Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2019/038

Région du Golfe

Évaluation du stock de morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent, divisions 4T et 4Vn (novembre à avril) de l'OPANO, mars 2019

Douglas P. Swain, Daniel Ricard, Nicolas Rolland et Éliane Aubry

Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
343 avenue Université, Moncton (NB) E1C 9B6

Août 2019

Avant-propos

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

Publié par:

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

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Swain, D.P., Ricard, D., Rolland, N. et Aubry, É. 2019. Évaluation du stock de morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent, divisions 4T et 4Vn (novembre à avril) de l'OPANO, mars 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/038. iv + 108 p.

Also available in English:

Swain, D.P., Ricard, D., Rolland, N., and Aubry, É. 2019. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence Atlantic Cod (Gadus morhua) stock of NAFO Div. 4T and 4Vn (November to April), March 2019. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/038. iv + 105 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iv
1 INTRODUCTION 1
2 LA PÊCHE 2
2.1 DÉBARQUEMENTS 2
2.2 PRISES SELON L'ÂGE DANS LA PÊCHE 4
3 INDICATEURS D'ABONDANCE 4
3.1 RELEVÉ AU CHALUT DE FOND DU MPO 4
3.2 RELEVÉ SENTINELLE MOBILE 7
3.3 RELEVÉ SENTINELLE À LA PALANGRE 9
4 ANALYSES DE POPULATION 10
4.1 ANALYSES BASÉES SUR LES RELEVÉS 10
4.2 MODÈLES DE POPULATION 13
4.3 RÉSULTATS 15
5 POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE 20
6 UNE APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE POUR LES AVIS SCIENTIFIQUES ET LA GESTION DES PÊCHES 20
7 INDICATEURS DU STATUT DU STOCK 23
8 CONCLUSIONS 23
9 REMERCIEMENTS 24
RÉFÉRENCES CITÉES 25
10 TABLEAUX 29
11 FIGURES 59
ANNEXE A. DÉBARQUEMENTS PAR MOIS ET ENGINS DE PÊCHE 101
ANNEXE B. CLÉS ÂGE-LONGUEUR UTILISÉES POUR CALCULER LES PRISES SELON L'ÂGE 105

RÉSUMÉ

Le stock de morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) (Divisions de l'OPANO 4T et 4Vn (novembre à avril)) a supporté des débarquements moyennant 30 000 tonnes (t) annuellement entre 1917 et 1940 et 56 000 t annuellement entre 1941 et 1992. Le stock s'est effondré au début des années 1990 dû à un taux de mortalité élevé. Un moratoire sur la pêche dirigée de la morue du sGSL a été mis en place en 1994 jusqu'en 1997, en 2003 et depuis 2009. Les prises accessoires reportées dans les autres pêches de poissons de fond ont totalisé une moyenne de 110 t annuellement depuis 2009, avec des captures avoisinant les 60 t en 2017 et 2018. Durant cette période, l'estimation de la mortalité par pêche moyennait 0,2 % annuellement pour les morues âgées entre 5 et 8 ans et 0,7 % pour les morues âgées de 9 ans et plus. La biomasse du stock reproducteur (BSR) et l'abondance sont au plus bas niveau observé dans les 69 ans de données et continuent de baisser. L'estimation de la BSR au début de l'année 2018 était de 13 947 t, soit 12 % du déjà bas niveau de 2000 et 4 % de la valeur de 1985 (380 000 t). La BSR a été estimée à environ 17 % du point de référence limite (PRL = 80 000 t) avec aucune chance de rétablissement au PRL dans les prochains cinq ans, même sans mortalité par la pêche. La probabilité que la BSR diminue entre 2018 et 2023 est de 90 % avec des captures annuelles de 0 ou 100 t et de 99 % avec des captures de 300 t. La BSR devrait baisser à 9 400 t au début de 2023, sans prise par la pêche, et à 9 100 t avec des prises annuelles de 300 t. Si les conditions actuelles persistaient, la population devrait disparaître vers le milieu du siècle (une BSR < 1 000 t a été utilisé comme indicateur indirect de l'extinction locale). Le déclin continu de cette population est dû à la forte mortalité naturelle de la morue adulte (c.-à-d., âgée de 5 ans et plus). Une mortalité naturelle (M) d'environ 18 % par an (un taux instantané de M = 0,2) est considérée comme normale pour la morue adulte. Dans cette population, la mortalité naturelle des adultes a augmenté au cours des 35 dernières années et est actuellement estimée à environ 55 % par an (M = 0,81 à 0,85). La prédation par les phoques gris semble être actuellement la principale cause de cette mortalité. Sur la base de modèles de population, cette prédation peut expliquer l'ensemble de la M des adultes au-dessus du niveau normal (0,2) depuis environ l'an 2000. Cette population de morue semble subir un effet Allee induit par la prédation. Un effet Allee est présent lorsque le taux de croissance de la population par individu diminue à mesure que la taille de la population diminue. C'est l'opposé du comportement habituel d'une population de faible abondance. De plus, depuis 2000, ce stock présente une production déficitaire avec une moyenne négative de 7 000 t par année, indicatrice d'un fort effet Allee. Si un fort effet Allee persiste, cela va conduire une population à l'extinction. Cet effet Allee est dû à l'abondance extrêmement réduite de la morue du sGSL et à l'abondance élevée et croissante d'un prédateur, le phoque gris. Compte tenu de la forte abondance actuelle de phoques gris, cette population de morue devrait continuer à diminuer jusqu'à l'extinction.

1 INTRODUCTION

Le stock de morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) hiverne en denses agrégations dans les eaux relativement chaudes en bordure du chenal Laurentien dans le sGSL et dans la zone adjacente du détroit de Cabot. En avril et en mai le stock migre dans le sGSL pour se reproduire et se nourrir, et retourne dans les zones d'hivernage en novembre. Conséquemment, la zone de gestion pour ce stock consiste en la division 4T de l'Organisation des Pêches de l'Atlantique Ouest (OPANO) ainsi que la subdivision 4Vn de novembre à avril (Fig. 1). Ce stock a été exploité à des fins commerciales depuis au moins le seizième siècle. Les débarquements étaient en moyenne de plus de 47 000 tonnes (t) durant la période de 1917 à 1993, mais le stock s'est effondré à la fin des années 1980 et le début des années 1990. Suite à l'effondrement du stock, la pêche a été fermée de septembre 1993 à mai 1998. La pêche a été rouverte en 1998 comme pêche-repère avec un total autorisé des captures (TAC) de 3 000 t. Le TAC a augmenté à 6 000 t de 1999 à 2002. La pêche dirigée a été fermée de nouveau en 2003, mais a été rouverte avec un TAC de 3 000 t en 2004. Le TAC a augmenté à 4 000 t en 2005 puis réduit à 2 000 t en 2007. La pêche dirigée a été fermée en 2009 et est restée fermée depuis (avec un TAC de 300 t pour couvrir les prises accessoires dans d'autres pêches de poissons de fond, une pêche récréative limitée, des captures à des fins scientifiques et des accords négociés pour les pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles).

Le point de référence limite (PRL) a été établi pour ce stock, basé sur le plus bas niveau de la biomasse du stock reproducteur (BSR) duquel le stock s'est rétabli, ainsi que la BSR en dessous de laquelle la probabilité d'avoir un mauvais recrutement est élevée. Le PRL établi en 2003 est estimé à 80 000 t de biomasse du stock reproducteur (Chouinard et al. 2003).

Dans son rapport d'évaluation de la morue franche en 2003, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'unité désignable (UD) des Maritimes comme étant « préoccupante ». Le stock du sGSL faisait partie de cette UD. En avril 2010, le COSEPAC a réévalué la morue franche et a divisé l'UD des Maritimes en deux populations, l'UD du Sud laurentien et l'UD du Sud. L'UD du Sud laurentien, qui inclut le stock de morue du sGSL, a été désignée comme étant « en voie de disparition », une catégorie de risque plus élevée que « préoccupante », en raison d'un déclin d'abondance de 90 % en trois générations. En réponse à l'évaluation du COSEPAC, une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de l'UD du Sud laurentien a été réalisée en 2011 en utilisant des données jusqu'à la fin de 2009 (MPO 2011; Swain et al. 2012). Cette EPR a conclu que le stock de morue du sGSL devrait continuer son déclin, même sans pêche, si la productivité du stock reste à son présent niveau bas. La cause principale de la basse productivité était le niveau exceptionnellement élevé de la mortalité naturelle des morues de 5 ans et plus. La mortalité par la pêche au niveau où elle était en 2009 (suivant la fermeture de la pêche dirigée à la morue; 1,4 % annuellement pour les poissons pleinement recrutés) était estimée d'avoir un impact négligeable sur la probabilité de survie de la population, mais la mortalité par la pêche au niveau où elle était en 2007 à 2008 (10 % annuellement pour les poissons pleinement recrutés) diminuaient la probabilité de survie de la population sous les conditions actuelles de basse productivité. L'EPR a conclu que la seule autre mesure qui puisse être prise pour améliorer les chances de rétablissement de la morue du sGSL semble être la réduction du taux de mortalité naturelle des morues adultes (5 ans et plus). La prédation par le phoque gris était alors considérée comme une cause majeure de cette mortalité.

La dernière évaluation de ce stock a eu lieu en 2015, utilisant des données jusqu'à la fin de 2014 (Swain et al. 2015b). L'évaluation a estimé que la BSR en 2014 était à son niveau le plus bas

dans la série temporelle de 65 ans (28 700 t, selon le modèle de population Statistical Catch at Age, SCA) et devrait décliner encore plus jusqu'en 2019. La BSR était estimée à 40 % du PRL avec aucune chance de rétablissement jusqu'au PRL en 2019, même sans mortalité par les pêches. L'absence de rétablissement a été attribuée au niveau élevé et croissant de la mortalité naturelle des morues adultes (5 ans et plus), estimée à 50-60 % annuellement. Il était prévu que la population devrait continuer à diminuer, même en l'absence de la pêche. La prédation par le phoque gris était également considérée comme une cause majeure de cette mortalité.

Le présent rapport décrit la pêcherie de la morue du sGSL de 2015 à 2018 et fournit une évaluation de l'état du stock jusqu'en janvier 2019 basée sur les données de relevés de recherche, de relevés de pêches sentinelles et des données des pêches disponibles à la fin de 2018. Un modèle de population est ajusté à l'aide de ces données afin de fournir des estimations de la taille de la population et des taux de mortalité par la pêche et de mortalité naturelle. Des projections de la biomasse de la population pour la période de 2019 à 2023 sont émises, ainsi que l'estimation de l'incertitude dans ces projections. Une approche écosystémique est prise pour identifier les raisons des changements de productivité de ce stock et pour évaluer les options possibles pour contrer son déclin continu.

2 LA PÊCHE

2.1 DÉBARQUEMENTS

Les débarquements annuels du stock de morue du sGSL avaient une moyenne de 30 000 t entre 1917 et 1940 (Fig. 2). Les débarquements ont augmenté après l'introduction de la pêche au chalut à panneaux dans les années 1940, atteignant un maximum de 104 000 t en 1965 et une moyenne annuelle de 56 000 t entre 1941 et 1992. Le premier TAC a été établi à 63 000 t en 1974, diminuant à 15 000 t en 1977 (quand les débarquements étaient de 27 000 t; Tableau 1). Le TAC augmenta ensuite à un maximum de 67 000 t en 1984 et 1985. Les débarquements eux aussi augmentèrent, avec une moyenne de 61 000 t durant les années 1980 et un maximum de 69 000 t en 1986. Les débarquements diminuèrent au début des années 1990 et la pêche ferma en septembre 1993 à cause de la faible abondance de la morue. Durant le premier moratoire sur la pêche dirigée à la morue, les débarquements consignés de prises accidentelles de morue étaient en moyenne de 1 300 t annuellement. Suite à une pêche-repère en 1998 (TAC de 3 000 t), la pêche dirigée à la morue rouvrit en 1999 avec un TAC de 6 000 t. Les débarquements annuels étaient en moyenne de 5 800 t durant la période de 1999 à 2002. La pêche à la morue a été fermée pour une deuxième fois en 2003. Les débarquements consignés de prises accidentelles de morue en 2003 étaient de 289 t, considérablement inférieurs aux prises accidentelles durant le premier moratoire. La pêche dirigée à la morue rouvrit de nouveau en 2004, mais a été fermée en 2009. Le TAC varia entre 4 000 t et 2 000 t durant la réouverture. Les débarquements consignés avaient une moyenne de 2 264 t, et étaient invariablement sous le TAC (75 % du TAC en moyenne). La pêche dirigée à la morue est fermée depuis 2009. Les débarquements consignés de morues capturées dans les autres pêches aux poissons de fond (ce qui inclut les relevés de pêches sentinelles mobiles et fixes) ont une moyenne annuelle de 110 t pour la période de 2009 à 2018 (Tableau 1).

Avant l'effondrement du stock et de la fermeture de la pêche dirigée en 1993, les captures par engins mobiles (chaluts à panneaux et sennes) dominaient les débarquements consignés depuis 1965 (Tableau 2). Les captures par engins fixes représentent une plus importante portion des débarquements depuis 1994, et dominent les débarquements depuis la fermeture de la pêche

dirigée en 2009 (Tableau 2).

Les proportions des captures de morue par mois, par type d'engin de pêche et par espèces ciblées sont résumées sur la Figure 3 pour la période de 1991 à 2017. La plus importante source de prises accidentelles était pour les voyages de pêche visant la plie canadienne durant la période de 1997 à 2004, pour les voyages de pêche visant la plie grise durant la période 2006 à 2017, et pour les voyages de pêche visant le flétan de l'Atlantique depuis 2009. Les taux de captures accidentelles étaient les plus élevés pour les voyages de pêche visant le flétan de l'Atlantique, la plie grise et le flétan du Groenland (Figs. 3 à 7). Le retour récent du sébaste dans le golfe du Saint-Laurent (Senay et al. 2019) et le fait qu'il supportera bientôt une pêche d'envergure sera probablement une source additionnelle de prises accidentelles puisque la morue a historiquement été capturée dans la pêche au sébaste.

Durant le moratoire établi depuis 2009, les captures de morue par engins mobiles ont principalement eu lieu en mai et en juin dans la cuvette du Cap Breton, en bordure du talus du chenal Laurentien et à l'est des Îles-de-la-Madeleine (Fig. 4). La majorité de ces captures venaient de la pêche au flétan de l'Atlantique, avec d'autres contributions de prises accidentelles provenant de la pêche à la plie grise et de la pêche au sébaste. Les captures étaient plus rares de juillet à octobre et se concentraient en bordure sud du chenal Laurentien et dans la cuvette du Cap Breton dans les pêches à la plie grise et au sébaste (Figs. 3 à 7). Les captures par engins fixes ont eu lieu d'avril à octobre, principalement dans la pêche au flétan de l'Atlantique (malgré que 20 à 30 % des voyages débarquant de la morue aient été identifiés comme des voyages ciblant la morue) (Fig. 3, voir aussi Swain et al. 2015b). Les captures par engins fixes étaient les plus élevées dans la cuvette du Cap Breton en avril et juin et près du Banc des Américains au large de la Gaspésie en juillet et en août. Des captures ont aussi eu lieu au large de Miscou, en bordure de l'Île-du-Prince-Édouard et autour des Îles-de-la-Madeleine de juillet à octobre. Les programmes de pêches sentinelles ont contribué à 15 à 25 % des débarquements durant le moratoire, et 80 à 90 % des débarquements des programmes de pêches sentinelles provenaient du programme de pêche à la palangre (Annexe A; Tableaux A.1 à A.5). Des détails additionnels à propos de la distribution de ces débarquements par mois et par engin de pêche sont disponibles dans l'Annexe A pour la période récente.

Une pêche récréative a aussi eu lieu durant le moratoire, consistant en des ouvertures de cinq semaines ou moins. Cette pêche avait des limites de captures quotidiennes de cinq morues et/ou merluches blanches. Les débarquements ne sont pas comptabilisés, mais la Gestion des Pêches et de l'Aquaculture de la Ressource du MPO Région du Golfe a indiqué qu'il s'agissait d'environ 5 t dans Golfe Nouvelle-Écosse en 2008, et qu'ils sont probablement inférieurs maintenant. Une estimation semblable a été soumise pour la côte nord de la Gaspésie en 2013. Les bateaux nolisés à la canne avec moulinet avaient aussi la permission d'opérer dans les zones de pêche au homard 24 et 26A (zones de gestion des pêches au poisson de fond 4T2b et 4T8, Fig. 8) entre le 1er juillet et le 15 septembre en utilisant une licence de pêche à des fins éducatives. Cette pêche avait une limite de 20 morues par voyage pour un maximum de 60 morues par jour ouvrable. Les captures déclarées (poissons capturés ou relâchés) par les bateaux nolisés étaient de 6 à 12 t annuellement de 2009 à 2017, avec 30 % des captures (par poids) relâchées en mer. Le total des captures de morues par les bateaux nolisés en 2017 était de 10,2 t, avec 7,0 t débarquées et 3,2 t relâchées.

2.2 PRISES SELON L'ÂGE DANS LA PÊCHE

2.2.1 Détermination d'âge

La cohérence de la détermination d'âge a été vérifiée par de fréquents tests aveugles utilisant une collection d'otolithes de référence comme barème. Ces tests ont eu lieu avant le début des déterminations d'âges ainsi qu'après la détermination de l'âge de 500 à 1 000 poissons. Chacun des tests consistait en la lecture d'environ 120 otolithes. Le niveau d'entente avec la collection d'otolithes de référence a varié entre 85 et 93 % et aucun biais n'a pu être identifié. Le niveau minimal d'entente est de 75 %. Selon ces résultats, la cohérence de la détermination d'âge est considérée comme étant adéquate.

2.2.2 Prises selon l'âge

Pour la plupart des années, quatre clés âge-longueur sont disponibles: engins mobiles commerciaux (habituellement avril ou mai à octobre ou novembre), engins fixes commerciaux (habituellement avril à octobre ou novembre), pêche sentinelle à la palangre (juillet à novembre) et pêche sentinelle mobile (août). Certaines années il y avait deux clés pour les engins mobiles commerciaux ou pour la pêche sentinelle à la palangre, chacune s'échelonnant sur de plus courtes périodes. La prise selon l'âge pour les captures non-échantillonnées (0,01 à 3,6 t selon l'année) a été calculée par prorata en utilisant le ratio entre les débarquements totaux et ceux échantillonnés. En 2018 une seule clé a été utilisée pour à la fois les pêches commerciales et sentinelles à la palangre. Les détails pour 2015 à 2018 se trouvent dans l'Annexe B.

Les poids moyens selon l'âge dans les captures commerciales ont été calculés pour chaque année en utilisant les distributions de longueurs dans les échantillons de capture pour une certaine année et les paramètres de la relation poids-longueur pour la même année (les valeurs de ces paramètres sont estimées en utilisant les données du relevé par navire de recherche de septembre). Les détails se trouvent dans les Tableaux B.1 à B.7 de l'Annexe B pour 2015 à 2018.

L'âge le plus commun dans la pêche était de 5, 6 ou 7 ans pour la plupart des années avant l'effondrement du stock et de 7 ans pour la plupart des années depuis l'effondrement du début des années 1990 (Tableau 3). Les poids selon l'âge dans les captures ont diminué entre la fin des années 1970 et le milieu des années 1980 (Tableau 4). Les poids selon l'âge dans les captures ont augmenté depuis le milieu des années 1990, ce qui reflète possiblement des changements dans la répartition des engins de pêche et conséquemment la sélectivité des tailles capturées dans la pêche.

3 INDICATEURS D'ABONDANCE

3.1 RELEVÉ AU CHALUT DE FOND DU MPO

3.1.1 Contexte

Depuis 1971, un relevé par navire de recherche (NR) couvrant le sGSL est effectué chaque année au mois de septembre. Ce relevé suit un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié dont les stratifications sont basées sur la profondeur et les zones géographiques (Fig. 9). La pêche était effectuée par le *E.E. Prince* utilisant un chalut Yankee 36 de 1971 à 1985, par le *Lady Hammond* utilisant un chalut Westernn IIA de 1985 à 1991, par le *CCGS Alfred Needler* utilisant un chalut

Western IIA de 1992 à 2005 (à l'exception de 2003) et par le *CCGS Teleost* utilisant un chalut Western IIA depuis 2004.

En 2003, le navire de recherche *CCGS Alfred Needler* a été endommagé par un feu et a dû être remplacé par le *CCGS Wilfred Templeman*. Conséquemment, le début du relevé a dû être retardé et seulement 83 stations ont pu être complétées. Trois strates (402, 425 et 436; voir Fig. 9) ont seulement été échantillonnées une fois tandis que deux strates (438 et 439) n'ont reçu aucune couverture. Des estimations pour les strates manquantes ont été obtenues en utilisant un modèle linéaire généralisé (Chouinard et al. 2005a). Malgré la correction pour les strates manquantes, les nombres par trait pour 2003 étaient les plus bas de la série temporelle (avant les relevés de 2010 à 2012; Tableau 5). En raison des nombreuses difficultés rencontrées lors du relevé, l'indice de 2003 est considéré comme étant anormal et n'est pas utilisé dans les modèles de population.

En 2004 et 2005, le relevé a été réalisé par deux navires de recherche, le *CCGS Teleost* et le *CCGS Alfred Needler*, tous deux utilisant le chalut Western IIA. Durant ces deux relevés, des expériences de pêche comparative ont été effectuées où les deux navires ont chaluté côte à côte. Ces expériences n'ont pas montré de différence significative dans la capturabilité de la morue entre les deux navires (Benoît 2006). L'abondance stratifiée de la morue en 2004 et 2005 a été estimée en faisant la moyenne des prises des deux navires provenant de la même station.

3.1.2 Problèmes taxonomiques

Il est difficile de distinguer entre la morue franche (*Gadus morhua*) et l'ogac (*G. ogac*) à des longueurs de moins de 15 cm (< 15 cm). Des gadidés de ces tailles ont été récoltés lors de relevés en 2013 et 2014 dans le détroit de Northumberland et le sud du golfe du Saint-Laurent. À l'aide d'analyses génétiques, ils ont été identifiés à l'espèce. La plupart des individus récoltés provenant du centre et de l'est du Détroit de Northumberland (strates 402, 403, 432 et 433) étaient des *G. ogac* (Fig. 10). Ceci représentait la majorité des individus récoltés. Dans les autres strates, la majorité des individus étaient des *G. morhua*, quoique *G. ogac* était également largement distribué dans ces autres strates. Certaines régions, maintenant dominées pas de petits *G. ogac* (p. ex., strate 433), avaient vraisemblablement une plus grande proportion de *G. morhua* dans les années antérieures (des années 1970 aux années 1990). Il ne semble pas possible, en se basant sur la morphologie ou la distribution, de distinguer entre ces deux espèces pour les individus de petites tailles et, par conséquent, nous avons omis les gadidés de moins de 15 cm des analyses pour toutes les années de cette évaluation. Ceci n'a aucun effet sur la modélisation de la population parce que les morues de cette taille ont un an ou moins (ce sont surtout les jeunes de l'année) et les modèles de population commencent à l'âge de 2 ans.

3.1.3 Indices d'abondance et de biomasse

Le taux de capture du relevé indique que le stock était à des bas niveaux du début au milieu des années 1970, a augmenté rapidement à la fin des années 1970 pour atteindre des niveaux relativement élevés d'abondance et de biomasse du début au milieu des années 1980 (Fig. 11). L'abondance et la biomasse ont diminué rapidement à la fin des années 1980 et au début des années 1990 et le stock est depuis à des bas niveaux. Les indices d'abondance et de biomasse du relevé par navire de recherche pour 2017 et 2018 sont les plus bas des 48 ans de la série temporelle.

Le taux de capture des morues de tailles pré-commerciales ($<$ 42 cm; correspondant approximativement à la morue juvénile) a, de façon générale, diminué lentement de 1992 à 2018

(Fig. 12a, 12b). Cette tendance descendante a été interrompue par des taux de capture de petites morues relativement élevés en 2002, 2004, 2013 et 2014. Cependant, les incertitudes associées aux indices durant ces années étaient élevées et les taux de capture relativement élevés des morues de petites tailles ne ce sont pas traduits par une augmentation dans le taux de capture des morues de grandes tailles dans les années subséquentes.

Le taux de capture de la morue de taille commerciale ($\geq$ 42 cm; correspondant approximativement à la morue adulte) s'est rétabli légèrement au début des années 1990, mais a décliné substantiellement entre 2002 et 2018 (Fig. 12c, 12d). Le taux de capture moyen à ces tailles en 2017 et 2018 étaient de 5 et 8 %, respectivement, du niveau moyen des relevés de 1995 à 2002. En conclusion, les taux de capture du relevé par navire de recherche indiquent que la morue de taille commerciale est à des niveaux historiquement bas d'abondance et de biomasse et a diminué sévèrement depuis les niveaux déjà bas observés à la fin des années 1990 et début des années 2000.

3.1.4 Distribution géographique

À travers les années, un frappant changement dans la distribution géographique de la morue dans le sGSL est évident (Figs. 13 et 14). Au début des années 1970, les densités de morue étaient plus élevées dans les régions ouest du sGSL, incluant la région entre l'Île-du-Prince-Édouard et la Baie de Miramichi. Plus l'abondance de la morue augmentait, atteignant des hauts niveaux dans les années 1980, plus la distribution s'étendait, avec des densités relativement élevées sur tout le plateau madelinien. Plus l'abondance diminuait, à des bas niveaux dans les années 1990, plus la distribution s'éloignait du centre du plateau madelinien, avec des fortes densités s'étendant de Miscou et le long de la côte nord de l'Île-du-Prince-Édouard, dans la Cuvette du Cap Breton et en bordure sud du chenal Laurentien, entre le Cap Breton et les Îles de la Madeleine. Depuis le début des années 2000, la distribution de la morue a progressivement changé, délaissant les zones d'eaux peu profondes pour des zones d'eaux plus profondes le long du chenal Laurentien. La morue est maintenant rare à travers la plupart des régions du sGSL, incluant les zones d'eaux peu profondes où la densité de la morue était auparavant élevée (p. ex., Baie des Chaleurs, Miscou et la Vallée de Shédiac, en bordure de la côte nord de l'Île-du-Prince-Édouard). La distribution est maintenant largement restreinte aux eaux plus profondes en bordure sud du chenal Laurentien. Ce changement progressif dans la distribution de la morue hors des zones d'eaux peu profondes durant les années 2000 semble être relié à l'augmentation du risque de prédation dans ces zones (Swain et al. 2015a).

3.1.5 Distribution des longueurs

En plus du déclin important de l'abondance, la distribution des longueurs de morues provenant du relevé par navire de recherche indique une perte disproportionnée de grands individus dans les dernières années (Fig. 15). Tout au long des années 1980, 1990 et le début des années 2000, la morue au-dessus de la taille commerciale minimale (43 cm) représentait une forte proportion des captures du relevé. Cette proportion a diminué substantiellement dans les dernières années. Dans les relevés de 2006 à 2008, la proportion de morues de taille commerciale correspondait à environ 51 % des prises des relevés. Cette proportion a diminué à 23 % dans le relevé de 2012 et 13,5 % dans les relevés de 2013 et 2014. La diminution entre 2012 et 2013 reflète les prises relativement élevées de petites morues en 2013 et 2014. Cependant, en 2017 et 2018, la proportion était seulement de 14 % et de 17 % respectivement,

même si les prises de petites morues sont demeurées faibles.

3.1.6 Composition d'âge

Le taux de capture du relevé par navire de recherche indique que l'abondance des morues adultes a décliné à des faibles niveaux dans les années 2010 et particulièrement de 2010 à 2012, 2017 et 2018 (Tableau 5; Fig. 16). Le déclin du taux de capture des morues juvéniles n'a pas été aussi sévère, et en 2013 et 2014 le taux de capture des morues de 3 ans a été le plus élevé observé depuis 1990.

3.1.7 Taille en fonction de l'âge et condition

Le poids estimé de la morue franche à des longueurs de 45 ou 55 cm en septembre a été utilisé comme un indice de condition. Cet indice est basé sur l'estimation annuelle de la relation longueur-poids provenant des données du relevé. Les estimations de la condition étaient relativement élevées au début jusqu'au milieu des années 1970, déclinant à des valeurs relativement basses au début jusqu'au milieu des années 1980 (Fig. 17). La condition s'est rétablie à des niveaux dans la moyenne tout au long des années 1990 et début des années 2000, mais a décliné à des bas niveaux dans les dernières années. La condition est maintenant au plus bas niveau des 48 ans de la série temporelle. La bonne condition du milieu des années 1970 et le déclin subséquent à des valeurs plus faibles au début jusqu'au milieu des années 1980 pourraient refléter un changement, dépendant de la densité, de la compétition intra-spécifique pour les ressources alimentaires. De fait, la compétition était faible lorsque l'abondance était basse au milieu des années 1970 et la compétition était forte lorsque l'abondance était élevée dans les années 1980. Conséquemment, on s'attendrait à ce que la condition soit bonne étant donné la faible abondance des récentes années (p. ex., faible compétition intra-spécifique) et les conditions relativement chaudes. La faible condition actuelle pourrait refléter un haut risque de prédation par le phoque gris (voir section 6 ci-dessous).

Le déclin dans la longueur et le poids moyen à l'âge de la morue du sGSL s'est produit entre la fin des années 1970 et du milieu jusqu'à la fin des années 1980 (Tableaux 6 et 7; Fig. 18). Ceci a été causé par un déclin dans le taux de croissance et un changement de direction dans la sélectivité de la taille des morues par la pêche (Sinclair et al. 2002a, 2002b). La taille à l'âge dans les prises du relevé par navire de recherche est demeurée stable, à des bas niveaux depuis le déclin. Par contre, la taille à l'âge dans les prises commerciales a révélé une augmentation, particulièrement pour les morues de 5 ans. Les changements relatifs aux engins de pêche, en particulier l'augmentation de l'importance des palangres dans les pêches (p. ex., le relevé sentinelle à la palangre et la pêche commerciale du flétan) pourraient avoir contribué à cette augmentation.

3.2 RELEVÉ SENTINELLE MOBILE

Le relevé sentinelle à engin mobile (mobile sentinelle, MS), effectué chaque mois d'août depuis 2003, est un relevé aléatoire stratifié au chalut de fond utilisant le même plan de stratification que le relevé par navire de recherche. Chaque année, le relevé est effectué par quatre bateaux commerciaux, chacun utilisant le même chalut à panneaux standardisé (le 300 Star Balloon) et le même protocole de pêche standardisé (voir Savoie 2012 pour détails). Chaque année, les quatre bateaux pêchent dans des zones se chevauchant et des sites de pêches, choisis aléatoirement à travers la plupart des strates du relevé, sont assignés à chaque bateau.

Il y a eu neuf changements de bateaux entre 2003 et 2018. Afin de prendre en considération ces changements de bateaux, l'efficacité relative de pêche (E) de la morue pour chaque bateau a été estimée chaque année. Dans les évaluations précédentes, le paramètre E était estimé en utilisant un modèle linéaire généralisé en supposant une distribution de l'erreur quasi poisson avec une surdispersion. Lorsque des effets significatifs relatifs aux bateaux ont été identifiés, d'autres tests ont été faits afin de déterminer quels bateaux pouvaient être regroupés ensemble sous le même coefficient relatif de pêche. Le modèle a alors été exécuté à nouveau pour estimer les coefficients pour les groupements de bateaux. Voir Swain et al. (2015b) pour plus de détails.

Une méthode alternative a été développée pour cette évaluation. Cette nouvelle approche est basée sur un modèle additif généralisé avec une distribution binomiale négative de l'erreur. À l'instar du modèle original, le modèle complet inclut des termes paramétriques pour l'année, la strate et le bateau. De plus, un lissage spatial sur les coordonnées UTM (NAD83) qui ne varie pas dans le temps ainsi qu'un lissage de la transformation logarithmique (log_e) de la profondeur de l'eau ont été inclus dans le modèle complet. Le modèle complet a été comparé à des modèles incorporant des sous-ensembles des termes du modèle ci-haut, en se basant sur leur Critère d'Information d'Akaike (Akaike Information Criterion, AIC) respectif. Contrairement à la méthode précédente, il n'y a pas eu de tentative de combiner les bateaux avec une efficacité de pêche comparable en groupe. Un facteur de correction a plutôt été estimé pour chaque bateau afin de normaliser la variation dans l'efficacité de pêche. Les prises ont été standardisées pour la variation dans la distance chalutée en incluant la distance du trait comme un décalage. Le même bateau de référence a été utilisé dans les deux approches, le Miss Lamèque (NBPC : 151347) puisqu'il est le bateau ayant participé au programme le plus longtemps (de 2003 à 2013).

Les résultats des deux approches ont été comparés dans cette évaluation. Les trois effets principaux étaient fortement significatifs dans la méthode originale (Tableau 9). Des variations substantielles du coefficient E ont été identifiées parmi les 12 bateaux (Tableau 10). Basé sur les comparaisons par paire entre les bateaux, le coefficient E de deux bateaux (5688, 11873) ne diffère pas de l'E du bateau de référence (151347). Les bateaux restants ont été combinés en trois groupes où le coefficient E a été estimé à 0,6084, 1,4894 et 3,1810 (Tableau 10).

Dans la nouvelle approche, le modèle complet était le meilleur modèle basé sur l'AIC (Tableau 11). Les différences dans l'efficacité relative de pêche étaient fortement significatives pour six des douze bateaux (Tableau 12).

Les taux de capture sur les 16 ans de la série temporelle ont été ajustés en utilisant le facteur de correction du Tableau 12. Les prises sont comparées entre les deux méthodes de standardisation et avec les prises non standardisées dans la Figure 19. Les tendances temporelles étaient similaires dans les trois cas sur les périodes de 2003 à 2013 et de 2014 à 2018 tant pour l'abondance que pour le poids (Fig. 19a, 19b). Il y a eu un changement dans l'échelle entre 2013 et 2014 en raison de l'introduction de deux nouveaux bateaux avec une forte efficacité de pêche (11502, 151573) en 2014. Le fait de normaliser les prises pour les différences d'efficacité de pêche venait compenser pour cette cassure dans la série temporelle dans la plupart des cas, surtout avec la nouvelle méthode. Bien qu'il y ait des différences mineures dans la série temporelle de 2010 à 2013, la tendance générale est très similaire entre les deux méthodes et mène aux mêmes conclusions relativement à l'état du stock (Fig. 19c). Nous choisissons d'utiliser la nouvelle méthode pour fonder notre avis parce qu'elle performe mieux pour maintenir la cohérence à l'intérieur de la série temporelle et elle est plus objective, éliminant le besoin de combiner les bateaux en groupes.

Les indices d'abondance et de biomasse montrent une tendance descendante sur les 16 ans d'histoire du relevé. Les indices de 2003 et de 2004 ont été les plus élevés de la série temporelle tandis que les indices de 2017 et de 2018 ont été les plus bas, à environ 10 % des niveaux de 2003 et de 2004.

La distribution géographique des prises du relevé sentinelle d'août (Fig. 21) est généralement similaire à celle du relevé par navire de recherche du mois de septembre (Fig. 14). Les prises du relevé sentinelle montrent le même changement de distribution, un mouvement hors des eaux peu profondes vers des eaux plus profondes en bordure sud du chenal Laurentien, que celui observé par le relevé par navire de recherche.

La proportion de morue au-dessus de la taille commerciale minimum de 43 cm n'a pas varié aussi largement dans le relevé sentinelle mobile que ce qui a été observé dans le relevé par navire de recherche (Fig. 20 vs Fig. 15). Ceci reflète en partie la courte histoire du relevé mobile ainsi que la faible capturabilité des morues de petite taille du relevé sentinelle au chalut de fond. La caractéristique principale de la distribution des longueurs pour le programme sentinelle mobile est un déclin extrême dans l'abondance en général plutôt qu'une contraction dans la distribution des longueurs.

Les morues de 3 à 5 ans représentent approximativement 60 % des prises du relevé sentinelle mobile (Tableau 13). Contrairement au relevé par navire de recherche, les prises de morues de 2 et 3 ans n'étaient pas anormalement élevées dans les relevés sentinelle de 2013 et de 2014. Il n'y avait pas de tendance apparente pour la taille à l'âge tout au long de cette relativement courte série temporelle, à l'exception d'une augmentation dans le poids à l'âge pour les morues plus âgées dans les dernières années (p. ex., 9 ans et +; Tableau 14).

3.3 RELEVÉ SENTINELLE À LA PALANGRE

Le relevé sentinelle à la palangre a été effectué suivant le même protocole depuis 1996. Chaque bateau participant doit pêcher à deux sites traditionnels de pêche, originalement recommandés par les pêcheurs participants (ou par leurs associations). Les sites de pêches ont un rayon de 2,5 milles nautiques (mn) et sont séparés par au moins 5 mn l'un de l'autre. Une fois que les sites de pêche sont déterminés, ils demeurent constants tout au long de l'année. Cependant, de nouveaux sites ont été inclus depuis 1996 et d'autres ont été abandonnés. Chaque bateau pêche un maximum de 18 fois, à une fréquence maximale de deux fois par semaine. Les jours de pêche peuvent être consécutifs à l'intérieur d'une période de 7 jours. Au maximum, 1 250 hameçons (taille 12, rond et séparés par une brasse) pouvait être appâtés à chaque site. Le temps d'immersion avait un minimum de 4 à 6 heures et un maximum de 24 heures. À chaque voyage de pêche, des informations détaillées sur la composition des prises et sur les fréquences des longueurs étaient recueillies par les observateurs de pêche. Les observateurs collectionnent également du matériel biologique pour la détermination de l'âge.

En 2014, il y avait 36 sites de pêche dans le programme sentinelle à la palangre, répartis à travers les zones côtières du sGSL. Quatre sites ont été abandonnés en 2016 et deux en 2017. La position des sites pour la saison 2017 est illustrée dans la Figure 22. Afin de se conformer aux règlements concernant la baleine noire de l'Atlantique Nord, deux sites additionnels (205 et 214) ont été annulés et deux autres (511 et 512) n'ont pu être pêchés en 2018. En 2018, le protocole de pêche a changé. Le temps d'immersion maximum est passé de 24 heures à 8 heures. Les valeurs de 2018 ont donc été exclus de l'indice sentinelle à la palangre en attendant qu'une évaluation de l'impact de ce changement de protocole soit faite.

Les taux de capture ont été standardisés en utilisant une analyse multiplicative (Robson 1966; Gavaris 1980) avec la procédure de GLM dans SAS (SAS Institute Inc. 1989). L'approche est similaire de celle utilisée par Chouinard et al. (2000). Les observations sur les prises et les efforts à chacun des sites ont été colligées mensuellement. Les cellules de données (p. ex. regroupements mensuels) où l'effort était moins qu'une journée complète de pêche ont été éliminées des analyses. Les analyses étaient limitées à la période de juillet à octobre, à l'exception des sites de la cuvette du Cape Breton qui ne sont pas pêchés en juillet. Seuls les sites qui ont été pêchés pendant au moins quatre ans ont été inclus dans les analyses. Les données des taux de capture ont subi une transformation logarithmique ($\log_e$) après avoir ajouté une constante (1) à chaque taux de capture pour traiter les taux de capture de zéro.

Le modèle se présente comme suit:

$$\log A_{ijk} = \beta_0 + \beta_1 I + \beta_2 J + \beta_3 K + \epsilon \tag{1}$$

où A_{ijk} est le taux de capture (+1) pour l'année i durant le mois j au site k, I est une matrice de 0 et 1 indiquant l'année, J est une matrice de 0 et 1 indiquant le mois et K est une matrice de 0 et 1 indiquant le site.

Les résultats de la standardisation du taux de capture sont présentés dans les Tableaux 16, 17 et 18. Le modèle rend compte de 65 % de la variation des taux de capture regroupés par site, mois et année. Les effets relatifs au site, au mois et à l'année étaient fortement significatifs ($P < 0,0001$, à l'exception de $P = 0,0012$ pour le mois basé sur l'analyse de Type III).

Les taux de capture standardisés ont décliné de façon constante entre 2004 et 2011 (Fig. 23). Le taux de capture en 2011 représentait 12 % de la moyenne de 1995 à 2004. Les taux de capture sont demeurés bas de 2012 à 2017, représentant en moyenne 18 % des niveaux de 1995 à 2004. Le déclin des taux de capture du programme sentinelle par palangre est plus important pour les morues adultes (Tableau 19).

4 ANALYSES DE POPULATION

4.1 ANALYSES BASÉES SUR LES RELEVÉS

4.1.1 Intensité relative des classes d'âge

Les taux de capture à 2 et 3 ans dans le relevé NR et le relevé MS ont été analysés à l'aide d'un modèle multiplicatif afin d'obtenir des estimations de l'abondance relative des classes d'âge. Les âges de 2 et 3 ans ont été utilisés dans les analyses afin de minimiser les effets de l'exploitation par la pêche sur l'abondance des classes d'âge. Le modèle utilisé était:

$$\log A_{ijs} = \beta_0 + \beta_i + \beta_j + \beta_s + \beta_{is} + \epsilon \tag{2}$$

où A_{ijs} est l'indice du relevé pour l'âge i et la classe d'âge j dans le relevé s, β_i est un paramètre pour l'effet de l'âge, β_j est un vecteur de paramètres pour l'effet de la classe d'âge, β_s est un paramètre pour l'effet du relevé, et β_{is} est un paramètre pour l'interaction entre le relevé et l'âge. Le terme d'interaction a été inclus afin de tenir compte des différences de recrutement à l'âge aux deux relevés. Toutes les transformations logarithmiques utilisaient log_e.

Le modèle pouvait expliquer 87 % de la variation dans le logarithme des taux de capture. Les effets étaient hautement significatifs pour l'âge, le relevé et la classe d'âge ($P \leq 0,0001$) mais pas pour le terme d'interaction ($P = 0,32$). L'estimation de l'intensité des classes d'âge était

relativement basse à la fin des années 1960 et au début des années 1970, mais a augmenté à des hauts niveaux pour les classes d'âge produites du milieu des années 1970 jusqu'au milieu des années 1980 (Fig. 24). L'intensité des classes d'âge a diminué à la fin des années 1980 pour ensuite fluctuer durant les années 1990 et 2000 à des bas niveaux comparables à ceux de la fin des années 1960 et du début des années 1970. L'intensité des classes d'âge a diminué encore plus dans les dernières années, atteignant son plus bas niveau jamais enregistré en 2014.

4.1.2 Estimations de la mortalité

Les tendances de la mortalité par les pêches peuvent être décrites par un indice relatif obtenu en utilisant le ratio entre les captures à l'âge dans les pêches et l'abondance à l'âge estimée à partir du relevé NR (Sinclair 1998). Supposant que l'indice du relevé ait lieu près du milieu de l'année de pêche, ces estimations de la mortalité relative par les pêches (F_r) ne seront pas influencées par les changements dans la mortalité naturelle.

Les mortalités relatives par les pêches étaient élevées au début des années 1970, suivi d'un déclin à la fin des années 1970 (Fig. 25) alors que l'abondance du stock a augmenté (Fig. 12). F_r était stable durant la majorité des années 1980, mais a commencé à augmenter vers 1989 pour ensuite culminer en 1992. Avec la fermeture de la pêche à la morue en septembre 1993, F_r a diminué au plus bas niveau préalablement enregistré et, avec le maintien de la fermeture de la pêche, F_r a encore plus diminué en 1994 et sa valeur est restée basse jusqu'à l'ouverture d'une pêche commerciale limitée en 1999. Cette pêche, avec un TAC de 6 000 t, a résulté en une augmentation de F_r bien au-dessus des niveaux très faibles durant le moratoire. Avec la fermeture de la pêche dirigée à la morue en 2003, F_r est retournée à des niveaux près de zéro. La pêche dirigée à la morue a rouvert en 2004 avec un TAC de 3 000 t, augmentant à 4 000 t en 2005 et 2006. Cette pêche a produit des niveaux de F_r au-delà de ceux observés en 1993 quand la pêche avait été fermée pour la première fois. Le TAC a été réduit en 2007, résultant en une diminution de F_r. La pêche dirigée a été de nouveau fermée en 2009, et est restée fermée depuis. F_r est demeurée près de zéro durant le présent moratoire.

Les estimations du taux instantané de mortalité totale (Z) ont été dérivées des taux de capture à l'âge dans le relevé NR de septembre et le relevé de pêche sentinelle d'août. Les estimations ont été obtenues en utilisant une analyse de covariance telle que décrite dans Sinclair (2001). Ces analyses ont été effectuées par blocs de cinq ans, en utilisant le logarithme du taux de capture comme variable dépendante, l'âge comme covariable et la classe d'âge incluse comme facteur (afin de contrôler pour les variations dans l'intensité des classes d'âge). Les âges 7-11 ont été utilisés, car ils semblent pleinement recrutés à ces relevés. Les moyennes par blocs de cinq ans des séries temporelles de la mortalité relative par les pêches pour les âges 7-11 ont été comparées aux séries temporelles des estimations de Z. Z est un taux instantané alors que F_r est un taux annuel.

Selon les taux de capture à l'âge du relevé NR, Z a augmenté rapidement à la fin des années 1980, culminant à une valeur de plus de 1,0 pour ensuite descendre abruptement avec la fermeture de la pêche en 1993 (Fig. 26). Ces changements de Z ont reflété des changements dans la mortalité par les pêches. Par contre, Z est restée élevée après la fermeture de la pêche. Selon les données du relevé NR, les estimations de Z étaient d'environ 0,55 durant le milieu à la fin des années 1990, pour ensuite augmenter à des valeurs de 0,63 à 1,16 (moyenne de 0,85) dans les années 2000. Le relevé sentinelle par chalut du mois d'août indiquait aussi de hautes valeurs de Z dans les années 2000, avec des estimations entre 0,61 et 0,99 (moyenne de 0,79).

Les estimations de Z durant le moratoire de pêche de 1994 à 1997 indique que le taux instantané de mortalité naturelle (M) était de 0,5 ou plus durant cette période. L'estimation de Z en 1994 à 1997 était de 0,56 (intervalle de crédibilité (IC) 95 %: 0,49 - 0,63). La mortalité relative par les pêches (âges 7-11) durant cette période était de 0,025. Donc, même en assumant que la capturabilité au relevé est de 100 %, la contribution à Z de la mortalité par les pêches estimée durant cette période est négligeable. On pourrait émettre l'hypothèse que les hautes valeurs de Z durant cette période reflète un haut niveau de captures non-comptabilisées plutôt qu'un niveau élevé de M. Par contre, même si les prélèvements par les pêches étaient trois à quatre fois plus élevés que les débarquements comptabilisés durant le moratoire (ce qui est peu probable), M aurait eu besoin d'être de 0,4 ou plus pour expliquer l'estimation de Z. Les estimations très élevées de Z au fil des années 2000 indiquent que la mortalité naturelle a augmenté à des niveaux encore plus élevés, mais l'incertitude des estimations récentes est élevée à cause des effets annuels possiblement présent dans les données de relevé.

Des études précédentes ont obtenu des estimations de M pour la morue du sGSL en utilisant des données des années 1970 et antérieures (Dickie 1963; Beverton 1965; Myers et Doyle 1983). Les estimations obtenues par ces études variaient entre 0,07 et 0,1-0,2. Nos estimations de Z et de F_r indiquent qu'il y a eu de grandes augmentations de M entre les années 1970 et les années 1990.

4.1.3 Âge à maturité

Les évaluations précédentes de la morue du sGSL présumaient que l'âge à maturité n'a pas changé à travers le temps (p. ex., Swain et al. 2009). Dans ces évaluations, on supposait que le pourcentage mature était de 12,1 % pour les poissons de 3 ans, 36,8 % pour les poissons de 4 ans, 72,1 % pour les poissons de 5 ans, 90,5 % pour les poissons de 6 ans, 97,4 % pour les poissons de 7 ans et 100 % pour les poissons plus vieux. Par contre, des recherches récentes ont indiqué que l'âge et la taille à la maturation de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent ont diminué rapidement avec le temps dans les cohortes produites dans les années 1950 et 1960, mais n'ont pas changé beaucoup depuis (Swain et al. 2011; voir Fig. 27 et Tableau 8). Quand la mortalité est élevée, la valeur sélective a tendance à être supérieure pour les individus qui maturent plus tôt. On pense que le déclin dans l'âge et la taille à maturité entre la fin des années 1950 et le début des années 1970 reflète une réponse évolutionnaire à la mortalité élevée par les pêches dans les années 1950 et 1960. On suppose que le maintien de la maturation hâtive suivant la forte diminution dans la mortalité pas les pêches au début des années 1990 est dû au niveau élevé de mortalité naturelle qu'on observe présentement.

Dans la présente évaluation, ainsi que dans l'évaluation antérieure (p. ex., Swain et al. 2015b), les changements dans l'âge à maturité ont été pris en compte lors des calculs de la BSR. Les ogives de maturité utilisées dans ces calculs apparaissent dans le Tableau 8. Parce que les changements dans la maturation sont maintenant comptabilisés, la BSR ne représente plus une mesure constante de la biomasse des gros individus (p. ex., morue de taille commerciale) dans la population. Par exemple, la biomasse de morue de taille commerciale était relativement élevée dans les années 1950 (voir section 4.3.2 ci-bas). Par contre, plusieurs de ces morues n'étaient pas matures et ne sont pas incluses dans la BSR. Donc la biomasse des individus de 5+ ans est présentée en plus de la BSR dans les analyses ci-bas afin de fournir une mesure cohérente de la variation de la biomasse de la population au-dessus de la taille commerciale.

4.2 MODÈLES DE POPULATION

4.2.1 Méthodes

Un modèle structuré par âge, implanté avec AD Model Builder (Fournier et al. 2011), a été ajusté aux données du sGSL. Une Analyse Virtuelle de Population (Virtual Population Analysis, VPA) a historiquement été utilisée dans les évaluations de la morue du sGSL. Dans la dernière évaluation de ce stock (Swain et al. 2015b) une VPA ainsi qu'un modèle statistique de captures à l'âge (Statistical Catch at Age, SCA) avaient été utilisés. Les résultats obtenus par les deux types de modèles étaient similaires et menaient à des conclusions semblables quant à l'état du stock. Le modèle SCA a des avantages statistiques par rapport à la VPA et a été utilisé pour modéliser le stock dans la présente évaluation.

Le modèle s'étalait de 1950 à 2018 et couvrait les âges de 2 à 12+ ans (c.-à-d., 12 ans et plus). Les données entrantes étaient les captures annuelles totales par les pêches (tonnes), la biomasse chalutable agrégée (âges 2-11 ans) dans les relevés NR et MS, les taux standardisés de captures agrégées par âge (kg par 1 000 hameçons) pour les âges 5-11 ans dans le programme sentinelle à la palangre et les proportions à l'âge dans la pêche (âges 2-12+ ans), dans les captures NR et MS (âges 2-11 ans) et dans le programme sentinelle à la palangre (âges 5-11 ans).

Fu et Quinn (2000) et Jiao et al. (2012) ont démontré qu'il est possible d'estimer des changements temporels de M en utilisant des modèles de population structurés par âges ou par longueurs. Notre modèle a estimé des séries temporelles indépendantes de la mortalité naturelle instantanée (M) pour trois groupes d'âge: âges 2-4 ans ($j = 1$), 5-8 ans ($j = 2$) et 9+ ans ($j = 3$). Ces séries temporelles ont été estimées comme marches aléatoires sur une échelle logarithmique :

$$\log\left(M_{j,t}\right) = \begin{cases} \log M_j^{init} & \text{if } 1950 \leq t \leq 1971 \\ \log\left(M_{j,t-1}\right) + Mdev_{j,t} & \text{if } t > 1971 \end{cases} \tag{3}$$

$$Mdev_{j,t} \sim \text{Normal}\left(0, \sigma_j^M\right) \tag{4}$$

où $\log M_j^{init}$ est $\log\left(M\right)$ pour le groupe d'âges j de 1950 à 1971. $\log M_j^{init}$ et $Mdev_{j,t}$ sont des paramètres estimés par le modèle. Il est présumé que les $Mdev_{j,t}$ étaient normalement distribués avec une moyenne de 0 et σ_j^M fixé à 0,075 pour tous les j. La marche aléatoire a commencé en 1972, la deuxième année dans la série temporelle avec des données d'indice d'abondance. Des distributions *a priori* ont été fournies pour M_j^{init}. Ces distributions *a priori* étaient normalement distribuées avec des moyennes de 0,65, 0,15 et 0,15 pour la morue âgée de 2-4, 5-8 et 9+ ans, respectivement. Pour les âges de 5+ ans, les moyennes *a priori* étaient basées sur des estimations empiriques de M pour la morue du sGSL dans les années 1950 et 1960 (voir ci-haut). La moyenne *a priori* pour les âges 2-4 ans a été sélectionnée selon une relation empirique entre M et les caractéristiques de longueurs et de croissance pour les poissons marins (Gislason et al. 2010). Les écarts-types pour les distributions *a priori* de M ont été fixés à 0,05 pour tous les groupes d'âge (c.-à-d., $M_1^{init} \sim N(0,65, 0,05)$, $M_2^{init} \sim N(0,15, 0,05)$ et $M_3^{init} \sim N(0,15, 0,05)$). Malgré le fait que les données de la morue du sGSL soient informatives à propos du niveau et de la tendance de M des morues de 5+ ans, elles ne contiennent que peu d'information à propos du niveau de M pour les âges 2-4 ans (Swain 2012; informations supplémentaires dans Swain et Benoît 2015). Donc, les estimations de M pour les âges 2-4 ans sont fortement influencées par les distributions *a priori* pour M. Par contre, les estimations de M pour les âges 2-4 ans n'ont pas d'influence sur les estimations de la

mortalité et de l'abondance des âges plus élevés (Swain 2012; informations supplémentaires dans Swain et Benoît 2015).

La sélectivité $s_{g,a,t}$ a été indexée par la source des captures g, l'âge a et l'année t. La sélectivité par les pêches ($g = 1$) et la sélectivité dans les relevés (NR, $g = 2$; MS, $g = 3$) et le programme à la palangre ($g = 4$) sont présumés être des fonctions logistiques des âges. Pour la pêche commerciale, des fonctions séparées ont été ajustées pour quatre périodes: 1) 1950 à 1959 ($p = 1$), 2) 1960 à 1975 ($p = 2$), 3) 1976 à 1993 ($p = 3$) et 4) 1994 à 2018 ($p = 4$) (c.-à-d., $S_{1,p} = f\left(s_{1,a,t}\right)$ et $t \in 1950, 1951, \ldots 1959$ pour $p = 1$, etc.). Ces périodes de temps ont été choisies après un examen des courbes de recrutement partiel produites par la VPA de l'évaluation précédente.

L'abondance de la population à tous les âges la première année ($N_{a,1} a \in 2, 3, \ldots 12+$) et a l'âge 2 ans la deuxième année a été estimée à l'aide des estimations de R (recrutement à l'âge 2 ans) pour chacune de ces cohortes (voir Tableau 2 et équations T2.6 à T2.9 dans Neuenhoff et al. 2019). Pour les âges a plus élevés ($a \in 3, 4, \ldots 12+$) la première année, l'abondance la première année a été estimée en projetant ces cohortes dans le futur de l'âge 2 ans jusqu'à leur âge la première année. Ceci a impliqué l'estimation des paramètres suivants: moyenne $\log R$ ($\overline{\log R}$), 12 déviations autour de $\log R$ ($Rdev_t$), et F_{init} (F pour les années avant 1950).

Durant les autres années, l'abondance des recrues de 2 ans a été estimée en multipliant le taux de recrutement durant l'année t (RR_t) par la BSR durant l'année $t - 2$. Le taux de recrutement (recruitment rate, RR) a été modélisé selon la moyenne du logarithme du taux de recrutement ($\overline{\log RR}$) plus une déviation annuelle autour du RR moyen :

$$\log RR_t = \overline{\log RR} + RRdev_t \tag{5}$$

On a présumé que les déviations du taux de recrutement étaient autocorrélées. On a présumé que les logarithmes des déviations autour de $\overline{\log RR}$ étaient normalement distribuées avec une moyenne de 0 et un écart-type de 0,5 ($Rdev_t \sim N(0, 0, 5)$ et $RRdev_t \sim N(0, 0, 5)$).

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

$$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} * exp\left(-Z_{a-1,t-1}\right) \tag{6}$$

où $Z_{a,t} = s_{1,a,t} F_t + M_{a,t}$ et a et t indiquent l'âge et l'année, N dénote l'abondance, Z est la mortalité totale, M dénote la mortalité naturelle, F est la mortalité à plein recrutement par les pêches et $s_{1,a,t}$ est la sélectivité à l'âge a et l'année t dans la pêche.

La fonction objectif pour le modèle incluait les composantes suivantes :

- Écarts entre les valeurs observées et les valeurs prédites des indices agrégés par âges des relevés NR et MS et le programme à la palangre. On a présumé que les indices suivaient des distributions lognormale avec écarts-types τ_I (paramètres à être estimés, voir Tableau 4 et équations T4.1 à T4.5 dans Neuenhoff et al. 2019 pour les détails).
- Écarts entre les proportions à l'âge observées et prédites dans la pêche, le relevé NR, le relevé MS, et les captures à la palangre. On a présumé que les proportions à l'âge suivaient une distribution logistique multivariée, qui estime la variance des données. Les alternatives statistiques existantes, telles que la distribution multinomiale, requièrent des tailles effectives de l'échantillon déjà définies, ce qui peut avoir de grandes conséquences sur les résultats du modèle. Voir Tableau 4 et équations T4.6 à T4.9 dans Neuenhoff et al. (2019) pour les détails.
- une distribution normale *a priori* pour les déviations du logarithme de M,
- une distribution normale *a priori* pour les valeurs initiales du logarithme de M, et

- une distribution normale *a priori* pour les déviations du logarithme du recrutement et du logarithme du taux de recrutement

Des intervales de crédibilité approximatifs de 95 % ont été obtenus pour les quantités estimées par le modèle en utilisant 1 010 000 échantillons MCMC, les premiers 10 000 échantillons étant abandonnés pour la période de réchauffement et chaque 200e échantillon subséquent a été sauvegardé. Toutes les estimations de population sont basées sur un échantillonnage de type MCMC, à l'exception de celles des tableaux 21, 22 et 23, qui sont des estimations du maximum de vraisemblance.

4.3 RÉSULTATS

4.3.1 Ajustement du modèle

Le modèle a donné une bonne concordance aux indices agrégés par âges (Fig. 28). Quelques "blocs" de résidus sont évidents entre les proportions à l'âge observées et prédites dans les indices (Fig. 29). Dans le relevé NR, il y avait un bloc de résidus positifs (observation $>$ prédiction) d'envergure faible à modérée pour les âges 5-11 ans en 1994 à 2001 et des effets annuels négatifs pour les âges adultes en 2013, 2014, 2017 et 2018. Il y avait aussi un petit bloc de résidus négatifs pour les âges plus élevés du début au milieu des années 2000 pour l'indice MS. Les blocs de résidus étaient négligeables dans l'indice à la palangre. Les tendances dans les résidus de proportions à l'âge des indices étaient similaires à celles des évaluations récentes et sont considérées acceptables (contrairement à celles observées dans les modèles sans changements temporels de M, p. ex. voir Fig. A1c de Swain et al. 2009).

Les valeurs résiduelles entre les données observées et prédites des proportions à l'âge dans les captures par la pêche n'étaient pas importantes, mais avaient tendance à être négatives pour les âges élevés dans les années 1960 et 1970 et positives pour les âges élevés dans les années 1980 et au début des années 1990 (Fig. 30). Les valeurs résiduelles avaient tendance à se concentrer le long des âges durant les années 1950. Ceci reflète l'échantillonnage limité des captures durant cette période (Swain et al. 2015a). Ces années ont tout de même été incluses dans le modèle pour obtenir une perspective historique. L'inclusion de ces premières années a eu un effet négligeable sur les estimations récentes de la biomasse, de l'abondance et de la mortalité (voir l'Annexe C dans Swain et al. 2015a).

Le modèle a aussi donné de bons ajustements aux tendances observées dans l'abondance par groupes d'âge (Fig. 31), à l'exception de quelques valeurs extrêmes dans le groupe d'âge 2-4 ans.

Les profils rétrospectifs font référence à des changements systématiques (p. ex., une diminution régulière) dans les estimations du modèle lorsque des années de données sont ajoutées à l'analyse. La présence de ces profils suggère que le modèle ne tient pas compte des non-stationnarités dans la dynamique des populations (p. ex., changements temporels de M) ou des processus d'observations (p. ex., changements temporels dans la capturabilité). Il n'y avait pas de profils rétrospectifs dans les estimations de biomasse et de F du modèle (Fig. 32). Des fluctuations dans les estimations de M ont été remarquées lorsque les années les plus récentes ont été séquentiellement enlevées de l'analyse, mais ces changements n'apparaissent pas dans une direction cohérente, contrairement à ce quoi on s'attendrait s'il y avait des non-stationnarités qui n'étaient pas comptabilisées par le modèle. Lorsque les non-stationnarités sont comptabilisées en utilisant des marches aléatoires dans les erreurs de processus (comme M dans notre modèle), quelques-unes des fluctuations dans les estimations des déviations des

erreurs de processus sont attendues lors de l'ajout d'informations (données) aux modèles.

4.3.2 Estimations du modèle

On s'attend à ce que la morue soit complètement recrutée dans les relevés NR et MS à l'âge de 5-6 ans, mais pas avant l'âge de 11 ans ou plus pour le programme sentinelle à la palangre (Fig. 33). Avec les indices à l'échelle de l'abondance chalutable, l'estimation de la capturabilité au plein recrutement était de 0,72 pour le relevé NR et de 0,46 pour le relevé MS. En considérant que les calculs de l'abondance chalutable ne tiennent pas compte de l'effet rassembleur des portes de chalut, ces estimations sont considérées comme étant plausibles. L'estimation de la sélectivité par la pêche était inférieure pour les jeunes âges depuis 1994 en comparaison aux années antérieures. Ceci est cohérent avec l'importance croissante des engins fixes, particulièrement les palangres, dans les captures depuis 1993.

La biomasse estimée à 5 ans et plus (approximativement égale à la biomasse adulte ou commerciale) a culminé à environ 460 000 t au milieu des années 1950, puis à 110 000 t au milieu des années 1970 (Fig. 34; Tableau 21). La biomasse s'est rapidement rétablie à la fin des années 1970, pour atteindre un sommet de 376 000 t en 1981. La biomasse s'est ensuite effondrée tout aussi rapidement entre 1987 et 1993 environ, lorsque la pêche dirigée a été fermée lorsque la biomasse de 5+ était de 104 000 t. La biomasse estimée a légèrement augmenté pour atteindre 125 000 t pendant le moratoire de 1994 à 1997 sur la pêche dirigée à la morue. La pêche dirigée a ensuite rouvert à un niveau faible et la diminution du stock a repris pour atteindre 36 000 t en 2009, lorsqu'un moratoire a de nouveau été imposé à la pêche dirigée à la morue. La diminution des stocks a ralenti suite à l'imposition de ce moratoire, la biomasse étant estimée à 26 000 t au début de 2016. Cependant, la biomasse estimée à 5 ans et plus a chuté rapidement au cours des deux dernières années, avec une biomasse estimée à 14 200 t au début de 2018 (IC 95 %: 10 900 à 18 800 t). La biomasse au début de 2019 est estimée à 9 750 t (IC 95 %: 7 300 à 14 000 t). Les biomasses estimées au début de 2017, 2018 et 2019 établissent chacune un nouveau record pour la biomasse la plus faible jamais observée. La biomasse au début de 2019 est estimée à 8 % de la biomasse à la fin du moratoire en 1997, à 9 % de la valeur basse précédente de 1975, à 3 % du niveau moyen des années 1980 et à 2 % de la moyenne estimée de la biomasse à 5 ans et plus dans les années 1950.

Les tendances estimées de la BSR étaient similaires à celles décrites ci-dessus pour la biomasse 5 ans et plus (Fig. 34; Tableau 21). La BSR estimée au début de 2018 est de 13 947 t (IC 95 %: 10 700 à 18 500 t), soit une baisse de 88 % depuis 2000 et de 96 % depuis 1985. Les résultats du modèle indiquent qu'il n'y avait aucune chance que la BSR au début de 2018 ou 2019 soit au-dessus du point de référence limite (PRL) de 80 000 t. La BSR est estimée à 17 % du PRL au début de 2018 et à 13 % au début de 2019.

Les estimations de F pour les morues âgées de 2 à 4 ans étaient négligeables pour toutes les années (Fig. 35; Tableau 22), bien que ces moyennes annuelles pondérées en fonction de l'abondance soient dominées par le poisson d'âge 2 plus abondant. La valeur moyenne du F pour ces âges était de 0,0023 dans les années 50, puis est passée à 0,0172 dans les années 60 et au début des années 70, puis a baissé à une valeur moyenne de 0,000071 au cours du moratoire actuel. La valeur estimée de F pour les morues âgées de 5 à 8 ans est passée de 0,08 au début des années 50 à 0,27 en 1969. Elle a ensuite fluctué pour atteindre 0,48 en moyenne (38 % par an) au début des années 1970. La valeur de F a ensuite fortement diminué, se situant en moyenne à 0,18 (16 % par an) de 1977 à 1985. F pour les âges de 5 à 8 ans ont ensuite augmenté régulièrement pour atteindre 0,38 en 1991 (32 % par an) avant de chuter brusquement

pour atteindre une valeur moyenne de 0,0070 durant le premier moratoire, 0,025 lors des petites pêcheries dirigées entre 1999 et 2008, et 0,0022 depuis la fermeture de la pêche ciblée en 2009. La variation temporelle en F était similaire, mais supérieure à celle des morues âgées de 9 ans et plus. La valeur de F est passée de 0,09 en 1951 à 0,55 (42 % par an) en 1959, de 0,17 en 1962 à 0,53 en 1976 et de 0,17 en moyenne en 1980 à 1986 à 0,51 en 1991. Cette valeur a fortement chuté à une moyenne de 0,018 lors du premier moratoire, de 0,075 lorsque les petites pêcheries dirigées ont été rouvertes et de 0,007 depuis la fermeture de la pêche dirigée en 2009.

La valeur estimée de M de morues juvéniles (âgées de 2 à 4 ans) a fluctué sans tendance à un niveau proche ou légèrement au-dessous de sa valeur initiale de 0,41 (Fig. 35). La valeur initiale de M de la morue adulte âgée de 5 à 8 ans a été estimée à 0,18, ce qui est cohérent avec les valeurs estimées pour la morue de taille commerciale dans les années 1960 (voir ci-dessus). La valeur estimée de M de ce groupe d'âge a progressivement augmenté, passant de sa valeur initiale en 1971 à 0,43 (33 % par an) en 2000, puis à 0,81 (55 % par an) en 2018. La valeur initiale de M des adultes plus âgés (9+ ans) était estimée à 0,33 (28 % par an). La valeur de M de ce groupe d'âge a commencé à augmenter à la fin des années 1970 pour atteindre environ 0,61 (46 %) entre 1991 et 2000. La valeur estimée de M a ensuite culminé à 0,93 (61 % par an) en 2010. Depuis lors, M a fluctué entre 0,77 et 0,92, avec l'estimation pour 2018 étant de 0,85 (57 % par an).

L'abondance estimée des recrues d'âge 2 a été en moyenne de 250 millions dans les années 50 et de 134 millions entre 1960 et 1974 (Fig. 36). L'abondance des recrues a ensuite atteint les plus hauts niveaux jamais enregistrés en 1975 à 1982, atteignant en moyenne 421 millions de recrues, avec un pic à 569 millions en 1982. L'abondance des recrues a ensuite chuté à un niveau moyen de 277 millions en 1983 à 1990, contre 113 millions en 1991 à 2003, et 54 millions en 2004 à 2013. L'abondance des recrues était au plus bas du record des 69 dernières années en 2014 à 2018, avec 27 millions en moyenne. Le plus bas recrutement enregistré est de 15 millions en 2016.

Le taux de recrutement (l'abondance de l'âge à 2 ans divisée par la BSR deux ans plus tôt) est une mesure du succès de la ponte et de la survie aux premiers stades de la vie. Le taux de recrutement moyen estimé est d'environ 1 000 poissons par tonne de BSR (Fig. 36). Les taux de recrutement ont été exceptionnellement élevés pour les classes d'âge de 1973 à 1977, avec une moyenne de 3 200 recrues par tonne, avec un pic à 4 540. Ces taux de recrutement inhabituellement élevés ont alimenté le rétablissement rapide du stock à la fin des années 1970 et au début des années 1980. Le hareng et le maquereau sont des prédateurs potentiels des oeufs et des larves de morue et on pense que l'effondrement de ces poissons dans le sGSL au cours de cette période serait à l'origine de ces taux exceptionnellement élevés (Swain et Sinclair 2000). Les taux de recrutement ont également été supérieurs à la moyenne ces dernières années, avec une moyenne de 1 278 recrues par tonne pour les classes d'âge 2008 à 2016, avec un pic en 2011 (1 591). Ainsi, la faible biomasse reproductrice, et non le faible taux de recrutement, est la cause de la très faible abondance des recrues ces dernières années. Cependant, les taux de recrutement relativement faibles pour les classes d'âge de 2013 et 2014 (878 et 596 recrues par tonne) contribuent à la baisse record du nombre de recrues en 2015 et 2016.

L'abondance de la population (âges 2+) était estimée élevée dans les années 50, atteignant en moyenne 765 millions d'individus (Fig. 37; Tableau 23). L'abondance a diminué dans les années 1960 à cause de la surpêche, atteignant en moyenne 400 millions d'individus de 1971 à 1974. La population s'est ensuite rapidement reconstituée grâce à des taux de recrutement exceptionnels,

atteignant une abondance de 1,2 milliard en 1977. L'abondance a encore augmenté pour atteindre un sommet de 1,5 milliard en 1982. L'abondance a ensuite diminué régulièrement pour atteindre 456 millions en 1993, lorsque la pêche dirigée a été fermée. Ce déclin rapide a cessé avec la fermeture de la pêche. Cependant, depuis lors, l'abondance a continué de diminuer plus lentement malgré une mortalité par pêche très faible, en particulier depuis les moratoires de 1994 à 1997, de 2003 et depuis 2009. L'abondance de la population est maintenant estimée à un niveau bas record, avec une moyenne de 86 millions de poissons. On estime maintenant que ce nombre représentait 19 % de l'abondance en 1993, année de l'imposition du premier moratoire, et 7 % de l'abondance moyenne de 1977 à 1987.

La tendance temporelle de l'abondance des adultes (environ 5 ans et plus) ressemble à la tendance de l'abondance totale avec un décalage de 3 ans pour permettre le recrutement de cohortes jusqu'à l'âge de 5 ans (Fig. 37). L'abondance des adultes était en moyenne de 219 millions dans les années 50 mais elle est tombée à 71 millions en 1974 et 1977. Elle a ensuite augmenté rapidement pour atteindre 335 millions en 1980 et 448 millions en 1985. L'abondance a ensuite diminué rapidement pour atteindre 138 millions en 1993 et plus progressivement jusqu'à 20 millions en 2018, le niveau le plus bas de la série chronologique de 69 ans. L'estimation 2018 correspond à 14 % du niveau de 1993 et à 4 % du niveau de 1985. Avec le recrutement de la classe d'âge 2014 ayant enregistré le plus bas taux parmi le groupe des 5 ans et plus en 2020, on peut s'attendre à une nouvelle baisse.

4.3.3 Projections

La population a été projetée pour les cinq prochaines années sur la base des échantillons MCMC, ce qui a propagé l'incertitude des estimations du modèle dans les projections. Ces projections supposaient que les conditions de productivité actuelles persisteraient pendant la période de projection. Pour chaque groupe d'âge, M était égal à la moyenne des 5 dernières années (2014 à 2018). Pour chaque année de projection, le vecteur poids-âge a été choisi de manière aléatoire parmi ceux observés au cours des 20 dernières années (1999 à 2018). Les captures de la pêche ont été fixées à un niveau constant pour chaque projection, soit à 0 t, au quota de prises accessoires de 300 t, soit à 100 t. On a supposé que la sélectivité de la pêche par âge restait la même que celle estimée pour 1994 à 2018. Dans le modèle d'évaluation, le taux de recrutement est supposé suivre une marche aléatoire autocorrélée. Cette approche a été étendue à la période de projection en utilisant le taux de recrutement moyen et le coefficient d'autocorrélation estimé par le modèle. Pour chaque année et chaque itération de la projection, le logarithme résiduel du taux de recrutement était basé sur le logarithme résiduel de l'année précédente et sur un logarithme résiduel choisi au hasard parmi ceux observés au cours des 67 dernières années. Les projections étaient basées sur 1 010 000 itérations MCMC, les 10 000 premières étant rejetées sous forme de rodage et chaque 200e itération suivante sauvegardée pour générer des résultats postérieurs.

À tous les niveaux de capture (0, 100 et 300 t par an), la BSR diminue lentement au cours de la projection sur cinq ans (Fig. 38). Les différences projetées entre les trois niveaux de capture sont négligeables. En l'absence de prises de pêche, la BSR devrait passer de 13 900 t (IC 95 %: 10 700 à 18 500 t) en 2018 à 9 400 t (IC 95 %: 5 100 à 19 200 t) en 2023. Avec des captures annuelles de 100 ou 300 t, la BSR en 2023 est prédite d'être 9 300 t (IC 95 %: 5 000 à 19 100 t) ou 9 100 t (IC 95 %: 4 800 à 18 800 t), respectivement. La probabilité que la BSR soit égale ou supérieure au PRL est égale à 0 pour toutes les années de projection, à tous les niveaux de capture examinés. La probabilité que la BSR diminue entre 2018 et 2023 est de 0,891, 0,896 ou 0,991 avec des prélèvements de 0, 100 ou 300 t.

En conclusion, en supposant que les conditions actuelles de productivité persistent jusqu'en 2023, la BSR devrait baisser d'environ 4 700 t sous des captures annuelles de 0 à 300 t. Il s'agit d'une valeur faible, mais non négligeable, de l'estimation du PRL établie en 2018 (environ 34 %). Swain et Chouinard (2008) ont prévu que, même en l'absence de pêche, la morue du sGSL serait probablement éteinte localement d'ici 40 ans (2048) si la productivité actuelle persistait. Pour examiner cela, nous avons prolongé la projection sur 50 ans (Fig. 39). Swain et Chouinard (2008) ont utilisé une BSR de moins que 1 000 t comme substitut à l'extinction locale. Compte tenu des hypothèses de la projection, la probabilité que la BSR soit inférieure à 1 000 t était de 50 % d'ici 2040, de 83 % d'ici 2050 et de 95 % d'ici 2060. La probabilité que la BSR soit inférieure à 100 t était de 77 % à la fin de la projection en 2068. Ainsi, si les conditions actuelles de productivité persistaient, il existe une forte probabilité d'extinction locale de la morue franche du sGSL d'ici au milieu du siècle.

4.3.4 Productivité de la population et effets Allee

P_t, la production du stock durant l'année t, a été calculée comme suit:

$$P_t = C_t + B_{t+1}^{2+} - B_t^{2+} \tag{7}$$

où B_t^{2+} correspond à 2+ biomasse au début de l'année t et C_t correspond à la capture par pêcherie de l'année t. La production a été en moyenne de 59 000 t entre 1950 et 1985, avec un minimum de 20 000 t (sauf 1963 et 1983) et un maximum de 150 000 t (Fig. 40). Cependant, la production est très faible depuis 1986. Depuis le début du premier moratoire en 1994, la production annuelle a été en moyenne de -4 000 t (c.-à-d. un déficit de production). Il y a eu un déficit de production pour toutes les années depuis 2001, à l'exception d'un excédent de 1 600 t en 2013. Le déficit de production moyen depuis 2001 est estimé à -7 000 t.

Le taux de croissance démographique par individu (par exemple, la production par unité de biomasse, P_t/B_t) devrait augmenter à mesure que la taille de la population diminue en raison de la diminution de la compétition intraspécifique lorsque les populations sont réduites (Nicholson 1933) . Cependant, dans certains cas, la croissance de la population par individu diminue à mesure que la taille de la population diminue en deçà d'un certain seuil. Ceci est appelé un effet Allee (Courchamp et al. 1999). Les effets Allee augmentent le risque d'extinction lorsque les populations sont petites.

La relation entre le taux de production de la population (P_t/B_t) et la biomasse de la population (B_t) a évolué avec le temps pour la morue du sGSL (Fig. 41). De 1950 à 1990, la population présentait une dépendance à la densité négative, la relation attendue. Cependant, la population a montré une dépendance à la densité positive (effet Allee) puisque la biomasse de la population était inférieure à 200 000 t au début des années 1990.

Les effets Allee sont souvent attribués au faible succès de la reproduction chez des populations de petite taille (Keith et Hutchings 2012). La prédation peut également avoir des effets Allee, le taux d'exploitation des proies par prédateur augmentant parallèlement à la baisse de leur abondance (Gascoigne et Lipcius 2004). Le déficit de production actuel de la morue du sGSL semble être dû aux effets Allee induits par la prédation, un effet démographique causé par le déclin de l'abondance de la morue à des niveaux très bas dus à la surpêche et un effet émergent dû à l'abondance croissante des prédateurs (Neuenhoff et al. 2019).

5 POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE

Le PRL pour ce stock a été établi en 2003, fondé sur un modèle basé sur la relation stock-recrue ainsi que sur la biomasse minimale à laquelle le stock s'était précédemment rétabli (Chouinard et al. 2003). Comme indiqué dans l'évaluation précédente, il y a eu plusieurs changements de modèle depuis 2003 et le PRL devrait être révisé. Basé sur les informations actuelles, le PRL devrait être plus élevé que 80 000 t de la BSR. Par exemple, $B_{recover}$, la plus basse BSR à laquelle le stock s'est substantiellement rétabli, est maintenant estimée à 107 000 t. De plus, le stock semble maintenant subir un fort effet Allee. Le PRL devrait être fixé au-dessus du seuil Allee. La morue du sGSL semble avoir traversé le seuil Allee en 1993 (Fig. 41) quand la BSR était estimée à 112 000 t. Le PRL devrait donc être fixé bien au-dessus de 112 000 t. En raison du fait que le stock subit un fort effet Allee causé par la prédation et que cet effet dépend de l'abondance des prédateurs, le PRL devrait être fixé à des niveaux plus élevés à mesure que l'abondance des phoques augmente.

La BSR est présentement estimée à 13 900 t, bien en dessous de 80 000 t, sans aucune chance d'égaler ou de dépasser ce niveau. Les projections indiquent, avec une forte probabilité (100 %), qu'avec la productivité et les retraits de pêches actuels, elle restera en dessous de ce niveau. Ainsi, il ne semble maintenant plus pertinent de réviser le PRL à la hausse.

6 UNE APPROCHE ÉCOSYSTÉMIQUE POUR LES AVIS SCIENTIFIQUES ET LA GESTION DES PÊCHES

La pêche n'est que l'un des nombreux processus ayant une incidence sur les espèces commercialement exploitées. La biomasse et la productivité de ces espèces sont également affectées par les interactions avec leurs proies, leurs compétiteurs, leurs prédateurs ainsi que par les effets des conditions environnementales physiques. En outre, les impacts de la pêche peuvent également être indirects, via les impacts sur les proies, les compétiteurs et les prédateurs de ces espèces. Il est donc nécessaire d'intégrer une méthode de gestion de la pêche basée sur les écosystèmes (EBFM; Link 2010).

Les changements écosystémiques ont eu un impact important sur la dynamique de la morue franche dans le sGSL au cours des 50 dernières années. La majorité de ces changements ont été influencés par des facteurs anthropiques. Par exemple, les poissons pélagiques dominants du sGSL, soit le hareng de l'Atlantique et le maquereau de l'Atlantique, ont vu leur stock s'effondrer au milieu des années 1970 en raison de la surpêche. La morue avait également décliné à une faible abondance à ce stade en raison de la surpêche dans les années 1950 et 1960. Cependant, la morue a rapidement récupéré grâce à un recrutement sans précédent, attribué à la réduction de la prédation sur les oeufs et les larves de morue par les poissons pélagiques dont les populations s'étaient effondrées (Swain et Sinclair 2000). Il en a découlé une production de plusieurs cohortes consécutives extrêmement fortes de morue, entraînant une période de concurrence intraspécifique très intense, ainsi que des changements dans la répartition géographique liés à la densité (p. ex., Swain et Wade 1993), des réductions des taux de croissance (Sinclair et al. 2002b) et de condition physique (Fig. 17), et de l'évolution de la mortalité par la pêche en fonction de la taille (Sinclair et al. 2002a).

Cependant, l'impact majeur de l'écosystème sur cette population a de loin été l'augmentation extrême de la mortalité naturelle de la morue adulte au cours des 40 dernières années. Ces niveaux élevés de M sont la cause de l'échec de la récupération de ce stock, de son manque

actuel de viabilité et de son déclin continu. De nombreuses recherches ont été menées pour comprendre la ou les cause(s) de cet accroissement de la valeur de M. Swain et al. (2011) ont examiné une série d'hypothèses concernant les causes de la hausse de la valeur de M. Cette étude indiquait que l'augmentation de la valeur de M des adultes dans les années 1980 et au début des années 1990 était peut-être imputable à la mauvaise condition des individus, résultats des effets dépendants de la densité au début des années 1980 et des eaux océaniques exceptionnellement froides à la fin des années 1980 et au début des années 1990 (Swain et Benoît 2015). L'augmentation des captures non déclarées suite à l'intensification de la pêche lors de l'effondrement du stock à la fin des années 80 et au début des années 90 pourrait également avoir contribué à la hausse de la mortalité, ces retraits non déclarés pouvant avoir été interprétés comme de la mortalité naturelle. Cependant, depuis, la densité de la morue a encore diminué, l'effort de pêche a été ramené à des niveaux très bas, les eaux se sont réchauffées et la condition de la morue s'est améliorée, ce qui a permis de conclure que ces facteurs n'étaient pas des causes importantes de la haute M depuis la fin des années 1990 (Swain et Benoît 2015). Depuis lors, la seule hypothèse validée empiriquement est que la prédation, en particulier par les phoques gris, a été une cause importante de la hausse de la M.

L'abondance des phoques gris a considérablement augmenté dans l'écosystème du sGSL (Swain et Benoît 2015) et cette augmentation coïncide avec l'augmentation de la mortalité naturelle de la morue (Chouinard et al. 2005b). La morue est une proie importante pour les phoques gris, mais sa contribution au régime alimentaire moyen des phoques est incertaine en raison des grandes variations saisonnières, spatiales et individuelles de leur régime alimentaire. Néanmoins, les preuves accumulées indiquent que la morue adulte est une composante beaucoup plus importante du régime alimentaire du phoque gris qu'on ne le pensait auparavant. Les zones d'alimentation des phoques mâles adultes sont saisonnièrement associées à des concentrations de grandes morues (Harvey et al. 2012). Les phoques gris qui se nourrissent abondamment à proximité des regroupements de morues en hivernation contiennent une proportion élevée de morues dans leur régime alimentaire, soit 57 à 80 % du régime des mâles basé sur le contenu de l'estomac et 31 à 64 % du régime déterminé à partir des intestins (Hammill et al. 2014b). La majorité de la morue consommée (66,5 à 86,9 %) était âgée de 5 ans ou plus (c.-à-d. la morue avec une M élevée; informations supplémentaires dans Neuenhoff et al. 2019). En outre, des changements spectaculaires dans la répartition spatiale de la morue en relation avec un risque accru de prédation par les phoques gris sont compatibles avec une forte prédation par les phoques gris sur la morue du sGSL (Swain et al. 2015a).

Neuenhoff et al. (2019) ont examiné l'impact de la prédation par les phoques gris sur la dynamique de la morue du sGSL en incorporant la prédation par les phoques gris dans le modèle de population de la morue via une réponse fonctionnelle. Leur modèle indiquait que depuis l'an 2000 environ, la prédation par les phoques gris pourrait expliquer la totalité de la M supérieure à la normale (0,2) de la morue de 5 ans et plus. Les prévisions concernant le niveau d'abondance du phoque gris en 2014 (Hammill et al. 2014a)[1] suggéraient que la morue continuerait à décliner rapidement jusqu'à l'extinction locale d'ici le milieu du siècle si les conditions actuelles persistaient.

L'impact futur de la prédation par le phoque gris sur l'abondance de la morue dépend de la réponse fonctionnelle du phoque gris s'attaquant à la morue. Deux types de réponses fonctionnelles sont couramment utilisés, le type II et le type III. Dans une réponse de type III, les

[1] Le modèle de population pour les phoques gris a été révisé depuis Hammill et al. (2014a) mais la mise à jour des estimations d'abondance n'est pas encore disponible.

prédateurs se tournent vers des proies alternatives lorsque l'abondance de la proie de choix diminue à de très faibles niveaux. Dans ce cas, la proie de choix devient piégée dans un « fossé de prédation ». Cette proie de choix peut alors persister à une très faible abondance alors que les prédateurs orientent leur diète vers des proies alternatives, et elle ne peut pas récupérer. Toute augmentation de l'abondance de cette espèce de choix la forcerait à subir une mortalité par prédation plus importante ce qui entraînerait son retour à des niveaux d'abondance très faible. Cependant, la prédation des phoques gris sur la morue semble être influencée par une réponse fonctionnelle de type II (Neuenhoff et al. 2019). Dans ce cas, il n'y a pas de changement de proie et la proie de choix subit un effet Allee induit par la prédation, ce qui peut entraîner une extinction locale. Une réponse fonctionnelle de type II semble être maintenue par le comportement grégaire de la morue. À certaines époques de l'année, la morue du sGSL se regroupe en bancs denses (notamment durant l'hivernation, les migrations saisonnières et le frai). Les densités élevées d'individus dans ces regroupements offrent des opportunités d'alimentation attractives pour les prédateurs même lorsque l'abondance de la population est faible.

En plus des effets qu'ils exercent en tant que consommateurs, les prédateurs peuvent influencer leurs proies par des effets d'intimidation (Preisser et al. 2000). Ces effets impliquent des changements dans les traits de caractère des proies (p. ex., comportement) qui réduisent la mortalité par prédation, mais qui ont un certain coût (p. ex., réduction du succès de la recherche de nourriture). Au cours de la saison d'alimentation dans le sGSL, les morues ont quitté leurs zones d'alimentation traditionnelles pour s'installer dans des eaux plus profondes où le risque de prédation est faible (Swain et al. 2015a). Historiquement, la condition physique de la morue dans ces eaux profondes était inférieure à celle de la morue ailleurs dans le sGSL (Chouinard et Swain 2002). Ainsi, bien que l'utilisation de l'espace par la morue puisse réduire la mortalité par prédation, elle semble se faire au détriment du succès de l'alimentation. Un risque élevé de prédation peut également réduire le succès de la recherche de nourriture en augmentant la proportion de temps passé à se cacher et à fuir les prédateurs. Ces dernières années, la condition de la morue au cours de la saison alimentaire en septembre a atteint les niveaux les plus bas observés depuis 48 ans (Fig. 17). Cela concorde avec la forte augmentation du risque de prédation par les phoques gris qui s'est développée au cours de cette période. Ainsi, la contribution des effets de risque à la baisse de productivité de la morue dans le sGSL pourrait également revêtir une importance croissante.

L'écosystème du sGSL a été grandement perturbé par des siècles de surexploitation de certaines espèces. Les grands prédateurs ayant des impacts négatifs sur les phoques ont disparu (p. ex., le morse) ou sont maintenant à une faible abondance (p. ex., les grands requins). Les populations de poissons marins se sont éffondrées à cause de la surpêche et ne représentent plus qu'une infime fraction de leur abondance antérieure (Rosenberg et al. 2005). Les phoques gris étaient autrefois très abondants, mais ont été chassés jusqu'à des niveaux très bas vers le milieu des années 1880 (Lavigueur et Hammill 1993). Les phoques gris ont maintenant rétabli leur très grande abondance, tandis que leurs principaux prédateurs et leurs proies de poissons marins restent à des niveaux très bas. Dans ces conditions, il est peu probable que l'écosystème retrouve son état antérieur sans intervention (Peterson et al. 1999; Lessard et al. 2005).

La morue franche dans le sGSL semble maintenant être sur le point de disparaître localement. La BSR au début de 2019 est estimée à 3 % du niveau de celle de 1985, à 9 % du niveau de celle de 2000 et à moins de la moitié du niveau de 2016. En adoptant une approche écosystémique de la gestion des pêches, il est maintenant nécessaire de faire face à un compromis: augmenter les prélèvements de phoques gris pour permettre aux stocks de morue franche et d'autres poissons démersaux menacés de se reconstituer, ou reconnaître et accepter

le risque élevé d'extinction de ces espèces et permettre aux populations de phoque gris de continuer à augmenter. Si le choix est de réduire l'abondance des phoques, les projections indiquent que la réduction nécessaire serait désormais très importante (Neuenhoff et al. 2019). Enfin, il serait également nécessaire d'examiner la probabilité d'effets indirects négatifs sur la morue et d'autres composantes de l'écosystème, par exemple, l'augmentation de l'abondance d'autres prédateurs également proies de phoques gris (Yodzis 2001; Lessard et al. 2005), et d'en tenir compte dans l'évaluation du compromis.

7 INDICATEURS DU STATUT DU STOCK

Le stock de morue du sGSL est actuellement évalué et géré sur un cycle de quatre ans. Les indicateurs sont requis pour caractériser le statut du stock durant les années entre les évaluations. Les indices de biomasse pour la morue de taille commerciale provenant du relevé par navire de recherche, du relevé sentinelle mobile et du programme sentinelle à la palangre sont les indicateurs suggérés. Les changements dans le statut du stock ne devraient pas être déterminés à partir d'observations annuelles puisque les erreurs d'observations dans les indices peuvent être substantielles. Les inférences devraient plutôt être basées sur des moyennes mobiles. Un minimum de trois ans pour la moyenne mobile est recommandé. L'interprétation des changements des indices sentinelle peut s'avérer difficile en raison du changement de bateau entre les années pour le relevé mobile et du changement de distribution de la morue pour le relevé fixe (relevé à la palangre). Ainsi, nous envisageons d'utiliser l'indice du relevé par navire de recherche comme indicateur principal. Normalement, un important changement dans la moyenne mobile par rapport à sa valeur dans l'évaluation précédente va déclencher la tenue d'une réévaluation précoce. Étant donné le statut actuel du stock, une augmentation de la moyenne mobile au-dessus du niveau du PRL devrait déclencher une réévaluation.

Afin d'instaurer cette approche, il est nécessaire de recalibrer le PRL à l'échelle de l'indice du relevé par navire de recherche et non plus à l'échelle de la population. Une des façons de le réaliser est de modeler l'indice de biomasse du relevé par navire de recherche en tant que fonction de la BSR estimée :

$$I_t = \beta S_t + \epsilon_t \tag{8}$$

où I_t est l'indice de biomasse pour le relevé par navire de recherche pour l'année t pour les morues de 42 cm et plus, S_t est la BSR dans l'année t et ϵ_t est une déviation aléatoire suivant une distribution normale. Le modèle suppose que l'ordonné est 0 (puisque I devrait être 0 quand S est 0). Cette hypothèse est supportée par les modèles qui inclus une ordonnée (qui n'était pas significativement différent de 0). Le modèle était bien adapté à l'indice observé et comptabilisait 94 % de la variation de I (Fig. 42). En se fondant sur ce modèle, le PRL de 80 000 t a été estimé à 47 900 t sur l'échelle de l'indice de biomasse (en unités de biomasse chalutable).

8 CONCLUSIONS

Les perspectives pour ce stock demeurent sombres. La BSR au début de 2018 est estimée à 13 950 t, le niveau le plus bas observé dans les 69 ans de la série temporelle. L'estimation de la BSR a décliné de 88 % du bas niveau de 2000 et de 96 % du niveau de 1985. La mortalité par la pêche a diminué à des niveaux négligeables. F de la morue de 5 à 8 ans et de 9 ans et plus a été estimée à 0,007 et 0,02, respectivement, au début du premier moratoire en 1994, diminuant à des valeurs moyennes de 0,0022 et 0,0071 pendant le présent moratoire. Le déclin continu de

cette population est dû à la mortalité naturelle élevée des morues adultes (c.-à-d. 5 ans et plus). Une mortalité naturelle d'environ 18 % est considérée normale pour une morue adulte. Dans les 35 dernières années, la M a augmenté de façon extrême pour cette population. En 2018, la M est d'environ 55 % annuellement pour les morues adultes. Sous les conditions de productivité actuelles, on s'attend à ce que la BSR décline davantage, à 9 400 t sans prise de pêche ou à 9 100 t avec des retraits de pêche de 300 t. À long terme, la population devrait disparaître (c.-à-d. BSR < 1 000 t) d'ici 2050, même sans prise de pêche.

Cette population semble subir un effet Allee depuis 1993, soit lorsque la pêche dirigée a fermé pour la première fois. En raison de la réduction de la compétition intraspécifique lorsque la taille de la population est petite, on s'attend normalement à ce que la croissance de la population par individu augmente lorsque l'abondance diminue. Un effet Allee se produit lorsque l'inverse arrive, c.-à-d. la production par individu diminue à mesure que l'abondance diminue. Si çela persiste, les effets Allee vont conduire la population à l'extinction.

Dans les dix dernières années, des preuves, en support à l'hypothèse de la prédation par le phoque gris comme cause principale de la mortalité naturelle élevée des morues du sGSL, ont été accumulées. Un modèle de population qui incorpore directement la prédation par le phoque gris via une réponse fonctionnelle indiquait que, depuis 2000, la prédation est responsable de toute la mortalité naturelle des morues adultes au-dessus du niveau normal (Neuenhoff et al. 2019). Les effets Allee causés par la prédation semblent prévenir le rétablissement de cette population. D'autres diminutions sont attendues au niveau d'abondance actuelle de phoque gris dans cet écosystème.

9 REMERCIEMENTS

Nous remercions le personnel du MPO qui a participé au relevé annuel par navire de recherche, le personnel de la Garde côtière canadienne à bord des navires de recherches et les pêcheurs qui ont effectué les relevés sentinelle.

RÉFÉRENCES CITÉES

Benoît, H. 2006. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: results of the 2004-2005 comparative fishing experiments and other recommendations for the analysis of the survey data. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/008: iii + 127 p.

Beverton, R. 1965. Catch/effort assessment in some ICNAF Fisheries. Res. Bull. Int. Comm. Northw. Atl. Fish. 2: 59-72.

Chouinard, G., Currie, L., Poirier, G., Swain, D., Benoît, H., Hurlbut, T., Daigle, D., et Savoie, L. 2005a. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence cod stock, February 2005. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/007: 95 p.

Chouinard, G., Swain, D., Currie, L., Poirier, G., Rondeau, A., Benoît, H., Hurlbut, T., et Daigle, D. 2003. Assessment of Cod in the Southern Gulf of St. Lawrence, February 2003 / Évaluation du stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent, février 2003. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/015: i + 116 p.

Chouinard, G., Swain, D., Hammill, M., et Poirier, G. 2005b. Covariation between grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance and natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1991-2000.

Chouinard, G.A., et Swain, D.P. 2002. Depth-dependent condition and length-at-age of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 1451-1459.

Courchamp, F., Clutton-Brock, T., et Grenfell, B. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. Trends Ecol. Evol. 14: 405-410.

Dickie, L. 1963. Estimation of mortality rates of Gulf of St. Lawrence cod from results of a tagging experiment. Spec. Publ. Int. Comm. Northw. Atl. Fish. 3: 71-80.

Fournier, D., Skaug, H., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M., Nielsen, A., et Sibert, J. 2011. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. Optimization Methods & Software doi: 10.1080/10556788.2011.597854.

Fu, C., et Quinn, T.I. 2000. Estimability of natural mortality and other population parameters in a length based model: *Pandalus borealis* in Kachemak Bay, Alaska. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 2420-2432.

Gascoigne, J., et Lipcius, R. 2004. Allee effects driven by predation. J. Appl. Ecol. 41: 801-810.

Gavaris, S. 1980. Use of a Multiplicative Model to Estimate Catch Rate and Effort from Commercial Data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 2272-2275.

Gislason, H., Daan, N., Rice, J., et Pope, J. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. Fish and Fisheries 11: 149-158.

Hammill, M., den Heyer, C., et Bowen, W. 2014a. Grey Seal Population Trends in Canadian

Waters, 1960-2014. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/037: iv + 44 p.

Hammill, M., Stenson, G., Swain, D., et Benoît, H. 2014b. Feeding by grey seals on endangered stocks of Atlantic cod and white hake. ICES J. Mar. Sci. 71: 1332-1341.

Harvey, V., Hammill, M., Swain, D., Breed, G., Lydersen, C., et Kovacs, K. 2012. Winter foraging by a top predator, the grey seal *Halichoerus grypus*, in relation to the distribution of prey. Mar. Ecol. Progr. Ser. 462: 273-286.

Jiao, Y., Smith, E., O'Reilly, R., et Orth, D. 2012. Modelling non-stationary natural mortality in catch-at-age models. ICES J. Mar. Sci. 69: 105-118.

Keith, D., et Hutchings, J. 2012. Population dynamics of marine fishes at low abundance. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69: 1150-1163.

Lavigueur, L., et Hammill, M. 1993. Distribution and seasonal movements of grey seals, *Halichoerus grypus*, born in the Gulf of St. Lawrence and eastern Nova Scotia shore. Can. Field-Nat. 107: 329-340.

Lessard, R.B., Martell, S.J.D., Walters, C.J., Essington, T.E., et Kitchell, J.F. 2005. Should ecosystem management involve active control of species abundances? Ecology and Society 10(2).

Link, J.S. 2010. Ecosystem-Based Fisheries Management: Confronting Tradeoffs. Cambridge University Press, New York.

MPO. 2011. Évaluation du potentiel de rétablissement de la morue franche (*Gadus morhua*) de l'unité désignable du Sud laurentien. Secr. can. de consult. sci. du MPO 2011/028.

Myers, R., et Doyle, R. 1983. Predicting Natural Mortality Rates and Reproduction-Mortality Trade-offs from Fish Life History Data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 612-620.

Neuenhoff, R.D., Swain, D.P., Cox, S.P., McAllister, M.K., Trites, A.W., Walters, C.J., et Hammill, M.O. 2019. Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76: 168-184.

Nicholson, A. 1933. The balance of animal populations. J. Anim. Ecol. 2: 131-178.

Peterson, G.D., Allen, C.R., et Holling, C.S. 1999. Ecological resilience, biodiversity and scale. Ecosystems 1: 6-18.

Preisser, E., Bolnick, D., et Benard, M. 2000. Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. Ecology 86: 501-509.

Robson, D. 1966. Estimation of the relative fishing power of individual ships. ICNAF. Res. Bull. 3: 5-15.

Rosenberg, A., Bolster, W., Alexander, K., Leavenworth, W., Cooper, A., et McKenzie, M. 2005. The history of ocean resources: modeling cod biomass using historical records. Front. Ecol. Environ. 3: 84-90.

SAS Institute Inc. 1989. SAS/STAT User's Guide, Version 6, Fourth Edition, Volume 2 Cary, NC: SAS Institute Inc. 1989: 846 p.

Savoie, L. 2012. Results from the 2011 sentinel bottom-trawl survey in the southern Gulf of St.

Lawrence and comparisons with previous 2003 to 2010 surveys. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/068: iii + 56 p.

Senay, C., Gauthier, J., Bourdages, H., Brassard, C., Duplisea, D., et Ouellette-Plante, J. 2019. L'état des stocks des sébastes (*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*) de l'unité 1 en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/002: viii + 63 p.

Sinclair, A. 1998. Estimating trends in fishing mortality at age and length directly from research surveys and commercial catch data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1248-1263.

Sinclair, A. 2001. Natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. ICES J. Mar. Sci. 58: 1-10.

Sinclair, A., Chouinard, G., et Currie, L. 1997. Update of Fishery and Research Survey Information on the Southern Gulf of St. Lawrence Cod Stock, April 1997. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 97/65: 43 p.

Sinclair, A., Swain, D., et Hanson, J. 2002a. Measuring changes in the direction and magnitude of size-selective mortality in a commercial fish population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 361-371.

Sinclair, A., Swain, D., et Hanson, J. 2002b. Disentangling the effects of size-selective mortality, density, and temperature on length-at-age. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 372-382.

Swain, D. 2011. Life-history evolution and elevated natural mortality in a population of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Evol. Appl. 4: 18-29.

Swain, D. 2012. Revised population model for Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/034: iii + 39 p.

Swain, D., Benoît, H., et Hammill, M. 2015a. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. J. Anim. Ecol. 84: 1286-1298.

Swain, D., Benoît, H., Hammill, M., McClelland, G., et Aubry, É. 2011. Alternative hypotheses for causes of the elevated natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence: the weight of evidence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/036: iv + 33 p.

Swain, D., et Benoît, H. 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., et Chouinard, G. 2008. Predicted extirpation of the dominant demersal fish in a large marine ecosystem: Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2315-2319.

Swain, D., et Sinclair, A. 2000. Pelagic fishes and the cod recruitment dilemma in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1321-1325.

Swain, D., et Wade, E. 1993. Density-Dependent Geographic Distribution of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) in the Southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 725-733.

Swain, D., Savoie, L., Cox, S.P., et Aubry, É. 2015b. Assessment of the southern Gulf of St.

Lawrence Atlantic cod (*Gadus morhua*) stock of NAFO Div. 4T and 4Vn (November to April, March 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/080: xiv + 137 p.

Swain, D., Savoie, L., et Aubry, É. 2012. Recovery Potential Assessment for the Laurentian South designatable unit of Atlantic Cod (*Gadus morhua*): the southern Gulf of St. Lawrence cod stock (NAFO Div. 4T-4Vn(Nov-Apr)). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/052: ii + 50 p.

Swain, D., Savoie, L., Hurlbut, T., Surette, T., et Daigle, D. 2009. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence cod stock, February 2009. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/037: vi + 129 p.

Yodzis, P. 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? Trends in Ecology and Evolution 16: 78-84.

10 TABLEAUX

Tableau 1. Débarquements (t) de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1965 à 2018, par région et intervalle de temps. La colonne "stock" indique les débarquements utilisés dans les analyses et le total de 4T, 4Vn (Jan.-Avr.), 4Vn (Nov.-Déc.) et les prises de 4Vs qui originent de 4T. Le TAC s'applique pour les unités de gestion traditionnelles, 4TVn (Jan.-Avr.) jusqu'en 1994. L'astérisque indique que les résultats de 2017 et de 2018 sont préliminaires.

Année	4T	4Vn (J-A)	4Vn (N-D)	4Vs	Stock	4TVn (J-A)	TAC
1965	46471	16556	2077	-	65104	63027	-
1966	38282	16603	2196	-	57081	54885	-
1967	34245	7071	2096	-	43412	41316	-
1968	37910	8641	2440	-	48991	46551	-
1969	40905	6914	2442	-	50261	47819	-
1970	43410	21055	1523	-	65988	64465	-
1971	40669	15706	1556	-	57931	56375	-
1972	42096	25704	1517	-	69317	67800	-
1973	25756	24879	1308	-	51943	50635	-
1974	28580	20167	1832	-	50579	48747	63000
1975	28853	13618	795	-	43266	42471	50000
1976	17600	15815	3928	-	37343	33415	30000
1977	19536	2683	4665	-	26884	22219	15000
1978	25453	12439	1128	-	39020	37892	38000
1979	46695	9301	1700	-	57696	55996	46000
1980	36157	18477	2592	-	57226	54634	54000
1981	48132	17045	1970	-	67147	65177	53000
1982	43418	14775	3476	-	61669	58193	60000
1983	48222	13073	2695	-	63990	61295	62000
1984	40652	14712	2200	-	57564	55364	67000
1985	47819	14319	1835	-	63973	62138	67000
1986	48066	15709	1444	3463	68682	63775	60000
1987	43571	7555	1437	2029	54592	51126	45200
1988	44616	7442	1165	2496	55719	52058	54000
1989	43617	9191	1887	2574	57269	52808	54000
1990	41552	9688	2031	4606	57877	51240	53000
1991	31938	6781	1830	8911	49460	38719	48000
1992	27899	6782	2282	4164	41127	34681	43000
1993	4121	1161	55	-	5337	5282	13000
1994	1198	139	1	-	1338	1337	Moratoire
1995	1032	-	4	-	1036	1032	Moratoire
1996	1140	-	2	-	1142	1140	Moratoire
1997	1725	< 1	1	-	1726	1725	Moratoire
1998	2671	7	15	-	2693	2678	3000
1999	6154	6	3	-	6163	6160	6000
2000	6038	4	9	-	6051	6042	6000
2001	6305	2	16	-	6323	6307	6000
2002	5060	8	59	-	5127	5068	6000
2003	288	-	1	-	289	288	Moratoire
2004	2259	7	46	-	2312	2266	3000

Année	4T	4Vn (J-A)	4Vn (N-D)	4Vs	Stock	4TVn (J-A)	TAC
2005	2825	20	6	-	2851	2845	4000
2006	3019	3	2	-	3024	3022	4000
2007	1343	144	3	-	1490	1487	2000
2008	1526	121	1	-	1648	1647	2000
2009	149	< 1	-	-	149	149	Moratoire
2010	103	< 1	-	-	103	103	Moratoire
2011	108	5	< 1	-	114	113	Moratoire
2012	150	22	< 1	-	172	172	Moratoire
2013	109	2	< 1	-	111	111	Moratoire
2014	111	3	< 1	-	114	114	Moratoire
2015	101	< 1	3	-	104	101	Moratoire
2016	100	11	4	-	116	111	Moratoire
2017*	55	3	< 1	-	59	58	Moratoire
2018*	58	< 1	< 1	-	59	58	Moratoire

Tableau 2. Débarquements (t) par engin de pêche pour le stock de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1965 à 2018. Ces débarquements proviennent seulement de la division de l'OPANO 4T et n'incluent pas ceux des divisions de l'OPANO 4Vn et 4Vs.

Année	Chaluts	Seines	Filets maillants	Palangres	Pêche à main	Divers	Total
1965	48854	2735	3571	4713	< 1	5231	65104
1966	37023	2444	9414	3062	< 1	5138	57081
1967	24823	2293	9948	2536	2469	1343	43412
1968	29553	1064	12933	1344	2942	1155	48991
1969	28131	1234	9581	5014	5066	1235	50261
1970	43652	1798	9786	6258	3205	1289	65988
1971	36338	2267	9676	3600	4011	2039	57931
1972	50615	2121	7896	1792	2103	4790	69317
1973	36467	2137	8223	925	2135	2056	51943
1974	37923	1765	6141	1352	1292	2106	50579
1975	29080	1983	6330	245	3530	2098	43266
1976	28928	1384	4459	163	1191	1218	37343
1977	14695	3269	5931	692	1299	998	26884
1978	22669	4504	8929	1015	1449	454	39020
1979	31727	8845	12022	1622	1957	1523	57696
1980	32698	10095	4260	2827	1562	5784	57226
1981	34509	12563	4053	7017	1061	7944	67147
1982	32242	11360	4205	5481	916	7465	61669
1983	32880	13857	3010	4754	1286	8203	63990
1984	32316	10732	6891	5058	1903	664	57564
1985	40177	11935	5287	4261	2078	235	63973
1986	41653	15380	4328	5314	1975	32	68682
1987	31961	9759	4792	5926	2106	48	54592
1988	34055	12017	3936	4074	1602	35	55719
1989	34260	15492	2796	3396	1190	135	57269
1990	37354	14094	1962	3289	1048	130	57877
1991	35216	9282	1679	2502	778	3	49460
1992	28408	8660	1263	1890	875	31	41127
1993	2143	328	1313	842	705	6	5337
1994	213	412	302	103	153	155	1338
1995	110	379	101	78	101	267	1036
1996	269	398	134	127	214	0	1142
1997	337	599	280	247	195	68	1726
1998	709	828	506	408	238	4	2693
1999	1642	1195	1665	882	777	1	6163
2000	1264	1275	1747	953	812	0	6051
2001	1717	1560	1409	882	743	12	6323
2002	1125	1652	1226	482	337	305	5127
2003	24	79	3	183	< 1	< 1	289
2004	650	569	454	444	194	1	2312
2005	1072	531	542	531	174	1	2851
2006	1224	876	279	471	172	2	3024
2007	562	482	100	281	62	3	1490
2008	709	409	139	282	109	< 1	1648

Année	Chaluts	Seines	Filets maillants	Palangres	Pêche à main	Divers	Total
2009	39	26	5	72	7	< 1	149
2010	11	14	4	65	9	0	103
2011	4	14	5	74	13	< 1	109
2012	7	13	7	104	20	< 1	150
2013	3	7	8	89	2	< 1	109
2014	9	19	3	80	0	0	111
2015	12	10	1	77	0	0	101
2016	6	6	2	86	0	0	100
2017	2	5	2	46	1	0	55
2018	2	0	13	36	0	0	51

Tableau 3. Débarquements à l'âge (nombre par 1000) de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2018. La table inclut les débarquements de 4T, 4Vn (Nov.-Avr.) et 4Vs (Jan.-Avr.). Les résultats de 2017 et de 2018 sont préliminaires.

Année	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	Total
1971	6	2099	7272	9262	5916	2331	1251	520	130	771	29558
1972	3179	22247	12018	6666	7561	3551	952	547	372	270	57361
1973	1374	6999	14498	5325	3720	2800	1861	557	338	252	37723
1974	2993	5400	5033	9690	3102	1854	1772	1054	260	333	31490
1975	1567	8910	6933	2540	3297	1319	1119	801	680	354	27519
1976	508	4093	9996	6975	1708	1257	478	285	148	231	25679
1977	659	4960	5899	3320	1773	400	284	182	114	122	17712
1978	548	10037	10897	4596	2681	1108	244	248	110	140	30610
1979	148	5138	15913	11251	3509	1724	865	295	253	140	39235
1980	295	1920	14674	14142	9789	1522	808	404	143	96	43793
1981	98	3829	7380	19144	13116	6200	913	463	203	180	51526
1982	518	1621	10671	8700	12539	7663	2533	444	142	86	44917
1983	42	1147	6311	12124	11936	7646	5379	2668	139	89	47481
1984	30	1319	4210	7410	9085	6949	5173	2937	942	224	38278
1985	175	1561	10307	17163	8342	6094	3975	2277	971	399	51265
1986	136	3546	8295	23645	9739	4069	3041	2372	1197	986	57027
1987	80	1029	7400	10851	18933	7011	2250	1684	700	688	50627
1988	111	1725	5241	11259	9072	12151	6813	1818	970	771	49931
1989	71	1658	6065	12398	10714	7316	7628	5171	990	719	52730
1990	540	2973	7508	10613	10207	6983	4467	4644	2066	604	50603
1991	286	5178	10371	9586	8416	4735	3173	1754	955	728	45184
1992	487	3437	12511	9912	5290	3453	2059	910	510	513	39081
1993	53	262	904	1174	946	499	223	135	74	85	4353
1994	26	54	98	211	281	156	71	28	19	14	957
1995	69	133	145	130	223	134	60	24	13	8	939
1996	39	84	134	142	124	174	89	34	11	11	842
1997	27	53	120	182	174	180	208	109	38	16	1106
1998	70	82	211	329	336	252	206	186	73	32	1776
1999	42	199	361	535	776	609	448	252	231	120	3571
2000	35	107	344	682	530	822	411	387	186	182	3685
2001	25	113	365	945	921	530	480	239	189	154	3962
2002	25	64	348	553	890	717	260	243	93	90	3283
2003	4	5	13	19	23	29	26	8	10	11	150
2004	8	18	65	181	297	359	247	155	32	41	1404
2005	7	42	160	330	357	360	307	180	103	28	1875
2006	3	110	392	552	462	204	243	185	82	59	2291
2007	6	13	42	255	325	247	102	71	38	39	1139
2008	3	34	122	171	438	301	121	52	29	28	1299
2009	4	6	6	16	16	26	11	10	3	5	102
2010	1	3	10	9	16	9	11	6	2	1	69
2011	1	3	8	11	12	14	10	5	2	1	68
2012	1	6	9	23	29	12	11	7	3	2	103
2013	1	2	5	6	9	14	10	8	2	4	61
2014	2	4	10	10	9	9	8	2	4	4	62

Année	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	Total
2015	1	7	12	14	13	5	5	6	1	2	67
2016	1	4	9	17	15	13	4	3	3	2	70
2017	0	2	4	6	7	5	4	1	1	1	31
2018	0	0	2	6	10	8	5	2	0	1	34

Tableau 4. Poids moyen à l'âge (kg), de 3 à 16 ans et +, des retraits du stock de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2018. "Total" représente l'abondance pondérée du poids moyen des poissons de 3 ans et +. Tiret indique qu'aucune morue franche n'a été échantillonnée à cet âge.

Année	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16+	Total
1971	0,76	0,82	1,11	1,40	2,15	3,67	3,83	5,25	6,00	4,78	6,85	7,42	7,96	17,72	1,96
1972	0,36	0,56	0,91	1,33	1,52	2,55	4,82	5,97	7,13	8,08	8,85	10,25	5,65	11,23	1,16
1973	0,46	0,67	0,92	1,28	1,69	2,31	3,59	5,51	6,03	7,95	6,16	6,72	8,86	6,12	1,37
1974	0,60	0,78	1,09	1,49	1,96	2,68	2,89	4,11	5,97	7,07	8,30	6,87	9,84	12,65	1,61
1975	0,48	0,74	1,15	1,76	2,36	2,75	3,22	3,70	4,46	6,95	9,20	6,30	8,39	6,19	1,57
1976	0,46	0,78	1,11	1,54	2,19	2,84	3,23	3,79	4,62	5,09	6,19	9,87	10,45	15,05	1,45
1977	0,52	0,81	1,27	1,79	2,42	3,51	4,27	4,31	5,10	5,57	6,45	8,61	12,56	9,88	1,52
1978	0,40	0,68	1,03	1,66	2,27	2,81	4,33	4,63	6,37	6,46	6,23	5,09	11,56	10,17	1,27
1979	0,51	0,71	1,01	1,42	2,22	3,31	4,07	7,14	6,96	6,69	4,70	8,79	15,52	17,34	1,47
1980	0,58	0,69	0,92	1,22	1,50	2,78	3,08	4,00	7,83	6,01	9,98	5,81	9,13	9,35	1,30
1981	0,50	0,68	0,85	1,13	1,39	1,84	3,19	4,17	4,47	5,60	6,11	7,08	3,49	8,35	1,30
1982	0,75	0,76	0,97	1,16	1,45	1,72	2,27	3,27	4,01	4,14	6,46	6,92	4,18	11,10	1,37
1983	0,33	0,61	0,89	1,14	1,31	1,58	1,73	2,01	4,84	7,63	8,55	10,51	12,09	14,76	1,35
1984	0,45	0,65	0,79	1,09	1,38	1,61	2,07	2,27	3,05	4,93	5,66	8,61	11,74	13,23	1,50
1985	0,44	0,57	0,76	0,99	1,42	1,67	1,83	2,14	2,41	2,89	8,33	5,71	11,41	12,97	1,24
1986	0,43	0,60	0,81	1,01	1,29	1,75	1,98	1,89	2,64	2,23	3,07	4,83	15,36	13,55	1,20
1987	0,27	0,49	0,70	0,86	0,99	1,25	1,85	2,16	2,24	3,15	3,57	4,03	12,41	14,21	1,08
1988	0,40	0,60	0,77	0,92	1,04	1,13	1,29	1,90	2,23	2,72	3,52	5,67	5,92	14,32	1,12
1989	0,53	0,63	0,77	0,90	1,07	1,19	1,22	1,40	1,94	2,16	2,55	3,49	3,41	2,76	1,09
1990	0,56	0,72	0,85	1,03	1,17	1,28	1,36	1,41	1,50	1,84	2,59	3,36	2,81	7,98	1,14
1991	0,53	0,65	0,85	1,01	1,22	1,41	1,51	1,60	1,63	1,73	2,20	2,50	3,08	3,80	1,09
1992	0,55	0,65	0,81	1,00	1,22	1,45	1,61	1,85	1,88	1,91	2,27	5,52	6,58	9,88	1,05
1993	0,41	0,56	0,70	1,00	1,40	1,81	1,93	2,21	2,29	2,09	2,04	3,00	5,84	13,18	1,23
1994	0,34	0,56	0,79	1,04	1,46	1,87	2,26	2,18	2,52	2,41	2,03	2,29	2,38	13,52	1,40
1995	0,25	0,49	0,67	0,90	1,17	1,49	2,11	2,52	2,98	3,39	4,87	4,93	4,19	10,16	1,08
1996	0,36	0,47	0,81	0,99	1,37	1,68	2,07	2,64	3,29	2,88	3,59	4,82	6,03	5,40	1,32
1997	0,24	0,56	0,80	1,15	1,42	1,85	2,03	2,28	2,56	2,89	2,77	3,36	2,21	4,67	1,57
1998	0,30	0,52	0,96	1,19	1,53	1,74	1,96	2,11	2,46	3,01	2,84	3,74	5,44	3,99	1,48
1999	0,32	0,69	0,92	1,28	1,61	1,95	2,10	2,58	2,58	2,94	3,62	3,82	4,63	5,52	1,73
2000	0,30	0,56	0,88	1,18	1,46	1,81	2,10	2,15	2,32	2,53	2,94	3,63	3,83	4,68	1,64

Année	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16+	Total
2001	0,29	0,65	0,88	1,22	1,52	1,87	2,12	2,26	2,35	2,44	2,32	2,71	3,36	2,89	1,60
2002	0,28	0,69	0,90	1,13	1,44	1,83	2,00	2,27	2,47	2,56	2,68	2,53	4,93	4,78	1,56
2003	0,28	0,49	0,87	1,21	1,52	1,96	2,55	2,80	2,78	3,77	2,84	3,82	3,86	3,36	1,93
2004	0,33	0,56	0,84	1,08	1,40	1,72	1,91	2,26	2,65	2,49	2,62	2,93	2,80	2,75	1,65
2005	0,42	0,68	0,85	1,06	1,31	1,50	1,86	2,21	2,52	3,30	3,17	3,79	4,39	4,70	1,52
2006	0,35	0,68	0,81	0,99	1,22	1,50	1,73	2,16	2,64	3,00	3,11	3,32	2,97	4,23	1,32
2007	0,32	0,46	0,71	0,93	1,14	1,37	1,61	1,95	2,34	2,22	2,57	2,80	2,37	4,95	1,29
2008	0,25	0,60	0,76	0,95	1,15	1,37	1,77	2,08	2,32	2,27	2,67	2,88	2,13	4,20	1,27
2009	0,25	0,42	0,76	1,05	1,19	1,60	1,96	2,28	2,46	2,59	2,84	2,95	2,55	3,14	1,45
2010	0,29	0,59	0,82	1,20	1,41	1,69	1,92	2,16	2,05	3,43	2,92	3,13	3,67	2,15	1,50
2011	0,20	0,70	1,07	1,25	1,62	1,97	2,23	2,46	2,62	3,02	2,38	1,78	2,49	7,50	1,69
2012	0,27	0,65	1,13	1,53	1,56	1,96	2,09	2,46	2,80	2,27	2,51	2,01	2,67	3,19	1,66
2013	0,23	0,65	0,82	1,11	1,39	1,82	2,09	2,50	2,67	3,17	2,89	3,57	2,95	-	1,82
2014	0,26	0,46	1,04	1,30	1,73	2,11	2,16	2,78	3,26	2,84	4,09	3,13	6,06	-	1,82
2015	0,27	0,73	1,01	1,20	1,68	2,16	2,22	2,70	2,48	2,79	3,21	3,47	2,55	7,33	1,56
2016	0,38	0,67	0,95	1,25	1,78	1,96	2,53	2,40	2,75	2,84	3,40	2,76	3,53	4,02	1,64
2017	0,41	0,83	1,21	1,37	1,66	2,30	2,94	3,02	3,31	5,13	4,72	4,59	5,63	4,79	1,92
2018	0,18	0,63	1,07	1,35	1,52	2,00	2,21	2,22	3,80	2,89	-	5,33	-	2,38	1,71

Tableau 5. Nombre moyen par trait à l'âge de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent provenant du relevé annuel par navire de recherche de 1971 à 2018. Le trait 127 en 1995 a été exclu. Environ 6 600 morues agées de 1 à 3 ans avaient été capturées dans ce trait. Le trait avait été considéré comme anormal et n'a pas été inclus dans l'indice (voir Sinclair et al. 1997). En 2002, deux gros traits (47 et 48) ont été inclus. Le relevé de 2003 est incomplet et le calcul des estimations pour les strates non échantillonnées et les strates échantillonnées une seule fois est décrit dans le texte. Les données pour les âges de 0 et de 1 ans pourraient inclure des morues Ogac qui ne peuvent être distinguées des morues franches à des longueurs de 15 cm et moins.

Année	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16+	0+	3+	5+
1971	0,00	0,10	0,73	8,72	8,84	7,90	6,09	3,99	1,24	0,32	0,35	0,25	0,11	0,02	0,11	0,13	0,28	39,16	38,34	20,78
1972	0,00	0,53	3,60	7,85	18,02	6,84	5,77	3,97	2,40	0,49	0,40	0,44	0,14	0,06	0,05	0,05	0,08	50,70	46,56	20,70
1973	0,03	0,12	6,20	12,24	5,79	9,25	4,32	3,07	2,25	1,43	0,38	0,11	0,27	0,04	0,07	0,02	0,19	45,77	39,42	21,40
1974	0,00	0,14	3,55	14,51	11,03	4,73	5,67	2,12	1,44	1,46	0,49	0,19	0,10	0,24	0,00	0,04	0,13	45,83	42,13	16,59
1975	0,00	0,54	8,19	6,27	9,24	7,24	2,46	1,73	1,14	0,51	0,35	0,43	0,11	0,05	0,01	0,01	0,00	38,27	29,54	14,03
1976	0,00	4,30	9,85	38,38	9,91	7,45	3,36	0,92	0,64	0,34	0,31	0,27	0,09	0,05	0,02	0,03	0,03	75,95	61,80	13,51
1977	0,01	1,05	30,26	26,55	19,01	7,08	3,69	1,91	0,91	0,64	0,41	0,34	0,33	0,32	0,00	0,06	0,10	92,66	61,33	15,77
1978	0,00	1,23	9,29	54,73	40,86	19,72	5,55	3,21	1,01	0,43	0,54	0,64	0,11	0,00	0,15	0,05	0,00	137,50	126,99	31,40
1979	0,19	0,18	32,52	31,85	65,04	39,17	15,98	4,14	1,71	0,82	0,26	0,26	0,21	0,07	0,06	0,04	0,02	192,51	159,63	62,74
1980	0,32	1,41	6,73	41,14	30,51	53,54	26,39	9,50	1,65	0,80	0,34	0,11	0,04	0,03	0,05	0,02	0,02	172,60	164,14	92,48
1981	0,28	5,34	21,91	21,92	67,15	56,53	55,54	23,42	12,72	1,77	0,74	0,36	0,14	0,06	0,06	0,10	0,14	268,18	240,66	151,59
1982	0,34	4,74	38,42	23,22	27,50	31,90	50,82	26,51	12,83	4,05	0,47	0,20	0,13	0,07	0,02	0,00	0,03	221,25	177,75	127,03
1983	0,01	7,62	24,76	53,29	48,05	26,14	18,58	16,02	10,65	5,03	3,28	0,82	0,16	0,43	0,05	0,07	0,00	214,95	182,56	81,22
1984	0,00	1,91	11,39	16,73	37,11	49,22	17,56	9,89	10,34	4,70	2,09	0,79	0,07	0,04	0,07	0,02	0,02	161,96	148,66	94,82
1985	4,31	9,73	15,60	38,91	41,96	67,95	70,28	15,59	6,49	4,46	2,06	1,52	0,39	0,17	0,00	0,00	0,07	279,48	249,84	168,97
1986	2,06	7,11	24,72	35,35	36,85	37,13	44,32	32,04	9,52	2,01	2,76	1,09	0,77	0,21	0,13	0,00	0,05	236,10	202,22	130,03
1987	0,43	0,84	12,75	25,03	23,10	31,71	23,94	31,04	11,11	2,49	1,76	0,66	0,53	0,23	0,11	0,03	0,02	165,76	151,74	103,61
1988	1,70	3,89	19,05	70,02	64,56	51,26	35,85	19,35	20,93	12,17	2,38	0,54	0,32	0,27	0,10	0,11	0,00	302,51	277,87	143,29
1989	0,28	12,78	27,01	34,63	32,49	29,46	30,93	16,98	10,84	10,62	6,99	1,33	0,43	0,23	0,18	0,05	0,12	215,35	175,27	108,16
1990	0,20	2,07	6,62	35,40	26,35	19,31	13,64	9,41	5,31	3,13	3,61	1,69	0,34	0,06	0,09	0,02	0,01	127,26	118,38	56,63
1991	1,47	2,74	7,70	15,89	33,24	26,37	10,18	5,85	3,97	1,66	1,05	1,08	0,63	0,08	0,02	0,01	0,01	111,95	100,05	50,91
1992	0,61	1,92	4,69	9,81	13,78	12,24	6,58	2,55	1,20	0,75	0,32	0,20	0,10	0,06	0,01	0,00	0,01	54,83	47,61	24,02
1993	0,66	0,60	6,51	9,17	14,01	16,45	10,80	4,94	1,61	0,65	0,37	0,11	0,05	0,12	0,02	0,02	0,01	66,09	58,31	35,14
1994	1,25	0,66	1,79	7,61	9,07	9,73	12,03	7,76	2,79	1,12	0,41	0,30	0,08	0,04	0,02	0,00	0,01	54,67	50,97	34,29
1995	8,25	1,12	4,17	5,86	10,23	10,11	8,01	10,39	4,82	1,82	0,57	0,30	0,12	0,03	0,03	0,02	0,00	65,84	52,29	36,21
1996	0,78	2,73	2,20	7,20	12,49	11,03	9,70	7,42	8,06	3,81	1,11	0,38	0,11	0,10	0,01	0,01	0,03	67,15	61,44	41,75
1997	2,46	2,41	4,70	5,54	6,17	10,37	7,03	5,04	3,38	3,84	1,42	0,39	0,06	0,02	0,01	0,00	0,01	52,85	43,29	31,57
1998	0,42	3,12	5,23	7,93	7,38	5,85	7,59	4,88	3,29	2,80	2,46	0,77	0,17	0,10	0,06	0,01	0,00	52,07	43,30	27,99
1999	4,63	2,12	6,39	8,70	12,88	12,25	5,47	6,61	3,65	3,37	1,31	1,70	0,53	0,14	0,03	0,02	0,00	69,79	56,65	35,07
2000	0,36	1,05	2,45	6,86	9,33	9,93	8,23	3,34	4,01	1,50	1,13	0,84	0,40	0,23	0,01	0,01	0,00	49,67	45,80	29,62
2001	8,93	71,05	2,00	4,38	7,77	8,75	7,60	4,98	2,43	1,49	0,93	0,48	0,25	0,08	0,05	0,00	0,02	121,17	39,19	27,05
2002	0,58	6,80	2,83	4,81	15,42	21,10	14,52	9,17	5,61	1,34	1,12	0,55	0,23	0,19	0,06	0,00	0,00	84,33	74,12	53,89
2003	0,41	3,28	2,36	2,98	2,57	2,56	2,70	3,10	2,47	1,10	0,35	0,25	0,07	0,06	0,04	0,01	0,00	24,29	18,24	12,70
2004	1,90	0,70	11,37	12,92	11,74	9,42	5,52	5,67	4,40	2,42	1,45	0,21	0,31	0,03	0,03	0,00	0,04	68,12	54,16	29,50
2005	1,18	2,01	0,97	6,27	9,88	6,82	3,14	1,21	0,97	0,75	0,41	0,30	0,07	0,04	0,00	0,00	0,04	34,05	29,89	13,75
2006	1,42	0,32	2,74	2,75	6,10	12,25	7,10	2,97	0,79	0,77	0,36	0,17	0,16	0,01	0,00	0,00	0,00	37,90	33,42	24,58

Année	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16+	0+	3+	5+
2007	0,61	2,62	1,60	4,11	5,75	4,81	7,36	4,08	1,53	0,54	0,37	0,11	0,09	0,01	0,00	0,01	0,02	33,61	28,79	18,93
2008	1,73	1,22	1,87	3,73	2,51	5,71	3,17	7,16	4,39	1,77	0,45	0,31	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	34,03	29,21	22,98
2009	0,30	0,50	1,69	10,39	15,24	5,18	5,43	1,99	3,29	1,20	0,52	0,04	0,05	0,02	0,00	0,01	0,00	45,85	43,35	17,73
2010	1,00	1,44	3,04	3,29	3,17	5,06	1,17	1,66	0,87	1,30	0,60	0,16	0,04	0,07	0,00	0,00	0,01	22,88	17,40	10,94
2011	1,92	0,32	1,09	3,89	2,61	2,00	2,15	0,35	0,58	0,18	0,32	0,08	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	15,54	12,21	5,71
2012	3,15	0,69	1,75	2,67	5,61	1,11	1,08	1,06	0,13	0,22	0,10	0,08	0,05	0,01	0,00	0,00	0,00	17,72	12,13	3,85
2013	0,08	1,33	12,96	20,78	11,81	10,23	3,98	2,43	1,93	0,37	0,27	0,09	0,10	0,03	0,02	0,00	0,00	66,40	52,04	19,46
2014	0,00	0,29	3,84	16,04	9,36	4,17	2,83	0,47	0,60	0,39	0,13	0,07	0,03	0,03	0,01	0,00	0,00	38,23	34,11	8,71
2015	0,00	0,54	1,91	4,21	8,33	5,18	3,11	2,76	0,55	0,37	0,28	0,06	0,04	0,02	0,00	0,01	0,00	27,36	24,91	12,37
2016	0,00	0,10	0,70	2,46	3,30	2,68	2,18	1,22	1,07	0,29	0,27	0,11	0,03	0,02	0,01	0,00	0,00	14,41	13,61	7,86
2017	0,00	1,00	1,11	1,37	2,64	2,07	0,70	0,37	0,23	0,13	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	9,66	7,54	3,54
2018	28,00	0,05	0,91	3,94	2,32	1,73	1,30	0,74	0,36	0,17	0,26	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	39,81	10,85	4,59

Tableau 6. Longueur moyenne (cm) à l'âge de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent provenant du relevé par navire de recherche de 1971 à 2018. Tiret indique qu'aucune morue franche n'a été échantillonnée à cet âge. Données pour l'âge 1 pourraient inclure des morues Ogac (voir Tableau 5).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1971	14,5	22,9	35,2	43,0	49,5	53,1	59,5	67,8	77,8	82,6	86,0	74,4	73,0	75,7	87,6
1972	17,0	24,8	34,4	42,2	50,0	53,9	57,7	64,1	71,8	75,9	82,0	82,3	77,7	101,0	85,0
1973	14,3	26,4	33,3	43,1	49,8	54,4	58,3	62,0	65,2	77,9	79,5	94,0	70,7	66,4	79,0
1974	16,9	28,2	36,2	42,5	49,6	55,4	59,7	61,2	62,0	70,0	73,4	81,0	102,2	-	76,0
1975	15,8	19,7	30,5	41,6	48,9	56,1	61,5	65,4	67,8	73,4	77,4	82,4	100,3	104,7	112,0
1976	17,2	25,2	30,3	42,3	51,4	57,4	62,9	66,7	66,5	73,5	79,6	74,7	85,0	79,0	70,0
1977	17,1	24,0	32,7	41,0	52,1	58,6	65,2	75,9	73,1	81,1	78,9	83,0	92,1	-	114,7
1978	15,9	26,6	33,5	42,9	50,2	59,2	62,2	70,1	80,1	84,6	93,3	92,8	-	87,7	98,8
1979	15,2	24,8	31,9	41,1	47,8	54,1	60,4	65,2	70,8	86,1	87,3	83,4	101,7	74,0	105,1
1980	14,5	22,9	33,5	40,4	46,6	51,0	55,6	67,9	73,0	77,8	81,6	88,0	99,5	102,4	94,0
1981	15,2	19,7	31,7	41,4	45,6	50,5	53,6	57,5	68,8	74,3	77,1	93,6	108,0	100,8	108,8
1982	18,1	26,1	31,0	39,8	46,4	49,2	53,2	55,8	60,7	73,8	84,5	101,6	92,3	112,0	
1983	16,8	25,5	31,9	37,0	44,3	51,3	52,5	55,9	59,4	59,4	71,9	82,9	105,1	76,0	100,0
1984	20,6	25,1	31,8	36,8	41,1	48,2	53,1	53,9	58,9	60,8	69,2	104,4	91,0	104,4	91,0
1985	15,6	24,5	33,2	38,2	42,3	45,1	49,6	56,1	56,2	58,4	63,2	83,6	107,8	-	-
1986	17,2	24,7	30,4	37,9	40,9	44,0	47,5	51,0	59,8	56,1	63,1	68,7	83,1	102,7	-
1987	19,3	24,9	31,1	36,8	42,2	44,9	47,3	49,9	53,6	56,9	59,8	59,1	70,7	79,8	115,1
1988	17,9	26,0	32,0	37,1	41,6	45,2	46,7	48,5	51,1	59,9	63,1	65,7	69,5	110,8	114,8
1989	18,0	24,2	31,2	37,6	42,2	45,7	48,3	49,0	49,9	51,6	57,6	65,5	76,1	81,8	82,8
1990	16,9	26,9	32,9	38,5	43,2	46,6	49,1	50,5	51,1	51,9	52,9	59,6	83,3	88,5	79,2
1991	17,3	25,1	30,6	37,4	42,1	46,4	48,6	50,7	52,5	52,0	52,3	55,2	68,8	91,4	124,2
1992	16,5	26,6	32,0	35,8	42,6	46,5	49,0	50,9	53,7	56,1	58,1	53,1	53,6	56,0	-
1993	16,8	24,9	32,0	36,9	41,3	46,3	48,6	51,4	52,5	59,5	54,1	61,4	55,0	77,6	94,0
1994	15,8	24,5	32,5	36,6	41,4	44,6	49,1	52,0	53,6	54,4	60,9	66,0	59,5	58,1	-
1995	18,6	24,9	29,9	38,0	41,9	44,9	47,9	51,0	54,5	60,7	62,1	68,1	70,6	85,8	95,8
1996	15,4	27,8	33,4	36,5	43,5	46,3	48,7	50,9	54,2	60,1	62,7	72,8	67,9	57,0	75,0
1997	14,5	24,5	29,1	39,4	43,7	48,8	51,1	53,7	54,6	57,6	59,7	60,7	67,4	67,5	-
1998	15,9	24,2	31,8	36,4	44,1	48,0	52,3	53,6	56,0	56,8	61,6	62,1	66,7	67,8	72,0
1999	16,7	25,5	31,4	37,6	43,1	47,5	51,0	54,3	55,1	56,8	56,3	58,5	62,8	69,6	62,0
2000	18,3	25,2	32,7	37,3	44,2	48,2	51,9	54,1	57,2	55,6	56,3	59,6	65,5	70,0	70,0

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
2001	14,3	20,8	32,6	38,7	43,8	48,0	51,9	54,2	57,5	58,9	60,0	61,8	68,7	67,4	-
2002	13,6	22,9	30,8	37,4	41,5	45,7	49,3	52,8	54,4	57,7	59,8	67,0	60,5	67,5	
2003	15,2	24,0	30,6	35,7	43,8	48,5	51,0	53,8	56,8	58,3	58,8	62,0	61,0	66,4	75,0
2004	19,2	23,9	28,2	34,2	41,4	46,6	50,4	53,8	55,6	59,2	61,9	62,0	73,4	75,1	-
2005	15,4	24,9	31,9	34,1	40,1	45,3	49,8	52,8	55,0	58,0	58,5	65,6	59,2	-	-
2006	16,6	26,4	29,9	39,0	41,6	45,9	49,6	53,3	55,2	58,9	58,6	61,8	59,0	-	-
2007	15,0	20,6	33,4	37,2	43,0	46,0	48,7	51,5	54,4	56,0	61,8	64,9	58,0	-	73,0
2008	12,6	21,9	28,9	36,8	41,0	45,7	48,3	51,7	53,4	55,6	56,8	70,5	59,0	-	-
2009	9,1	25,6	30,2	35,0	39,3	44,7	47,4	51,2	54,0	56,6	64,8	61,9	55,0	-	65,0
2010	12,6	18,5	30,5	35,6	40,7	46,3	49,8	52,9	55,4	56,1	58,2	54,8	54,3	-	-
2011	14,3	22,6	27,2	33,0	41,3	46,0	50,1	52,3	55,6	60,6	56,9	58,6	-	-	-
2012	8,8	20,6	29,6	34,2	42,8	46,9	51,0	53,3	57,2	58,4	60,8	66,5	89,0	-	-
2013	16,5	22,8	27,7	32,8	39,0	43,0	47,4	53,2	58,8	62,9	56,8	68,3	67,9	58,0	-
2014	17,4	24,1	28,5	34,0	40,3	45,3	51,2	54,7	59,4	63,2	67,4	73,7	74,4	63,0	-
2015	16,7	21,0	29,1	34,8	40,7	46,4	50,4	55,5	58,8	64,2	66,0	72,2	70,6	-	78,0
2016	18,6	22,5	30,2	36,6	42,0	46,6	51,7	55,0	58,5	67,3	66,2	64,6	75,8	76,0	-
2017	18,7	23,6	29,6	35,3	38,6	43,2	46,9	53,5	58,4	65,4	-	99,0	74,0	-	-
2018	13,2	23,5	27,9	33,1	38,6	41,8	45,9	47,1	61,1	64,8	52,5	93,0	79,0	66,0	-

Tableau 7. Poids moyen (kg) à l'âge de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent provenant du relevé par navire de recherche de 1960 à 2018. Données de 1960 à 1970 ne proviennent pas d'un relevé aléatoire stratifé. Tiret indique qu'aucune morue franche n'a été échantillonée à cet âge. Données pour l'âge 1 pourraient inclure des morues Ogac (voir Tableau 5).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1960	-	-	0,35	0,67	1,12	1,72	2,00	2,77	3,57	3,25	3,71	3,31	4,29	12,85	5,98
1961	-	-	0,31	0,55	0,90	1,36	2,08	2,75	3,41	4,83	6,51	6,87	7,56	9,01	14,86
1962	-	-	0,36	0,65	0,93	1,33	1,96	2,86	5,64	7,22	7,90	11,03	-	14,86	-
1963	-	-	0,38	0,61	0,92	1,09	1,46	2,00	2,79	4,91	2,99	8,15	9,04	5,98	-
1964	-	-	0,40	0,58	0,91	1,20	1,35	1,95	2,55	4,28	6,71	8,99	-	4,53	-
1965	-	-	0,40	0,69	1,18	1,24	1,66	2,01	2,52	2,88	4,93	-	8,31	-	9,38
1966	-	-	0,39	0,79	1,29	1,58	1,91	2,26	2,43	3,36	4,75	6,53	7,82	9,95	-
1967	-	-	0,45	0,70	1,45	1,88	2,38	2,46	2,86	4,14	4,62	6,17	8,00	10,19	11,18
1968	-	-	0,41	0,79	1,34	1,88	2,64	3,85	2,58	3,08	3,90	5,61	6,41	10,22	10,60
1969	-	-	0,44	0,85	1,40	1,96	2,63	3,51	4,23	2,84	7,19	6,73	6,82	7,04	10,77
1970	-	-	0,42	0,75	1,22	1,73	2,49	3,30	4,44	4,77	3,70	4,25	5,29	4,96	8,62
1971	0,03	0,12	0,41	0,75	1,15	1,42	2,00	3,03	4,59	5,49	6,31	4,43	3,56	4,26	6,61
1972	0,05	0,15	0,39	0,73	1,22	1,55	1,95	2,72	3,92	4,61	6,00	6,30	5,08	10,77	6,13
1973	0,03	0,17	0,34	0,75	1,18	1,56	1,94	2,39	2,84	4,97	5,29	8,78	3,58	2,98	4,89
1974	0,04	0,21	0,46	0,74	1,20	1,67	2,13	2,31	2,42	3,51	4,39	5,66	11,03	-	4,31
1975	0,04	0,09	0,30	0,74	1,20	1,80	2,39	2,87	3,22	4,29	4,81	5,99	10,04	11,35	13,88
1976	0,05	0,15	0,26	0,73	1,32	1,87	2,50	3,04	3,06	4,07	5,31	4,41	6,97	4,90	3,37
1977	0,05	0,13	0,34	0,66	1,35	1,95	2,70	4,33	3,88	5,38	4,92	5,87	8,75	-	14,96
1978	0,03	0,16	0,33	0,74	1,22	2,06	2,49	3,63	5,40	6,57	9,46	9,03	-	7,37	10,47
1979	0,02	0,11	0,26	0,59	0,97	1,48	2,18	2,81	3,65	6,94	7,37	6,41	11,97	4,84	13,29
1980	0,03	0,12	0,35	0,61	0,94	1,24	1,64	3,05	3,79	4,61	5,16	6,45	9,35	10,22	7,77
1981	0,03	0,08	0,30	0,65	0,87	1,18	1,42	1,78	3,09	3,89	4,58	7,67	11,49	9,52	11,67
1982	0,06	0,17	0,28	0,60	0,94	1,13	1,43	1,67	2,18	4,03	5,77	9,91	7,61	13,10	-
1983	0,04	0,13	0,26	0,43	0,74	1,17	1,29	1,54	1,97	1,97	4,60	5,94	12,38	3,94	9,41
1984	0,07	0,13	0,27	0,42	0,60	1,00	1,37	1,45	1,92	2,21	3,45	11,59	7,44	11,59	7,44
1985	0,03	0,13	0,32	0,50	0,69	0,83	1,14	1,72	1,70	1,92	2,65	5,90	12,66	-	-
1986	0,05	0,14	0,27	0,51	0,65	0,81	1,04	1,32	2,29	1,79	2,73	3,56	6,65	11,55	-
1987	0,06	0,12	0,25	0,42	0,65	0,79	0,93	1,13	1,49	1,79	2,36	2,18	4,45	6,77	15,66
1988	0,05	0,16	0,30	0,47	0,66	0,85	0,94	1,06	1,27	2,40	2,48	3,62	3,97	13,91	15,32
1989	0,05	0,13	0,28	0,49	0,70	0,89	1,06	1,11	1,17	1,29	2,03	3,59	5,16	6,94	7,66

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1990	0,05	0,18	0,33	0,54	0,76	0,96	1,14	1,24	1,27	1,35	1,44	2,34	6,47	8,74	5,66
1991	0,05	0,15	0,27	0,48	0,69	0,93	1,08	1,24	1,40	1,36	1,37	1,68	3,88	7,91	18,61
1992	0,04	0,17	0,30	0,43	0,72	0,93	1,10	1,25	1,49	1,89	1,98	1,41	1,43	1,62	-
1993	0,05	0,14	0,30	0,45	0,64	0,91	1,06	1,26	1,41	2,21	1,49	2,47	1,53	5,23	8,81
1994	0,04	0,14	0,31	0,46	0,66	0,83	1,12	1,34	1,49	1,58	2,42	2,83	1,96	1,83	-
1995	0,06	0,14	0,25	0,50	0,67	0,84	1,03	1,25	1,60	2,33	2,54	3,36	3,60	6,62	8,59
1996	0,03	0,19	0,34	0,45	0,77	0,93	1,11	1,29	1,58	2,36	2,59	4,33	3,54	1,76	4,19
1997	0,03	0,13	0,22	0,56	0,77	1,09	1,28	1,55	1,63	1,97	2,25	2,34	3,02	2,97	-
1998	0,04	0,13	0,30	0,45	0,79	1,05	1,36	1,49	1,76	1,83	2,32	2,39	3,09	3,47	3,55
1999	0,04	0,15	0,28	0,49	0,74	0,99	1,25	1,53	1,61	1,77	1,69	1,90	2,57	3,54	2,21
2000	0,06	0,15	0,32	0,47	0,79	1,03	1,30	1,48	1,78	1,61	1,74	2,05	2,84	3,17	3,17
2001	0,03	0,10	0,32	0,54	0,78	1,05	1,34	1,56	1,89	2,05	2,13	2,31	3,30	3,21	-
2002	0,02	0,11	0,27	0,48	0,67	0,89	1,13	1,43	1,55	1,91	2,12	3,07	2,24	3,09	-
2003	0,03	0,12	0,26	0,41	0,78	1,07	1,25	1,49	1,79	1,97	1,98	2,46	2,22	3,05	4,13
2004	0,06	0,12	0,21	0,37	0,67	0,96	1,23	1,52	1,69	2,09	2,37	2,36	3,90	4,19	-
2005	0,03	0,14	0,30	0,37	0,60	0,88	1,18	1,42	1,63	1,93	2,03	2,97	2,01	-	-
2006	0,04	0,16	0,24	0,53	0,65	0,88	1,12	1,41	1,58	1,94	1,91	2,29	1,90	-	-
2007	0,03	0,08	0,33	0,47	0,71	0,89	1,06	1,27	1,51	1,65	2,27	2,81	1,78	-	3,62
2008	0,02	0,09	0,21	0,43	0,61	0,86	1,04	1,31	1,46	1,71	1,74	3,38	1,91	-	-
2009	0,01	0,16	0,26	0,40	0,56	0,82	0,98	1,24	1,44	1,68	2,55	2,20	1,49	-	2,44
2010	0,02	0,06	0,26	0,41	0,60	0,91	1,13	1,38	1,57	1,63	1,79	1,48	1,47	-	-
2011	0,03	0,10	0,17	0,33	0,62	0,86	1,13	1,30	1,54	2,05	1,64	1,82	-	-	-
2012	0,01	0,08	0,23	0,35	0,69	0,91	1,19	1,37	1,72	1,78	2,01	2,69	6,37	-	-
2013	0,04	0,11	0,19	0,32	0,54	0,72	0,97	1,40	1,93	2,37	1,70	3,06	2,91	1,77	-
2014	0,05	0,13	0,21	0,36	0,60	0,85	1,24	1,52	1,96	2,42	2,84	4,10	3,91	2,26	-
2015	0,04	0,08	0,21	0,36	0,59	0,91	1,17	1,59	1,98	2,52	2,66	3,52	3,22	-	4,32
2016	0,05	0,09	0,22	0,41	0,62	0,87	1,22	1,52	1,82	2,97	2,60	2,48	3,92	3,86	-
2017	0,05	0,11	0,21	0,37	0,49	0,72	0,95	1,44	1,86	2,75	2,75	9,59	3,80	-	-
2018	0,02	0,10	0,17	0,30	0,47	0,62	0,83	0,95	2,30	2,55	1,26	7,63	4,55	2,57	-

Tableau 8. Les courbes de maturité (ogives; proportion de poisson mature à l'âge) utilisées dans le calcul de la biomasse du stock reproducteur de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent. Les ogives sont représentées seulement pour les années où il y a eu des changements.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+
1950	0,006	0,019	0,054	0,148	0,344	0,613	0,828	0,936	0,978	0,993	0,998
1963	0,021	0,049	0,112	0,238	0,440	0,673	0,847	0,937	0,976	0,991	0,996
1964	0,035	0,080	0,171	0,328	0,536	0,732	0,866	0,939	0,973	0,989	0,995
1968	0,006	0,039	0,206	0,624	0,914	0,986	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
1974	0,015	0,104	0,473	0,875	0,982	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1977	0,032	0,144	0,465	0,818	0,959	0,992	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000
1985	0,020	0,109	0,441	0,842	0,971	0,995	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1988	0,009	0,073	0,417	0,867	0,983	0,998	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
1994	0,018	0,097	0,382	0,781	0,954	0,992	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1997	0,013	0,074	0,334	0,765	0,955	0,993	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000
1998	0,007	0,052	0,287	0,748	0,956	0,994	0,999	1,000	1,000	1,000	1,000

Tableau 9. Analyse des résultats de déviance des analyses du modèle linéaire généralisé des prises de morue franche (kg/trait) par les bateaux participants au relevé sentinelle par chalut du mois d'août. Seules les estimations des paramètres de différence entre les bateaux sont présentées.

Source	Déviance	Num. DL	Dénom. DL	Valeur F	Pr > F	Chi-square	Pr > Chi-square
Statistiques analyses Type I							
Ordonnée à l'origine	273515	-	-	-	-	-	-
Année	260345	15	3002	15,17	< 0,0001	227,61	< 0,0001
Strate	185895	25	3002	51,47	< 0,0001	1286,69	< 0,0001
nbpc	173701	11	3002	19,16	< 0,0001	210,73	< 0,0001
Statistiques analyses Type III							
Année	-	15	3002	12,63	< 0,0001	189,47	< 0,0001
Strate	-	25	3002	49,46	< 0,0001	1236,60	< 0,0001
nbpc	-	11	3002	19,16	< 0,0001	210,73	< 0,0001

Tableau 10. Paramètres estimés provenant des analyses du modèle linéaire généralisé des prises de morue franche (kg/trait) par les bateaux participants au relevé sentinelle par chalut du mois d'août. Seules les estimations des paramètres de différence entre les bateaux sont présentées. LC 95 % de Wald sont les limites de confiance de 95 % de Wald

				LC 95 % de Wald			
NBPC	DL	Estimation	Écart-type	inférieure	supérieure	Chi-square	Pr > Chi-square
5688 (1)	1	-0,0245	0,1527	-0,3238	0,2749	0,03	0,8727
8106 (4)	1	-0,1270	0,3586	-0,8300	0,5759	0,13	0,7232
11502 (2)	1	1,7394	0,2095	1,3288	2,1499	68,96	< 0,0001
11870 (3)	1	0,5535	0,1150	0,3281	0,7789	23,16	< 0,0001
11873 (1)	1	-0,0188	0,1896	-0,3905	0,3529	0,01	0,9210
17354 (3)	1	0,6607	0,1318	0,4023	0,9190	25,12	< 0,0001
17790 (3)	1	0,1329	0,0925	-0,0484	0,3141	2,06	0,1508
64796 (4)	1	-0,2135	0,1887	-0,5833	0,1564	1,28	0,2579
100278 (4)	1	-0,8147	0,2782	-1,3600	-0,2694	8,57	0,0034
151573 (2)	1	1,0624	0,2547	0,5632	1,5616	17,40	< 0,0001
176573 (3)	1	0,6916	0,7153	-0,7104	2,0937	0,93	0,3336
151347	0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	-	-

Facteurs de correction spécifique à chaque bateau: (1) 0; (2) 3,1810; (3) 1,4894; (4) 0,6084

Tableau 11. Critères d'Information d'Akaike (AIC) des analyses du modèle additif généralisé des prises de morue franche (kg/trait) par les bateaux participants au relevé sentinelle par chalut du mois d'août. Les prises ont été adjustées pour la distance chalutée.

Paramètres du modèle	AIC
bateau + s(log.profondeur)	18300
année + bateau + s(log.profondeur)	18126
strate + bateau + s(log.profondeur)	17515
année + strate + bateau + s(log.profondeur)	17332
bateau + s(x; y)	17787
bateau + s(x; y) + s(log.profondeur)	17256
année + bateau + s(x; y) + s(log.profondeur)	17086
strate + bateau + s(x; y) + s(log.profondeur)	17178
année + strate + bateau + s(x; y) + s(log.profondeur)	16979 (*)

(*) modèle selectionné pour les analyses

Tableau 12. Coefficients des paramètres provenant des analyses du modèle additif généralisé des prises de morue franche (kg/trait) par les bateaux participants au relevé sentinelle par chalut du mois d'août.

Bateau	Estimation	Écart-type	Valeur Z	Pr(>|z|)	Facteur de correction
5688	0,1634	0,1616	1,012	0,3118	1,1775
8106	0,203	0,276	0,736	0,4619	1,2251
11502	2,1095	0,2122	9,942	< 2,0E-16	8,2442
11870	0,7446	0,1302	5,719	1,10E-08	2,1055
11873	-0,0942	0,2749	-0,343	0,7319	0,9101
17354	0,9895	0,1698	5,828	5,60E-09	2,6898
17790	0,5345	0,1036	5,159	2,50E-07	1,7066
64796	-0,1498	0,1892	-0,792	0,4285	0,8609
100278	-1,0697	0,1874	-5,707	1,20E-08	0,3431
151573	1,6233	0,259	6,268	3,70E-10	5,0697
176573	0,2442	0,4668	0,523	0,6009	1,2766

Tableau 13. Nombre moyen par trait à l'âge de morue franche du relevé sentinelle au chalut du mois d'août pour le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2018. Les estimations de l'abondance ont été ajustées pour la différence entre les bateaux. Données pour les âges 0 et 1 pourraient inclure des morues Ogac (voir Tableau 5).

Année	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+	Total
2003	0,00	2,25	8,66	8,52	8,11	6,52	5,16	4,82	3,39	1,62	0,42	0,50	0,12	0,13	0,09	0,02	50,34
2004	0,02	0,20	5,96	9,10	9,78	7,33	2,92	2,73	1,94	1,08	0,67	0,15	0,11	0,02	0,04	0,00	42,05
2005	0,00	0,49	0,47	4,13	7,89	6,28	3,14	1,35	0,95	0,47	0,34	0,23	0,05	0,02	0,01	0,01	25,80
2006	0,00	0,16	2,03	1,81	3,45	6,11	3,88	1,89	0,50	0,27	0,15	0,09	0,06	0,00	0,01	0,01	20,41
2007	0,00	0,21	1,17	9,11	10,00	5,27	5,01	1,98	0,96	0,41	0,28	0,08	< 0,01	0,01	0,00	0,00	34,48
2008	0,02	0,42	3,44	6,40	4,85	7,32	2,66	3,72	1,37	0,59	0,14	0,11	0,08	0,00	0,00	0,00	31,13
2009	0,00	0,12	3,07	10,41	9,85	2,54	4,06	1,27	2,39	0,92	0,27	0,08	0,03	0,01	0,01	0,00	35,02
2010	0,00	0,28	1,33	4,39	4,14	4,95	1,33	1,61	0,54	0,62	0,39	0,20	0,00	0,01	0,03	0,00	19,80
2011	0,00	0,15	1,11	5,53	3,53	4,98	5,38	0,80	0,89	0,39	0,53	0,09	0,04	0,00	0,00	0,01	23,44
2012	0,01	0,03	0,74	1,88	3,78	0,87	1,15	1,10	0,20	0,30	0,11	0,16	0,04	< 0,01	< 0,01	0,00	10,38
2013	0,01	0,35	1,24	1,51	2,17	3,51	0,94	0,58	0,23	0,15	0,06	0,03	0,05	0,00	0,00	0,00	10,82
2014	0,00	0,03	0,49	2,29	4,95	3,24	1,86	0,53	0,31	0,24	0,04	0,05	0,01	< 0,01	0,00	< 0,01	14,03
2015	0,00	0,00	0,10	0,61	1,58	1,45	0,90	0,71	0,10	0,08	0,06	0,01	0,02	< 0,01	0,00	0,00	5,62
2016	0,00	0,02	0,08	0,88	1,83	1,36	0,77	0,37	0,25	0,07	0,03	0,02	0,01	< 0,01	0,00	0,00	5,69
2017	0,00	0,13	0,12	0,19	0,55	0,66	0,52	0,24	0,18	0,08	0,02	0,01	0,01	< 0,01	0,00	0,00	2,71
2018	0,00	0,04	0,92	1,56	0,79	0,94	0,59	0,65	0,41	0,15	0,21	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	6,28

Tableau 14. Poids moyen (kg) par âge des morues franches provenant du relevé sentinelle au chalut du mois d'août pour le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2018. Tiret indique qu'aucune morue franche n'a été échantillonée à cet âge. Données pour les âges 0 et 1 pourraient inclure des morues Ogac (voir Tableau 5).

Year	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+	Total
2003	-	0,05	0,11	0,27	0,42	0,73	0,99	1,18	1,44	1,82	1,89	1,95	2,28	2,31	2,78	4,09	0,65
2004	< 0,01	0,05	0,10	0,22	0,36	0,59	0,90	1,10	1,44	1,66	1,79	1,73	1,77	2,07	1,85	-	0,53
2005	-	0,04	0,13	0,28	0,36	0,58	0,84	1,15	1,34	1,55	1,93	2,28	2,27	2,48	3,51	2,30	0,59
2006	-	0,08	0,13	0,23	0,49	0,60	0,79	1,03	1,32	1,44	1,88	1,88	2,20	-	3,16	2,28	0,62
2007	-	0,02	0,12	0,31	0,41	0,67	0,88	1,09	1,31	1,64	1,85	2,43	2,45	3,46	-	-	0,57
2008	< 0,01	0,04	0,11	0,21	0,44	0,62	0,83	1,01	1,37	1,39	1,73	1,89	1,65	-	-	-	0,57
2009	-	0,03	0,13	0,24	0,33	0,53	0,81	1,02	1,28	1,56	1,64	1,80	1,42	2,06	2,16	-	0,49
2010	-	0,02	0,06	0,25	0,37	0,58	0,87	1,16	1,37	1,68	1,65	1,51	-	2,40	1,12	-	0,58
2011	-	0,02	0,09	0,17	0,39	0,55	0,78	1,17	1,39	1,47	1,73	1,75	1,88	-	-	2,10	0,56
2012	0,01	0,02	0,07	0,21	0,32	0,66	0,93	1,19	1,64	1,60	2,49	2,09	2,52	3,05	3,05	-	0,59
2013	< 0,01	0,03	0,09	0,22	0,36	0,51	0,71	0,88	1,49	1,27	1,89	3,52	1,97	-	-	-	0,46
2014	-	0,03	0,15	0,26	0,40	0,64	0,81	1,13	1,36	1,86	2,03	2,22	2,59	4,42	-	4,75	0,56
2015	-	-	0,10	0,25	0,40	0,60	0,90	1,16	1,64	1,94	2,55	3,51	2,76	1,89	-	-	0,69
2016	-	0,05	0,14	0,30	0,44	0,59	0,85	1,12	1,26	1,85	2,43	3,25	3,53	4,16	-	-	0,62
2017	-	0,03	0,06	0,23	0,40	0,57	0,74	1,05	1,46	2,72	2,31	2,55	5,94	4,09	-	-	0,69
2018	-	0,05	0,11	0,18	0,39	0,57	0,71	0,94	1,63	2,02	2,11	1,39	1,96	-	-	-	0,59

Tableau 15. Longueur moyenne (cm) par âge des morues franches provenant du relevé sentinelle au chalut du mois d'août pour le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2018. Tiret indique qu'aucune morue franche n'a été échantillonée à cet âge. Données pour les âges 0 et 1 pourraient inclure des morues Ogac (voir Tableau 5).

Year	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15+	Total
2003	-	18,3	23,2	31,1	35,8	43,0	47,3	50,0	53,2	57,0	57,8	58,8	60,8	61,7	64,7	74,7	38,0
2004	7,1	17,7	22,1	28,5	33,9	40,0	46,2	49,2	53,6	55,7	57,3	56,6	57,4	60,8	58,6	-	35,9
2005	-	16,5	24,1	31,4	33,9	39,6	44,6	49,3	51,8	54,3	58,0	60,6	61,2	63,6	71,0	62,0	38,1
2006	-	20,9	24,4	29,0	38,0	40,6	44,2	48,3	52,2	53,9	58,4	58,6	61,4	-	70,0	63,0	39,5
2007	-	13,5	23,7	32,5	35,7	41,9	45,6	48,9	51,8	55,4	57,3	63,4	64,0	71,5	-	-	38,4
2008	8,1	16,7	23,5	28,4	36,4	40,8	44,9	47,8	52,5	52,9	56,8	58,1	55,8	-	-	-	37,4
2009	-	14,8	24,3	29,9	33,2	38,6	44,7	48,1	51,7	55,0	56,1	57,7	53,0	60,9	62,0	-	35,7
2010	-	13,3	18,5	30,5	34,4	40,0	45,7	50,0	53,0	55,9	56,3	54,9	-	64,0	50,0	-	37,4
2011	-	14,3	21,9	26,8	35,2	39,7	44,5	50,6	53,5	54,7	57,7	58,2	59,7	-	-	62,0	37,7
2012	10,0	13,4	20,1	28,6	33,3	42,0	46,9	51,0	56,7	56,3	63,9	61,3	65,2	70,0	70,0	-	37,5
2013	6,0	15,1	21,4	28,9	34,1	38,4	42,5	45,6	54,0	51,4	58,9	70,7	59,7	-	-	-	35,0
2014	-	15,0	25,1	30,6	35,5	41,2	44,6	49,7	53,1	57,4	60,4	61,3	66,0	78,9	-	80,9	38,3
2015	-	-	22,7	30,2	35,7	40,7	46,3	50,1	55,3	59,1	64,4	72,9	67,1	60,0	-	-	40,9
2016	-	17,8	24,8	32,4	37,1	40,8	45,8	50,0	51,8	58,3	64,7	72,0	74,6	78,9	-	-	40,2
2017	-	16,1	19,5	30,0	35,6	39,8	43,1	48,3	53,0	64,5	61,1	65,0	82,9	76,0	-	-	39,5
2018	-	17,5	23,6	27,7	35,6	40,5	43,3	47,2	55,3	59,4	60,4	53,3	61,0	-	-	-	37,2

Tableau 16. Facteurs du modèle linéaire général pour la standardisation du taux de capture de morue franche du relevé sentinelle à la palangre de 1995 à 2017. Il y a un total de 2 262 observations dans l'analyse.

Facteur	Nombre de niveaux	Valeurs
Année	23	1995 to 2017
Mois	4	Juillet, Août, Septembre, Octobre
Site	44	17, 19, 22, 23, 24, 25, 28, 29, 30, 31, 34, 35,
-	-	40, 45, 50, 51, 52, 53, 60, 61, 65, 68, 71, 72,
-	-	75, 76, 85, 89, 97, 98, 103, 104, 109, 110, 113, 114,
-	-	115, 116, 121, 122, 123, 124, 125, 126

Tableau 17. Analyse des résultats de variance du modèle linéaire général pour la standardisation du taux de capture de morue franche du relevé sentinelle à la palangre de 1995 à 2017. Il y a un total de 2 262 observations dans l'analyse.

Source	DL	Somme des carrés	Moyenne quadratique	Valeur F	Pr > F
Modèle	68	8853,85	130,20	61,14	< 0,0001
Erreur	2193	4670,53	2,13	-	-
Total corrigé	2261	13524,37	-	-	-
Statistiques pour l'Analyse Type I					
année	22	1128,30	51,29	24,08	< 0,0001
mois	3	333,14	111,05	52,14	< 0,0001
site	43	7392,41	171,92	80,72	< 0,0001
Statistiques pour l'Analyse Type III					
année	22	1445,29	65,69	30,85	< 0,0001
mois	3	33,90	11,30	5,31	0,0012
site	43	7392,41	171,92	80,72	< 0,0001

Note: R^2=0,65; Coeff. de var.=47,52; Erreur quad. moyenne=1,46; NPUE Moyenne=3,07

Tableau 18. Prédictions des taux de capture annuels (Moyenne MC, moyenne des moindres carrés du logartihme de kg de morue franche par 1 000 hameçons) provenant du modèle linéaire général pour la standardisation des données de capture et d'effort du relevé sentinelle à la palangre de 1995 à 2017.

Année	Moyenne MC	Année	Moyenne MC
1995	3,416298	2007	2,520062
1996	4,008928	2008	2,362990
1997	4,153538	2009	2,092121
1998	3,217991	2010	1,912409
1999	3,749385	2011	1,631911
2000	3,952161	2012	2,251994
2001	3,675432	2013	1,988590
2002	3,483964	2014	1,776920
2003	3,634168	2015	1,630872
2004	3,749277	2016	2,144122
2005	3,275500	2017	2,247400
2006	3,024916	-	-

Tableau 19. Indices d'abondance standardisés du relevé sentinelle par palangre (nombre par 1000 hameçons) par âge pour la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1995 à 2017. Données pour l'âge 1 pourraient inclure des morues Ogac (voir Tableau 5).

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16+	Total
1995	< 0,01	0,05	0,21	1,46	3,52	5,17	12,94	9,25	5,21	1,96	1,12	0,40	0,13	0,07	0,00	0,00	41,49
1996	0,00	0,00	0,56	2,48	9,84	14,45	12,05	20,80	14,88	5,90	2,82	1,24	0,88	0,20	0,01	0,06	86,19
1997	0,00	0,00	0,23	2,68	8,06	13,23	18,18	17,98	23,45	12,51	4,01	1,23	0,24	0,24	0,20	0,02	102,25
1998	0,00	< 0,01	0,34	1,13	3,00	6,31	6,34	5,30	4,51	5,67	2,80	0,88	0,34	0,09	0,01	0,01	36,71
1999	0,00	< 0,01	0,33	2,95	7,68	7,56	15,44	10,88	9,75	6,62	3,63	0,79	0,41	0,23	0,08	0,05	66,40
2000	0,00	< 0,01	0,39	1,90	7,76	12,05	11,47	19,12	8,59	6,68	6,94	3,47	1,15	0,53	0,04	0,01	80,12
2001	0,00	0,00	0,31	1,52	5,13	7,72	14,89	10,13	7,11	4,24	3,06	2,14	1,28	0,13	0,02	0,02	57,69
2002	0,00	< 0,01	0,58	2,11	6,55	8,22	11,86	10,60	4,50	2,68	1,41	0,90	0,84	0,30	0,16	0,00	50,72
2003	0,00	< 0,01	0,13	1,52	6,60	9,82	11,21	12,31	9,10	3,56	3,46	1,31	1,03	0,48	0,38	0,13	61,04
2004	0,00	< 0,01	0,35	1,88	7,01	9,61	12,95	11,80	12,14	7,00	1,78	2,72	0,87	0,66	0,12	0,32	69,23
2005	0,00	0,00	0,09	0,47	2,56	5,45	7,63	7,97	7,20	4,24	2,90	0,67	0,67	0,18	0,10	0,09	40,23
2006	0,00	0,00	0,11	0,95	3,75	5,51	6,10	5,29	5,11	3,07	2,15	1,64	0,63	0,30	0,07	0,04	34,72
2007	0,00	0,00	0,04	0,53	1,32	4,18	4,90	4,02	1,74	1,99	1,17	0,81	0,62	0,14	0,11	0,02	21,61
2008	0,00	0,00	0,01	0,20	1,57	2,79	4,56	3,49	2,24	1,38	0,59	0,71	0,24	0,10	0,03	0,03	17,95
2009	0,00	< 0,01	0,03	0,41	0,75	3,72	1,80	3,63	1,72	1,43	0,44	0,42	0,21	0,12	0,05	0,00	14,73
2010	0,00	0,00	0,05	0,56	1,97	1,66	3,10	1,67	2,12	1,22	0,42	0,13	0,05	0,02	0,01	0,01	12,98
2011	0,00	0,01	0,14	1,48	2,41	2,59	1,14	1,20	0,80	0,59	0,14	0,07	0,02	0,02	0,00	0,00	10,61
2012	0,00	< 0,01	0,17	1,16	3,74	4,89	3,53	1,37	1,25	0,66	0,53	0,20	0,06	0,04	0,02	0,01	17,63
2013	0,00	0,00	0,01	0,33	1,43	1,98	2,80	2,88	0,97	1,19	0,45	0,45	0,18	0,06	0,01	0,00	12,74
2014	< 0,01	0,02	0,53	2,29	2,27	1,70	1,30	1,02	0,30	0,50	0,20	0,14	0,06	0,01	0,00	0,00	10,35
2015	0,00	0,00	0,04	0,37	1,64	2,33	2,34	1,03	0,83	0,71	0,22	0,20	0,07	0,09	0,03	0,01	9,90
2016	0,00	0,02	0,41	1,77	3,16	4,61	3,86	2,00	0,82	0,59	0,38	0,09	0,09	0,05	0,03	0,00	17,87
2017	0,00	0,00	0,34	1,47	3,27	4,35	2,94	2,06	1,60	0,24	0,24	0,09	0,01	0,02	0,02	0,00	16,64

Tableau 20. Poids moyen (kg) à l'âge des prises de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent du relevé sentinelle à la palangre de 1995 à 2017. Tiret indique qu'aucune morue franche n'a été échantillonée à cet âge.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16+	Moyenne
1995	0,09	0,21	0,35	0,62	0,84	1,07	1,43	1,64	2,18	2,67	2,88	2,94	3,86	3,62	-	-	1,56
1996	-	-	0,49	0,67	1,01	1,26	1,62	1,84	2,06	2,53	3,13	2,79	3,29	4,04	2,32	5,36	1,74
1997	-	-	0,38	0,64	0,96	1,35	1,63	2,08	2,14	2,37	2,75	2,95	3,19	3,49	2,16	4,71	1,87
1998	-	0,33	0,53	0,75	1,09	1,42	1,80	1,95	2,14	2,23	2,61	2,97	3,45	3,26	6,15	5,10	1,87
1999	-	0,28	0,54	0,81	1,04	1,43	1,68	2,04	2,06	2,25	2,61	3,25	3,26	2,98	3,08	5,08	1,79
2000	-	0,14	0,53	0,75	1,01	1,33	1,65	1,84	2,20	2,39	2,10	2,56	3,04	2,73	3,99	5,16	1,78
2001	-	-	0,59	0,77	0,97	1,36	1,76	2,00	2,31	2,43	2,68	2,66	2,80	4,02	6,22	4,79	1,88
2002	-	0,23	0,53	0,72	1,06	1,36	1,70	2,07	2,25	2,70	2,75	2,82	2,56	3,24	2,24	-	1,76
2003	-	0,15	0,43	0,61	0,90	1,24	1,57	1,96	2,30	2,51	2,69	3,06	2,53	3,10	2,88	3,07	1,80
2004	-	0,38	0,49	0,67	0,88	1,13	1,51	1,78	1,91	2,36	2,70	2,44	2,89	2,91	3,34	3,00	1,68
2005	-	-	0,60	0,67	0,89	1,23	1,47	1,76	1,96	2,22	2,30	2,73	2,60	2,97	2,94	2,77	1,73
2006	-	-	0,45	0,62	0,86	1,16	1,43	1,74	1,89	2,11	2,49	2,46	2,58	2,79	2,59	2,75	1,63
2007	-	-	0,46	0,61	0,79	1,10	1,36	1,65	1,91	2,05	2,54	2,45	2,68	2,61	3,23	2,88	1,58
2008	-	-	0,31	0,68	0,82	1,14	1,44	1,84	2,04	2,26	2,24	2,50	3,13	2,76	2,39	2,80	1,65
2009	-	0,18	0,37	0,57	0,78	1,08	1,24	1,65	1,74	2,22	2,25	2,28	2,63	2,92	2,47	-	1,51
2010	-	-	0,37	0,67	0,87	1,17	1,41	1,59	1,79	1,94	1,92	2,37	2,11	2,76	3,61	2,15	1,43
2011	-	0,09	0,51	0,76	1,02	1,27	1,63	1,68	1,71	2,12	2,44	1,55	2,28	2,50	-	-	1,32
2012	-	0,24	0,51	0,71	1,07	1,38	1,60	1,89	2,04	2,44	2,30	2,12	2,61	1,95	2,70	3,19	1,47
2013	-	-	0,71	0,82	0,88	1,18	1,42	1,69	1,94	2,13	2,32	2,59	2,72	2,55	2,63	-	1,57
2014	-	0,31	0,43	0,81	1,13	1,25	1,63	1,75	2,08	2,32	2,45	2,64	3,25	2,97	4,93	-	1,56
2015	-	-	0,43	0,58	0,84	1,10	1,32	1,71	1,92	2,33	2,43	2,91	3,03	2,94	2,55	3,67	1,41
2016	-	0,24	0,64	0,85	1,01	1,23	1,42	1,65	2,05	2,21	2,69	3,14	2,56	2,71	2,79	4,02	1,35
2017	-	-	0,63	0,87	1,12	1,31	1,61	1,77	2,02	2,41	1,91	2,68	3,07	1,96	4,01	-	1,43

Tableau 21. Estimations du modèle de population, au début de l'année, de la biomasse de la population (t) par âge du stock de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent (1971 à 2019). Biomasse des morues franches de 3 ans et +, de 5 ans et + et la BSR sont également présentées. Pour 2019, un tiret indique qu'il n'y a pas encore d'estimation disponible.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	3+	5+	BSR
1971	6519	26435	33668	38797	43170	40653	19226	12854	11299	4938	6659	237700	177597	174004
1972	10813	13838	36829	35022	34738	31937	29761	14078	7625	6591	6612	217029	166363	164592
1973	14372	22691	21827	35907	27360	22350	20385	17455	7718	3504	6321	185518	141000	135999
1974	11507	28154	31290	21501	30063	18365	13813	11472	8911	3675	6069	173313	113869	128476
1975	26072	24374	35987	32379	17487	20504	11878	8484	6693	5057	4327	167170	106809	122322
1976	39179	39412	27846	34849	27876	12662	13775	7095	5263	4642	5021	178440	111183	124111
1977	46867	72610	69937	37072	33614	19556	8952	8005	4282	2866	5015	261908	119361	155508
1978	36561	83166	106309	98902	40967	26571	15510	7480	6496	4152	6192	395744	206270	248909
1979	21388	58843	121572	120664	97093	29552	17904	10114	5048	4772	6167	471729	291314	330775
1980	15213	49513	77834	136738	103324	65379	20609	12647	6014	2604	6381	481043	353696	367798
1981	27133	38044	82554	96525	131007	76273	43228	14777	8056	3652	5451	499567	378969	400038
1982	46483	59137	59564	93566	86992	96186	51970	29204	8882	5196	5636	496333	377632	393824
1983	29421	93019	97721	65676	82221	63246	64756	35996	16331	5771	9373	534109	343369	387162
1984	23882	44102	103664	99921	54201	56407	40479	42153	20377	10133	9877	481312	333547	367909
1985	33013	49591	60612	116866	91909	40110	40405	27395	22794	11427	16525	477634	367432	378882
1986	21261	45412	68654	63782	107594	72384	27319	30962	14137	12647	15738	458628	344563	366638
1987	22800	39628	55168	63565	52710	74532	49459	18357	14074	7417	14839	389749	294953	312073
1988	28436	36441	46755	54970	52688	36524	48645	31121	10916	6454	15145	339660	256464	270595
1989	25986	39371	45933	49124	48592	36300	22965	28857	14260	5442	11450	302294	216990	231825
1990	24718	41669	46007	45573	39936	30428	20465	12490	12468	5808	6972	261815	174139	189792
1991	14659	36487	51806	45126	33424	21234	15029	9789	4671	4558	4263	226388	138095	155890
1992	13993	23751	35980	47555	30746	16430	9616	6822	3819	1839	2622	179179	119449	129432
1993	10674	22857	27043	35088	33822	15725	7682	4390	2940	1272	1812	152632	102732	110505
1994	11332	19069	24377	25997	31310	26358	11702	5557	2524	1916	1744	150553	107108	111091
1995	7009	17763	24427	24396	23134	25844	19952	9196	4020	1807	2792	153333	111142	115661
1996	15611	14394	22055	25997	23009	19682	21089	15389	6505	2822	3269	154210	117762	120908
1997	9201	21224	19896	26731	25343	20818	17459	17235	10315	4129	3219	166369	125249	125987
1998	7274	19738	22371	20994	26772	22014	17075	14217	11058	6739	4102	165080	122971	123853
1999	8895	17152	27144	28257	18204	22016	16643	12154	8228	6097	5722	161617	117320	117994
2000	6262	17959	22846	30626	27983	14954	16326	11631	6575	4263	6473	159635	118830	117313
2001	7128	11958	23858	26407	29013	23877	11523	12103	6650	3727	6192	155311	119494	118931
2002	5656	11058	15411	24460	22833	21388	16745	7320	6415	3385	5586	134600	108131	105860
2003	7790	12991	16321	16994	20973	17168	14698	10974	3772	3008	4478	121376	92065	92159

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	3+	5+	BSR
2004	4434	16302	16584	17966	14210	16809	13166	10538	6577	2311	3784	118247	85361	85732
2005	6931	9854	19383	17163	15448	10207	11106	8516	5605	3274	3124	103681	74443	75492
2006	3302	9099	13661	22646	15466	11582	6978	7007	4069	2515	2618	95641	72881	70836
2007	4662	6851	10888	14089	20042	11413	7528	4193	3006	1905	2331	82247	64508	63519
2008	3454	6876	7783	11883	9705	13479	7265	4418	1788	1221	1848	66266	51607	50714
2009	2333	6880	10240	6831	8194	5794	7951	4164	1929	883	1164	54030	36910	38099
2010	1760	6158	9816	11745	4997	5621	3689	4922	1872	862	728	50409	34435	34366
2011	2629	5266	5773	9928	8927	3659	3628	2378	2464	776	626	43424	32385	31416
2012	3025	6185	8409	6144	7400	6232	2234	2210	1119	1152	761	41845	27251	28094
2013	1950	5373	7326	9774	4265	4313	3669	1348	1341	527	1079	39015	26317	26032
2014	3224	6894	7470	7614	7199	2679	2612	2201	825	796	979	39271	24907	25178
2015	1625	4746	7989	8172	6219	5158	1925	1805	1360	446	960	38779	26044	26229
2016	946	2264	5368	8803	6094	4253	3293	1115	1072	667	613	33543	25911	25062
2017	2557	1498	3262	5376	5779	3601	2475	1917	566	483	716	25672	20913	20314
2018	2401	3188	1799	3128	2920	2957	1656	1490	1036	196	711	19082	14096	13859
2019	-	4184	4319	1866	1955	1642	1547	857	745	500	530	18147	9643	-

Tableau 22. Le taux de mortalité instantanée par pêche à l'âge pour le stock de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent basé sur les estimations du modèle pour 1971 à 2018.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	5 to 8	9+
1971	0,00023	0,00433	0,06768	0,29330	0,35571	0,35974	0,35995	0,35996	0,35996	0,35996	0,35996	0,33161	0,35996
1972	0,00034	0,00632	0,09867	0,42758	0,51856	0,52443	0,52474	0,52476	0,52476	0,52476	0,52476	0,48542	0,52476
1973	0,00031	0,00587	0,09160	0,39695	0,48140	0,48686	0,48715	0,48716	0,48716	0,48716	0,48716	0,44253	0,48716
1974	0,00034	0,00636	0,09935	0,43053	0,52214	0,52805	0,52837	0,52838	0,52839	0,52839	0,52839	0,48959	0,52838
1975	0,00030	0,00557	0,08700	0,37700	0,45721	0,46239	0,46266	0,46268	0,46268	0,46268	0,46268	0,41362	0,46268
1976	0,00007	0,00140	0,02536	0,25771	0,49779	0,52345	0,52488	0,52495	0,52496	0,52496	0,52496	0,37217	0,52496
1977	0,00004	0,00077	0,01396	0,14189	0,27406	0,28820	0,28898	0,28902	0,28902	0,28902	0,28902	0,20567	0,28902
1978	0,00004	0,00081	0,01460	0,14843	0,28670	0,30148	0,30230	0,30234	0,30235	0,30235	0,30235	0,18790	0,30235
1979	0,00004	0,00076	0,01377	0,13993	0,27028	0,28422	0,28499	0,28503	0,28504	0,28504	0,28504	0,19266	0,28503
1980	0,00003	0,00061	0,01111	0,11287	0,21802	0,22926	0,22988	0,22992	0,22992	0,22992	0,22992	0,16073	0,22992
1981	0,00003	0,00065	0,01173	0,11925	0,23034	0,24222	0,24288	0,24291	0,24291	0,24291	0,24291	0,18991	0,24291
1982	0,00003	0,00056	0,01018	0,10345	0,19982	0,21012	0,21070	0,21073	0,21073	0,21073	0,21073	0,16688	0,21073
1983	0,00003	0,00066	0,01197	0,12161	0,23490	0,24701	0,24768	0,24772	0,24772	0,24772	0,24772	0,19833	0,24772
1984	0,00003	0,00056	0,01022	0,10389	0,20066	0,21101	0,21158	0,21161	0,21162	0,21162	0,21162	0,14591	0,21161
1985	0,00003	0,00057	0,01041	0,10576	0,20429	0,21482	0,21541	0,21544	0,21544	0,21544	0,21544	0,15372	0,21544
1986	0,00003	0,00060	0,01091	0,11093	0,21427	0,22532	0,22593	0,22596	0,22597	0,22597	0,22597	0,18503	0,22597
1987	0,00003	0,00063	0,01138	0,11568	0,22344	0,23497	0,23560	0,23564	0,23564	0,23564	0,23564	0,19064	0,23564
1988	0,00004	0,00075	0,01368	0,13908	0,26865	0,28250	0,28327	0,28331	0,28331	0,28331	0,28331	0,22301	0,28331
1989	0,00005	0,00101	0,01829	0,18590	0,35909	0,37760	0,37863	0,37868	0,37868	0,37868	0,37868	0,29365	0,37868
1990	0,00007	0,00126	0,02291	0,23289	0,44984	0,47304	0,47432	0,47439	0,47440	0,47440	0,47440	0,36165	0,47440
1991	0,00007	0,00139	0,02512	0,25526	0,49306	0,51848	0,51989	0,51996	0,51997	0,51997	0,51997	0,37923	0,51997
1992	0,00007	0,00133	0,02410	0,24489	0,47303	0,49742	0,49877	0,49884	0,49885	0,49885	0,49885	0,34862	0,49884
1993	0,00001	0,00016	0,00288	0,02923	0,05646	0,05938	0,05954	0,05955	0,05955	0,05955	0,05955	0,04303	0,05955
1994	0,00003	0,00013	0,00055	0,00218	0,00706	0,01452	0,01920	0,02074	0,02113	0,02122	0,02124	0,00770	0,02094
1995	0,00002	0,00009	0,00040	0,00159	0,00512	0,01054	0,01394	0,01505	0,01534	0,01540	0,01542	0,00632	0,01518
1996	0,00002	0,00009	0,00037	0,00148	0,00478	0,00984	0,01301	0,01405	0,01431	0,01438	0,01439	0,00583	0,01415
1997	0,00003	0,00013	0,00057	0,00227	0,00733	0,01508	0,01993	0,02153	0,02194	0,02203	0,02205	0,00815	0,02172
1998	0,00005	0,00021	0,00091	0,00365	0,01180	0,02428	0,03210	0,03467	0,03532	0,03548	0,03551	0,01419	0,03508
1999	0,00011	0,00048	0,00203	0,00811	0,02621	0,05393	0,07130	0,07701	0,07846	0,07880	0,07888	0,02782	0,07797
2000	0,00013	0,00054	0,00232	0,00926	0,02993	0,06159	0,08143	0,08795	0,08961	0,09000	0,09009	0,03009	0,08906
2001	0,00014	0,00058	0,00249	0,00995	0,03214	0,06613	0,08743	0,09443	0,09621	0,09663	0,09672	0,03382	0,09552
2002	0,00012	0,00051	0,00218	0,00873	0,02819	0,05801	0,07669	0,08284	0,08440	0,08476	0,08485	0,03193	0,08392
2003	0,00001	0,00003	0,00012	0,00047	0,00151	0,00311	0,00411	0,00444	0,00453	0,00455	0,00455	0,00184	0,00449
2004	0,00007	0,00029	0,00122	0,00487	0,01575	0,03241	0,04285	0,04628	0,04715	0,04736	0,04740	0,01752	0,04675

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	5 to 8	9+
2005	0,00010	0,00042	0,00179	0,00717	0,02317	0,04766	0,06301	0,06806	0,06934	0,06965	0,06972	0,02305	0,06882
2006	0,00012	0,00053	0,00225	0,00899	0,02905	0,05977	0,07902	0,08535	0,08695	0,08733	0,08742	0,02544	0,08627
2007	0,00007	0,00031	0,00133	0,00531	0,01717	0,03533	0,04671	0,05046	0,05140	0,05163	0,05168	0,01907	0,05107
2008	0,00009	0,00040	0,00168	0,00674	0,02176	0,04478	0,05920	0,06395	0,06515	0,06543	0,06550	0,02577	0,06456
2009	0,00001	0,00004	0,00017	0,00068	0,00221	0,00454	0,00601	0,00649	0,00661	0,00664	0,00664	0,00273	0,00655
2010	0,00001	0,00003	0,00014	0,00056	0,00179	0,00369	0,00488	0,00527	0,00537	0,00539	0,00540	0,00157	0,00531
2011	0,00001	0,00004	0,00016	0,00064	0,00206	0,00424	0,00561	0,00606	0,00618	0,00620	0,00621	0,00181	0,00613
2012	0,00001	0,00006	0,00026	0,00106	0,00341	0,00703	0,00929	0,01003	0,01022	0,01027	0,01028	0,00349	0,01014
2013	0,00001	0,00005	0,00021	0,00085	0,00275	0,00566	0,00748	0,00808	0,00824	0,00827	0,00828	0,00230	0,00819
2014	0,00001	0,00005	0,00020	0,00081	0,00262	0,00540	0,00714	0,00771	0,00785	0,00789	0,00789	0,00220	0,00778
2015	0,00001	0,00005	0,00020	0,00078	0,00252	0,00519	0,00687	0,00742	0,00756	0,00759	0,00760	0,00218	0,00750
2016	0,00001	0,00005	0,00023	0,00090	0,00292	0,00601	0,00794	0,00858	0,00874	0,00878	0,00879	0,00254	0,00869
2017	0,00001	0,00003	0,00011	0,00045	0,00146	0,00301	0,00398	0,00430	0,00438	0,00440	0,00441	0,00142	0,00433
2018	0,00001	0,00004	0,00016	0,00063	0,00204	0,00421	0,00556	0,00601	0,00612	0,00615	0,00615	0,00226	0,00606

Tableau 23. Estimations du modèle, au début de l'année, de l'abondance de la population (milliers) par âge du stock de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2018.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	3+	5+
1971	97306	103260	60015	41852	32779	21880	6996	3303	2289	900	1379	274654	111379
1972	159008	63475	67083	36596	26099	19205	12767	4082	1657	1148	1143	233255	102697
1973	165193	101299	40197	38734	19841	12919	9451	6281	1748	709	981	232160	90664
1974	157631	102008	62207	22656	21413	10080	6528	4774	2826	786	761	234039	69824
1975	420521	95962	61727	34300	11912	10272	4807	3112	2080	1231	674	226078	68389
1976	495939	261003	59247	35130	18609	5964	5117	2394	1455	973	891	390782	70533
1977	608663	319869	168118	37259	20917	8715	2722	2332	1055	641	821	562449	74462
1978	425124	405686	213043	110505	24531	12067	4957	1547	1288	582	807	775013	156284
1979	375225	288448	275049	142461	72242	13966	6769	2778	824	686	740	803964	240467
1980	298290	255220	196055	184532	94274	41963	8000	3875	1467	435	753	786574	335299
1981	577301	204538	174903	132955	124887	57434	25280	4817	2099	795	644	728350	348909
1982	628151	399574	141483	119650	88227	74160	33703	14824	2518	1097	752	875989	334932
1983	330570	442949	281615	98761	78380	52486	43665	19833	7886	1340	984	1027898	303334
1984	351204	234583	314134	197473	63024	44661	29546	24564	9768	3884	1144	922783	374066
1985	358837	246720	164706	218440	129632	37556	26340	17416	11884	4726	2433	859853	448427
1986	322133	245470	168682	111507	144422	77665	22265	15606	8097	5525	3328	802566	388414
1987	296105	213055	162258	110357	73515	85866	45668	13084	6957	3609	3947	718316	343003
1988	299328	191795	137919	103913	71009	42470	49038	26064	5767	3066	3330	634371	304657
1989	324822	189282	121196	86032	63519	38131	22492	25951	11141	2465	2734	562942	252464
1990	262955	205265	119499	75203	48761	30277	17842	10514	9926	4261	1989	523537	198773
1991	178767	167369	130494	74343	39886	20818	12630	7433	3555	3357	2113	461997	164134
1992	157221	114186	106765	81291	38385	16236	8261	5005	2343	1121	1724	375315	154364
1993	142324	101587	73687	67348	41962	15773	6511	3308	1620	758	921	313474	138200
1994	145277	92566	66061	47788	43127	26149	9800	4045	1694	829	860	292918	134292
1995	97341	97066	61841	44116	31178	28000	16851	6286	2157	903	900	289298	130391
1996	148680	66026	65835	41931	29052	20459	18275	10961	3350	1149	960	257996	126136
1997	148399	102530	45528	45384	27607	19064	13358	11894	5861	1791	1127	274145	126086
1998	129897	102803	71020	31523	29813	18044	12364	8622	6414	3159	1573	285335	111512
1999	120196	90274	71433	49314	20569	19296	11534	7842	4672	3474	2562	280968	119262
2000	79261	83143	62422	49317	32164	13175	12022	7062	4092	2434	3144	268975	123410
2001	96321	55362	58049	43505	31918	20391	8092	7239	3485	2016	2747	232804	119392

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12+	3+	5+
2002	106714	68257	39214	41039	27345	19622	12117	4707	3381	1625	2220	219528	112057
2003	146984	75970	48573	27859	24879	16258	11323	6863	2158	1548	1759	217191	92648
2004	76454	103174	53325	34092	16428	14655	9561	6653	3406	1071	1641	244005	87506
2005	73736	51865	69976	36133	20088	9575	8401	5424	3107	1589	1265	207424	85583
2006	45239	49183	34584	46596	21274	11640	5414	4678	2291	1311	1204	178173	94407
2007	77706	30179	32796	23022	26511	11864	6295	2872	1859	909	997	137303	74329
2008	66414	52892	20537	22295	12364	14070	6183	3243	1114	721	739	134157	60728
2009	44860	44970	35803	13884	11542	6305	7012	3037	1234	423	555	124764	43991
2010	80012	30037	30110	23969	7018	5825	3175	3526	1223	497	394	105774	45627
2011	62591	52664	19770	19816	12365	3616	2996	1631	1372	476	347	115052	42618
2012	67214	40960	34462	12935	9853	6140	1792	1482	675	568	341	109208	33786
2013	72216	44038	26835	22573	6024	4578	2842	828	666	303	408	109095	38222
2014	46061	46581	28404	17305	10633	2832	2146	1330	382	308	328	110250	35266
2015	27535	28939	29264	17842	8426	5168	1373	1038	612	176	293	93130	34928
2016	16887	17553	18447	18652	8560	4035	2468	655	442	260	199	71271	35271
2017	36013	11011	11445	12026	8678	3974	1868	1140	253	171	178	50745	28288
2018	33821	23438	7166	7448	5300	3820	1747	820	476	105	145	50466	19862

11 FIGURES

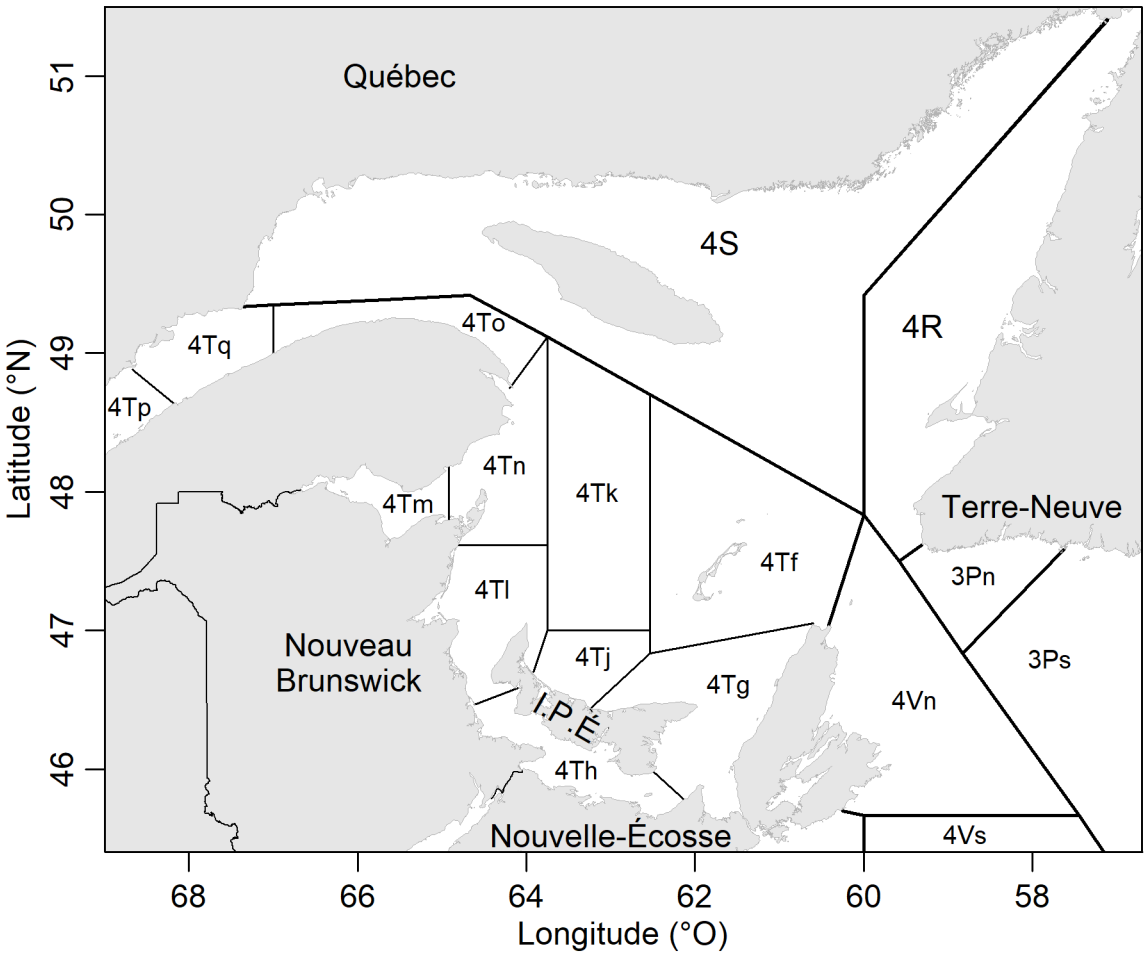

Figure 1. Divisions de l'OPANO dans la région du golfe du Saint-Laurent. Les zones unitaires sont indiquées pour la Division 4T.

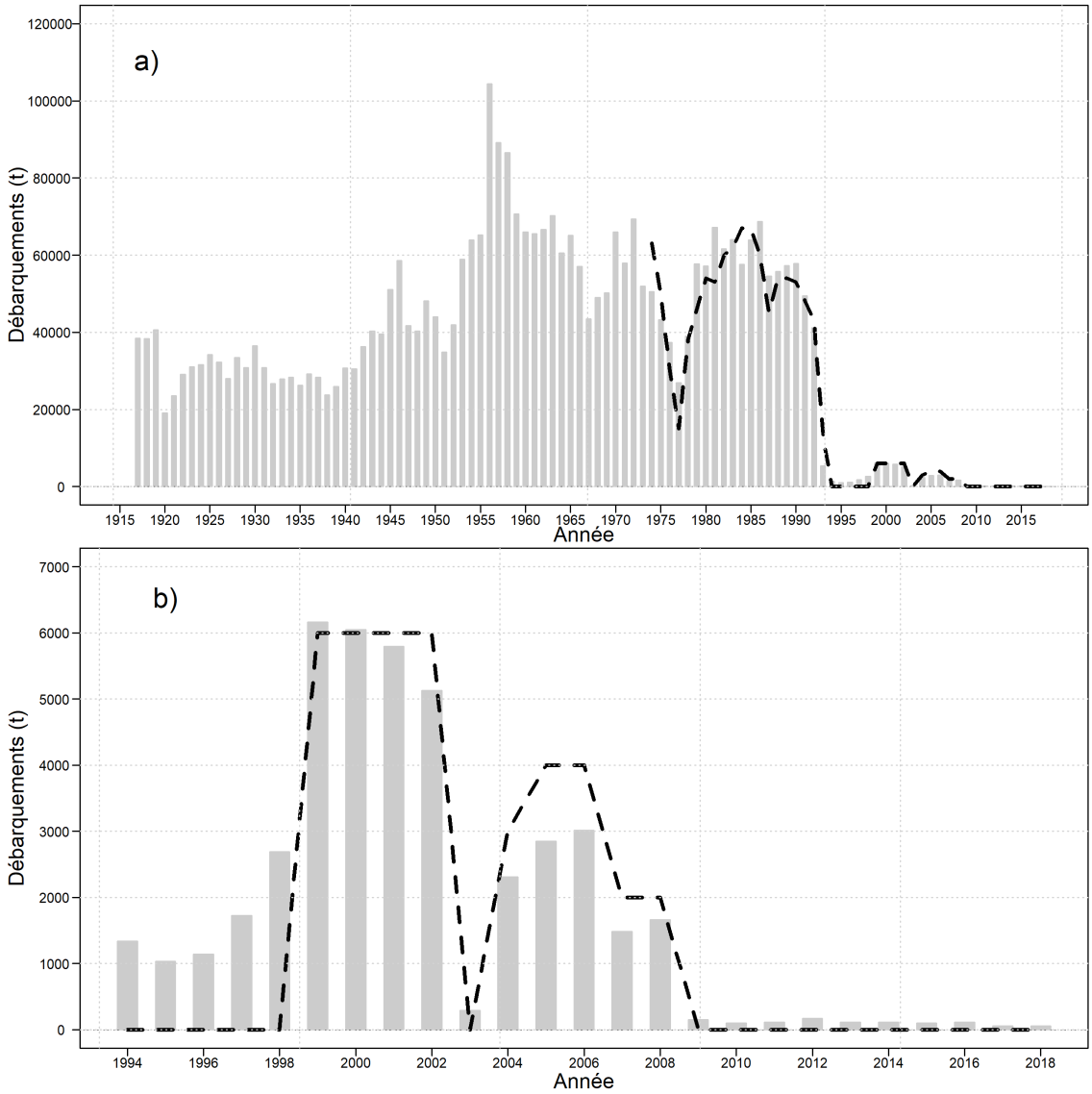

Figure 2. Débarquements (t, barres verticales grises) et Total Autorisé des Captures (t, lignes pointillées) de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent (4T et 4VN (novembre à avril)), 1917 à 2018 (panneau supérieur a)). Le panneau inférieur b) montre les valeurs pour 1994 à 2018.

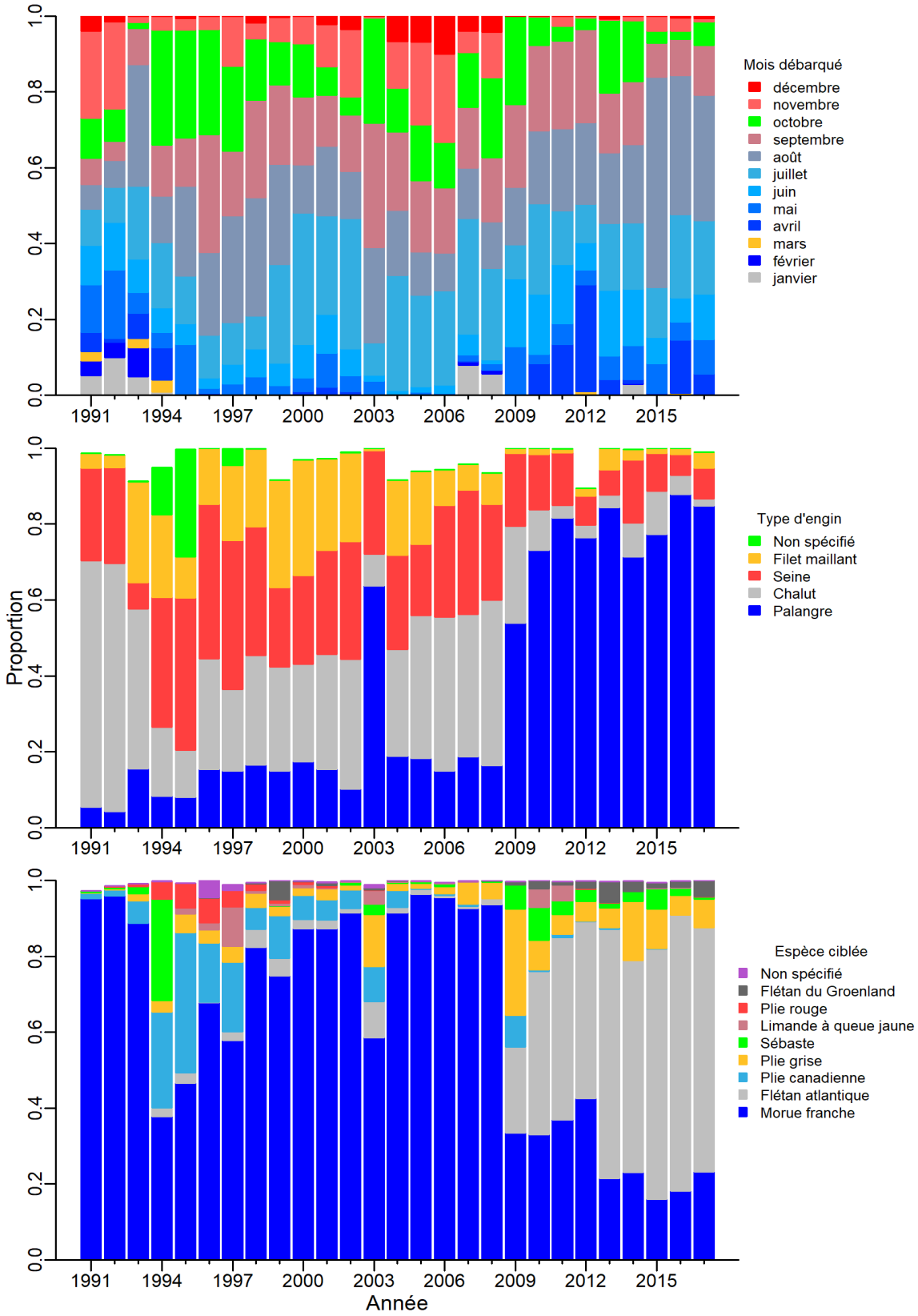

Figure 3. Proportion des débarquements annuels de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent dans les divisions 4T et 4VN de l'OPANO par mois (panneau du haut), par type d'engin de pêche (panneau du milieu) et par espèce ciblée (panneau du bas), 1991 à 2017.

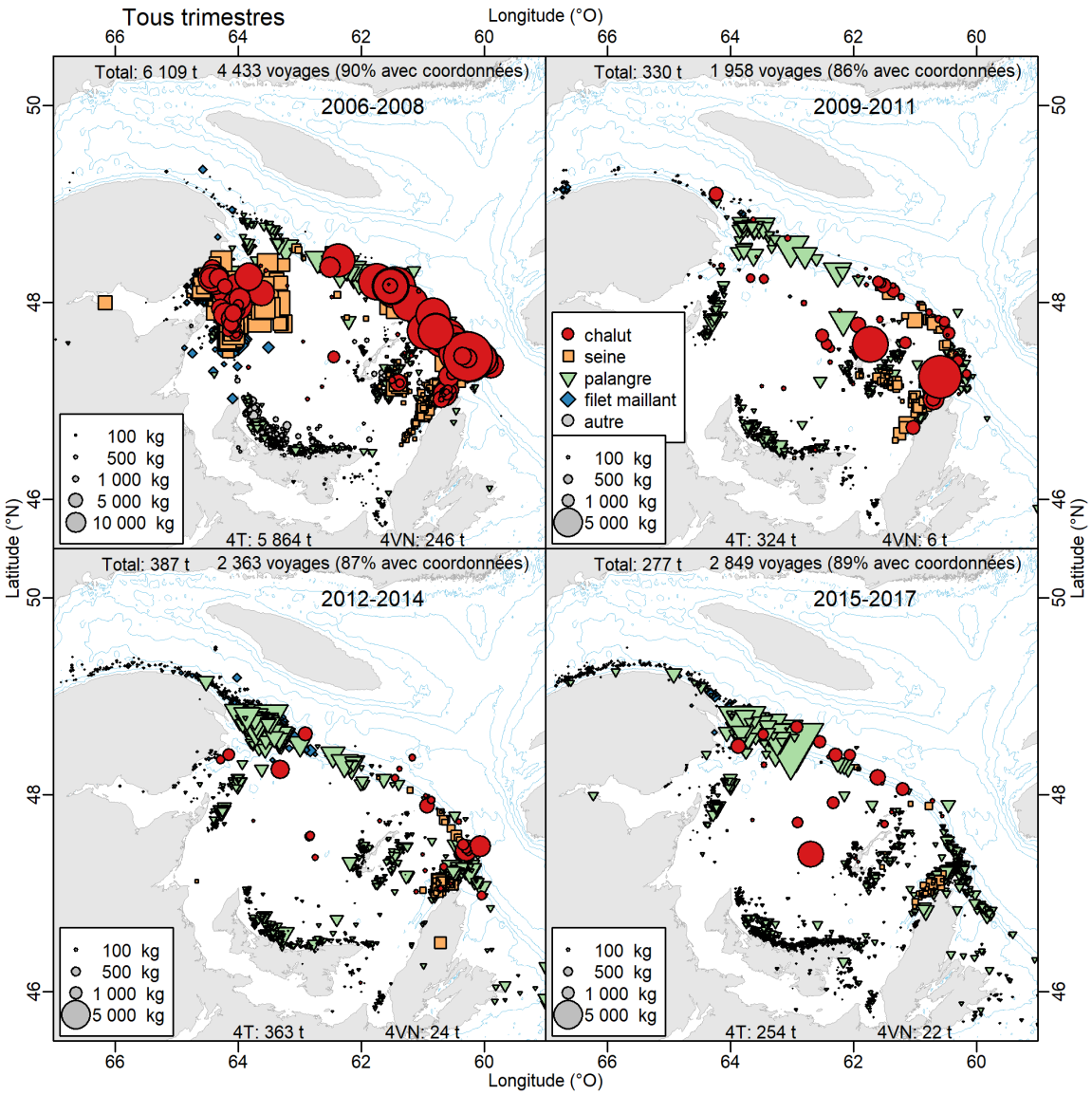

Figure 4. Situation géographique des captures de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent par type d'engin dans les divisions 4T et 4VN de l'OPANO, 2006 à 2017, tous les mois. Notez que l'échelle des symboles est différente pour la période 2006 à 2008 où il y avait encore une pêche commerciale dans la région et pour la période post-2009 où un moratoire était en vigueur. Pour chaque période, le nombre de sorties de pêche où la morue franche a été pêchée est présenté, ainsi que le pourcentage de sorties pour lesquelles des coordonnées géographiques étaient disponibles. De plus, la capture totale de morue franche pour chaque période apparaît dans le coin supérieur gauche de la carte et la capture pour les divisions 4T et 4VN de l'OPANO apparaît en bas de la carte.

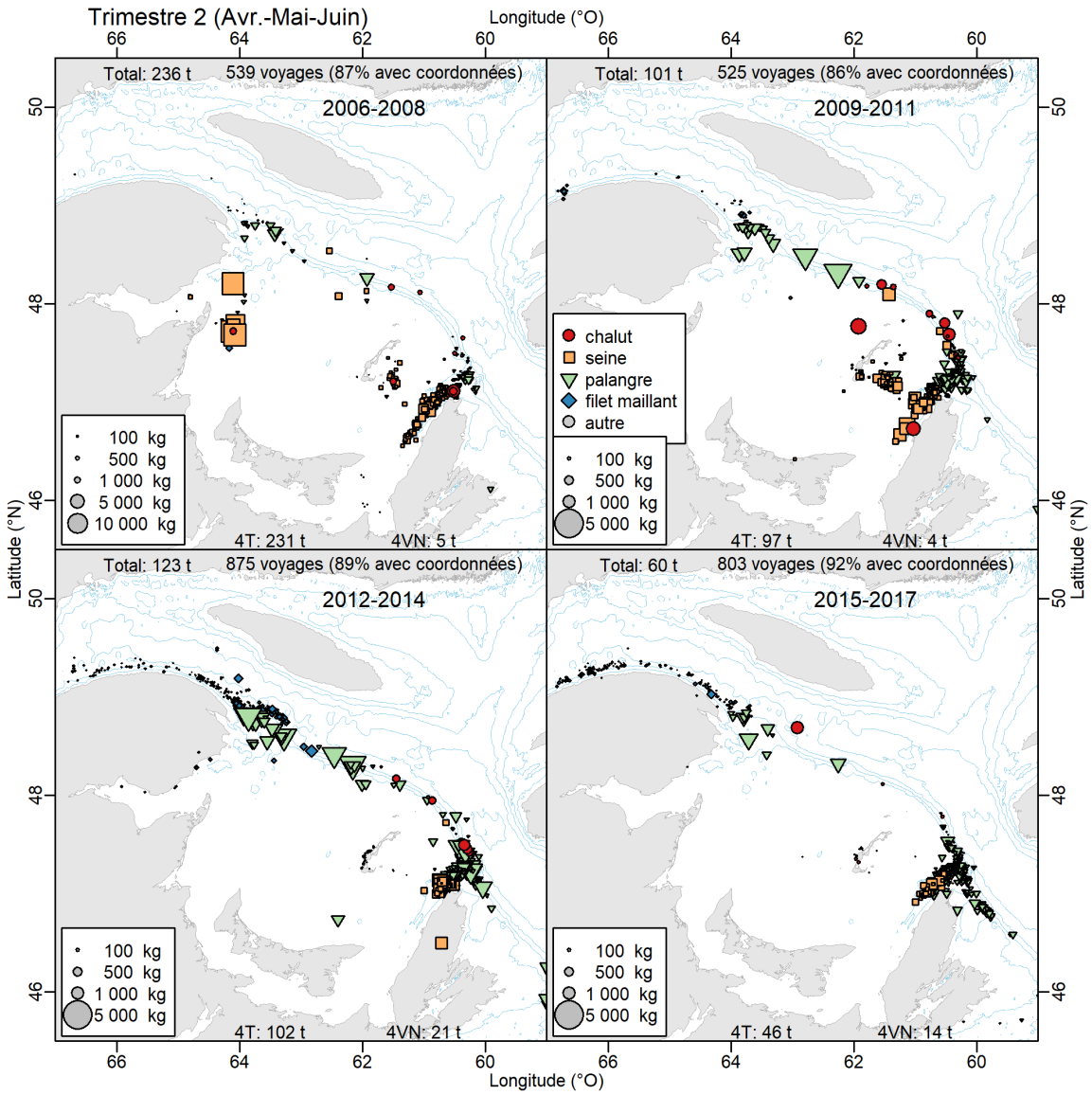

Figure 5. Situation géographique des captures de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent par type d'engin dans les divisions 4T et 4VN de l'OPANO, 2006 à 2017, deuxième trimestre (avril à juin). Notez que l'échelle des symboles est différente pour la période 2006 à 2008 où il y avait encore une pêche commerciale dans la région et pour la période post-2009 où un moratoire était en vigueur. Pour chaque période, le nombre de sorties de pêche où la morue franche a été pêchée est présenté, ainsi que le pourcentage de sorties pour lesquelles des coordonnées géographiques étaient disponibles. De plus, la capture totale de morue franche pour chaque période apparaît dans le coin supérieur gauche de la carte et la capture pour les divisions 4T et 4VN de l'OPANO apparaît en bas de la carte.

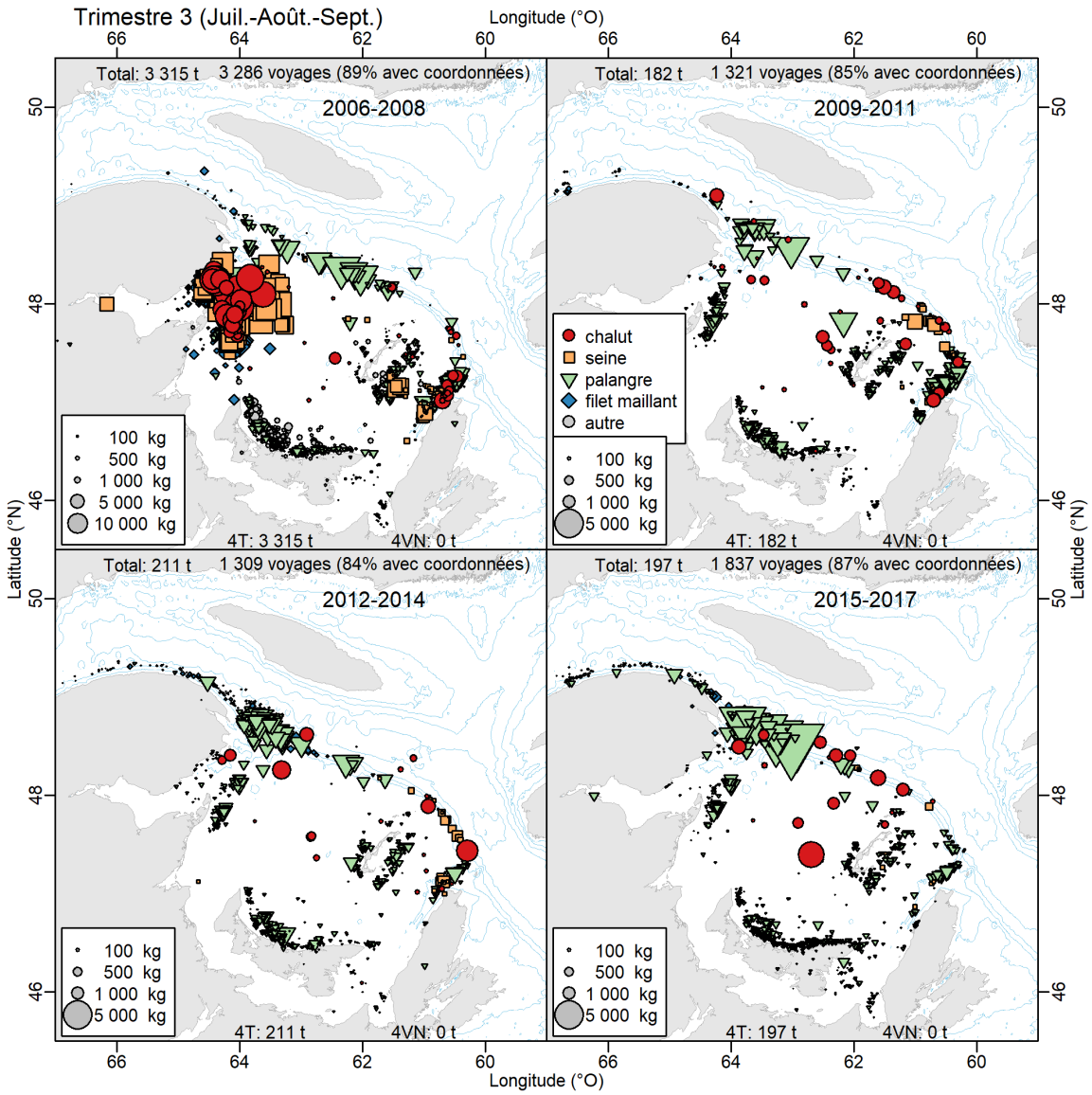

Figure 6. Situation géographique des captures de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent par type d'engin dans les divisions 4T et 4VN de l'OPANO, 2006 à 2017, troisième trimestre (juillet à septembre). Notez que l'échelle des symboles est différente pour la période 2006 à 2008 où il y avait encore une pêche commerciale dans la région et pour la période post-2009 où un moratoire était en vigueur. Pour chaque période, le nombre de sorties de pêche où la morue franche a été pêchée est présenté, ainsi que le pourcentage de sorties pour lesquelles des coordonnées géographiques étaient disponibles. De plus, la capture totale de morue franche pour chaque période apparaît dans le coin supérieur gauche de la carte et la capture pour les divisions 4T et 4VN de l'OPANO apparaît en bas de la carte.

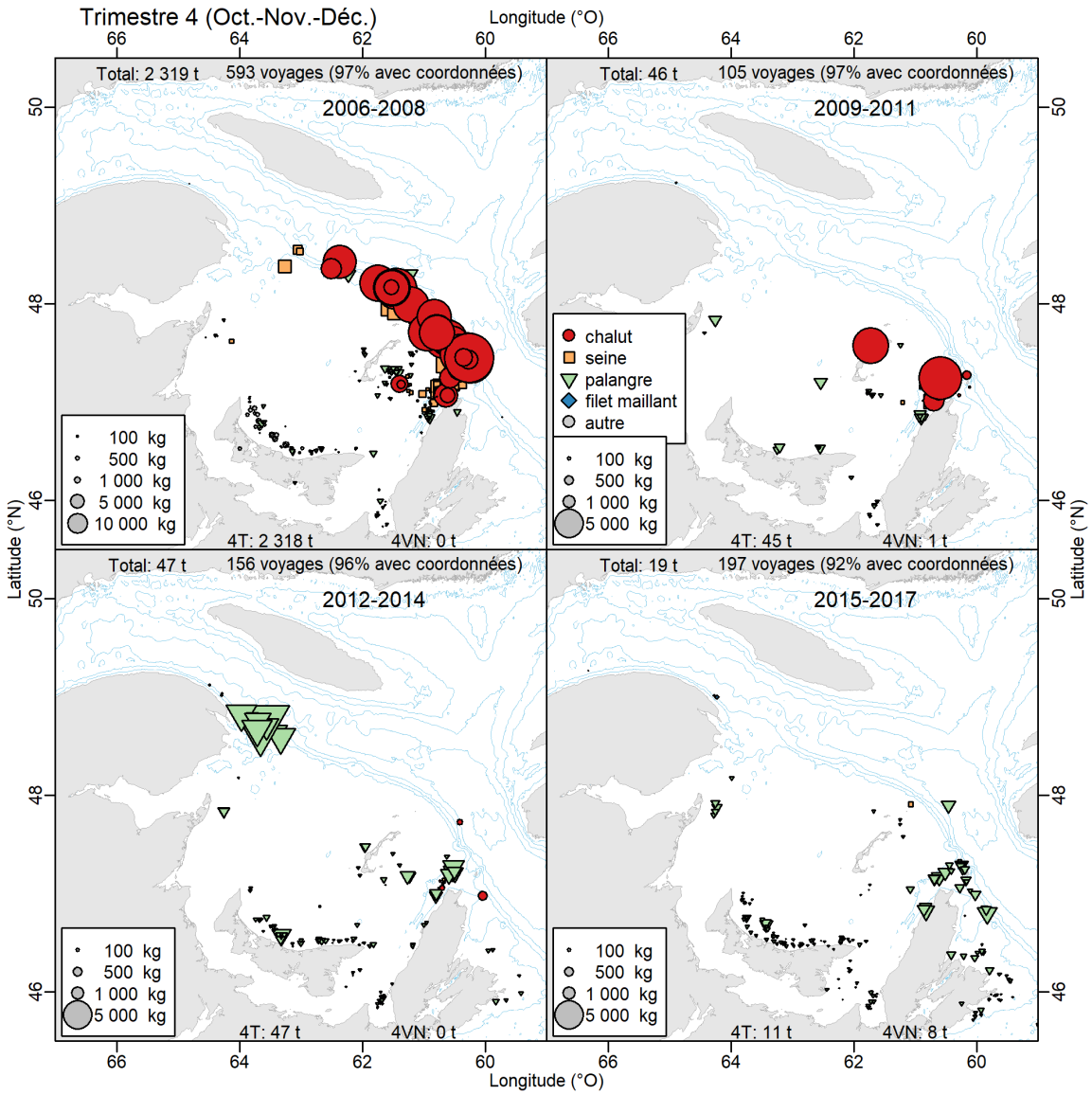

Figure 7. Situation géographique des captures de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent par type d'engin dans les divisions 4T et 4VN de l'OPANO, 2006 à 2017, quatrième trimestre (octobre à décembre). Notez que l'échelle des symboles est différente pour la période 2006 à 2008 où il y avait encore une pêche commerciale dans la région et pour la période post-2009 où un moratoire était en vigueur. Pour chaque période, le nombre de sorties de pêche où la morue franche a été pêchée est présenté, ainsi que le pourcentage de sorties pour lesquelles des coordonnées géographiques étaient disponibles. De plus, la capture totale de morue franche pour chaque période apparaît dans le coin supérieur gauche de la carte et la capture pour les divisions 4T et 4VN de l'OPANO apparaît en bas de la carte.

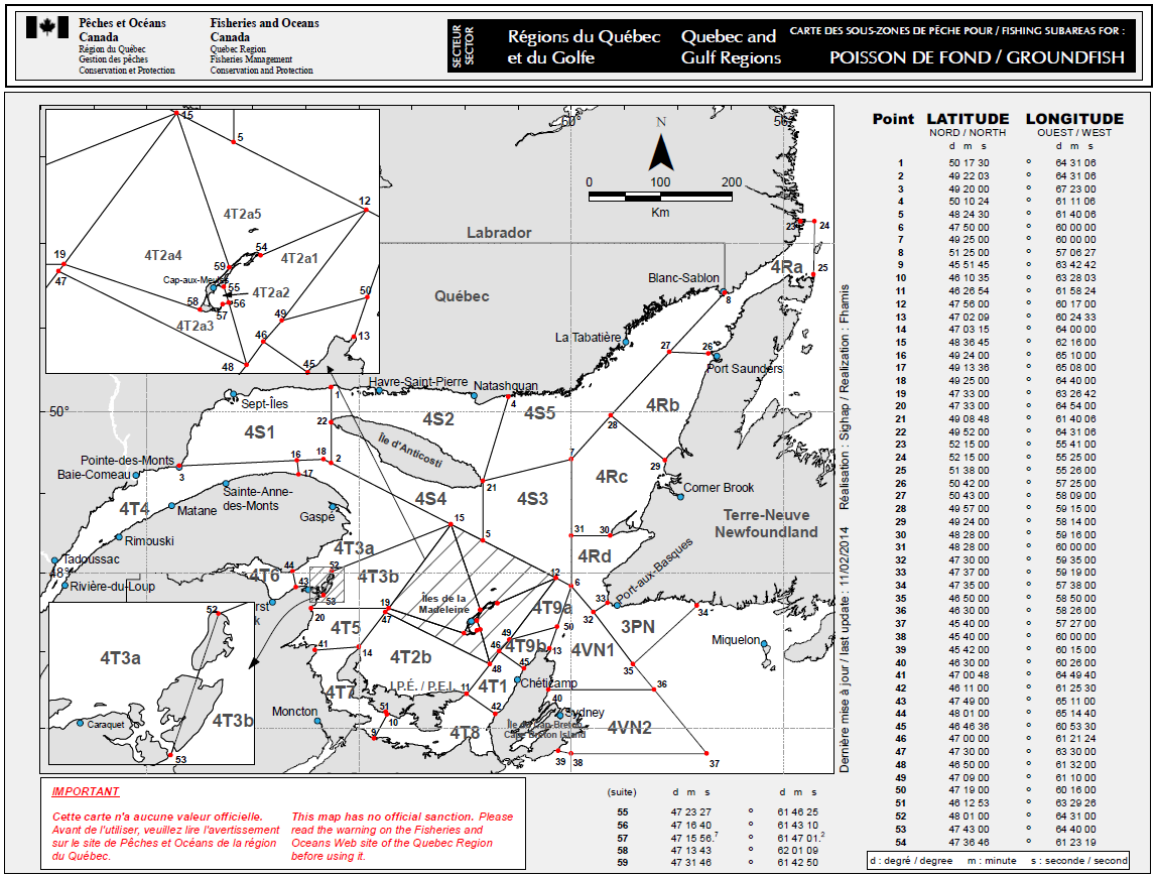

Figure 8. Zones de gestion de la pêche au poisson de fond dans la division 4T de l'OPANO. Source: http://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/peches-fisheries/en/cartes/pdf/PoissonFond.pdf

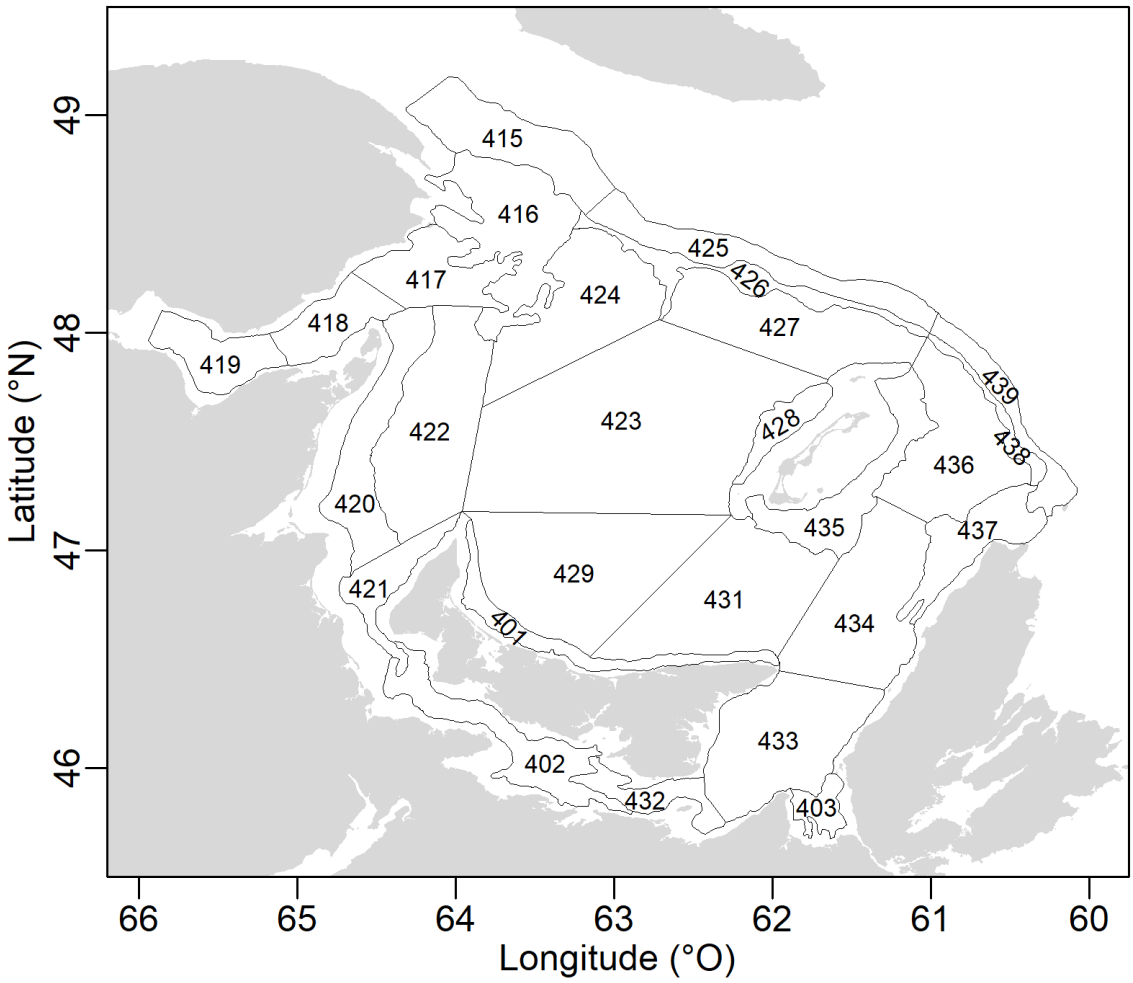

Figure 9. Schéma de stratification pour le relevé au chalut de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les profondeurs des strates sont les suivantes: <50 brasses: 401 à 403, 417 à 424, 427 à 436; 51 à 100 brasses: 416, 426, 437 et 438; > 100 brasses: 415, 425, 439.

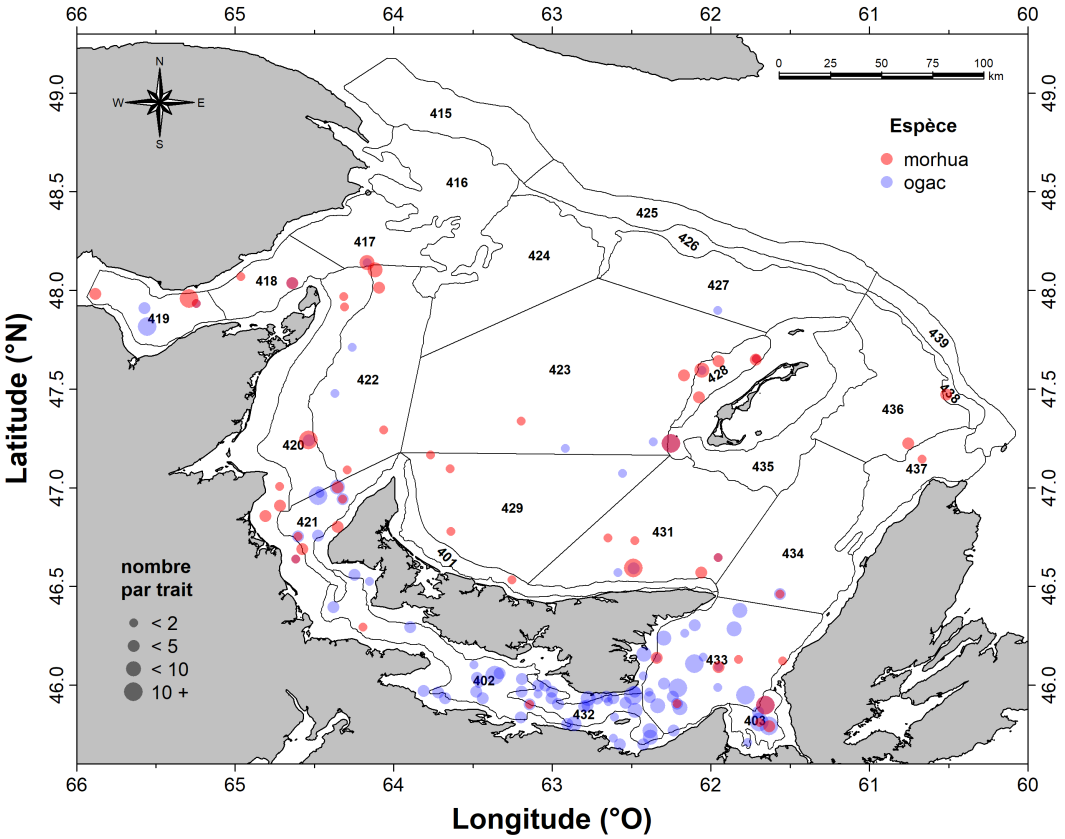

Figure 10. Répartition des individus de morue franche (Gadus morhua) et de morue du Groenland (G. ogac) mesurant moins de 15 cm capturés lors des relevés au chalut de fond de 2013 et 2014 dans le détroit de Northumberland et le sud du golfe du Saint-Laurent. L'identification des espèces était basée sur une analyse génétique.

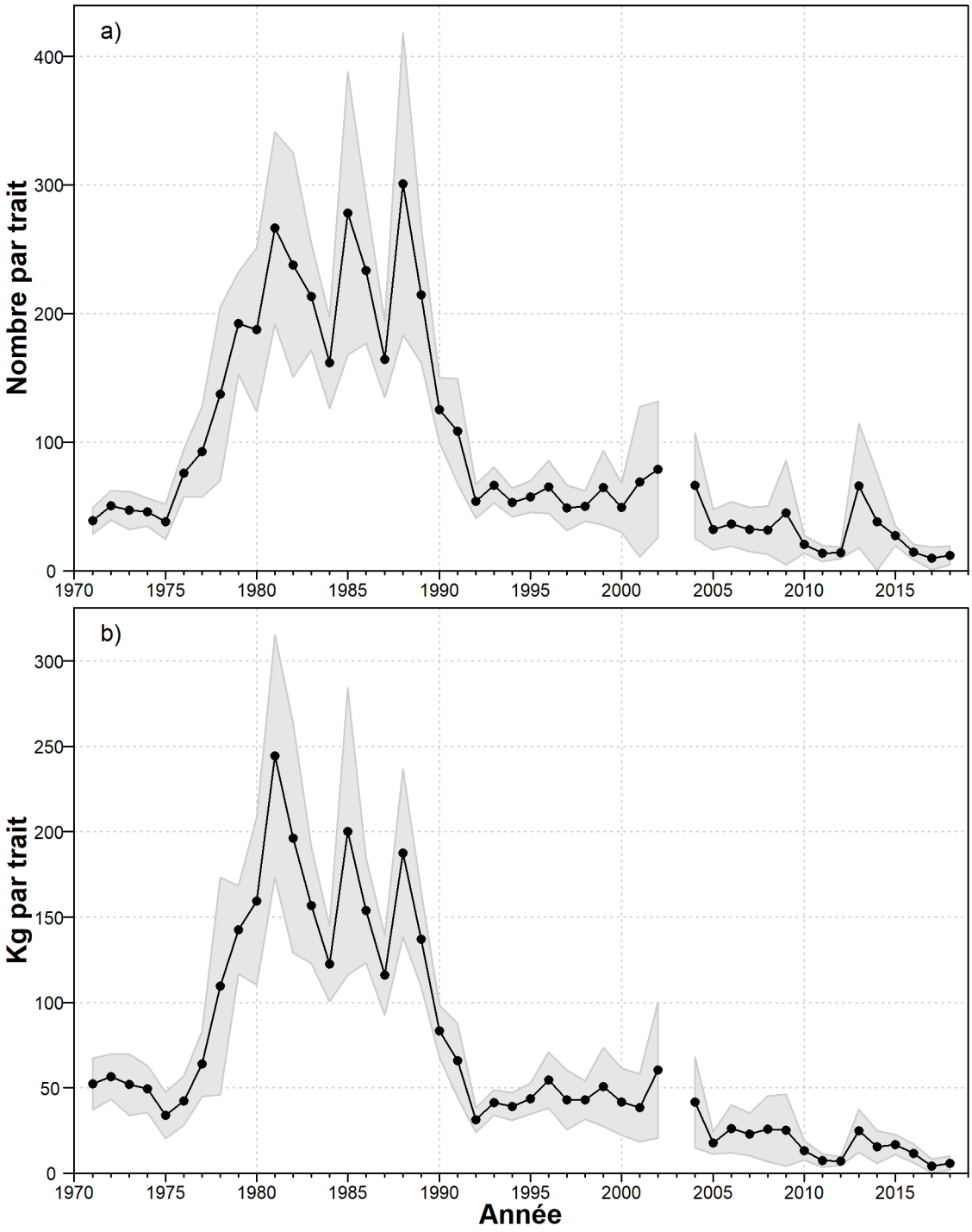

Figure 11. Indices de capture moyens annuels (nombre par trait, panneau supérieur a); kg par trait, panneau inférieur b)) de morue franche dans les relevés au chalut de fond dans le sud du golfe du Saint-Laurent en septembre. Les zones ombragées grises indiquent les limites de confiance approximatives de 95% (± 2 erreurs types).

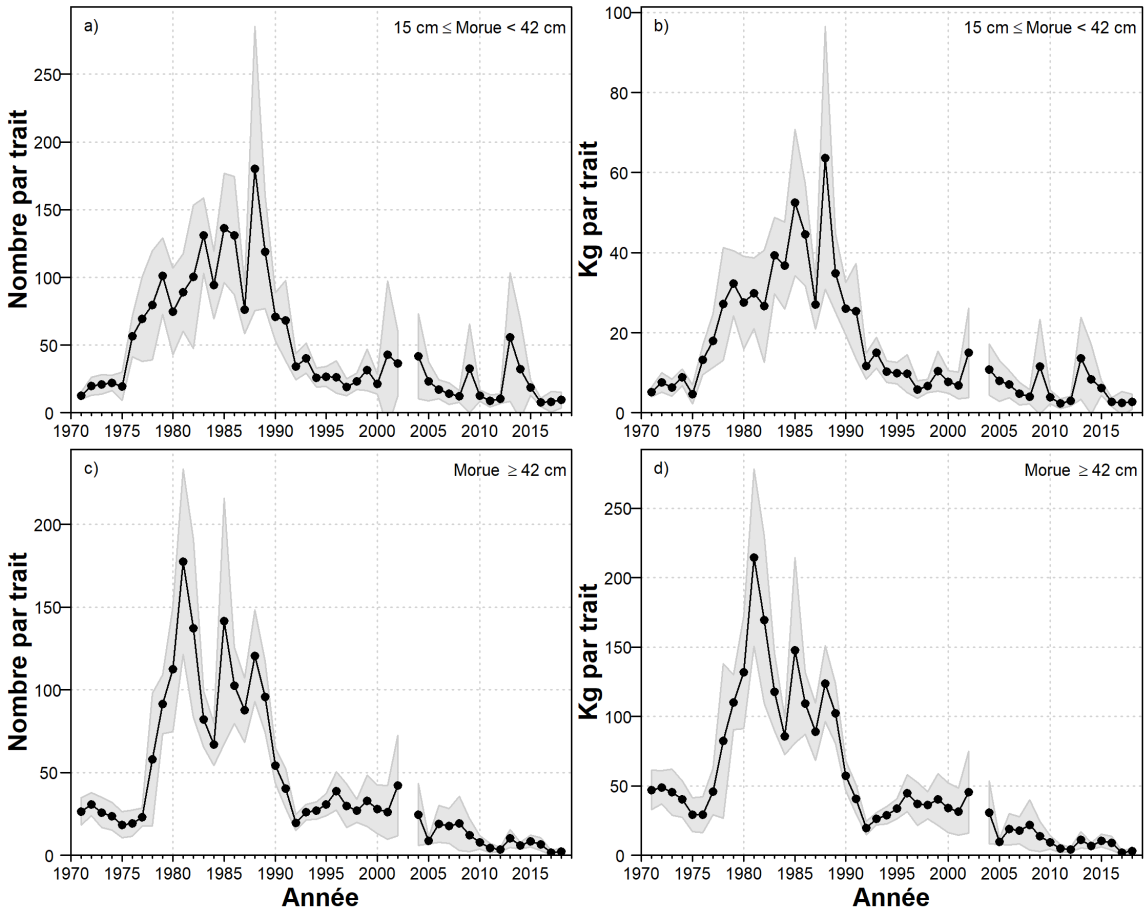

Figure 12. Indices annuels moyens de capture (nombre par trait, panneaux a) et c); kg par trait, panneaux b) et d)) de morue franche d'une longueur 15 à 42 cm (a et b) et de ≥42 cm (c et d) dans les relevés au chalut de fond effectués en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les zones ombragées grises indiquent les limites de confiance approximatives de 95% (± 2 erreurs types).

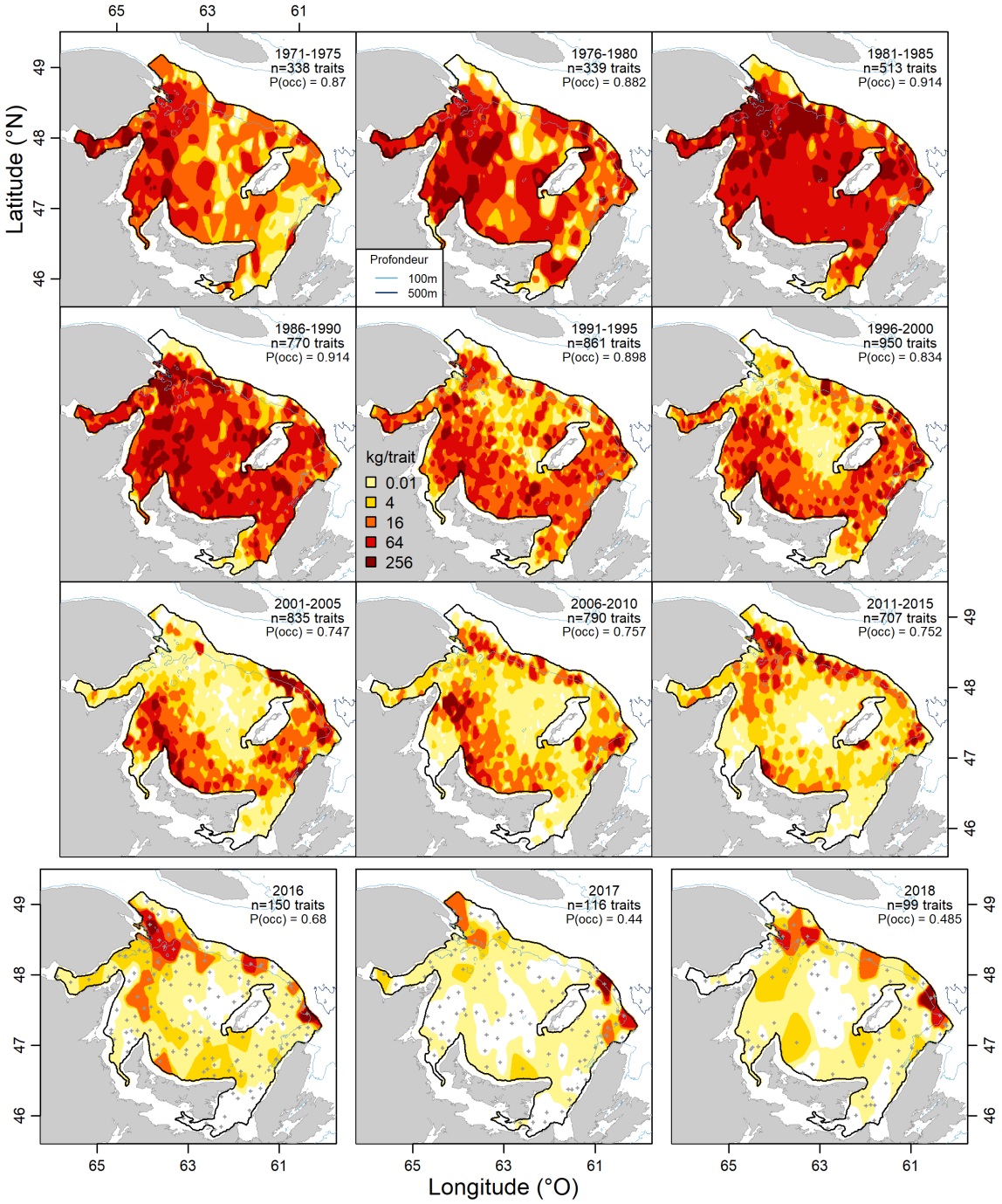

Figure 13. Répartition spatiale des captures de morue franche par blocs d'années dans le sud du golfe du Saint-Laurent d'après les relevés au chalut de fond de septembre 1971 à 2018. P(occ) indique la probabilité d'occurrence (nombre de traits capturant de la morue franche divisé par le nombre total de traits).

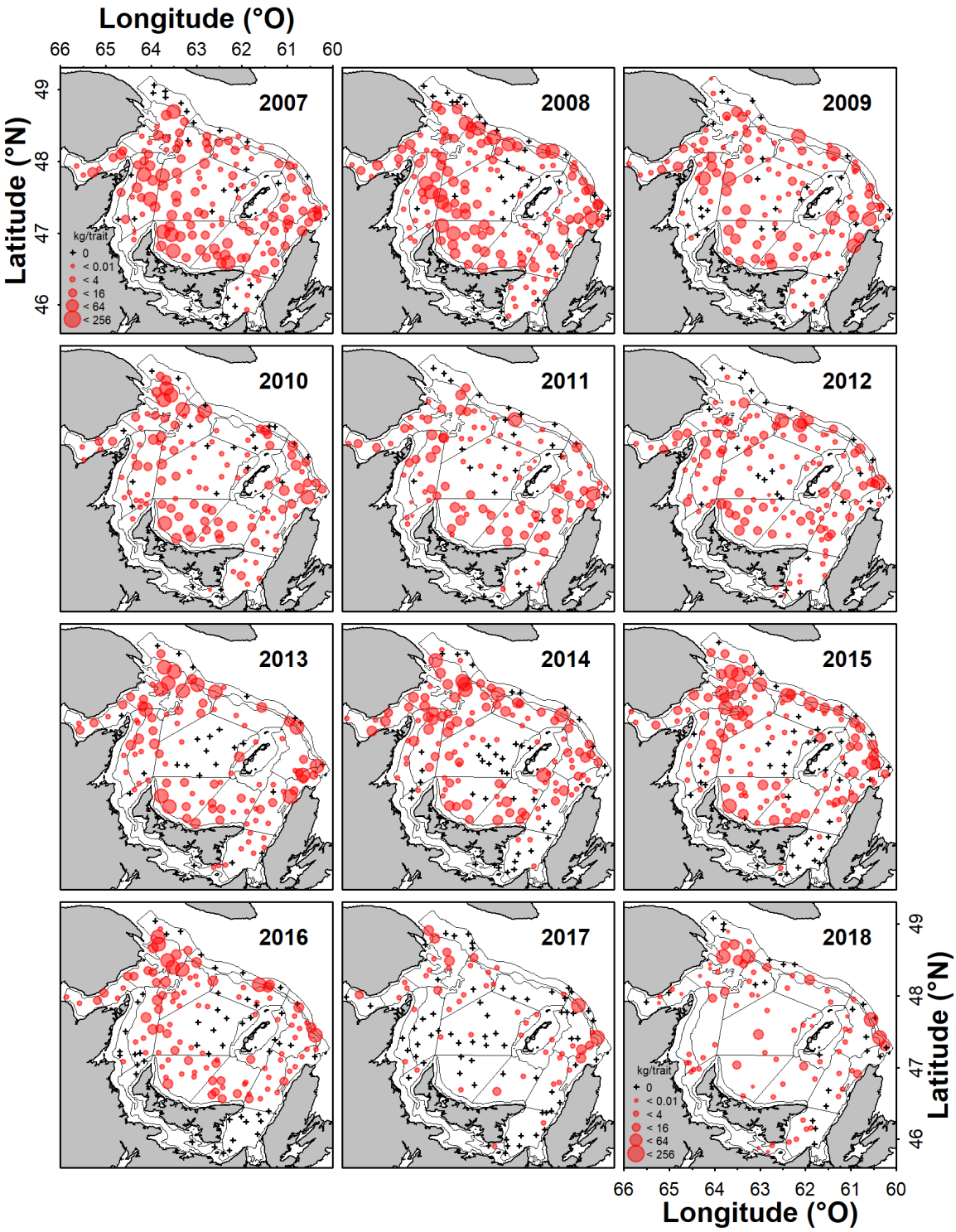

Figure 14. Captures (kg par trait) de morue franche dans le sud du golfe du Saint-Laurent dans les relevés au chalut de fond effectués en septembre de 2007 à 2018. La surface du cercle est proportionnelle aux kg capturés.

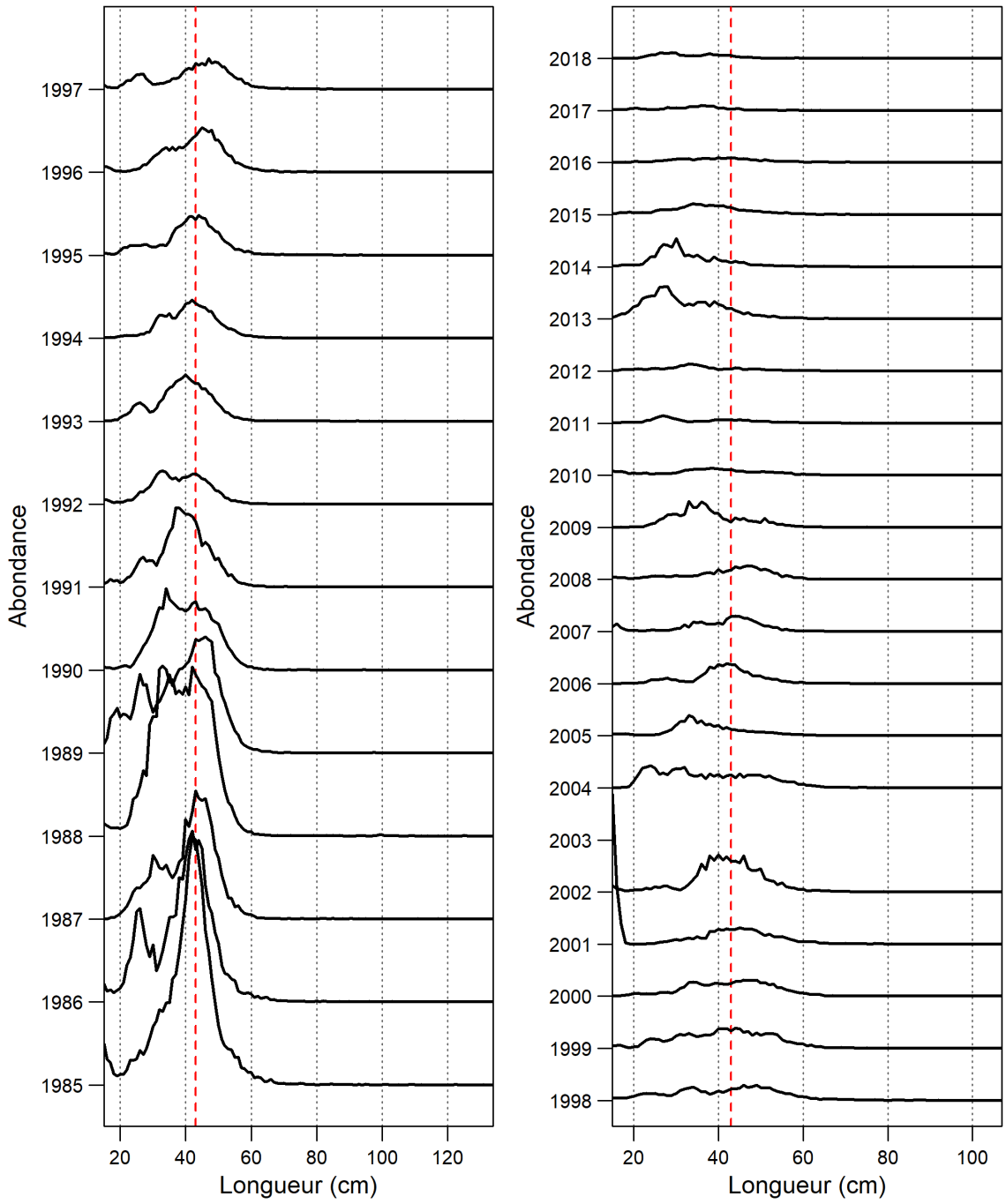

Figure 15. Abondance stratifiée (nombre moyen par trait) par longueur pour la morue franche capturée dans le sud du golfe du Saint-Laurent lors des relevés au chalut de fond de septembre 1985 à 2018. La ligne verticale pointillée rouge indique la taille minimale réglementée de la pêche commerciale (43 cm). Les morues franches inférieures à 15 cm ne sont pas incluses dans l'analyse.

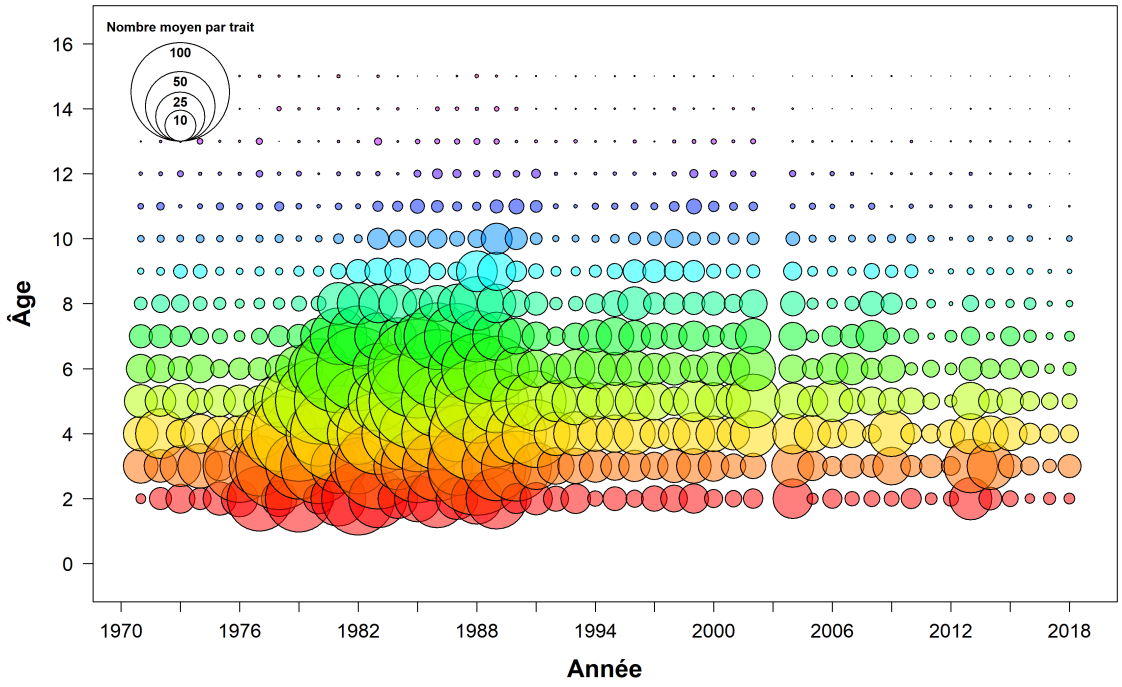

Figure 16. Indices d'abondance relative (nombre par trait et par âge) de la morue franche d'après le relevé au chalut effectué en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent, 1971 à 2018. La surface du cercle est proportionnelle au taux de capture par âge. Les résultats pour les âges 0 et 1 ont été exclus car ils peuvent inclure de la morue du Groenland (voir la légende du Tableau 5).

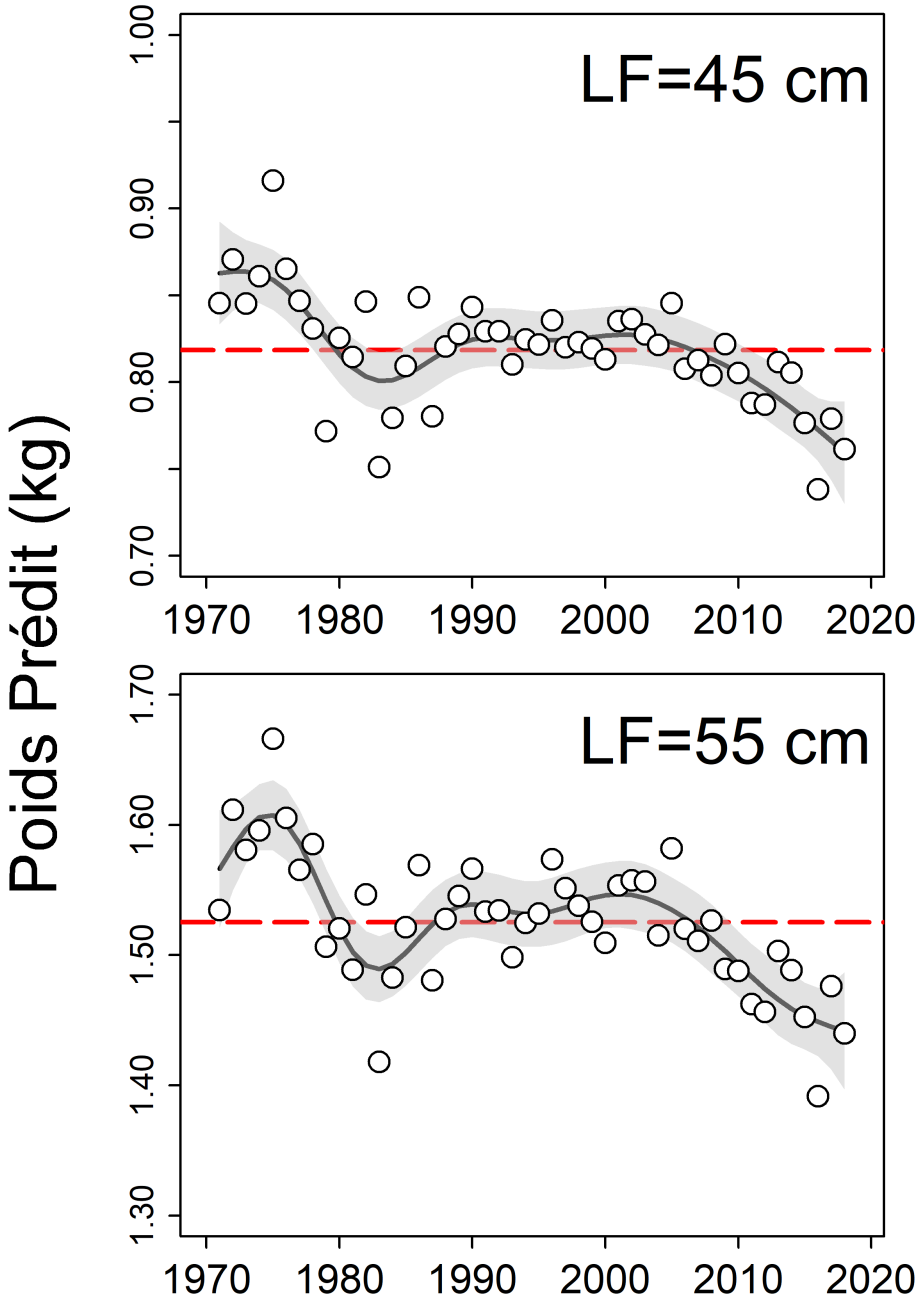

Figure 17. Indices de condition, poids prévu (kg) pour une morue franche de 45 cm de longueur à la fourche (LF, panneau supérieur) et de 55 cm (panneau inférieur), d'après les relations longueur-poids annuelles calculées à partir des données de longueur et de poids recueillies lors des relevés au chalut réalisés en septembre dans le sud du golfe de Saint-Laurent, de 1971 à 2018. Les cercles représentent les valeurs observées, tandis que les lignes noires et les zones ombrées indiquent les valeurs attendues et la bande de confiance à 95% d'un modèle additif généralisé ajusté aux observations.

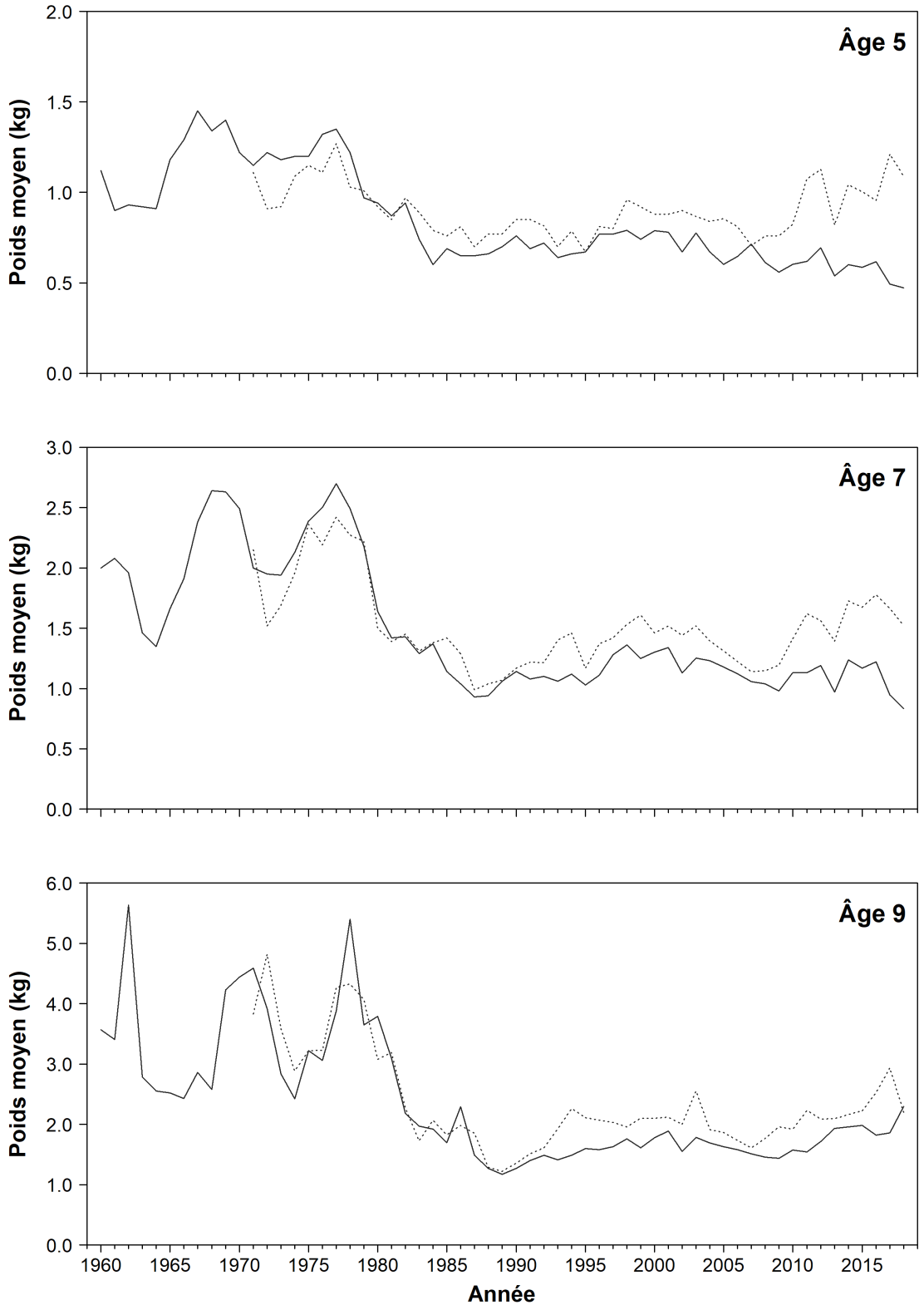

Figure 18. Tendances des poids moyens (kg) aux âges 5 (panneau supérieur), 7 (panneau du milieu) et 9 (panneau inférieur) de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent d'après les relevés par navire de recherche (ligne continue), 1960 à 2018, et pêche commerciale (lignes pointillées), 1971 à 2018. Les données de 1960 à 1970 proviennent de relevés aléatoires non stratifiés.

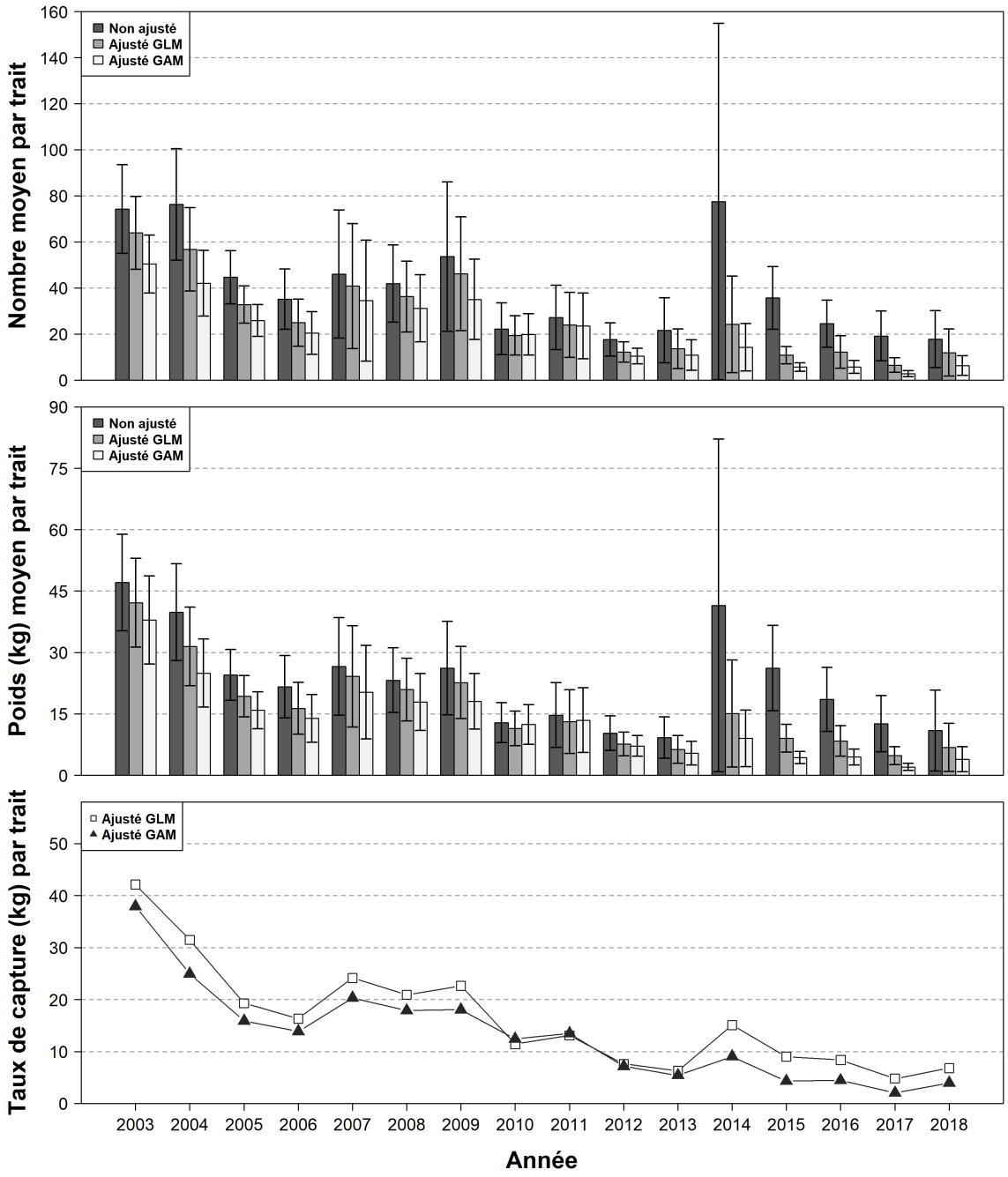

Figure 19. Nombre moyen et poids moyen (kg) pondérés par trait de morue franche dans les relevés sentinelles au chalut de fond dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 2003 à 2018. Dans les panneaux du haut (nombres) et du centre (poids), les taux de capture sont comparés pour les valeurs ajustées pour les différences d'efficacité de la pêche entre les navires et les valeurs non ajustées. Deux méthodes d'ajustement sont également comparées dans ces panneaux: GLM, la méthode utilisée lors des évaluations précédentes; et GAM, la méthode utilisée dans cette évaluation. Les deux méthodes de réglage sont comparées dans le panneau inférieur (kg par trait). Les lignes verticales indiquent les limites de confiance approximatives de 95% (± 2 erreurs types) dans les panneaux supérieur et central. Voir le texte pour plus de détails sur les méthodes de réglage.

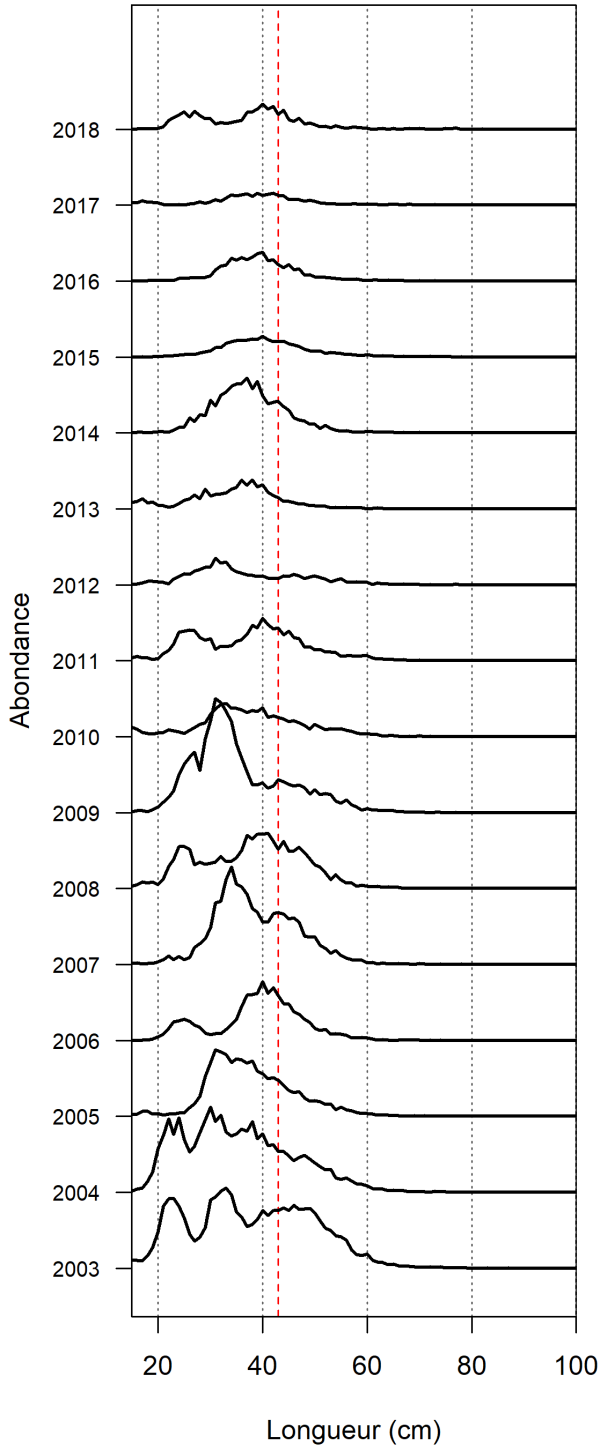

Figure 20. Abondance par longueur stratifiée (nombre moyen par trait) pour la morue franche dans le sud du golfe du Saint-Laurent à partir des relevés sentinelles au chalut de fond d'août 2003 à 2018. Les strates 401 à 439 ont été utilisés pour l'indice d'abondance. La ligne verticale pointillée rouge indique la taille minimale réglementée dans la pêche commerciale (43 cm).

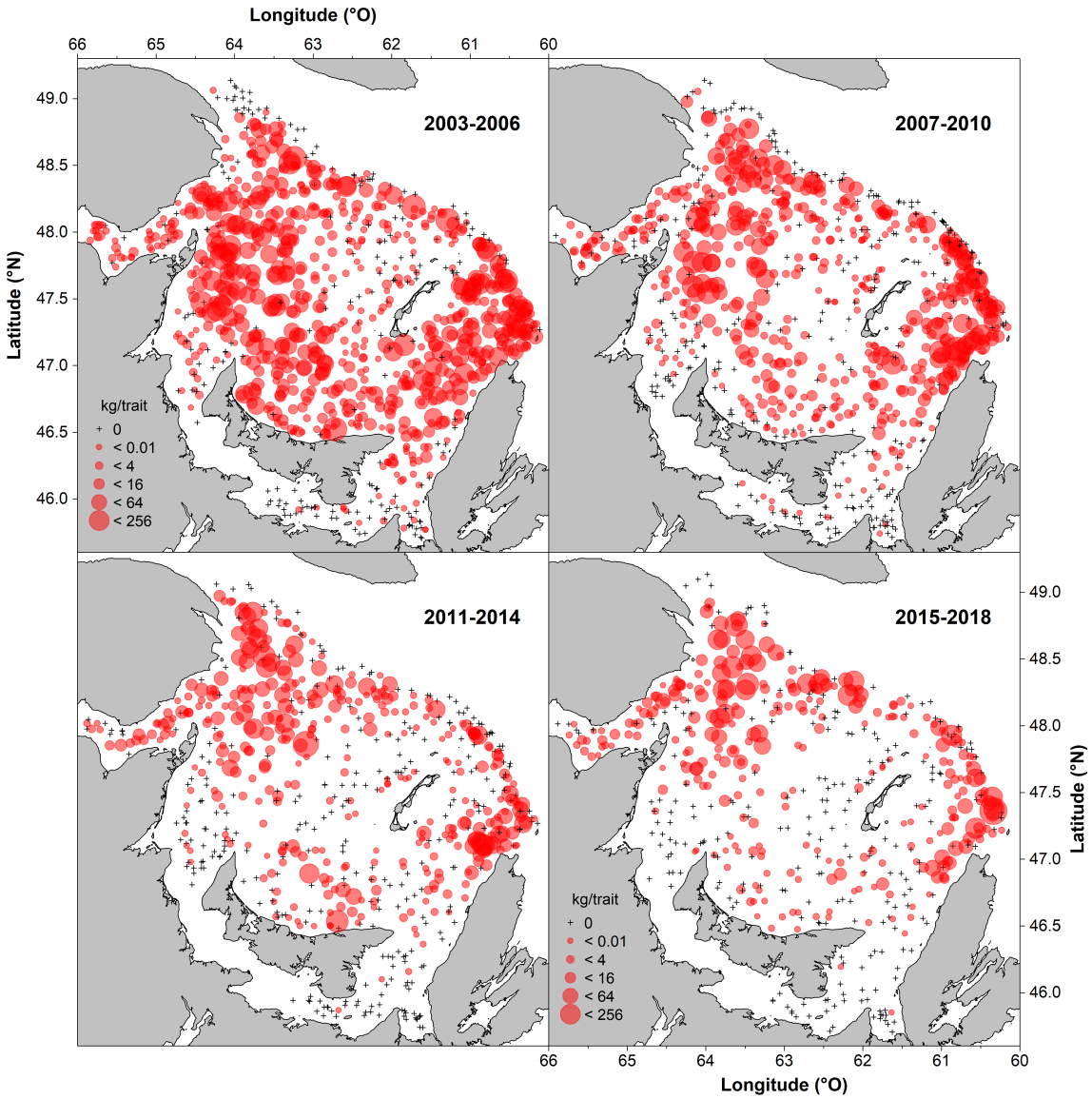

Figure 21. Répartition spatiale annuelle des captures de morue franche dans le sud du golfe du Saint-Laurent à partir des relevés sentinelles au chalut de fond d'août 2003 à 2018. Les captures (kg par trait) ont été ajustées en fonction des différences de bateaux.

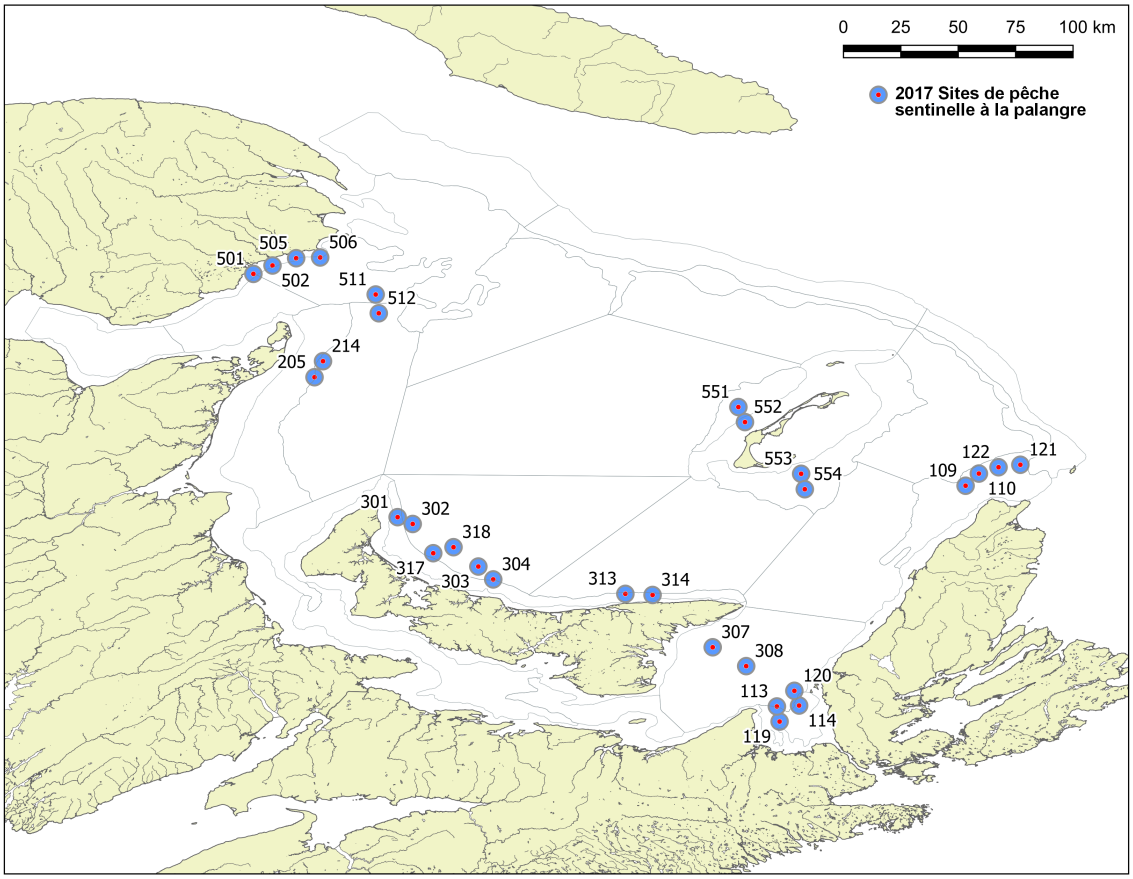

Figure 22. Emplacement des sites de pêche sentinelle à la palangre en 2017.

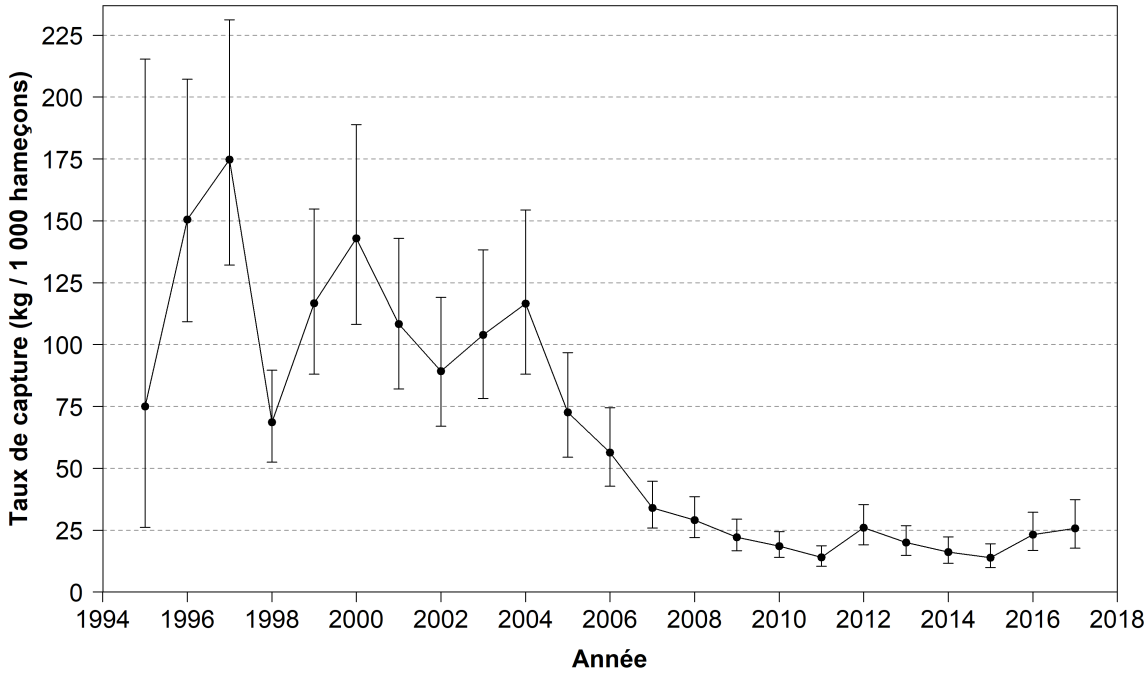

Figure 23. Taux de capture standardisés (kg par 1 000 hameçons) de morue franche dans les relevés sentinelles à la palangre dans le sud du golfe du Saint-Laurent, 1995 à 2017. Les barres d'erreur indiquent des intervalles de confiance d'environ 95%.

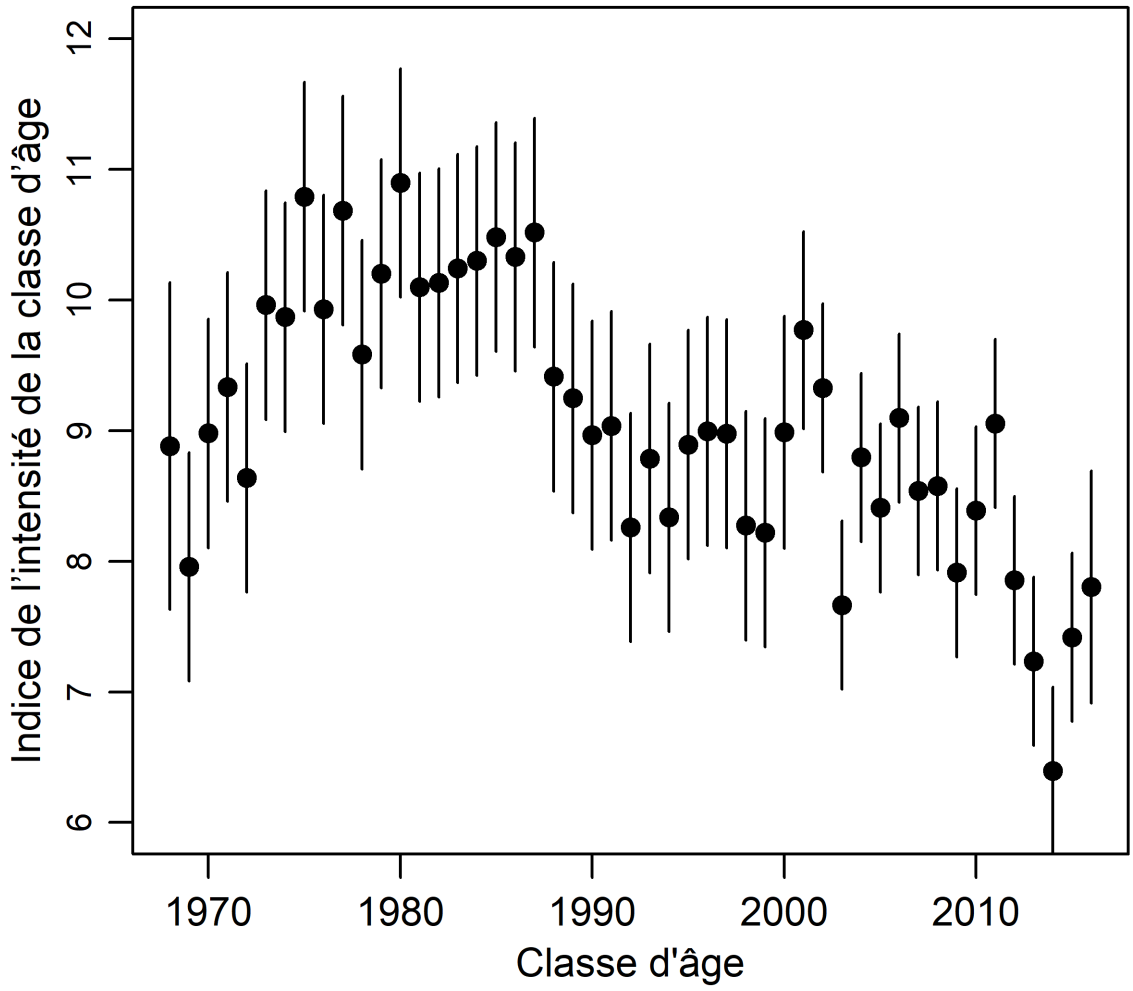

Figure 24. Indice de l'intensité de la classe d'âge basée sur une analyse multiplicative des taux de capture de log aux âges 2 et 3 ans dans les relevés au chalut réalisés en septembre dans le sud du golfe de Saint-Laurent et des relevés sentinelles au chalut de fond d'août. L'indice est le taux de capture prévu de log à l'âge de 2 ans dans le relevé au chalut réalisé en septembre dans le sud du golfe de Saint-Laurent, en unités d'abondance log chalutable (en milliers). Les lignes verticales sont ± 2 erreurs types.

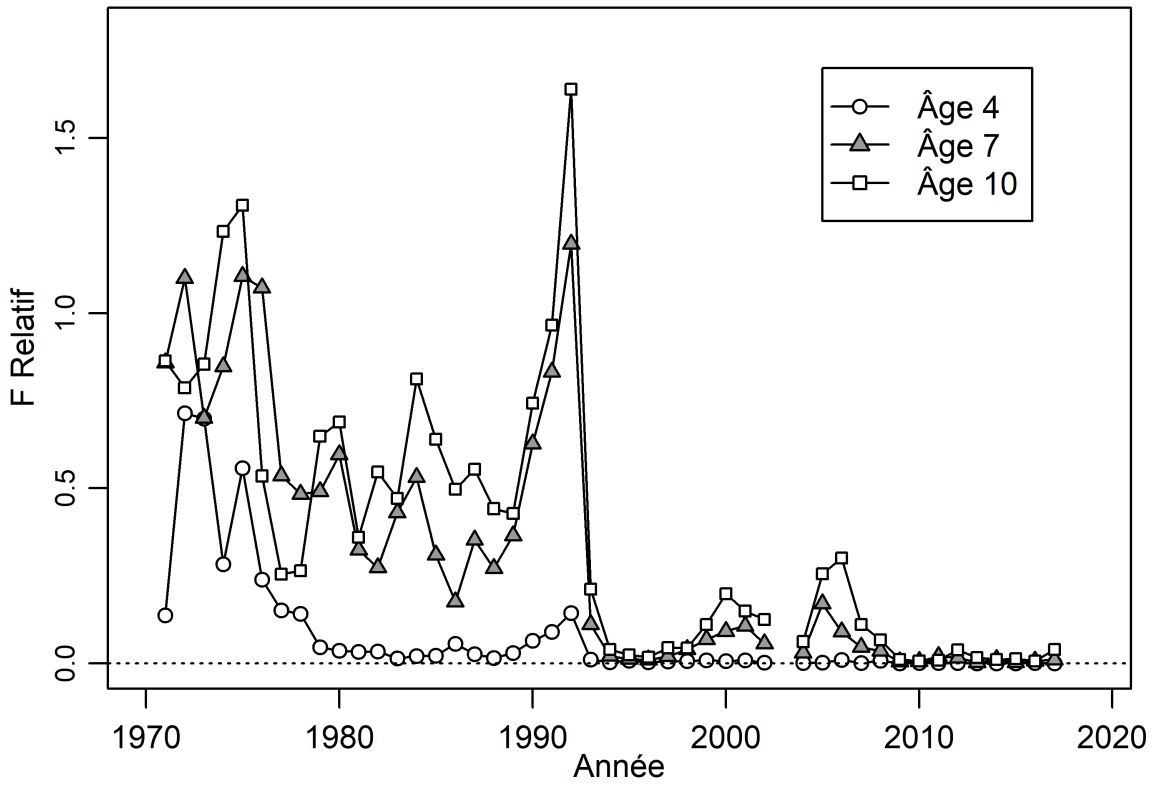

Figure 25. Mortalité relative de la pêche de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent âgée de 4, 7 et 10 ans, de 1971 à 2018. La valeur F relative correspond aux captures par âge divisées par les indices de population du relevé au chalut réalisé en septembre dans le sud du golfe de Saint-Laurent par âge (à l'échelle de l'abondance chalutable).

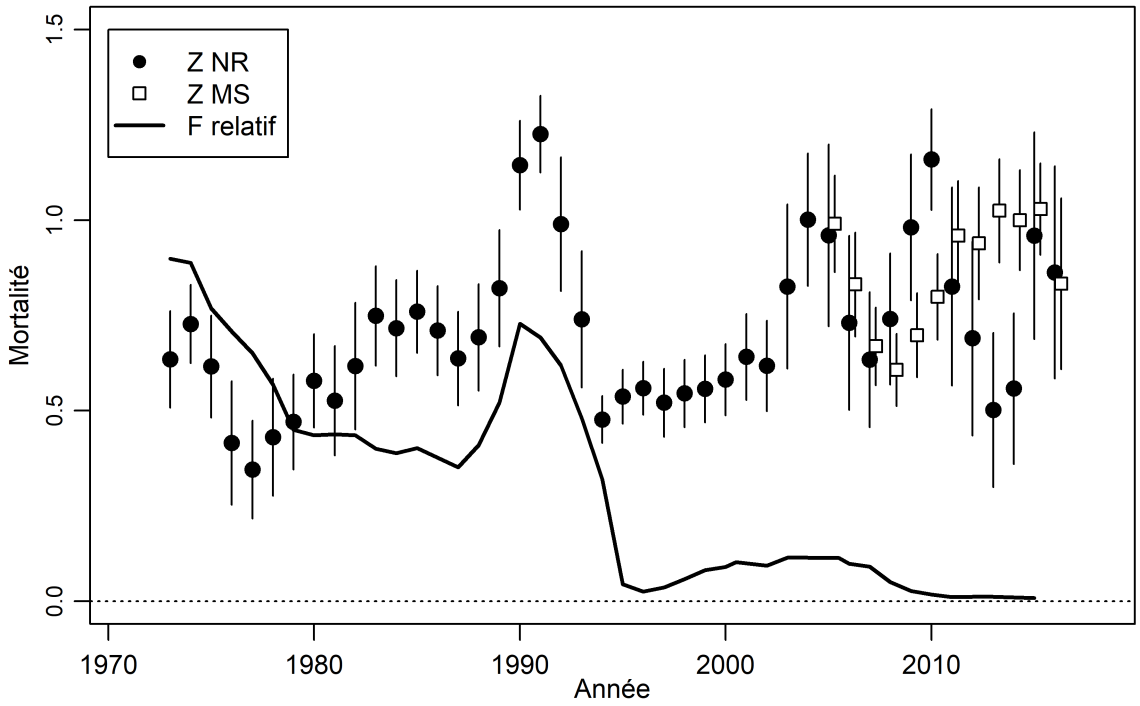

Figure 26. Les estimations du taux instantané de mortalité totale (Z) de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent sont basées sur des données de relevés. Les estimations proviennent d'une analyse de la covariance des taux de capture en fonction de l'âge dans les relevés par navire scientifique de septembre (cercles fermés) et dans les relevés sentinelles mobiles d'août (MS, carrés ouverts). Les estimations concernent les blocs mobiles de 5 ans, tracés au centre de chaque bloc. Les lignes verticales représentent des intervalles de confiance de 95%. Les lignes représentent la mortalité relative par pêche pour les âges de 7 à 11 ans, avec la moyenne calculée sur les mêmes blocs de 5 ans.

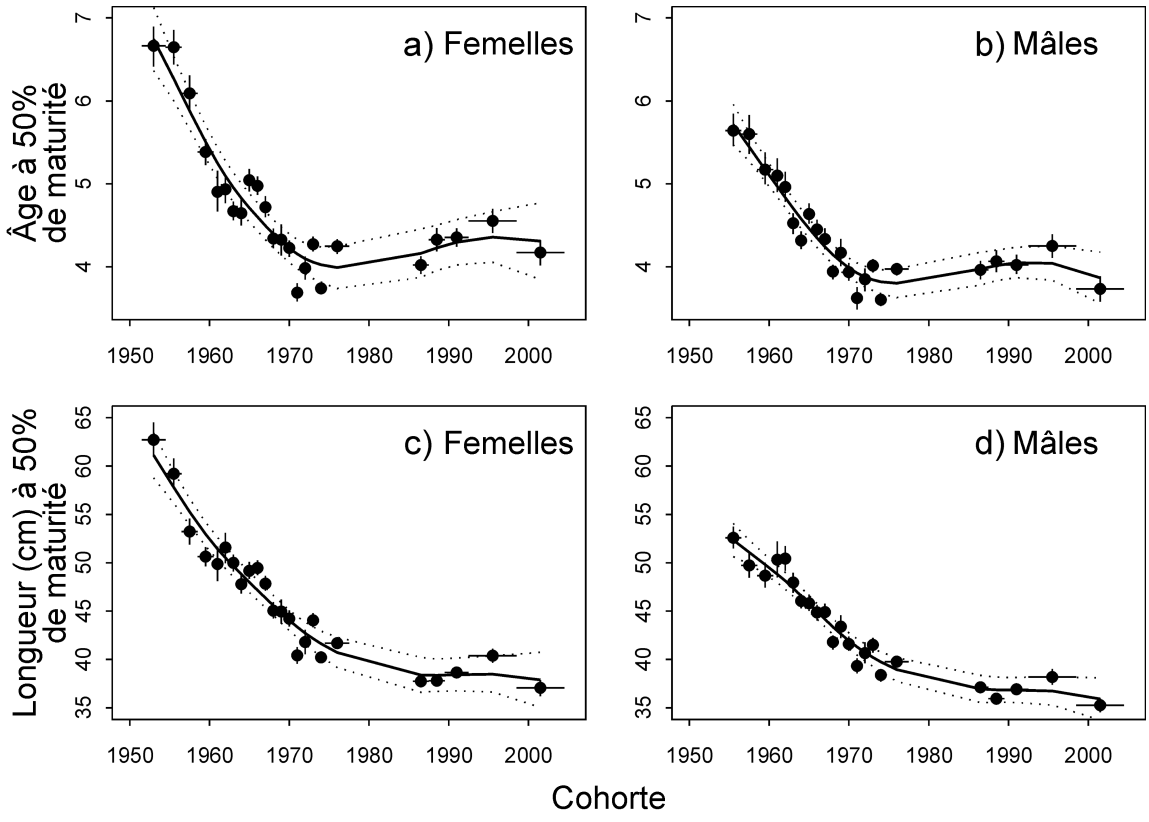

Figure 27. Âge (rangée supérieure) et longueur (rangée inférieure) à 50% de maturité pour la morue franche femelle (colonne de gauche) et mâle (colonne de droite) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (tiré de Swain 2011). Les lignes verticales représentent des intervalles de confiance de 95%. Les lignes horizontales indiquent la gamme de cohortes regroupées pour l'estimation. Les tendances temporelles sont résumées par une spline de lissage (ligne épaisse) ± 2 erreurs types (lignes en pointillé). Les longueurs ont été ajustées aux valeurs de septembre.

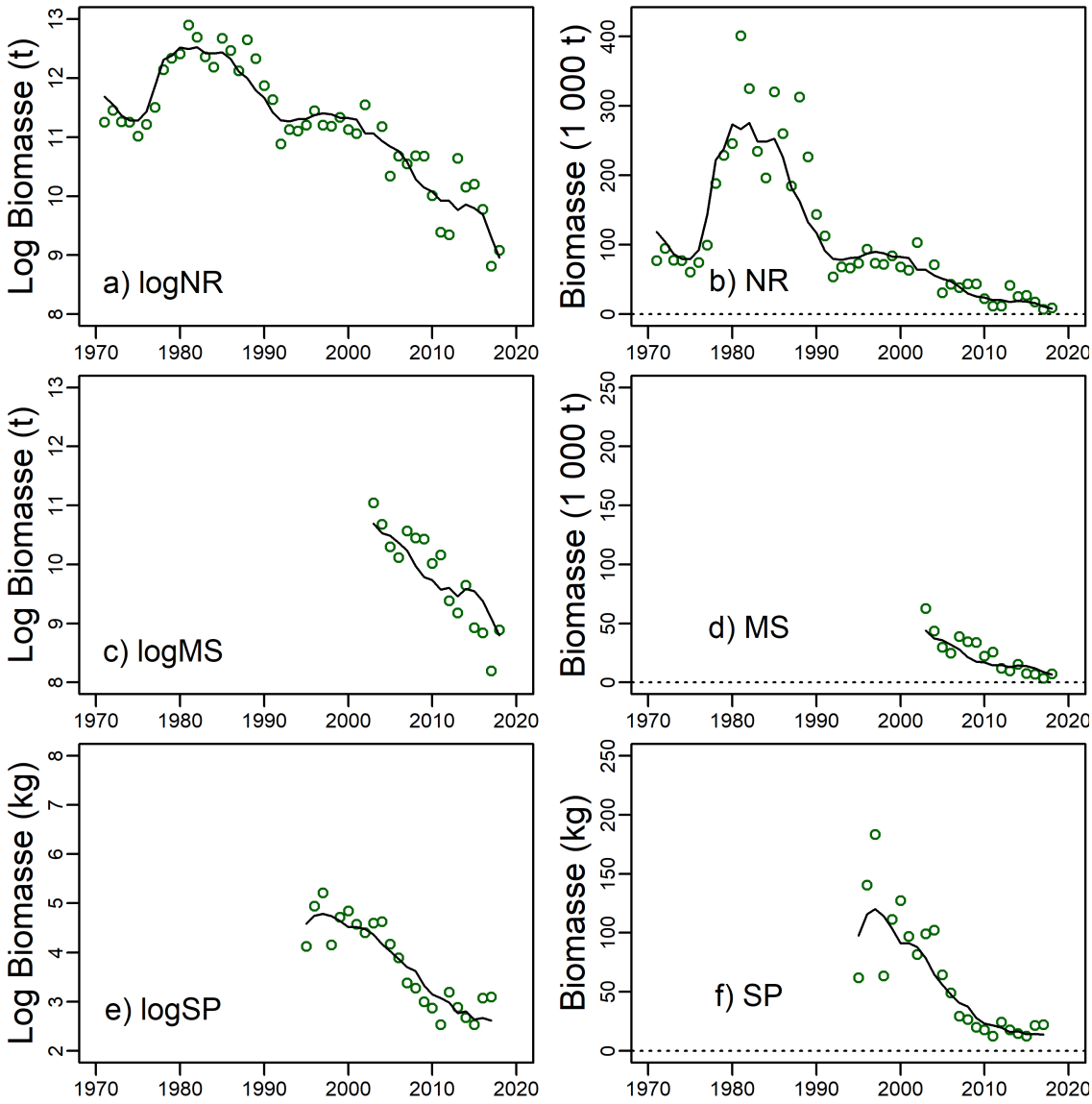

Figure 28. Indices observés de la biomasse logarithmique agrégée par âge (cercles) pour la morue franche provenant de a) le relevé NR (logNR), c) le relevé sentinelle mobile (logMS) et e) le programme palangrier sentinelle (logSP) et les indices de biomasse prédits (lignes) par le SCA. La colonne de droite montre les indices de biomasse prédits (lignes) par le SCA et les mêmes indices sur une échelle linéaire pour b) le relevé au chalut réalisé en septembre dans le sud du golfe de Saint-Laurent (NR), d) le relevé sentinelle mobile (MS) et f) le programme sentinelle à la palangre (SP).

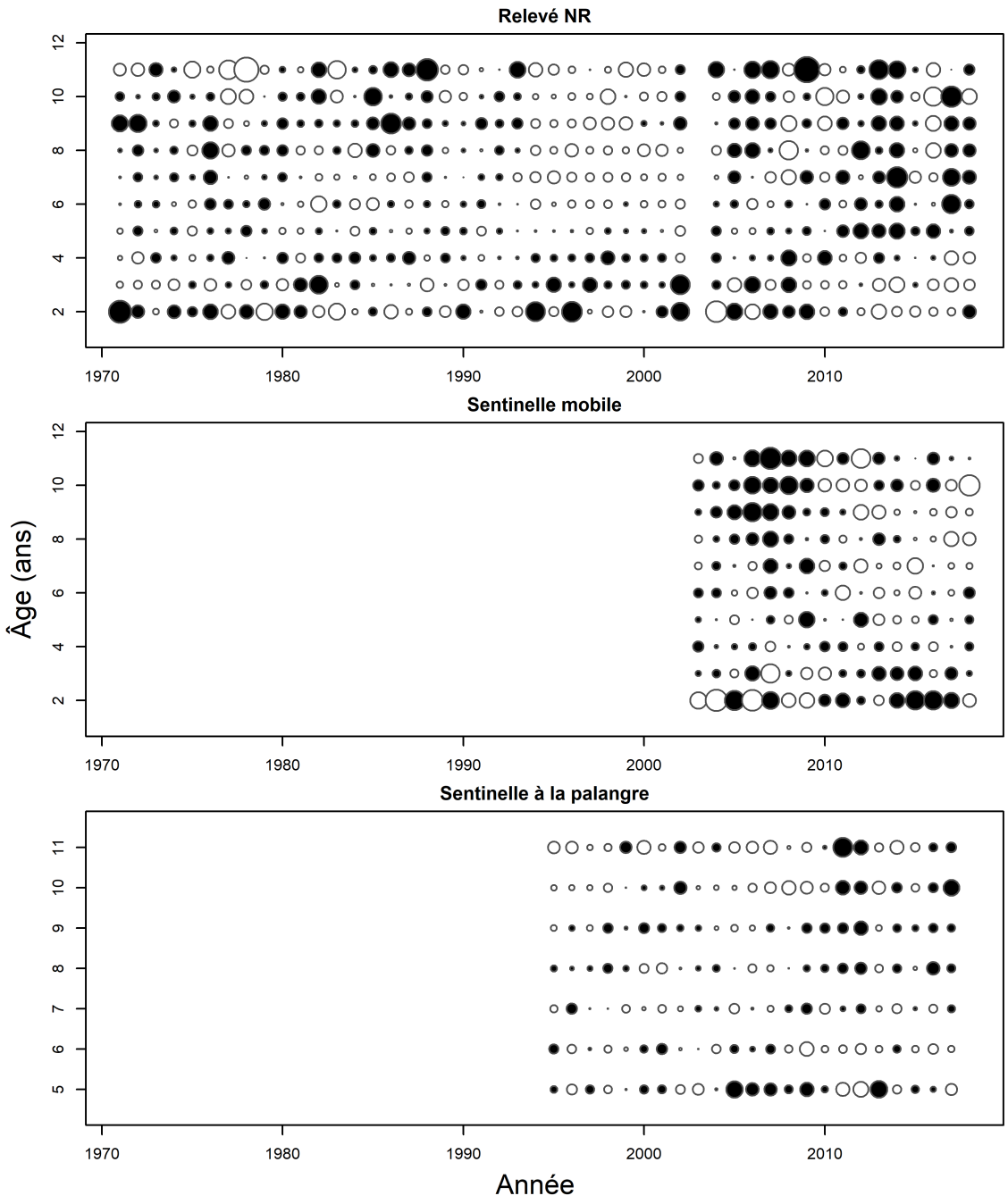

Figure 29. Résidus entre les proportions d'âge (PA) observées dans les indices d'abondance et les proportions prédites par le modèle SCA pour la morue franche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les résidus sont proportionnels aux rayons du cercle. Les cercles noirs désignent les résidus négatifs (c.-à-d., observation < prédiction).

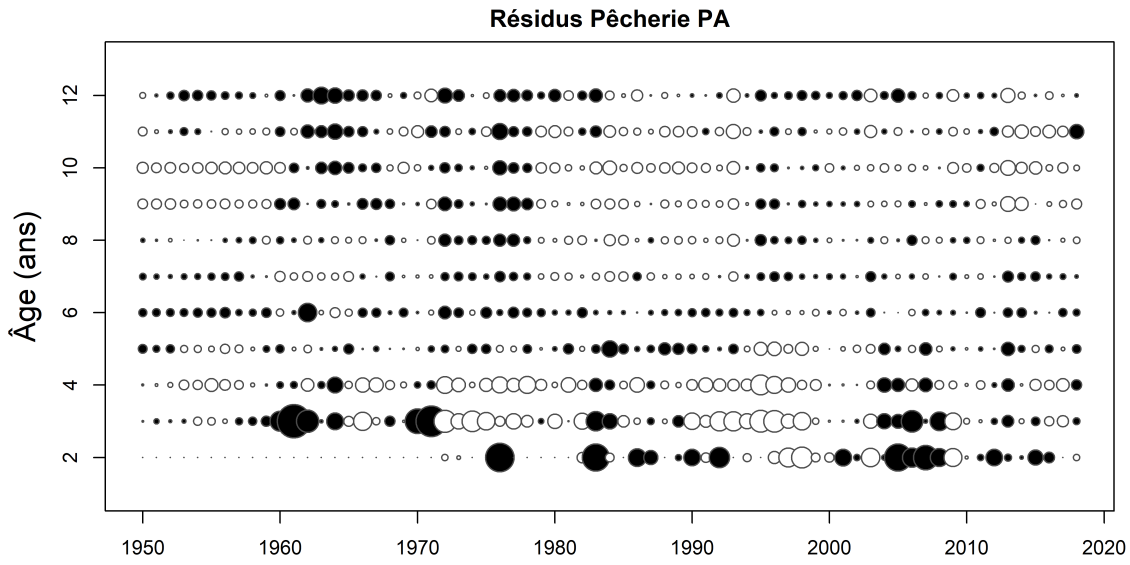

Figure 30. Résidus entre les proportions d'âge (PA) observées dans les captures de la pêcherie et les proportions prédites par le modèle SCA pour la morue franche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les résidus sont proportionnels aux rayons du cercle. Les cercles noirs désignent les résidus négatifs (c.-à-d., observation < prédiction).

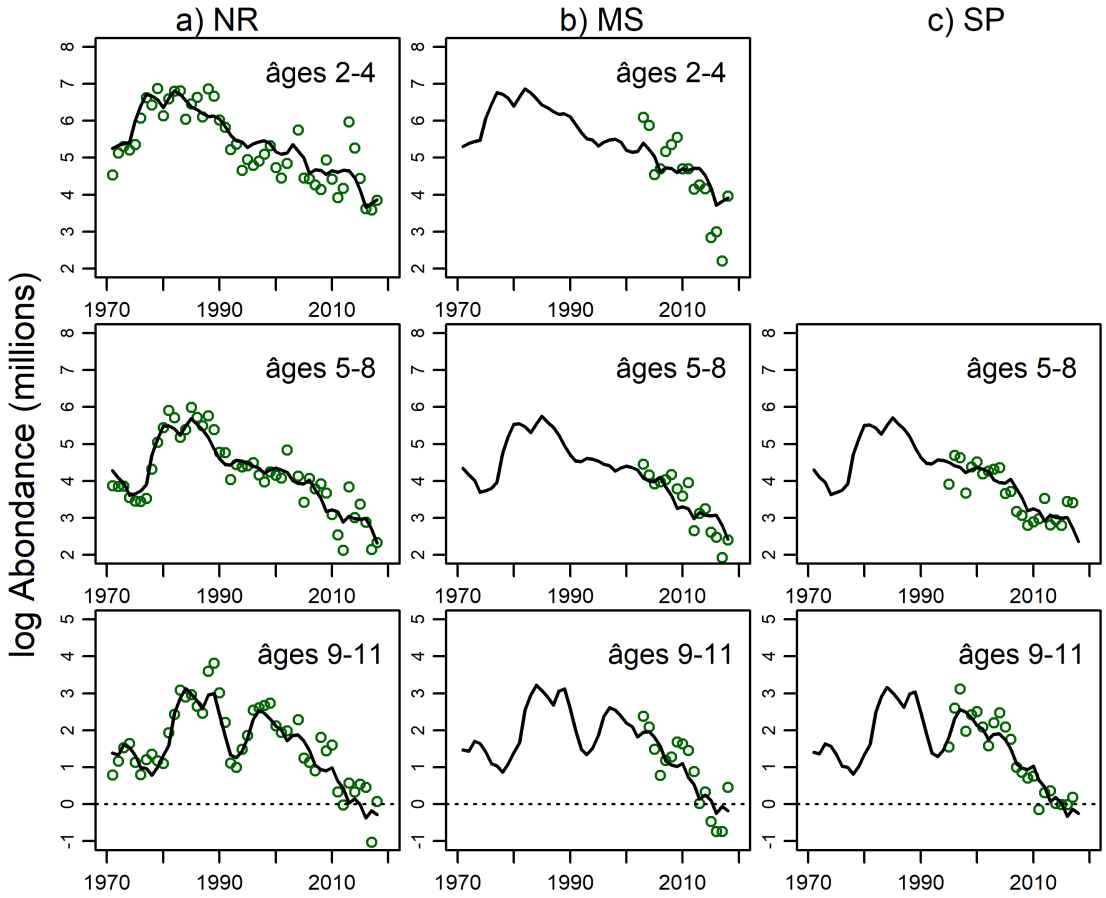

Figure 31. Comparaison des indices d'abondance (cercles) corrigés en fonction de la capturabilité par groupe d'âge et prévisions du modèle SCA (lignes) des indices d'abondance de la morue franche pour a) les indices du relevé au chalut réalisé en septembre dans le sud du golfe de Saint-Laurent (NR), b) les indices sentinelles mobiles (MS) et c) les indices palangriers sentinelles (SP). Les indices sont ajustés à la période de l'année où les données d'index ont été collectées.

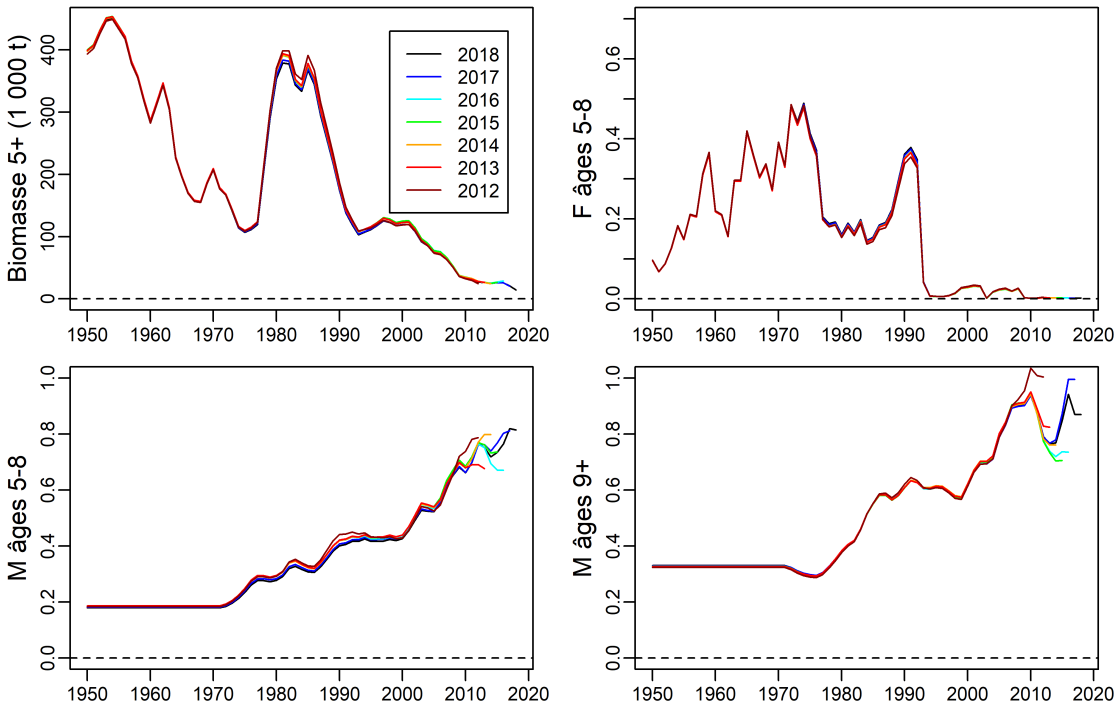

Figure 32. Analyse rétrospective des estimations de la biomasse 5+ de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent (en haut à gauche), F entre 5 et 8 ans (en haut à droite) et M entre 5 et 8 ans (en bas à gauche) et 9 ans et plus (en bas à droite) du modèle d'évaluation, 1950 à 2018.

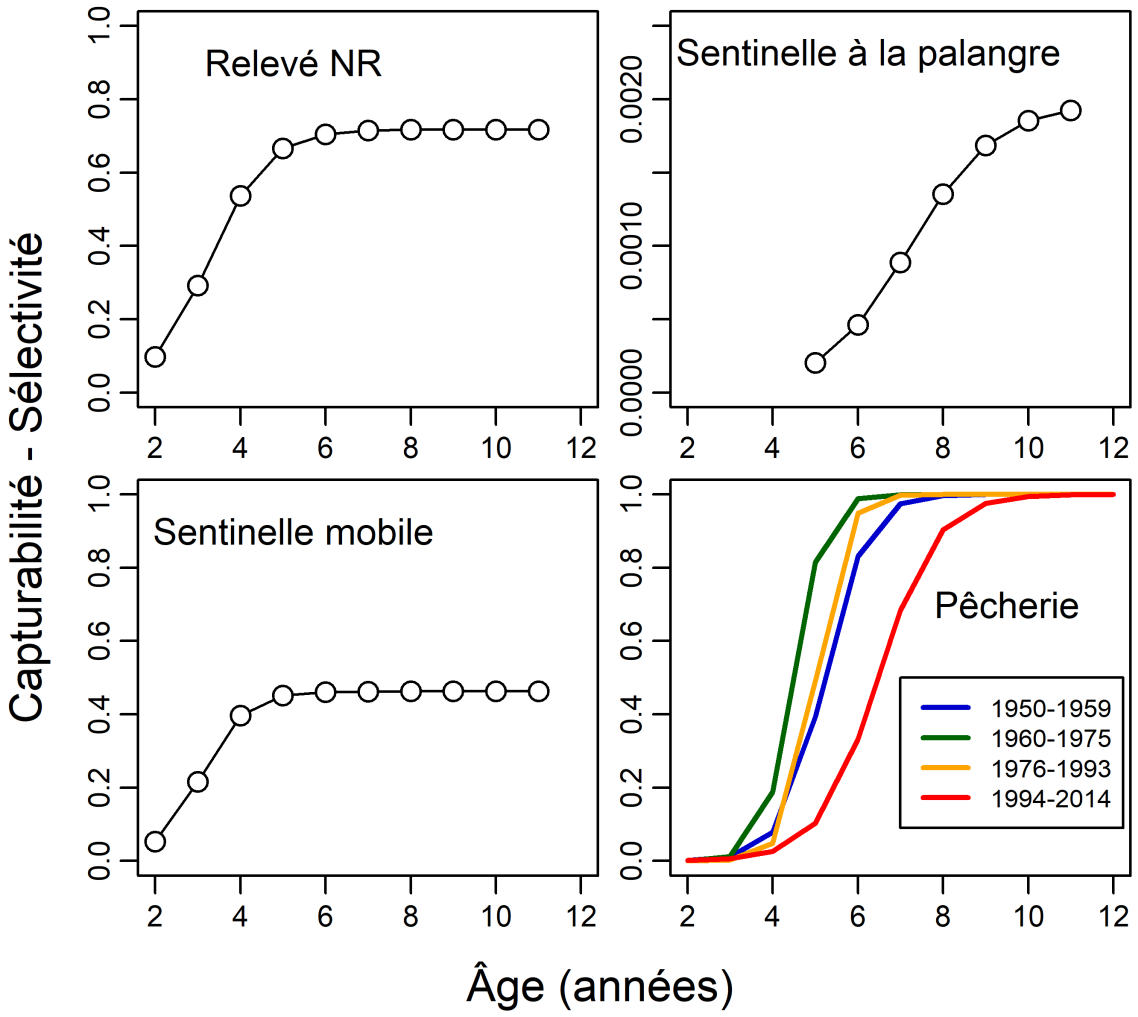

Figure 33. Estimations de la capturabilité en fonction de l'âge de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent selon le relevé NR (rangée du haut, colonne de gauche), le relevé sentinelle mobile (rangée du bas, colonne de gauche) et le programme sentinelle à la palangre (rangée supérieure, colonne de droite). La sélectivité estimée en fonction de l'âge de la pêcherie est indiquée dans le panneau inférieur droit pendant quatre périodes.

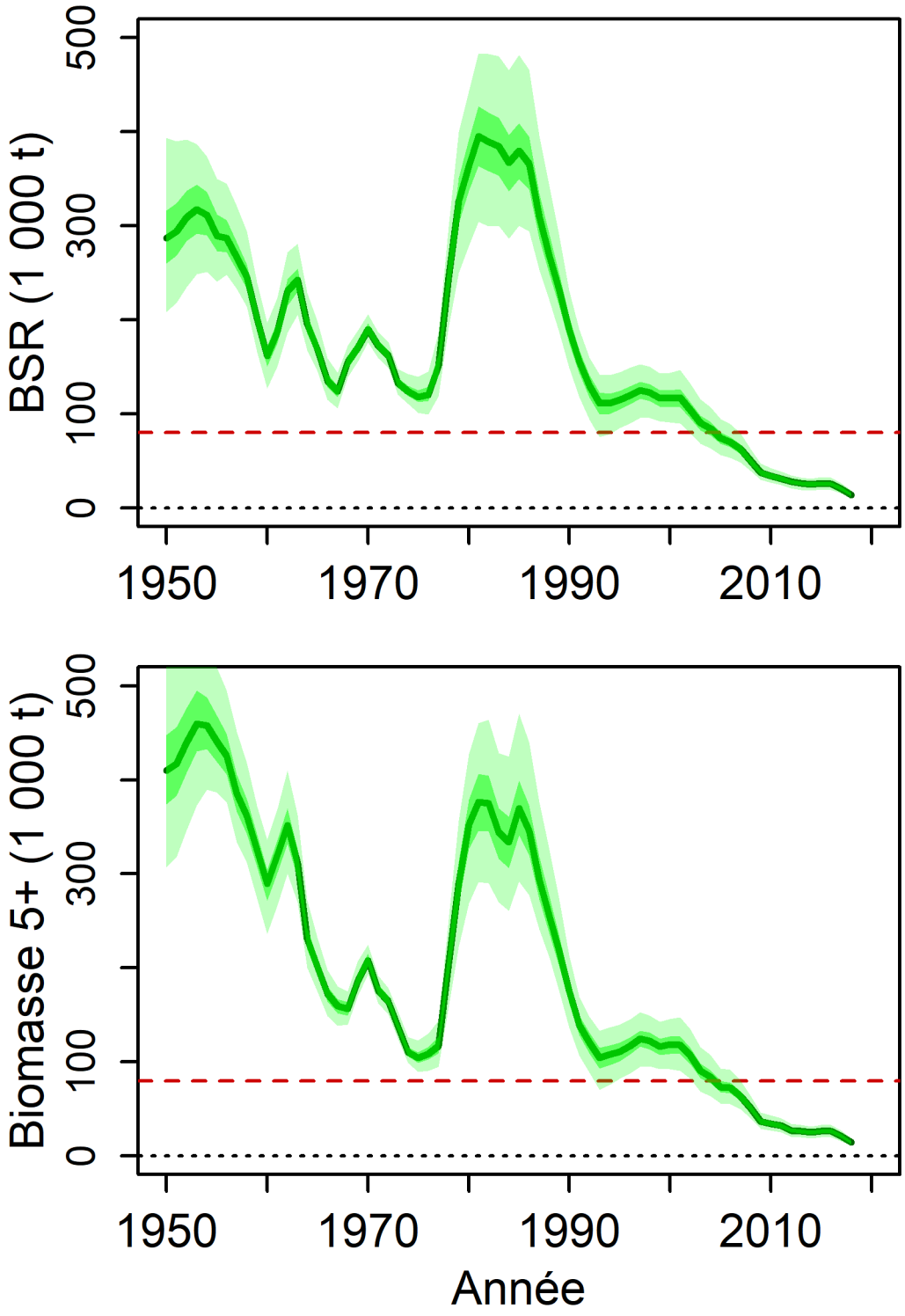

Figure 34. Estimations de la biomasse du stock reproducteur (BSR; rangée du haut) et de la biomasse 5+ (rangée du bas) en milliers de tonnes pour la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes montrent les estimations médianes et les zones ombrées leurs intervalles de crédibilité approximatifs de 95% sur l'échantillonnage MCMC. La ligne rouge pointillée horizontale correspond à la valeur du point de référence limite de 80 000 t de BSR.

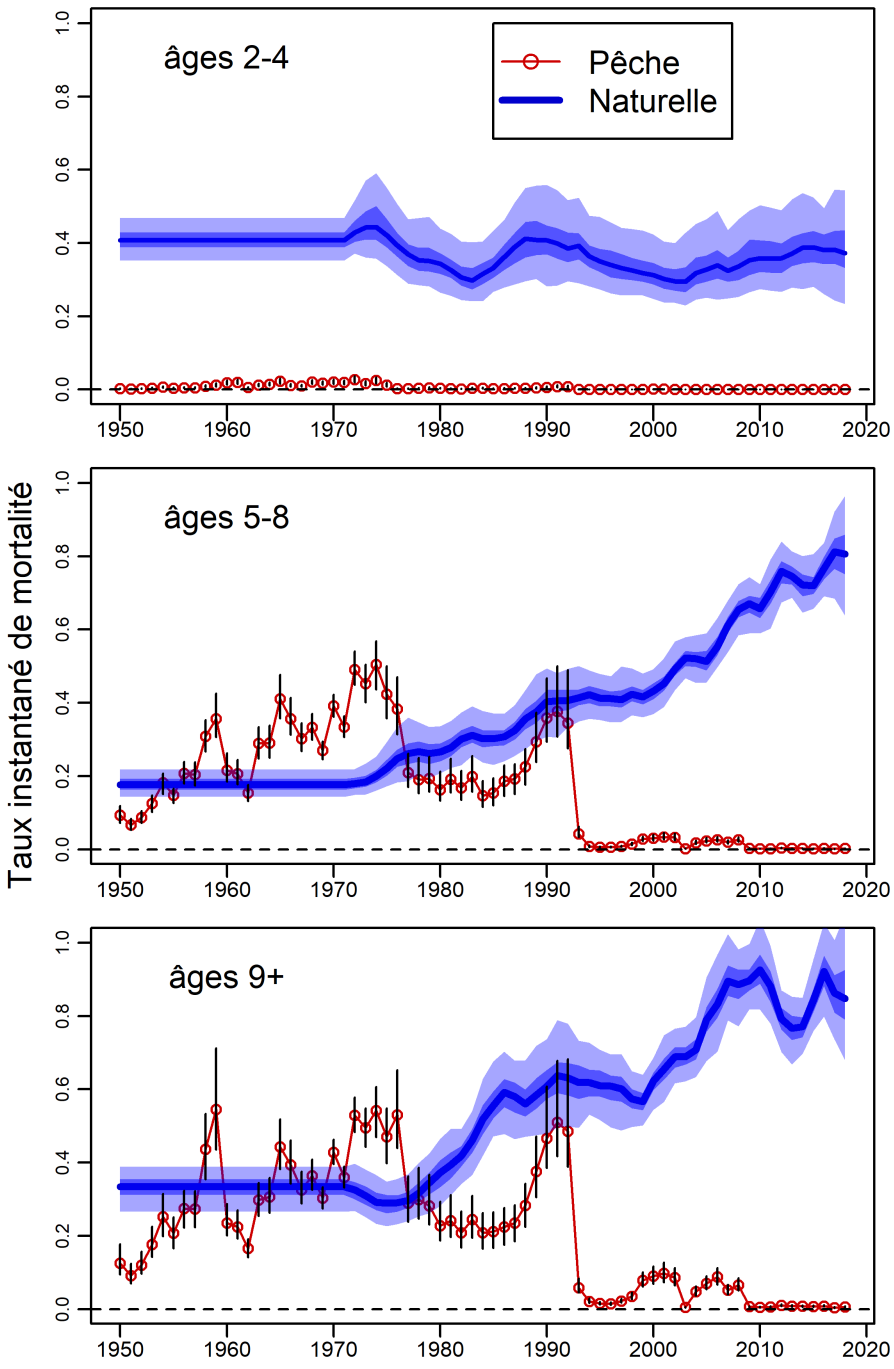

Figure 35. Estimations des taux instantanés de mortalité par pêche (F; symboles de cercle) et naturelle (M; lignes bleues) de la morue franche de sud du golfe du Saint-Laurent pour les âges de 2 à 4 ans (rangée supérieure), de 5 à 8 ans (rangée du milieu) et âges 9+ (rangée du bas), 1950 à 2018. Les cercles et les lignes bleues représentent les estimations médianes, alors que les lignes verticales et les zones ombrées en bleu indiquent leurs intervalles de crédibilité approximatifs de 95% basés sur l'échantillonnage MCMC. Les ombrages bleu foncé indiquent les 50% centraux des estimations. Les valeurs en F sont des moyennes pondérées en fonction de l'abondance des valeurs pour chaque âge au sein des groupes d'âge.

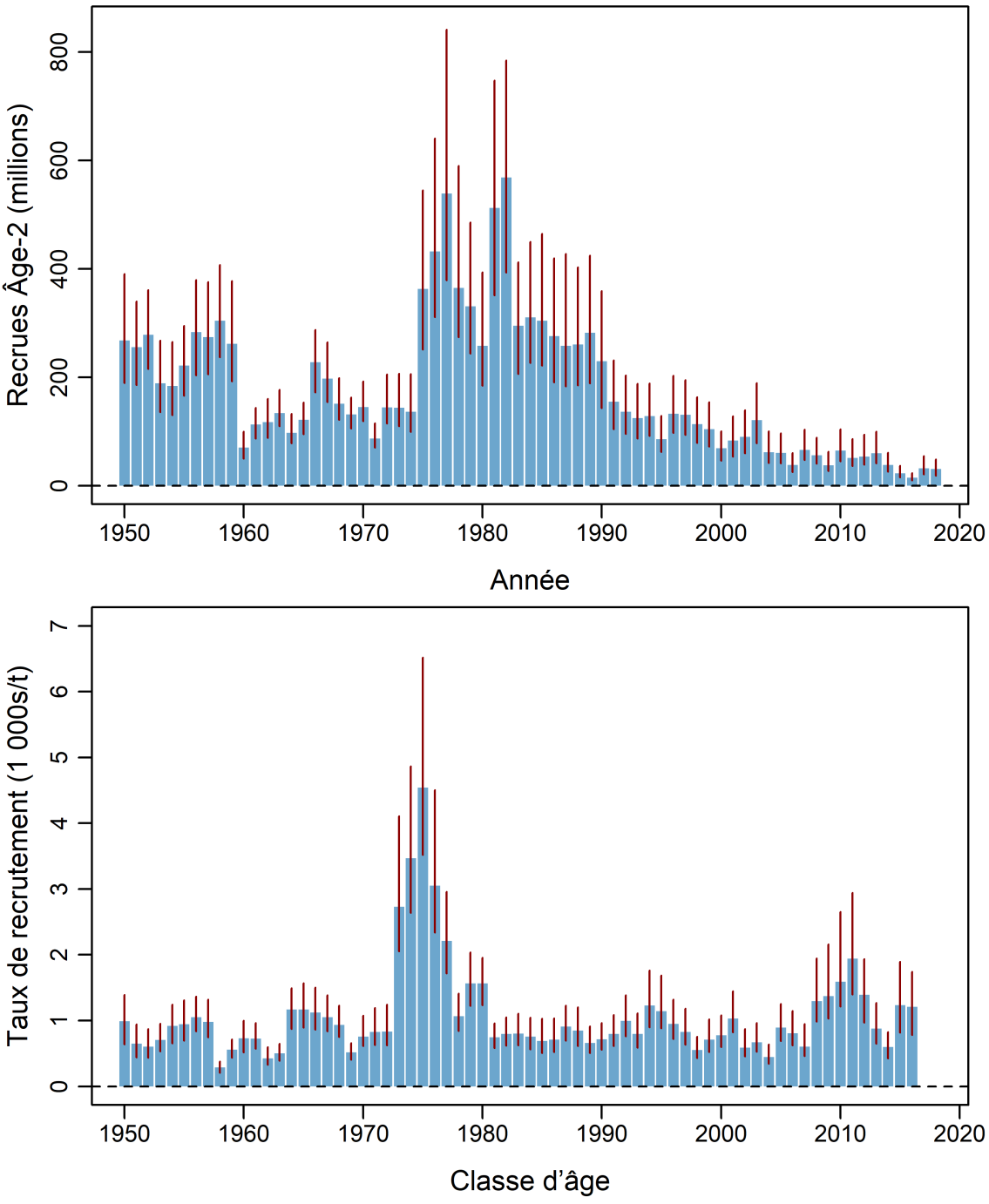

Figure 36. Estimations de l'abondance des recrues (panneau supérieur) et du taux de recrutement (panneau inférieur) d'après le modèle pour la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent. Les barres représentent la valeur médiane et les lignes verticales indiquent les intervalles de crédibilité de 95% basées sur l'échantillonnage MCMC.

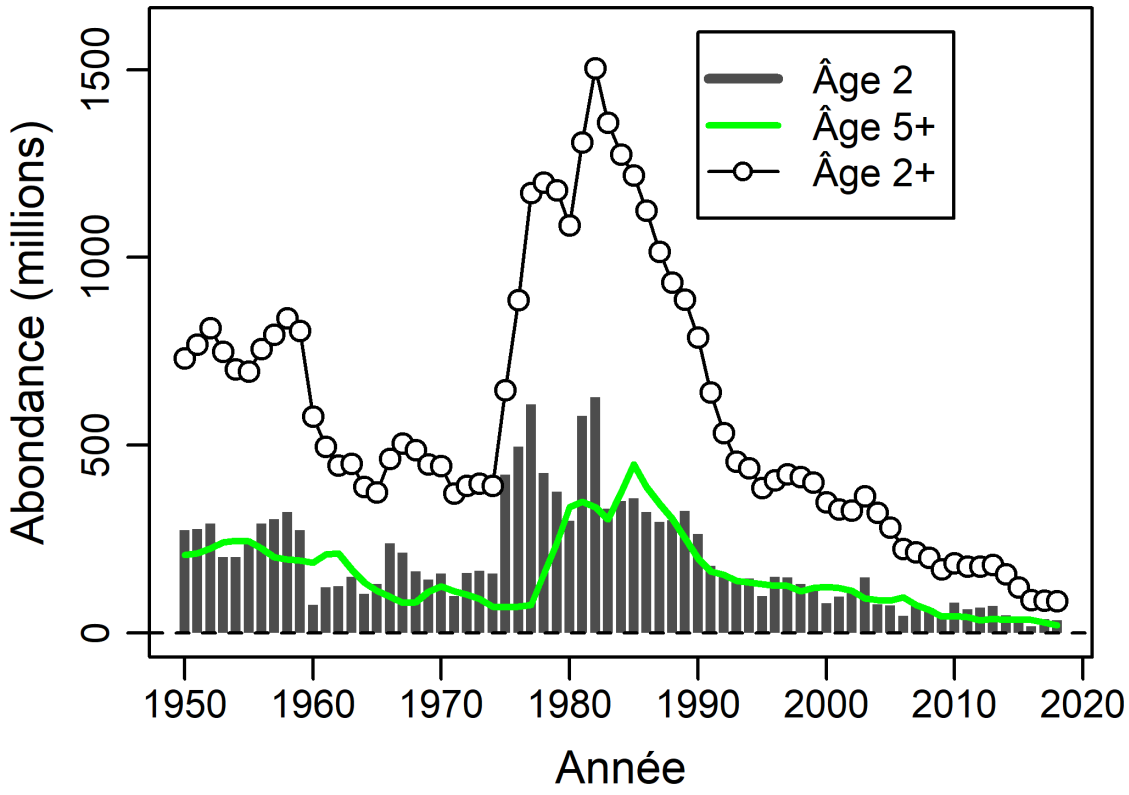

Figure 37. Estimations de l'abondance à l'âge 2 (barres), 2+ (cercles) et 5+ (ligne verte) d'après le modèle pour la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1950 à 2018.

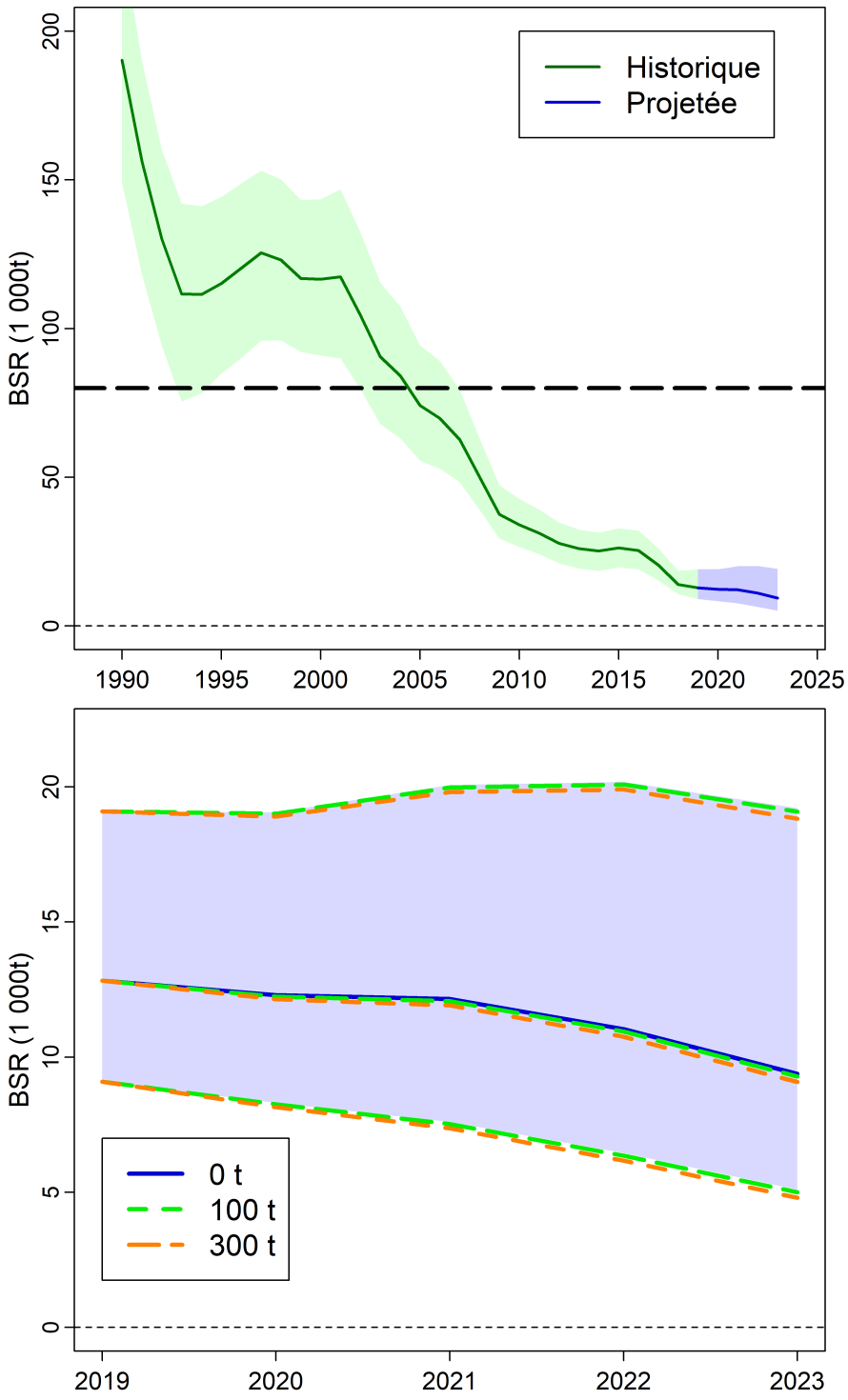

Figure 38. BSR estimée (verte) et projetée (bleue) de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent, d'après le modèle de population. Les projections supposent que les conditions de productivité récentes persistent pendant la projection. Les lignes indiquent l'estimation médiane et les zones ombrées montrent les intervalles de crédibilité de 95% selon l'échantillonnage MCMC de la distribution postérieure. La couleur de trait indique la prise annuelle au cours de la projection. La ligne horizontale noire épaisse correspond au point de référence limite (PRL). La partie inférieure se concentre sur la période de projection de 5 ans.

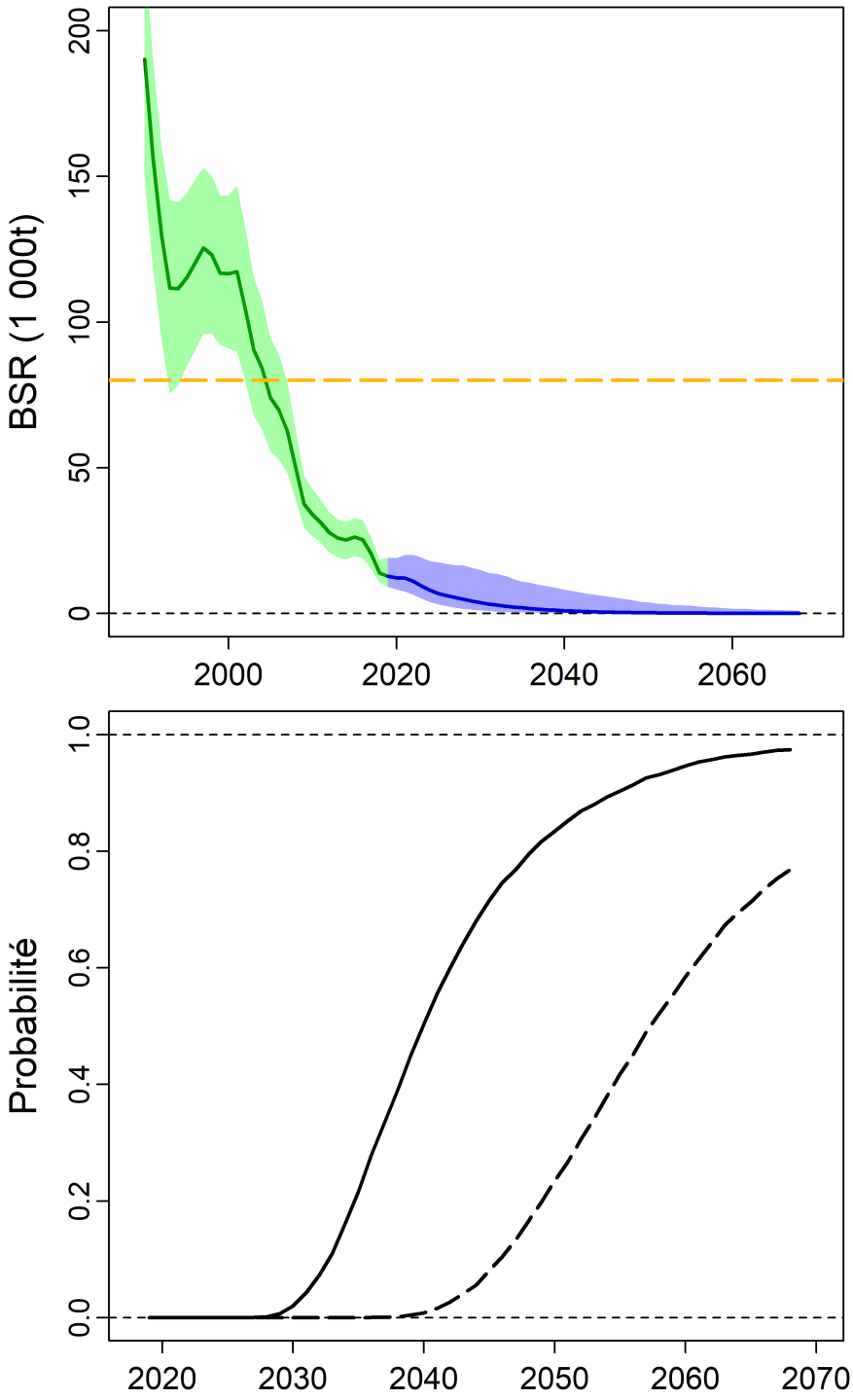

Figure 39. BSR projetée de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent sur 50 ans (panneau supérieur) et la probabilité que la BSR diminue en deçà des valeurs proxies d'extinction (panneau inférieur). Les projections supposent que les conditions de productivité récentes persistent pendant la projection et que les prises par pêche sont nulles pendant la période de projection. Dans le panneau supérieur, les lignes et les zones ombrées indiquent l'estimation médiane de la BSR et son intervalle de crédibilité de 95%, la couleur représente les périodes historique (vert) et de projection (bleue), et la ligne horizontale représente le PRL. Dans le panneau inférieur, les lignes indiquent la probabilité que la BSR soit inférieure aux proxies d'extinction de 1 000 t (lignes continues) ou de 100 t (lignes pointillées).

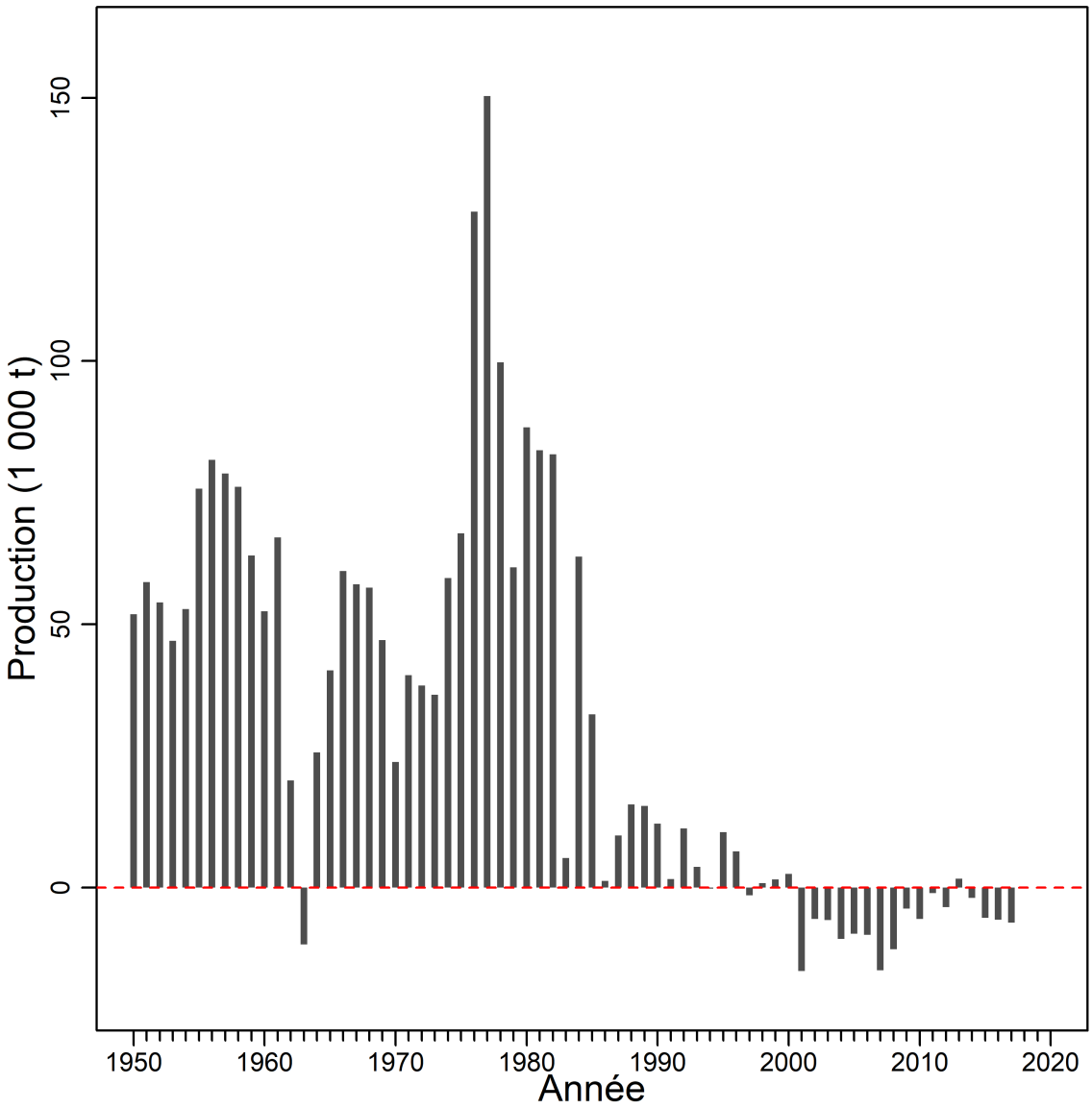

Figure 40. Estimations du modèle de la production annuelle de biomasse de la population de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent, 1950 à 2017.

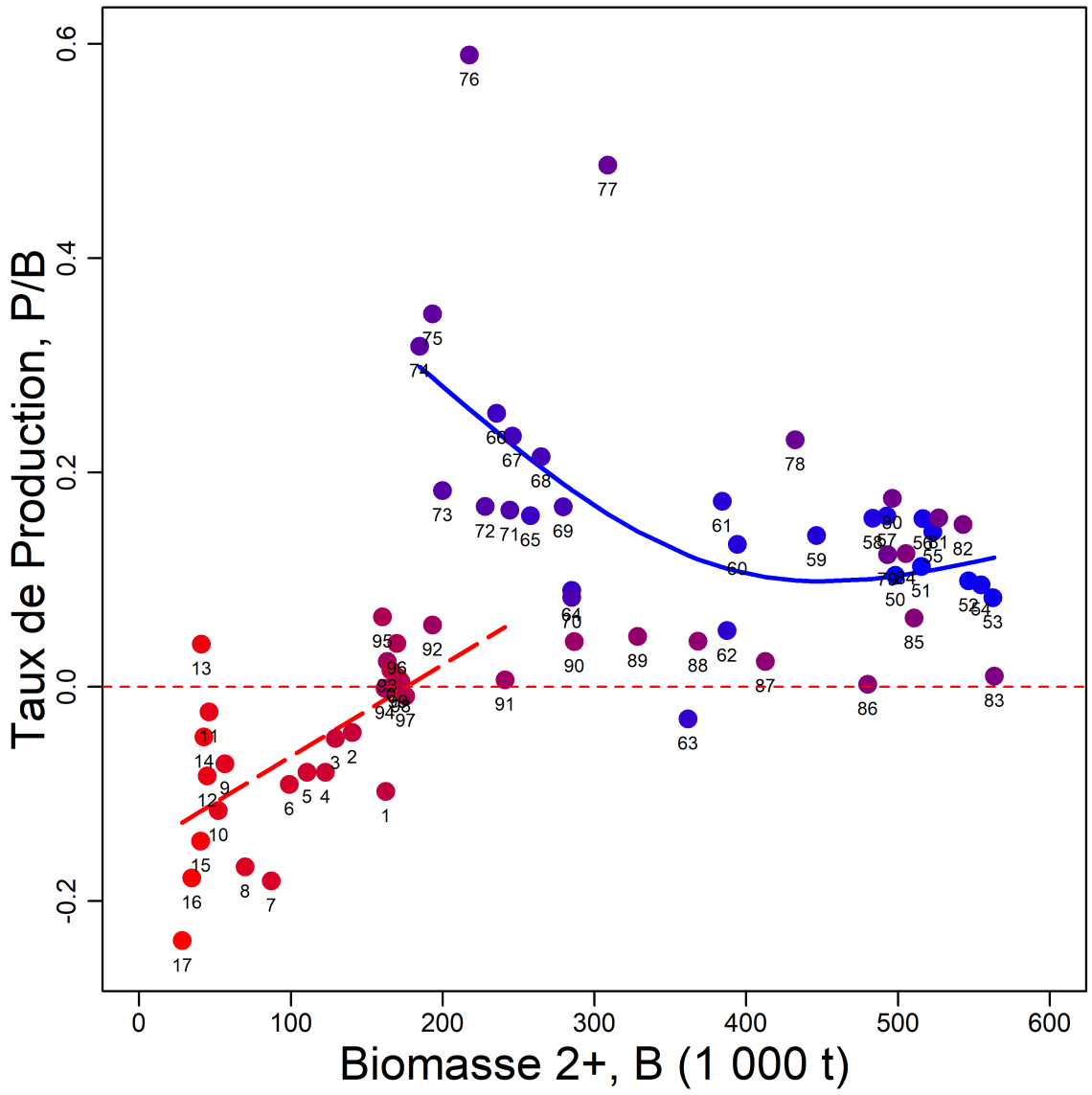

Figure 41. Taux de production annuel (P/B, production de la biomasse de la population par unité de biomasse de la population) par la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent, 1950 à 2017. La couleur du cercle indique l'année (1950-bleu, 2017-rouge). Les cercles sont également annotés par année. La relation entre la biomasse de la population et le taux de production de la population est illustrée par la ligne bleue continue pour la période 1950 à 1990 et la ligne rouge tiretée pour la période 1991 à 2017.

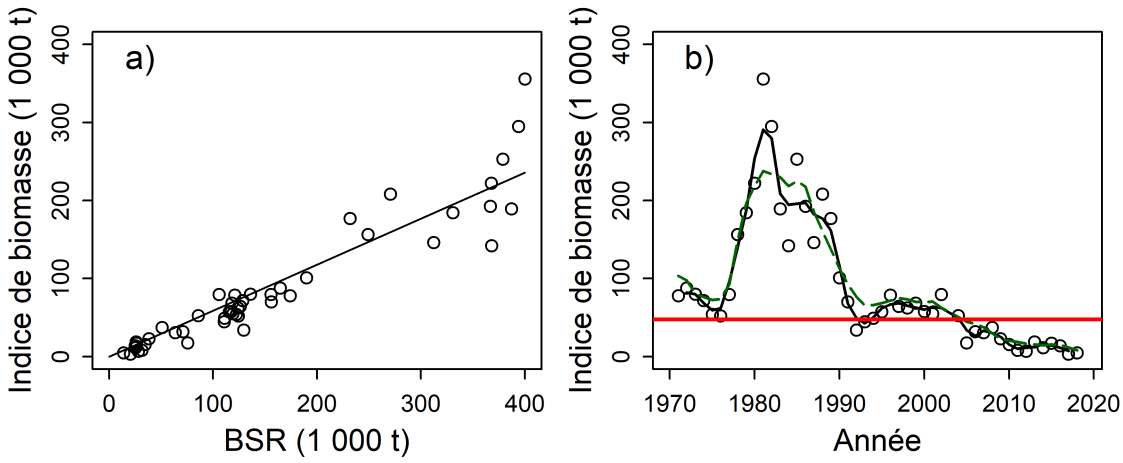

Figure 42. Réajustement du PRL à l'échelle de l'indice de la biomasse de NR pour la morue franche de 42 cm et plus du sud du golfe du Saint-Laurent. Le panneau de gauche (a) montre l'indice de la biomasse à l'échelle de la biomasse chalutable par rapport à la biomasse du stock reproducteur (BSR) d'après le modèle. Les cercles sont l'indice observé et la ligne indique l'indice prédit. Le panneau de droite (b) montre la tendance temporelle de l'indice de biomasse observée (cercles), l'indice prévu à partir de la BSR (ligne verte en pointillés) et la moyenne mobile sur 3 ans de l'indice observé (ligne noire continue). La ligne rouge horizontale dans le panneau b) est la valeur du point de référence limite (PRL) à l'échelle de l'indice de la biomasse, exprimée en biomasse chalutable.

ANNEXE A. DÉBARQUEMENTS PAR MOIS ET ENGINS DE PÊCHE

Tableau A.1. Débarquements (tonnes) par mois et engin de pêche de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent en 2015. Débarquements proviennent des divisions de l'OPANO 4T et 4Vn.

Mois	Chalut	Seine	Filet maillant	Palangre	Pêche à main	Divers	Total
1	-	-	-	0,05	-	-	0,05
2	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-
4	-	-	0,00	0,54	-	-	0,55
5	-	6,12	0,41	1,69	-	-	8,22
6	0,09	3,36	0,45	3,28	-	-	7,19
7	1,78	0,68	0,13	9,94	-	-	12,52
8	2,73	0,01	0,08	47,09	-	0,001	49,91
9	2,12	-	0,20	5,36	-	0,026	7,70
10	-	0,16	0,02	2,67	-	-	2,85
11	-	-	-	4,04	-	-	4,04
12	-	-	-	0,02	-	-	0,02
Total	6,73	10,32	1,28	74,68	-	0,03	93,05

Tableau A.2. Débarquements (tonnes) de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent provenant de la division 4T de l'OPANO en 2015 dans les relevés sentinelle.

Mois	Palangre	Chalut (doublure)	Total
7	0,96	-	0,96
8	2,61	5,65	8,26
9	1,62	-	1,62
10	0,50	-	0,50
11	0,03	-	0,03
12	-	-	0,00
Total	5,72	5,65	11,36

Tableau A.3. Débarquements (tonnes) par mois et engin de pêche de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent en 2016. Débarquements proviennent des divisions de l'OPANO 4T et 4Vn.

Mois	Chalut	Seine	Filet maillant	Palangre	Pêche à main	Divers	Total
1	-	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	0,29	-	-	0,29
3	-	-	-	0,49	-	-	0,49
4	-	-	0,02	16,04	-	-	16,06
5	-	3,03	0,25	2,28	-	-	5,56
6	1,07	3,15	0,27	2,70	-	-	7,20
7	2,08	0,07	0,25	20,64	-	0,01	23,05
8	0,14	0,01	0,93	34,09	-	-	35,16
9	-	0,03	0,07	6,42	-	0,04	6,56
10	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	-	3,75	-	-	3,75
12	-	-	-	0,50	-	-	0,50
Total	3,30	6,29	1,79	87,19	-	0,04	98,61

Tableau A.4. Débarquements (tonnes) de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent provenant de la division 4T de l'OPANO en 2016 dans les relevés sentinelle.

Mois	Palangre	Chalut (doublure)	Total
7	2,21	-	2,21
8	5,09	3,00	8,09
9	4,28	-	4,28
10	2,44	-	2,44
11	0,25	-	0,25
12	-	-	0,00
Total	14,27	3,00	17,27

Tableau A.5. Débarquements (tonnes) par mois et engin de pêche de la morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent en 2017. Débarquements proviennent des divisions de l'OPANO 4T et 4Vn.

Mois	Chalut	Seine	Filet maillant	Palangre	Pêche à main	Divers	Total
1	-	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	0,13	-	-	0,13
3	-	-	-	0,05	-	-	0,05
4	-	-	0,04	3,05	-	-	3,09
5	-	1,48	0,40	3,39	-	-	5,27
6	0,06	2,53	0,70	3,69	-	-	6,97
7	0,04	0,28	1,05	7,88	0,45	0,01	9,71
8	0,02	0,15	0,08	13,86	0,06	-	14,16
9	-	0,20	0,13	4,00	-	0,05	4,38
10	-	-	-	1,94	-	-	1,94
11	-	-	0,07	0,17	-	-	0,23
12	-	-	-	0,32	-	-	0,32
Total	0,12	4,63	2,46	38,47	0,51	0,06	46,25

Tableau A.6. Débarquements (tonnes) de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent provenant de la division 4T de l'OPANO en 2017 dans les relevés sentinelle.

Mois	Palangre	Chalut (doublure)	Total
7	1,74	-	1,74
8	4,20	1,73	5,93
9	3,05	-	3,05
10	1,79	-	1,79
11	0,34	-	0,34
12	-	-	0,00
Total	11,12	1,73	12,85

Tableau A.7. Débarquements (tonnes) de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent provenant de la division 4T de l'OPANO en 2018 dans les relevés sentinelle.

Mois	Palangre	Chalut (doublure)	Total
7	0,30	-	0,30
8	3,35	0,84	4,19
9	2,84	-	2,84
10	3,00	-	3,00
11	0,70	-	0,70
12	-	-	0,00
Total	10,19	0,84	11,03

ANNEXE B. CLÉS ÂGE-LONGUEUR UTILISÉES POUR CALCULER LES PRISES SELON L'ÂGE

Tableau B.1. Clé d'âge-longueur utilisée dans le calcul de la prise à l'âge de 2015 pour la morue du sud du golfe du Saint-Laurent. Abréviations pour engins de pêche: OTB = Chalut à panneaux, SNU = Seine, GN = Filet maillant, LL = Palangre, LHP = Pêche à main. Coefficients longueur-poids (sexes combinés) provenant de la Mission T533 (Sept. 2015): $a = 7,393546e\text{-}06$, $b = 3,041236$.

Clé	Pêche	Longueurs (N)	Âges (N)	Débarquements (t)
1	OTB/SNU - Prises accessoires Avr. - Déc. (pas de doublure)	826	301	17,054
2	GN/LL/LHP - Prises accessoires Avr. - Déc.	480	240	75,912
3	LL - Relevé sentinelle Jul. - Nov.	3644	863	5,716
4	OTN - Relevé sentinelle Août (Doublures)	4482	1154	5,647
Total		-	-	104,329

Tableau B.2. Débarquements (nombres) à l'âge par engin de pêche en 2015. Les nombres des clés d'âge correspondent au Tableau B.1 (Comm. = Commercial, Sent. = Sentinelle, Comb. = Commercial et Sentinelle, D=Doublure, NoD=Pas de doublure).

Âge	OTB/SNU Comm.(NoD)	GN/LL/LHP Comm.	LL Sent	OTB Sent.(D)	Non échantilonné	Total
2	0	0	0	77	0	77
3	0	23	14	644	0	681
4	16	4958	153	1981	4	7112
5	196	9310	672	2165	7	12351
6	911	11068	954	1488	9	14428
7	1458	9304	961	1145	8	12875
8	1241	2872	421	153	3	4690
9	1413	3603	341	107	4	5469
10	1153	4906	291	73	5	6428
11	105	1246	90	15	1	1457
12	79	994	81	21	1	1176
13	62	94	28	5	0	189
14	97	3	37	0	0	137
15	0	0	11	0	0	11
16+	0	0	4	0	0	4
Total (all)	6731	48382	4058	7874	42	67087
Total (3+)	6731	48382	4058	7797	42	67010

Tableau B.3. Clé d'âge-longueur utilisée dans le calcul de la prise à l'âge de 2016 pour la morue du sud du golfe du Saint-Laurent. Abréviations pour engins de pêche: OTB = Chalut à panneaux, SNU = Seine, GN = Filet maillant, LL = Palangre, LHP = Pêche à main. Coefficients longueur-poids (sexes combinés) provenant de la Mission T661 (Sept. 2016): $a = 7,681694e\text{-}06$, $b = 3,022402$.

Clé	Pêche	Longueurs (N)	Âges (N)	Débarquements (t)
1	OTB/SNU - Prises accessoires Avr. - Déc. (pas de doublure)	198	175	9,586
2	GN/LL/LHP - Prises accessoires Avr. - Déc.	955	504	88,207
3	LL - Relevé sentinelle Jul. - Nov.	9223	1423	14,671
4	OTN - Relevé sentinelle Août (Doublures)	3309	655	2,999
Total		-	-	115,463

Tableau B.4. Débarquements (nombres) à l'âge par engin de pêche en 2016. Les nombres des clés d'âge correspondent au Tableau B.3 (Comm. = Commercial, Sent. = Sentinelle, Comb. = Commercial et Sentinelle, D=Doublure, NoD=Pas de doublure).

Âge	OTB/SNU Comm.(NoD)	GN/LL/LHP Comm.	LL Sent	OTB Sent.(D)	Non échantilonné	Total
2	0	0	9	75	0	84
3	0	7	244	669	0	920
4	0	1890	1042	1230	13	4176
5	17	5564	1863	1021	39	8504
6	265	13072	2722	662	94	16815
7	967	10749	2276	364	82	14439
8	1311	10228	1183	236	81	13039
9	532	3086	483	68	25	4194
10	0	2771	345	28	19	3163
11	376	2411	223	20	20	3048
12	60	840	55	8	6	968
13	40	385	53	2	3	482
14	0	1	31	0	0	32
15	25	0	17	0	0	42
16+	0	0	3	0	0	3
Total (all)	3593	51003	10549	4406	384	69934
Total (3+)	3593	51003	10540	4306	384	69825

Tableau B.5. Clé d'âge-longueur utilisée dans le calcul de la prise à l'âge de 2017 pour la morue du sud du golfe du Saint-Laurent. Abréviations pour engins de pêche: OTB = Chalut à panneaux, SNU = Seine, GN = Filet maillant, LL = Palangre, LHP = Pêche à main. Coefficients longueur-poids (sexes combinés) provenant de la Mission T777 (Sept. 2017): $a = 5,954514e\text{-}06$, $b = 3,10324$.

Clé	Pêche	Longueurs (N)	Âges (N)	Débarquements (t)
1	OTB/SNU - Prises accessoires Avr. - Déc. (pas de doublure)	182	141	4,747
2	GN/LL/LHP - Prises accessoires Avr. - Déc.	325	235	41,267
3	LL - Relevé sentinelle Jul. - Nov.	8317	1161	10,788
4	OTN - Relevé sentinelle Août (Doublures)	2258	477	1,732
Total		-	-	58,534

Tableau B.6. Débarquements (nombres) à l'âge par engin de pêche en 2017. Les nombres des clés d'âge correspondent au Tableau B.5 (Comm. = Commercial, Sent. = Sentinelle, Comb. = Commercial et Sentinelle, D=Doublure, NoD=Pas de doublure)

Âge	OTB/SNU Comm.(NoD)	GN/LL/LHP Comm.	LL Sent	OTB Sent.(D)	Non échantilonné	Total
2	0	0	0	145	0	145
3	0	0	158	182	0	340
4	0	535	683	527	2	1747
5	16	1682	1525	655	7	3884
6	145	3499	2027	524	15	6210
7	201	4989	1369	248	21	6828
8	433	3708	958	163	17	5278
9	529	2701	744	63	13	4050
10	134	887	111	17	4	1153
11	53	640	114	4	3	814
12	18	138	43	5	1	204
13	12	178	4	1	1	195
14	22	0	7	0	0	29
15	18	68	9	0	0	94
16+	11	0	0	0	0	11
Total (all)	1591	19024	7750	2688	84	31137
Total (3+)	1591	19024	7750	2388	84	30837

Tableau B.7. Clé d'âge-longueur utilisée dans le calcul de la prise à l'âge de 2018 pour la morue du sud du golfe du Saint-Laurent. Abréviations pour engins de pêche: OTB = Chalut à panneaux, SNU = Seine, GN = Filet maillant, LL = Palangre, LHP = Pêche à main. Coefficients longueur-poids (sexes combinés) provenant de la Mission T896 (Sept. 2018): $a = 7,105257e\text{-}06$, $b = 3,04503$.

Clé	Pêche	Longueurs (N)	Âges (N)	Débarquements (t)
1	OTB/SNU - Prises accessoires Avr. - Déc. (pas de doublure)	45	43	2,245
2	GN/LL/LHP - Prises accessoires & Relevé sentinelle Avr. - Déc.	383	281	55,651
3	OTN - Relevé sentinelle Août (Doublures)	1814	455	0,839
Total		-	-	58,735

Tableau B.8. Débarquements (nombres) à l'âge par engin de pêche en 2018. Les nombres des clés d'âge correspondent au Tableau B.7 (Comm. = Commercial, Sent. = Sentinelle, Comb. = Commercial et Sentinelle, D=Doublure, NoD=Pas de doublure).

Âge	OTB/SNU Comm.(NoD)	GN/LL/LHP Comb.	OTB Sent.(D)	Non échantilonné	Total
2	0	0	230	0	230
3	0	0	461	0	461
4	0	237	229	1	467
5	0	1938	254	10	2202
6	34	5499	155	28	5716
7	141	9502	154	49	9845
8	192	7464	82	39	7775
9	277	4648	31	25	4981
10	68	2099	38	11	2216
11	17	153	3	1	174
12	21	375	2	2	399
13	0	0	0	0	0
14	17	0	0	0	17
15	0	0	0	0	0
16+	0	134	0	1	134
Total (all)	766	32048	1655	165	34633
Total (3+)	766	32048	1408	165	34387