



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/068

Région du Golfe

Évaluation des stocks de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2020-2021

N. Rolland, F. Turcotte, J.L. McDermid, R.A. DeJong, L. Landry

Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
343, avenue Université, C.P. 5030,
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-45822-9 N° cat. Fs70-5/2022-068F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Rolland, N., Turcotte, F., McDermid, J.L., DeJong, R.A., and Landry, L. 2022. Évaluation des stocks de hareng Atlantique (*Clupea harengus*) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2020-2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/068. xiii + 148 p.

Also available in English:

Rolland, N., Turcotte, F., McDermid, J.L., DeJong, R.A., et Landry, L. 2022. Assessment of the NAFO Division 4TVn southern Gulf of St. Lawrence Atlantic Herring (*Clupea harengus*) in 2020-2021. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/068. xii + 142 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	xiii
INTRODUCTION	1
SOURCES DES DONNÉES	2
DÉBARQUEMENTS.....	2
Classification du stock reproducteur	4
SONDAGE TÉLÉPHONIQUE	4
ÉCHANTILLONNAGE DES CAPTURES DE LA PÊCHE	5
RELEVÉ ACOUSTIQUE INDÉPENDANT DE LA PÊCHE.....	5
FILETS EXPÉRIMENTAUX	6
RELEVÉS ACOUSTIQUES DES FRAYÈRES.....	6
RELEVÉ PLURISPÉCIFIQUE AU CHALUT DE FOND	7
RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉCOSYSTÈME	7
INTRANTS ET INDICES.....	8
MATRICES RELATIVES AUX CAPTURES SELON L'ÂGE ET AUX POIDS SELON L'ÂGE..	8
CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT.....	9
INDICE D'APRÈS LE RELEVÉ ACOUSTIQUE INDÉPENDANT DE LA PÊCHE.....	10
RELEVÉS ACOUSTIQUES DES FRAYÈRES.....	11
INDICES RELATIFS AUX FILETS EXPÉRIMENTAUX	11
Indice de sélectivité relative	11
Captures selon l'âge au moyen de filets expérimentaux.....	11
INDICE PLURISPÉCIFIQUE AU CHALUT DE FOND	12
OGIVE DE MATURITÉ.....	12
ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DES REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS	12
MODÈLE RELATIF AUX REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS	13
RÉSULTATS RELATIFS AUX REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS.....	16
PROJECTIONS RELATIVES AUX REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS.....	18
Projections à court terme	19
Projections à long terme	19
ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DES REPRODUCTEURS D'AUTOMNE.....	19
MODÈLE RELATIF AUX REPRODUCTEURS D'AUTOMNE.....	19
RÉSULTATS RELATIFS AUX REPRODUCTEURS D'AUTOMNE	21
PROJECTIONS RELATIVES AUX REPRODUCTEURS D'AUTOMNE	24
Projections à court terme	25
Projections à long terme	25
INTERACTIONS PRÉDATEURS-PROIES.....	25
DISCUSSIONS ET CONCLUSIONS	26
HARENGS REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS.....	26
HARENGS REPRODUCTEURS D'AUTOMNE	28

MORTALITÉ NATURELLE ET INTERACTIONS DES ÉCOSYSTÈMES : HARENG DE PRINTEMPS ET D'AUTOMNE	29
SOURCES D'INCERTITUDE.....	31
RÉFÉRENCES CITÉES	34
TABLEAUX	39
FIGURES	87
ANNEXE A : TEST DE COHÉRENCE DE DÉTERMINATION DE L'ÂGE.....	133
ANNEXE B. RÉSULTATS DU RELEVÉ ACOUSTIQUE INDÉPENDANT DE LA PÊCHE	134
ANNEXE C : RÉSULTATS DES RELEVÉS ACOUSTIQUES DES FRAYÈRES.....	139
ANNEXE D. RÉSULTATS DU RELEVÉ PLURISPÉCIFIQUE AU CHALUT DE FOND	146
ANNEXE E. COMPARAISON DES ESTIMATIONS DES CPUE DE L'ANCIEN CODE SAS ET DU CODE R NOUVELLEMENT TRADUIT ET MIS À JOUR.....	147

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Débarquements (en tonnes) de harengs de la zone 4T lors des pêches de printemps et d'automne par engins (fixes et mobiles) et par groupe reproducteur (SS = reproducteurs de printemps et FS = reproducteurs d'automne). Les allocations de TAC et les captures ciblées sont également fournies, car le TAC est plus élevé que la détermination des captures ciblées en raison des parts traditionnelles entre les régions.....	39
Tableau 2. Échantillons prélevés dans la pêche commerciale, nombre de poissons analysés (N), débarquements et pourcentage du TAC débarqué par zone au printemps (du 1 ^{er} avril au 30 juin) et à l'automne (du 1 ^{er} juillet au 31 décembre). Ces données sont utilisées pour calculer les matrices de captures et de poids selon l'âge de 2020 et 2021 pour le hareng de la zone 4T.	42
Tableau 3. Comparaison des résultats du Programme de vérification à quai (PVQ) de 2020 et 2021 et des résultats des sondages téléphoniques, y compris le nombre de répondants, la longueur moyenne des filets (brasses), le nombre de filets installés, le pourcentage de filets de maillage de 2 ⁵ / ₈ po dans la pêche d'automne, et un indice comparatif de l'abondance de 2020 et 2021, respectivement [échelle de 1 (médiocre) à 10 (excellent)].	44
Tableau 4. Captures selon l'âge des reproducteurs de printemps (milliers) pour les engins fixes dans la zone de pêche du hareng 4T.	46
Tableau 5. Poids (kg) selon l'âge des reproducteurs de printemps pour les engins fixes dans la zone de pêche du hareng 4T.	47
Tableau 6. Captures selon l'âge des reproducteurs d'automne (en milliers) pour les engins fixes dans la zone de pêche au hareng 4T, par région : a) nord, b) centrale, c) sud.	48
Tableau 7. Poids selon l'âge des reproducteurs d'automne pour les engins fixes dans la zone de pêche du hareng 4T, par région : a) nord, b) centrale, c) sud.	51
Tableau 8. Captures selon l'âge des reproducteurs de printemps (milliers) pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T.	54
Tableau 9. Poids (kg) selon l'âge des reproducteurs de printemps pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T.	55

Tableau 10. Captures selon l'âge des reproducteur d'automne (en milliers) pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T, par région : a) nord, b) centrale, c) sud.....	56
Tableau 11. Poids (kg) selon l'âge des reproducteurs d'automne pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T.	59
Tableau 12. Pourcentage de jours de pêche sans capture au filet maillant selon le sondage téléphonique pour les principales zones de pêche au printemps et à l'automne.....	60
Tableau 13. Résultats du modèle linéaire général multiplicatif appliqué aux données de captures par unité d'effort de pêche pour chaque région (zone 4T de l'OPANO).....	60
Tableau 14. Valeurs des captures par unité d'effort (nombre par coup de filet) des reproducteurs de printemps pour les engins fixes dans la zone 4T de l'OPANO.	61
Tableau 15. Valeurs des captures par unité d'effort (nombre par coup de filet) des reproducteurs d'automne par région : a) nord, b) centrale, et c) sud.....	62
Tableau 16. Captures selon l'âge des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne provenant du relevé acoustique indépendant de la pêche dans la zone 4Tmno de l'OPANO.	65
Tableau 17. Sélectivité relative selon l'âge pour les maillages 2 5/8 po et 2 3/4 po calculée à partir de l'étude expérimentale sur les filets et de la pêche commerciale au filet maillant.	67
Tableau 18. Nombre moyen stratifié de harengs reproducteurs d'automne par trait selon l'âge lors du relevé plurispécifique au chalut de fond.....	69
Tableau 19. Estimations du maximum de vraisemblance de la biomasse des reproducteurs de printemps (t) au 1 ^{er} janvier (t).....	70
Tableau 20. Estimations du maximum de vraisemblance de l'abondance des reproducteurs de printemps (nombre en milliers) au 1 ^{er} janvier.....	71
Tableau 21. Estimations du maximum de vraisemblance du taux instantané de mortalité par la pêche (F) des reproducteurs de printemps selon l'âge. F_{6-8} est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1 ^{er} janvier pour les poissons âgés de 6 à 8 ans.....	72
Tableau 22. Tableau d'analyse des risques des options de captures annuelles (entre 0 et 1 250 tonnes) pour 2022 et 2024 et les années suivantes jusqu'en 2027; comprend la BSR (en milliers de tonnes) prévue en 2023, 2024 et 2027; les probabilités (%) que la BSR soit supérieure au PRL; les probabilités que la BSR augmente de 5 %; et le taux de mortalité par la pêche pondéré en fonction de l'abondance (F_{6-8}) pour la composante des harengs reproducteurs de printemps du sud du golfe du Saint-Laurent.....	73
Tableau 23. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qSCA de la biomasse (t) au 1 ^{er} août pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.....	74
Tableau 24. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qSCA de l'abondance (en milliers) au 1 ^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.	75
Tableau 25. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qmSCA de la biomasse (t) au 1 ^{er} août pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.....	76

Tableau 26. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qmSCA de l'abondance (en milliers) au 1 ^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.	77
Tableau 27. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de la biomasse (t) au 1 ^{er} août pour les reproducteurs d'automne dans la région centrale du sud du golfe du Saint-Laurent.	78
Tableau 28. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de l'abondance (en milliers) au 1 ^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région centrale du sud du golfe du Saint-Laurent.	79
Tableau 29. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de la biomasse (t) au 1 ^{er} août pour les reproducteurs d'automne dans la région sud du sud du golfe du Saint-Laurent.	80
Tableau 30. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de l'abondance (en milliers) au 1 ^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région sud du sud du golfe du Saint-Laurent.	81
Tableau 31. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent. F5-10 est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1 ^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.	82
Tableau 32. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans la région centrale du sud du golfe du Saint-Laurent. F5-10 est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1 ^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.	83
Tableau 33. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans la région sud du sud du golfe du Saint-Laurent. F5-10 est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1 ^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.	84
Tableau 34. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans le sud du golfe du Saint-Laurent. F5-10 est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1 ^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.	85
Tableau 35. Tableau d'analyse des risques du modèle SCA sur les options de captures annuelles (entre 2 000 et 18 000 tonnes) pour 2022 et 2023 et les années suivantes jusqu'en 2027; comprend la BSR (tonnes) prévue en 2023, 2024 et 2027; les probabilités (%) que la BSR soit supérieure au PRL; les probabilités que la BSR augmente de 5 %; et le taux de mortalité par la pêche (F_{5-10}) pleinement recruté pour la composante de reproducteurs d'automne du hareng de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent.	86

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Zones de gestion de la pêche du hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent (graphique du haut, a); zones 4T et 4Vn de l'OPANO, où le mauve représente la région nord, le bleu représente la région centrale et le vert représente la région sud (graphique du milieu, b); zones géographiques utilisées lors du sondage téléphonique portant sur la pêche du hareng au filet maillant (graphique du bas, c).	87
---	----

Figure 2. Débarquements déclarés (tonnes) de harengs de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent (reproducteurs de printemps et d'automne combinés) par zone de l'OPANO (graphique du haut, a); par flottille (graphique du milieu, b) et par saison de pêche (graphique du bas, c), de 1978 à 2021. Dans tous les graphiques, le total autorisé des captures (TAC; tonnes) annuel correspondant est indiqué. Pour les débarquements par saison, les débarquements dans la zone 4Vn ont été attribués à la saison de pêche d'automne. Les données de 2020 et 2021 sont préliminaires.	88
Figure 3. Débarquements estimés (tonnes) de la composante de reproducteurs de printemps (à gauche) et de la composante de reproducteurs d'automne (à droite) du hareng de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1978 à 2021. Les graphiques a et d montrent les débarquements estimés par type d'engin, la proportion des débarquements attribués à la flottille à engins fixes et le TAC pour la composante reproducteur (symboles rouges) pour la période de 1991 à 2021. Les graphiques b et e montrent les débarquements estimés de hareng de la flottille à engins fixes qui ont eu lieu au cours de la saison de pêche de printemps et d'automne, ainsi que la proportion de harengs débarqués au cours de la saison de pêche correspondante. Les graphiques c et f montrent les débarquements estimés de hareng de la flottille à engins mobiles qui ont eu lieu au cours de la saison de pêche de printemps et d'automne, ainsi que la proportion de harengs débarqués au cours de la saison de pêche correspondante. Pour les débarquements par saison, les débarquements dans la zone 4Vn de l'OPANO ont été attribués à la saison de pêche d'automne. Les données de 2020 et 2021 sont préliminaires.	89
Figure 4. Captures selon l'âge de la composante de reproducteurs de printemps pour la pêche commerciale, tous engins confondus, de 1978 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle au nombre de captures selon l'âge et l'année. La diagonale représente la cohorte la plus forte la plus récente (1991). Les valeurs indiquées à l'âge de 11 ans représentent les captures selon l'âge de 11 ans et plus.	90
Figure 5. Captures selon l'âge de la composante de reproducteurs d'automne pour la pêche commerciale, tous engins confondus, de 1978 à 2021, pour les régions Nord (haut), Centrale (milieu) et Sud (bas). La taille de la bulle est proportionnelle au nombre de poissons dans les captures selon l'âge et l'année. Les valeurs indiquées à l'âge de 11 ans représentent les captures selon l'âge de 11 ans et plus.	91
Figure 6. Poids moyen (kg) du hareng de l'Atlantique de 4, 6, 8 et 10 ans des reproducteurs de printemps (graphiques de gauche) prélevés dans les captures du printemps et des reproducteurs d'automne (graphiques de droite) prélevés dans les captures d'automne aux engins commerciaux mobiles (graphiques du haut) et fixes (graphiques du bas), dans la zone 4T de l'OPANO, de 1978 à 2021.	92
Figure 7. Captures par unité d'effort (nombre par coup de filet par sortie) des harengs reproducteurs de printemps, selon l'âge, de 1990 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle à la valeur maximale de l'indice des CPUE.	92
Figure 8. Captures par unité d'effort (nombre par coup de filet par sortie) des reproducteurs d'automne avec engins fixes, sans regroupement par âge, par région (graphique du haut, nord; graphique du milieu, centrale; graphique du bas, sud), de 1986 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle à la valeur de l'indice des CPUE.	93
Figure 9. Abondance selon l'âge d'après le relevé acoustique indépendant de la pêche pour les reproducteurs de printemps (graphique du haut; âges 4 à 8 ans) et d'automne (graphique du bas; âges 2 à 3 ans) de 1994 à 2021.	94

Figure 10. Indice de biomasse acoustique du hareng de l'Atlantique frayant à l'automne de la division 4T de l'OPANO dans les régions Nord, Centrale et Sud entre 2015 et 2021. Les points représentent la moyenne et les lignes verticales les intervalles de confiance à 95 %.....	95
Figure 11. Captures selon l'âge (quantité) de reproducteurs d'automne issus de l'étude au filet expérimental par région (graphique du haut, nord; graphique du milieu, centrale; graphique du bas, sud) de 2002 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle à la valeur de l'indice.	96
Figure 12. Variations des proportions de filets maillants avec des maillages de 2 5/8 po par région, de 1986 à 2021. Les autres filets utilisés ont un maillage de 2 3/4 po	97
Figure 13. Indice d'abondance des relevés plurispécifiques au chalut de fond (nombre de poissons par trait normalisé) pour les harengs reproducteurs d'automne, âge de 4 à 6 ans, de 1994 à 2021.	97
Figure 14. Proportions de résidus selon l'âge (indices observés – prédits) pour le modèle de population des reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Le graphique du haut représente les résidus relatifs à l'indice des CPUE, tandis que le graphique du bas représente les résidus relatifs à l'indice du relevé acoustique. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes, aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d., observés < prédits).	98
Figure 15. Indice des CPUE (graphique du haut) observés (cercles) et prédits (lignes et ombragés), et indice des relevés acoustiques (graphique du bas) pour le modèle de population des reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits, tandis que les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prédictions reposant sur l'échantillonnage MCMC.	99
Figure 16. Biais rétrospectifs de la biomasse estimée du stock reproducteur de 4 à 10 ans pour les reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les couleurs des lignes correspondent aux extractions entre 2015 et 2021.....	100
Figure 17. Estimation de la capturabilité (q) des poissons pleinement recrutés à l'indice des CPUE à partir du modèle de population des reproducteurs de printemps. Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent leur intervalle de confiance à 50 % (ombrage foncé) et 95 % (ombrage clair) de l'échantillonnage MCMC.	100
Figure 18. Capturabilité des poissons pleinement recrutés pour les CPUE au filet maillant (q) en fonction de la BSR (en milliers de tonnes) pour le hareng reproducteur de printemps entre 1990 et 2021.	101
Figure 19. Estimation du taux de mortalité naturelle instantanée (M, axe de gauche) et de la mortalité annuelle (% , axe de droite) de la composante de reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique, à partir du modèle de population, pour les 2 à 6 ans (graphique du haut) et les 7 à 11 ans et plus (graphique du bas). Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent leur intervalle de confiance à 95 % de l'échantillonnage MCMC. .	102
Figure 20. Estimation de la biomasse du stock reproducteur de la composante de harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1978 à 2021, au début de la saison de pêche (1 ^{er} avril). La ligne continue est l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les ombrages représentent ses intervalles de confiance à 50 % (ombrage foncé) et 95 % (ombrage clair). La ligne horizontale rouge en pointillés est le point de référence limite (PRL = BSR de 46 340 tonnes).	103
Figure 21. Estimation de l'abondance au 1 ^{er} janvier des harengs de 2 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs de printemps dans	

le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales et l'ombrage représentent l'intervalle de confiance à 95 %. 104

Figure 22. Estimation au 1^{er} janvier de l'abondance des harengs de 4 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales et l'ombrage représentent l'intervalle de confiance à 95 %. 104

Figure 23. Taux de recrutement des recrues de 2 ans pour les cohortes de harengs de reproducteurs de printemps de 1978 à 2019 dans la zone 4T de l'OPANO. Les lignes verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %. 105

Figure 24. Estimation au 1^{er} janvier de la mortalité par la pêche des 6 à 8 ans pondérée par l'abondance (F6-8, axe de gauche; taux d'exploitation annuel, axe de droite) des harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les cercles sont les estimations médianes et les lignes verticales leurs intervalles de confiance à 95 %..... 105

Figure 25. Trajectoire des harengs du sGSL, composante des reproducteurs de printemps, par rapport à la BSR (kt) et au taux de mortalité par la pêche pondéré par l'abondance pour les âges 6 à 8. La ligne verticale rouge continue représente le PRL, et la ligne verticale verte tiretée, le PRS. La ligne horizontale orange continue représente la valeur de référence du taux d'exploitation (F0,1 = 0,35) dans la zone saine, et la ligne orange tiretée, la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution dans les zones de précaution et les zones critiques. Les étiquettes des points indiquent les années (83 = 1983, 0 = 2000). Les codes de couleur vont du bleu pour 1978 au rouge en 2021. 106

Figure 26. Projection de la biomasse du stock reproducteur au 1^{er} avril (BSR en milliers de tonnes) de harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent, avec un niveau de recrutement moyen sur 5 ans et un niveau de mortalité naturelle moyen sur 2 ans à différents niveaux de captures en 2022 et 2023. Les lignes indiquent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} avril, en foncé l'intervalle de confiance de 75 %, et en clair les intervalles de confiance de 95 % de ces estimations (selon l'échantillonnage fondé sur la méthode de MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection. La ligne horizontale rouge est le point de référence limite (PRL). 107

Figure 27. Projection du taux de mortalité par la pêche (F) des harengs reproducteurs de printemps, âgés de 6 à 8 ans, provenant du sud du golfe du Saint-Laurent, à différents niveaux de captures en 2022 et 2023. Les lignes indiquent les estimations médianes de la mortalité par la pêche, en foncé l'intervalle de confiance de 75 % et en clair les intervalles de confiance à 95 % de ces estimations (selon l'échantillonnage MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection. 108

Figure 28. Projection de la biomasse du stock reproducteur au 1^{er} avril (BSR en milliers de tonnes) des harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent, avec un niveau de recrutement moyen sur 5 ans et un niveau de mortalité naturelle moyen sur 2 ans à différents niveaux de captures pour toutes les années entre 2022 et 2027. Les lignes indiquent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} avril, en foncé l'intervalle de confiance à 75 %, et en clair les intervalles de confiance à 95 % de ces estimations (selon l'échantillonnage MCMC). La ligne horizontale rouge est le point de référence limite (PRL). 109

Figure 29. Résidus des proportions selon l'âge de captures par la pêche par région (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les

colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits).....	110
Figure 30. Résidus des proportions selon l'âge de l'indice des CPUE par région (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits).....	111
Figure 31. Résidus des proportions selon l'âge de l'indice des filets expérimentaux par région (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits).....	112
Figure 32. Résidus des proportions selon l'âge de l'indice du relevé par navire de recherche (en haut) et de l'indice du relevé acoustique (en bas) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits)..	113
Figure 33. Indices des CPUE des filets maillants commerciaux observés (cercles) et prédits (lignes et ombres) pour chaque région (nord, centrale et sud), à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits, tandis que les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prédictions selon l'échantillonnage MCMC.....	114
Figure 34. Indices des relevés par navire de recherche observés (cercles) et prédits (lignes et ombres) [RV, toutes régions confondues] et indices acoustiques [AC, toutes régions confondues] à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits, tandis que les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prédictions reposant sur l'échantillonnage MCMC.	115
Figure 35. Indice de biomasse acoustique agrégé par âge observé (cercles) et prédit (lignes et ombres) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits et les ombres les intervalles de confiance à 95 % des prédictions basées sur l'échantillonnage MCMC.	116
Figure 36. Biais rétrospectifs de la biomasse du stock reproducteur et du coefficient rho de Mohn des reproducteurs d'automne dans les trois régions (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes de couleur représentent les extractions rétrospectives entre 2012 et 2021.	117
Figure 37. Estimation de la capturabilité des poissons pleinement recrutés à l'indice des CPUE pour les filets maillants commerciaux par région (nord, centrale, sud), à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent les intervalles de confiance à 95 % selon l'échantillonnage MCMC.....	118
Figure 38. Estimation de la capturabilité des poissons pleinement recrutés à l'indice des CPUE pour les filets maillants commerciaux, par rapport à la BSR par région (nord, centrale et sud), à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent.	119

Figure 39. Estimation du taux de mortalité naturelle instantanée (axe de gauche) et de la mortalité annuelle (% , axe de droite) des harengs reproducteurs d'automne pour trois régions du sud du golfe du Saint-Laurent (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA, pour les poissons de 2 à 6 ans (bleu) et de 7 à 11 ans et plus (rouge). Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent leur intervalle de confiance à 95 % selon l'échantillonnage MCMC.	120
Figure 40. Biomasses estimées du stock de harengs, composante des reproducteurs d'automne, par région et pour l'ensemble (total) du sGSL, en début de saison de pêche (1 ^{er} août) à partir du modèle de statistique de capture selon l'âge. La ligne noire représente les estimations médianes de l'échantillonnage fondé sur la méthode de MCMC, et la zone ombrée, les IC à 95 %. Dans le graphique inférieur droit pour le total, les lignes horizontales jaunes pleines et tiretées représentent le niveau du PRS, et la ligne horizontale rouge représente le niveau du PRL. Les valeurs de la BSR, du PRS et du PRL sont ajustées en date du 1 ^{er} août à partir des estimations de la mortalité naturelle selon l'âge pour sept mois.	121
Figure 41. Estimation de l'abondance au 1 ^{er} janvier des harengs de 2 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs d'automne dans trois régions (nord, centrale et sud) du sud du golfe du Saint-Laurent pour le modèles de population SCA. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales représentent l'intervalle de confiance à 95 %.....	122
Figure 42. Estimation de l'abondance au 1 ^{er} janvier des harengs de 4 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs d'automne dans trois régions (nord, centrale, sud) du sud du golfe du Saint-Laurent pour le modèle de population SCA. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales représentent l'intervalle de confiance à 95 %.....	123
Figure 43. Taux de recrutement estimé (recrues par kg de BSR) des reproducteurs d'automne à l'âge de 2 ans (cercles) dans les trois régions (nord, centrale et sud) et totalisé sur les régions (total) du sud du golfe du Saint-Laurent, pour le modèle de population SCA. Les barres représentent les estimations médianes et les lignes verticales les intervalles de confiance à 95 %.....	124
Figure 44. Estimation de la sélectivité des pêches (rangée du haut), des CPUE (rangée du milieu) et des filets expérimentaux (rangée du bas) pour trois populations du sud du golfe du Saint-Laurent (nord dans la colonne de gauche, centrale dans la colonne du milieu et sud dans la colonne de droite), pour le modèle de population qSCA. Les lignes présentent les estimations du maximum de vraisemblance pour les années ou les périodes indiquées dans les légendes des figures respectives.	125
Figure 45. Estimation de la mortalité par la pêche pondérée selon l'abondance des 5 à 10 ans (F_{5-10} , axe de gauche; taux d'exploitation annuel, axe de droite) des harengs reproducteurs d'automne par région, et moyenne des région (Totale, pondérée par l'abondance propre à la région des 5 à 10 ans) dans le sud du golfe du Saint-Laurent pour le modèle SCA. Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent les intervalles de confiance à 95 %.....	126
Figure 46. Trajectoire des harengs du sGSL, composante des reproducteurs d'automne, par rapport à la BSR/au PRS et aux taux de mortalité par la pêche du groupe d'âge 5 à 10, selon le modèle de statistique de capture selon l'âge. La ligne verticale rouge représente le PRL, et la ligne verticale verte, la PRS. La ligne horizontale orange continue représente la valeur de référence du taux d'exploitation ($F/F_{0,1} = 1,0$) dans la zone saine, et la ligne orange tiretée, la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution. Les étiquettes des points	

indiquent les années (83 = 1983, 0 = 2000). Les codes de couleur vont du bleu pour 1978 au rouge en 2021..... 127

Figure 47. Projection de la biomasse du stock reproducteur (BSR en milliers de tonnes) de harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de captures en 2022 et 2023 pour le modèle SCA, selon un scénario de recrutement moyen sur 5 ans et un scénario de mortalité naturelle moyenne sur 2 ans. Les lignes présentent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} août, en foncé les intervalles de confiance à 95 % et en clair l'intervalle de confiance à 50 % (selon l'échantillonnage MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection. La ligne horizontale rouge est le point de référence limite (PRL). 128

Figure 48. Projection de la mortalité par la pêche moyenne (F_{5-10}) des harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de captures en 2022 et 2023 pour le modèle SCA, selon un scénario de recrutement moyen sur 5 ans et un scénario de mortalité naturelle moyenne sur 2 ans. Les lignes indiquent les estimations médianes de la mortalité par la pêche, en foncé l'intervalle de confiance de 95 % et en clair les intervalles de confiance de 50 % (selon l'échantillonnage MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection. 129

Figure 49. Projections sur six ans de la biomasse du stock reproducteur (BSR en milliers de tonnes) de harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de captures pour le modèle SCA, selon un scénario de recrutement moyen sur 5 ans et un scénario de mortalité naturelle moyenne sur 2 ans. Les lignes présentent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} août, en clair les intervalles de confiance à 95 % et en foncé les intervalles de confiance à 50 % (selon l'échantillonnage MCMC). Les lignes horizontales rouge et verte correspondent au point de référence limite (PRL) et au point de référence supérieur (PSR). 130

Figure 50. Échelle de l'indice d'abondance relative des principaux prédateurs des harengs (morue franche, merluche blanche, phoque gris, thon rouge de l'Atlantique, fou de Bassan) entre 1970 et 2021, ainsi que la mortalité naturelle estimée (M) pour les groupes d'âge 2-6 (M2 à 6) et 7-11+ (M7-11) selon les modèles de statistique de capture selon l'âge des stocks de harengs reproducteurs d'automne et reproducteurs de printemps. La mortalité naturelle estimée est la médiane estimée selon la méthode de MCMC. 131

Figure 51. Matrice de corrélation entre les indices d'abondance relative des principaux prédateurs du hareng (morue de l'Atlantique, merluche blanche, phoque gris, thon rouge de l'Atlantique, fou de Bassan) entre 1970 et 2021 et les estimations de la mortalité naturelle pour les groupes d'âge 2-6 (m1) et 7-11+ (m2) provenant des modèles de stock de hareng de printemps et d'automne. 132

RÉSUMÉ

Le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) dans la division 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest (OPANO), aussi appelée sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), se compose de deux composantes de reproducteurs, à savoir les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne. Ce document présente l'information la plus récente sur les tendances de l'abondance, de la distribution et de la récolte des composantes de hareng frayant au printemps et à l'automne dans la division 4T de l'OPANO. Cela comprend les indices de capture selon l'âge et de capture par unité d'effort (CPUE), les indices acoustiques indépendants de la pêche, l'indice de la pêche expérimentale au filet maillant, les indices acoustiques dépendants de la pêche et les captures dans le relevé plurispécifique au chalut de fond dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les données et les indices sont montrés pour l'ensemble de la région pour les reproducteurs de printemps, et désagrégés par région (régions nord, centrale et sud) pour les reproducteurs d'automne lorsque possible.

Les reproducteurs de printemps ont été évalués à l'aide d'un modèle statistique des captures selon l'âge (SCA) permettant à la capturabilité dans la pêche au filet maillant et à la mortalité naturelle de varier dans le temps. Le modèle a estimé que la biomasse du stock reproducteur (BSR) se trouve dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution depuis 2002. L'estimation médiane de la BSR au 1^{er} avril 2022 est estimée à 28 835 tonnes (t), soit 62 % du point de référence limite (PRL = 46 340 t). Dans les conditions actuelles de faible recrutement et de mortalité naturelle élevée, ce stock ne devrait pas se reconstituer à court ou à long terme. La réduction de la mortalité par la pêche aura des effets marginaux sur les tendances projetées de la BSR. D'ici 2027, la probabilité de dépasser le PRL n'excédera pas 20 % à tous les niveaux de capture, avec des valeurs de BSR comprises entre 32 500 et 35 400 t.

Les reproducteurs d'automne ont été évalués en tant que populations désagrégées par région à l'aide d'un modèle SCA permettant à la mortalité naturelle à la capturabilité dans la pêche au filet maillant de varier dans le temps. La BSR estimée a diminué dans les trois régions au cours des dernières années et se trouve actuellement dans la zone de prudence du cadre de l'approche de précaution. Au niveau de capture visé en 2021 (~12 000 t), les probabilités d'une augmentation de 5 % de la BSR d'ici 2024 sont toutes inférieures à 40 %. Les projections à long terme montrent un déclin continu de la BSR, mais la probabilité de passer dans la zone critique (sous le PRL) d'ici 2027 était de 0 % à tous les niveaux de capture. En raison de la faible productivité et de la mortalité naturelle élevée, l'exploitation de ce stock doit se faire avec prudence jusqu'à ce qu'un recrutement élevé soit observé pendant plusieurs années consécutives.

INTRODUCTION

Le stock de hareng de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent se situe entre la côte nord de la péninsule de la Gaspésie et l'extrémité nord de l'île du Cap-Breton, y compris les Îles de la Madeleine. Les adultes passent l'hiver au large des côtes nord et est du Cap-Breton, dans les zones 4T et 4Vn de l'Organisation des pêches de l'Atlantique du Nord-Ouest (OPANO) (Claytor 2001; Simon et Stobo 1983; Figure 1). Des études réalisées au début des années 1970 ont indiqué que le Hareng du sud du golfe du Saint-Laurent passait également l'hiver au large de la côte sud de Terre-Neuve, mais une pêche exploratoire effectuée en 2006 n'a pas permis de détecter de concentrations (Wheeler *et al.* 2006). Le hareng est une espèce pélagique qui vit en bancs, surtout pendant les périodes d'alimentation, de fraie et de migration annuelle. Les œufs sont fixés au plancher océanique et les grandes femelles peuvent pondre jusqu'à 360 000 œufs (Messieh 1988). Le premier comportement de fraie se produit généralement à l'âge de quatre ans.

La gestion du hareng du sud du golfe du Saint-Laurent se fait selon sept zones de pêche du hareng dans la zone 16 (16A-16G; Figure 1a). Ces zones couvrent la même région que la zone 4T de l'OPANO (Figure 1b). La population de hareng du sud du golfe du Saint-Laurent comprend deux composantes de fraie, à savoir les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne. La fraie de printemps se déroule principalement en avril et en mai, mais se prolonge jusqu'au 30 juin à des profondeurs inférieures à 10 m. La fraie d'automne se déroule de la mi-août à la mi-octobre, à des profondeurs de 5 à 20 m, mais peut avoir lieu dès le 1^{er} juillet. Les deux comportements de fraie s'expliquent par la différenciation génétique entre ces stocks (Lamichhane *et al.* 2017). Les reproducteurs de printemps et d'automne du hareng de la zone 4T sont considérés comme des stocks distincts et sont évalués séparément. Le hareng se caractérise également par une grande fidélité aux lieux de fraie (Winters et Wheeler 1985; McQuinn 1997; Brophy *et al.* 2006) et les stocks locaux sont ciblés par la pêche au filet maillant qui se déroule sur les frayères. Le hareng reproducteur d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent est donc évalué à l'aide de modèles d'évaluation désagrégés par région (régions nord, centrale et sud; Figure 1b).

Le hareng du sud du golfe du Saint-Laurent est exploité par une flottille de pêche au filet maillant (flottille à engins fixes) et une flottille de pêche à la senne coulissante (flottille à engins mobiles). La flottille à engins mobiles comprend essentiellement des grands navires (> 19,8 m), néanmoins, des petits senneurs (< 19,8 m) peuvent également participer à la pêche côtière avec la flottille de pêche au filet maillant. La pêche à engins fixes se concentre dans la zone 4T de l'OPANO, tandis que la pêche à engins mobiles se déroule dans la zone 4T et, par le passé, occasionnellement dans la zone 4Vn (Figure 1b). Pendant les saisons de pêche du printemps et de l'automne, la flottille à engins mobiles n'est pas autorisée à pêcher dans les zones réservées exclusivement à la flottille à engins fixes (Claytor *et al.* 1998). Au cours de la pêche de printemps, les flottilles à engins mobiles pêchent le long de la limite septentrionale de la zone 4Tf de l'OPANO, au bord du détroit de Cabot. À l'automne, les flottilles à engins mobiles pêchent dans la Baie-des-Chaleurs. Le hareng reproducteur de printemps et d'automne est pêché pendant les saisons de pêche de printemps et d'automne, et doit donc être séparé en groupes distincts à des fins d'évaluation.

Avant 1967, le hareng du sud du golfe du Saint-Laurent était principalement exploité par des engins fixes, et les débarquements moyens entre 1935 et 1966 étaient de 34 000 tonnes (t). Au milieu des années 1960, une pêche aux engins mobiles a fait son apparition, et les débarquements moyens des deux flottilles ont été de 166 000 t entre 1967 et 1972. Depuis 1981, l'effort de pêche a été réduit dans les flottilles à engins mobiles. La flottille à engins fixes a capturé la plupart des reproducteurs de printemps et d'automne (McDermid *et al.* 2018).

Une allocation globale, ou total autorisé des captures (TAC), a été instaurée en 1972; elle se situait alors à 166 000 t. Elle a été réduite à 40 000 t en 1973. Un TAC distinct pour les composantes « reproducteurs de printemps » et « reproducteurs d'automne » a été mis en place en 1985. Le TAC a d'abord été attribué par saison de pêche (printemps et automne), puis attribué aux débarquements de reproducteurs de printemps ou d'automne en fonction des échantillons biologiques prélevés pendant la pêche. Parmi les harengs capturés, le pourcentage de reproducteurs de printemps et de reproducteurs d'automne varie selon la saison et le type d'engin. Par conséquent, les débarquements des saisons de pêche de printemps et d'automne doivent être séparés dans les groupes de reproducteurs de printemps et d'automne correspondants afin de déterminer si le TAC pour ces groupes a été atteint.

Pour la présente évaluation, la modélisation de la population est effectuée pour le hareng reproducteur de printemps et d'automne jusqu'à la fin de 2021, avec des projections pour 2022, 2023, et 2027.

SOURCES DES DONNÉES

Pour l'évaluation du hareng reproducteur de printemps, les données recueillies dans la division 4T de l'OPANO sont utilisées pour modéliser la population à l'échelle du sGSL. La distribution spatiale des données recueillies pendant la pêche de printemps ne permet pas, pour l'instant, d'utiliser un modèle désagrégé au niveau régional comme pour le stock reproducteur d'automne.

Pour l'évaluation du hareng reproducteur d'automne, les modèles désagrégés par région pour les trois régions (nord, centrale et sud) couvrent la totalité de la zone 4T de l'OPANO. Les régions sont définies sur la base des frayères traditionnelles de hareng et des zones de pêche (Figure 1):

- Nord (Gaspé et Miscou; 4Tmnpq),
- Centrale (Escuminac-Richibucto et ouest de l'Île-du-Prince-Édouard; 4TKl), et
- Sud (est de l'Île-du-Prince-Édouard et Pictou; 4Tfghj).

Le choix des trois régions repose sur la proximité géographique des frayères et représente la plus petite échelle du niveau de regroupement qui peut être utilisée avec les données disponibles. Les modèles désagrégés par région comprennent des données propres à la région (p. ex. captures selon l'âge, captures par unité d'effort, proportions selon l'âge dans les captures de filets expérimentaux, sélectivité selon l'âge, indice de biomasse des relevés acoustiques sur les frayères) et des données communes à l'ensemble de la zone (p. ex. indice des relevés acoustiques, indice du relevé plurispécifique au chalut de fond).

DÉBARQUEMENTS

Les données sur les captures ont été tirées des bordereaux d'achat et des fichiers ZIFF (fichier informatisé sur les échanges entre les zones) recueillis par la Direction des statistiques de Pêches et Océans Canada (MPO). Les données sur les captures jusqu'en 1985 sont accessibles par type de pêche (fixe et mobile) et par zone de pêche. Depuis 1986, les données sur les captures sont également déclarées par navire et par sortie. Les fichiers ZIFF sont basés sur les informations recueillies par le Programme de vérification à quai. Ce programme fournit une vérification des débarquements de poissons précise et opportune, effectuée par un tiers indépendant. Des entreprises sous contrat sont engagées par l'industrie de la pêche pour observer le déchargement du poisson, enregistrer les renseignements sur les débarquements et les communiquer au MPO.

Les TAC de la pêche dans la division 4T de l'OPANO sont fixés séparément pour les composantes des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne dans le sud du golfe du Saint-Laurent. En 2020 et 2021, les TAC ont été établis à 500 t pour les reproducteurs de printemps et à 12 000 t pour les reproducteurs d'automne, soit un total de 12 500 t (Tableau 1; Figure 2). Les prélèvements dans la pêche de poissons-appâts n'ont pas été comptabilisés dans le TAC. Soixante-dix-sept pour cent du TAC pour chaque composante des reproducteurs ont été alloués à la flottille à engins fixes et 23 % à la flottille à engins mobiles (Tableau 1).

Les estimations préliminaires des débarquements de reproducteurs de printemps dans les saisons de pêche du printemps et de l'automne étaient de 603 t et 403 t pour 2020 et 2021, respectivement (Tableau 1; Figure 3). On estime que la plupart des harengs reproducteurs de printemps ont été débarqués par la flottille à engins fixes entre 1981 et 2021. En 2020 et 2021, on estime que la flottille à engins fixes a débarqué 59 % et 98 %, respectivement, des prises totales de reproducteurs de printemps (Tableau 1; Figure 3a). La valeur de 2021 était exceptionnellement élevée, car l'activité de la flottille à engins mobiles était assez limitée cette année-là. Pour 2020 et 2021, plus de 95 % des prises de harengs reproducteurs de printemps de la flottille à engins fixes ont été débarqués pendant la saison de pêche du printemps, et 100 % de celles de la flottille à engins mobiles pendant la saison d'automne (Tableau 1). Historiquement et en moyenne, ces chiffres étaient de plus de 80 % de ces débarquements par la flottille à engins fixes pendant la saison de pêche du printemps et plus de 80 % de ces débarquements par la flottille à engins mobiles pendant la saison d'automne (Figure 3b, c).

Les débarquements préliminaires de reproducteurs d'automne en 2020 et 2021 étaient de 10 065 t et 10 834 t, respectivement (Tableau 1; Figure 3d). Entre 1978 et 2021, la plupart des harengs reproducteurs d'automne ont été débarqués par la flottille à engins fixes. En 2020 et 2021, on estime que la flottille à engins fixes a débarqué 97 % et 99,9 %, respectivement, des prises totales de reproducteurs d'automne (Figure 3). La majorité (près de 100 %) des harengs reproducteurs d'automne capturés dans la pêche à engins fixes sont débarqués pendant la saison de pêche d'automne (Figure 3e). En ce qui concerne la flottille à engins mobiles, elle a débarqué 100 % de ses prises de reproducteurs d'automne pendant la saison de pêche d'automne en 2020 et 2021 (Figure 3f).

La proportion moyenne récente, de 2017 à 2021, des prises totales de la pêche à engins fixes était de 74 % des reproducteurs de printemps et de 96 % des reproducteurs d'automne (Tableau 1). Plus de 37 % et 29 % des prises de la pêche de printemps à engins fixes en 2020 et 2021 ont eu lieu dans les zones 4Th (sud) et 4Tmn (nord), respectivement (Tableau 2). Par ailleurs, 55 % des prises de la pêche d'automne à engins fixes ces mêmes années ont été capturées dans la zone 4Tmn (nord; Figure 1; Tableau 2). La flottille à engins mobiles n'était pas active en 2020 et 2021 dans la pêche de printemps (au bord du détroit de Cabot). Cependant, en 2020 et 2021, elle a capturé 646,2 t et 13,8 t, respectivement, durant la pêche d'automne dans la zone 4Tmn (nord; Figure 1; Tableau 2).

En 2020, on a atteint 120,6 % du TAC de reproducteurs de printemps, contre 80,6 % en 2021 (Tableau 1). En ce qui concerne les reproducteurs d'automne, 83,9 % et 90,3 % du TAC ont été atteints en 2020 et 2021, respectivement (Tableau 1). Les données sur les débarquements par zone de pêche du hareng figurent dans le tableau 2.

Un plan de rétablissement a été mis en place en 2010 pour les reproducteurs de printemps. Ce plan comprend :

- la fermeture de certaines frayères à la pêche dans toutes les ZPH à l'exception des zones 16A et 16F;

-
- une limite hebdomadaire des débarquements de 10 206 kg dans toutes les ZPH, à l'exception des zones 16A, 16D et 16F, où aucune restriction n'est imposée;
 - l'interdiction d'avoir des filets ou des harengs à bord pendant un voyage de pêche entre 18 h et 4 h (HAA) dans les zones de pêche 16C-G et entre 22 h et 3 h (HAA) dans les zones de pêche 16A et 16B.

Classification du stock reproducteur

La Direction des sciences de la région du Golfe a recours à trois méthodes pour assigner les échantillons de hareng aux reproducteurs de printemps ou d'automne en fonction du stade de maturité des gonades (Cleary *et al.* 1982) :

1. Pour les harengs immatures des stades de maturité 1 et 2 (juvéniles), la saison d'éclosion est basée sur la taille à la capture et l'examen visuel des caractéristiques des otolithes (Messieh 1972). L'attribution de la composante de fraie pour le hareng juvénile est sa saison d'éclosion (Cleary *et al.* 1982). Les juvéniles représentent un faible pourcentage des captures commerciales, mais ils sont plus nombreux dans les échantillons du relevé de recherche.
2. Les harengs adultes dont les gonades sont vides ou à maturité se voient attribuer leur stade de maturité par un examen macroscopique des gonades en laboratoire. On suppose que les poissons appartiennent à la composante de fraie de la saison au cours de laquelle ils ont été capturés. Ils représentent plus de 90 % des captures au filet maillant et 75 % du total des débarquements annuels.
3. Le stade de maturité des harengs adultes aux gonades non matures est déterminé à l'aide d'un indice gonadosomatique (IGS) basé sur un modèle de fonction discriminante. L'IGS est basé sur la longueur du poisson et le poids de ses gonades (McQuinn 1989). Une fois le stade de maturité déterminé par l'IGS, la composante de fraie est attribuée en utilisant une règle de décision relative au calendrier de maturité (un tableau de vérification de concordance entre le stade de maturité attribué par l'IGS et la date de capture pour assigner une composante de fraie) (Cleary *et al.* 1982).

Pour le mois de juin, l'IGS et les méthodes d'examen macroscopique ont historiquement donné lieu à une attribution différente des échantillons aux composantes de fraie. En particulier, les échantillons de pêche au bord du détroit de Cabot de 2012 et 2013 n'étaient pas bien classés par la méthode de l'IGS. L'examen macroscopique a permis de constater qu'au moins 95 % des gonades étaient en développement, les classant ainsi parmi les reproducteurs d'automne. La fonction discriminante de l'IGS a reclassé au moins 20 % de ces gonades en développement en gonades vides, ce qui a donné lieu à une classification des reproducteurs de printemps. Un changement a été apporté aux règles de décision pour la méthode de l'IGS, de sorte qu'une gonade vide en juin est considérée comme un reproducteur d'automne.

SONDAGE TÉLÉPHONIQUE

Un sondage téléphonique est réalisé chaque année depuis 1986 pour recueillir des renseignements sur la pêche à engins fixes et des opinions sur les tendances de l'abondance (détails dans LeBlanc et LeBlanc 1996). Le sud du golfe du Saint-Laurent a été divisé en huit secteurs de sondage téléphonique correspondant aux secteurs où se trouvent les principales pêcheries (Figure 1c). On a posé aux titulaires de permis commerciaux actifs une série de questions concernant le nombre, les dimensions et la taille du maillage des filets utilisés, la fréquence de la pêche et l'abondance dans l'année en cours par rapport à l'année précédente, et la tendance à moyen terme. Une étude de 2008 sur la cohérence de la relation d'abondance

entre les années a conclu que cet indice ne devrait pas être utilisé comme un indice de la biomasse dans le modèle de population. Les réponses au sondage téléphonique donnent des renseignements sur le calcul de l'effort de pêche pour les CPUE dans la pêche au filet maillant.

Le sondage téléphonique sur les engins fixes de 2020 a permis de contacter 251 pêcheurs choisis au hasard parmi environ 421 titulaires de permis commerciaux actifs pour les deux saisons combinées. Au total, 37 pêcheurs ont répondu au sondage sur la saison de pêche de printemps et 139 pêcheurs ont répondu au sondage sur la saison de pêche d'automne, pour un total de 176. Le sondage téléphonique sur les engins fixes de 2021 a permis de contacter 269 pêcheurs choisis au hasard parmi environ 452 titulaires de permis commerciaux actifs pour les deux saisons combinées. Au total, 55 pêcheurs ont répondu au sondage sur la pêche de printemps et 130 pêcheurs ont répondu au sondage sur la pêche d'automne, soit un total de 185. La répartition des répondants dans les huit secteurs du sondage téléphonique, les coups de filet moyens, les longueurs de filet et la tendance de l'abondance par rapport à l'année précédente sont indiqués dans le tableau 3. Dans l'ensemble, les pêcheurs ont estimé que le niveau d'abondance de la pêche de printemps de 2021 était légèrement supérieure à celui de 2020 et à celui des années précédentes. Pour la pêche d'automne, il y avait un sentiment que l'abondance de 2020 dans les régions nord et centrale a légèrement augmenté par rapport à 2019, et a diminué dans le Sud. En comparant 2021 à 2020 pour la saison de pêche d'automne, les répondants de la région nord ont indiqué un statu quo, ceux de la région centrale ont indiqué une légère diminution et ceux de la région du sud ont noté une forte augmentation (Tableau 3).

Chaque année, la source de données (soit le Programme de vérification à quai ou le sondage téléphonique) ayant reçu le plus grand nombre de réponses a été utilisée pour calculer l'indice d'abondance des CPUE dans la pêche à engins fixes. Dans la pêche de printemps, le maillage des filets maillant a été relativement constant à 2 ½ po. Dans la pêche d'automne, le maillage de 2 ⅝ po est le plus courant. Cependant, depuis 1992, de nombreux pêcheurs ont commencé à utiliser des maillages plus grands (2 ¾ po). En 2002, on a constaté que la part des maillages de 2 ⅝ po était revenue aux chiffres d'avant 1992. En 2020 et 2021, la part du maillage de 2 ⅝ po était de 100 % (Tableau 3).

ÉCHANTILLONNAGE DES CAPTURES DE LA PÊCHE

Les captures de la pêche commerciale sont échantillonnées à quai par le personnel scientifique du MPO pour la pêche à engins fixes et mobiles, et en mer par les observateurs des pêches dans la pêche à engins mobiles. Les procédures d'échantillonnage sont conçues pour obtenir des échantillons qui sont représentatifs des débarquements dans l'espace et dans le temps. Les débarquements et les échantillons par zone utilisés pour calculer les captures selon l'âge sont indiqués dans le tableau 2. Les échantillons sont utilisés pour déterminer la composition des captures en fonction de la taille, de l'âge et de la composante de fraie (reproducteurs de printemps ou reproducteurs d'automne). Des tests annuels de cohérence de la lecture de l'âge sont effectués afin d'évaluer et d'assurer la cohérence de la lecture de l'âge dans le temps (Annexe A).

RELEVÉ ACOUSTIQUE INDÉPENDANT DE LA PÊCHE

Depuis 1991, un relevé acoustique annuel des concentrations de hareng au début de l'automne (septembre-octobre), indépendant de la pêche, est effectué dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La zone de relevé annuel type se trouve dans les zones 4Tmno, où les deux composantes du hareng 4T s'agrègent à l'automne. Le relevé utilise un plan stratifié aléatoire de transects parallèles à l'intérieur de strates prédéfinies. Les relevés sont effectués de nuit et utilisent deux navires : un navire acoustique pour quantifier la biomasse des bancs de poissons à l'aide d'un transducteur à faisceau divisé de 120 kHz monté sur la coque, et un bateau de

pêche pour échantillonner des regroupements de poissons à l'aide d'un chalut pélagique (détails dans LeBlanc *et al.* 2015; voir aussi LeBlanc et Dale 1996). Le relevé acoustique a couvert des transects sur une distance totale de 886 km en 2020 et 1 022 km en 2021 (Annexe B, Figure B1). Toutes les strates ont été couvertes en 2021, mais en 2020, les strates septentrionales le long de la côte de New-Richmond, où l'abondance de poissons est historiquement faible, n'ont pas été effectuées en raison de contraintes de temps et de la disponibilité des navires. Les échantillons de chalut sont utilisés pour séparer la biomasse estimée par composante de fraie et par âge, ainsi que pour établir la composition taxinomique et la répartition des tailles pour évaluer l'indice de réponse acoustique (LeBlanc et Dale 1996; LeBlanc *et al.* 2015).

FILETS EXPÉRIMENTAUX

Dans le cadre d'un projet de partenariat industriel entre le MPO et les associations de pêcheurs, des filets maillants expérimentaux composés de plusieurs panneaux aux maillages différents ont été déployés chaque semaine par les pêcheurs pendant la saison de pêche d'automne. Ces filets maillants modifiés capturent des poissons de tailles plus variées et fournissent des renseignements sur la sélectivité relative des différentes tailles de maillage. Chaque filet maillant expérimental comportait cinq panneaux, chacun avec une taille de maillage différente, parmi un ensemble de sept tailles de maillage possibles, allant de 2 po à 2 ¾ po par incréments de ½ po. Tous les filets maillant avaient des panneaux avec des maillages de 2 ½ po, 2 ⅝ po et 2 ¾ po, et deux maillages plus petits qui variaient selon les pêcheurs. Les pêcheurs de la saison de pêche d'automne ont participé au relevé des frayères suivantes (Figure 1a) : banc de Miscou (région nord; 16B), Gaspé (nord; 16B), Escuminac (centrale; 16C), ouest de l'Île-du-Prince-Édouard (centrale; 16E), banc Fisherman's (sud; 16G) et Pictou (sud; 16F). La procédure de pêche cible était une immersion d'une heure, et les filets étaient posés sur les lieux de pêche pendant la pêche commerciale. Les données de Pictou antérieures à 2015 ont été corrigées pour tenir compte de la profondeur des filets maillant, car les filets dans cette région avaient une profondeur de 5 m (17 pieds) par rapport à la norme de 2,4 m (8 pieds) utilisée dans les autres frayères. Un facteur de correction de 8/17 (en pieds) a été appliqué aux filets de Pictou pour tenir compte de la différence de profondeur des filets.

Les captures des filets expérimentaux ont été utilisées pour estimer la sélectivité relative des filets maillant de différentes tailles de maillage (détails dans Surette *et al.* 2016) et pour produire des proportions selon l'âge. Les deux sont des intrants du modèle d'évaluation des reproducteurs d'automne.

RELEVÉS ACOUSTIQUES DES FRAYÈRES

En 2015, un projet de relevé acoustique des frayères qui suit le plan du relevé acoustique indépendant de la pêche décrit précédemment a été lancé. Ce relevé est un partenariat industriel entre le MPO et les associations de pêcheurs. Le plan du relevé utilise des transects parallèles aléatoires dans des strates prédéfinies qui couvrent les mêmes frayères que les filets expérimentaux (Annexe C). Les relevés sont effectués par les pêcheurs pendant la saison de pêche d'automne selon des protocoles définis par le MPO. Le relevé est effectué de nuit, pendant les fermetures de pêche de fin de semaine, sauf dans la zone de pêche du hareng 16C et E de 2015 à 2017 (centrale; Figure 1a), où cette région n'a pas connu de fermetures de fin de semaine. Le relevé acoustique des frayères est destiné à fournir une estimation nocturne de la biomasse reproductrice entre les régions. Il est analysé de la même manière que le relevé acoustique indépendant de la pêche. Les captures des filets expérimentaux sont utilisées pour calibrer l'indice de réponse acoustique afin d'obtenir les estimations nocturnes de la biomasse reproductrice.

Cet indice de biomasse a été incorporé pour la première fois dans le modèle de population d'automne. Les résultats détaillés des relevés de 2020-2021 sont disponibles à l'annexe C.

RELEVÉ PLURISPÉCIFIQUE AU CHALUT DE FOND

Le relevé annuel plurispécifique au chalut de fond, effectué en septembre depuis 1971, fournit des renseignements sur l'abondance et la répartition du hareng de la zone 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en septembre (Savoie 2014). Le nombre et le poids total des captures, la fréquence des longueurs représentatives et les données individuelles représentatives sur la longueur en fonction du poids sont enregistrés pour chaque espèce de poisson dans chaque série de relevés depuis 1971. Depuis 1994, un échantillonnage supplémentaire des captures de harengs a été entrepris pour ventiler les captures par groupe de fraie et par âge (détails supplémentaires dans Hurlbut et Clay 1990). Le hareng a été principalement capturé près des côtes dans des eaux de moins de 30 brasses, surtout au nord-est de l'Île-du-Prince-Édouard, à l'ouest du Cap-Breton, ainsi que dans le détroit de Northumberland et dans la baie des Chaleurs (Annexe D, Figure D1).

RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉCOSYSTÈME

L'abondance des principaux prédateurs du hareng a évolué au fil des séries chronologiques de l'évaluation. Les données sur l'abondance de la morue franche âgée de 5 ans et plus et du phoque gris ont été tirées de Neuenhoff *et al.* (2019). Les données sur l'abondance du thon rouge de l'Atlantique propres au sud du golfe du Saint-Laurent proviennent de l'indice des CPUE par la pêche à la ligne indiqué dans le rapport de 2020 de la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique. Les données sur l'abondance de la merluche blanche ont été reprises de Rolland *et al.* (2022) et celles sur l'abondance du fou de Bassan mature, de Rail (2021). Les valeurs manquantes dans les séries chronologiques sur le fou de Bassan ont été obtenues par interpolation linéaire (progiciel zoo R, Zeileis *et al.* 2021). La proportion de fous de Bassan immatures, qui consomment également des harengs, dans la population a été estimée à 28 % (J-F Rail, communication personnelle). L'abondance annuelle des fous de Bassan a été calculée en ajoutant l'équivalent de 28 % de la population de fous de Bassan matures à l'estimation de l'abondance annuelle (Benoît et Rail 2016). Les données sur les prédateurs étant exprimées en différentes unités, les valeurs des indices de l'abondance pour chaque prédateur et les estimations de la mortalité naturelle à l'échelle ont été calculées en soustrayant la moyenne et en divisant par l'écart-type du vecteur de données. La corrélation entre les variables a été évaluée à l'aide d'une matrice de corrélation, de diagrammes de dispersion bivariés et du coefficient de corrélation de Pearson. Les effets environnementaux sur le recrutement des harengs reproducteurs de printemps, les relations stock-recrutement et les projections des populations ont été évalués dans Turcotte (2022). Le progiciel GSLEA R (Duplisea *et al.* 2020) a été utilisé pour obtenir une matrice de variables environnementales pour la région 5 de l'approche écosystémique (plateau madelinien). Pour l'évaluation, les séries chronologiques de données sur l'abondance du zooplancton n'étaient disponibles que pour les années 2001 à 2019. L'interprétation des résultats du recrutement pour le hareng reproducteur de printemps reposait sur Turcotte (2022). Les effets environnementaux sur le hareng reproducteur d'automne ont été évalués de manière qualitative, à partir de la documentation récente pour déduire la relation entre les estimations récentes du recrutement et les facteurs du recrutement.

INTRANTS ET INDICES

MATRICES RELATIVES AUX CAPTURES SELON L'ÂGE ET AUX POIDS SELON L'ÂGE

Les matrices relatives aux captures selon l'âge et aux poids selon l'âge pour les harengs de la zone 4T, reproducteurs de printemps et reproducteurs d'automne, comprennent les captures des flottilles à engins fixes et mobiles. Ces valeurs ont été calculées à partir des clés d'âge-longueur et des relations longueur-poids de chaque composante des reproducteurs, de chaque type d'engin et de chaque saison de pêche (Tableau 2). Pour les longueurs absentes, les clés d'âge-longueur ont été complétées en assignant une distribution de probabilité d'un âge basée sur les données disponibles pour chaque saison dans une strate définie. Historiquement, lorsque moins de 30 poissons ont été échantillonnés pour une analyse détaillée, la relation longueur-poids globale et la clé âge-longueur la plus proche et adjacente en matière d'engin, de géographie et de temps ont été utilisées pour estimer les captures selon l'âge. Toutefois, pour les années 2020 et 2021, ce seuil a été ramené à 25 pour compenser le manque de spécimens dans certains échantillons. Les captures et les poids selon l'âge sont présentés pour les engins fixes (reproducteurs de printemps : Tableaux 4-5, reproducteurs d'automne : Tableaux 6-7) et les engins mobiles (reproducteurs de printemps : Tableaux 8-9, reproducteurs d'automne : Tableaux 10-11).

Pour les reproducteurs de printemps, l'âge dominant de capture était de 7 ans en 2020, ce qui correspond à la cohorte de 2013. En 2021, l'âge dominant correspondait à la même cohorte (2013), maintenant âgée de 8 ans (Tableaux 4 et 8; Figure 4). Pour les reproducteurs d'automne, l'âge dominant était de 7 ans (2020) et 8 ans (2021) dans le nord (cohortes de 2013-2014), de 8 ans dans la région centrale pour les deux années (cohortes de 2011-2012), de 7 à 8 ans en 2020 (cohortes de 2012 et 2013) et de 8 ans en 2021 (cohorte de 2013) dans le sud (Tableaux 6 et 10; Figure 5).

Les poids selon l'âge au début de l'année ont été calculés à partir du poids selon l'âge pour les engins fixes et mobiles combinés. Pour l'âge a au début de l'année t , il s'agit de la moyenne géométrique du poids selon l'âge $a-1$ dans la pêche de l'année $t-1$ et du poids selon l'âge a dans la pêche de l'année t . Le poids moyen selon l'âge des reproducteurs de printemps pêchés par des engins mobiles et fixes au printemps a diminué depuis les années 1990 pour les engins mobiles, et depuis le milieu des années 1980 pour les engins fixes (Tableaux 5 et 9; Figure 6). Le poids moyen selon l'âge a diminué de 39.6 % entre 1978 et 2021. Le poids moyen selon l'âge des harengs reproducteurs d'automne provenant d'engins fixes et mobiles a diminué presque continuellement au cours de la période allant de 1978 à 2021 (Tableaux 7 et 11; Figure 6). Le poids moyen selon l'âge a diminué de 30.2 % entre 1978 et 2021. Les poids moyens plus faibles sont une indication de l'état du stock et influent sur l'estimation du stock de la biomasse lorsque les chiffres sont convertis en poids. Comme dans l'évaluation précédente, les captures des senneurs de la zone 4vn ont été réparties dans les régions nord, centrale et sud proportionnellement aux débarquements des engins fixes de la région. Historiquement, la répartition était fondée sur les débarquements par les senneurs dans toutes les régions, de sorte que les captures provenant des débarquements par les senneurs dans la zone 4Vn n'étaient pas réparties dans les régions ne présentant aucun débarquement par les senneurs. De même, les captures par les senneurs au bord du détroit de Cabot ont été réparties dans les régions nord, centrale et sud proportionnellement aux débarquements par les engins fixes. Avant la dernière évaluation, les débarquements étaient tous attribués à la région sud.

CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT

Les pêches au moyen d'engins fixes ont lieu dans les frayères. En 2020, les débarquements de cette pêche représentaient environ 59 % des captures de reproducteurs de printemps et plus de 97 % des captures de reproducteurs d'automne. En 2021, cette pêche représenta plus de 98 % des prises des deux groupes de reproducteurs. Les données sur les captures et l'effort des engins fixes ont été utilisées pour construire des indices d'abondance des CPUE pour les reproducteurs de printemps et d'automne. Les indices des CPUE des engins fixes sont définis comme des captures en kg/filet par coup de filet/jour (ou kg/filet par coup de filet/sortie). Avant 2014, une longueur de filet par défaut de 15 brasses (27,4 m) était utilisée lorsque l'information n'était pas enregistrée, alors que depuis 2014, une valeur de 14 brasses (25,6 m) est utilisée. Pour toutes les années, toutes les longueurs de filet ont été normalisées à 14 brasses. Les indices des CPUE totales et proportions selon l'âge pour les 4 à 10 ans sont utilisés dans les évaluations des deux stocks.

Les données sur les captures ont été extraites des données sur les débarquements. De 1990 à 2021, la saison de pêche du printemps utilise les données des registres du Programme de vérification à quai et les districts statistiques manquants sont complétés avec les débarquements des bordereaux d'achat et les ZIFF (Claytor *et al.* 1998, LeBlanc *et al.* 2002). Depuis 1978, la saison de pêche d'automne utilise les données de débarquement des bordereaux d'achat et du ZIFF. L'effort de pêche a été calculé comme le nombre moyen de filets maillants déployés par saison et par zone du sud du golfe du Saint-Laurent depuis 1978. De 1978 à 1985, le nombre moyen de filets utilisés a été recueilli au moyen de questionnaires effectués sur des quais et par la poste (Clay and Chouinard 1986). Depuis 1986, l'effort de pêche a été calculé en multipliant le nombre de sorties (bordereaux d'achat) par le nombre estimé de coups de filet standard, qui ont été déterminés à partir des dossiers du Programme de vérification à quai (depuis 1990, voir LeBlanc *et al.* 2008) et du sondage téléphonique annuel, selon celui qui possède le plus de données (Tableau 3). Le nombre de traits, disponible depuis 1986, est utilisé uniquement pour la saison de pêche d'automne (Claytor *et al.* 1998; LeBlanc *et al.* 2009).

Le pourcentage de jours de pêche à engins fixes sans capture est consigné depuis 2006 en fonction des réponses au sondage téléphonique (Tableau 12). Le pourcentage de jours sans capture au printemps 2020 et 2021 était de 24,3 %, ce qui est inférieur à la moyenne de 32,7 %. À l'automne, les jours sans capture sont toujours parmi les plus élevés de la série chronologique pour les deux années de la pêche d'automne aux engins fixes, soit 37,3 %, alors que la moyenne est de 29,3 %. Comme ces renseignements ne sont disponibles que pour la période la plus récente, ils ne sont pas encore inclus dans le calcul de l'effort de pêche.

Un modèle multiplicatif a été utilisé pour calculer les indices normalisés des CPUE, selon l'équation suivante :

$$\ln(CPUE_{ijk}) = \alpha + \beta_1 I + \beta_2 J + \beta_3 K + \epsilon$$

où I indexe l'année, J indexe la zone de gestion du hareng par province, K indexe la semaine et ϵ est l'erreur résiduelle. Pour le printemps, les données ont été agrégées par jour et par zone et pondérées par les prises pour cette zone. Pour l'automne, elles ont été agrégées par semaine. Pour les reproducteurs de printemps, le modèle a été appliqué aux données de toute la zone de stock. Pour les reproducteurs d'automne, des modèles linéaires généralisés ont été exécutés par région (nord, centre et sud) et n'incluaient pas la division par zone. L'analyse des reproducteurs de printemps a été limitée aux semaines 11 à 22, et celle des reproducteurs d'automne aux semaines 27 à 43 (voir le tableau 19 dans LeBlanc *et al.* 2012). Les jours par zone (pour le printemps) ou par région (pour l'automne) avec moins de cinq voyages ont également été retirés de l'analyse. Afin d'améliorer la répétabilité d'une année sur l'autre des

estimations des CPUE utilisées par le modèle de population, la méthode historique utilisant le logiciel SAS (Statistical Analysis Software) a été traduite en langage de programmation R (R Foundation for Statistical Computing Platform). Les similitudes entre les deux méthodes sont présentées à l'annexe E et la nouvelle méthode est proposée comme norme pour les évaluations futures. Cette évaluation utilise la méthode historique.

Les modèles ont permis d'expliquer 40 % de la variance des données du printemps et les facteurs de l'année, de la semaine et de la zone étaient statistiquement significatifs. Pour les données de l'automne, les modèles ont permis d'expliquer entre 51 % et 69 % de la variance des données et les facteurs pour l'année et la semaine étaient statistiquement significatifs (Tableau 13). Les indices des CPUE selon l'âge pour les 4 à 10 ans ont été obtenus en divisant les captures selon l'âge effectuées par filet maillant par l'effort normalisé (CPUE) extrait du modèle multiplicatif. L'indice d'abondance selon l'âge des CPUE comprend les années de 1990 à 2021 pour les reproducteurs de printemps et de 1986 à 2021 pour les reproducteurs d'automne.

Les indices présentés dans les tableaux 14-15 et les figures 7-8 ne tiennent compte que des captures et de l'effort de pêche, et ne tiennent pas compte des éventuels changements de sélectivité ou de capturabilité, qui sont paramétrés dans le modèle de population. L'indice des CPUE pour les reproducteurs de printemps et d'automne montre une cohérence interne puisque l'abondance des cohortes est corrélée entre les années (Figures 7 et 8). Les captures de reproducteurs de printemps au moyen d'engins fixes étaient principalement composées de poissons âgés de 5 à 7 ans en 2020 et de 6 à 8 ans en 2021 (Tableau 4). Les CPUE des reproducteurs de printemps en 2020 et 2021 ont augmenté par rapport aux faibles valeurs de 2018-2019 et sont revenues aux valeurs plus élevées observées en 2017 pour les âges 7 et 8. Pour 2021, les âges dominants étaient de 7 et 8 ans (cohortes de 2013-2014, Tableau 14; Figure 7). Dans la région nord, les prises de reproducteurs d'automne étaient dominées par les âges 7 à 9 (cohortes de 2011 à 2013) en 2020, et par l'âge 8 (cohorte de 2013) en 2021. Dans la région centre, les âges 7 à 9 (cohortes de 2011 à 2013) étaient les plus abondants dans les prises de reproducteurs d'automne en 2020, mais c'était l'âge 8 (cohorte de 2013) qui était le plus abondant en 2021. Dans la région sud, les prises de reproducteurs d'automne en 2020 et 2021 étaient dominées par les âges 7 à 8 et 6 à 9, respectivement (cohortes de 2011 à 2015; Tableau 6). À l'exception de la région sud en 2021, les captures totales dans les trois régions sont beaucoup plus faibles par rapport à la dernière période d'évaluation, en 2018-2019. Les CPUE du hareng reproducteur d'automne ont augmenté en 2020 pour les régions nord et centre, mais ont diminué dans le sud. En 2021, les CPUE ont diminué dans le nord, mais augmenté dans les régions centre et sud (Figure E2, méthode SAS). Dans toutes les régions, les CPUE des reproducteurs d'automne plus jeunes (âgés de 4 et 5 ans) sont restées faibles depuis 2011, bien que les valeurs soient légèrement plus élevées pour les régions nord et centre par rapport à 2018-2019 (Tableau 15; Figure 8).

INDICE D'APRÈS LE RELEVÉ ACOUSTIQUE INDÉPENDANT DE LA PÊCHE

Un deuxième indice d'abondance normalisé est généré à partir du relevé acoustique annuel indépendant de la pêche. Cet indice comprend les données de captures selon l'âge de la zone 4Tmno de l'OPANO, qui fait l'objet de relevés chaque année depuis 1994. Le tableau 16 présente l'indice d'abondance acoustique par âge pour les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne de 2 à 10 ans.

L'indice de biomasse acoustique de la zone 4Tmno pour les reproducteurs de printemps et d'automne combinés était de 30 081 t en 2020 et de 37 953 t en 2021. En 2020, la biomasse était composée de 30 % de reproducteurs de printemps et de 70 % de reproducteurs d'automne. En 2021, la biomasse était composée de 37 % de reproducteurs de printemps et de

63 % de reproducteurs d'automne. Un résumé des résultats du relevé acoustique est présenté à l'annexe B

Le modèle d'évaluation des reproducteurs de printemps utilise les résultats des âges de 4 à 8 ans. En 2020 et 2021, le relevé acoustique a permis d'estimer que les taux de captures (en nombre) des reproducteurs de printemps âgés de 4 à 8 ans étaient légèrement supérieurs à ceux observés en 2018 et 2019. L'âge dominant des captures était de 4 à 6 ans en 2019, de 5 à 7 ans en 2020 et de 4 ans en 2021, ce qui montre que la cohorte de 2013 était relativement forte, tel qu'observé dans l'indice de CPUE, et également que la cohorte de 2017 semble être plus forte que prévu. La tendance observée concordait avec les faibles effectifs enregistrés depuis le début des années 2000 (Tableau 16; Figure 9).

Pour le modèle d'évaluation des reproducteurs d'automne, le relevé acoustique fournit un indice d'abondance du recrutement du hareng (2 et 3 ans; LeBlanc *et al.* 2015). Il n'est pas considéré comme un indice d'abondance utile pour les poissons plus âgés, étant donné que le relevé est limité à une partie restreinte du sud du golfe du Saint-Laurent, au moment où les harengs plus âgés frayent dans ces régions. Comparativement à 2019, l'abondance acoustique des âges 2 et 3 était beaucoup plus élevée en 2020 et 2021, et l'âge 3 (cohortes de 2017-2018) étant le plus abondant les deux années (Tableau 16; Figure 9).

RELEVÉS ACOUSTIQUES DES FRAYÈRES

L'effort d'échantillonnage a varié entre les régions et les années, générant des données avec des valeurs manquantes, ce qui peut créer des estimations biaisées de la biomasse lors du calcul de la valeur annuelle moyenne. Pour tenir compte des échantillons manquants, un modèle prédictif de la biomasse nocturne du hareng par année, région et jour julien a été utilisé afin d'obtenir une grille de données complète et de produire des indices non biaisés de la biomasse (Turcotte *et al.* 2022). La biomasse nocturne moyenne de la région nord a connu un déclin général tout au long de la série chronologique, passant d'un pic de 7 667 t en 2016 à 600 t en 2021. Le déclin a été plus lent dans la région centre que dans la région nord, avec des variations interannuelles plus marquées. La biomasse nocturne moyenne a diminué, passant de 3 175 t en 2015 à 1 036 t en 2021. La biomasse nocturne moyenne de la région sud a diminué entre 2015 (3 563 t) et 2018 (335 t), mais a ensuite augmenté jusqu'en 2021, atteignant 2 816 t (Figure 10).

INDICES RELATIFS AUX FILETS EXPÉRIMENTAUX

Indice de sélectivité relative

Un indice de sélectivité relative a été établi pour tenir compte des changements dans la répartition des mailles 2 5/8 po, et 2 3/4 po utilisées par les pêcheurs commerciaux (Figure 12), ainsi que des changements dans la longueur selon l'âge moyenne qui a généralement diminué avec le temps. Les calculs de la sélectivité selon l'âge (Tableau 17) et des CPUE corrigées selon la sélectivité sont décrits dans le modèle de population des reproducteurs d'automne.

Captures selon l'âge au moyen de filets expérimentaux

Comme dans l'évaluation précédente, les captures selon la longueur pour chaque maillage ont été additionnées par jour et par région, puis la moyenne des captures selon la longueur par région et par année a été calculée. Les données sur les captures selon l'âge ont ensuite été établies à l'aide des clés d'âge-longueur, comme il est indiqué précédemment. La sélectivité des différents maillages a été traitée dans le cadre du modèle (voir le modèle pour les reproducteurs d'automne).

L'indice des captures selon l'âge associé au filet expérimental montre une plus grande proportion de poissons âgés de 3 à 4 ans jusqu'en 2009, après quoi les effectifs diminuent. Aucune tendance majeure n'a été observée pour le hareng plus âgé au cours de la série chronologique. Aucune donnée n'était disponible pour la région nord en 2021 et en 2020, la proportion dans les prises selon l'âge était bien inférieure à celle qui avait été observée en 2018 et 2019. Pour les régions centre et sud, les proportions dans les prises selon l'âge indiquent des captures plus importantes de poissons âgés de 5 à 8 ans (Figure 11). Le modèle de population des reproducteurs d'automne utilise les proportions selon l'âge tirées des captures selon l'âge dans les filets expérimentaux comme données d'entrée pour les années où le relevé acoustique des frayères est disponible (2015 à 2021).

INDICE PLURISPÉCIFIQUE AU CHALUT DE FOND

Cet indice s'applique uniquement aux reproducteurs d'automne, et consiste en un indice désagrégé par âge qui utilise les données de 1994 à 2021 (Tableau 18; Figure 13). Depuis la dernière évaluation, le facteur de correction de l'effet de la migration nyctémérale n'est plus utilisé pour calculer l'indice du relevé au chalut de fond (voir Turcotte *et al.* 2021b pour plus de détails). La distribution spatiale depuis 1971 est fournie à l'annexe D.

Les valeurs annuelles moyennes stratifiées des captures à l'âge (normalisées pour la distance chalutée) du relevé ont été utilisées pour produire un indice d'abondance. Les résultats suggèrent une augmentation de l'abondance des âges 4-6 en 2010-2014 suivie d'un déclin régulier jusqu'à de très faibles valeurs en 2020 suivi d'une augmentation en 2021 pour atteindre des valeurs précédemment observées en 2017 (Figure 13).

OGIVE DE MATURITÉ

Aux fins de l'évaluation, on suppose que le hareng suit un calendrier de maturation en forme de lame de couteau, avec une maturation à 100 % entre 3 et 4 ans.

ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DES REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS

Comme pour la dernière évaluation, un modèle statistique des captures selon l'âge avec des paramètres variables dans le temps a été utilisé. Ce modèle 1) suppose qu'il existe une erreur d'observation dans les proportions selon l'âge des prises de la pêche; 2) s'adapte aux indices de la biomasse regroupés par âge et aux proportions selon l'âge des captures de la pêche et du relevé, tenant compte du manque d'indépendance entre les captures à différents âges la même année; et 3) est une projection prospective de l'abondance selon l'âge la première année et du premier âge toutes les années. Le modèle permet à la capturabilité et à la mortalité naturelle de varier dans le temps, ce qui constitue le meilleur moyen de faire correspondre les indices, de minimiser les résidus et de ne pas montrer de tendance rétrospective dans les estimations de la BSR (Turcotte *et al.* 2021a). L'évaluation des stocks de pêche est souvent basée sur l'hypothèse d'une mortalité naturelle constante dans le temps, mais de nombreux exemples montrent que les interactions prédateurs-proies sont dynamiques. Dans une évaluation des stocks, le fait de ne pas tenir compte des augmentations de la mortalité naturelle causées par l'évolution des interactions prédateurs-proies peut donner lieu à des estimations biaisées des paramètres de population et des indices vitaux. La mortalité naturelle comprend également la mortalité due aux maladies et aux prises non déclarées, y compris les prélèvements dans la pêche de poissons-appâts, pour lesquels aucune information n'est disponible. Cette composante de la pêche a soulevé de nombreuses questions au fil des ans et est maintenant incluse dans l'évaluation, bien que son effet ne puisse être distingué des autres sources de mortalité. La mortalité due aux maladies devrait représenter une faible fraction de la mortalité

naturelle totale, car aucun événement de mortalité due à une maladie n'a été enregistré au cours de la série chronologique.

MODÈLE RELATIF AUX REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS

La composante des reproducteurs de printemps est évaluée à l'aide d'un modèle statistique des captures selon l'âge mis en œuvre en utilisant AD Model Builder (Fournier *et al.* 2012). Les données d'entrée du modèle comprenaient :

- les captures commerciales de 2 à 11 ans et plus, en proportions selon l'âge, de 1978 à 2021;
- l'indice des CPUE, en proportions selon l'âge, et l'indice de la biomasse totale, de 1990 à 2021 (de 4 à 10 ans);
- l'indice du relevé acoustique indépendant de la pêche, en proportions selon l'âge, et l'indice de la biomasse totale, de 1994 à 2021 (de 4 à 8 ans).

Pour les proportions annuelles selon l'âge dans toutes les sources de données où les proportions selon l'âge étaient inférieures à 0,01, des groupes ont été créés avec des âges adjacents jusqu'à ce que les proportions selon l'âge soient supérieures à 0,01.

Les paramètres estimés par le modèle sont les suivants : les nombres selon l'âge au cours de l'année initiale (1978); le recrutement annuel (recrutement moyen et écarts de recrutement relativement au nombre de poissons âgés de 2 ans); les paramètres de sélectivité reliés à trois blocs chronologiques pour tenir compte des changements dans la sélectivité et la proportion d'engins; la mortalité par la pêche initiale avant 1978; la valeur q pour l'indice des CPUE et le relevé acoustique et les écarts annuels de q pour l'indice des CPUE; le paramètre M initial et les écarts annuels de M pour deux groupes d'âge (2 à 6 ans et 7 à 11 ans et plus); et l'erreur d'observation des indices. Tous les paramètres ont été estimés sur l'échelle logarithmique.

Des séries chronologiques indépendantes de M pour deux groupes d'âge ont été estimées : 2 à 6 ans ($j = 1$) et 7 à 11 ans et plus ($j = 2$). Ces séries chronologiques ont été estimées selon l'échelle logarithmique sous forme de marches aléatoires :

$$\begin{aligned}\log(M_{j,t}) &= \log M_j^{init} \text{ où } t = 1978 \\ \log(M_{j,t}) &= \log(M_{j,t-1}) + Mdev_{j,t} \text{ où } t > 1978 \\ Mdev_{j,t} &\sim Normal(0, \sigma_j^M)\end{aligned}$$

où $\log(M_j^{init})$ et $Mdev_{j,t}$ sont des paramètres estimés par le modèle. Il a été supposé que les écarts de M ($Mdev_{j,t}$) présentaient une distribution normale, une moyenne de 0 et un écart-type σ_j^M fixé à 0,075 pour toutes les valeurs j . La marche aléatoire a commencé en 1979. Des données a priori ont été fournies pour M^{init} . Ces données a priori présentaient une distribution normale, une moyenne de 0,2 et un écart-type de 0,1 pour les deux groupes d'âge (c.-à-d. $M_j^{init} \sim N(0,2; 0,1)$).

La fonction de probabilité des modèles comprenait des fonctions de pénalité attribuables aux données a priori concernant le paramètre M :

$$0,5 \sum_{j,y} (Mdev_{j,t}^2)/(\sigma_j^M)^2 + 0,5 \sum_j \exp(\log(M_j^{init}) - 0,2)^2/0,1^2$$

Le modèle permettait d'estimer l'erreur de processus dans la capturabilité (q) pleinement recrutée pour la pêche à engins fixes. La valeur initiale de q en 1990 (la première année de

données CPUE) était un paramètre estimé par le modèle et les valeurs subséquentes de q ont été estimées par une marche aléatoire :

$$q_t = \exp(\log q) \text{ où } t = 1990$$

$$q_t = q_{t-1} * \exp(qdev_t) \text{ où } t > 1990$$

$$qdev_t \sim Normal(0, \sigma^q)$$

où $\log(q_t)$ et $qdev_t$ sont des paramètres estimés par le modèle. Il a été supposé que les écarts de q ($qdev_t$) présentaient une distribution normale, avec une moyenne de 0 et un écart-type σ^q fixé à 0,1.

La fonction de probabilité des modèles comprenait une fonction de pénalité attribuable à la donnée a priori concernant les écarts de q :

$$0,5 \sum_t (qdev_t^2) / (\sigma^q)^2$$

La sélectivité $S_{g a t}$ a été indexée selon les sources de captures g , l'âge a et l'année t . Il a été supposé que la sélectivité de la pêche ($g = 1$), la sélectivité selon l'indice de CPUE dans la pêche au filet maillant ($g = 2$) et selon le relevé acoustique ($g = 3$) était des fonctions logistiques de l'âge. On pourrait soutenir que la sélectivité selon l'indice des CPUE et selon la pêche revêt la forme d'un dôme en raison de l'utilisation de filets maillants. Les modèles de sélectivité qui permettaient d'intégrer une courbe en forme de dôme (p. ex. logistique double, gamma, logistique exponentielle) ont également été examinés; ils ont estimé que la sélectivité prenait la forme d'un dôme. La partie descendante du dôme affichait une inclinaison plus forte et une baisse plus importante entre 2005 et 2017 comparativement à la période allant de 1990 à 2004. Par exemple, à l'aide des trois modèles de sélectivité décrits plus haut, il a été estimé que la sélectivité du filet maillant pour la pêche de poissons âgés de 10 ans se situait à environ 0,5, 0,8 ou 0,9 entre 1990 et 2004 respectivement, et à 0,2, 0,2 et 0,8 entre 2005 et 2017 (pour plus de renseignements, consultez l'annexe 2 de Turcotte *et al.* 2021a). Toutefois, la taille selon l'âge du hareng diminue depuis le milieu des années 1980 (Figure 6). Si la courbe de sélectivité prenait la forme d'un dôme, les harengs âgés (p. ex. 10 ans) se trouveraient sur la partie descendante. Par conséquent, la diminution de la taille selon l'âge se traduirait par une augmentation de leur sélectivité dans le filet maillant, et non par une diminution. Des estimations indépendantes de la sélectivité relative selon l'âge des reproducteurs d'automne confirment que leur sélectivité aux âges avancés a augmenté, et non baissé, en raison de la diminution de leur taille selon l'âge. La baisse de l'abondance aux âges élevée qui n'est pas prise en compte par les captures de la pêche et la mortalité naturelle estimée peut être faussement expliquée en estimant une sélectivité décroissante aux âges avancés. Par conséquent, ces estimations entourant la sélectivité décroissante pour le hareng âgé au cours des dernières années ont été jugées erronées; il a donc été décidé d'utiliser des modèles de sélectivité logistique. Pour le relevé acoustique, le modèle logistique a estimé la sélectivité à 1,0 pour tous les âges calibrés, ce qui correspond à l'hypothèse selon laquelle la sélectivité des estimations acoustiques pourrait être largement indépendante de l'âge.

Quant à la pêche commerciale et à l'indice CPUE, des fonctions de sélectivité distinctes ont été ajustées à trois périodes :

1. 1978 à 1989 ($p = 1$),
2. 1990 à 2004 ($p = 2$), et
3. 2005 à 2021 ($p = 3$) (i.e $S_{1p} = f(s_{1at})$ et $t \in 1978, 1979, \dots, 1989$ pour $p = 1$, etc.).

Ces périodes ont été choisies en fonction d'un examen des proportions annuelles d'engins fixes et mobiles dans la pêche commerciale.

L'abondance de la population âgée de 2 ans (recrutement) dans l'année t a été estimée en fonction du recrutement moyen logarithmique (\bar{R}) et des écarts annuels de recrutement $Rdev_t$:

$$R_t = \exp(\bar{R} + Rdev_t)$$

$$Rdev_t \sim Normal(0, \sigma^R)$$

où \bar{R} et $Rdev_t$ sont des paramètres estimés par le modèle. Il a été supposé que les écarts de recrutement ($Rdev_t$) présentaient une distribution normale, avec une moyenne de 0 et écart-type σ^R fixé à 0,5. Pour les poissons plus âgés a ($a \in 3, 4, \dots, 11$ ans et plus) au cours de l'année 1, l'abondance de la population a été estimée en projetant les cohortes dans l'avenir à compter de l'âge de 2 ans à l'année moins-1 ($a-2$) jusqu'à leur âge durant l'année 1, comme suit.

Pour l'abondance selon l'âge $a \in 3, 4, \dots, A-1$ durant l'année 1, où A correspond au dernier âge (11 ans et plus) :

$$N_{a1} = \exp(\bar{R} + Rdev_a^{r1} - \sum_{b=2}^{b=a-1} (s_{b1}Fi + M_{b1}))$$

Pour l'abondance selon l'âge A au cours de l'année 1 :

$$N_{A1} = \frac{\exp(\bar{R} + Rdev_A^{r1} - \sum_{b=2}^{b=A-1} (s_{b1}Fi + M_{b1}))}{1 - \exp(-(s_{A1}Fi + M_{A1}))}$$

où N_{a1} est l'abondance selon l'âge a dans l'année 1, $Rdev_a^{r1}$ est des écarts de recrutement utilisés pour initialiser l'abondance selon l'âge a dans l'année 1, s_{b1} est la sélectivité de la pêche selon l'âge b dans l'année 1, Fi est le taux de mortalité par la pêche du hareng pleinement recruté pour l'initialisation de l'abondance selon l'âge dans l'année 1, et M_{b1} est le taux de mortalité naturelle selon l'âge b dans l'année 1, et b indexe l'âge dans les sommations.

La fonction de probabilité du modèle comprenait des fonctions de pénalité en raison des données a priori sur les écarts de recrutement utilisés pour initialiser l'abondance des poissons âgés de 2 ans dans toutes les années et aux âges avancés dans l'année 1 :

$$0,5 \sum_t (Rdev_t^2)/(\sigma^R)^2 + 0,5 \sum_a (Rdev_a^{ri})^2/(s^R)^2$$

Après le recrutement à l'âge de 2 ans, les cohortes ont été projetées dans l'avenir de la manière habituelle :

$$N_{at} = N_{a-1t-1} \times \exp(-Z_{a-1t-1})$$

$$Z_{at} = s_{1at} \times F_t + M_{at}$$

où a et t sont l'âge et l'année de l'indice, N est l'abondance, Z est la mortalité totale, M est la mortalité naturelle, F est la mortalité par la pêche du hareng pleinement recruté et s_{1at} est la sélectivité selon l'âge a dans l'année t dans la pêche.

La fonction objective du modèle comprenait les éléments suivants :

- Les écarts entre les valeurs observées et prédites des indices de la biomasse totale pour les CPUE dans la pêche au filet maillant et le relevé acoustique. Il a été supposé que les indices présentaient une distribution log normale, associée à des écarts-types estimés par le modèle. Le modèle permettait de pondérer la probabilité des indices de biomasse.

-
- Les écarts entre les proportions observées et prédites selon l'âge dans la pêche, les CPUE et les captures des relevés acoustiques. Il a été supposé que les proportions selon l'âge suivaient une distribution logistique à plusieurs variables, permettant d'estimer les écarts des données.
 - Un *a priori* de distribution normale pour les écarts de M à l'échelle logarithmique.
 - Un *a priori* de distribution normale pour les valeurs initiales de M à l'échelle logarithmique.
 - Un *a priori* de distribution normale pour les écarts de q à l'échelle logarithmique.
 - Un *a priori* de distribution normale pour les écarts de recrutement à l'échelle logarithmique pour les années 1979 à 2019.
 - Un *a priori* de distribution normale pour les écarts de recrutement à l'échelle logarithmique utilisés pour calculer les abondances à l'âge en 1978

À partir de l'analyse préliminaire de l'ajustement du modèle aux indices selon l'âge, un poids de 1 a été attribué à la probabilité de l'indice de la biomasse selon les CPUE, tandis qu'un poids de 3 a été attribué à la probabilité de l'indice de la biomasse du relevé acoustique. Des intervalles de confiance approximatifs à 95 % ont été obtenus pour les quantités estimées par le modèle en fonction de l'échantillonnage fondé sur la méthode de Monte-Carlo par chaîne de Markov (MCMC); sur 210 000 échantillons dont les premiers 10 000 ont été retirés, un échantillon tous les 40 a été conservé. Les estimations de population sont des médianes a posteriori reposant sur l'échantillonnage fondé sur la méthode de MCMC. La qualité de l'ajustement aux indices a été évaluée au moyen d'un examen visuel des graphiques illustrant la biomasse regroupée en fonction des valeurs estimées et observées. Les écarts entre la proportion selon l'âge prédite et observée ont été évalués en examinant les résidus par année et par âge et en cherchant des « blocs » à travers les âges ou les années. Les résidus ont été calculés dans l'espace logarithmique comme étant les valeurs observées moins les valeurs prédites, moins l'écart moyen par année. La somme des carrés des résidus a été calculée pour chaque indice d'abondance. Les tendances rétrospectives qui touchent les estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR) ont été évaluées en traçant la courbe des séries chronologiques de la BSR ayant été estimées en supprimant de manière séquentielle l'année terminale des données, pour 4 années (de 2018 à 2021).

RÉSULTATS RELATIFS AUX REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS

Les tendances résiduelles indiquent un ajustement acceptable du modèle aux indices des CPUE et des relevés acoustiques sans regroupement par âge, sans blocage apparent (Figure 14). Les ajustements aux indices avec regroupement par âge sont aussi bons pour l'indice des CPUE que pour l'indice acoustique (Figure 15). L'analyse rétrospective des tendances de la BSR ne montre aucun changement progressif dans une direction constante, car des données supplémentaires sont ajoutées au modèle ces dernières années (Figure 16).

La capturabilité par rapport à l'indice des CPUE était en moyenne d'environ 0,0019 au début des années 1990, augmentant jusqu'à un pic d'environ 0,0062 en 2007-2008 avant de se stabiliser à 0,0056 en moyenne entre 2017 et 2021 (Figure 17). La capturabilité estimée pour l'indice des CPUE augmentait à mesure que la BSR diminuait (Figure 18).

Les estimations de la mortalité naturelle pour le groupe des 2 à 6 ans ont varié entre 0,24 et 0,51 (entre 21 % et 40 % de la mortalité annuelle) au cours de la série chronologique (Figure 19). Les estimations ont légèrement diminué de 1978 à 1988, puis les valeurs sont demeurées relativement stables jusqu'en 1995, année où M a augmenté pour atteindre ses valeurs les plus élevées entre 2000 et 2011. Le paramètre M a baissé de 0,51 en 2009 à 0,27

en 2017, et est demeuré à ce niveau jusqu'en 2021. Pour le groupe d'âge des 7 à 11 ans et plus, M a augmenté progressivement de 0,30 à 0,56 (entre 26 % et 43 % de la mortalité annuelle) entre 1978 et 2006, avant de redescendre à 0,47 (37 % de la mortalité annuelle) en 2009 (Figure 19). À partir de 2010, les estimations ont fortement augmenté pour culminer à 1,05 (65 % de la mortalité annuelle) en 2018 avant de redescendre à une valeur moyenne de 0,9 (59 % de la mortalité annuelle) en 2020 et 2021.

Avant la dernière évaluation, les modèles montraient les estimations jusqu'au début de l'année (1^{er} janvier) tout en supposant une mortalité naturelle constante de 0,2 (18 % par an), c'est-à-dire que la BSR ne diminuait que de 5 % entre le 1^{er} janvier et le 1^{er} avril (au début de la pêche du hareng de printemps). Depuis la dernière évaluation, le modèle utilise des estimations de la mortalité naturelle variable dans le temps, qui a été très élevée ces dernières années. Il est donc important de tenir compte du moment de la pêche dans les estimations de l'état des stocks. Puisque la pêche à engins fixes est restreinte à une période limitée de l'année et que l'on estime que la valeur de M est très élevée certaines années pour quelques âges du hareng, on a utilisé le 1^{er} avril pour estimer la BSR, calculer les points de référence et établir des projections.

Le point de référence limite (PRL) du hareng de la division 4T est $B_{\text{rétablissement}}$, à savoir la biomasse la plus basse à partir de laquelle on a observé que le stock se rétablissait facilement. Il est calculé comme la moyenne des quatre estimations les plus faibles de la BSR au début des années 1980 (c.-à-d. de 1979 à 1982). Par conséquent, cette valeur dépend du modèle. Si le modèle change, la biomasse du stock pourrait être revue à la hausse ou à la baisse. Pour cette évaluation, le PRL a été estimé à 46 340 t, soit environ 1,9 % de moins que les 47 250 t présentées dans la dernière évaluation (Turcotte *et al.* 2021b).

Le point de référence supérieur (PRS) du stock a été déterminé en 2005 comme point de référence provisoire (Chouinard *et al.* 2005). Pour les calculs, une analyse du rendement par recrue a été utilisée en supposant que $M = 0,2$ et des vecteurs de recrutement partiel particuliers à la pêche qui ne s'appliqueraient pas au modèle actuel, et des estimations de la BSR basées sur une valeur de M variable dans le temps. Par conséquent, depuis la dernière évaluation, le PRS a été augmenté dans la même proportion que le PRL. Le PRS historique était de 54 000 t de la BSR, et le PRS remis à l'échelle est de 129 994 t. Le PRL et le PRS ont été calculés au 1^{er} avril pour tenir compte de trois mois de mortalité naturelle pour les deux groupes d'âge. Le taux d'exploitation de référence de la pêche dans la zone saine a été défini comme étant $F_{0,1}$ et cette évaluation a utilisé la même valeur de 0,35 que celle utilisée dans les évaluations précédentes.

La BSR estimée est passée des niveaux faibles du début des années 1980 aux niveaux les plus élevés entre le milieu des années 1980 et le milieu des années 1990. La BSR a diminué au milieu des années 1990, atteignant la zone critique en 2002. Elle a légèrement augmenté jusqu'en 2010, demeurant dans la zone critique, mais a ensuite diminué de nouveau et a fluctué autour d'une valeur moyenne de 39 550 t jusqu'en 2021. Les estimations de la BSR au 1^{er} avril, selon la méthode de MCCM, étaient de 38 402 t (intervalle de confiance à 95 % : 23 771 – 69 893) en 2020 et de 35 626 t (intervalle de confiance à 95 % : 22 012 – 66 950) en 2021. L'estimation pour 2021 est de 77 % du PRL. Les probabilités que la BSR au 1^{er} avril soit inférieure au PRL (dans la zone critique de l'approche de précaution) étaient de 23 % en 2020 et de 30 % en 2021 (Figure 20). La BSR baisse depuis 2018.

Le recrutement estimé (nombre de poissons de 2 ans) était le plus élevé au début des années 1980, en 1990 et en 1993 (Figure 21). Le recrutement est demeuré relativement stable à des valeurs plus faibles depuis 1993, les valeurs étant légèrement plus élevées entre 2006 et 2008. Il a diminué pour atteindre les valeurs les plus faibles de la série chronologique après

2008 jusqu'en 2020, sauf un petit sommet en 2015. Le taux de recrutement (nombre de poissons de 2 ans par kg de BSR) était le plus élevé au début des années 1980 et vers 2005, et le plus faible entre 1992 et 2000. Depuis 2006, les taux de recrutement ont chuté à des valeurs faibles, à l'exception d'un petit pic en 2013 et d'un autre en 2019 (Figure 23).

Les abondances estimées des recrues pour la pêche (poissons de 4 ans) étaient les plus élevées au milieu des années 1980, en 1992 et en 1995 (Figure 22). Le nombre de recrues pour la pêche a diminué depuis 1995 jusqu'au niveau le plus bas, observé en 2004, et est resté à un niveau très faible depuis (moyenne de 102,8 millions de harengs, Figure 22; Tableau 20). L'estimation de l'abondance médiane des reproducteurs (4 ans et plus) pour 2020 est de 284,5 millions de harengs (IC à 95 % : 175,5 – 515,3), et la médiane MCCM pour 2021 est de 250,2 millions de harengs (IC à 95 % : 155,5 – 469,5), environ 34,2 % de l'abondance moyenne des reproducteurs de 1985 à 1995.

La mortalité estimée par la pêche (pondération de l'abondance F_{6-8}) était élevée en 1979 et 1980, a diminué jusqu'en 1984 et a augmenté graduellement jusqu'à 0,59 en 2004. F a ensuite baissé rapidement pour atteindre une valeur faible (0,03) en 2012 et est restée à ce niveau depuis. La valeur la plus faible a été observée en 2021 ($<0,02$) (Figure 24; valeurs de F dans le Tableau 21). L'estimation médiane de F_{6-8} à plein recrutement selon la méthode MCCM était de 0,025 (IC à 95 % : 0,013 – 0,041) et 0,018 (IC à 95 % : 0,009 – 0,030) en 2020 et 2021, respectivement (mortalité annuelle de 2,5 % et 1,8 %).

La trajectoire de la population de reproducteurs de printemps par rapport à la BSR et aux niveaux de mortalité par la pêche est présentée sur la Figure 25. Cette figure illustre la zone saine, la zone de prudence et la zone critique de l'approche de précaution. Le taux d'exploitation de référence dans la zone saine pour le stock de hareng reproducteur de printemps est $F_{0,1} = 0,35$. Il n'y a pas de règle de contrôle des prises dans la zone de prudence et la zone critique pour ce stock. On fournit donc le taux provisoire d'exploitation de référence de l'approche de précaution, mais il n'est pas nécessairement aussi restrictif que des règles de contrôle des prises élaborées officiellement. La mortalité par la pêche a dépassé le taux d'exploitation de référence 28 des 44 années de la série chronologique. La mortalité par la pêche a dépassé le taux d'exploitation de référence de l'approche de précaution toutes les années après 1998 et était particulièrement élevée pendant et peu après la baisse de la BSR, entre 1999 et 2007.

PROJECTIONS RELATIVES AUX REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS

Le modèle de population a été projeté en 2023, 2024 et 6 ans plus tard en 2027 pendant l'échantillonnage MCMC de la distribution conjointe *a posteriori* des paramètres. Cela prend en compte les incertitudes dans les estimations des paramètres. Les projections ont été réalisées à plusieurs niveaux de captures annuelles (0, 250, 500 et 1 250 t). Le recrutement a été stable à de faibles valeurs au cours des dernières années, donc des projections ont été effectuées à partir des valeurs aléatoires de recrutement des cinq dernières années (2017-2021). La mortalité naturelle des 2 à 6 ans est stable depuis 5 ans. Pour le groupe des 7 à 11 ans et plus, la mortalité naturelle a augmenté au cours de la dernière décennie pour atteindre les valeurs maximales en 2018 et 2019 et a ensuite diminué légèrement en 2020 et 2021 (Figure 19). Les projections ont donc été effectuées en utilisant la moyenne des valeurs M de 2017 à 2021 pour chaque groupe d'âge. Les figures 26 et 27 présentent les projections sur deux ans de la BSR au 1^{er} avril, et de la mortalité par la pêche des âges 6 à 8 pondérée en fonction de l'abondance. Les probabilités d'atteindre les différents objectifs sont indiquées dans le tableau 22 pour chaque niveau de captures, pour six ans. Les projections de la BSR sur six ans sont illustrées à la figure 28.

Selon les projections, la BSR au 1^{er} avril 2022 était de 28 835 t (intervalle de confiance à 95 % : 17 255 – 55 772), ce qui maintient le stock dans la zone critique de l'approche de précaution.

Projections à court terme

Avec des captures annuelles de 0, 250, 500 ou 1 250 t en 2022 et 2023, la BSR devrait augmenté légèrement de 2022 à 2023, et rester stable de 2023 à 2024 (Figure 27, Tableau 22). La probabilité d'une augmentation de la BSR entre le 1^{er} avril 2022 et le 1^{er} avril 2023 se situait entre 64,5 et 68,5 % à tous les niveaux de captures. La probabilité d'une augmentation de plus de 5 % de la BSR entre le 1^{er} avril 2023 et le 1^{er} avril 2024 se situait entre 42,3 et 44,3 % à tous les niveaux de captures. Pour les projections à court terme, tous les niveaux de captures (y compris aucune capture) ont donné une probabilité de moins de 20 % que la BSR dépasse le PRL pour atteindre la zone de précaution en 2024. À court terme, il n'y a aucune chance que la population se trouve dans la zone saine ni qu'elle atteigne le PRS en 2024.

Des captures de 250 t se traduiraient par des valeurs de mortalité par la pêche (F) chez les 6 à 8 ans, pondérées en fonction de l'abondance, de 0,017 en 2022 (mortalité annuelle de 1,7 %) et de 0,016 en 2023 (mortalité annuelle de 1,6 %), ce qui correspond à des valeurs inférieures à celles des dernières années. Des captures de 500 t se traduiraient par des valeurs F de 0,034 en 2022 (mortalité annuelle de 3,3 %) et de 0,032 en 2023 (mortalité annuelle de 3,1 %), ce qui correspond à des valeurs similaires à celles des dernières années. Des captures de 1 225 t (le TAC annuel récent) se traduiraient par une augmentation de F par rapport aux dernières années, avec des valeurs de 0,085 en 2022 (mortalité annuelle de 8,1 %) et de 0,083 en 2023 (mortalité annuelle de 8,0 %) (Figure 27, Tableau 22).

Projections à long terme

Les projections sur six ans en matière de BSR ne montrent pas de changement entre 2022 et 2027. En 2027, la probabilité de dépasser le PRL était comprise entre 15,8 et 20,4 % à tous les niveaux de captures, avec des valeurs de BSR comprises entre 32,477 et 35,445 t (Figure 28, Tableau 22).

ÉVALUATION DE LA COMPOSANTE DES REPRODUCTEURS D'AUTOMNE

MODÈLE RELATIF AUX REPRODUCTEURS D'AUTOMNE

La composante des harengs reproducteurs d'automne a été évaluée à l'aide d'un modèle statistique des captures selon l'âge mis en œuvre en utilisant AD Model Builder (Fournier *et al.* 2012). Ce modèle permet d'estimer la variabilité dans le temps de capturabilité (q) des CPUE et de la mortalité naturelle (M) (Turcotte *et al.* 2021a).

Les données d'entrée du modèle comprenaient :

- les captures de la pêche commerciale selon l'âge de 2 à 11 ans et plus par région de 1978 à 2021, en proportions selon l'âge;
- l'indice des CPUE de la pêche au filet maillant en proportions selon l'âge et l'indice de biomasse totale des CPUE, par région, de 1986 à 2021 (de 4 à 10 ans);
- les proportions selon l'âge dans les captures des filets expérimentaux et la biomasse nocturne moyenne issue du relevé acoustique sur les frayères, par région, de 2015 à 2021 (de 3 à 9 ans);
- les proportions selon l'âge dans le relevé acoustique indépendant de la pêche et l'indice de la biomasse totale, de 1994 à 2021 (de 2 à 3 ans);

- l'indice des proportions selon l'âge et l'indice de la biomasse totale dans le relevé plurispécifique au chalut de fond (relevé du navire de recherche) dans l'ensemble du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1994 à 2021 (de 4 à 6 ans);
- la proportion de filets maillants avec des mailles de 2 5/8 po et la sélectivité relative de la pêche au filet maillant et aux filets expérimentaux par âge, année et maillage dans chaque région.

Les paramètres estimés du modèle sont les suivants pour chaque région (nord, centrale et sud) : les nombres selon l'âge au cours de l'année initiale (1978); le recrutement annuel (recrutement moyen et écarts de recrutement annuel relativement au nombre de poissons âgés de 2 ans); les paramètres de sélectivité pour chaque source de captures; la mortalité par la pêche initiale (F) avant 1978; la valeur q initiale pour chaque indice et les écarts annuels de q pour l'indice des CPUE; le paramètre M initial et les écarts annuels de M pour deux groupes d'âge (2 à 6 ans et 7 à 11 ans et plus); et l'erreur d'observation pour les indices. Tous les paramètres ont été estimés sur l'échelle logarithmique

La mortalité naturelle (M) variable dans le temps et la capturabilité par rapport aux CPUE dans la pêche au filet maillant (q), l'abondance initiale en 1978 et le recrutement en 1979 jusqu'à 2021 ont tous été estimés selon les méthodes décrites dans la section consacrée aux modèles d'évaluation du hareng reproducteur de printemps, avec des paramètres estimés indépendamment pour chaque région (nord, centrale et sud). La population a été projetée dans le futur selon les méthodes décrites pour l'évaluation du hareng reproducteur de printemps, sauf que le début de la saison de pêche a été définie au 1^{er} août plutôt qu'au 1^{er} avril. Ce modèle statistique des captures selon l'âge pour le hareng reproducteur d'automne a les mêmes composantes de fonction objective que celles décrites pour le modèle d'évaluation du hareng reproducteur de printemps.

La taille selon l'âge du hareng de la division 4T est en baisse depuis au moins le milieu des années 1980. On s'attend à ce que cette situation modifie la sélectivité selon l'âge du hareng dans le cadre de la pêche au filet maillant. Par le passé, deux maillages ont été utilisés dans cette pêche, soit 2 5/8 po et 2 3/4 po. Les variations de la sélectivité selon l'âge par rapport à ces maillages ont été estimées comme suit. Tout d'abord, la sélectivité relative selon la longueur a été estimée pour ces maillages à l'aide des données provenant des filets expérimentaux (Surette *et al.* 2016). Les mailles mesuraient entre 2 po et 2 3/4 po. Ensuite, la sélectivité selon la longueur a été convertie en sélectivité relative selon l'âge de chaque année en fonction des clés d'âge-longueur pour chaque année. Les clés annuelles de longueur en fonction de l'âge ont été calculées à partir d'échantillons d'âge recueillis dans le cadre de la pêche commerciale de 1986 à 2021 et des captures des filets expérimentaux de 2002 à 2021, au cours des mois d'août à octobre. Les fonctions annuelles de sélectivité selon l'âge pour les indices des CPUE ($S_{t a}^{C a}$) ont été intégrées aux modèles comme suit :

$$S_{p t a}^{C a} = S_{p a}^C * ((Pr_{p t}^{258} * rS_{t a}^{258}) + (1 - Pr_{p t}^{258}) * rS_{t a}^{234})$$

où $S_{p a}^C$ est une courbe logistique de sélectivité propre à la population, invariable dans le temps, pour la pêche selon l'indice des CPUE; $Pr_{p t}^{258}$ est la proportion de filets dans l'année t et la population p dont les mailles mesurent 2 5/8 po; $rS_{t a}^{258}$ est la sélectivité relative des mailles mesurant 2 5/8 po pour l'âge a dans l'année t , $rS_{t a}^{234}$ est la sélectivité relative des mailles mesurant 2 3/4 po pour l'âge a dans l'année t ; et $S_{p t a}^{C a}$ est la sélectivité dans la pêche selon l'indice des CPUE pour l'âge a dans la population p et l'année t . $S_{p a}^C$ a été inclus dans l'équation pour passer de l'échelle relative à l'échelle absolue. Une procédure similaire a été utilisée pour ajuster la sélectivité des filets expérimentaux et de la pêcherie en fonction des changements de taille selon l'âge. Pour les filets expérimentaux, la sélectivité en longueur était la moyenne des

valeurs des sept mailles utilisées. Pour la pêche commerciale, S_{pa}^C a été estimé séparément pour trois périodes afin de prendre en compte les changements dans la proportion des prises d'engins mobiles dans la pêcherie.

D'après l'analyse préliminaire de l'ajustement du modèle aux indices et l'analyse rétrospective, des poids différents ont été attribués aux probabilités des indices de biomasse. Un poids de 1 a été attribué à la probabilité reliée à l'indice de la biomasse selon les CPUE, la probabilité de l'indice de biomasse des relevés acoustiques sur les frayères a reçu un poids de 4, la probabilité de l'indice de biomasse du relevé par navire de recherche a reçu un poids de 1 et la probabilité de l'indice de biomasse du relevé acoustique a reçu un poids de 1. Cela a permis d'améliorer l'ajustement aux indices et de réduire les tendances rétrospectives. Des intervalles de confiance approximatifs à 95 % ont été obtenus pour les quantités estimées par le modèle en fonction de l'échantillonnage fondé sur la méthode MCMC; sur 210 000 échantillons dont les premiers 10 000 ont été retirés, un échantillon tous les 40 a été conservé. Toutes les estimations de population sont des médianes *a posteriori* reposant sur l'échantillonnage MCMC. La qualité de l'ajustement a été évaluée selon la méthode décrite pour les modèles s'appliquant au stock de printemps. Les résultats des analyses rétrospectives ont également été évalués à l'aide du coefficient rho de Mohn (Mohn 1999), en utilisant le progiciel icesAdvice dans R (Magnusson *et al.* 2018).

RÉSULTATS RELATIFS AUX REPRODUCTEURS D'AUTOMNE

Des blocs étaient évidents entre les proportions selon l'âge observées et prédites dans la pêche (Figure 29). Dans la région nord, les résidus étaient surtout positifs pour les 3 ans et les 8 à 11 ans entre 1980 et 2008. Les résidus étaient pour la plupart négatifs pour les 4 et 5 ans. Ces dernières années, les deux modèles ont affiché des résidus négatifs plus importants pour les harengs plus jeunes et plus âgés, et des résidus positifs pour les poissons de 5 à 8 ans. Dans les régions centre et sud, les résidus étaient négatifs pour les 5 et 6 ans entre 1978 et 2006. Dans l'ensemble, des résidus plus importants étaient observés pour les âges 1, 2, 10 et 11. Ils étaient généralement plus faibles pour les 3 à 7 ans.

Les tendances des résidus pour les indices des CPUE dénotaient un ajustement adéquat à ces indices (Figure 30). Il y a eu une tendance à surestimer les proportions selon l'âge pour les 4 et 5 ans entre 1995 et 2007. Ces dernières années et pour toutes les régions, les proportions selon l'âge étaient plus probablement sous-estimées pour les poissons de 6 à 9 ans. Cependant, il n'y avait pas de blocs importants de résidus.

Les tendances des résidus pour les proportions selon l'âge dans les filets expérimentaux révélaient un ajustement adéquat pour les trois régions (Figure 31). Il y avait un bloc de résidus négatifs pour les âges de 5 à 7 ans de 2015 à 2017, avec des valeurs plus fortes pour la région nord. Ces deux dernières années, les résidus étaient surtout positifs pour les 3 à 4 ans. La somme des carrés des résidus des proportions selon l'âge dans les filets expérimentaux était plus faible pour la région centre. Aucune tendance majeure des résidus n'est apparente dans les proportions selon l'âge du relevé effectué par le navire de recherche et le relevé acoustique (Figure 32).

Les ajustements aux indices des CPUE dans les filets maillants commerciaux regroupés par âge étaient très bons pour les trois régions, avec des valeurs prédites conformes aux tendances générales des indices (Figure 33). L'ajustement à l'indice du navire de recherche regroupé par âge était bon, mais a montré que les valeurs de la biomasse avaient tendance à être sous-estimées les premières années de l'indice jusqu'en 2015, puis légèrement surestimées jusqu'en 2021 (Figure 34). De même, les valeurs de la biomasse de l'indice acoustique avaient tendance à être sous-estimées jusqu'en 2015. Cependant, l'ajustement était très bon jusqu'en 2021

(Figure 34). L'ajustement à l'indice de la biomasse d'après les relevés acoustiques sur les frayères était bon dans les régions nord et centre. Il était acceptable dans la région sud, mais les valeurs prédites affichaient moins de variation que les valeurs observées. Les valeurs de la biomasse étaient sous-estimées en 2015 et 2021, et surestimées en 2018 (Figure 35).

Comme pour les évaluations précédentes, des tendances rétrospectives de la BSR étaient apparentes (Figure 36). Le modèle a révélé des tendances importantes dans toutes les régions. Les tendances rétrospectives suivaient une direction négative constante à mesure que les extractions étaient retirées de l'analyse. La valeur du ρ de Mohn était de -0,31 dans la région nord, mais légèrement meilleure dans la région centre, à -0,27. Les tendances étaient plus marquées dans la région sud, avec une valeur du ρ de Mohn de -0,49. La BSR totale affichait une tendance négative avec une valeur du ρ de Mohn de -0,36. Cependant, la force du signal rétrospectif semble fortement déterminée par la dernière extraction (année 2017), car les autres extractions produisent des estimations plus similaires entre elles.

Les changements estimés de la capturabilité pour la pêche au filet maillant des pleinement recrutés sont présentés sur la Figure 37. La capturabilité a augmenté dans toutes les régions entre 1986 et 2000, puis elle a diminué jusqu'en 2012 et a augmenté faiblement, mais constamment jusqu'en 2021. La variation des valeurs estimées de la capturabilité était la plus importante dans la région nord. La variation était intermédiaire dans la région centre, mais moindre et à des valeurs faibles dans la région sud. Dans les régions nord et sud, la capturabilité augmentait à mesure que la BSR diminuait, mais elle semblait moins dépendante de la BSR dans la région sud (Figure 38). Cependant, la région sud n'a pas connu des valeurs aussi basses de la BSR (et des valeurs élevées correspondantes de q) que les régions nord et centre.

Pour les âges de 2 à 6 ans, l'estimation de M était stable au début de la série chronologique, à un niveau proche de 0,2 (nord) ou de 0,4 (centre, sud) (Figure 39). Les estimations de M ont ensuite commencé à diminuer vers 1990, pour atteindre des niveaux très bas ces dernières années (environ 0,05 dans toutes les régions). Pour le groupe d'âge de 7 à 11 ans et plus, les estimations de toutes les régions étaient stables autour de 0,15 jusqu'en 1986, avant d'augmenter rapidement jusqu'à leurs valeurs maximales de 1,1 (nord), 0,8 (centre) et 1,0 (sud). Les valeurs ont ensuite baissé à 0,9, 0,5 et 0,6 en 2021 pour les régions nord, centre et sud, respectivement.

Cette évaluation repose sur un modèle d'estimation de la mortalité naturelle variable dans le temps, qu'on a estimée très élevée ces dernières années. Il est donc important de tenir compte du moment de la pêche pendant l'année civile pour estimer l'état des stocks. Ainsi, la date du 1^{er} août a été utilisée pour estimer la BSR, calculer les points de référence et établir des projections. Cela représente sept mois de mortalité naturelle dans les estimations de la population.

Le point de référence limite (PRL) du hareng de la zone 4T est $B_{\text{rétablissement}}$, qui est la plus faible biomasse à partir de laquelle on a observé que le stock se rétablit facilement, calculée ici comme la moyenne des quatre plus faibles estimations de la biomasse de la BSR au 1^{er} août au début de la série chronologique (c'est-à-dire de 1978 à 1981). Par conséquent, cette valeur dépend du modèle. Si le modèle change, la biomasse du stock pourrait être revue à la hausse ou à la baisse. Pour cette évaluation, le PRL a été estimé à 53 154 t, soit environ 0,6 % de plus que les 52 825 t présentées dans la dernière évaluation (Turcotte *et al.* 2021b).

Le point de référence supérieur (PRS) du stock a été déterminé en 2005 comme point de référence provisoire (Chouinard *et al.* 2005). Les calculs ont utilisé une analyse du rendement par recrue en supposant que $M = 0,2$ et des vecteurs de recrutement partiel propres à la pêche, des méthodes qui ne seraient pas adéquates pour le modèle actuel et des estimations de la

BSR fondées sur une valeur de M variable dans le temps. Par conséquent, depuis la dernière évaluation, le PRS est estimé comme étant équivalent à 60 % de la BSR maximale au 1^{er} août de la série chronologique. Pour cette évaluation, on estime donc le PRS à 307 000 t. Le taux d'exploitation de référence pour la pêche dans la zone saine a été défini comme $F_{0,1}$ et cette évaluation a repris la même valeur de 0,32 que celle utilisée dans les évaluations précédentes.

Les tendances estimées de la BSR étaient pour la plupart similaires entre les régions (Figure 40). Dans la région nord, la BSR est passée des valeurs les plus basses en 1980 à des valeurs élevées du milieu des années 1980 au début des années 1990, avant de retomber à un niveau modéré au milieu des années 1990. Les valeurs ont ensuite légèrement augmenté entre 1999 et 2007, avant d'atteindre rapidement le maximum de la série chronologique entre 2008 et 2013. La BSR a depuis lors diminué rapidement entre 2014 et 2021 (Tableaux 23 et 24). Dans la région centre, la BSR estimée a augmenté progressivement de 1980 à la fin des années 2000, mais elle a ensuite baissé régulièrement de 2010 à 2021 (Tableaux 25 et 26). Dans la région sud, la BSR a augmenté rapidement du début jusqu'au milieu des années 1980. Elle a ensuite diminué à des valeurs modérées à la fin des années 1990, avant de remonter jusqu'au début des années 2010. La BSR a par la suite rapidement chuté jusqu'à un faible niveau en 2021 (Tableaux 27 et 28). Les tendances de la BSR totale étaient similaires à celles observées pour la région nord, avec une augmentation depuis ses niveaux les plus bas en 1980 jusqu'au milieu des années 1980. Les valeurs sont ensuite restées stables jusqu'au milieu des années 1990, puis ont baissé à des niveaux modérés à la fin des années 1990. La BSR a ensuite augmenté jusqu'à un maximum en 2011, avant de décliner rapidement jusqu'en 2021 (Tableaux 29 et 30).

Les estimations MCCM de la BSR du 1^{er} août en 2020 et 2021 étaient respectivement de 168 849 t (IC à 95 % : 140 076 – 211 198) et de 144 007 t (IC à 95 % : 116 994 – 185 443). L'estimation pour 2021 était de 171 % du PRL. Les probabilités que la BSR du 1^{er} août soit inférieure au PRL (dans la zone critique de l'approche de précaution) étaient de 0 % en 2020 et de 0 % en 2021. Les probabilités que la BSR du 1^{er} août soit supérieure au PRS (dans la zone saine de l'approche de précaution) étaient de 0 % en 2020 et de 0 % en 2021. La BSR baisse depuis 2011.

Jusqu'au début des années 1990, le recrutement dans les trois régions était généralement très faible et sans tendance, à l'exception de courtes vagues pour la région sud et, dans une moindre mesure, pour la région nord en 1982, 1985 et 1989. Pendant la même période, la contribution de la région sud au recrutement des harengs du sud du golfe du Saint-Laurent était la plus élevée. Cependant, à partir de 1993, le recrutement dans la région nord a rapidement augmenté et a atteint des valeurs plus élevées que celles estimées pour les autres régions. Sur l'ensemble de la série chronologique, le recrutement dans la région centre a toujours été médiocre. Le recrutement total a culminé en 2006 et a depuis rapidement chuté jusqu'aux valeurs les plus basses de la série chronologique, à l'exception d'une petite vague en 2020 (Figure 41).

La variation de l'abondance estimée des harengs de 4 ans et plus (4+) reflète en grande partie celle du recrutement jusqu'à l'âge de 4 ans (Figure 42). Dans toutes les régions et à l'échelle du sud du golfe du Saint-Laurent, le recrutement de l'âge 4 est resté à des niveaux faibles la plupart des années jusqu'à la fin des années 1990, puis s'est amélioré pour atteindre son maximum à la fin des années 2000, mais il a depuis diminué, jusqu'à des niveaux très faibles en 2020 et 2021, comparables aux niveaux du milieu des années 1980.

Les taux de recrutement estimés (abondance des recrues de 2 ans divisée par la BSR qui les produit) étaient élevés vers 1980 et du milieu des années 1990 au début des années 2000, dans toutes les régions. Les taux ont commencé à baisser en 2004, jusqu'à des valeurs

comparables ou inférieures aux valeurs les plus basses de la série chronologique. L'incertitude était élevée dans les estimations du taux de recrutement pour 2021 (Figure 43).

La sélectivité de la pêche au filet maillant diminue au fil des ans et pour tous les âges (Figure 44). Alors que la taille selon l'âge a diminué dans les années 1990, la sélectivité a augmenté pour les âges les plus avancés, ce qui se traduit par une forte hausse de la sélectivité avec l'âge. Au fil des ans, la sélectivité selon l'âge a poursuivi sa chute, mais la courbe de sélectivité ne s'est pas stabilisée aux âges plus grands. Pour les filets expérimentaux, la sélectivité selon l'âge était platikurtique et variait peu dans le temps malgré la diminution de la taille selon l'âge, reflétant l'éventail des tailles du maillage de ces filets. Comme les captures de la pêche comprenaient les prises à la senne coulissante en plus du filet maillant, la sélectivité de la pêche selon l'âge ne pouvait pas reposer sur les estimations de la sélectivité des filets maillants tirées des filets expérimentaux. On a plutôt utilisé des fonctions de sélectivité logistiques, avec des estimations distinctes pour trois blocs de temps. Dans la plupart des cas, la sélectivité a atteint un plateau entre les âges de 4 et 8 ans, le plateau se produisant généralement à un âge plus avancé ces dernières années, lorsque la taille selon l'âge était relativement petite.

À l'échelle du sud du golfe du Saint-Laurent, la mortalité par la pêche estimée, pondérée en fonction de l'abondance, pour les âges de 5 à 10 ans (F_{5-10}) a culminé (valeur moyenne de 0,81, soit une mortalité annuelle de 55,5 %) au début des années 1980 avant de retomber à des niveaux stables et faibles (moyenne de 0,27, soit une mortalité annuelle de 23,7 %) entre 1984 et 1993 (Figure 45, Tableaux 31-34). À partir de 1994, F_{5-10} a augmenté jusqu'à une valeur moyenne de 0,61 (mortalité annuelle de 45,7 %) jusqu'en 2003, avant de décliner rapidement à la valeur moyenne estimée la plus basse de 0,09 en 2020 et 2021 (mortalité annuelle de 8,6 %). Les régions nord et centre affichaient des tendances et des valeurs similaires, sauf au début des années 1980, où la région centre avait une valeur moyenne de 1,04 (64,7 % de mortalité annuelle). Depuis 2018, F_{5-10} pour la région nord a présenté une tendance positive, passant d'une valeur de 0,09 en 2018 (8,6 % de mortalité annuelle) à 0,15 en 2021 (13,9 % de mortalité annuelle). En revanche, pour la région centre, la tendance est négative, passant d'une valeur de 0,10 en 2019 (mortalité annuelle de 9,5 %) à 0,06 en 2021 (mortalité annuelle de 5,8 %). Dans l'ensemble, c'est dans la région sud que l'estimation de F_{5-10} était la plus faible, mais elle présentait des tendances similaires avec une valeur moyenne de 0,05 (5,1 % de mortalité annuelle) entre 2017 et 2021.

L'état du stock de la population de reproducteurs d'automne et sa trajectoire par rapport à la BSR et au PRS, ainsi qu'aux niveaux de la mortalité par la pêche ($F/F_{0,1}$) est illustré sur la Figure 46, avec les zones saine, de prudence et critique de l'approche de précaution. Le taux d'exploitation de référence dans la zone saine pour le stock d'automne est $F/F_{0,1} = 1,0$. La mortalité par la pêche a dépassé le taux d'exploitation de référence de l'approche de précaution de 1978 à 1983, en 1987, en 1990, de 1994 à 2007 et depuis 2020.

PROJECTIONS RELATIVES AUX REPRODUCTEURS D'AUTOMNE

On a projeté prospectivement le modèle de population jusqu'au 1^{er} août 2023 et au 1^{er} août 2024 lors de l'échantillonnage par MCCM de la distribution a posteriori combinée des paramètres. Ces prévisions prennent en compte les incertitudes des estimations des paramètres. Étant donné que le recrutement était stable à de faibles valeurs au cours des cinq dernières années, les projections ont été réalisées à l'aide des écarts aléatoires du recrutement dans les cinq dernières années (2017 à 2021). La mortalité naturelle des 2 à 6 ans est stable depuis cinq ans. Pour le groupe des 7 à 11 ans et plus, la mortalité naturelle a augmenté au cours de la dernière décennie, pour atteindre ses valeurs maximales en 2015 et 2016 avant de diminuer légèrement en 2020 et 2021. Les projections ont été effectuées en utilisant la

moyenne des valeurs de M entre 2017 et 2021 pour chaque groupe d'âge. Elles ont été réalisées avec des options de prises annuelles de 0 à 18 000 t, par tranches de 2 000 t. Les projections sur deux ans de la BSR du 1^{er} août et de F_{5-10} sont présentées sur les figures 47 et 48. Les probabilités d'atteindre les différents objectifs sont indiquées dans le tableau 35 pour chaque niveau de prise, et pour six ans. Les projections de la BSR sur six ans sont présentées sur la figure 49.

Dans un scénario de prise nulle, la BSR du 1^{er} août prévue en 2022 était de 172 426 t (IC à 95 % : 125 807 – 260 255), ce qui maintient le stock dans la zone de prudence de l'approche de précaution. Pour 2023, la BSR prévue au 1^{er} août était de 182 029 t (IC à 95 % : 114 796 – 327 860).

Projections à court terme

Les probabilités d'augmentation de la SSB d'ici 2024 diminuent légèrement à mesure que les captures augmentent. La BSR devrait augmenter légèrement entre 2022 et 2023 pour des niveaux de capture inférieurs à 10 000 t (probabilités d'une augmentation de 5 % de la BSR entre 50 et 54 %), et diminuer à tous les niveaux de capture entre 2023 et 2024 (probabilités d'une augmentation de 5 % de la SSB entre 35 et 40 %) (Figure 47; Tableau 35). Au niveau des captures de 2021 (~12 000 t), les probabilités d'une augmentation de 5 % de la BSR entre 2022 et 2023 sont de 49 %, et de 37 % entre 2023 et 2024. À un niveau de capture de 2 000 t, les probabilités d'une augmentation de 5 % de la BSR entre 2022 et 2023 sont de 54 % et de 40 % entre 2023 et 2024.

Les probabilités que la BSR se trouve dans la zone critique (en dessous du PLR) en 2023 et 2024 étaient de 0 % pour toutes les options de capture (Tableau 35). À court terme, les probabilités que la BSR se trouve dans la zone saine (BSR > PRS) d'ici 2024 se situaient entre 1 et 2 % pour toutes les options de capture.

Pour 2022, et à tous les niveaux de capture, la valeur médiane de F_{5-10} a augmenté de 0,01 (2 000 t) à 0,13 (18 000 t). Pour 2023, l'augmentation est passée de 0,01 (2 000 t) à 0,14 (18 000 t) (Figure 48, Tableau 35). Aux niveaux de débarquements de 2021 (~12 000 t), la valeur projetée de F_{5-10} est de 0,09 (mortalité annuelle de 8,6 %) en 2022 et 2023.

Projections à long terme

Les projections sur six ans montrent une légère augmentation jusqu'en 2023, suivie d'une forte baisse jusqu'en 2027 pour toutes les options de capture (Figure 49). La probabilité que le stock atteigne la zone saine (au-dessus du PRS) pour toutes les options de capture est de 1 %. En 2027, la probabilité que la BSR se trouve dans la zone critique (en dessous du PRL) était de 0 % pour tous les niveaux de capture (Tableau 35).

Les prévisions de BSR en 2027 variaient entre 132 957 t et 156 315 t, selon les options de capture annuelle.

INTERACTIONS PRÉDATEURS-PROIES

L'abondance d'un certain nombre de prédateurs clés du hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent a changé au cours de la série chronologique (Figure 50). Le stock de morue franche s'est effondré au début des années 1990 et a continué à décliner depuis. L'abondance des phoques gris n'a cessé d'augmenter pendant la série chronologique. L'abondance des fous de Bassan a augmenté progressivement entre 1978 et 2009, puis a atteint un plateau à un niveau légèrement inférieur. Le nombre de thons rouges de l'Atlantique dans le sud du golfe du Saint-Laurent a environ quintuplé à partir du milieu des années 2000 et a atteint un plateau

depuis 2010. L'abondance de la merluche blanche a diminué au début des années 1990 et est restée à de faibles niveaux depuis.

La matrice de corrélation entre l'abondance des prédateurs et les estimations de la mortalité naturelle du hareng a montré que la diminution de l'abondance de la morue était corrélée avec la baisse de la mortalité naturelle du hareng d'automne plus jeune (groupe d'âge de 2 à 6 ans) (r de Pearson = 0,92). L'abondance des phoques gris et des thons a été corrélée avec l'augmentation de la mortalité naturelle des harengs de printemps (r de Pearson = 0,85 et 0,68, respectivement) et d'automne (r de Pearson = 0,94 et 0,91, respectivement) plus âgés (groupe d'âge de 7 à 11 ans et plus). L'abondance des fous de Bassan est en corrélation avec la mortalité naturelle des harengs reproducteurs d'automne (r de Pearson = 0,83) et, dans une moindre mesure, avec celle des reproducteurs de printemps (r de Pearson = 0,52 et 0,66 pour les deux groupes d'âge) (Figure 51).

DISCUSSIONS ET CONCLUSIONS

HARENGS REPRODUCTEURS DE PRINTEMPS

Comme pour les évaluations précédentes des harengs reproducteurs de printemps dans la zone 4T, un modèle permettant à la capturabilité dans la pêche de varier dans le temps (Swain 2016, McDermid *et al.* 2018, Turcotte *et al.* 2021b) a été utilisé. La capturabilité estimée a augmenté entre les années 1990 et 2006 avant de se stabiliser à une valeur légèrement inférieure. La variation de la capturabilité de la pêche (q) semblait dépendre de la densité. Ce phénomène a été observé dans d'autres stocks de hareng (Winters et Wheeler 1985). On s'attend souvent à ce que la capturabilité de la pêche augmente quand l'effectif de la population baisse (Paloheimo et Dickie 1964; Winters et Wheeler 1985; Swain et Sinclair 1994; Rose et Kulka 1999). En effet, la zone occupée par un stock diminue à mesure que l'effectif du stock baisse (MacCall 1990) et les pêcheurs ciblent les regroupements de poissons (par exemple, les regroupements lors de la fraie). Par conséquent, il est prévu que la proportion du stock prélevé par une unité d'effort de pêche augmente à mesure que le stock en baisse se concentre davantage dans une plus petite zone. Une augmentation de la capturabilité dans la pêche au filet maillant pour une petite population peut entraîner une hyperstabilité dans la relation entre les CPUE et la biomasse. Enfin, il est prévu que la capturabilité des pêches augmente au fil du temps en raison des améliorations technologiques et des tactiques de pêche.

Le modèle de population utilisé pour ce stock permet à la mortalité naturelle de varier dans le temps. Les sources potentielles de mortalité naturelle sont les prises non déclarées, la maladie et la prédation. Les prises de harengs non déclarées proviennent probablement, pour la plupart, de la pêche de poissons-appâts et des rejets en mer. Autrefois, les captures de harengs dans la pêche de poissons-appâts n'étaient pas prises en compte dans les évaluations des stocks de harengs reproducteurs de printemps ou d'automne. Les prises réalisées dans ces pêches doivent être consignées dans les journaux de bord des pêcheurs, mais rares sont ceux qui respectent l'exigence de remplir ces journaux et de les renvoyer au MPO. Les prises de harengs dans la pêche de poissons-appâts devraient être beaucoup plus faibles que les débarquements de la pêche commerciale. Depuis 2020, une mesure de gestion oblige à auto-déclarer les prélèvements dans la pêche de poissons-appâts, mais on ignore le niveau de conformité. Toutefois, cette mortalité par la pêche non comptabilisée est désormais prise en compte dans les estimations de la mortalité naturelle. La mortalité due aux maladies devrait être relativement faible chez le hareng de la zone 4T, car aucun cas de ce type de mortalité n'a été enregistré au cours de la période visée par l'évaluation.

Il a été démontré que le recrutement du hareng reproducteur de printemps est déterminé par des effets environnementaux, mais que les variations du recrutement ne dépendent pas fortement de la biomasse reproductrice (Brosset *et al.* 2018; Turcotte 2022), des résultats similaires à ceux obtenus pour d'autres stocks de hareng (Szuwalski *et al.* 2019). Dans le golfe du Saint-Laurent, on observe une tendance au réchauffement des eaux, une réduction de la durée de la saison des glaces, une diminution du volume des glaces (Galbraith *et al.* 2021), des changements dans la phénologie de la production primaire et secondaire, une baisse de l'abondance des copépodes d'eau froide et une augmentation de l'abondance des copépodes d'eau chaude (Blais *et al.* 2021). La température de la surface de la mer dans le sud du golfe du Saint-Laurent et le recrutement des reproducteurs de printemps sont passés brusquement d'un régime d'eau froide/fort recrutement (1978 à 1991) à un régime d'eau plus chaude/faible recrutement (1992 à 2017) au début des années 1990 (Turcotte 2022). En ajustant les relations stock-recrutement à l'ensemble de la série chronologique et aux séries chronologiques distinctes définies par une analyse des changements de régime, il a été démontré que le nombre prévu de recrues par BSR est plus faible dans la période récente qu'au début de la période couverte par l'évaluation (Turcotte 2022). Le stock de reproducteurs de printemps a donc moins de chances de se reconstituer dans le régime actuel que dans l'ancien. Ce résultat est conforme à un modèle indiquant que des conditions environnementales froides favorisent les reproducteurs de printemps et que les conditions chaudes favorisent les reproducteurs d'automne dans les stocks de hareng de l'Atlantique Ouest (Melvin *et al.* 2009). Même si les niveaux actuels de mortalité naturelle se maintenaient, si le recrutement augmentait aux niveaux observés dans le régime de recrutement élevé, le stock se rétablirait (Turcotte 2022), ce qui indique que le faible recrutement est le principal processus qui maintient ce stock dans la zone critique.

La variation du recrutement du hareng dans le golfe du Saint-Laurent est déterminée par les conditions environnementales et les divers facteurs environnementaux différent selon les zones (Brosset *et al.* 2018). Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, les variations du recrutement du hareng reproducteur de printemps sont expliquées par les changements de trois variables de l'abondance ou de la composition du zooplancton : l'abondance des grands copépodes calanoïdes au début de l'été, le rapport de l'abondance du stade copépodite IV/ les stades copépodites I à IV de *Calanus hyperboreus* au mois de juin et la somme des abondances annuelles de diverses espèces de zooplancton typiques des eaux plus chaudes (Turcotte 2022). On suppose que ces variables reflètent l'abondance des proies pour les larves, le moment où elles sont disponibles pour les larves et la qualité des aliments disponibles pour les larves de hareng, en raison des effets de la température de l'eau sur la communauté zooplanctonique. Ce modèle pourrait être utilisé dans les évaluations futures pour prédire le recrutement des reproducteurs de printemps deux ans à l'avance, un processus qui n'est en fait pas bien étayé par les données d'entrée dans la forme actuelle de l'évaluation.

La diminution de la BSR des harengs reproducteurs de printemps dans les années 1990 et l'absence de rétablissement par la suite s'expliquent par les processus suivants. Après avoir atteint un maximum en 1990 et 1993, le nombre de recrues a atteint des valeurs basses et stables à partir de 1994. La BSR a commencé à diminuer en 1994 et a chuté à une valeur minimale en 2004, sous le PRL. Au même moment, la mortalité par la pêche est passée de 0,20 en 1997 à 0,59 en 2004. L'effort de pêche a été réduit après 2004 et la mortalité par la pêche a fortement diminué jusqu'en 2012; depuis, elle continue de baisser à un rythme plus faible. Le recrutement a légèrement augmenté entre 2002 et 2008, ce qui s'est traduit par une lente augmentation de la BSR. Cependant, la mortalité naturelle a augmenté rapidement depuis 2010 et le recrutement a de nouveau diminué après 2008, entraînant une nouvelle baisse de la BSR. Le recrutement a varié légèrement à des niveaux bas au cours des cinq dernières années et la mortalité naturelle a été la plus élevée, ce qui a maintenu une faible BSR. En outre, la

diminution du poids selon l'âge durant la série chronologique a également contribué à la baisse de la BSR.

Dans le régime actuel de température élevée/faible recrutement combinant un poids réduit selon l'âge et une mortalité naturelle élevée, ce stock ne devrait pas se rétablir à court ou à long terme. Dans les projections, la réduction de la mortalité par la pêche abaisse légèrement les probabilités de déclin de la BSR. Ce stock se situe dans la zone critique depuis 2002. Le cadre de l'approche de précaution stipule que les mesures de gestion doivent favoriser la croissance du stock et que les captures par toutes les sources humaines doivent être maintenues au niveau le plus bas possible (MPO 2006).

HARENGS REPRODUCTEURS D'AUTOMNE

Comme lors de l'évaluation précédente, le modèle de population utilisé permet d'estimer une valeur de q variable dans le temps et la mortalité naturelle (M) et qui a traité les reproducteurs d'automne comme des populations indépendantes dans trois régions de fraie (Turcotte *et al.* 2021b). De grands changements dans l'abondance des prédateurs du hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent ont été observés au cours des 30 dernières années. On s'attend donc à ce que la mortalité naturelle du hareng ait varié dans le temps en raison de ces changements. Le modèle de population a estimé des variations de M cohérentes entre les populations et avec les changements observés dans l'abondance des prédateurs.

Comme le montre la tendance de l'analyse rétrospective, la BSR est sous-estimée chaque année. La valeur négative du ρ de Mohn était similaire dans les régions nord et centre et dans la BSR totale. On peut donc s'attendre à ce que le biais à la sous-estimation de la BSR soit similaire dans ces régions et en général. Dans la région sud, la tendance rétrospective était plus forte, mais surtout à cause de la dernière extraction de l'analyse. Si l'on considère la fréquence de l'évaluation (tous les deux ans), l'ampleur de la tendance rétrospective est moins préoccupante, car les estimations de la dernière année et de chacune des deux années précédentes sont assez similaires. Comme dans l'évaluation précédente, la tendance rétrospective de la BSR peut être une conséquence du retard dans l'estimation des variations de M en raison de la pénalité sur les écarts non nuls de M . À mesure que de nouvelles années de données étayant une variation de M sont ajoutées au modèle, la pénalité est surpondérée par les données et la valeur de M peut changer, ce qui génère un changement de la BSR. L'ajout des indices de la biomasse du relevé des frayères au modèle de population devrait réduire cette tendance rétrospective puisque des années de données seront ajoutées à l'avenir et que cet indice est considéré comme le plus représentatif des tendances de la population parmi tous les indices.

La diminution de la BSR totale des harengs reproducteurs d'automne au cours de la dernière décennie peut s'expliquer par les processus suivants. Le nombre de recrues de 2 ans produites après la valeur élevée de 2006 a rapidement diminué jusqu'aux valeurs les plus basses de la série chronologique de 2016 à 2019 et de nouveau en 2021. La BSR a commencé à baisser en 2011 et n'a cessé de diminuer jusqu'en 2021. Parallèlement, la mortalité par la pêche est restée stable à mesure que la BSR diminuait, et la mortalité naturelle a augmenté rapidement depuis le milieu des années 2000 pour atteindre des valeurs maximales au milieu des années 2010. Comme peu de poissons entrent dans la BSR et que la mortalité naturelle est la plus forte de la série chronologique, avec une mortalité par la pêche constante, la BSR ne peut que diminuer.

La variabilité du recrutement des harengs d'automne a été corrélée avec la température de la surface de la mer et la composition des communautés de zooplancton. Un recrutement élevé se produit lorsque l'eau est chaude et que les copépodes typiques de ces conditions sont plus abondants (petits copépodes comme *Acartia* sp.). Le recrutement des harengs reproducteurs

d'automne est particulièrement sensible à plusieurs variables environnementales qui n'étaient pas synchronisées ces dernières années pour produire des épisodes de recrutement important (Brosset *et al.* 2018), ce qui explique la diminution du recrutement des poissons de 2 ans. Le taux de recrutement des harengs reproducteurs d'automne de la zone 4T était extrêmement faible de 2014 à 2019, mais il s'est légèrement relevé en 2020 et 2021, bien que les deux valeurs plus élevées soient associées à des incertitudes plus grandes. Il est impossible de prédire l'apparition de futures conditions environnementales favorables aux harengs reproducteurs d'automne. Les perspectives de rétablissement de ce stock sont donc incertaines. Comme l'écosystème du sud du golfe du Saint-Laurent change, il n'est pas possible de prévoir si l'abondance et de la qualité requises du zooplancton coïncideront avec le moment de la libération des larves de hareng.

En raison de la faible productivité, du poids selon l'âge réduit et de la mortalité naturelle élevée, l'exploitation de ce stock doit être faite avec prudence jusqu'à ce qu'un recrutement élevé soit observé pendant plusieurs années consécutives. En l'absence d'épisodes de fort recrutement, la diminution de la BSR risque davantage de se poursuivre. Puisque le stock se trouve largement dans la zone de prudence, le cadre de l'approche de précaution stipule que les mesures doivent faciliter le rétablissement du stock vers la zone saine (MPO 2006). Pour la première fois depuis 2007, le stock a dépassé le taux provisoire d'exploitation de référence ($F/F_{0,1}$) de l'approche de précaution, dénotant un état de surpêche susceptible d'empêcher la croissance à court et à long termes. Selon les projections, la réduction de la mortalité par la pêche abaisserait légèrement les probabilités de déclin pour les saisons 2022 et 2023. Les niveaux de prise annuels offrant les plus grandes probabilités d'augmenter la BSR à court et à long termes sont de 0, 2 000 et 4 000 tonnes (t). Les projections à long terme ne montrent aucune augmentation de la BSR d'ici 2027, mais étant donné que le modèle s'est avéré sous-estimer légèrement la BSR (Turcotte *et al.* 2021b) et qu'il fournit donc des projections à long terme pessimistes, la baisse prévue de la BSR jusqu'en 2027 doit être interprétée avec prudence. Comme le stock est évalué sur un cycle de deux ans, les projections à court terme restent la meilleure option pour fournir les projections les plus fiables et prendre ainsi des mesures de gestion judicieuses.

MORTALITÉ NATURELLE ET INTERACTIONS DES ÉCOSYSTÈMES : HARENG DE PRINTEMPS ET D'AUTOMNE

Les estimations de la mortalité naturelle des deux stocks devraient être principalement fondées sur la prédation. Le hareng est une espèce-proie pélagique importante pour de nombreux prédateurs dans le sud du golfe du Saint-Laurent, dont le phoque gris (*Halichoerus grypus*; Hammill et Stenson 2000; Hammill *et al.* 2007, 2014a), les oiseaux de mer (Cairns *et al.* 1991), les cétacés (Fontaine *et al.* 1994; Benoît et Rail 2016), la morue franche (*Gadus morua*; Hanson et Chouinard 2002), la merluche blanche (*Urophycis tenuis*; Benoît et Rail 2016) et le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*, Pleizier *et al.* 2012; Varela *et al.* 2020; Turcotte *et al.* 2021a). Parmi ces principaux prédateurs, l'abondance de la morue franche, du phoque gris, du thon rouge de l'Atlantique et du fou de Bassan a beaucoup changé dans le sud du golfe du Saint-Laurent au cours des dernières décennies. On s'attendait donc à ce que la mortalité naturelle du hareng ait varié au fil du temps.

Le phoque gris est le principal prédateur pinnipède des poissons marins dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Hammill et Stenson 2000). L'augmentation de l'abondance du phoque gris dans le sud du golfe du Saint-Laurent a été associée à des hausses importantes de la mortalité de plusieurs stocks de poissons démersaux dont l'abondance diminue ou qui ne parviennent pas à se rétablir depuis l'effondrement provoqué par la pêche (Benoît *et al.* 2011a; Swain et Benoît 2015, Neuenhoff *et al.* 2019).

Des études génétiques ont révélé que les deux stocks de thon rouge de l'Atlantique se mélangent dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Hanke *et al.* 2017). La BSR du thon rouge de l'Atlantique Est et Ouest a diminué dans les années 1970 et est restée faible jusque dans les années 2000, avant d'augmenter fortement à la fin des années 2000 et d'atteindre un plateau jusqu'en 2018. La BSR du stock de l'Atlantique Est restée stable jusqu'en 2020, mais celle du stock de l'Atlantique Ouest a décliné (CICTA 2020). Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, le thon rouge de l'Atlantique était de plus en plus présent dans les frayères du hareng d'automne entre 2002 et 2012, et pourrait être le plus grand consommateur de hareng dans la région (Turcotte *et al.* 2021c). Le récent déclin de la mortalité naturelle des harengs plus âgés (7 à 11 ans et plus) pourrait s'expliquer par la baisse récente de la BSR du stock de thon rouge de l'Atlantique Ouest. Il est intéressant de noter que l'indice de l'abondance relative du thon rouge de l'Atlantique dans les données sur la pêche dans le sud du golfe du Saint-Laurent n'affichait pas de déclin ces dernières années (Hanke 2021), contrairement à l'indice de l'abondance du thon rouge de l'Atlantique dans le relevé acoustique du hareng (Minch et Gillespie 2021).

Les morues de 5 ans et plus étaient abondantes à la fin des années 1970, avant que le stock ne s'effondre à la fin des années 1980 et au début des années 1990; le déclin se poursuit depuis (Neuenhoff *et al.* 2019). La biomasse du stock reproducteur de la population de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent a rapidement diminué à la fin des années 1980 et dans les années 1990 et est restée faible depuis (Rolland *et al.* 2022). L'abondance du fou de Bassan (*Morus bassanus*), du cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) et du grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*) a également augmenté dans le sud du golfe du Saint-Laurent entre les années 1970 et les années 2000; toutes ces espèces se nourrissent de hareng (Benoit et Rail 2016). L'information sur la consommation par les cétacés était très limitée.

Pour les deux stocks de hareng, l'augmentation de la mortalité naturelle pour le groupe des 7 à 11 ans et plus est en corrélation avec les hausses des indices de l'abondance du phoque gris, du thon rouge de l'Atlantique et du fou de Bassan, les plus importants consommateurs de hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Benoit et Rail 2016; Turcotte *et al.* 2021c). Les variations de la mortalité naturelle des harengs plus jeunes (de 2 à 6 ans) au cours de la série chronologique ont été de moindre ampleur, mais les changements de la valeur de M pour les reproducteurs d'automne ont été corrélés avec le déclin de l'abondance de la morue franche et de la merluche blanche. Il faudra analyser de manière plus approfondie l'abondance, la répartition spatiale, la distribution des tailles, le régime alimentaire et la réponse fonctionnelle des prédateurs envers leurs proies pour quantifier les effets des différents prédateurs sur la mortalité naturelle des harengs reproducteurs de printemps et d'automne.

La diminution générale des deux stocks de harengs du sud du golfe du Saint-Laurent a des impacts négatifs non seulement sur la pêche, mais peut-être aussi sur l'écosystème. Les poissons-fourrages se nourrissent de zooplancton et de phytoplancton et sont des sources importantes de transfert d'énergie dans les réseaux trophiques, ce qui en fait des acteurs clés des écosystèmes. Ils constituent un pourcentage important du régime alimentaire de nombreux prédateurs, qui peuvent ainsi être vulnérables aux réductions ou aux fluctuations de leur biomasse (Pikitch *et al.* 2014). Au cours des dernières décennies, le hareng représentait de 20 à 50 % (jusqu'à 90 %) du régime alimentaire de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent, selon la taille de la morue et les changements du régime alimentaire résultant des variations de l'abondance du hareng et d'autres proies (Benoit et Rail 2016). On estime que le hareng constitue 50 % du régime alimentaire du thon rouge de l'Atlantique dans le sud du golfe du Saint-Laurent, et le thon est également ciblé par des pêches commerciales et récréatives. La proportion de hareng dans le régime alimentaire des phoques gris dépend de la région, de la saison et du sexe, mais varie entre 2 et 25 % (Benoit et Rail 2016). Il existe très peu de données pour estimer la consommation possible de hareng par les cétacés dans le sud du golfe

du Saint-Laurent, mais on sait que les dauphins à flancs blancs, les marsouins communs et les petits rorquals se nourrissent de harengs de la zone 4T (Benoit et Rail 2016). Les clupéidés (principalement le hareng de l'Atlantique) peuvent constituer entre 10 et 92 % de l'alimentation des fous de Bassan dans le golfe du Saint-Laurent (Benoit et Rail 2016). Étant donné que le hareng peut représenter une part importante du régime alimentaire de nombreux prédateurs, la faible biomasse des deux stocks de hareng de la zone 4T devrait avoir des effets négatifs sur plusieurs composantes de l'écosystème.

SOURCES D'INCERTITUDE

L'incertitude entourant les estimations de la BSR a diminué depuis l'adoption des nouveaux modèles de population fondés sur les proportions selon l'âge pour les stocks de reproducteurs de printemps et d'automne. L'estimation de la mortalité naturelle tient compte de la disparition des classes d'âge au fil du temps qui ne peut être expliquée par les prélèvements dans la pêche, et permet une estimation du recrutement qui correspond mieux aux données. Des estimations précises de la mortalité naturelle, du recrutement et de la BSR sont donc essentielles à l'exactitude des projections, car elles permettent d'obtenir des résultats plus réalistes des mesures de gestion (total autorisé des captures).

L'estimation de la mortalité naturelle variable dans le temps dans le modèle a généré certaines tendances rétrospectives dans la BSR, tout en semblant moins importante pour les années récentes. L'incorporation des données du relevé acoustique des frayères dans le modèle, tel que suggéré dans la dernière évaluation, semble avoir atténué ces tendances. Introduit en 2015, le relevé acoustique des frayères offre pour le moment six années de données. Ce relevé, réalisé en collaboration avec l'industrie, fournit une estimation moyenne de la biomasse chaque nuit pour chaque frayère, étudiée jusqu'à cinq fois durant la saison de fraie. En raison de sa vaste couverture spatiale et temporelle de la dynamique de la biomasse dans toutes les principales frayères, l'ajout de ces données au modèle de population a donné un indice de la biomasse mieux documenté. La composition selon l'âge de l'indice a été tirée du relevé axé sur les filets expérimentaux, dont l'échantillonnage a eu lieu aux mêmes emplacements et à la même fréquence.

La tendance rétrospective dans le modèle est une source d'incertitude. Étant donné que la valeur du ρ de Mohn est essentiellement similaire pour les trois régions (bien que légèrement plus élevée dans la région sud), on peut s'attendre à ce que l'échelle des biais à la sous-estimation de la biomasse du stock reproducteur soit similaire. L'analyse rétrospective et la valeur du ρ de Mohn devraient faire l'objet d'une étude chaque année pour détecter les variations concernant la direction et l'échelle des tendances. Une valeur négative du paramètre statistique ρ signifie que la quantité évaluée est systématiquement sous-estimée (comparativement à l'estimation d'après la série chronologique complète) et est potentiellement moins problématique qu'une surestimation sur le plan de la durabilité (Hurtado-Ferro *et al.* 2015).

L'approche de modélisation prend en compte la dynamique des harengs reproducteurs d'automne dans les trois régions. La dynamique est modélisée de manière indépendante entre les régions et suppose des populations fermées. Cette hypothèse audacieuse peut avoir des conséquences sur les estimations de l'abondance et de la dynamique propres à une région. Des preuves empiriques de la fidélité à la frayère ont été documentées chez les reproducteurs d'automne à partir d'études de marquage. Cependant, les analyses élémentaires de la structure des otolithes n'ont pas permis de déceler des différences propres aux régions chez les reproducteurs d'automne alors qu'elles indiquaient des différences entre les reproducteurs de printemps et les reproducteurs d'automne dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les

recherches génétiques n'ont pas permis de déterminer les différences de niveau de population entre les régions pour les reproducteurs d'automne (Lamichhane *et al.* 2017).

Le poids selon l'âge des harengs a diminué et demeure proche des niveaux historiquement bas. On ignore les causes de ces diminutions de poids selon l'âge et leurs conséquences sur le taux de recrutement.

Les prises de harengs reproducteurs de printemps et d'automne dans la pêche de poissons-appâts sont actuellement prises en compte dans les évaluations au moyen des estimations de la mortalité naturelle, mais il n'est pas possible de dissocier la proportion des captures non déclarées, des maladies ou de la mortalité liée à la prédation. Les captures dans la pêche de poissons-appâts doivent être consignées dans les journaux de bord des pêcheurs, mais rares sont ceux qui respectent l'exigence de remplir ces journaux et de les renvoyer à Pêches et Océans Canada. Les prises de harengs dans la pêche de poissons-appâts devraient être beaucoup plus faibles que les débarquements de la pêche commerciale, mais constituent néanmoins une source d'incertitude pour la mortalité totale par la pêche. Pour la prochaine évaluation, la mise en place d'un journal de bord électronique obligatoire devrait augmenter les déclarations dans la pêche de poissons-appâts.

Les indices dépendant de la pêche, comme ceux des captures par unité d'effort de la pêche commerciale au filet maillant, pourraient ne pas être proportionnels à l'abondance en raison des variations de la capturabilité au fil du temps. D'une part, les taux de prise peuvent rester élevés malgré les diminutions de l'abondance (capturabilité accrue) attribuables à des réductions de la distribution des stocks, au ciblage des regroupements par les flottilles de pêche, ainsi qu'à l'amélioration des technologies et des pratiques de pêche. De l'autre, les limites par bateau, la saturation des filets en cas de forte abondance et la fermeture des zones principales de pêche, qui déplace l'effort de pêche vers d'autres endroits, peuvent avoir une incidence négative sur les taux de prise. Les taux de prise calculés d'après les débarquements réalisés et les renseignements disponibles sur l'effort de pêche seraient également sujets à de tels effets. L'estimation des capturabilités variables dans le temps dans les évaluations des harengs reproducteurs de printemps et d'automne explique certains des effets énumérés ci-dessus.

Les calculs des captures par unité d'effort de la pêche commerciale comportent également une part d'incertitude. Les estimations s'appuient avant tout sur des moyennes régionales saisonnières calculées à l'aide des données sur l'effort de pêche (nombre de filets, nombre de traits et longueur nette des filets maillants), obtenues par l'intermédiaire du sondage téléphonique et non au moyen des renseignements propres à chaque voyage de pêche. Par ailleurs, avant 2006, les voyages qui ne déclaraient pas de prise n'étaient pas documentés; ils sont par conséquent exclus des données sur l'effort. Il faudrait calculer un indice des CPUE pour cette période en prenant en compte les traits nuls aux fins de comparaison avec l'indice des CPUE conventionnel. Aucun renseignement n'est recueilli sur la durée d'immersion des filets. Il peut également exister des incohérences dans les rapports sur les données relatives à l'effort dans et entre les régions et les saisons.

Le relevé acoustique indépendant de la pêche a été mené à la même période chaque année et pendant le même nombre de semaines. On s'attend à une variabilité interannuelle, mais il est peu probable que la capturabilité ait changé au fil du temps, étant donné que le relevé s'étend sur plus de trois semaines et couvre une vaste zone. Une telle variabilité est courante dans les relevés annuels et s'applique également au relevé plurispécifique au chalut de fond réalisé en septembre. On ne s'attend pas non plus à ce que les changements dans la répartition spatiale du hareng au fil du temps aient faussé les estimations de la biomasse tirées du relevé acoustique, car les transects s'étendent bien au-delà des profondeurs de prédilection du hareng

et la couverture spatiale est suffisamment vaste pour englober plusieurs environnements historiquement occupés par le hareng.

Les points de référence, en particulier le PRS et le taux d'exploitation de référence $F_{0,1}$ dans la zone saine, seront réexaminés pour les évaluations à venir. Ce travail sera effectué dans le cadre de l'élaboration des plans de rétablissement des deux stocks. Pour cette évaluation, les PRS ont été mis à l'échelle pour être similaires à ceux utilisés dans les évaluations précédentes. Comme aucun des stocks ne tend vers son PRS à court ou à long terme, l'incertitude quant à la pertinence des PRS et de $F_{0,1}$ ne devrait pas avoir un grand effet sur l'évaluation et l'analyse des risques des options de prises.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Benoît, H.P., and Rail, J.-F. 2016. [Principal predators and consumption of juvenile and adult Atlantic Herring \(*Clupea harengus*\) in the southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/065. viii + 42 p.
- Benoît H.P., Swain D.P., Bowen W.D., Breed G.A., Hammill M.O., and Harvey V. 2011. Evaluating the potential for grey seal predation to explain elevated natural mortality in three fish species in the southern Gulf of St. Lawrence. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 442: 149–167.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devred, E., Clay, S., Lehoux, C. and Devine, L. 2021. [Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/060. iv + 70 p.
- Brophy, D., Danilowicz, B.S., and King, P.A. 2006. Spawning season fidelity in sympatric populations of Atlantic Herring (*Clupea harengus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 607–616.
- Brosset, P., Doniol-Valcroze, T., Swain, D.P., Lehoux, C., Van Beveren, E., Mbaye, B.C., Emond, K., and Plourde, S. 2018. Environmental variability controls recruitment but with different drivers among spawning components in Gulf of St. Lawrence Herring stocks. *Fish. Oceanogr.* 28: 1-17.
- Cairns, D.K., Chapdelaine, G., and Montevecchi, W.A. 1991. Prey exploitation by seabirds in the Gulf of St. Lawrence. In *The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary?* pp. 277-291. Ed by J.-C. Therriault. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 113.
- Campana, S.E., Annand, M.C., and McMillan, J.I. 1995. Graphical and statistical methods for determining the consistency of age determinations. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124: 131-138.
- Chouinard, G.A., Poirier G.A., and LeBlanc C. 2005. [Spawning stock biomass reference points for spring and fall spawning Herring in the southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 05/82. 14 p.
- Clay, D., and Chouinard, G. 1986. [Southern Gulf of St. Lawrence Herring: stock status report 1985](#). DFO CAFSAC Res. Doc. 86/4. 50 p.
- Claytor, R.R. 2001. Fishery acoustic indices for assessing Atlantic Herring populations. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2359: 213 p.
- Claytor, R.R., and Allard, J. 2001. Properties of abundance indices obtained from acoustic data collected by inshore Herring gillnet boats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 2502-2512.
- Claytor, R., and Clay, A. 2001. Distributing fishing mortality in time and space to prevent overfishing. In *Spatial processes and management of marine populations*. Edited by G.H. Kruse, A.B.N. Bez, M. Dorn, S. Hills, R. Lipcius, D. Pelletier, C. Roy, S.J. Smith, and D. Witherell. University of Alaska Sea Grant, AK-SG-00-04, Fairbanks, Alaska. pp. 543–558.
- Claytor, R., LeBlanc, C., MacDougall, C., and Poirier, G. 1998. [Assessment of the NAFO Division 4T southern Gulf of St. Lawrence Herring stock, 1997](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 98/47. 154 p.
- Cleary, L., Hunt, J., Moores, J., and Tremblay, D. 1982. [Herring aging workshop, St. John's, Newfoundland, March 1982](#). DFO CAFSAC Res. Doc. 82/41. 10 p.
- Duplisea, DE. Merette, D., Roux, M-J., Benoît, H., Blais, M., Galbraith, P., and Plourde, S. 2020. [gslea: the Gulf of St Lawrence ecosystem approach data matrix R-package](#). R package version 0.1.

-
- Fontaine, P.-M., Hammill, M.O., Barrette, C., and Kingsley, M.C.S. 1994. Summer diet of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the estuary and the northern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 172–178.
- Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Iannelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A., and Sibert, J. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods & Software.* 27:2, 233-249.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D. et Lafleur, C. 2021. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/045. iv + 84 p
- Hammill, M.O., and Stenson, G.B. 2000. Estimated prey consumption by Harp Seals (*Phoca groenlandica*), Grey Seals (*Halichoerus grypus*), Harbour Seals (*Phoca vitulina*) and Hooded Seals (*Cystophora cristata*). *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 26:1–23.
- Hammill, M.O., den Heyer, C.E., and Bowen, W.D. 2014. [Grey Seal Population Trends in Canadian Waters, 1960-2014](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2014/037.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Proust, F., Carter, P., and McKinnon, D. 2007. Feeding by Grey Seals in the Gulf of St. Lawrence and around Newfoundland. In *Grey Seals in the North Atlantic and the Baltic*, pp. 135–152. Ed. T. Haug, M. Hammill, D. Olafsdottir. NAMMCO Scientific Publication 6.
- Hanke, A.R. 2021. Updated indicators of relative abundance for bluefin tuna based on revised treatments of the Canadian fisheries data. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 78(3): 230-249.
- Hanke, A., MacDonnell A., Dalton A., Busawon D., Rooker J. R., and Secor D. H. 2017. Stock mixing rates of Bluefin Tuna from Canadian landings: 1975–2015. *ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas) Collective Volume of Scientific Papers* 74:2622–2634.
- Hanson, J.M., and Chouinard, G.A. 2002. Diet of Atlantic Cod in the southern Gulf of St.-Lawrence as an index of ecosystem change, 1959-2000. *J. Fish Biol.* 60: 902–922.
- Honkalehto, T., Ressler, P.H., Towler, R.H., and Wilson, C.D. 2011. Using acoustic data from fishing vessels to estimate Walleye Pollock (*Theragra chalcogramma*) abundance in the eastern Bering Sea. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 1231–1242.
- Hurlbut, T., and Clay, D. 1990. Protocols for research vessel cruises within the Gulf Region (demersal fish) (1970–1987). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2082.
- Hurtado-Ferro, F., Szuwalski, C.S., Valero, J.L., Anderson, S.C., Cunningham, C.J., Johnson, K.F., Licandeo, R., McGilliard, C.R., Monnahan, C.C., Muradian, M.L., Ono, K., Vert-Pre, K.A., Whitten, A.R., and Punt, A.E. 2015. Looking in the rear-view mirror: Bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models. *ICES J. Mar. Sci.* 72(1): 99–110.
- ICCAT. 2020. Report of the 2020 ICCAT Bluefin stock assessment meeting. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, (Madrid, Spain).
- Lamichhaney, S., Fuentes-Pardo, A.P., Rafati, N., Ryman, N., McCracken, G.R., Bourne, C., Singh, R., Ruzzante, D.E., and Andersson, L. 2017. Parallel adaptive evolution of geographically distant Herring populations on both sides of the North Atlantic Ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114:17, E3452-3461.
-

-
- LeBlanc, C., and Dale J. 1996. [Distribution and acoustic backscatter of Herring in NAFO Divisions 4T and 4Vn, Sept. 23 - Oct. 08, 1995](#). DFO Atlantic Fisheries Res. Doc. 96/125. 28 p.
- LeBlanc, C., and LeBlanc, L. 1996. [Sondage téléphonique 1995 auprès des pêcheurs de hareng aux filets maillants de la zone 4T de l'OPANO](#). Pêches de l'Atlantique Doc. de rech. 96/77. 37 p.
- LeBlanc, C.H., MacDougall C., and Poirier, G.A. 2002. [Évaluation des stocks de hareng de la zone 4T de l'OPANO dans le sud du Golfe du Saint-Laurent en 2001](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech 2002/053. 102 p.
- LeBlanc, C.H., MacDougall C., and Bourque, C. 2008. [Évaluation des stocks de hareng de la zone 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2007](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech 2008/061. iv + 133 p.
- LeBlanc, C.H., Mallet, A., Surette, T., et Swain, D. 2015. [Évaluation des stocks de hareng atlantique \(*Clupea harengus*\) de la zone 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2013](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2015/025. vi + 147 p
- LeBlanc, C.H., C. MacDougall, C. Bourque, R. Morin, and D. Swain. 2009. [Évaluation des stocks de hareng de la zone 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2008](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2009/049. iv + 175 p.
- LeBlanc, C.H., Mallet, A., MacDougall, C., Bourque, C., and Swain, D. 2012. [Assessment of the NAFO Division 4T southern Gulf of St. Lawrence herring stocks in 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/111. vi + 167 p.
- MacCall, A.D. 1990. Dynamic geography of marine fish populations. University of Washington Press, Seattle, Wash. 153 p.
- Magnusson, A., Millar, C., Cooper, A. 2018. [icesAdvice: Functions Related to ICES Advice](#). R package version 2.0-0.
- McDermid, J.L., Swain, D.P., Turcotte, F., Robichaud, S.A., et Surette, T. 2018. [Évaluation des stocks de hareng de l'Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la division 4T de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2016 et 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/052. xvi + 125 p.
- McQuinn, I.H. 1989. Identification of spring and autumn spawning Herring (*Clupea harengus*) using maturity stages assigned from a gonadosomatic index model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 969-980.
- McQuinn, I.H. 1997. Metapopulations and the Atlantic herring. Rev. Fish Biol. Fish. 7: 297–329.
- Melvin, G.D., Stephenson, R.L., and M.J. Power. 2009. Oscillating reproductive strategies of Herring in the western Atlantic in response to changing environmental conditions. ICES J. Mar. Sci. 66: 1784-1792.
- Melvin, G.D., Li, Y., Mayer, L., and Clay, A. 2002. Commercial fishing vessels, automatic acoustic logging systems and 3D data visualization. ICES J. Mar. Sci. 59: 179-189.
- Messieh, S.N. 1972. Use of otoliths in identifying Herring stocks in the southern Gulf of St. Lawrence and adjacent waters. J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1113-1118.
- Messieh, S.N. 1988. Spawning of Atlantic Herring in the Gulf of St. Lawrence. Am. Fish. Soc. Symp. 5: 31-48.
-

-
- Minch, T., and Gillespie, K. 2021. Review Of Gulf Of St. Lawrence Bluefin Tuna Acoustic Index Of Abundance. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 78(3): 391–405.
- MPO, 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: an investigation using Cod fishery and simulated data. ICES J. Mar. Sci. 56:473–488.
- Neuenhoff, R.D., Swain, D.P., Cox, S.P., Mcallister, M.K., Trites, A.W., Walters, C.J., and Hammill, M.O. 2019. Continued decline of a collapsed population of Atlantic Cod. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76, 168–184.
- Paloheimo, J.E., and Dickie, L.M. 1964. Abundance and fishing success. Rapp. P.-V. Reun. Cons. Int. Expior. Mer 155: 152-143.
- Pikitch, E.K., Rountos, K.J., Essington, T.E., Santora, C., Pauly, D., Watson, R., Sumaila, U.R., Boersma, P.D., Boyd, I.L., Conover, D.O., Cury, P., Heppell, S.S., Houde, E.D., Mangel, M., Plagányi, É., Sainsbury, K., Steneck, R.S., Geers, T.M., Gownaris, N. and Munch, S.B. 2014. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. Fish. Fish., 15: 43-64.
- Pleizier, N.K., Campana, S.E., Schallert, R.J., Wilson, S.G., and Block, B.A. 2012. Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) diet in the Gulf of St. Lawrence and on the Eastern Scotian Shelf. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 44, 67–76.
- Rail, J.F. 2021. Northern Gannet -A Sentinel Species for the Gulf, 4th edition. Monitoring the state of the St. Lawrence River. En153-114/3-2021, 9 p.
- Rolland, N., McDermid, J.L., Swain, D.P., Senay, C. 2022. [Impact de l'expansion de la pêche au sébaste \(*Sebastes spp.*\) sur la merluche blanche \(*Urophycis tenuis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/005. ix + 73 p.
- Rose, G.A., and Kulka, D.W. 1999. Hyperaggregation of fish and fisheries: how catch-per-unit-effort increased as the northern Cod (*Gadus morhua*) declined. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56(Suppl. 1): 118-127.
- Savoie, L. 2014. [Résultats préliminaires des relevés au chalut de fond de septembre 2012 et 2013 dans le sud du golfe du Saint-Laurent et comparaison avec les relevés précédents de 1971 à 2011](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/053. v + 130 p
- Shen, H., Quinn, T., Wespestad, V., Dorn, M., and Kookesh, M. 2008. Using Acoustics to Evaluate the Effect of Fishing on School Characteristics of Walleye Pollock. Resiliency Gadid Stock. to Fish. Clim. Chang. AK-SG-08-0: 125–140.
- Simon, J., and Stobo, W.T. 1983. [The 1982-1983 4Vn Herring biological update](#). DFO CAFSAC Res. Doc. 83/49. 28 p.
- Surette, T., Leblanc, C., and Mallet, A. 2016. [Abundance indices and selectivity curves from experimental multi-panel gillnets for the Southern Gulf of St. Lawrence fall Herring fishery](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/067. vi + 22 p.
- Swain, D.P. 2016. [Population modelling results for the assessment of Atlantic Herring \(*Clupea harengus*\) stocks in the southern Gulf of St. Lawrence \(NAFO Division 4T\) to 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/061. x + 53 p.
- Swain, D.P., and Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 519: 165–182.
-

-
- Swain, D.P., and Sinclair, A.F. 1994. Fish distribution and catchability: what is the appropriate measure of distribution? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1046-1054.
- Szuwalski, C.S., Britten, G.L., Licandeo, R., Amoroso, R.O., Hilborn, R., and Walters, C. 2019. Global forage fish recruitment dynamics: A comparison of methods, time-variation, and reverse causality. *Fish. Res.* 214: 56–64.
- Turcotte, F. 2022. [Effets de l'environnement sur la dynamique du recrutement et sur les projections de la population de géniteurs de printemps du hareng de l'Atlantique de la division 4TVn de l'OPANO](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/047. iv + 27 p.
- Turcotte, F., Swain, D. P. et McDermid, J. L. 2021. [Modèles de population du hareng de l'Atlantique de la division 4TVn de l'OPANO : de l'analyse de population virtuelle à un modèle statistique de capture selon l'âge estimant la mortalité naturelle](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/029. vii + 58 p.
- Turcotte, F., Swain, D.P., McDermid, J.L. et DeJong, R.A. 2021. [Évaluation des stocks de Hareng de l'Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2018-2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/030. xv + 167 p.
- Turcotte, F., McDermid, J.L., Tunney T.D. and Hanke A. 2021c. Increasing Occurrence of Atlantic Bluefin Tuna on Atlantic Herring Spawning Grounds: A Signal of Escalating Pelagic Predator–Prey Interaction? *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 13:240–252.
- Turcotte, F., McDermid, J.L., DeJong, R.A., Landry, L. et Rolland, N. 2022. [Indices de biomasse des reproducteurs d'automne du hareng de l'Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la division 4TVn de l'OPANO selon le relevé hydroacoustique sur les frayères](#). DFO Secr. can. de avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/046. iv + 19 p.
- Varela, J.L., Spires, A.D., and Stokesbury, M.J.W. 2020. Feeding ecology of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Gulf of Saint Lawrence, Canada. *Mar. Environ. Res.* 161(July): 105087.
- Wheeler, J.P., Squires, B., and Williams, P. 2006. [An assessment of Newfoundland east and south coast Herring stocks to the spring of 2006](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/101. 93 p.
- Winters, G.H., and Wheeler, J.P. 1985. Interaction between stock area, stock abundance, and catchability coefficient. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 989-998.
- Zeileis, A., Grothendieck, G., Ryan, J.A., Ulrich, J.M., and Andrews F. 2021. [Package "zoo"](#). Version 1.8-9.

TABLEAUX

Tableau 1. Débarquements (en tonnes) de harengs de la zone 4T lors des pêches de printemps et d'automne par engins (fixes et mobiles) et par groupe reproducteur (SS = reproducteurs de printemps et FS = reproducteurs d'automne). Les allocations de TAC et les captures ciblées sont également fournies, car le TAC est plus élevé que la détermination des captures ciblées en raison des parts traditionnelles entre les régions.

Année	Groupe reproducteur	Captures dans la zone 4T				Captures annuelles and la zone 4T	Captures annuelles dans la zone 4Vn	Captures totales dans la zone 4TVn	TAC dans la zone 4TVn	Captures ciblées
		Pêche du printemps		Pêche d'automne						
		Fixes	Mobiles	Fixes	Mobiles					
1981	SS	6 287	20	293	589	7 189	822	-	-	-
	FS	1 212	1	10 932	2 599	14 744	2 594	-	-	-
	Total	7 499	21	11 225	3 188	21 933	3 416	25 349	19 000	-
1982	SS	5 692	57	292	574	6 615	834	-	-	-
	FS	230	5	12 691	2 003	14 929	2 674	-	-	-
	Total	5 922	62	12 983	2 577	21 544	3 508	25 052	18 000	-
1983	SS	7 655	17	423	1 466	9 561	1 307	-	-	-
	FS	865	2	13 415	2 023	16 305	2 672	-	-	-
	Total	8 520	19	13 838	3 489	25 866	3 979	29 845	25 000	-
1984	SS	4 434	3	303	895	5 635	1 376	-	-	-
	FS	847	1	15 672	1 384	17 904	2 549	-	-	-
	Total	5 281	4	15 975	2 279	23 539	3 925	27 464	22 500	-
1985	SS	6 720	0	1 287	2 154	10 161	1 082	-	-	-
	FS	498	0	22 420	4 867	27 785	2 388	-	-	-
	Total	7 218	0	23 707	7 021	37 946	3 470	41 416	36 000	-
1986	SS	7 154	0	3 181	6 773	17 108	2 782	-	-	-
	FS	1 397	0	36 710	4 143	42 250	1 568	-	-	-
	Total	8 551	0	39 891	10 916	59 358	4 350	63 708	47 600	-
1987	SS	10 419	0	2 538	9 460	22 417	1 446	-	-	-
	FS	1 340	0	49 585	4 273	55 198	917	-	-	-
	Total	11 759	0	52 123	13 733	77 615	2 363	79 978	77 000	-
1988	SS	9 166	0	2 843	12 036	24 045	1 766	-	-	-
	FS	3 719	0	38 367	5 496	47 582	806	-	-	-
	Total	12 885	0	41 210	17 532	71 627	2 572	74 199	83 100	-
1989	SS	9 062	0	1 691	8 778	19 531	1 302	-	-	-
	FS	2 032	0	32 157	5 492	39 681	815	-	-	-
	Total	11 094	0	33 848	14 270	59 212	2 117	61 329	91 100	-
1990	SS	4 083	1	2 146	6 756	12 986	3 088	-	-	-
	FS	818	0	59 138	3 551	63 507	1 623	-	-	-
	Total	4 901	1	61 284	10 307	76 493	4 711	81 204	91 100	-
1991	SS	12 073	5	178	3 319	15 575	1 902	17 477	21 000	-
	FS	817	13	26 965	4 741	32 536	2 888	35 424	70 100	-
	Total	12 890	18	27 143	8 060	48 111	4 790	52 901	91 100	-
1992	SS	12 291	641	322	3 327	16 581	493	17 074	21 000	-
	FS	186	478	32 760	3 789	37 213	3 735	40 948	70 100	-
	Total	12 477	1 119	33 082	7 116	53 794	4 228	58 022	91 100	-
1993	SS	14 643	1 526	780	3 741	20 690	434	21 124	85 000	-
	FS	538	1 190	22 319	2 487	26 534	3 517	30 051	106	-
	Total	15 181	2 716	23 099	6 228	47 224	3 951	51 175	000	-

Année	Groupe reproducteur	Captures dans la zone 4T				Captures annuelles and la zone 4T	Captures annuelles dans la zone 4Vn	Captures totales dans la zone 4TVn	TAC dans la zone 4TVn	Captures ciblées
		Pêche du printemps		Pêche d'automne						
		Fixes	Mobiles	Fixes	Mobiles					
1994	SS	18 498	883	481	3 357	23 219	568	23 787	21 000	-
	FS	517	3 049	53 333	3 603	60 502	2 681	63 183	106	-
	Total	19 015	3 932	53 814	6 960	83 721	3 249	86 970	000	-
1995	SS	15 137	950	2 102	7 671	25 860	470	26 330	85 000	-
	FS	836	875	54 161	7 595	63 467	3 674	67 141	106	-
	Total	15 973	1 825	56 263	15 266	89 327	4 144	93 471	000	-
1996	SS	15 409	441	1 365	3 977	21 192	1 033	22 225	15 114	-
	FS	668	1 466	44 408	4 044	50 586	3 234	53 820	58 749	-
	Total	16 077	1 907	45 773	8 021	71 778	4 267	76 045	73 863	-
1997	SS	12 846	614	98	3 627	17 185	231	17 416	16 500	-
	FS	380	888	34 974	2 175	38 417	3 299	41 716	50 000	-
	Total	13 226	1 502	35 072	5 802	55 602	3 530	59 132	66 500	-
1998	SS	13 382	297	121	1 418	15 218	2	15 220	16 500	-
	FS	528	707	39 009	3 158	43 402	50	43 452	57 568	-
	Total	13 910	1 004	39 130	4 576	58 620	52	58 672	74 068	-
1999	SS	10 256	688	176	3 770	14 890	0	14 890	18 500	-
	FS	1 625	4 130	44 615	5 334	55 704	0	55 704	60 500	-
	Total	11 881	4 818	44 791	9 104	70 594	0	70 594	79 000	-
2000	SS	14 586	10	706	2 324	17 626	0	17 626	16 500	-
	FS	1 596	538	49 676	6 373	58 183	0	58 183	71 000	-
	Total	16 182	548	50 382	8 697	75 809	0	75 809	87 500	-
2001	SS	9 938	459	736	2 986	14 119	0	14 119	12 500	-
	FS	659	638	44 786	7 285	53 368	0	53 368	60 500	-
	Total	10 597	1 097	45 522	10 271	67 487	0	67 487	73 000	-
2002	SS	8 142	420	673	704	9 939	0	9 939	8 000	-
	FS	966	464	41 290	10 898	53 618	0	53 618	51 500	-
	Total	9 108	884	41 963	11 602	63 557	0	63 557	59 500	-
2003	SS	8 458	41	37	449	8 985	0	8 985	11 000	-
	FS	608	60	47 766	12 779	61 213	0	61 213	62 000	-
	Total	9 066	101	47 803	13 228	70 198	0	70 198	73 000	-
2004	SS	7 671	21	122	410	8 224	0	8 224	13 500	-
	FS	374	31	35 904	7 090	43 399	0	43 399	73 000	-
	Total	8 045	52	36 026	7 500	51 623	0	51 623	86 500	-
2005	SS	3 571	0	14	1 084	4 669	0	4 669	11 000	-
	FS	925	0	51 715	7 756	60 396	0	60 396	70 000	-
	Total	4 496	0	51 729	8 840	65 065	0	65 065	81 000	-
2006	SS	1 409	0	293	745	2 447	0	2 447	9 000	-
	FS	1 257	0	47 630	4 409	53 296	0	53 296	68 800	-
	Total	2 666	0	47 923	5 154	55 743	0	55 743	77 800	-
2007	SS	1 734	0	10	2 414	4 158	0	4 158	5 000	-
	FS	496	0	43 161	4 426	48 083	0	48 083	68 800	-
	Total	2 230	0	43 171	6 840	52 241	0	52 241	73 800	-
2008	SS	1 503	0	35	1 473	3 011	0	3 011	2 500	-
	FS	187	0	38 831	2 738	41 756	0	41 756	68 800	-
	Total	1 690	0	38 866	4 211	44 767	0	44 767	71 300	-

Année	Groupe reproducteur	Captures dans la zone 4T				Captures annuelles and la zone 4T	Captures annuelles dans la zone 4Vn	Captures totales dans la zone 4TVn	TAC dans la zone 4TVn	Captures ciblées
		Pêche du printemps		Pêche d'automne						
		Fixes	Mobiles	Fixes	Mobiles					
2009	SS	1 256	0	70	519	1 845	0	1 845	2 500	-
	FS	94	0	44 780	1 939	46 813	0	46 813	65 000	-
	Total	1 350	0	44 850	2 458	48 658	0	48 658	67 500	-
2010	SS	769	5	2	595	1 371	0	1 371	2 000	-
	FS	386	297	42 458	4 154	47 295	0	47 295	65 000	-
	Total	1 155	302	42 460	4 749	48 666	0	48 666	67 000	-
2011	SS	833	0	21	664	1 518	0	1 518	2 000	-
	FS	210	0	36 882	1 372	38 464	0	38 464	65 000	-
	Total	1 043	0	36 903	2 036	39 982	0	39 982	67 000	-
2012	SS	265	5	68	262	600	0	600	2 000	-
	FS	152	223	31 820	381	32 576	0	32 576	43 500	-
	Total	417	228	31 888	643	33 176	0	33 176	45 500	-
2013	SS	874	180	1	649	1 704	0	1 704	2 000	-
	FS	24	3 025	29 911	1 409	34 369	0	34 369	43 500	-
	Total	898	3 205	29 912	2 058	36 073	0	36 073	45 500	-
2014	SS	634	56	132	429	1 250	0	1 250	2 000	-
	FS	71	1 886	25 786	1 471	29 214	0	29 214	35 000	-
	Total	705	1 941	25 918	1 901	30 464	0	30 464	37 000	-
2015	SS	578	43	3	565	1 190	0	1 190	2 000	-
	FS	7	1 390	25 964	777	28 138	0	28 138	40 000	-
	Total	586	1 433	25 967	1 343	29 328	0	29 328	42 000	-
2016	SS	745	29	45	147	966	0	966	2 000	-
	FS	82	776	23 195	624	24 677	0	24 677	35 000	-
	Total	827	805	23 240	771	25 643	0	25 643	37 000	-
2017	SS	928	4	215	42	1 189	0	1 189	2 000	-
	FS	18	86	20 381	38	20 523	0	20 523	35 000	-
	Total	946	90	20 595	81	21 712	0	21 712	37 000	-
2018	SS	438	58	99	203	798	0	798	500	500
	FS	39	1 187	15 186	330	16 742	0	16 742	25 200	16 000
	Total	477	1 245	15 285	533	17 540	0	17 540	25 200	16 500
2019	SS	485	0	44	518	1 047	0	1 047	1 250	500
	FS	56	0	14 844	644	15 544	0	15 544	22 250	16 000
	Total	541	0	14 888	1 162	16 591	0	16 591	23 500	16 500
2020	SS	342	0	16	245	603	0	603	500	-
	FS	77	0	9 659	329	10 065	0	10 065	12 000	-
	Total	419	0	9 678	574	10 668	0	10 668	12 500	-
2021	SS	379	0	17	6	403	0	403	500	-
	FS	24	0	10 800	9	10 834	0	10 834	12 000	-
	Total	403	0	10 818	16	11 237	0	11 237	12 500	-

Tableau 2. Échantillons prélevés dans la pêche commerciale, nombre de poissons analysés (N), débarquements et pourcentage du TAC débarqué par zone au printemps (du 1^{er} avril au 30 juin) et à l'automne (du 1^{er} juillet au 31 décembre). Ces données sont utilisées pour calculer les matrices de captures et de poids selon l'âge de 2020 et 2021 pour le hareng de la zone 4T.

Engin/Région	Pêche	Zone	Échantillons	N	Débarquements (t)	% TAC débarqué
2020 : Engins fixes / Filets maillants						
Printemps						
	Gaspé (16A) Mai-Juin	4Topq	1	31	16,4	413,0
	Chaleur (16B) Avril-Mai-Juin	4Tmn	1	22	158,2	232,3
	Î.-P.-É. Est Avril	4Tgj	2	48	72,1	114,4
	Î.-P.-É. Est Mai-Juin	4Tgj	3	84	24,0	
	Détroit de Northumberland (16E) Avril-Mai-Juin	4Th	4	165	67,7	121,9
	Î.-P.-É. Ouest (16E) Avril-Mai	4Tl	0	0	79,0	
	Îles de la Madeleine (16D) Avril-Mai	4Tf	0	0	1,6	11,0
Automne						
Nord	Gaspé (16A) Juillet	4Topq	0	0	0,6	2,7
Nord	Chaleur (16B) Juillet	4Tmn	2	48	200,3	
Nord	Chaleur (16B) Août	4Tmn	3	45	1 509,8	96,5
Nord	Chaleur (16B) Septembre	4Tmn	9	209	4 285,4	
Centrale	Escuminac- Î.-P.-É. Ouest (16CE) Juillet - Septembre	4Tl	4	91	2 337,3	85,2
Sud	Îles de la Madeleine (16D) Septembre-Octobre	4Tf	0	0	9,9	11,0
Sud	Pictou (16F) Juillet - Septembre	4Th	6	135	888,3	32,5
Sud	Î.-P.-É. Est (16G) Août - Octobre	4Tgj	5	95	452,4	24,9
Total Engins fixes		4T	40	973	10 102,9	54,2
2020 : Engins mobiles						
Nord	Est de Grande-Anse (16B) Septembre-Novembre	4Tmn	5	183	573,8	91,2
Nord	Est de Grande-Anse (16B) Septembre-Novembre	4Tmn	1	46	72,4	
Total Engins mobiles		4T	6	229	646,2	3,5
2021 : Engins fixes / Filets maillants						
Printemps						
	Gaspé (16A) Avril-Mai-Juin	4Topq	0	0	5,5	197,9
	Chaleur (16B) Avril-Mai-Juin	4Tmn	6	163	149,2	219,1

Engin/Région	Pêche	Zone	Échantillons	N	Débarquements (t)	% TAC débarqué
	Î.-P.-É. Est Avril	4Tgj	2	57	34,3	376,0
	Î.-P.-É. Est Mai-Juin	4Tgj	0	0	3,0	
	Détroit de Northumberland (16E) Avril-Mai-Juin	4Th	8	192	173,7	105,0
	Î.-P.-É. Ouest (16E) Avril-Mai-Juin	4Tl	0	0	38,3	
	Îles de la Madeleine (16D) Avril-Mai	4Tf	1	32	2,5	100,0
Automne						
Nord	Gaspé (16A) Juillet	4Topq	0	0	1,0	4,3
Nord	Chaleur (16B) Juillet-Août	4Tmn	2	48	1 796,6	84,0
Nord	Chaleur (16B) Septembre	4Tmn	11	267	3 512,0	
Centrale	Escuminac- Î.-P.-É. Ouest (16CE) Août - Septembre	4Tl	9	217	1 797,1	72,2
Centrale	Escuminac- Î.-P.-É. Ouest (16CE) Octobre	4Tl	1	30	125,8	
Sud	Îles de la Madeleine (16D) Septembre-Octobre	4Tf	0	0	0,0	0,0
Sud	Pictou (16F) Juillet - Septembre - Octobre	4Th	8	155	2 734,2	100,0
Sud	Î.-P.-É. Est (16G) Septembre - Octobre	4Tgj	0	0	851,9	46,9
Total Engins fixes		4T	48	1 161	11 225,0	72,1
2021 : Engins mobiles						
Nord	Est de Grande-Anse (16B) Novembre	4Tmn	0	0	13,8	1,2
Total Engins mobiles		4T	0	0	13,8	0,1

Tableau 3. Comparaison des résultats du Programme de vérification à quai (PVQ) de 2020 et 2021 et des résultats des sondages téléphoniques, y compris le nombre de répondants, la longueur moyenne des filets (brasses), le nombre de filets installés, le pourcentage de filets de maillage de 2% po dans la pêche d'automne, et un indice comparatif de l'abondance de 2020 et 2021, respectivement [échelle de 1 (médiocre) à 10 (excellent)].

Région	Zone du sondage téléphonique	Source	Nombre de réponses	Longueur de filet (brasse)	Nombre de filets installés	% de filets de maillage 2% po	Comparaison avec l'année précédente
2020							
Pêche de printemps							
Sud	1 – Îles de la Madeleine	PVQ Téléphone	- 1	- 15,0	- 9,6	- 86	- 5,0
Nord	2 – Québec	PVQ Téléphone	- 11	- 14,5	- 18,2	- 86	- 6,2
Nord	3 – Péninsule acadienne	PVQ Téléphone	- 9	- 13,6	- 14,4	- 86	- 8,0
Centrale	4 – Escuminac	PVQ Téléphone	- 3	- 11,7	- 17,0	- 86	- 5,0
Centrale	5 – Sud-est du N.-B	PVQ Téléphone	1 7	13,1 14,1	14,5 19,2	86 86	- 5,1
Sud	6 – Nouvelle-Écosse	PVQ Téléphone	- -	- -	- -	- -	- -
Sud	7 – Est de l'Î.-P.-É	PVQ Téléphone	- -	- -	- -	- -	- -
Centrale	8 – Ouest de l'Î.-P.-É	PVQ Téléphone	1 6	12,0 13,4	10,3 15,3	86 86	- 6,5
Pêche d'automne							
Sud	1 – Îles de la Madeleine	PVQ Téléphone	2 -	14,0 -	- -	- -	- -
Nord	2 – Québec	PVQ Téléphone	39 39	14,0 13,4	- 7,1	- 100	- 7,4
Nord	3 – Péninsule acadienne	PVQ Téléphone	101 45	13,7 13,6	7,5 7,6	100 100	- 7,1
Centrale	4 – Escuminac	PVQ Téléphone	11 22	11,5 13,6	7,6 9,1	100 100	- 6,4
Centrale	5 – Sud-est du N.-B	PVQ Téléphone	3 1	13,3 14,0	8,9 9,0	100 100	- 5,0
Sud	6 – Nouvelle-Écosse	PVQ Téléphone	105 27	14,0 15,1	5,7 6,5	100 100	- 6,2
Sud	7 – Est de l'Î.-P.-É	PVQ Téléphone	18 2	13,5 11,5	5,9 6,7	100 100	- 2,0
Centrale	8 – Ouest de l'Î.-P.-É	PVQ Téléphone	38 13	12,0 13,0	9,9 8,6	97 100	- 7,4
2021							
Pêche de printemps							
Sud	1 – Îles de la Madeleine	PVQ Téléphone	- 3	- 14,7	- 9,8	- 86	- 4,0
Nord	2 – Québec	PVQ Téléphone	- 13	- 14,8	- 13,6	- 86	- 6,1
Nord	3 – Péninsule acadienne	PVQ Téléphone	1 9	15,0 13,3	10,7 9,6	86 86	- 6,7
Centrale	4 – Escuminac	PVQ Téléphone	- 1	- 15,0	- 24,6	- 86	- 5,0

Région	Zone du sondage téléphonique	Source	Nombre de réponses	Longueur de filet (brasse)	Nombre de filets installés	% de filets de maillage 2% po	Comparaison avec l'année précédente
Centrale	5 – Sud-est du N.-B	PVQ	9	14,8	10,1	86	-
		Téléphone	14	14,1	12,0	86	7,4
Sud	6 – Nouvelle-Écosse	PVQ	-	-	-	-	-
		Téléphone	-	-	-	-	-
Sud	7 – Est de l'Î.-P.-É	PVQ	-	-	-	-	-
		Téléphone	-	-	-	-	-
Centrale	8 – Ouest de l'Î.-P.-É	PVQ	34	13,9	9,9	86	-
		Téléphone	15	13,5	10,8	86	5,1
Pêche d'automne							
Sud	1 – Îles de la Madeleine	PVQ	1	14,0	-	-	-
		Téléphone	-	-	-	-	-
Nord	2 – Québec	PVQ	37	14,0	-	-	-
		Téléphone	36	14,2	7,9	100	5,4
Nord	3 – Péninsule acadienne	PVQ	87	14,0	7,8	100	-
		Téléphone	42	14,0	7,6	100	5,5
Centrale	4 – Escuminac	PVQ	7	15,0	11,6	100	-
		Téléphone	7	13,6	7,2	100	4,1
Centrale	5 – Sud-est du N.-B	PVQ	2	14,0	-	-	-
		Téléphone	-	-	-	-	-
Sud	6 – Nouvelle-Écosse	PVQ	102	13,9	5,2	100	-
		Téléphone	33	15,2	6,5	100	7,5
Sud	7 – Est de l'Î.-P.-É	PVQ	26	13,5	7,6	100	-
		Téléphone	2	13,5	8,0	100	8,5
Centrale	8 – Ouest de l'Î.-P.-É	PVQ	29	12,6	9,8	98	-
		Téléphone	10	13,7	9,6	100	5,8

Tableau 4. Captures selon l'âge des reproducteurs de printemps (milliers) pour les engins fixes dans la zone de pêche du hareng 4T.

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1978	0	44	6 026	25 253	1 042	2 123	660	243	370	1 561	752	38 072
1979	100	112	7 352	2 544	17 558	540	842	127	127	327	1 421	31 050
1980	0	217	9 420	6 744	2 378	9 068	1 424	807	612	442	720	31 832
1981	3	438	11 843	7 099	1 941	1 399	3 052	415	422	171	882	27 664
1982	11	216	23 577	4 191	988	421	299	315	143	88	618	30 868
1983	0	155	13 547	26 208	2 142	472	76	0	0	8	0	42 608
1984	16	39	3 377	12 083	7 529	409	59	14	7	4	0	23 538
1985	0	39	4 921	12 685	13 742	4 630	614	100	32	71	0	36 833
1986	0	11	2 712	13 905	12 357	10 348	2 783	391	20	233	349	43 109
1987	0	10	1 232	6 164	20 071	11 410	9 674	4 080	947	512	258	54 357
1988	60	549	3 536	6 298	9 353	14 600	6 944	5 246	935	68	269	47 858
1989	0	0	3 941	15 672	4 836	4 912	6 957	4 326	2 598	1 025	279	44 546
1990	0	128	1 925	7 387	4 109	2 178	2 532	3 928	1 827	733	306	25 053
1991	0	0	6 070	11 715	14 140	9 142	3 166	2 897	4 448	1 640	1 097	54 314
1992	0	0	2 160	30 046	11 543	7 579	3 460	1 593	1 956	1 423	2 263	62 023
1993	0	8	231	5 488	40 374	18 381	4 900	2 409	1 375	708	2 724	76 597
1994	0	0	2 061	5 847	24 642	48 553	9 048	3 595	1 221	438	1 032	96 438
1995	0	0	200	13 345	10 782	17 781	28 929	6 408	1 788	1 156	2 271	82 660
1996	0	0	416	1 682	48 104	9 123	14 154	9 414	3 102	590	1 087	87 672
1997	0	2	107	5 440	4 069	37 818	6 961	4 149	3 938	1 015	179	63 678
1998	0	0	785	7 744	15 786	2 264	29 871	3 421	2 449	1 966	875	65 159
1999	0	89	1 724	6 599	9 410	10 297	2 255	16 045	2 583	1 342	1 155	51 499
2000	0	12	2 141	11 977	15 975	15 248	7 568	4 457	11 675	2 912	1 756	73 722
2001	0	0	910	11 316	13 082	9 859	4 920	3 360	1 387	6 593	1 735	53 163
2002	0	1	2 509	7 044	18 352	7 626	3 608	2 075	1 152	1 052	1 214	44 633
2003	0	0	285	10 766	11 071	12 832	3 925	2 483	998	686	759	43 803
2004	0	21	1 607	2 606	15 101	5 400	8 500	3 223	1 164	413	1 005	39 040
2005	0	0	72	3 639	3 209	5 784	2 561	2 023	566	125	174	18 153
2006	0	1	720	1 299	4 653	1 652	528	285	387	28	73	9 626
2007	0	1	864	2 037	1 563	2 323	1 738	803	196	149	110	9 784
2008	0	71	177	2 812	3 111	1 139	1 261	269	52	23	12	8 928
2009	0	23	411	1 060	2 445	3 033	344	349	91	6	14	7 775
2010	0	0	144	1 107	860	1 559	766	366	358	4	13	5 177
2011	0	0	25	116	885	812	1 102	512	782	287	5	4 526
2012	0	0	153	400	400	609	671	340	225	186	84	3 068
2013	0	0	16	303	963	1 157	1 492	1 141	814	50	39	5 974
2014	0	0	1	17	454	773	868	1 080	561	222	67	4 041
2015	0	0	0	103	157	783	1 195	535	396	76	41	3 287
2016	0	0	28	26	649	1 067	1 653	773	338	102	21	4 657
2017	0	6	88	703	746	1 977	1 617	1 207	276	49	3	6 673
2018	0	0	10	57	835	654	929	345	109	3	0	2 944
2019	0	0	13	261	604	1 338	428	539	107	16	0	3 306
2020	0	0	39	255	450	430	508	376	44	38	9	2 148
2021	0	0	0	52	312	448	661	673	108	39	9	2 303

Tableau 5. Poids (kg) selon l'âge des reproducteurs de printemps pour les engins fixes dans la zone de pêche du hareng 4T.

Année	Poids selon l'âge										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1978	-	0,154	0,148	0,187	0,215	0,251	0,283	0,318	0,308	0,337	0,364
1979	0,020	0,161	0,163	0,197	0,226	0,243	0,313	0,335	0,352	0,326	0,360
1980	-	0,184	0,167	0,189	0,231	0,278	0,304	0,334	0,359	0,369	0,379
1981	0,027	0,156	0,178	0,232	0,267	0,318	0,343	0,350	0,374	0,411	0,419
1982	0,038	0,186	0,173	0,207	0,261	0,311	0,370	0,385	0,396	0,416	0,449
1983	-	0,170	0,148	0,206	0,236	0,258	0,343	-	-	0,361	-
1984	0,063	0,104	0,174	0,196	0,217	0,289	0,340	0,404	0,490	0,369	-
1985	-	0,213	0,169	0,198	0,229	0,266	0,315	0,315	0,329	0,432	-
1986	-	0,111	0,183	0,210	0,242	0,261	0,307	0,348	0,336	0,364	0,392
1987	-	0,091	0,192	0,196	0,218	0,249	0,267	0,280	0,317	0,310	0,377
1988	0,040	0,080	0,160	0,197	0,237	0,265	0,290	0,307	0,335	0,369	0,359
1989	-	-	0,165	0,202	0,229	0,257	0,291	0,301	0,314	0,328	0,300
1990	-	0,153	0,169	0,203	0,241	0,273	0,297	0,290	0,311	0,322	0,339
1991	-	-	0,146	0,182	0,219	0,246	0,260	0,292	0,303	0,320	0,319
1992	-	-	0,145	0,172	0,201	0,232	0,255	0,274	0,291	0,299	0,332
1993	-	0,135	0,127	0,164	0,186	0,207	0,244	0,252	0,268	0,294	0,292
1994	-	-	0,141	0,156	0,177	0,200	0,218	0,249	0,314	0,272	0,304
1995	-	0,116	0,182	0,160	0,179	0,202	0,222	0,245	0,271	0,301	0,322
1996	-	-	0,157	0,182	0,173	0,193	0,209	0,233	0,230	0,275	0,277
1997	-	0,133	0,131	0,162	0,183	0,200	0,213	0,233	0,246	0,246	0,303
1998	-	-	0,137	0,161	0,185	0,206	0,221	0,240	0,246	0,257	0,278
1999	-	0,121	0,120	0,149	0,176	0,204	0,220	0,230	0,244	0,254	0,269
2000	-	0,114	0,131	0,158	0,184	0,207	0,225	0,250	0,253	0,262	0,273
2001	-	-	0,135	0,158	0,182	0,198	0,223	0,236	0,257	0,260	0,270
2002	-	0,098	0,141	0,165	0,188	0,205	0,227	0,251	0,270	0,279	0,289
2003	-	-	0,143	0,160	0,184	0,202	0,223	0,233	0,253	0,260	0,280
2004	-	0,130	0,134	0,149	0,178	0,203	0,229	0,238	0,254	0,262	0,288
2005	-	0,075	0,134	0,152	0,172	0,201	0,221	0,252	0,253	0,269	0,308
2006	-	0,120	0,132	0,147	0,169	0,196	0,221	0,246	0,248	0,293	0,242
2007	-	0,108	0,139	0,152	0,169	0,185	0,194	0,212	0,253	0,246	0,234
2008	-	0,137	0,144	0,158	0,164	0,181	0,203	0,237	0,240	0,268	0,298
2009	-	0,118	0,144	0,155	0,165	0,173	0,205	0,209	0,253	0,223	0,206
2010	-	-	0,121	0,148	0,157	0,189	0,202	0,225	0,234	0,248	0,268
2011	-	-	0,112	0,144	0,170	0,179	0,199	0,217	0,229	0,250	0,233
2012	-	-	0,154	0,140	0,143	0,155	0,169	0,186	0,190	0,222	0,220
2013	-	-	0,119	0,134	0,147	0,160	0,181	0,187	0,203	0,217	0,224
2014	-	-	0,114	0,130	0,160	0,170	0,190	0,197	0,208	0,226	0,226
2015	-	-	0,094	0,133	0,144	0,164	0,176	0,188	0,208	0,188	0,231
2016	-	-	0,124	0,129	0,147	0,164	0,17	0,181	0,195	0,211	0,203
2017	-	0,125	0,148	0,138	0,150	0,176	0,177	0,186	0,185	0,198	0,212
2018	-	-	0,138	0,143	0,168	0,178	0,191	0,200	0,201	0,213	0,225
2019	-	-	0,114	0,136	0,140	0,158	0,167	0,187	0,186	0,218	-
2020	-	-	0,116	0,114	0,146	0,164	0,183	0,199	0,206	0,260	0,220
2021	-	-	0,129	0,142	0,153	0,161	0,178	0,182	0,187	0,194	0,210

Tableau 6. Captures selon l'âge des reproducteurs d'automne (en milliers) pour les engins fixes dans la zone de pêche au hareng 4T, par région : a) nord, b) centrale, c) sud.

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
a) Nord												
1978	-	0	216	3 414	2 450	510	432	2 709	50	81	1 189	11 049
1979	-	0	168	3 271	1 465	1 260	256	644	531	252	267	8 113
1980	-	26	3 056	1 471	1 648	233	1 154	129	110	147	0	7 974
1981	-	23	3 963	12 839	2 839	593	240	278	53	99	60	20 988
1982	-	0	1 726	5 625	11 797	1 746	331	202	64	40	62	21 593
1983	-	0	98	9 238	3 748	9 002	1 018	413	96	16	102	23 732
1984	-	0	453	7 434	6 808	3 462	3 133	556	113	108	71	22 139
1985	-	0	99	2 878	13 139	8 176	4 901	4 915	1 832	372	6	36 317
1986	-	0	617	9 919	9 734	21 934	15 361	7 286	3 326	447	770	69 394
1987	-	16	7 260	24 247	14 636	13 277	19 804	9 068	5 494	2 412	759	96 973
1988	-	0	152	14 470	24 858	9 543	8 464	7 752	4 121	1 998	1 953	73 312
1989	-	0	283	12 133	19 801	21 160	10 289	4 716	5 928	2 655	2 119	79 083
1990	-	14	2 351	13 755	12 557	19 491	20 685	7 816	5 478	5 759	4 141	92 048
1991	-	0	131	28 732	7 306	5 390	7 996	7 653	2 463	1 539	2 511	63 721
1992	-	0	11	6 153	37 342	10 677	6 225	6 775	5 960	2 872	5 423	81 438
1993	-	0	82	2 051	21 080	24 447	3 430	1 918	1 975	559	712	56 253
1994	-	0	0	6 553	10 534	31 558	47 627	9 076	7 049	3 229	5 405	121 030
1995	-	0	23	3 298	23 949	11 095	26 764	28 406	4 969	3 188	3 483	105 176
1996	-	0	0	12 767	15 443	20 775	4 565	8 681	9 465	1 341	1 561	74 599
1997	-	0	367	8 897	30 662	9 453	8 423	1 621	2 817	2 524	732	65 496
1998	-	0	37	8 752	23 986	22 898	5 734	5 461	787	1 272	2 305	71 232
1999	-	0	175	19 795	23 825	29 632	10 527	2 083	1 327	362	517	88 244
2000	-	0	266	17 183	56 056	14 915	6 279	3 445	668	493	224	99 529
2001	-	0	516	22 863	28 903	29 781	4 552	2 051	561	175	228	89 629
2002	-	1	212	21 279	23 278	16 324	8 777	2 292	683	471	187	73 503
2003	-	0	235	11 578	24 362	16 356	11 533	13 769	3 446	1 512	948	83 741
2004	-	0	1	23 785	17 748	8 619	5 219	4 049	2 776	638	433	63 267
2005	-	0	1	5 034	56 213	22 399	8 627	4 759	2 861	2 025	184	102 102
2006	-	0	5	6 092	37 842	36 714	5 458	1 549	2 922	1 127	602	92 312
2007	-	0	32	5 160	15 268	34 715	23 878	5 096	951	887	561	86 549
2008	-	0	403	18 423	11 717	18 718	15 180	14 670	1 778	598	865	82 352
2009	-	0	532	22 606	38 575	10 619	10 493	6 117	1 701	302	253	91 199
2010	-	0	0	3 120	26 685	23 029	7 969	5 320	4 186	1 708	199	72 217
2011	-	0	0	1 657	6 387	26 763	24 243	2 750	3 140	2 850	773	68 564
2012	-	0	8	156	8 609	17 648	26 305	11 769	2 342	2 749	954	70 540
2013	-	0	0	1 053	9 008	29 030	20 823	10 696	2 295	183	103	73 191
2014	-	0	0	91	4 454	9 817	24 496	11 276	7 629	100	60	57 924
2015	-	0	0	91	2 684	19 072	14 182	17 093	5 314	844	226	59 507
2016	-	0	23	1 288	5 327	14 502	17 954	12 517	4 073	1 913	334	57 931
2017	-	0	0	553	5 261	7 935	14 281	16 572	5 793	2 069	364	52 829
2018	-	0	0	0	849	10 204	12 361	9 637	4 674	1 679	201	39 605
2019	-	0	0	38	503	8 527	15 957	5 548	3 849	1 235	404	36 061
2020	-	0	0	97	612	2 102	9 911	8 130	5 103	1 304	206	27 466
2021	-	0	0	162	2 498	2 571	3 424	8 110	4 140	1 508	261	22 675
b) Centrale												
1978	-	0	38	601	749	220	442	2 005	9	59	1 139	5 262
1979	-	0	144	3 673	2 048	831	205	100	209	18	161	7 389

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1980	-	0	424	964	2 283	579	271	225	282	107	96	5 232
1981	-	0	974	6 224	1 910	1 150	460	629	31	83	238	11 699
1982	-	0	29	1 653	1 559	210	139	116	0	0	31	3 737
1983	-	0	255	3 998	1 482	1 578	351	130	0	0	0	7 794
1984	-	0	41	1 908	2 723	937	1 001	315	77	11	6	7 019
1985	-	0	11	235	1 370	1 010	562	536	200	41	1	3 964
1986	-	0	47	1 600	1 328	2 455	1 120	435	200	27	46	7 257
1987	-	0	298	934	1 761	1 532	3 059	289	267	298	19	8 457
1988	-	0	817	3 091	2 817	2 473	1 135	1 189	886	15	0	12 424
1989	-	0	16	772	1 431	1 274	694	428	378	171	139	5 303
1990	-	0	219	1 923	1 390	1 508	2 655	548	382	298	64	8 987
1991	-	0	17	5 973	1 617	1 332	1 749	2 066	1 271	585	1 335	15 945
1992	-	0	12	3 880	9 415	1 284	534	304	220	106	249	16 004
1993	-	0	0	350	6 612	8 298	1 417	597	415	470	716	18 875
1994	-	0	0	850	1 373	6 909	9 293	1 134	359	439	741	21 099
1995	-	0	0	214	10 009	3 408	12 249	10 646	1 363	243	4 272	42 403
1996	-	0	0	3 414	2 107	12 096	1 046	3 144	3 605	833	869	27 113
1997	-	0	285	4 835	10 979	1 980	4 125	782	938	1 026	639	25 588
1998	-	0	23	5 113	4 301	8 730	1 761	3 286	596	1 293	2 229	27 331
1999	-	0	0	9 710	12 903	5 104	3 222	1 303	2 854	278	1 330	36 703
2000	-	0	13	11 054	21 136	7 789	2 516	1 394	414	369	165	44 850
2001	-	0	383	5 519	13 582	9 633	2 919	630	208	0	293	33 167
2002	-	0	275	9 081	8 110	7 172	6 937	1 245	172	146	217	33 356
2003	-	0	123	5 648	11 842	5 541	3 737	3 739	839	110	156	31 735
2004	-	0	15	5 579	10 122	7 144	5 096	4 523	2 652	920	175	36 227
2005	-	0	0	2 355	14 518	11 757	3 536	3 046	2 099	895	66	38 273
2006	-	0	0	1 697	7 740	13 789	5 094	2 598	1 949	1 544	523	34 935
2007	-	0	193	1 197	3 429	9 509	9 811	3 736	1 509	733	454	30 572
2008	-	0	1 426	12 175	2 575	4 491	5 326	8 515	1 536	1 451	332	37 826
2009	-	0	101	8 185	14 543	3 368	7 438	3 578	1 245	530	245	39 232
2010	-	0	8	1 529	11 467	17 000	4 954	4 333	2 473	1 154	644	43 562
2011	-	0	0	405	2 089	12 157	15 610	2 973	2 237	2 101	631	38 202
2012	-	0	7	147	1 935	8 679	11 646	8 142	925	526	443	32 450
2013	-	0	7	590	1 125	7 042	10 527	6 451	2 488	201	43	28 474
2014	-	0	0	0	3 452	2 161	7 389	8 144	1 536	755	0	23 437
2015	-	0	0	165	1 052	10 058	4 474	7 592	2 987	1 060	0	27 388
2016	-	0	18	279	1 227	7 869	6 459	3 603	1 610	570	0	21 634
2017	-	0	25	128	1 032	3 573	6 651	8 169	4 645	638	23	24 884
2018	-	0	0	76	712	2 951	7 463	5 674	557	302	0	17 736
2019	-	0	0	103	187	1 689	5 691	2 696	3 532	1 081	216	15 194
2020	-	0	0	0	308	236	2 702	2 845	2 170	1 050	669	9 980
2021	-	0	6	80	758	917	1 176	3 145	1 736	437	205	8 460
c) Sud												
1978	-	41	1 988	1 390	632	154	75	119	22	0	13	4 434
1979	-	16	267	4 634	2 198	773	263	292	175	52	205	8 875
1980	-	38	4 404	1 939	2 352	294	923	129	164	154	77	10 473
1981	-	42	1 158	5 336	2 185	1 049	531	310	88	99	24	10 823
1982	-	0	353	7 029	3 634	3 226	2 345	819	332	81	37	17 856
1983	-	0	467	7 485	5 047	3 237	1 011	1 266	477	47	161	19 198
1984	-	0	397	15 010	5 562	4 586	2 288	703	381	110	23	29 060
1985	-	0	89	3 442	15 465	6 385	3 221	2 234	509	333	29	31 707
1986	-	383	871	20 436	5 745	12 065	3 350	1 635	487	106	164	45 244

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1987	-	0	1 083	11 141	12 821	6 139	14 100	6 213	4 292	1 851	1 323	58 963
1988	-	0	377	4 361	16 703	9 665	4 750	6 641	3 036	985	665	47 183
1989	-	0	33	1 355	2 076	8 332	4 204	1 803	2 446	622	300	21 171
1990	-	0	875	6 772	6 732	7 712	36 015	9 853	4 322	4 591	2 472	79 345
1991	-	0	11	4 956	1 670	1 339	1 201	3 899	1 365	840	1 190	16 471
1992	-	0	0	1 335	7 461	1 081	631	1 510	3 338	1 241	1 316	17 913
1993	-	0	0	302	3 227	3 902	982	405	586	485	1 123	11 013
1994	-	0	0	1 463	310	10 000	13 800	1 873	2 460	5 256	8 730	43 892
1995	-	0	1	341	7 908	2 733	12 171	10 381	2 759	3 036	7 345	46 675
1996	-	0	4	3 477	2 082	13 644	4 899	11 411	10 891	2 781	8 448	57 637
1997	-	0	454	3 780	22 567	2 027	8 585	1 488	3 105	2 920	2 597	47 521
1998	-	0	0	9 390	4 415	15 711	3 964	8 891	1 751	3 429	4 223	51 773
1999	-	0	89	8 880	32 161	4 365	9 706	1 899	3 102	1 152	1 593	62 949
2000	-	0	77	8 101	31 645	18 887	3 076	3 685	715	1 148	717	68 050
2001	-	0	56	1 816	22 486	21 033	13 536	1 991	1 593	433	824	63 767
2002	-	0	0	17 708	7 514	16 987	14 117	4 249	1 072	926	547	63 120
2003	-	0	61	5 076	41 894	6 513	13 669	8 690	1 700	262	381	78 246
2004	-	0	0	4 823	11 135	24 502	4 842	4 452	2 175	600	312	52 840
2005	-	0	3	424	12 345	20 406	31 839	6 051	6 169	1 732	385	79 354
2006	-	0	51	2 825	7 738	20 291	20 875	15 511	5 119	2 721	760	75 890
2007	-	0	492	206	9 238	13 512	24 751	15 374	4 948	2 939	938	72 397
2008	-	0	292	4 858	1 774	6 585	12 063	15 009	6 873	3 646	2 818	53 919
2009	-	0	411	2 398	20 654	10 345	20 617	6 815	3 615	5 240	2 610	72 705
2010	-	0	0	2 080	8 754	32 103	8 352	10 398	6 809	3 819	2 439	74 754
2011	-	0	1	312	7 530	7 478	25 275	8 102	4 030	2 350	4 185	59 263
2012	-	0	0	24	1 199	12 938	14 639	15 613	1 662	476	1 603	48 156
2013	-	0	15	341	1 025	9 166	19 571	7 271	3 448	110	108	41 054
2014	-	0	0	173	2 842	2 276	8 971	15 942	3 504	1 700	58	35 466
2015	-	0	0	0	1 653	7 979	4 406	12 483	3 358	1 923	208	32 011
2016	-	0	10	305	3 417	10 631	5 826	4 287	1 947	570	39	27 032
2017	-	0	0	368	298	3 692	7 499	2 659	989	208	19	15 732
2018	-	0	0	25	875	4 046	3 838	4 573	856	326	77	14 616
2019	-	0	0	54	80	3 369	8 388	3 536	2 599	826	352	19 205
2020	-	0	0	5	169	487	1 682	1 924	1 082	674	92	6 114
2021	-	0	0	39	477	3 374	2 674	6 285	2 678	341	446	16 314

Tableau 7. Poids selon l'âge des reproducteurs d'automne pour les engins fixes dans la zone de pêche du hareng 4T, par région : a) nord, b) centrale, c) sud.

Année	Poids selon l'âge										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
a) Nord											
1978	-	-	0,200	0,259	0,296	0,339	0,347	0,379	0,416	0,396	0,447
1979	-	-	0,215	0,265	0,307	0,332	0,384	0,401	0,417	0,434	0,452
1980	-	0,212	0,205	0,239	0,296	0,308	0,289	0,319	0,362	0,376	-
1981	-	0,208	0,220	0,255	0,307	0,349	0,404	0,419	0,452	0,466	0,487
1982	-	-	0,226	0,271	0,304	0,344	0,384	0,425	0,425	0,439	0,447
1983	-	-	0,199	0,251	0,292	0,325	0,364	0,404	0,391	0,506	0,460
1984	-	-	0,232	0,255	0,295	0,340	0,356	0,398	0,434	0,391	0,507
1985	-	-	0,224	0,230	0,297	0,343	0,373	0,391	0,414	0,454	0,563
1986	-	-	0,216	0,265	0,303	0,333	0,376	0,396	0,407	0,446	0,452
1987	-	0,174	0,237	0,252	0,289	0,323	0,355	0,380	0,400	0,415	0,437
1988	-	-	0,212	0,260	0,285	0,311	0,341	0,367	0,393	0,389	0,421
1989	-	-	0,223	0,256	0,295	0,327	0,352	0,377	0,391	0,420	0,427
1990	-	0,148	0,198	0,248	0,287	0,325	0,350	0,368	0,389	0,408	0,435
1991	-	-	0,196	0,230	0,263	0,299	0,330	0,349	0,364	0,362	0,398
1992	-	-	0,200	0,229	0,258	0,283	0,312	0,345	0,355	0,363	0,409
1993	-	-	0,172	0,219	0,239	0,265	0,291	0,330	0,346	0,326	0,360
1994	-	-	-	0,209	0,237	0,258	0,288	0,315	0,348	0,353	0,400
1995	-	-	0,187	0,205	0,227	0,247	0,282	0,303	0,333	0,361	0,386
1996	-	-	-	0,221	0,244	0,258	0,281	0,306	0,329	0,376	0,426
1997	-	-	0,191	0,206	0,236	0,260	0,275	0,308	0,337	0,351	0,403
1998	-	-	0,149	0,209	0,232	0,258	0,286	0,293	0,330	0,355	0,362
1999	-	-	0,166	0,212	0,237	0,250	0,279	0,301	0,327	0,370	0,362
2000	-	-	0,177	0,214	0,235	0,260	0,275	0,304	0,317	0,334	0,387
2001	-	-	0,172	0,211	0,237	0,255	0,282	0,305	0,330	0,347	0,371
2002	-	0,031	0,181	0,220	0,240	0,264	0,282	0,296	0,326	0,332	0,362
2003	-	-	0,158	0,209	0,238	0,255	0,278	0,296	0,313	0,333	0,351
2004	-	-	0,149	0,200	0,218	0,252	0,263	0,285	0,308	0,329	0,349
2005	-	-	0,188	0,196	0,225	0,240	0,261	0,285	0,296	0,296	0,313
2006	-	-	0,158	0,202	0,220	0,241	0,258	0,285	0,300	0,303	0,323
2007	-	-	0,156	0,197	0,204	0,225	0,242	0,254	0,290	0,292	0,317
2008	-	-	0,159	0,190	0,214	0,228	0,244	0,259	0,264	0,294	0,319
2009	-	-	0,156	0,190	0,202	0,233	0,251	0,261	0,258	0,282	0,279
2010	-	-	-	0,179	0,206	0,217	0,238	0,250	0,261	0,279	0,295
2011	-	-	-	0,184	0,197	0,216	0,222	0,258	0,263	0,265	0,298
2012	-	-	0,126	0,158	0,183	0,204	0,214	0,225	0,250	0,250	0,290
2013	-	-	-	0,171	0,195	0,205	0,215	0,231	0,242	0,286	0,284
2014	-	0,114	-	0,202	0,213	0,220	0,230	0,241	0,243	0,292	0,301
2015	-	-	-	0,173	0,200	0,212	0,227	0,229	0,241	0,225	0,268
2016	-	-	0,158	0,176	0,198	0,212	0,215	0,223	0,236	0,239	0,243
2017	-	-	-	0,182	0,190	0,205	0,221	0,227	0,238	0,254	0,270
2018	-	-	-	0,111	0,201	0,203	0,210	0,226	0,232	0,247	0,271
2019	-	-	-	0,168	0,198	0,203	0,215	0,222	0,229	0,239	0,258
2020	-	-	-	0,164	0,183	0,205	0,215	0,225	0,229	0,243	0,268
2021	-	-	-	0,196	0,207	0,221	0,229	0,240	0,248	0,250	0,293
b) Centrale											
1978	-	-	0,200	0,259	0,261	0,305	0,279	0,363	0,416	0,313	0,410
1979	-	-	0,183	0,224	0,269	0,278	0,315	0,369	0,420	0,419	0,458

Année	Poids selon l'âge										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1980	-	-	0,244	0,249	0,353	0,384	0,354	0,390	0,546	0,504	0,510
1981	-	-	0,221	0,255	0,294	0,344	0,360	0,393	0,501	0,473	0,439
1982	-	-	0,247	0,270	0,305	0,330	0,424	0,449	-	-	0,499
1983	-	-	0,183	0,217	0,263	0,302	0,340	0,430	-	-	-
1984	-	-	0,225	0,227	0,253	0,301	0,344	0,397	0,433	0,484	0,540
1985	-	-	0,224	0,259	0,302	0,331	0,369	0,391	0,414	0,454	0,563
1986	-	-	0,194	0,209	0,244	0,276	0,347	0,397	0,407	0,446	0,453
1987	-	-	0,249	0,230	0,261	0,229	0,326	0,296	0,361	0,249	0,402
1988	-	-	0,234	0,281	0,305	0,357	0,362	0,413	0,439	0,366	0,420
1989	-	-	0,224	0,249	0,278	0,324	0,336	0,335	0,384	0,410	0,419
1990	-	-	0,194	0,236	0,284	0,324	0,342	0,355	0,365	0,404	0,431
1991	-	-	0,185	0,233	0,262	0,272	0,348	0,348	0,364	0,395	0,406
1992	-	-	0,199	0,219	0,242	0,269	0,285	0,328	0,348	0,358	0,412
1993	-	-	-	0,218	0,242	0,263	0,263	0,321	0,341	0,354	0,387
1994	-	-	-	0,213	0,243	0,270	0,294	0,309	0,328	0,399	0,427
1995	-	-	-	0,222	0,244	0,255	0,280	0,286	0,341	0,358	0,385
1996	-	-	-	0,226	0,250	0,261	0,304	0,310	0,318	0,393	0,432
1997	-	-	0,174	0,206	0,235	0,247	0,256	0,295	0,320	0,314	0,387
1998	-	-	0,176	0,219	0,234	0,265	0,286	0,279	0,336	0,343	0,388
1999	-	-	-	0,210	0,237	0,244	0,275	0,296	0,283	0,351	0,362
2000	-	-	0,111	0,214	0,234	0,260	0,273	0,300	0,318	0,311	0,366
2001	-	-	0,168	0,205	0,233	0,254	0,277	0,290	0,303	-	0,308
2002	-	-	0,191	0,219	0,244	0,257	0,288	0,293	0,327	0,327	0,311
2003	-	-	0,170	0,210	0,234	0,260	0,275	0,301	0,312	0,359	0,390
2004	-	-	0,146	0,208	0,229	0,248	0,268	0,286	0,310	0,305	0,362
2005	-	-	-	0,200	0,227	0,240	0,266	0,285	0,303	0,309	0,430
2006	-	-	-	0,197	0,224	0,245	0,260	0,279	0,297	0,310	0,317
2007	-	-	0,155	0,196	0,211	0,228	0,244	0,257	0,275	0,281	0,310
2008	-	-	0,120	0,169	0,206	0,220	0,237	0,242	0,252	0,272	0,300
2009	-	-	0,157	0,180	0,201	0,234	0,239	0,260	0,270	0,268	0,287
2010	-	-	0,139	0,176	0,202	0,213	0,228	0,246	0,255	0,274	0,269
2011	-	-	0,104	0,175	0,197	0,215	0,226	0,231	0,264	0,266	0,283
2012	-	-	0,115	0,153	0,181	0,199	0,212	0,218	0,241	0,262	0,280
2013	-	-	0,131	0,156	0,194	0,198	0,213	0,227	0,232	0,251	0,284
2014	-	-	-	-	0,189	0,209	0,212	0,228	0,231	0,242	0,244
2015	-	-	-	0,195	0,216	0,211	0,227	0,229	0,245	0,247	-
2016	-	-	0,129	0,182	0,22	0,226	0,232	0,24	0,247	0,259	-
2017	-	-	0,134	0,174	0,2	0,212	0,213	0,225	0,234	0,251	-
2018	-	-	-	0,178	0,190	0,209	0,222	0,227	0,226	0,232	-
2019	-	-	-	0,172	0,179	0,201	0,209	0,222	0,225	0,238	0,248
2020	-	-	-	-	0,203	0,198	0,221	0,235	0,242	0,251	0,262
2021	-	-	0,159	0,166	0,199	0,210	0,219	0,229	0,234	0,251	0,261
c) Sud											
1978	-	0,077	0,133	0,192	0,228	0,236	0,295	0,318	0,331	-	0,338
1979	0,023	0,132	0,186	0,243	0,277	0,314	0,357	0,387	0,417	0,430	0,358
1980	-	0,212	0,205	0,245	0,297	0,315	0,324	0,340	0,358	0,396	0,351
1981	-	0,156	0,220	0,271	0,329	0,381	0,416	0,422	0,448	0,469	0,488
1982	-	-	0,210	0,263	0,297	0,330	0,371	0,360	0,391	0,357	0,404
1983	-	-	0,195	0,245	0,278	0,299	0,333	0,359	0,368	0,398	0,418
1984	-	-	0,212	0,242	0,282	0,304	0,339	0,400	0,405	0,406	0,496
1985	-	-	0,197	0,248	0,281	0,314	0,346	0,368	0,404	0,417	0,445
1986	-	0,175	0,189	0,240	0,277	0,311	0,343	0,361	0,385	0,427	0,348

Année	Poids selon l'âge										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1987	-	-	0,230	0,241	0,276	0,312	0,333	0,361	0,378	0,385	0,429
1988	-	-	0,226	0,246	0,287	0,322	0,352	0,381	0,403	0,416	0,446
1989	-	-	0,171	0,234	0,262	0,312	0,331	0,373	0,390	0,391	0,440
1990	-	-	0,192	0,240	0,277	0,325	0,347	0,372	0,398	0,410	0,428
1991	-	-	0,176	0,234	0,262	0,292	0,335	0,356	0,369	0,392	0,420
1992	-	-	-	0,215	0,252	0,280	0,287	0,338	0,344	0,368	0,388
1993	-	-	-	0,224	0,245	0,262	0,268	0,323	0,357	0,366	0,411
1994	-	-	-	0,213	0,222	0,258	0,284	0,322	0,331	0,360	0,376
1995	-	0,103	0,135	0,215	0,227	0,258	0,275	0,298	0,335	0,356	0,383
1996	-	-	0,172	0,217	0,244	0,254	0,278	0,306	0,322	0,347	0,386
1997	-	-	0,165	0,203	0,232	0,271	0,279	0,320	0,323	0,342	0,399
1998	-	-	-	0,211	0,237	0,257	0,283	0,296	0,319	0,331	0,369
1999	-	-	0,161	0,209	0,236	0,253	0,269	0,300	0,306	0,344	0,346
2000	-	-	0,150	0,203	0,227	0,256	0,281	0,300	0,326	0,329	0,360
2001	-	-	0,160	0,209	0,230	0,248	0,270	0,291	0,306	0,336	0,301
2002	-	-	-	0,216	0,233	0,249	0,271	0,288	0,306	0,308	0,337
2003	-	-	0,169	0,203	0,227	0,247	0,259	0,278	0,302	0,306	0,327
2004	-	-	-	0,206	0,224	0,237	0,254	0,282	0,282	0,303	0,308
2005	-	-	0,188	0,194	0,219	0,234	0,245	0,257	0,272	0,286	0,307
2006	-	-	0,169	0,190	0,215	0,231	0,249	0,257	0,276	0,279	0,299
2007	-	-	0,146	0,163	0,200	0,218	0,234	0,242	0,250	0,258	0,265
2008	-	0,093	0,138	0,160	0,206	0,214	0,227	0,237	0,248	0,257	0,271
2009	-	-	0,143	0,186	0,201	0,228	0,246	0,260	0,274	0,268	0,267
2010	-	-	0,107	0,161	0,205	0,214	0,241	0,257	0,264	0,281	0,296
2011	-	-	0,111	0,146	0,176	0,204	0,217	0,249	0,257	0,258	0,269
2012	-	-	-	0,150	0,170	0,193	0,216	0,221	0,239	0,270	0,265
2013	-	-	0,137	0,146	0,179	0,194	0,210	0,220	0,226	0,253	0,259
2014	-	-	-	0,157	0,175	0,200	0,201	0,213	0,237	0,231	0,272
2015	-	-	0,151	0,165	0,188	0,193	0,194	0,210	0,232	0,218	0,256
2016	-	-	0,12	0,161	0,208	0,206	0,214	0,22	0,237	0,235	0,260
2017	-	-	0,127	0,168	0,169	0,201	0,207	0,213	0,224	0,248	0,240
2018	-	-	-	0,129	0,156	0,171	0,189	0,199	0,216	0,229	0,246
2019	-	-	-	0,164	0,171	0,189	0,196	0,205	0,210	0,220	0,225
2020	-	-	-	0,152	0,180	0,198	0,208	0,218	0,232	0,239	0,254
2021	-	-	-	0,160	0,188	0,207	0,215	0,222	0,235	0,250	0,244

Tableau 8. Captures selon l'âge des reproducteurs de printemps (milliers) pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T.

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1978	1 390	14 933	3 664	24 366	3 053	4 619	1 293	734	565	2 877	599	58 093
1979	11 644	14 535	4 553	4 800	25 927	4 014	6 971	2 139	1 638	1 501	12 300	90 021
1980	737	11 101	10 404	1 790	1 878	11 154	8 852	4 207	2 229	751	286	53 389
1981	0	362	1 105	939	9	881	347	699	264	417	7	5 031
1982	0	2 343	3 816	400	53	10	89	165	210	2	19	7 109
1983	0	1 349	8 017	3 838	449	1	65	71	89	0	0	13 878
1984	0	619	1 831	4 190	2 901	291	0	71	41	0	0	9 943
1985	601	1 132	4 581	2 451	3 085	1 153	77	0	0	0	294	13 373
1986	0	4 194	3 982	9 551	7 647	7 410	3 070	212	514	0	60	36 640
1987	0	1 476	1 977	2 945	10 495	7 260	7 060	3 696	0	0	93	35 002
1988	2 710	6 291	2 125	1 546	2 730	11 772	9 514	5 399	2 434	0	2 155	46 676
1989	374	425	2 982	4 949	1 644	4 682	10 289	4 223	2 285	430	118	32 401
1990	46	5 182	6 250	7 301	4 236	2 645	1 504	5 841	2 964	737	318	37 024
1991	32	1 825	9 393	3 064	2 640	1 271	654	1 000	890	653	1 307	22 730
1992	5	860	2 808	7 350	3 461	2 489	707	448	790	527	453	19 896
1993	35	3 093	2 374	6 696	5 403	2 662	1 577	974	1 309	902	2 289	27 315
1994	0	52	4 057	2 255	3 477	5 930	2 435	1 349	647	166	1 251	21 620
1995	0	1 418	1 588	17 081	5 809	4 899	7 749	1 675	1 024	280	1 708	43 231
1996	6	385	2 942	919	11 291	3 589	2 107	1 965	370	388	138	24 100
1997	83	419	1 405	3 457	1 246	7 719	911	1 610	1 444	146	466	18 906
1998	5	298	796	1 930	1 524	213	1 767	461	337	374	254	7 959
1999	267	1 771	2 841	4 854	3 057	1 516	933	2 949	987	480	579	20 234
2000	294	1 314	3 254	3 739	1 485	891	354	305	491	70	92	12 290
2001	557	4 259	3 721	4 852	2 521	1 130	1 157	448	195	288	148	19 276
2002	55	744	3 135	1 060	729	195	554	109	42	7	42	6 670
2003	26	209	654	869	327	279	270	9	5	40	22	2 709
2004	103	487	825	433	360	135	234	17	10	1	17	2 621
2005	372	1 816	1 864	2 571	259	336	52	0	71	0	0	7 340
2006	61	236	898	521	1 825	620	138	24	6	5	0	4 333
2007	524	3 651	3 605	2 396	1 786	2 368	700	256	15	0	113	15 414
2008	268	3 474	1 888	765	1 209	587	774	137	93	16	28	9 239
2009	7	441	1 670	227	171	172	441	17	0	173	38	3 358
2010	0	116	406	941	506	713	634	74	8	0	1	3 398
2011	19	629	814	669	682	577	576	73	106	356	23	4 525
2012	0	17	404	454	279	237	169	9	33	0	21	1 624
2013	1	124	282	831	1 120	703	621	442	41	0	18	4 185
2014	0	489	191	714	309	656	372	213	0	37	82	3 063
2015	0	564	560	206	270	554	864	457	190	22	17	3 704
2016	0	271	495	138	91	41	114	38	86	0	0	1 274
2017	2	102	101	140	18	2	5	1	0	0	0	369
2018	0	0	58	325	660	128	176	268	101	0	0	1 715
2019	0	0	43	687	542	1 469	258	100	49	0	0	3 147
2020	6	11	316	359	256	178	361	48	6	5	4	1 550
2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 9. Poids (kg) selon l'âge des reproducteurs de printemps pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T.

Année	Poids selon l'âge										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1978	0,078	0,131	0,182	0,262	0,248	0,281	0,301	0,308	0,352	0,381	0,389
1979	0,107	0,173	0,193	0,212	0,261	0,259	0,303	0,305	0,340	0,342	0,364
1980	0,114	0,158	0,165	0,217	0,262	0,273	0,258	0,264	0,275	0,364	0,341
1981	0,027	0,158	0,203	0,274	0,272	0,425	0,306	0,284	0,290	0,316	0,417
1982	0,038	0,133	0,225	0,266	0,253	0,315	0,463	0,308	0,339	0,436	0,451
1983	-	0,145	0,188	0,231	0,278	0,270	0,315	0,243	0,411	-	-
1984	0,063	0,121	0,192	0,229	0,262	0,291	0,300	0,380	0,351	0,376	-
1985	0,083	0,137	0,221	0,244	0,297	0,313	0,384	-	-	-	0,384
1986	-	0,144	0,196	0,249	0,283	0,315	0,339	0,349	0,315	-	0,392
1987	-	0,156	0,189	0,251	0,304	0,332	0,358	0,375	-	-	0,527
1988	0,082	0,115	0,176	0,251	0,301	0,337	0,339	0,393	0,412	-	0,442
1989	0,090	0,142	0,212	0,258	0,270	0,313	0,343	0,363	0,385	0,411	0,466
1990	0,078	0,173	0,197	0,246	0,280	0,294	0,333	0,342	0,352	0,409	0,363
1991	0,082	0,143	0,181	0,215	0,248	0,264	0,322	0,334	0,357	0,349	0,401
1992	0,056	0,117	0,148	0,200	0,241	0,272	0,292	0,323	0,327	0,338	0,385
1993	0,070	0,109	0,152	0,179	0,195	0,235	0,252	0,290	0,281	0,311	0,347
1994	-	0,145	0,156	0,188	0,207	0,234	0,258	0,269	0,274	0,316	0,330
1995	-	0,105	0,146	0,182	0,202	0,226	0,247	0,278	0,303	0,314	0,315
1996	0,073	0,116	0,169	0,205	0,224	0,233	0,246	0,276	0,324	0,300	0,378
1997	0,068	0,124	0,155	0,192	0,209	0,249	0,271	0,287	0,308	0,329	0,326
1998	0,076	0,109	0,145	0,171	0,217	0,203	0,248	0,263	0,279	0,296	0,402
1999	0,063	0,118	0,156	0,187	0,232	0,265	0,277	0,294	0,309	0,317	0,319
2000	0,068	0,131	0,159	0,186	0,218	0,247	0,277	0,293	0,294	0,284	0,332
2001	0,062	0,118	0,149	0,190	0,209	0,242	0,256	0,296	0,327	0,330	0,323
2002	0,061	0,106	0,149	0,176	0,206	0,213	0,251	0,281	0,288	0,288	0,329
2003	0,078	0,099	0,141	0,177	0,199	0,238	0,251	0,282	0,291	0,296	0,330
2004	0,068	0,110	0,146	0,162	0,209	0,231	0,251	0,300	0,314	0,290	0,367
2005	0,079	0,120	0,145	0,163	0,188	0,210	0,197	-	0,261	-	-
2006	0,063	0,110	0,145	0,171	0,179	0,203	0,234	0,300	0,350	0,286	-
2007	0,060	0,118	0,145	0,177	0,181	0,197	0,191	0,213	0,300	-	0,198
2008	0,076	0,128	0,141	0,182	0,199	0,207	0,222	0,245	0,230	0,350	0,253
2009	0,033	0,116	0,139	0,191	0,195	0,210	0,172	0,236	-	0,201	0,212
2010	-	0,109	0,134	0,162	0,167	0,200	0,211	0,241	0,255	-	0,269
2011	0,058	0,083	0,122	0,124	0,174	0,169	0,199	0,210	0,191	0,164	0,192
2012	-	0,083	0,123	0,151	0,177	0,184	0,219	0,242	0,216	-	0,236
2013	0,060	0,100	0,127	0,149	0,170	0,183	0,206	0,209	0,227	-	0,287
2014	-	0,099	0,129	0,145	0,176	0,180	0,179	0,212	-	0,194	0,206
2015	-	0,105	0,116	0,140	0,158	0,183	0,194	0,188	0,249	0,268	0,281
2016	-	0,104	0,123	0,142	0,156	0,160	0,185	0,211	0,195	-	-
2017	0,104	0,108	0,126	0,131	0,137	0,178	0,151	0,194	0,240	-	-
2018	-	-	0,125	0,128	0,153	0,154	0,176	0,167	0,170	-	-
2019	-	-	0,135	0,140	0,154	0,174	0,183	0,197	0,230	-	-
2020	-	0,105	0,131	0,132	0,158	0,177	0,193	0,192	0,228	0,256	0,242
2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 10. Captures selon l'âge des reproducteur d'automne (en milliers) pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T, par région : a) nord, b) centrale, c) sud.

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
a) Nord												
1978	0	78	4 003	12 990	16 826	2 873	2 860	10 286	1 055	512	11 617	62 963
1979	154	2 747	7 471	6 113	4 061	3 067	1 093	720	1 800	277	2 683	31 183
1980	0	2 174	17 021	4 658	1 969	730	870	402	482	402	235	29 477
1981	0	234	2 726	3 429	258	44	65	4	36	0	0	6 151
1982	0	0	8 115	2 280	5 593	494	67	84	63	21	202	15 713
1983	0	0	428	1 645	610	1 918	238	30	30	4	30	5 651
1984	0	0	682	2 731	3 196	1 560	1 122	205	36	6	29	9 497
1985	0	0	1 582	2 076	5 969	5 434	2 505	1 910	1 743	522	0	21 863
1986	0	85	1 372	1 723	2 781	5 476	3 343	1 485	1 548	198	211	18 550
1987	0	1 627	3 113	1 979	910	1 293	3 518	3 706	811	825	345	17 441
1988	0	0	2 187	2 615	3 030	1 430	3 033	2 609	995	1 326	1 558	22 622
1989	0	0	1 053	2 159	4 305	4 358	1 819	2 159	2 593	1 511	1 156	21 897
1990	0	71	4 018	2 950	3 203	1 815	1 576	1 271	1 782	846	261	17 319
1991	0	0	4 974	17 006	3 587	1 000	1 679	1 078	275	477	1 335	31 408
1992	0	0	579	4 637	11 898	2 348	1 564	1 074	1 084	914	3 912	27 750
1993	0	0	4 383	2 596	4 064	6 268	1 737	1 416	1 354	1 497	1 681	26 404
1994	0	0	0	6 300	2 312	5 250	6 666	1 029	706	463	871	24 063
1995	0	0	1 891	3 504	17 824	5 557	7 296	7 799	1 505	527	905	46 876
1996	0	0	1 257	9 473	3 269	7 600	2 168	1 610	1 196	318	271	26 671
1997	0	0	2 290	4 317	5 437	1 413	2 302	423	742	413	254	18 378
1998	0	0	1 481	2 817	2 842	1 690	468	1 778	108	455	144	11 826
1999	0	690	7 217	10 835	5 770	2 761	1 239	767	490	183	112	30 065
2000	0	793	4 875	8 784	10 216	2 650	1 369	582	223	272	136	29 899
2001	144	1 194	6 603	4 579	5 105	4 098	705	490	228	0	21	23 166
2002	0	76	1 363	7 505	6 378	4 178	4 009	975	321	346	217	25 367
2003	0	0	4 531	9 687	5 600	3 695	3 219	3 961	960	549	318	32 520
2004	0	71	2 533	8 511	3 204	1 537	741	344	333	40	0	17 314
2005	0	802	3 145	9 147	7 649	1 800	240	100	159	42	38	23 122
2006	0	800	1 966	3 218	7 747	5 366	1 417	493	315	239	54	21 616
2007	0	1 491	14 991	4 688	2 787	2 987	1 571	390	81	3	12	29 000
2008	0	1 385	8 080	5 566	1 678	834	607	771	3	24	0	18 948
2009	0	179	4 648	5 917	2 313	295	211	51	5	0	0	13 618
2010	0	0	1 811	6 543	10 381	6 966	1 272	690	204	90	0	27 845
2011	0	0	749	2 101	2 304	2 477	1 015	368	8	59	6	10 263
2012	0	0	379	333	1 085	827	485	119	26	13	2	3 301
2013	17	0	447	3 702	3 534	4 630	3 414	1 446	762	93	45	18 700
2014	0	36	0	769	3 890	2 468	2 904	1 572	1 052	104	0	14 697
2015	0	0	1 252	502	557	3 262	965	1 214	737	329	28	9 098
2016	0	0	1 168	2 045	1 658	656	806	344	148	60	16	7 264
2017	0	0	102	114	143	82	17	6	8	0	0	692
2018	0	0	0	313	463	1 649	1 762	736	456	586	1	5 950
2019	0	0	0	483	502	1 293	1 039	337	89	24	9	4 245
2020	0	0	0	652	729	184	186	266	48	58	16	2 254
2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
b) Centrale												
1978	0	20	933	4 614	2 041	574	723	1 891	197	63	2 166	13 288
1979	0	0	500	182	64	3 072	734	2 022	1 721	1 297	7 114	17 742
1980	0	117	1 096	419	333	239	90	251	665	149	551	3 448

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1981	0	2	653	1 608	166	80	117	8	20	0	0	3 274
1982	0	0	73	252	415	22	4	9	0	0	28	1 108
1983	0	0	3 828	3 921	1 248	1 521	249	47	57	14	14	10 683
1984	0	0	51	323	653	239	223	60	10	1	2	1 566
1985	0	0	35	26	118	153	67	57	26	6	0	489
1986	0	0	51	60	62	82	45	17	19	2	1	401
1987	0	1	55	25	15	8	25	11	4	6	1	240
1988	0	0	194	50	27	23	33	28	15	1	0	292
1989	0	0	7	15	35	24	11	18	15	10	8	147
1990	0	0	89	90	77	33	28	15	25	9	1	320
1991	0	0	98	619	207	94	156	130	52	96	501	1 888
1992	0	0	9	371	548	130	79	33	30	23	150	1 946
1993	0	0	0	52	352	847	322	272	171	433	624	2 948
1994	0	0	0	157	85	311	383	49	22	44	81	1 293
1995	0	0	0	30	792	332	784	663	155	19	549	3 398
1996	0	0	11	1 366	305	676	197	225	169	89	60	3 505
1997	0	0	913	870	948	134	306	95	96	72	97	3 191
1998	0	0	68	303	564	1 690	151	140	141	360	427	3 839
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2002	0	0	320	464	288	464	190	64	0	0	3	1 795
2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2005	0	154	1 321	8 673	7 234	3 128	988	583	515	229	116	22 941
2006	0	1	28	192	574	85	30	15	0	0	0	926
2007	0	0	176	238	37	322	118	87	19	31	8	1 036
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2010	0	0	61	211	126	81	9	4	1	0	0	438
2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2012	0	0	0	18	35	91	33	76	10	1	1	261
2013	0	0	0	447	212	543	1 060	571	565	82	17	3 307
2014	0	0	0	0	930	256	398	454	120	78	0	2 107
2015	0	0	0	231	108	906	253	261	185	49	0	1 810
2016	0	0	633	207	231	0	0	0	0	0	0	1 172
2017	0	0	98	7	18	33	7	2	6	0	0	155
2018	0	0	0	0	137	174	755	396	53	104	0	1 639
2019	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
c) Sud												
1978	0	1 253	16 471	5 727	2 628	890	1 469	2 846	592	693	4 007	36 647
1979	3	3 204	994	778	821	1 094	250	499	329	86	2 092	8 117
1980	0	653	23 220	10 725	19 568	9 324	3 900	1 139	1 437	1 194	1 064	72 306
1981	0	882	6 631	6 750	651	173	265	19	132	0	0	15 546
1982	0	0	700	1 053	954	324	65	63	41	5	33	5 157
1983	0	0	1 452	1 298	785	701	233	89	138	12	47	4 476
1984	0	0	343	1 770	1 140	950	449	121	43	4	7	5 290
1985	0	0	287	386	1 327	969	383	237	67	46	0	3 911
1986	0	262	1 101	836	272	408	138	63	47	8	5	2 750
1987	0	5	205	286	111	36	120	178	56	39	28	1 661

Année	Captures selon l'âge											total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1988	0	0	117	101	193	106	173	185	64	75	71	1 374
1989	0	0	14	27	51	159	68	76	98	36	18	586
1990	0	0	356	318	373	170	377	263	277	134	34	2 823
1991	0	0	66	514	214	95	107	245	55	138	447	1 950
1992	0	0	74	400	907	523	400	335	581	392	806	4 150
1993	0	0	0	45	172	398	223	185	241	447	980	1 720
1994	0	0	0	2 036	1 272	4 691	6 226	618	1 076	858	1 777	18 229
1995	0	22	474	263	1 789	537	1 712	1 884	370	398	1 032	8 340
1996	0	0	1 444	2 400	2 169	2 433	1 720	1 383	729	424	751	13 927
1997	0	0	1 675	1 125	3 477	887	2 007	381	542	303	564	10 943
1998	0	0	3	77	122	353	118	490	91	273	697	2 240
1999	0	23	846	2 005	3 480	2 109	4 730	2 132	1 738	460	1 233	18 756
2000	0	236	1 926	3 738	1 875	1 020	371	459	83	47	118	9 875
2001	2	831	6 223	2 837	4 609	4 693	1 956	1 337	836	250	310	23 885
2002	0	954	2 799	6 060	4 530	4 663	3 411	870	232	455	174	24 148
2003	0	201	4 034	5 966	6 382	3 697	4 609	3 633	1 543	303	357	30 726
2004	0	448	2 059	6 792	3 471	2 984	2 191	1 801	1 445	467	333	21 992
2005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2006	0	240	360	260	420	381	129	10	15	3	0	1 817
2007	0	0	70	95	15	128	47	34	8	12	3	411
2008	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2009	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2010	0	0	3	287	96	152	15	11	3	0	0	751
2011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2012	0	0	0	3	22	136	41	146	19	1	4	387
2013	0	0	0	258	193	707	1 970	644	783	45	42	4 768
2014	0	0	0	324	765	270	483	889	274	175	0	3 189
2015	0	0	61	0	170	719	250	430	209	89	26	2 115
2016	0	0	345	227	644	0	0	0	0	0	0	1 465
2017	0	0	1	20	5	34	8	1	1	0	0	98
2018	0	0	0	0	168	239	388	319	82	112	0	1 350
2019	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 11. Poids (kg) selon l'âge des reproducteurs d'automne pour les engins mobiles dans la zone de pêche du hareng 4T.

Année	Poids selon l'âge										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1978	-	0,100	0,149	0,214	0,253	0,278	0,293	0,331	0,332	0,316	0,388
1979	0,067	0,123	0,180	0,232	0,266	0,293	0,291	0,340	0,365	0,355	0,380
1980	0,033	0,108	0,139	0,174	0,224	0,245	0,290	0,338	0,379	0,388	0,423
1981	0,080	0,111	0,181	0,226	0,256	0,314	0,366	0,234	0,261	0,470	-
1982	-	0,095	0,168	0,221	0,259	0,279	0,374	0,334	0,355	0,455	0,434
1983	-	0,103	0,170	0,213	0,246	0,283	0,316	0,375	0,349	0,222	0,456
1984	-	0,095	0,146	0,208	0,248	0,279	0,305	0,329	0,373	0,392	0,433
1985	-	0,090	0,190	0,215	0,258	0,281	0,311	0,326	0,382	0,419	-
1986	-	0,116	0,158	0,207	0,252	0,276	0,306	0,328	0,335	0,362	0,404
1987	-	0,111	0,172	0,218	0,250	0,284	0,319	0,341	0,351	0,391	0,393
1988	0,074	0,095	0,157	0,220	0,261	0,307	0,327	0,341	0,342	0,414	0,382
1989	-	0,099	0,159	0,213	0,250	0,279	0,319	0,323	0,327	0,360	0,377
1990	-	0,105	0,171	0,213	0,236	0,288	0,310	0,323	0,329	0,338	0,386
1991	-	-	0,149	0,191	0,221	0,263	0,279	0,307	0,310	0,327	0,380
1992	-	0,072	0,128	0,171	0,211	0,237	0,261	0,282	0,290	0,301	0,335
1993	-	0,076	0,128	0,156	0,199	0,225	0,258	0,279	0,310	0,323	0,354
1994	-	0,086	0,134	0,159	0,174	0,204	0,222	0,262	0,274	0,302	0,336
1995	-	0,072	0,118	0,163	0,177	0,198	0,224	0,239	0,271	0,310	0,341
1996	-	0,089	0,133	0,165	0,183	0,209	0,222	0,248	0,269	0,291	0,331
1997	-	0,082	0,141	0,165	0,191	0,224	0,226	0,241	0,262	0,296	0,339
1998	-	0,076	0,126	0,165	0,187	0,224	0,248	0,244	0,303	0,300	0,387
1999	-	0,072	0,128	0,155	0,189	0,214	0,248	0,271	0,289	0,317	0,356
2000	-	0,077	0,131	0,162	0,185	0,208	0,231	0,262	0,263	0,275	0,318
2001	0,023	0,078	0,127	0,156	0,184	0,200	0,215	0,240	0,251	0,237	0,295
2002	-	0,084	0,148	0,188	0,222	0,245	0,272	0,290	0,321	0,329	0,360
2003	-	0,081	0,138	0,169	0,197	0,219	0,240	0,260	0,276	0,318	0,310
2004	-	0,080	0,131	0,160	0,181	0,204	0,224	0,248	0,265	0,278	0,290
2005	-	0,078	0,125	0,151	0,177	0,202	0,228	0,282	0,284	0,301	0,349
2006	-	0,079	0,132	0,164	0,181	0,206	0,215	0,228	0,264	0,301	0,345
2007	-	0,086	0,127	0,152	0,165	0,184	0,202	0,215	0,226	0,258	0,205
2008	-	0,093	0,133	0,153	0,159	0,179	0,184	0,197	0,210	0,218	-
2009	-	0,092	0,123	0,146	0,166	0,179	0,195	0,220	0,231	-	-
2010	0,044	0,094	0,118	0,137	0,155	0,166	0,176	0,198	0,194	0,205	0,309
2011	-	0,069	0,104	0,123	0,141	0,153	0,168	0,179	0,200	0,186	0,234
2012	-	0,076	0,107	0,125	0,142	0,162	0,163	0,206	0,228	0,219	0,245
2013	0,033	0,078	0,112	0,130	0,150	0,169	0,184	0,209	0,218	0,234	0,254
2014	-	0,065	0,109	0,134	0,150	0,167	0,182	0,200	0,222	0,224	-
2015	-	0,102	0,102	0,125	0,148	0,164	0,190	0,194	0,205	0,214	0,231
2016	-	0,096	0,115	0,125	0,167	0,165	0,171	0,186	0,195	0,186	0,196
2017	-	0,071	0,103	0,128	0,172	0,197	0,220	0,254	0,250	-	-
2018	-	0,097	0,097	0,107	0,131	0,151	0,168	0,198	0,191	0,224	0,233
2019	-	-	0,107	0,115	0,135	0,159	0,173	0,178	0,200	0,241	0,234
2020	-	0,084	0,099	0,127	0,139	0,163	0,181	0,178	0,179	0,196	0,220
2021	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 12. Pourcentage de jours de pêche sans capture au filet maillant selon le sondage téléphonique pour les principales zones de pêche au printemps et à l'automne.

Année	Saison de pêche de printemps (%)	Saison de pêche d'automne (%)
2006	46,7	16,7
2007	40,0	28,8
2008	49,4	28,8
2009	23,2	17,5
2010	34,1	19,9
2011	26,2	27,3
2012	43,1	24,2
2013	36,3	22,8
2014	29,6	31,5
2015	16,2	40,9
2016	27,8	23,9
2017	39,8	40,5
2018	37,2	40,7
2019	25,5	30,3
2020	24,3	37,3
2021	24,3	37,3

Tableau 13. Résultats du modèle linéaire général multiplicatif appliqué aux données de captures par unité d'effort de pêche pour chaque région (zone 4T de l'OPANO).

Zone	R^2	$F_{année}$	$P_{année}$	$F_{semaine}$	$P_{semaine}$	F_{zone}	P_{zone}
Reproducteurs de printemps							
4T	0,40	19,4	<0,0001	11,7	<0,0001	52,4	<0,0001
Reproducteurs d'automne							
Région nord	0,57	2,8	<0,0001	19,2	<0,0001	-	-
Région centrale	0,69	2,3	0,0002	14,2	<0,0001	-	-
Région sud	0,51	4,3	<0,0001	12,7	<0,0001	-	-

Tableau 14. Valeurs des captures par unité d'effort (nombre par coup de filet) des reproducteurs de printemps pour les engins fixes dans la zone 4T de l'OPANO.

Année	Âge							
	4	5	6	7	8	9	10	11
1990	113,7	63,3	33,5	39,0	60,5	28,1	11,3	4,7
1991	176,6	213,1	137,8	47,7	43,7	67,0	24,7	16,5
1992	530,6	203,9	133,9	61,1	28,1	34,5	25,1	40,0
1993	58,2	428,2	195,0	52,0	25,6	14,6	7,5	28,9
1994	44,2	186,5	367,4	68,5	27,2	9,2	3,3	7,8
1995	123,5	99,8	164,6	267,7	59,3	16,5	10,7	21,0
1996	14,2	405,7	76,9	119,4	79,4	26,2	5,0	9,2
1997	70,8	53,0	492,5	90,6	54,0	51,3	13,2	2,3
1998	75,2	153,3	22,0	290,0	33,2	23,8	19,1	8,5
1999	69,6	99,2	108,6	23,8	169,2	27,2	14,2	12,2
2000	101,8	135,8	129,7	64,4	37,9	99,3	24,8	14,9
2001	107,4	124,2	93,6	46,7	31,9	13,2	62,6	16,5
2002	67,8	176,6	73,4	34,7	20,0	11,1	10,1	11,7
2003	129,9	133,6	154,9	47,4	30,0	12,0	8,3	9,2
2004	23,6	136,7	48,9	77,0	29,2	10,5	3,7	9,1
2005	65,4	57,6	103,9	46,0	36,3	10,2	2,3	3,1
2006	60,5	216,7	76,9	24,6	13,3	18,0	1,3	3,4
2007	94,8	72,7	108,1	80,9	37,4	9,1	6,9	5,1
2008	145,4	160,9	58,9	65,2	13,9	2,7	1,2	0,6
2009	86,0	198,3	246,1	27,9	28,3	7,4	0,5	1,1
2010	56,4	43,8	79,4	39,0	18,6	18,3	0,2	0,7
2011	7,8	59,9	55,0	74,7	34,7	53,0	19,5	0,3
2012	51,6	51,5	78,5	86,6	43,8	29,0	24,0	10,8
2013	38,0	120,6	144,9	186,9	142,9	101,9	6,2	4,8
2014	2,5	65,1	110,9	124,5	154,9	80,4	31,8	9,6
2015	14,6	22,2	110,9	169,2	75,8	56,1	10,8	5,8
2016	1,9	46,8	77,0	119,2	55,8	24,4	7,3	1,5
2017	81,6	86,6	229,6	187,7	140,1	32,0	5,7	0,4
2018	5,6	82,3	64,4	91,5	34,0	10,7	0,3	0,0
2019	28,1	65,0	143,8	46,0	58,0	11,5	1,7	0,0
2020	60,3	106,3	101,6	119,9	88,7	10,3	8,9	2,1
2021	16,7	100,1	143,8	212,2	215,9	34,6	12,7	2,8

Tableau 15. Valeurs des captures par unité d'effort (nombre par coup de filet) des reproducteurs d'automne par région : a) nord, b) centrale, et c) sud.

Année	Âge							
	4	5	6	7	8	9	10	11
a) Nord								
1986	104,7	102,8	231,6	162,2	76,9	35,1	4,7	8,1
1987	191,8	115,8	105,0	156,7	71,7	43,5	19,1	6,0
1988	111,2	191,0	73,3	65,0	59,6	31,7	15,3	15,0
1989	185,6	302,9	323,7	157,4	72,1	90,7	40,6	32,4
1990	68,5	62,5	97,0	103,0	38,9	27,3	28,7	20,6
1991	482,6	122,7	90,5	134,3	128,5	41,4	25,8	42,2
1992	73,6	446,8	127,8	74,5	81,1	71,3	34,4	64,9
1993	30,3	311,2	360,9	50,6	28,3	29,1	8,3	10,5
1994	40,5	65,0	194,8	294,1	56,0	43,5	19,9	33,4
1995	17,7	128,6	59,6	143,7	152,5	26,7	17,1	18,7
1996	82,9	100,2	134,8	29,6	56,3	61,4	8,7	10,1
1997	90,7	312,5	96,3	85,8	16,5	28,7	25,7	7,5
1998	56,4	154,7	147,6	37,0	35,2	5,1	8,2	14,9
1999	121,9	146,7	182,4	64,8	12,8	8,2	2,2	3,2
2000	152,4	497,1	132,3	55,7	30,5	5,9	4,4	2,0
2001	146,5	185,3	190,9	29,2	13,1	3,6	1,1	1,5
2002	185,7	203,1	142,4	76,6	20,0	6,0	4,1	1,6
2003	85,8	180,6	121,2	85,5	102,1	25,5	11,2	7,0
2004	212,6	158,7	77,1	46,7	36,2	24,8	5,7	3,9
2005	48,2	537,7	214,3	82,5	45,5	27,4	19,4	1,8
2006	16,5	102,5	99,5	14,8	4,2	7,9	3,1	1,6
2007	35,6	105,5	239,8	165,0	35,2	6,6	6,1	3,9
2008	65,4	41,6	66,4	53,9	52,1	6,3	2,1	3,1
2009	120,1	204,9	56,4	55,7	32,5	9,0	1,6	1,3
2010	18,1	154,8	133,6	46,2	30,9	24,3	9,9	1,2
2011	8,2	31,7	132,9	120,4	13,7	15,6	14,2	3,8
2012	1,1	62,2	127,6	190,2	85,1	16,9	19,9	6,9
2013	9,1	77,9	250,9	180,0	92,5	19,8	1,6	0,9
2014	1,7	81,0	178,6	445,7	205,2	138,8	1,8	1,1
2015	2,4	70,2	498,9	371,0	447,1	139,0	22,1	5,9
2016	19,5	80,7	219,7	272,0	189,6	61,7	29,0	5,1
2017	7,8	74,7	112,6	202,7	235,2	82,2	29,4	5,2
2018	0,0	19,3	232,4	281,5	219,5	106,4	38,2	4,6
2019	1,3	17,6	297,4	556,6	193,5	134,3	43,1	14,1
2020	4,9	30,7	105,4	496,9	407,6	255,8	65,4	10,3
2021	5,5	85,2	87,7	116,7	276,5	141,1	51,4	8,9
b) Centrale								
1986	131,9	109,5	202,5	92,3	35,8	16,5	2,2	3,8
1987	79,5	149,8	130,3	260,3	24,6	22,7	25,4	1,6
1988	68,4	62,3	54,7	25,1	26,3	19,6	0,3	0,0
1989	23,6	43,8	39,0	21,2	13,1	11,6	5,2	4,2
1990	46,9	33,9	36,8	64,7	13,4	9,3	7,3	1,6
1991	154,2	41,8	34,4	45,2	53,3	32,8	15,1	34,5
1992	103,2	250,4	34,1	14,2	8,1	5,8	2,8	6,6
1993	9,6	180,8	226,9	38,7	16,3	11,4	12,8	19,6
1994	14,1	22,8	114,5	154,0	18,8	5,9	7,3	12,3
1995	2,7	125,4	42,7	153,4	133,3	17,1	3,0	53,5
1996	61,5	38,0	217,9	18,8	56,6	64,9	15,0	15,7
1997	125,0	283,8	51,2	106,6	20,2	24,2	26,5	16,5
1998	53,5	45,0	91,3	18,4	34,4	6,2	13,5	23,3

Année	Âge							
	4	5	6	7	8	9	10	11
1999	118,2	157,1	62,1	39,2	15,9	34,8	3,4	16,2
2000	201,1	384,5	141,7	45,8	25,4	7,5	6,7	3,0
2001	108,7	267,4	189,7	57,5	12,4	4,1	0,0	5,8
2002	145,9	130,3	115,2	111,4	20,0	2,8	2,3	3,5
2003	84,8	177,8	83,2	56,1	56,2	12,6	1,7	2,3
2004	126,3	229,2	161,7	115,4	102,4	60,0	20,8	4,0
2005	54,2	333,8	270,3	81,3	70,0	48,3	20,6	1,5
2006	47,3	215,5	383,9	141,8	72,3	54,3	43,0	14,6
2007	50,8	145,6	403,8	416,6	158,6	64,1	31,1	19,3
2008	316,9	67,0	116,9	138,6	221,6	40,0	37,8	8,6
2009	154,0	273,6	63,4	140,0	67,3	23,4	10,0	4,6
2010	12,7	95,3	141,3	41,2	36,0	20,6	9,6	5,4
2011	4,4	22,6	131,8	169,2	32,2	24,3	22,8	6,8
2012	2,3	30,5	136,9	183,7	128,4	14,6	8,3	7,0
2013	16,9	32,2	201,4	301,0	184,5	71,1	5,8	1,2
2014	0,0	48,0	30,0	102,7	113,1	21,3	10,5	0,0
2015	6,9	44,2	422,8	188,1	319,1	125,5	44,6	0,0
2016	18,1	79,7	511,1	419,5	234,0	104,6	37,0	0,0
2017	2,1	17,2	59,7	111,1	136,4	77,6	10,7	0,4
2018	4,0	37,2	154,2	389,9	296,4	29,1	15,8	0,0
2019	4,5	8,1	73,7	248,1	117,5	154,0	47,1	9,4
2020	0,0	22,3	17,1	195,7	206,1	157,2	76,1	48,5
2021	8,7	82,3	99,5	127,6	341,4	188,4	47,4	22,3
c) Sud								
1986	486,6	136,8	287,3	79,8	38,9	11,6	2,5	3,9
1987	133,2	153,3	73,4	168,5	74,3	51,3	22,1	15,8
1988	62,4	239,1	138,4	68,0	95,1	43,5	14,1	9,5
1989	106,8	163,6	656,5	331,2	142,1	192,7	49,0	23,6
1990	110,9	110,2	126,3	589,7	161,3	70,8	75,2	40,5
1991	356,2	120,0	96,2	86,3	280,2	98,1	60,3	85,5
1992	101,1	565,0	81,9	47,8	114,4	252,8	94,0	99,6
1993	30,3	323,0	390,6	98,3	40,5	58,7	48,5	112,5
1994	35,6	7,5	243,5	336,0	45,6	59,9	128,0	212,6
1995	4,1	96,0	33,2	147,7	126,0	33,5	36,8	89,2
1996	44,9	26,9	176,1	63,2	147,3	140,6	35,9	109,0
1997	124,8	745,0	66,9	283,4	49,1	102,5	96,4	85,7
1998	125,8	59,1	210,4	53,1	119,1	23,4	45,9	56,6
1999	155,9	564,6	76,6	170,4	33,3	54,5	20,2	28,0
2000	119,8	468,0	279,3	45,5	54,5	10,6	17,0	10,6
2001	39,8	493,2	461,3	296,9	43,7	34,9	9,5	18,1
2002	386,6	164,1	370,9	308,2	92,8	23,4	20,2	11,9
2003	102,1	843,1	131,1	275,1	174,9	34,2	5,3	7,7
2004	112,9	260,6	573,5	113,3	104,2	50,9	14,0	7,3
2005	10,0	292,3	483,1	753,8	143,3	146,0	41,0	9,1
2006	78,9	216,0	566,3	582,6	432,9	142,9	75,9	21,2
2007	8,0	360,0	526,6	964,6	599,1	192,8	114,6	36,6
2008	133,0	48,6	180,3	330,2	410,9	188,2	99,8	77,1
2009	55,0	473,6	237,2	472,8	156,3	82,9	120,2	59,9
2010	49,1	206,9	758,6	197,4	245,7	160,9	90,3	57,6
2011	7,7	186,3	185,1	625,5	200,5	99,7	58,2	103,6
2012	0,3	13,1	140,9	159,4	170,0	18,1	5,2	17,5
2013	8,9	26,6	238,3	508,8	189,0	89,6	2,9	2,8
2014	5,7	94,6	75,8	298,6	530,6	116,6	56,6	1,9
2015	0,0	60,4	291,4	160,9	455,8	122,6	70,2	7,6

Année	Âge							
	4	5	6	7	8	9	10	11
2016	2,6	28,8	89,5	49,1	36,1	16,4	4,8	0,3
2017	9,7	7,9	97,5	198,0	70,2	26,1	5,5	0,5
2018	0,5	17,8	82,6	78,3	93,3	17,5	6,7	1,6
2019	5,6	8,2	346,0	861,4	363,1	266,9	84,9	36,2
2020	0,6	19,4	56,0	193,5	221,2	124,4	77,5	10,6
2021	2,2	26,6	188,0	149,0	350,1	149,2	19,0	24,9

Tableau 16. Captures selon l'âge des reproducteurs de printemps et des reproducteurs d'automne provenant du relevé acoustique indépendant de la pêche dans la zone 4Tmno de l'OPANO.

Année	Captures selon l'âge								
	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Reproducteurs de printemps									
1994	2 548	231 972	100 087	109 649	104 274	28 059	6 389	7 213	1 020
1995	46 535	7 724	76 887	21 389	24 905	20 645	4 959	736	74
1996	278 013	139 355	16 008	159 956	40 479	26 474	29 966	5 851	3 603
1997	101 589	68 210	70 032	9 970	84 978	5 522	12 833	14 800	2 648
1998	151 583	28 563	31 795	19 716	5 616	37 904	6 423	5 438	3 585
1999	238 373	107 078	47 912	19 836	6 278	3 667	18 015	2 748	1 380
2000	20 037	29 123	24 640	6 843	5 361	1 647	4 821	2 155	448
2001	27 425	4 997	6 963	4 343	1 605	1 844	119	500	440
2002	88 655	13 609	2 289	8 815	3 494	847	1 684	271	123
2003	220 566	29 059	29 526	18 176	17 349	1 461	1 878	3 586	2 843
2004	231 086	52 413	1 258	1 328	556	0	0	0	0
2005	15 262	34 282	31 252	1 542	2 852	588	249	0	0
2006	56 579	15 674	20 989	18 519	1 770	885	0	257	0
2007	37 678	31 964	6 481	11 994	8 039	1 050	1 456	0	0
2008	47 260	19 560	7 599	6 554	5 760	3 091	2 294	532	0
2009	36 674	35 845	16 153	7 076	2 438	1 224	1 773	0	0
2010	29 739	38 543	39 988	8 137	8 469	3 930	2 433	1 517	0
2011	20 724	39 960	14 878	16 259	10 973	4 135	106	3 538	104
2012	3 665	113 586	29 857	9 938	6 969	2 494	1 243	260	379
2013	604	8 850	21 554	21 927	13 612	4 517	1 456	0	0
2014	23 417	17 322	13 489	7 512	6 430	7 003	666	0	872
2015	57 318	66 883	30 346	26 148	8 971	22 890	16 166	1 244	1 713
2016	6 910	45 251	12 587	7 921	6 040	2 515	1 261	2 222	0
2017	977	21 840	45 750	9 669	7 939	15 161	900	0	0
2018	517	2 932	11 722	20 933	4 215	5 128	3 246	4 076	286
2019	121	5 732	11 452	8 947	11 240	5 954	1 975	1 027	12
2020	98	9 066	7 900	10 749	5 941	13 652	6 531	2 279	209
2021	69	4 464	29 305	6 824	6 205	14 225	11 506	4 038	3 026
Reproducteurs d'automne									
1994	2 157	4 442	201 387	61 956	33 090	17 255	2 309	0	12
1995	12 349	22 326	11 645	50 030	9 306	15 773	23 592	1 762	767
1996	225 769	241 001	163 904	21 951	72 902	16 442	9 671	4 046	961
1997	66 808	306 768	200 366	69 384	8 383	32 111	9 572	8 225	3 820
1998	66 600	190 598	74 419	45 341	27 959	5 228	22 791	3 178	5 052
1999	59 703	308 283	191 388	63 421	32 461	15 972	2 502	4 774	4 719
2000	55 502	127 954	188 246	137 871	40 048	13 236	6 624	2 368	3 731
2001	96 857	32 803	12 930	10 047	8 640	1 367	817	214	125
2002	258 715	44 258	31 652	20 948	28 715	16 128	4 708	689	93
2003	50 838	333 738	98 553	41 490	9 442	11 315	18 169	4 074	1 247
2004	29 536	69 977	53 648	10 918	2 238	63	278	0	734
2005	29 090	62 910	254 830	139 139	31 887	10 935	4 141	4 135	1 762
2006	220 870	75 320	43 319	75 695	51 402	7 406	1 436	806	543
2007	99 281	178 232	49 782	21 208	13 262	7 885	649	712	571
2008	71 833	114 412	60 903	9 288	6 846	5 522	5 750	520	322
2009	71 658	112 022	80 911	39 829	5 644	1 569	833	134	37
2010	35 034	108 389	114 470	94 716	25 242	4 023	1 296	213	213
2011	29 046	42 618	88 110	68 688	51 739	22 620	4 808	2 908	1 077
2012	306	251 515	124 155	109 611	54 470	18 041	1 794	2 958	190
2013	4 292	19 527	173 674	70 662	99 164	41 757	10 859	7 683	11 321
2014	141 469	73 572	23 157	100 959	52 157	49 191	29 077	8 924	2 203

Année	Captures selon l'âge								
	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2015	9 286	475 926	140 251	51 569	218 421	46 386	28 011	15 334	1 606
2016	30 862	45 012	186 762	49 395	64 463	59 739	27 586	6 224	0
2017	20 893	41 153	64 922	148 495	61 293	18 118	30 772	1 595	641
2018	25 983	19 013	19 434	9 203	34 144	19 067	3 854	1 349	1 945
2019	1 740	25 633	23 656	7 543	11 635	16 264	5 022	308	749
2020	34 495	52 083	43 603	29 954	5 786	7 494	17 243	2 715	2 381
2021	46 093	58 462	23 208	28 346	12 510	6 955	14 632	12 364	2 232

Tableau 17. Sélectivité relative selon l'âge pour les maillages 2 5/8 po et 2 3/4 po calculée à partir de l'étude expérimentale sur les filets et de la pêche commerciale au filet maillant.

Année	Âge													
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
2 5/8"														
1986	0,164	0,347	0,611	0,840	0,947	0,931	0,918	0,836	0,528	0,771	0,540	0,464	0,458	0,448
1987	0,393	0,483	0,596	0,813	0,943	0,947	0,894	0,833	0,771	0,675	0,562	0,393	0,393	0,393
1988	0,185	0,347	0,657	0,834	0,927	0,946	0,903	0,877	0,781	0,728	0,667	0,492	0,444	0,416
1989	0,283	0,399	0,647	0,882	0,963	0,961	0,856	0,831	0,739	0,776	0,561	0,574	0,514	0,406
1990	0,017	0,306	0,604	0,824	0,936	0,935	0,856	0,754	0,760	0,700	0,651	0,586	0,526	0,419
1991	0,212	0,372	0,510	0,751	0,909	0,935	0,925	0,899	0,788	0,745	0,670	0,527	0,426	0,413
1992	0,233	0,251	0,464	0,709	0,931	0,883	0,916	0,861	0,810	0,763	0,683	0,549	0,425	0,393
1993	0,153	0,153	0,436	0,630	0,832	0,936	0,912	0,867	0,832	0,772	0,707	0,716	0,635	0,393
1994	0,041	0,057	0,327	0,622	0,781	0,917	0,954	0,919	0,853	0,809	0,675	0,543	0,728	0,490
1995	0,116	0,420	0,402	0,529	0,676	0,857	0,938	0,915	0,863	0,808	0,837	0,693	0,580	0,436
1996	0,072	0,192	0,398	0,608	0,688	0,811	0,916	0,956	0,863	0,776	0,710	0,748	0,575	0,645
1997	0,028	0,096	0,312	0,555	0,727	0,859	0,936	0,953	0,960	0,834	0,690	0,631	0,706	0,472
1998	0,033	0,135	0,364	0,522	0,718	0,864	0,933	0,947	0,941	0,930	0,754	0,736	0,687	0,573
1999	0,064	0,083	0,319	0,533	0,628	0,811	0,896	0,952	0,930	0,921	0,758	0,603	0,687	0,444
2000	0,008	0,098	0,327	0,496	0,685	0,815	0,915	0,953	0,958	0,902	0,835	0,802	0,713	0,470
2001	0,008	0,067	0,294	0,475	0,626	0,786	0,888	0,956	0,944	0,952	0,898	0,799	0,577	0,503
2002	0,001	0,128	0,282	0,446	0,584	0,727	0,852	0,936	0,946	0,936	0,945	0,877	0,752	0,726
2003	0,048	0,213	0,287	0,429	0,586	0,724	0,826	0,907	0,934	0,960	0,914	0,926	0,696	0,393
2004	0,006	0,097	0,272	0,420	0,575	0,697	0,837	0,907	0,941	0,937	0,900	0,840	0,580	0,513
2005	0,000	0,058	0,236	0,425	0,537	0,639	0,794	0,869	0,913	0,919	0,932	0,852	0,590	0,512
2006	0,012	0,123	0,245	0,395	0,556	0,654	0,765	0,888	0,923	0,958	0,913	0,730	0,917	0,724
2007	0,021	0,048	0,280	0,394	0,553	0,683	0,762	0,835	0,907	0,893	0,902	0,969	0,661	0,369
2008	0,015	0,034	0,182	0,378	0,523	0,650	0,744	0,793	0,877	0,904	0,932	0,954	0,808	0,802
2009	0,023	0,079	0,212	0,314	0,511	0,649	0,752	0,829	0,853	0,882	0,944	0,943	0,951	0,814
2010	0,001	0,027	0,147	0,321	0,384	0,586	0,652	0,738	0,809	0,803	0,896	0,957	0,970	0,774
2011	0,001	0,022	0,097	0,271	0,426	0,467	0,667	0,725	0,804	0,862	0,848	0,927	0,905	0,757
2012	0,000	0,056	0,090	0,209	0,342	0,484	0,536	0,707	0,815	0,891	0,934	0,869	0,658	0,612
2013	0,012	0,031	0,093	0,253	0,338	0,439	0,546	0,597	0,751	0,911	0,850	0,970	0,959	0,950
2014	0,012	0,050	0,170	0,256	0,352	0,395	0,484	0,576	0,623	0,980	0,965	0,942	0,895	0,829
2015	0,007	0,068	0,145	0,293	0,337	0,460	0,512	0,601	0,660	0,793	0,791	0,735	0,702	0,684
2016	0,002	0,056	0,184	0,349	0,438	0,513	0,581	0,650	0,720	0,902	0,917	0,821	0,597	0,580
2017	0,047	0,264	0,207	0,307	0,441	0,521	0,593	0,666	0,771	0,782	0,823	0,751	0,652	0,559
2018	0,012	0,028	0,126	0,305	0,402	0,503	0,566	0,619	0,699	0,819	0,852	0,912	0,900	0,893
2019	0,002	0,019	0,090	0,160	0,327	0,409	0,504	0,555	0,629	0,694	0,829	0,911	0,877	0,794
2020	0,001	0,035	0,099	0,215	0,393	0,469	0,558	0,622	0,693	0,757	0,962	0,897	0,892	0,889
2021	0,005	0,034	0,095	0,206	0,293	0,428	0,539	0,616	0,740	0,775	0,815	0,836	0,831	0,826
2 3/4"														
1986	0,067	0,173	0,371	0,625	0,803	0,938	0,967	0,951	0,804	0,959	0,815	0,747	0,740	0,730
1987	0,027	0,262	0,359	0,579	0,806	0,898	0,962	0,942	0,902	0,895	0,823	0,673	0,673	0,673
1988	0,077	0,173	0,415	0,609	0,770	0,897	0,923	0,985	0,929	0,940	0,903	0,768	0,723	0,696
1989	0,129	0,203	0,408	0,689	0,818	0,942	0,966	0,958	0,927	0,951	0,826	0,823	0,777	0,693
1990	0,005	0,160	0,366	0,592	0,852	0,946	0,960	0,935	0,942	0,907	0,873	0,826	0,784	0,701
1991	0,090	0,188	0,288	0,504	0,710	0,931	0,957	0,962	0,956	0,929	0,891	0,796	0,707	0,694
1992	0,103	0,113	0,249	0,460	0,724	0,728	0,950	0,964	0,959	0,946	0,897	0,814	0,706	0,673
1993	0,061	0,061	0,229	0,387	0,597	0,770	0,875	0,969	0,962	0,922	0,906	0,918	0,881	0,673
1994	0,013	0,020	0,159	0,382	0,535	0,727	0,897	0,959	0,959	0,949	0,906	0,813	0,906	0,767
1995	0,058	0,218	0,209	0,302	0,448	0,647	0,772	0,903	0,967	0,949	0,970	0,901	0,844	0,718
1996	0,025	0,081	0,209	0,367	0,443	0,584	0,759	0,876	0,957	0,929	0,911	0,919	0,816	0,897
1997	0,009	0,036	0,152	0,326	0,476	0,636	0,763	0,852	0,929	0,934	0,901	0,872	0,927	0,755
1998	0,010	0,055	0,183	0,297	0,473	0,652	0,766	0,866	0,934	0,948	0,922	0,905	0,915	0,838
1999	0,022	0,030	0,156	0,305	0,392	0,580	0,682	0,875	0,914	0,945	0,938	0,855	0,877	0,726
2000	0,002	0,038	0,162	0,277	0,438	0,582	0,729	0,824	0,916	0,947	0,976	0,956	0,908	0,747
2001	0,002	0,024	0,141	0,261	0,382	0,545	0,678	0,813	0,910	0,910	0,945	0,937	0,825	0,767
2002	0,000	0,056	0,133	0,239	0,347	0,482	0,629	0,763	0,792	0,943	0,933	0,977	0,955	0,941

Année	Âge													
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
2003	0,016	0,102	0,137	0,228	0,350	0,478	0,599	0,719	0,821	0,915	0,974	0,975	0,898	0,673
2004	0,002	0,038	0,127	0,222	0,342	0,456	0,612	0,719	0,815	0,897	0,938	0,899	0,846	0,785
2005	0,000	0,021	0,109	0,226	0,311	0,398	0,564	0,666	0,742	0,844	0,906	0,814	0,830	0,773
2006	0,027	0,049	0,113	0,206	0,328	0,414	0,529	0,694	0,758	0,830	0,868	0,949	0,967	0,944
2007	0,006	0,017	0,132	0,204	0,325	0,441	0,524	0,624	0,732	0,765	0,799	0,931	0,902	0,825
2008	0,005	0,012	0,078	0,196	0,303	0,412	0,505	0,560	0,674	0,731	0,822	0,934	0,957	0,950
2009	0,007	0,030	0,095	0,154	0,295	0,414	0,515	0,615	0,638	0,680	0,845	0,860	0,942	0,985
2010	0,000	0,009	0,063	0,158	0,198	0,359	0,423	0,507	0,588	0,598	0,757	0,880	0,923	0,968
2011	0,000	0,007	0,038	0,132	0,230	0,258	0,441	0,494	0,583	0,685	0,707	0,872	0,946	0,957
2012	0,000	0,021	0,034	0,092	0,172	0,270	0,309	0,473	0,590	0,712	0,843	0,805	0,892	0,861
2013	0,027	0,010	0,037	0,119	0,169	0,236	0,314	0,356	0,512	0,698	0,608	0,956	0,972	0,983
2014	0,027	0,017	0,071	0,120	0,177	0,205	0,268	0,339	0,379	0,931	0,829	0,940	0,947	0,951
2015	0,002	0,024	0,059	0,140	0,167	0,253	0,289	0,361	0,414	0,579	0,950	0,937	0,926	0,918
2016	0,001	0,020	0,081	0,175	0,237	0,293	0,346	0,405	0,474	0,686	0,736	0,611	0,858	0,847
2017	0,015	0,127	0,098	0,151	0,241	0,299	0,356	0,422	0,539	0,593	0,954	0,919	0,864	0,809
2018	0,027	0,009	0,049	0,151	0,211	0,283	0,330	0,375	0,449	0,582	0,637	0,986	0,993	0,996
2019	0,000	0,006	0,035	0,069	0,162	0,215	0,284	0,323	0,386	0,447	0,583	0,677	0,982	0,939
2020	0,000	0,011	0,038	0,096	0,206	0,256	0,326	0,381	0,445	0,516	0,800	0,995	0,997	0,998
2021	0,001	0,011	0,037	0,091	0,142	0,235	0,317	0,383	0,500	0,545	0,602	0,989	0,988	0,987

Tableau 18. Nombre moyen stratifié de harengs reproducteurs d'automne par trait selon l'âge lors du relevé plurispécifique au chalut de fond.

Année	Âge										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+
1994	0,43	1,46	3,89	48,32	12,34	17,06	17,80	4,69	2,93	8,36	6,67
1995	2,69	3,17	27,91	15,75	51,73	11,28	18,52	14,96	2,19	3,18	7,79
1996	4,44	1,12	0,60	2,06	0,72	3,37	1,44	2,18	1,27	0,48	1,36
1997	10,84	10,57	8,20	8,55	28,58	11,46	22,60	6,04	5,60	2,78	4,36
1998	2,40	4,17	2,55	15,72	5,85	9,14	3,36	5,97	1,38	1,63	2,62
1999	42,60	60,15	12,94	8,52	5,53	1,71	2,21	1,27	1,06	0,65	0,89
2000	14,21	12,43	17,18	32,82	20,53	8,25	1,56	3,12	0,98	0,74	0,18
2001	0,53	8,69	41,15	22,70	22,64	16,55	7,62	3,18	2,44	0,98	1,90
2002	1,82	36,29	39,48	102,42	26,97	21,96	15,86	4,12	2,41	0,61	0,63
2003	5,68	2,32	6,43	25,38	33,44	8,37	4,48	3,14	0,47	0,19	0,26
2004	6,51	4,57	16,84	26,49	17,57	17,97	12,22	8,09	4,03	0,90	0,82
2005	7,06	1,18	6,61	32,64	48,92	22,29	9,75	7,79	4,14	3,45	1,54
2006	37,10	11,55	2,23	7,79	6,02	9,66	4,73	2,61	0,24	0,11	0,27
2007	31,69	146,87	110,27	10,97	18,69	12,61	14,99	5,95	3,58	1,08	1,07
2008	23,84	15,63	24,81	18,50	3,37	6,36	6,54	4,09	3,09	1,10	1,11
2009	2,26	16,36	25,53	25,27	20,78	5,18	2,96	1,56	1,62	0,06	0,44
2010	3,16	38,96	46,17	71,07	50,75	49,98	6,44	6,53	4,77	3,50	2,83
2011	3,89	70,08	10,82	58,62	66,92	34,08	17,12	8,01	5,01	1,69	1,43
2012	0,16	50,47	243,65	59,90	159,89	131,15	63,86	29,16	5,07	1,37	0,38
2013	1,54	5,61	15,38	66,46	23,06	24,28	16,18	8,30	1,01	0,31	0,21
2014	4,14	21,58	10,55	20,35	87,41	15,48	11,74	7,77	0,39	0,09	0,01
2015	4,07	29,33	68,04	20,07	16,37	33,13	11,28	14,45	5,81	1,43	0,22
2016	7,58	8,87	13,64	21,29	10,41	20,79	11,18	2,07	1,42	0,30	0,08
2017	2,13	15,30	12,18	14,45	9,81	6,30	10,11	2,20	0,50	0,03	0,00
2018	2,34	23,91	6,36	3,59	5,42	8,26	3,11	2,29	0,70	0,49	0,02
2019	4,38	3,26	2,60	2,05	0,68	0,81	0,75	0,38	0,10	0,06	0,00
2020	0,06	6,71	0,58	0,51	0,26	0,18	0,19	0,23	0,08	0,02	0,03
2021	3,80	16,03	8,99	8,60	12,84	10,07	2,75	6,06	2,88	1,26	0,11

Tableau 19. Estimations du maximum de vraisemblance de la biomasse des reproducteurs de printemps (t) au 1^{er} janvier (t).

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	16 656	12 556	50 187	13 105	12 749	6 074	2 938	2 972	3 135	8 075	99 235
1979	30 237	14 574	9 529	29 504	7 312	7 423	3 648	1 861	1 741	6 408	67 427
1980	30 097	18 496	9 309	5 048	13 490	3 150	3 387	1 647	915	3 639	40 585
1981	69 204	21 974	11 299	4 884	2 701	6 382	1 503	1 562	759	2 197	31 287
1982	80 770	54 736	16 141	8 360	3 586	1 979	4 315	1 042	1 137	1 862	38 422
1983	66 544	68 527	43 024	12 181	5 608	2 562	1 013	2 956	701	2 000	70 045
1984	51 240	59 790	58 495	32 379	9 420	4 229	1 740	604	1 833	1 624	110 324
1985	28 533	62 245	52 093	51 346	26 679	7 782	2 979	1 110	514	2 125	144 629
1986	20 428	29 718	63 326	44 992	43 434	22 763	5 278	1 777	669	1 765	184 003
1987	32 741	20 757	27 025	50 262	36 639	33 954	14 385	3 039	1 025	1 409	167 738
1988	26 036	27 039	18 066	21 143	38 747	27 332	20 578	8 603	1 702	1 373	137 545
1989	51 332	33 299	22 744	13 378	15 808	28 566	15 442	11 420	4 665	1 633	113 656
1990	171 404	53 273	33 819	19 058	10 309	11 534	16 022	8 563	6 293	3 253	108 851
1991	66 565	128 900	46 978	26 917	13 586	6 934	6 402	8 460	4 570	5 259	119 108
1992	32 360	51 966	98 437	35 092	18 048	8 335	3 731	3 380	4 449	5 048	176 520
1993	92 287	31 533	42 806	74 766	24 637	12 059	4 830	2 113	1 902	5 176	168 290
1994	18 383	97 435	28 218	34 115	52 900	16 124	6 682	2 787	1 136	3 820	145 783
1995	20 836	14 620	92 182	22 481	24 338	35 985	8 992	3 646	1 522	2 500	191 645
1996	23 113	25 480	12 639	71 809	15 979	15 965	18 512	4 370	1 819	1 860	142 953
1997	28 226	23 263	24 472	10 008	50 797	10 549	8 271	9 413	2 081	1 809	117 401
1998	24 235	23 751	20 135	17 899	6 601	33 867	5 671	4 394	4 833	1 977	95 376
1999	36 452	22 481	19 148	14 715	11 776	4 169	17 903	3 040	2 254	3 422	76 427
2000	20 254	30 757	18 212	13 494	9 036	6 556	2 220	9 171	1 509	2 760	62 958
2001	22 884	14 724	23 150	11 700	6 923	4 133	2 800	931	3 792	1 681	55 109
2002	10 762	18 293	10 343	14 365	5 848	3 070	1 724	1 153	369	2 178	39 050
2003	21 882	9 230	13 305	6 466	7 347	2 695	1 311	718	473	1 025	33 340
2004	17 742	19 278	6 705	7 855	3 078	3 086	1 042	491	260	531	23 049
2005	27 809	14 690	14 700	3 852	3 530	1 173	1 082	346	164	260	25 108
2006	29 298	20 479	10 752	9 645	2 304	1 715	436	341	110	111	25 413
2007	32 636	24 413	15 237	7 308	6 232	1 303	792	201	141	87	31 302
2008	48 636	24 650	18 471	10 226	4 512	3 393	589	310	82	86	37 668
2009	29 240	32 503	17 601	11 887	5 992	2 462	1 758	319	140	73	40 232
2010	28 655	19 468	21 065	10 984	7 342	3 564	1 524	1 026	177	118	45 799
2011	12 954	19 431	12 339	14 062	6 757	4 600	2 289	951	567	152	41 717
2012	10 860	13 219	14 411	8 618	9 024	4 338	2 486	1 192	502	372	40 943
2013	12 129	11 147	11 760	11 078	6 608	6 197	2 447	1 341	634	493	40 559
2014	13 329	10 879	10 226	9 137	8 204	4 730	3 228	1 221	669	516	37 931
2015	26 910	11 222	9 113	7 985	6 960	6 030	2 199	1 523	547	557	34 913
2016	12 555	23 421	9 784	7 129	6 120	4 956	2 361	849	589	386	32 172
2017	14 428	12 352	20 002	8 242	5 895	4 721	1 806	819	299	334	42 118
2018	12 489	12 703	10 394	17 073	6 765	4 773	1 672	619	288	213	41 797
2019	10 336	11 678	10 886	8 136	14 056	5 355	1 644	586	220	172	41 055
2020	4 094	9 543	9 616	8 927	6 890	11 078	2 037	611	243	148	39 550
2021	16 197	3 706	8 344	7 856	7 208	5 623	4 574	831	243	158	34 836

Tableau 20. Estimations du maximum de vraisemblance de l'abondance des reproducteurs de printemps (nombre en milliers) au 1^{er} janvier.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	147 395	88 419	235 732	56 609	49 722	20 981	9 894	8 937	8 557	21 837	412 271
1979	170 829	96 578	52 184	125 495	29 484	25 829	12 133	5 721	5 168	17 576	273 590
1980	201 589	109 059	50 508	22 418	51 706	12 087	11 697	5 494	2 591	10 299	166 800
1981	474 324	129 792	56 921	21 431	9 103	20 885	5 261	5 091	2 391	5 610	126 694
1982	642 560	325 614	82 565	33 588	12 446	5 276	12 370	3 116	3 015	4 739	157 117
1983	501 087	458 373	221 543	53 615	21 596	7 993	3 284	7 699	1 940	4 826	322 495
1984	540 509	367 032	320 520	147 985	35 467	14 269	4 889	2 009	4 710	4 139	533 988
1985	238 371	406 828	270 333	231 082	106 208	25 440	9 111	3 122	1 283	5 650	652 229
1986	162 906	181 987	302 129	195 362	166 033	76 257	15 740	5 637	1 932	4 289	767 379
1987	217 545	125 342	133 785	212 345	136 002	115 452	44 344	9 153	3 278	3 617	657 976
1988	298 582	168 360	90 968	91 134	142 715	91 259	62 832	24 133	4 981	3 753	511 775
1989	420 411	231 080	120 212	59 991	59 095	92 356	47 527	32 722	12 568	4 548	429 020
1990	981 131	324 834	165 942	80 312	39 470	38 809	49 865	25 660	17 667	9 241	426 967
1991	469 101	760 026	247 905	120 164	53 384	24 998	20 882	26 757	13 761	14 429	522 279
1992	312 964	358 884	571 976	176 075	77 659	32 712	13 445	11 197	14 338	15 104	912 505
1993	993 399	238 344	269 729	410 353	117 097	49 484	18 423	7 553	6 287	16 530	895 456
1994	129 643	759 429	179 620	193 287	270 867	73 794	26 719	9 921	4 065	12 279	770 552
1995	250 128	99 251	572 202	127 952	125 646	167 218	37 639	13 588	5 042	8 306	1 057 593
1996	229 985	191 864	74 790	405 012	81 776	75 808	79 144	17 756	6 405	6 292	746 982
1997	242 907	174 782	143 445	52 787	260 231	49 832	35 931	37 398	8 385	5 995	594 003
1998	253 509	179 657	127 353	99 162	33 490	157 302	24 550	17 652	18 362	7 060	484 932
1999	344 540	179 989	125 395	83 702	59 087	18 882	77 503	12 057	8 664	12 476	397 766
2000	162 685	232 130	118 721	76 759	45 362	29 896	9 063	37 053	5 760	10 097	332 712
2001	216 297	106 464	146 889	66 740	35 577	18 856	11 913	3 589	14 654	6 269	304 488
2002	117 873	139 853	66 426	80 836	29 929	14 214	7 164	4 496	1 353	7 884	212 302
2003	261 430	75 469	86 789	36 929	37 562	12 569	5 665	2 838	1 779	3 654	187 786
2004	182 912	164 907	45 859	46 236	15 874	14 305	4 508	2 018	1 010	1 932	131 742
2005	249 631	115 940	100 001	23 795	18 606	5 535	4 499	1 406	628	916	155 385
2006	302 975	158 508	72 066	58 847	12 432	8 077	1 860	1 357	404	434	155 476
2007	303 589	193 910	100 441	44 510	34 375	6 658	3 637	796	568	347	191 333
2008	394 135	191 530	120 644	60 295	24 721	16 916	2 733	1 391	295	335	227 331
2009	265 814	242 376	116 798	72 000	34 336	13 087	8 355	1 294	646	290	246 805
2010	276 861	157 894	143 297	68 225	40 969	18 756	7 404	4 616	707	510	284 483
2011	196 280	168 670	95 874	86 269	40 317	23 520	10 839	4 207	2 603	684	264 313
2012	161 122	126 498	108 353	61 078	53 974	24 523	12 867	5 833	2 248	1 751	270 626
2013	137 046	108 641	85 159	72 646	40 587	35 373	13 168	6 854	3 096	2 119	259 002
2014	145 516	95 678	75 584	58 720	49 128	26 630	16 658	6 093	3 146	2 386	238 344
2015	279 728	104 391	68 465	53 735	41 159	33 686	11 746	7 253	2 638	2 389	221 071
2016	138 878	206 167	76 738	49 990	38 663	28 946	12 893	4 436	2 723	1 882	216 270
2017	143 420	103 888	153 859	56 920	36 592	27 725	10 116	4 452	1 524	1 578	292 766
2018	131 183	108 110	78 090	114 814	41 811	26 227	9 230	3 320	1 452	1 009	275 950
2019	107 558	99 638	81 974	58 954	85 864	30 811	8 719	3 042	1 090	807	271 263
2020	42 072	81 637	75 476	61 780	43 942	62 906	10 999	3 082	1 070	666	259 922
2021	168 364	31 842	61 714	56 887	46 264	32 576	24 845	4 319	1 207	679	228 491

Tableau 21. Estimations du maximum de vraisemblance du taux instantané de mortalité par la pêche (F) des reproducteurs de printemps selon l'âge. F_{6-8} est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1^{er} janvier pour les poissons âgés de 6 à 8 ans.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	F6-8
1978	0,026	0,130	0,233	0,255	0,258	0,258	0,258	0,258	0,258	0,258	0,258
1979	0,049	0,248	0,445	0,487	0,492	0,492	0,492	0,492	0,492	0,492	0,492
1980	0,051	0,261	0,468	0,512	0,518	0,518	0,518	0,518	0,518	0,518	0,518
1981	0,019	0,095	0,170	0,186	0,188	0,188	0,188	0,188	0,188	0,188	0,188
1982	0,012	0,059	0,106	0,115	0,117	0,117	0,117	0,117	0,117	0,117	0,117
1983	0,011	0,058	0,104	0,113	0,114	0,115	0,115	0,115	0,115	0,115	0,115
1984	0,005	0,027	0,048	0,053	0,053	0,054	0,054	0,054	0,054	0,054	0,053
1985	0,007	0,034	0,062	0,067	0,068	0,068	0,068	0,068	0,068	0,068	0,068
1986	0,011	0,057	0,102	0,111	0,112	0,113	0,113	0,113	0,113	0,113	0,112
1987	0,016	0,080	0,143	0,157	0,158	0,159	0,159	0,159	0,159	0,159	0,159
1988	0,020	0,100	0,180	0,197	0,199	0,199	0,199	0,199	0,199	0,199	0,199
1989	0,018	0,091	0,163	0,179	0,181	0,181	0,181	0,181	0,181	0,181	0,181
1990	0,004	0,019	0,071	0,157	0,205	0,219	0,221	0,222	0,222	0,222	0,215
1991	0,004	0,021	0,079	0,173	0,226	0,241	0,244	0,245	0,245	0,245	0,237
1992	0,004	0,017	0,063	0,139	0,182	0,194	0,196	0,196	0,197	0,197	0,190
1993	0,004	0,018	0,068	0,151	0,197	0,210	0,212	0,213	0,213	0,213	0,206
1994	0,004	0,020	0,076	0,168	0,219	0,234	0,237	0,237	0,237	0,237	0,230
1995	0,005	0,023	0,085	0,187	0,245	0,261	0,264	0,265	0,265	0,265	0,256
1996	0,004	0,021	0,078	0,172	0,225	0,240	0,243	0,243	0,243	0,243	0,236
1997	0,004	0,019	0,072	0,157	0,206	0,219	0,222	0,222	0,222	0,222	0,215
1998	0,005	0,022	0,082	0,180	0,235	0,250	0,253	0,254	0,254	0,254	0,246
1999	0,006	0,027	0,102	0,223	0,292	0,311	0,315	0,316	0,316	0,316	0,306
2000	0,009	0,043	0,161	0,354	0,463	0,493	0,499	0,500	0,500	0,500	0,485
2001	0,010	0,045	0,171	0,375	0,491	0,522	0,529	0,530	0,531	0,531	0,514
2002	0,008	0,040	0,150	0,329	0,430	0,458	0,464	0,465	0,465	0,465	0,450
2003	0,010	0,047	0,179	0,393	0,515	0,548	0,555	0,556	0,556	0,556	0,539
2004	0,012	0,056	0,212	0,466	0,610	0,649	0,657	0,659	0,659	0,659	0,638
2005	0,012	0,033	0,088	0,207	0,392	0,571	0,678	0,726	0,745	0,751	0,547
2006	0,006	0,016	0,041	0,097	0,184	0,267	0,318	0,340	0,349	0,352	0,256
2007	0,008	0,022	0,058	0,135	0,256	0,373	0,443	0,474	0,487	0,491	0,357
2008	0,005	0,013	0,035	0,082	0,155	0,225	0,267	0,286	0,293	0,296	0,216
2009	0,003	0,007	0,019	0,046	0,086	0,126	0,150	0,160	0,164	0,166	0,121
2010	0,002	0,005	0,014	0,032	0,061	0,089	0,106	0,113	0,116	0,117	0,085
2011	0,002	0,005	0,013	0,031	0,060	0,087	0,103	0,110	0,113	0,114	0,083
2012	0,001	0,002	0,007	0,015	0,029	0,043	0,051	0,054	0,056	0,056	0,041
2013	0,002	0,005	0,014	0,034	0,064	0,093	0,111	0,119	0,122	0,123	0,089
2014	0,001	0,004	0,010	0,025	0,047	0,068	0,081	0,086	0,089	0,089	0,065
2015	0,001	0,004	0,011	0,026	0,048	0,070	0,084	0,090	0,092	0,093	0,067
2016	0,001	0,004	0,010	0,023	0,044	0,063	0,075	0,081	0,083	0,084	0,061
2017	0,002	0,004	0,012	0,027	0,052	0,076	0,090	0,096	0,099	0,100	0,073
2018	0,001	0,003	0,007	0,016	0,031	0,045	0,054	0,058	0,059	0,060	0,043
2019	0,001	0,003	0,008	0,019	0,036	0,053	0,063	0,068	0,069	0,070	0,051
2020	0,001	0,002	0,005	0,011	0,021	0,031	0,037	0,040	0,041	0,041	0,030
2021	0,000	0,001	0,003	0,008	0,015	0,022	0,026	0,028	0,029	0,029	0,021

Tableau 22. Tableau d'analyse des risques des options de captures annuelles (entre 0 et 1 250 tonnes) pour 2022 et 2024 et les années suivantes jusqu'en 2027; comprend la BSR (en milliers de tonnes) prévue en 2023, 2024 et 2027; les probabilités (%) que la BSR soit supérieure au PRL; les probabilités que la BSR augmente de 5 %; et le taux de mortalité par la pêche pondéré en fonction de l'abondance (F_{6-8}) pour la composante des harengs reproducteurs de printemps du sud du golfe du Saint-Laurent.

	Année	Options de captures (t)			
		0	250	500	1,250
BSR (en milliers de tonnes)	2023	35,2	35,0	34,8	34,2
	2024	35,3	34,9	34,6	33,6
	2027	35,4	34,9	34,3	32,5
BSR > PRL	2023	21,7	21,4	20,9	19,8
	2024	20,8	20,2	19,4	17,8
	2027	20,3	19,2	18,3	15,8
Hausse de 5 % de la BSR	2023	68,5	67,8	67,0	64,5
	2024	44,3	43,7	43,4	42,3
F_{6-8}	2022	0	0,02	0,03	0,09
	2023	0	0,02	0,03	0,08

Tableau 23. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qSCA de la biomasse (t) au 1er août pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	11 615	6 584	7 907	5 734	3 556	2 513	2 930	880	697	2 094	26 311
1979	11 697	8 053	4 470	2 373	1 414	762	675	710	232	627	11 264
1980	9 849	13 528	4 783	1 693	755	420	244	214	220	283	8 611
1981	24 953	16 295	12 402	2 651	786	350	208	125	102	233	16 857
1982	14 656	21 778	19 785	9 308	1 709	466	218	129	78	198	31 891
1983	12 108	22 894	20 497	14 137	5 841	1 025	296	127	83	163	42 169
1984	14 881	19 551	29 316	17 886	10 503	4 173	778	220	88	192	63 157
1985	14 779	21 715	23 072	26 633	14 052	8 017	3 325	604	168	213	76 084
1986	16 858	24 594	26 429	18 536	18 857	9 780	5 733	2 306	416	244	82 301
1987	17 231	28 097	31 581	19 654	12 110	11 298	6 088	3 509	1 395	386	86 022
1988	9 527	19 232	33 335	22 364	10 781	6 432	6 240	3 262	1 863	940	85 217
1989	23 753	14 378	22 181	23 444	13 976	6 506	3 895	3 670	1 932	1 615	77 219
1990	27 499	36 471	18 186	17 304	13 621	7 923	3 673	2 147	2 019	1 937	66 810
1991	8 729	30 665	42 615	12 009	8 682	6 598	3 766	1 707	973	1 793	78 143
1992	9 884	11 089	33 621	32 566	7 559	5 332	3 883	2 166	969	1 552	87 648
1993	6 870	15 318	12 353	26 927	20 465	4 588	3 027	2 168	1 153	1 334	72 014
1994	9 426	10 809	22 116	11 819	19 452	14 116	2 925	1 925	1 316	1 540	75 208
1995	8 524	13 352	14 322	15 399	6 017	9 371	6 094	1 268	826	1 195	54 491
1996	9 015	11 716	16 565	7 366	4 866	1 827	2 553	1 632	346	541	35 696
1997	11 154	13 059	14 280	9 888	2 927	1 830	598	808	513	262	31 105
1998	9 921	17 810	15 555	9 157	4 248	1 212	638	214	278	257	31 559
1999	8 477	15 125	24 207	9 720	4 171	1 845	429	232	75	181	40 861
2000	6 932	14 610	20 186	16 444	4 401	1 784	657	147	81	85	43 784
2001	6 131	10 841	20 490	13 639	7 488	1 894	632	223	53	56	44 475
2002	12 864	11 252	15 434	15 291	7 297	3 813	772	262	89	45	43 004
2003	15 353	19 556	15 332	11 901	8 162	3 783	1 572	315	107	53	41 223
2004	13 406	21 728	23 630	8 437	4 522	2 969	1 069	444	90	44	41 205
2005	7 624	17 713	25 824	18 653	5 291	2 671	1 335	466	189	55	54 484
2006	14 489	11 924	22 685	19 590	10 654	2 894	1 025	521	176	91	57 636
2007	36 066	21 676	16 020	19 859	12 163	5 739	1 058	380	187	97	55 502
2008	30 132	35 829	31 272	12 346	9 930	5 700	1 947	317	140	99	61 751
2009	36 169	53 767	75 051	30 659	11 772	9 527	3 353	895	180	88	131 525
2010	28 703	43 863	53 481	57 158	22 399	7 762	3 733	1 313	385	113	146 346
2011	22 949	30 015	52 305	55 809	49 643	18 740	3 627	1 726	595	237	182 680
2012	13 568	33 571	33 921	57 759	55 496	44 674	8 305	1 602	739	363	202 859
2013	12 263	18 836	45 150	41 299	58 559	52 160	17 419	3 231	636	417	218 869
2014	14 429	16 438	24 352	54 135	44 818	56 600	19 595	6 431	1 196	400	207 527
2015	16 126	21 544	20 438	29 268	57 600	43 004	19 873	6 857	2 083	538	179 661
2016	6 037	17 172	31 235	24 595	30 782	52 769	13 981	6 446	2 191	816	162 815
2017	1 769	7 495	21 327	38 338	26 241	28 130	18 191	4 730	2 248	1 066	140 270
2018	3 735	2 591	8 523	23 678	37 639	23 454	10 359	6 729	1 772	1 251	113 403
2019	2 804	4 579	3 103	9 636	21 766	34 255	8 842	3 835	2 517	1 110	85 065
2020	4 859	3 645	5 260	3 274	10 627	20 466	13 304	3 393	1 449	1 388	59 161
2021	10 066	6 415	5 071	6 464	3 698	10 226	8 268	5 274	1 329	1 139	41 468

Tableau 24. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qSCA de l'abondance (en milliers) au 1^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	54 186	38 369	36 479	23 416	12 100	8 977	8 681	2 765	2 369	5 220	100 005
1979	114 450	42 136	20 298	9 110	5 055	2 585	2 054	1 986	633	1 736	43 457
1980	136 719	89 622	24 123	6 312	2 517	1 385	758	603	583	695	36 975
1981	153 453	108 136	57 433	10 258	2 479	983	579	317	252	534	72 835
1982	217 833	123 530	83 181	33 914	5 337	1 277	542	320	175	434	125 181
1983	168 985	175 430	95 706	51 451	18 833	2 940	754	320	189	359	170 551
1984	186 202	136 244	138 564	67 077	34 054	12 412	2 075	532	226	387	255 326
1985	233 883	150 169	108 149	100 291	46 450	23 504	9 177	1 534	393	453	289 952
1986	223 935	188 486	117 719	72 179	61 971	28 536	15 466	6 038	1 010	557	303 476
1987	172 242	180 327	145 791	72 043	39 488	33 617	16 578	8 985	3 508	910	320 921
1988	136 015	140 134	139 500	84 125	36 127	19 592	17 580	8 669	4 699	2 310	312 602
1989	326 855	111 821	110 551	86 572	46 540	19 814	11 159	10 012	4 937	3 992	293 577
1990	275 872	271 501	88 402	65 551	44 729	23 797	10 343	5 825	5 226	4 661	248 533
1991	114 101	231 748	214 327	48 610	30 315	20 417	10 864	4 722	2 659	4 514	336 427
1992	185 374	97 176	189 919	140 412	28 609	17 698	11 656	6 202	2 696	4 095	401 286
1993	121 806	159 742	80 268	122 633	80 582	16 273	9 604	6 325	3 366	3 685	322 735
1994	443 385	183 783	379 337	106 752	198 388	51 670	9 734	5 744	3 783	4 217	759 625
1995	272 479	351 412	145 112	251 743	57 104	35 416	21 059	3 967	2 341	3 260	520 002
1996	472 563	223 702	271 901	77 447	124 996	7 263	8 918	5 302	999	1 410	498 235
1997	607 871	383 796	177 124	171 500	35 643	7 100	2 092	2 569	1 527	694	398 249
1998	596 155	505 193	307 499	110 691	90 977	4 502	2 339	689	846	732	518 275
1999	432 639	498 865	411 224	210 665	54 229	6 984	1 525	792	233	535	686 188
2000	808 889	369 903	410 446	272 562	106 289	6 955	2 303	503	261	253	799 573
2001	672 339	688 651	308 022	287 369	144 649	7 217	2 265	750	164	168	750 603
2002	802 143	579 536	584 384	218 449	174 601	14 395	2 706	849	281	124	995 790
2003	579 066	699 641	496 592	460 164	133 921	13 993	5 455	1 026	322	154	1 111 626
2004	535 480	512 351	599 386	383 533	313 255	11 544	3 803	1 483	279	129	1 313 412
2005	342 341	477 751	448 302	485 781	291 906	10 579	4 910	1 618	631	174	1 243 899
2006	1 280 720	308 023	419 881	342 425	352 735	11 949	3 868	1 795	591	294	1 133 538
2007	1 124 710	1 153 810	275 896	344 974	258 599	24 089	4 230	1 369	635	313	910 106
2008	1 123 320	1 026 540	1 040 450	226 806	265 390	28 921	8 244	1 447	468	325	1 572 051
2009	857 413	1 032 220	933 838	912 839	180 200	33 735	11 296	3 220	565	310	2 076 002
2010	531 574	794 270	947 942	819 555	781 008	33 716	15 127	5 065	1 444	392	2 604 248
2011	782 414	495 710	735 650	849 654	702 968	88 224	15 187	6 813	2 281	827	2 401 605
2012	558 076	731 387	462 676	669 126	753 357	211 114	37 325	6 425	2 882	1 315	2 144 220
2013	399 576	521 901	684 356	423 458	596 367	251 824	78 915	13 952	2 402	1 569	2 052 842
2014	551 115	375 227	488 155	626 146	373 218	264 721	87 398	27 387	4 842	1 378	1 873 245
2015	419 249	518 701	352 133	449 971	557 983	195 161	87 454	28 872	9 048	2 055	1 682 677
2016	164 457	394 114	487 325	323 537	401 591	250 377	62 272	27 904	9 212	3 542	1 565 761
2017	179 637	155 036	369 770	446 999	287 776	130 517	82 659	20 558	9 212	4 211	1 351 702
2018	175 487	168 206	145 747	340 590	398 375	113 809	46 393	29 381	7 307	4 771	1 086 373
2019	157 729	164 818	157 357	133 831	305 739	167 416	41 461	16 901	10 703	4 400	837 808
2020	310 008	148 026	154 497	145 646	117 870	99 401	61 123	15 137	6 170	5 514	605 358
2021	141 488	67 681	138 642	142 055	132 352	47 506	36 441	22 407	5 549	4 283	529 235

Tableau 25. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qmSCA de la biomasse (t) au 1^{er} août pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	2 728	7 343	4 501	2 238	942	1 716	1 803	722	327	2 810	15 059
1979	8 062	4 272	4 490	3 124	1 124	346	853	808	287	1 108	12 140
1980	3 493	9 565	3 732	3 274	741	127	44	125	103	179	8 325
1981	3 655	5 514	8 517	2 533	1 414	218	44	16	43	94	12 878
1982	6 417	10 647	5 761	5 562	679	245	47	9	4	27	12 333
1983	4 019	10 321	5 599	3 381	3 125	350	167	27	4	18	12 673
1984	2 411	6 279	8 765	3 777	1 038	722	105	46	8	5	14 465
1985	3 735	12 396	6 832	7 139	2 087	486	412	58	24	9	17 046
1986	7 068	10 761	5 596	4 084	4 477	1 321	387	310	43	22	16 239
1987	2 497	10 158	7 388	4 403	2 040	2 294	790	241	156	40	17 351
1988	3 026	7 215	8 684	6 221	3 035	1 209	1 715	543	142	114	21 662
1989	16 391	10 992	4 732	5 381	3 626	1 520	809	1 030	353	162	17 612
1990	13 982	30 570	7 428	3 539	3 403	2 163	1 056	566	710	365	19 230
1991	2 487	20 649	29 182	5 460	2 049	1 953	1 385	679	379	668	41 756
1992	6 888	5 276	18 402	20 191	2 918	908	1 010	717	350	548	45 044
1993	3 085	14 016	4 855	14 348	13 169	1 693	648	657	475	569	36 415
1994	7 497	1 599	12 308	3 314	9 462	8 032	1 125	433	446	699	35 818
1995	2 569	5 372	4 014	12 913	2 179	5 718	5 035	769	274	702	31 605
1996	5 242	4 140	10 810	3 204	7 444	1 018	2 534	2 175	354	418	27 957
1997	9 811	10 956	6 044	8 230	1 638	3 109	451	1 117	938	326	21 853
1998	8 588	10 199	12 348	4 950	4 230	696	1 268	188	460	525	24 664
1999	6 514	7 634	17 360	9 643	2 106	1 376	223	389	60	296	31 452
2000	4 690	4 513	15 970	14 161	4 355	737	451	72	126	112	35 983
2001	5 686	12 185	10 648	13 086	7 138	1 740	275	162	24	78	33 153
2002	8 012	12 198	15 577	9 934	8 319	4 053	865	142	80	52	39 021
2003	5 190	19 533	16 420	13 470	6 696	4 760	2 089	434	75	69	44 014
2004	7 100	14 399	23 858	14 717	9 439	4 178	2 631	1 130	231	77	56 261
2005	3 360	6 639	12 475	20 638	10 460	6 081	2 271	1 431	595	174	54 125
2006	13 105	6 496	13 069	13 646	14 002	6 146	2 901	1 075	671	341	51 851
2007	21 816	31 445	10 521	12 354	12 804	9 496	2 898	1 329	473	451	50 326
2008	10 940	19 075	31 939	7 404	9 672	7 609	3 594	1 247	595	420	62 480
2009	11 190	24 883	34 421	37 181	9 122	8 677	4 987	2 409	616	449	97 862
2010	8 288	15 372	25 369	34 707	33 756	5 928	3 663	1 944	951	456	106 773
2011	8 294	8 367	19 409	25 906	32 939	27 338	2 654	1 723	880	647	111 495
2012	6 878	12 646	9 859	20 313	24 546	27 505	12 088	1 187	772	675	96 945
2013	5 114	10 987	17 560	12 454	19 400	21 316	11 584	4 998	504	601	88 417
2014	4 267	7 218	14 173	20 889	13 082	17 402	9 093	4 802	2 085	417	81 943
2015	3 494	8 502	9 320	16 536	21 980	11 847	7 710	3 989	2 051	1 136	74 570
2016	1 444	5 732	11 290	13 526	18 956	20 073	5 300	3 454	1 762	1 397	75 757
2017	2 529	2 388	8 295	14 864	12 822	16 000	9 228	2 386	1 605	1 497	66 697
2018	3 352	4 426	3 599	9 380	14 385	10 644	7 244	4 100	1 055	1 428	51 834
2019	2 334	5 638	6 327	3 879	9 166	12 434	5 430	3 692	2 092	1 176	44 195
2020	4 315	3 956	8 240	7 534	3 735	8 425	7 002	3 001	2 052	1 835	41 825
2021	4 374	7 373	5 799	9 338	7 628	3 586	4 986	4 085	1 763	2 257	39 441

Tableau 26. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle qmSCA de l'abondance (en milliers) au 1^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	42 612	39 118	22 030	9 720	3 445	6 571	5 519	2 014	1 113	6 808	57 219
1979	88 533	27 666	25 037	12 728	3 995	1 122	2 632	2 199	802	3 153	51 668
1980	49 358	57 283	17 209	11 733	2 327	383	123	283	236	425	32 720
1981	67 544	32 023	36 451	9 526	4 087	590	118	37	86	202	51 098
1982	106 463	43 913	20 619	19 952	2 180	641	116	23	7	56	43 594
1983	60 614	69 247	28 506	12 950	10 493	1 061	399	72	14	40	53 535
1984	70 996	39 413	44 692	16 238	3 771	2 284	291	109	20	15	67 419
1985	87 633	46 174	25 543	27 298	7 214	1 459	1 125	143	54	17	62 853
1986	71 642	57 002	29 996	16 246	15 494	3 897	1 010	778	99	49	67 569
1987	46 714	46 598	37 006	18 870	8 628	7 646	2 459	637	491	93	75 830
1988	74 827	30 776	30 636	23 499	9 943	4 193	4 675	1 503	389	357	75 196
1989	276 541	49 359	20 246	19 250	11 540	4 388	2 321	2 587	832	413	61 575
1990	182 607	185 599	33 087	13 302	11 356	6 497	3 057	1 617	1 802	867	71 585
1991	42 321	125 383	127 184	21 930	7 372	5 823	4 015	1 889	999	1 649	170 861
1992	161 394	29 954	88 460	85 044	10 994	3 261	2 989	2 060	969	1 358	195 135
1993	33 980	116 993	21 680	62 408	52 293	6 368	2 144	1 964	1 354	1 529	149 740
1994	84 288	25 200	86 612	15 590	38 380	30 049	4 038	1 359	1 245	1 827	179 101
1995	51 137	64 006	19 097	63 410	9 483	21 544	18 047	2 424	816	1 845	136 666
1996	95 565	39 656	49 401	13 616	29 536	3 672	8 613	7 210	968	1 063	114 079
1997	137 530	75 224	31 075	35 906	6 606	12 025	1 514	3 549	2 971	837	94 483
1998	119 214	109 363	59 534	22 712	17 116	2 616	4 754	598	1 402	1 504	110 236
1999	83 852	95 962	87 442	42 534	8 865	5 139	765	1 389	175	849	147 159
2000	108 318	68 558	77 961	63 865	17 535	2 852	1 570	234	424	312	164 752
2001	115 979	89 788	56 517	58 609	29 260	6 480	979	538	80	253	152 717
2002	162 181	97 183	74 986	44 632	34 273	15 019	3 048	460	253	156	172 828
2003	115 349	137 278	81 996	59 938	26 685	18 065	7 114	1 443	218	194	195 651
2004	92 039	98 742	117 220	67 145	39 199	15 829	9 395	3 698	750	214	253 450
2005	63 783	79 734	85 338	97 361	45 049	23 972	8 205	4 868	1 916	500	267 209
2006	273 414	55 875	69 628	70 697	60 775	24 871	10 783	3 689	2 189	1 086	243 718
2007	251 161	242 161	49 435	60 968	57 005	38 860	11 242	4 804	1 641	1 457	225 412
2008	186 840	224 626	216 392	43 807	50 550	39 199	18 406	5 263	2 246	1 448	377 310
2009	149 564	168 495	202 382	193 190	36 370	34 215	17 304	8 022	2 291	1 608	495 382
2010	92 739	135 890	152 964	182 256	163 199	25 665	15 101	7 552	3 497	1 699	551 933
2011	153 794	84 892	124 319	139 139	158 398	124 773	11 575	6 756	3 376	2 322	570 658
2012	118 572	141 782	78 230	114 114	123 794	129 090	54 490	5 027	2 933	2 473	510 150
2013	80 877	109 925	131 398	72 259	102 655	103 381	52 883	22 218	2 049	2 203	489 046
2014	95 898	75 267	102 261	121 787	65 042	85 093	41 197	20 965	8 804	1 685	446 833
2015	63 244	89 487	70 210	95 058	110 114	54 395	35 039	16 881	8 586	4 295	394 578
2016	26 588	59 126	83 627	65 350	85 714	90 807	22 697	14 539	7 001	5 342	375 077
2017	49 234	24 890	55 332	78 017	59 480	72 779	40 450	10 067	6 445	5 471	328 041
2018	62 483	46 122	23 307	51 607	70 498	49 168	32 916	18 193	4 525	5 356	255 570
2019	43 942	58 543	43 199	21 758	46 919	59 497	24 500	16 325	9 019	4 898	226 114
2020	81 875	41 170	54 833	40 341	19 841	40 018	31 575	12 947	8 624	7 351	215 529
2021	82 295	76 705	38 561	51 232	36 962	17 207	22 155	17 420	7 141	8 810	199 487

Tableau 27. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de la biomasse (t) au 1^{er} août pour les reproducteurs d'automne dans la région centrale du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	8 251	13 606	7 649	4 814	2 131	1 828	1 401	499	493	1 309	20 124
1979	27 601	9 551	14 805	6 432	2 677	1 021	857	591	196	572	27 151
1980	19 689	17 788	8 051	11 797	4 249	1 499	698	550	373	483	27 701
1981	26 002	20 716	14 464	4 934	4 499	945	291	94	76	112	25 414
1982	36 151	31 750	21 091	14 020	3 196	1 967	487	142	42	81	41 027
1983	19 498	48 458	30 675	16 380	7 942	1 360	1 006	241	72	61	57 736
1984	32 122	26 801	51 294	22 743	9 712	3 977	896	625	152	89	89 489
1985	39 767	44 161	27 595	39 991	14 388	5 193	2 715	603	412	155	91 052
1986	31 741	53 769	46 434	20 412	26 293	8 174	3 762	1 917	413	345	107 750
1987	11 594	33 053	58 481	35 484	13 163	14 494	5 723	2 558	1 274	528	131 705
1988	10 750	15 412	28 619	47 540	22 996	7 077	9 670	3 719	1 646	1 126	122 393
1989	36 357	13 093	15 061	20 184	32 279	13 511	5 232	7 049	2 608	1 981	97 904
1990	30 253	48 358	14 254	11 419	15 062	21 970	11 310	4 333	5 687	3 565	87 601
1991	7 434	32 878	51 292	11 632	6 860	7 390	12 105	6 106	2 270	4 865	102 520
1992	13 644	9 123	31 003	40 445	8 203	4 347	5 669	9 105	4 579	5 151	108 501
1993	4 443	24 864	8 274	25 707	28 579	5 256	3 437	4 389	6 917	7 462	90 021
1994	20 868	4 914	25 091	6 879	19 486	20 117	4 395	2 837	3 594	11 310	93 708
1995	5 123	12 250	5 689	22 302	4 605	11 272	12 522	2 897	1 749	8 868	69 905
1996	17 291	7 576	14 016	5 604	17 121	3 131	7 324	7 920	1 756	6 187	63 056
1997	18 841	23 445	9 745	19 122	3 945	8 962	1 591	3 608	3 900	3 675	54 547
1998	17 531	19 094	28 651	9 649	13 688	2 323	4 653	828	1 783	3 657	65 232
1999	9 871	24 981	24 192	27 067	6 646	7 209	1 111	2 184	390	2 388	71 188
2000	34 621	14 401	32 474	27 507	17 055	3 006	2 799	422	823	1 022	85 109
2001	25 051	48 221	18 937	33 678	19 464	9 307	1 384	1 266	184	746	84 965
2002	31 056	40 938	67 345	20 693	25 888	11 615	4 452	652	578	421	131 643
2003	16 190	40 356	53 023	73 893	16 724	16 383	5 920	2 196	324	484	168 947
2004	13 516	21 559	50 926	53 268	57 713	10 976	8 576	2 964	1 100	387	185 910
2005	9 163	27 964	29 346	58 218	49 682	46 054	6 876	5 280	1 810	914	198 180
2006	45 333	13 768	37 947	33 810	54 955	41 582	27 647	4 181	3 053	1 588	204 762
2007	29 853	73 760	17 755	35 083	31 366	45 320	22 425	14 638	2 191	2 348	171 125
2008	36 686	43 252	95 141	19 995	33 095	26 034	23 198	11 164	7 287	2 217	218 132
2009	22 854	51 294	58 008	102 404	21 158	30 231	13 986	12 225	5 716	4 722	248 449
2010	10 044	23 092	60 491	64 244	104 946	18 311	14 426	6 467	5 697	4 844	279 425
2011	10 211	10 972	26 788	61 693	60 490	90 786	7 917	6 026	2 631	4 232	260 563
2012	12 702	20 499	12 223	31 700	62 668	53 833	34 789	2 951	2 306	2 486	202 956
2013	7 738	21 207	24 313	13 605	32 900	58 927	19 204	12 097	995	1 648	163 690
2014	10 534	12 393	26 660	25 446	14 533	31 045	20 906	6 707	4 141	892	130 329
2015	10 968	11 966	14 166	28 309	27 369	13 543	11 024	7 359	2 242	1 743	105 755
2016	3 170	16 133	17 516	17 008	31 407	26 553	5 213	4 213	2 705	1 430	106 044
2017	5 916	4 454	23 202	23 763	19 649	29 245	11 191	2 184	1 789	1 632	112 655
2018	3 739	7 910	5 983	23 982	22 401	16 402	13 202	5 018	1 009	1 611	89 608
2019	4 301	5 251	11 042	6 468	23 500	21 532	8 044	6 421	2 458	1 197	80 663
2020	9 210	5 947	7 317	13 986	7 379	24 682	12 013	4 424	3 422	1 937	75 159
2021	11 949	12 670	8 197	8 733	14 594	7 581	13 799	6 786	2 515	2 920	65 125

Tableau 28. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de l'abondance (en milliers) au 1^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région centrale du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	110 806	134 303	54 422	23 431	10 151	7 050	4 956	1 724	1 652	3 469	106 856
1979	221 495	71 933	83 472	30 483	10 784	3 648	2 783	1 771	591	1 723	135 255
1980	230 419	145 768	46 388	51 279	17 087	5 386	2 216	1 614	1 008	1 305	126 282
1981	307 573	145 291	83 751	21 342	15 507	3 046	849	283	188	259	125 226
1982	541 346	204 616	95 844	51 812	9 912	5 286	1 280	353	117	186	164 790
1983	272 623	360 256	135 353	60 572	26 706	4 100	2 755	662	182	157	230 487
1984	483 476	181 465	238 734	86 720	33 381	12 510	2 454	1 640	394	202	376 035
1985	631 825	321 826	120 293	153 353	48 400	16 009	7 687	1 501	1 002	364	348 608
1986	270 710	420 626	213 557	77 880	88 935	24 926	10 649	5 093	994	905	422 939
1987	145 671	180 216	279 051	138 005	44 759	45 037	16 273	6 924	3 310	1 234	534 592
1988	151 871	97 879	120 568	180 663	77 167	21 366	27 140	9 755	4 148	2 722	443 529
1989	512 354	102 896	66 119	79 634	107 918	41 358	14 453	18 293	6 573	4 628	338 975
1990	337 460	351 518	70 504	44 858	51 690	66 785	32 219	11 242	14 225	8 710	300 231
1991	96 378	233 722	242 023	46 407	24 154	22 410	34 408	16 481	5 746	11 721	403 350
1992	305 294	67 496	163 443	167 371	30 535	15 061	16 985	26 033	12 467	13 212	445 107
1993	72 202	217 346	47 982	114 901	111 953	19 357	11 319	12 742	19 525	19 259	357 037
1994	213 924	52 478	157 852	34 647	80 856	76 619	15 321	8 951	10 075	30 666	414 987
1995	98 144	160 062	39 112	114 217	21 965	44 446	45 349	9 026	5 270	23 985	303 370
1996	254 281	75 404	122 483	29 029	73 962	12 277	25 643	26 038	5 179	16 786	311 395
1997	260 056	199 552	58 793	90 916	17 297	34 769	5 626	11 660	11 828	9 977	240 867
1998	306 162	207 900	158 583	44 655	56 413	8 629	16 452	2 643	5 473	10 234	303 082
1999	182 932	249 586	168 400	122 349	27 719	27 694	3 860	7 301	1 172	6 963	365 458
2000	579 918	151 959	205 545	129 874	70 385	11 622	9 990	1 378	2 603	2 900	434 297
2001	441 030	489 899	127 563	164 458	83 862	36 062	5 054	4 311	594	2 372	424 276
2002	453 769	377 828	417 309	104 051	110 533	45 737	16 223	2 258	1 924	1 324	699 360
2003	246 686	392 990	325 711	347 307	74 005	66 355	22 216	7 836	1 090	1 568	846 087
2004	258 281	215 653	342 155	274 929	255 290	46 856	33 156	11 046	3 894	1 321	968 647
2005	152 085	227 815	189 846	296 789	223 241	193 040	27 565	19 460	6 481	3 059	959 481
2006	773 466	135 449	202 533	166 503	244 997	172 623	110 309	15 718	11 093	5 439	929 214
2007	439 861	694 667	121 613	181 334	145 672	195 293	91 566	57 744	8 215	8 639	810 076
2008	488 885	397 975	628 327	109 691	159 840	117 037	98 582	45 617	28 724	8 383	1 196 201
2009	260 982	445 143	362 275	570 624	97 717	131 750	57 567	47 958	22 163	18 026	1 308 080
2010	116 617	238 922	407 376	330 492	507 206	78 216	57 326	24 678	20 524	17 196	1 443 015
2011	216 983	107 297	219 771	373 832	297 394	421 750	32 357	23 451	10 082	15 408	1 394 045
2012	223 825	200 556	99 157	202 762	340 251	256 276	158 904	12 097	8 759	9 520	1 087 726
2013	130 442	207 588	185 979	91 817	185 541	296 829	88 359	54 417	4 139	6 254	913 335
2014	178 965	121 246	192 919	172 549	84 030	160 703	100 308	29 627	18 229	3 482	761 847
2015	188 093	166 585	112 833	179 149	157 444	71 435	54 238	33 516	9 888	7 245	625 749
2016	53 887	175 221	155 147	104 852	163 453	133 416	25 237	18 962	11 703	5 982	618 752
2017	100 830	50 214	163 247	144 299	96 166	141 699	52 379	9 829	7 378	6 881	621 879
2018	63 798	93 937	46 776	151 919	133 190	85 876	65 112	23 956	4 493	6 518	517 839
2019	73 267	59 444	87 517	43 536	140 239	118 944	41 685	31 458	11 568	5 316	480 262
2020	157 006	68 295	55 404	81 473	40 140	124 367	58 160	20 270	15 287	8 205	403 306
2021	203 733	146 409	63 683	51 639	75 659	36 730	64 191	29 956	10 438	12 097	344 392

Tableau 29. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de la biomasse (t) au 1^{er} août pour les reproducteurs d'automne dans la région sud du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	22 594	27 534	20 057	12 786	6 629	6 056	6 134	2 102	1 517	6 213	61 493
1979	47 359	21 875	23 764	11 930	5 215	2 129	2 385	2 108	716	2 307	50 555
1980	33 031	40 881	16 565	16 764	5 745	2 046	986	889	697	946	44 637
1981	54 610	42 524	35 383	10 118	6 698	1 513	542	235	222	438	55 149
1982	57 223	64 176	46 637	28 890	5 584	2 678	752	280	124	306	85 251
1983	35 625	81 672	56 772	33 898	16 908	2 735	1 469	395	159	242	112 578
1984	49 414	52 631	89 375	44 407	21 253	8 872	1 779	891	248	287	167 112
1985	58 281	78 272	57 499	73 763	30 528	13 695	6 452	1 265	604	376	184 182
1986	55 667	89 123	78 459	43 031	49 627	19 274	9 882	4 534	871	611	206 289
1987	31 322	71 308	97 450	59 541	27 313	28 086	12 601	6 309	2 825	953	235 077
1988	23 302	41 859	70 638	76 125	36 812	14 719	17 625	7 524	3 651	2 180	229 272
1989	76 500	38 462	41 973	49 008	49 881	21 536	9 937	11 749	4 893	3 758	192 735
1990	71 735	115 399	39 869	32 262	32 086	32 055	16 039	7 047	8 415	5 867	173 641
1991	18 649	84 192	123 089	29 101	17 591	15 941	17 256	8 492	3 623	7 326	222 419
1992	30 416	25 488	83 027	93 202	18 680	10 587	10 562	11 987	5 898	7 251	241 194
1993	14 397	54 198	25 481	66 982	62 213	11 537	7 112	7 214	8 546	9 365	198 450
1994	37 791	17 322	59 515	22 012	48 400	42 266	8 444	5 195	5 356	13 548	204 734
1995	16 216	30 974	24 025	50 615	12 800	26 362	23 651	4 934	2 849	10 765	156 000
1996	31 548	23 432	41 391	16 174	29 430	5 975	12 411	11 727	2 456	7 146	126 709
1997	39 806	47 459	30 069	37 239	8 509	13 901	2 640	5 533	5 351	4 263	107 505
1998	36 040	47 103	56 554	23 755	22 166	4 231	6 559	1 230	2 521	4 439	121 455
1999	24 862	47 740	65 759	46 430	12 923	10 430	1 763	2 805	525	2 865	143 500
2000	46 243	33 524	68 630	58 112	25 811	5 527	3 907	640	1 029	1 220	164 876
2001	36 868	71 247	50 075	60 403	34 089	12 941	2 291	1 651	262	880	162 593
2002	51 932	64 388	98 356	45 918	41 505	19 481	6 088	1 056	747	518	213 668
2003	36 732	79 445	84 774	99 264	31 583	24 926	9 580	2 945	505	606	254 184
2004	34 021	57 685	98 414	76 422	71 675	18 123	12 276	4 538	1 421	509	283 377
2005	20 147	52 317	67 645	97 509	65 433	54 806	10 482	7 177	2 594	1 143	306 790
2006	72 927	32 189	73 701	67 046	79 612	50 622	31 572	5 777	3 900	2 020	314 250
2007	87 735	126 881	44 296	67 295	56 333	60 555	26 380	16 347	2 851	2 896	276 953
2008	77 758	98 157	158 353	39 744	52 697	39 343	28 740	12 728	8 022	2 736	342 362
2009	70 214	129 944	167 479	170 244	42 051	48 435	22 326	15 529	6 511	5 259	477 836
2010	47 035	82 326	139 342	156 109	161 101	32 000	21 822	9 724	7 033	5 413	532 544
2011	41 454	49 354	98 501	143 408	143 072	136 864	14 198	9 475	4 105	5 115	554 738
2012	33 149	66 715	56 003	109 772	142 709	126 013	55 181	5 740	3 817	3 524	502 759
2013	25 115	51 031	87 023	67 358	110 859	132 403	48 207	20 327	2 135	2 666	470 976
2014	29 230	36 049	65 184	100 470	72 433	105 047	49 595	17 939	7 422	1 710	419 800
2015	30 588	42 011	43 924	74 114	106 948	68 394	38 607	18 205	6 377	3 417	359 986
2016	10 651	39 037	60 041	55 129	81 145	99 395	24 493	14 112	6 658	3 643	344 616
2017	10 213	14 338	52 825	76 965	58 711	73 375	38 610	9 300	5 641	4 195	319 622
2018	10 825	14 927	18 105	57 040	74 425	50 500	30 804	15 846	3 836	4 290	254 845
2019	9 439	15 467	20 472	19 983	54 431	68 221	22 317	13 949	7 068	3 483	209 923
2020	18 383	13 548	20 816	24 794	21 742	53 573	32 319	10 819	6 923	5 159	176 145
2021	26 388	26 458	19 067	24 535	25 920	21 392	27 053	16 146	5 606	6 316	146 035

Tableau 30. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA de l'abondance (en milliers) au 1^{er} janvier pour les reproducteurs d'automne dans la région sud du sud du golfe du Saint-Laurent.

Année	Âge										
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	4+
1978	207 605	211 790	112 930	56 567	25 696	22 598	19 155	6 503	5 134	15 496	264 080
1979	424 478	141 734	128 807	52 321	19 833	7 355	7 469	5 956	2 026	6 612	230 380
1980	416 496	292 674	87 720	69 325	21 930	7 154	3 097	2 500	1 827	2 425	195 977
1981	528 570	285 450	177 635	41 127	22 074	4 619	1 546	637	527	995	249 159
1982	865 642	372 059	199 643	105 679	17 429	7 204	1 938	696	300	676	333 565
1983	502 222	604 933	259 565	124 972	56 032	8 102	3 907	1 054	385	556	454 573
1984	740 674	357 122	421 990	170 035	71 206	27 205	4 821	2 281	640	603	698 780
1985	953 341	518 169	253 985	280 942	102 065	40 971	17 988	3 178	1 449	834	701 413
1986	566 287	666 114	361 272	166 304	166 400	57 359	27 125	11 910	2 103	1 511	793 984
1987	364 627	407 141	461 848	228 918	92 874	86 300	35 311	16 546	7 309	2 237	931 343
1988	362 713	268 788	290 704	288 287	123 237	45 152	49 394	19 928	9 236	5 389	831 327
1989	1 115 750	264 076	196 915	185 455	165 998	65 559	27 933	30 892	12 342	9 033	694 127
1990	795 939	808 618	191 993	123 711	107 774	97 078	45 619	18 683	21 254	14 238	620 349
1991	252 799	590 853	583 534	116 948	61 841	48 649	49 287	23 092	9 404	17 884	910 638
1992	652 062	194 626	441 822	392 827	70 137	36 020	31 629	34 295	16 131	18 665	1 041 528
1993	227 988	494 081	149 930	299 942	244 828	41 998	23 066	21 031	24 244	24 473	829 512
1994	741 597	261 461	623 801	156 989	317 624	158 339	29 093	16 054	15 103	36 710	1 353 712
1995	421 759	575 480	203 321	429 370	88 552	101 406	84 455	15 417	8 427	29 090	960 037
1996	822 409	338 761	443 785	120 092	228 493	23 212	43 173	38 549	7 146	19 259	923 709
1997	1 005 457	658 572	266 992	298 322	59 546	53 894	9 233	17 778	16 326	11 508	733 598
1998	1 021 531	822 456	525 616	178 058	164 506	15 747	23 544	3 930	7 721	12 469	931 592
1999	699 423	844 413	667 066	375 548	90 813	39 818	6 150	9 483	1 580	8 347	1 198 805
2000	1 497 125	590 420	693 952	466 301	194 209	21 429	13 863	2 114	3 288	3 466	1 398 623
2001	1 229 348	1 268 338	492 102	510 436	257 771	49 760	8 297	5 599	838	2 792	1 327 595
2002	1 418 093	1 054 547	1 076 679	367 132	319 407	75 152	21 978	3 567	2 459	1 605	1 867 978
2003	941 101	1 229 909	904 299	867 409	234 610	98 412	34 784	10 305	1 629	1 915	2 153 364
2004	885 800	826 746	1 058 761	725 607	607 744	74 229	46 355	16 227	4 923	1 664	2 535 509
2005	558 209	785 300	723 486	879 931	560 196	227 592	40 680	25 946	9 028	3 733	2 470 590
2006	2 327 600	499 347	692 042	579 625	658 507	209 443	124 960	21 202	13 873	6 819	2 306 471
2007	1 815 732	2 090 638	446 944	587 276	461 276	258 242	107 038	63 916	10 492	10 409	1 945 594
2008	1 799 045	1 649 141	1 885 169	380 304	475 780	185 156	125 232	52 327	31 438	10 155	3 145 562
2009	1 267 959	1 645 858	1 498 495	1 676 653	314 287	199 700	86 167	59 199	25 019	19 943	3 879 464
2010	740 930	1 169 082	1 508 282	1 332 303	1 451 413	137 598	87 554	37 295	25 464	19 287	4 599 196
2011	1 153 191	687 899	1 079 740	1 362 625	1 158 760	634 747	59 119	37 020	15 739	18 557	4 366 307
2012	900 473	1 073 725	640 062	986 002	1 217 402	596 480	250 718	23 549	14 574	13 308	3 742 096
2013	610 895	839 414	1 001 733	587 534	884 563	652 034	220 157	90 586	8 590	10 026	3 455 224
2014	825 978	571 740	783 335	920 482	522 290	510 517	228 903	77 979	31 875	6 544	3 081 925
2015	670 586	774 773	535 176	724 178	825 541	320 991	176 731	79 270	27 522	13 595	2 703 004
2016	244 932	628 461	726 099	493 739	650 758	474 600	110 207	61 405	27 916	14 866	2 559 590
2017	329 701	230 140	588 349	669 315	443 422	344 995	175 488	40 454	23 036	16 563	2 301 621
2018	301 768	308 266	215 830	544 116	602 063	248 852	144 421	71 529	16 325	16 645	1 859 782
2019	274 937	282 805	288 074	199 125	492 897	345 857	107 645	64 683	31 289	14 614	1 544 184
2020	548 889	257 491	264 734	267 460	177 851	263 786	150 858	48 355	30 081	21 070	1 224 193
2021	427 516	290 795	240 885	244 925	244 974	101 443	122 786	69 783	23 128	25 190	1 073 113

Tableau 31. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans la région nord du sud du golfe du Saint-Laurent. F_{5-10} est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.

Année	Âge										F5-10
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1978	0,037	0,423	1,173	1,319	1,329	1,330	1,330	1,330	1,330	1,330	1,325
1979	0,030	0,344	0,954	1,072	1,081	1,081	1,081	1,081	1,081	1,081	1,077
1980	0,020	0,231	0,641	0,721	0,726	0,727	0,727	0,727	0,727	0,727	0,723
1981	0,003	0,048	0,313	0,439	0,449	0,449	0,449	0,449	0,449	0,449	0,442
1982	0,002	0,041	0,266	0,374	0,382	0,383	0,383	0,383	0,383	0,383	0,376
1983	0,001	0,022	0,141	0,199	0,203	0,203	0,203	0,203	0,203	0,203	0,200
1984	0,001	0,017	0,109	0,153	0,157	0,157	0,157	0,157	0,157	0,157	0,155
1985	0,002	0,029	0,190	0,267	0,273	0,273	0,273	0,273	0,273	0,273	0,270
1986	0,003	0,043	0,277	0,389	0,398	0,398	0,398	0,398	0,398	0,398	0,394
1987	0,003	0,054	0,347	0,487	0,498	0,498	0,498	0,498	0,498	0,498	0,494
1988	0,003	0,044	0,284	0,399	0,407	0,408	0,408	0,408	0,408	0,408	0,403
1989	0,003	0,053	0,340	0,478	0,488	0,489	0,489	0,489	0,489	0,489	0,483
1990	0,004	0,066	0,428	0,601	0,614	0,615	0,615	0,615	0,615	0,615	0,609
1991	0,002	0,041	0,265	0,372	0,380	0,380	0,381	0,381	0,381	0,381	0,377
1992	0,003	0,045	0,291	0,409	0,418	0,419	0,419	0,419	0,419	0,419	0,412
1993	0,002	0,033	0,215	0,302	0,308	0,309	0,309	0,309	0,309	0,309	0,305
1994	0,004	0,073	0,472	0,663	0,677	0,678	0,678	0,678	0,678	0,678	0,674
1995	0,007	0,123	0,797	1,119	1,143	1,145	1,145	1,145	1,145	1,145	1,133
1996	0,006	0,107	0,694	0,975	0,996	0,997	0,997	0,997	0,997	0,997	0,987
1997	0,005	0,092	0,593	0,833	0,851	0,852	0,852	0,852	0,852	0,852	0,840
1998	0,005	0,087	0,566	0,796	0,813	0,814	0,814	0,814	0,814	0,814	0,802
1999	0,005	0,089	0,579	0,814	0,832	0,833	0,833	0,833	0,833	0,833	0,821
2000	0,005	0,090	0,584	0,820	0,838	0,839	0,839	0,839	0,839	0,839	0,825
2001	0,004	0,074	0,481	0,675	0,690	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691	0,681
2002	0,004	0,072	0,463	0,651	0,665	0,666	0,666	0,666	0,666	0,666	0,657
2003	0,006	0,105	0,677	0,951	0,971	0,973	0,973	0,973	0,973	0,973	0,961
2004	0,003	0,053	0,343	0,482	0,492	0,493	0,493	0,493	0,493	0,493	0,487
2005	0,004	0,065	0,421	0,592	0,605	0,605	0,605	0,605	0,605	0,605	0,596
2006	0,002	0,035	0,291	0,560	0,595	0,598	0,598	0,598	0,598	0,598	0,574
2007	0,002	0,034	0,289	0,555	0,591	0,593	0,593	0,593	0,593	0,593	0,572
2008	0,002	0,025	0,207	0,398	0,423	0,425	0,425	0,425	0,425	0,425	0,413
2009	0,001	0,015	0,123	0,236	0,251	0,252	0,252	0,252	0,252	0,252	0,242
2010	0,001	0,010	0,082	0,157	0,167	0,168	0,168	0,168	0,168	0,168	0,161
2011	0,000	0,006	0,050	0,096	0,102	0,102	0,102	0,102	0,102	0,102	0,099
2012	0,000	0,005	0,042	0,080	0,085	0,086	0,086	0,086	0,086	0,086	0,083
2013	0,000	0,006	0,049	0,094	0,100	0,101	0,101	0,101	0,101	0,101	0,099
2014	0,000	0,005	0,043	0,083	0,088	0,089	0,089	0,089	0,089	0,089	0,087
2015	0,000	0,006	0,048	0,093	0,099	0,099	0,099	0,099	0,099	0,099	0,098
2016	0,000	0,006	0,052	0,100	0,106	0,107	0,107	0,107	0,107	0,107	0,105
2017	0,000	0,006	0,049	0,094	0,100	0,101	0,101	0,101	0,101	0,101	0,098
2018	0,000	0,006	0,050	0,096	0,102	0,102	0,102	0,102	0,102	0,102	0,100
2019	0,001	0,007	0,062	0,120	0,127	0,128	0,128	0,128	0,128	0,128	0,126
2020	0,001	0,009	0,073	0,140	0,149	0,149	0,149	0,149	0,149	0,149	0,148
2021	0,001	0,010	0,081	0,156	0,166	0,167	0,167	0,167	0,167	0,167	0,164

Tableau 32. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans la région centrale du sud du golfe du Saint-Laurent. F_{5-10} est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.

Année	Âge										F5-10
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1978	0,002	0,016	0,119	0,459	0,692	0,736	0,741	0,742	0,742	0,742	0,638
1979	0,005	0,045	0,328	1,269	1,914	2,035	2,050	2,052	2,052	2,052	1,603
1980	0,003	0,022	0,161	0,625	0,942	1,001	1,009	1,009	1,010	1,010	0,699
1981	0,001	0,010	0,173	1,045	1,423	1,451	1,452	1,452	1,452	1,452	1,175
1982	0,000	0,002	0,035	0,213	0,290	0,295	0,296	0,296	0,296	0,296	0,223
1983	0,000	0,008	0,133	0,804	1,095	1,116	1,117	1,117	1,117	1,117	0,945
1984	0,000	0,004	0,063	0,381	0,519	0,529	0,530	0,530	0,530	0,530	0,422
1985	0,000	0,001	0,023	0,136	0,186	0,189	0,190	0,190	0,190	0,190	0,150
1986	0,000	0,002	0,034	0,203	0,276	0,282	0,282	0,282	0,282	0,282	0,245
1987	0,000	0,002	0,037	0,223	0,304	0,310	0,311	0,311	0,311	0,311	0,267
1988	0,000	0,003	0,049	0,295	0,402	0,410	0,410	0,411	0,411	0,411	0,347
1989	0,000	0,001	0,021	0,129	0,176	0,179	0,179	0,179	0,179	0,179	0,155
1990	0,000	0,002	0,035	0,214	0,292	0,298	0,298	0,298	0,298	0,298	0,267
1991	0,000	0,003	0,057	0,345	0,470	0,479	0,480	0,480	0,480	0,480	0,408
1992	0,000	0,002	0,027	0,165	0,224	0,229	0,229	0,229	0,229	0,229	0,177
1993	0,000	0,002	0,031	0,187	0,255	0,260	0,260	0,260	0,260	0,260	0,222
1994	0,000	0,002	0,037	0,222	0,302	0,308	0,308	0,308	0,308	0,308	0,291
1995	0,000	0,005	0,084	0,510	0,695	0,708	0,709	0,709	0,709	0,709	0,599
1996	0,000	0,005	0,080	0,484	0,659	0,672	0,673	0,673	0,673	0,673	0,626
1997	0,000	0,005	0,085	0,512	0,697	0,711	0,712	0,712	0,712	0,712	0,595
1998	0,000	0,007	0,120	0,724	0,987	1,006	1,007	1,007	1,007	1,007	0,869
1999	0,000	0,007	0,113	0,685	0,933	0,951	0,952	0,952	0,952	0,952	0,756
2000	0,000	0,006	0,098	0,593	0,808	0,824	0,825	0,825	0,825	0,825	0,650
2001	0,000	0,004	0,059	0,360	0,490	0,500	0,500	0,500	0,500	0,500	0,411
2002	0,000	0,003	0,057	0,348	0,474	0,483	0,484	0,484	0,484	0,484	0,418
2003	0,000	0,003	0,045	0,269	0,367	0,374	0,374	0,374	0,374	0,374	0,317
2004	0,000	0,003	0,042	0,256	0,348	0,355	0,356	0,356	0,356	0,356	0,304
2005	0,000	0,003	0,056	0,339	0,462	0,471	0,471	0,471	0,471	0,471	0,398
2006	0,000	0,001	0,012	0,094	0,326	0,432	0,447	0,448	0,449	0,449	0,258
2007	0,000	0,001	0,009	0,076	0,263	0,349	0,360	0,362	0,362	0,362	0,227
2008	0,000	0,001	0,010	0,083	0,287	0,381	0,394	0,395	0,395	0,395	0,271
2009	0,000	0,001	0,009	0,073	0,253	0,335	0,347	0,348	0,348	0,348	0,152
2010	0,000	0,001	0,006	0,052	0,180	0,239	0,247	0,248	0,248	0,248	0,130
2011	0,000	0,000	0,004	0,036	0,123	0,164	0,169	0,170	0,170	0,170	0,109
2012	0,000	0,000	0,004	0,030	0,105	0,139	0,143	0,144	0,144	0,144	0,101
2013	0,000	0,000	0,004	0,033	0,116	0,154	0,159	0,159	0,159	0,159	0,119
2014	0,000	0,000	0,004	0,032	0,110	0,145	0,150	0,151	0,151	0,151	0,099
2015	0,000	0,000	0,004	0,036	0,126	0,166	0,172	0,173	0,173	0,173	0,115
2016	0,000	0,000	0,003	0,028	0,098	0,129	0,134	0,134	0,134	0,134	0,097
2017	0,000	0,000	0,004	0,036	0,125	0,166	0,172	0,172	0,172	0,172	0,120
2018	0,000	0,000	0,004	0,030	0,105	0,139	0,143	0,144	0,144	0,144	0,105
2019	0,000	0,000	0,003	0,027	0,094	0,125	0,129	0,129	0,129	0,129	0,106
2020	0,000	0,000	0,003	0,022	0,077	0,102	0,106	0,106	0,106	0,106	0,079
2021	0,000	0,000	0,002	0,020	0,068	0,090	0,094	0,094	0,094	0,094	0,062

Tableau 33. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans la région sud du sud du golfe du Saint-Laurent. F_{5-10} est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.

Année	Âge										F5-10
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1978	0,026	0,069	0,173	0,370	0,617	0,808	0,908	0,949	0,964	0,970	0,579
1979	0,012	0,032	0,081	0,172	0,288	0,377	0,423	0,443	0,450	0,453	0,239
1980	0,055	0,148	0,370	0,790	1,318	1,726	1,939	2,027	2,060	2,072	1,043
1981	0,001	0,010	0,074	0,361	0,670	0,746	0,756	0,757	0,758	0,758	0,518
1982	0,001	0,007	0,052	0,256	0,476	0,530	0,538	0,539	0,539	0,539	0,316
1983	0,001	0,005	0,039	0,189	0,352	0,392	0,397	0,398	0,398	0,398	0,252
1984	0,001	0,005	0,036	0,177	0,328	0,366	0,371	0,371	0,371	0,371	0,237
1985	0,000	0,004	0,028	0,138	0,257	0,286	0,290	0,291	0,291	0,291	0,181
1986	0,000	0,004	0,030	0,147	0,274	0,305	0,309	0,310	0,310	0,310	0,233
1987	0,001	0,005	0,038	0,184	0,342	0,381	0,387	0,387	0,387	0,387	0,268
1988	0,000	0,003	0,026	0,126	0,235	0,261	0,265	0,265	0,266	0,266	0,179
1989	0,000	0,001	0,011	0,056	0,103	0,115	0,117	0,117	0,117	0,117	0,093
1990	0,001	0,007	0,052	0,253	0,469	0,523	0,530	0,531	0,531	0,531	0,457
1991	0,000	0,002	0,013	0,063	0,116	0,130	0,131	0,132	0,132	0,132	0,107
1992	0,000	0,002	0,013	0,063	0,116	0,129	0,131	0,131	0,131	0,131	0,087
1993	0,000	0,001	0,007	0,032	0,060	0,067	0,068	0,068	0,068	0,068	0,051
1994	0,001	0,004	0,034	0,166	0,309	0,344	0,349	0,349	0,349	0,349	0,305
1995	0,001	0,005	0,035	0,172	0,319	0,355	0,360	0,360	0,360	0,360	0,266
1996	0,001	0,007	0,057	0,276	0,513	0,572	0,579	0,580	0,581	0,581	0,500
1997	0,001	0,007	0,052	0,254	0,472	0,526	0,533	0,534	0,534	0,534	0,378
1998	0,001	0,007	0,056	0,273	0,508	0,566	0,574	0,574	0,575	0,575	0,446
1999	0,001	0,010	0,075	0,369	0,685	0,763	0,773	0,774	0,775	0,775	0,498
2000	0,001	0,007	0,055	0,270	0,501	0,558	0,565	0,566	0,566	0,566	0,375
2001	0,001	0,006	0,050	0,243	0,452	0,504	0,511	0,511	0,512	0,512	0,344
2002	0,001	0,005	0,040	0,198	0,367	0,409	0,414	0,415	0,415	0,415	0,315
2003	0,001	0,005	0,036	0,174	0,323	0,360	0,365	0,365	0,365	0,365	0,230
2004	0,000	0,002	0,017	0,083	0,154	0,172	0,174	0,174	0,174	0,174	0,126
2005	0,000	0,002	0,016	0,076	0,142	0,158	0,160	0,160	0,160	0,160	0,122
2006	0,000	0,000	0,003	0,026	0,119	0,192	0,205	0,206	0,207	0,207	0,131
2007	0,000	0,000	0,003	0,026	0,119	0,191	0,204	0,206	0,206	0,206	0,135
2008	0,000	0,000	0,003	0,022	0,100	0,160	0,171	0,172	0,172	0,172	0,119
2009	0,000	0,000	0,004	0,030	0,134	0,216	0,231	0,232	0,233	0,233	0,095
2010	0,000	0,000	0,003	0,022	0,101	0,163	0,174	0,175	0,175	0,175	0,088
2011	0,000	0,000	0,002	0,015	0,070	0,113	0,120	0,121	0,121	0,121	0,071
2012	0,000	0,000	0,002	0,013	0,061	0,098	0,105	0,106	0,106	0,106	0,069
2013	0,000	0,000	0,002	0,016	0,071	0,113	0,121	0,122	0,122	0,122	0,092
2014	0,000	0,000	0,002	0,020	0,091	0,146	0,156	0,157	0,157	0,157	0,102
2015	0,000	0,000	0,003	0,021	0,095	0,152	0,163	0,164	0,164	0,164	0,090
2016	0,000	0,000	0,002	0,016	0,072	0,116	0,124	0,125	0,125	0,125	0,078
2017	0,000	0,000	0,001	0,009	0,042	0,068	0,073	0,073	0,073	0,073	0,045
2018	0,000	0,000	0,001	0,009	0,042	0,068	0,073	0,073	0,073	0,073	0,043
2019	0,000	0,000	0,001	0,011	0,050	0,080	0,086	0,086	0,086	0,086	0,063
2020	0,000	0,000	0,000	0,004	0,019	0,030	0,032	0,033	0,033	0,033	0,023
2021	0,000	0,000	0,002	0,013	0,061	0,098	0,105	0,105	0,105	0,105	0,074

Tableau 34. Estimations du maximum de vraisemblance du modèle SCA du taux instantané de mortalité par la pêche (F) pour les reproducteurs d'automne dans le sud du golfe du Saint-Laurent. F_{5-10} est la moyenne pondérée en fonction de l'abondance F au 1^{er} janvier pour les poissons âgés de 5 à 10 ans.

Année	Âge										F5-10
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11+	
1978	0,005	0,026	0,055	0,044	0,025	0,022	0,020	0,007	0,006	0,015	0,912
1979	0,007	0,018	0,034	0,031	0,016	0,006	0,009	0,007	0,003	0,009	0,765
1980	0,016	0,043	0,035	0,052	0,027	0,011	0,005	0,004	0,003	0,004	0,957
1981	0,001	0,007	0,030	0,022	0,017	0,004	0,001	0,000	0,000	0,001	0,637
1982	0,001	0,007	0,028	0,030	0,007	0,003	0,001	0,000	0,000	0,000	0,319
1983	0,000	0,006	0,023	0,032	0,025	0,003	0,002	0,000	0,000	0,000	0,321
1984	0,000	0,003	0,027	0,032	0,018	0,008	0,001	0,001	0,000	0,000	0,218
1985	0,001	0,006	0,025	0,052	0,026	0,011	0,005	0,001	0,000	0,000	0,214
1986	0,001	0,010	0,040	0,043	0,053	0,020	0,010	0,004	0,001	0,001	0,304
1987	0,001	0,011	0,062	0,065	0,038	0,036	0,015	0,007	0,003	0,001	0,352
1988	0,000	0,007	0,044	0,063	0,037	0,015	0,016	0,007	0,003	0,002	0,265
1989	0,001	0,006	0,039	0,048	0,036	0,015	0,008	0,007	0,003	0,003	0,241
1990	0,001	0,021	0,043	0,054	0,055	0,051	0,024	0,010	0,011	0,008	0,497
1991	0,000	0,010	0,067	0,029	0,018	0,013	0,011	0,005	0,002	0,004	0,251
1992	0,001	0,005	0,060	0,082	0,018	0,010	0,008	0,006	0,003	0,004	0,219
1993	0,000	0,006	0,018	0,052	0,045	0,008	0,004	0,003	0,003	0,003	0,177
1994	0,002	0,014	0,188	0,080	0,171	0,071	0,013	0,007	0,006	0,014	0,503
1995	0,002	0,044	0,119	0,334	0,079	0,072	0,053	0,010	0,005	0,014	0,759
1996	0,003	0,025	0,200	0,090	0,182	0,017	0,030	0,025	0,005	0,012	0,756
1997	0,004	0,037	0,111	0,184	0,043	0,033	0,006	0,011	0,010	0,007	0,631
1998	0,003	0,046	0,190	0,117	0,119	0,011	0,016	0,003	0,005	0,008	0,690
1999	0,003	0,048	0,261	0,246	0,072	0,032	0,005	0,008	0,001	0,007	0,695
2000	0,005	0,035	0,258	0,296	0,138	0,015	0,009	0,001	0,002	0,002	0,659
2001	0,003	0,055	0,158	0,255	0,152	0,026	0,005	0,003	0,000	0,001	0,530
2002	0,004	0,044	0,292	0,178	0,173	0,036	0,010	0,002	0,001	0,001	0,506
2003	0,004	0,075	0,351	0,514	0,164	0,044	0,016	0,004	0,001	0,001	0,596
2004	0,002	0,028	0,216	0,225	0,207	0,019	0,011	0,004	0,001	0,000	0,317
2005	0,001	0,032	0,197	0,343	0,229	0,048	0,011	0,006	0,002	0,001	0,367
2006	0,003	0,011	0,124	0,203	0,259	0,051	0,030	0,006	0,004	0,002	0,343
2007	0,003	0,040	0,081	0,201	0,185	0,065	0,025	0,014	0,003	0,002	0,332
2008	0,002	0,026	0,220	0,096	0,143	0,046	0,028	0,011	0,006	0,002	0,263
2009	0,001	0,015	0,118	0,246	0,068	0,048	0,022	0,015	0,006	0,005	0,172
2010	0,000	0,008	0,080	0,146	0,211	0,025	0,016	0,007	0,005	0,004	0,133
2011	0,000	0,003	0,038	0,092	0,112	0,077	0,007	0,005	0,002	0,002	0,090
2012	0,000	0,004	0,020	0,060	0,098	0,061	0,028	0,003	0,002	0,001	0,081
2013	0,000	0,003	0,035	0,044	0,085	0,075	0,027	0,012	0,001	0,001	0,100
2014	0,000	0,002	0,022	0,059	0,048	0,059	0,030	0,010	0,005	0,001	0,092
2015	0,000	0,003	0,018	0,049	0,084	0,039	0,024	0,011	0,004	0,002	0,098
2016	0,000	0,002	0,026	0,036	0,063	0,054	0,013	0,007	0,003	0,002	0,097
2017	0,000	0,001	0,019	0,046	0,040	0,035	0,019	0,005	0,003	0,002	0,087
2018	0,000	0,001	0,007	0,036	0,054	0,024	0,014	0,007	0,002	0,002	0,084
2019	0,000	0,001	0,010	0,017	0,050	0,038	0,012	0,007	0,004	0,002	0,103
2020	0,000	0,001	0,011	0,022	0,020	0,023	0,014	0,004	0,002	0,002	0,091
2021	0,000	0,001	0,011	0,024	0,029	0,013	0,015	0,009	0,003	0,003	0,114

Tableau 35. Tableau d'analyse des risques du modèle SCA sur les options de captures annuelles (entre 2 000 et 18 000 tonnes) pour 2022 et 2023 et les années suivantes jusqu'en 2027; comprend la BSR (tonnes) prévue en 2023, 2024 et 2027; les probabilités (%) que la BSR soit supérieure au PRL; les probabilités que la BSR augmente de 5 %; et le taux de mortalité par la pêche (F_{5-10}) pleinement recruté pour la composante de reproducteurs d'automne du hareng de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent.

Option de captures (t)	BSR de 2023 (kt)	BSR de 2024 (kt)	BSR < PRL en 2023 (%)	BSR < PRL en 2024 (%)	BSR < PRL en 2027 (%)	BSR > PRS en 2023 (%)	BSR > PRS en 2024 (%)	BSR > PRS en 2027 (%)	BSR 2023 > 2022 (%)	BSR 2024 > 2022 (%)	Augmentation de 5% de la BSR de 2022 à 2023 (%)	Augmentation de 5% de la BSR de 2023 à 2024 (%)	Moyenne F_{5-10} en 2022	Moyenne F_{5-10} en 2023
2 000	186,3008	184,0275	0	0	0	0	2	1	63	59	54	40	0,01	0,01
4 000	185,5242	182,1457	0	0	0	0	1	1	63	58	53	39	0,03	0,03
6 000	184,3327	179,9804	0	0	0	0	1	1	61	56	52	38	0,04	0,04
8 000	183,2936	178,7745	0	0	0	0	1	1	60	54	51	38	0,06	0,06
10 000	181,7065	176,7426	0	0	0	0	1	1	58	52	50	38	0,07	0,07
12 000	181,0641	175,1833	0	0	0	0	1	1	58	52	49	37	0,09	0,09
14 000	179,7282	172,7570	0	0	0	0	1	1	56	49	47	36	0,10	0,11
16 000	178,2872	171,0207	0	0	0	0	1	1	55	48	45	36	0,12	0,12
18 000	177,6406	169,0473	0	0	0	0	1	1	54	47	46	35	0,13	0,14

FIGURES

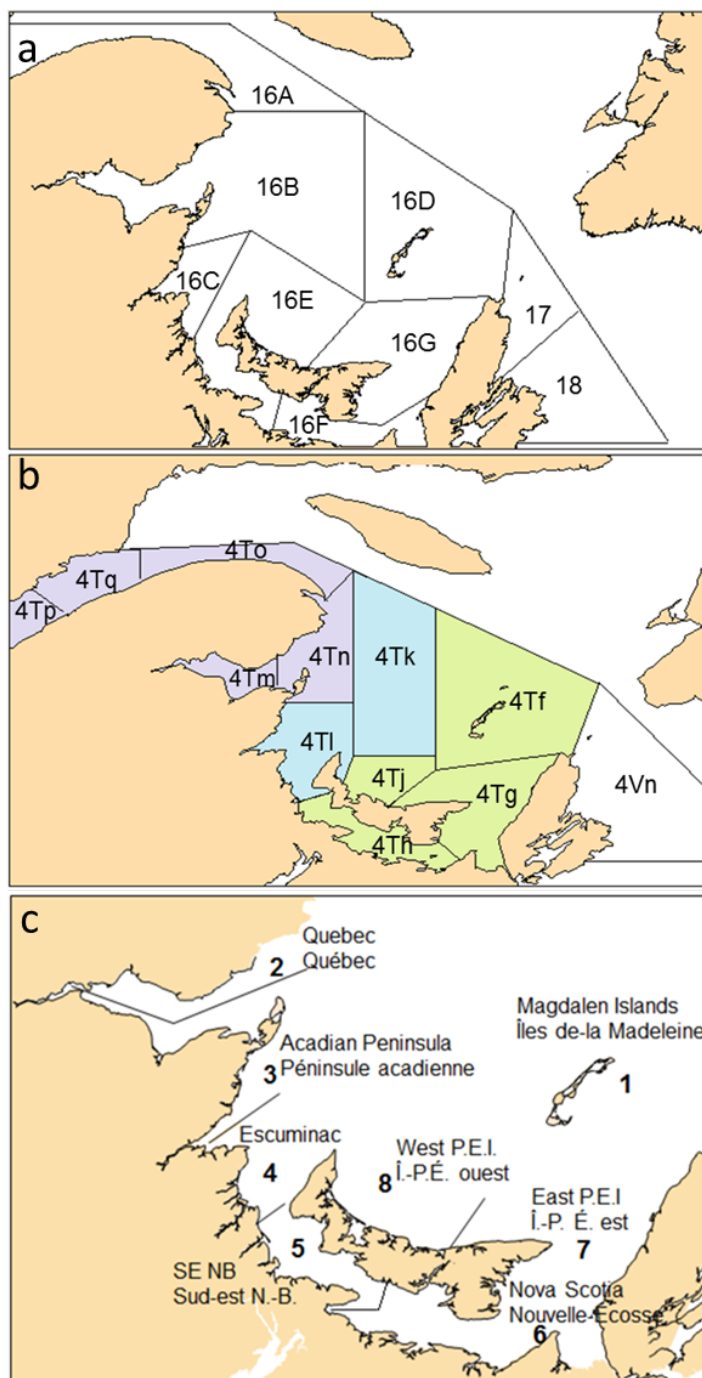


Figure 1. Zones de gestion de la pêche du hareng dans le sud du golfe du Saint-Laurent (graphique du haut, a); zones 4T et 4Vn de l'OPANO, où le mauve représente la région nord, le bleu représente la région centrale et le vert représente la région sud (graphique du milieu, b); zones géographiques utilisées lors du sondage téléphonique portant sur la pêche du hareng au filet maillant (graphique du bas, c).

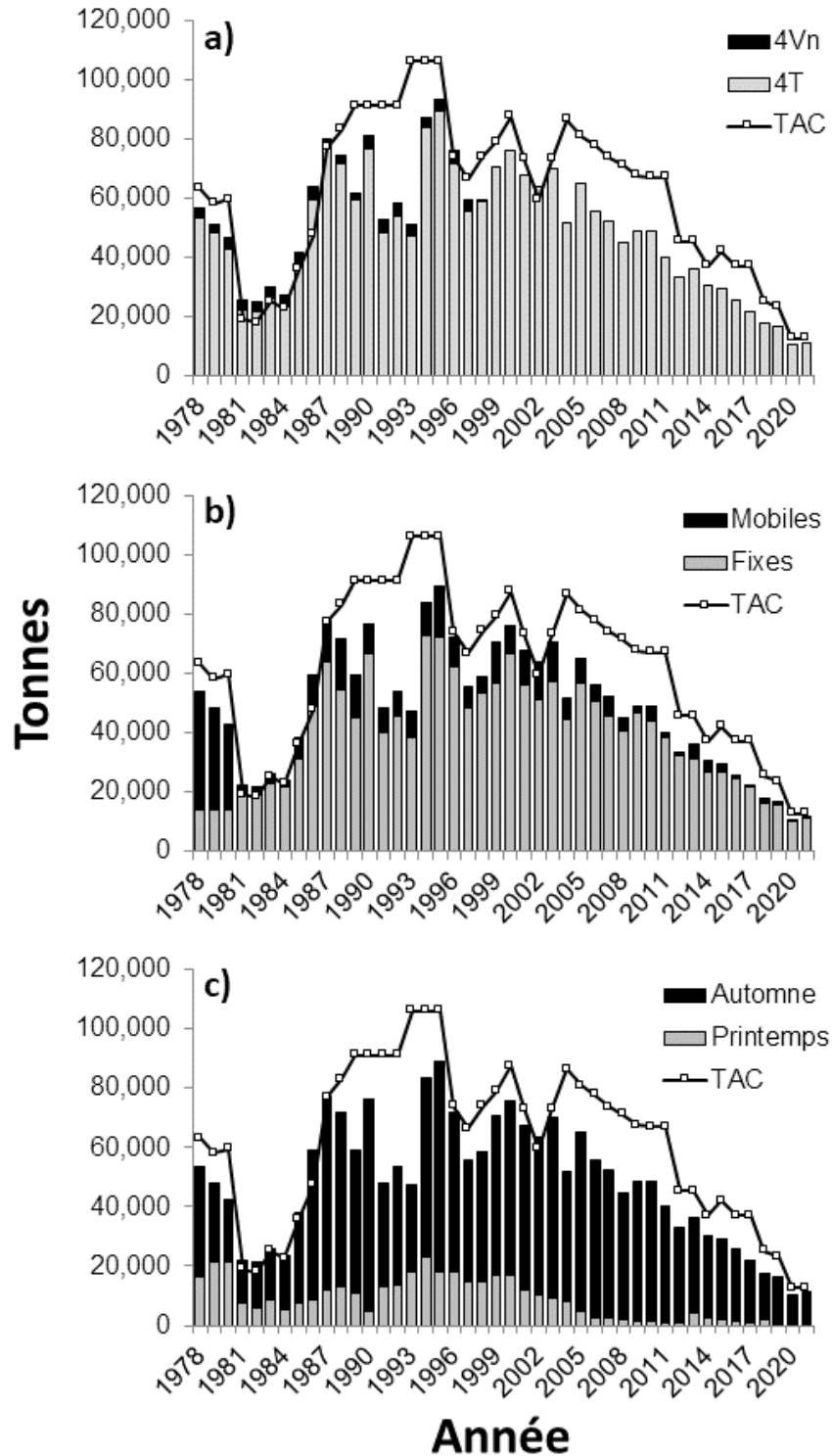


Figure 2. Débarquements déclarés (tonnes) de harengs de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent (reproducteurs de printemps et d'automne combinés) par zone de l'OPANO (graphique du haut, a); par flottille (graphique du milieu, b) et par saison de pêche (graphique du bas, c), de 1978 à 2021. Dans tous les graphiques, le total autorisé des captures (TAC; tonnes) annuel correspondant est indiqué. Pour les débarquements par saison, les débarquements dans la zone 4Vn ont été attribués à la saison de pêche d'automne. Les données de 2020 et 2021 sont préliminaires.

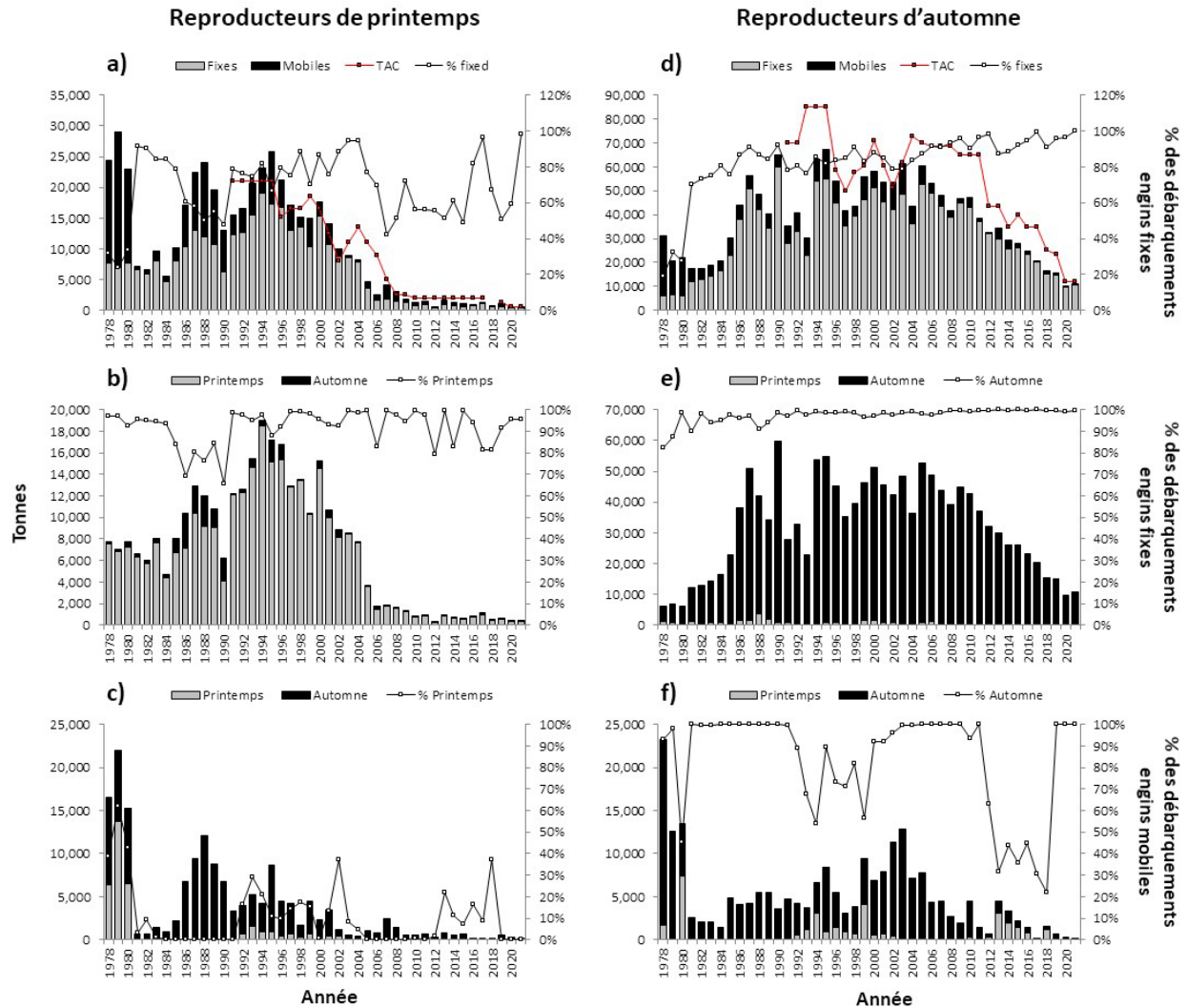


Figure 3. Débarquements estimés (tonnes) de la composante de reproducteurs de printemps (à gauche) et de la composante de reproducteurs d'automne (à droite) du hareng de l'Atlantique du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1978 à 2021. Les graphiques a et d montrent les débarquements estimés par type d'engin, la proportion des débarquements attribués à la flottille à engins fixes et le TAC pour la composante reproducteur (symboles rouges) pour la période de 1991 à 2021. Les graphiques b et e montrent les débarquements estimés de hareng de la flottille à engins fixes qui ont eu lieu au cours de la saison de pêche de printemps et d'automne, ainsi que la proportion de harengs débarqués au cours de la saison de pêche correspondante. Les graphiques c et f montrent les débarquements estimés de hareng de la flottille à engins mobiles qui ont eu lieu au cours de la saison de pêche de printemps et d'automne, ainsi que la proportion de harengs débarqués au cours de la saison de pêche correspondante. Pour les débarquements par saison, les débarquements dans la zone 4Vn de l'OPANO ont été attribués à la saison de pêche d'automne. Les données de 2020 et 2021 sont préliminaires.

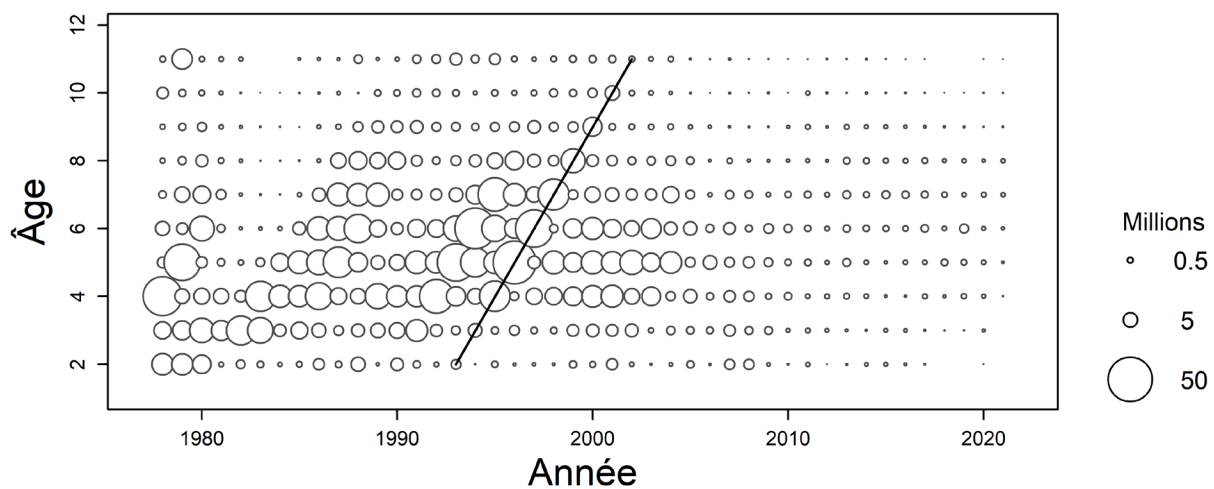


Figure 4. Captures selon l'âge de la composante de reproducteurs de printemps pour la pêche commerciale, tous engins confondus, de 1978 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle au nombre de captures selon l'âge et l'année. La diagonale représente la cohorte la plus forte la plus récente (1991). Les valeurs indiquées à l'âge de 11 ans représentent les captures selon l'âge de 11 ans et plus.

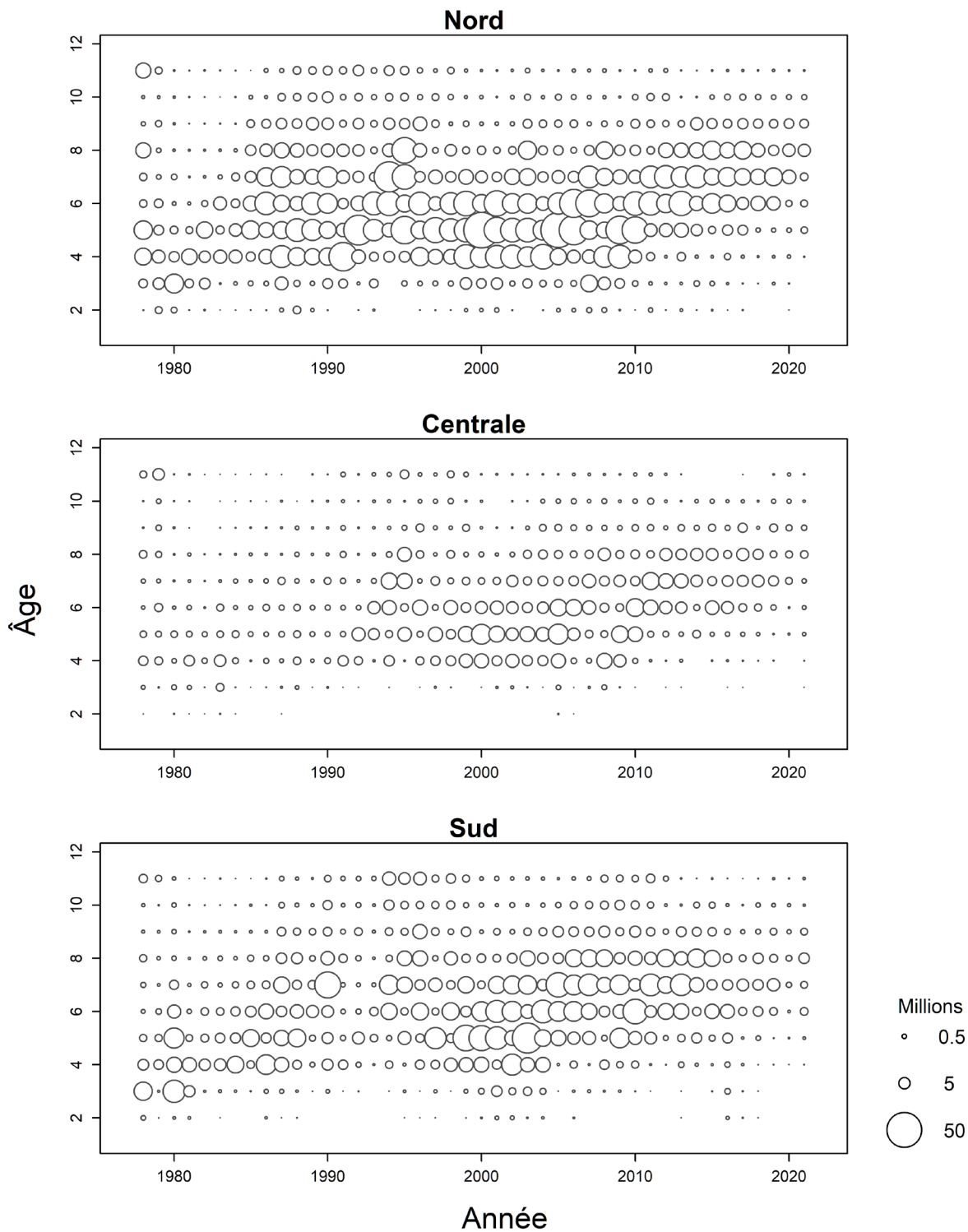


Figure 5. Captures selon l'âge de la composante de reproducteurs d'automne pour la pêche commerciale, tous engins confondus, de 1978 à 2021, pour les régions Nord (haut), Centrale (milieu) et Sud (bas). La taille de la bulle est proportionnelle au nombre de poissons dans les captures selon l'âge et l'année. Les valeurs indiquées à l'âge de 11 ans représentent les captures selon l'âge de 11 ans et plus.

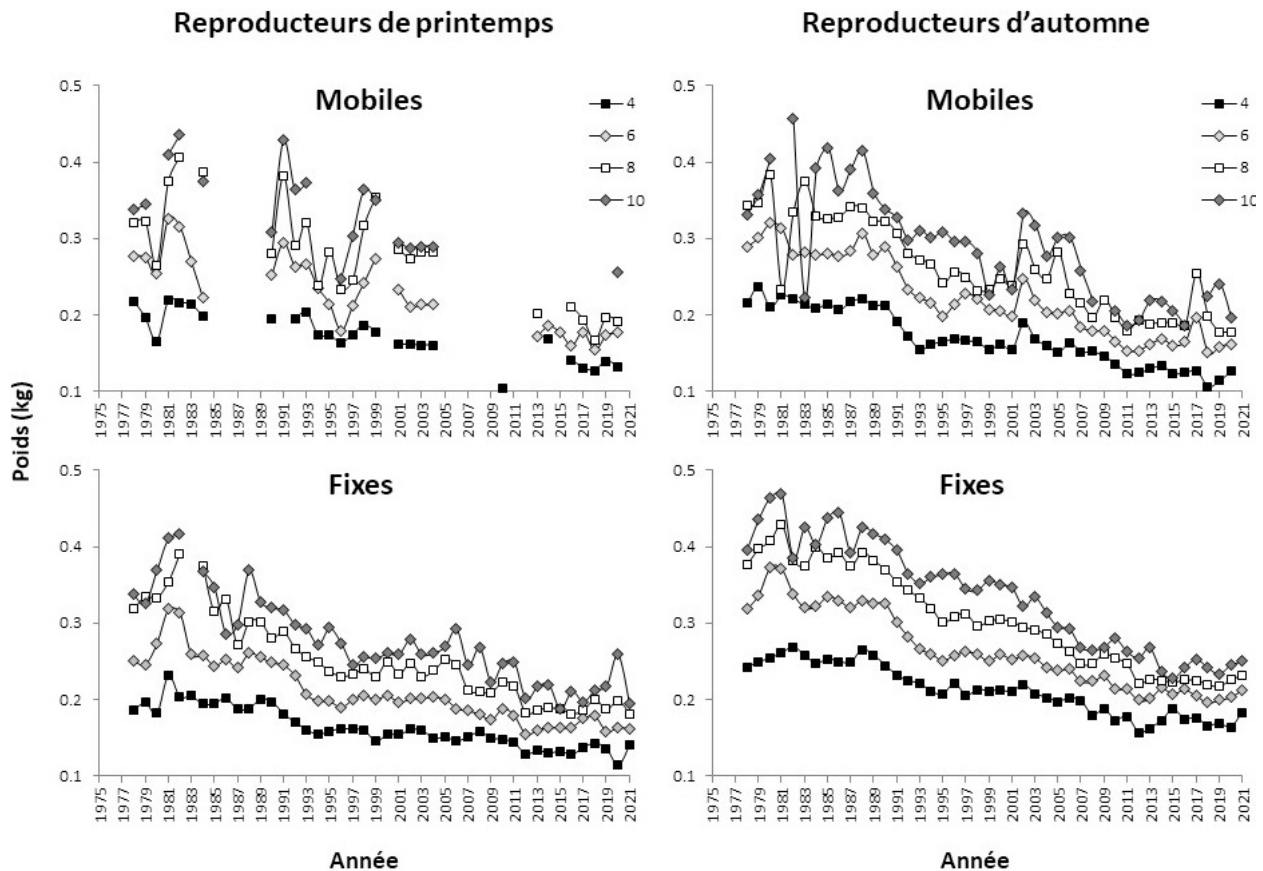


Figure 6. Poids moyen (kg) du hareng de l'Atlantique de 4, 6, 8 et 10 ans des reproducteurs de printemps (graphiques de gauche) prélevés dans les captures du printemps et des reproducteurs d'automne (graphiques de droite) prélevés dans les captures d'automne aux engins commerciaux mobiles (graphiques du haut) et fixes (graphiques du bas), dans la zone 4T de l'OPANO, de 1978 à 2021.

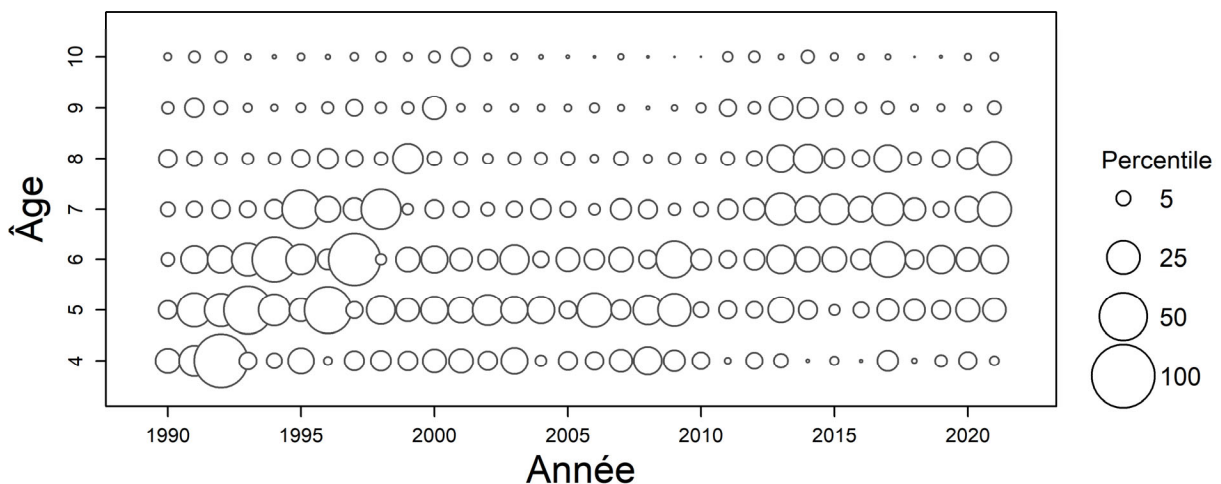


Figure 7. Captures par unité d'effort (nombre par coup de filet par sortie) des harengs reproducteurs de printemps, selon l'âge, de 1990 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle à la valeur maximale de l'indice des CPUE.

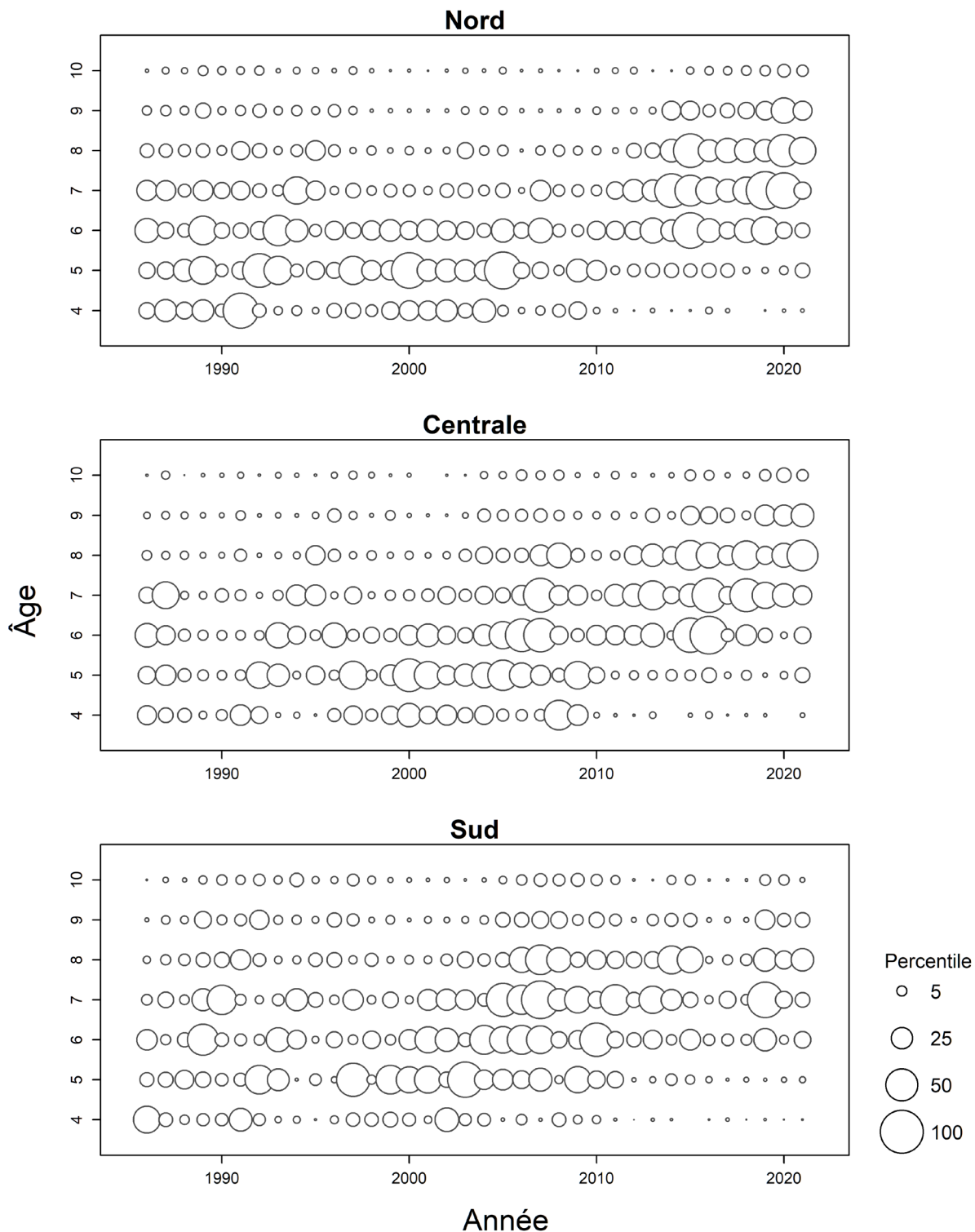


Figure 8. Captures par unité d'effort (nombre par coup de filet par sortie) des reproducteurs d'automne avec engins fixes, sans regroupement par âge, par région (graphique du haut, nord; graphique du milieu, centrale; graphique du bas, sud), de 1986 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle à la valeur de l'indice des CPUE.

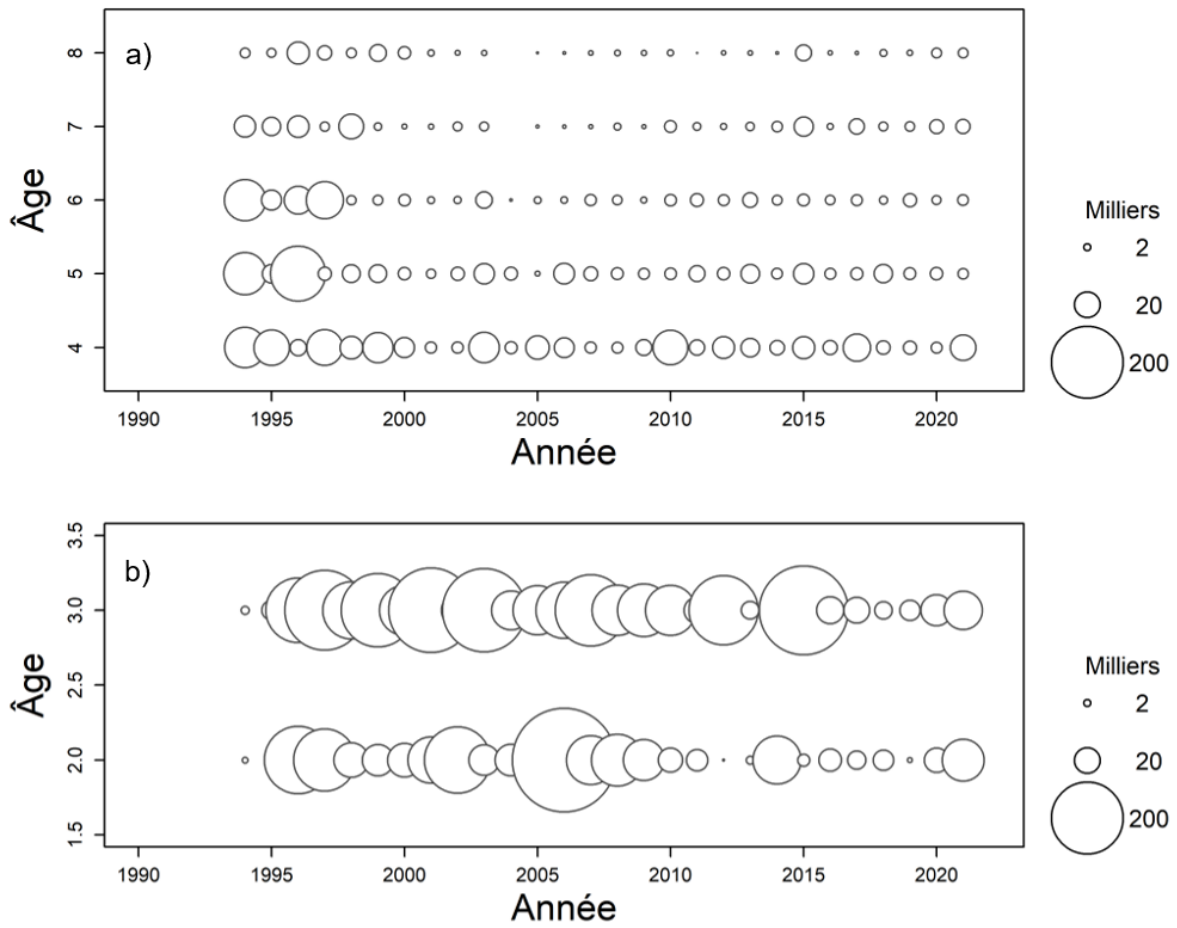


Figure 9. Abondance selon l'âge d'après le relevé acoustique indépendant de la pêche pour les reproducteurs de printemps (graphique du haut; âges 4 à 8 ans) et d'automne (graphique du bas; âges 2 à 3 ans) de 1994 à 2021.

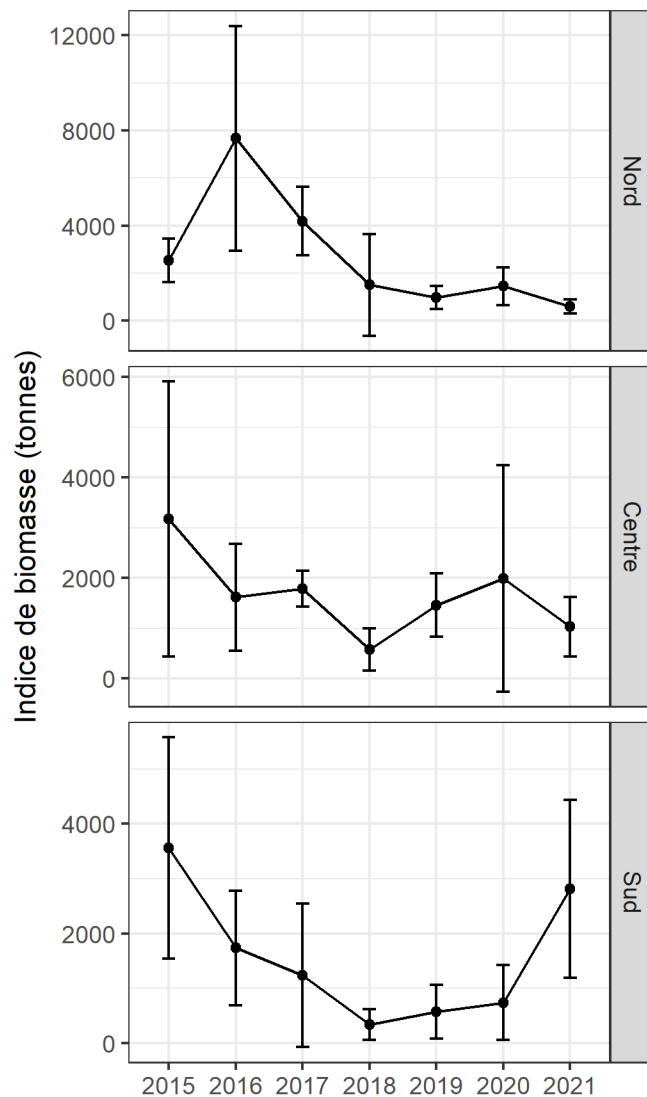


Figure 10. Indice de biomasse acoustique du hareng de l'Atlantique frayant à l'automne de la division 4T de l'OPANO dans les régions Nord, Centrale et Sud entre 2015 et 2021. Les points représentent la moyenne et les lignes verticales les intervalles de confiance à 95 %.

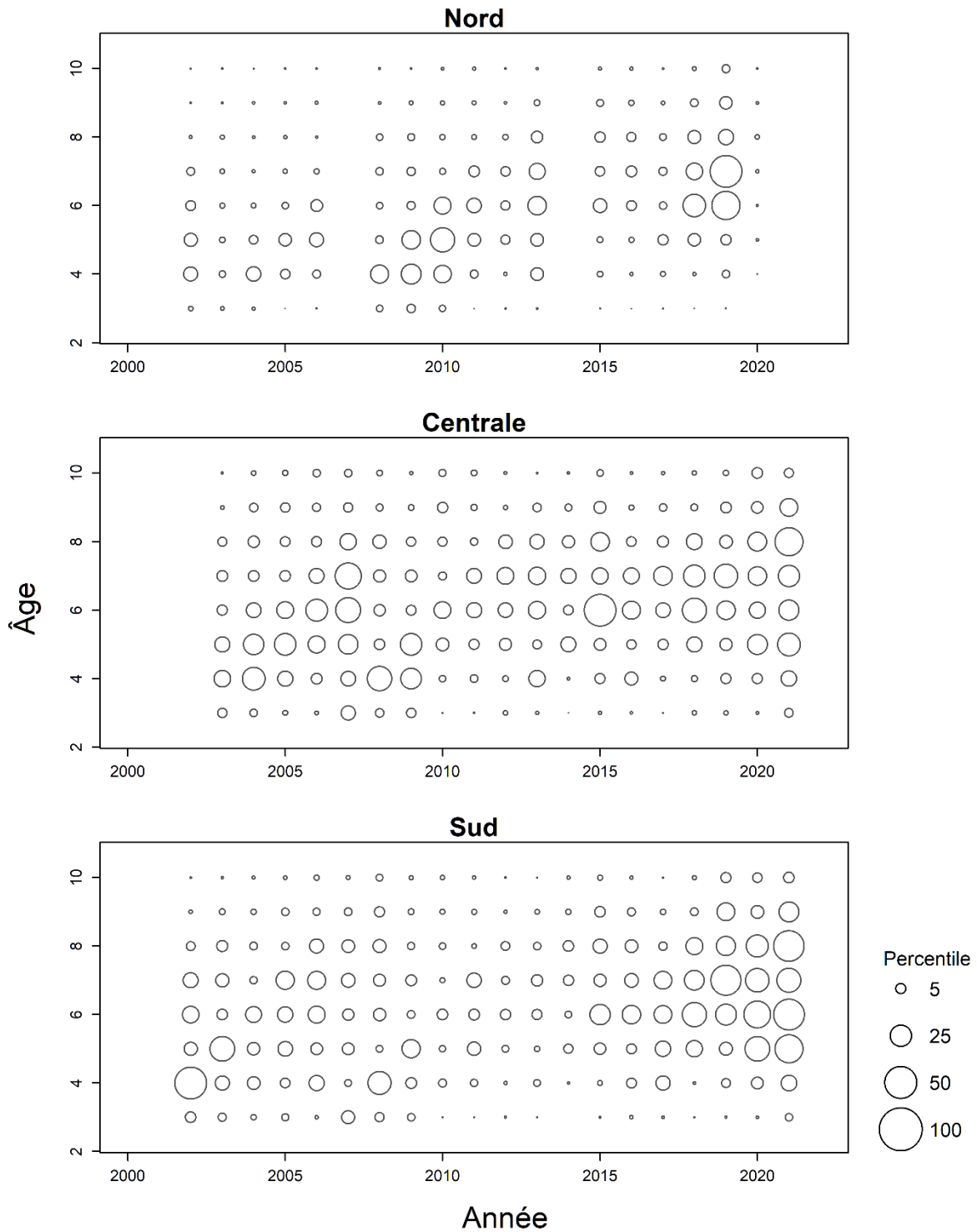


Figure 11. Captures selon l'âge (quantité) de reproducteurs d'automne issus de l'étude au filet expérimental par région (graphique du haut, nord; graphique du milieu, centrale; graphique du bas, sud) de 2002 à 2021. La taille de la bulle est proportionnelle à la valeur de l'indice.

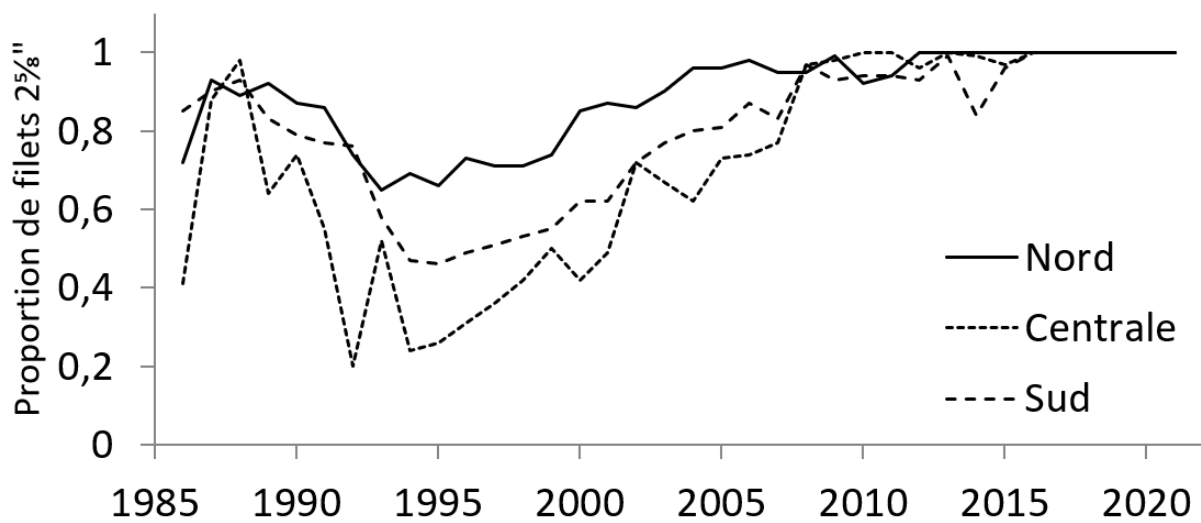


Figure 12. Variations des proportions de filets maillants avec des mailles de 2 5/8 po par région, de 1986 à 2021. Les autres filets utilisés ont un maillage de 2 3/4 po

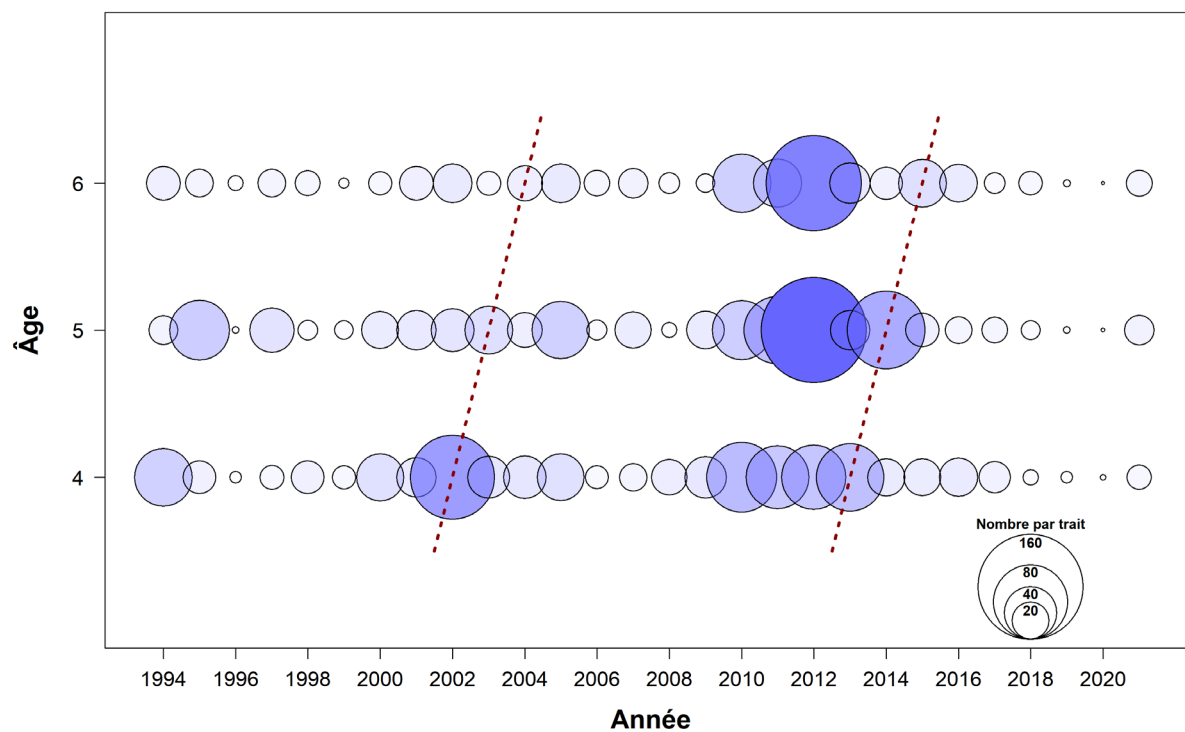


Figure 13. Indice d'abondance des relevés plurispécifiques au chalut de fond (nombre de poissons par trait normalisé) pour les harengs reproducteurs d'automne, âge de 4 à 6 ans, de 1994 à 2021.

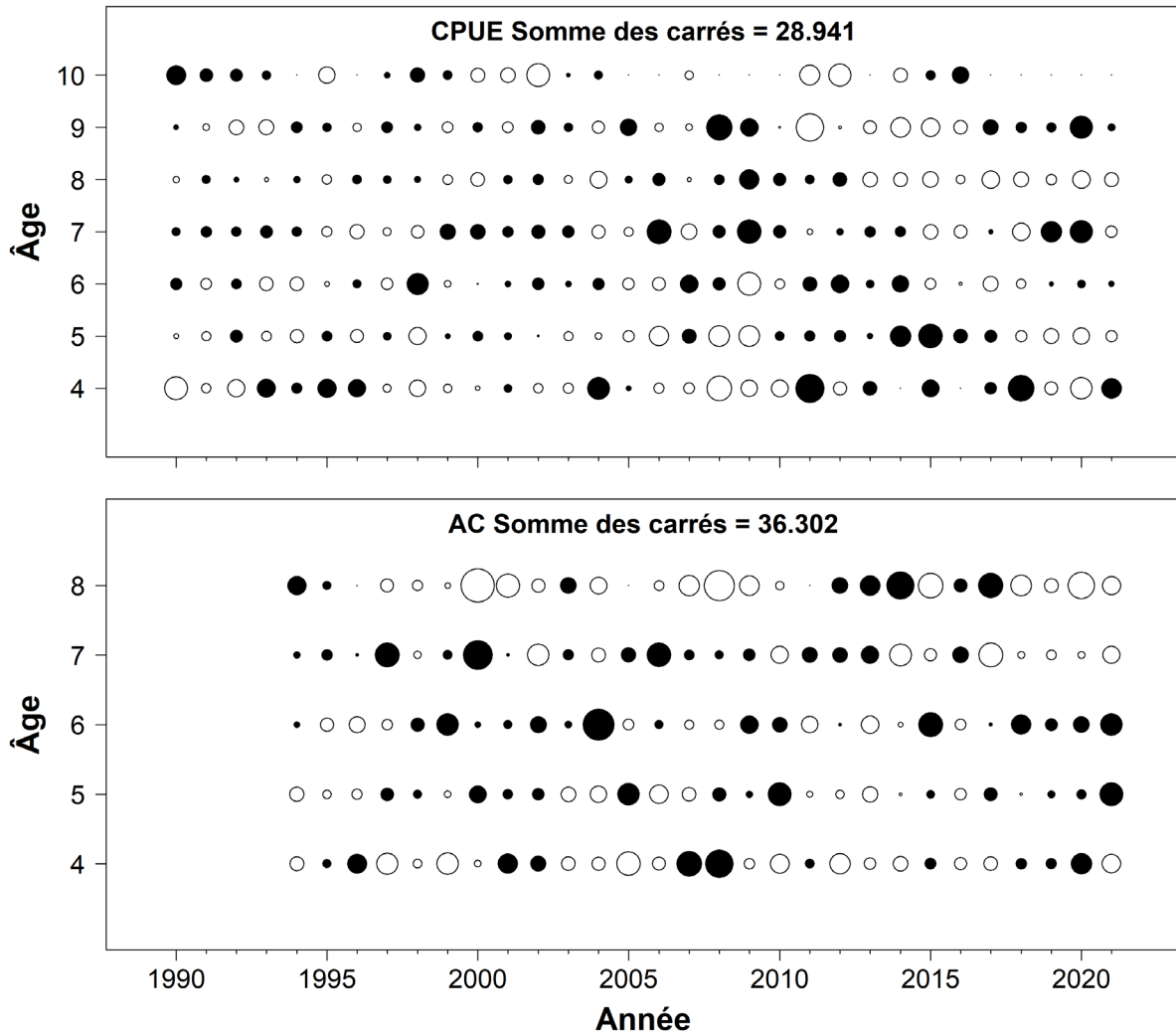


Figure 14. Proportions de résidus selon l'âge (indices observés – prédits) pour le modèle de population des reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Le graphique du haut représente les résidus relatifs à l'indice des CPUE, tandis que le graphique du bas représente les résidus relatifs à l'indice du relevé acoustique. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes, aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d., observés < prédits).

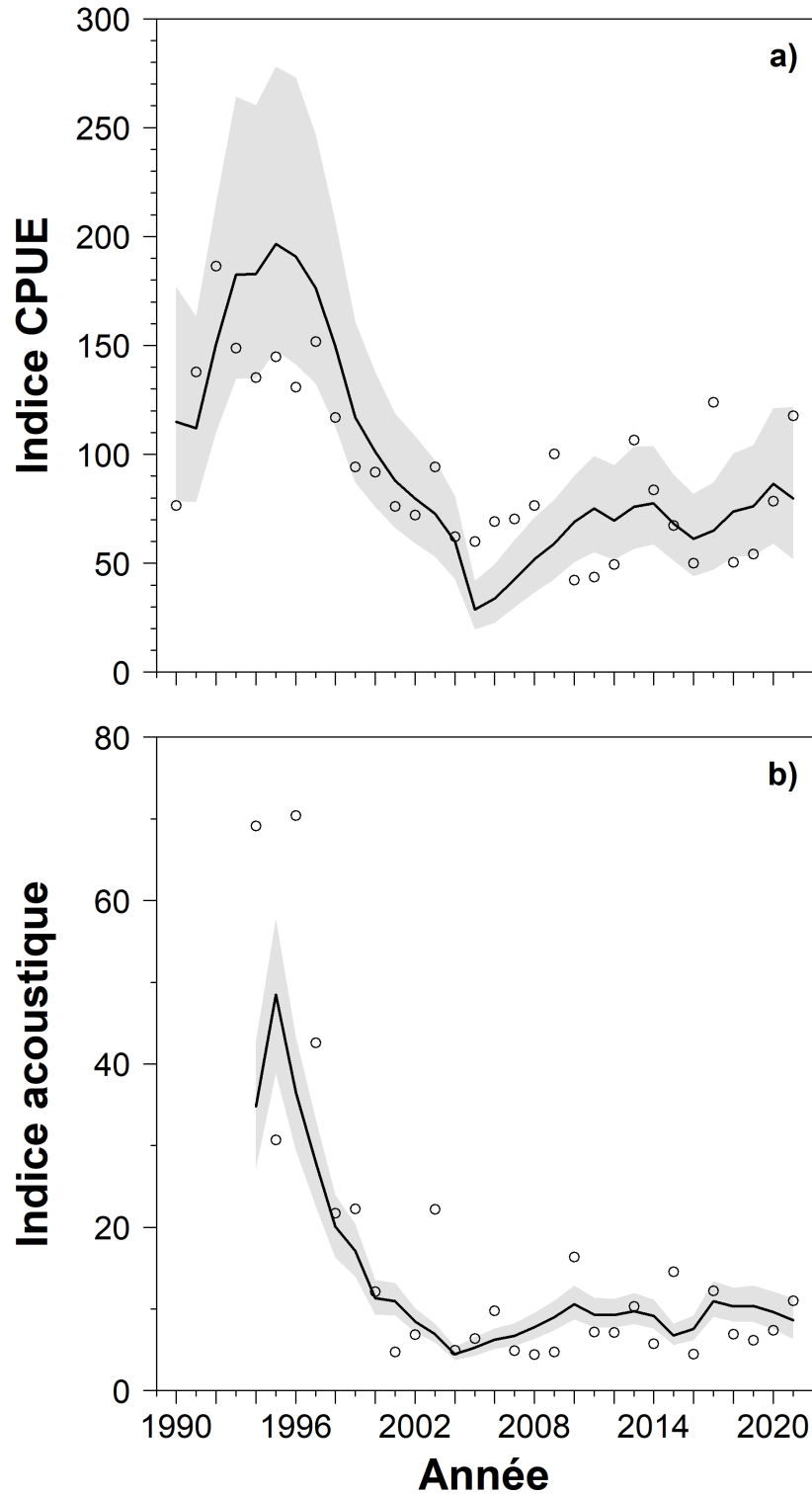


Figure 15. Indice des CPUE (graphique du haut) observés (cercles) et prédits (lignes et ombragés), et indice du relevés acoustiques (graphique du bas) pour le modèle de population des reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits, tandis que les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prédictions reposant sur l'échantillonnage MCMC.

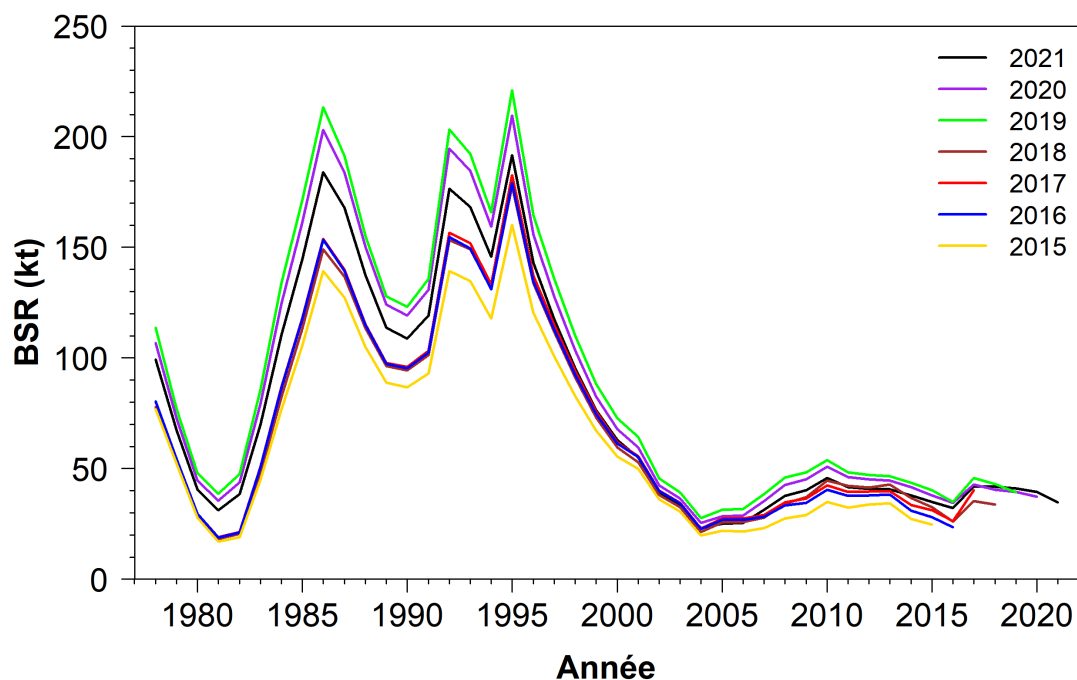


Figure 16. Biais rétrospectifs de la biomasse estimée du stock reproducteur de 4 à 10 ans pour les reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les couleurs des lignes correspondent aux extractions entre 2015 et 2021.

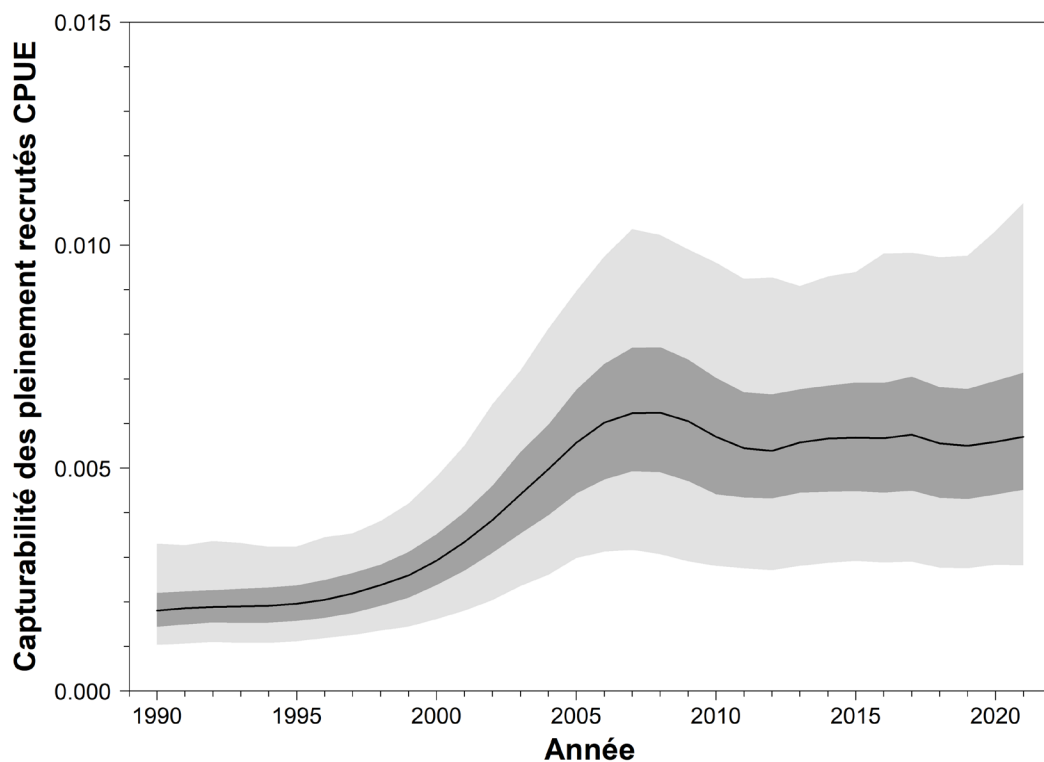


Figure 17. Estimation de la capturabilité (q) des poissons pleinement recrutés à l'indice des CPUE à partir du modèle de population des reproducteurs de printemps. Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent leur intervalle de confiance à 50 % (ombrage foncé) et 95 % (ombrage clair) de l'échantillonnage MCMC.

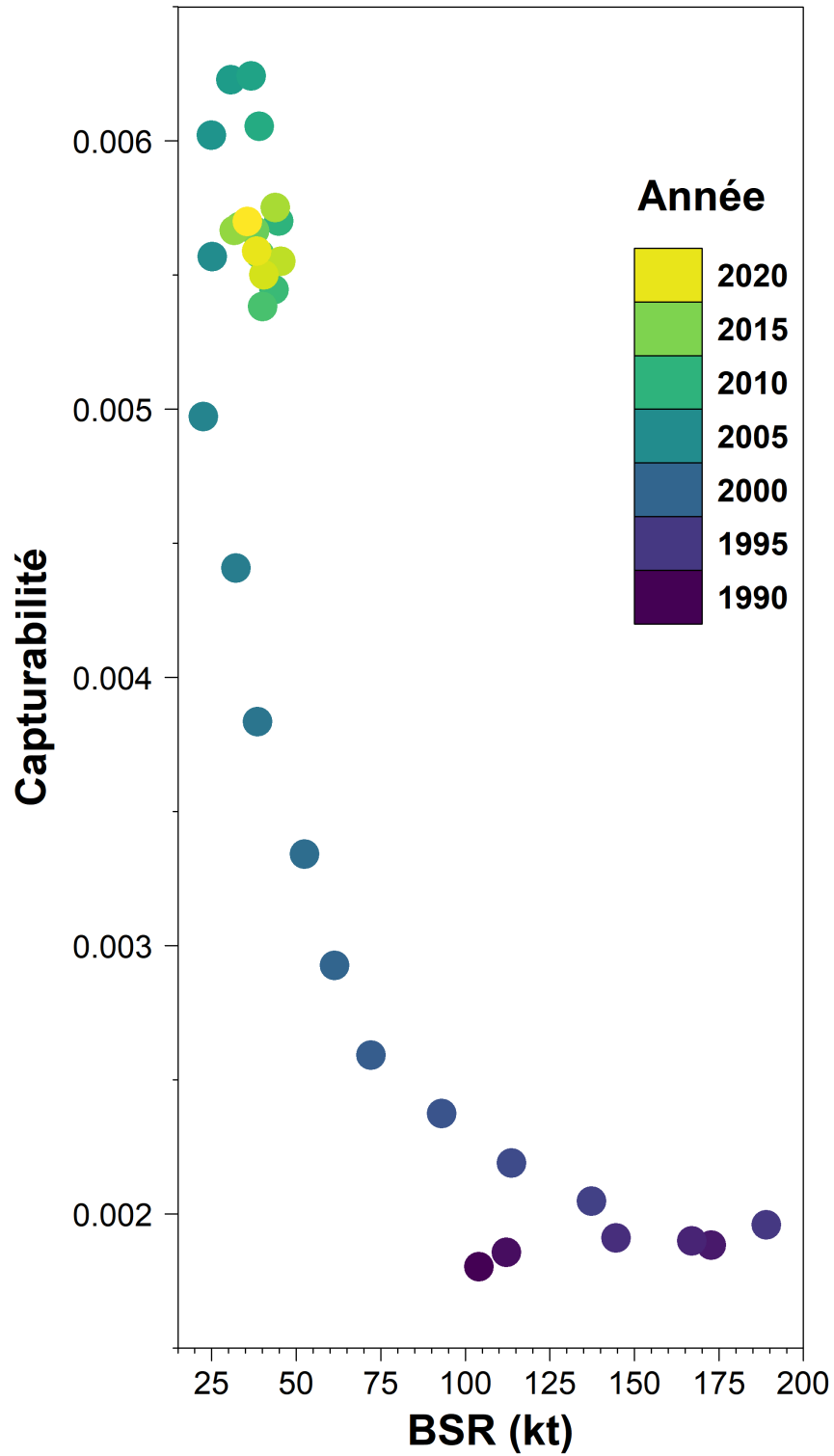


Figure 18. Capturabilité des poissons pleinement recrutés pour les CPUE au filet maillant (q) en fonction de la BSR (en milliers de tonnes) pour le hareng reproducteur de printemps entre 1990 et 2021.

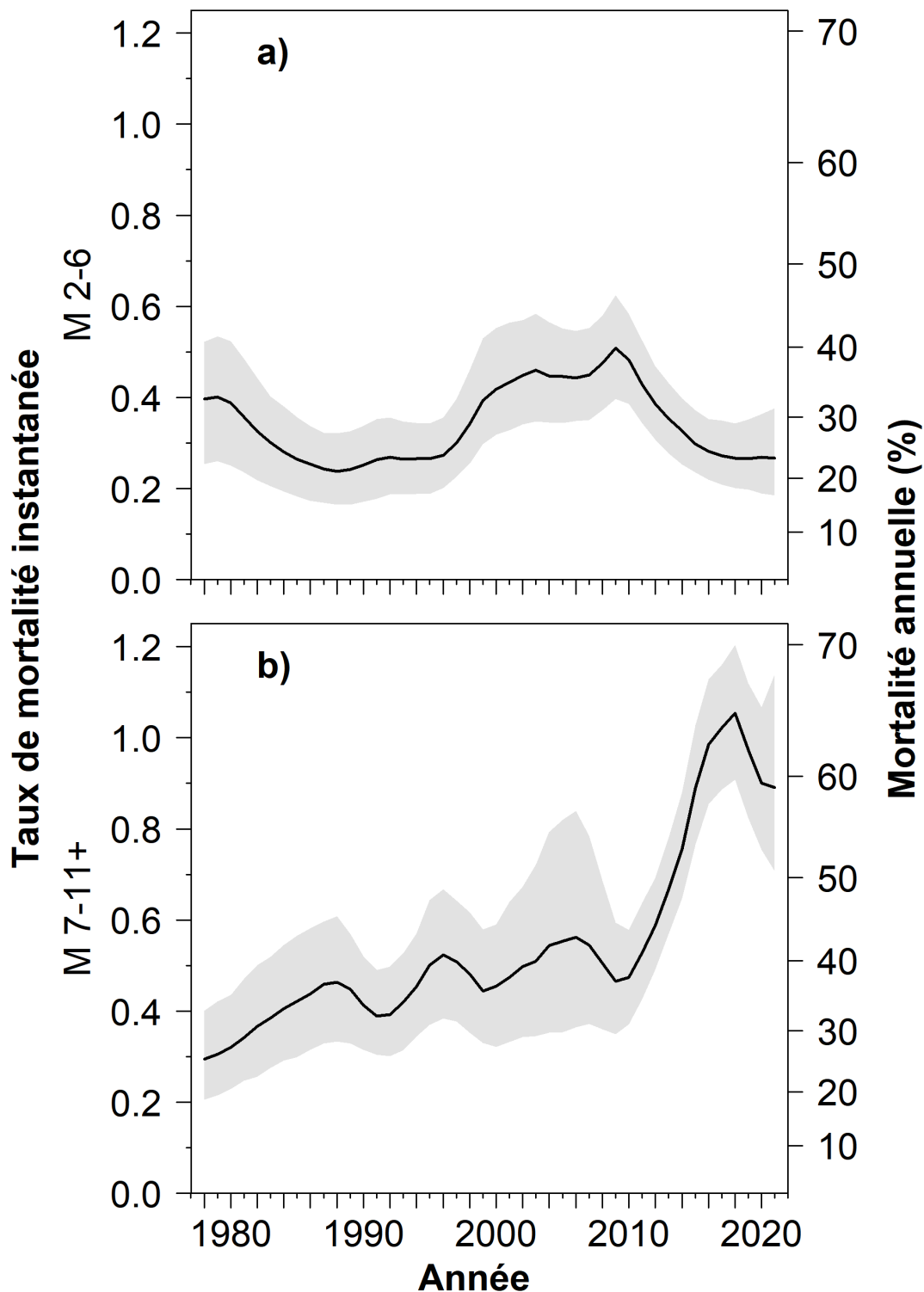


Figure 19. Estimation du taux de mortalité naturelle instantanée (M , axe de gauche) et de la mortalité annuelle (% , axe de droite) de la composante de reproducteurs de printemps du hareng de l'Atlantique, à partir du modèle de population, pour les 2 à 6 ans (graphique du haut) et les 7 à 11 ans et plus (graphique du bas). Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent leur intervalle de confiance à 95 % de l'échantillonnage MCMC.

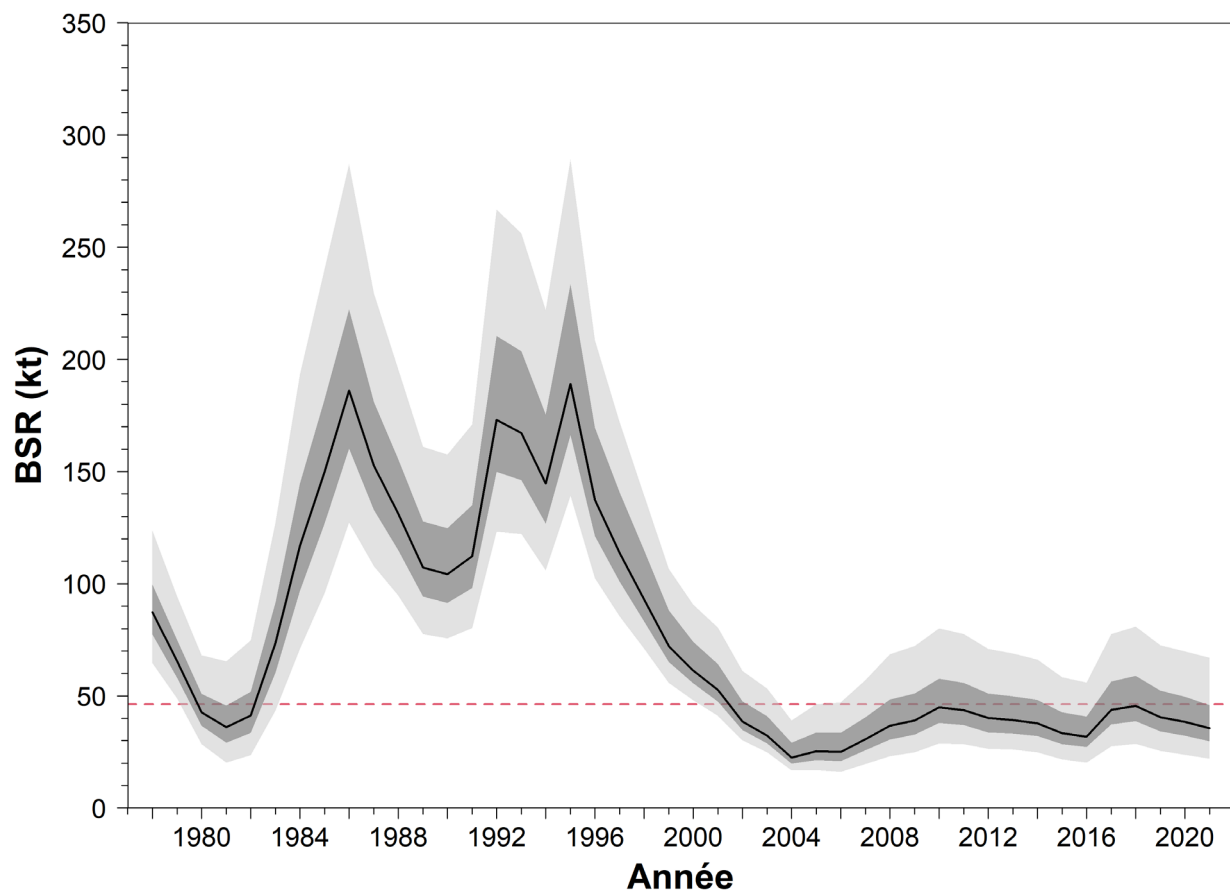


Figure 20. Estimation de la biomasse du stock reproducteur de la composante de harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1978 à 2021, au début de la saison de pêche (1^{er} avril). La ligne continue est l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les ombrages représentent ses intervalles de confiance à 50 % (ombrage foncé) et 95 % (ombrage clair). La ligne horizontale rouge en pointillés est le point de référence limite (PRL = BSR de 46 340 tonnes).

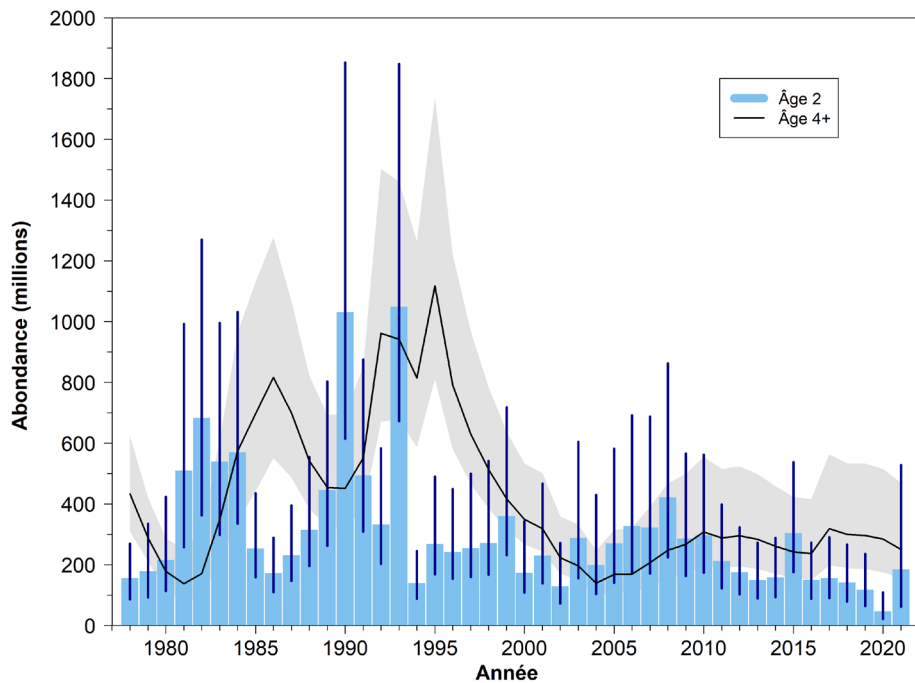


Figure 21. Estimation de l'abondance au 1^{er} janvier des harengs de 2 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales et l'ombrage représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

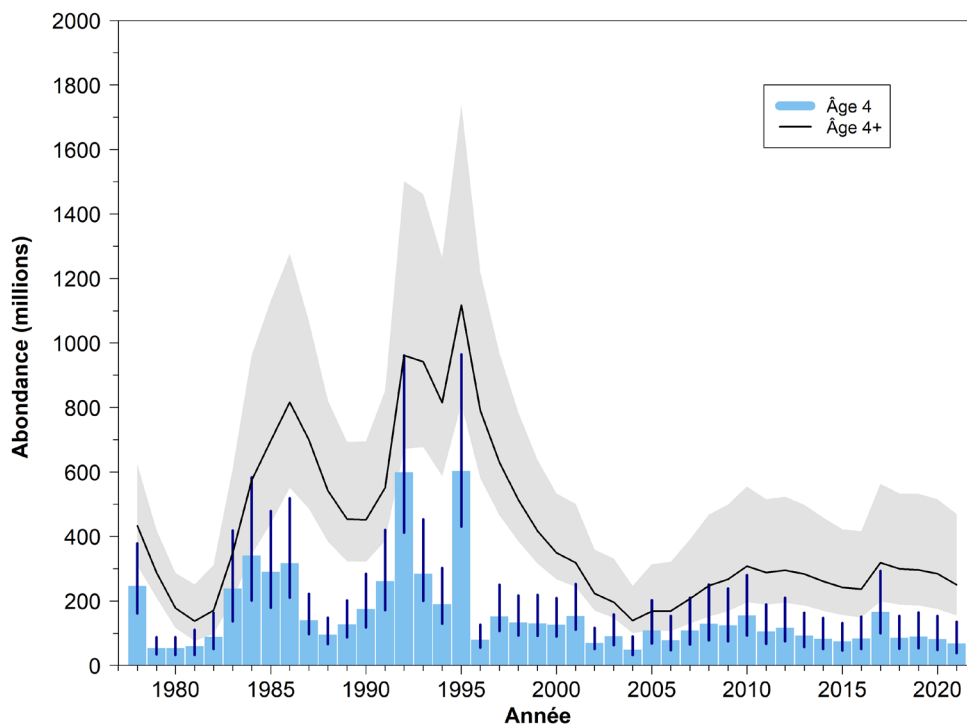


Figure 22. Estimation au 1^{er} janvier de l'abondance des harengs de 4 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales et l'ombrage représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

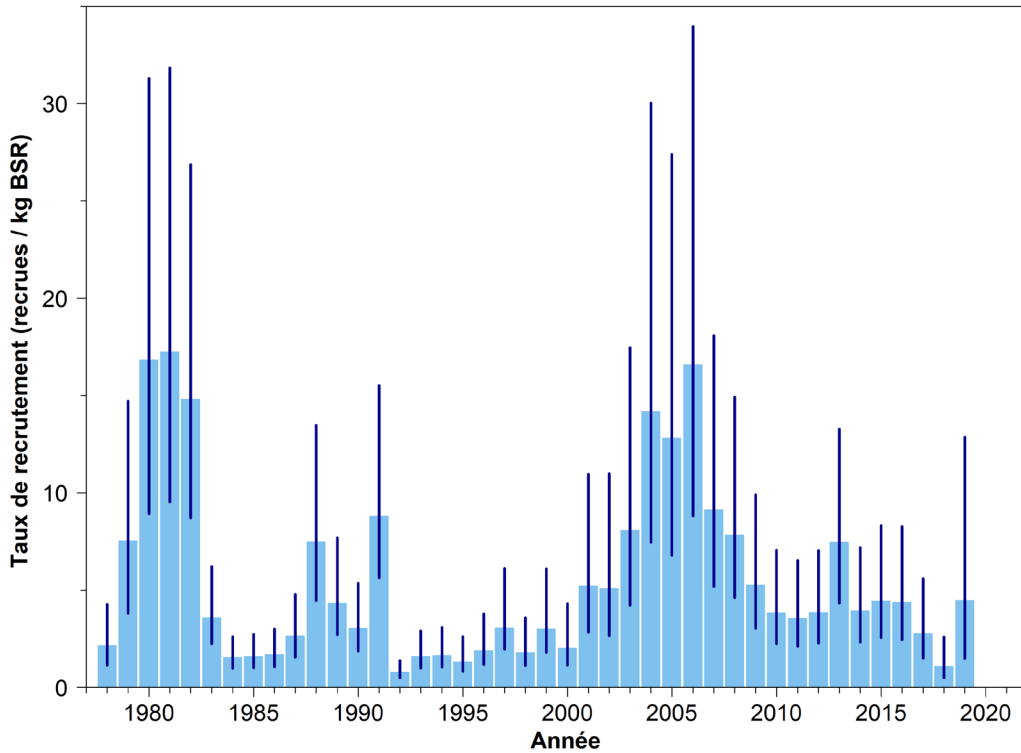


Figure 23. Taux de recrutement des recrues de 2 ans pour les cohortes de harengs de reproducteurs de printemps de 1978 à 2019 dans la zone 4T de l'OPANO. Les lignes verticales représentent les intervalles de confiance à 95 %.

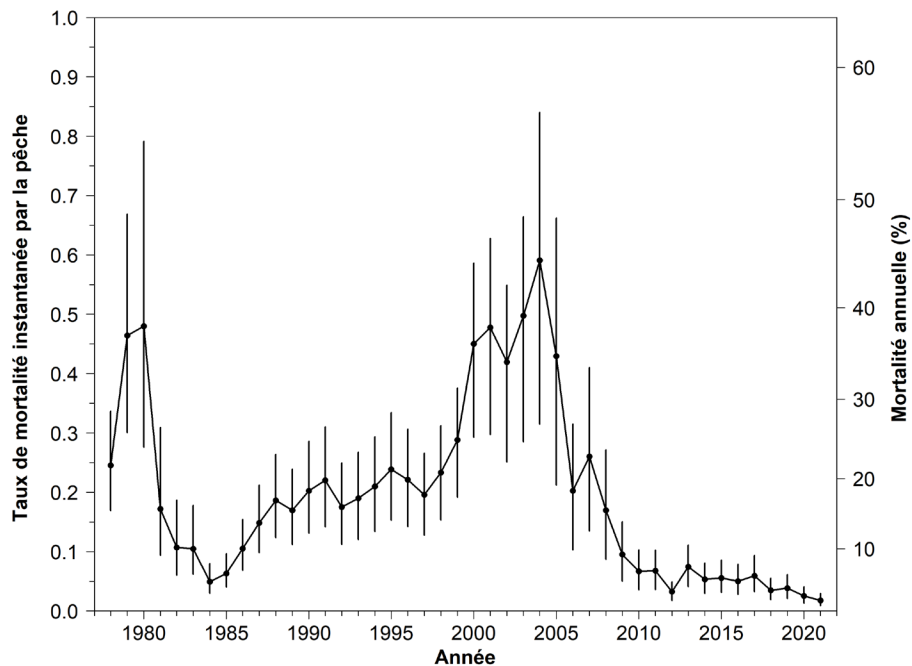


Figure 24. Estimation au 1^{er} janvier de la mortalité par la pêche des 6 à 8 ans pondérée par l'abondance (F6-8, axe de gauche; taux d'exploitation annuelle, axe de droite) des harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les cercles sont les estimations médianes et les lignes verticales leurs intervalles de confiance à 95 %.

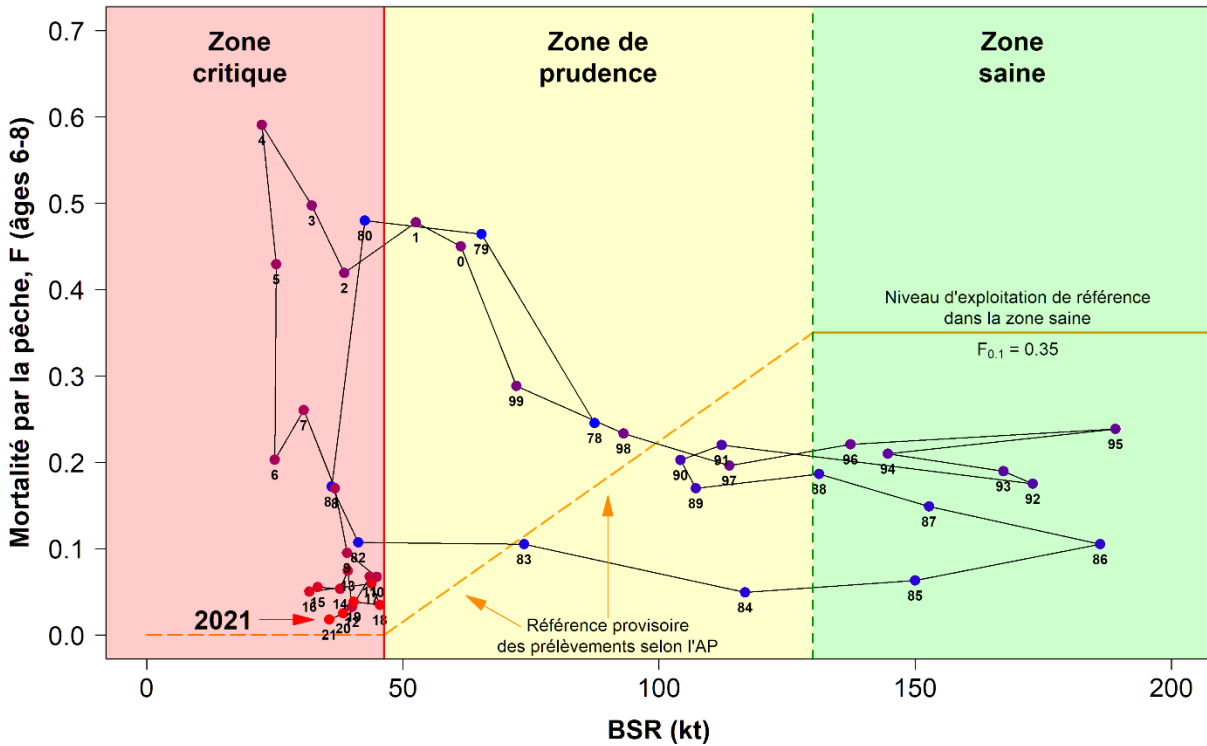


Figure 25. Trajectoire des harengs du sGSL, composante des reproducteurs de printemps, par rapport à la BSR (kt) et au taux de mortalité par la pêche pondéré par l'abondance pour les âges 6 à 8. La ligne verticale rouge continue représente le PRL, et la ligne verticale verte tiretée, le PRS. La ligne horizontale orange continue représente la valeur de référence du taux d'exploitation ($F_{0,1} = 0,35$) dans la zone saine, et la ligne orange tiretée, la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution dans les zones de précaution et les zones critiques. Les étiquettes des points indiquent les années (83 = 1983, 0 = 2000). Les codes de couleur vont du bleu pour 1978 au rouge en 2021.

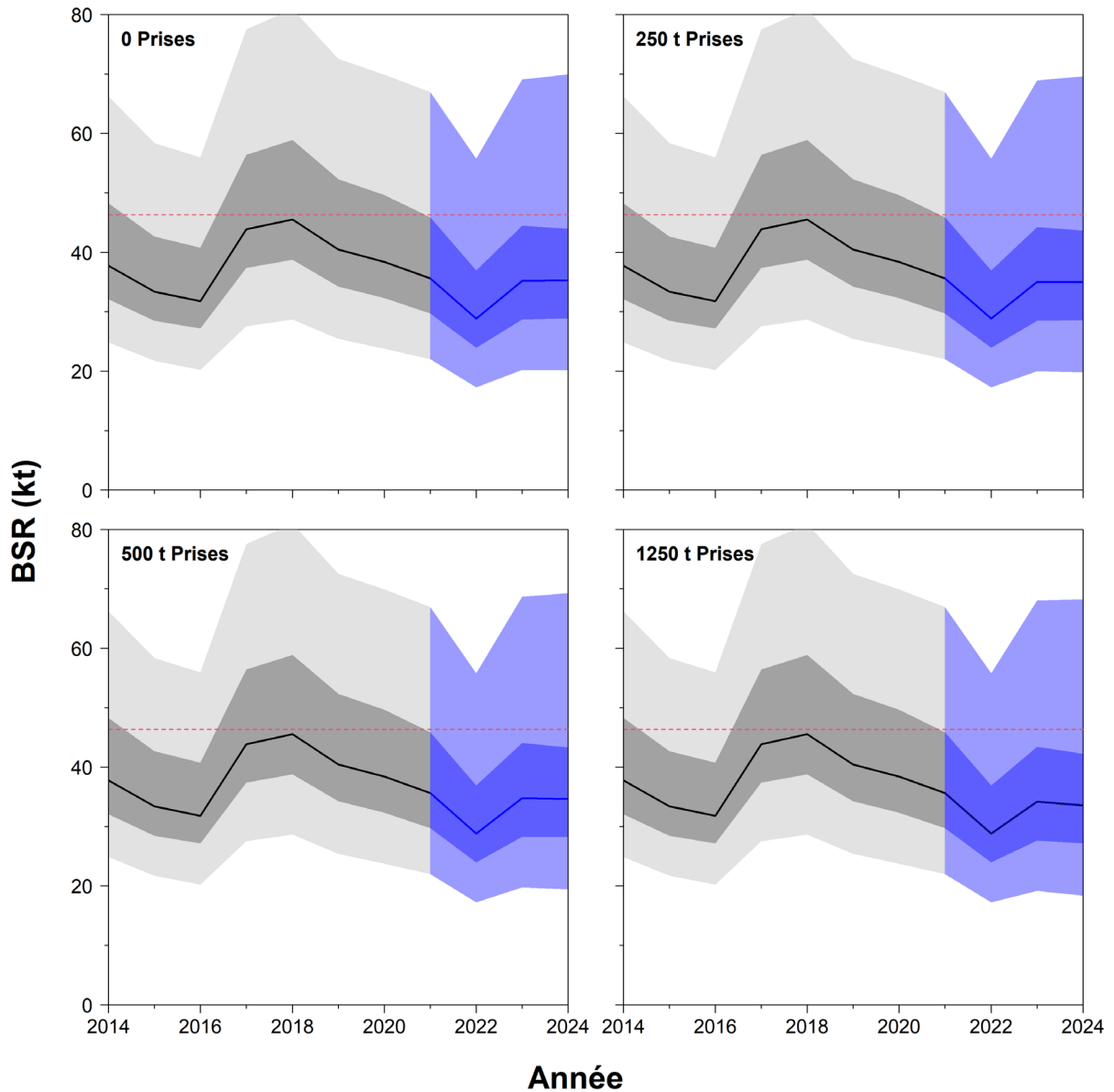


Figure 26. Projection de la biomasse du stock reproducteur au 1^{er} avril (BSR en milliers de tonnes) de harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent, avec un niveau de recrutement moyen sur 5 ans et un niveau de mortalité naturelle moyen sur 2 ans à différents niveaux de captures en 2022 et 2023. Les lignes indiquent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} avril, en foncé l'intervalle de confiance de 75 %, et en clair les intervalles de confiance de 95 % de ces estimations (selon l'échantillonnage fondé sur la méthode de MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection. La ligne horizontale rouge est le point de référence limite (PRL).

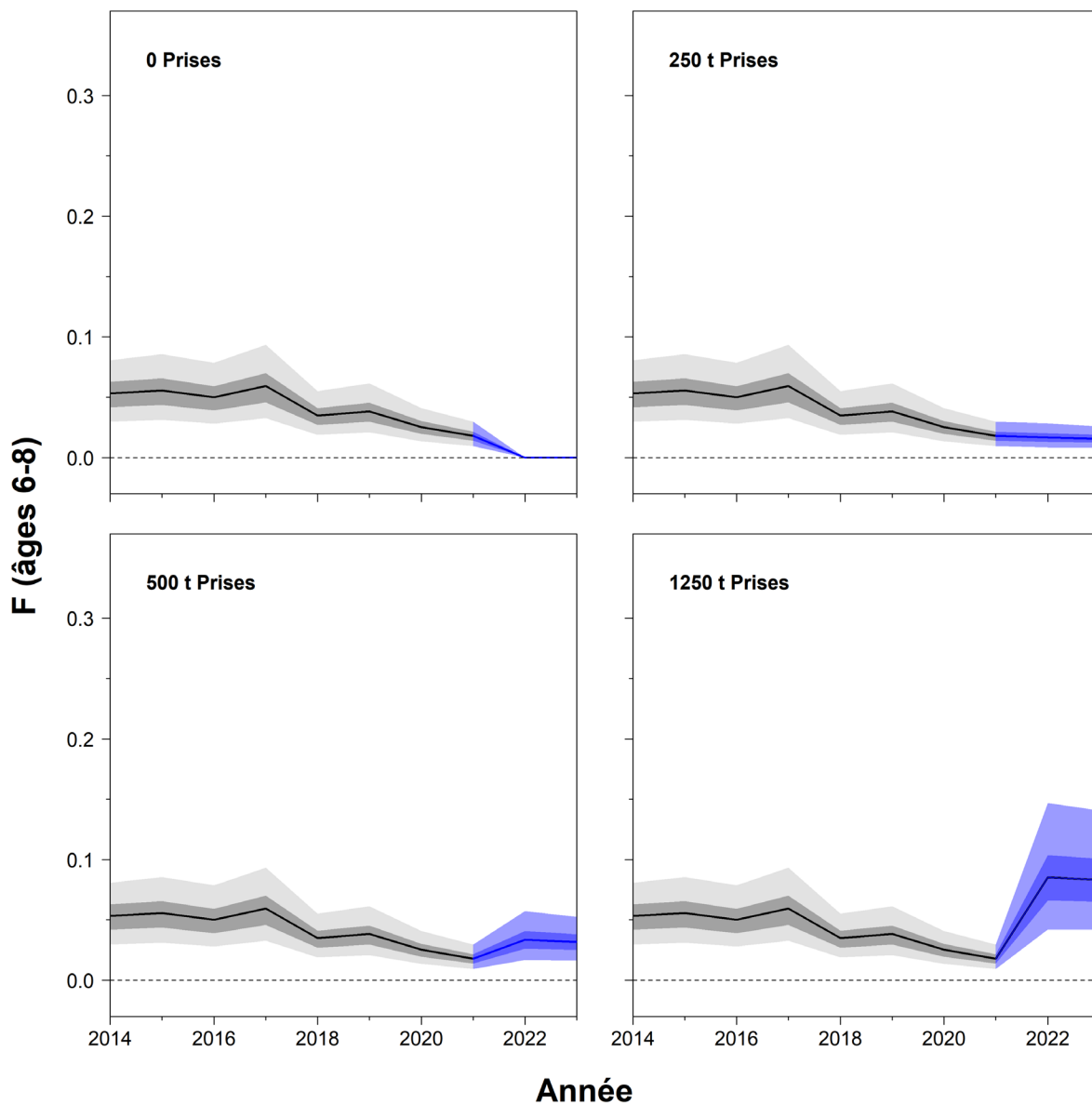


Figure 27. Projection du taux de mortalité par la pêche (F) des harengs reproducteurs de printemps, âgés de 6 à 8 ans, provenant du sud du golfe du Saint-Laurent, à différents niveaux de captures en 2022 et 2023. Les lignes indiquent les estimations médianes de la mortalité par la pêche, en foncé l'intervalle de confiance de 75 % et en clair les intervalles de confiance à 95 % de ces estimations (selon l'échantillonnage MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection.

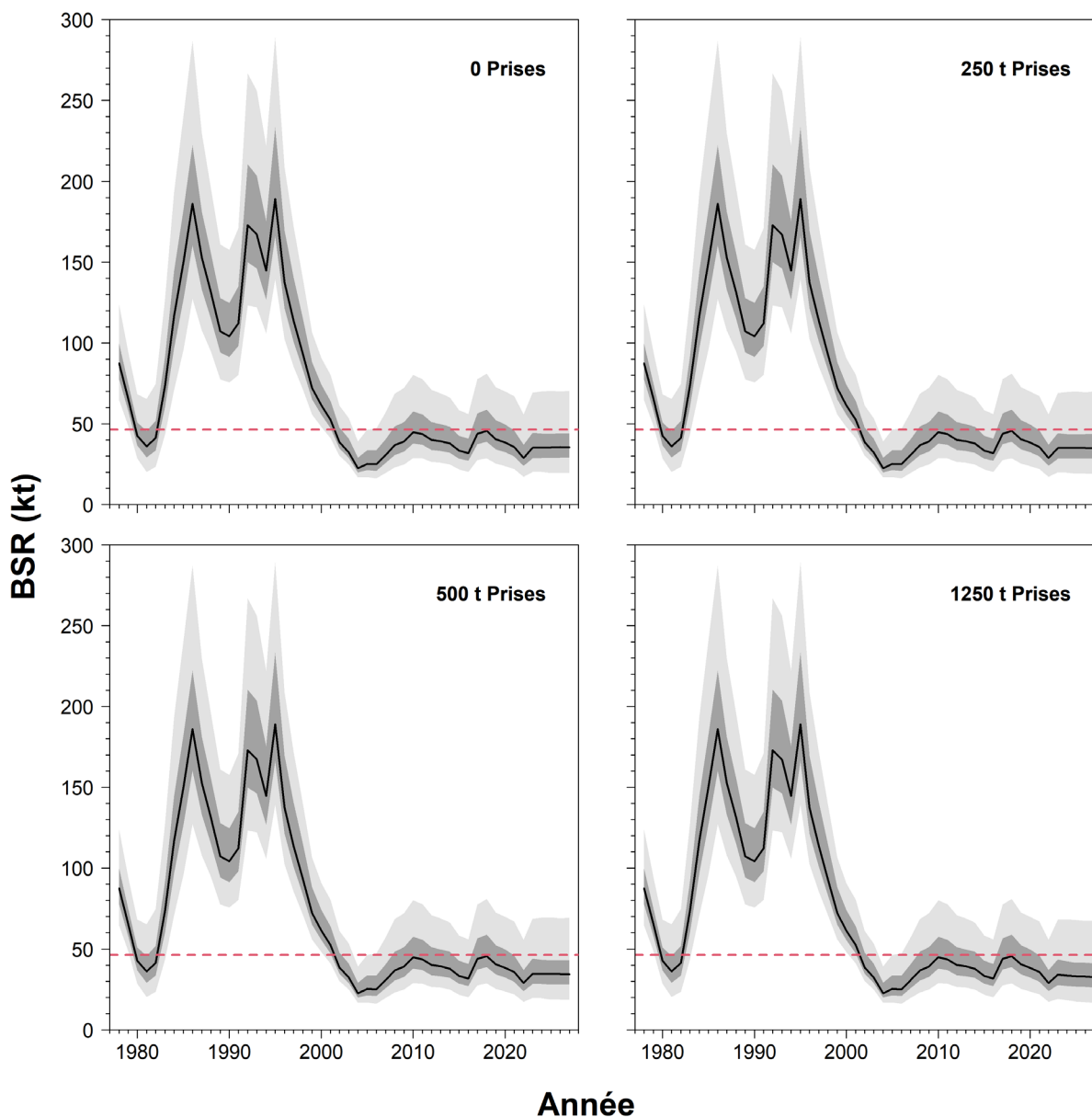


Figure 28. Projection de la biomasse du stock reproducteur au 1^{er} avril (BSR en milliers de tonnes) des harengs reproducteurs de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent, avec un niveau de recrutement moyen sur 5 ans et un niveau de mortalité naturelle moyen sur 2 ans à différents niveaux de captures pour toutes les années entre 2022 et 2027. Les lignes indiquent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} avril, en foncé l'intervalle de confiance à 75 %, et en clair les intervalles de confiance à 95 % de ces estimations (selon l'échantillonnage MCMC). La ligne horizontale rouge est le point de référence limite (PRL).

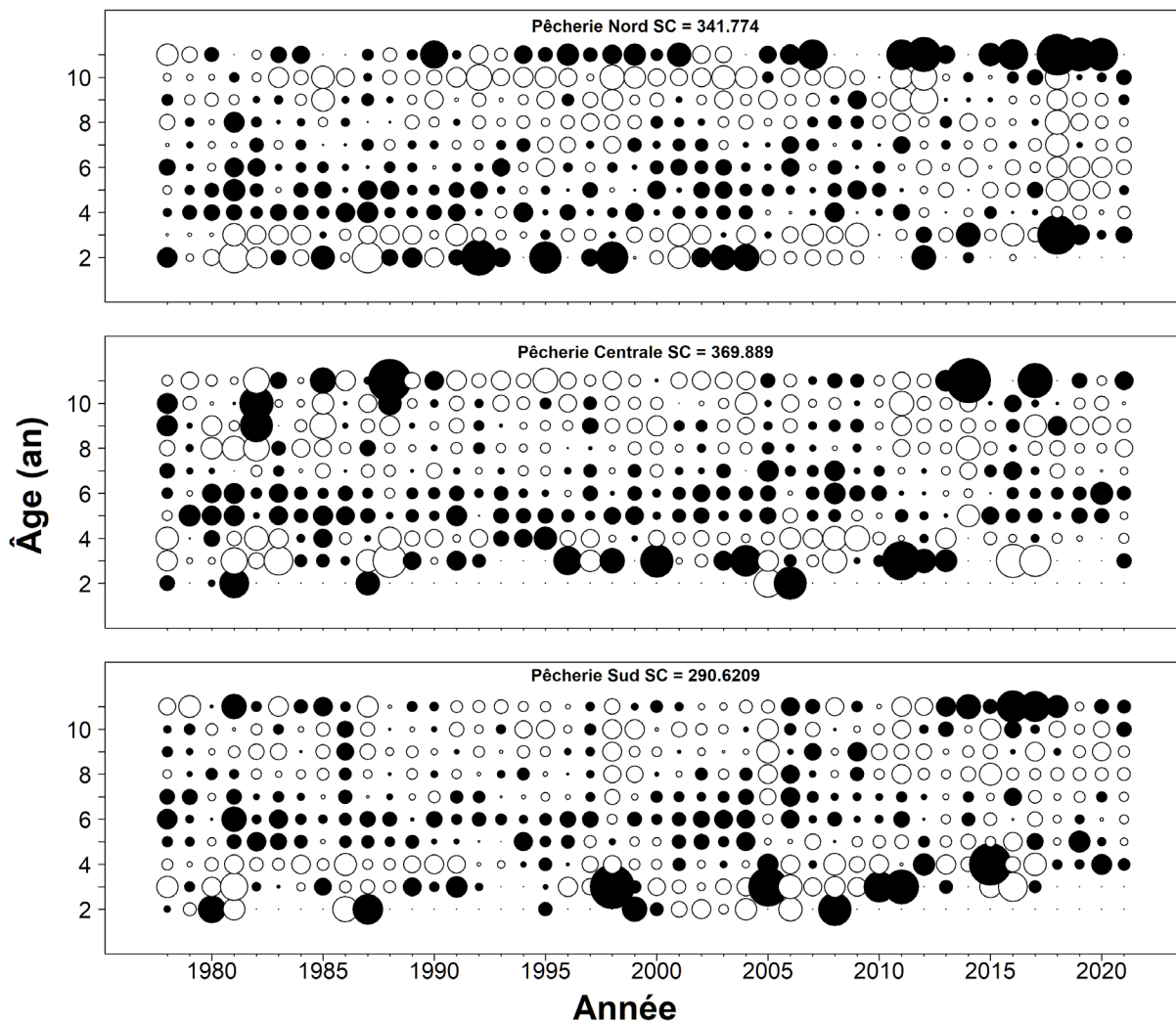


Figure 29. Résidus des proportions selon l'âge de captures par la pêche par région (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits).

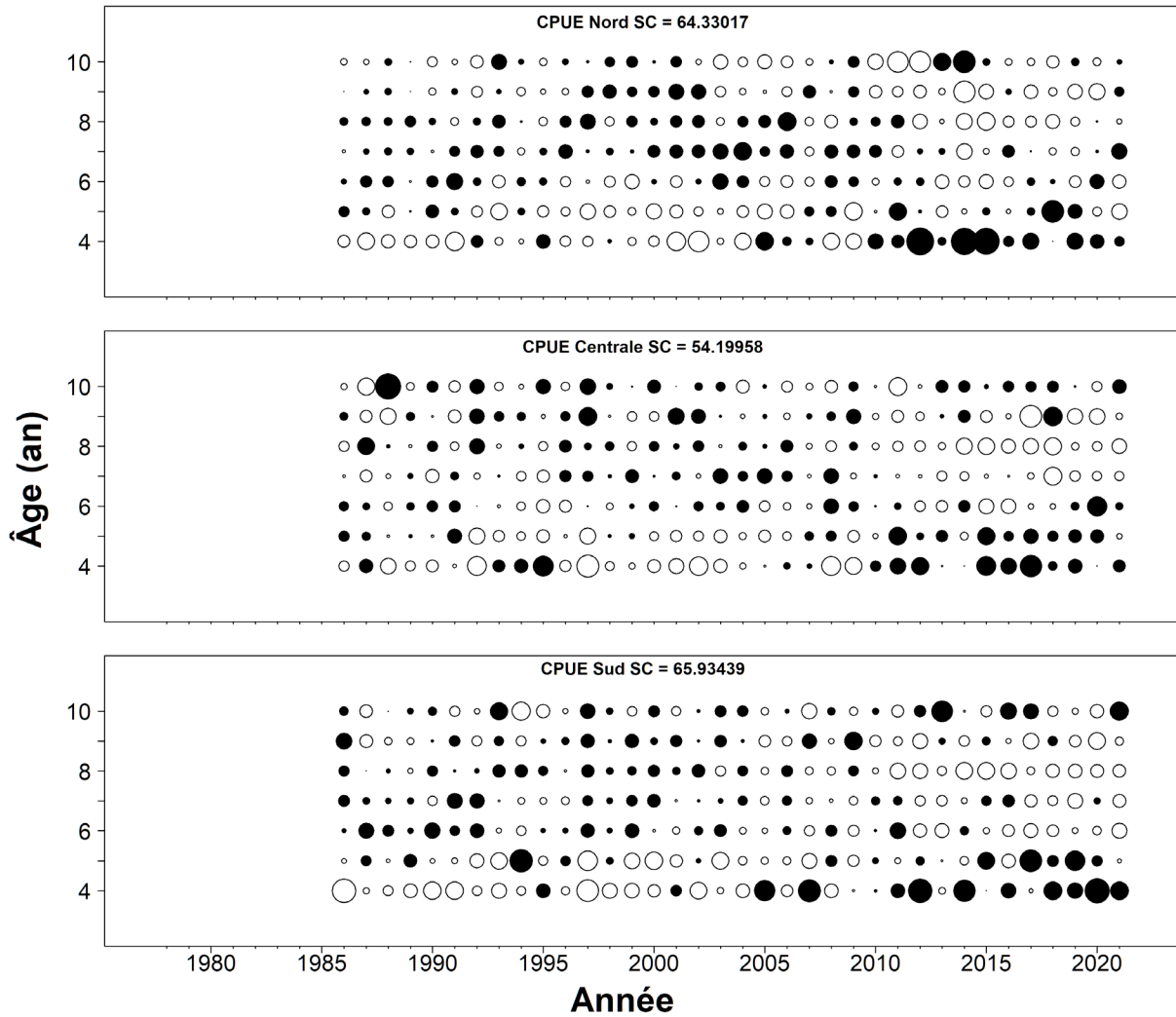


Figure 30. Résidus des proportions selon l'âge de l'indice des CPUE par région (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits).

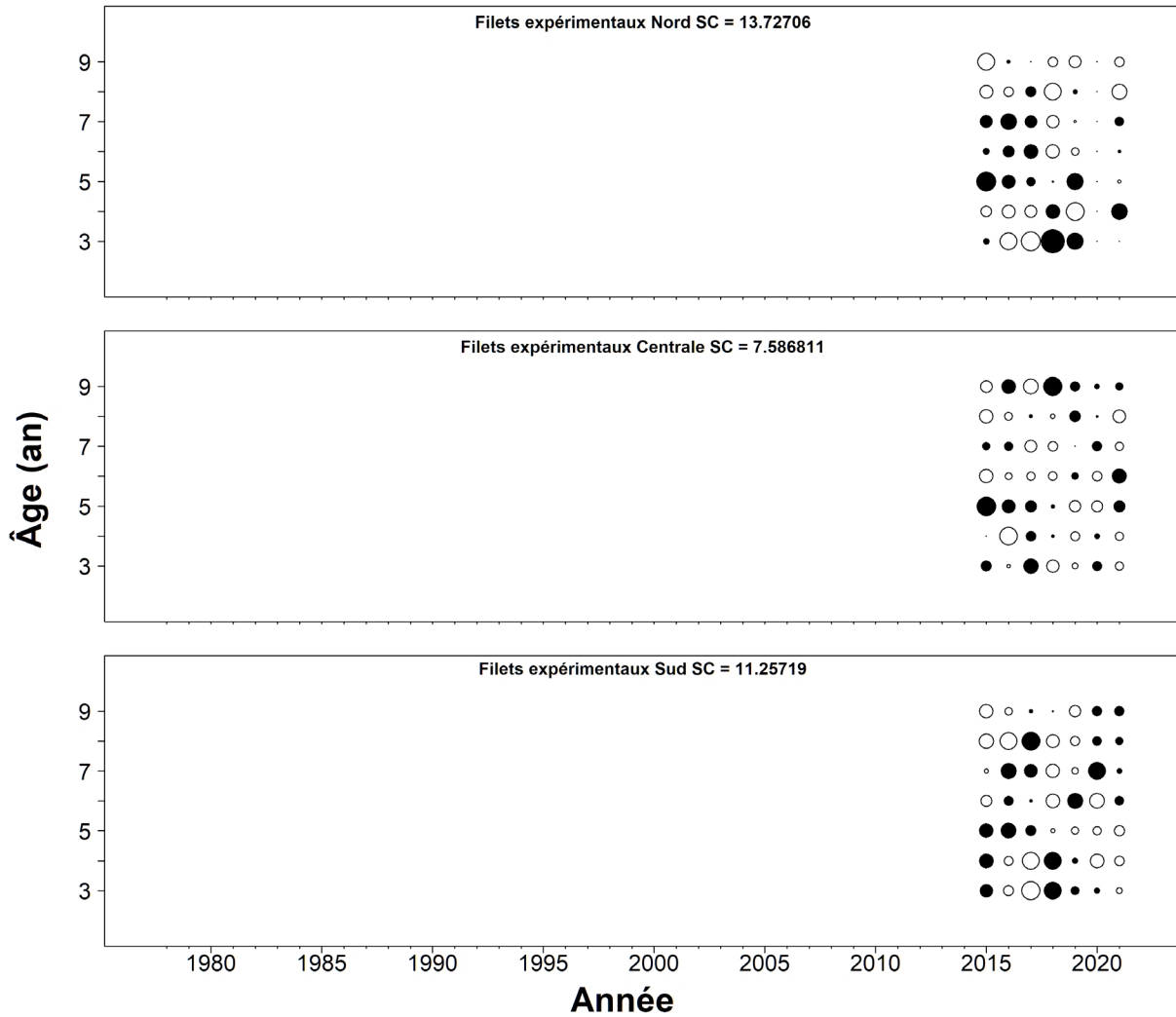


Figure 31. Résidus des proportions selon l'âge de l'indice des filets expérimentaux par région (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits).

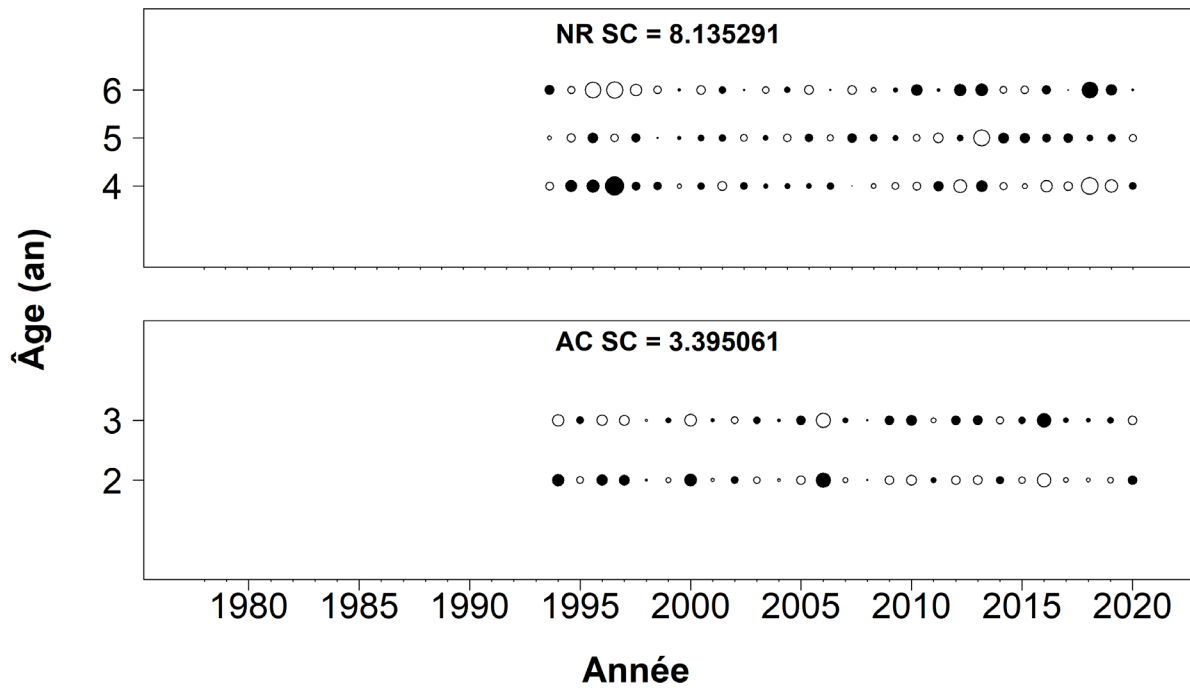


Figure 32. Résidus des proportions selon l'âge de l'indice du relevé par navire de recherche (en haut) et de l'indice du relevé acoustique (en bas) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les rangées correspondent aux âges et les colonnes aux années. Le rayon du cercle est proportionnel à la valeur absolue des résidus. Les cercles noirs représentent les résidus négatifs (c.-à-d. observés < prédits).

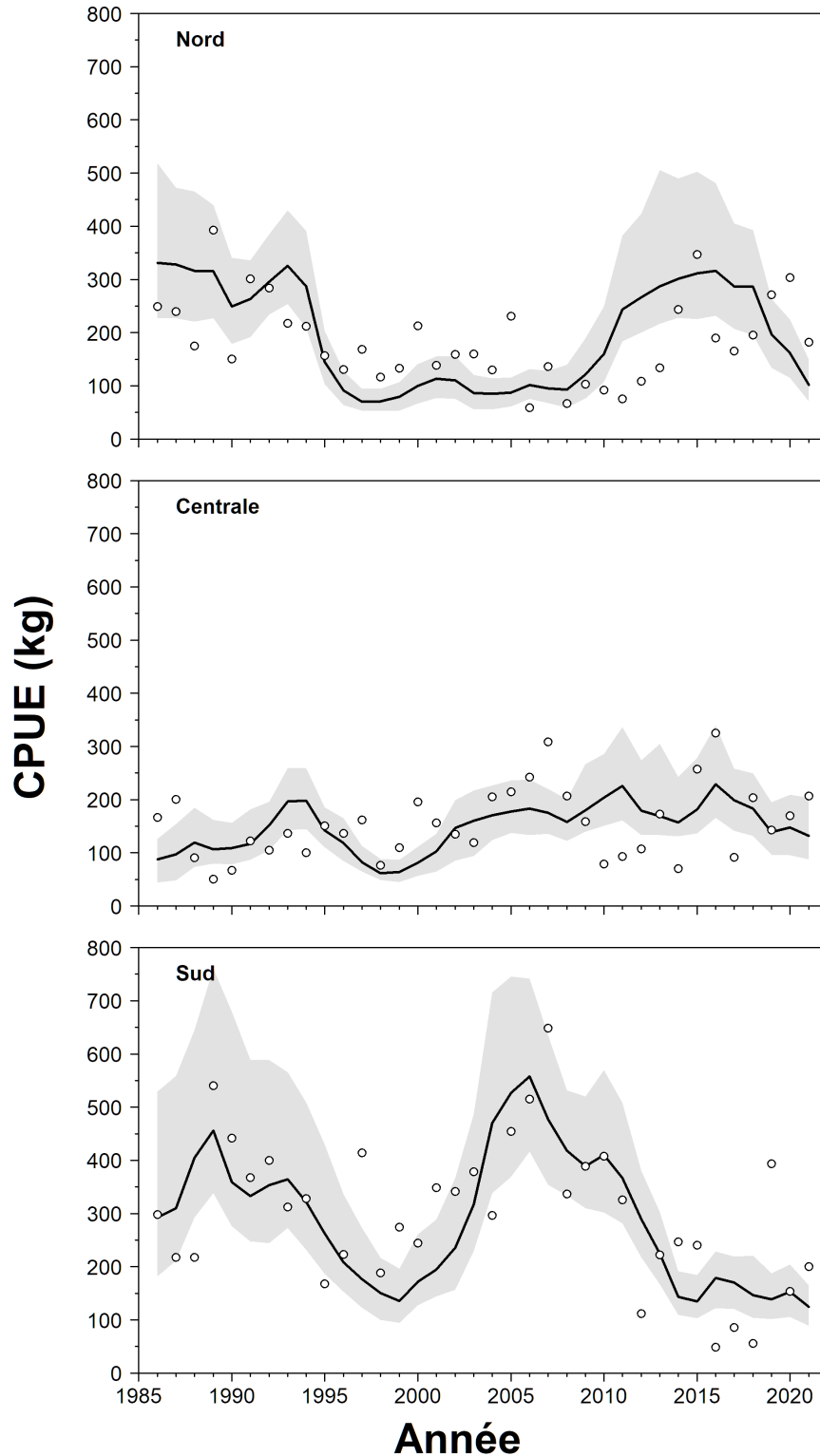


Figure 33. Indices des CPUE des filets maillants commerciaux observés (cercles) et prédits (lignes et ombres) pour chaque région (nord, centrale et sud), à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits, tandis que les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prédictions selon l'échantillonnage MCMC.

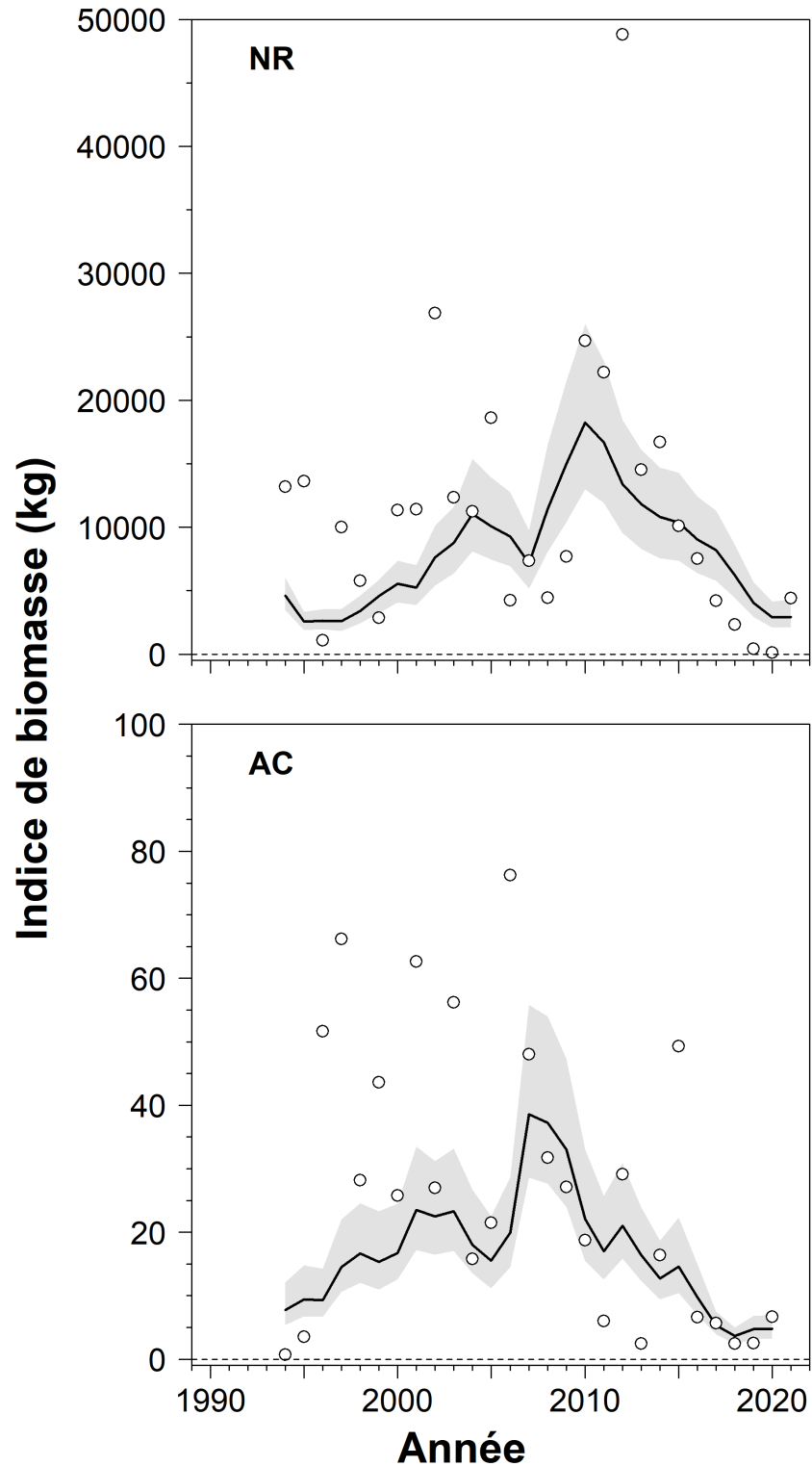


Figure 34. Indices des relevés par navire de recherche observés (cercles) et prédits (lignes et ombres) [RV, toutes régions confondues] et indices acoustiques [AC, toutes régions confondues] à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits, tandis que les zones ombragées représentent les intervalles de confiance à 95 % des prédictions reposant sur l'échantillonnage MCMC.

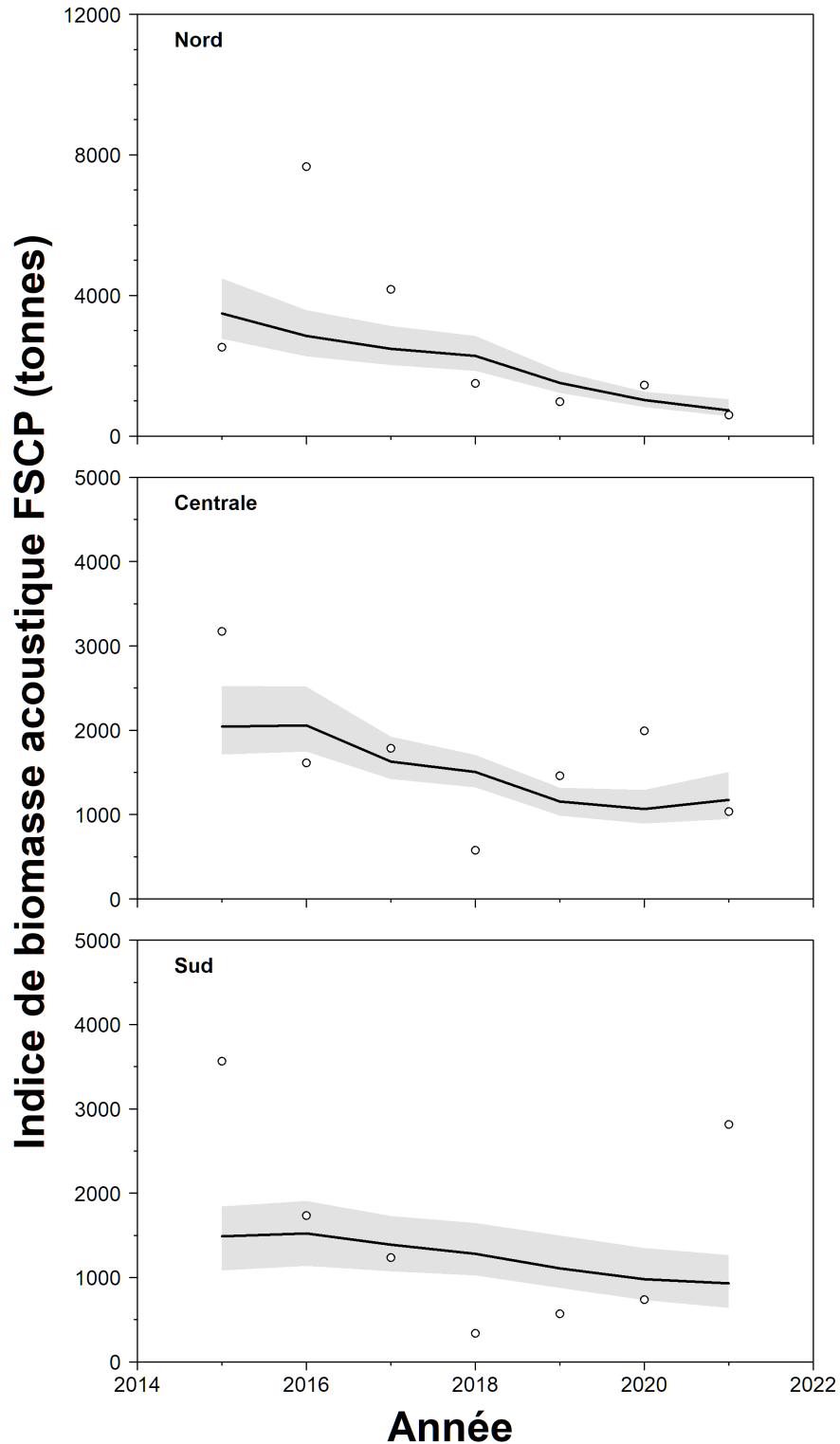


Figure 35. Indice de biomasse acoustique agrégé par âge observé (cercles) et prédit (lignes et ombres) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes indiquent les indices médians prédits et les ombres les intervalles de confiance à 95 % des prédictions basées sur l'échantillonnage MCMC.

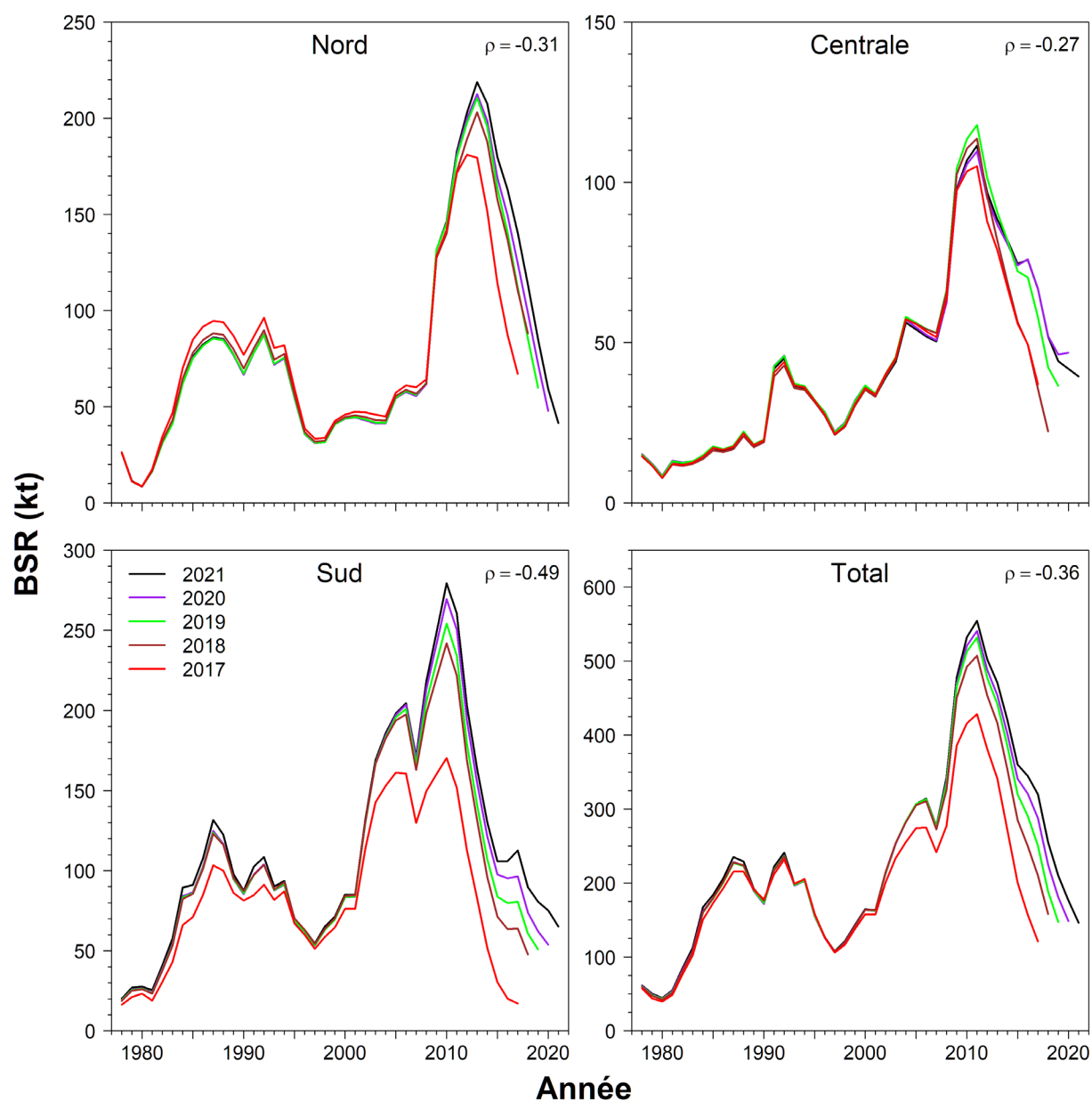


Figure 36. Biais rétrospectifs de la biomasse du stock reproducteur et du coefficient rho de Mohn des reproducteurs d'automne dans les trois régions (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes de couleur représentent les extractions rétrospectives entre 2012 et 2021.

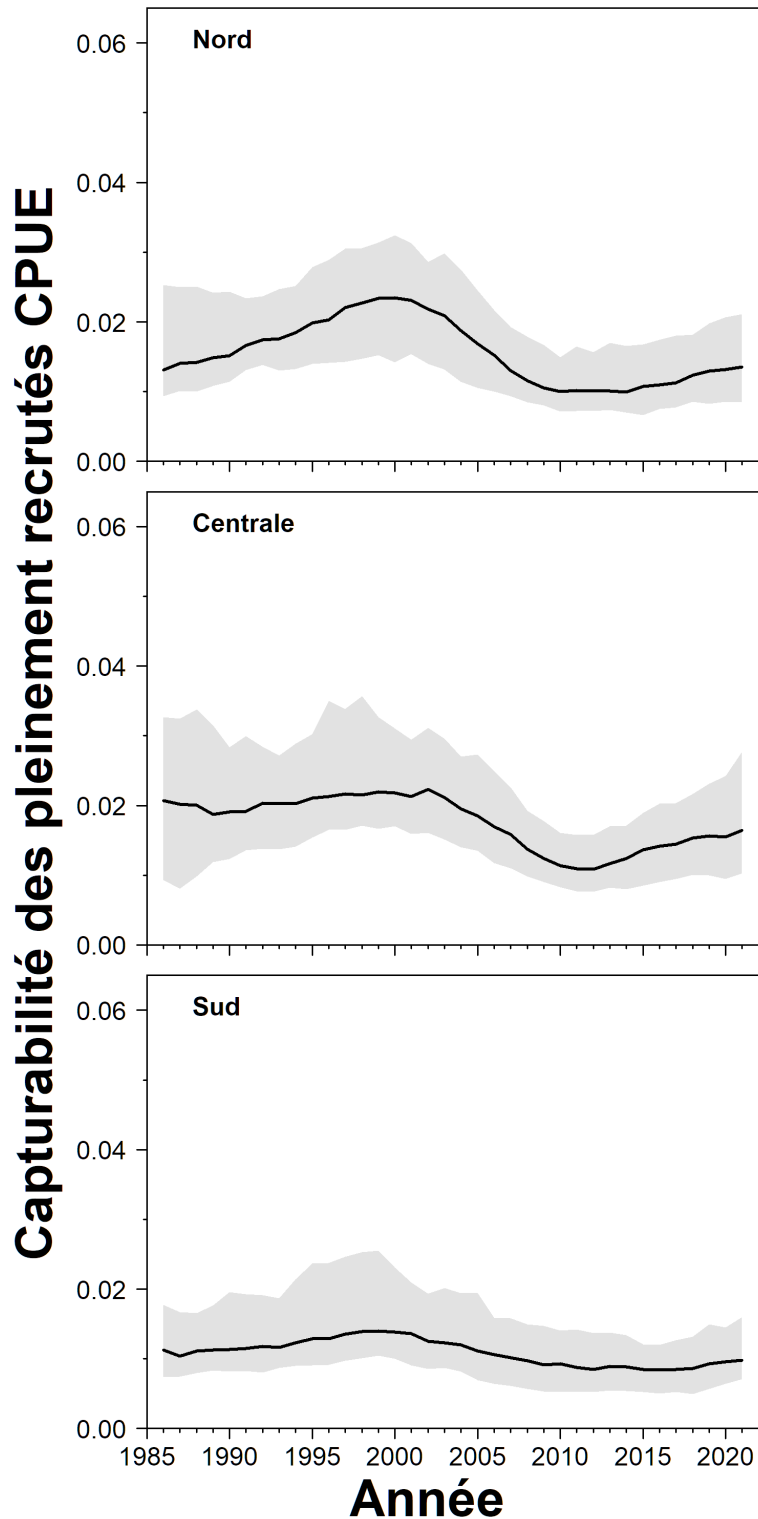


Figure 37. Estimation de la capturabilité des poissons pleinement recrutés à l'indice des CPUE pour les filets maillants commerciaux par région (nord, centrale, sud), à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes présentent les estimations médianes et les ombres représentent les intervalles de confiance à 95 % selon l'échantillonnage MCMC.

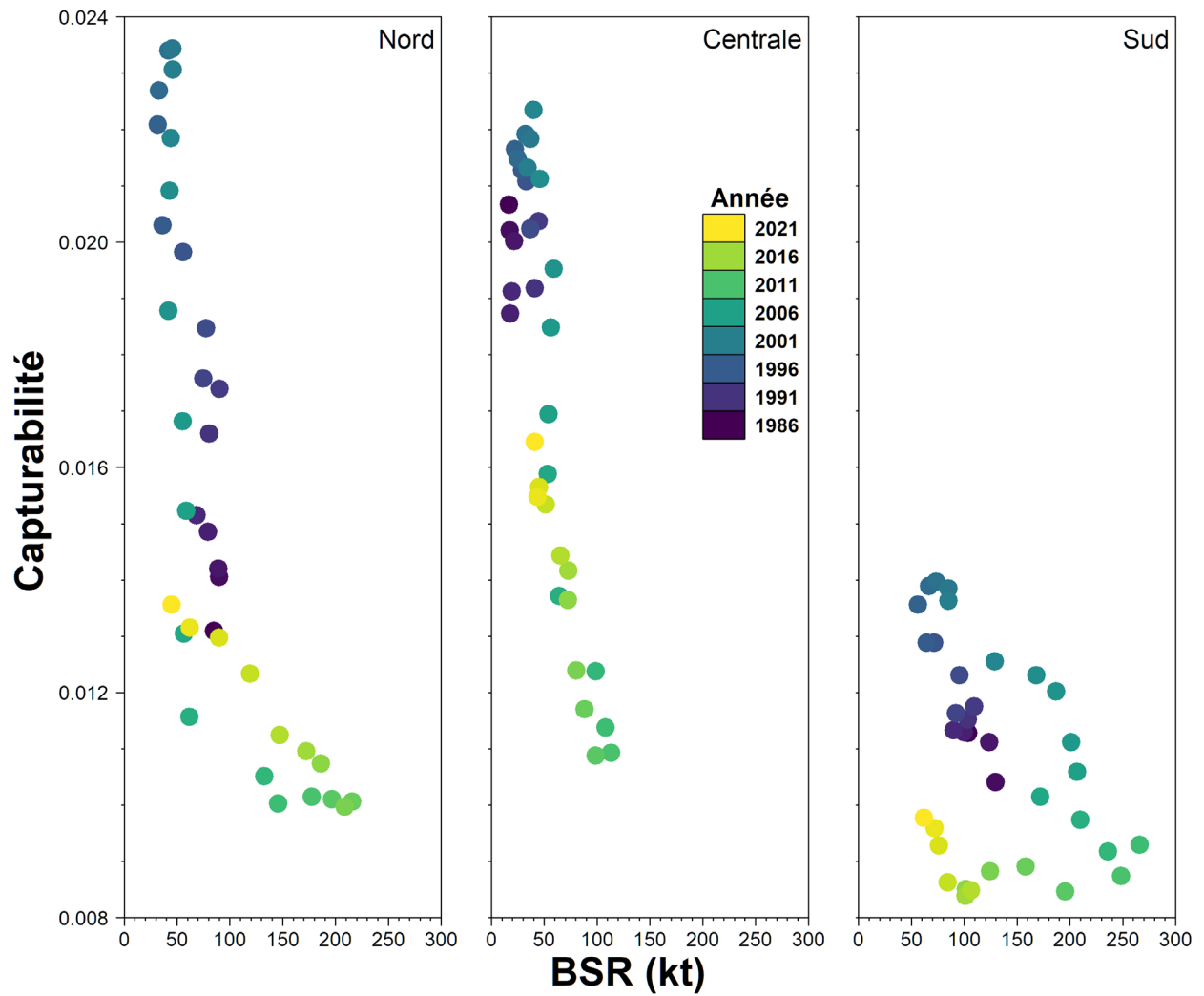


Figure 38. Estimation de la capturabilité des poissons pleinement recrutés à l'indice des CPUE pour les filets maillants commerciaux, par rapport à la BSR par région (nord, centrale et sud), à partir du modèle de population SCA pour les harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent.

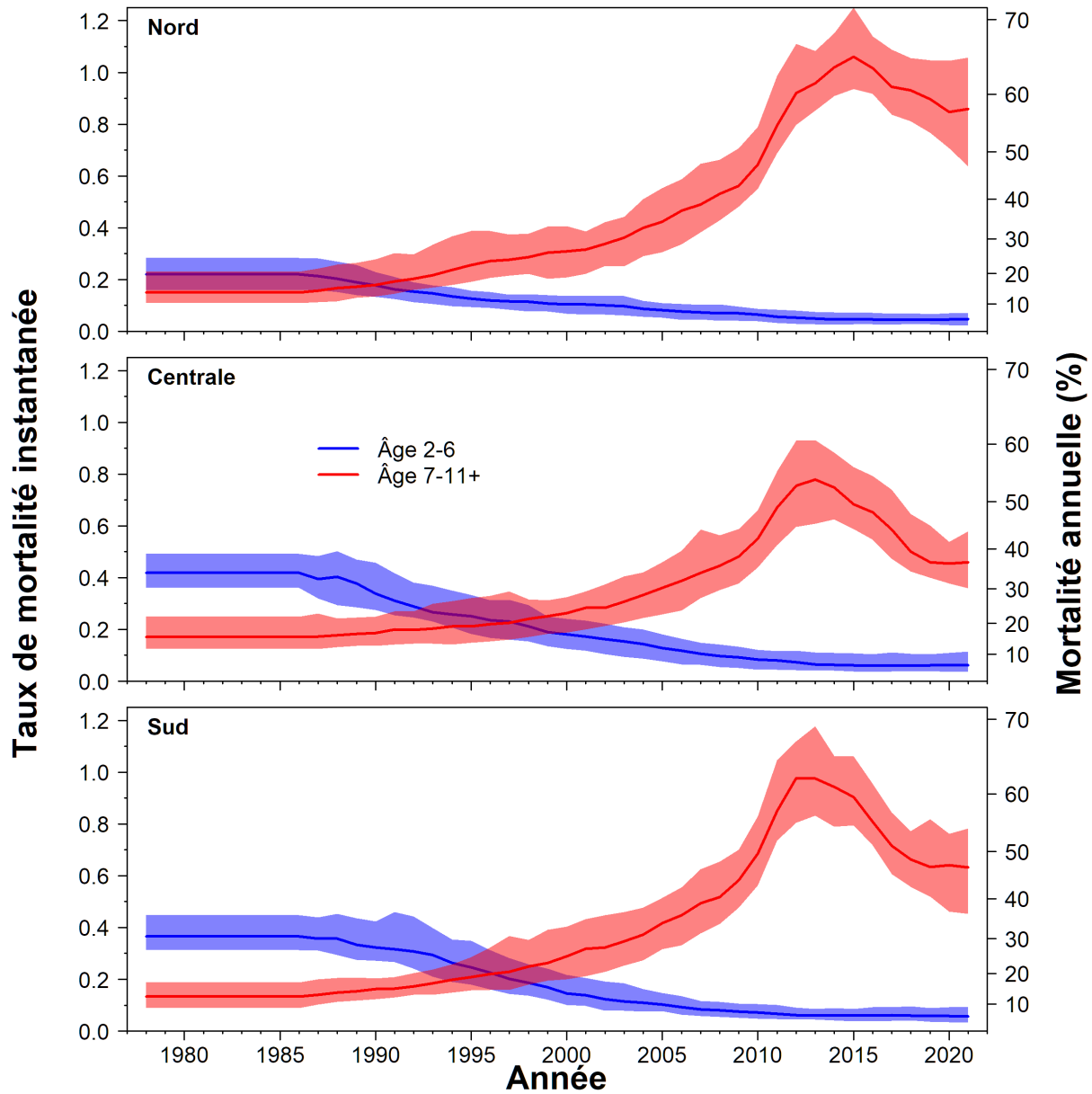


Figure 39. Estimation du taux de mortalité naturelle instantanée (axe de gauche) et de la mortalité annuelle (% , axe de droite) des harengs reproducteurs d'automne pour trois régions du sud du golfe du Saint-Laurent (nord, centrale et sud) à partir du modèle de population SCA, pour les poissons de 2 à 6 ans (bleu) et de 7 à 11 ans et plus (rouge). Les lignes présentent les estimations médianes et les ombres représentent leur intervalle de confiance à 95 % selon l'échantillonnage MCMC.

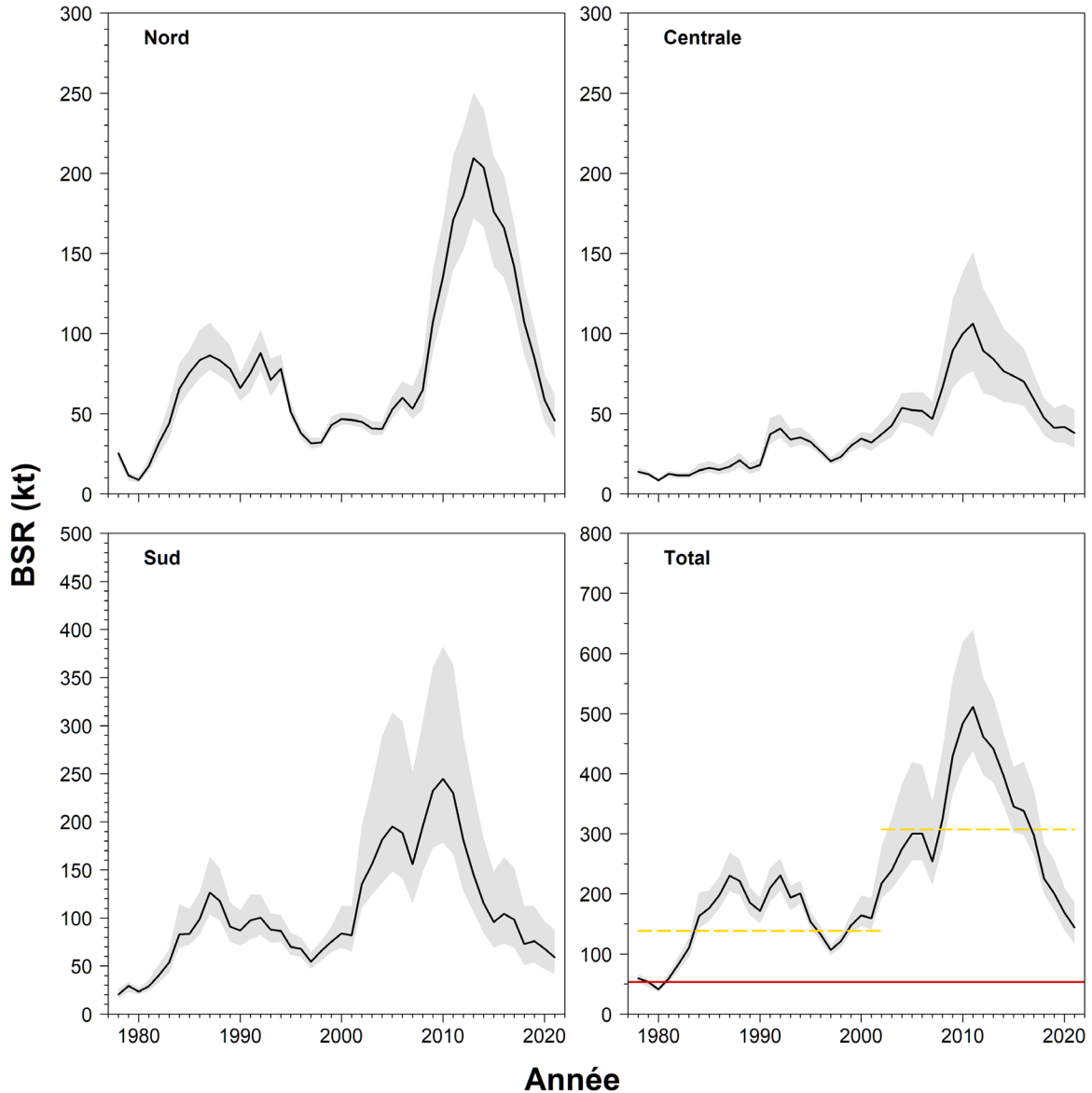


Figure 40. Biomasses estimées du stock de harengs, composante des reproducteurs d'automne, par région et pour l'ensemble (total) du sGSL, en début de saison de pêche (1^{er} août) à partir du modèle de statistique de capture selon l'âge. La ligne noire représente les estimations médianes de l'échantillonnage fondé sur la méthode de MCMC, et la zone ombrée, les IC à 95 %. Dans le graphique inférieur droit pour le total, les lignes horizontales jaunes pleines et tiretées représentent le niveau du PRS, et la ligne horizontale rouge représente le niveau du PRL. Les valeurs de la BSR, du PRS et du PRL sont ajustées en date du 1^{er} août à partir des estimations de la mortalité naturelle selon l'âge pour sept mois.

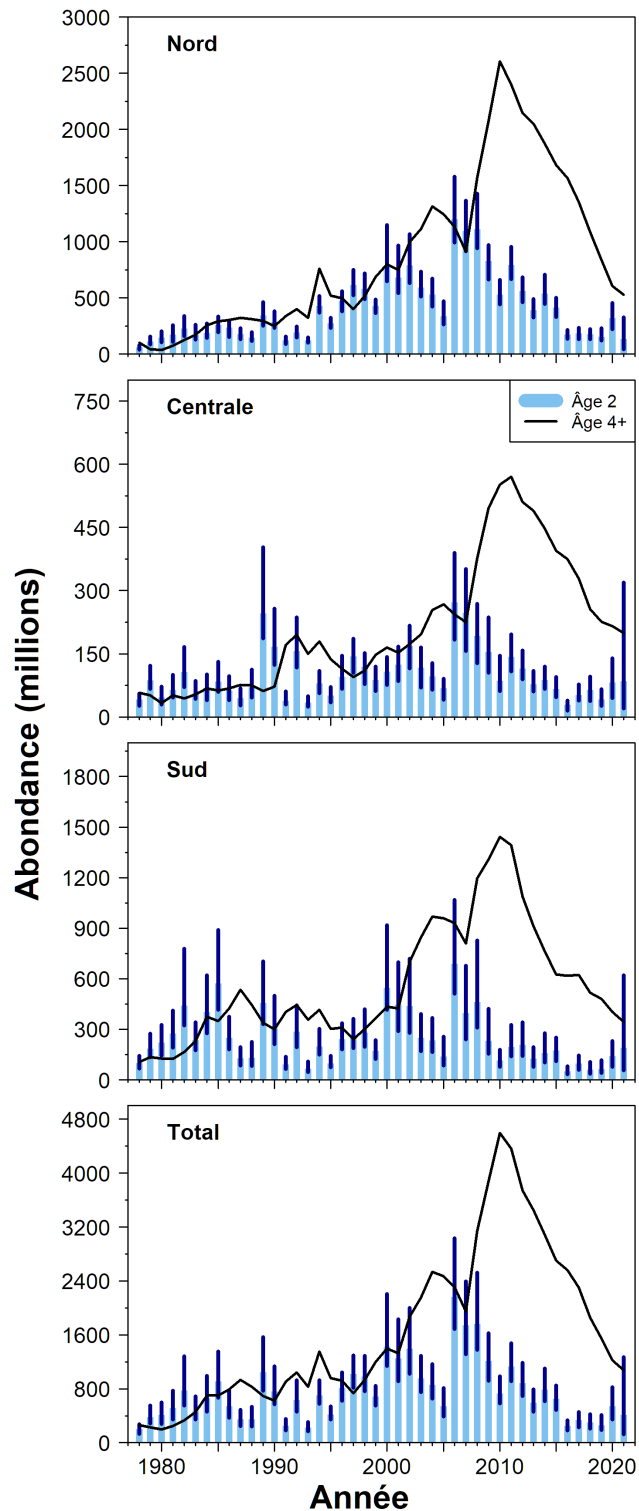


Figure 41. Estimation de l'abondance au 1^{er} janvier des harengs de 2 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs d'automne dans trois régions (nord, centrale et sud) du sud du golfe du Saint-Laurent pour le modèles de population SCA. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

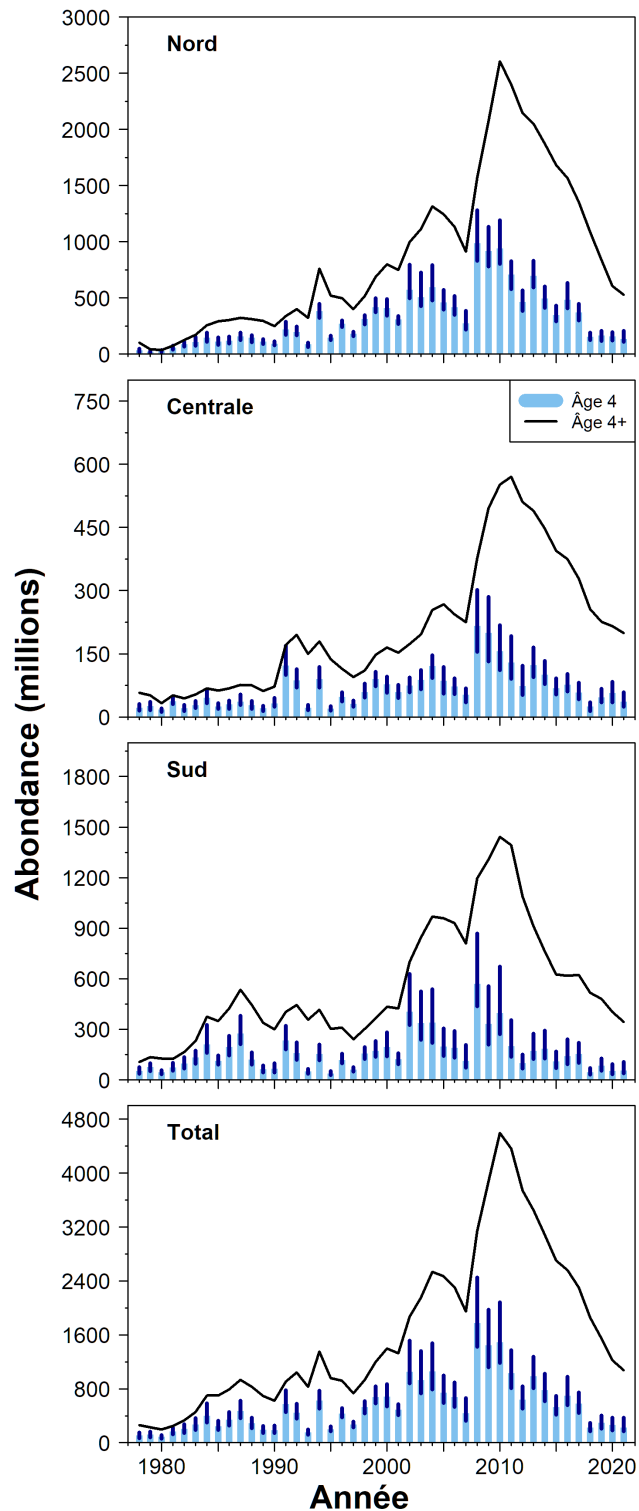


Figure 42. Estimation de l'abondance au 1^{er} janvier des harengs de 4 ans (barres bleues) et des harengs de 4 ans et plus (ligne noire) de la composante des reproducteurs d'automne dans trois régions (nord, centrale, sud) du sud du golfe du Saint-Laurent pour le modèle de population SCA. La ligne noire indique l'estimation médiane selon la méthode de MCMC et les lignes verticales représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

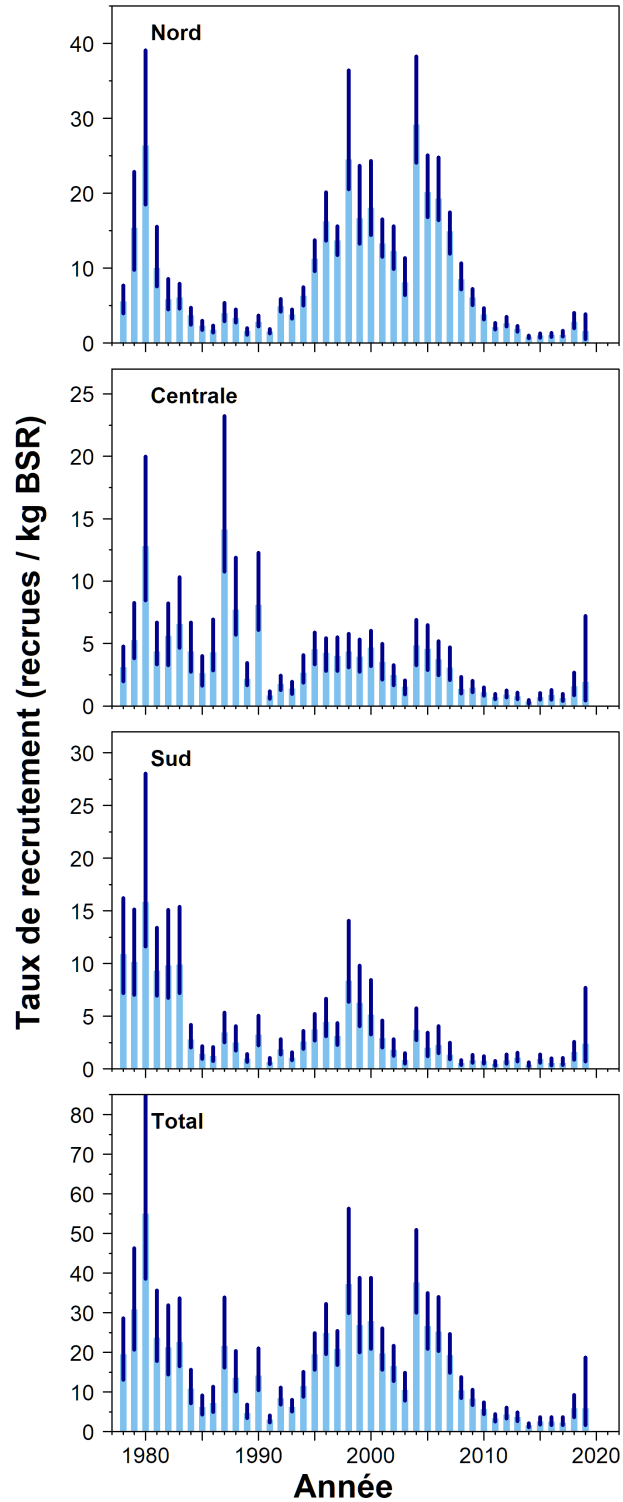


Figure 43. Taux de recrutement estimé (recrues par kg de BSR) des reproducteurs d'automne à l'âge de 2 ans (cercles) dans les trois régions (nord, centrale et sud) et totalisé sur les régions (total) du sud du golfe du Saint-Laurent, pour le modèle de population SCA. Les barres représentent les estimations médianes et les lignes verticales les intervalles de confiance à 95 %.

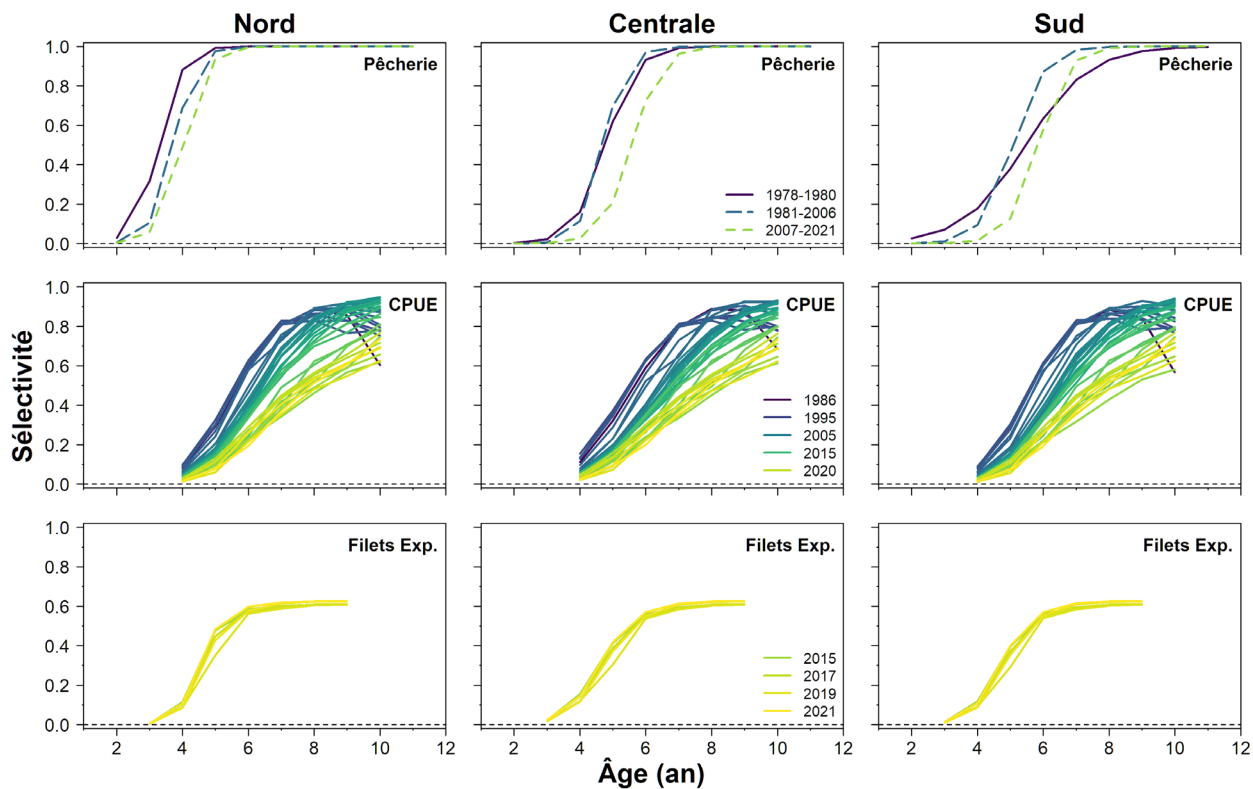


Figure 44. Estimation de la sélectivité des pêches (rangée du haut), des CPUE (rangée du milieu) et des filets expérimentaux (rangée du bas) pour trois populations du sud du golfe du Saint-Laurent (nord dans la colonne de gauche, centrale dans la colonne du milieu et sud dans la colonne de droite), pour le modèle de population qSCA. Les lignes présentent les estimations du maximum de vraisemblance pour les années ou les périodes indiquées dans les légendes des figures respectives.

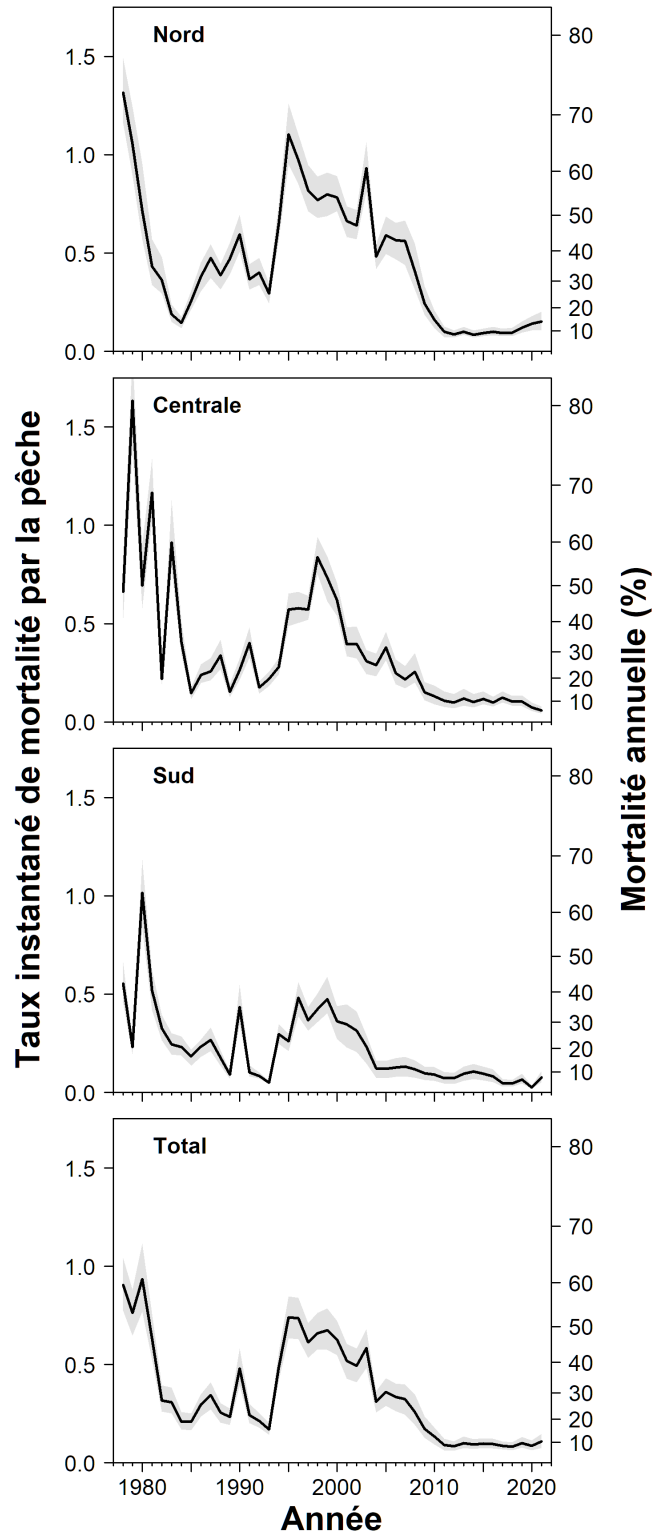


Figure 45. Estimation de la mortalité par la pêche pondérée selon l'abondance des 5 à 10 ans (F_{5-10} , axe de gauche; taux d'exploitation annuel, axe de droite) des harengs reproducteurs d'automne par région, et moyenne des région (Totale, pondérée par l'abondance propre à la région des 5 à 10 ans) dans le sud du golfe du Saint-Laurent pour le modèle SCA. Les lignes présentent les estimations médianes et les ombrages représentent les intervalles de confiance à 95 %.

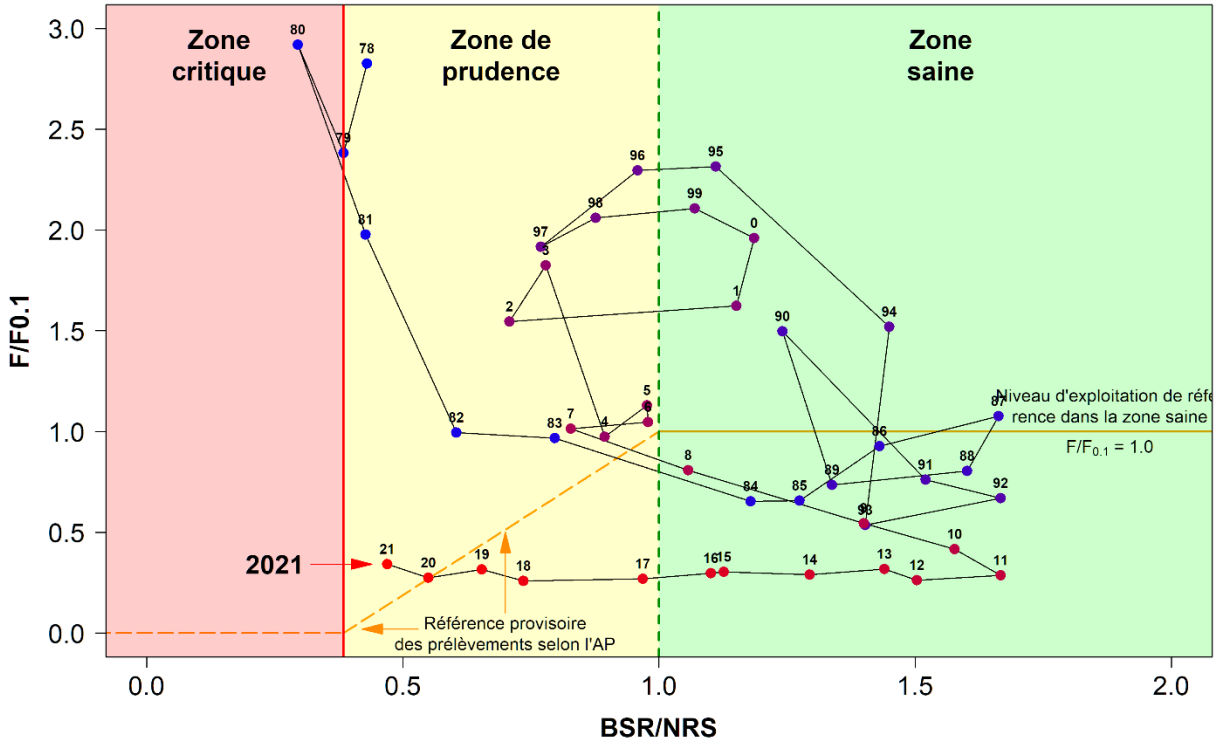


Figure 46. Trajectoire des harengs du sGSL, composante des reproducteurs d'automne, par rapport à la BSR/au PRS et aux taux de mortalité par la pêche du groupe d'âge 5 à 10, selon le modèle de statistique de capture selon l'âge. La ligne verticale rouge représente le PRL, et la ligne verticale verte, la PRS. La ligne horizontale orange continue représente la valeur de référence du taux d'exploitation ($F/F_{0,1} = 1,0$) dans la zone saine, et la ligne orange tiretée, la règle de décision provisoire du cadre de l'approche de précaution. Les étiquettes des points indiquent les années (83 = 1983, 0 = 2000). Les codes de couleur vont du bleu pour 1978 au rouge en 2021.

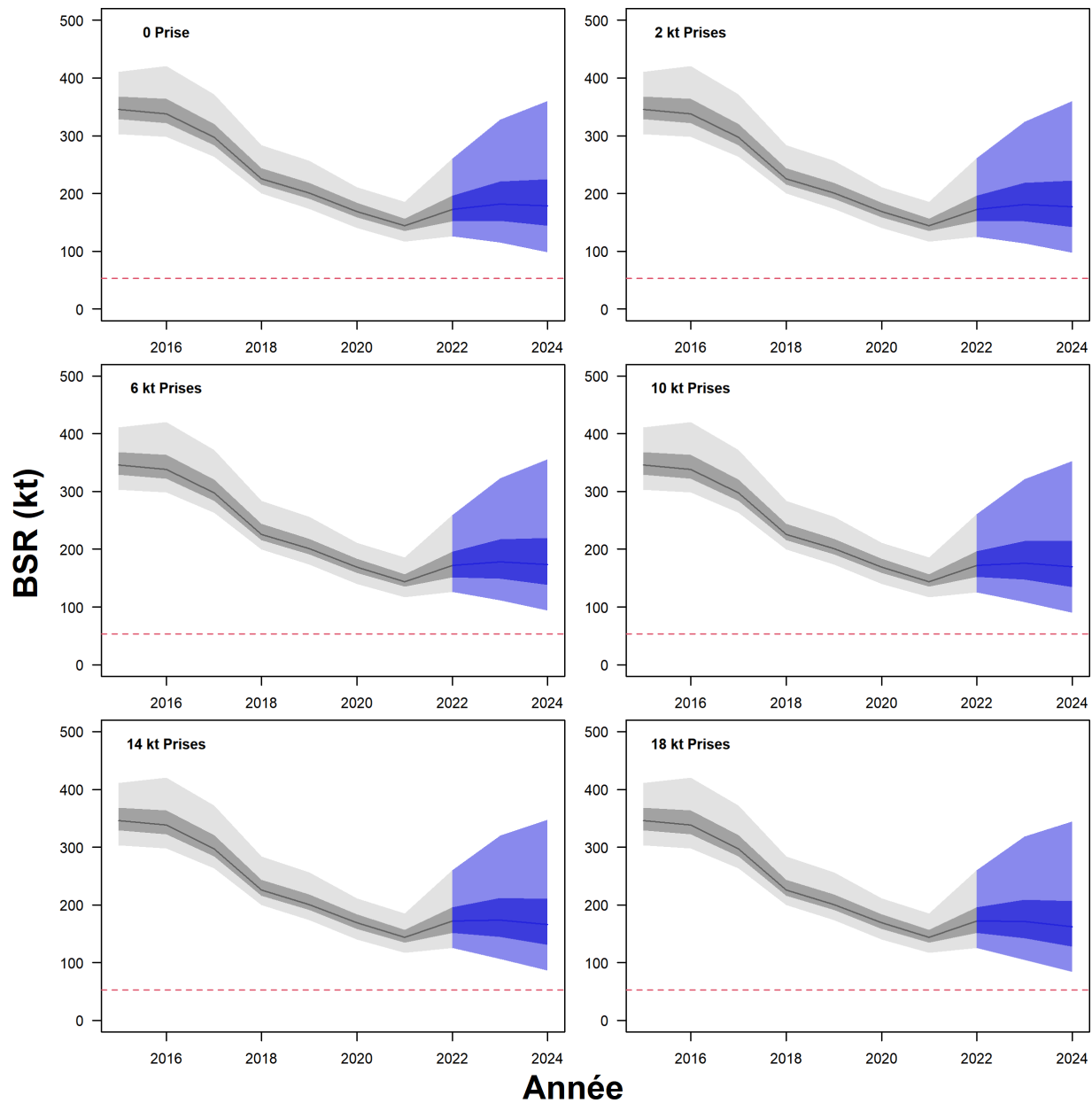


Figure 47. Projection de la biomasse du stock reproducteur (BSR en milliers de tonnes) de harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de captures en 2022 et 2023 pour le modèle SCA, selon un scénario de recrutement moyen sur 5 ans et un scénario de mortalité naturelle moyenne sur 2 ans. Les lignes présentent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} août, en foncé les intervalles de confiance à 95 % et en clair l'intervalle de confiance à 50 % (selon l'échantillonnage MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection. La ligne horizontale rouge est le point de référence limite (PRL).

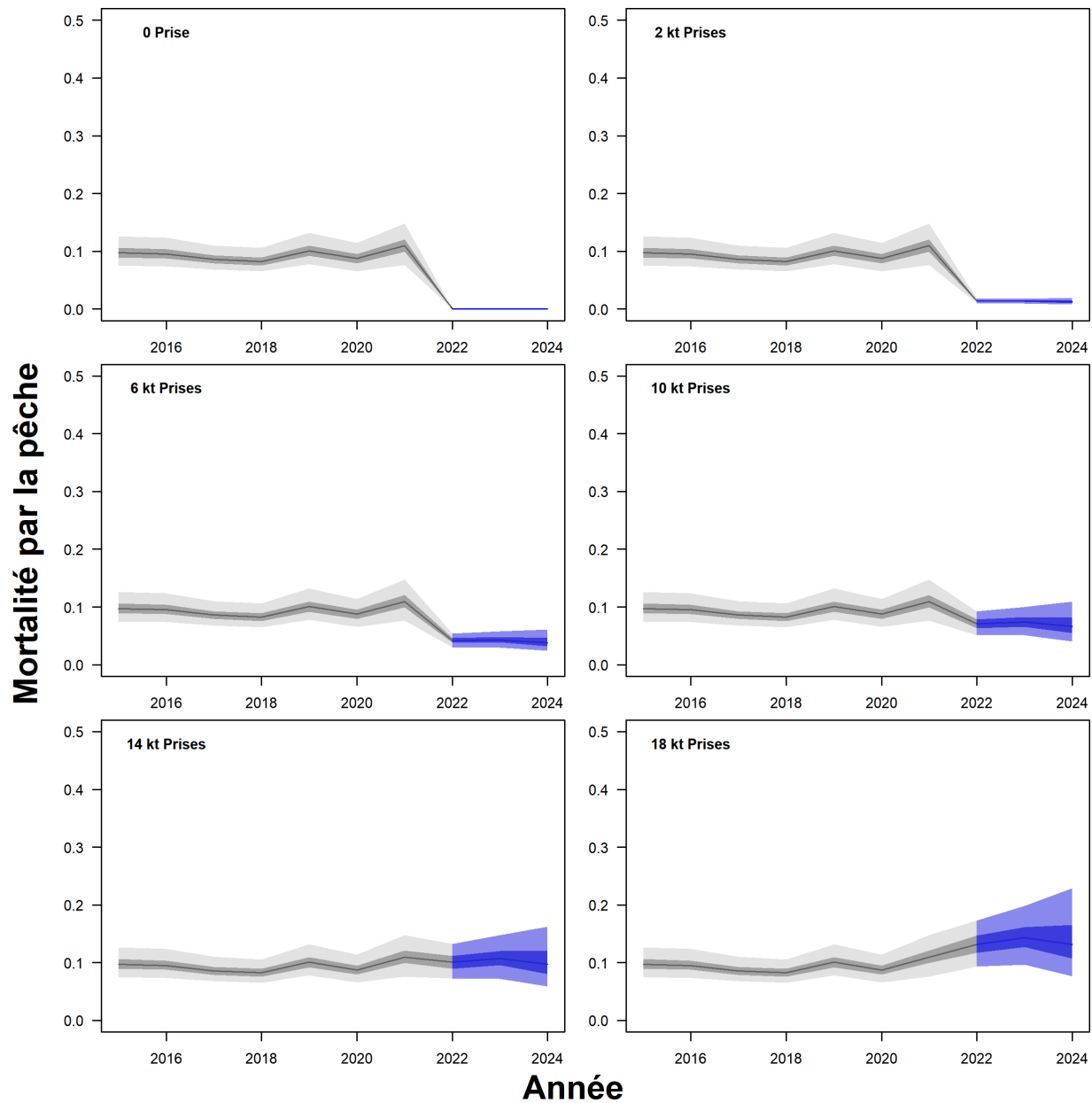


Figure 48. Projection de la mortalité par la pêche moyenne (F_{5-10}) des harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de captures en 2022 et 2023 pour le modèle SCA, selon un scénario de recrutement moyen sur 5 ans et un scénario de mortalité naturelle moyenne sur 2 ans. Les lignes indiquent les estimations médianes de la mortalité par la pêche, en foncé l'intervalle de confiance de 95 % et en clair les intervalles de confiance de 50 % (selon l'échantillonnage MCMC). Les ombrages en noir et gris correspondent à la période historique et les ombrages en bleu à la période de projection.

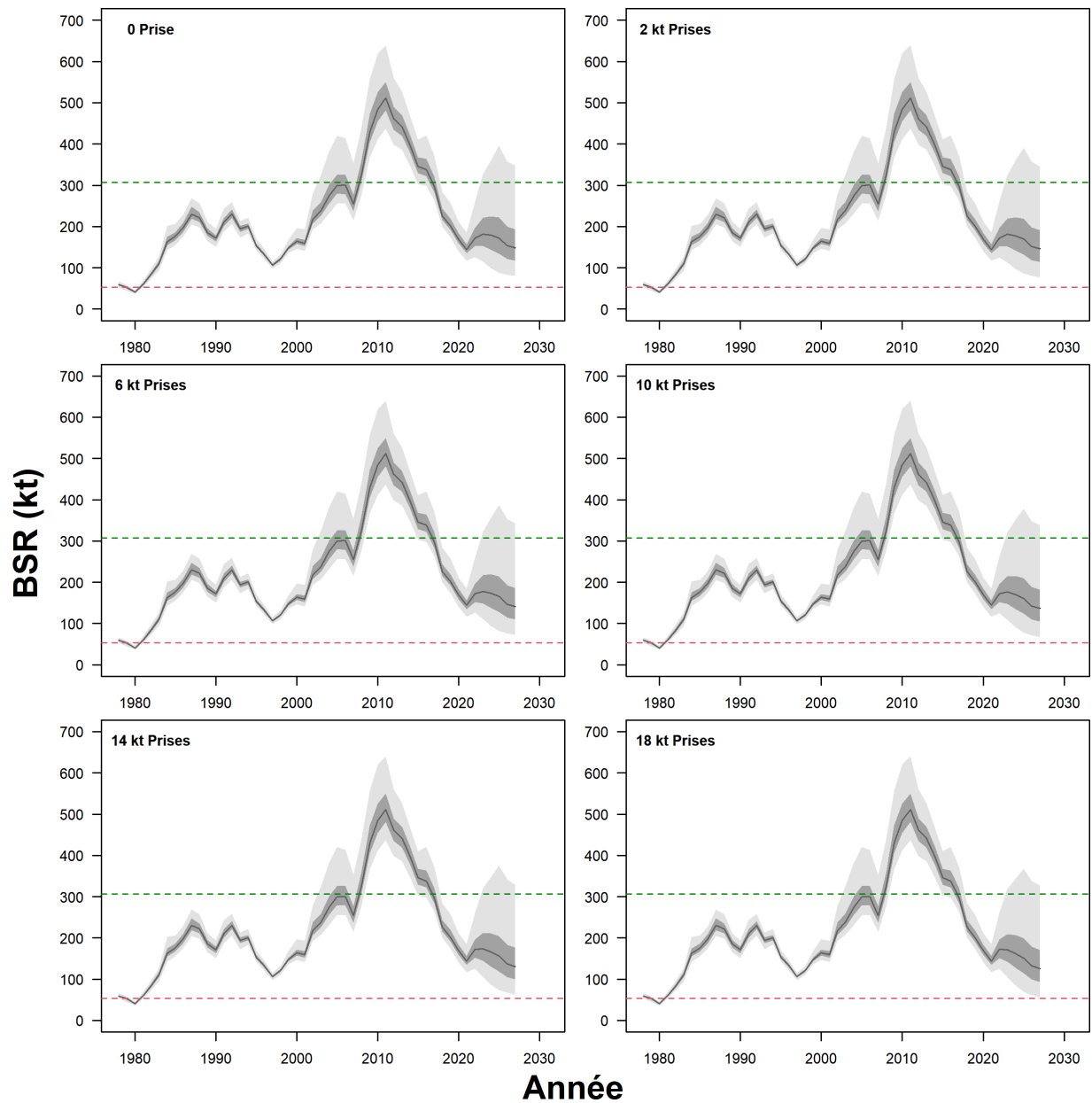


Figure 49. Projections sur six ans de la biomasse du stock reproducteur (BSR en milliers de tonnes) de harengs reproducteurs d'automne du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de captures pour le modèle SCA, selon un scénario de recrutement moyen sur 5 ans et un scénario de mortalité naturelle moyenne sur 2 ans. Les lignes présentent les estimations médianes de la BSR au 1^{er} août, en clair les intervalles de confiance à 95 % et en foncé les intervalles de confiance à 50 % (selon l'échantillonnage MCMC). Les lignes horizontales rouge et verte correspondent au point de référence limite (PRL) et au point de référence supérieur (PSR).

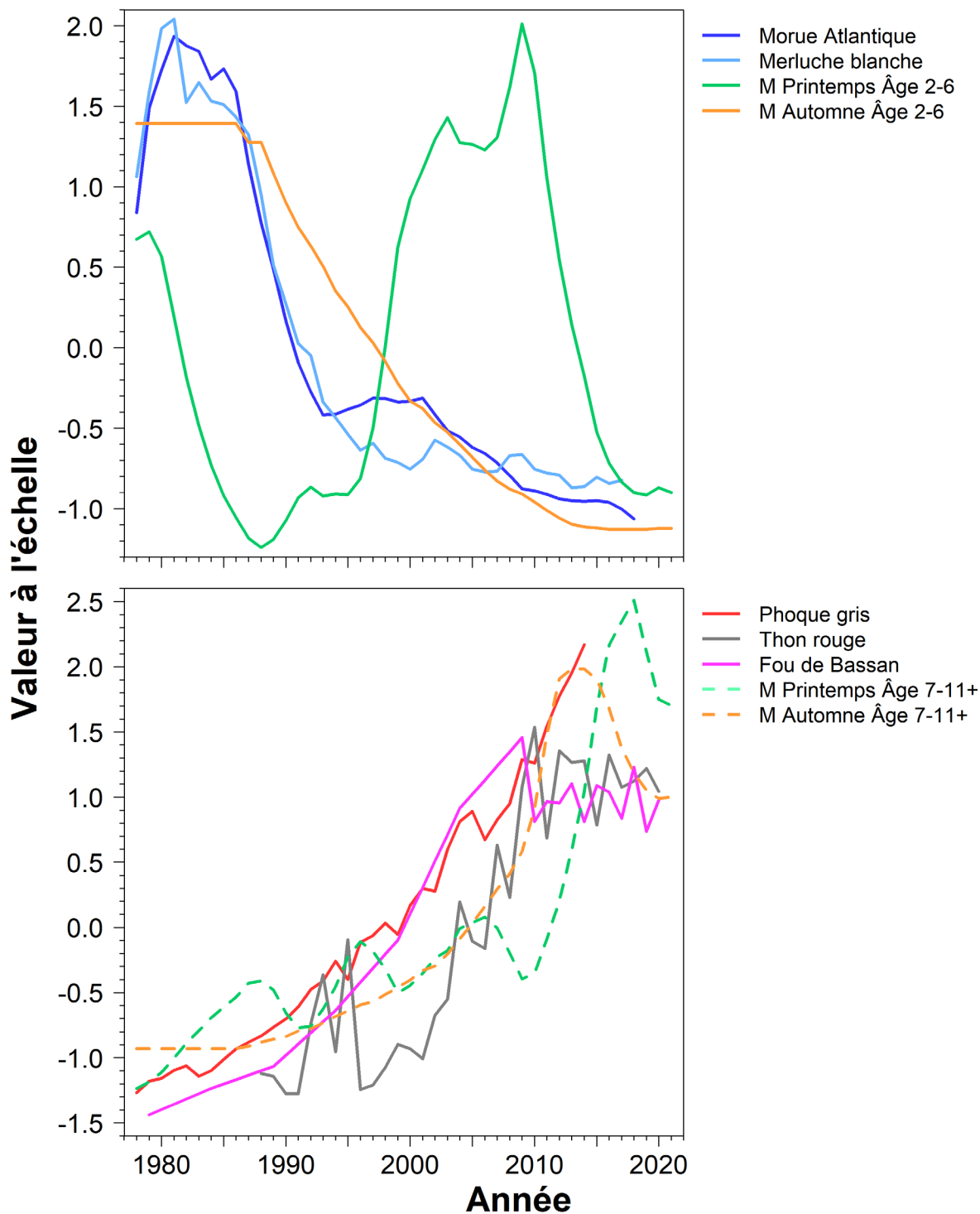


Figure 50. Échelle de l'indice d'abondance relative des principaux prédateurs des harengs (morue franche, merluche blanche, phoque gris, thon rouge de l'Atlantique, fou de Bassan) entre 1970 et 2021, ainsi que la mortalité naturelle estimée (M) pour les groupes d'âge 2-6 (M2 à 6) et 7-11+ (M7-11) selon les modèles de statistique de capture selon l'âge des stocks de harengs reproducteurs d'automne et reproducteurs de printemps. La mortalité naturelle estimée est la médiane estimée selon la méthode de MCMC.

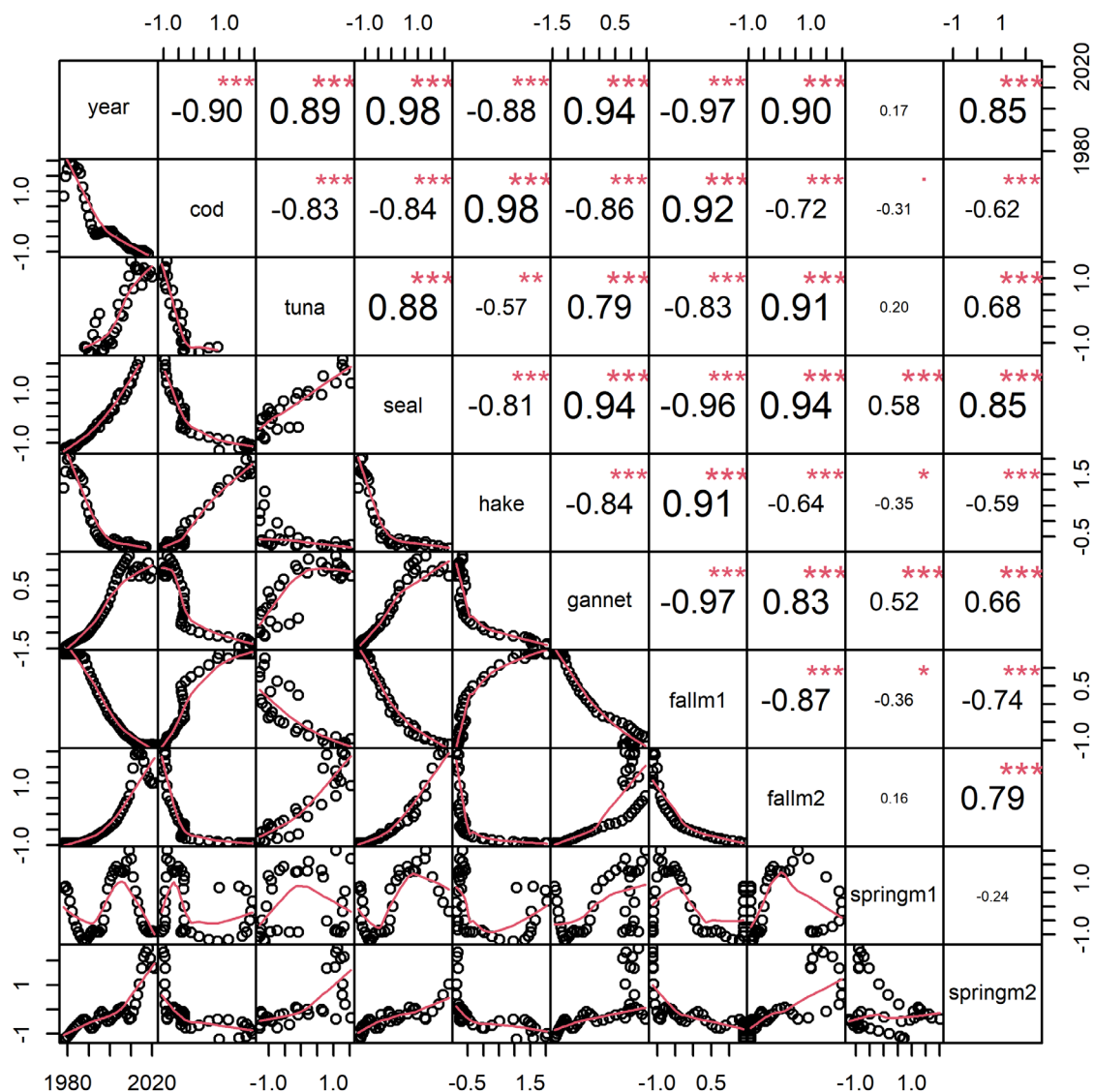


Figure 51. Matrice de corrélation entre les indices d'abondance relative des principaux prédateurs du hareng (morue de l'Atlantique, merluche blanche, phoque gris, thon rouge de l'Atlantique, fou de Bassan) entre 1970 et 2021 et les estimations de la mortalité naturelle pour les groupes d'âge 2-6 (m1) et 7-11+ (m2) provenant des modèles de stock de hareng de printemps et d'automne.

ANNEXE A : TEST DE COHÉRENCE DE DÉTERMINATION DE L'ÂGE

Des tests annuels de cohérence de la lecture de l'âge sont effectués afin d'évaluer et d'assurer la cohérence de la lecture de l'âge dans le temps. Un sous-échantillon de paires d'otolithes de Hareng des années 1993, 1994, 1996 et 2003 a été réévalué, et les nouveaux âges ont été comparés aux âges de référence. Les échantillons d'otolithes ont été sélectionnés au hasard pour les groupes d'âge de 1 à 11 ans et plus et pour les années entre 1993 et 2003, ainsi que les types d'engins utilisés et le type d'échantillon (commercial et recherche). Au total, plus de 200 otolithes ont été utilisés. La totalité de la détermination de l'âge a été effectuée par le lecteur principal en 2020 et 2021.

Les résultats montrent une concordance générale de 86,7 % (coefficient de variation moyen de 0,48) en 2020, et une concordance de 86,2 % (coefficient de variation moyen de 0,41) en 2021 (Figure A1). Le CV est considéré comme une mesure plus robuste de la précision de la détermination de l'âge (Campana et al. 1995). Aucun biais n'était présent pour les âges 1 à 9. Pour les harengs plus âgés (9+), le lecteur primaire a tendance à sous-estimer légèrement l'âge avec plus de variation entre les échantillons.

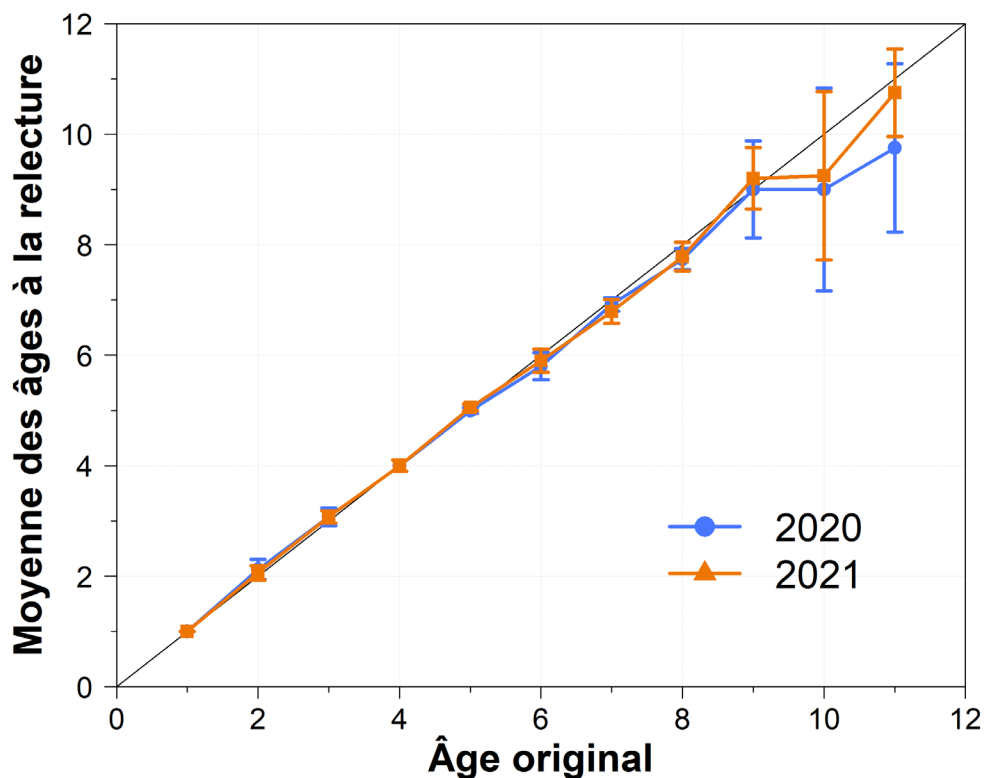


Figure A1. Comparaison des âges obtenus lors du test de validation en 2020 et 2021 avec les âges initiaux attribués. Les barres représentent le coefficient de variation. La ligne droite indique les âges initiaux.

ANNEXE B. RÉSULTATS DU RELEVÉ ACOUSTIQUE INDÉPENDANT DE LA PÊCHE

En 2020-2021, les relevés acoustiques ont été effectués entre le 13 septembre et le 10 octobre dans les zones 4Tmno areas (c.-à-d. Chaleur-Miscou; Figures B1 et B2). La biomasse de Hareng a été estimée à 30 082 tonnes (t) en 2020 et à 37 953 t en 2021. La répartition du Hareng dans la région est présentée aux figures B1 et B2 et aux tableaux B1 et B2. Les indices acoustiques de biomasse de 2020 et 2021 de la région de Chaleur-Miscou pour les groupes combinés de reproducteurs de printemps et d'automne ont augmenté de 59,8 et 101,6 %, respectivement, par rapport au niveau historiquement bas enregistré en 2019 (Figure B3).

Des échantillons ont été prélevés au chalut pélagique là où le navire hydroacoustique a trouvé des densités de Harengs. Les captures (fréquence des longueurs) par série ont été pondérées par la somme des densités acoustiques de Harengs enregistrées dans la strate ou le groupe de strates, définies dans les paramètres de captures selon l'âge comme représentant la biomasse dans cette région. L'utilisation des densités de Harengs enregistrées comme facteur de pondération est considérée comme une meilleure méthode, car elle ne dépend pas d'une quantité standardisée estimée de Harengs capturés dans une série d'un mille nautique.

Tableau B1. Densités de la biomasse de hareng et estimations par strate et par région à partir des relevés acoustiques indépendants de la pêche effectués en 2020.

Strate	TS moyen (dB/kg)	Superficie de la strate (km ²)	S _A moyenne (/m ²)	Densité (kg/m ²)	Biomasse (tonnes)	Écart-type (tonnes)	Écart-type (%)
Gaspé							
Rivière-aux-Renards	-	124,6	0,00	0,0000	0,0	0,0	0,0
Cap-Bon-Ami	-	69,0	0,00	0,0000	0,0	0,0	0,0
Malbaie	-	95,6	0,00	0,0000	0,0	0,0	0,0
Anse-à-Beaufils	-	96,0	0,00	0,0000	0,0	0,0	0,0
Chaleur							
Grande-Rivière	-34,95	106,4	-52,90	0,0160	1 707,4	385,8	22,6
Newport	-34,95	124,9	-51,41	0,0226	2 822,2	1 658,0	58,7
Shigawake	-34,80	265,6	-53,35	0,0140	3 709,0	1 593,0	43,0
New Carlisle	-34,80	169,0	-57,20	0,0058	972,9	615,4	63,2
New Richmond	-	111,6	0,00	0,0000	0,0	0,0	0,0
Belledune	-34,40	266,0	-54,75	0,0092	2 455,7	1 191,9	48,5
Nepisiguit	-35,11	211,3	-49,80	0,0339	7 167,2	3 064,3	42,8
Maisonnette	-35,11	145,0	-54,75	0,0109	1 576,1	616,3	39,1
Miscou							
Miscou Ouest	-35,17	330,5	-58,57	0,0046	1 509,7	567,1	37,6
Miscou Nord	-35,30	295,7	-55,79	0,0089	2 640,6	1 709,1	64,7
Miscou Nord-Ouest	-35,30	444,0	-58,56	0,0047	2 096,3	1 337,3	63,8
Miscou Nord-Est	-34,80	352,8	-69,49	0,0003	119,9	121,5	101,3
Miscou Sud-Ouest	-34,08	552,2	-58,15	0,0039	2 163,1	1 041,8	48,2
Miscou Sud-Est	-34,80	521,3	-61,40	0,0022	1 141,9	900,2	78,8
Total					30 081,8		

Tableau B2. Densités de la biomasse de hareng et estimations par strate et par région à partir des relevés acoustiques indépendants de la pêche effectués en 2021.

Strate	TS moyen (dB/kg)	Superficie de la strate (km ²)	S _A moyenne (/m ²)	Densité (kg/m ²)	Biomasse (tonnes)	Écart- type (tonnes)	Écart- type (%)
Gaspé							
Rivière au Renard	-35,06	124,6	-65,74	0,0009	106,6	124,3	116,6
Cap Bon Ami	-	69,0	0,00	0,0000	0,0	0,0	0,0
Malbaie	-35,06	95,6	-101,43	<0,0001	<0,0	<0,0	83,1
Anse à Beaufile	-35,06	96,0	-62,29	0,0019	181,8	139,2	76,6
Chaleur							
Grande Rivière	-35,70	106,4	-70,12	0,0004	38,5	22,0	57,3
Newport	-35,70	124,9	-58,42	0,0054	668,4	583,5	87,3
Shigawake	-35,70	265,6	-59,38	0,0043	1 138,5	430,6	37,8
New Carlisle	-34,54	169,0	-47,28	0,0533	9 004,6	6 081,7	67,5
New Richmond	-34,54	111,6	-49,87	0,0294	3 276,9	790,4	24,1
Belledune	-32,39	266,0	-54,16	0,0067	1 773,0	297,4	16,8
Nepisiguit	-34,93	211,3	-56,47	0,0070	1 482,8	596,7	40,2
Maisonnette	-35,56	145,0	-55,41	0,0103	1 500,5	805,9	53,7
Miscou							
West Miscou	-35,32	330,5	-57,19	0,0065	2 147,7	843,1	39,3
North Miscou	-	295,7	0,00	0,0000	0,0	0,0	0,0
Miscou NW	-35,35	444,0	-51,39	0,0249	11 049,3	10 168,6	92,0
Miscou NE	-35,35	352,8	-58,69	0,0046	1 631,7	738,9	45,3
Miscou SW	-35,35	552,2	-62,08	0,0021	1 172,0	232,2	19,8
Miscou SE	-35,35	521,3	-58,07	0,0053	2 780,7	1 015,3	36,5
Total					37 953,1		

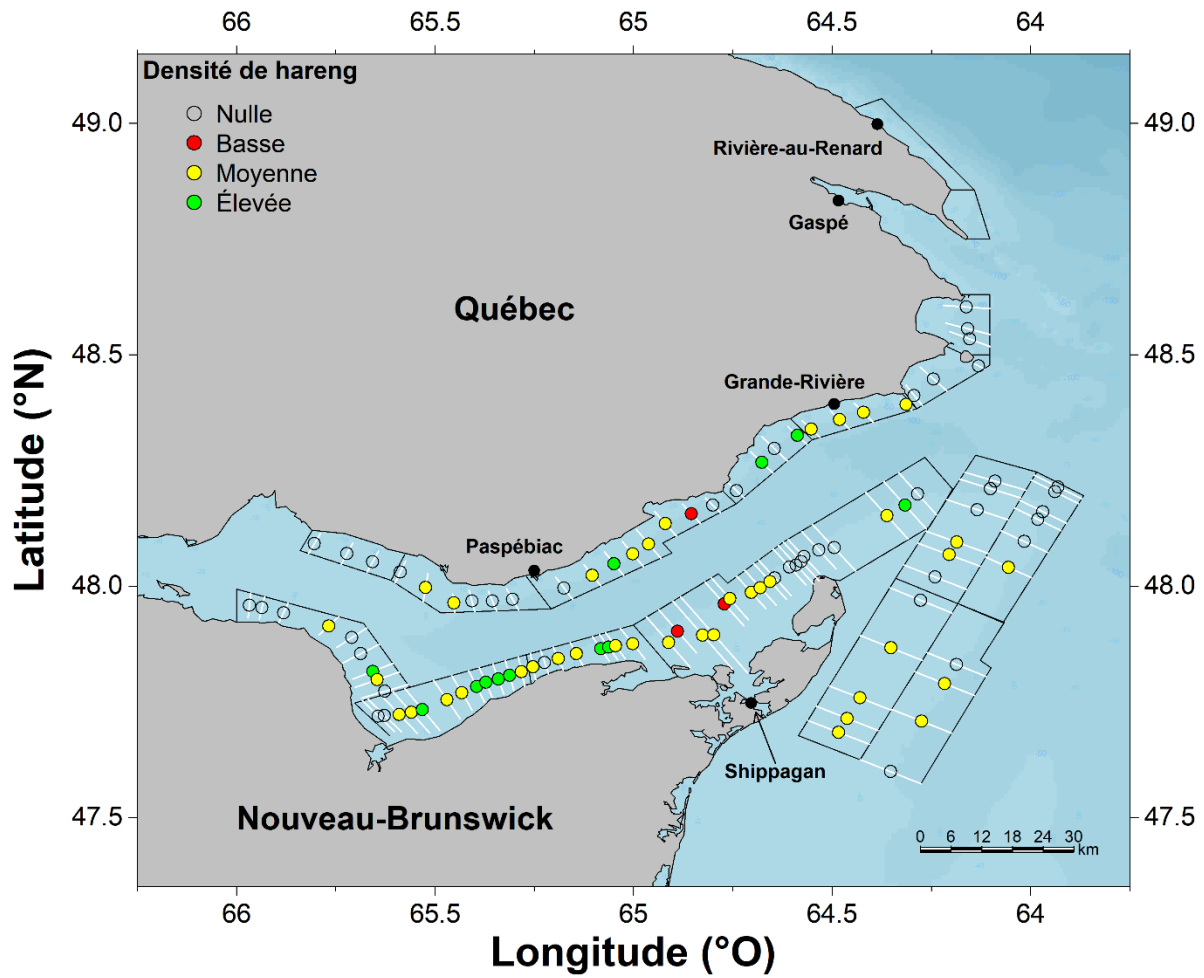


Figure B1. Transects réalisés lors des relevés acoustiques de 2020 (lignes blanches) et densité de la biomasse de harengs (cercles colorés, kg/m^2 , basse, moyenne ou élevée, par transect).

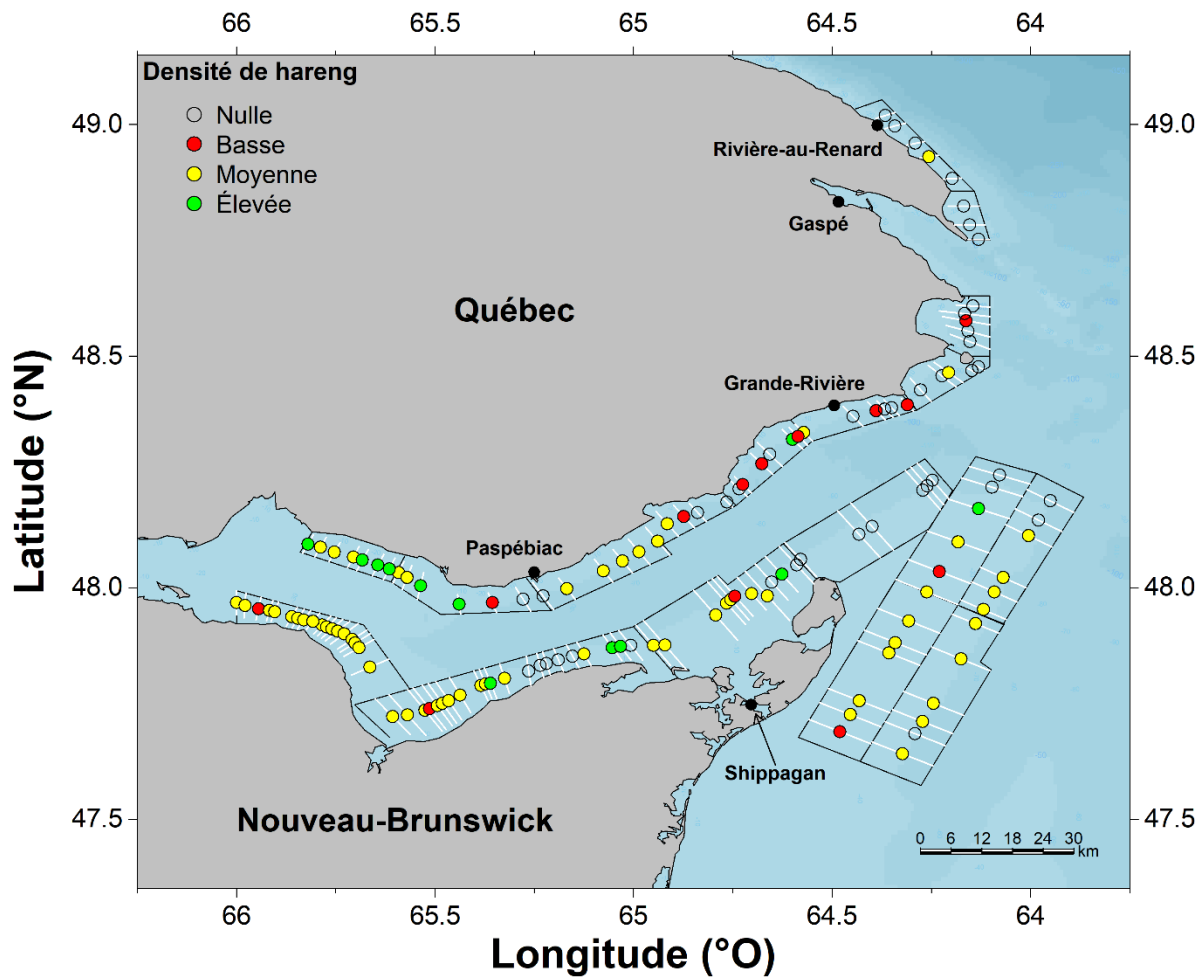


Figure B2. Transects réalisés lors des relevés acoustiques de 2021 (lignes blanches) et densité de la biomasse de harengs (cercles colorés, kg/m^2 , basse, moyenne ou élevée, par transect).

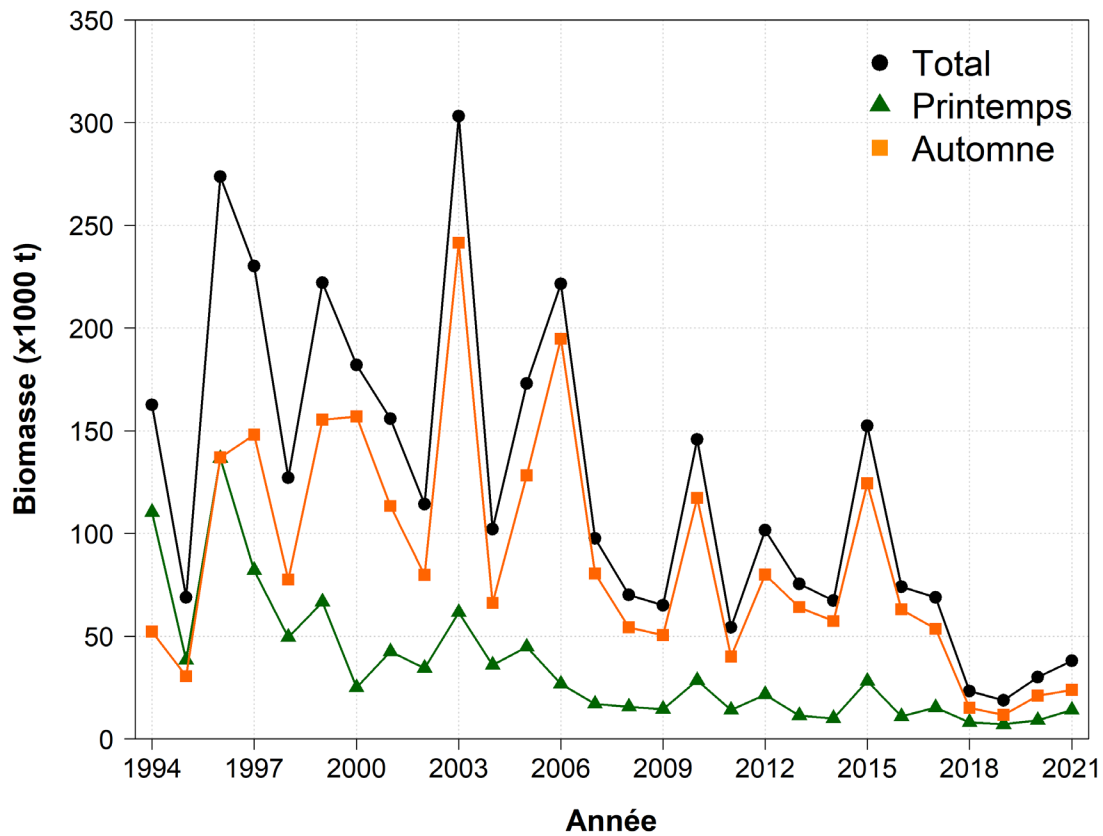


Figure B3. Indice de biomasse totale (noir) du relevé acoustique des reproducteurs de printemps (vert) et d'automne (orange) de 1994 à 2021.

ANNEXE C : RÉSULTATS DES RELEVÉS ACOUSTIQUES DES FRAYÈRES

Le relevé acoustique des frayères a commencé en 2015, et a été mené chaque année depuis. Il suit un plan aléatoire stratifié avec un protocole conforme au relevé acoustique indépendant de la pêche. Six frayères ont été échantillonnées : Gaspé, Miscou, Escuminac/Richibucto, ouest de l'Île-du-Prince-Édouard, est de l'Île-du-Prince-Édouard (Fisherman's Bank/North Lake), et Pictou (Figure C1). Des strates ont été établies pour chaque frayère à l'aide des renseignements acoustiques recueillis lors de précédentes études en partenariat avec l'industrie. Les strates ont été conçues pour être suffisamment grandes pour englober les frayères traditionnelles de chaque région. Les transects ont été générés de manière aléatoire chaque année à l'intérieur de strates distantes d'au moins 400 m (Figure C2).

Un ou deux pêcheurs ont été sélectionnés par chaque association de pêche pour effectuer des relevés acoustiques afin de quantifier la biomasse des bancs de poissons à l'aide d'un transducteur à simple faisceau de 120 kHz monté sur la coque, ou sur le côté du navire. Les données acoustiques des navires de pêche ont été utilisées pour analyser les caractéristiques morphologiques des bancs, la distribution spatiale et les changements relatifs de la densité des bancs (Shen *et al.* 2008), et pour concevoir des estimations de l'abondance (Melvin *et al.* 2002; Honkalehto *et al.* 2011). Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, les données acoustiques de la pêche recueillies sur les regroupements de reproducteurs de Hareng de l'Atlantique peuvent être utilisées pour obtenir des estimations de la biomasse nocturne relative (Claytor et Allard 2001; Claytor et Clay 2001). Pour chaque région, l'objectif de l'analyse est d'estimer la biomasse relative de fraie à partir d'une série d'observations acoustiques nocturnes. Les relevés devaient être effectués une fois avant et après la saison de pêche, ainsi que pendant chaque fermeture de la pêche de fin de semaine, dans la mesure du possible. Les régions de l'ouest de l'Île-du-Prince-Édouard et d'Escuminac/Richibucto n'ont pas connu de fermetures de pêche de fin de semaine avant 2018. L'échantillonnage dans ces régions n'a donc été possible qu'avant et après la saison de pêche jusqu'à la mise en place des fermetures de fin de semaine. Les données sur la taille et la fréquence d'âge des poissons utilisées pour convertir les données acoustiques en estimations de la biomasse ont été obtenues à partir des relevés expérimentaux au filet maillant. Les données acoustiques nocturnes ont été traitées et analysées pour chaque région afin d'obtenir une estimation nocturne de la biomasse (Tableaux C1 à C3), comme décrite dans Claytor et Clay 2001.

La figure C3 présente la biomasse nocturne moyenne par frayère pour chacune des années. Certaines régions ou années présentent de grandes variations dans la biomasse nocturne des poissons (par exemple, Miscou et Gaspé en 2016, Escuminac en 2015). En général, on observe une tendance à la baisse de la biomasse dans la plupart des régions au fil du temps. En raison des conditions météorologiques et d'autres restrictions relatives à la logistique, il arrive que des sorties d'échantillonnage soient manquantes pour certaines régions et certaines années. La présence ou l'absence d'échantillons, en particulier au début ou à la fin d'une saison de pêche, peut avoir un impact important sur la biomasse nocturne moyenne des poissons observée dans une zone. Les régions d'Escuminac/Richibucto et de l'ouest de l'Île-du-Prince-Édouard sont particulièrement concernées par les échantillons manquants avant 2018, date de la fermeture de la pêche de fin de semaine, car seules deux sorties (une avant et une après la saison de pêche) ont pu être effectuées chaque année avant cette période. La proportion des strates couvertes et la fréquence de la couverture des relevés varient selon les années et les régions, allant d'une couverture complète des strates sur une base hebdomadaire à une absence totale de relevés pour l'est de l'Île-du-Prince-Édouard en 2015 et 2021 et Escuminac en 2018 (Tableaux C1 à C6 pour plus de détails). Les régions de Gaspé (sauf pour 2017), de Miscou et de Pictou présentent une bonne couverture sur la saison d'échantillonnage avec près de cinq échantillons par an (Tableau C4).

Les régions de Gaspé et de Miscou présentent la biomasse nocturne moyenne la plus élevée en 2016, avec des valeurs intermédiaires pour 2015 et 2017. La biomasse de Gaspé était la plus faible en 2018, suivie de près par 2020 et 2021. Miscou montre une tendance à la baisse entre 2017 et 2019, suivi d'une augmentation en 2020 pour atteindre une valeur similaire à celle de 2018. La biomasse a de nouveau diminué en 2021, 2019 et 2021 présentant les valeurs de biomasse les plus faibles à Miscou. Pour une biomasse nocturne moyenne élevée, on a observé à Escuminac/Richibucto une biomasse nocturne totale élevée de 15 238 tonnes (t) en 2015, avec une biomasse moyenne décroissante depuis lors. La biomasse la plus faible pour la région d'Escuminac/Richibucto a été observée en 2019, 2020 et 2021. Cependant, l'effort d'échantillonnage dans cette région a été faible jusqu'en 2020. De même, en raison de l'absence de fermeture de la pêche de fin de semaine dans l'ouest de l'Île-du-Prince-Édouard jusqu'en 2018, il est difficile d'affirmer que la biomasse de fraie est estimée avec précision de 2015 à 2017. En 2019 et 2020, la biomasse nocturne moyenne de l'ouest de l'Île-du-Prince-Édouard était la plus élevée des six régions d'échantillonnage. La région de Pictou présente une tendance générale à la baisse entre 2015 et 2020, le niveau de biomasse le plus élevé étant observé en 2015. L'estimation de la biomasse à Pictou en 2021 montre toutefois une augmentation substantielle et constitue la deuxième estimation de biomasse la plus élevée pour la région de Pictou depuis 2015. Cette valeur de 2021 à Pictou représente la biomasse nocturne estimée la plus élevée de toutes les régions en 2021.

La figure C4 montre la biomasse moyenne de nuit par région géographique, où le nord représente Gaspé et Miscou, le centre représente Escuminac/Richibucto et l'ouest de l'Île-du-Prince-Édouard, et le sud représente l'est de l'Île-du-Prince-Édouard et Pictou. De manière générale, la biomasse la plus élevée pour chaque région géographique est observée en 2015 (régions centrale et sud), ou 2016 (nord), et la biomasse nocturne des relevés acoustiques la plus faible est observée en 2021 (nord), 2018 (centrale et sud) (Figure C4). Les résultats montrent une diminution générale de la biomasse moyenne nocturne dans toutes les régions géographiques au fil du temps, à l'exception d'une augmentation dans la région Sud en 2021. La région nord avait des biomasses plus élevées que les régions centrale et sud en 2016 et 2017, cependant, la biomasse observée dans les trois régions est devenue plus homogène à partir de 2018, à l'exception de la valeur de biomasse pour la région sud en 2021.

Pour que cet indice soit inclus dans les évaluations à venir, les relevés doivent être effectués avec uniformité dans les différentes régions et de manière consciencieuse. Les fermetures de fin de semaine qui ont débuté en 2018 à l'ouest de l'Île-du-Prince-Édouard et à Escuminac, et qui se poursuivront dans les années à venir, permettront aux pêcheurs d'acquérir davantage d'échantillons de ces frayères. Dans certains cas, la première date d'échantillonnage montre la biomasse la plus élevée de la saison, ce qui pourrait indiquer une saisie inadéquate de l'estimation de la biomasse des reproducteurs pour les frayères. Commencer les relevés acoustiques plus tôt dans l'année pourrait aider à mieux saisir la biomasse de fraie sur l'ensemble de la saison de fraie; toutefois ce relevé est actuellement réalisé en fonction des dates de la saison de pêche.

Tableau C1. Densités et estimations de la biomasse du hareng de l'Atlantique par frayère, selon les relevés acoustiques des frayères effectués en 2020.

Zone de pêche	Région	Zone	Date	Indice réflexion poisson (dB kg ⁻¹)	Superficie totale (km ²)	Rétrodif-fusion moyenne (dB m ⁻²)	Densité moyenne (kg m ⁻²)	Biomasse (t)	Erreur type biomasse (t)
16B	Nord	Gaspé	22-08-2020	-35,45	38,6	-20,88	6,36E-04	16	15
16B	Nord	Gaspé	29-08-2020	-35,45	38,6	-60,67	4,76E-03	222	199
16B	Nord	Gaspé	04-09-2020	-35,45	38,6	-55,59	3,93E-02	1951	1207
16B	Nord	Gaspé	11-09-2020	-35,45	38,6	-22,71	1,80E-04	7	6
16B	Nord	Gaspé	18-09-2020	-35,45	38,6	-63,83	3,03E-03	111	47
16B	Nord	Miscou	19-08-2020	-35,60	386,9	-61,11	4,74E-03	936	899
16B	Nord	Miscou	04-09-2020	-35,60	386,9	-27,81	4,98E-03	920	722
16B	Nord	Miscou	11-09-2020	-35,60	386,9	-33,18	7,21E-04	268	137
16B	Nord	Miscou	17-09-2020	-35,60	386,9	-41,49	1,37E-02	4286	2646
16B	Nord	Miscou	20-09-2020	-35,60	386,9	-61,42	8,83E-03	3152	1523
16B	Nord	Miscou	02-10-2020	-35,60	386,9	-50,57	3,19E-02	3150	NA**
16C	Centrale	Escuminac	21-08-2020	-35,75	145,5	-46,46	1,97E-03	328	128
16C	Centrale	Escuminac	29-08-2020	-35,75	145,5	0,00	0,00E+00	0	0
16C	Centrale	Escuminac	04-09-2020	-35,75	145,5	-32,96	6,00E-04	147	104
16C	Centrale	Escuminac	12-09-2020	-35,75	145,5	-56,07	9,31E-03	244	161
16C	Centrale	Escuminac	20-09-2020	-35,75	145,5	-30,67	1,76E-03	196	174
16C	Centrale	Escuminac	02-10-2020	-35,75	145,5	-16,09	3,43E-04	10	9**
16E	Centrale	IPÉ Ouest	24-08-2020	-35,60	111,3	-33,05	3,50E-02	7877	7112
16E	Centrale	IPÉ Ouest	04-09-2020	-35,60	111,3	-44,29	6,48E-04	52	45
16E	Centrale	IPÉ Ouest	12-09-2020	-35,60	111,3	-18,17	4,28E-03	1135	1030
16E	Centrale	IPÉ Ouest	19-09-2020	-35,60	111,3	-14,00	7,62E-02	1737	1664
16E	Centrale	IPÉ Ouest	25-09-2020	-35,60	111,3	-47,38	8,78E-02	13836	8359
16E	Centrale	IPÉ Ouest	03-10-2020	-35,60	111,3	-51,41	2,62E-02	66	14**
16E	Centrale	IPÉ Ouest	04-10-2020	-35,60	111,3	-38,90	4,31E-03	323	271**
16F	Sud	Pictou	01-09-2020	-35,63	127,2	-13,02	2,26E-04	37	35
16F	Sud	Pictou	12-09-2020	-35,63	127,2	-51,32	2,46E-03	145	103
16F	Sud	Pictou	19-09-2020	-35,63	127,2	-69,61	4,00E-04	13	11
16F	Sud	Pictou	25-09-2020	-35,63	127,2	-36,67	5,21E-03	1873	1586
16F	Sud	Pictou	02-10-2020	-35,63	127,2	-25,04	9,06E-04	110	48
16G	Sud	IPÉ Est	13-09-2020	-35,90	56,1	-48,97	6,62E-02	3817	2130
16G	Sud	IPÉ Est	03-10-2020	-35,90	56,1	-54,35	1,52E-02	802	446
16G	Sud	IPÉ Est	28-10-2020	-35,90	56,1	0,00	0,00E+00	0	0

** Ces estimations de la biomasse nocturne ont été réalisées après la grille d'échantillonnage temporel normale et ne sont pas incluses dans les figures C3 et C4, ci-dessous.

Tableau C2. Densités et estimations de la biomasse du hareng de l'Atlantique par frayère, selon les relevés acoustiques des frayères effectués en 2021.

Zone de pêche	Région	Zone	Date	Indice réflexion poisson (dB kg ⁻¹)	Superficie totale (km ²)	Rétrodif-fusion moyenne (dB m ⁻²)	Densité moyenne (kg m ⁻²)	Biomasse (t)	Erreur type biomasse (t)
16B	Nord	Gaspé	28-08-2021	-35,54	38,6	-20,89	6,46E-04	26	14
16B	Nord	Gaspé	11-09-2021	-35,54	38,6	-20,80	6,84E-04	28	27
16B	Nord	Gaspé	18-09-2021	-35,54	38,6	-56,25	4,56E-02	1341	659
16B	Nord	Gaspé	25-09-2021	-35,54	38,6	-54,32	1,73E-02	538	327
16B	Nord	Gaspé	01-10-2021	-35,54	38,6	-36,47	3,16E-02	792	655
16B	Nord	Miscou	23-08-2021	-35,88	386,9	-51,03	2,91E-03	1165	516
16B	Nord	Miscou	11-09-2021	-35,88	386,9	-60,76	3,56E-03	557	223
16B	Nord	Miscou	18-09-2021	-35,88	386,9	-78,08	1,58E-04	15	20
16B	Nord	Miscou	01-10-2021	-35,88	386,9	-58,90	3,95E-04	187	283
16C	Centrale	Escuminac	11-09-2021	-35,59	145,5	-55,06	1,99E-02	338	179
16C	Centrale	Escuminac	01-10-2021	-35,59	145,5	-56,46	1,21E-02	219	188
16C	Centrale	Escuminac	09-10-2021	-35,59	145,5	0,00	0,00E+00	0	0
16E	Centrale	IPÉ Ouest	11-09-2021	-35,88	111,3	-39,84	1,21E-01	3875	2247
16E	Centrale	IPÉ Ouest	17-09-2021	-35,88	111,3	-44,42	4,26E-03	914	894
16E	Centrale	IPÉ Ouest	24-09-2021	-35,88	111,3	0,00	0,00E+00	0	0
16E	Centrale	IPÉ Ouest	01-10-2021	-35,88	111,3	-41,04	1,35E-02	840	651
16F	Sud	Pictou	08-09-2021	-35,55	127,2	-28,23	1,26E-04	13	8
16F	Sud	Pictou	17-09-2021	-35,55	127,2	-55,30	2,24E-03	33	28
16F	Sud	Pictou	23-09-2021	-35,55	127,2	-33,25	6,21E-03	1198	1156
16F	Sud	Pictou	01-10-2021	-35,55	127,2	-44,37	2,97E-02	7400	6048
16F	Sud	Pictou	06-10-2021	-35,55	127,2	-31,30	2,14E-02	6616	6315

Tableau C3. Nombre de sorties individuelles d'échantillonnage acoustique par an et par région pour les relevés acoustiques des frayères.

Région	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Gaspé	5	5	1	5	7	5	5
Miscou	5	5	4	5	7	6	4
Escuminac	2	2	1	0	1	6	3
Ouest de l'Î.-P.-É.	2	1	2	6	4	7	4
Pictou	5	5	4	5	5	5	5
Est de l'Î.-P.-É.	0	3	5	2	2	3	0
Total	19	21	17	23	26	32	21

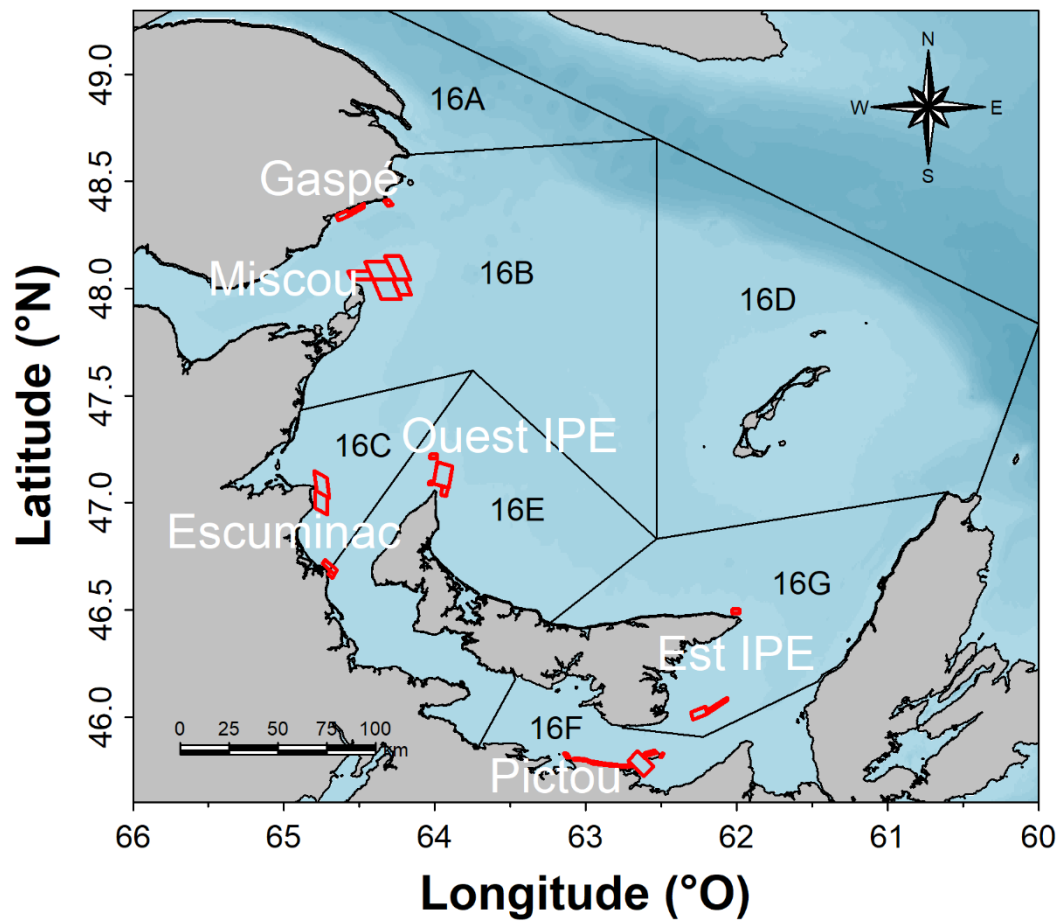


Figure C1. Frayères échantillonnées lors des relevés acoustiques des frayères.

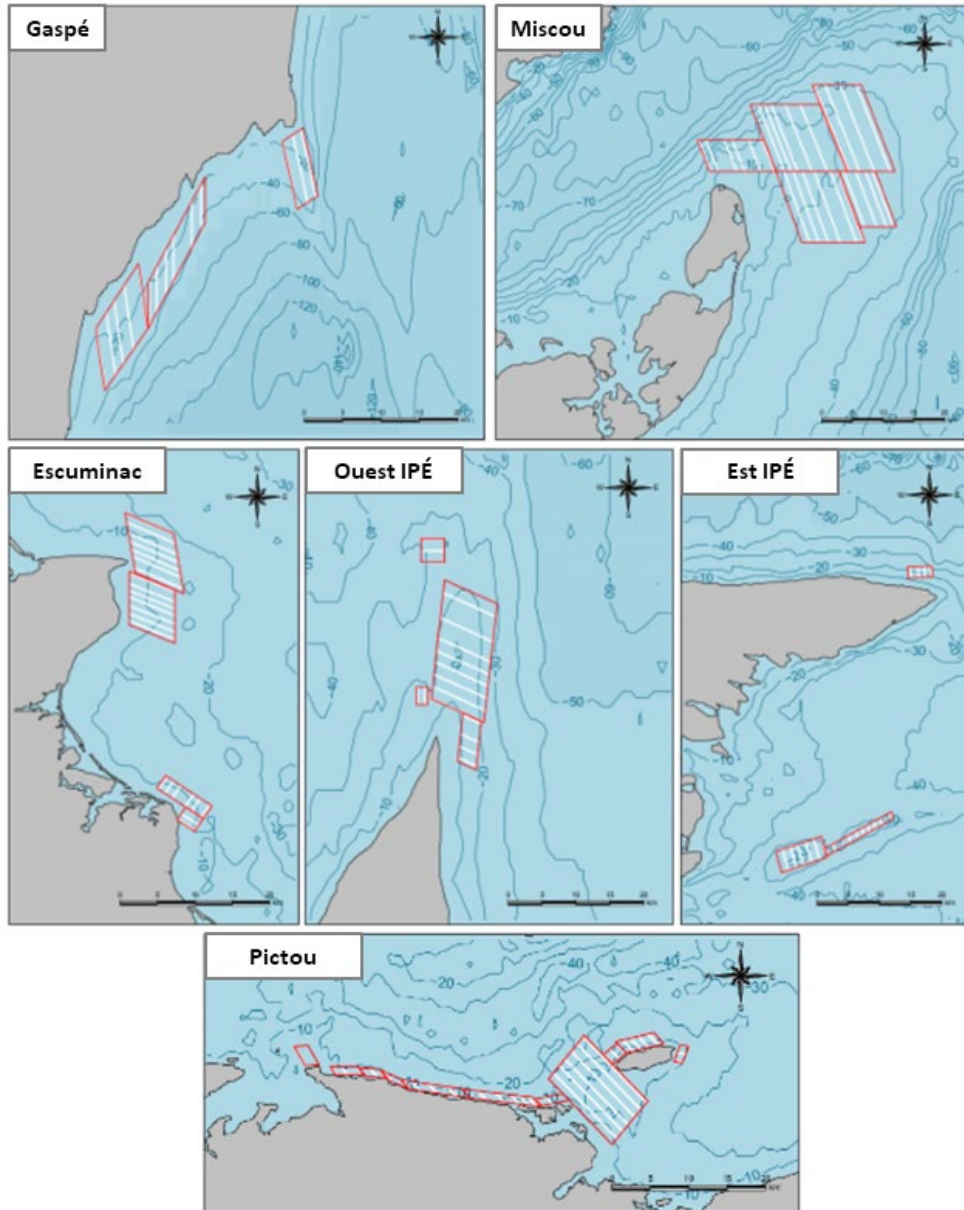


Figure C2. Strates (encadrés rouges) et transects (lignes blanches) échantillonnés lors des relevés acoustiques des frayères.

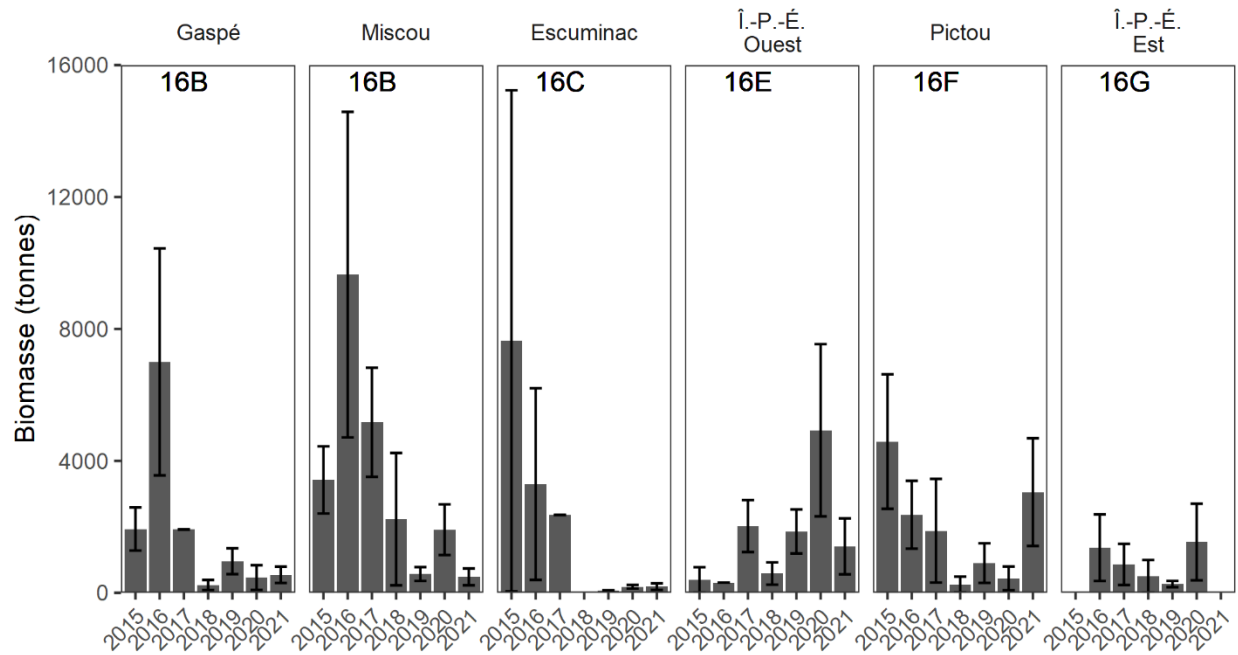


Figure C3. Estimations de la biomasse par nuit du hareng de l'Atlantique (tonnes; moyenne \pm une barre d'erreur type) par frayère selon les relevés acoustiques des frayères pour les années de 2015 à 2021.

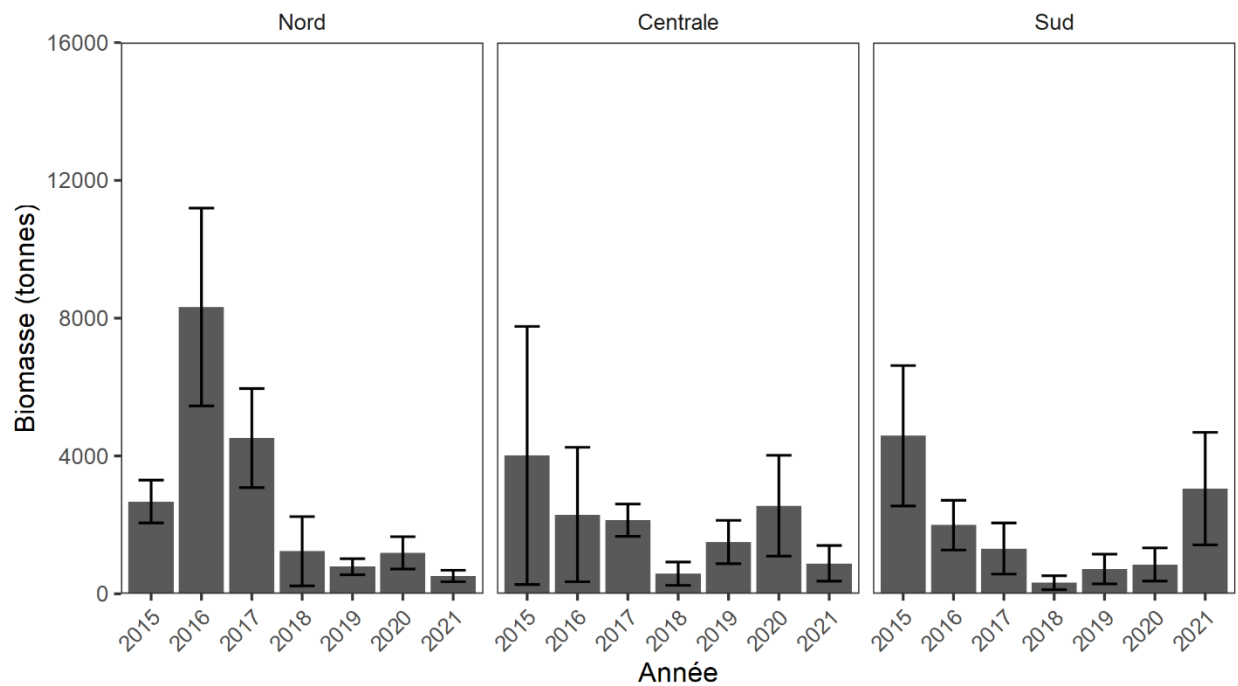


Figure C4. Estimations de la biomasse par nuit du hareng de l'Atlantique (tonnes; moyenne \pm une barre d'erreur type) par région géographique (nord, centrale, sud) selon les relevés acoustiques des frayères pour les années de 2015 à 2021.

ANNEXE D. RÉSULTATS DU RELEVÉ PLURISPÉCIFIQUE AU CHALUT DE FOND

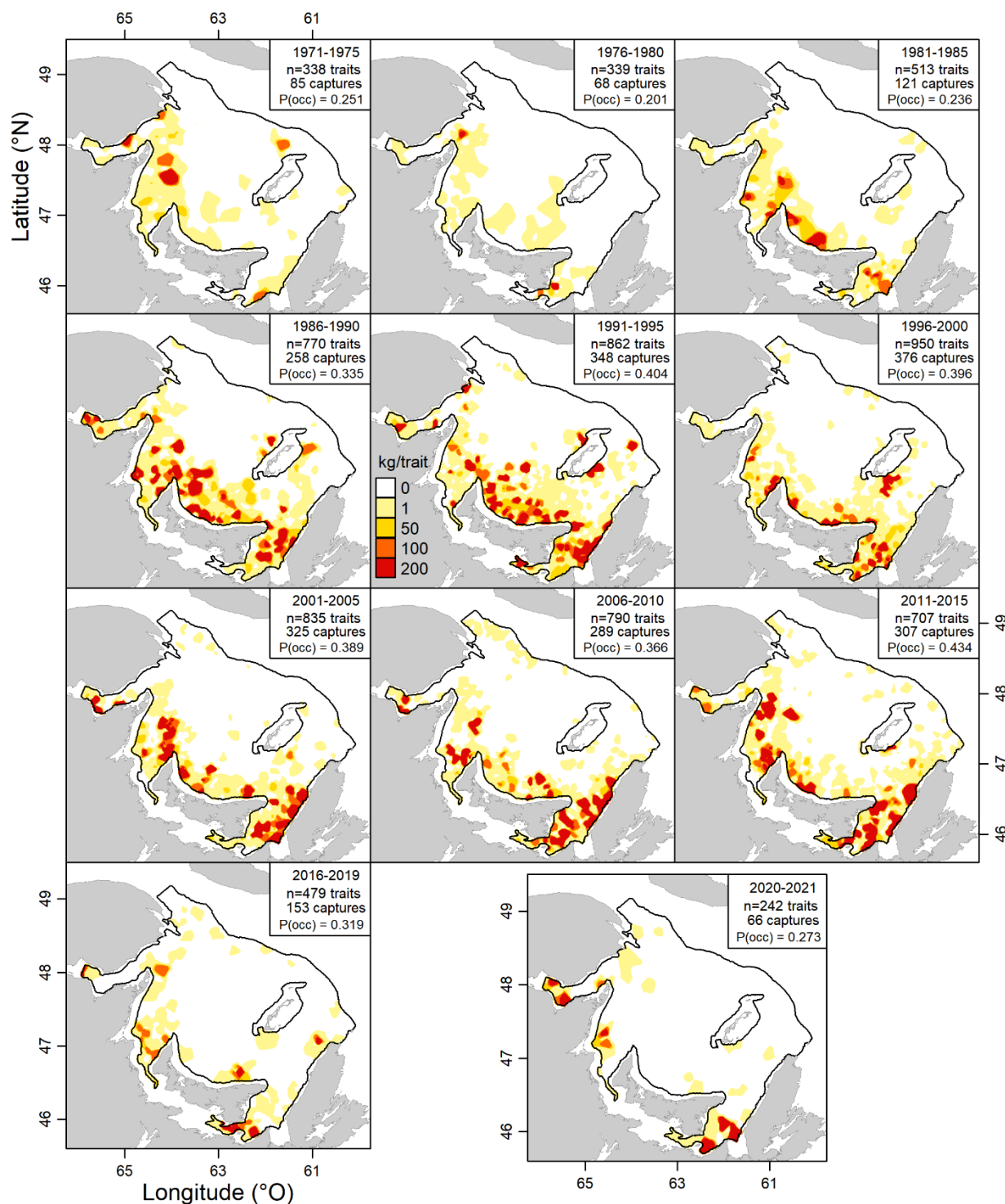


Figure D1. Distribution spatiale des prises de hareng par bloc d'années dans le relevé au chalut de fond par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2021. P(occ) indique la probabilité d'occurrence (le nombre de traits capturant du hareng divisé par le nombre total de traits).

ANNEXE E. COMPARAISON DES ESTIMATIONS DES CPUE DE L'ANCIEN CODE SAS ET DU CODE R NOUVELLEMENT TRADUIT ET MIS À JOUR

L'objectif de ce travail était de traduire les codes historiques utilisés pour estimer les CPUE, du langage de programmation SAS (Statistical Analysis Software) en R (R Foundation for Statistical Computing Platform) afin d'actualiser et d'améliorer l'accès aux méthodes de calcul et la compréhension de celles-ci. En fin de compte, ce travail améliorera la répétabilité d'année en année des estimations des CPUE utilisées par le modèle de population.

Ce travail nous a permis de :

1. Automatiser et standardiser toutes les procédures liées à l'importation, à la sélection et aux calculs des données.
2. Standardiser les définitions des différents niveaux de concentration spatiale, permettant d'accéder au plus petit niveau de concentration possible pour les estimations des deux groupes de reproducteurs.
3. Utiliser des données brutes plutôt que des données archivées, ce qui permet de mieux documenter les corrections et les modifications méthodologiques dans le temps.

En outre, ce travail a amélioré l'accessibilité et la transférabilité de ces connaissances.

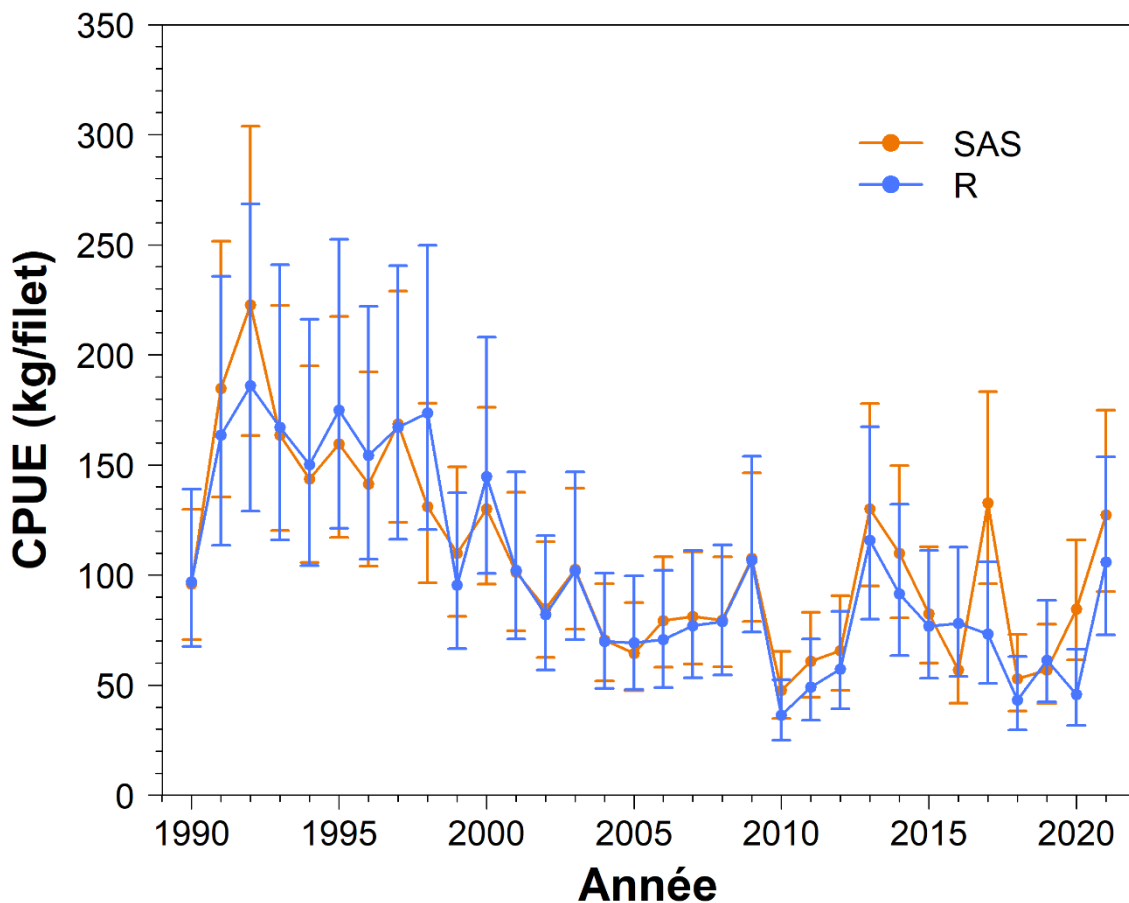


Figure E1. Estimations des CPUE du hareng de l'Atlantique reproducteur de printemps dans le sud du golfe du Saint-Laurent à l'aide de l'ancienne méthodologie SAS, qui a été traduite et mise à jour dans R.

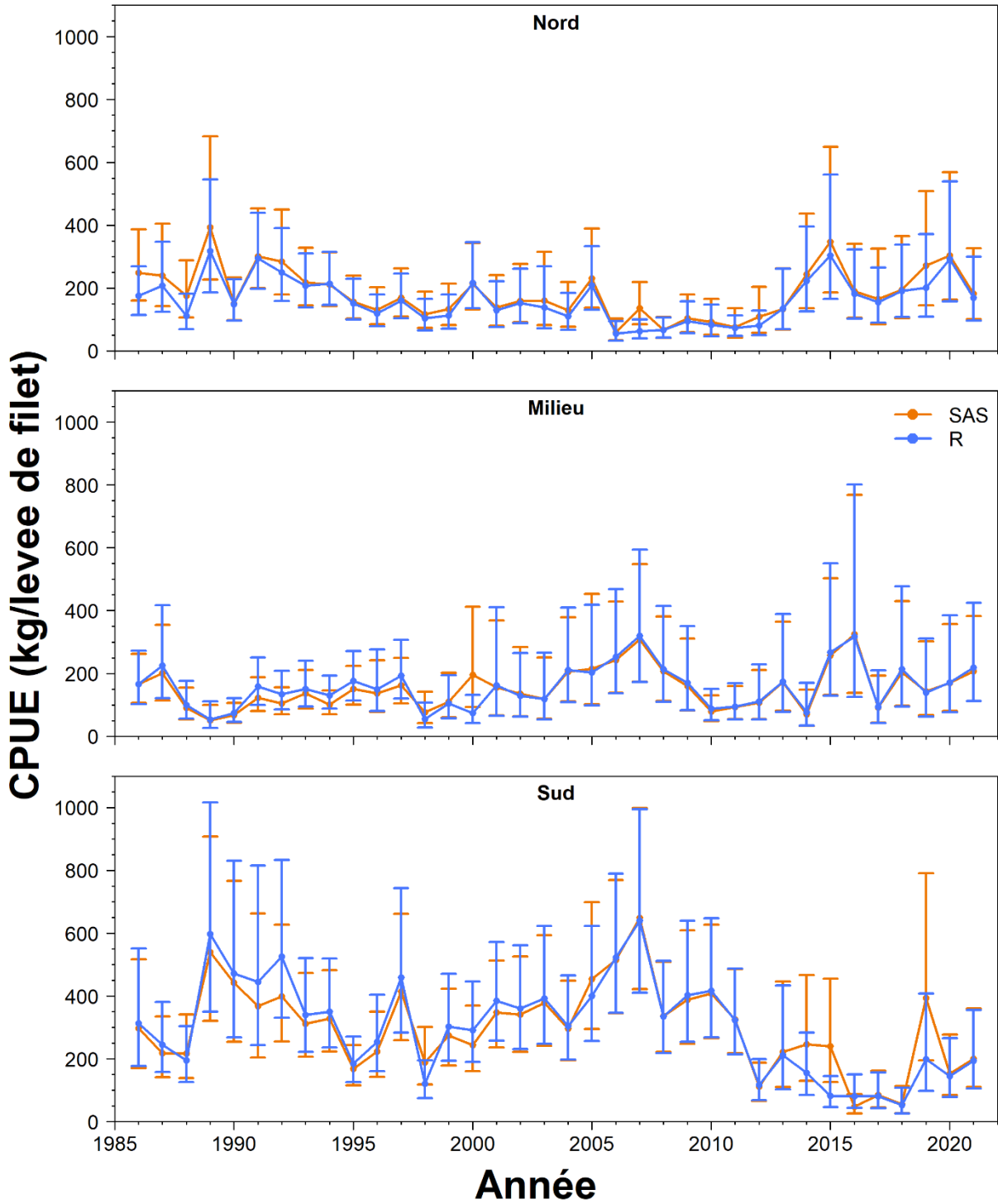


Figure E2. Estimations des CPUE du hareng de l'Atlantique reproducteur d'automne, par région, dans le sud du golfe du Saint-Laurent à l'aide de l'ancienne méthodologie SAS, qui a été traduite et mise à jour dans R.