutes les compositions en espèces possibles, avec laquelle on peut comparer la distribution des RMNA des captures en calculant le critère du Chi carré pour chaque possibilité. Le Chi carré le plus bas calculé représente la composition en espèces la plus vraisemblable parmi les captures observées.

Pour être en mesure d'utiliser cette méthode, nous avons estimé deux ensembles de distributions théoriques propres à l'espèce pour chaque unité. Pour ce faire, 4 342 spécimens ont été récoltés au cours du programme multidisciplinaire sur le sébaste (Gascon 2003). Dans l'unité 1, 1 562 individus ont été prélevés (d'août à septembre, entre 1994 et 1997) et 2 780 individus dans l'unité 2 (de juillet à novembre, entre 1995 et 1998). Les 4 342 individus ont d'abord été assignés à l'espèce d'après le génotype du locus *MDH-A**, en considérant que les hétérozygotes appartenaient à *S. mentella*. En effet, Valentin *et al.* (2006) ont démontré que la répartition géographique et bathymétrique des hétérozygotes (*MDH-A*12*) et des profils de point de passage du MEVN et du dénombrement des RMNA ressemblait à celle observée pour *S. mentella* (*MDH-A*11*), ce qui justifie le choix de l'attribution des hétérozygotes (*MDH-A*12*) à *S. mentella* en l'absence d'autres critères de différenciation. Ensuite, pour chaque espèce, les individus appartenant à chaque classe de nombre de RMNA ont été dénombrés pour établir la distribution théorique des RMNA par espèce pour chaque unité prise séparément. Cette méthode a permis l'élaboration de deux ensembles différents de distributions théoriques permettant d'estimer la composition en espèces selon l'unité dans laquelle on a capturé l'espèce (Tableau 1).

La méthode de dénombrement des RMNA a été pour la première fois utilisée en 2010, dans le cadre de l'évaluation des stocks dans les unités 1 et 2 (MPO 2010), d'après des données recueillies depuis 1984. On a utilisé la méthode d'identification des espèces reposant sur le dénombrement des RMNA dans les relevés de recherche, en employant un échantillon aléatoire de 30 sébastes par classe de longueur, et ce, en vue d'estimer la composition en espèces pour chaque trait. Depuis 2018, un protocole d'échantillonnage semblable est mis en œuvre dans le cadre de la pêche commerciale. La composition en espèces dans les captures par la pêche est estimée d'après un sous-échantillon de 50 sébastes pour le dénombrement des RMNA par échantillon de poissons capturés pendant un échantillonnage de routine réalisé à quai par des agents du MPO ou par des observateurs en mer. Le code R (R Core Team 2019) permettant d'estimer la composition en espèces par échantillon pour chaque unité d'après le dénombrement des RMNA est présenté à l'annexe A.

DÉFINITION DES STOCKS ET IDENTIFICATION DES ESPÈCES GRÂCE À LA GÉNÉTIQUE ET À LA GÉNOMIQUE

Au cours des deux dernières décennies, les analyses de la génétique des populations ont mis en évidence des entités isolées sur le plan reproductif chez les sébastes. Les marqueurs génétiques utilisés pour évaluer la structure de la population ont des conséquences essentielles sur la gestion des pêches, notamment sur une nouvelle définition des unités de gestion. En 1993, on a de nouveau défini les unités de gestion des sébastes pour offrir une base biologique plus solide (c.-à-d. structure de la population) et prendre en considération différents facteurs, y compris les déplacements hivernaux vers la zone du détroit de Cabot (pour davantage de détails, voir la section Fermeture de la pêche). Les unités de gestion qui en ont résulté ont été divisées comme suit : l'unité 1 comprenait les divisions 4RST de l'OPANO et, pour la période allant de janvier à mai, les sous-divisions 3Pn4Vn; l'unité 2 comprenait les sous-divisions 3Ps4Vs, les sous-divisions 4Wfgj et, pour la période allant de juin à décembre, les sous-divisions 3Pn4Vn; l'unité 3 comprenait les sous-divisions 4WdehIX (Figure 1 A et B).

Des marqueurs génétiques ou génomiques ont également permis d'identifier les espèces à l'échelle de l'individu en utilisant, soit les microsatellites, soit le polymorphisme mononucléotidique (SNP). Les 13 marqueurs microsatellites ont suggéré que sept ou huit groupes génétiques ou unités biologiques différents se trouvaient le long de la côte canadienne, dont quatre se trouvaient dans l'unité 1 (Valentin *et al.* 2014). Un groupe génétique unique de *S. mentella*, caractérisé par une introgression en provenance de *S. fasciatus*, a été relevé dans

les unités 1 et 2. En ce qui concerne *S. fasciatus*, les résultats suggèrent qu'il y aurait trois groupes génétiques dans l'unité 1. Le premier groupe a été détecté dans les unités 1 et 2, et était caractérisé par une introgression en provenance de *S. mentella*. Un deuxième groupe génétique a été identifié dans les unités 1 et 2, sur le plateau néo-écossais. Le troisième groupe génétique a été identifié dans le bras est du fjord de la baie de Bonne, sur la côte ouest de Terre-Neuve.

Récemment, l'utilisation de milliers de marqueurs génomiques a permis de confirmer certains groupes génétiques identifiés à l'aide de microsatellites et d'en découvrir de nouveaux (Benestan *et al.* 2020). La structure des populations de ces espèces a été réétudiée à un degré de résolution plus élevé en utilisant des marqueurs de l'ensemble du génome. Entre 2001 et 2015, un nombre total de 64 emplacements à 28 sites ont été échantillonnés dans l'océan Atlantique Nord-Ouest, parmi lesquels on a identifié le génotype de 860 individus à 24 603 SNP. La classification à l'aide du SNP et des microsatellites montre que le SNP était aussi puissant que les microsatellites au chapitre de la détection des espèces, et plus puissant que les microsatellites pour la différenciation entre les groupes génétiques, pour les deux espèces. De nouveaux marqueurs SNP ont confirmé la distinction génétique marquée entre *S. mentella* et *S. fasciatus*, ce qui est typique d'une différenciation interspécifique (Figure 3). Cette nouvelle méthode a également révélé une différenciation génétique importante entre les trois groupes génétiques de *S. mentella*. On a utilisé le terme « écotype » pour décrire ces groupes bien différenciés sur le plan génétique en raison des caractéristiques de leur habitat. Deux de ces écotypes sont *S. mentella*, zones peu profondes (points bleu pâle de la Figure 3) et *S. mentella*, zones profondes (bleu foncé), lesquels se retrouvent à des profondeurs particulières le long du talus continental de l'est du Canada entre 300 et 500 m, et à plus de 500 m, respectivement (Figure 3). Des groupes génétiques semblables ont été observés dans l'Atlantique Nord-Est (Saha *et al.* 2017). L'écotype que constitue *S. mentella*, golfe du Saint-Laurent (cyan) a été caractérisé en tant qu'unité biologique, et il s'agit du seul écotype présent dans les unités 1 et 2 (Figure 3). Tous les individus de l'écotype *S. mentella*, golfe du Saint-Laurent, présentent une composante nucléaire fixe du génome de *S. fasciatus* (18 %). Cinq populations de *S. fasciatus* ont été identifiées, et trois d'entre elles se trouvaient dans l'unité 1 (Figure 3). Les trois populations se trouvant dans l'unité 1 sont des populations introgressées, avec une proportion fixe de *S. mentella* (6 %). L'une se répand dans la partie nord de l'aire de répartition de l'espèce (violet); l'autre est une population largement répandue (rouge); la dernière est une population fréquentant la baie de Bonne (vert). Il convient de noter que la faible taille de l'échantillon et les nombres mesurés empêchent la détection de toutes les populations de *S. fasciatus* dans les unités 1 et 2. La méthode du SNP a permis de confirmer la présence d'une seule unité biologique pour *S. mentella* et d'au moins trois unités biologiques pour *S. fasciatus* dans l'unité 1.

Les résultats de la génomique des populations montrent également que l'unité 1 n'est pas isolée, sur le plan démographique, des divisions 2G et 3K de l'OPANO. Un nombre total de 33 spécimens de l'écotype de *S. mentella*, golfe du Saint-Laurent, ont été échantillonnés à l'extérieur des unités 1 et 2, aux sites d'échantillonnage de l'écotype de *S. mentella*, zones peu profondes, ce qui suggère qu'on trouverait des écotypes mixtes dans les divisions 2G à 3K de l'OPANO (Figure 3). De la même manière, la population introgressée de *S. fasciatus* détectée dans l'unité 1 était également détectée au large du nord-est de Terre-Neuve. Les répartitions des groupes génétiques des deux côtés du détroit de Belle Isle chez les deux espèces suggère qu'il existerait un flux génétique entre le golfe du Saint-Laurent et le sud de la mer du Labrador. Ce résultat met en lumière la connectivité entre les unités de gestion, laquelle est essentielle à prendre en considération pour une gestion optimale. Compte tenu de la hausse récente importante de la biomasse de *S. mentella* dans l'unité 1, ce stock pourrait gagner les zones adjacentes, ce qui souligne la nécessité de mener des études de génomique à vaste échelle, au

moins pendant l'expansion de la population, si l'on veut comprendre la variation temporelle des espèces, leurs écotypes et la répartition des populations.

DISTRIBUTION ET HABITAT

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les sébastes fréquentent les eaux froides le long des pentes des bancs et des chenaux profonds, à des profondeurs s'échelonnant entre 100 et 700 m. On observe habituellement *S. mentella* dans des eaux plus profondes que *S. fasciatus*. Dans la région du golfe du Saint-Laurent et du chenal Laurentien, *S. mentella* a tendance à être dominant dans les principaux chenaux, à des profondeurs allant de 350 à 500 m. En revanche, *S. fasciatus* domine à des profondeurs inférieures à 300 m, le long des pentes des chenaux et sur les bancs, sauf dans le secteur de l'embouchure du chenal Laurentien (cône Laurentien), où il fréquente des eaux plus profondes. Les sébastes sont des poissons démersaux. Ces espèces entreprennent des migrations verticales diurnes, quittant le fond la nuit pour suivre la migration de leurs proies. Les sébastes juvéniles se nourrissent principalement de différentes espèces de crustacés, y compris plusieurs espèces de crevettes. Le régime alimentaire des sébastes adultes est plus diversifié et comprend des poissons. La migration verticale semble constituer une stratégie d'alimentation au cours de laquelle les sébastes suivent la migration de leurs proies, comme le krill.

CROISSANCE ET REPRODUCTION

Les sébastes sont des espèces à croissance lente et à longévité élevée. En effet, ces poissons peuvent facilement atteindre 40 ans et dépasser 75 ans; ils mesurent alors environ 42 cm. En moyenne, les sébastes prennent de sept à huit ans pour atteindre la taille réglementaire minimale de capture (qui est actuellement de 22 cm). La croissance de *S. mentella* est plus rapide que celle de *S. fasciatus*, bien que cette différence dans les taux de croissance ne devienne évidente qu'après l'âge de 10 ans. Chez les deux espèces, les femelles grandissent plus rapidement que les mâles après leurs 10 premières années de vie. Les âges et les longueurs à 50 % de maturité sont, pour *S. mentella*, de neuf ans et 22,8 cm chez les mâles et de 10 ans et 25,4 cm chez les femelles et, pour *S. fasciatus*, de sept ans et 19,6 cm chez les mâles et de neuf ans et 24,1 cm chez les femelles (Gascon 2003).

Les sébastes sont ovovivipares, ce qui signifie que la fertilisation est interne; il en résulte que les larves sont lécithotrophes, c'est-à-dire qu'elles se nourrissent exclusivement du vitellus de l'œuf. La copulation a lieu à l'automne, fort probablement entre septembre et décembre. Les spermatozoïdes sont conservés dans un état de dormance physiologique à l'intérieur des femelles, jusqu'à la maturité des ovaires en février-mars (Hamon 1972). L'extrusion larvaire a lieu entre avril et juillet, selon les zones et selon l'espèce (Ni et Templeman 1985). La fécondité absolue des femelles varie de 3 330 à 107 000 larves par femelle et augmente en fonction de la taille de l'individu (Gascon 2003). L'accouplement et l'extrusion larvaire n'ont pas nécessairement lieu aux mêmes endroits. Dans le golfe du Saint-Laurent, *S. mentella* libère ses larves environ trois à quatre semaines plus tôt que *S. fasciatus*. Les larves se développent dans les eaux de surface, et les juvéniles migrent graduellement vers de plus grandes profondeurs au cours de leur développement. Les larves se retrouvent généralement dans la couche de surface, et leur croissance est optimale à des températures oscillant entre 4 et 11 °C. Elles effectuent des migrations verticales journalières (0 à 30 m le jour et moins de 10 m la nuit). Les juvéniles utilisent davantage des milieux plus profonds (températures allant de 5 à 10 °C), sous la couche intermédiaire froide (Gascon 2003), des milieux qui sont toutefois moins profonds que ceux fréquentés par les adultes. Les sébastes se tiennent dans la zone du détroit de Cabot en hiver, et reviennent vers le golfe du Saint-Laurent au printemps. Cette migration à l'extérieur du

golfe du Saint-Laurent peut débuter dès le mois de novembre (Atkinson et Power 1991; Morin *et al.* 1994; Power 2003).

RECRUTEMENT

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, les sébastes se caractérisent par l'importante variabilité de leur recrutement. Par exemple, les principales cohortes abondantes se trouvant dans l'unité 1 sont nées en 1946, 1956-1958, 1970, 1980, 1985, 1988, 2003 et 2011-2013. En revanche, les classes d'âge de 1985, 1988 et 2003, qui étaient très abondantes aux âges 2 et 4 selon les données dérivées du relevé de recherche, n'ont pas été par la suite détectées et n'ont jamais contribué de façon importante à la pêche (Senay *et al.* 2019; Licandeo *et al.* 2019). On a émis l'hypothèse selon laquelle ces poissons étaient revenus vers les Grands Bancs, car, d'après les microsattellites, ils affichaient la signature génétique de cette population, bien que cette population n'ait pas été identifiée comme étant distincte à l'aide du SNP. Les courants océaniques et les tendances relatives à l'abondance spatiale et temporelle selon l'âge indiquent que *S. fasciatus* pourrait utiliser la région du golfe du Saint-Laurent comme zone d'alevinage.

Sur le bonnet Flamand (une zone profonde d'environ 140 m dans la division 3M de l'OPANO), les larves de sébastes se nourrissaient principalement de copépodes aux stades immatures, *Calanus finmarchicus* (Runge et de Lafontaine 1996). La croissance était plus rapide, et la métamorphose avait lieu plus précocement en 1980, année où l'on observait une concordance étroite entre l'extrusion larvaire chez les sébastes et la fraie de *C. finmarchicus*, par comparaison avec 1981, où la fraie de *C. finmarchicus* avait eu lieu sept semaines plus tôt (Anderson 1994). Ainsi, la production d'une classe d'âge abondante pourrait dépendre d'une co-occurrence étroite entre le prédateur et sa proie. D'autres facteurs susceptibles d'avoir une incidence sur la survie pendant la phase pélagique sont mal connus. Par exemple, la présence de classes d'âges abondantes de sébastes pourrait coïncider avec des conditions climatiques particulières, qui pourraient toucher non seulement les conditions physiques du milieu dans lequel les larves sont extrudées, mais aussi la quantité et la qualité de leurs proies de prédilection.

Les analyses génétiques réalisées sur la cohorte abondante de 2011 ont indiqué que 91 % de ces poissons appartenaient à l'espèce *S. mentella*, au sein de la population adulte fréquentant les unités 1 et 2. Cette information suggère que ces sébastes demeureront dans le secteur et pourraient favoriser le rétablissement de *S. mentella* dans l'unité 1. L'abondance des sébastes juvéniles des cohortes de 2011 à 2013 a augmenté de façon spectaculaire. Ces cohortes sont les plus abondantes jamais observées dans le relevé de recherche mené dans l'unité 1.

ÉCOSYSTÈME

Pêches et Océans Canada évalue chaque année les conditions océanographiques physiques qui prévalent dans le golfe du Saint-Laurent grâce au Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA). Les conditions rencontrées dans le nord du golfe entre 2011 et 2018 étaient généralement plus chaudes que les moyennes historiques, en particulier pour les températures de surface et des eaux profondes. Dans l'ensemble, les températures à 250 m et à 300 m de profondeur ont atteint des sommets depuis le début de la série en 1915. La zone du fond recouverte par des eaux dont la température est supérieure à 6 °C a affiché des températures élevées en 2018 dans le chenal d'Anticosti, dans le chenal d'Esquiman et dans le centre du golfe du Saint-Laurent, et ces températures ont augmenté de façon marquée dans le nord-ouest du golfe pour atteindre un sommet record (Galbraith *et al.* 2019).

L'écosystème du golfe du Saint-Laurent est composé d'une communauté de poissons diversifiée dont l'abondance varie dans le temps et dans l'espace. Par exemple, les différents

stocks de harengs (*Clupea harengus*) sont en déclin (MPO 2017; MPO 2018a) et le stock de maquereau (*Scomber scombrus*) affiche un niveau historiquement bas (MPO 2018b). En ce qui concerne le stock de flétan du Groenland (4RST), on a enregistré une diminution en 2018 (MPO 2018c) tandis que, en ce qui concerne le stock de flétan atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*, 4RST), les indicateurs affichent les valeurs les plus élevées de la série chronologique historique (MPO 2019a). Le stock de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent (4T) affiche une abondance très faible et fait l'objet d'un moratoire de la pêche depuis 2009 (MPO 2019b), tandis que le stock de morue franche du nGSL (3Pn, 4RS) est également bas et décline depuis 2016 (Brassard *et al.* 2020). Le stock de crevette nordique (*Pandalus borealis*) qui fréquente l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent a été dans la zone saine durant plusieurs années, mais décline depuis 2010 (MPO 2018d).

FERMETURES DE LA PÊCHE

Les sébastes (*S. mentella* et *S. fasciatus*) sont gérés selon deux unités de gestion différentes (unité 1 – divisions 4RST et, de janvier à mai, sous-divisions 4Vn3PN de l'OPANO; unité 2 – sous-divisions 3Ps4VsW et, de juin à décembre, sous-divisions 4Vn3Pn de l'OPANO, Figure 1A et B). Les sous-divisions 4Vn et 3Pn de l'OPANO sont considérées comme faisant partie de l'unité 1 de janvier à mai, et de l'unité 2 de juin à décembre. Chaque année, dans l'unité 1, il existe une fermeture pendant la période de copulation, soit du 1^{er} novembre au 31 mars, et une fermeture pendant la période d'extrusion larvaire, soit du 1^{er} avril au 15 juin, pour protéger la reproduction et favoriser le rétablissement des sébastes. Dans l'unité 2, il existe une fermeture pendant la période de la fraie, soit du 1^{er} avril au 30 juin, et une fermeture pendant la période de mélange dans les sous-divisions 4Vn et 3Pn, soit du 1^{er} octobre au 30 juin (ces sous-divisions faisant partie de l'unité 1 entre le 1^{er} janvier et le 30 mai, Figure 2).

Une augmentation importante de la biomasse des sébastes s'est produite, notamment de *S. mentella*, après le recrutement des cohortes de 2011 à 2013. Par conséquent, il n'est pas connu à l'heure actuelle si le changement de gestion saisonnière dans les sous-divisions 3Pn et 4Vn et les fermetures pendant les périodes de copulation et de fraie demeurent nécessaires pour protéger les déplacements et la reproduction des sébastes, afin de favoriser le rétablissement des espèces. Compte tenu de l'augmentation importante de la biomasse des sébastes, la présente section vise à mettre en lumière l'information connue à l'heure actuelle sur les déplacements et la reproduction de ces poissons, ainsi que l'information nécessaire pour appuyer le bien-fondé des fermetures pour des raisons de conservation actuelles.

CONNAISSANCES ACTUELLES SUR LES DÉPLACEMENTS ET LA REPRODUCTION DES SÉBASTES

On dispose de certaines évidences selon lesquelles les sébastes de l'unité 1 se déplaceraient depuis le golfe du Saint-Laurent jusqu'aux eaux profondes du détroit de Cabot pour hiverner (Figure 1). Ces déplacements sont appuyés par les analyses des données dérivées du relevé hivernal mené de 1978 à 1993 dans les divisions 3P4RST de l'OPANO, lesquelles indiquent que les sébastes adultes étaient davantage concentrés dans la zone du détroit de Cabot en janvier et en février, et que ces concentrations se chevauchaient avec les limites des sous-divisions 3Pn et 3Ps de l'OPANO (Morin *et al.* 1994). Les petits sébastes ne semblent pas se déplacer aussi loin au sud que les poissons plus gros. En moyenne, durant la période s'échelonnant entre 1981 et 1990, le mélange des sébastes provenant du golfe du Saint-Laurent (4RST) avec ceux des sous-divisions 3Pn4Vn de l'OPANO se produisait principalement pendant la période allant de janvier à mai. En juin, il semble que les sébastes reviennent dans le golfe du Saint-Laurent (Atkinson et Power 1991). Les emplacements des prises commerciales en hiver entre 1990 et 1993 corroborent ces déplacements des sébastes.

En mai, la pêche est pratiquée plus au nord dans le golfe du Saint-Laurent et sur le côté ouest du chenal Laurentien (limites des sous-divisions 4Vn et 4Vs) jusqu'au mois d'octobre (Morin *et al.* 1994). La concentration des sébastes peut être plus ou moins dense d'une année à l'autre (Atkinson 1984).

On ne connaît pas, à l'heure actuelle, les raisons de ce comportement. Certaines des hypothèses actuelles permettant d'expliquer ces déplacements concernent la température de l'eau, la disponibilité de la nourriture, la couverture de glace, et des paramètres liés à l'accouplement. Cependant, il est peu probable que les sébastes aient besoin de migrer pour éviter des températures froides, car la température demeure constante tout au long de l'année dans la fourchette de profondeurs typiques où l'on trouve ces poissons (Atkinson 1984). La disponibilité de la nourriture est une possibilité, notamment car les sébastes migrent verticalement vers des eaux moins profondes sur une base diurne, probablement pour se nourrir d'euphausiacés et de poissons-lanternes. Un déplacement semblable observé chez la morue franche a été attribué à l'évitement de la couverture de glace, qui pourrait être reliée à la disponibilité de la lumière au fond ou dans la colonne d'eau (Fréchet 1990). Il est aussi plausible que la migration hivernale ait lieu en réaction à des stimuli endocriniens menant ultimement à la fraie, comme cela a été observé chez la morue franche (Comeau *et al.* 2002). Certains auteurs affirment que ces déplacements correspondent directement à une migration en vue de la fraie, car les femelles portent les larves prêtes à être extrudées pendant les mois d'hiver (St-Pierre et de Lafontaine 1995). D'autres mentionnent que ces regroupements ne semblent pas être associés à la copulation, car celle-ci a lieu en octobre ou novembre, avant l'achèvement du déplacement vers le sud (Atkinson et Power 1991). Atkinson et Power (1991) font également remarquer que les déplacements des sébastes n'étaient pas associés à l'extrusion larvaire, car les poissons commencent normalement à se répandre de nouveau dans le golfe du Saint-Laurent avant ce stade. Bien qu'on ne comprenne pas entièrement la biologie de la reproduction des sébastes fréquentant le golfe du Saint-Laurent, la copulation (le transfert de spermatozoïdes des mâles vers les femelles) a probablement lieu à la fin de l'automne ou au début de l'hiver. La fertilisation et l'embryogenèse ont lieu en hiver, et les larves éclosent à l'intérieur du corps de la femelle et sont extrudées à la fin du printemps et au début de l'été (St-Pierre et de Lafontaine 1995). Cependant, les moments de l'extrusion semblent différer chez *S. mentella* et *S. fasciatus* (Sévigny *et al.* 2000), ce qui pourrait encore compliquer l'établissement d'un calendrier des fermetures dans ces secteurs.

Compte tenu de l'absence de relevé hivernal et de la pratique de la pêche commerciale toute l'année depuis le milieu des années 1990, on ne peut pas déterminer si ces profils de déplacement inférés persistent et si les fermetures hivernales sont toujours nécessaires pour favoriser le rétablissement des sébastes. Le manque de données récentes représente une source d'incertitude, et il est nécessaire de recueillir de l'information plus récente sur la répartition en hiver, en menant à bien un relevé hivernal ou en effectuant des pêches scientifiques en collaboration entre le MPO et l'industrie. Malgré le manque de données récentes sur les sébastes en hiver, d'autres outils pourraient nous aider à confirmer l'emplacement des habitats des sébastes durant leur cycle vital. En utilisant les empreintes élémentaires des otolithes comme un marqueur naturel, Campana *et al.* (2007) ont trouvé que *S. mentella* avait tendance à se déplacer à l'extérieur du golfe du Saint-Laurent en hiver, et que ce schéma était moins apparent chez *S. fasciatus*. Leurs résultats indiquent que le déplacement vers le sud-est depuis le golfe du Saint-Laurent dans la sous-division 3Pn se prolongeait jusqu'à au moins la limite de la sous-division 3Ps. Cela donne à penser que la zone de mélange pourrait être plus vaste que celle qui est actuellement définie par les unités de gestion, ce qui laisse la possibilité que les sébastes hivernant dans l'unité 1 soient pêchés dans le cadre d'un quota visant l'unité 2. Les déplacements des sébastes observés dans cette étude suggèrent que la définition de zones de gestion de vaste échelle pourrait accroître le risque de surpêche

locale de poissons qui font essentiellement partie de regroupements semi-isolés, même s'ils affichent une origine génétique commune (Campana *et al.* 2007). Une étude semblable actuellement menée devrait nous donner de nouveaux éclairages sur les déplacements des poissons une fois cette dernière terminée.

CONSIDÉRATIONS ÉCOSYSTÉMIQUES

Le golfe du Saint-Laurent et le chenal Laurentien sont des habitats importants des sébastes et de bon nombre d'autres espèces de poissons de fond, y compris le flétan du Groenland, la merluche blanche (*Urophycis tenuis*), la morue franche et le flétan atlantique. Fait notable, en hiver, l'aire de répartition des sébastes pourrait chevaucher des zones de regroupement de la morue franche dans les sous-divisions 3Pn4RS et la division 4T et de la merluche blanche de la division 4T, des espèces qui affichent toutes un épuisement des stocks. Ces deux dernières espèces sont considérées comme présentant un risque élevé de disparition. Les fermetures pendant la période de copulation dans les secteurs des sous-divisions 4Vn et 3Pn pourraient bénéficier à ces autres espèces de poissons de fond qui, autrement, pourraient être prélevées à titre de prises accessoires dans une pêche dirigée aux sébastes pendant cette période. Par exemple, on pense que la fraie hivernale du flétan du Groenland se produit entre janvier et mars dans les profondeurs du chenal Laurentien (sous-divisions 3Pn4Vn de l'OPANO, Templeman 1973; Ouellet *et al.* 2011) et, historiquement, des flétans du Groenland adultes ont été capturés en grands nombres en janvier dans cette région. Les données sur la répartition larvaire et post-larvaire du flétan du Groenland appuient également la conclusion selon laquelle la fraie se produirait à la fin de l'hiver dans le golfe du Saint-Laurent, possiblement dans une zone située dans les profondeurs du chenal Laurentien, au sud-ouest de Terre-Neuve (Ouellet *et al.* 2011). En été et au début de l'automne, la merluche blanche qui fréquente le sud du golfe du Saint-Laurent se trouve, soit dans les eaux côtières peu profondes, soit dans les eaux plus profondes le long de la pente du chenal Laurentien et dans la cuvette du Cap-Breton. En hiver, on sait que la merluche blanche se tient dans le chenal Laurentien et dans l'est du détroit de Cabot, ce qui la rend vulnérable en tant que prise accessoire (Swain *et al.* 2016). En été, la morue franche appartenant au stock du nGSL (3Pn, 4RS) se répartit dans toute la partie nord du golfe à des profondeurs allant de 50 à 200 m. En hiver, la morue franche se rassemble au sud-ouest (3Pn) et au sud (3Psad) de Terre-Neuve, à des profondeurs s'échelonnant entre 300 et 500 m (Brassard *et al.* 2020). De la même manière, le stock de morues franches du sud du golfe du Saint-Laurent (4T et 4Vn de novembre à avril) hiverne en formant des regroupements denses dans des eaux relativement chaudes le long de la pente sud du chenal Laurentien, au sud du golfe, et dans les zones voisines du détroit de Cabot (Swain *et al.* 2019). On a montré que le flétan atlantique entreprenait des migrations saisonnières depuis les aires d'alimentation estivales sur le plateau continental, vers les aires de fraie potentielles automnales et hivernales en eau profonde, le long du talus continental (Neilson *et al.* 1993; Armsworthy *et al.* 2014). Une étude de marquage réalisée par Le Bris *et al.* (2018) confirme que le flétan atlantique affiche des migrations saisonnières, se déplaçant des eaux profondes au large où il se tient en hiver vers des eaux côtières moins profondes en été.

Bien qu'on ne sache pas bien si les fermetures actuelles de la pêche sont toujours nécessaires au rétablissement des sébastes, ces fermetures semblent bénéfiques pour limiter les prises accessoires d'autres espèces de poissons de fond, y compris des poissons appartenant à des stocks épuisés. En outre, on ne s'attend pas à ce que cette période de fermeture offre des avantages pour *S. fasciatus*, qui affiche des niveaux inférieurs de biomasse par rapport à *S. mentella*, en raison des différences propres à l'espèce dans les profils de déplacement, les déplacements de *S. fasciatus* à l'extérieur du golfe du Saint-Laurent semblant plus limités que ceux de *S. mentella* (Campana *et al.* 2007). L'information disponible sur la répartition saisonnière d'autres espèces susceptibles d'être capturées dans une pêche aux sébastes doit

être mise à jour à l'aide de nouvelles données saisonnières s'il est décidé d'utiliser les fermetures saisonnières pour atténuer les prises accessoires.

PÊCHE COMMERCIALE

HISTORIQUE

L'historique de la pêche commerciale aux sébastes est décrit d'après les données tirées de la base de données du fichier informatisé sur les échanges entre les zones (ZIFF). Le TAC est établi pour un cycle de gestion. Avant 1999, le cycle de gestion des sébastes s'étendait du 1^{er} janvier au 31 décembre, et le TAC était attribué pour cette période. En 1999, le cycle de gestion s'est prolongé jusqu'au 14 mai 2000. Les cycles de gestion subséquents s'étendaient du 15 mai de l'année en cours au 14 mai de l'année suivante. La pêche aux sébastes dans le golfe du Saint-Laurent est caractérisée par trois épisodes de débarquements importants (1954-1956, 1965-1976 et 1987-1992, Tableau 2 et Figure 4). Les débarquements annuels moyens étaient de 43 000, 79 000 et 59 000 t pour chacune de ces périodes respectives. La valeur annuelle de ces débarquements la plus élevée a été observée en 1973, avec 136 101 t (Tableau 2 et Figure 4). Entre 1953 et 1990 (avant l'instauration du moratoire), les prises débarquées provenaient principalement des divisions 4RS de l'OPANO (Tableau 2 et Figure 4).

En 1995, un moratoire sur la pêche aux sébastes de l'unité 1 a été instauré en raison de la faible abondance du stock et d'un recrutement insuffisant. Entre 1995 et 1997, les débarquements de sébastes ont diminué, et les prises provenaient principalement de pêches ciblant d'autres espèces. Une pêche indicatrice a débuté en 1998, avec un TAC de 1 000 t, lequel a été augmenté à 2 000 t l'année suivante. Cette pêche indicatrice est toujours pratiquée, et a lieu entre le 15 juin et le 31 octobre. Elle est effectuée sur des sites habituels de pêche à l'aide de chaluts de fond semblables à ceux qui étaient utilisés avant le moratoire, entre les longitudes 59°O et 65°O, à des profondeurs supérieures à 182 m (100 brasses) et avec un maillage minimal de 90 mm. De 1999 jusqu'à ce jour, le TAC dans cette pêche indicatrice a été maintenu à 2 000 t par année de gestion. Entre 1999 et 2005, la plus grande partie de l'effort était concentrée dans les divisions 4RT, le long des pentes du chenal Laurentien et au nord du détroit de Cabot. Outre ces sites de pêche, des efforts ont été dirigés dans la division 4S du chenal Laurentien. Depuis 2006, la plus grande partie de l'effort consenti dans le cadre de la pêche indicatrice était concentrée sur la division 4T, sauf en 2019 où les débarquements de prises provenant de la division 4R ont été les plus élevés (Tableau 2 et Figure 4). Les TAC dans l'unité 1 ne sont pas pleinement exploités. En moyenne, depuis 2010, 500 t de sébastes sont capturées chaque année (Tableau 2).

À la suite de l'évaluation de la stratégie de gestion (MPO 2018e; Licandeo *et al.* 2019), de l'évaluation des stocks de 2018 et des recommandations du comité consultatif, une pêche expérimentale a été établie, avec un TAC supplémentaire de 2 500 t en 2018-2019 et de 3 950 t en 2019-2020, lequel peut être exploité toute l'année. Les objectifs de la pêche expérimentale sont de cibler *S. mentella*, qui est actuellement plus abondant que *S. fasciatus*, d'étudier des moyens de limiter les prises accessoires d'autres espèces et la récolte de sébastes de taille non réglementaire, et de mieux comprendre la distribution spatio-temporelle des sébastes et des espèces capturées accidentellement. Le quota supplémentaire établi pour la pêche expérimentale s'est traduit par une petite augmentation des débarquements, avec 748 et 592 t débarquées en 2018 et en 2019, respectivement (Tableau 2 et Figure 4).

Traditionnellement, les débarquements de sébastes ont eu lieu toute l'année (Figure 5). Entre 1985 et 1992, on a enregistré une augmentation du pourcentage de débarquements ayant lieu en hiver (de janvier à mars) qui est passé de moins de 5 % en 1985 à 25 % en 1992 (Figure 5).

Ces débarquements concernaient principalement des prises effectuées dans la sous-division 3Pn et la division 4R de l'OPANO. Depuis l'instauration du moratoire, la plus grande partie des sébastes est capturée en été durant la pêche indicatrice, qui est ouverte du 15 juin au 31 octobre. De faibles quantités de sébastes ont également été capturées en dehors de la saison de la pêche indicatrice, comme prises accessoires ou dans le cadre de la pêche expérimentale. Bien que la pêche expérimentale ait permis la pratique de la pêche toute l'année, depuis l'instauration du moratoire, la plupart des débarquements ont eu lieu entre mai et juillet.

Entre 1985 et 1994, les sébastes étaient principalement capturés à l'aide de chaluts de fond et de chaluts pélagiques (Figure 6). Plusieurs navires utilisaient le chalut pélagique Diamond à six faces en nylon tressé équipé de panneaux pélagiques Suberkrüb. Depuis l'instauration du moratoire en 1995, la flotte utilisant les chaluts pélagiques n'est plus présente dans le golfe du Saint-Laurent et ne participe donc pas à la pêche indicatrice. Entre 1998 et 2006, la plus grande partie des débarquements concernaient des prises effectuées au chalut de fond et, depuis 2007, on note une forte augmentation de la proportion des prises par la senne écossaise (Figure 6). Ces deux engins sont dotés d'un maillage minimal de 90 mm. En 2018, certains projets de recherche ont vu le jour et visaient à réintroduire le chalut pélagique dans la pêche aux sébastes de l'unité 1. Cet engin est considéré comme peu invasif pour l'habitat benthique, puisqu'il n'y a pas ou que peu de contact avec le fond marin dans le cadre d'une pratique normale. Depuis 2018, moins de 5 % des débarquements concernent des prises effectuées au chalut pélagique.

Entre 1985 et 1994, environ 80 % des prises étaient effectuées par de grands navires mesurant plus de 100 pieds de longueur (Figure 7). Après l'instauration du moratoire, des navires mesurant entre 65 et 100 pieds ont été associés avec la plus grande partie des débarquements. Durant cette période, les navires de moins de 65 pieds ont fait leur apparition dans l'unité 1.

FRÉQUENCE DE LONGUEUR

Les fréquences de longueur des prises commerciales ont été quantifiées en combinant les données des observateurs en mer et des échantillonneurs à quai (Figure 8). Entre 2010 et 2019, on a combiné les données des observateurs en mer et des échantillonneurs à quai d'après les débarquements totaux de tous les voyages de pêche échantillonnés par chaque programme. On a estimé les fréquences de longueur représentatives de la pêche indicatrice en n'utilisant que les données des observateurs en mer et en sélectionnant des voyages comparables à ceux effectués dans le cadre de cette pêche (chalut de fond, entre juin et octobre, inclusivement, Figure 9). Le rejet des petits sébastes est illégal et n'est pas attendu pendant les voyages couverts par les observateurs en mer. Cependant, si des rejets sont effectués durant des voyages non échantillonnés par des observateurs en mer, les fréquences de longueur obtenues dans le cadre du programme d'échantillonnage à quai pourraient sous-représenter les prises de petits poissons.

Entre 1981 et 1987, les fréquences de longueur des prises commerciales dans l'unité 1 indiquaient que les prises étaient principalement composées de sébastes nés au début des années 1970. Entre 1988 et 2008, les prises étaient surtout composées de sébastes nés au début des années 1980 (Figure 8). Entre 1999 et 2016, la plus grande partie des sébastes capturés étaient de taille supérieure à 30 cm. Les sébastes de taille supérieure à 30 cm étaient moins fréquemment représentés entre 2017 et 2019 (Figures 8 et 9). Depuis 1999, les fréquences de longueur des prises commerciales ont été plus difficiles à établir en raison de la chute significative des débarquements (en particulier depuis 2006). En conséquence, moins de sébastes ont été mesurés par les observateurs en mer et par l'intermédiaire des programmes d'échantillonnage à quai.

CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT (CPUE)

L'information obtenue grâce aux journaux de bord tenus par les pêcheurs, les observateurs en mer et les échantillonneurs à quai comprend des données sur les débarquements, l'effort de pêche, les prises accessoires et les fréquences de longueur des prises de sébastes. Étant donné le faible taux de participation en 2007, les données ont été exclues. Les taux de prises dans la pêche commerciale (avant l'instauration du moratoire) et les taux de prises dans la pêche indicatrice ont été normalisés à l'aide d'un modèle multiplicatif (Gavaris 1980) permettant de produire un indice représentant le rendement de la pêche avant et après l'instauration du moratoire. Les activités retenues dans le cadre de cette analyse sont celles réalisées au chalut de fond entre mai et octobre. Cette normalisation tient compte des effets des années, de la saison de pêche (mois), des divisions de l'OPANO, des régions (Golfe, Québec, Maritimes et Terre-Neuve-et-Labrador) et de la taille des bateaux. Tous ces facteurs sont pris en considération dans le modèle, ce qui rend les CPUE comparables entre les années. Cet indice montre des CPUE élevées avant l'instauration du moratoire, puis une diminution marquée en 1994 (Figure 10). Entre 1999 et 2007, les CPUE étaient inférieures à la moyenne de la série chronologique (1981-2019), ou près de cette dernière. Les CPUE normalisées ont commencé à augmenter en 2018, avec une estimation pour 2019 qui était 6,7 fois supérieure à celle enregistrée en 2017 (Figure 10). Cette hausse des CPUE était causée par une augmentation des prises entre 2017 et 2019 et une diminution de l'effort entre 2015 et 2019 (Figure 11).

PRISES ACCESSOIRES

Les prises accessoires d'autres espèces sont fréquentes, bien que la pêche commerciale vise à optimiser la capture de l'espèce ciblée. Nous avons combiné deux sources de données pour produire un portrait global des prises accessoires : les données ZIFF et les données des observateurs en mer. Les données ZIFF nous ont offert de l'information complète sur les débarquements totaux déclarés. Le programme des observateurs en mer couvre un certain pourcentage des voyages de pêche. Cependant, ce programme est la seule source de données sur les rejets en mer. En outre, ce programme fournit de l'information sur la longueur des poissons capturés, et les données sont associées à des activités de pêche particulières, soit à un trait de chalut ou la levée d'un engin fixe.

Les données du programme de vérification à quai enregistrées dans les données ZIFF indiquent que 93 % des prises déclarées de sébastes entre 2000 et 2019 venaient d'une pêche dirigée aux sébastes pratiquée dans l'unité 1 (pêche indicatrice et pêche expérimentale combinées). Les pêches dirigées au flétan du Groenland et à la morue franche représentaient en moyenne 3 et 2 % des débarquements de sébastes, respectivement (Figure 12). Des espèces autres que des sébastes ont représenté en moyenne 9 % des débarquements dans le cadre de la pêche dirigée aux sébastes depuis l'an 2000 (Figure 13). Les prises accessoires les plus courantes étaient le flétan du Groenland, la merluche blanche, le flétan atlantique et la morue franche (Figure 14).

Les sébastes juvéniles étaient souvent capturés en tant que prises accessoires et rejetés dans le cadre de la pêche à la crevette nordique dans le nGSL. Les sébastes rejetés sont souvent morts en raison de la décompression. Parmi les mesures de gestion de la pêche figure la couverture obligatoire à 5 % par les observateurs en mer. La quantité, l'emplacement des prises et les fréquences de longueur des sébastes capturés dans le cadre de la pêche à la crevette nordique ont été estimés pour la période allant de 2000 à 2019 (voir les méthodes dans Savard *et al.* (2013) et dans Bourdages et Marquis (2019)). Le rapport entre la quantité de sébastes capturés en tant que prises accessoires et la biomasse minimale chalutable de sébastes de taille inférieure à 20 cm dérivée du relevé de recherche sert à estimer le taux d'exploitation des poissons de ces longueurs (pour davantage de détails, voir la section intitulée Relevé de

recherche du MPO). En 2013, la quantité de sébastes capturés dans le cadre de la pêche à la crevette nordique a augmenté de façon marquée, et a continué d'augmenter jusqu'en 2016 (Figure 15). Les quantités ont depuis diminué, tandis que les longueurs des sébastes entre 2011 et 2013 ont augmenté, leur permettant d'éviter d'être pris au piège dans l'engin grâce à la grille Nordmore. Entre 2000 et 2010, les prises accessoires de sébastes dans le cadre de la pêche à la crevette nordique étaient faibles et couvraient une vaste étendue spatiale (Figure 16). En 2018 et en 2019, les taux de prises accessoires étaient considérablement plus élevés et concentrés sur une zone spatiale plus petite (Figure 16). L'éventail des longueurs des sébastes capturés en tant que prises accessoires dans le cadre de la pêche à la crevette nordique était de 5 à 20 cm (Figure 17). À partir de 2013, des juvéniles appartenant aux cohortes de 2011-2013 ont commencé à être capturés. Le rapport entre la quantité de sébastes capturés en tant que prises accessoires et la biomasse minimale chalutable des sébastes de taille inférieure à 20 cm obtenue du relevé de recherche offre une estimation du taux d'exploitation maximum des poissons de ces longueurs. Le rapport n'a pas dépassé 0,6 % depuis l'an 2000 (Figure 18). Ce rapport a augmenté pour s'établir au-dessus de la moyenne de la série chronologique en 2013, et s'est maintenu sous la moyenne depuis 2015, probablement parce que les cohortes de sébastes de 2011 à 2013 ont une taille suffisante maintenant pour que les poissons puissent s'échapper des engins par la grille Nordmore.

Afin de relever les facteurs potentiels des taux de prises accessoires dans la pêche dirigée aux sébastes, on a testé l'incidence de l'engin, de la profondeur, de la saison et de la zone géographique sur les sébastes, ainsi que les CPUE des espèces les plus communément capturées accidentellement (c.-à-d. flétan du Groenland, flétan atlantique, morue franche et merluche blanche). On a utilisé, en tant qu'unité géographique, les secteurs définis par le MPO dans les régions du Québec et du Golfe pour l'application de l'approche écosystémique (Figure 19). Pour ce faire, nous avons utilisé les données recueillies par les observateurs en mer entre 1986 et 1990, inclusivement, lesquelles données couvrent la seule période pour laquelle on dispose de données alors que la biomasse et les débarquements de sébastes étaient relativement élevés, et alors que la pêche était pratiquée à une vaste échelle spatiale tout au long de l'année à l'aide de chaluts de fond et de chaluts pélagiques. Pour chaque espèce (ou *Sebastes* spp.), les prises dans un trait (en tonnes) ont été divisées par l'effort de pêche (en heures) pour qu'on puisse obtenir les CPUE, lesquelles correspondaient aux variables réponses. Les chaluts de fond et les chaluts pélagiques ont été mis à l'essai pour qu'on puisse déterminer l'effet de l'engin, lequel était traité comme étant un facteur. On a utilisé la profondeur de la colonne d'eau en tant que variable explicative numérique continue. On a comparé les données sur deux saisons : l'été (mai à octobre) et l'hiver (novembre à avril). La conception des zones visées par l'approche écosystémique reposait sur le Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA) (Galbraith *et al.* 2018) et sur les caractéristiques biologiques et chimiques (Blais *et al.* 2019). Dans la présente étude, nous avons utilisé trois zones visées par l'approche écosystémique : le centre, le Nord-est du golfe et le Laurentien Hermitage.

Les CPUE comportaient de nombreux zéros et faibles valeurs. En conséquence, nous avons utilisé un modèle en deux étapes (aussi connu sous le nom de méthode delta) avec, tout d'abord, un modèle linéaire généralisé binomial pour analyser les présences/absences. Cette étape permettait d'établir les probabilités de capture d'une espèce donnée. Par la suite, nous avons utilisé un modèle linéaire généralisé log-normal pour analyser les valeurs positives des CPUE et pour établir les stratégies de pêche qui optimisaient les CPUE de sébastes et réduisaient le plus possible les CPUE de prises accessoires. Pour chaque étape, un modèle complet a été exécuté, et les variables non significatives ont été supprimées, une à la fois, jusqu'à ce que seules les variables significatives soient retenues, ce qui a permis de minimiser le critère d'information d'Akaike (AIC). Les hypothèses sur lesquelles reposait le modèle ont été

évaluées, principalement en inspectant visuellement les résidus pour en vérifier la normalité, et en examinant la relation entre les résidus et les valeurs ajustées (Zuur *et al.* 2009).

La probabilité de capture de sébastes était plus élevée avec le chalut de fond, tandis que des CPUE plus importantes étaient obtenues lorsqu'on utilisait un chalut pélagique, et les CPUE les plus faibles ont été obtenues à des profondeurs supérieures et dans la zone du Laurentien Hermitage de l'approche écosystémique (Tableau 3). La probabilité de capture de flétans du Groenland était plus élevée avec le chalut de fond, à des profondeurs supérieures et pendant l'hiver, mais plus faible dans la zone du Laurentien Hermitage de l'approche écosystémique. Les CPUE de flétans du Groenland les plus élevées étaient obtenues avec le chalut de fond, à des profondeurs supérieures et pendant l'hiver. Nous n'avons pas pu tester l'effet de l'engin pour le flétan atlantique, car cette espèce n'a pas été capturée à l'aide d'un chalut pélagique. La probabilité de capture de flétans atlantique était plus faible à des profondeurs supérieures et dans la zone Nord-est du golfe de l'approche écosystémique. Des CPUE de flétans atlantique plus importantes ont été obtenues dans la zone du Laurentien Hermitage de l'approche écosystémique. La probabilité de capture de morues franches était plus élevée avec le chalut pélagique, à des profondeurs moindres, pendant l'hiver et dans la zone du Laurentien Hermitage de l'approche écosystémique, tandis que des CPUE plus importantes étaient obtenues lorsqu'on utilisait un chalut de fond, pendant l'hiver et dans la zone du Laurentien Hermitage de l'approche écosystémique. La probabilité de capture de merluches blanches était plus élevée avec un chalut pélagique, à des profondeurs supérieures, tant dans la zone du Laurentien Hermitage de l'approche écosystémique que dans celle du Nord-est du golfe, tandis que des CPUE plus importantes ont été obtenues à des profondeurs supérieures et pendant l'été pour les deux zones de l'approche écosystémique soit le Laurentien Hermitage et le Nord-est du golfe.

De façon générale, les sorties du modèle suggèrent qu'il serait possible de minimiser les taux de prises accessoires en utilisant des chaluts pélagiques et en évitant de pêcher pendant l'hiver dans la zone du Laurentien Hermitage de l'approche écosystémique; cependant, une telle stratégie de pêche pourrait ne pas être bénéfique pour la merluche blanche (Figure 20). La réduction des prises accessoires de plusieurs espèces simultanément représente assurément un défi. Cependant, ces résultats dépendent de l'état de chaque stock, lequel a changé dans tous les cas depuis la période visée par l'étude (1986-1990). Compte tenu du nombre limité de voyages de pêche observés utilisant un chalut pélagique dans le temps et dans l'espace au cours des dernières années, il n'a pas été possible de réaliser des analyses semblables pour la période actuelle, lesquelles analyses auraient pu confirmer des tendances semblables. Nous n'avons pas pu évaluer l'incidence de différents types de chaluts entrant dans les catégories du chalut de fond et du chalut pélagique. En outre, comme l'abondance des différentes espèces capturées accidentellement a changé depuis 1990, ce résultat ne doit être interprété qu'à titre indicatif, pour la mise en place de mesures d'atténuation potentielles. Ces conclusions devraient être validées à l'aide de données plus récentes, dès que celles-ci seront disponibles.

Entre 1999 et 2019, 1 731 traits échantillonnés dans le cadre du programme des observateurs en mer ont été retenus dans le cadre des mesures de gestion de la pêche indicatrice (de juin à octobre dans les divisions 4RST, Figure 21). Les espèces capturées accidentellement le plus fréquemment étaient le flétan du Groenland (capturé dans 72 % des activités de pêche dirigée aux sébastes), la merluche blanche (58 %), la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*, 41 %) et la morue franche (37 %, Tableau 4). Entre 85 et 100 % des prises de ces espèces ont été débarquées. Pour chaque espèce capturée accidentellement, les prises représentaient moins de 5 % des prises de sébastes (Tableau 4).

La distribution spatiale des prises de sébastes et des taux de prises accessoires d'autres espèces dans la pêche dirigée aux sébastes entre 1999 et 2019 a été cartographiée,

notamment pour qu'on puisse relever les emplacements à éviter si l'on veut réduire le plus possible les prises accessoires dans le cadre de la pêche dirigée aux sébastes (Figure 22). Par exemple, à l'ouest du 64^e méridien, les taux de prises de flétans du Groenland et de flétans atlantique étaient élevés, tandis que les taux de prises de sébastes figuraient parmi les plus faibles. Certaines profondeurs peuvent également être préconisées si l'on veut cibler ou éviter certaines espèces. Par exemple, la merluche blanche et la morue franche sont capturées à des profondeurs moindres que les sébastes (Figure 23 et Tableau 5). Les observateurs en mer mesurent également la longueur des poissons capturés dans le cadre de la pêche dirigée aux sébastes. Entre 1999 et 2019, les sébastes mesuraient entre 15 et 50 cm (mode = 32 cm), les flétans du Groenland, entre 25 et 65 cm (mode = 40 cm), les merluches blanches, entre 25 et 75 cm, les morues franches, entre 25 et 80 cm (mode = 45 cm) et les flétans atlantique, entre 15 et 165 cm (Figure 24).

EXPÉRIENCES RÉCENTES SUR LA SÉLECTIVITÉ DES CHALUTS

En juillet 2019, l'Université Memorial a mené une expérience avec des culs de chalut couverts dans l'unité 1 pour comparer la composition en longueurs des prises conservées qui avaient été capturées avec des culs de chalut en maille en forme de losange classique, avec une ouverture en maille de 90 mm. Ces captures ont été comparées avec la composition en longueur des prises capturées avec trois différents culs de chalut T90 avec des tailles de maille de 90, 100 et 110 mm. Un cul de chalut en mailles T90 fait tourner la maille à 90° dans la direction du trait, et il a été démontré qu'il permettait de réduire la prise de petits poissons de fond (Madsen *et al.* 2012; Bayse *et al.* 2016). Les résultats, qui reposent sur des traits courts (moins de 20 minutes), ont montré que les culs de chalut classiques n'étaient pas sélectifs en ce qui concerne les tailles, puisqu'ils permettaient de capturer plus de 97 % des sébastes de toutes les classes de longueur disponibles (Cheng *et al.* 2020). Par comparaison avec les culs de chalut classiques, les culs de chalut T90 (mailles de 90 et de 100 mm) permettaient de retenir 30 % de moins de sébastes de taille non réglementaire (< 22 cm), tout en limitant les réductions de sébastes de taille réglementaire à 16 %. Le cul de chalut T90 avec maille de 110 mm permettait de retenir 50 % de moins de poissons de taille non réglementaire et 40 % de moins de sébastes de longueur supérieure à 22 cm. Ainsi, le cul de chalut T90 pourrait permettre de réduire la rétention des petits sébastes. Cependant, selon les utilisateurs commerciaux du cul de chalut T90 et les résultats préliminaires, il y aurait une hausse significative du nombre de sébastes qui étaient coincés dans les mailles (maillage). Bien que le nombre de poissons soit faible, il pourrait augmenter avec la pratique d'une pêche commerciale avec des traits plus longs (> 2 heures). En outre, la survie des sébastes qui passent au travers des mailles en profondeur n'est pas connue, et ce phénomène pourrait entraîner une certaine mortalité qui n'est pas prise en considération. En revanche, la mortalité avec l'utilisation du cul de chalut classique est en très grande partie prise en considération dans les données sur les débarquements. Dans les deux cas, la mortalité des petits sébastes pourrait être gérée en mettant en place des protocoles comme des maximums de prises et des fermetures spatiales temporaires permettant d'éviter les prises une fois que des niveaux inacceptables ont été enregistrés.

RELEVÉ DE RECHERCHE DU MPO

Depuis 1984, le MPO effectue un relevé de recherche écosystémique au chalut de fond (poissons de fond et crevette) dans le nGSL. Le relevé couvre les eaux du chenal Laurentien et au nord de celui-ci, de l'estuaire maritime à l'ouest jusqu'au détroit de Belle Isle et au détroit de Cabot à l'est, particulièrement dans les divisions 4RS et dans la partie septentrionale de la division 4T de l'OPANO (Bourdages *et al.* 2020, Figure 25). Au fil des ans, différents navires et engins de pêche ont été utilisés. Entre 1984 et 1990, le relevé de recherche était mené à bord du *Lady Hammond* en utilisant un chalut de fond Western IIA. Entre 1990 et 2005, le navire de la garde côtière canadienne (NGCC) *Alfred Needler* et un chalut URI 81'/114' étaient utilisés. Depuis 2004, on utilise le NGCC *Teleost*, équipé d'un chalut de fond Campelen 1800. Des expériences de pêche comparatives ont été menées en 1990 et en 2004-2005 (Bourdages *et al.* 2007) pour établir les facteurs de conversion requis si l'on veut maintenir la continuité de la série chronologique, offrant ainsi une série d'indices normalisés de l'abondance et de la biomasse des sébastes entre 1984 et 2019. Ce relevé du MPO dans le nGSL repose sur une conception d'échantillonnage aléatoire stratifié. Depuis 2008, la zone à l'étude est divisée en 56 strates (Figure 25), dont 52 sont habituellement échantillonnées chaque année. Les strates sont définies d'après la profondeur, les divisions de l'OPANO et le type de substrat. Aux fins de ce relevé, une allocation initiale annuelle de 200 stations de chalutage est prévue, proportionnellement avec la superficie des strates, avec un minimum de deux stations par strate. Les positions des stations sont déterminées au hasard au sein de chaque strate. À chaque station, les prises sont triées et pondérées en fonction du taxon, et des données biologiques sont recueillies au cours d'un sous-échantillonnage. En ce qui concerne les sébastes, les caractéristiques suivantes sont enregistrées ou collectées : la longueur, le sexe, le dénombrement des RMNA, la composition du contenu stomacal, les otolithes et des échantillons de tissus. La zone à l'étude utilisée pour calculer les indices des sébastes, qui englobe les 52 strates faisant l'objet du relevé chaque année, s'étend sur 116 115 km².

Certaines années, un certain nombre de strates n'ont pas été échantillonnées à l'aide d'au moins deux stations réussies. On a utilisé un modèle multiplicatif pour estimer les taux de prises, en nombre et en masse, à l'aide de données de l'année en cours et des trois années précédentes. Une description détaillée de la pêche et du protocole d'échantillonnage, ainsi que les méthodes de calcul, sont présentées dans le document de Bourdages *et al.* (2020).

En 2019, 128 stations de pêche ont été couvertes avec succès, dont 36 dans la division 4R, 59 dans la division 4S et 33 dans la division 4T de l'OPANO (Figure 26), un nombre qui est inférieur de 40 stations à celui de 2018; 2019 est l'année affichant le plus faible nombre de stations couvertes avec succès depuis 1990. La diminution du nombre de stations couvertes était due à la durée raccourcie du relevé, de 12 jours. La couverture de la zone à l'étude en était donc compromise. Dix-sept strates n'ont pas été échantillonnées avec un minimum de deux stations. Ces strates partiellement ou entièrement non couvertes se trouvent principalement au large de la partie méridionale de la côte ouest de Terre-Neuve, dans le chenal Laurentien et dans le détroit de Belle Isle (Bourdages *et al.* 2020).

Les résultats sont présentés par espèce, *S. mentella* et *S. fasciatus*, pour les individus matures et immatures, ou pour différentes classes de longueur.

DÉTERMINATION DE LA MATURITÉ

Les relations concernant la longueur à maturité ont été présentées par Gascon (2003), d'après des données sur 434 individus de l'unité 1 et 983 de l'unité 2 recueillies entre 1996 et 1999. L'espèce, l'âge, le stade de maturité et la longueur ont été enregistrés. Dans le document de Gascon (2003), l'identification des espèces reposait sur le dénombrement des RMNA, la

*MDH-A**, et le point de passage du MEVN. La proportion de poissons au stade de maturité comme fonction de la longueur est modélisée à l'aide d'une courbe logistique. En ce qui concerne les femelles matures des deux espèces, la plus faible longueur à maturité se situait autour de 23 à 24 cm. En général, les mâles atteignent la maturité sexuelle un à deux ans avant les femelles. Les âges et les longueurs à 50 % de maturité sont, pour *S. mentella*, de neuf ans et 22,8 cm chez les mâles et de 10 ans et 25,4 cm chez les femelles et, pour *S. fasciatus*, de sept ans et 19,6 cm chez les mâles et de neuf ans et 24,1 cm chez les femelles (Gascon 2003).

Pendant le relevé du MPO, un échantillon d'individus sont mesurés, sexés, et l'identification de l'espèce repose sur le nombre de rayons mous de la nageoire anale. La proportion des individus matures par espèce et par sexe est déterminée à partir de l'échantillon et extrapolée à la totalité de la capture.

L'estimation de la proportion des individus matures repose sur l'équation logistique suivante :

$$\text{Proportion d'individus matures} = (e^{a+b*L}) / (1 + e^{a+b*L})$$

Les constantes sont :

<i>S. fasciatus</i>	Femelle	$a = -10,605$	$b = 0,441$	$L50 = 24,1$
<i>S. fasciatus</i>	Mâle	$a = -10,687$	$b = 0,545$	$L50 = 19,6$
<i>S. mentella</i>	Femelle	$a = -9,555$	$b = 0,377$	$L50 = 25,4$
<i>S. mentella</i>	Mâle	$a = -7,521$	$b = 0,330$	$L50 = 22,8$

Ces équations permettent de déterminer la fraction du stock qui est mature en fonction de la longueur des individus qui le composent.

Les données utilisées pour estimer les paramètres de ces équations remontent aux années 1990. L'une des faiblesses de ces relations est qu'elles prédisent des proportions non nulles significatives d'individus matures à des petites longueurs, pour lesquelles aucun individu mature n'a été observé (Figure 27). En 2018, un projet a été lancé pour mettre à jour la courbe des fréquences cumulées à maturité d'après des analyses histologiques, et pour créer un diagramme visuel des stades de maturité; cependant, les conclusions de ce projet n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction du présent document.

INDICES DU RELEVÉ ET FRÉQUENCES DE LONGUEUR

Les indices de la biomasse dérivés du relevé pour *S. mentella* et *S. fasciatus* ont fortement décliné à partir de la fin des années 1980 jusqu'en 1994 (Figure 28). Par la suite, les indices pour les petits et les grands sébastes sont demeurés faibles et stables (Figure 29 et Tableau 6). Les nouvelles cohortes (2011-2013), principalement dominées par la classe d'âge de 2011, ont commencé à apparaître dans les prises du relevé en 2013. Ces juvéniles appartenaient en très grande partie à l'espèce *S. mentella*, et portaient la signature génétique de l'éco-type du golfe du Saint-Laurent.

En 2019, la biomasse minimale totale chalutable était estimée à 4 365 000 t pour *S. mentella*, ce qui est la valeur la plus élevée jamais observée dans la série qui a débuté en 1984. La biomasse minimale totale chalutable de *S. fasciatus* était estimée à 78 000 t, ce qui suggère qu'il y aurait eu une diminution entre 2017 et 2019 à des valeurs comparables à celles enregistrées pour la période allant de 2014 à 2016 (Figure 28). Les deux espèces de sébastes représentaient 90 % de la biomasse échantillonnée pendant le relevé de 2019, comparativement aux 15 % enregistrés entre 1995 et 2012 (Figure 30). La biomasse des deux espèces combinées a augmenté de 72 % par rapport à l'estimation de 2017.

La biomasse minimale chalutable de sébastes de longueur supérieure à 22 cm a commencé à augmenter en 2017. En 2019, l'estimation était de 3 044 000 t pour *S. mentella*, ce qui

représente une hausse importante. En revanche, la biomasse minimale chalutable était estimée à 57 000 t pour *S. fasciatus*, ce qui indique une diminution par rapport à la période de 2018 à 2019. La biomasse des individus *S. mentella* de longueur supérieure à 25 cm est passée de 56 000 t en 2017 à 497 000 t en 2019, tandis que la biomasse des individus *S. fasciatus* est passée de 56 000 t en 2017 à 18 000 t en 2019 (Figure 29 et Tableau 6). À l'été 2019, la longueur modale des sébastes était de 23 cm (Figure 31), ce qui donne à penser que les deux espèces suivent leur courbe de croissance prévue.

Différentes hypothèses peuvent contribuer à expliquer la diminution de *S. fasciatus* dans les estimations de la biomasse dérivées du relevé. Étant donné l'abondance plus importante de *S. mentella*, il est possible que *S. fasciatus* se soit déplacé vers des habitats moins profonds qui ne sont pas accessibles pendant le relevé ou, encore, à l'extérieur de la zone à l'étude. Ainsi, il pourrait être plus difficile d'obtenir un échantillon aléatoire représentatif des deux espèces, ou la méthode d'identification des espèces pourrait être moins précise lorsque l'une des espèces domine. Une autre explication possible pourrait être que certains individus appartenant à *S. mentella* auraient été identifiés comme appartenant à *S. fasciatus* au cours des années précédentes.

En 2010, le COSEPAC a défini l'unité désignable (UD) de *S. mentella* du golfe du Saint-Laurent et du chenal Laurentien (ce qui équivaut au stock des unités 1 et 2) comme étant en voie de disparition, d'après le déclin de 98 % de l'abondance des poissons matures enregistré lors du relevé dans l'unité 1 (COSEPAC 2010). Depuis 2016, l'abondance des individus matures appartenant à l'espèce *S. mentella* dans le relevé a dépassé les niveaux observés avant le déclin, et l'abondance en 2019 était plusieurs fois supérieure à ces niveaux (Figure 32A). Une révision du statut donné par le COSEPAC à cette UD de *S. mentella* semble justifiée.

L'UD de la population de l'Atlantique de *S. fasciatus* a été désignée comme étant menacée par le COSEPAC en 2010, d'après un déclin de 99 % de l'abondance des poissons matures sur deux générations (COSEPAC 2010). On estime que *S. fasciatus*, dans les unités 1 et 2, représente la plus grande partie de l'UD, qui comprend également les poissons des plateaux du Labrador et de Terre-Neuve et du plateau néo-écossais. Les tendances relatives à l'abondance observées dans le relevé dans l'unité 1 étaient donc déterminantes dans l'établissement de la désignation. Bien que l'abondance des individus matures appartenant à *S. fasciatus* selon le relevé dans l'unité 1 ait augmenté entre 2013 et 2017, les déclins dans les estimations de 2018 et de 2019 suggère qu'il serait prématuré, pour le COSEPAC, de revoir le statut de l'UD (Figure 32B).

COMPOSITION EN ESPÈCES DE LA NOUVELLE COHORTE ET AMPLEUR

Pendant le relevé mené par le MPO dans le nGSL, de nouvelles cohortes de sébastes font l'objet d'une surveillance annuelle qui vise à déterminer la composition en espèces et l'importance du recrutement. À chaque station, lorsque cela était possible, un échantillon de sébastes juvéniles mesurant moins de 110 mm a été congelé. Cette longueur correspond aux poissons d'âge 1+ et d'âge 2+.

Un génotypage reposant sur l'utilisation de quatre microsattellites (SEB09, SEB25, SEB31 et SEB33) a été par la suite effectué, et les individus ont été attribués à l'une des deux espèces, *S. mentella* et *S. fasciatus*, en utilisant la méthode « naiveBayes » à partir de la librairie R *assignPOP* (Chen *et al.* 2018). Des *S. fasciatus* et *S. mentella* spécifiques au golfe du Saint-Laurent ont été utilisés à titre de groupes de référence. Chaque poisson a été assigné à une espèce lorsque la probabilité d'assignation était de 95 % ou plus. Si la probabilité d'appartenance à une espèce était inférieure à 95 %, les individus étaient classés comme étant indéterminés et exclus de l'analyse. Des analyses génomiques (utilisant des milliers de

marqueurs génomiques) sont requises si l'on veut identifier les écotypes de *S. mentella* et les populations de *S. fasciatus*.

Pendant le relevé mené en 2018 dans le nGSL, 830 individus appartenant aux cohortes de 2016-2017, dont les longueurs s'échelonnaient entre 60 et 113 mm, ont été prélevés à 27 stations. En raison de contraintes financières, 640 sébastes ont par la suite été sélectionnés aux fins d'analyse génétique. Un petit nombre de stations adjacentes dans l'estuaire, espacées de moins de 82 km et effectuées à des profondeurs semblables, ont été fusionnées de façon à ce qu'on obtienne un nombre minimal de 20 individus par emplacement, pour un nombre total de 15 emplacements (Tableau 7). Dans de tels cas, les caractéristiques moyennes de l'emplacement ont été calculées, à savoir la latitude, la longitude et la profondeur. Après les analyses génomiques, un nombre total de 154 individus ont été classés comme étant indéterminés, ce qui laissait 486 individus qui ont été associés à l'une ou l'autre des espèces, avec un seuil de 95 %. La taille des échantillons prélevés dans les 15 emplacements allait de 21 à 44 individus, avec une moyenne de 32,4, tandis que la profondeur allait de 136 à 346 m, avec une moyenne de 277 m. La longueur à la fourche des sébastes allait de 60 à 108 mm, avec une moyenne de 84 mm. La plupart des emplacements étaient en grande partie dominés par une espèce. La Figure 33 montre les 15 emplacements géographiques dans le golfe du Saint-Laurent, superposés par la composition en espèces, dans un diagramme à secteurs où la profondeur est indiquée. La relation entre la composition en espèces et la profondeur est également illustrée à la Figure 34. Un gradient spatial (Figure 33) et un gradient de profondeur (Figure 34) sont apparents, *S. mentella* étant principalement rencontré à l'ouest de 61°O et à des profondeurs plus importantes que *S. fasciatus*, qui était le plus souvent prélevé sur la côte ouest de Terre-Neuve à des profondeurs inférieures à 175 m. D'après les données du relevé mené par le MPO dans le nGSL, la biomasse des sébastes de taille inférieure à 11 cm enregistrée en 2018 représentait 3,7 % de la valeur maximale observée en 2013, lorsque les individus appartenant à la cohorte de 2011 ont commencé à être capturés dans le relevé (Figure 35).

DISTRIBUTION SPATIALE

La distribution spatiale des taux de captures pendant le relevé mené par le MPO dans le nGSL, illustrée sur les cartes créées à l'aide de la pondération inverse des distances, indique que, entre 1984 et 1996, les chenaux Laurentien, Esquiman et Anticosti étaient fréquentés par les deux espèces (Figures 36 à 39). Par la suite, on a assisté à une diminution substantielle de la densité des individus matures des deux espèces, particulièrement à l'ouest de l'île d'Anticosti et au nord du chenal Esquiman (Figures 37 et 39). Récemment, la densité des individus matures et immatures de l'espèce *S. mentella* a augmenté dans les chenaux Esquiman, Anticosti et Laurentien et sur la limite sud-ouest du détroit de Cabot (Figures 36 et 37). Des individus immatures appartenant à l'espèce *S. fasciatus* ont également affiché une augmentation de la densité, mais moins importante que celle observée chez *S. mentella*, et ont décliné au cours des deux dernières années.

La taille des captures et la longueur médiane des sébastes (les deux espèces combinées) entre 2017 et 2019 sont illustrées à la Figure 40. Les captures les plus importantes en tonnes ont été enregistrées dans les chenaux profonds au sud d'Anticosti et dans le chenal Esquiman. En 2017, 92 % des longueurs médianes des captures s'établissaient à moins de 22 cm, tandis qu'en 2019, 55 % des longueurs médianes étaient inférieures à 22 cm, et 44 % d'entre elles se situaient entre 22 et 25 cm.

Les distributions cumulatives stratifiées des fréquences de captures (Perry et Smith 1994) indiquaient que, entre 2015 et 2019, *S. mentella* se tenait préférentiellement à des profondeurs supérieures à 200 m, à des températures oscillant entre 5 et 7 °C et avec des niveaux inférieurs

d'oxygène dissous (Figure 41). En revanche, la plupart des individus appartenant à *S. fasciatus* étaient surtout capturés à des profondeurs moindres, entre 100 et 300 m, à des températures oscillant entre 2 et 6 °C et avec des niveaux plus élevés d'oxygène dissous (Figure 42).

RELATION ENTRE LA PROFONDEUR ET LA DISTRIBUTION DES LONGUEURS

On a calculé la biomasse des sébastes pour trois classes de longueur (0-22 cm, 22-25 cm et > 25 cm) comme fonction de la profondeur pour la période allant de 1984 à 2019. Les zones désignées « profondes » comprenaient des strates supérieures à 274 m et qui se situaient entre 59°O et 65°O de longitude (où la pêche indicatrice est autorisée, ce qui représentait donc la biomasse disponible pour la pêche), tandis que les zones désignées « peu profondes » représentaient le reste de la zone à l'étude. Au fur et à mesure que les sébastes grandissent, des individus de plus grande taille semblent se concentrer dans les zones plus profondes (Figure 43). Entre 1984 et 1994, 83 % de la biomasse correspondait à des individus de taille supérieure à 25 cm qui étaient répartis également entre les zones profondes et peu profondes. Entre 1995 et 2012, le stock affichait une faible abondance, et 50 % de la biomasse était composée d'individus de taille supérieure à 25 cm dans les zones profondes. Pendant cette période, les sébastes de taille inférieure à 22 cm correspondaient, en moyenne, à 20 % de la biomasse. En 2013, l'arrivée de nouvelles cohortes s'est traduite par une augmentation de la biomasse des sébastes de taille inférieure à 22 cm, principalement dans les zones peu profondes (jusqu'à 77 % en 2015). Le pourcentage de la biomasse composée de sébastes de taille supérieure à 22 cm et fréquentant les zones profondes accessibles à la pêche n'a cessé d'augmenter depuis 2017, atteignant environ 50 % en 2019.

RELEVÉ DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT ET RELEVÉ SENTINELLE

Le relevé du sud du golfe du Saint-Laurent est un relevé aléatoire stratifié au poisson de fond et utilisant un chalut de fond qui est mené chaque année en septembre depuis 1971 dans la division 4T (Figure 44). Pour ce relevé, le NGCC *Prince* était équipé d'un chalut Yankee 36 entre 1971 et 1985, le NGCC *Lady Hammond* utilisait un chalut Western IIA entre 1985 et 1991, et le NGCC *Alfred Needler* utilisait un chalut Western IIA entre 1992 et 2002. Les estimations stratifiées de l'abondance pour 2004 et 2005 ont été calculées en effectuant la moyenne des prises des deux navires qui se trouvaient au même site. Depuis 2004, le relevé est effectué par le NGCC *Teleost* (Savoie 2016). Pour maintenir la cohérence de la série chronologique, des expériences de pêche comparatives ont été réalisées et des facteurs de conversion ont été appliqués au besoin pour tenir compte de l'engin, du navire et/ou des changements temporels de l'échantillonnage (Nielsen 1994; Swain *et al.* 1995; Benoît et Swain 2003; Benoît 2006).

Un relevé sentinelle avec engin mobile est mené dans la sous-division 3Pn et dans les divisions 4RST chaque mois de juillet depuis 1995. Le relevé est effectué par des pêcheurs commerciaux et suit un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié basé sur la profondeur semblable à celui que mène le MPO dans le nGSL. L'engin de pêche utilisé est un chalut Star Balloon 300 monté sur un bourrelet Rockhopper. La taille des mailles du chalut est de 145 mm, avec une doublure de mailles de 40 mm dans le cul du chalut (Brassard *et al.* 2020).

Les indices relatifs de la biomasse des sébastes dérivés du relevé de recherche mené par le MPO dans le nGSL, du relevé mené dans le sud du golfe et du relevé sentinelle ont été mis à l'échelle par rapport à leurs valeurs maximales, et les tendances ont été comparées. Des tendances semblables peuvent être observées entre les relevés, la biomasse relative étant supérieure avant le milieu des années 1990 (lorsque les données étaient disponibles), avant de décliner et de s'établir à de faibles niveaux jusqu'à ce que les individus appartenant aux cohortes de 2011 à 2013 commencent à être capturés aux alentours de 2013 (Figure 45). En 2019, le relevé mené dans le sud du golfe du Saint-Laurent et le relevé sentinelle avec engin

mobile suggèrent qu'il y aurait un déclin, contrairement au relevé de recherche mené par le MPO dans le nGSL. Le relevé mené dans le sud du golfe du Saint-Laurent couvre des profondeurs moindres que celui mené dans le nGSL. En grandissant, les sébastes peuvent se déplacer vers les chenaux plus profonds du golfe du Saint-Laurent. Pendant le relevé sentinelle de 2019, plusieurs traits (16,5 %) ont duré moins de 30 minutes (correspondant au protocole standard), cette valeur étant supérieure à la moyenne enregistrée entre 2015 et 2018 (9,9 %). Pendant le relevé sentinelle, la durée des traits est mesurée à partir du démarrage du moteur du treuil et jusqu'à son arrêt; ainsi, les traits les plus brefs passent moins de temps au fond. Cette différence entre les méthodes peut avoir entraîné un biais en 2019.

En 2019, des échantillons ont été prélevés pendant le relevé, et un dénombrement des RMNA a été effectué par la région du Québec du MPO. Pendant le relevé sentinelle avec engin mobile, des techniciens de l'industrie et du MPO ainsi que des observateurs en mer ont dénombré les RMNA en mer. La composition en espèces dans le relevé du sud du golfe du Saint-Laurent montrait un profil des profondeurs semblable à celui observé pendant le relevé du nGSL, où *S. mentella* a été observé à des profondeurs plus importantes (> 225 m) que *S. fasciatus* (< 225 m, Figure 46). Cette tendance n'a pas été observée pendant le relevé sentinelle avec engin mobile (Figure 47). Des incohérences dans la manière dont les RMNA étaient comptés résultant d'un manque de formation adéquate des observateurs en mer expliquent probablement l'absence de relation entre la composition en espèces et la profondeur constatée lors du relevé sentinelle avec engin mobile. Par comparaison, lorsqu'on considère la composition en espèce comme fonction de la profondeur d'après le relevé de recherche mené par le MPO dans le nGSL en 2019, *S. fasciatus* était présent à des profondeurs moindres que *S. mentella* (Figure 48).

PROJECTION DE LA CROISSANCE

L'évaluation actuelle n'est pas fondée sur un modèle de la population, ce qui complique la projection de l'importance des classes d'âge pour les années à venir. Les indices dérivés des relevés montrent un recrutement massif composé des classes d'âge de 2011, 2012 et 2013. En conséquence, on s'attend à ce que ces classes d'âge aient de fortes répercussions sur l'abondance et la biomasse des individus matures au cours des prochaines années. Nous avons donc effectué une analyse fondée sur la croissance individuelle et ses variations, mais pas sur l'importance des classes d'âge, afin d'indiquer le moment où ces classes d'âge pourraient être recrutées à la pêche et où elles pourraient devenir utiles pour la pêche.

Nous avons élaboré une courbe de croissance de von Bertalanffy pour *S. mentella*, bien qu'on s'attende à des caractéristiques de croissance semblables pour *S. fasciatus*. Les principaux paramètres de croissance ont été estimés à partir d'estimations modales de la longueur pour la cohorte de 1980 dans l'unité 1, et nous les avons soumis à une contrainte de longueur maximale ($L_{\text{infinité}}$) de 42 cm (Figure 49). L'incertitude entourant la longueur selon l'âge a été considérée en incorporant l'information sur la croissance présentée dans d'autres études et, pour mieux tenir compte de l'incertitude possible entourant les trajectoires de croissance, on a utilisé un éventail de différentes courbes. Ces courbes reflètent les ajustements libres et limités apportés à la cohorte de 1980 ainsi que les ajustements découlant d'autres études. La plupart de ces études ont été menées dans l'Atlantique Nord-Ouest. L'utilisation d'autres études visait à intégrer l'incertitude entourant la longueur selon l'âge dans un contexte plus large que l'incertitude produite par le paramétrage. Comme les cohortes évoluent peut-être de manière différente, le fait d'utiliser un coefficient de variation de la longueur selon l'âge tiré de plusieurs études, périodes et zones adjacentes, permet d'obtenir une plus vaste plage d'incertitude entourant la croissance pour les nouvelles cohortes. Par conséquent, aux fins de la présente analyse, les paramètres de la courbe de croissance ont été créés à partir des données pour ce

stock en particulier, tandis que l'incertitude entourant la longueur selon l'âge était dérivée de plusieurs études.

Le Tableau 8 montre la proportion de chaque cohorte dont on pourrait s'attendre à ce qu'elle atteigne différentes longueurs en fonction de l'âge, étant donné la courbe de croissance estimée de von Bertalanffy et un coefficient de variation de la longueur selon l'âge. À l'été 2019, la longueur modale pour les cohortes de sébastes de 2011 à 2013 s'établissait à 23 cm. Si la croissance anticipée de ces cohortes se poursuit (Figure 49), d'ici 2020, 51 % des individus composant la cohorte de 2011 (62 % de la biomasse) devraient afficher une taille supérieure à 25 cm (Tableau 8). La modélisation de la croissance repose sur l'hypothèse d'une mortalité constante en fonction de l'âge et de la longueur et, par conséquent, pourrait ne pas permettre de prédire avec exactitude les longueurs futures selon l'âge.

POINTS DE RÉFÉRENCE EMPIRIQUES

D'après l'évaluation des stratégies de gestion, il a été estimé que la biomasse des deux espèces se trouvait en dehors de la zone critique en 2017, *S. mentella* se trouvant dans la zone saine, et *S. fasciatus* se trouvant dans la zone de prudence (MPO 2018e; Licandeo *et al.* 2019). Comme l'évaluation des stratégies de gestion n'a pas été mise en œuvre en tant qu'outil de gestion, et comme les modèles opérationnels n'ont pas été examinés par des pairs en tant que modèles d'évaluation, les points de référence établis durant ce processus n'ont pas été mis en œuvre dans le cadre de l'évaluation. On a donc proposé, en 2019, des points de référence empiriques.

La biomasse qui produit le rendement maximal durable (B_{rmd}) est inconnue pour les deux espèces de sébastes. En outre, le concept de B_{rmd} pourrait ne pas s'appliquer aux espèces produisant un tel recrutement sporadique. En effet, les sébastes des unités 1 et 2 ne présentent pas une dynamique classique stock-recrutement, et le concept de surexploitation du recrutement semble difficile à appliquer. Tout au long de l'historique de ces espèces, les périodes de forte biomasse des sébastes ont été soutenues par un très petit nombre d'événements de fort recrutement. Les sébastes se sont rétablis à partir de faibles niveaux de biomasse du stock reproducteur (BSR). Cependant, il existe des niveaux de BSR à partir desquels le rétablissement deviendra peu probable ou impossible, bien que ces niveaux ne soient pas connus. En conséquence, un point de référence limite (PRL) a été estimé comme la plus petite BSR à partir de laquelle il y a eu un rétablissement ($B_{\text{rét}}$) pour *S. mentella* et, dans le cas de *S. fasciatus*, comme la BSR qui a produit un recrutement qui entraînerait vraisemblablement un rétablissement si ces recrues n'émigraient pas de l'écosystème. Pour les deux espèces, $B_{\text{rét}}$ a été estimée comme étant la moyenne géométrique de la BSR dérivée du relevé mené par le MPO dans le nGSL en 2010-2012, c'est-à-dire la BSR qui a produit les cohortes de 2011-2013. Le PRL proposé reposant sur $B_{\text{rét}}$ est déterminé d'après une période récente de faible BSR dans des conditions environnementales chaudes et apparemment favorables pour les sébastes qui ne seront peut-être pas inhabituelles à l'avenir, bien que la relation avec l'environnement soit inconnue. La valeur $B_{\text{rét}}$ a été jugée comme étant un point de départ acceptable pour le PRL pour les espèces affichant une dynamique de recrutement semblable à celle des sébastes (p. ex. les pétoncles, Smith et Hubley 2012).

Un point de référence supérieur (PRS) a été proposé et défini à partir du relevé mené par le MPO dans le nGSL lors d'une période de BSR et de débarquements relativement élevés, considérée comme une période favorable pour la pêche : 1984-1990 pour *S. mentella* et 1984-1992 pour *S. fasciatus*. Les PRS ont été estimés à 80 % de la moyenne géométrique de la BSR pendant ces périodes. Bien que ces PRS ne soient pas fondés sur des concepts de surexploitation du recrutement, ils fournissent une ligne de référence défendable pour ce qui était auparavant considéré comme étant un stock sain.

Pour *S. mentella*, le PRL et le PRS ont été estimés à 43 000 t et 265 000 t, respectivement. En 2019, la BSR de *S. mentella* a été estimée à 1 718 000 t, soit 6,5 fois supérieures au PRS, indiquant que *S. mentella* se trouve dans la zone saine de l'approche de précaution (Figure 50A). Pour *S. fasciatus*, le PRL et le PRS ont été estimés à 25 000 t et 168 000 t, respectivement. En 2019, la BSR de *S. fasciatus* a été estimée à 49 000 t, ce qui est deux fois supérieur au PRL et représente un tiers du PRS, indiquant que *S. fasciatus* se trouve actuellement dans la zone de prudence de l'approche de précaution (Figure 50B).

Le relevé de l'unité 2 n'a pas été utilisé pour définir ces points de référence. Il n'a débuté qu'en 2000, longtemps après la période cible utilisée pour définir les PRS. Les points de référence proposés devront être révisés à court terme, une fois que l'on disposera de nouvelles données sur le recrutement et la dynamique des espèces de sébastes dans l'unité 2.

RÉGIME ALIMENTAIRE

L'arrivée massive des cohortes de sébastes de 2011 à 2013 a de nombreuses conséquences sur l'écosystème du golfe du Saint-Laurent, dont une augmentation de la prédation et de la compétition entre plusieurs taxons. Afin de préciser les espèces soumises à cette prédation, on a quantifié le régime alimentaire des sébastes pendant le relevé mené par le MPO dans le nGSL. Chaque été depuis le début des années 1990, des estomacs ont été prélevés pendant le relevé (Bourdages *et al.* 2020). Les principales espèces étudiées au niveau des contenus stomacaux sont la morue franche, les sébastes (*Sebastes* spp.), le flétan du Groenland et le flétan atlantique. Seuls les stations réussies (bon déploiement du chalut et durée suffisante) sont prises en considération dans l'échantillonnage des estomacs. Pour une station et une espèce données, un spécimen est retenu aux fins d'échantillonnage de l'estomac lorsqu'il remplit les trois critères suivants (Ouellette-Plante *et al.* 2020) :

1. La station figure parmi les stations ciblées pour cette espèce. Par exemple, on utilise fréquemment des stations de numéros pairs et impairs pour décider quand prélever des estomacs pour une espèce donnée pendant les relevés.
2. La longueur du spécimen considéré entre dans une classe de longueur où tous les échantillons n'ont pas encore été prélevés. Les classes de longueur et le nombre d'estomacs visé pour chaque classe peuvent différer d'une espèce à l'autre, et d'une année à l'autre.
3. Le spécimen considéré ne présente pas de signes évidents de régurgitation, comme la présence de proies dans sa bouche.

Les spécimens sélectionnés mesurant environ moins de 15 cm sont congelés entiers dans des sacs en plastique individuels contenant une étiquette d'identification, tandis que les estomacs des spécimens de plus grande taille sont prélevés en mer et placés entiers dans des sacs en plastique identifiés pour optimiser l'utilisation de l'espace dans les congélateurs.

Au laboratoire, les estomacs sont décongelés juste avant leur examen. Chaque estomac est pesé, et son contenu est retiré et pesé. Le contenu stomacal est ensuite trié et identifié au niveau taxonomique le plus bas possible, puis assigné à un ou plusieurs stades de digestion avant la pesée et l'enregistrement dans un chiffrier électronique. Un taxon presque non digéré est saisi au stade 1; un taxon partiellement digéré, mais qui peut encore être identifiable à l'échelle de l'espèce au stade 2; et une proie comportant une perte de masse en raison de la digestion estimée à 50 % ou plus (y compris des traces comme des os et des otolithes de poissons), ou impossible à identifier à l'espèce en raison de la digestion, est de stade 3. La masse est enregistrée en grammes (0,001 g). Les proies intactes (stade 1) sont mesurées,

tandis que les otolithes des spécimens digérés d'espèces commerciales sont conservés afin d'estimer la longueur des proies ingérées.

Le pourcentage d'estomacs vides (*PEV*), la contribution en masse (*CM*), l'indice de remplissage partiel (*IR*), la contribution à l'indice de remplissage total (*CIR*) et la fréquence d'occurrence (*F_{occ}*) sont les cinq mesures qui ont été prises pour classer l'importance des différents taxons trouvés dans le régime alimentaire d'une espèce prédatrice. Ces mesures résultent de l'application de la méthode présentée pour le flétan du Groenland dans Bernier et Chabot (2013).

Pour un échantillon stomacal, le pourcentage d'estomacs vides est calculé comme suit :

$$PEV = \frac{N_v}{N} \cdot 100 \quad (1)$$

où N_v est le nombre d'estomacs vides et N le nombre total d'estomacs dans un échantillon. La contribution de la masse d'un taxon i dans un échantillon de N estomacs est calculée comme suit :

$$M_i = \sum_{j=1}^N M_{ij} \quad (2)$$

$$M_{tot} = \sum_{i=1}^I M_i \quad (3)$$

$$CM_i = \frac{M_i}{M_{tot}} \cdot 100 \quad (4)$$

où M_{ij} est la masse du taxon i (calculée à partir d'un nombre total de I taxons) dans l'estomac j , M_i est la masse totale de ce taxon dans N estomacs de l'échantillon et M_{tot} est la masse totale du contenu stomacal du même échantillon, toutes ces mesures étant exprimées en pourcentage. Comme le soulignent Bernier et Chabot (2013), l'utilisation de la contribution de la masse seule comporte certains désavantages :

1. Pour un échantillon stomacal, la somme des contributions de la masse i de tous les taxons trouvés atteint 100 %. Cela comprend une interdépendance entre la contribution de la masse i des différents taxons, où une valeur élevée enregistrée pour un taxon donné pourrait refléter une diminution de l'abondance d'autres taxons et non une augmentation de l'abondance de ce taxon dans le régime alimentaire du prédateur.
2. Les taxons trouvés chez les petits spécimens ont moins d'incidence sur la description du régime alimentaire, car ils contribuent moins à la masse totale que les estomacs prélevés chez des spécimens plus grands.
3. La contribution de la masse ne tient pas compte des estomacs vides.

Pour réduire ces inconvénients, l'indice de remplissage partiel pour chaque proie i a été utilisé afin de décrire le régime alimentaire. Cet indice est tout d'abord calculé pour chaque poisson (IR_{ij}), puis on calcule la valeur moyenne pour l'échantillon. L'indice permet de rajuster la quantité de chaque taxon retrouvé dans un estomac en tenant compte de l'effet de la longueur du poisson :

$$IR_{ij} = M_{ij} \cdot L_j^{-b} \cdot 10^4 \quad (5)$$

$$IRT_j = \sum_{i=1}^I IR_{ij} \quad (6)$$

$$IR_i = \frac{1}{N} \cdot \sum_{j=1}^N IRT_j \quad (7)$$

où L_j est la longueur du poisson associé à l'estomac, en centimètres, et b est l'exposant allométrique. Une constante (10^4) permet de maintenir la plus grande partie des valeurs calculées entre 0 et 10. Nous avons utilisé ici une constante de 3 pour le paramètre b , car elle a souvent été utilisée dans la littérature scientifique (Bowering et Lilly 1992; Orr et Bowering 1997; Hovde *et al.* 2002).

L'indice de remplissage partiel associé à un taxon i dans un échantillon est plus facile à interpréter s'il est exprimé en pourcentage de l'indice de remplissage total pour l'échantillon (IRT_{tot}).

$$IRT_{tot} = \sum_{i=1}^I IR_i = \frac{1}{N} \cdot \sum_{j=1}^N IRT_j \quad (8)$$

On peut calculer l'indice de remplissage partiel et l'indice de remplissage total en incluant ou en excluant les estomacs vides. Dans le cadre de la présente étude, les estomacs vides ont été inclus. Une valeur de l'indice de remplissage total calculée en incluant les estomacs vides peut normalement être utilisée comme indice de remplissage stomacal et représente une mesure de l'intensité de l'alimentation. Malheureusement, cela n'est pas le cas pour les estomacs des sébastes. Cette espèce souffre de barotraumatisme important lorsque le chalut est ramené vers la surface, et bon nombre de sébastes régurgitent leurs proies à ce moment, partiellement ou complètement. Les sébastes possèdent une vessie natatoire physocliste, ce qui signifie qu'elle ne communique pas avec l'œsophage. Cela a pour effet d'empêcher les gaz de s'échapper pendant la remontée des sébastes dans le chalut. La vessie natatoire se dilate donc et, souvent, le contenu stomacal est régurgité, partiellement ou complètement. Dans certains cas, l'estomac est complètement invaginé dans la bouche du poisson (Figure 51). Même si le protocole d'échantillonnage stipule qu'il faut rejeter les individus qui ont l'estomac dans la bouche ou ceux qui montrent des signes de régurgitation, il est probable qu'une partie du contenu stomacal de certains individus jugés admissibles à l'échantillonnage ait été régurgitée, ce qui invalide le pourcentage d'estomacs vides et même les indices de remplissage en tant qu'indices d'intensité de l'alimentation en raison de la surestimation du pourcentage d'estomacs vides et de la sous-estimation de l'indice de remplissage partiel et de tous les indices de remplissage total. Néanmoins, les contenus stomacaux obtenus permettent d'estimer l'importance relative des différents taxons dans le régime alimentaire des sébastes. Nous présumons que la probabilité de régurgitation de tous les taxons est la même, et que la contribution relative de chaque taxon au régime alimentaire est donc valide.

La contribution d'une proie i à la remplissage stomacal dans l'échantillon (CIR_i), exprimée en pourcentage, est ensuite calculée comme suit :

$$CIR_i = \frac{IR_i}{IRT_{tot}} \cdot 100 \quad (9)$$

La fréquence d'occurrence (F_{occ}) d'un taxon i est calculée comme suit :

$$F_{occ} = \frac{N_i}{N} \cdot 100 \quad (10)$$

où N_i est le nombre d'estomacs de l'échantillon contenant le taxon i . Les contenus identifiés correspondant à des parasites ou à des déchets (p. ex. roches, sable, liquides, mucus) ont été exclus de l'analyse. Les estomacs prélevés en dehors des mois d'août et de septembre ont été exclus de l'analyse. Les proies enregistrées à tous les stades de digestion ont été utilisées dans l'analyse.

Une description générale du régime alimentaire des sébastes est présentée. En outre, compte tenu de l'importance potentielle de la prédation de la crevette nordique par les sébastes, la consommation totale a été estimée pour les trois dernières années des années 1990 et pour la période allant de 2015 à 2019. Nous avons déterminé les estimations de la consommation d'après les rapports Q/B , lesquels proviennent de modèles écosystémiques disponibles utilisés dans d'autres études portant sur le nGSL, où Q est la consommation annuelle totale ($t \cdot km^{-2} \cdot année^{-1}$) et où B est la biomasse des sébastes ($t \text{ masse humide} \cdot km^{-2}$). En ce qui concerne les années 1990, nous avons utilisé un rapport Q/B de $1,036 \text{ année}^{-1}$ (Savenkoff *et al.* 2004) et, pour la période allant de 2015 à 2019, nous avons utilisé une valeur de $0,75 \text{ année}^{-1}$. Cette dernière valeur provient d'un document non-publié de Savenkoff et Rioual qui est semblable à d'autres rapports publiés par Savenkoff *et al.* sur les modèles écosystémiques qu'ils ont élaborés. Ce document non-publié met l'accent sur la période allant de 2006 à 2010, de sorte que le rapport Q/B utilisé pour la période allant de 2015 à 2019 pourrait être erroné, car il existe un laps de temps considérable entre les deux périodes. Cependant, il s'agit de la meilleure valeur actuellement disponible, et la littérature scientifique montre qu'il existe une vaste gamme de valeurs, allant de $1,3 \text{ année}^{-1}$ à $6,0 \text{ année}^{-1}$ à partir desquelles il est possible de faire un choix (Savenkoff *et al.* 2004). En utilisant une valeur de $0,75$, nous faisons preuve de prudence quant aux estimations fournies pour cette période.

Pour calculer la consommation de crevettes nordiques par les sébastes pour une année donnée et pendant l'une des deux périodes, nous avons regroupé les valeurs de la biomasse de sébastes dans k classes de longueur de 5 cm afin qu'elles correspondent à des estimations du régime alimentaire dépendant de la longueur. Les estimations de la biomasse des sébastes reposent sur les résultats du relevé mené par le MPO dans le nGSL au mois d'août de chaque année. La consommation annuelle pour chaque classe de longueur k de 5 cm a été calculée comme suit :

$$Q_k = B_k \cdot Q/B \quad (11)$$

où Q_k représente la consommation annuelle totale par kilomètre carré. La consommation de crevettes prise séparément, Q_k , doit être multipliée par la proportion de crevettes dans le régime alimentaire des sébastes appartenant à la classe de longueur k ou par la contribution en masse (CM_k) par classe de longueur dérivée des estomacs prélevés durant toutes les années pour chaque période (années 1990 et 2015-2019). On a estimé la consommation de *P. borealis* pour chaque classe de 5 cm en utilisant les contenus stomacaux prélevés pendant les deux périodes, car la consommation de crevettes était semblable entre ces deux périodes et parce que cela permettait d'augmenter la taille de l'échantillon pour chaque classe de longueur.

Lorsque moins de 20 estomacs étaient disponibles, nous n'avons pas estimé la consommation de crevettes nordiques par les sébastes.

$$Q_k = Q_k \cdot CM_k \begin{cases} 0 \text{ si la taille de l'échantillon} < 20 \text{ estomacs} \\ \text{sinon } CM_k \end{cases} \quad (12)$$

À ce stade, la consommation annuelle de crevettes nordiques pour une année donnée peut être obtenue comme suit :

$$Q = \sum_{k=1}^K Q_k \quad (13)$$

Les sébastes (*S. mentella* et *S. fasciatus* n'étant pas différenciés ici) ont été ciblés pour le prélèvement d'échantillons stomacaux pendant 12 ans, pour la période allant de 1993 à 2019, sauf entre 2000 et 2014, années durant lesquelles 7 150 estomacs ont été analysés en laboratoire (Figure 52). La couverture géographique des échantillons stomacaux est illustrée à la figure 53, laquelle montre que le détroit de Belle Isle est la seule région dans laquelle aucun sébaste, donc aucun estomac, n'a été prélevé, quelle que soit la période prise en considération.

Les estomacs des sébastes ont été obtenus chez des spécimens dont la longueur variait entre 4 et 52 cm, avec une longueur moyenne de 25 cm (Tableau 9). Avec les importantes cohortes récemment observées, les longueurs moyennes et médianes des sébastes chez lesquels des estomacs ont été prélevés pendant la période allant de 2015 à 2019 étaient plus faibles que celles mesurées durant les années 1990.

Près de la moitié des estomacs étaient vides lorsqu'on ne tenait pas compte des périodes et des classes de longueur (Tableau 9). Après l'élimination des déchets, des parasites et des estomacs vides, la masse moyenne des contenus stomacaux des sébastes dans les années 1990 s'établissait à plus du double (4,4 g) de la masse moyenne calculée ces dernières années (1,7 g). Cela s'explique en partie par des longueurs médianes et moyennes des poissons plus élevées dans les années 1990, mais l'indice de remplissage total, qui permet de corriger les effets de la longueur des poissons, montre également que la quantité d'aliments retrouvés dans les estomacs prélevés dans les années 1990 est plus élevée que celle enregistrée ces dernières années (0,63, par rapport à 0,44, Tableau 9).

Un total de 112 taxons ont été trouvés dans les contenus stomacaux des 7 150 sébastes utilisés pour l'analyse (Tableaux 9 et 10), dont près de la moitié étaient des espèces de zooplancton. Le groupe de proies contribuant le plus à l'*IRT* chez les sébastes est le zooplancton (32 %), suivi, au deuxième et au troisième rangs, par la crevette (29 %) et les autres invertébrés (17 %), respectivement (Tableau 10). Parmi les espèces de zooplancton, qui ont été retrouvées dans près d'un tiers de tous les estomacs analysés, les familles *Euphausiidae* et *Hyperiididae* affichaient la plus grande importance dans le régime alimentaire des sébastes. À l'échelle de l'espèce, le krill nordique (*Meganyctiphanes norvegica*) est le taxon zooplanctonique le plus abondant.

Quatorze taxons de crevettes ont été retrouvés dans les estomacs. Si l'on combine toutes les espèces, les crevettes n'étaient observées que dans un peu plus de 10 % des estomacs. La sivade rose représentait le taxon le plus important dans le régime alimentaire des sébastes, toutes proies combinées, et contribuait à 14 % de l'apport alimentaire total (Tableau 10, F_{occ} de 7 %). La crevette nordique (F_{occ} de 3 %) venait en deuxième parmi les 112 taxons observés, avec une *CIR* de 9 %. La troisième espèce en importance était le capelan qui, même si on

l'observe rarement ($F_{occ} < 1 \%$), contribuait dans une proportion de 5 % au régime alimentaire des sébastes.

Moins de 5 % des estomacs de sébastes analysés contenaient des espèces de poissons, lesquelles représentaient 14 % de l'apport alimentaire. Les sébastes peuvent être cannibales, avec des occurrences dans les estomacs représentant 3 % de la *CIR*.

Régime alimentaire en fonction de la longueur

Un changement ontogénétique a été observé dans le régime alimentaire des sébastes, les poissons de faibles longueurs affichant une consommation élevée de zooplancton, tandis que la consommation de poissons et de crevettes augmente au fur et à mesure de la croissance (Figures 54 et 55). L'intensité de l'alimentation semble plus importante chez les spécimens les plus petits et les plus grands, les individus dont la longueur se situe entre 15 à 35 cm affichant des indices de remplissage plus faibles (Figure 54). Pour éviter d'avoir à produire des tableaux excessivement grands, nous avons créé trois groupes de longueur pour résumer ces résultats au tableau 11 : < 20 cm, de 20 à 30 cm et ≥ 30 cm.

Les petits sébastes (< 20 cm) sont principalement zooplanctivores (53 % de leur apport alimentaire, Tableau 11). Le groupe des *autres invertébrés* se classe au second rang en importance, mais n'offre pas beaucoup d'information intéressante puisque les taxons qui contribuent le plus à l'*IRT* dans ce groupe sont des proies à des stades avancés de digestion, et dont l'identification taxonomique précise est donc impossible (p. ex. crustacés, amphipodes). La crevette, qui était observée dans 3 % des estomacs de petits sébastes représentait environ 10 % de l'apport alimentaire chez ces poissons. La contribution des poissons au régime alimentaire des petits sébastes est presque nulle (*CIR* de 0,79 %), et le capelan est le seul poisson identifié à l'espèce.

Contrairement aux petits individus, les sébastes d'une longueur de 20 à 30 cm affichent un apport considérablement plus élevé en poissons et en crevettes, aux dépens du zooplancton et d'autres invertébrés (Tableau 11). En particulier, l'importance du capelan dans le régime alimentaire était 23 fois supérieure à celle enregistrée chez les sébastes de longueur inférieure à 20 cm. L'importance des poissons et des crevettes dans le régime alimentaire est encore plus grande chez les sébastes de longueur supérieure ou égale à 30 cm. L'apport en crevettes se situait à près de 50 % de l'*IRT*, et la sivade rose et la crevette nordique étaient les deux taxons qui y contribuaient.

Lorsqu'ils sont répartis en groupes taxonomiques, les 112 taxons enregistrés dans les 7 150 estomacs peuvent être représentés dans 14 groupes, qui sont illustrés à la figure 56. La contribution de tous les groupes taxonomiques constituant du zooplancton à l'*IRT* diminue avec l'augmentation de la longueur des sébastes, tandis qu'on observe une tendance opposée pour les poissons et les crevettes.

Régime alimentaire en fonction de la période

Une différence très importante entre la période des années 1990 et celle allant de 2015 à 2019 concerne la résolution taxonomique des proies identifiées (Tableau 12). Cette amélioration pourrait expliquer pourquoi l'apport en zooplancton dans le régime alimentaire des sébastes semble avoir augmenté au cours des dernières années.

En ce qui concerne les plus grosses proies telles que les crevettes et poissons, les résultats étaient semblables entre les périodes. En effet, l'apport en crevettes représentait encore environ 30 % de l'*IRT* au cours des dernières années. La sivade rose était l'espèce de crevette la plus importante dans le régime alimentaire des sébastes, suivie de la crevette nordique,

quelle que soit la période considérée. L'apport en poissons affichait une contribution supérieure au cours de la période allant de 2015 à 2019, principalement en raison du cannibalisme (Tableau 12 et Figure 57).

L'indice de remplissage total chez les spécimens regroupés en classes de longueur de 5 cm affichait des tendances semblables entre les deux périodes, les petits et les grands individus présentant une intensité d'alimentation plus élevée que les individus de taille moyenne (de 15 à 35 cm de longueur, Figure 58). Les petits spécimens prélevés durant la période récente affichaient une intensité d'alimentation plus faible que ceux prélevés durant les années 1990, ce qui pourrait s'expliquer par la compétition intraspécifique résultant de l'arrivée massive des poissons des cohortes de 2011 à 2013.

Consommation de crevettes nordiques

Les estimés de consommation de crevettes nordiques par les sébastes augmentent avec l'augmentation de la biomasse des sébastes dans les classes de longueur connues pour s'alimenter de crevettes (Figure 59). On estime qu'environ 9 500 t de crevettes nordiques ont été consommées chaque année pendant la période allant de 1997 à 1999, contre 81 000 t pour la période allant de 2017 à 2019, ce qui représente une augmentation par un facteur de 8,5. La consommation de crevettes nordiques a doublé année après année durant la période allant de 2017 à 2019, ce qui reflète la croissance à long terme des sébastes appartenant aux cohortes de 2011 à 2013. Ces estimations diffèrent des précédentes (Senay *et al.* 2019), car davantage d'estomacs ont été collectés et ajoutés aux analyses, ce qui s'est traduit par une proportion moindre de crevettes nordiques dans le régime alimentaire des sébastes que ce qui avait été estimé précédemment.

SOURCES D'INCERTITUDES

L'arrivée des cohortes de sébastes de 2011 à 2013, dont les individus présentent des longueurs supérieures à la taille minimale réglementaire (22 cm), engendre un vif intérêt de la part de plusieurs intervenants, par exemple le gouvernement fédéral, les gouvernements provinciaux, l'industrie (pêche, transformation et commercialisation), les Premières Nations et les groupes environnementaux. La réouverture de la pêche commerciale dans l'unité 1 a suscité l'élaboration de nombreux projets de recherche et outils de gestion.

L'absence d'identification des espèces dans la pêche commerciale est une lacune très importante dans l'évaluation de ces stocks. Il faut poursuivre les efforts pour offrir de la formation aux observateurs en mer et aux échantillonneurs à quai si l'on veut obtenir un dénombrement fiable des RMNA, lequel est nécessaire à l'établissement de la composition en espèces. Il convient de quantifier les erreurs d'identification des espèces reposant sur le dénombrement des RMNA et d'étudier le rôle potentiel d'une mauvaise identification dans le déclin récent perçu de *S. fasciatus*, la moins abondante des deux espèces. Des efforts doivent également être mis de l'avant dans le développement d'une procédure efficace et économique d'identification génétique aux fins de monitoring.

De nouvelles analyses génomiques n'ont pas permis de confirmer ou de réfuter la présence d'une population distincte de *S. fasciatus* dans le secteur du cône Laurentien, lequel se trouve sur la limite sud de l'unité 2. Une population a été précédemment décrite comme appartenant à la population de l'Atlantique de la limite du plateau continental dans ce secteur. De plus grandes tailles d'échantillons et une meilleure couverture spatiale de la zone pourraient permettre d'améliorer les inférences sur la structure de la population fondée sur la génomique.

Les relevés au chalut de fond ne permettent de capturer que les poissons se tenant à une profondeur maximale d'environ 5 m au-dessus du fond marin, lorsque le chalut pêche au fond. Il peut y avoir un certain mouvement vertical des animaux vers le bas. Cependant, les données acoustiques indiquent que les sébastes dans le nGSL se répartissent entre le fond et jusqu'à des centaines de mètres dans la colonne d'eau, ce qui suggère que l'indice obtenu grâce au chalut de fond pourrait sous-estimer considérablement la biomasse totale. Un projet visant à établir des indices acoustiques des sébastes pourrait offrir une estimation plus précise de la biomasse des stocks en incluant les poissons répartis dans toute la colonne d'eau, et permettrait d'évaluer si la biomasse estimée à partir du relevé au chalut de fond est représentative de la biomasse réelle.

L'écosystème du nGSL est changeant et les répercussions sur les sébastes sont pour la plupart inconnues. Des lacunes importantes dans notre compréhension pourraient être comblées par des recherches visant à comprendre les relations entre ces changements (p. ex. l'augmentation de la température, la diminution de l'oxygène dissous, les réponses dépendantes de la densité), la physiologie des sébastes (p. ex. le métabolisme, la croissance) et les taux démographiques (p. ex. le recrutement, la mortalité).

La plus grande partie de l'information récente sur les sébastes dans l'unité 1 est dérivée du relevé estival au chalut. Il existe peu de connaissances pour les autres saisons à propos du régime alimentaire, de la distribution et des déplacements des sébastes. Le manque d'information sur le régime alimentaire saisonnier nous empêche d'estimer précisément la consommation de proies par les sébastes, laquelle est importante pour comprendre les interactions de prédation et de compétition avec d'autres espèces. Le manque d'information sur la distribution saisonnière des sébastes et des espèces potentiellement présentes aux mêmes endroits entrave les efforts visant à estimer les prises accessoires potentielles d'autres espèces dans une pêche aux sébastes qui pourrait être intensifiée.

Des points de référence ont été définis pour chaque espèce dans les unités 1 et 2, en utilisant exclusivement les indices obtenus du relevé de l'unité 1, car le relevé de l'unité 2 n'a débuté qu'en l'an 2000, après la période cible utilisée pour définir les PRS. En outre, le fort recrutement associé aux cohortes de 2011 à 2013, qui est évident dans le relevé de l'unité 1 et utilisé pour définir les PRL fondés sur $B_{\text{rét}}$ n'est pas aussi apparent dans le relevé de l'unité 2. Des efforts devraient être consentis pour inclure des données sur l'unité 2 dans l'approche de précaution pour les deux espèces. Ainsi, les points de référence proposés devront être révisés à court terme, une fois que de nouvelles données seront accumulées.

CONCLUSION

Les perspectives concernant *S. mentella* dans l'unité 1 sont positives en raison des cohortes importantes des années 2011, 2012 et 2013, dont les individus ont pour la plupart dépassé la taille réglementaire minimale de 22 cm. La forte augmentation de la biomasse pourrait permettre des prises plus importantes de *S. mentella* dans l'unité 1; cependant, *S. fasciatus* se situe toujours dans la zone de prudence. Cette augmentation de *S. mentella* pourrait avoir des répercussions importantes sur d'autres espèces, compte tenu des interactions de prédation et de compétition.

Les répercussions d'une intensification de la pêche aux sébastes sur les prises accessoires d'espèces en déclin suscitent des préoccupations. Des analyses de données historiques ont permis de relever les facteurs qui sont associés aux taux de prises d'espèces capturées accidentellement, à partir desquels on pourrait élaborer des mesures de gestion visant à réduire les prises accessoires. Cependant, des données contemporaines dépendantes de la pêche (échantillonnage par des observateurs en mer) et des données de recherche (relevé hivernal)

sont nécessaires si l'on veut affiner l'avis scientifique sur les prises accessoires, en particulier en ce qui concerne les espèces vulnérables.

Bien que les sébastes des importantes récentes cohortes continuent d'atteindre la taille minimale réglementaire, il reste une certaine proportion de la biomasse des sébastes qui est composée de poissons de taille non réglementaire. La réduction au minimum de la mortalité par la pêche des petits sébastes a été relevée comme étant une priorité clé dans une récente évaluation des stratégies de gestion des sébastes des unités 1 et 2 (MPO 2018e). De récentes recherches sur la sélectivité ont montré que la capture de sébastes de taille non réglementaire pourrait être réduite en modifiant les mailles des culs de chalut. Cependant, la mortalité non documentée des poissons qui s'échappent en profondeur pendant le chalutage pourrait susciter des préoccupations concernant les dispositifs de triage mécanique. Si des individus de taille non réglementaire s'échappent en profondeur, la mortalité peut être limitée, mais si les poissons s'échappent durant la remontée, la mortalité pourrait être plus importante. On recommande de mener des recherches supplémentaires sur le degré de survie potentiel des poissons qui passent à travers les mailles, possiblement en examinant l'information disponible ailleurs, et sur le degré de prise au piège dans les mailles durant la pratique de la pêche commerciale.

La mise en œuvre complète de l'approche de précaution nécessitera la définition d'une référence de limite de pêche (récolte) et de règles de contrôle des prises. Il faut tenir compte de l'information concernant les unités 1 et 2 si l'on veut s'assurer que l'approche de précaution représente le stock entier pour chacune des deux espèces de sébastes.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Anderson, J.T. 1994. Feeding ecology and condition of larval and pelagic juvenile redfish *Sebastes* spp. Mar. Ecol. Prog. Series. 104, 211-226.
- Armsworthy, S.L., Trzcinski, M.K., et 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.B. 1984. Distribution and abundance of beaked redfish in the Gulf of St. Lawrence, 1976–81. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 5(2), 189.
- Atkinson, D.B., et Power, D. 1991. [The redfish stock issue in 3P, 4RST, and 4VWX](#). CAFSAC Res. Doc. 91/38, 47 p.
- Bayse, S.M., Herrmann, B., Lenoir, H., Depestele, J., Polet, H., Vanderperren, E., et Verschueren, B. 2016. Could a T90 mesh codend improve selectivity in the Belgian beam trawl fishery? Fish. Res. 174, 201-209.
- Benestan, L., Rougemont, Q., Senay, C., Normandeau, E., Parent, E., Rideout, R., Bernatchez, L., Lambert, Y., Audet, C., et Parent, G.J. 2020. Population genomics and history of speciation reveal fishery management gaps in two related redfish species (*Sebastes mentella* and *Sebastes fasciatus*). Evol. Appl. <https://doi.org/10.1111/eva.13143>
- Benoît, H.P. 2006. [Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: Results of the 2004-2005 comparative fishing experiments and other recommendations for the analysis of the survey data](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/008: 80 p.
- Benoît, H.P., et Swain, D.P. 2003. Accounting for length and depth-dependent diet variation in catchability of fish and invertebrates in an annual bottom-trawl survey. ICES J. Mar. Sci. 60, 1298-1317.
- Bernier, B., et Chabot, D. 2013. [Évaluation de l'état du stock de flétan du Groenland \(*Reinhardtius hippoglossoides*\) du golfe du Saint-Laurent \(4RST\) en 2010 et description de son régime alimentaire](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/140. viii + 85 p.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Scarratt, M., Devine, L., et Lehoux, C. 2019. [Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/009. iv + 59 pp.
- Bourdages, H., et Marquis, M.C. 2019. [Évaluation des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2017 : données de la pêche commerciale](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/056. iv + 100 p.
- Bourdages, H., Savard, L., Archambault D. et Valois, S. 2007. Résultats des expériences de pêche comparative d'août 2004 et 2005 dans le nord du golfe du Saint-Laurent, entre le NGCC Alfred Needler et le NGCC Teleost. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2750 : ix + 57 p.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Nozères, C., ScallonChouinard, P.-M. et Senay, C. 2020. [Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2019 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/009. iv + 93 p.

-
- Bowering, W.R., et Lilly, G.R. 1992. Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) off Southern Labrador and Northeastern Newfoundland (Northwest Atlantic) feed primarily on capelin (*Mallotus villosus*). *Neth. J. Sea Res.* 29(1), 211-222.
- Brassard, C., Lussier, J-F., Benoît, H., Way, M. et Collier, F. 2020. [L'état du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) du nord du golfe du Saint-Laurent \(3Pn, 4RS\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/075. x + 119 p.
- Campana, S.E., Valentin, A., Sévigny, J.M., et Power, D. 2007. Tracking seasonal migrations of redfish (*Sebastes* spp.) in and around the Gulf of St. Lawrence using otolith elemental fingerprints. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64(1), 6-18.
- Chen, K.-Y., Marschall, E.A., Sovic, M.G., Fries, A.C., Gibbs, H.L., et Ludsin, S.A. 2018. assignPOP: An R package for population assignment using genetic, non-genetic, or integrated data in a machine-learning framework. *Methods Ecol. Evol.* 9, 439–446.
- Cheng, Z., Winger, P.D., Bayse, S.M., Kebede, G.E., DeLouche, H., Einarsson, H.A., Pol, M.V., Kelly, D., et Walsh, S.J., 2020. Out with the old and in with the new: T90 codends improve size selectivity in the Canadian redfish (*Sebastes mentella*) trawl fishery. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77(10), 1711-1720.
- Comeau, L.A., Campana, S.E., et Chouinard, G.A. 2002. Timing of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) seasonal migrations in the southern Gulf of St Lawrence: interannual variability and proximate control. *ICES J. Mar. Sci.* 59(2), 333-351.
- COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le complexe sébaste atlantique/sébaste d'Acadie (*Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 84 p.
- Duplisea, D.E., Power, D., et Comeau, P. 2012. [Reference points for eastern Canadian redfish \(*Sebastes*\) stocks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/105. ii + 22 p.
- Fréchet, A. 1990. Catchability variations of cod in the marginal ice zone. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47(9), 1676-1683.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Lefaivre, D. et Lafleur, C. 2018. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/050. v + 82 p.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Lefaivre, D. et Lafleur, C. 2019. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/046. iv + 83 p.
- Gascon, D. (ed.). 2003. Multidisciplinary research program on redfish (1995-1998): Final report. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2462: xiv + 148 p.
- Gavaris, S. 1980. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 2272-2275.
- Hamon, P-Y. 1972. Redfish, *Sebastes marinus* sp. Fishing sites, biology, exploitation. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.* 36(3), 337-352.
- Hovde, S.C., Albert, O.T., et Nilssen, E.M. 2002. Spatial, seasonal and ontogenetic variation in diet of Northeast Arctic Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*). *ICES J. Mar. Sci.* 59(2), 421-437.
-

-
- Le Bris, A., Fisher, J.A., Murphy, H.M., Galbraith, P.S., Castonguay, M., Loher, T., et Robert, D. 2018. Migration patterns and putative spawning habitats of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence revealed by geolocation of pop-up satellite archival tags. *ICES J. Mar. Sci.* 75(1), 135-147.
- Licandeo, R., Duplisea, D.E., Senay, C., Marentette, J.R., et McAllister, M.K. 2019. Management strategies for spasmodic stocks: a Canadian Atlantic redfish fishery case study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77(4), 684-702.
- Madsen, N., Herrmann, B., Frandsen, R.P., et Krag, L.A. 2012. Comparing selectivity of a standard and turned mesh T90 codend during towing and haul-back. *Aqua. Liv. Res.* 25(3), 231-240.
- Morin, B., Power, D., et Gagnon, P. 1994. [Distribution of redfish \(*Sebastes* spp.\) in the Gulf of St. Lawrence and in Laurentian Channel based on RV surveys and commercial fishery catch rates](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 94/91, 52 p.
- MPO. 2010. [Évaluation des stocks de sébastes \(*Sebastes fasciatus* et *S. mentella*\) des unités 1 et 2 en 2009](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2010/037.
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement du sébaste \(*Sebastes fasciatus* et *S. mentella*\) dans l'Atlantique Nord-Ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/044. (Erratum : juin 2013)
- MPO. 2017. [Évaluation des stocks de hareng de la Côte-Nord du Québec \(Division 4S\) en 2016](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/027.
- MPO. 2018a. [Évaluation des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve \(division 4R\) en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/036.
- MPO. 2018b. [Mise à jour des projections relatives au maquereau \(sous-régions 3 et 4\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/024.
- MPO. 2018c. [Mise à jour des indicateurs de suivi de l'état du stock de flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent \(4RST\) en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/004.
- MPO. 2018d. [Évaluation des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/015.
- MPO. 2018e. [Évaluation des stratégies de gestion du sébaste des unités 1 et 2](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. Sci. 2018/033.
- MPO. 2019a. [Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent \(4RST\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/038.
- MPO. 2019b. [Évaluation de la morue franche \(*Gadus morhua*\) du sud du golfe du Saint-Laurent \(Div. de l'OPANO 4T-4Vn \(nov. – avril\)\) jusqu'en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/021.
- MPO. 2020. [Évaluation des stocks de Sébastes \(*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*\) des Unités 1 et 2 en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/019.
- Ni, I-H., et Templeman, W. 1985. Reproductive cycles of Redfishes (*Sebastes*) in Southern Newfoundland waters. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 6, 57-63.
- Nielsen, G.A. 1994. Comparison of the fishing efficiency of research vessels used in the southern Gulf of St. Lawrence groundfish surveys from 1971 to 1992. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1952: 56 p.
-

-
- Neilson, J.D., Kearney, J.F., Perley, P., et Sampson, H. 1993. Reproductive biology of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in Canadian waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50(3), 551-563.
- Nozères, C., Archambault, D., Chouinard, P.-M., Gauthier, J., Miller, R., Parent, E., Schwab, P., Savard, L., et Dutil, J.-D. 2010. Guide d'identification des poissons marins de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent et protocoles suivis pour leur échantillonnage lors des relevés par chalut entre 2004 et 2008. Rapport technique canadien des sciences halieutiques aquatiques, 2866 : xi + 243 p
- Orr, D.C., et Bowering, W.R. 1997. A multivariate analysis of food and feeding trends among Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) sampled in Davis Strait, during 1986. *ICES J. Mar. Sci.* 54(5), 819-829.
- Ouellet, P., Bui, A.O.V., et Bernier, B. 2011. Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides* Walbaum, 1792) early stage distribution in the Gulf of St. Lawrence. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 43, 121-129.
- Ouellette-Plante, J., Chabot, D., Nozères, C. et Bourdages, H. 2020. Diets of demersal fish from the CCGS Teleost ecosystemic surveys in the estuary and northern Gulf of St. Lawrence, August 2015-2017. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3383: v + 121 p.
- Perry, R.I., et Smith, S.J. 1994. Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: an application to the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51(3), 589-602.
- Power, D. 2003. Retrospective analysis of redfish catch distribution: Inferences on redfish migrations through an analysis of commercial logbook information for management Units 1-3 from 1988-1992. Pages 57–70. In: Gascon, D. (ed.). 2003. Multidisciplinary research program on redfish (1995-1998): Final report. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2462: xiv + 148 p.
- R Core Team. 2019. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Roques, S., Duchesne, P., et Bernatchez, L. 1999. Potential of microsatellites for individual assignment: the North Atlantic redfish (genus *Sebastes*) species complex as a case study. *Mol. Ecol.* 8, 1703-1717.
- Rubec, P. J., McGlade, J.M., Trottier, B.L., et Ferron, A. 1991. Evaluation of methods for separation of Gulf of St Lawrence beaked redfishes, *S. fasciatus* and *S. mentella*: malate dehydrogenase mobility patterns compared with extrinsic gas bladder muscle passages and anal fin ray counts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 640-660.
- Runge, J. A., et Y. de Lafontaine. 1996. Characterization of the pelagic ecosystem on the northern Gulf of St. Lawrence in early summer: the larval redfish – *Calanus* – microplankton interaction. *Fish. Oceanogr.* 5, 21-37.
- Saha, A., Johansen, T., Hedeholm, R., Nielsen, E.E., Westgaard, J.I., Hauser, L., Planque, B., Cadrin, S.X., et Boje, J. 2017. Geographic extent of introgression in *Sebastes mentella* and its effect on genetic population structure. *Evol. Appl.* 10(1), 77-90.
- Savard, L., Gauthier, J., Bourdages, H. et Desgagnés, M. 2013. [Prises accessoires de la pêche à la crevette nordique dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/151. ii + 56 p.
- Savenkoff, C., Bourdages, H., Castonguay, M., Morissette, L., Chabot, D., et Hammill, M. O. 2004. Input data and parameter estimates for ecosystem models of the northern Gulf of St. Lawrence (mid-1990s). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2531: vi + 93 pp.
-

-
- Savoie, L. 2016. [Indices of abundance to 2014 for six groundfish species based on the September research vessel and August sentinel vessel bottom-trawl surveys in the southern Gulf of St. Lawrence.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/085. v + 52 p.
- Senay, C., Gauthier, J., Bourdages, H., Brassard, C., Duplisea, D., et Ouellette-Plante, J. 2019. [L'état des stocks des sébastes \(*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*\) de l'unité 1 en 2017.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/002. viii + 63 p.
- Sévigny, J.M., Gagné, P., de Lafontaine, Y., et Dodson, J. 2000. Identification and distribution of larvae of redfish (*Sebastes fasciatus* and *S. mentella*: Scorpaenidae) in the Gulf of St. Lawrence. Fish. B-NOAA. 98(2), 375-388.
- Smith, S.J., et Hubley, P.B. 2012. [Reference points for scallop fisheries in the Maritimes Region.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/018. ii + 16 p. (Erratum: August 2012).
- St-Pierre, J.-F., et de Lafontaine, Y. 1995. Fecundity and reproduction characteristics of beaked redfish (*Sebastes fasciatus* and *S. mentella*) in the Gulf of St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2059: 32 + vii p.
- Swain, D.P., Nielsen, G.A., et McKay, D.E. 1995. Incorporating depth-dependent differences in fishing efficiency among vessels in the research survey time series for Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. 2317, 20.
- Swain, D.P., Savoie, L., et Cox, S.P. 2016. [Recovery potential assessment of the Southern Gulf of St. Lawrence Designatable Unit of White Hake \(*Urophycis tenuis* Mitchell\), January 2015.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/045. vii + 109 p.
- Swain, D.P., Ricard, D., Rolland, N. et Aubry, É. 2019. [Évaluation du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) du sud du golfe du Saint-Laurent, divisions 4T et 4Vn \(novembre à avril\) de l'OPANO, mars 2019.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/038. iv + 108 p.
- Templeman, W. 1973. Distribution and abundance of the Greenland halibut, *Reinhardtius hippoglossoides* (Walbaum), in the Northwest Atlantic. ICNAF Res. Bull. 10, 83-98.
- Valentin, A., Sévigny, J.-M., Power, D., Branton, R.M., et Morin, B. 2006. Extensive sampling and concomitant use of meristic characteristics and variation at the MDH-A* locus reveal new information on redfish species distribution and spatial pattern of introgressive hybridization in the Northwest Atlantic. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 36, 1-16.
- Valentin, A.E., Penin, X., Chanut, J.-P., Power, D., et Sévigny, J.-M. 2014. Combining microsatellites and geometric morphometrics for the study of redfish (*Sebastes* spp.) population structure in the Northwest Atlantic. Fish. Res. 154, 102-119.
- Zuur, A., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., and Smith, G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, Berlin.

TABLEAUX

Tableau 1. Nombre d'individus (occurrence) attribués à *S. mentella*, *S. fasciatus* ou définis comme hétérozygotes par le décompte des RMNA, ainsi que la distribution théorique (proportion) de RMNA par espèce utilisée dans le test du chi carré estimant la composition des espèces. Ces individus ont été prélevés dans l'unité 1 (A) en août et septembre 1994-1997 et dans l'unité 2 (B) de juillet à novembre 1995-1998.

A

RMNA	Occurrence				Proportion			
	<i>S. mentella</i>	Hétérozygotes	<i>S. mentella</i> + Hétérozygotes	<i>S. fasciatus</i>	<i>S. mentella</i>	Hétérozygotes	<i>S. mentella</i> + Hétérozygotes	<i>S. fasciatus</i>
6	0	1	1	5	0,0000	0,0046	0,0010	0,0078
7	64	35	99	415	0,0912	0,1606	0,1076	0,6464
8	479	153	632	215	0,6823	0,7018	0,6870	0,3349
9	158	28	186	7	0,2251	0,1284	0,2022	0,0109
10	1	1	2	0	0,0014	0,0046	0,0022	0,0000

B

RMNA	Occurrence				Proportion			
	<i>S. mentella</i>	Hétérozygotes	<i>S. mentella</i> + Hétérozygotes	<i>S. fasciatus</i>	<i>S. mentella</i>	Hétérozygotes	<i>S. mentella</i> + Hétérozygotes	<i>S. fasciatus</i>
6	1	1	2	19	0,0010	0,0037	0,0016	0,0124
7	71	29	100	1160	0,0724	0,1070	0,0799	0,7592
8	594	178	772	330	0,6055	0,6568	0,6166	0,2160
9	295	60	355	19	0,3007	0,2214	0,2835	0,0124
10	20	3	23	0	0,0204	0,0111	0,0184	0,0000

Tableau 2. Débarquements annuels (t) par division ou sous-division de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) et total autorisé des captures (TAC) par cycle de gestion du *Sebastes* spp. dans l'unité 1 de 1953 à 2019. Les données comprennent les pêches dirigées vers toutes les espèces. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les valeurs pour 2018 et 2019 sont préliminaires.

Année	Débarquement (tonne)					Total	TAC
	4R	4S	4T	3Pn Jan.-Mai	4Vn Jan.-Mai		
1953	5 981	48	2 337	0	0	8 366	-
1954	12 867	3 048	16 853	0	0	32 768	-
1955	38 520	8 739	2 598	0	0	49 857	-
1956	25 675	17 900	3 259	0	0	46 834	-
1957	17 977	13 365	2 989	0	0	34 331	-
1958	9 716	11 076	1 778	0	0	22 570	-
1959	9 744	5 620	1 614	0	135	17 113	-
1960	5 512	4 678	2 028	0	612	12 830	-
1961	3 927	4 482	1 982	2	669	11 062	-
1962	1 609	3 444	1 532	5	561	7 151	-
1963	6 908	9 674	3 212	443	580	20 817	-
1964	9 967	16 843	2 890	243	581	30 524	-
1965	20 115	23 517	5 195	3 232	770	52 829	-
1966	33 057	24 133	8 025	1 881	866	67 962	-
1967	30 855	30 713	8 468	995	874	71 905	-
1968	43 643	40 228	7 092	668	3 633	95 264	-
1969	36 683	41 352	10 840	1 912	1 533	92 320	-
1970	37 419	40 917	9 252	1 521	1 394	90 503	-
1971	27 954	43 540	7 912	593	2 190	82 189	-
1972	26 084	46 788	7 457	128	2 135	82 592	-
1973	68 074	47 594	14 496	1 521	4 416	136 101	-
1974	30 896	25 684	6 909	1 505	2 087	67 081	-
1975	30 838	28 499	6 064	3 378	1 273	70 052	-
1976	19 963	16 394	1 626	4 523	1 872	44 378	30 000
1977	5 620	7 906	2 314	772	460	17 072	18 000
1978	3 084	6 352	4 155	1 067	276	14 934	18 000
1979	3 763	7 629	3 642	1 185	206	16 425	16 000
1980	4 809	8 125	1 898	527	180	15 539	16 000
1981	7 685	10 173	2 691	973	523	22 045	20 000
1982 ¹	9 410	13 824	3 222	63	212	26 731	31 000
1983 ¹	10 463	11 495	2 547	322	147	24 974	33 000
1984	12 123	12 700	9 988	936	80	35 827	33 000
1985	11 497	13 276	3 594	226	60	28 653	50 600
1986	10 964	18 203	3 954	2 219	269	35 608	55 600
1987	11 553	16 774	5 992	3 221	5 901	43 442	50 000
1988	14 835	14 169	7 578	6 440	5 762	48 784	56 000

Année	Débarquement (tonne)					Total	TAC
	4R	4S	4T	3Pn Jan.-Mai	4Vn Jan.-Mai		
1989	16 831	16 112	10 016	5 057	3 746	51 763	57 000
1990	23 421	16 497	3 929	5 644	5 569	55 060	57 000
1991	40 430	3 991	6 503	5 755	5 755	62 433	57 000
1992	30 088	11 193	8 198	13 901	13 946	77 326	57 000
1993 ²	16 475	4 769	4 132	17 568	8 392	51 337	60 000
1994	2 745	2 378	5 173	5 081	4 014	19 392	30 689
1995 ³	27	8	13	0	2	50	0
1996	28	3	41	1	0	74	0
1997	6	10	20	0	1	38	0
1998 ⁴	127	77	200	0	5	409	1 000
1999	589	63	456	10	3	1 123	2 000
2000	794	53	258	85	3	1 192	2 000
2001	710	6	370	13	5	1 105	2 000
2002	689	50	465	0	1	1 205	2 000
2003	484	65	288	0	10	847	2 000
2004	486	34	413	0	2	934	2 000
2005	562	87	325	0	5	978	2 000
2006	126	52	512	0	0	690	2 000
2007	5	22	78	0	0	105	2 000
2008	62	9	348	0	1	421	2 000
2009	95	16	524	0	2	637	2 000
2010	164	53	330	0	0	548	2 000
2011	113	42	475	0	1	631	2 000
2012	148	173	378	0	1	700	2 000
2013	65	121	280	0	9	474	2 000
2014	37	32	286	0	0	356	2 000
2015	8	55	366	0	9	438	2 000
2016	65	47	231	11	0	354	2 000
2017	31	34	121	89	0	275	2 000
2018 ^{5, 6}	141	210	191	188	18	748	4 500
2019 ⁶	325	52	214	0	0	592	5 950

¹ TAC Modifié au cours de l'année

² 1993 Début de l'unité 1 de gestion des sébastes

³ 1995 Moratoire

⁴ 1998 Mise en place de la pêche indicatrice

⁵ Début de la pêche expérimentale

⁶ Données préliminaires

Tableau 3. Relation entre les CPUE des sébastes et des prises accessoires en fonction de l'engin, de la profondeur, de la saison et des zones de l'approche écosystémique (AE). Les résultats du modèle (estimé, erreur-type, statistique t et probabilité, p value) sont présentés pour chaque espèce, pour les modèles binomiaux et log-normaux, pour l'ordonnée à l'origine et chaque variable explicative. Les termes non-significatifs sont indiqués comme NS et les effets qui n'ont pas pu être testés sont indiqués comme NA.

Espèce	Modèle		Estimé	Erreur type	Statistique t	p value
Sébaste	binomial	Ordonnée à l'origine	1,220	0,076	16,15	<2E-16
		Chalut pélagique	-0,956	0,095	-10,05	<2E-16
		Profondeur	NS	NS	NS	NS
		Hiver	NS	NS	NS	NS
		Zone AE Laurentien Hermitage	NS	NS	NS	NS
		Zone AE NE Golfe	NS	NS	NS	NS
Sébaste	log-normal	Ordonnée à l'origine	7,369	0,178	41,30	< 2E-16
		Chalut pélagique	0,848	0,079	10,75	< 2E-16
		Profondeur	-0,001	0,001	-2,02	4,35E-02
		Hiver	NS	NS	NS	NS
		Zone AE Laurentien Hermitage	-0,415	0,073	-5,71	1,35E-08
		Zone AE NE Golfe	NS	NS	NS	NS
Flétan du Groenland	binomial	Ordonnée à l'origine	-6,175	0,523	-11,81	< 2E-16
		Chalut pélagique	-4,665	0,343	-13,61	< 2E-16
		Profondeur	0,014	0,001	9,84	< 2E-16
		Hiver	0,438	0,196	2,24	2,53E-02
		Zone AE Laurentien Hermitage	-0,771	0,269	-2,87	4,17E-03
		Zone AE NE Golfe	NS	NS	NS	NS
Flétan du Groenland	log-normal	Ordonnée à l'origine	NS	NS	NS	NS
		Chalut pélagique	-1,370	0,285	-4,82	2,88E-06
		Profondeur	0,003	0,001	3,35	9,57E-04
		Hiver	0,357	0,129	2,77	6,06E-03
		Zone AE Laurentien Hermitage	NS	NS	NS	NS
		Zone AE NE Golfe	NS	NS	NS	NS
Flétan atlantique	binomial	Ordonnée à l'origine	2,177	0,570	3,82	1,34E-04

Espèce	Modèle		Estimé	Erreur type	Statistique t	p value
		Chalut pélagique	NA	NA	NA	NA
		Profondeur	-0,015	0,002	-8,36	< 2E-16
		Hiver	NS	NS	NS	NS
		Zone AE Laurentien Hermitage	NS	NS	NS	NS
		Zone AE NE Golfe	-0,802	0,280	-2,86	4,20E-03
Flétan atlantique	log-normal	Ordonnée à l'origine	2,184	0,111	19,65	< 2E-16
		Chalut pélagique	NA	NA	NA	NA
		Profondeur	NS	NS	NS	NS
		Hiver	NS	NS	NS	NS
		Zone AE Laurentien Hermitage	0,746	0,242	3,08	2,73E-03
		Zone AE NE Golfe	NS	NS	NS	NS
Morue franche	binomial	Ordonnée à l'origine	1,415	0,297	4,77	1,82E-06
		Chalut pélagique	0,323	0,129	2,50	1,24E-02
		Profondeur	-0,007	0,001	-7,79	6,99E-15
		Hiver	2,011	0,113	17,74	< 2E-16
		Zone AE Laurentien Hermitage	0,310	0,115	2,69	7,17E-03
		Zone AE NE Golfe	NS	NS	NS	NS
Morue franche	log-normal	Ordonnée à l'origine	1,541	0,089	17,41	< 2E-16
		Chalut pélagique	-1,123	0,099	-11,32	< 2E-16
		Profondeur	NS	NS	NS	NS
		Hiver	1,762	0,105	16,82	< 2E-16
		Zone AE Laurentien Hermitage	0,424	0,096	4,44	9,93E-06
		Zone AE NE Golfe	NS	NS	NS	NS
Merluche blanche	binomial	Ordonnée à l'origine	-3,547	0,334	-10,63	< 2E-16
		Chalut pélagique	0,884	0,129	6,87	6,40E-12
		Profondeur	0,006	0,001	6,21	5,23E-10
		Hiver	NS	NS	NS	NS
		Zone AE Laurentien Hermitage	0,462	0,107	4,31	1,64E-05
		Case AE Golfe NE	0,484	0,188	2,57	1,01E-02

Espèce	Modèle		Estimé	Erreur type	Statistique t	p value
Merluche blanche	log-normal	Ordonnée à l'origine	NS	NS	NS	NS
		Chalut pélagique	NS	NS	NS	NS
		Profondeur	0,006	0,001	8,09	2,32E-15
		Hiver	-0,284	0,087	-3,28	1,07E-03
		Zone AE Laurentien Hermitage	0,553	0,090	6,15	1,28E-09
		Zone AE NE Golfe	0,476	0,182	2,62	8,88E-03

Tableau 4. Pourcentage d'occurrence (%), biomasse (kg), pourcentage des prises qui est rapporté (%) et pourcentage de chaque espèce en fonction de la biomasse des sébastes d'après les données des observateurs en mer dans le cadre de la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

Nom	Occurrence (%)	Biomasse (kg)	Rapporté (%)	Prise accessoire / Sébastes (%)
Sébastes	99,42	2 019 937	99,78	100,00
Flétan du Groenland	71,92	81 804	99,69	4,05
Merluche blanche	57,89	24 116	85,03	1,19
Plie grise	41,25	4 119	97,69	0,20
Morue franche	36,86	39 063	99,59	1,93
Raie épineuse	31,60	6 750	21,35	0,33
Flétan atlantique	27,27	10 456	84,46	0,52
Raies	24,55	6 052	1,40	0,30
Baudroie d'Amérique	19,58	1 654	89,60	0,08
Crabe épineux du Nord	19,30	1 281	1,41	0,06
Plie canadienne	12,48	884	98,98	0,04
Aiguillat noir	12,31	9 703	7,47	0,48
Aiguillat commun	12,19	3 763	0,16	0,19

Tableau 5. Percentile décrivant la distribution en profondeur (m) des sébastes, du flétan du Groenland, de la merluche blanche, de la morue franche et du flétan atlantique d'après les données des observateurs en mer dans le cadre de la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

Percentile	Sébastes	Flétan du Groenland	Merluche blanche	Morue franche	Flétan atlantique
p5	246	247	245	204	209
p10	256	263	251	209	224
p25	276	302	276	223	261
p50	306	351	298	240	297
p75	375	414	320	255	327
p90	424	433	347	292	414
p95	442	437	370	311	429

Tableau 6. Indices d'abondance (millions d'individus, A) et de biomasse (milliers de tonnes, B) dans le relevé du nGSL du MPO de 1984 à 2019 pour *S. mentella*, *S. fasciatus* et *Sebastes* spp. par classe de taille.

A

Année	Abondance (millions d'individus)											
	<i>S. mentella</i>				<i>S. fasciatus</i>				<i>Sebastes</i> sp.			
	0-22 cm	>22 cm	>25 cm	Total	0-22 cm	>22 cm	>25 cm	Total	0-22 cm	>22 cm	>25 cm	Total
1984	1 922	758	741	2 680	4 166	474	436	4 640	6 088	1 232	1 177	7 320
1985	512	444	395	956	1 135	275	238	1 410	1 647	719	634	2 365
1986	685	572	459	1 257	706	344	272	1 050	1 390	916	731	2 306
1987	702	1 349	763	2 051	1 168	403	325	1 571	1 869	1 752	1 089	3 622
1988	203	1 107	889	1 310	679	1 193	898	1 872	883	2 299	1 787	3 182
1989	131	934	876	1 065	488	1 155	1 049	1 644	619	2 089	1 925	2 709
1990	718	1 111	1 091	1 829	2 597	739	707	3 336	3 315	1 850	1 798	5 165
1991	1 425	491	481	1 916	4 319	473	447	4 792	5 744	963	929	6 708
1992	232	370	353	602	698	524	480	1 222	930	894	833	1 824
1993	49	236	233	284	153	355	280	507	201	591	513	792
1994	41	115	113	156	71	142	136	214	112	257	249	370
1995	31	139	136	171	52	25	20	76	83	164	156	247
1996	37	109	105	146	54	22	18	76	91	131	123	222
1997	33	100	97	133	80	55	50	135	112	155	148	268
1998	43	48	46	91	241	160	92	401	285	207	138	492
1999	58	80	77	138	192	30	25	222	251	110	101	360
2000	80	82	78	162	315	36	30	351	395	118	109	513
2001	45	68	66	113	199	42	36	241	244	110	101	354
2002	31	123	118	153	149	34	27	184	180	157	145	337
2003	48	246	233	294	234	190	172	424	282	436	406	718
2004	16	39	37	56	129	38	28	167	146	77	64	223
2005	147	74	67	221	4 410	47	39	4 458	4 557	121	107	4 679
2006	94	35	33	128	1 924	106	78	2 030	2 018	141	111	2 159
2007	536	41	38	577	1 991	39	28	2 030	2 527	80	66	2 607
2008	16	205	186	221	525	114	104	639	541	319	290	860
2009	5	16	16	21	261	40	32	301	267	56	48	323
2010	16	175	155	191	255	44	34	299	271	219	189	490
2011	27	48	42	75	132	62	48	194	159	110	90	269
2012	19	54	50	73	257	58	44	315	276	112	94	388
2013	5 375	81	77	5 456	2 445	99	88	2 544	7 820	180	165	7 999
2014	5 308	88	83	5 396	3 180	95	74	3 275	8 487	183	157	8 670
2015	8 424	87	75	8 510	1 500	112	79	1 612	9 924	199	154	10 122
2016	21 477	177	92	21 654	1 132	106	79	1 238	22 609	283	171	22 892
2017	19 466	2 028	160	21 494	3 041	345	146	3 386	22 507	2 373	305	24 880
2018	12 815	7 545	570	20 359	1 410	492	120	1 902	14 224	8 036	690	22 261
2019	11 332	17 260	1 982	28 592	245	279	50	524	11 577	17 539	2 032	29 116

B

Année	Biomasse (milliers de tonnes)											
	<i>S. mentella</i>				<i>S. fasciatus</i>				<i>Sebastes sp.</i>			
	0-22 cm	>22 cm	>25 cm	Total	0-22 cm	>22 cm	>25 cm	Total	0-22 cm	>22 cm	>25 cm	Total
1984	57	388	385	445	121	234	227	355	178	622	612	800
1985	28	236	228	264	54	120	115	174	82	357	343	439
1986	61	288	271	349	54	136	124	189	115	423	395	538
1987	52	514	398	566	32	129	116	161	84	643	514	727
1988	8	382	345	389	23	385	334	408	31	767	679	797
1989	5	341	331	346	18	384	367	402	23	725	698	748
1990	15	492	488	507	44	281	275	325	59	773	763	832
1991	34	227	226	261	102	194	189	296	136	421	415	557
1992	8	162	158	170	25	219	211	244	33	381	369	414
1993	2	101	100	103	8	119	105	128	11	220	206	231
1994	2	59	59	61	4	73	72	77	6	132	131	138
1995	2	77	77	79	2	12	11	14	4	89	88	93
1996	2	62	61	64	2	10	10	12	4	72	71	76
1997	2	57	56	58	3	27	26	30	4	84	82	88
1998	2	28	28	30	10	53	39	62	12	81	67	92
1999	2	50	49	52	7	14	13	21	9	63	62	73
2000	4	51	50	55	12	19	18	31	16	70	68	85
2001	3	45	44	47	6	22	21	28	9	67	65	76
2002	2	78	77	80	7	15	14	22	8	93	91	102
2003	2	109	106	111	11	75	71	86	13	184	178	197
2004	1	25	25	27	8	15	12	22	9	40	37	49
2005	3	48	47	50	47	24	23	71	50	72	69	122
2006	10	25	25	36	78	39	33	117	88	64	58	152
2007	27	27	27	55	83	20	17	103	110	47	44	158
2008	1	91	87	92	27	51	49	78	28	142	136	170
2009	0	12	12	12	12	17	16	29	12	29	28	42
2010	1	72	68	73	15	21	19	37	17	93	87	110
2011	2	34	33	36	9	28	25	37	11	62	58	73
2012	1	40	39	40	12	24	22	36	12	64	60	76
2013	49	55	55	104	25	45	43	70	73	101	98	174
2014	141	62	61	203	72	38	34	111	214	100	96	314
2015	391	54	52	445	62	42	35	103	453	95	87	548
2016	1 510	61	47	1 572	63	39	34	102	1 574	100	81	1 674
2017	1 817	349	56	2 166	257	89	56	346	2 075	438	112	2 513
2018	1 439	1 339	171	2 777	159	110	43	269	1 598	1 448	214	3 046
2019	1 283	3 044	497	4 327	21	57	18	78	1 304	3 101	515	4 406

Tableau 7. Composition des espèces, profondeur moyenne (m), nombre de sébastes géotypés (n), longueur moyenne à la fourche (mm) et coordonnées géographiques pour les 15 sites utilisés dans l'analyse génomique des sébastes juvéniles échantillonnés en 2018.

<i>S. mentella</i> (%)	<i>S. fasciatus</i> (%)	Profondeur moyenne (m)	n	Longueur moyenne (mm)	Latitude	Longitude
100	0	312	30	83	48.96	-63.83
100	0	243	30	87	49.62	-62.12
100	0	304	29	84	49.59	-64.74
100	0	281	33	81	49.04	-67.91
100	0	346	36	87	49.46	-65.16
100	0	211	44	85	48.88	-61.66
97	3	242	38	79	49.23	-66.87
97	3	219	36	92	49.75	-62.72
94	6	173	31	86	49.53	-62.01
75	25	175	32	85	49.94	-65.78
50	50	299	24	81	48.80	-60.28
5	95	166	37	90	50.31	-57.68
5	95	149	21	82	49.88	-58.44
3	97	136	33	74	49.46	-60.07
0	100	152	32	83	49.74	-58.58

Tableau 8. Proportion de l'abondance (A) et de la biomasse (B) de *S. mentella* pour chaque cohorte (2011, 2012 et 2013) estimée pour différentes classes de taille à différentes années. Par exemple, 0,51, en gras dans le Tableau (A), indique que 51 % des poissons de la cohorte de 2011 auront plus de 25 cm en 2020 et que 51 % des poissons de la cohorte de 2012 auront plus de 25 cm en 2021. La relation entre la longueur et l'âge a été calculée avec une courbe de croissance de Von Bertalanffy où $L_{\text{infinité}} = 42$ cm, $k = 0.086$, $t_0 = 1.57$ et un CV sur la longueur à l'âge de 0.078. Les paramètres de la relation masse longueur étaient $a = 0.01$, $b = 3.08$.

A

Cohorte 2013	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029
Cohorte 2012	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
Cohorte 2011	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
	Âge 5	Âge 6	Âge 7	Âge 8	Âge 9	Âge 10	Âge 11	Âge 12	Âge 13	Âge 14	Âge 15	Âge 16
>20 cm	0,12	0,52	0,84	0,96	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
>21 cm	0,04	0,31	0,68	0,89	0,97	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
>22 cm	0,01	0,14	0,48	0,77	0,92	0,97	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
>23 cm	0,00	0,05	0,29	0,60	0,82	0,93	0,97	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00
>24 cm	0,00	0,01	0,14	0,42	0,69	0,85	0,94	0,97	0,99	0,99	1,00	1,00
>25 cm	0,00	0,00	0,06	0,25	0,51	0,73	0,87	0,94	0,97	0,99	0,99	1,00
>26 cm	0,00	0,00	0,02	0,12	0,34	0,58	0,76	0,87	0,93	0,96	0,98	0,99
>27 cm	0,00	0,00	0,00	0,05	0,19	0,41	0,62	0,77	0,87	0,93	0,96	0,98
>28 cm	0,00	0,00	0,00	0,02	0,10	0,26	0,46	0,64	0,77	0,86	0,92	0,95
>29 cm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,14	0,31	0,49	0,65	0,76	0,85	0,90
>30 cm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,07	0,18	0,34	0,50	0,64	0,75	0,83

B

Cohorte 2013	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029
Cohorte 2012	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028
Cohorte 2011	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027
	Âge 5	Âge 6	Âge 7	Âge 8	Âge 9	Âge 10	Âge 11	Âge 12	Âge 13	Âge 14	Âge 15	Âge 16
>20 cm	0,19	0,63	0,90	0,98	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
>21 cm	0,07	0,41	0,77	0,94	0,98	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
>22 cm	0,02	0,21	0,59	0,85	0,95	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
>23 cm	0,00	0,09	0,39	0,71	0,89	0,96	0,99	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
>24 cm	0,00	0,03	0,21	0,53	0,78	0,91	0,97	0,99	0,99	1,00	1,00	1,00
>25 cm	0,00	0,01	0,09	0,34	0,62	0,82	0,92	0,97	0,99	0,99	1,00	1,00
>26 cm	0,00	0,00	0,03	0,19	0,45	0,69	0,84	0,92	0,96	0,98	0,99	1,00
>27 cm	0,00	0,00	0,01	0,08	0,28	0,52	0,72	0,85	0,92	0,96	0,98	0,99
>28 cm	0,00	0,00	0,00	0,03	0,15	0,35	0,57	0,74	0,85	0,92	0,95	0,97
>29 cm	0,00	0,00	0,00	0,01	0,07	0,21	0,41	0,60	0,75	0,84	0,91	0,94
>30 cm	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,11	0,26	0,44	0,61	0,74	0,83	0,89

Tableau 9. Résumé de l'effort dans l'échantillonnage des estomacs des sébastes selon les différentes périodes, classes de longueur et tous les échantillons combinés (total). Une description de la longueur des sébastes desquels les estomacs proviennent, du contenu stomacal total après l'élimination des déchets, des parasites et des estomacs vides, ainsi que le nombre de taxons par groupe de proies est fournie.

Paramètre		Période		Classe de longueur (cm)			Total
		Années 90	2015-2019	< 20	[20-30[≥ 30	
IRT		0,63	0,44	0,56	0,3	0,64	0,53
Nbre d'estomacs		3321	3829	2861	1719	2570	7150
Nbre d'estomacs vides		1894	1505	1215	900	1284	3399
% d'estomacs vides		57	39,3	42,5	52,4	50	47,5
Longueur (mm)	Moy	270,2	228,7	149,9	247,2	357,6	247,9
	Méd	298	208	159	242	353	233
	Min	40	42	40	200	300	40
	Max	515	501	199	299	515	515
Contenus stomacal total (g)	Moy	4,44	1,74	0,29	1,11	7	2,77
	Méd	1,3	0,14	0,1	0,18	3,06	0,3
	Min	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
	Max	133,8	88,325	6,455	19,771	133,8	133,8
Nbre de taxons observés	Poissons	13	15	4	10	18	20
	Crevettes	9	12	10	7	9	14
	Zooplancton	31	51	47	33	31	54
	Autres invertébrés	8	18	14	6	13	22
	Proies non-identifiables	2	2	2	2	2	2
	Total	63	98	77	58	73	112

Tableau 10. Régime alimentaire détaillé des sébastes dans le relevé du MPO dans le nGSL, toutes périodes et classes de longueur combinées.

Proie Nom commun	Nom latin	F _{occ}	CM	IR	CIR	
					Valeur	Rang
Poisson osseux	<i>Actinopterygii</i>	<1	1,07	<0,01	0,64	29
Hareng atlantique	<i>Clupea harengus</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	92
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	<1	8,3	0,03	5,08	6
Lanterne	<i>Myctophidae</i>	<1	0,19	<0,01	0,09	43
Lanterne-voilière nordique	<i>Notoscopelus kroyeri</i>	<1	0,48	<0,01	0,17	36
Lussion à bec de canard	<i>Paralepis</i> sp.	<1	0,07	<0,01	0,03	54
Lussion blanc	<i>Arctozenus risso</i>	<1	2,3	<0,01	1,09	24
Avocette ruban	<i>Nemichthys scolopaceus</i>	<1	0,19	<0,01	0,09	41
Épinoche à trois épines	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	<1	0,02	<0,01	0,02	58
Morue	<i>Gadus</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	75
Merluche à longues nageoires	<i>Phycis chesteri</i>	<1	0,2	<0,01	0,1	40
Grenadier du Grand Banc	<i>Nezumia bairdii</i>	<1	0,16	<0,01	0,09	42
Lompénie élancée	<i>Lumpenus fabricii</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	79
Lycode	<i>Zoarcidae</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	89
Mollasse atlantique	<i>Melanostigma atlanticum</i>	<1	0,25	<0,01	0,15	37
Sébastes	<i>Sebastes</i> spp.	<1	7,38	0,02	3,38	10
Poisson-plat	Pleuronectiformes	<1	0,05	<0,01	0,02	62
Poisson rond digéré	-	<1	1,3	<0,01	0,72	28
Oeuf de poisson	-	<1	0,06	<0,01	0,03	57
Poisson digéré	-	1,5	3,96	0,01	2,13	16
Poissons, total	-	4	26,01	0,07	13,85	-
Crevette digérée	<i>Dendrobranchiata / Caridea</i>	3,7	4,53	0,02	3,46	8
Sivade	<i>Pasiphaeidae</i>	<1	0,85	<0,01	0,44	30
Sivade	<i>Pasiphaea</i> sp.	<1	0,54	<0,01	0,31	33
Sivade rose	<i>Pasiphaea multidentata</i>	7	22,84	0,07	13,62	1

Proie Nom commun	Nom latin	F _{occ}	CM	IR	CIR	
					Valeur	Rang
Bouc	<i>Hippolytidae</i>	<1	<0,01	<0,01	0,02	59
Bouc Arctique	<i>Eualus fabricii</i>	<1	<0,01	<0,01	0,05	50
Bouc du Groenland	<i>Eualus macilentus</i>	<1	0,02	<0,01	0,06	46
Bouc de Gaimard	<i>Eualus gaimardii gaimardii</i>	<1	<0,01	<0,01	0,07	44
Bouc perroquet	<i>Spirontocaris spinus</i>	<1	<0,01	<0,01	0,05	49
Crevette	<i>Pandalus sp.</i>	<1	1,76	<0,01	1,23	22
Crevette nordique	<i>Pandalus borealis</i>	2,7	13,87	0,05	9,1	2
Crevette ésope	<i>Pandalus montagui</i>	<1	0,63	<0,01	1	25
Crevette à sept lignes	<i>Sabinea septemcarinata</i>	<1	0,01	<0,01	0,04	53
Crevette de Norvège	<i>Pontophilus norvegicus</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	84
Crevettes, total	-	13,2	45,09	0,16	29,44	-
Copépode calanoïde	<i>Calanoida</i>	6	0,32	0,01	2,04	18
Copépode calanoïde	<i>Calanus sp.</i>	6,3	0,43	0,01	2,28	14
Copépode calanoïde	<i>Calanus finmarchicus</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	69
Copépode calanoïde	<i>Calanus hyperboreus</i>	6,7	0,41	<0,01	1,19	23
Copépode calanoïde	<i>Calanus glacialis</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	112
Copépode calanoïde	<i>Scolecithricella sp.</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	109
Copépode calanoïde	<i>Calanus finn. + glacialis</i>	<1	0,03	<0,01	0,19	35
Copépode calanoïde	<i>Bradyidius similis</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	80
Copépode calanoïde	<i>Chiridius gracilis</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	101
Copépode calanoïde	<i>Aetideidae</i>	<1	<0,01	<0,01	0,07	45
Copépode calanoïde	<i>Euchaeta sp.</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	104
Copépode calanoïde	<i>Paraeuchaeta norvegica</i>	2,3	0,04	<0,01	0,12	39
Copépode calanoïde	<i>Metridia sp.</i>	1,9	0,03	<0,01	0,34	32
Copépode calanoïde	<i>Metridia longa</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	77
Copépode calanoïde	<i>Metridia lucens</i>	<1	<0,01	<0,01	0,01	66

Proie Nom commun	Nom latin	F _{occ}	CM	IR	CIR	
					Valeur	Rang
Hypéridé	<i>Hyperidea</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	99
Hypéridé	<i>Hyperiidae</i>	2,7	2,51	0,01	2,06	17
Hypéridé	<i>Themisto</i> sp.	6	0,8	0,01	2,16	15
Hypéridé	<i>Themisto abyssorum</i>	3,3	0,54	<0,01	1,32	20
Hypéridé	<i>Themisto compressa</i>	3,7	1,02	0,01	2,75	12
Hypéridé	<i>Hyperoche medusarum</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	111
Hypéridé	<i>Themisto libellula</i>	2,5	2,37	0,01	2,5	13
Hypéridé	<i>Hyperia</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	0,01	65
Hypéridé	<i>Hyperia galba</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	72
Hypéridé	<i>Scina borealis</i>	<1	<0,01	<0,01	0,05	51
Gammaride	<i>Gammaridea</i>	<1	<0,01	<0,01	0,03	56
Gammaride	<i>Byblis</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	0,01	68
Gammaride	<i>Rhachotropis aculeata</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	87
Gammaride	<i>Melita</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	88
Gammaride	<i>Maera loveni</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	76
Gammaride	<i>Lysianassidae</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	78
Gammaride	<i>Tmetonyx cicada</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	90
Gammaride	<i>Hippomedon</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	97
Gammaride	<i>Neohela monstrosa</i>	<1	<0,01	<0,01	0,03	55
Gammaride	<i>Monoculodes</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	91
Gammaride	<i>Harpinia</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	94
Mysidacé	<i>Mysida</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	95
Mysidacé	<i>Mysidae</i>	1,1	0,34	<0,01	0,76	27
Mysidacé	<i>Boreomysis</i> sp.	4,1	1,01	0,02	3,46	9
Mysidacé	<i>Boreomysis tridens</i>	<1	0,02	<0,01	0,05	47
Mysidacé	<i>Boreomysis arctica</i>	<1	0,31	<0,01	0,91	26

Proie Nom commun	Nom latin	F _{occ}	CM	IR	CIR	
					Valeur	Rang
Mysidacé	<i>Erythrops</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	81
Mysidacé	<i>Erythrops erythropthalma</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	73
Mysidacé	<i>Pseudomma</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	0,02	60
Mysidacé	<i>Pseudomma roseum</i>	<1	<0,01	<0,01	0,02	61
Mysidacé	<i>Mysis</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	0,02	64
Mysidacé	<i>Mysis mixta</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	74
Mysidacé	<i>Stilomysis</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	82
Euphausiacé	<i>Euphausiacea</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	71
Euphausiacé	<i>Euphausiidae</i>	2,9	1,41	0,02	3,3	11
Krill nordique	<i>Meganyctiphanes norvegica</i>	4,1	2,75	0,03	4,75	7
Euphausiacé	<i>Thysanoessa</i> sp.	<1	0,35	<0,01	1,58	19
Euphausiacé	<i>Thysanoessa inermis</i>	<1	<0,01	<0,01	0,02	63
Krill arctique	<i>Thysanoessa raschii</i>	<1	0,07	<0,01	0,36	31
Zooplancton, total	-	32,2	14,79	0,17	32,49	-
Invertébré	<i>Invertebrata</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	102
Chaetognathe	<i>Parasagitta elegans</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	110
Mollusque	<i>Mollusca</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	105
Gastéropode	<i>Gastropoda</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	103
Papillon de mer	<i>Limacina</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	96
Mye	<i>Cuspidaria</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	85
Sépiole	<i>Rossia</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	70
Polychète	<i>Polychaeta</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	100
Souris de mer	<i>Aphrodita hastata</i>	<1	<0,01	<0,01	0,05	48
Crustacé	<i>Crustacea</i>	13,2	4,16	0,04	7,74	3
Ostracode	<i>Ostracoda</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	83
Copépode	<i>Copepoda</i>	3,7	0,21	<0,01	1,26	21

Proie Nom commun	Nom latin	F _{occ}	CM	IR	CIR	
					Valeur	Rang
Crustacé	<i>Malacostraca</i>	<1	0,01	<0,01	0,23	34
Cumacé	<i>Cumacea</i>	<1	<0,01	<0,01	0,04	52
Isopode	<i>Isopoda</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	108
Isopode	<i>Syscenus infelix</i>	<1	0,02	<0,01	0,01	67
Amphipode	<i>Amphipoda</i>	2,2	6,22	0,04	7,71	4
Crabe	<i>Brachyura</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	98
Crabe des neiges	<i>Chionoecetes opilio</i>	<1	<0,01	<0,01	<0,01	106
Crabe lyre	<i>Hyas</i> sp.	<1	<0,01	<0,01	<0,01	107
Oeuf d'invertébré	-	<1	<0,01	<0,01	<0,01	93
Invertébré digéré	-	<1	0,08	<0,01	0,13	38
Autres invertébrés, total	-	18,9	10,73	0,09	17,18	-
Invertébrés, total	-	49,1	70,61	0,42	79,11	-
Matériel digéré non-identifié	-	5,4	3,38	0,04	7,04	5
Oeuf non-identifié	-	<1	<0,01	<0,01	<0,01	86
Proies non-identifiables, total	-	5,5	3,38	0,04	7,04	-
Total	-	-	100	0,53	100	-

Tableau 11. Régime alimentaire détaillé des sébastes dans le relevé du MPO dans le nGSL par classe de longueur (cm), toutes périodes confondues.

Proie	F _{occ}				CM				CIR			
	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total
Poisson osseux (<i>Actinopterygii</i>)	<1	<1	<1	<1	<0,01	0,98	1,13	1,07	<0,01	0,79	1,21	0,64
Hareng atlantique (<i>Clupea harengus</i>)	-	<1	-	<1	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01
Capelan (<i>Mallotus villosus</i>)	<1	<1	1,5	<1	1,19	10,62	8,44	8,3	0,48	11,19	7,68	5,08
Lanterne (<i>Myctophidae</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,22	0,19	-	-	0,2	0,09
Lanterne-voilière nordique (<i>Notoscopelus kroyeri</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,56	0,48	-	-	0,39	0,17
Lussion à bec de canard (<i>Paralepis</i> sp.)	-	-	<1	<1	-	-	0,08	0,07	-	-	0,07	0,03
Lussion blanc (<i>Arctozenus risso</i>)	-	<1	<1	<1	-	1,56	2,5	2,3	-	1,35	2,08	1,09
Avocette ruban (<i>Nemichthys scolopaceus</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,22	0,19	-	-	0,21	0,09
Épinoche à trois épines (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,03	0,02	-	-	0,05	0,02
Morue (<i>Gadus</i> sp.)	-	-	<1	<1	-	-	0,01	<0,01	-	-	0,01	<0,01
Merluche à longues nageoires (<i>Phycis chesteri</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,23	0,2	-	-	0,22	0,1
Grenadier du Grand Banc (<i>Nezumia bairdii</i>)	-	<1	<1	<1	-	0,13	0,17	0,16	-	0,09	0,18	0,09
Lompénie élançée (<i>Lumpenus fabricii</i>)	-	<1	-	<1	-	0,04	-	<0,01	-	0,04	-	<0,01
Lycode (<i>Zoarcidae</i>)	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Mollasse atlantique (<i>Melanostigma atlanticum</i>)	-	<1	<1	<1	-	0,37	0,26	0,25	-	0,35	0,24	0,15
Sébastes (<i>Sebastes</i> spp.)	-	<1	1,2	<1	-	1,15	8,4	7,38	-	0,96	7,44	3,38
Poisson-plat (Pleuronectiformes)	-	-	<1	<1	-	-	0,06	0,05	-	-	0,04	0,02
Poisson rond digéré	<1	<1	1,1	<1	<0,01	0,71	1,43	1,3	<0,01	0,59	1,47	0,72
Oeuf de poisson	-	-	<1	<1	-	-	0,07	0,06	-	-	0,06	0,03
Poisson digéré	<1	<1	3,4	1,5	0,46	2,33	4,31	3,96	0,31	2,3	3,85	2,13
Poissons, total	<1	2,6	8,9	4	1,66	17,89	28,11	26,01	0,79	17,66	25,44	13,85
Crevette digérée (<i>Dendrobranchiata / Caridea</i>)	1,2	2	7,7	3,7	1,8	4,36	4,68	4,53	1,76	4,28	4,87	3,46
Sivade (<i>Pasiphaeidae</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,99	0,85	-	-	1,01	0,44
Sivade (<i>Pasiphaea</i> sp.)	-	<1	<1	<1	-	0,5	0,58	0,54	-	0,37	0,59	0,31

Proie	F _{occ}				CM				CIR			
	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total
Sivade rose (<i>Pasiphaea multidentata</i>)	<1	3	16,4	7	6,39	12,32	24,76	22,84	3,82	12,06	23,7	13,62
Bouc (<i>Hippolytidae</i>)	<1	-	-	<1	0,05	-	-	<0,01	0,05	-	-	0,02
Bouc Arctique (<i>Eualus fabricii</i>)	<1	-	-	<1	0,07	-	-	<0,01	0,11	-	-	0,05
Bouc du Groenland (<i>Eualus macilentus</i>)	<1	-	<1	<1	0,13	-	0,02	0,02	0,1	-	0,03	0,06
Bouc de Gaimard (<i>Eualus gaimardii gaimardii</i>)	<1	-	-	<1	0,17	-	-	<0,01	0,16	-	-	0,07
Bouc perroquet (<i>Spirontocaris spinus</i>)	<1	-	-	<1	0,1	-	-	<0,01	0,12	-	-	0,05
Crevette (<i>Pandalus</i> sp.)	<1	<1	1,5	<1	0,4	2,09	1,8	1,76	0,49	1,74	1,79	1,23
Crevette nordique (<i>Pandalus borealis</i>)	<1	1,7	6,1	2,7	1,41	14,46	14,47	13,87	2,09	12,2	14,99	9,1
Crevette ésope (<i>Pandalus montagui</i>)	<1	<1	<1	<1	1,96	0,91	0,53	0,63	1,24	0,91	0,8	1
Crevette à sept lignes (<i>Sabinea septemcarinata</i>)	-	<1	-	<1	-	0,12	-	0,01	-	0,26	-	0,04
Crevette de Norvège (<i>Pontophilus norvegicus</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Crevettes, total	2,8	7,4	28,6	13,2	12,47	34,75	47,85	45,09	9,94	31,82	47,78	29,44
Copépode calanoïde (<i>Calanoida</i>)	10,4	6,3	1	6	4,38	0,71	0,06	0,32	4,34	1,07	0,11	2,04
Copépode calanoïde (<i>Calanus</i> sp.)	9,9	7,6	1,3	6,3	6,68	0,89	0,05	0,43	4,85	1,31	0,07	2,28
Copépode calanoïde (<i>Calanus finmarchicus</i>)	<1	-	<1	<1	0,02	-	<0,01	<0,01	0,02	-	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Calanus hyperboreus</i>)	6,8	11,7	3,3	6,7	2,59	1,77	0,16	0,41	1,82	2,29	0,23	1,19
Copépode calanoïde (<i>Calanus glacialis</i>)	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Scolecithricella</i> sp.)	-	<1	-	<1	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Calanus finn. + glacialis</i>)	<1	<1	<1	<1	0,19	0,18	<0,01	0,03	0,35	0,27	<0,01	0,19
Copépode calanoïde (<i>Bradyidius similis</i>)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	0,01	-	-	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Chiridius gracilis</i>)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Aetideidae</i>)	<1	<1	-	<1	0,04	<0,01	-	<0,01	0,16	<0,01	-	0,07
Copépode calanoïde (<i>Euchaeta</i> sp.)	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Paraeuchaeta norvegica</i>)	2,6	3,1	1,4	2,3	0,24	0,17	0,02	0,04	0,19	0,22	0,03	0,12
Copépode calanoïde (<i>Metridia</i> sp.)	4	1	<1	1,9	0,66	0,01	<0,01	0,03	0,78	0,02	<0,01	0,34
Copépode calanoïde (<i>Metridia longa</i>)	<1	<1	-	<1	0,02	<0,01	-	<0,01	0,01	<0,01	-	<0,01

Proie	F _{occ}				CM				CIR			
	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total
Copépode calanoïde (<i>Metridia lucens</i>)	<1	-	-	<1	0,02	-	-	<0,01	0,03	-	-	0,01
Hypéridé (<i>Hyperidea</i>)	-	<1	-	<1	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01
Hypéridé (<i>Hyperidae</i>)	2,1	1,1	4,5	2,7	1,57	1,31	2,68	2,51	1,62	1,11	2,77	2,06
Hypéridé (<i>Themisto</i> sp.)	7,4	6,2	4,4	6	2,88	2,32	0,53	0,8	3,58	2,52	0,65	2,16
Hypéridé (<i>Themisto abyssorum</i>)	2,4	2,9	4,4	3,3	1,55	1,48	0,39	0,54	2,05	1,37	0,59	1,32
Hypéridé (<i>Themisto compressa</i>)	3,5	2,5	4,7	3,7	4,02	1,16	0,85	1,02	4,99	1,12	1,06	2,75
Hypéridé (<i>Hyperoche medusarum</i>)	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Hypéridé (<i>Themisto libellula</i>)	1,2	2,3	4	2,5	1,82	2,93	2,35	2,37	2,09	4,09	2,4	2,5
Hypéridé (<i>Hyperia</i> sp.)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	0,03	-	-	0,01
Hypéridé (<i>Hyperia galba</i>)	<1	<1	<1	<1	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Hypéridé (<i>Scina borealis</i>)	<1	<1	<1	<1	0,1	<0,01	<0,01	<0,01	0,11	<0,01	<0,01	0,05
Gammaride (<i>Gammaridea</i>)	<1	<1	<1	<1	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	<0,01	<0,01	0,03
Gammaride (<i>Byblis</i> sp.)	<1	-	-	<1	0,02	-	-	<0,01	0,03	-	-	0,01
Gammaride (<i>Rhachotropis aculeata</i>)	-	<1	-	<1	-	0,02	-	<0,01	-	0,02	-	<0,01
Gammaride (<i>Melita</i> sp.)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Gammaride (<i>Maera loveni</i>)	<1	-	-	<1	0,02	-	-	<0,01	0,01	-	-	<0,01
Gammaride (<i>Lysianassidae</i>)	<1	<1	-	<1	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	0,02	-	<0,01
Gammaride (<i>Tmetonyx cicada</i>)	-	<1	<1	<1	-	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01
Gammaride (<i>Hippomedon</i> sp.)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Gammaride (<i>Neohela monstrosa</i>)	<1	-	-	<1	0,15	-	-	<0,01	0,07	-	-	0,03
Gammaride (<i>Monoculodes</i> sp.)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Gammaride (<i>Harpinia</i> sp.)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Mysidacé (<i>Mysida</i>)	<1	<1	-	<1	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01
Mysidacé (<i>Mysidae</i>)	1,6	<1	<1	1,1	1,77	0,4	0,26	0,34	1,34	0,54	0,26	0,76
Mysidacé (<i>Boreomysis</i> sp.)	4,2	3,1	4,6	4,1	4,78	2,38	0,67	1,01	6,41	2,82	0,77	3,46
Mysidacé (<i>Boreomysis tridens</i>)	<1	<1	<1	<1	0,19	0,01	<0,01	0,02	0,11	0,03	<0,01	0,05

Proie	F _{occ}				CM				CIR			
	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total
Mysidacé (<i>Boreomysis arctica</i>)	<1	<1	<1	<1	0,79	0,52	0,26	0,31	1,66	0,61	0,27	0,91
Mysidacé (<i>Erythrops</i> sp.)	<1	<1	-	<1	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01	0,01	-	<0,01
Mysidacé (<i>Erythrops erythropthalma</i>)	<1	-	<1	<1	<0,01	-	<0,01	<0,01	0,02	-	<0,01	<0,01
Mysidacé (<i>Pseudomma</i> sp.)	<1	-	-	<1	0,01	-	-	<0,01	0,05	-	-	0,02
Mysidacé (<i>Pseudomma roseum</i>)	<1	-	-	<1	0,04	-	-	<0,01	0,05	-	-	0,02
Mysidacé (<i>Mysis</i> sp.)	<1	<1	-	<1	<0,01	0,08	-	<0,01	<0,01	0,1	-	0,02
Mysidacé (<i>Mysis mixta</i>)	<1	-	-	<1	0,03	-	-	<0,01	0,02	-	-	<0,01
Mysidacé (<i>Stilomysis</i> sp.)	<1	-	<1	<1	0,02	-	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Euphausiacé (<i>Euphausiacea</i>)	<1	<1	<1	<1	<0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01	0,05	<0,01	<0,01
Euphausiacé (<i>Euphausiidae</i>)	3,7	2,3	2,3	2,9	6,27	4,88	0,8	1,41	5,48	4,71	0,74	3,3
Krill nordique (<i>Meganyctiphanes norvegica</i>)	3,1	4,2	5	4,1	6,52	6,84	2,13	2,75	6,19	7,06	2,62	4,75
Euphausiacé (<i>Thysanoessa</i> sp.)	<1	1	<1	<1	3,85	1,19	0,08	0,35	3,25	1,08	0,11	1,58
Euphausiacé (<i>Thysanoessa inermis</i>)	<1	-	<1	<1	0,04	-	<0,01	<0,01	0,03	-	<0,01	0,02
Krill arctique (<i>Thysanoessa raschii</i>)	<1	<1	<1	<1	0,71	0,25	0,02	0,07	0,69	0,43	0,03	0,36
Zooplancton, total	40,9	32,6	22,4	32,2	52,07	29,57	11,34	14,79	52,56	32,88	12,73	32,49
Invertébré (<i>Invertebrata</i>)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Chaetognathe (<i>Parasagitta elegans</i>)	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Mollusque (<i>Mollusca</i>)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Gastéropode (<i>Gastropoda</i>)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Papillon de mer (<i>Limacina</i> sp.)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Mye (<i>Cuspidaria</i> sp.)	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Sépiole (<i>Rossia</i> sp.)	-	-	<1	<1	-	-	0,01	<0,01	-	-	0,02	<0,01
Polychète (<i>Polychaeta</i>)	<1	-	<1	<1	<0,01	-	<0,01	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Souris de mer (<i>Aphrodita hastata</i>)	<1	-	-	<1	0,09	-	-	<0,01	0,12	-	-	0,05
Crustacé (<i>Crustacea</i>)	17,4	10,7	10,1	13,2	14,41	4,64	3,57	4,16	12,51	5,4	3,81	7,74
Ostracode (<i>Ostracoda</i>)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01

Proie	F _{occ}				CM				CIR			
	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total	< 20	[20-30]	≥ 30	Total
Copépode (<i>Copepoda</i>)	5	5,1	1,4	3,7	2,13	0,71	0,06	0,21	2,56	0,89	0,09	1,26
Crustacé (<i>Malacostraca</i>)	<1	-	<1	<1	0,2	-	<0,01	0,01	0,52	-	<0,01	0,23
Cumacé (<i>Cumacea</i>)	<1	<1	<1	<1	0,04	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	<0,01	<0,01	0,04
Isopode (<i>Isopoda</i>)	-	<1	-	<1	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01
Isopode (<i>Syscenus infelix</i>)	-	-	<1	<1	-	-	0,03	0,02	-	-	0,03	0,01
Amphipode (<i>Amphipoda</i>)	1,5	1,7	3,4	2,2	6,12	7,88	6,05	6,22	9	6,2	6,91	7,71
Crabe (<i>Brachyura</i>)	<1	-	-	<1	<0,01	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01
Crabe des neiges (<i>Chionoecetes opilio</i>)	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Crabe lyre (<i>Hyas</i> sp.)	-	<1	-	<1	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01	-	<0,01
Oeuf d'invertébré	-	-	<1	<1	-	-	<0,01	<0,01	-	-	<0,01	<0,01
Invertébré digéré	<1	-	<1	<1	0,19	-	0,08	0,08	0,2	-	0,1	0,13
Autres invertébrés, total	24,2	16,6	14,7	18,9	23,2	13,24	9,82	10,73	25,02	12,5	10,97	17,18
Invertébrés, total	54,4	45	45,8	49,1	87,75	77,56	69,01	70,61	87,52	77,2	71,48	79,11
Matériel digéré non-identifié	6	4,9	5,2	5,4	10,58	4,54	2,88	3,38	11,69	5,14	3,08	7,04
Oeuf non-identifié	<1	<1	<1	<1	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Proies non-identifiables, total	6	4,9	5,2	5,5	10,59	4,55	2,88	3,38	11,69	5,14	3,08	7,04
Total	-	-	-	-	100	100	100	100	100	100	100	100

Tableau 12. Régime alimentaire détaillé des sébastes dans le relevé du MPO dans le nGSL par période, toutes classes de longueur confondues.

Proie	F _{occ}			CM			CIR		
	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total
Poisson osseux (<i>Actinopterygii</i>)	<1	-	<1	1,75	-	1,07	1,15	-	0,64
Hareng atlantique (<i>Clupea harengus</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Capelan (<i>Mallotus villosus</i>)	<1	<1	<1	11,48	3,33	8,3	5,79	4,21	5,08
Lanterne (<i>Myctophidae</i>)	-	<1	<1	-	0,5	0,19	-	0,2	0,09
Lanterne-voilière nordique (<i>Notoscopelus kroyeri</i>)	-	<1	<1	-	1,24	0,48	-	0,38	0,17
Lussion à bec de canard (<i>Paralepis</i> sp.)	<1	-	<1	0,11	-	0,07	0,06	-	0,03
Lussion blanc (<i>Arctozenus risso</i>)	<1	<1	<1	0,56	5,02	2,3	0,22	2,17	1,09
Avocette ruban (<i>Nemichthys scolopaceus</i>)	-	<1	<1	-	0,48	0,19	-	0,21	0,09
Épinoche à trois épines (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	<1	-	<1	0,04	-	0,02	0,04	-	0,02
Morue (<i>Gadus</i> sp.)	-	<1	<1	-	0,02	<0,01	-	0,01	<0,01
Merluche à longues nageoires (<i>Phycis chesteri</i>)	<1	-	<1	0,33	-	0,2	0,17	-	0,1
Grenadier du Grand Banc (<i>Nezumia bairdii</i>)	<1	<1	<1	0,04	0,35	0,16	0,03	0,17	0,09
Lompénie élancée (<i>Lumpenus fabricii</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,01	<0,01
Lycode (<i>Zoarcidae</i>)	<1	-	<1	<0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
Mollasse atlantique (<i>Melanostigma atlanticum</i>)	<1	<1	<1	0,24	0,28	0,25	0,12	0,19	0,15
Sébastes (<i>Sebastes</i> spp.)	<1	<1	<1	0,59	18	7,38	0,26	7,23	3,38
Poisson-plat (Pleuronectiformes)	-	<1	<1	-	0,13	0,05	-	0,04	0,02
Poisson rond digéré	<1	<1	<1	0,89	1,96	1,3	0,51	0,98	0,72
Oeuf de poisson	<1	<1	<1	<0,01	0,16	0,06	<0,01	0,06	0,03
Poisson digéré	1,8	1,3	1,5	4,96	2,4	3,96	2,72	1,39	2,13
Poissons, total	4,2	3,8	4	20,99	33,87	26,01	11,09	17,26	13,85
Crevette digérée (<i>Dendrobranchiata / Caridea</i>)	5,2	2,5	3,7	6,48	1,47	4,53	5,12	1,41	3,46
Sivade (<i>Pasiphaeidae</i>)	<1	-	<1	1,4	-	0,85	0,8	-	0,44
Sivade (<i>Pasiphaea</i> sp.)	<1	<1	<1	0,88	0,01	0,54	0,55	<0,01	0,31
Sivade rose (<i>Pasiphaea multidentata</i>)	7,1	6,9	7	19,11	28,67	22,84	11,64	16,06	13,62

Proie	F _{occ}			CM			CIR		
	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total
Bouc (<i>Hippolytidae</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,05	0,02
Bouc Arctique (<i>Eualus fabricii</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,11	0,05
Bouc du Groenland (<i>Eualus macilentus</i>)	<1	<1	<1	0,03	0,02	0,02	0,02	0,1	0,06
Bouc de Gaimard (<i>Eualus gaimardii gaimardii</i>)	-	<1	<1	-	0,02	<0,01	-	0,16	0,07
Bouc perroquet (<i>Spirontocaris spinus</i>)	-	<1	<1	-	0,01	<0,01	-	0,11	0,05
Crevette (<i>Pandalus</i> sp.)	<1	<1	<1	2,19	1,1	1,76	1,3	1,13	1,23
Crevette nordique (<i>Pandalus borealis</i>)	3,2	2,3	2,7	13,06	15,14	13,87	8,34	10,04	9,1
Crevette ésope (<i>Pandalus montagui</i>)	<1	<1	<1	0,55	0,75	0,63	0,97	1,04	1
Crevette à sept lignes (<i>Sabinea septemcarinata</i>)	-	<1	<1	-	0,03	0,01	-	0,08	0,04
Crevette de Norvège (<i>Pontophilus norvegicus</i>)	<1	-	<1	0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
Crevettes, total	15	11,6	13,2	43,72	47,23	45,09	28,76	30,29	29,44
Copépode calanoïde (<i>Calanoida</i>)	<1	10,8	6	0,06	0,72	0,32	0,28	4,23	2,04
Copépode calanoïde (<i>Calanus</i> sp.)	1,2	10,7	6,3	0,04	1,03	0,43	0,26	4,77	2,28
Copépode calanoïde (<i>Calanus finmarchicus</i>)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Calanus hyperboreus</i>)	3	10	6,7	0,24	0,68	0,41	0,42	2,14	1,19
Copépode calanoïde (<i>Calanus glacialis</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Scolecithricella</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Calanus finn. + glacialis</i>)	<1	<1	<1	<0,01	0,07	0,03	0,01	0,41	0,19
Copépode calanoïde (<i>Bradyidius similis</i>)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Chiridius gracilis</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Aetideidae</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,15	0,07
Copépode calanoïde (<i>Euchaeta</i> sp.)	<1	-	<1	<0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Paraeuchaeta norvegica</i>)	<1	3,7	2,3	<0,01	0,1	0,04	0,03	0,24	0,12
Copépode calanoïde (<i>Metridia</i> sp.)	<1	3,2	1,9	<0,01	0,07	0,03	0,08	0,66	0,34
Copépode calanoïde (<i>Metridia longa</i>)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Copépode calanoïde (<i>Metridia lucens</i>)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	0,01

Proie	F _{occ}			CM			CIR		
	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total
Hypéridé (<i>Hyperiiidea</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Hypéridé (<i>Hyperiidæ</i>)	5,4	<1	2,7	4,11	<0,01	2,51	3,67	0,06	2,06
Hypéridé (<i>Themisto</i> sp.)	3	8,6	6	0,44	1,35	0,8	1,17	3,37	2,16
Hypéridé (<i>Themisto abyssorum</i>)	4,1	2,5	3,3	0,77	0,19	0,54	1,99	0,49	1,32
Hypéridé (<i>Themisto compressa</i>)	3,6	3,8	3,7	0,98	1,08	1,02	1,93	3,76	2,75
Hypéridé (<i>Hyperoche medusarum</i>)	<1	-	<1	<0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
Hypéridé (<i>Themisto libellula</i>)	3,3	1,8	2,5	3,02	1,36	2,37	2,89	2,01	2,5
Hypéridé (<i>Hyperia</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,03	0,01
Hypéridé (<i>Hyperia galba</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,02	<0,01
Hypéridé (<i>Scina borealis</i>)	<1	<1	<1	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,1	0,05
Gammaride (<i>Gammaridea</i>)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,06	0,03
Gammaride (<i>Byblis</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,02	0,01
Gammaride (<i>Rhachotropis aculeata</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Gammaride (<i>Melita</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Gammaride (<i>Maera loveni</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,01	<0,01
Gammaride (<i>Lysianassidae</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,01	<0,01
Gammaride (<i>Tmetonyx cicada</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Gammaride (<i>Hippomedon</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Gammaride (<i>Neohela monstrosa</i>)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	0,03	0,03
Gammaride (<i>Monoculodes</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Gammaride (<i>Harpinia</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Mysidacé (<i>Mysida</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Mysidacé (<i>Mysidæ</i>)	2	<1	1,1	0,56	<0,01	0,34	1,36	0,02	0,76
Mysidacé (<i>Boreomysis</i> sp.)	3,5	4,5	4,1	1,04	0,96	1,01	4,44	2,24	3,46
Mysidacé (<i>Boreomysis tridens</i>)	<1	<1	<1	0,02	<0,01	0,02	0,07	0,03	0,05
Mysidacé (<i>Boreomysis arctica</i>)	<1	<1	<1	0,34	0,26	0,31	0,42	1,52	0,91

Proie	F _{occ}			CM			CIR		
	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total
Mysidacé (<i>Erythrops</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Mysidacé (<i>Erythrops erythropthalma</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,02	<0,01
Mysidacé (<i>Pseudomma</i> sp.)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	<0,01	0,02
Mysidacé (<i>Pseudomma roseum</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,04	0,02
Mysidacé (<i>Mysis</i> sp.)	-	<1	<1	-	0,02	<0,01	-	0,03	0,02
Mysidacé (<i>Mysis mixta</i>)	<1	-	<1	<0,01	-	<0,01	0,01	-	<0,01
Mysidacé (<i>Stilomysis</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Euphausiacé (<i>Euphausiacea</i>)	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01
Euphausiacé (<i>Euphausiidae</i>)	2,1	3,5	2,9	1,38	1,45	1,41	2,62	4,15	3,3
Krill nordique (<i>Meganyctiphanes norvegica</i>)	3,2	4,8	4,1	1,51	4,67	2,75	2,57	7,46	4,75
Euphausiacé (<i>Thysanoessa</i> sp.)	-	1,2	<1	-	0,88	0,35	-	3,54	1,58
Euphausiacé (<i>Thysanoessa inermis</i>)	<1	<1	<1	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,02
Krill arctique (<i>Thysanoessa raschii</i>)	<1	<1	<1	<0,01	0,17	0,07	<0,01	0,81	0,36
Zooplankton, total	20,1	42,8	32,2	14,53	15,19	14,79	24,35	42,55	32,49
Invertébré (<i>Invertebrata</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Chaetognathe (<i>Parasagitta elegans</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Mollusque (<i>Mollusca</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Gastéropode (<i>Gastropoda</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Papillon de mer (<i>Limacina</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Mye (<i>Cuspidaria</i> sp.)	<1	-	<1	0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
Sépiole (<i>Rossia</i> sp.)	-	<1	<1	-	0,02	<0,01	-	0,02	<0,01
Polychète (<i>Polychaeta</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Souris de mer (<i>Aphrodita hastata</i>)	-	<1	<1	-	0,01	<0,01	-	0,11	0,05
Crustacé (<i>Crustacea</i>)	10,4	15,6	13,2	5,58	1,93	4,16	8,6	6,68	7,74
Ostracode (<i>Ostracoda</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Copépode (<i>Copepoda</i>)	2,8	4,5	3,7	0,22	0,21	0,21	1,48	0,98	1,26

Proie	F _{occ}			CM			CIR		
	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total	Années 90	2015-19	Total
Crustacé (<i>Malacostraca</i>)	<1	-	<1	0,02	-	0,01	0,41	-	0,23
Cumacé (<i>Cumacea</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	0,09	0,04
Isopode (<i>Isopoda</i>)	<1	-	<1	<0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
Isopode (<i>Syscenus infelix</i>)	-	<1	<1	-	0,06	0,02	-	0,03	0,01
Amphipode (<i>Amphipoda</i>)	4,2	<1	2,2	10,18	0,02	6,22	13,88	0,07	7,71
Crabe (<i>Brachyura</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Crabe des neiges (<i>Chionoecetes opilio</i>)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Crabe lyre (<i>Hyas</i> sp.)	-	<1	<1	-	<0,01	<0,01	-	<0,01	<0,01
Oeuf d'invertébré	<1	-	<1	<0,01	-	<0,01	<0,01	-	<0,01
Invertébré digéré	<1	<1	<1	0,11	0,03	0,08	0,18	0,06	0,13
Autres invertébrés, total	16,9	20,7	18,9	16,13	2,29	10,73	24,56	8,05	17,18
Invertébrés, total	38,4	58,3	49,1	74,38	64,7	70,61	77,67	80,9	79,11
Matériel digéré non-identifié	6,5	4,5	5,4	4,63	1,42	3,38	11,24	1,84	7,04
Oeuf non-identifié	<1	<1	<1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Proies non-identifiables, total	6,5	4,6	5,5	4,63	1,42	3,38	11,24	1,84	7,04
Total	-	-	-	100	100	100	100	100	100

FIGURES

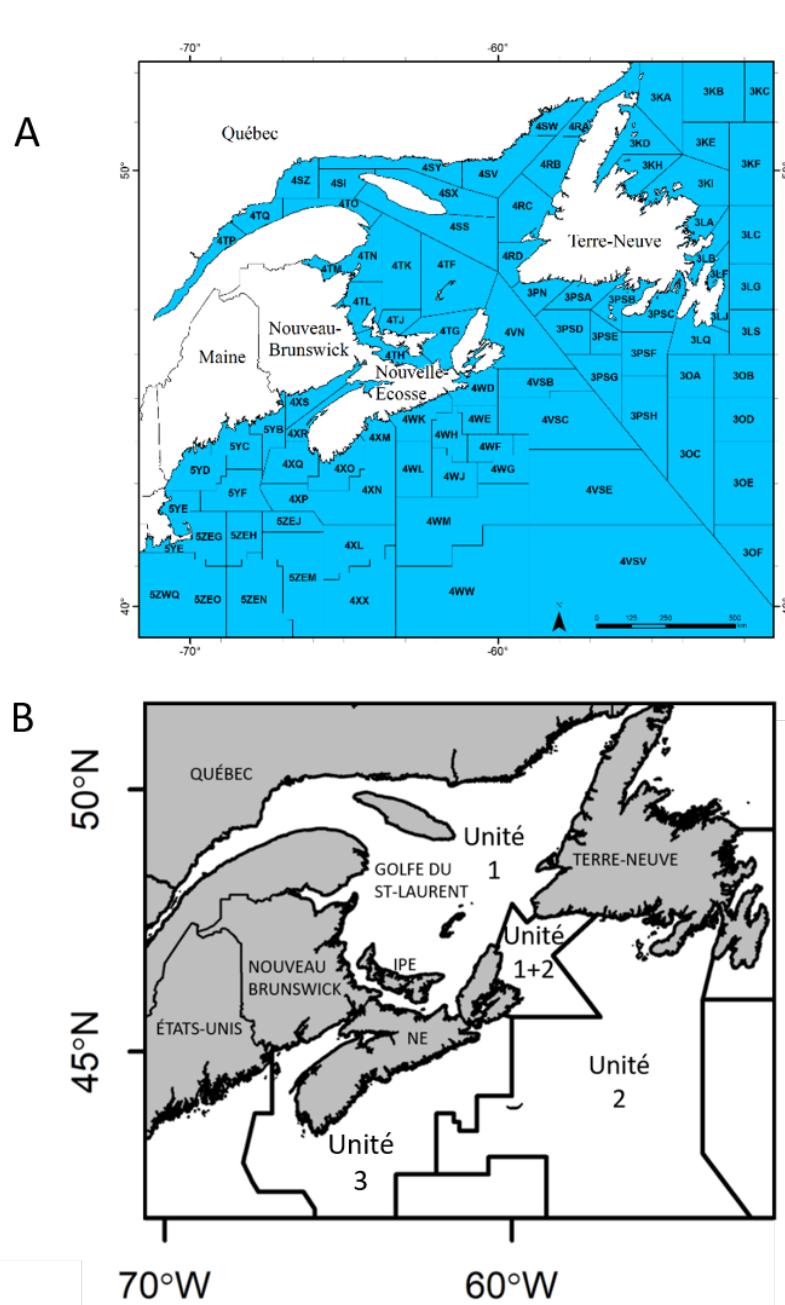


Figure 1. Divisions et sous-divisions de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (A), et unités de gestion 1, 2 et 3 (B, IPE = Île-du-Prince-Édouard, NE = Nouvelle-Écosse).

Zones interdites à la pêche indicatrice au sébaste de l'Unité 1* / Areas prohibited for redfish index fishery in Unit 1*

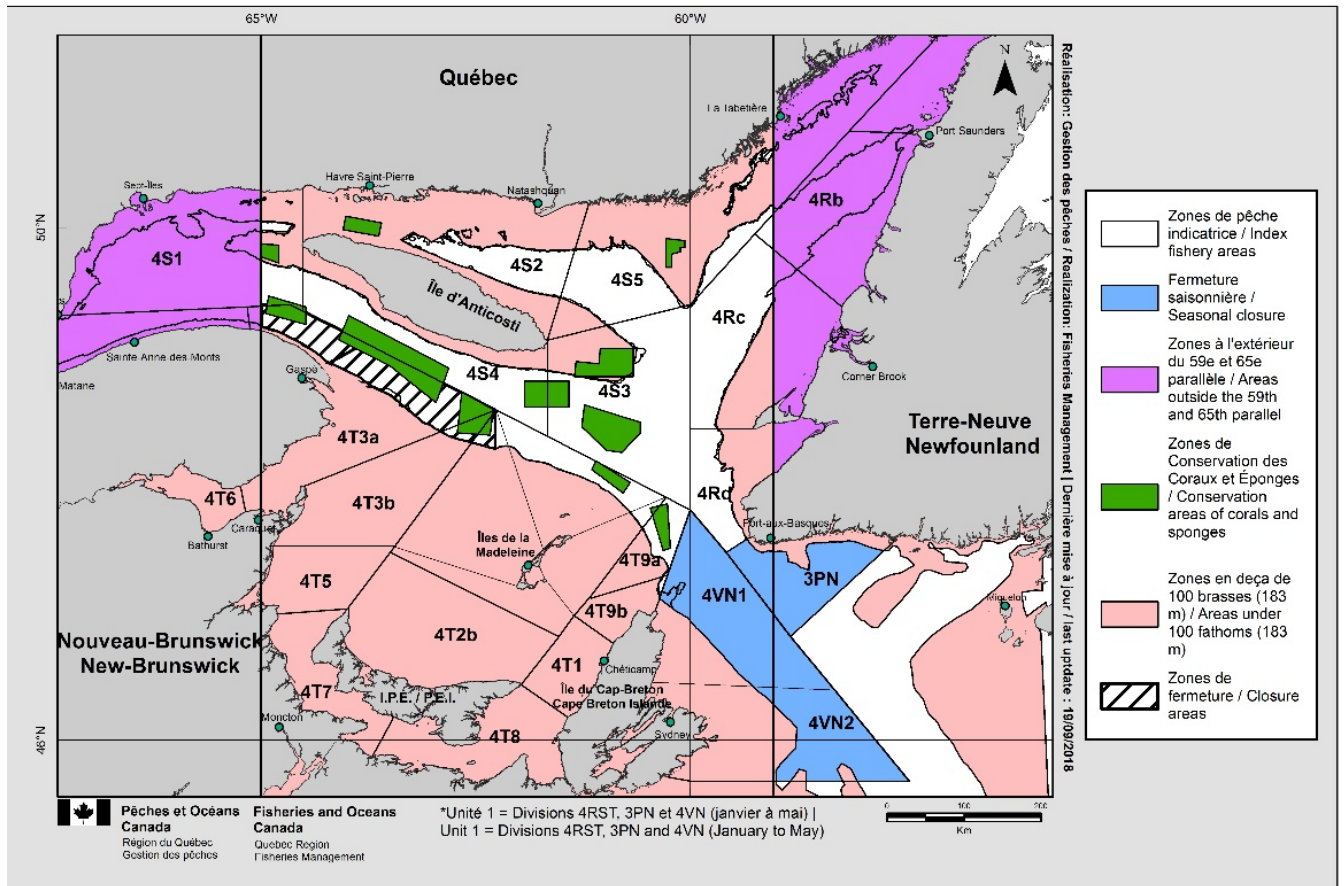


Figure 2. Zones de fermeture relatives à la pêche indicatrice aux sébastes (C). Î.-P.-É. = Île-du-Prince-Édouard.

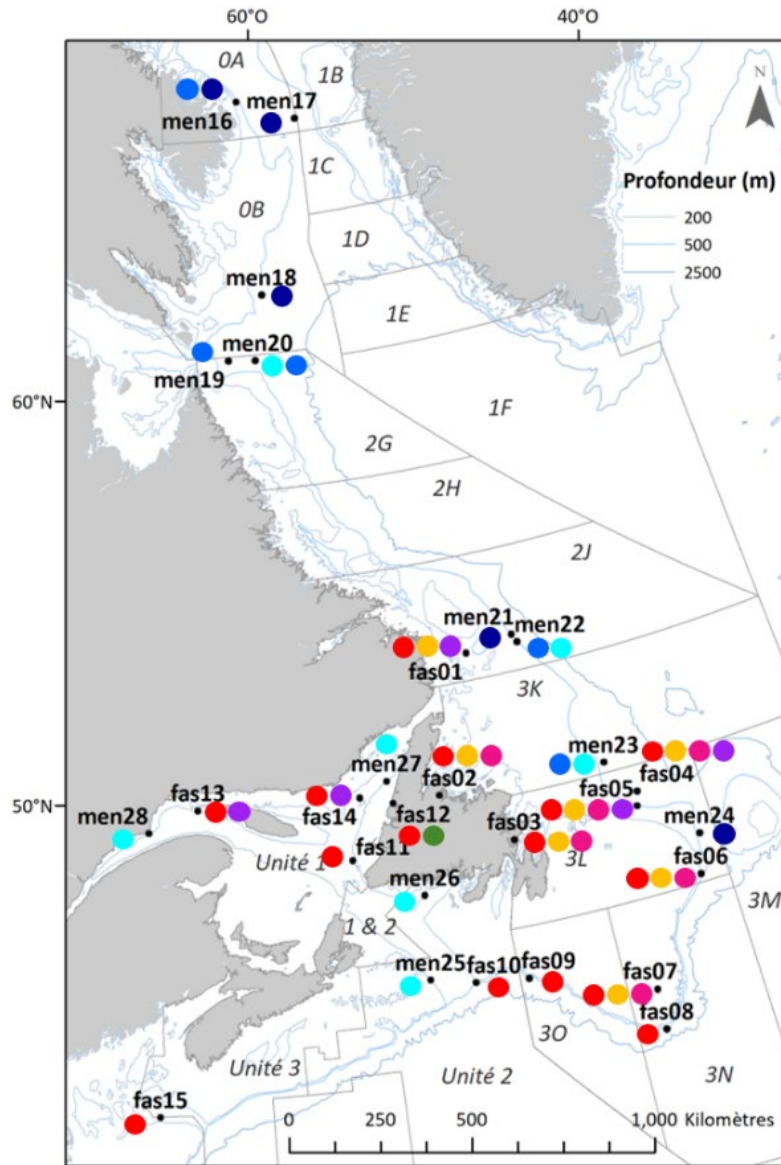


Figure 3. Carte des 28 sites (points noirs) échantillonnés de 2001 à 2015 dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les points colorés à côté de chaque point d'échantillonnage indiquent la présence de grappes génétiques. La présence d'un groupe génétique est indiquée si un individu présente au moins 50 % d'ascendance associée dans la zone d'échantillonnage. Trois écotypes ont été décrits pour *S. mentella* : GSL (cyan), peu profond (bleu clair) et profond (bleu foncé). Cinq populations ont été décrites pour *S. fasciatus* et sont indiquées par la couleur : rouge, jaune, vert, rose et violet.

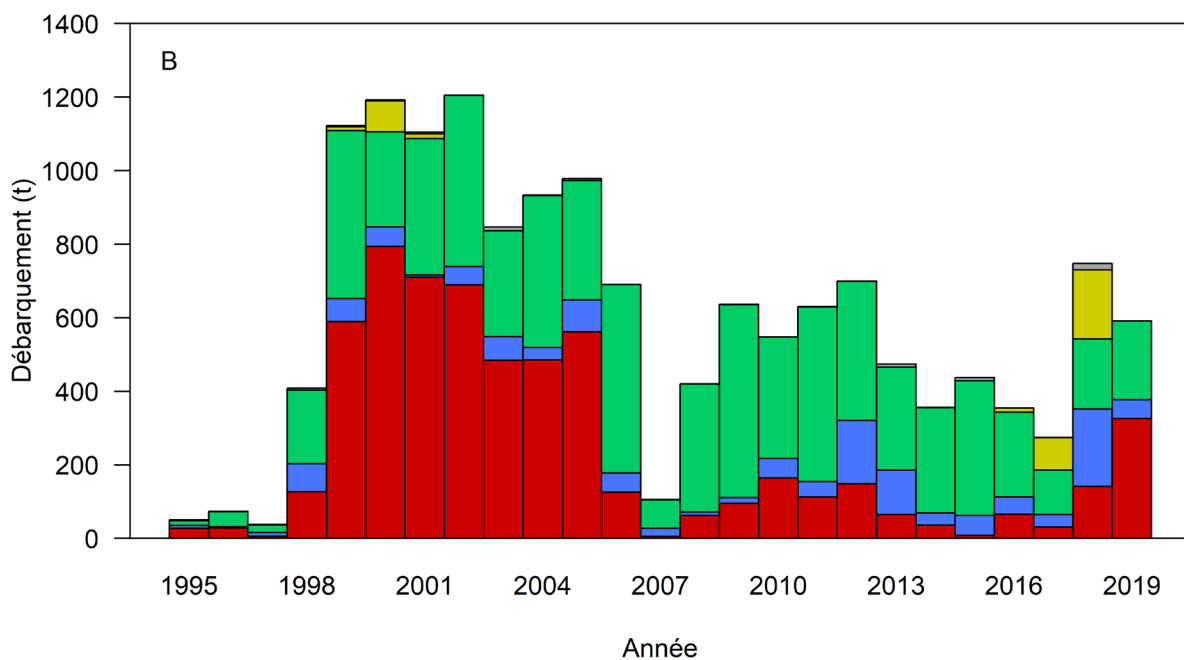
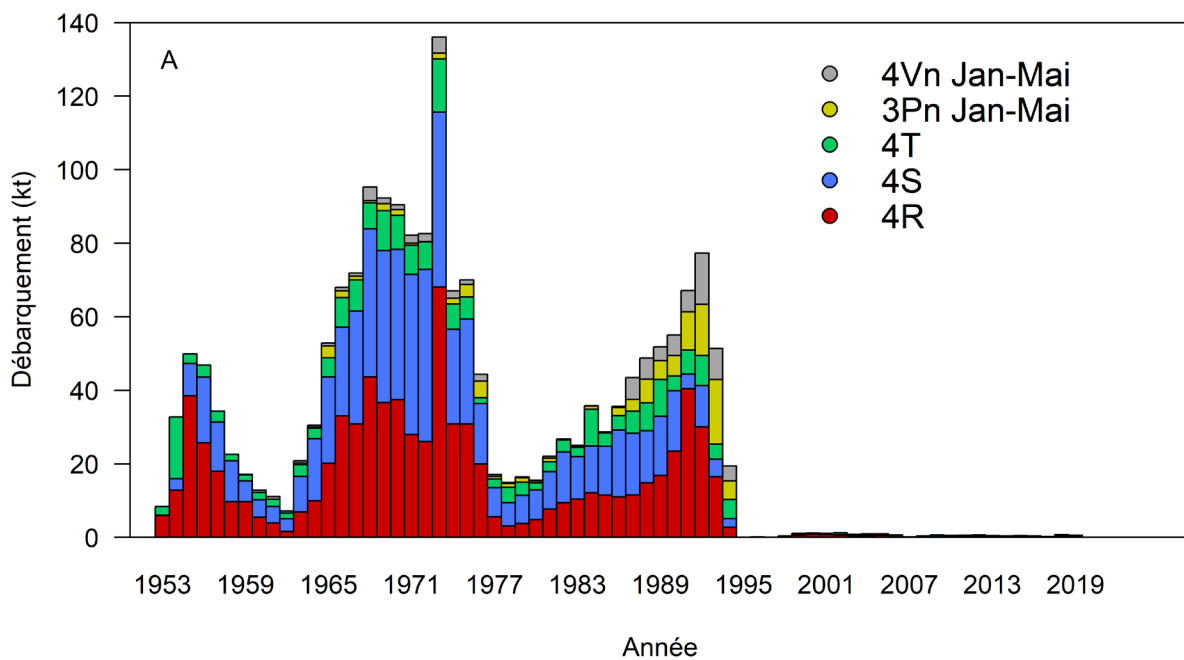


Figure 4. Débarquements annuels des sébastes de la pêche commerciale dans l'unité 1 par division et sous-division OPANO de 1953 à 2019 (A en milliers de tonnes) et de 1995 à 2019 (B en tonne). Ces données incluent les pêches dirigées à toutes les espèces. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

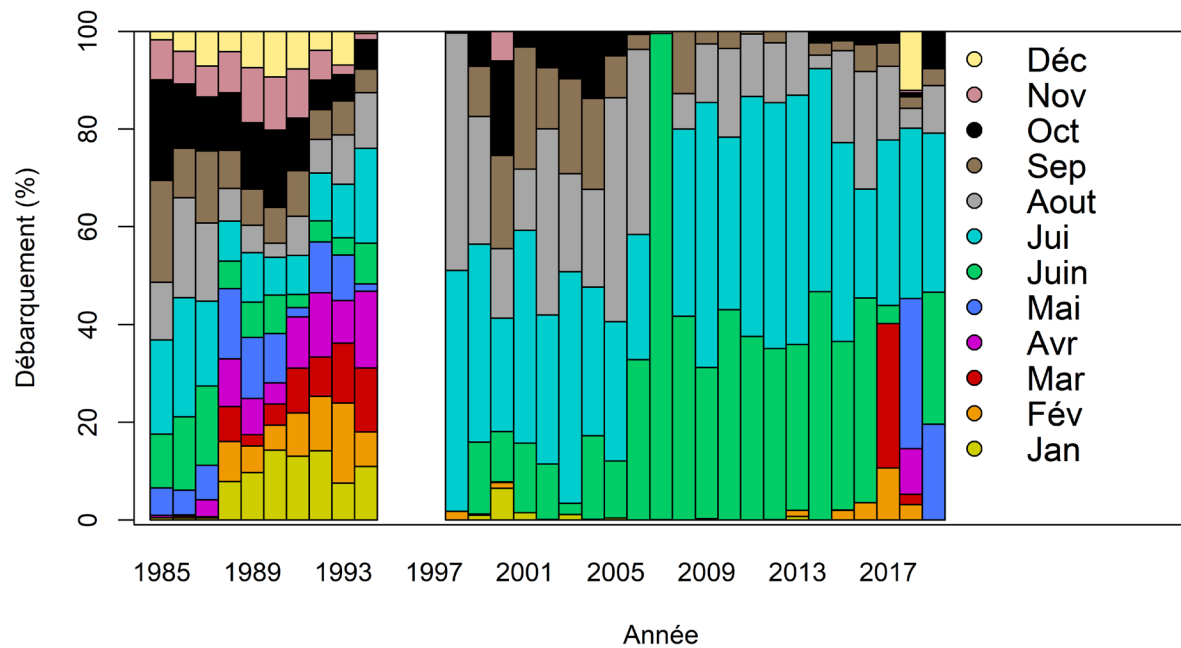


Figure 5. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 par mois de 1985 à 2019. Ces données incluent uniquement la pêche dirigée aux sébastes. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

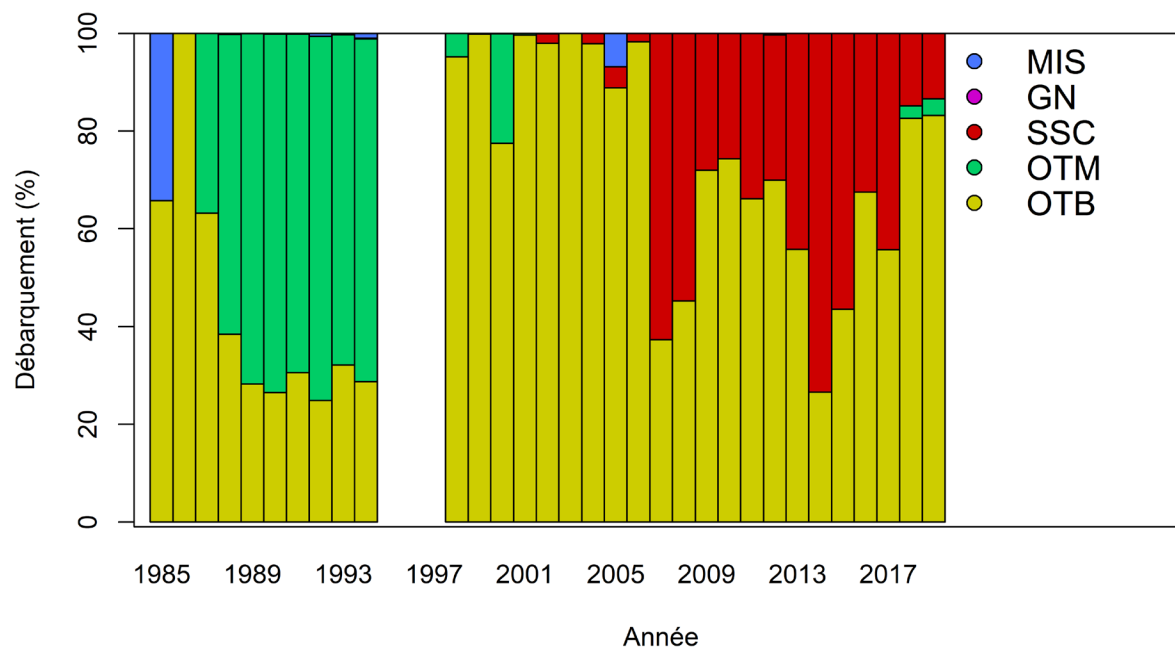


Figure 6. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 par engin de pêche de 1985 à 2019. Ces données incluent uniquement la pêche dirigée aux sébastes. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires. OTB : chalut de fond, OTM : chalut pélagique, SSC : seine écossaise, GN : filet maillant et MIS : divers.

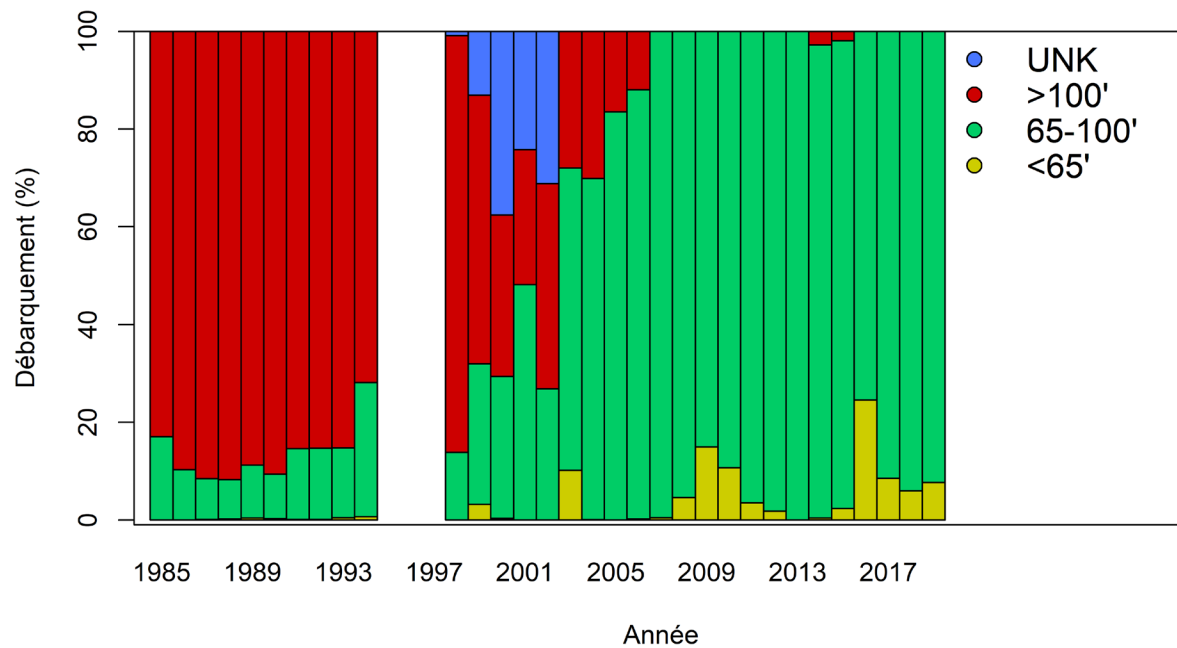


Figure 7. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 par taille de bateau (en pied) de 1985 à 2019. Ces données incluent uniquement la pêche aux sébastes. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires. UNK : inconnu.

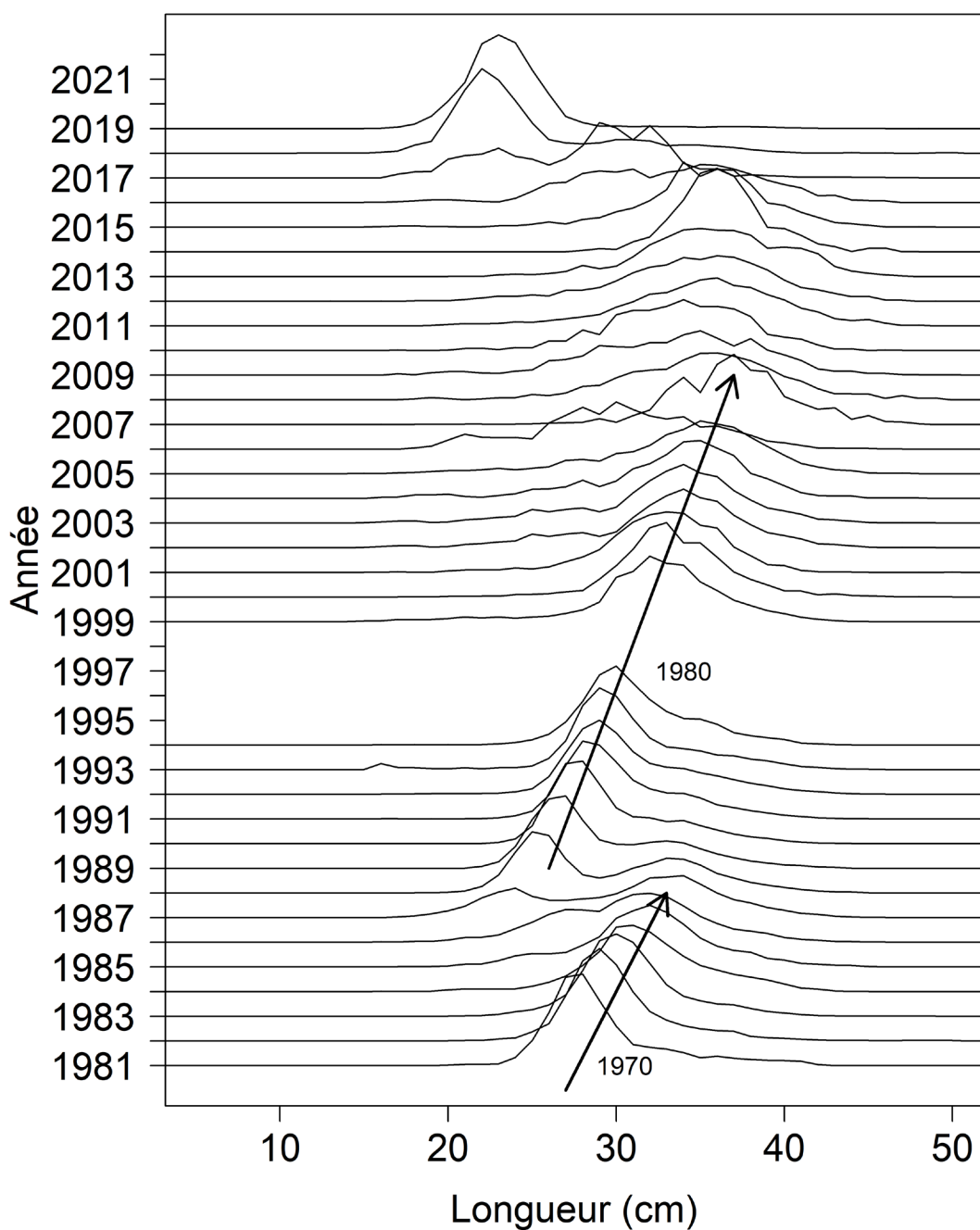


Figure 8. Fréquence de longueur des captures commerciales en pourcentage dans l'unité 1 de 1981 à 2019. Aucune pêche dirigée aux sébastes n'a eu lieu de 1995 à 1997. Les flèches indiquent la trajectoire de croissance des cohortes de 1970 et 1980. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

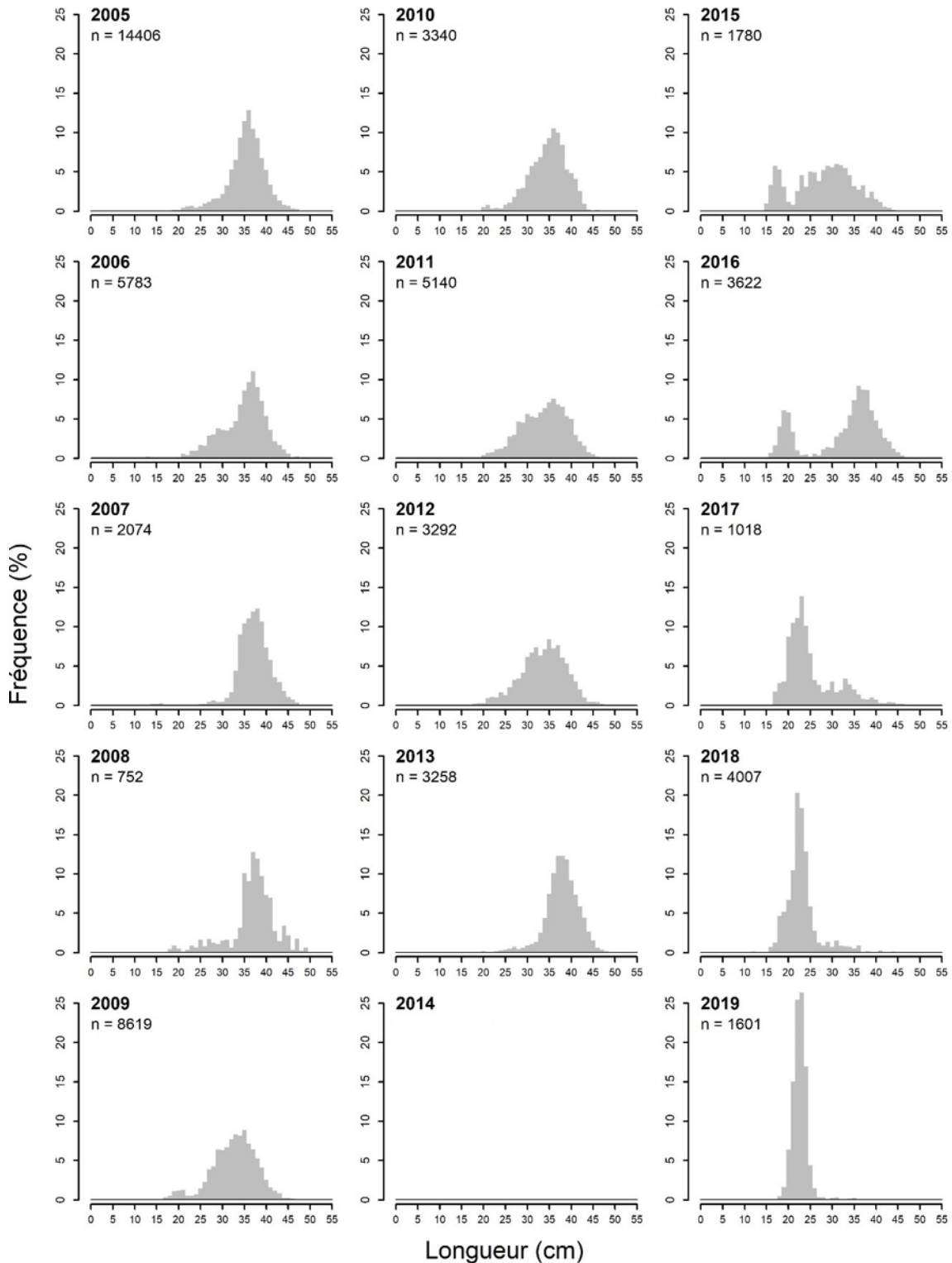


Figure 9. Distribution des fréquences de longueur (%) des sébastes de l'unité 1 de 2005 à 2019 d'après les données des observateurs en mer de la pêche indicatrice. Le nombre de poissons mesurés est indiqué (n). Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

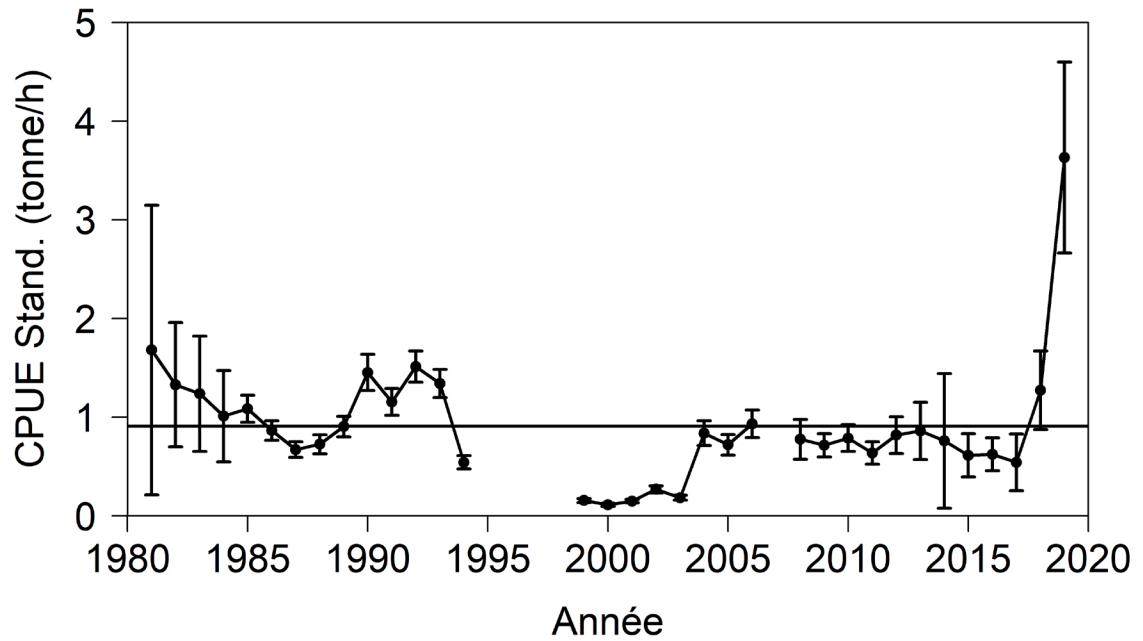


Figure 10. Captures par unité d'effort standardisées (CPUE avec intervalles de confiance à 95 %) au chalut de fond dans l'unité 1 pour les activités de pêches commerciales menées entre mai et octobre (1981-1994) et de la pêche indicatrice (1999-2006 et 2008-2019). 2007 n'est pas présentée car les activités de pêche étaient très limitées. La ligne continue représente la moyenne de la série. Les valeurs de 2018 et 2019 sont préliminaires.

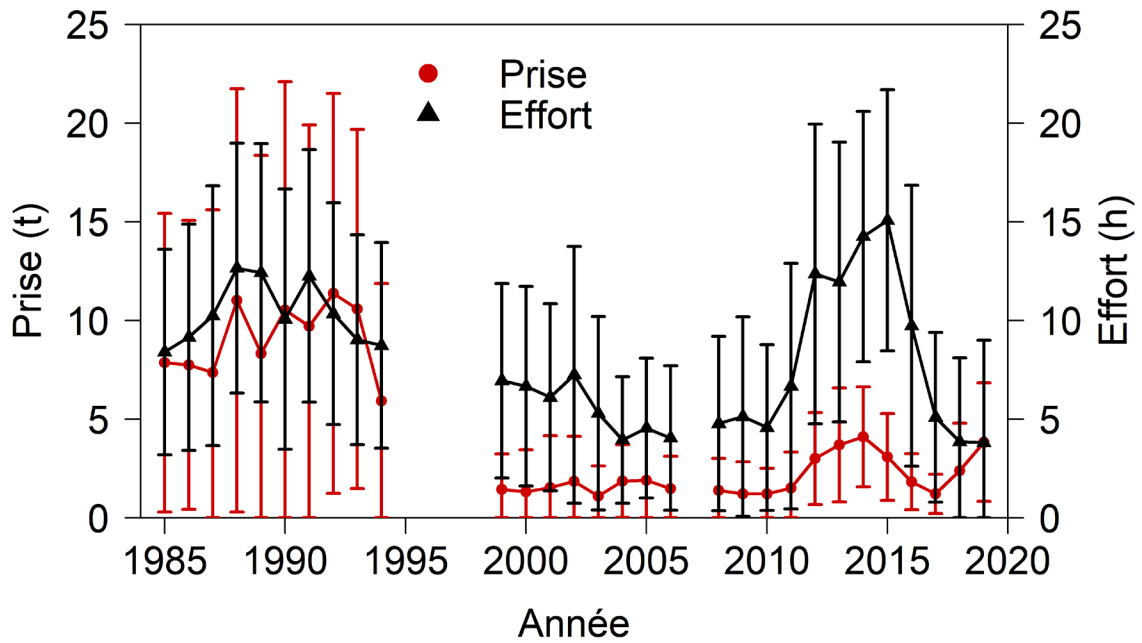


Figure 11. Prises moyennes (cercles rouges) et effort (triangles noirs) dans la pêche entre mai et octobre (1985-1994) et de la pêche indicatrice (1999-2006 et 2008-2019). Les barres d'erreurs représentent l'écart-type. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

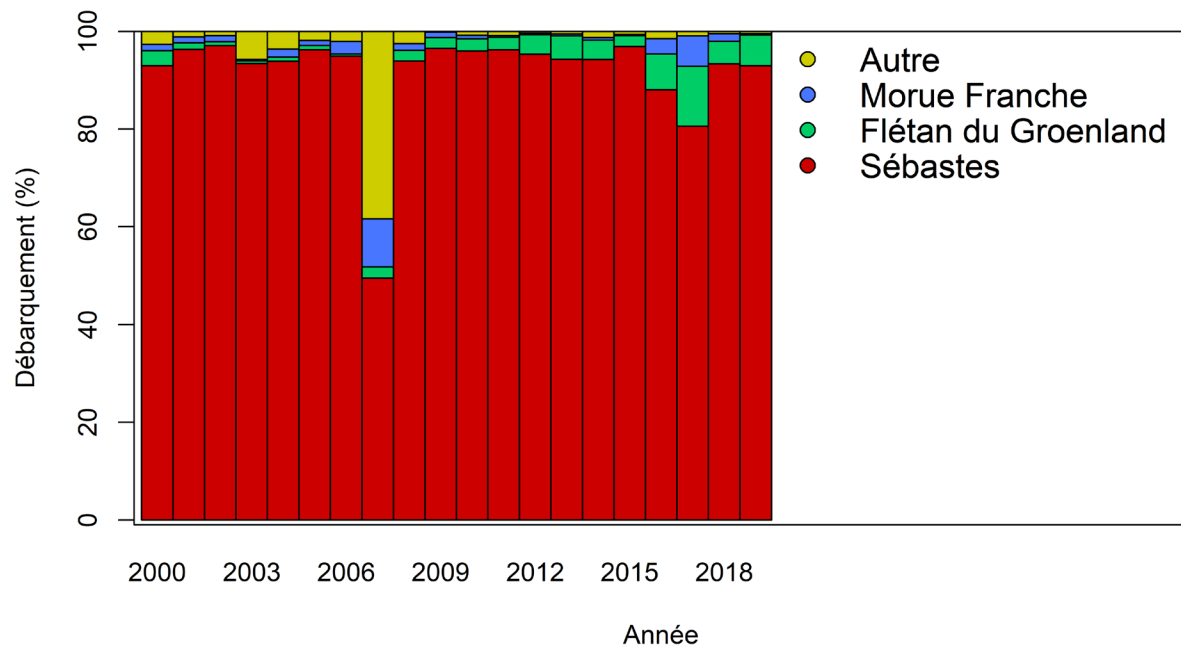


Figure 12. Débarquements annuels des sébastes (pourcentage de la biomasse) dans l'unité 1 en fonction de l'espèce pour laquelle la pêche est dirigée de 2000 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

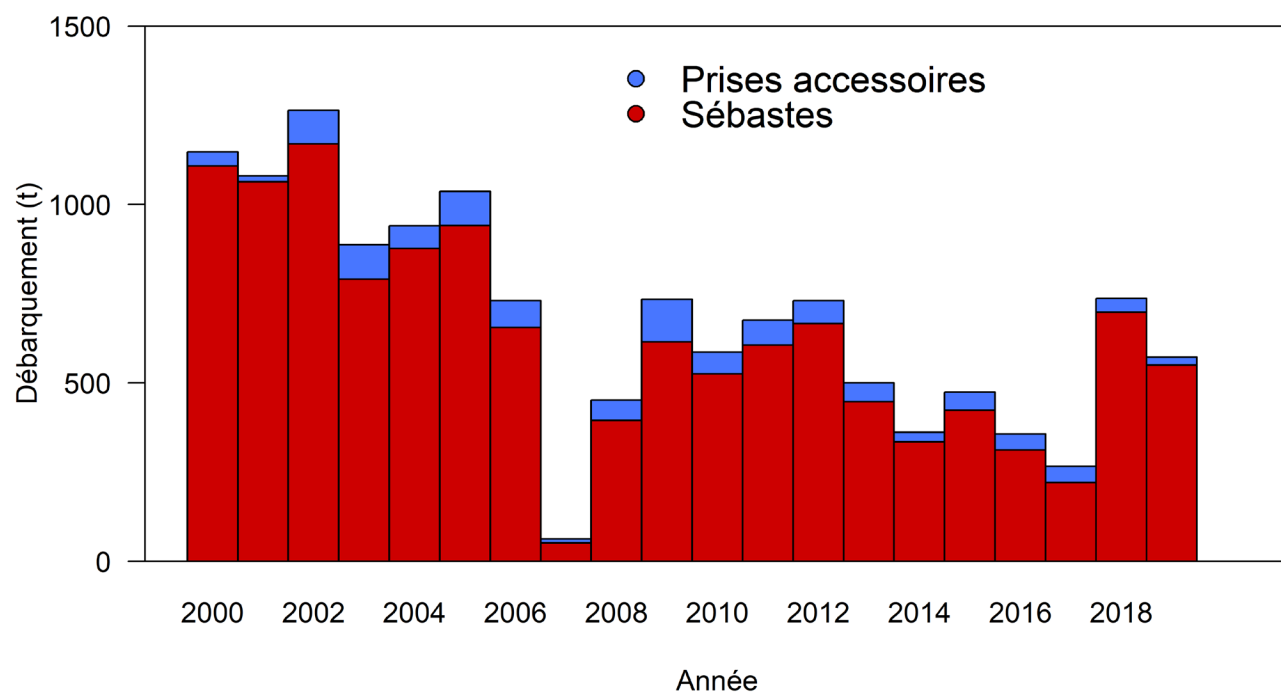


Figure 13. Débarquements annuels des sébastes et de prise accessoire (en tonnes) dans la pêche dirigée aux sébastes dans l'unité 1 de 2000 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

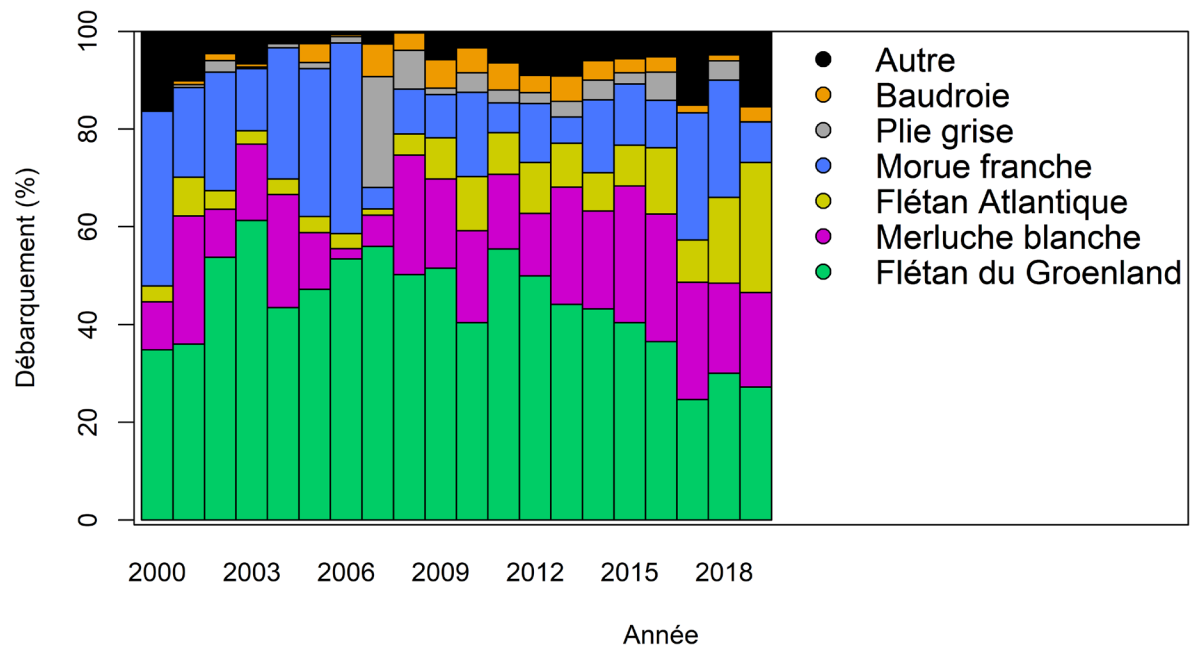


Figure 14. Débarquements annuels des prises accessoires (pourcentage de la biomasse) par espèce capturée dans la pêche dirigée aux sébastes dans l'unité 1 de 2000 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

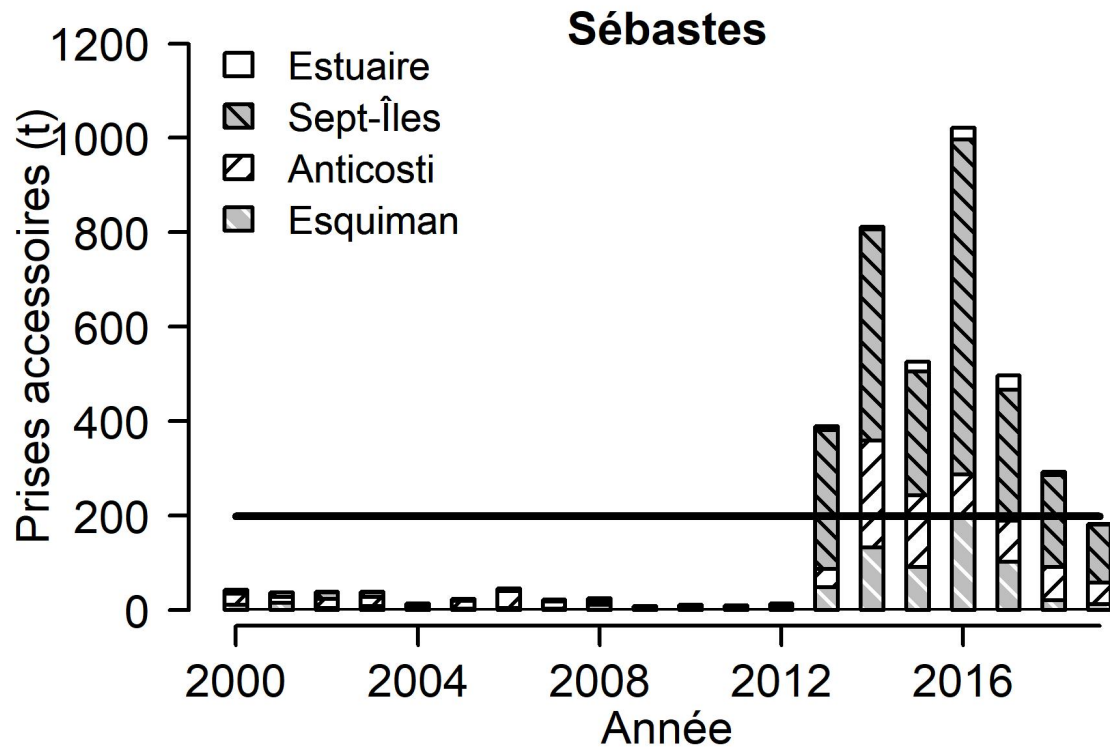


Figure 15. Estimation annuelle des prises accessoires des sébastes dans la pêche à la crevette nordique, par zone de pêche à la crevette et d'après les données des observateurs en mer. La ligne horizontale continue représente la moyenne 2000-2017. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

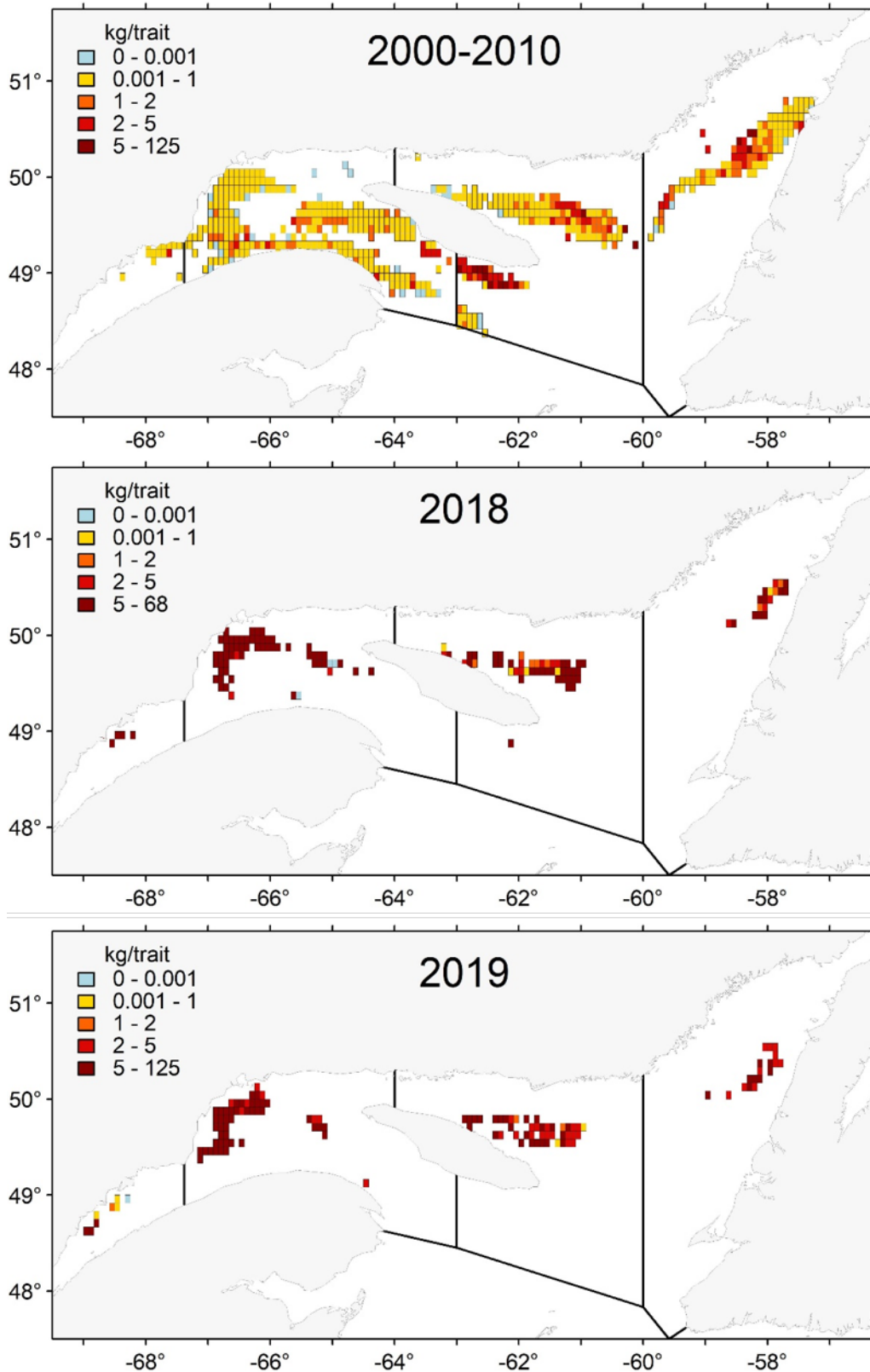


Figure 16. Distribution spatiale des taux des prises accessoires des sébastes (kg/trait) dans la pêche à la crevette nordique de 2000-2010, 2018 et 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

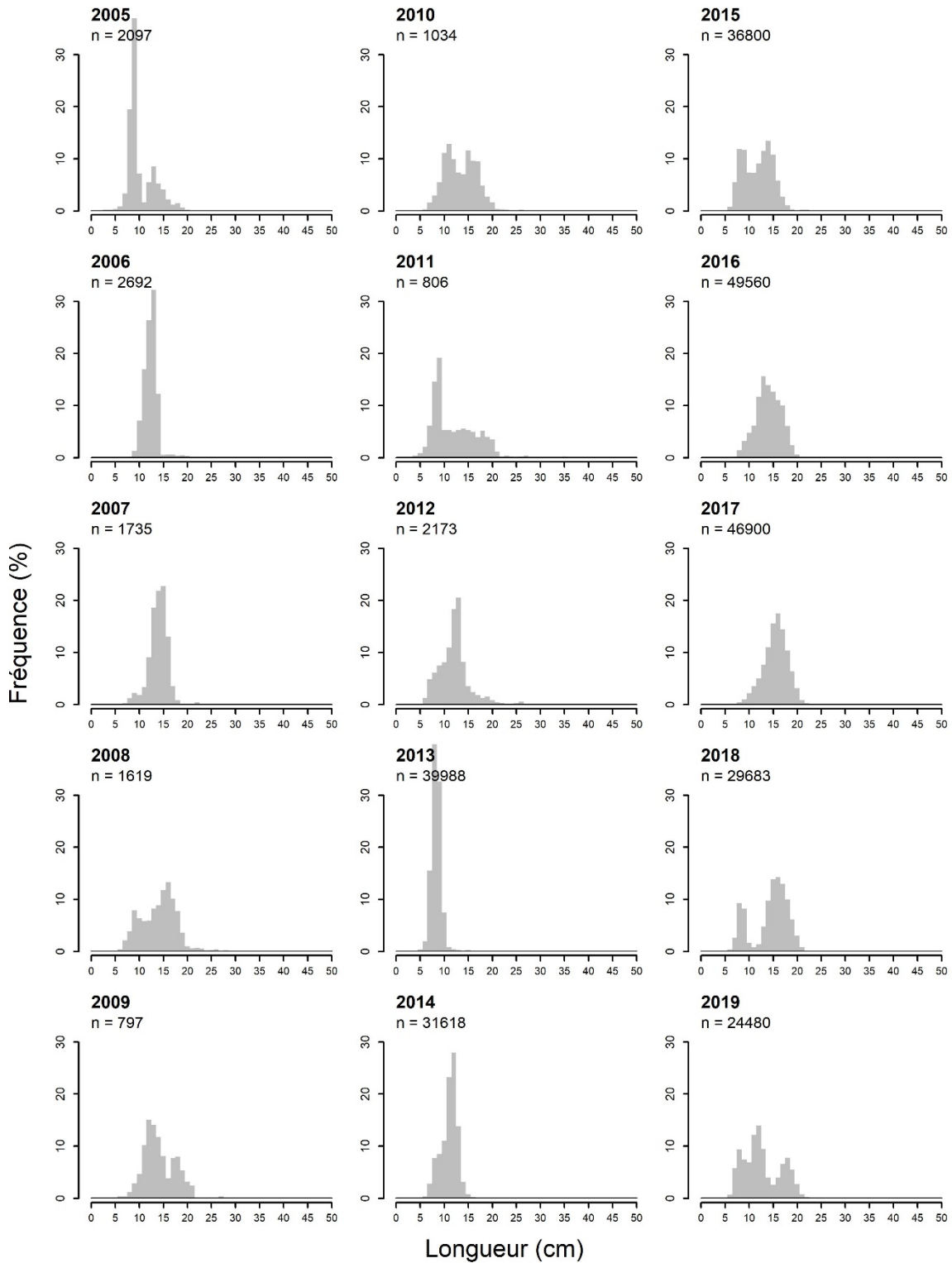


Figure 17. Distribution des fréquences de longueur (%) des prises accessoires des sébastes dans la pêche à la crevette nordique de 2005 à 2019. Le nombre de poissons mesurés est indiqué (n).

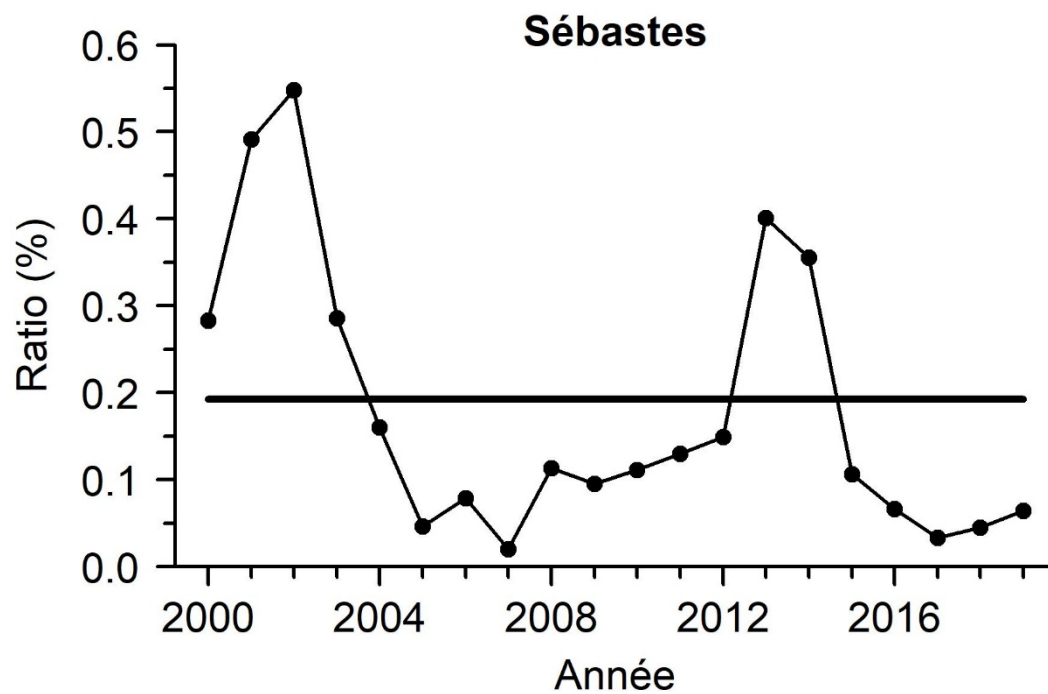


Figure 18. Ratio (%) entre la quantité de sébastes capturés comme prises accessoires dans la pêche à la crevette nordique et la biomasse minimale chalutable de sébastes de moins de 20 cm pêchés dans le cadre du relevé de recherche, de 2000 à 2019. La ligne continue indique la moyenne pour les années 2000 à 2017. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

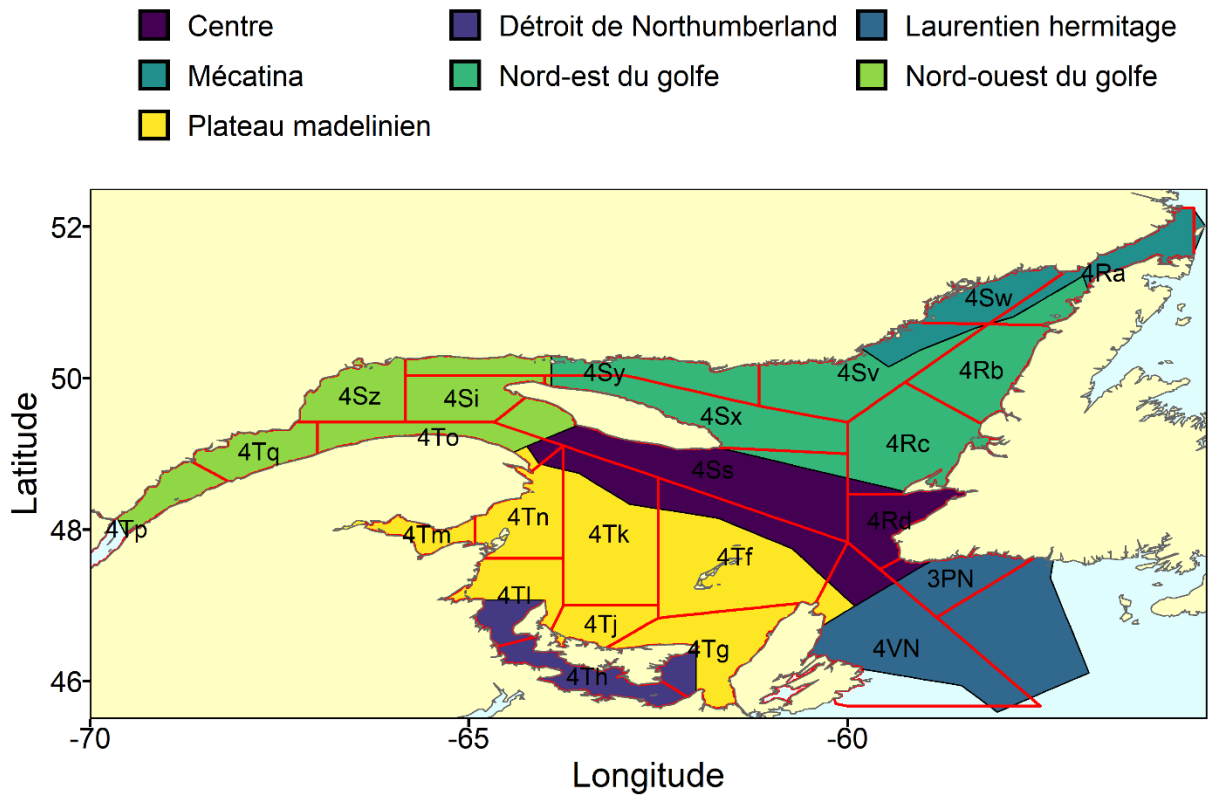


Figure 19. Carte des zone de l'approche écosystémique. Les divisions OPANO sont superposées.

Modèle	Variable	Sébastes	Flétan du Groenland	Flétan atlantique	Morue franche	Merluche blanche
binomial	Chalut pélagique	↓	↓	↓	↑	↑
	Profondeur	-	↑	↓	↓	↑
	Hiver	-	↑	-	↑	-
	Zone AE Laurentien Hermitage	-	↓	-	↑	↑
	Zone AE NE du Golfe	-	-	↓	-	↑
log-normal	Chalut pélagique	↑	↓	↓	↓	-
	Profondeur	↓	↑	-	-	↑
	Hiver	-	↑	-	↑	↓
	Zone AE Laurentien Hermitage	↓	-	↑	↑	↑
	Zone AE NE du Golfe	-	-	-	-	↑

Figure 20. Résumé de l'effet de l'engin, de la profondeur, de la saison et de la zone géographique sur les CPUE de sébastes et de prises accessoires quantifiées à l'aide de modèles linéaires généralisés. La directionnalité des facteurs significatifs est indiquée par des flèches, une augmentation de la probabilité d'occurrence et des CPUE étant illustrée par une flèche vers le haut, et une diminution, par une flèche vers le bas. Les effets désirables (augmentation de la probabilité d'occurrence et des CPUE des sébastes, et diminution de la probabilité d'occurrence et des CPUE des prises accessoires) sont indiqués en vert, et les effets indésirables sont indiqués en rouge.

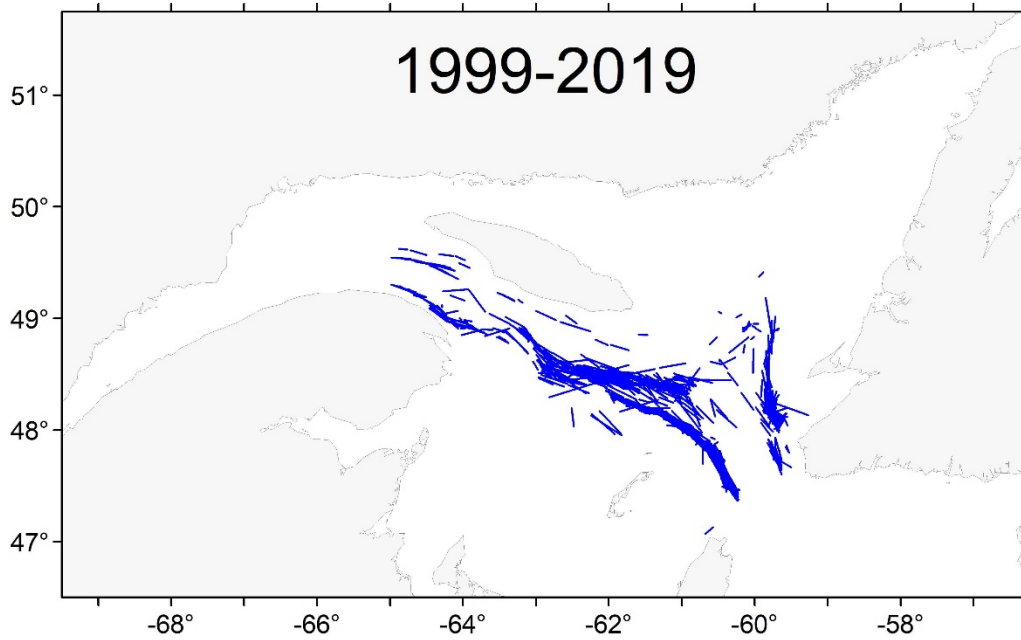


Figure 21. Position de début et de fin des 1 731 traits retenus échantillonnés par des observateurs en mer dans l'unité 1 entre juin et octobre pour la période allant de 1999 à 2019. Les valeurs pour 2018 et 2019 sont préliminaires.

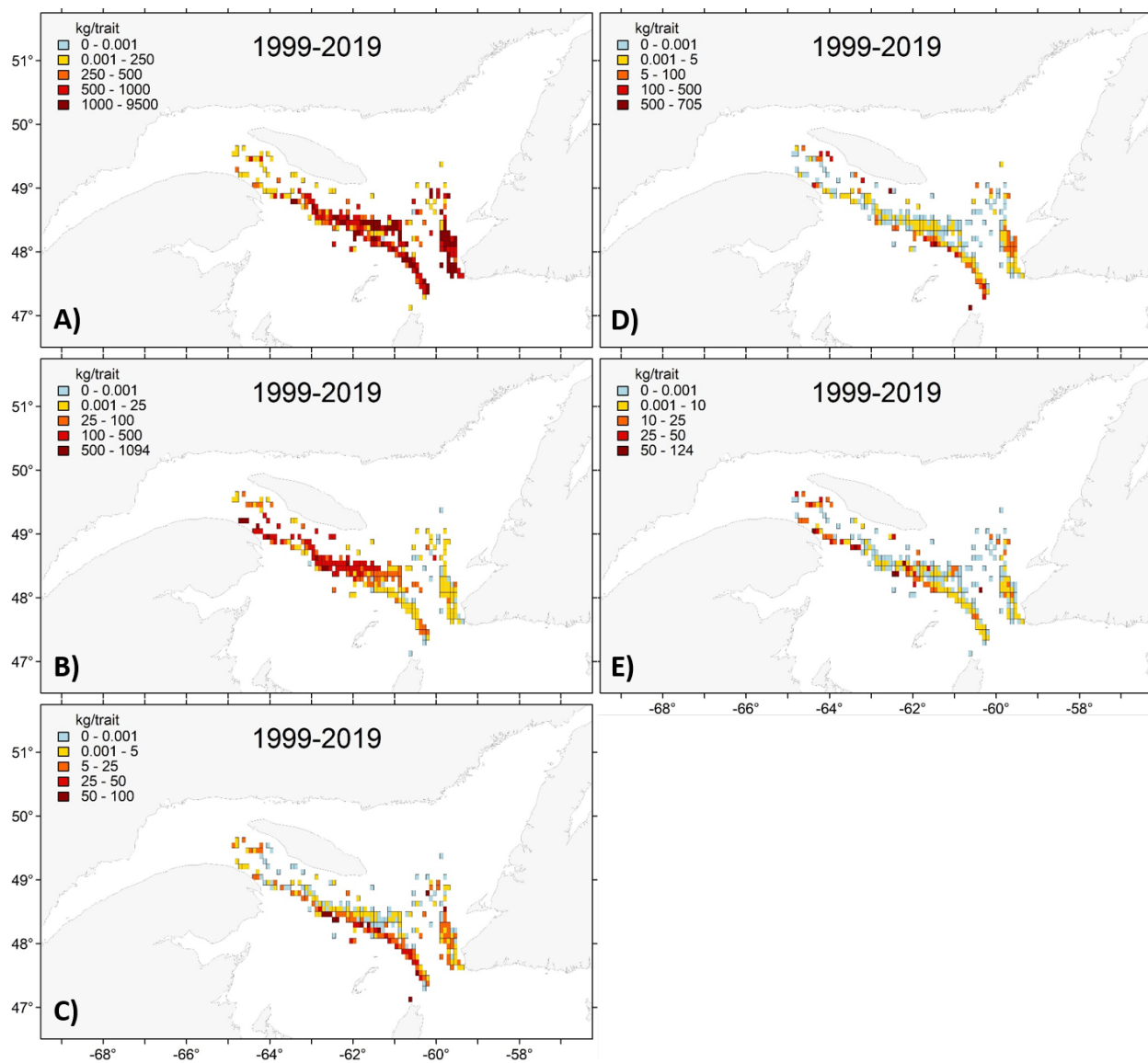


Figure 22. Distribution spatiale des taux de capture (kg/trait) des sébastes (A), du flétan du Groenland (B), de la merluche blanche (C), de la morue franche (D) et du flétan atlantique (E) d'après les données des observateurs en mer dans la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

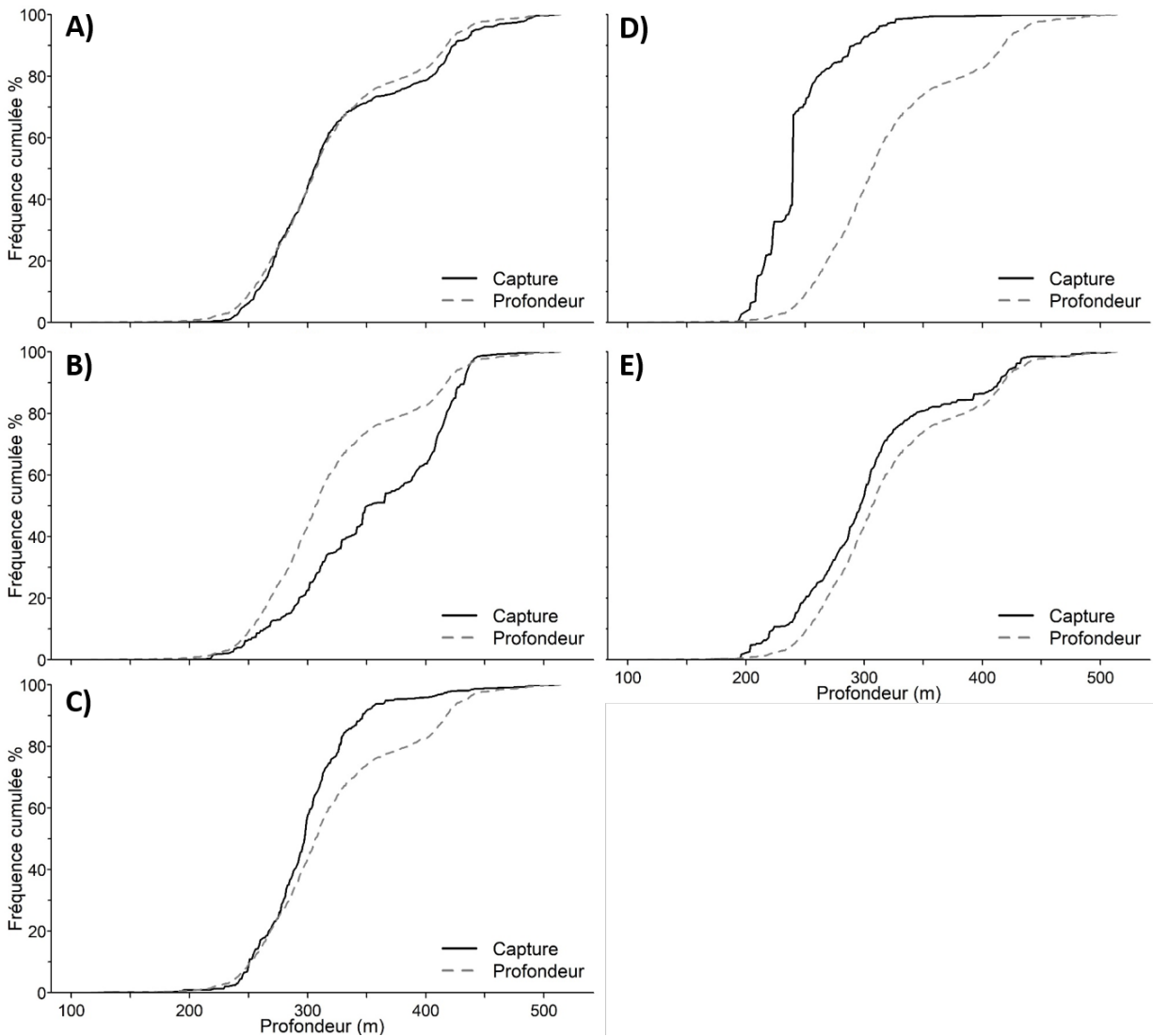


Figure 23. Distribution de fréquence cumulée (%) des sébastes (A), du flétan du Groenland (B), de la merluche blanche (C), de la morue franche (D) et du flétan atlantique (E) en fonction de la profondeur d'après les données des observateurs en mer dans la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

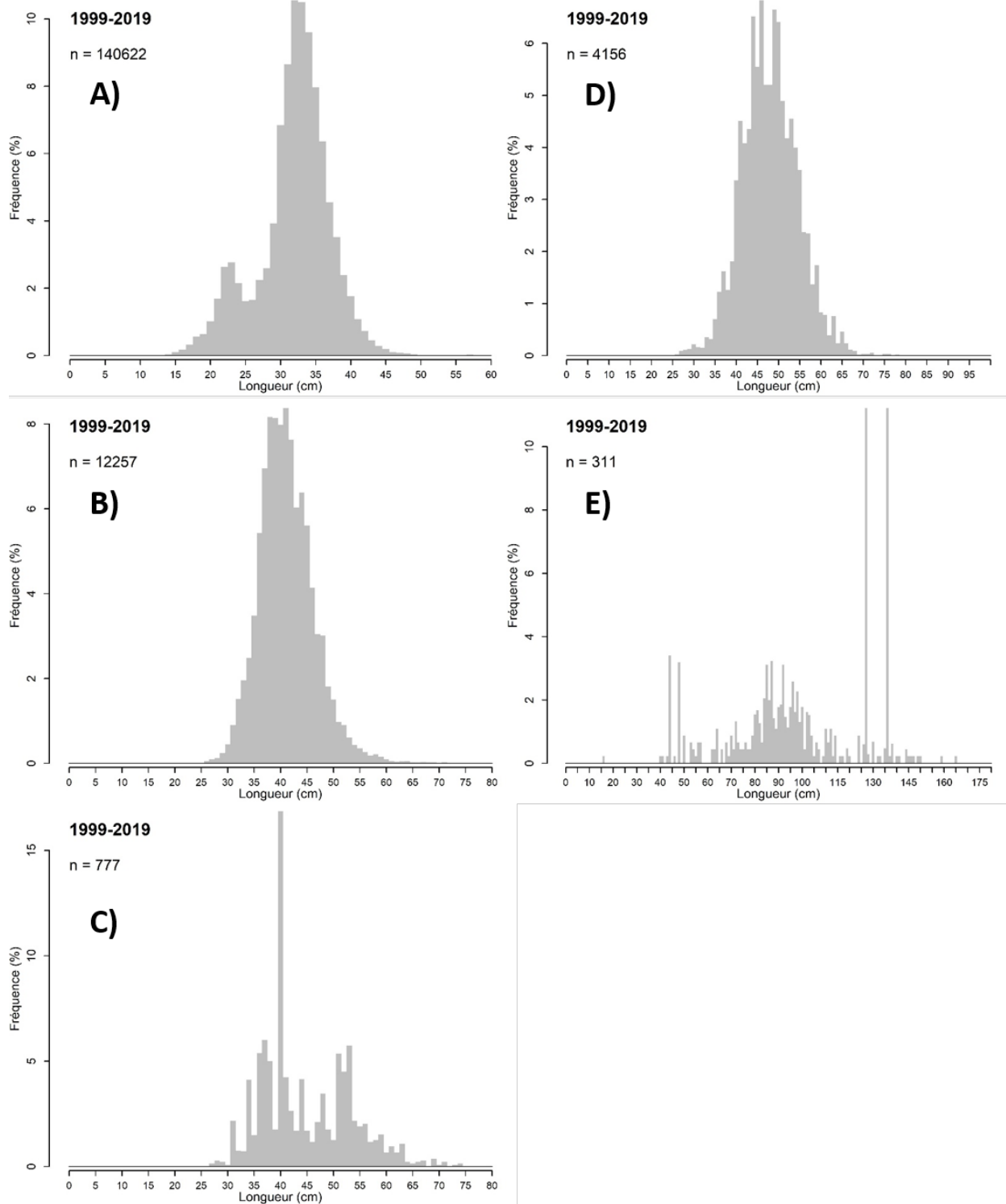


Figure 24. Distribution des fréquences de longueur (%) des sébastes (A), du flétan du Groenland (B), de la merluche blanche (C), de la morue franche (D) et du flétan atlantique (E) d'après les données des observateurs en mer dans la pêche dirigée aux sébastes de 1999 à 2019. Le nombre de poissons mesurés est indiqué (n). Les données de 2018 et 2019 sont préliminaires.

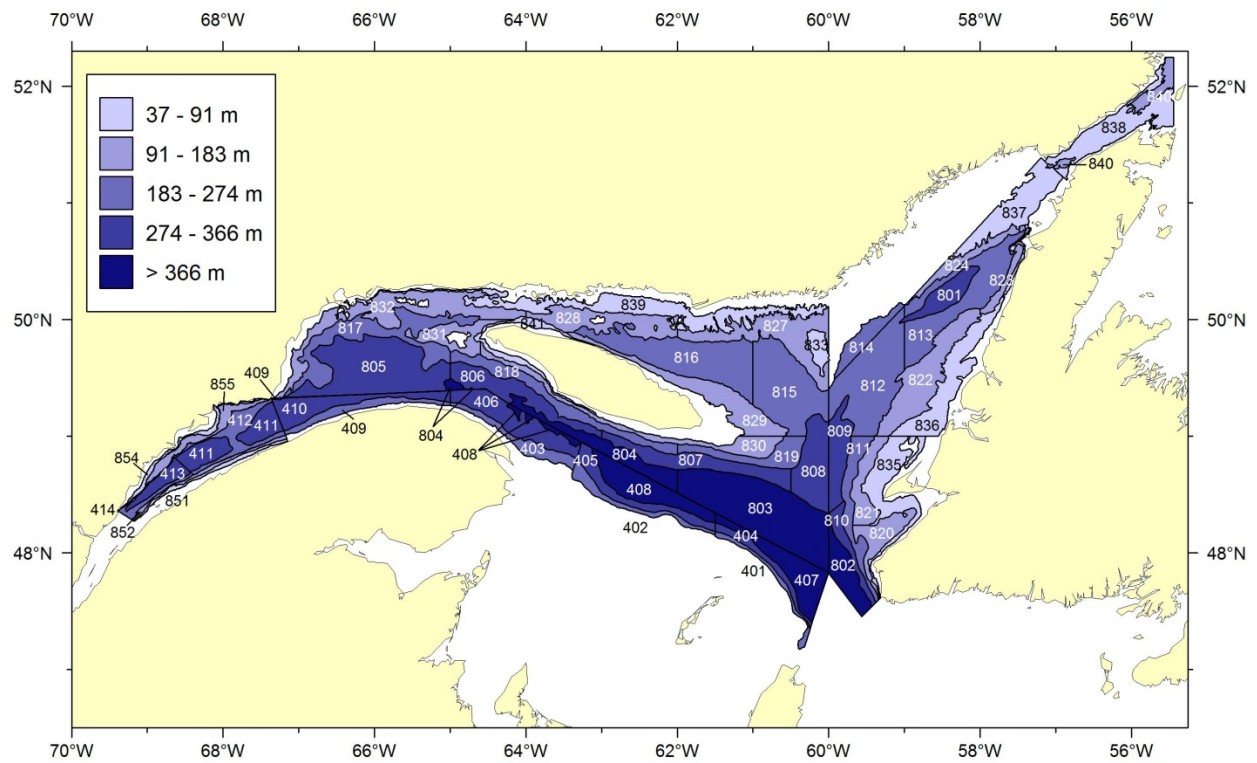


Figure 25. Schéma de stratification utilisée pour le relevé du MPO dans le nGSL.

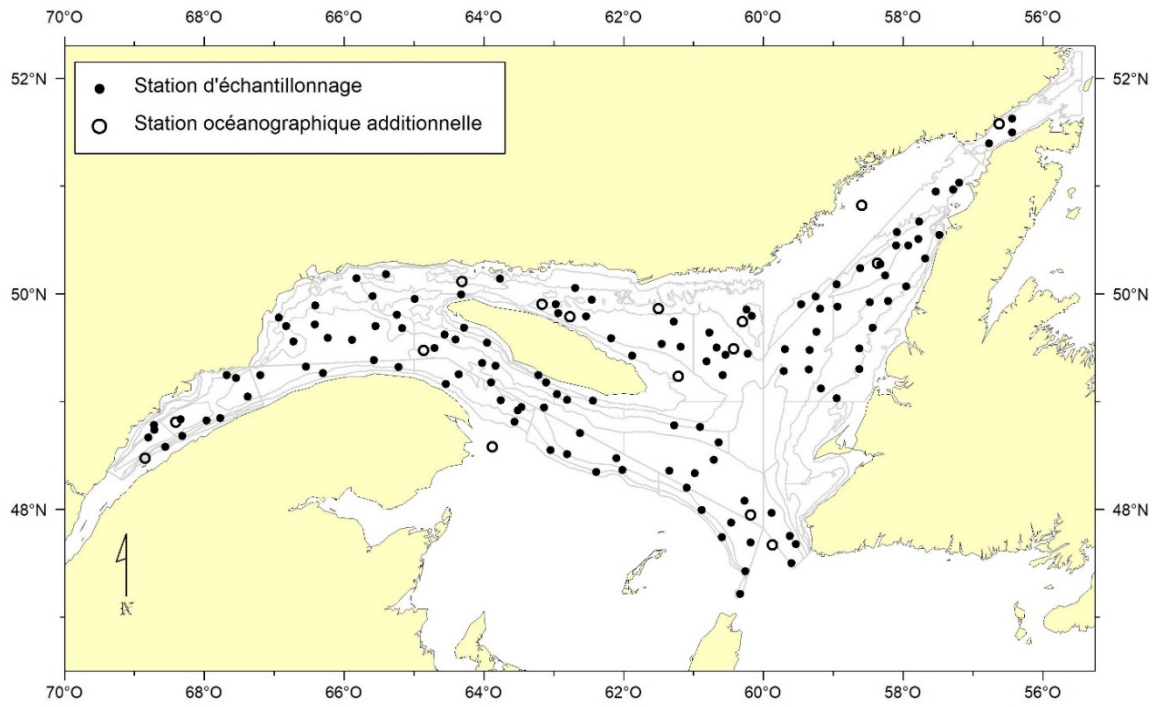


Figure 26. Positions des stations d'échantillonnage réussies (chalutage et océanographie) et des stations océanographiques additionnelles pour le relevé du MPO dans le nGSL en août 2019.

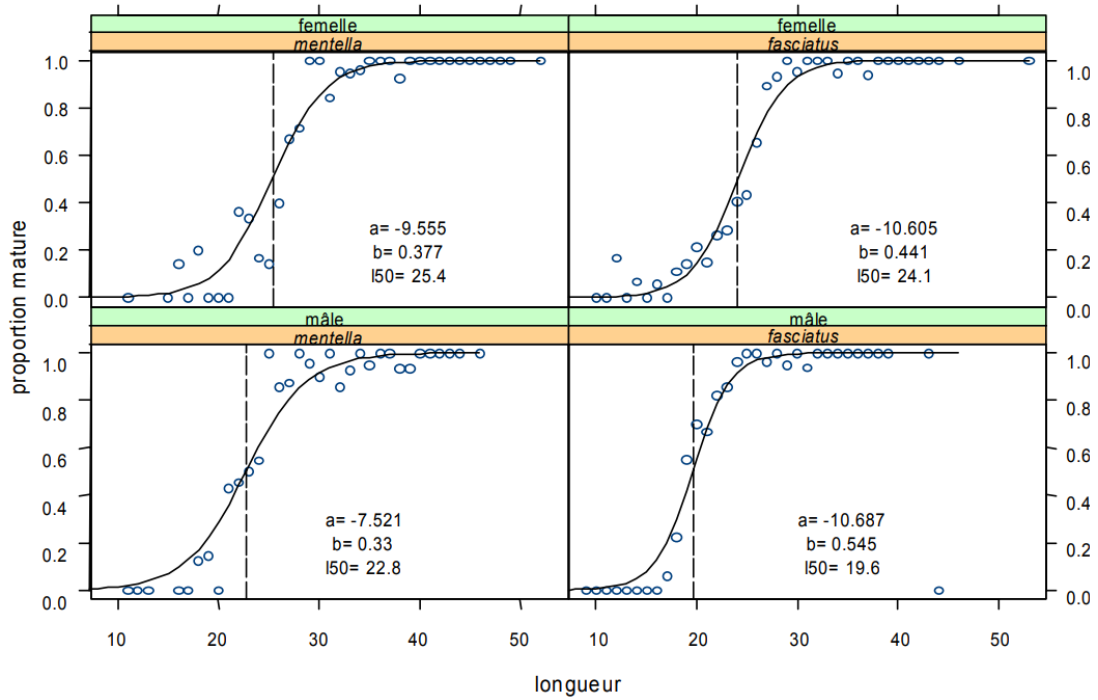


Figure 27. Ogive de maturité des sébastes par espèce et par sexe tirée de Gascon (2003). La proportion des individus matures en fonction de leur taille est illustrée par des cercles bleus et les L50 sont indiquées.

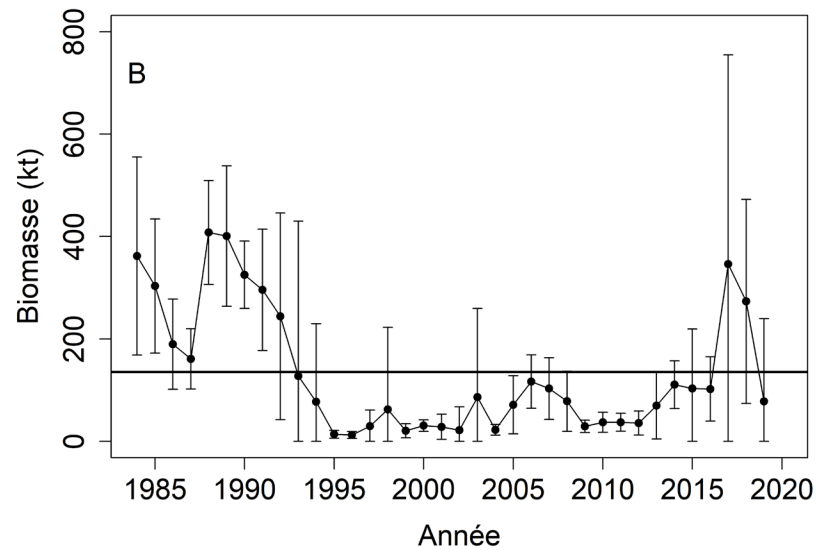
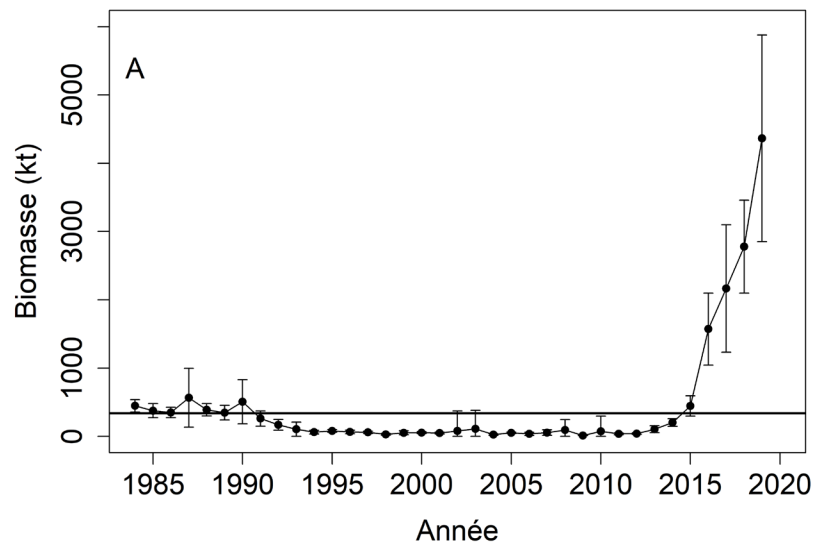


Figure 28. Biomasse minimale chalutable en kilotonnes (kt), avec des intervalles de confiance à 95 %, de *S. mentella* (A) et de *S. fasciatus* (B) dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019. Les lignes pleines représentent la moyenne pour la période allant de 1984 à 2018. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées

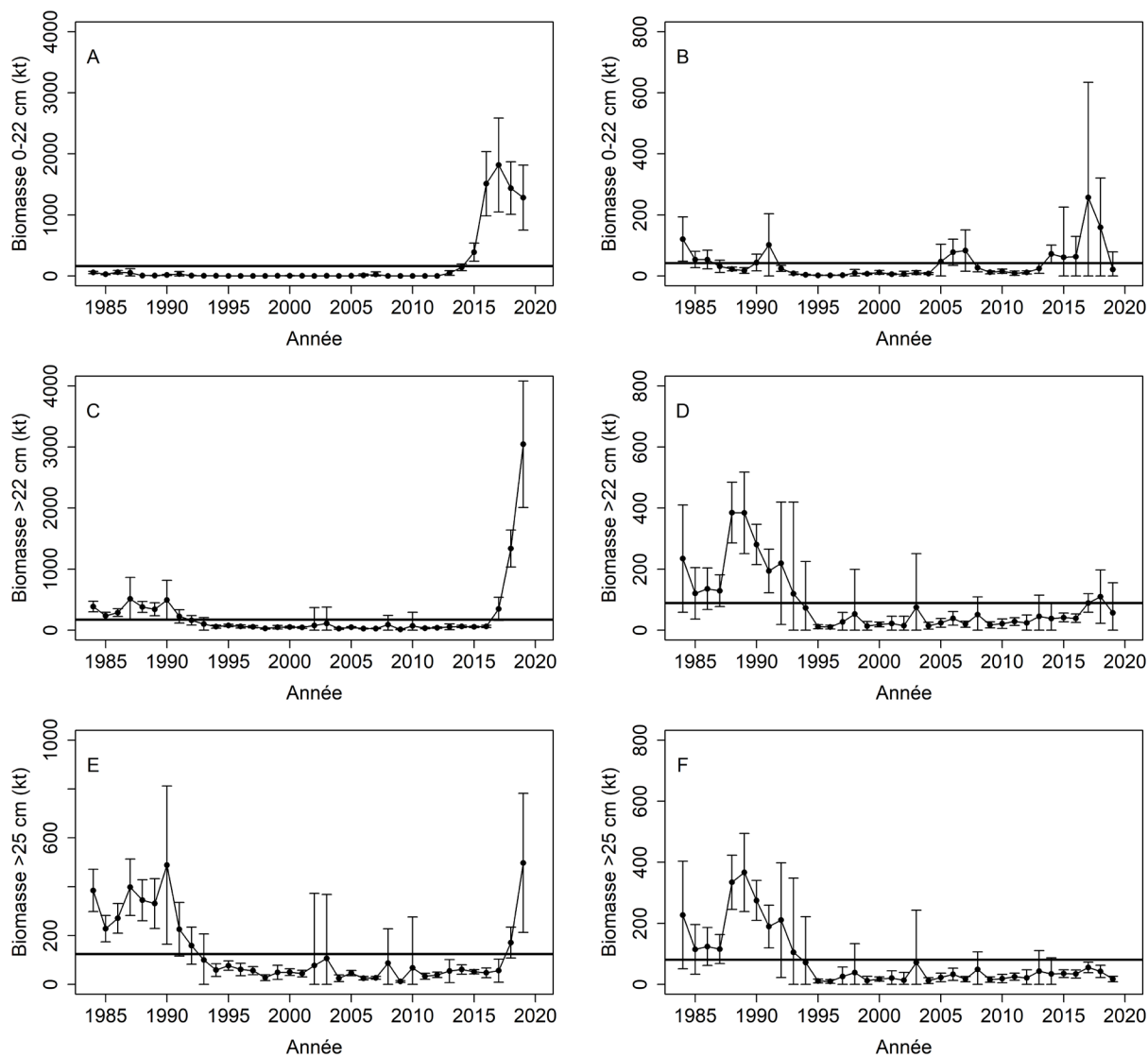


Figure 29. Biomasse chalutable en kilotonnes (kt), avec des intervalles de confiance à 95 %, de *S. mentella* (colonne de gauche, panneaux A, C et E) et de *S. fasciatus* (colonne de droite, panneaux B, D et F) dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019, par classes de longueur. 0 - 22 cm (A-B), > 22 cm (C-D), > 25 cm (E-F). Les lignes pleines représentent la moyenne pour la période allant de 1984 à 2018. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.

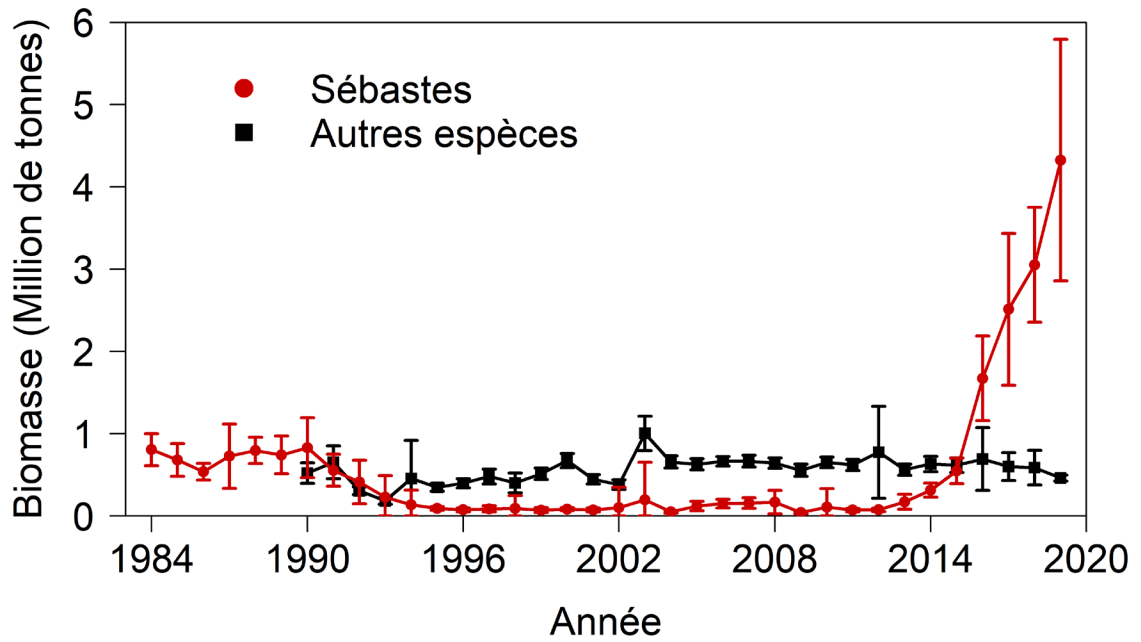


Figure 30. Biomasse chalutable (millions de tonnes), avec des intervalles de confiance à 95 %, des espèces de sébastes (cercles rouges) et de toutes les autres espèces (carrés noirs) échantillonnées dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019.

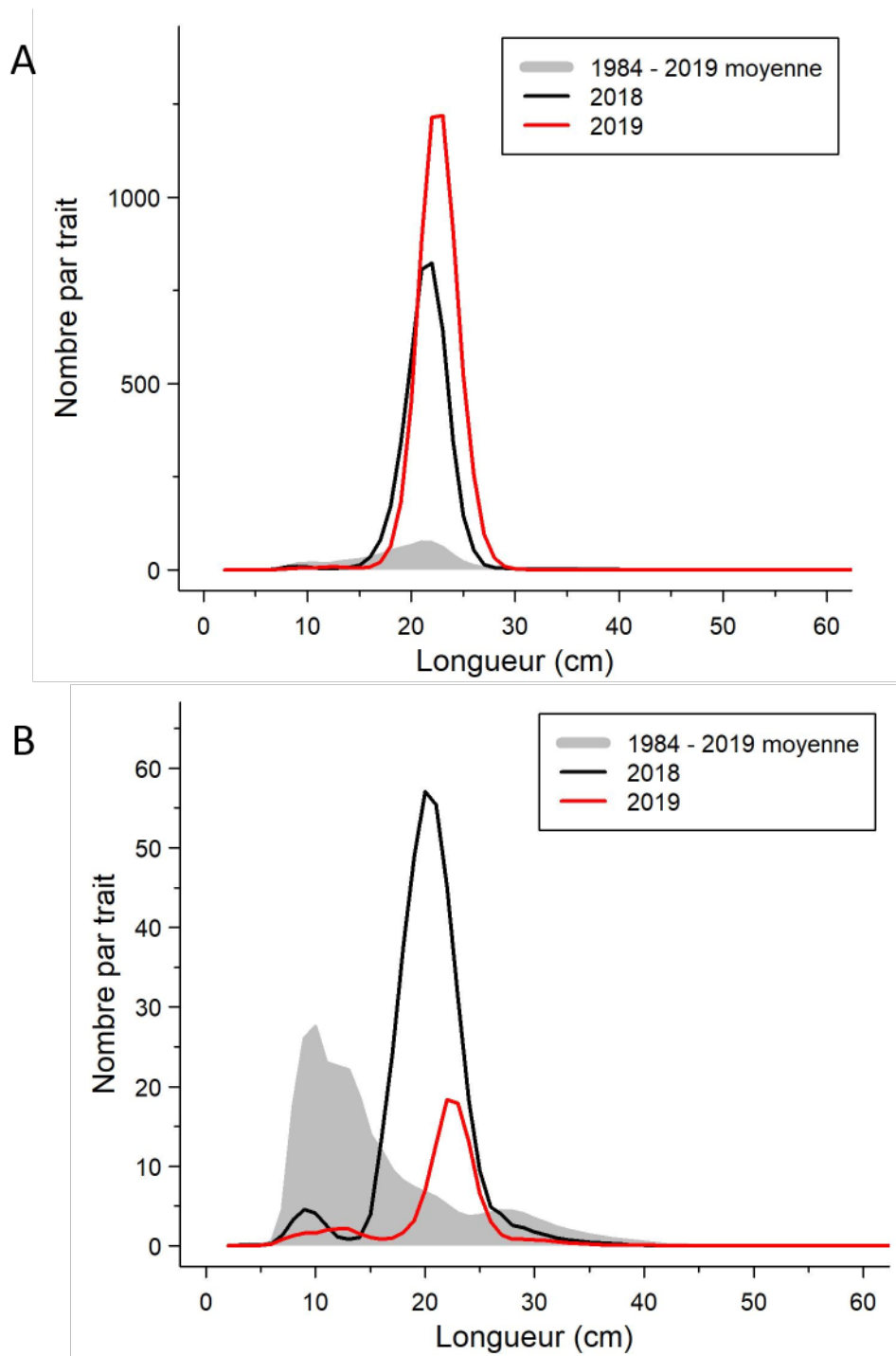


Figure 31. Fréquences de longueur de *S. mentella* (A) et de *S. fasciatus* (B) d'après le relevé du MPO réalisé dans le nGSL pour 2018 et 2019 et selon la moyenne enregistrée entre 1984 et 2019. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.

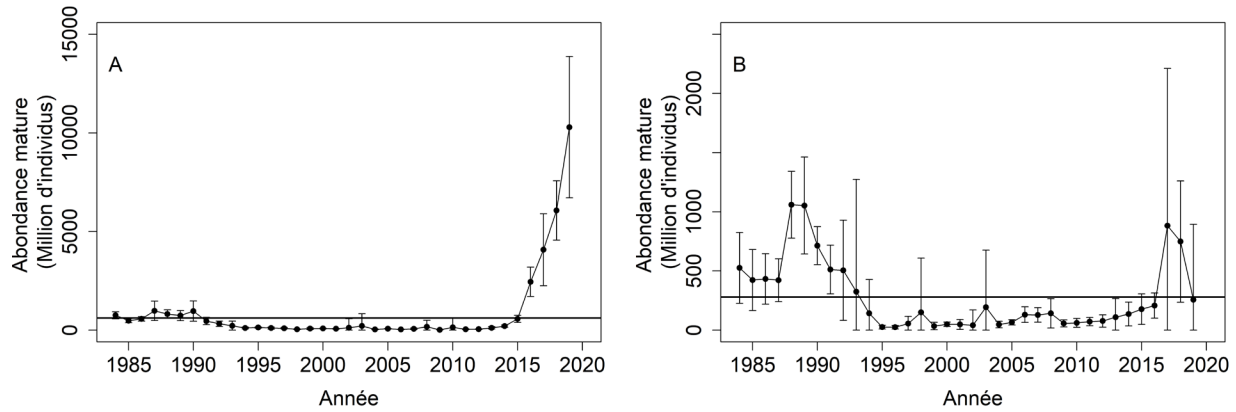


Figure 32. Abondance des poissons matures chalutables (en millions d'individus), avec des intervalles de confiance à 95 %, de *S. mentella* (A) et de *S. fasciatus* (B) d'après le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019. Les lignes pleines représentent la moyenne pour la période allant de 1984 à 2018. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.

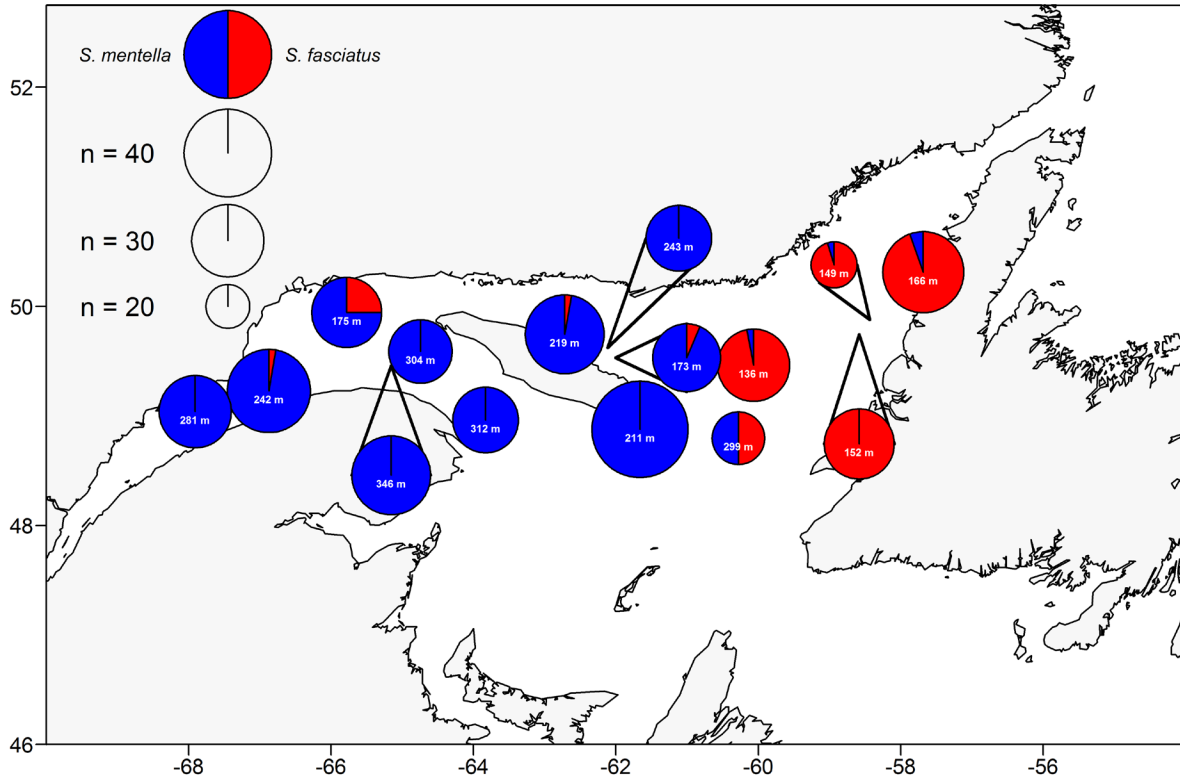


Figure 33. Carte montrant la composition des espèces (%) entre *S. mentella* en bleu et *S. fasciatus* en rouge et l'emplacement des juvéniles génotypés échantillonnés lors du relevé du MPO dans le nGSL de 2018. La taille des diagrammes circulaires est relative à la taille de l'échantillon et la profondeur (m) est indiquée dans le cercle.

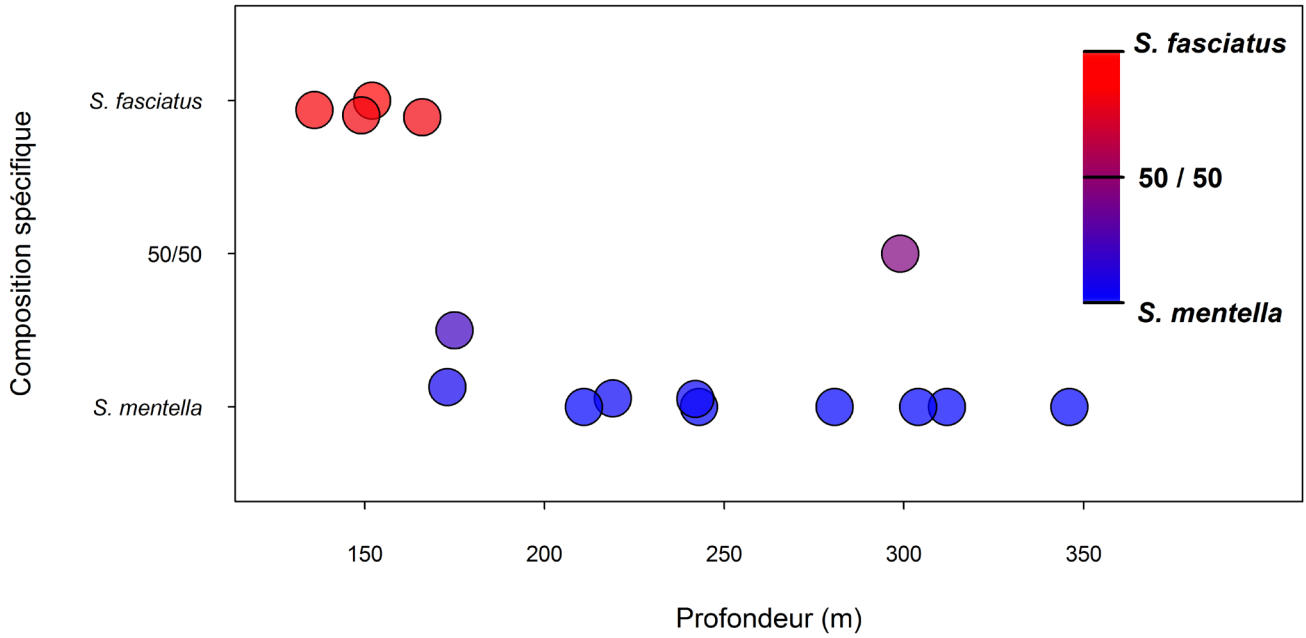


Figure 34. Relation entre la composition de l'espèce (%) et la profondeur (m) selon les juvéniles génotypés des 15 sites échantillonnés en 2018, où *S. fasciatus* est illustré en rouge et *S. mentella* en bleu.

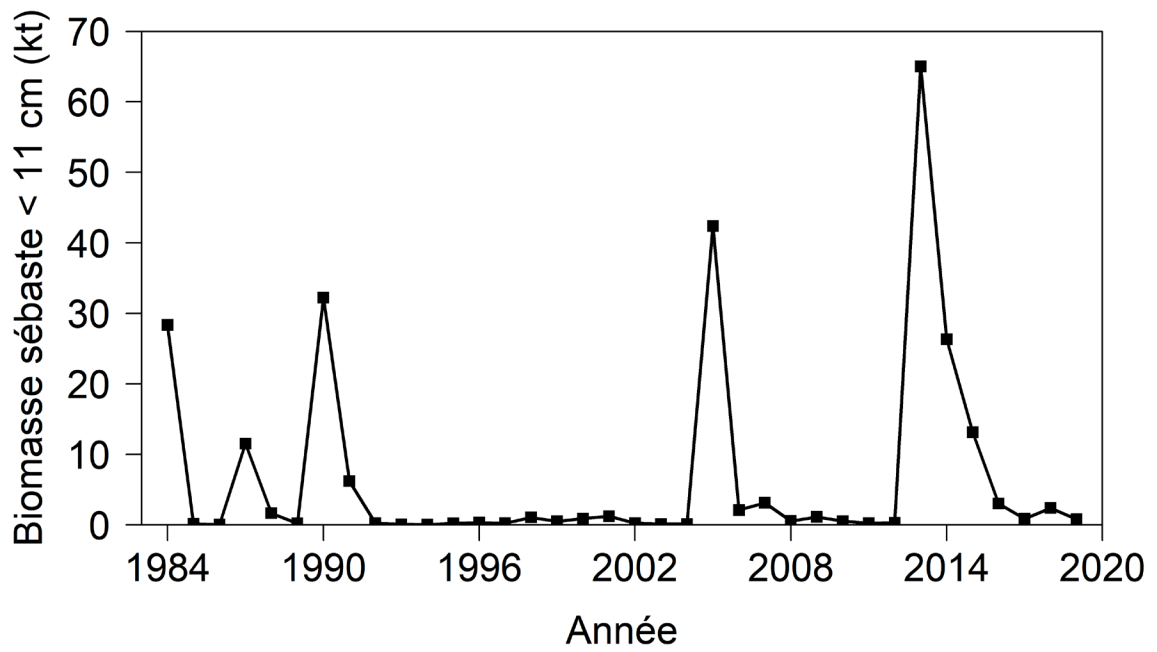


Figure 35. Biomasse minimale chalutable en kilotonnes (kt) de sébastes de moins de 11 cm dans le relevé du MPO dans le nGSL de 1984 à 2019.

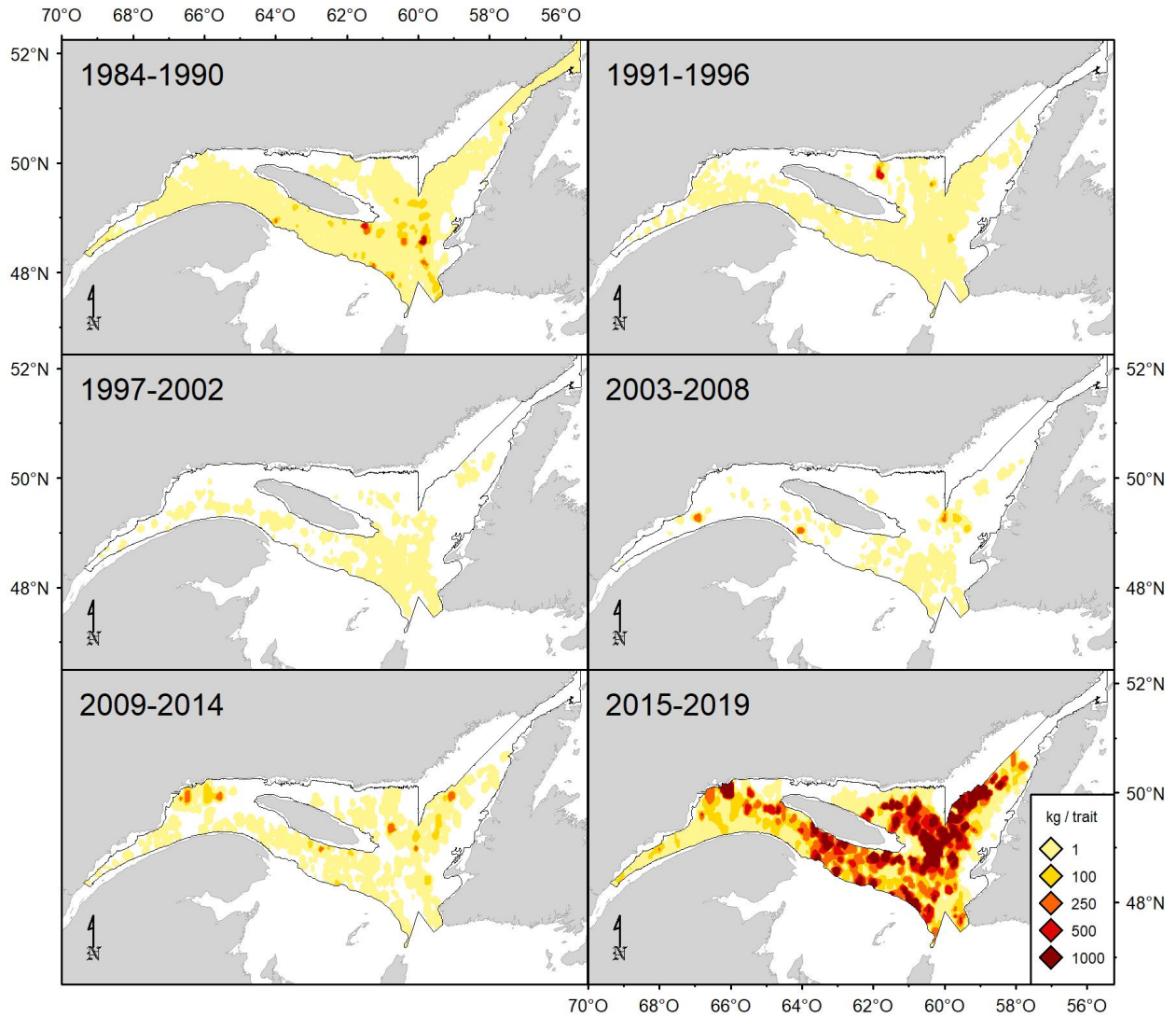


Figure 36. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de *S. mentella* immature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.

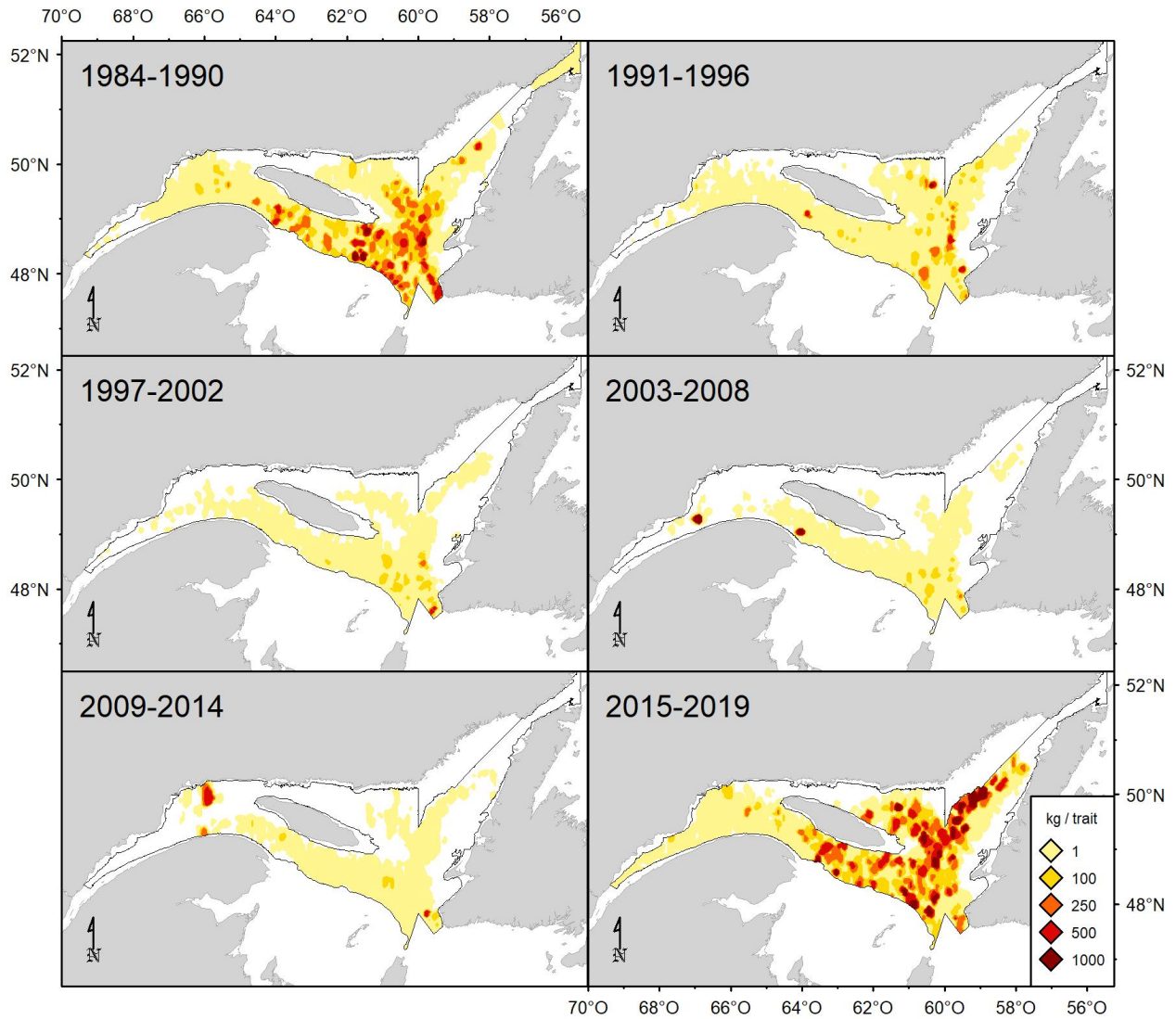


Figure 37. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de *S. mentella* mature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.

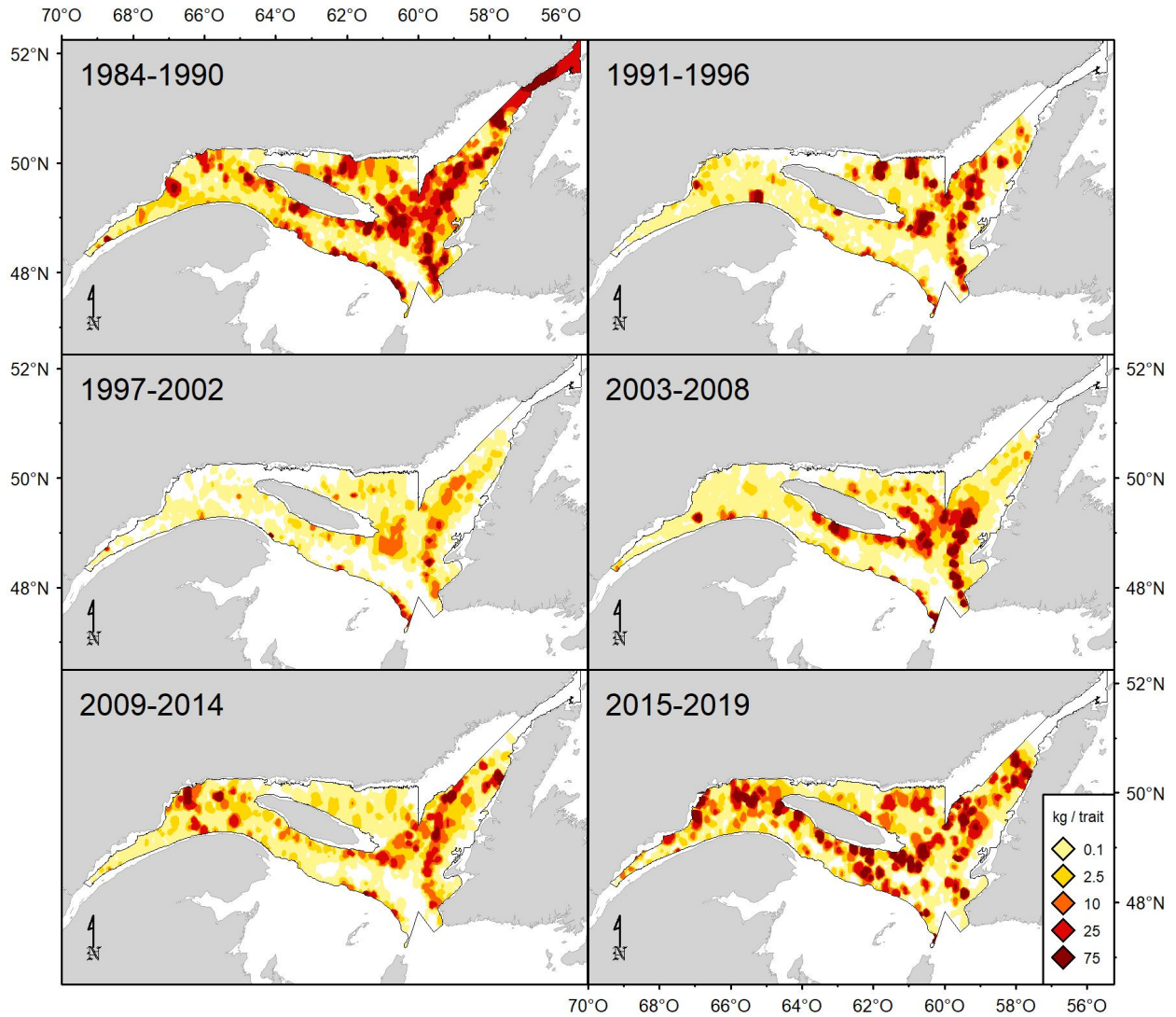


Figure 38. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de *S. fasciatus* immature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.

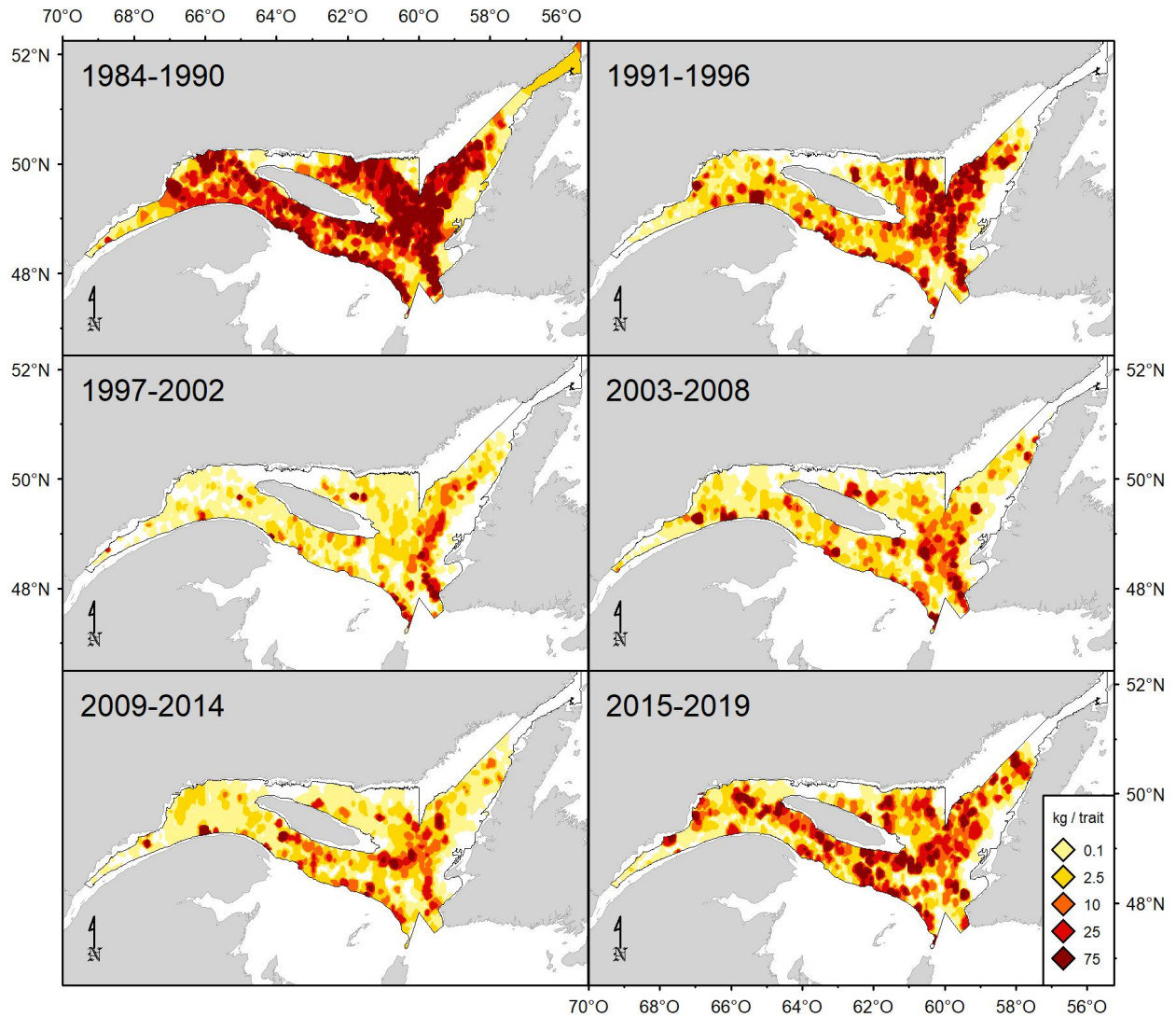


Figure 39. Distribution des taux de capture (kg/trait de 15 minutes) de *S. fasciatus* mature dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984 à 2019.

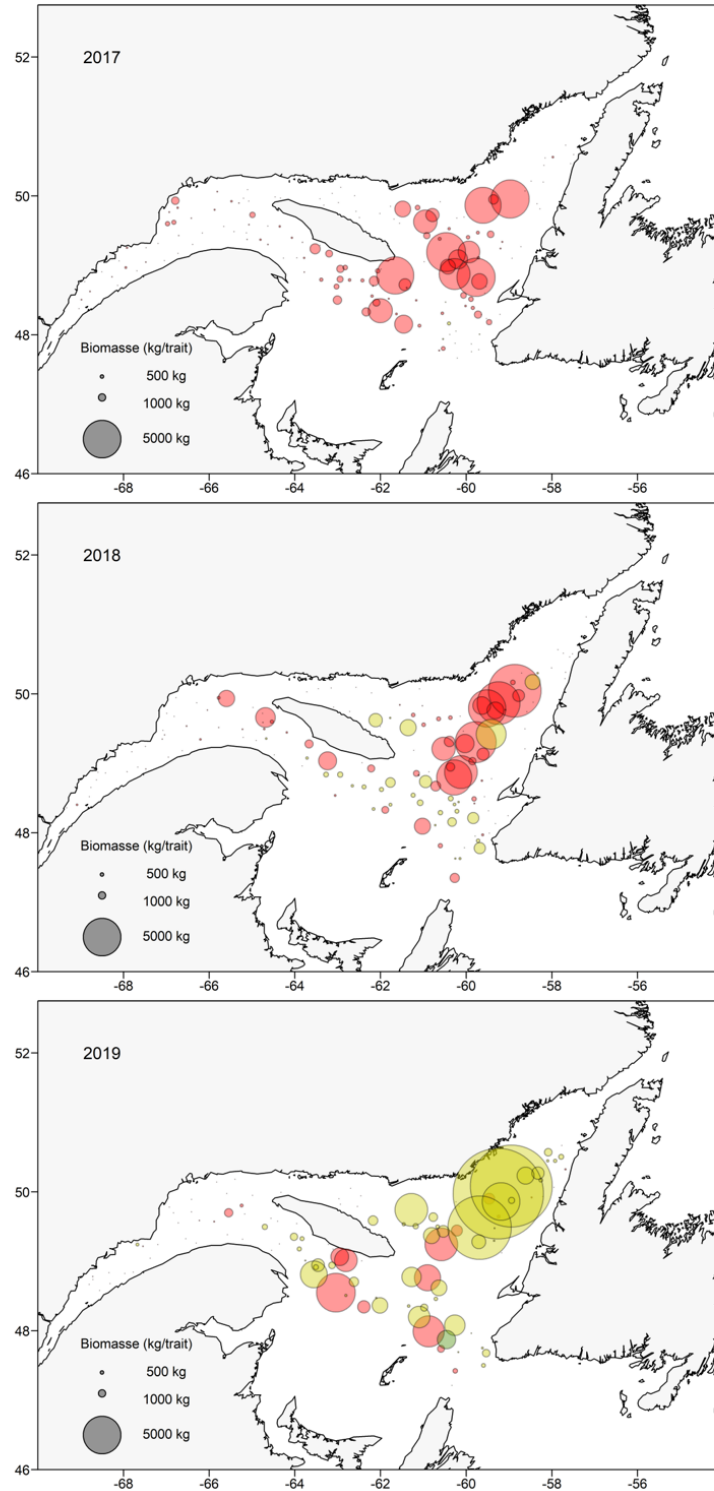


Figure 40. Distribution des taux de capture des sébastes (kg/trait de 15 minutes) dans les relevés de recherche du MPO dans le nGSL de 2017 à 2019. La taille des captures est indiquée par la taille des bulles et la longueur médiane des sébastes est indiquée par des couleurs, où une médiane inférieure à 22 cm est illustrée en rouge, entre 22 et 25 cm en jaune et supérieure à 25 en vert.

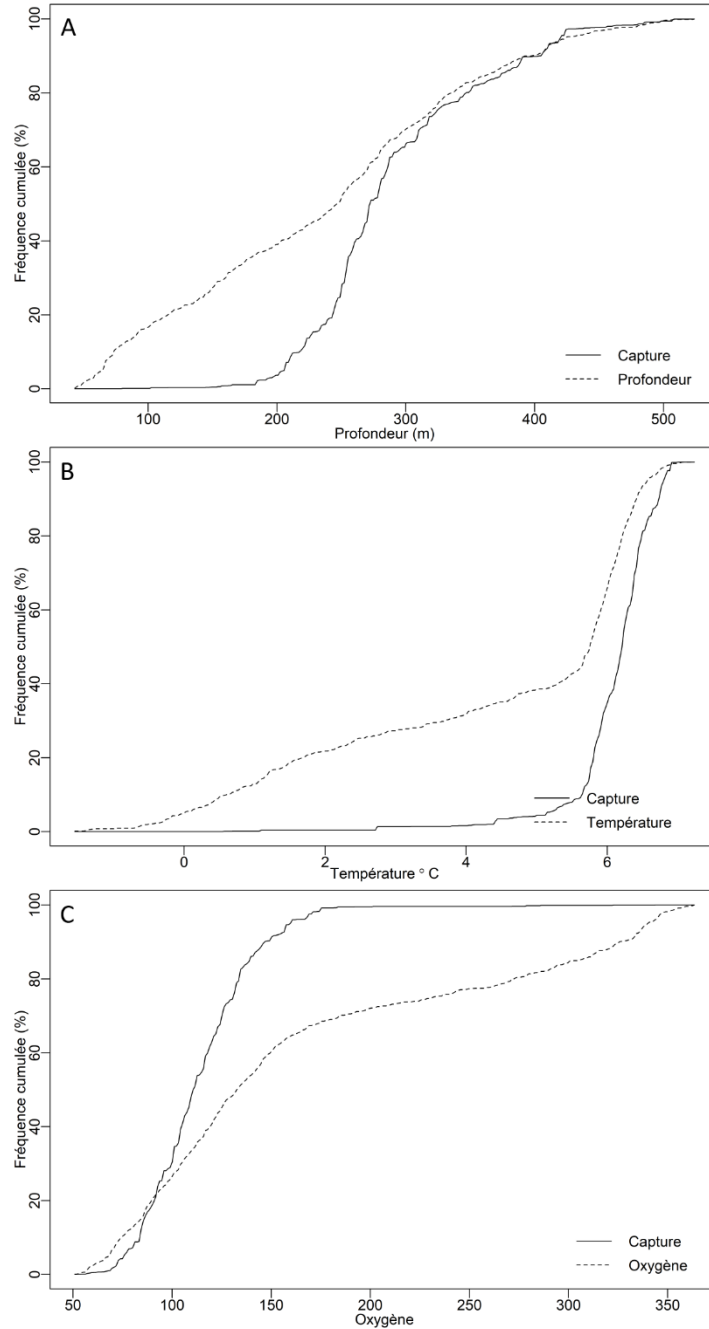


Figure 41. Fréquence cumulative stratifiée de *S. mentella* dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 2015 à 2019. Les lignes pleines et pointillées représentent la fréquence cumulative des captures et des stations du relevé, respectivement, selon la profondeur (A), la température (B) et l'oxygène (C).

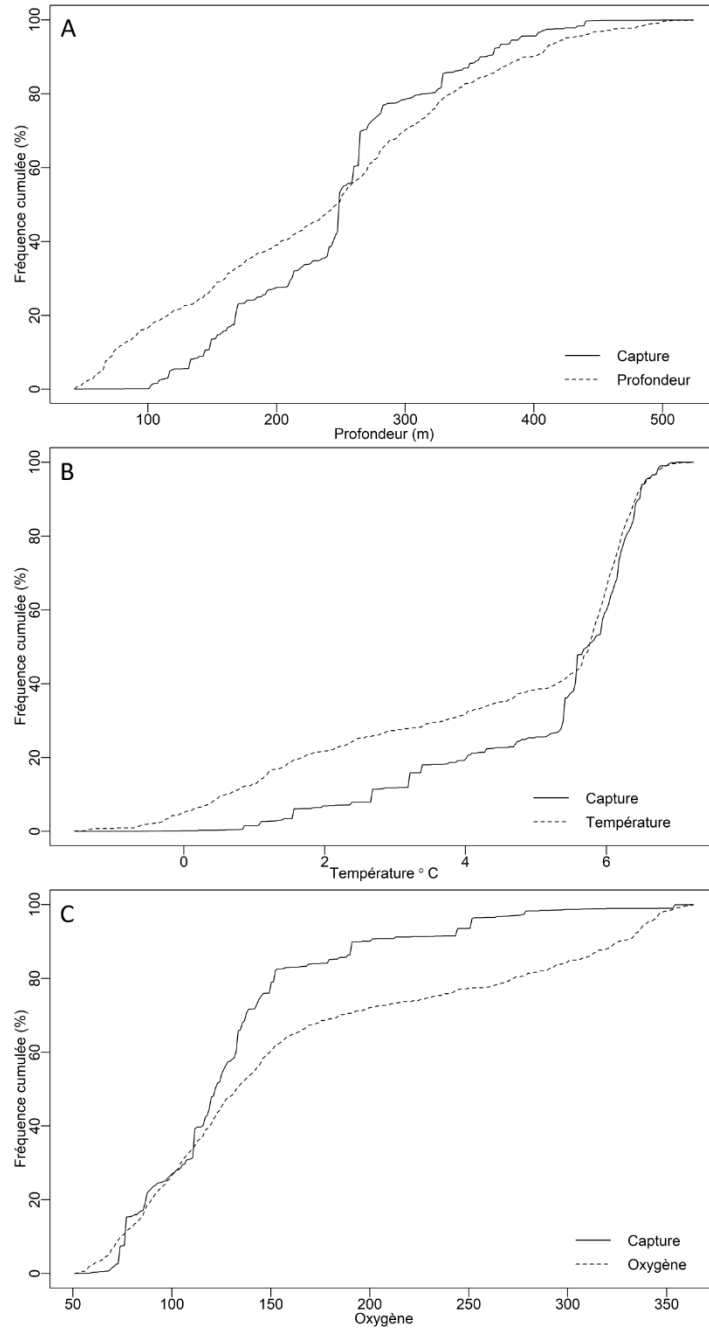


Figure 42. Fréquence cumulative stratifiée de *S. fasciatus* dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 2015 à 2019. Les lignes pleines et pointillées représentent la fréquence cumulative des captures et des stations du relevé, respectivement, selon la profondeur (A), la température (B) et l'oxygène (C).

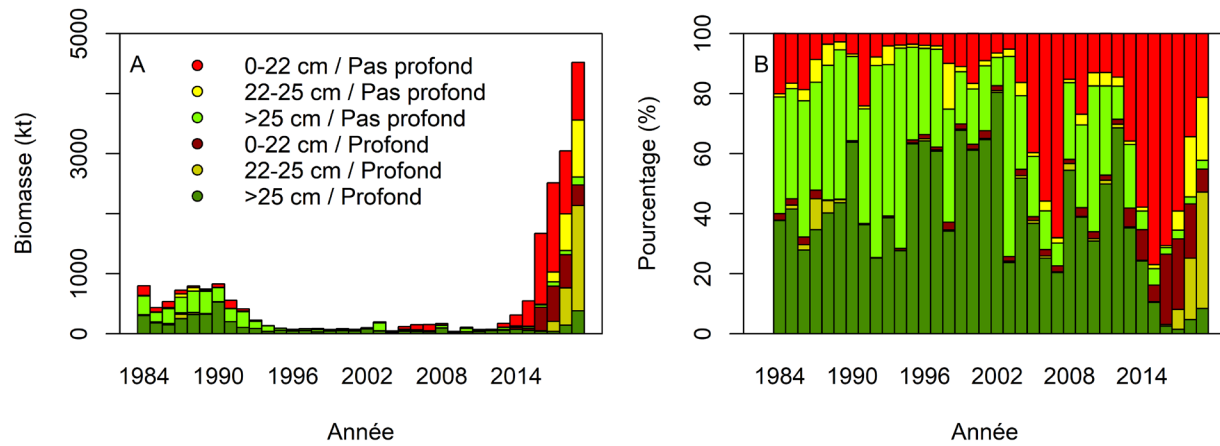


Figure 43. Distribution des classes de taille (0-22 cm, 22-25 cm, et > 25 cm) des sébastes entre les zones profondes et peu profondes en biomasse (A) et en pourcentage (B) dans le relevé du MPO réalisé dans le nGSL de 1984-2019.

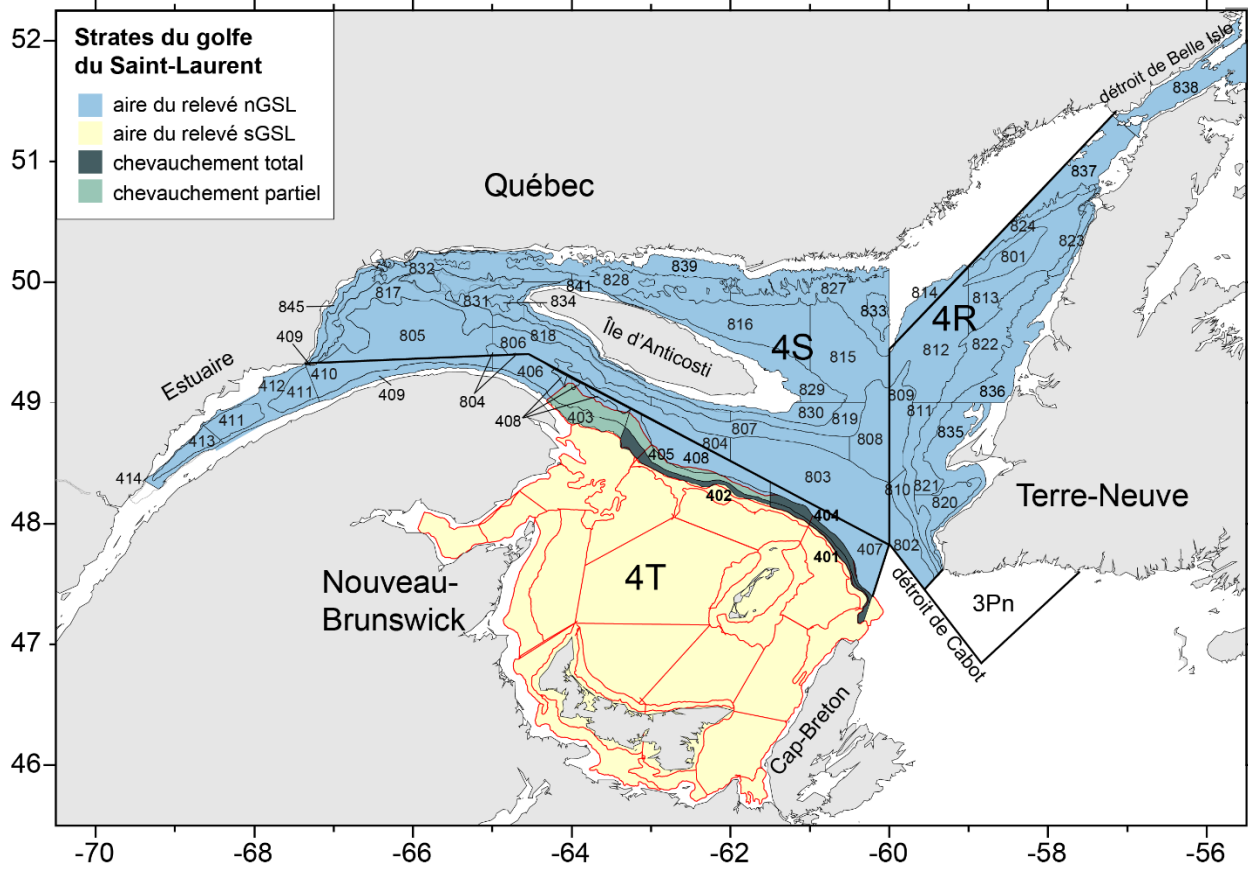


Figure 44. Carte montrant la couverture spatiale des relevés du nGSL et du sGSL du MPO et leur chevauchement.

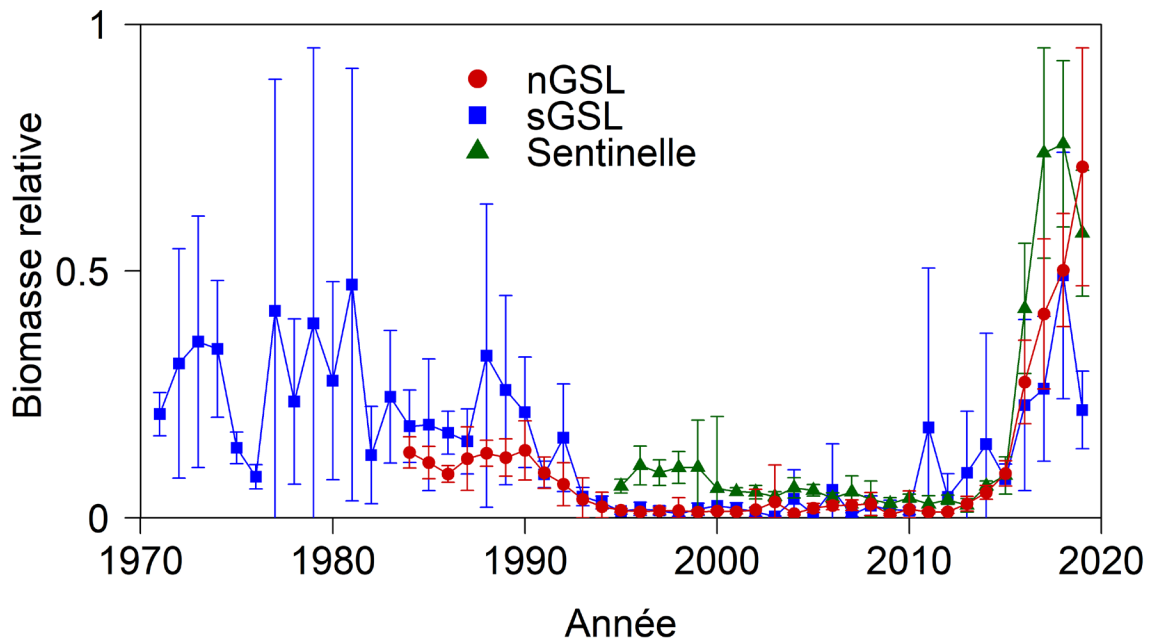


Figure 45. Comparaison des indices relatifs de la biomasse des sébastes dans la série chronologique (avec des intervalles de confiance à 95 %) dérivés du relevé de recherche mené par le MPO dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL, ligne rouge avec cercles), du relevé mené dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL, ligne bleue avec carrés) et du relevé sentinelle avec engin mobile (ligne verte avec triangles).

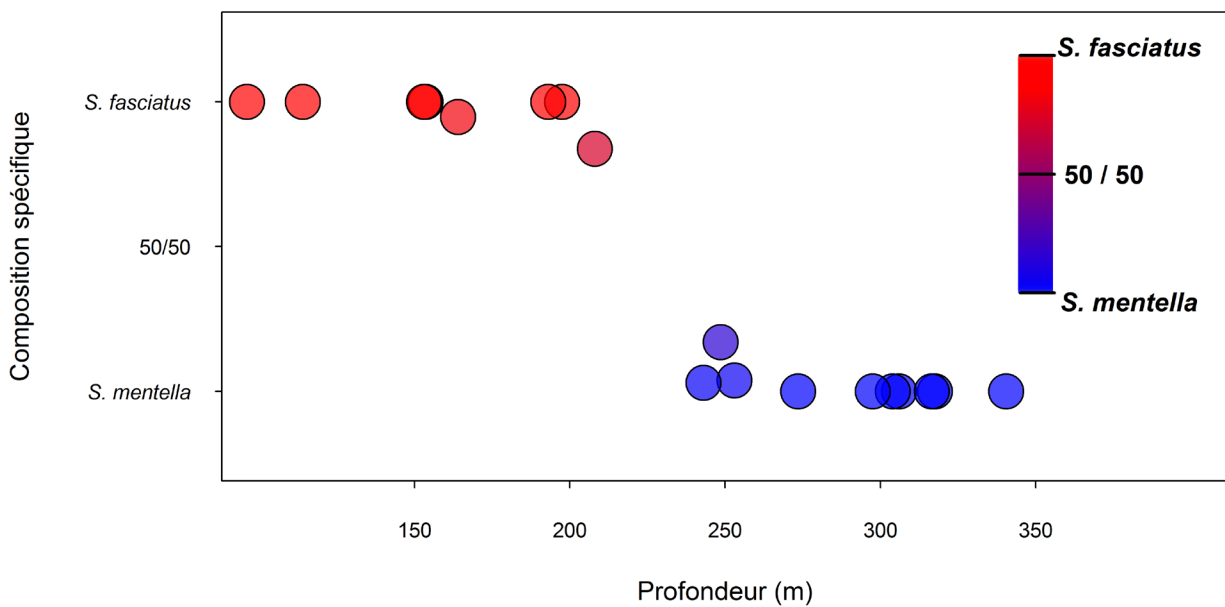


Figure 46. Relation entre la composition des espèces (%) et la profondeur (m) selon le relevé du MPO réalisé dans le sGSL en 2019, où *S. fasciatus* est illustré en rouge et *S. mentella* en bleu.

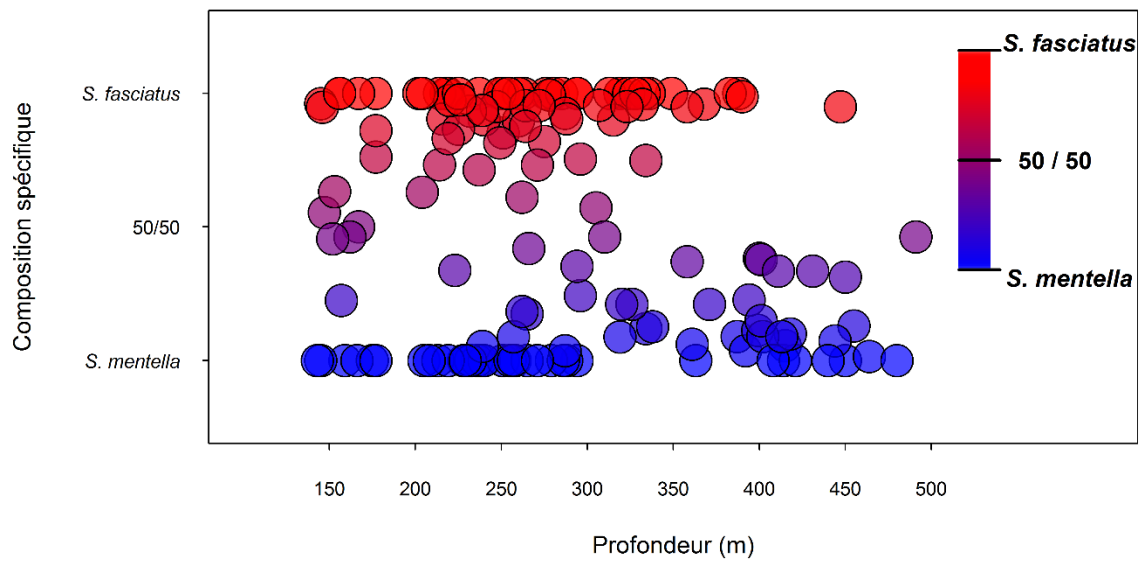


Figure 47. Relation entre la composition des espèces (%) et la profondeur (m) selon le relevé sentinelle mobile en 2019, où *S. fasciatus* est illustré en rouge et *S. mentella* en bleu.

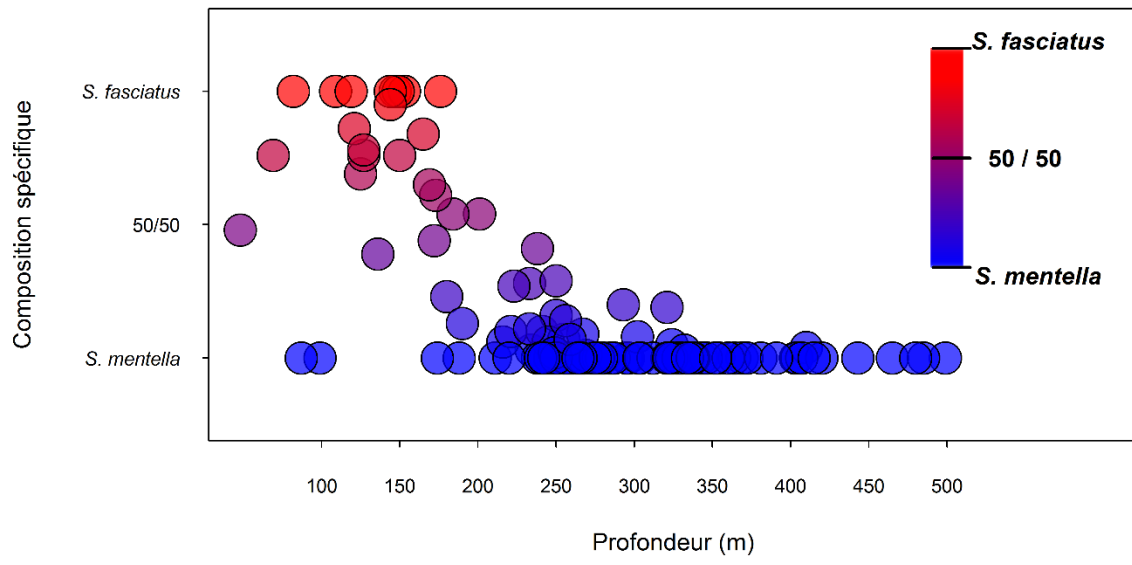


Figure 48. Relation entre la composition des espèces (%) et la profondeur (m) selon le relevé du MPO réalisé dans le nGSL en 2019, où *S. fasciatus* est illustré en rouge et *S. mentella* en bleu.

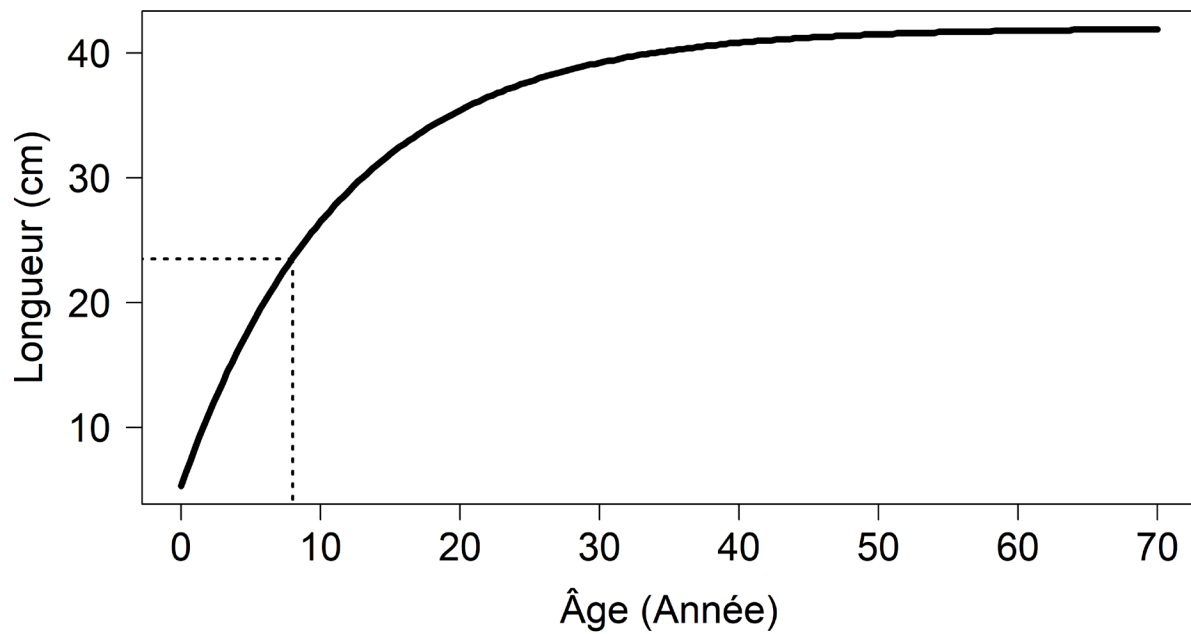


Figure 49. Courbe de croissance de Von Bertalanffy illustrant la relation entre la longueur (cm) et l'âge (année) des sébastes et indiquant qu'un individu de 8 ans devrait mesurer 23,5 cm (ligne pointillée). Les paramètres de la courbe sont : $L_{\text{infinité}} = 42$ cm, $k = 0,086$, $t_0 = 1,57$.

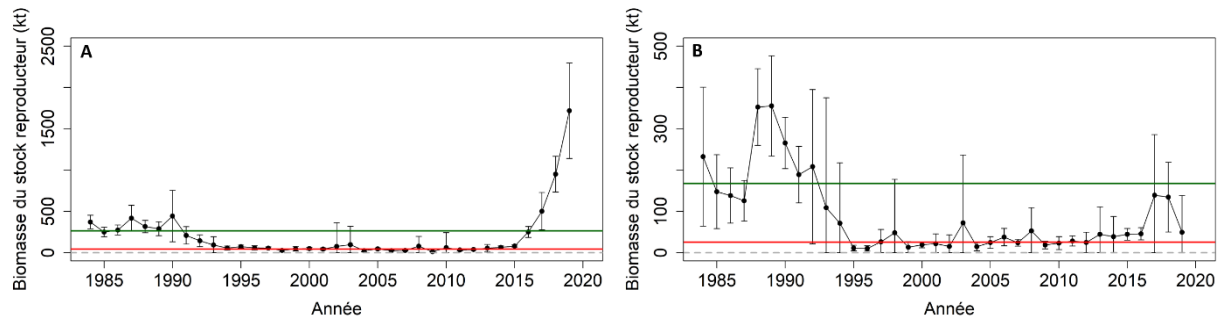


Figure 50. Biomasse du stock reproducteur (en kilotonnes, représentée par les points noirs avec des intervalles de confiance à 95 %) d'après le relevé du MPO réalisé dans le nGSL entre 1984 et 2019 pour *S. mentella* (A) et *S. fasciatus* (B). Les points de référence supérieur (ligne verte) et limite (ligne rouge) proposés des deux stocks sont illustrés. La valeur 0, sur l'axe des ordonnées, est indiquée par une ligne hachurée grise. Il convient de noter les différentes échelles sur l'axe des ordonnées.



Figure 51. Illustration des dommages barotraumatiques (estomac évaginé dans la bouche et yeux remplis de gaz) causés par la remontée rapide de sébastes depuis le fond vers la surface. Le barotraumatisme mène souvent à une régurgitation partielle ou complète du contenu stomacal.

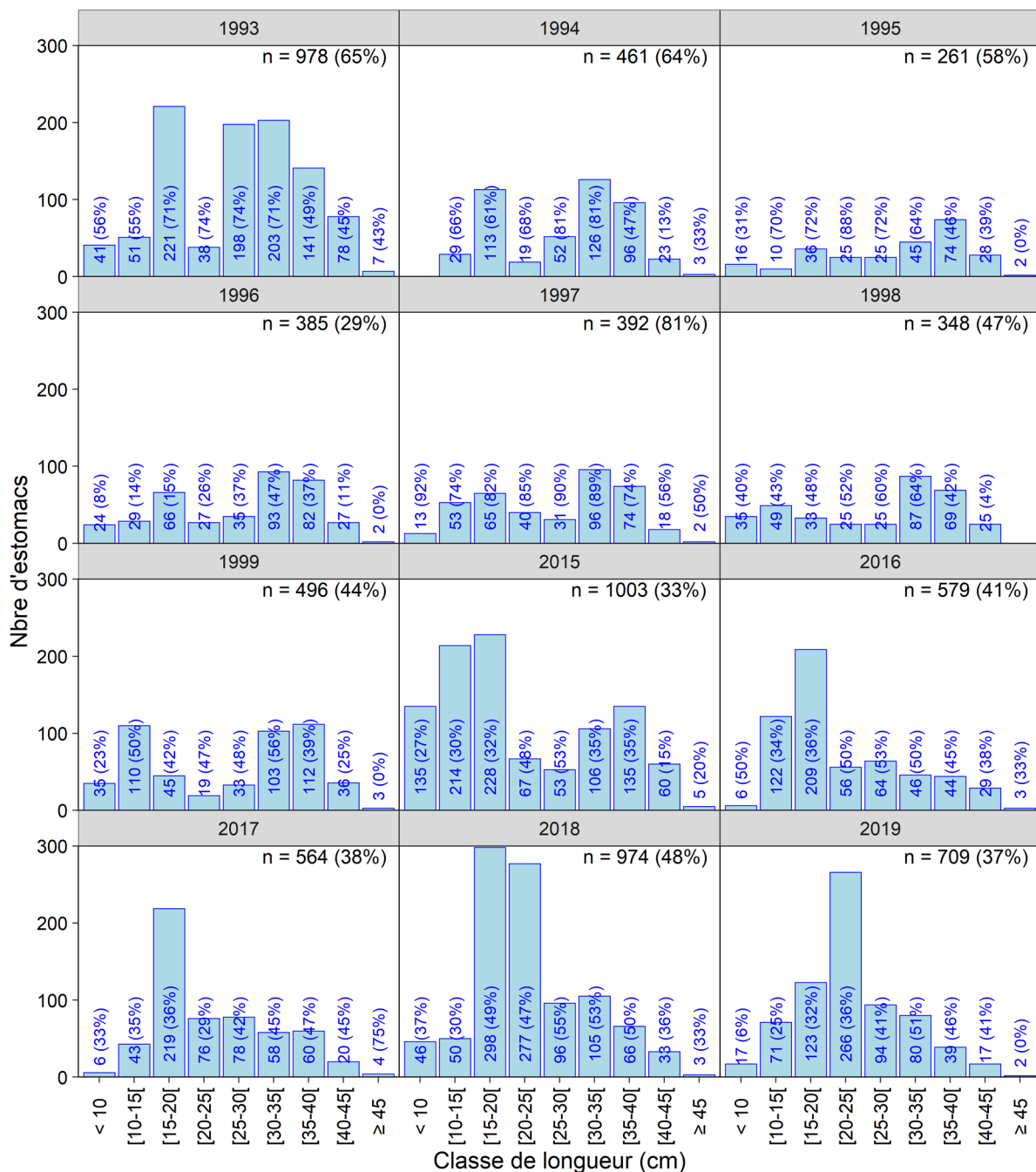


Figure 52. Nombre d'estomacs de sébastes par année et classe de longueur. Les valeurs entre parenthèses sont les pourcentages d'estomacs vides.

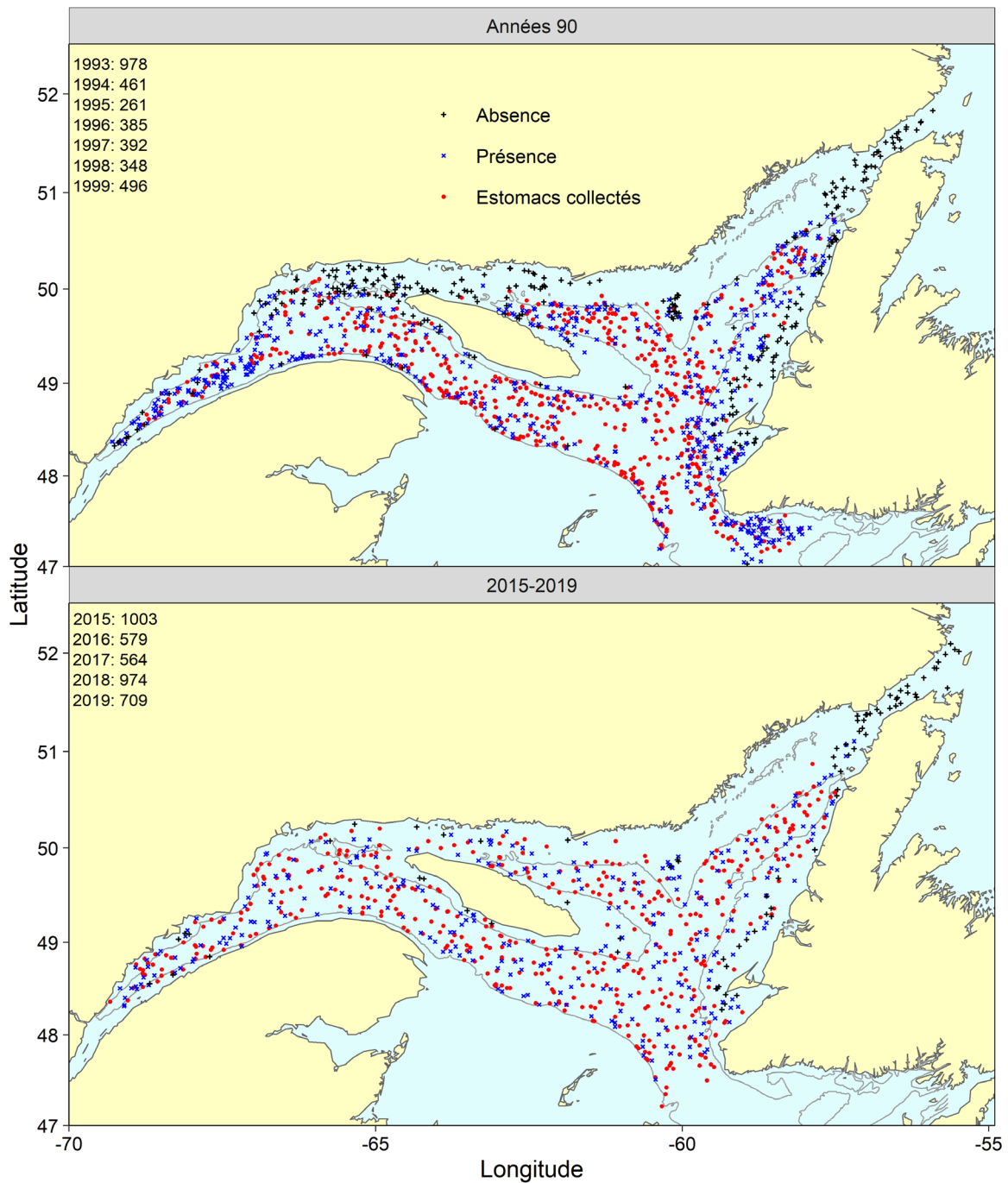


Figure 53. Origine des estomacs de sébastes utilisés dans les analyses (en rouge), par période d'échantillonnage. Les marques noires sont des emplacements sans sébaste dans la capture. Les marques bleues sont des emplacements avec des sébastes dans la capture, mais sans aucun estomac collecté. Les valeurs dans le coin supérieur gauche sont le nombre d'estomacs collectés pour chaque année.

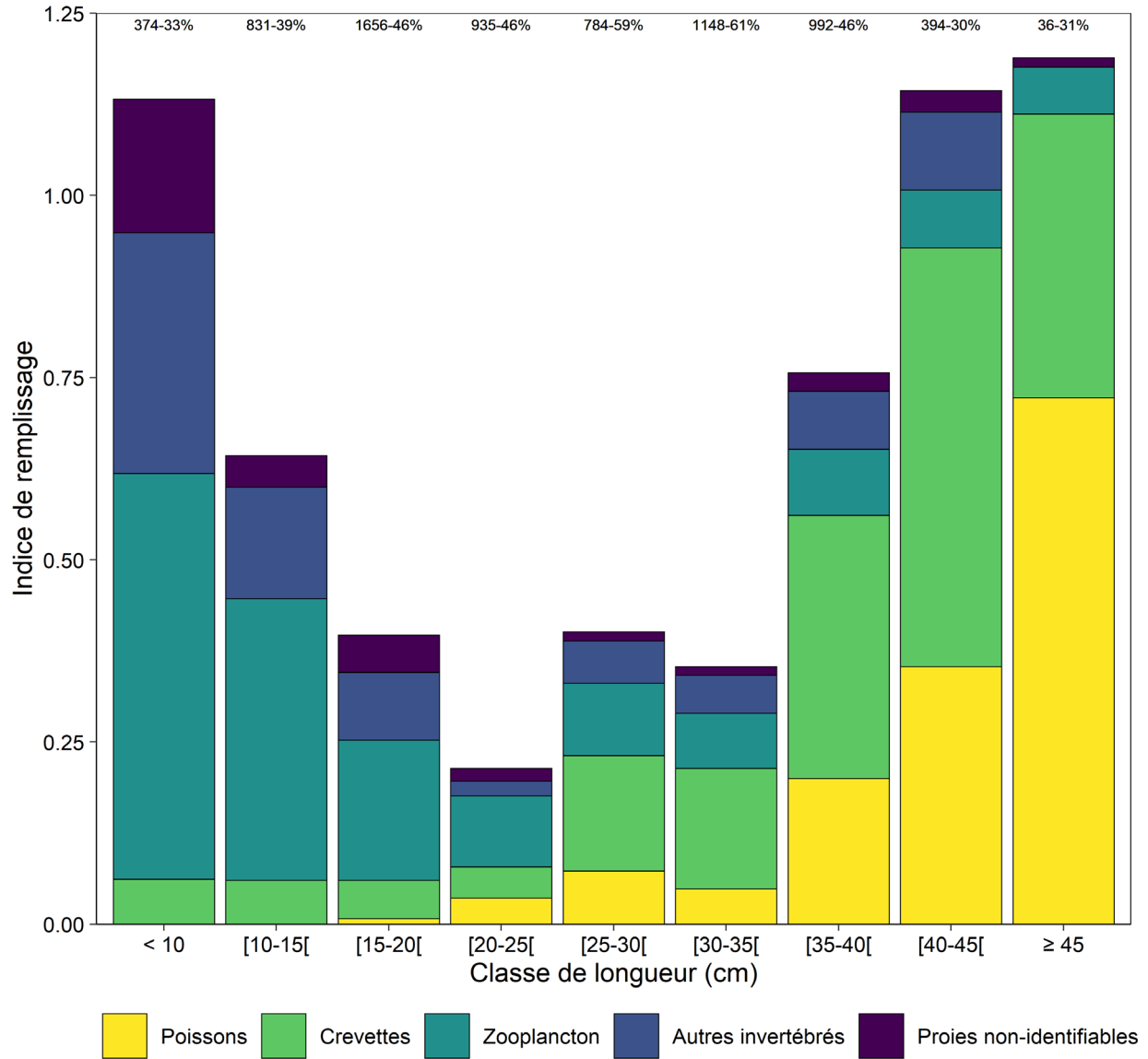


Figure 54. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur et le type de proie, toutes années confondues. La hauteur des colonnes correspond à l'indice de remplissage total. Les nombres au-dessus des colonnes correspondent au nombre d'estomacs utilisés pour l'analyse avec le pourcentage de ceux qui étaient vides.

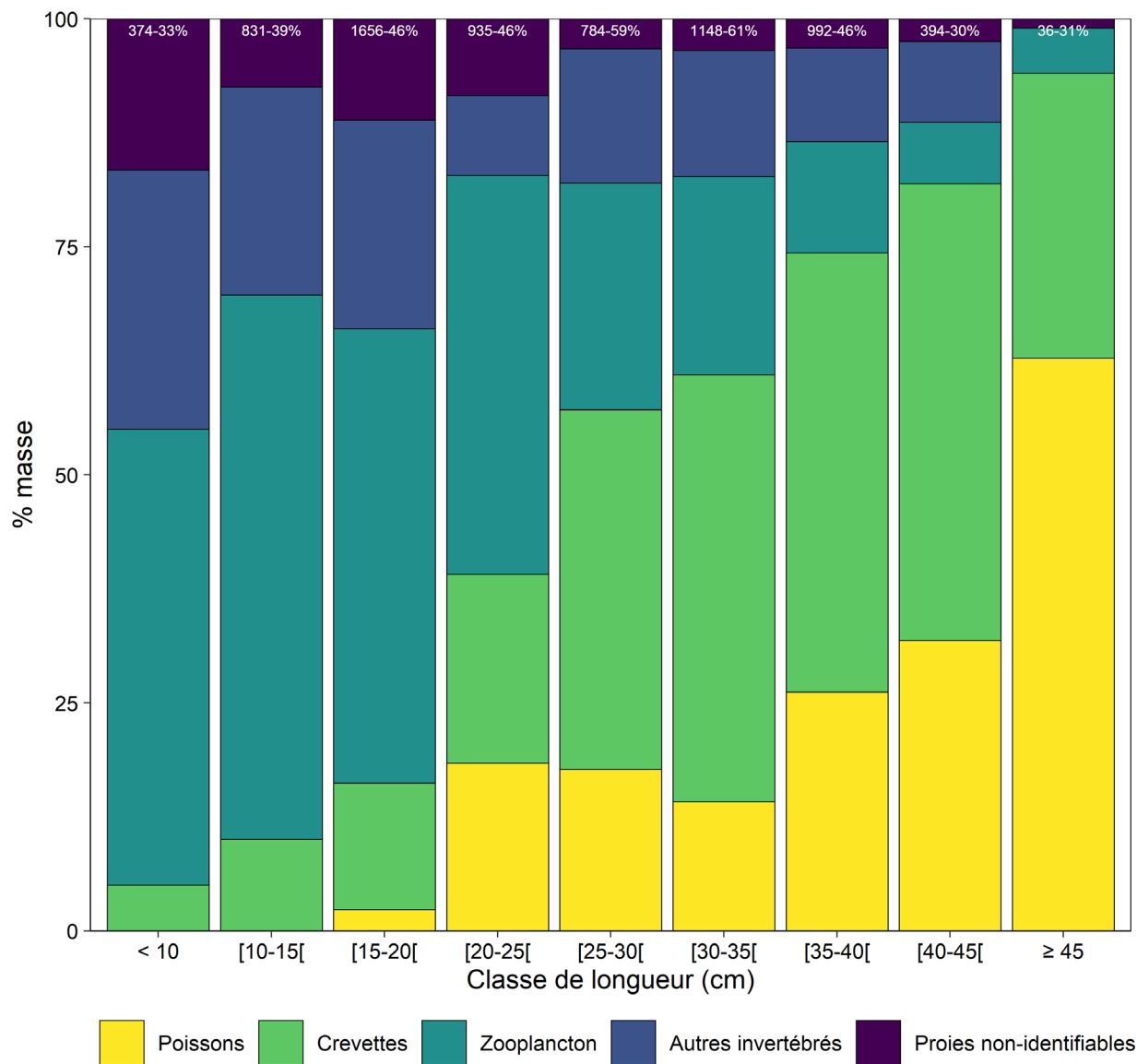


Figure 55. Pourcentage de contribution de masse (% masse) des sébastes selon les classes de longueur et des types de proie, toutes années confondues. Les nombres au-dessus des colonnes correspondent au nombre d'estomacs utilisés pour l'analyse avec le pourcentage de ceux qui étaient vides.

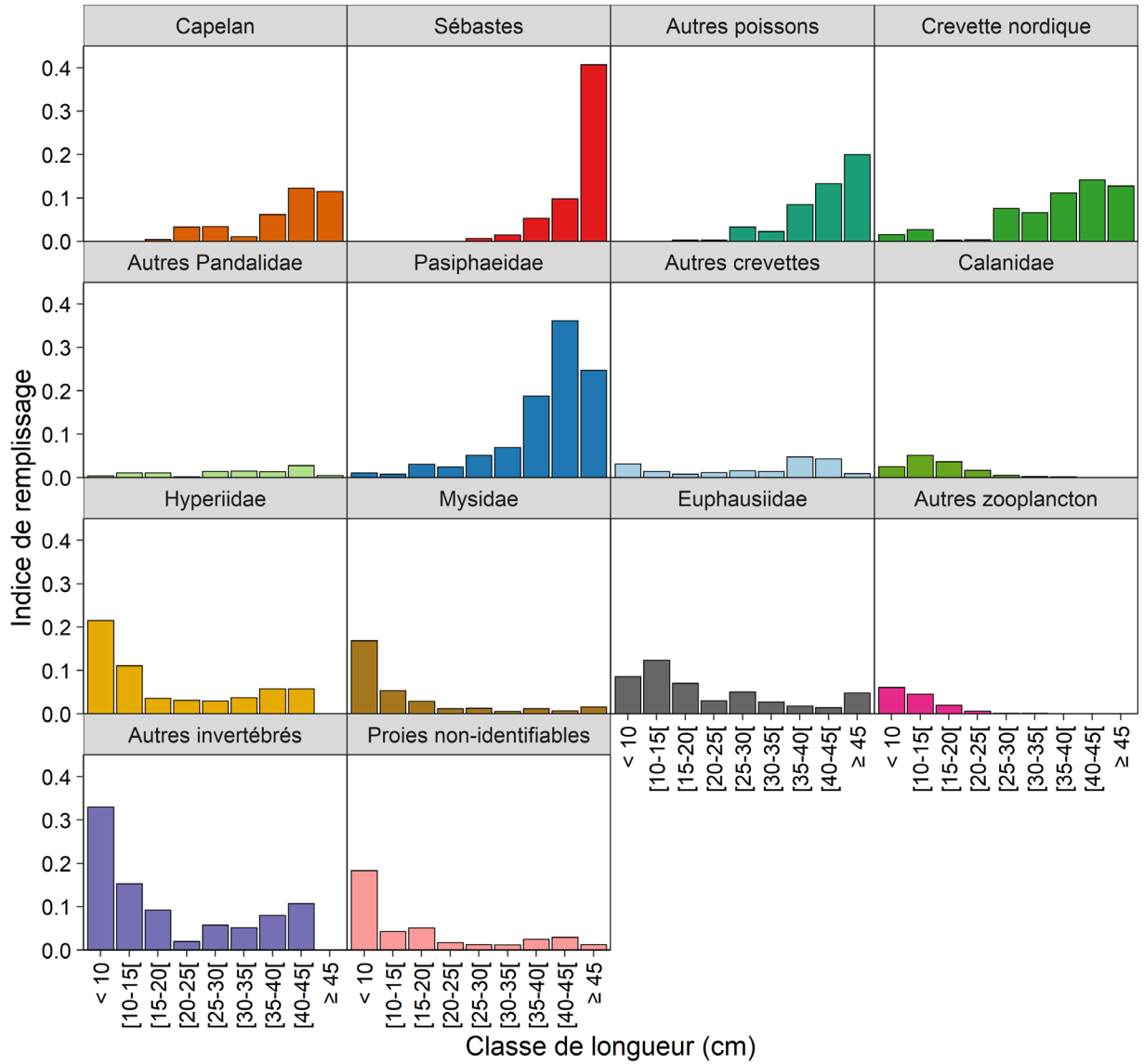


Figure 56. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur et le groupe taxonomique, toutes années confondues.

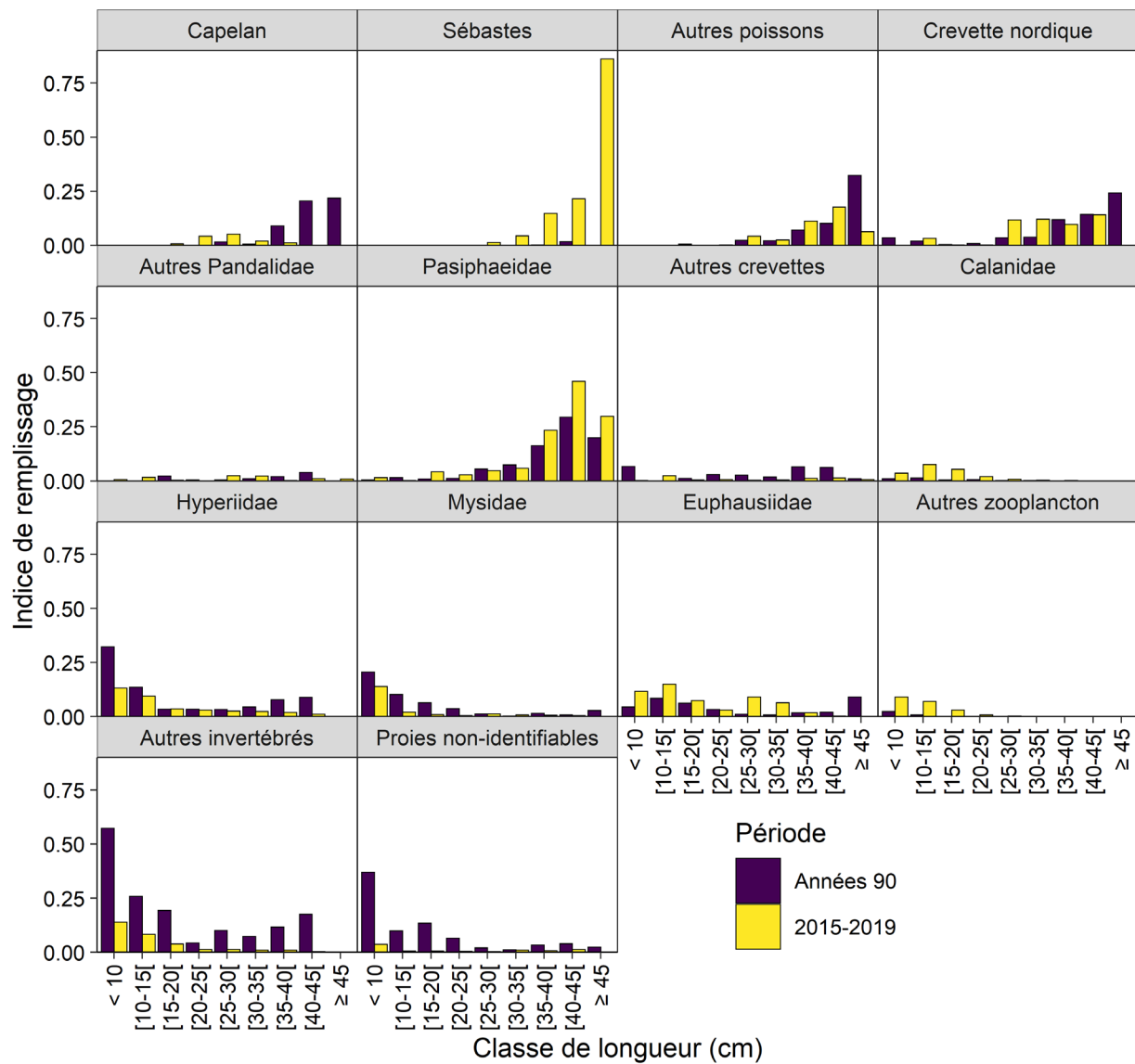


Figure 57. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur, la période et le groupe taxonomique.

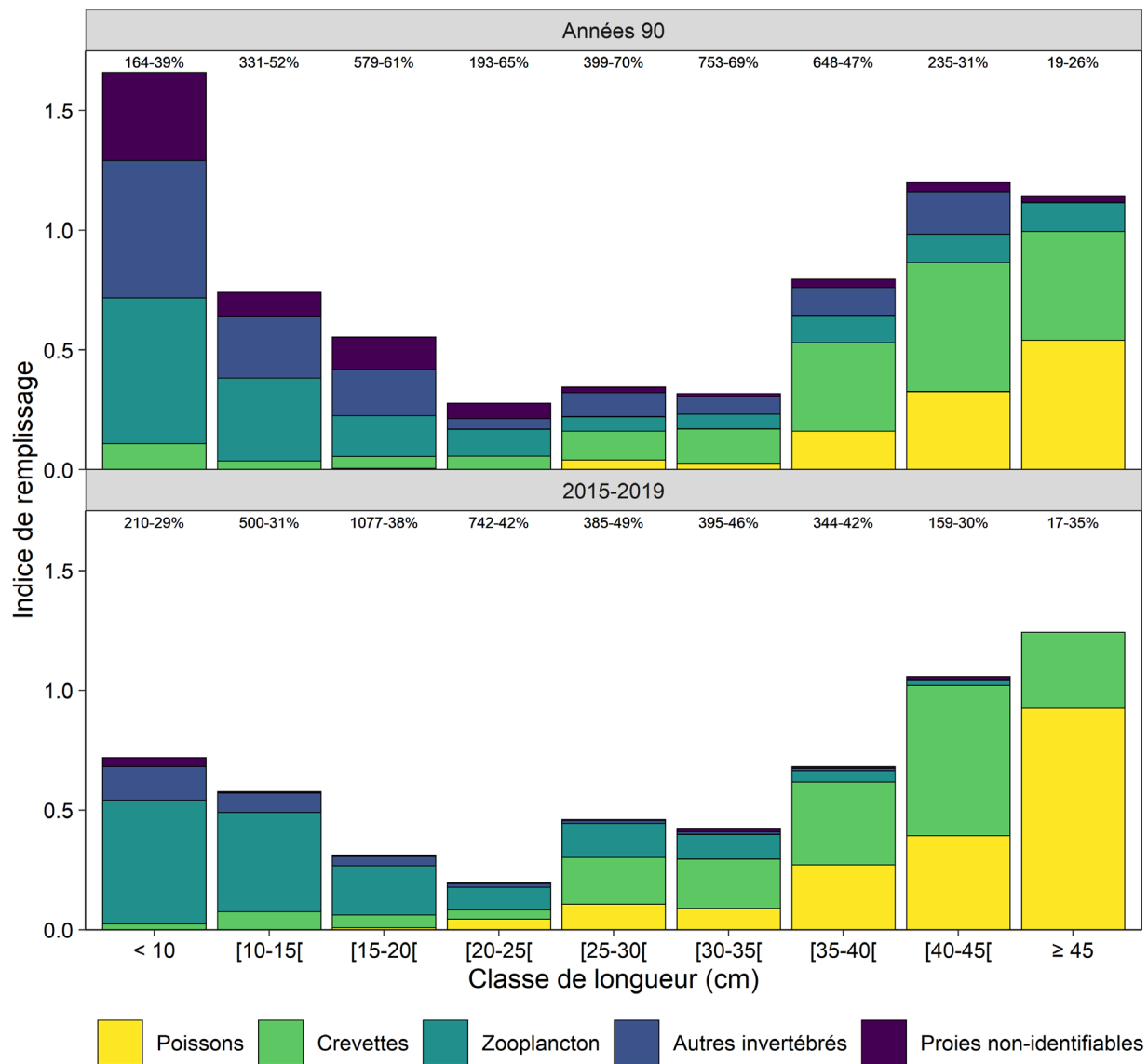


Figure 58. Indice de remplissage partiel des sébastes selon la classe de longueur, la période et le type de proie. Les nombres au-dessus des colonnes correspondent au nombre d'estomacs utilisés pour l'analyse avec le pourcentage de ceux qui étaient vides.

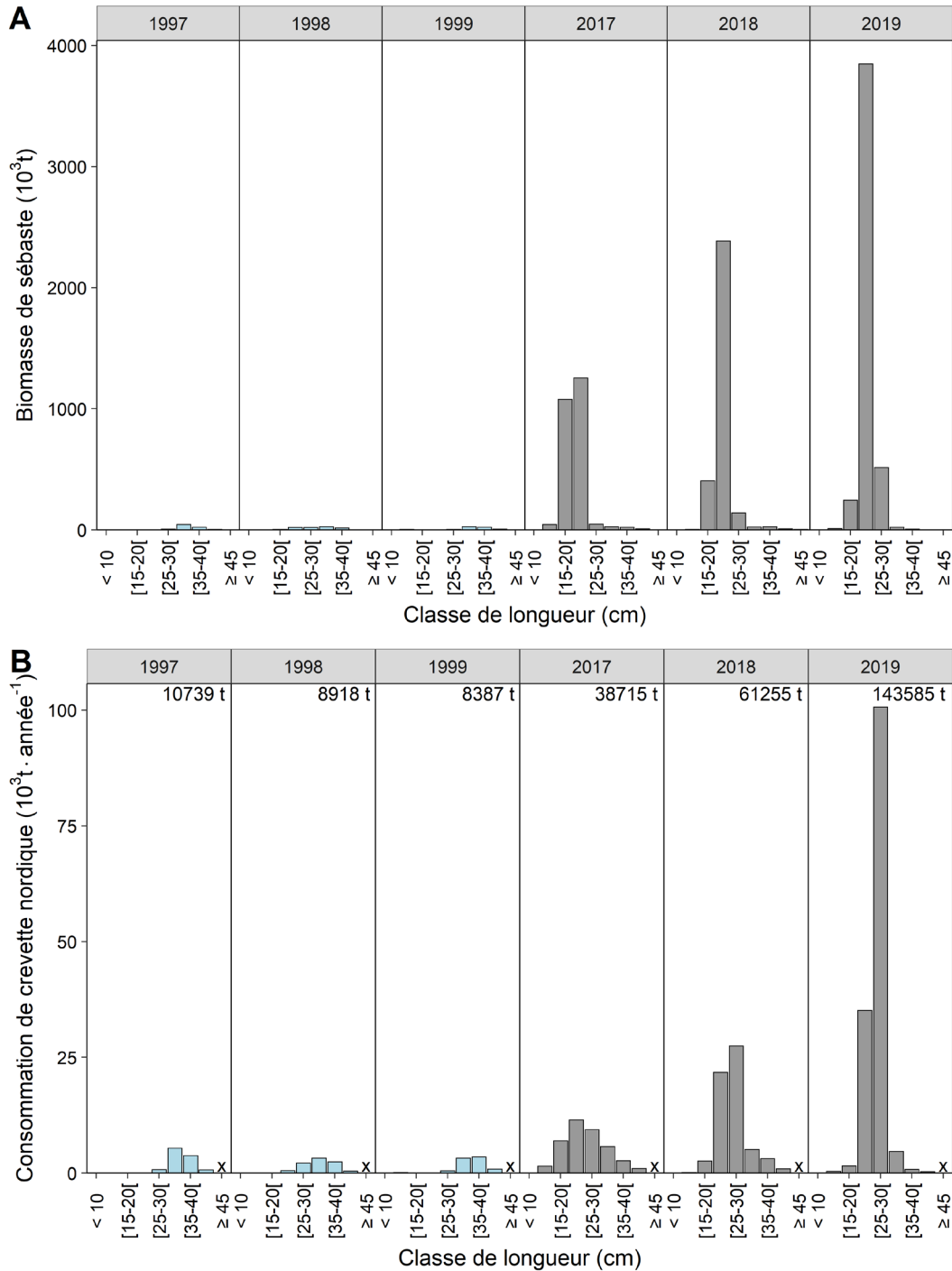


Figure 59. Estimation A) de la biomasse annuelle des sébastes et B) de la consommation de crevette nordique par les sébastes par classe de longueur pour les trois dernières années des années 1990 et 2010. Les valeurs fournies dans la partie supérieure des panneaux représentent la consommation totale estimée pour une année donnée. Un symbole "x" indique < 20 estomacs récoltés pour une classe de longueur donnée. L'estimation de la consommation annuelle pour ces classes de longueur a été identifiée comme non représentative en raison de la petite taille de l'échantillon.

ANNEXE

Annexe A : Code R pour estimer la proportion de *S. fasciatus* d'après une série de décomptes de RMNA d'une capture de l'unité 1 ou 2.

```
#Function to estimate species composition at the tow level
#Author : Adapted by Tom Bermingham from Hugo Bourdages
#arguments :

#afr Vector of all the afr count to be evaluated for one tow. Possible value are integer ranging
from 6 to 10
#unit Use 1 to analyse afr from Unit 1, and 2 for Unit 2

sp_split <- function(afr, unit = 1){
  if (unit != 1 & unit != 2) stop("Can only be used for catches of Units 1 or 2")
  if (unit == 1) {
    #expected frequency for both species in Unit 1...
    nbFasciatus<-function(x) x*c(0.0078,0.6464,0.3349,0.0109,0.0000)
    nbMentella<-function(x) x*c(0.0010,0.1076,0.6870,0.2022,0.0022)
  } else{
    #...or Unit 2
    nbFasciatus<-function(x) x*c(0.0124,0.7592,0.216,0.0124,0.0000)
    nbMentella<-function(x) x*c(0.0016,0.0799,0.6166,0.2835,0.0184)
  }
  #remove NAs
  afr <- afr[!is.na(afr)]
  #create a vector of observed frequencies for 6,7,8,9, and 10 afr
  Dat <- c(length(afr[which(afr==6)]), length(afr[which(afr==7)]), length(afr[which(afr==8)]),
  length(afr[which(afr==9)]), length(afr[which(afr==10)]))
  #function to calculate de chi square value
  Chi2<-function(prop,obs){
    n<-sum(obs)
    prop<-1/(1+exp(-prop))
    est<-nbMentella(n*(1-prop))+nbFasciatus(n*prop)
    sum((obs-est)^2/est)
  }
}
```

#optimizing function to locate the minimum calculated by the chi square function and return proportion of S. fasciatus

```
Ajust<-function(vecteur){
```

```
res<-optimize(Chi2,c(-50,50),obs=vecteur)
```

```
prop<-1/(1+exp(-1*res$minimum))
```

```
}
```

```
#return rounded proportion of S. fasciatus in the catch
```

```
#proportion of S. mentella is 1 - proportion of S. fasciatus
```

```
PropFasc<- round(Ajust(Dat), digits = 4)
```

```
return(PropFasc)
```

```
}
```