



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/008

Région du Golfe

Évaluation du stock jusqu'en 2022 et exigences scientifiques pour le plan de rétablissement de la Merluche blanche (*Urophycis tenuis*) du sud du golfe du Saint-Laurent, division 4T de l'OPANO

François Turcotte, Daniel Ricard, Jenni L. McDermid, Jolene T. Sutton et
François-Étienne Sylvain

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

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-75477-2 N° cat. Fs70-5/2025-008F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Turcotte, F., Ricard, D., McDermid, J.L., Sutton, J.T. et Sylvain, F.-É. 2025. Évaluation du stock jusqu'en 2022 et exigences scientifiques pour le plan de rétablissement de la Merluche blanche (*Urophycis tenuis*) du sud du golfe du Saint-Laurent, division 4T de l'OPANO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/008. v + 82 p.

Also available in English :

Turcotte, F., Ricard, D., McDermid, J.L., Sutton, J.T. and Sylvain, F.-É. 2025. Southern Gulf of St. Lawrence, NAFO Division 4T, White Hake (Urophycis tenuis): Stock Assessment to 2022 and Rebuilding Plan Scientific Requirements. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/008. v + 78 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. INTRODUCTION	1
2. LA PÊCHE	2
2.1. DÉBARQUEMENTS.....	2
2.2. PÊCHE RÉCRÉATIVE	6
2.3. MESURES DE GESTION	6
2.4. DÉBARQUEMENTS DANS 4VN.....	6
2.5. CAPTURES-À-L'ÂGE DAND LA PÊCHE COMMERCIALE	7
3. RELEVÉS SCIENTIFIQUES	8
3.1. RELEVÉ PAR NAVIRE DE RECHERCHE.....	8
3.1.1. Méthodes	8
3.1.2. Résultats et discussion	10
3.2. RELEVÉ SENTINELLE MOBILE.....	27
4. MODÈLE DE POPULATION.....	27
4.1. MÉTHODES.....	27
4.2. RÉSULTATS ET DISCUSSION	29
5. POINTS DE RÉFÉRENCE	38
5.1. MÉTHODES	38
5.1.1. Relations stock recrues	38
5.1.2. Proxy du MSY selon les directives de l'Approche de Précaution du MPO.....	38
5.1.3. B_0	39
5.2. RÉSULTATS	40
5.2.1. Relations stock recrues	40
5.2.2. Proxy du MSY selon les directives de l'Approche de Précaution du MPO.....	41
5.2.3. B_0	43
5.2.4. Meilleur PRL.....	44
5.2.5. Autres points de référence de l'AP.....	46
5.2.6. État du stock et tendances	47
6. CIBLE ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT	48
7. PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LA CIBLE DE RÉTABLISSEMENT DANS DIFFÉRENTS SCÉNARIOS ENVIRONNEMENTAUX ET/OU DE GESTION	50
7.1. SCÉNARIOS DE PRODUCTIVITÉ	50
7.2. SCÉNARIOS DE PRISES ACCESSOIRES	52
8. STRUCTURE DU STOCK	53
8.1. RELATION LONGUEUR-POIDS.....	55
8.2. LONGUEUR À MATURITÉ	59
8.3. GÉNÉTIQUE	61
8.4. CONCLUSION STRUCTURE DU STOCK.....	61
9. OBJECTIFS MESURABLES SUPPLÉMENTAIRES	62

9.1. STRUCTURE D'ÂGE ET DE TAILLE.....	62
9.2. DISTRIBUTION SPATIALE.....	62
9.3. MAINTENIR LE RECRUTEMENT ÉLEVÉ.....	63
9.4. MORTALITÉ PAR REJET EN MER.....	63
10. HABITAT.....	66
11. COMMENT SUIVRE LE PROGRÈS DU RÉTABLISSEMENT.....	66
12. FRÉQUENCE DE L'EXAMEN PÉRIODIQUE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT.....	67
13. REMERCIEMENTS.....	67
14. RÉFÉRENCES.....	68
ANNEXE A. TABLEAUX.....	72
ANNEXE B. PROCÉDURES POUR REMPLACER LES ANNÉES-STRATES MANQUANTES	82

RÉSUMÉ

Le stock de merluche blanche (*Urophycis tenuis*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) est en dessous de son point de référence limite (PRL) et se trouve dans la zone critique de l'Approche de Précaution (AP). Les nouvelles dispositions sur les stocks de poissons et la *Loi sur les pêches* modifiée obligent légalement Pêches et Océans Canada (MPO) à élaborer un plan de rétablissement pour ce stock. L'évaluation du stock du sGSL a été mise à jour en utilisant des données jusqu'en 2022. La biomasse du stock reproducteur (BSR) en 2022 était de 6,1 kt, et le stock se trouvait dans la zone critique de l'AP. La mortalité par pêche des merluches âgées de 6 ans et plus du sGSL est inférieure à 0,02 depuis 2018. Un examen des points de référence a permis de générer un nouveau PRL basé sur un proxy pour B_{MSY} utilisant le modèle statistique de capture par âge. Avec ce nouveau PRL, il est désormais estimé que le stock est entré dans la zone critique en 1992. Les points de référence supérieurs et cible pour le stock, basés sur le proxy pour B_{MSY} , ont également été calculés. En plus de la probabilité de 75 % que le stock atteigne ou dépasse le PRL, l'objectif de rétablissement devrait inclure que le stock doit se maintenir à ce niveau ou au-delà pendant 5 années consécutives, et les projections de population doivent montrer que le stock est susceptible de continuer sa trajectoire positive sous exploitation pendant 5 années après avoir atteint l'état rétabli. Les projections de population ont montré que le stock est peu susceptible de se rétablir jusqu'à la cible de rétablissement dans les conditions actuelles, même en l'absence de mortalité par pêche. Pour que le stock se rétablisse, les simulations ont montré que des réductions importantes de la mortalité naturelle étaient nécessaires. Les simulations ont également montré que le stock est très vulnérable à des baisses des taux de recrutement. Les projections ont montré qu'avec des prises accessoires de 100 t et 1 000 t, la BSR dans 10 ans serait réduite de 3,3 % et 17,6 %, respectivement, par rapport à l'absence de pêche. Des analyses préliminaires suggèrent que la structure du stock devrait être davantage étudiée, car les paramètres biologiques de la merluche dans l'estuaire du Saint-Laurent sont plus similaires à ceux de la merluche en dehors du sGSL. Des objectifs mesurables supplémentaires pour le plan de rétablissement devraient inclure l'augmentation de la proportion de grandes merluches et de merluches âgées de 5 ans et plus aux moyennes observées historiquement, le retour des merluches sur leurs sites de frai côtiers, ainsi qu'un retour général des merluches dans les eaux côtières du sGSL pendant l'été, où elles étaient historiquement présentes, le maintien du recrutement élevé observé ces dernières années et des efforts accrus pour comprendre les causes des taux de recrutement élevés actuels et comment les promouvoir jusqu'à ce que la structure d'âge se rétablisse, et enfin surveiller de plus près les rejets en mer et les prises accessoires dans les pêches capturant la merluche blanche. Les progrès du rétablissement seront suivis à l'aide de l'indicateur provisoire dérivé d'une enquête annuelle et des modèles d'évaluation des stocks. L'examen périodique du plan de rétablissement devrait correspondre au cycle d'évaluation des stocks de 5 ans avec une mise à jour intermédiaire à mi-parcours.

1. INTRODUCTION

La merluche blanche (*Urophycis tenuis*; ci-après merluche) était historiquement un poisson de fond d'importance commerciale dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), se classant troisième ou quatrième en termes de débarquements annuels. Cependant, la pêche dirigée de la merluche blanche a été fermée en 1995 en raison de sa faible abondance, et cette pêche est restée sous moratoire depuis. L'unité de gestion de la merluche dans le sGSL comprend la division 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) et la portion nord de la sous-division 4Vn (COSEPAC 2013; Figure 1.1). La merluche dans le sGSL est génétiquement distincte de celle des autres régions de l'Atlantique canadien (Roy *et al.* 2012), et une récente étude génétique suggère qu'au moins deux populations génétiques de merluche coexistent dans le sGSL (Sylvain, F.-E., Comm. Pers.) En 2013, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué l'unité désignable du sGSL comme étant en voie de disparition, tandis que l'unité désignable de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent a été évaluée comme menacée (COSEPAC 2013).

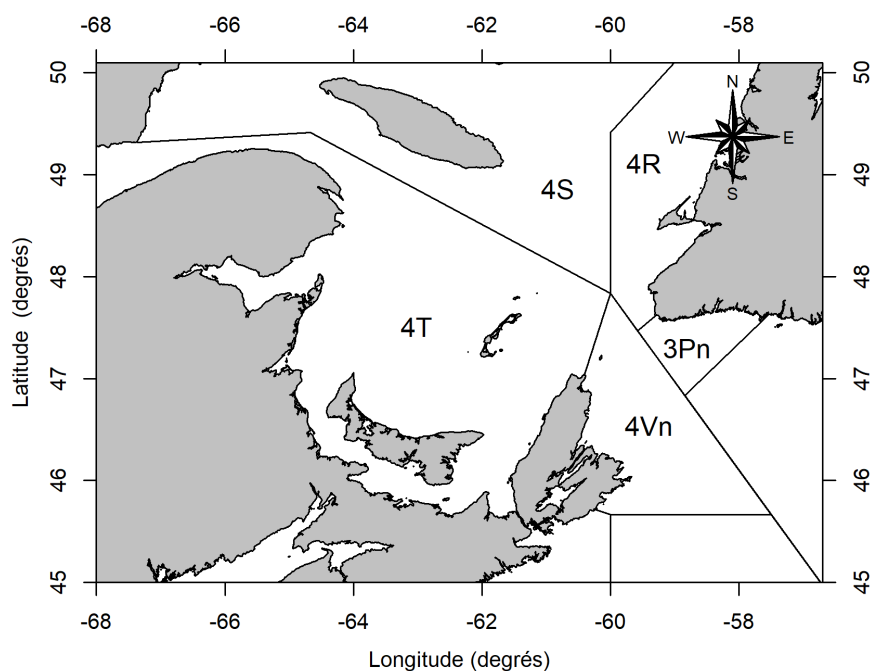


Figure 1.1 : Les divisions de l'OPANO dans la zone du golfe du Saint-Laurent. Les zones de l'unité sont indiquées pour la division 4T.

Comme dans les évaluations précédentes, il est supposé que le statut du stock et le potentiel de rétablissement de la merluche du sGSL peuvent être évalués sur la base de l'analyse de l'unité de gestion 4T (Swain *et al.* 2016). La dernière mise à jour de l'évaluation de la merluche du sGSL a rapporté que la biomasse du stock reproducteur (BSR) était restée en dessous du point de référence limite (PRL) jusqu'en 2019, l'année terminale de l'évaluation du stock (Rolland *et al.* 2022a). En vertu des dispositions sur les stocks de poissons s.6.2 dans la Loi modifiée sur les pêches (2019) et le règlement modifié sur les pêches, un plan de rétablissement pour un stock de poissons majeur prescrit doit être élaboré dans les 24 mois suivant la première connaissance par le ministre que le stock a diminué à ou en dessous de son PRL. Si un stock est déjà à ou en dessous de son PRL lorsqu'il est prescrit en vertu des dispositions sur les stocks de poissons, le délai de 24 mois pour élaborer un plan de

rétablissement commence le jour où le stock est prescrit dans la réglementation, ce qui est arrivé le 4 avril 2022 pour l'unité désignable de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent.

Les objectifs spécifiques de ce document sont : i) mettre à jour les débarquements de la pêche commerciale, les indices des relevés, les entrées et résultats du modèle de population jusqu'en 2022 ; ii) examiner et mettre à jour le PRL actuel et établir le statut du stock par rapport au PRL recommandé ; iii) fournir des avis sur la sélection d'une cible de rétablissement ; iv) calculer et évaluer la probabilité d'atteindre la cible de rétablissement dans un délai spécifié sous divers scénarios de productivité et de gestion de la pêche ; v) proposer des objectifs mesurables supplémentaires ; vi) identifier des indicateurs pour suivre les progrès du rétablissement ; et vii) fournir des avis sur la fréquence de l'examen périodique du plan de rétablissement.

2. LA PÊCHE

2.1. DÉBARQUEMENTS

Les débarquements ont fluctué entre environ 4 000 et 7 000 tonnes (t) entre 1961 et 1978 (Tableau A1, Figure 2.1). Les débarquements ont ensuite augmenté fortement pour atteindre un pic de 14 000 t en 1981, suivi d'une baisse rapide à une moyenne de 5 000 t entre 1985 et 1992. La pêche à la merluche blanche n'était pas gérée par un TAC (total autorisé des captures) avant l'établissement d'un quota de précaution de 12 000 t pour la pêche de 1982. Le TAC a ensuite été réduit à 9 400 t en 1987, 5 500 t en 1988, 3 600 t en 1993 et 2 000 t en 1994. À la suite de consultations avec l'industrie en 1994, le Conseil pour la conservation des ressources halieutiques a recommandé qu'« il n'y ait pas de pêche dirigée pour la merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO en 1995 et que les prises accessoires soient maintenues au niveau le plus bas possible ». En réponse à ces recommandations, la pêche à la merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO a été fermée en janvier 1995 et est restée sous moratoire depuis. Avec la fermeture de la pêche dirigée à la merluche, les débarquements déclarés sont passés de 1 042 t en 1994 à 71 t en 1995, mais ont ensuite augmenté progressivement à 400 t en 1999. Depuis lors, les débarquements annuels déclarés ont diminué pour atteindre un niveau d'environ 30 t entre 2006 et 2016, puis 15-20 t.

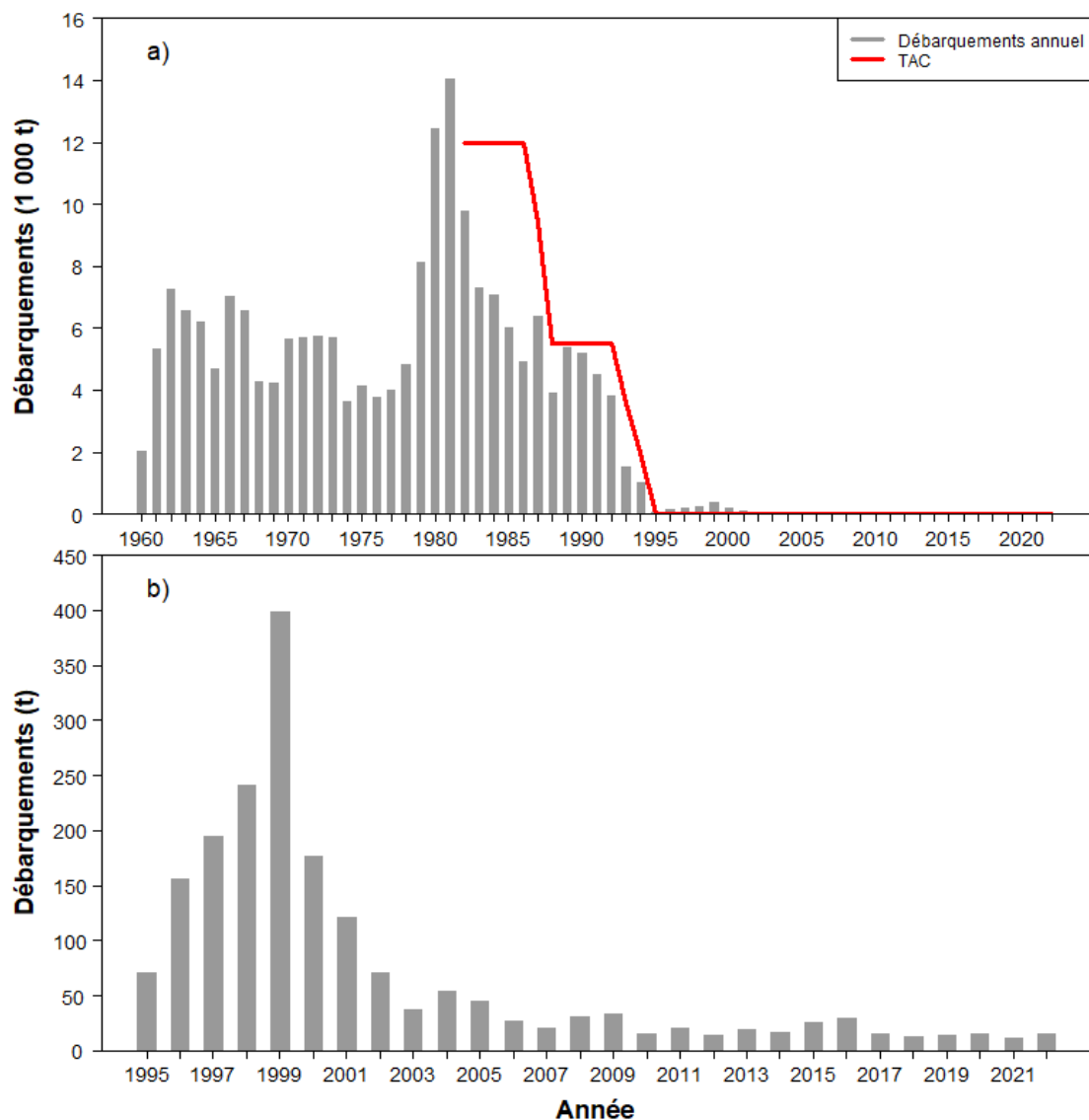


Figure 2.1 : Débarquements et total autorisé des captures (TAC) pour la merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO, de 1960 à 2022 (panneau supérieur a), débarquements en milliers de tonnes). Le panneau inférieur (b), débarquements en tonnes, montre les débarquements de merluche blanche après le moratoire de 1995.

Avant le moratoire, la pêche à la merluche était principalement effectuée par de petits navires côtiers utilisant des engins fixes et mobiles, chacun de ces deux types d'engins représentant environ 50 % des débarquements (Figure 2.2). Depuis le moratoire, les débarquements provenaient principalement des régions à l'est du sGSL, dans les zones unitaires 4Tf et 4Tg (Figure 2.2). Jusqu'à récemment, les débarquements provenaient en grande majorité des eaux côtières peu profondes de 4Tg, en particulier de la baie St. Georges.

L'importance de 4Tf a augmenté depuis le début des années 2000, avec plus de 70 % des débarquements provenant de cette zone entre 2010 et 2017. Les régions de l'ouest du sGSL, notamment 4TI, étaient également une source de débarquements avant le moratoire, mais elles sont maintenant d'une importance négligeable. Les débarquements provenant des zones situées à l'ouest des hauts-fonds des Îles-de-la-Madeleine (4Topq) étaient négligeables avant le

moratoire, représentant en moyenne moins de 1 % des débarquements. L'importance des zones unitaires 4Topq a récemment augmenté pour atteindre près de 50 % des débarquements entre 2018 et 2022. Jusqu'à récemment, les débarquements avaient lieu principalement de juillet à septembre, mais ils se produisent désormais principalement en juin et juillet (Figure 2.2).

Depuis la fermeture de la pêche dirigée, la majorité des captures de merluche blanche proviennent de sorties où les principales espèces capturées étaient la merluche blanche, la morue franche (*Gadus morhua*), le sébaste (*Sebastes spp.*), le turbot (*Reinhardtius hippoglossoides*) et le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) (panneau inférieur de la Figure 2.3). Les sorties ciblant spécifiquement la merluche blanche constituaient la source principale des débarquements de merluche blanche du milieu des années 1990 jusqu'au début des années 2000. Les sorties ciblant la morue franche et la plie rouge (*Glyptocephalus cynoglossus*) étaient la source principale au milieu des années 2000, et les sorties ciblant le sébaste et le turbot sont devenues prédominantes depuis la fin des années 2000. Au cours des cinq dernières années, la majorité des captures de merluche blanche provenaient des pêches ciblant le turbot, le sébaste et le flétan de l'Atlantique.

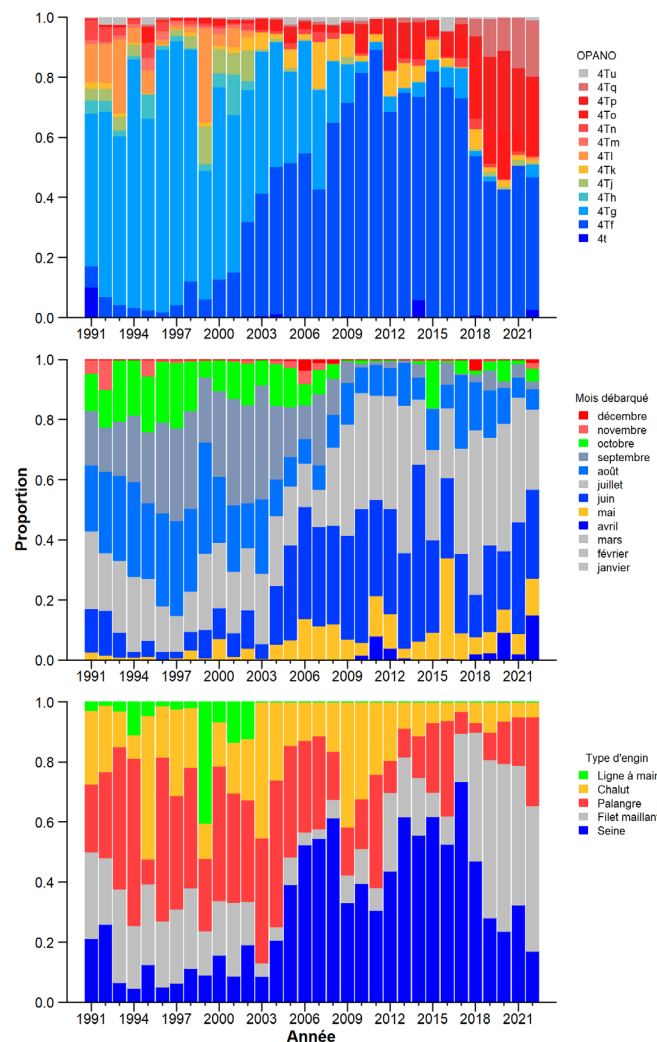


Figure 2.2 : Proportion des débarquements annuels de merluche blanche dans les divisions 4T de l'OPANO par sous-division de l'OPANO (panneau supérieur), par mois (panneau central) et par type d'engin de pêche (panneau inférieur), de 1991 à 2022.

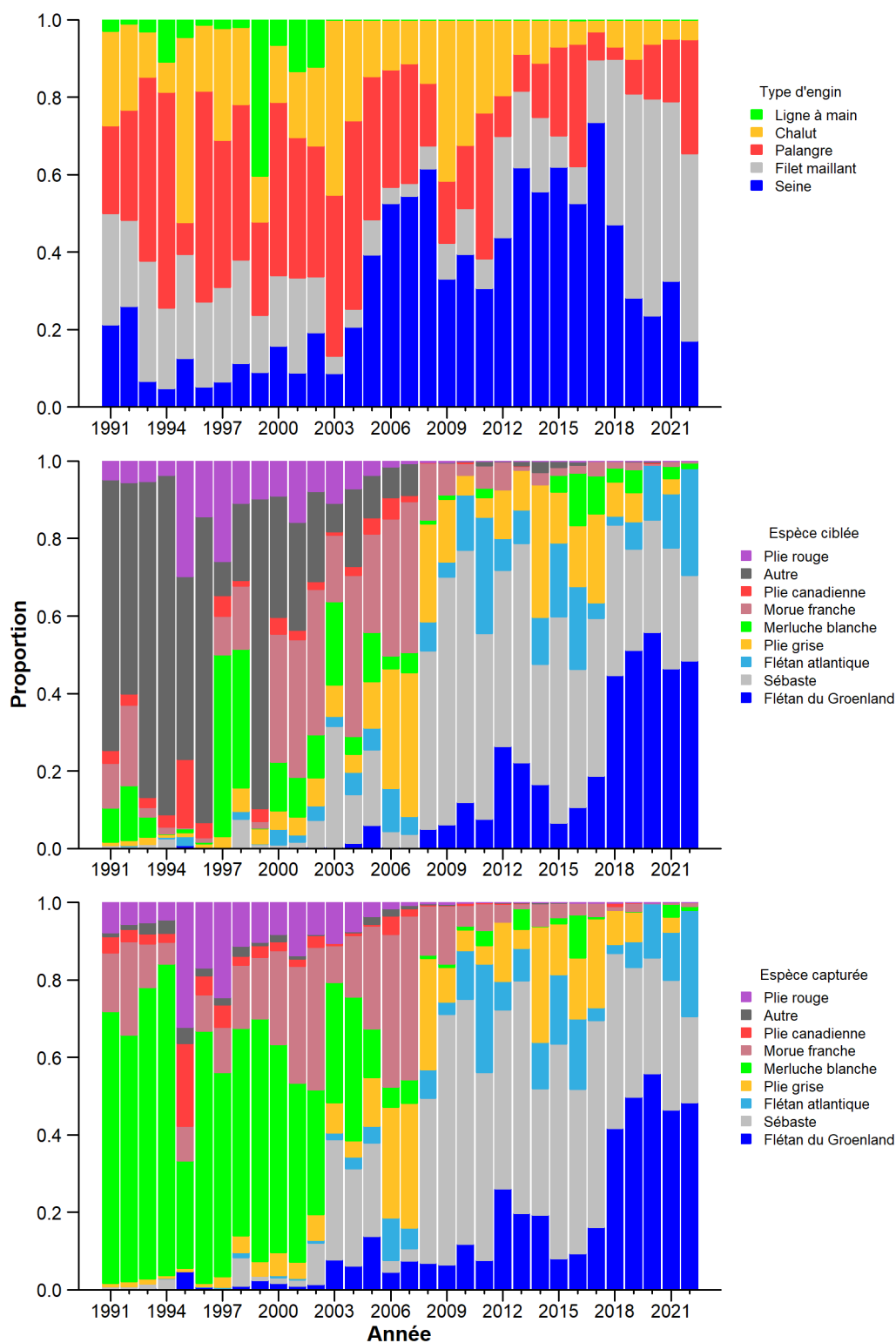


Figure 2.3 : Proportion des débarquements annuels de merluche blanche dans les divisions 4T de l'OPANO par type d'engin de pêche (panneau supérieur), par espèce cible de pêche (panneau central) et par espèce principale capturée (panneau inférieur), de 1991 à 2022.

2.2. PÊCHE RÉCRÉATIVE

Une pêche récréative de poissons de fond reste ouverte dans la division 4T. La pêche se fait à la ligne ou à la canne pendant une saison de cinq semaines. La période de la saison est variable, allant du 12 juillet au 17 août dans certaines zones et du 30 août au 5 octobre à l'Île-du-Prince-Édouard. Aucune licence n'est requise pour cette pêche, mais il y a une limite quotidienne de 5 morues et/ou merluches blanches. Les débarquements de cette pêche sont inconnus, mais selon des informations anecdotiques, la capture estimée dans la baie St. Georges (la zone où les densités de merluche sont les plus élevées en bordure) est de 500 kg (0,5 t) par an. Il existe également une pêche à la location pour poissons de fond dans la division 4T avec une couverture d'observateurs de 5 %. Aucune capture de merluche blanche n'a été signalée pour cette pêche.

2.3. MESURES DE GESTION

Depuis la fermeture de la pêche dirigée à la merluche blanche, un quota de 30 t a été établi pour les prises accessoires dans les pêches commerciales, ainsi que pour les pêches récréatives, scientifiques et autochtones dans la division 4T. Il existe également un plafond pour les prises accessoires de 90 t pour la pêche dans la division 4Vn. Plusieurs mesures de gestion ont été mises en place pour minimiser les prises accessoires de merluche blanche. Dans la zone de gestion 4T, la prise accessoire maximale de merluche blanche est de 15 % du poids des captures des espèces ciblées par voyage de pêche pour le sébaste et de 10 % pour les autres espèces.

En plus des limites de prises accessoires, un protocole pour les petits poissons est appliqué. La pêche aux poissons de fond est fermée si la proportion de petits poissons (c'est-à-dire des poissons de < 45 cm de longueur) dépasse 15 % des captures en nombre. Afin de minimiser encore davantage les prises accessoires de merluche blanche, des saisons de pêche restrictives ont été mises en place pour les secteurs des engins fixes et mobiles visant d'autres espèces. L'objectif de cette mesure de gestion était de permettre à la migration printanière de la merluche de se dérouler dans les zones côtières avant l'ouverture de la zone à la pêche aux poissons de fond. La saison de pêche pour les engins mobiles dans la partie orientale du détroit de Northumberland a été ajustée pour commencer le 15 juillet afin de permettre à la merluche de frayer avant toute activité de pêche. De plus, à l'exception de l'activité de pêche sentinelle, il n'y a pas eu de pêche à la palangre dans la baie de St. George depuis l'établissement du moratoire. Une mesure de conservation supplémentaire mise en place en 1995 pour protéger la merluche blanche lors de leur migration annuelle vers et depuis les zones de hivernage en dehors de la division 4T a été la fermeture de la pêche dirigée pour la merluche blanche dans les divisions et sous-divisions de l'OPANO 4RS, 3Pn et 4Vn, de janvier à avril. Actuellement, aucune pêche dirigée à la merluche blanche n'est permise dans les divisions 4VWX5 de l'OPANO à tout moment de l'année.

2.4. DÉBARQUEMENTS DANS 4VN

Bien que la modélisation de la population pour cette évaluation intègre uniquement les captures des pêches et des relevés dans la zone 4T, la zone géographique attribuée à l'unité désignable (UD) du sGSL inclut une petite région située en dehors de cette zone, soit la portion nord-ouest de la sous-division 4Vn de l'OPANO (Roy *et al.* 2012; leur Figure 3a). Les débarquements dans la sous-division 4Vn représentaient une petite fraction de ceux de la division 4T avant le moratoire sur la pêche dirigée, mais ont été d'une ampleur similaire à ceux de 4T depuis environ l'an 2000 (Tableau A3). Étant donné la répartition spatiale des captures dans la sous-division 4Vn, plus de la moitié des captures dans cette zone proviendrait probablement de poissons de l'UD du sGSL. Cependant, les captures dans la sous-division 4Vn représentaient

une petite fraction des captures totales de l'UD avant la fermeture de la pêche dirigée, et les captures totales, incluant celles de 4Vn, ont été très faibles depuis le moratoire de 1995. Par conséquent, l'effet d'exclure les captures de la sous-division 4Vn des modèles de population, comme dans les évaluations précédentes, devrait être minime.

2.5. CAPTURES-À-L'ÂGE DAND LA PÊCHE COMMERCIALE

Les captures par âge de la pêche, ainsi que les longueurs moyennes et les poids par âge dans les débarquements, ont été mises à jour pour la période de 2019 à 2022. Les fréquences de longueur des merluches capturées avec des engins de pêche commerciale (chalut, senne, filet maillant, palangre) ont été obtenues pour les années 2010 à 2019, ainsi que des programmes d'échantillonnage dans les ports et/ou d'observateurs en mer, lorsque disponibles. Les fréquences de longueur spécifiques à chaque type d'engin ont été pondérées par les débarquements annuels pour produire des fréquences de longueur annuelles. Les clés âge-longueur utilisées pour mettre à jour les captures par âge proviennent des données des relevés des navires de recherche (NR) regroupées pour les années 2010 à 2014. La Figure 2.4 montre les proportions standardisées par âge au fil des années pour les âges de 3 à 10 ans et les années 1978 à 2022. La proportion de poissons âgés de 7 ans et plus dans les captures a diminué régulièrement au cours de la série chronologique. Les captures de la période 2019 à 2022 étaient composées principalement de poissons âgés de 3 à 5 ans.

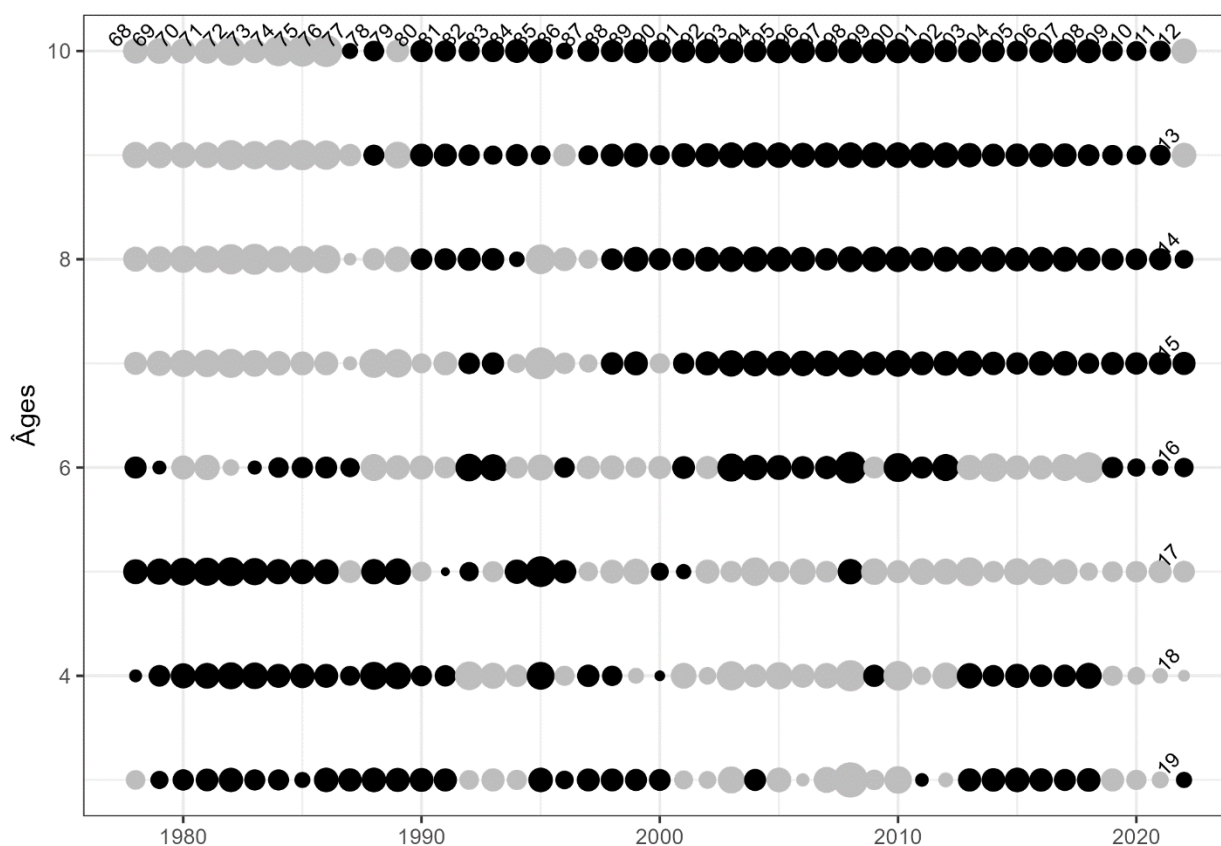


Figure 2.4 : Proportions standardisées des captures de merluche blanche provenant de la pêche commerciale par âge au fil des années pour les âges de 3 à 10 ans et les années 1978 à 2022.

3. RELEVÉS SCIENTIFIQUES

3.1. RELEVÉ PAR NAVIRE DE RECHERCHE

3.1.1. Méthodes

Un relevé scientifique multi-espèces au chalut de fond (NR) du sGSL est effectué chaque septembre depuis 1971 (pour plus de détails, voir Hurlbut et Clay 1990 et Chadwick *et al.* 2007). Ce relevé utilise un plan stratifié aléatoire, avec une stratification basée sur la profondeur et la région géographique (Figure 3.1). Plusieurs changements de navires et d'engins de pêche ont eu lieu au cours de la période du relevé (Figure 3.2), le NGCC Teleost utilisant un chalut Western IIA étant la plateforme de référence pour les analyses. Des facteurs de conversion ont été appliqués aux données du relevé de septembre afin que toutes les captures soient ajustées à un trait standard de 1,75 milles nautiques de jour avec le NGCC Teleost utilisant un chalut Western IIA. Les facteurs de conversion utilisés sont ceux estimés par Benoît et Swain (2003) et Benoît et Yin (2023).

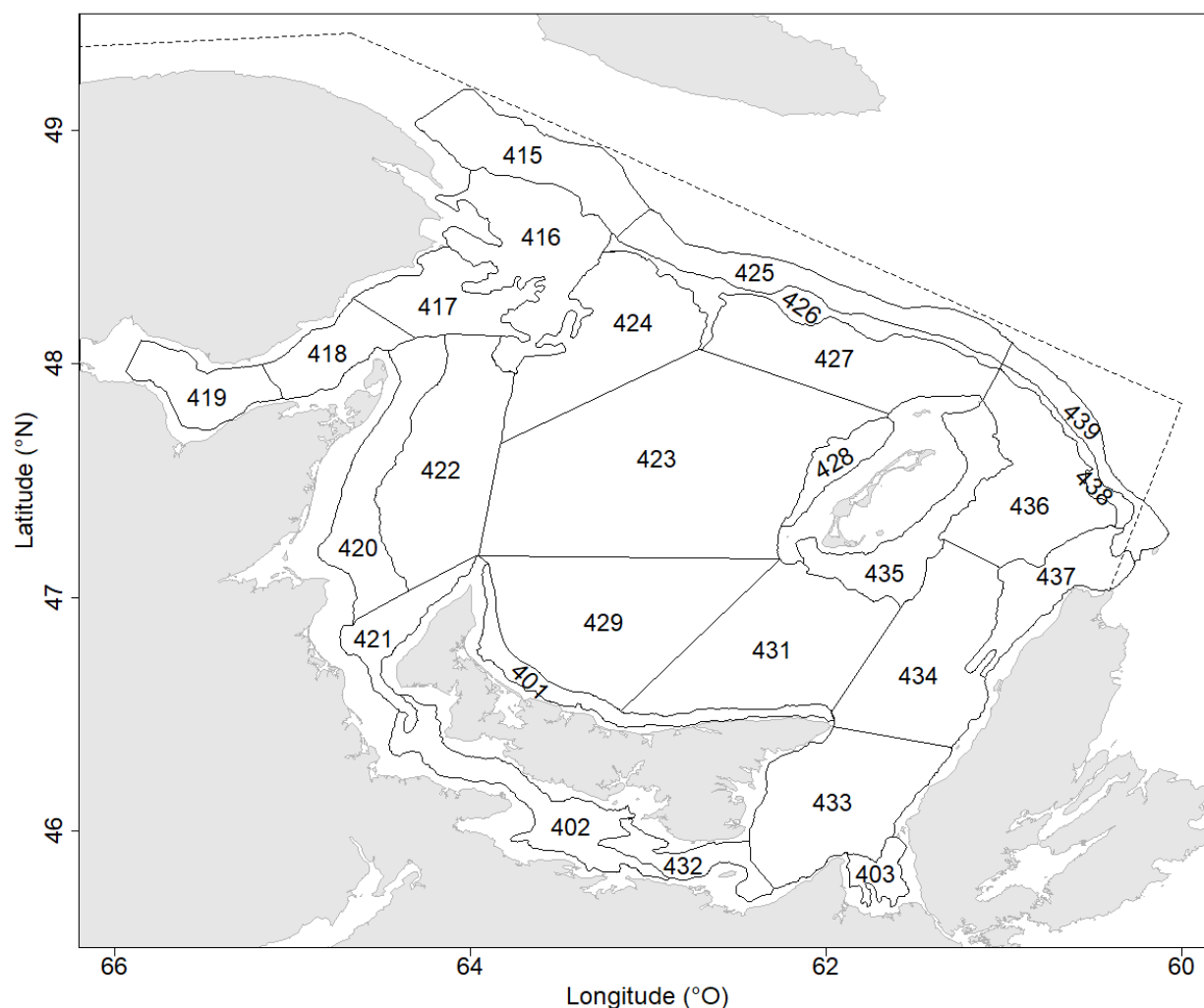


Figure 3.1 : Schéma de stratification utilisé pour les relevés sentinelles d'août et les relevés scientifiques de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

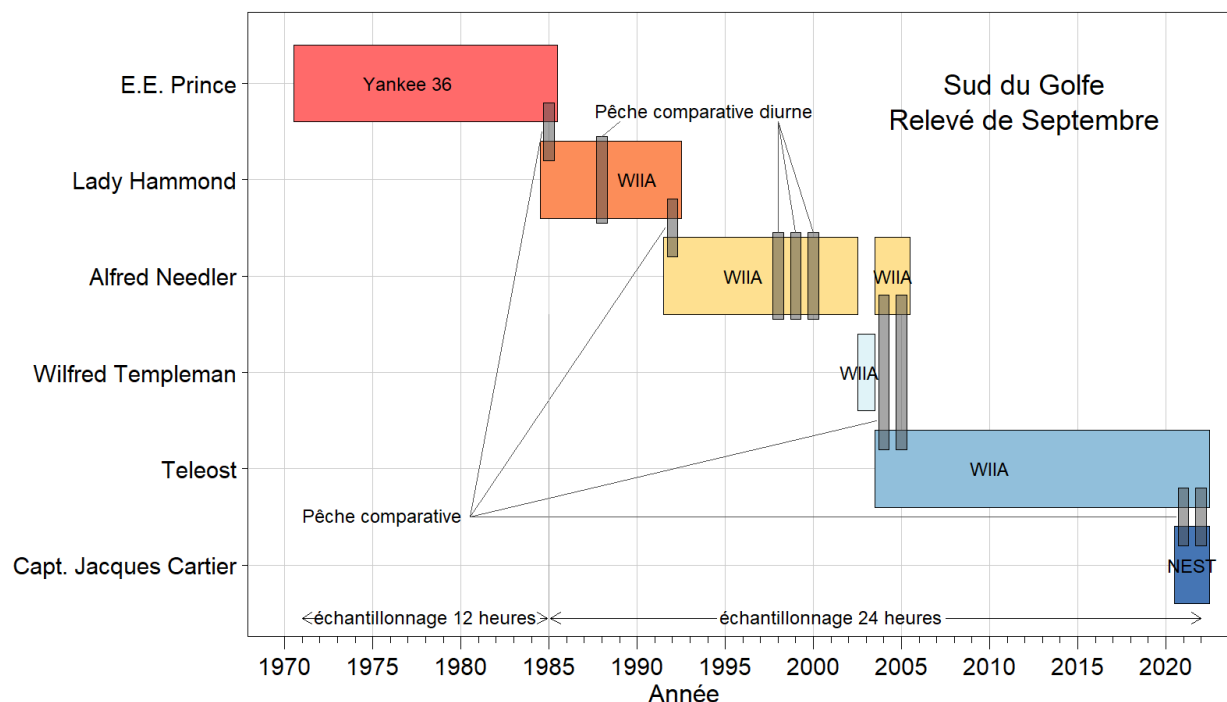


Figure 3.2 : Chronologie des navires de recherche et des types d'engins utilisés lors du relevé dans le sud du golfe du Saint-Laurent. L'axe des abscisses indique les années, l'axe des ordonnées montre les noms des navires, et le type d'engin utilisé est inscrit sur chaque rectangle. Les expériences de pêche comparative sont identifiées par des polygones gris chevauchant les plateformes de relevé comparées.

3.1.1.1. Abondance, distribution et intrants du modèle de population

Conformément à Swain *et al.* (2012), les poissons de 45 cm et plus et âgés de 4 ans et plus ont été considérés comme matures dans la construction des indices. Ainsi, les indices pour la période 1971 à 2022 sont calculés pour les strates 415 à 439 et sont présentés séparément pour les merluches juvéniles et adultes.

L'interpolation spatiale des captures (kg/trait) a été réalisée en utilisant un poids inversement proportionnel à la distance (pondération par distance inverse, PDI), via la fonction « idw » du package R gstat (Pebesma 2004; Gräler *et al.* 2016). Pour obtenir une représentation visuellement adaptée des données de captures disponibles, la méthode PDI utilise une valeur du paramètre de puissance de 10. Les prédictions PDI sont effectuées sur une grille fixe avec une résolution de 200 par 200 sur la boîte englobante des données géoréférencées du relevé. Des cartes de distribution ont été générées pour tous les individus, ainsi que séparément pour les merluches juvéniles et adultes.

Les indices suivants ont été calculés en utilisant les méthodes détaillées dans Swain et Sinclair (1994). Les données du relevé des NR utilisées comme entrées pour le modèle de population couvrent les années 1978 à 2022 (les années 1971 à 1977 ont été exclues, car 1978 est la première année disposant de données fiables sur les captures par âge dans la pêche). L'abondance et la biomasse par trait pour les strates-années manquantes ont été estimées à partir des strates adjacentes, et les moyennes stratifiées annuelles ont ensuite été calculées pour les strates 415-439. Les détails sur le traitement des strates manquantes dans les calculs stratifiés se trouvent à l'annexe B. Les strates côtières 401-403 ont été exclues car elles n'ont été ajoutées qu'en 1984 à la zone couverte par le relevé des NR. Pour obtenir l'abondance

annuelle moyenne chalutable, la moyenne stratifiée de l'abondance par trait a été multipliée par le nombre d'unités chalutables dans la zone du relevé.

La première entrée pour le modèle de population était les proportions annuelles par âge de l'abondance chalutable pour les âges de 2 à 7 ans. Les clés âge-longueur annuelles ont été établies pour toutes les années où des données d'âge étaient disponibles (1978, 1979 et 1981 à 2014). Une classe âge-longueur utilisant des données de 1979 et 1981 a été utilisée pour l'année 1980. Une clé âge-longueur utilisant des données de 2010 à 2014 a été utilisée pour les années 2015 à 2022. La moyenne stratifiée annuelle de l'abondance chalutable a ensuite été utilisée pour obtenir les proportions annuelles stratifiées par âge de l'abondance chalutable.

La deuxième entrée pour le modèle de population à partir du relevé NR était la biomasse chalutable agrégée par âge pour les âges de 2 à 7 ans. Les vecteurs de poids moyen par âge annuels ont été calculés pour toutes les années où des données d'âge étaient disponibles (1978, 1979 et 1989 à 2014). Les poids par âge-années manquants ont été prédits en utilisant un modèle de croissance de Gompertz ajusté aux données d'âge et de poids lorsque au moins 3 observations étaient disponibles pour un âge-année. La fonction de croissance de Gompertz était la suivante:

$$W_t = W_0 [e^{G(1-e^{-kt})}]$$

ou W_t est la masse au temps t et W_0 , G et k sont des paramètres du modèle. La moyenne stratifiée annuelle de l'abondance chalutable et les valeurs annuelles du poids moyen par âge ont ensuite été utilisées pour obtenir la biomasse par âge. La troisième entrée pour le modèle de population à partir du relevé NR était la matrice du poids par âge.

Un indice de condition, le poids prédit en fonction de la longueur, a été calculé en utilisant les estimations annuelles des paramètres de la relation longueur-poids, obtenues à partir des mesures individuelles de longueur et de poids effectuées lors du relevé des NR.

3.1.1.2. Diète

Les estomacs de merluche blanche ont été collectés sur deux périodes : de 2004 à 2006 et de 2018 à 2020. Les estomacs ont été décongelés en laboratoire et le contenu a été trié et identifié visuellement jusqu'au niveau taxonomique le plus bas possible (Darcy *et al.* 2024). Pour chaque estomac, les proies ont été mesurées et pesées individuellement. Les proies rares et petites telles que les algues et les roches ont été classées dans la catégorie « autres ». Les restes de poissons qui n'ont pas pu être identifiés ont été classés dans la catégorie « Restes d'ostéichthyens non identifiés ». Pour chaque groupe d'années (ci-après : périodes), le contenu des estomacs a été décrit par le pourcentage de poids spécifique des proies (poids total de la proie/poids total de toutes les proies).

3.1.2. Résultats et discussion

3.1.2.1. Distribution

En septembre, la merluche blanche est distribuée dans les zones côtières peu profondes à des profondeurs inférieures à 50 m et dans les eaux profondes le long de la pente du chenal Laurentien et dans le chenal de Cap-Breton (Figure 3.3). Cependant, la distribution a évolué hors des zones côtières pendant la période de 1971 à 2010. Dans les années 1970 et au début des années 1980, les adultes de merluche étaient généralement les plus abondants dans les zones côtières (Figure 3.4). L'abondance dans les zones côtières au nord-ouest de l'Île-du-Prince-Édouard a diminué dans les années 1990, la merluche étant pratiquement absente de ces eaux dans les années 2000. L'abondance dans les zones côtières orientales a commencé à

diminuer à la fin des années 1990, avec une merluche adulte quasiment absente des eaux côtières en septembre à la fin de la série chronologique.

Contrairement aux adultes, les juvéniles étaient relativement rares dans les régions occidentales des zones côtières tout au long de la période (Figure 3.5). Dans les années 1970, les juvéniles étaient répartis dans les zones côtières orientales et dans les eaux profondes le long de la pente du chenal Laurentien et dans la cuvette du Cap-Breton. L'abondance des juvéniles était relativement élevée dans les années 1980 et au début des années 1990, en particulier dans la cuvette du Cap-Breton et dans les eaux côtières à l'est de l'Île-du-Prince-Édouard. À la fin des années 1990 et dans les années 2000, l'abondance des juvéniles a diminué dans les eaux côtières mais est restée relativement élevée dans la cuvette du Cap-Breton et le long de la pente sud du chenal Laurentien.

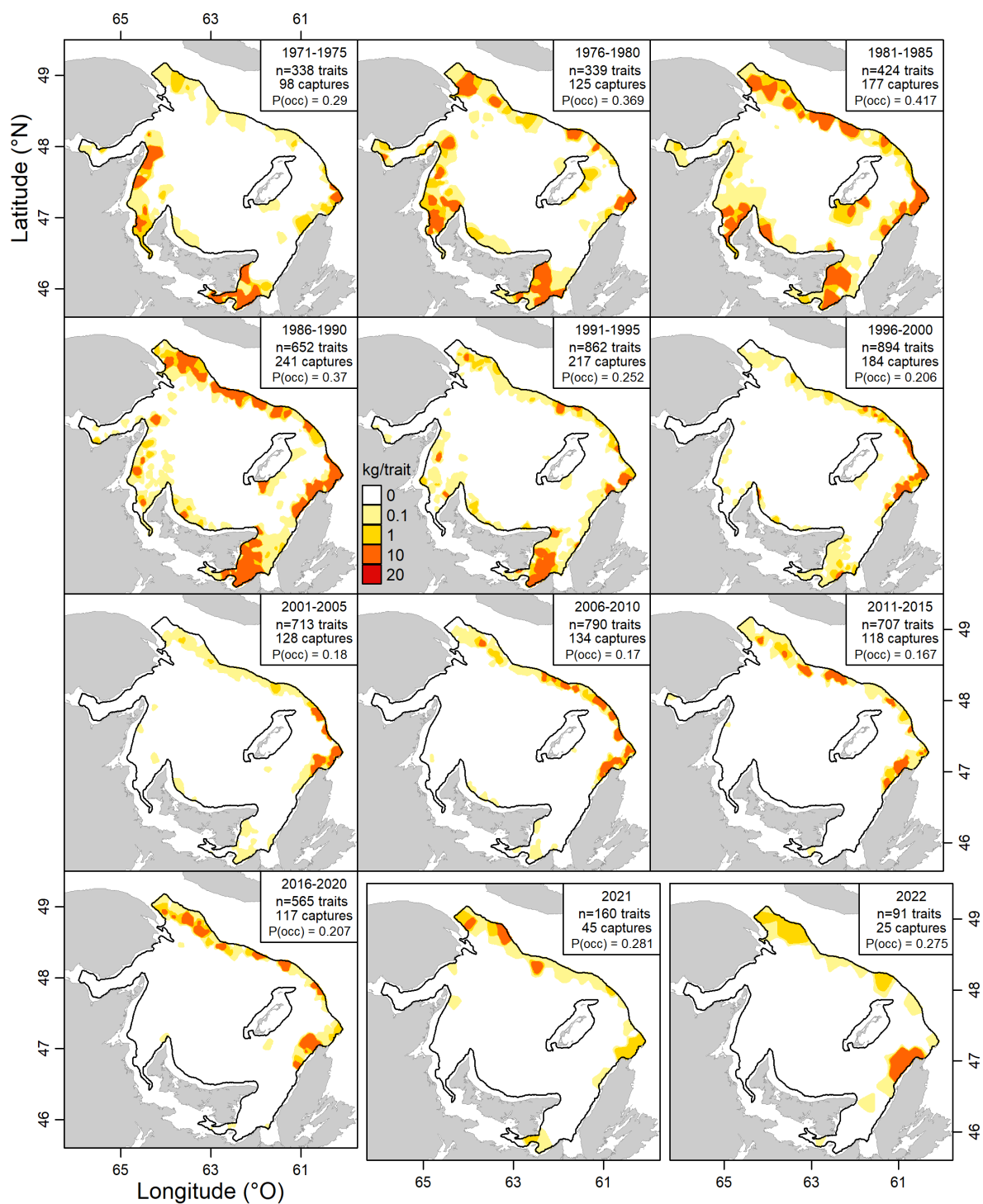


Figure 3.3 : Distribution de la merluche blanche (toutes tailles de poissons) dérivée des observations lors du relevé annuel du sud du golfe du Saint-Laurent. Les poids des captures sont interpolés spatialement en utilisant la méthode de pondération par distance inverse (PDI). Des cartes individuelles sont présentées pour des blocs de 5 ans pour la période de 1971 à 2020, et les années 2021 et 2022 sont montrées séparément. Chaque carte présente le nombre total de traits utilisés dans les analyses pour chaque panneau, ainsi que le nombre et la proportion de traits où la merluche blanche a été capturée.

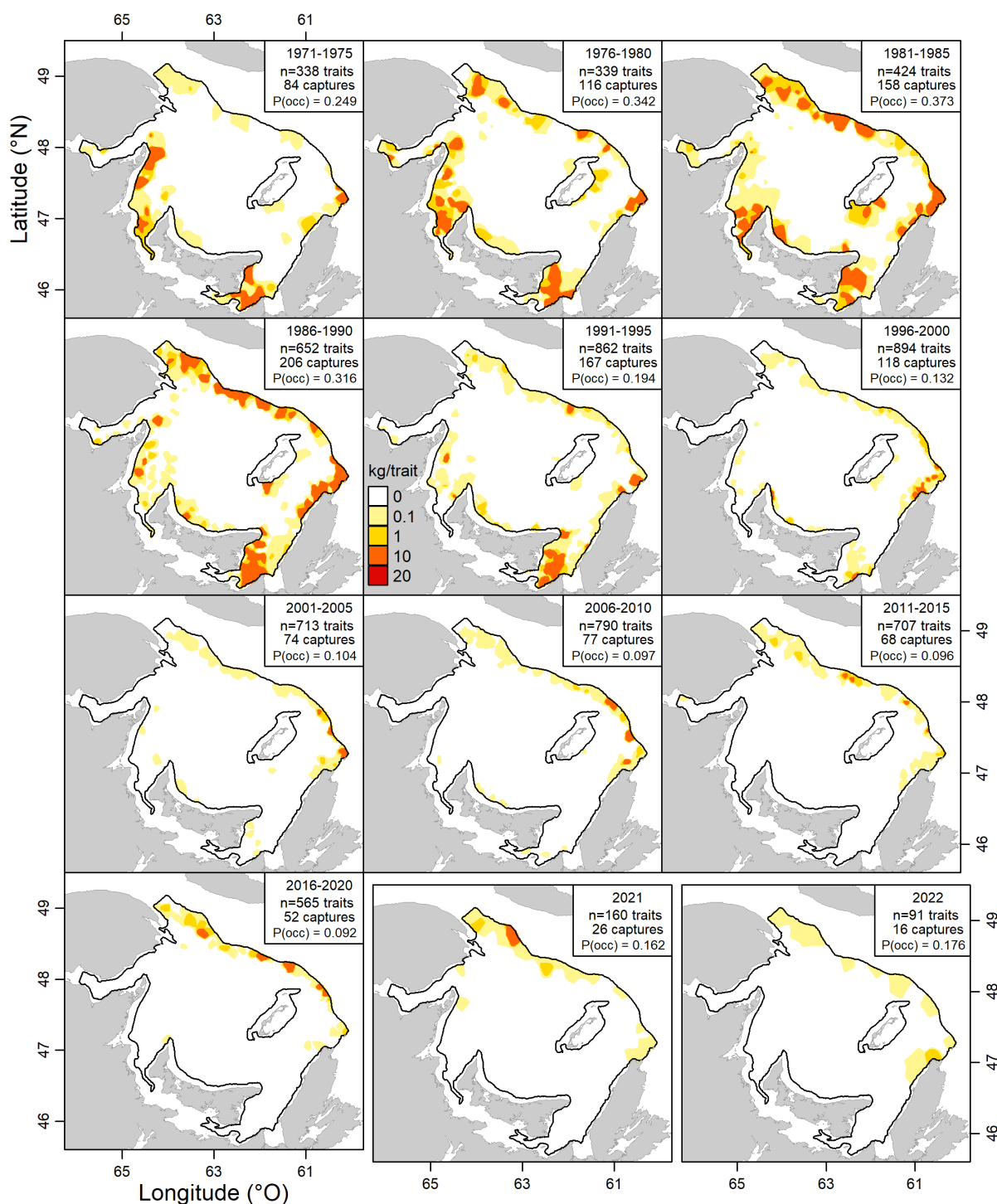


Figure 3.4 : Distribution de la merluche blanche (adultes, longueurs ≥ 45 cm) dérivée des observations lors du relevé annuel du sud du golfe du Saint-Laurent. Les poids des captures sont interpolés spatialement en utilisant la méthode de pondération par distance inverse (PDI). Des cartes individuelles sont présentées pour des blocs de 5 ans pour la période de 1971 à 2020, et les années 2021 et 2022 sont montrées séparément. Chaque carte présente le nombre total de traits utilisés dans les analyses pour chaque panneau, ainsi que le nombre et la proportion de traits où la merluche blanche adulte a été capturée.

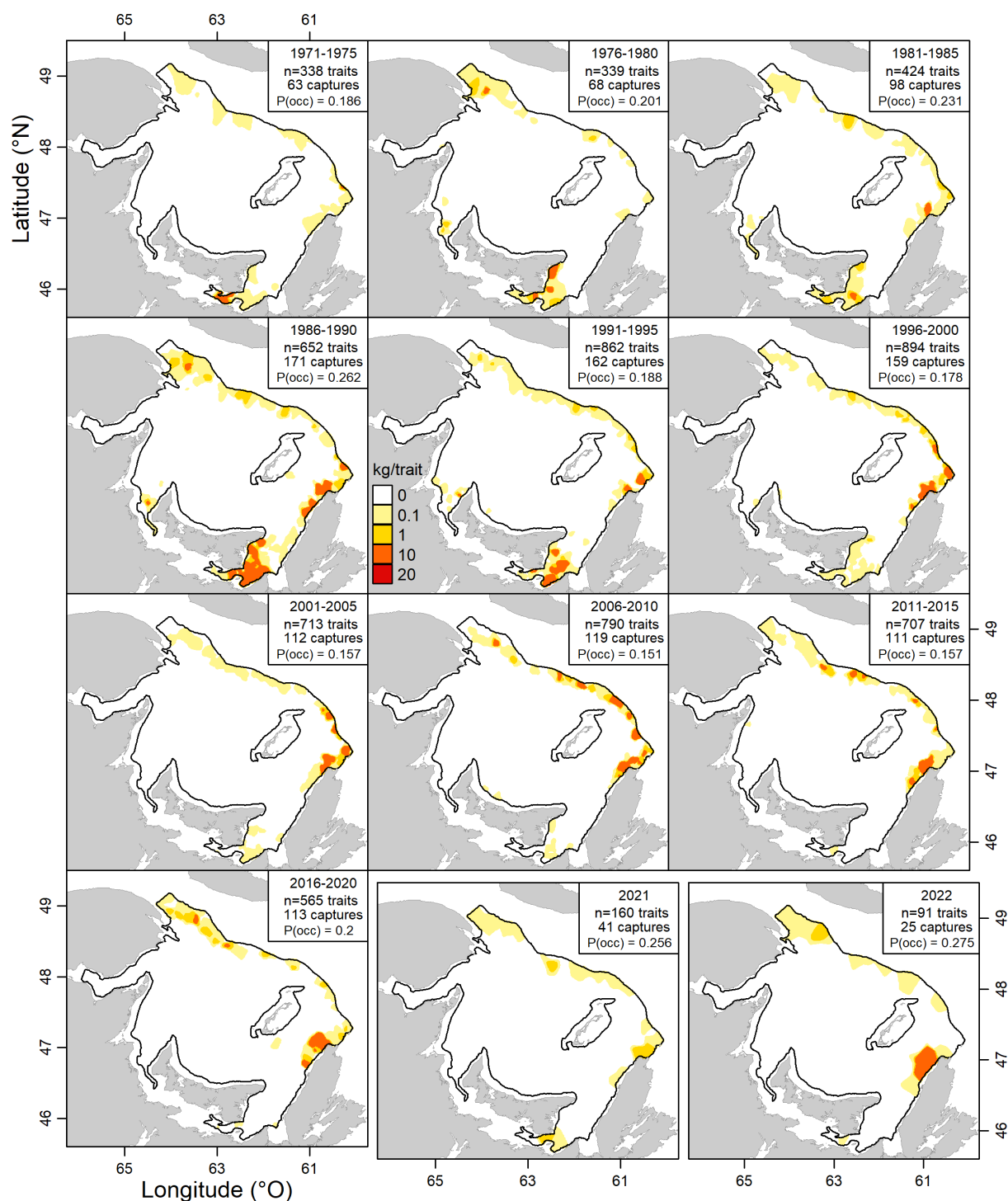


Figure 3.5 : Distribution de la merluche blanche (juvéniles, longueurs < 45 cm) dérivée des observations lors du relevé annuel du sud du golfe du Saint-Laurent. Les poids des captures sont interpolés spatialement en utilisant la méthode de pondération par distance inverse (PDI). Des cartes individuelles sont présentées pour des blocs de 5 ans pour la période de 1971 à 2020, et les années 2021 et 2022 sont montrées séparément. Chaque carte présente le nombre total de traits utilisés dans les analyses pour chaque panneau, ainsi que le nombre et la proportion de traits où la merluche blanche juvénile a été capturée.

L'aire occupée par la merluche a tendance à augmenter de la moitié des années 1970 jusqu'au début des années 1980, puis à diminuer (Figure 3.6). L'aire occupée a atteint un pic d'environ 25 000 km² au début des années 1980, pour redescendre à des valeurs proches de 10 000 km² ces dernières années. Les diminutions de l'aire occupée ont été les plus marquées au début des années 1990, mais ont été plus graduelles depuis. Les tendances temporelles de D95% et D75% ont généralement suivi celles de l'aire occupée (Figure 3.6).

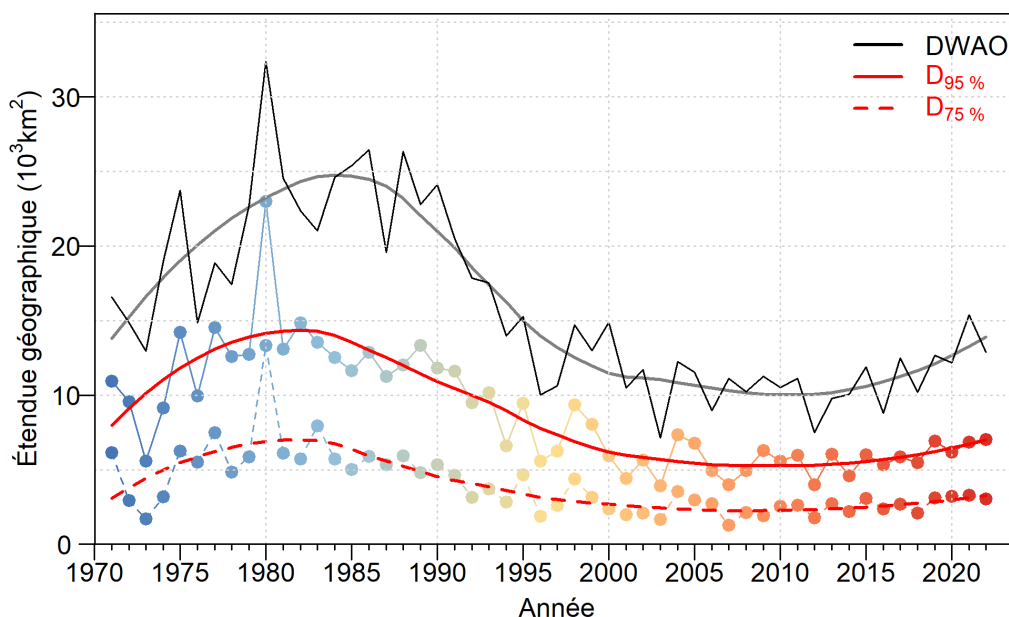


Figure 3.6 : Estimations annuelles des indices de distribution (aire d'occupation pondérée par distance, DWAO, aire minimale contenant 75 % de la biomasse, D75%, et aire minimale contenant 95 % de la biomasse, D95%) pour la merluche blanche, dérivées du relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2022. Pour D75% et D95%, les premières années sont représentées en bleu et les années récentes en rouge. Les prédictions d'un estimateur loess sont superposées sur les indices de distribution.

3.1.2.2. Abondance et intrants du modèle de population

Les indices basés sur la longueur de l'abondance juvénile et de la biomasse ont fluctué sans tendances claires entre 1971 et 2022 (Figure 3.7). Les indices juvéniles ont tendance à être plus élevés entre 1985 et 1992 qu'après 1993, bien que les indices des années 2000, 2007, 2014, 2019 et 2020 aient été aussi élevés, voire plus élevés, que ceux de la période antérieure. Les indices adultes ont fluctué largement entre 1971 et 1984, ce qui pourrait refléter la faible intensité d'échantillonnage durant cette période (Swain *et al.* 2012). Les indices d'abondance et de biomasse des adultes ont tous deux montré une forte diminution de 1986 à 1995, et ont varié sans tendance à des niveaux très bas depuis ce temps.

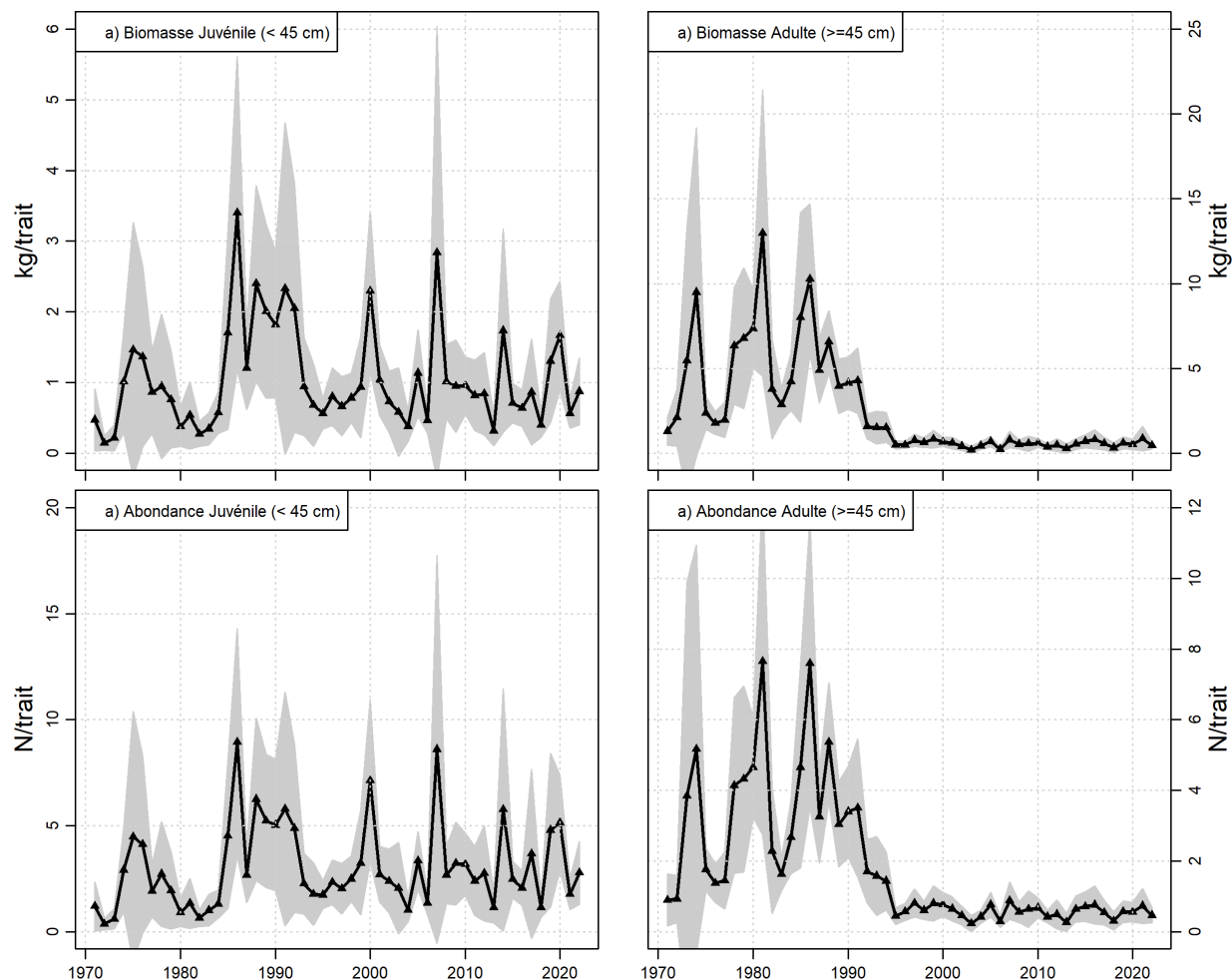


Figure 3.7 : Indices d'abondance (nombre par trait) et de biomasse (kg par trait) du relevé NR pour la merluche blanche juvénile (< 45 cm) et adulte (≥ 45 cm), dérivés du relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2022. L'ombrage gris indique les intervalles de confiance approximatifs à 95 % (± 2 SE) des indices. Tous les indices sont basés sur les strates 415-439.

Les captures de merluche à tous les âges étaient généralement plus élevées dans les années 1980 (Figure 3.8 ; Tableau A5). Les captures de merluche âgées de 3 ans et plus ont diminué à la fin des années 1980 et au début des années 1990, et sont restées faibles par la suite. Les captures de merluche âgées de 2 ans sont restées relativement stables en moyenne au cours de la série chronologique, avec des pics occasionnels. Les captures de merluche âgées de 3 ans ont également montré des pics périodiques, reflétant les pics d'abondance des merluches âgées de 2 ans. Le suivi des cohortes apparues après 1990 a commencé à décliner à mesure que les captures de merluche âgées de 5 ans et plus sont restées faibles et ne reflétaient pas les pics d'abondance des jeunes poissons.

Les proportions annuelles par âge ont montré une plus grande proportion de merluches plus âgées depuis le début de la série chronologique jusqu'au milieu des années 1980, puis plus tard dans la série (Figure 3.9). Les proportions par âge des poissons plus âgés ont progressivement diminué des années 1980 jusqu'au milieu des années 1990, où la population était principalement composée de merluches âgées de 2 à 5 ans. Depuis la période 2002-2007, la population reproductrice a été restreinte principalement aux âges 4 et 5, avec l'âge 4 représentant environ 75 % des géniteurs.

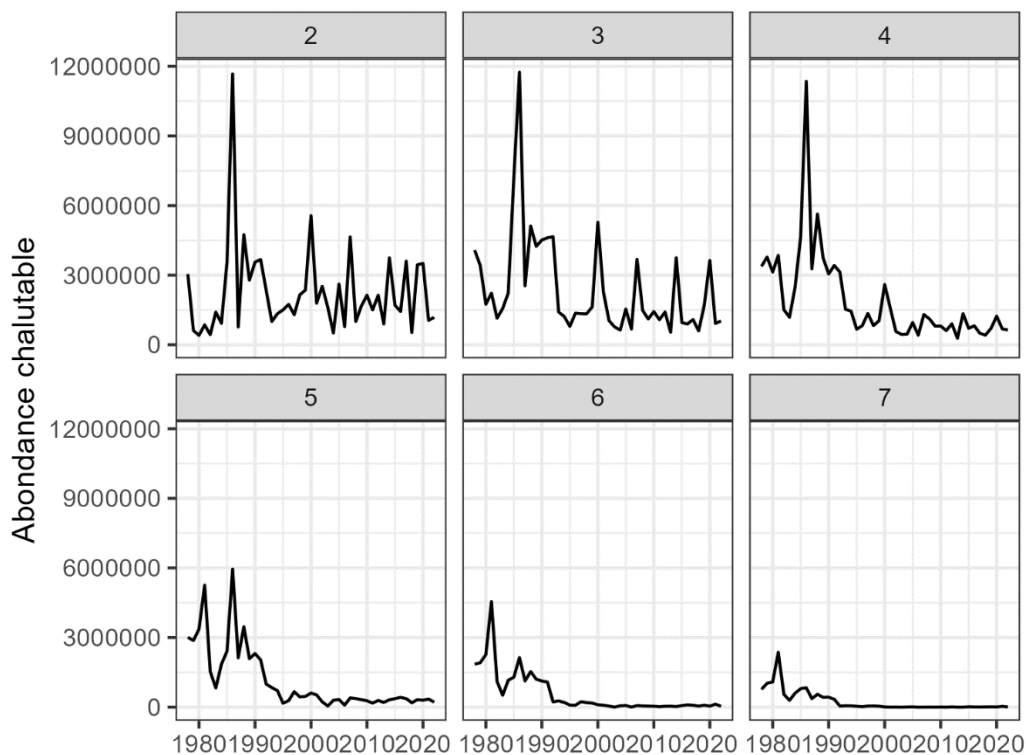


Figure 3.8 : Abondance chalutable moyenne stratifiée par âge pour les âges de 2 à 7 ans et les années 1978 à 2022, dérivées du relevé NR du sud du golfe du Saint-Laurent.

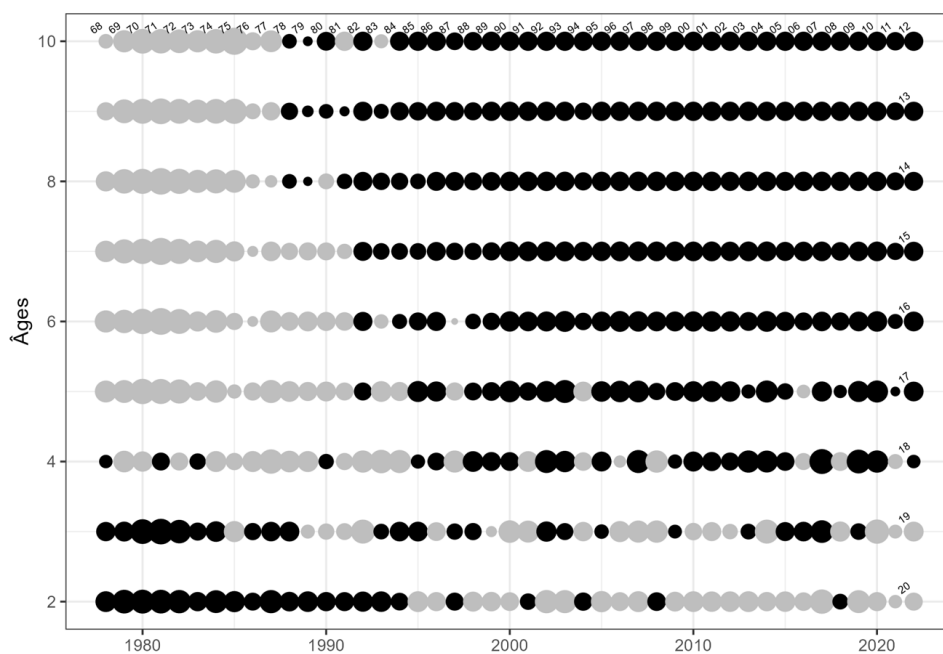


Figure 3.9 : Proportions standardisées de la merluche blanche par âge au fil des années dans l'abondance chalutable moyenne stratifiée pour les âges de 2 à 10 ans et les années 1978 à 2022, dérivées du relevé NR du sud du golfe du Saint-Laurent.

La biomasse chalutable moyenne stratifiée agrégée par âge (âges 2 à 7) a été la plus élevée au début de la série chronologique (Figure 3.10). La biomasse a commencé à diminuer à la fin des années 1980 jusqu'au milieu des années 1990. La biomasse a varié sans tendance à des valeurs faibles jusqu'à la fin de la série chronologique (2022).



Figure 3.10 : Biomasse chalutable moyenne stratifiée agrégée par âge (âges 2 à 7) pour les années 1978 à 2022, dérivée du relevé NR du sud du golfe du Saint-Laurent.

Les paramètres du modèle de croissance de Gompertz étaient significatifs ($p < 2e-16$). Le poids asymptotique a été estimé à 27 kg, bien au-delà de la plage des données observées dans le sGSL. Des spécimens proches de cette taille, 22 kg et 135 cm de longueur totale (TL), ont été capturés ailleurs, par exemple Markle *et al.* 1982. Cependant, l'ajustement du modèle aux données dans la plage des observations était bon (Figure 3.11).

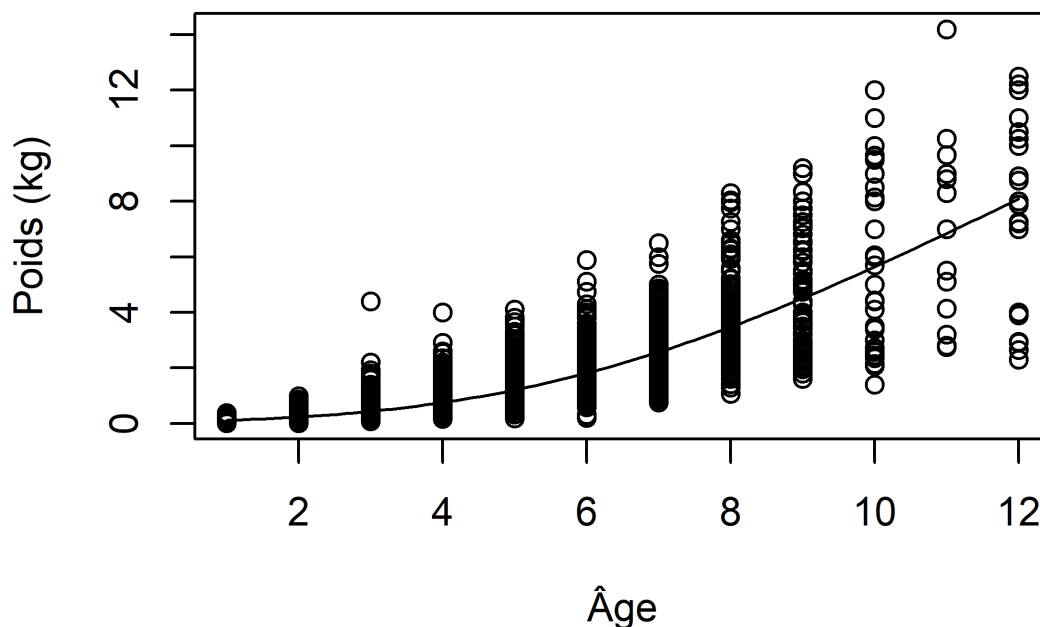


Figure 3.11 : Relation poids (kg) par âge de la merluche blanche en septembre dans le relevé NR du sud du golfe du Saint-Laurent. Les cercles montrent les poids par âge en utilisant toutes les mesures individuelles collectées lors des relevés NR (1978-2014). La courbe montre la fonction de croissance de Gompertz ajustée aux données pour les âges de 2 à 15 ans.

Le poids par âge était généralement le plus élevé au début de la série chronologique et a diminué progressivement à la plupart des âges, jusqu'au début des années 1990 pour les jeunes âges et jusqu'aux années 2000 pour les âges plus avancés (Figure 3.12, Tableau A6). Les données de poids par âge des poissons plus âgés (6+) étaient rares car ils ont été progressivement moins capturés dans le relevé NR. Par conséquent, les valeurs prédites par le modèle ont été utilisées pour les merluches plus âgées dans la plupart des années après 2000. Toutes les valeurs de poids par âge pour les années 2015 à 2022 ont été prédites, car aucune donnée d'âge n'était disponible pour ces années.

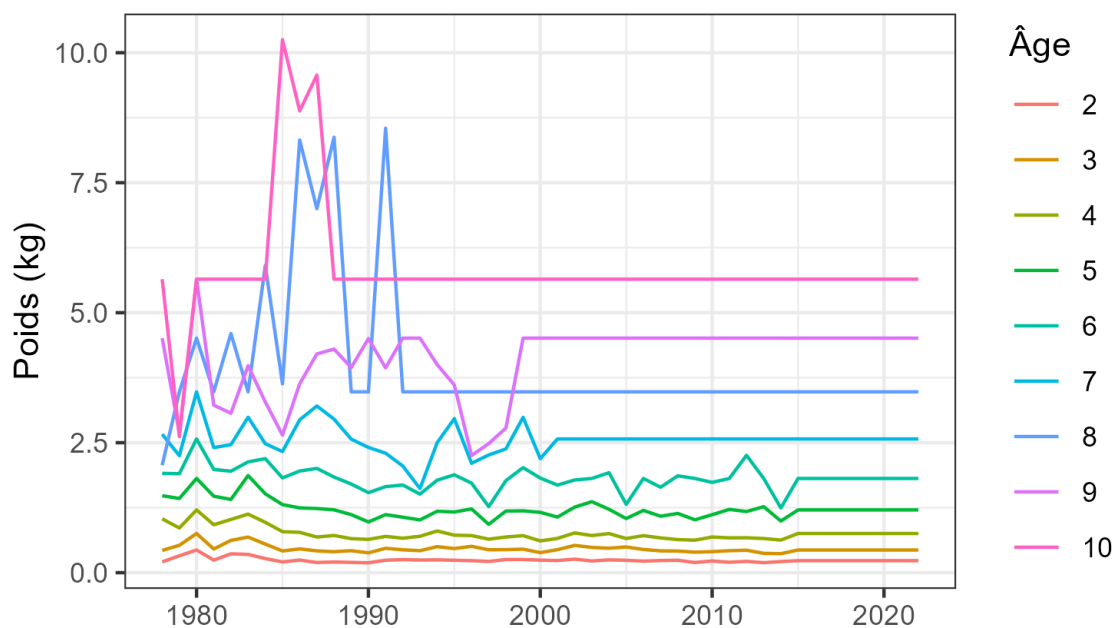


Figure 3.12 : Poids moyen annuel par âge de la merluche blanche capturée dans le relevé NR du sud du golfe du Saint-Laurent entre 1978 et 2022.

Le poids prédit en fonction de la longueur a montré que la condition de la merluche est restée relativement stable tout au long de la série chronologique pour les merluches de 35 cm de longueur (Figure 3.13). Pour les merluches de 45 et 55 cm de longueur, la condition était légèrement plus élevée après 1995, bien que l'ampleur du changement directionnel soit faible. Le poids prédit en 2021 et 2022 pour les trois longueurs sélectionnées était inférieur à la moyenne à long terme et dans la plage des valeurs observées avant le milieu des années 1990.

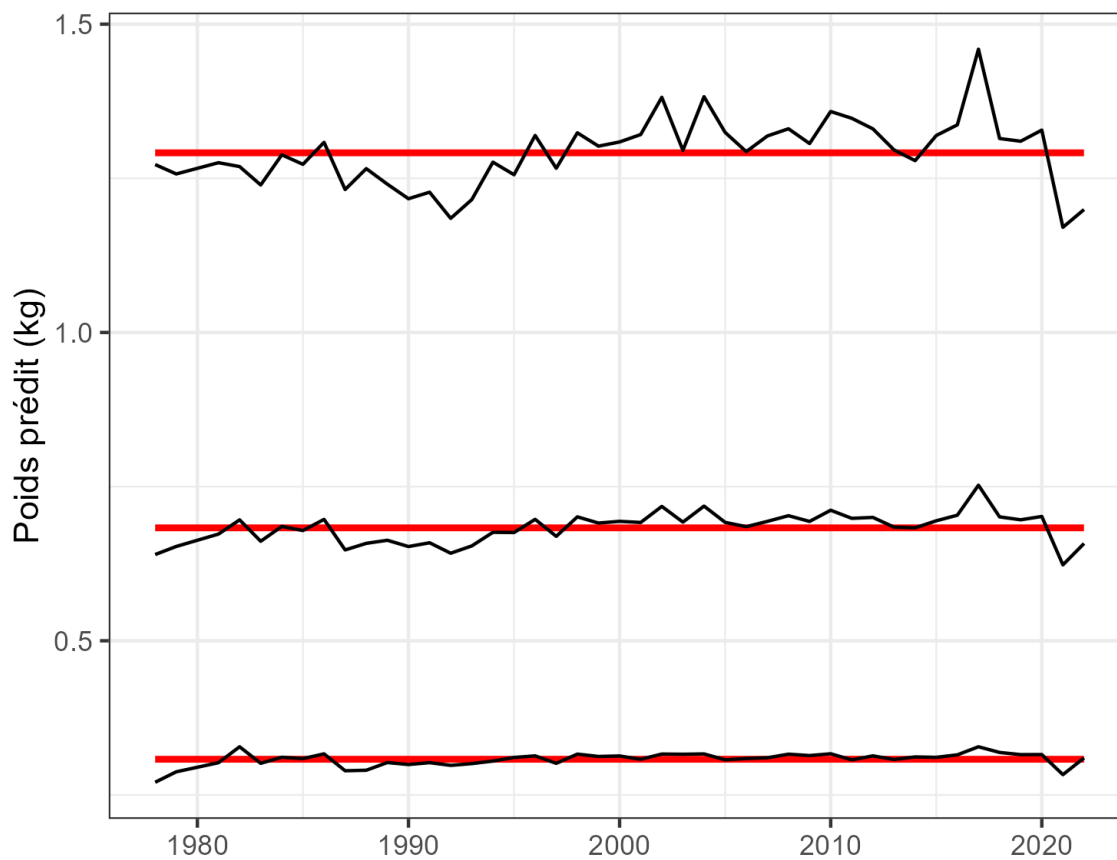


Figure 3.13 : Indices de condition de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent. Les indices sont le poids prédit pour les longueurs de 35, 45 et 55 cm (ligne noire continue) de merluche blanche, basés sur les paramètres de la relation annuelle longueur-poids. Les lignes rouges pour chaque longueur montrent la moyenne à long terme.

3.1.2.3. Diète

Un total de 232 estomacs de merluche blanche ont été échantillonnés, dont 87 pour la période de 2004 à 2006 et 145 pour la période de 2018 à 2020. La longueur des merluches blanches échantillonnées pour le contenu des estomacs présentait deux modes à 32 et 42 cm pour la période de 2004 à 2006, tandis que la longueur des merluches avait un seul mode autour de 31 cm pour la période de 2018 à 2020 (Figure 3.14). La merluche blanche < 45 cm a été échantillonnée dans des régions côtières peu profondes et dans des régions profondes au large pendant les deux périodes (Figures 3.15 et 3.16). La merluche blanche de 45 cm et plus a été échantillonnée dans des régions côtières peu profondes et dans des régions profondes au large pour la période de 2004 à 2006, tandis qu'elle n'a été capturée que dans les régions profondes au large du chenal Laurentien pour la période de 2018 à 2020.

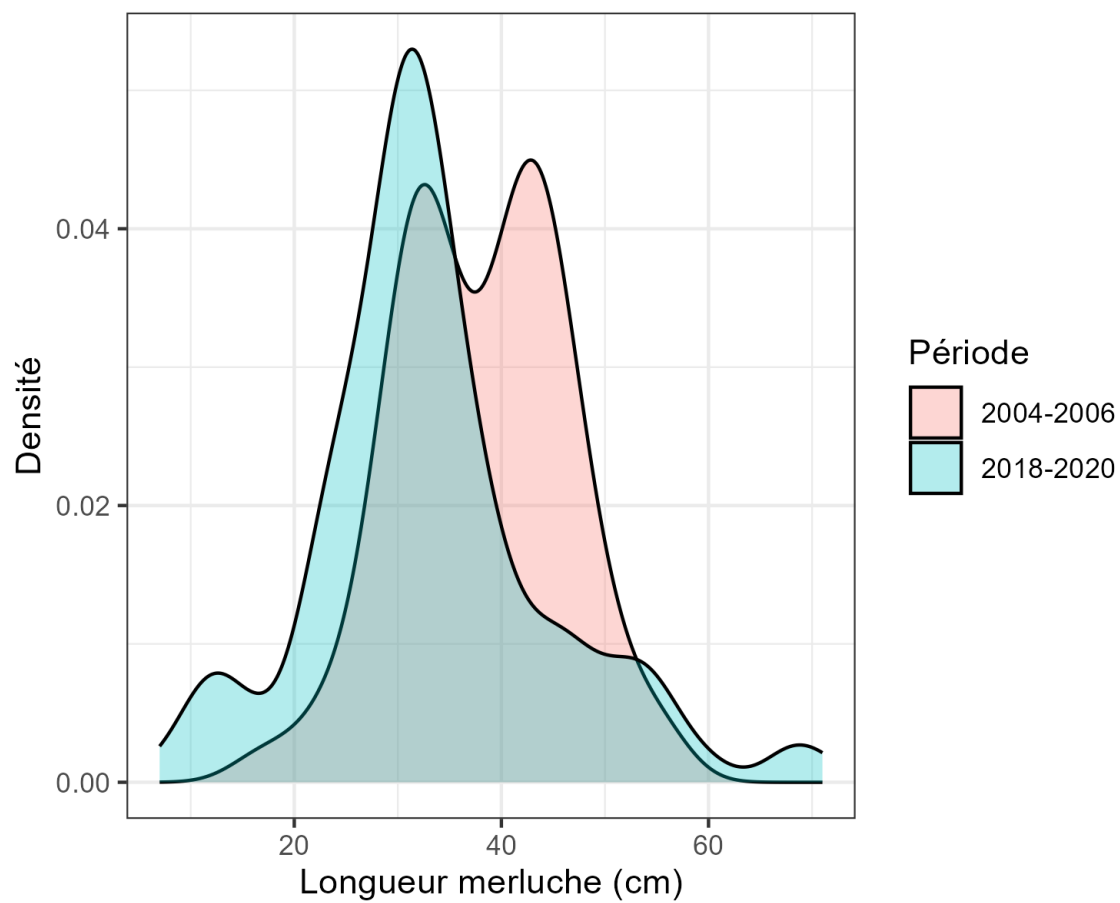


Figure 3.14 : Densité de la longueur (cm) de la merluche blanche pour deux périodes (2004 à 2006 ; rouge et 2018 à 2020 ; bleu) pour les poissons échantillonnés pour le contenu des estomacs.

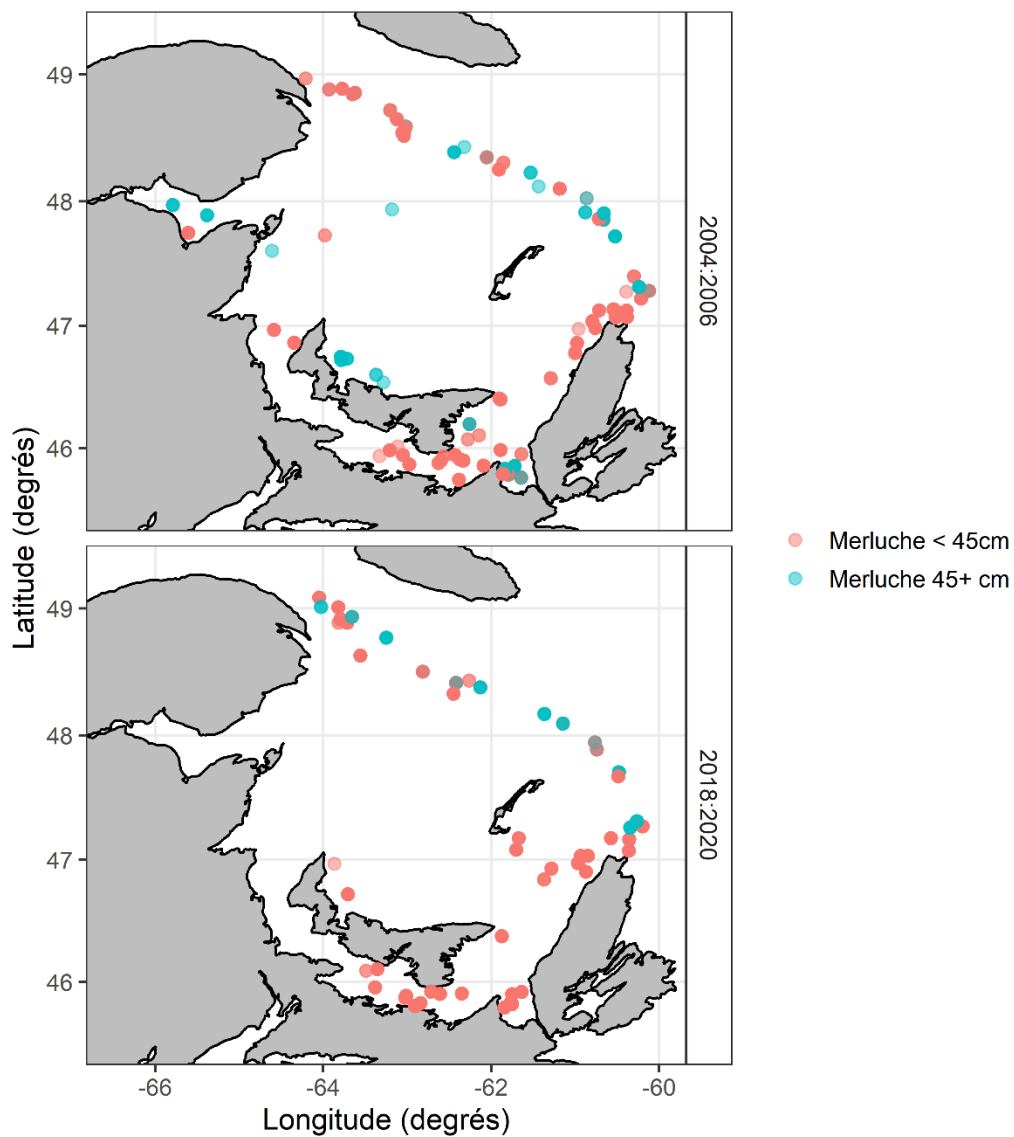


Figure 3.15 : Distribution spatiale de la longueur (cm) de la merluce blanche pour deux périodes (2004 à 2006 ; rouge et 2018 à 2020 ; bleu) pour les poissons échantillonnés pour le contenu des estomacs.

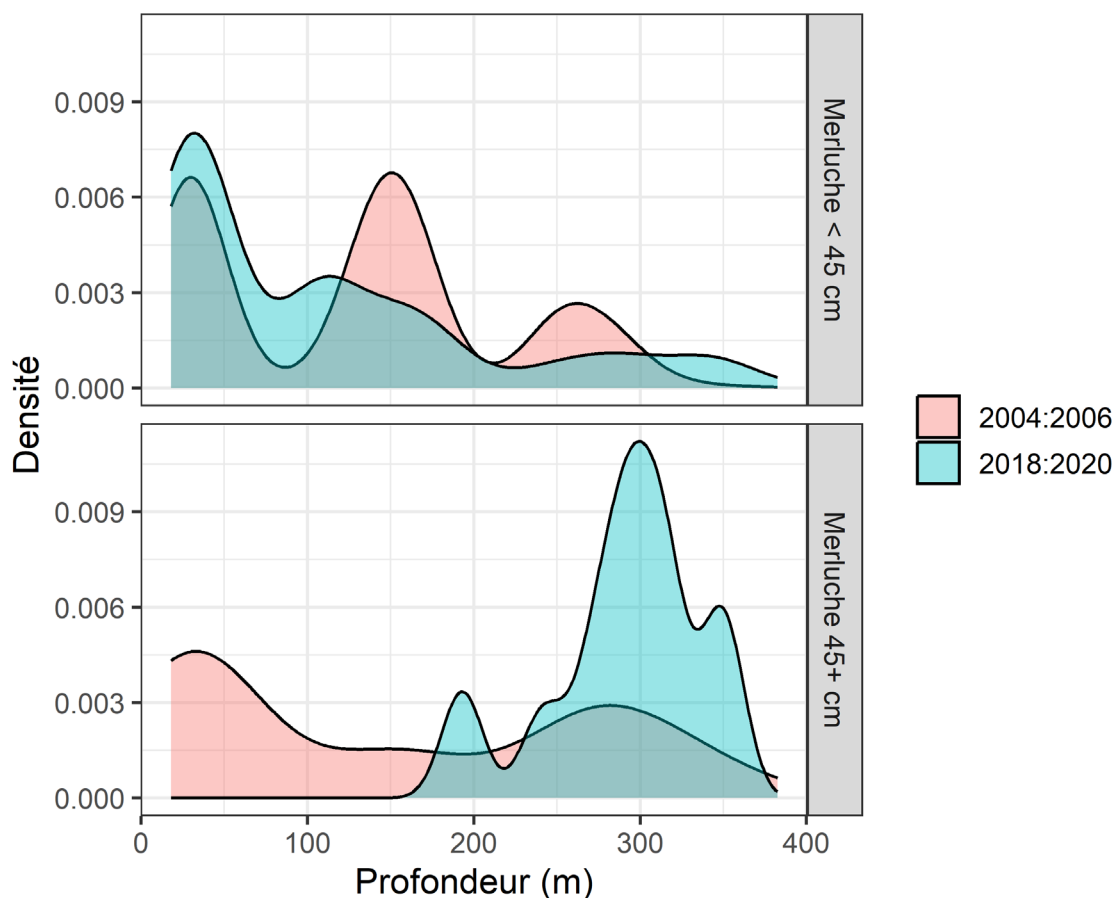


Figure 3.16 : Densité de la profondeur (m) de la merluche blanche pour deux groupes de tailles pour deux périodes (2004 à 2006; rouge et 2018 à 2020 ; bleu) pour les poissons échantillonnés pour le contenu des estomacs.

Les crevettes et le capelan étaient les proies les plus importantes en poids dans le contenu des estomacs de merluche blanche < 45 cm pendant la période de 2004 à 2006 (Figure 3.17). Pendant la période de 2018 à 2020, la contribution des crevettes au contenu des estomacs de merluche blanche était bien inférieure à celle des années précédentes. Aucun capelan n'a été trouvé pendant la période de 2018 à 2020. Les crevettes demeuraient l'élément de proie le plus important (identifiable) dans les estomacs de merluche, après les restes digérés. Le krill et le lançon étaient des proies uniquement trouvées pendant la période de 2018 à 2020, tandis que le maquereau atlantique, le calmar et le hareng de l'Atlantique n'ont été trouvés que pendant la période de 2004 à 2006. Les crustacés représentaient 87 à 98 % de la biomasse des proies pour les poissons jusqu'à 29,9 cm de longueur totale.

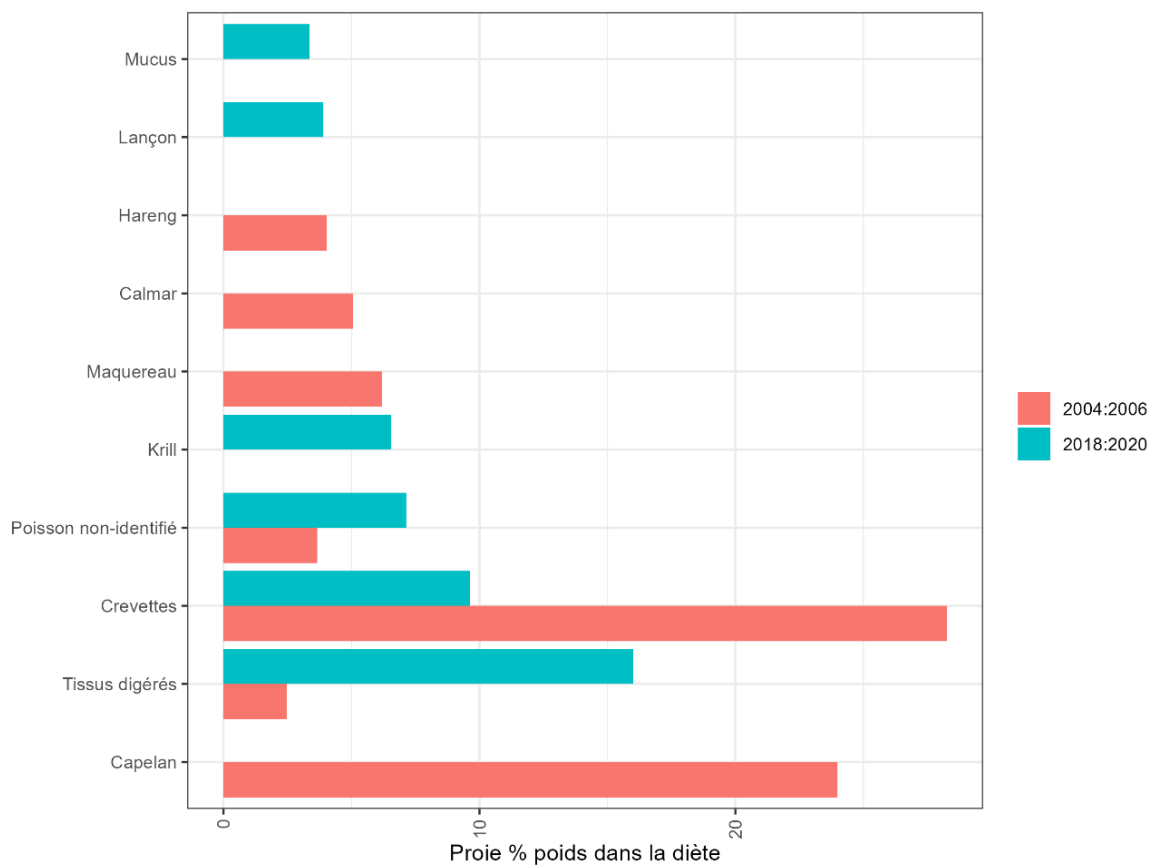


Figure 3.17 : Proportion en poids de proie dans le contenu des estomacs de merluche blanche < 45 cm dans le sGSL pour deux périodes temporelles.

Le sébaste était l'élément de proie le plus important dans le contenu des estomacs de merluche blanche 45+ cm pendant la période de 2018 à 2020, mais était absent des contenus d'estomacs dans la période antérieure. Le hareng de l'Atlantique était l'élément de proie le plus important pendant la période de 2004 à 2006, mais n'a pas été trouvé dans la période récente, ce qui pourrait refléter l'absence contemporaine de grandes merluches blanches dans les parties plus profondes du sGSL. Les crevettes, le hareng de l'Atlantique et la morue de l'Atlantique étaient des composants importants de l'alimentation dans la période antérieure, mais sont presque absents (crevettes) ou complètement absents (hareng et morue) dans la période récente.

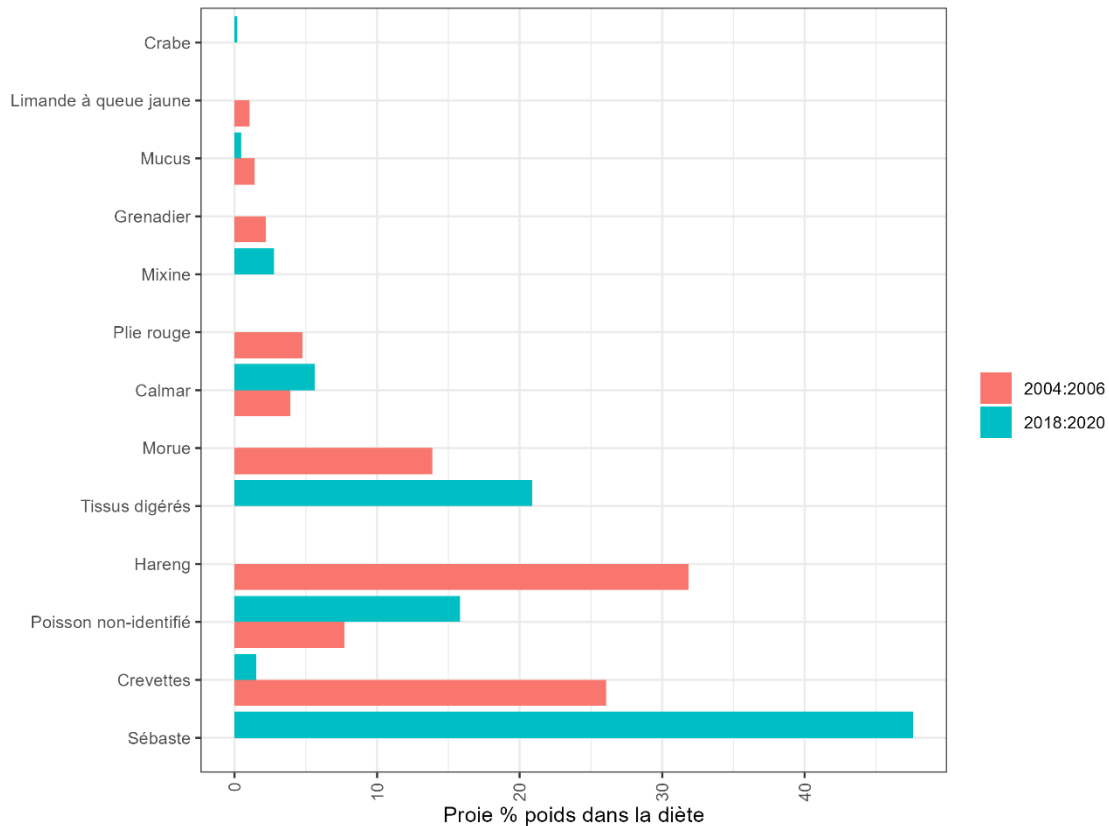


Figure 3.18 : Proportion en poids des proies dans le contenu des estomacs de merluche blanche 45+ cm dans le GSL pour deux périodes temporelles.

La différence la plus importante dans le régime alimentaire des grandes merluches blanches entre les périodes est la contribution différenciée du sébaste, de la morue et des crevettes. Le sébaste était en faible abondance dans le GSL de 2004 à 2006, tandis que son abondance était élevée pendant la période de 2018 à 2020 (Senay *et al.* 2023). La distribution spatiale du sébaste et de la merluche blanche se chevauche dans les régions profondes du GSL en septembre (Sutton *et al.* En prép.¹). Leur co-occurrence est également liée à leur alimentation, car l'élément principal dans le régime alimentaire de la merluche blanche est le sébaste et les deux espèces, merluche blanche et sébaste, se nourrissent de crevettes. À mesure que le sébaste continue de grandir, il peut devenir trop grand pour que la merluche blanche le consomme, et l'abondance des plus petites merluches blanches dépend de l'occurrence et de la taille des cohortes futures de sébaste, ce qui pourrait avoir des implications sur le chevauchement potentiel des espèces. Les crevettes et la morue coexistent également avec la merluche blanche dans le chenal Laurentien, mais leur contribution relative au régime alimentaire des merluches blanches 45+ cm a diminué entre les périodes, ce qui reflète probablement une abondance plus faible de la morue (MPO 2024) et des crevettes (MPO 2023a).

¹ Sutton, J.T., McDermid, J.L., Ricard, D. et Turcotte, F. Atténuation des prises accessoires de la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, zone 4T de l'OPANO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. En préparation.

L'abondance du hareng de l'Atlantique a également diminué entre les périodes, mais leur distribution en septembre est presque exclusivement côtière dans les captures du relevé NR (Rolland *et al.* 2022b), et aucune merluche blanche adulte en eau côtière n'a été échantillonnée (ni capturée) pour le contenu des estomacs durant la période 2018-2022. Hanson (2011) a également constaté qu'en 2001 et 2002, le hareng de l'Atlantique était l'élément de proie le plus important pour les grandes merluches (plus de 70 % du poids des proies), bien qu'ils n'aient échantillonné que les estomacs de merluche dans des eaux de 5 à 50 m, capturées par chalut de fond lors du relevé NR et des levées de filets maillants opportunistes dans la baie de St. George. La différence la plus importante dans le régime alimentaire des petites merluches blanches (<45 cm) entre les périodes est la diminution de la contribution des crevettes et du capelan, bien que l'abondance du capelan dans le sGSL ait augmenté entre les périodes (relevé NR, non montré). Les différences dans le régime alimentaire observées à partir des échantillons du relevé NR ne semblent pas poser de problème en termes de considérations énergétiques, car l'état corporel des merluches juvéniles et adultes était proche de la moyenne pour les deux périodes couvertes par l'échantillonnage du contenu des estomacs. Cependant, étant donné que les échantillons ont été obtenus uniquement à partir du relevé NR, les résultats concernant le régime alimentaire et l'état corporel se limitent au mois de septembre, pour les années échantillonnées pour les contenus d'estomacs.

3.2. RELEVÉ SENTINELLE MOBILE

Entre 2003 et 2019, le relevé de pêche sentinelle aux engins mobiles (MS) du sGSL a consisté en un relevé au chalut de fond effectué annuellement en août par trois à quatre navires de pêche commerciaux utilisant le même chalut de fond standardisé et les mêmes protocoles de pêche standardisés (pour plus de détails, voir Savoie 2012). La collecte des données a été réalisée par des observateurs en mer. Ce relevé suit le même plan d'échantillonnage stratifié-aléatoire utilisé pour le relevé NR du sGSL. Il y a eu plusieurs changements de navires depuis 2003. La calibration de l'efficacité relative de la pêche entre les navires est tentée annuellement à l'aide d'un modèle binomial négatif avec des termes pour l'année, la strate et le navire. Cependant, en raison de la distribution spatiale restreinte de la merluche blanche, les effets de la strate et du navire peuvent interférer dans les calibrations pour cette espèce. Ainsi, les indices n'ont pas été ajustés pour les effets potentiels des navires. Le relevé MS n'a pas été effectué depuis la dernière évaluation de la merluche blanche. Par conséquent, les entrées dans le modèle de population n'ont pas changé (voir Rolland *et al.* 2022a).

En résumé, l'indice MS a fluctué sans tendance entre 2003 et 2019. Les captures de merluche blanche dans le relevé NR pour cette période étaient également à un niveau faible mais relativement stable. Les proportions par âge et les indices de biomasse agrégée par âge du relevé MS sont cohérents avec les résultats du relevé NR (Rolland *et al.* 2022a).

4. MODÈLE DE POPULATION

4.1. MÉTHODES

Un modèle statistique des prises selon l'âge implémenté dans AD Model Builder (Fournier *et al.* 2011) a été ajusté aux données de merluche blanche du sGSL, comme lors des évaluations précédentes (Swain *et al.* 2016 ; Rolland *et al.* 2022a). Le modèle couvrait la période de 1978 (première année avec des données fiables sur les captures par âge dans la pêche) à 2022, et les âges de 2 à 10 ans et plus (10+). Les données d'entrée étaient : les captures totales annuelles de la pêche (t), la biomasse chalutable moyenne stratifiée agrégée par âge dans les relevés NR (âges 2-7) et MS (âges 2-7) du sGSL, les proportions par âge dans les captures de la pêche, des relevés NR et MS du sGSL. Les poids par âge provenant des captures de pêche,

ainsi que des relevés NR et MS, ont également été intégrés au modèle. Une courbe de maturité à seuil net a été supposée, où les poissons âgés de 2 et 3 ans sont considérés comme immatures et tous les poissons âgés de 4 ans et plus sont considérés comme entièrement matures.

L'abondance de la population à l'âge 2 (recrutement) a été estimée comme une marche aléatoire basée sur le recrutement moyen logarithmique, les écarts annuels de recrutement et un terme d'autocorrélation. Des séries chronologiques indépendantes de mortalité naturelle (M) ont été estimées pour trois groupes d'âge : âges 2-3, 4-5 et 6+. Ces séries chronologiques ont été estimées sur une échelle logarithmique comme des marches aléatoires.

La sélectivité de la pêche et des relevés a été modélisée sous forme de fonctions logistiques. La fonction de sélectivité de la pêche a été estimée indépendamment pour deux périodes, 1978–1995 et 1996–2022, afin de tenir compte des changements importants dans la pêche.

Les évaluations précédentes permettaient à la capturabilité du relevé NR de changer entre les chaluts Yankee 36 et Western IIA en divisant les données du relevé NR en séries distinctes avant et après 1985. Dans cette évaluation, les facteurs de conversion calculés à partir des expériences de pêche comparative ont été appliqués lorsque nécessaire pour maintenir la cohérence de l'ensemble de la série chronologique (Benoît et Swain 2003; Benoît 2006; Benoît et Yin 2023). En conséquence, le modèle n'a estimé qu'un seul paramètre de capturabilité pour l'indice de biomasse du relevé NR, au lieu de deux comme dans les évaluations précédentes. Les résultats généraux de l'évaluation ne sont pas modifiés par cette différence de modélisation. Un modèle couvrant jusqu'en 2022 utilisant la série temporelle scindée du relevé NR avec tous les facteurs de conversion appliqués et deux estimations de q a généré des estimations de q très proches l'une de l'autre (0,40 et 0,43). Les modèles ont été exécutés en utilisant la série temporelle scindée du relevé NR jusqu'en 2022 (2022_{2q}) ou la série temporelle continue du relevé NR jusqu'en 2022 (2022_{1q}), avec tous les facteurs de conversion appliqués, ainsi que le modèle de 2019, qui utilisait la série temporelle scindée et deux estimations de q . Les différences dans les estimations de la BSR provenant de chaque modèle (2022_{1q}, 2022_{2q} et 2019_{2q}) étaient faibles (Figure 4.1). La plus grande différence dans les estimations de la BSR entre les modèles concernait l'année où la scission de la série temporelle se produisait (1985).

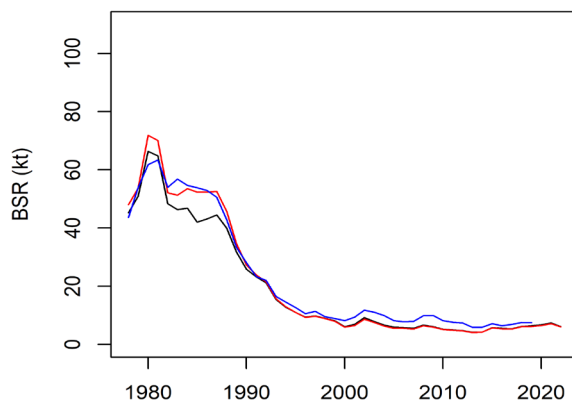


Figure 4.1 : Biomasse du stock reproducteur estimée (BSR, kt) de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) pour trois modèles de population différents : 2022_{1q} utilise une série chronologique non scindée du relevé NR du sGSL avec une biomasse agrégée par âge et une seule estimation de capturabilité (ligne noire), 2022_{2q} divise la série chronologique du relevé NR et estime deux paramètres de capturabilité (ligne rouge), 2019_{2q} correspond au modèle d'évaluation de la dernière évaluation, utilisant une série chronologique scindée du relevé NR et deux estimations de capturabilité (ligne bleue). Les lignes pleines représentent la médiane issue de l'échantillonnage Monte Carlo par chaîne de Markov (MCMC).

La fonction objectif comprenait les composantes suivantes : 1) des composantes pour l'écart entre les valeurs observées et prédites des indices de biomasse agrégée par âge pour les relevés NR et MS ; 2) des composantes pour l'écart entre les proportions par âge observées et prédites dans les captures de la pêche, des relevés NR et MS ; 3) un a priori sur la distribution normale pour les écarts logarithmiques de M ; 4) un a priori sur la distribution normale pour les valeurs initiales de M ; et 5) un a priori sur la distribution normale pour les écarts logarithmiques de recrutement. Les proportions par âge ont été supposées suivre une distribution logistique multivariée. Cela évite la nécessité de spécifier des tailles d'échantillons effectives, qui peuvent avoir un impact important sur les résultats du modèle. Des intervalles de confiance approximatifs à 95 % ont été obtenus pour les quantités basées sur 210 000 échantillons Monte Carlo par chaîne de Markov (MCMC), avec un échantillon sauvegardé tous les 40.

L'ajustement aux indices a été évalué par un examen visuel des graphiques de biomasse agrégée par âge estimée et observée. Les écarts entre les proportions par âge prédites et observées ont été évalués en traçant les résidus par année et par âge, afin de détecter des regroupements par âge ou par année. La somme des carrés des résidus a été calculée pour chaque indice. Les modèles rétrospectifs de la BSR, du recrutement, de M et de F ont été évalués en traçant les séries chronologiques estimées en retirant successivement l'année terminale des données, sur une période de 7 ans (2016 à 2022). Les valeurs de rho de Mohn ont été calculées pour chaque variable évaluée dans l'analyse des modèles rétrospectifs.

4.2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'ajustement du modèle aux indices de biomasse des relevés NR et MS du sGSL était bon, bien qu'il y ait eu peu de contraste dans l'indice MS (Figure 4.2). Dans l'ensemble, l'ajustement aux proportions par âge des relevés NR et MS du sGSL ainsi que des captures de pêche était adéquat (Figure 4.3). Il n'y avait pas d'indications d'effets annuels, mais un certain regroupement relativement faible en fonction de l'âge a été observé dans les indices. Un léger regroupement dans les proportions par âge du relevé NR a été noté. Les résidus étaient majoritairement positifs à l'âge 2 entre 1995 et 2017, tandis qu'ils étaient tous négatifs à l'âge 3 à partir de 1993. Les résidus étaient également majoritairement positifs aux âges 5 et 6 à partir de 1997, et négatifs à l'âge 7 à partir de 2009. Les résidus pour les âges 5 à 7 étaient plus importants entre 2001 et 2022, probablement en raison de la faible abondance de ces poissons dans les captures du relevé. Les résidus pour l'âge 2 étaient majoritairement positifs, tandis qu'ils étaient principalement négatifs aux âges 3 et 4 dans les proportions par âge du relevé MS. Les résidus dans les captures de pêche étaient plus importants pour les âges 3, 7 et 8+ après 1990. La distribution des résidus négatifs et positifs semblait être principalement aléatoire.

L'analyse rétrospective montre un biais négatif dans les estimations de la BSR à travers les tranches, où l'estimation de l'année terminale est systématiquement plus élevée à mesure que des années de données sont ajoutées (Figure 4.4). Même si la valeur de rho de Mohn pour la BSR est élevée (Tableau 4.1), ce biais est négligeable lorsqu'on considère l'échelle de la BSR estimée sur la période d'évaluation par rapport aux 10 dernières années. Des modèles rétrospectifs et des estimations élevées de rho étaient également présents dans la mortalité par pêche (F) pour les deux groupes d'âge. Cependant, les valeurs estimées de F pour les 10 dernières années sont stables et faibles, rendant ce biais également négligeable. Les biais dans les valeurs estimées de M pour tous les groupes d'âge varient entre positifs et négatifs à travers les tranches, avec une amplitude de variation modérée, générant de faibles valeurs de rho (sauf pour M6+, en raison d'une tranche spécifique). Les estimations de recrutement montrent des variations à travers les tranches, où toute la série chronologique est décalée vers le bas à mesure que des années de données sont retirées de l'analyse. Le biais de l'année

terminale dans les 10 dernières années montre un biais négatif avec une valeur de rho de - 0,04, ce qui est acceptable. Cependant, le coefficient de variation annuel des estimations de recrutement entre les tranches variait entre 0,06 et 0,19, ce qui suggère que l'estimation du recrutement par le modèle est difficile mais pas problématique. Cela est cohérent avec le léger regroupement des résidus aux âges 2 et 3 dans la composition par âge. Dans l'ensemble, les modèles rétrospectifs ne sont pas préoccupants, et les tendances à travers les tranches sont très similaires, ce qui suggère que les dynamiques du stock sont estimées de manière adéquate par le modèle au fil du temps.

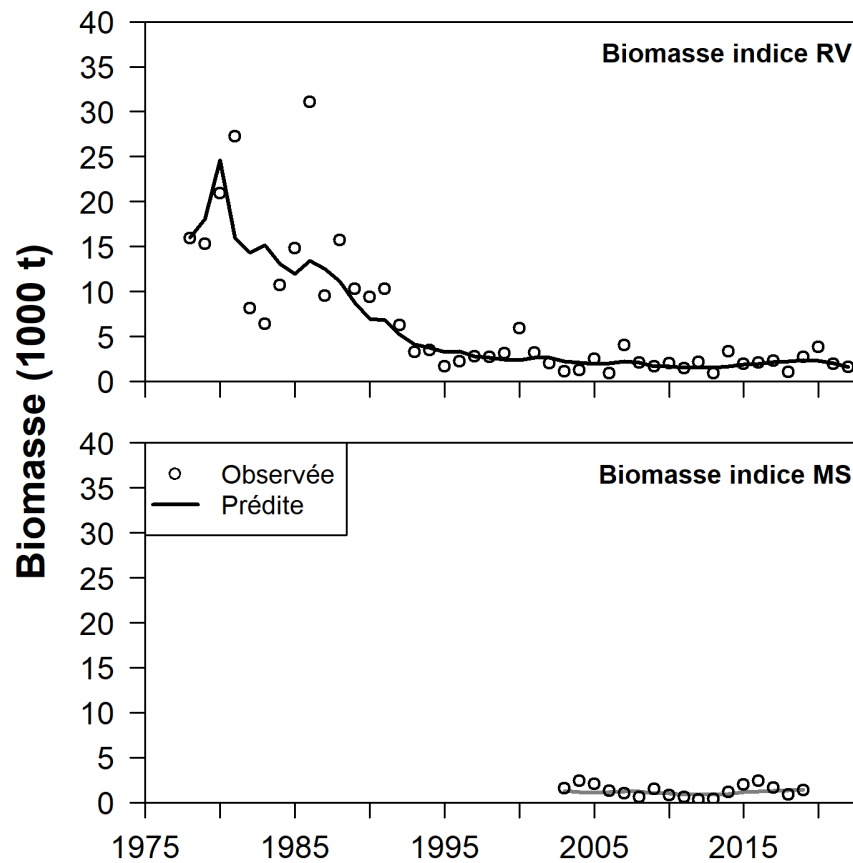


Figure 4.2 : Ajustement des indices de biomasse prédites (ligne) à ceux observés (cercles) pour le relevé NR du sud du golfe du Saint-Laurent (panneau supérieur) et le relevé sentinelle mobile (MS) (panneau inférieur).

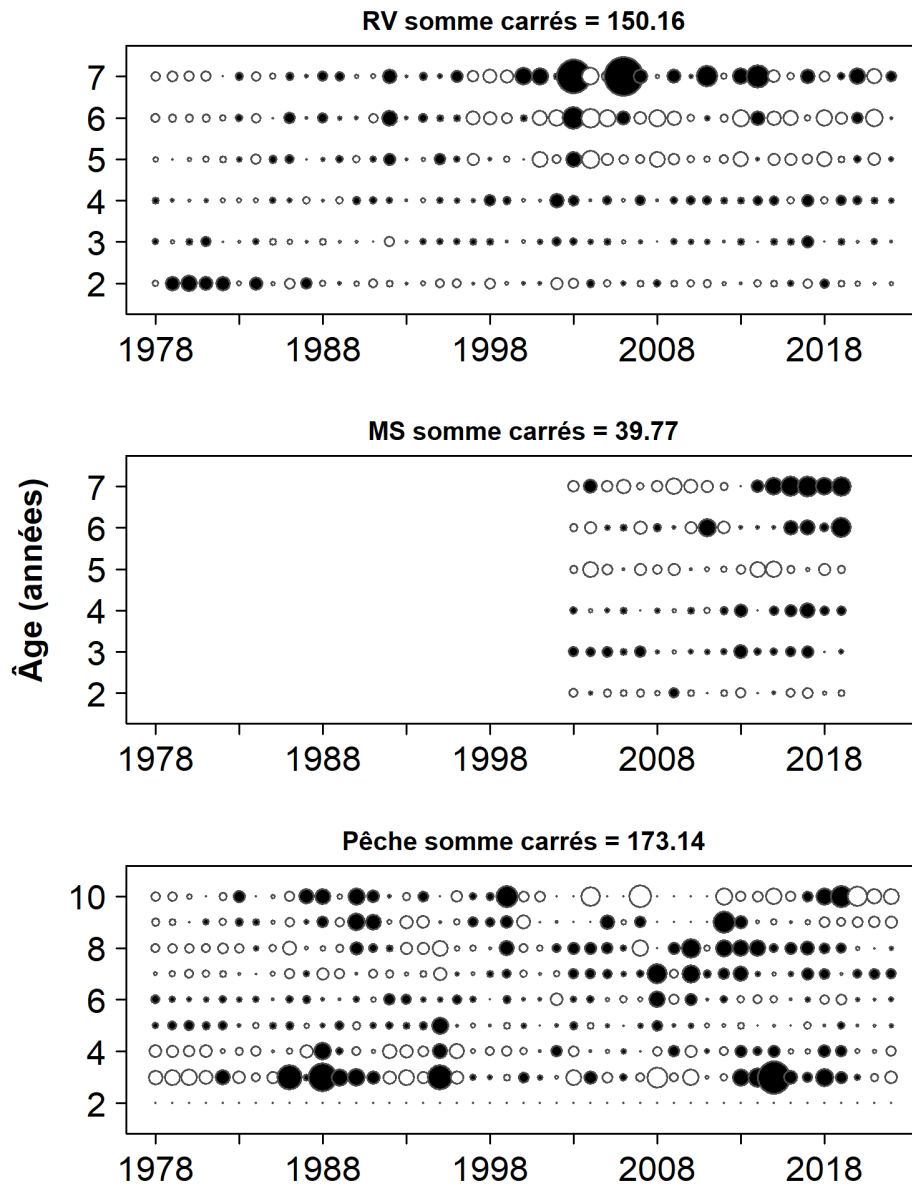


Figure 4.3 : Résidus entre le logarithme des proportions par âge observées et le logarithme des proportions par âge prédites dans les indices pour la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes correspondent aux âges et les colonnes aux années. La taille des cercles est proportionnelle à l'amplitude du résidu. Les cercles noirs indiquent des résidus négatifs (observé < prédit). Le panneau supérieur montre les résidus pour l'indice du relevé NR du sud du golfe du Saint-Laurent, le panneau central pour l'indice du relevé sentinelle mobile (MS) et le panneau inférieur montre les résidus pour les pêches commerciales.

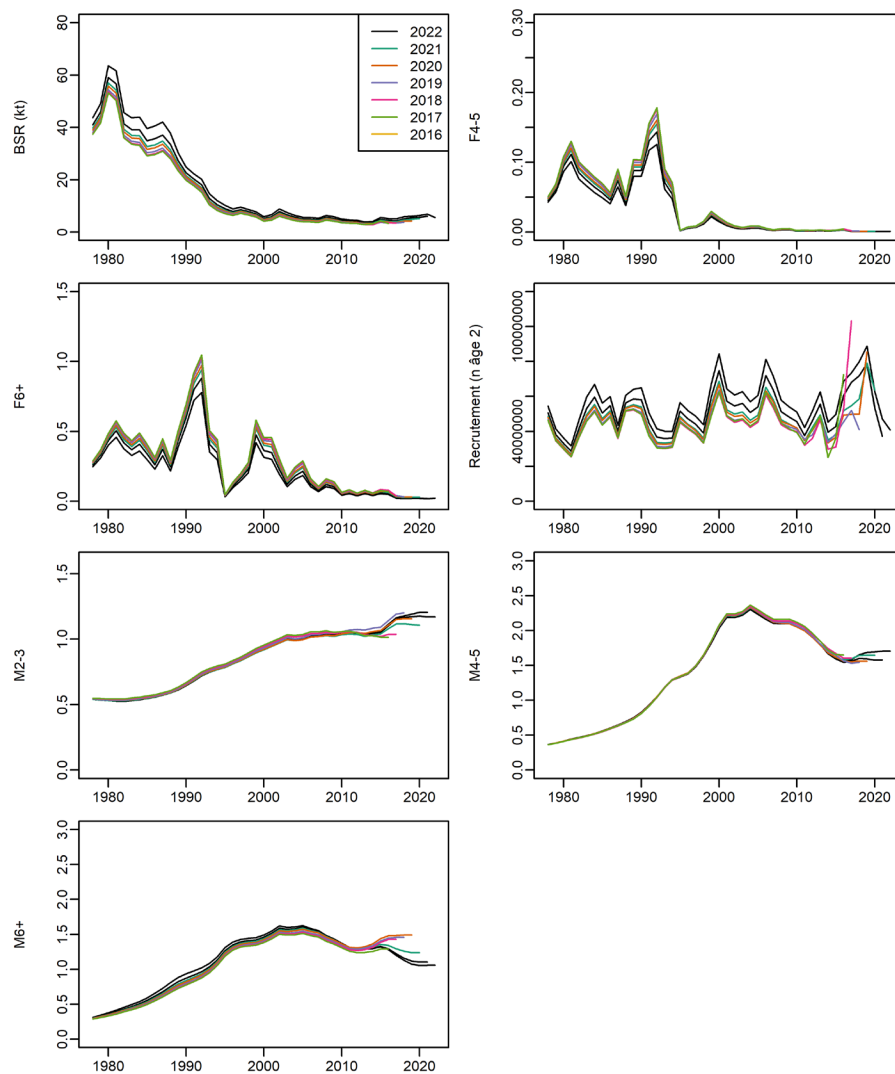


Figure 4.4 : Modèles rétrospectifs de la biomasse du stock reproducteur estimée (BSR), de la mortalité par pêche pour les âges 4 à 5 et les âges 6+, du recrutement, de la mortalité naturelle pour les âges 2 à 3, les âges 4 à 5 et les âges 6+ de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes colorées correspondent aux tranches entre les années 2016 et l'année terminale 2022.

Tableau 4.1 : Valeurs de rho de Mohn pour chaque variable évaluée dans l'analyse des modèles rétrospectifs.

Variable	Rho de Mohn
BSR	-0.2740495
Recrutement	-0.0432213
F4-5	0.5333702
F6+	0.4622162
M2-3	-0.0314403
M4-5	-0.0284311
M6+	0.1815344

La BSR a augmenté de 45 kt à 66 kt entre 1978 et 1980 (Figure 4.5). La BSR a ensuite diminué jusqu'en 2000, où elle a atteint 6,0 kt. La BSR a fluctué sans tendance entre 2001 et 2022. La valeur estimée en 2014, 4,2 kt, était la plus basse de la série chronologique. La BSR en 2022 était de 6,1 kt.

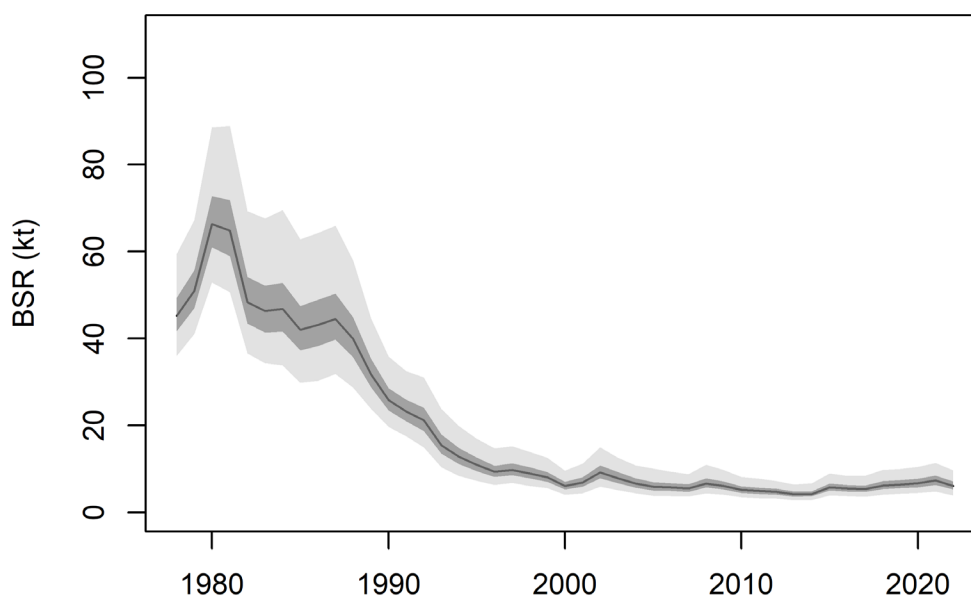


Figure 4.5 : Biomasse du stock reproducteur estimée (BSR, kt) de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne solide représente la médiane et les ombrages foncés et clairs correspondent aux intervalles de confiance de 50 % et 95 % issus de l'échantillonnage MCMC.

La mortalité par pêche moyenne pour les âges 2-3 a été estimée comme négligeable au cours de la série chronologique. La mortalité par pêche moyenne pour les âges 4-5 a été faible au cours de la série chronologique, atteignant un pic à 0,12 en 1992 (Figure 4.6). La mortalité par pêche moyenne pour les âges 4-5 est estimée être restée inférieure à 0,004 depuis 2006. La faible mortalité par pêche pour les âges 4-5 était attendue, car seul l'âge 5 est bien recruté dans la pêche (Figure 4.9). La mortalité par pêche moyenne pour les âges 6+ a varié entre 0,2 et 0,4

dans les années 1970 et 1980 avant d'atteindre un pic à 0,72 en 1992. La mortalité par pêche a ensuite diminué à 0,03 en 1995 avec l'imposition du moratoire sur la pêche dirigée à la merluche et est restée faible depuis, à l'exception d'une période à la fin des années 1990 et au début des années 2000, lorsque la mortalité par pêche a atteint un pic à 0,39. La mortalité par pêche à tous les âges est restée inférieure à 0,1 depuis 2006, et inférieure à 0,02 depuis 2018.

Dans la plupart des années, la principale source de mortalité pour la merluche blanche du sGSL a été la mortalité naturelle (Figure 4.6). La mortalité naturelle moyenne pour les âges 2-3 a progressivement augmenté au fil de la série chronologique, passant de 0,5 en 1978 à 1,1 en 2022 (de 39 % à 67 % de mortalité annuelle). La mortalité naturelle moyenne pour les âges 4-5 a progressivement augmenté de 0,36 à 2,3 entre 1978 et 2004 (de 30 % à 90 % de mortalité annuelle). La mortalité naturelle moyenne a ensuite diminué à 1,68 en 2022 (81 % de mortalité annuelle). La mortalité naturelle moyenne pour les âges 6+ a suivi une tendance similaire, augmentant progressivement de 0,31 à 1,62 entre 1978 et 2005 (de 27 % à 80 % de mortalité annuelle). La mortalité naturelle moyenne a ensuite diminué lentement jusqu'en 2022 (1,05 ; 65 % de mortalité annuelle). La mortalité naturelle a dépassé la mortalité par pêche pour tous les groupes d'âge et toutes les années.

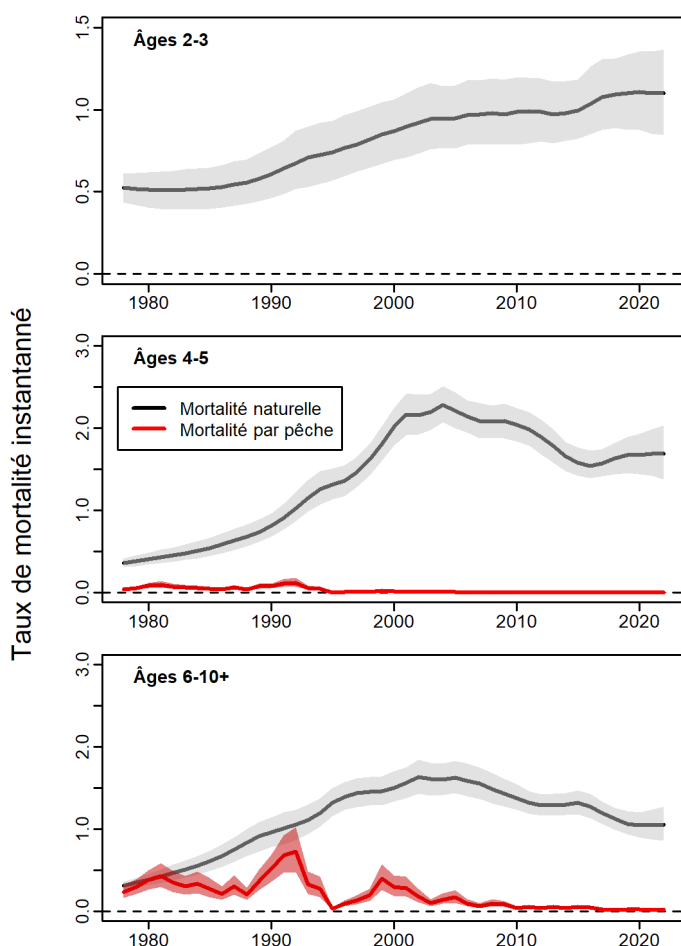


Figure 4.6 : Estimations des taux instantanés de mortalité par pêche et de mortalité naturelle (F en rouge et M en noir, respectivement) par groupe d'âge (âges 2-3, âges 4-5, âges 6+). Les lignes pleines représentent la médiane et l'ombrage indique les intervalles de confiance à 95 % issus de l'échantillonnage MCMC.

L'abondance des recrues de l'âge 2 a fluctué sans tendance claire au fil du temps (Figure 4.7), bien que l'abondance moyenne des recrues ait été légèrement plus élevée entre 1998 et 2022 (56,6 millions de poissons) que entre 1978 et 1997 (49,11 millions de poissons). Les taux de recrutement (le nombre de recrues divisé par la BSR qui les a produites) étaient faibles (1,2 mille poissons par tonne de BSR) en moyenne entre 1980 et 1994. Les taux ont augmenté jusqu'au début des années 2000 et le taux moyen de recrutement entre 1995 et 2022 était de 8,6 mille poissons par unité de BSR. Les taux ont varié presque périodiquement entre 1995 et 2022, et ont diminué durant les dernières années de l'évaluation (2019 à 2022). Les taux de recrutement en 2021 et 2022 étaient respectivement de 6,8 et 5,5 mille poissons par tonne de BSR, les valeurs les plus faibles estimées depuis la fin des années 1990 et le début des années 2000.

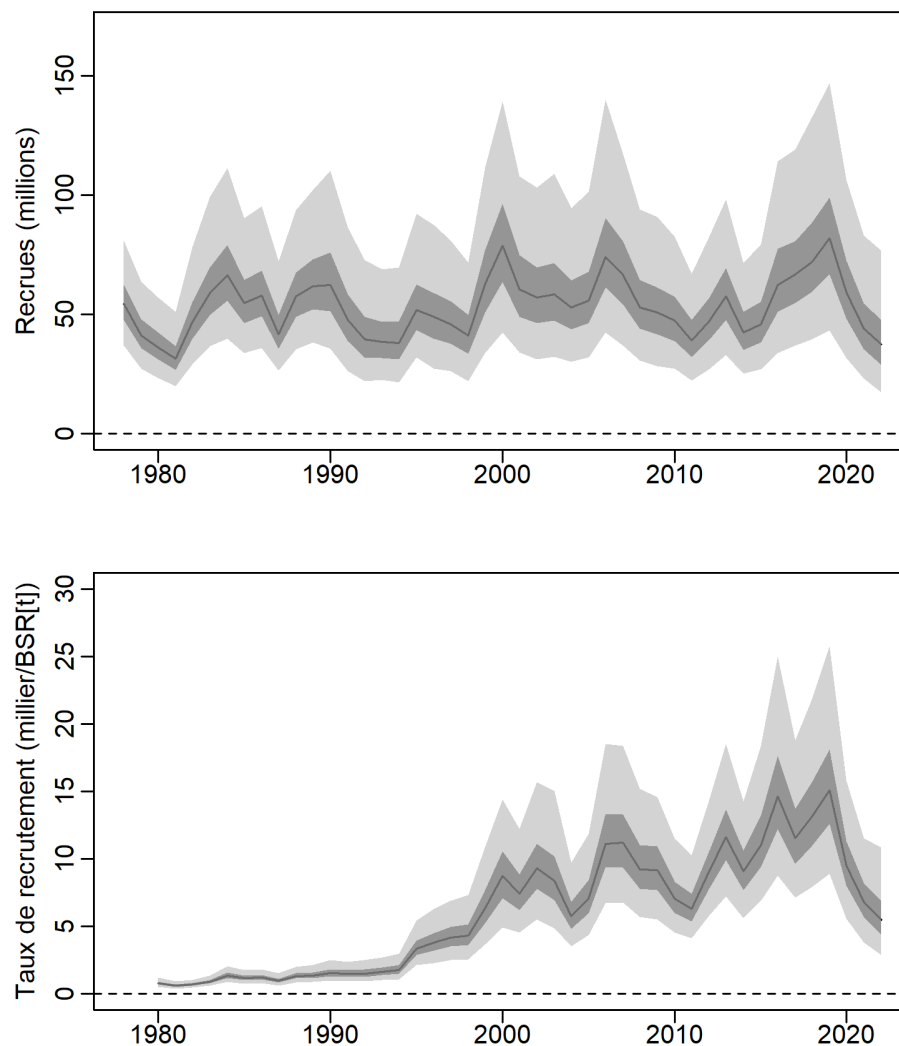


Figure 4.7 : Abondance estimée des recrues de l'âge 2 de la merluche blanche du sGSL (panneau supérieur) et taux de recrutement (recrues de l'âge 2/BSR) par cohorte. Les lignes pleines représentent la médiane et l'ombrage foncé et clair correspondent aux intervalles de confiance de 50 % et 95 % issus de l'échantillonnage MCMC.

Les taux de recrutement logarithmiques ont montré une forte relation inverse avec la BSR (Figure 4.8), ce qui suggère une forte compensation du recrutement, c'est-à-dire une amélioration du succès du recrutement à faible BSR en raison d'un assouplissement des contraintes dépendantes de la densité sur la productivité. Il est connu que la merluche est cannibale (Davis *et al.* 2004; Benoît et Swain 2008), et le cannibalisme est un facteur qui peut favoriser une forte compensation dans leur relation stock-recrutement. La merluche blanche a été considérée comme l'une des espèces commerciales de poissons de fond les plus fécondes (Beacham et Nepszy 1980). La fécondité est rapportée comme étant d'environ 4 millions d'œufs pour une femelle de 70 cm de longueur et 15 millions d'œufs pour une femelle de 90 cm de longueur (Scott et Scott 1988).

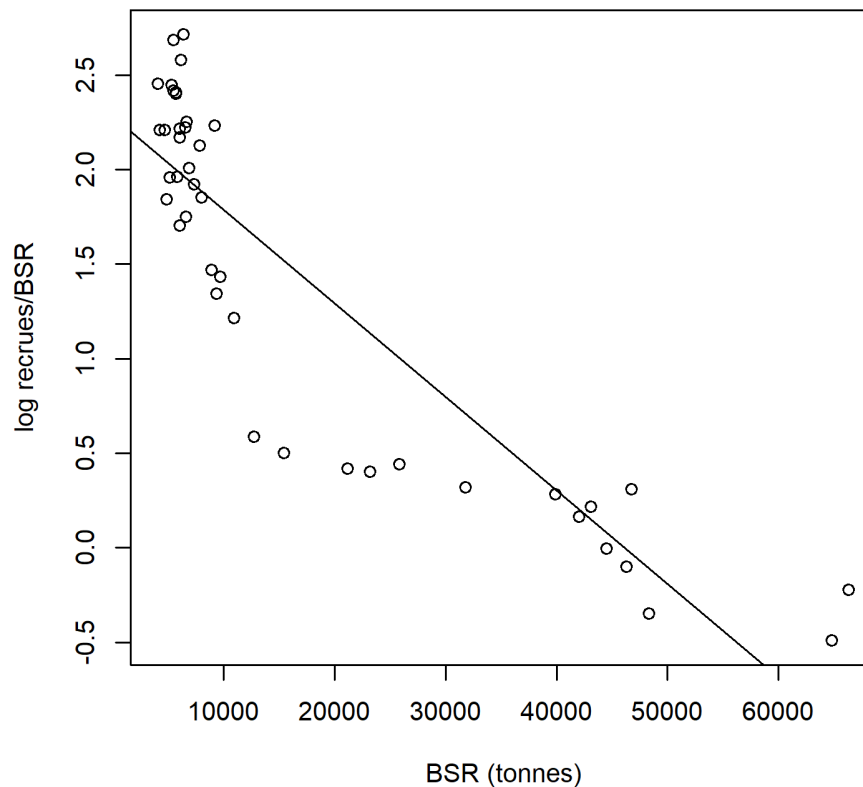


Figure 4.8 : Taux de recrutement logarithmiques estimés de la merluche blanche du sGSL (recrues de l'âge 2/BSR) en fonction de la BSR. La ligne solide représente la ligne de régression linéaire.

La sélectivité de la pêche était en forme de plateau, avec les âges <5 mal recrutés et les âges 7-10+ estimés comme entièrement recrutés (Figure 4.9). La sélectivité pour les âges 4 à 7 était légèrement plus élevée pendant la période de 1978 à 1994. La capturabilité entièrement recrutée (q) a été estimée à 0,48 pour les deux relevés NR et MS.

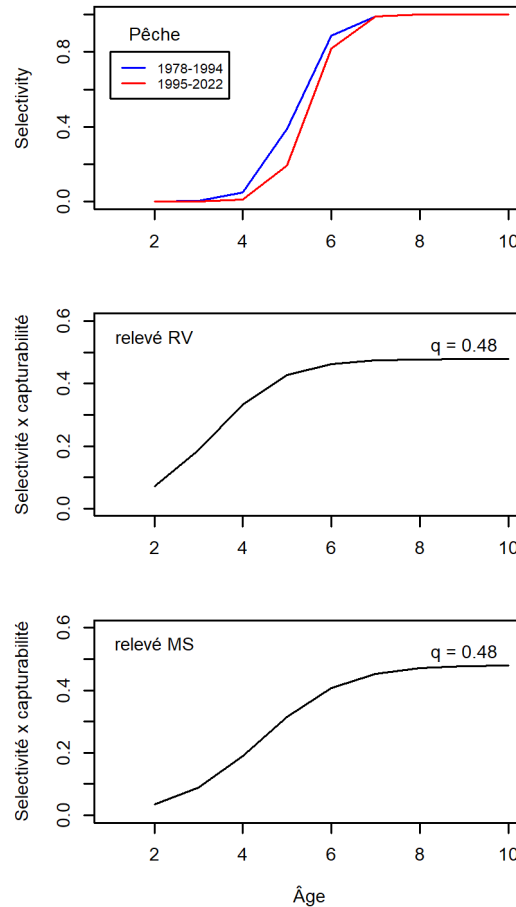


Figure 4.9 : Sélectivité estimée par âge de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) pour la pêche commerciale (panneau supérieur) pour les années 1978-1994 (bleu) et 1995-2022 (rouge), capturabilité et sélectivité pour le relevé NR du sGSL (panneau central) et pour le relevé Sentinelle Mobile (MS) (panneau inférieur).

Des incertitudes liées à la structure du modèle de population et aux limitations des données demeurent. La mortalité par pêche non prise en compte (rejets en mer, captures non déclarées) constitue probablement une petite composante des valeurs estimées de mortalité naturelle (voir sections 2.2 et 9.4). Des efforts devraient être déployés pour estimer ces prélèvements et les intégrer dans la capture totale. Cependant, la composition par âge des captures serait difficile à estimer. De plus, il y a eu des changements importants dans la pêche au fil du temps, et les changements associés dans la sélectivité des engins peuvent être plus importants que ce que le modèle permet actuellement. Estimer la mortalité naturelle dans tout modèle de population est complexe. Ici, l'association des âges 2 et 3 peut ne pas être idéale, car ces groupes d'âge peuvent avoir des prédateurs et des sources de mortalité différentes. Étant donné l'incapacité de dissocier le recrutement et la mortalité de ces recrues, l'abondance au début de l'année des poissons âgés de 2 ans est incertaine. Le groupe d'âge des merluches plus âgées (6-10+) est uniquement informé par les données des âges 6 à 7 issues des relevés, car ces entrées de composition par âge ne vont que jusqu'à l'âge 7. Des modèles rétrospectifs forts ont été identifiés pour les paramètres clés du stock. Bien que cela indique des problèmes concernant la précision potentielle de l'évaluation, cela est très peu susceptible d'affecter la trajectoire et l'état du stock.

5. POINTS DE RÉFÉRENCE

Le PRL actuel pour ce stock (12 800 t de BSR) a été défini comme la BSR équivalente à 40 % de la BSR produisant la production excédentaire maximale dans une période de faible productivité (sans mortalité par pêche). Il a été établi en 2016 comme un objectif de rétablissement dans l'évaluation du potentiel de rétablissement de la merluche (Swain *et al.* 2016). Comme de nombreuses années de données ont été ajoutées à l'évaluation depuis l'établissement de ce PRL, un examen de sa pertinence était nécessaire. Il n'existe pas de point de référence supérieur (PRS), de point de référence cible (PRC) ou de taux d'exploitation de référence (TER) pour ce stock.

5.1. MÉTHODES

5.1.1. Relations stock recrues

Trois relations paramétriques stock-recrutement (RSR) ont été utilisées : Beverton-Holt, Ricker et Hockey Stick. Les modèles Beverton-Holt et Ricker ont été ajustés aux données en utilisant la fonction nls dans le logiciel statistique R (R Core Team 2024). Le modèle Beverton-Holt (BH) était de la forme:

$$R = aS/(b + S)$$

où R est le nombre de recrues dans une cohorte donnée, S est la biomasse du stock reproducteur qui a produit cette cohorte, a est le nombre maximal de recrues produites, et b est la biomasse du stock reproducteur nécessaire pour produire, en moyenne, un recrutement égal à la moitié du maximum.

Le modèle Ricker (RK) était de la forme:

$$R = aSe^{-bS}$$

où a est le nombre de recrues par unité de biomasse de reproducteurs à un niveau de faible biomasse et b relatif au taux de déclin des recrues par unité de biomasse de reproducteurs alors que S augmente.

Le modèle Hockey Stick (HS ; également appelé régression segmentée ou à point de changement) modélise la RSR en deux segments, l'un étant une ligne plate représentant le recrutement maximal et l'autre une ligne droite partant de l'origine jusqu'à un point d'intersection avec le segment plat. L'intersection des deux lignes est déterminée par une méthode de recherche itérative sur grille utilisant l'algorithme de Julious (Julious 2001; O'Brien *et al.* 2003).

Le PRL dérivé des RSR dépendra de la forme fonctionnelle de la relation et du type de dynamique observée. En général, le PRL est la BSR à 50 % du recrutement maximal estimé par la SRR.

5.1.2. Proxy du MSY selon les directives de l'Approche de Précaution du MPO

Les estimations de la biomasse produisant le rendement maximal soutenable (B_{MSY}) sont généralement utilisées pour dériver les PRL à partir des modèles de population. Cependant, elles nécessitent la stationnarité des paramètres démographiques de productivité. L'absence d'équilibre dans la mortalité naturelle empêche l'utilisation de ces méthodes pour la merluche du sGSL.

En l'absence d'une estimation de B_{MSY} à partir d'un modèle explicite, le cadre de l'Approche de précaution (AP) fournit des orientations pour identifier les points de référence et les règles de capture (MPO 2009). L'estimation provisoire de B_{MSY} pourrait être prise comme suit

(sélectionner la première option faisable) : (1) la biomasse correspondant à la biomasse par recrue à $F_{0.1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues ; ou (2) la biomasse moyenne sur une période productive ; ou (3) la biomasse correspondant à 50 % de la biomasse historique maximale (MPO 2009).

5.1.2.1. La biomasse correspondant à la biomasse par recrue à $F_{0.1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues

Pour obtenir la valeur de $F_{0.1}$, une analyse du rendement par recrue a été réalisée en utilisant la fonction `ypr` du package `fishmethods` (Gabriel *et al.* 1989) dans le logiciel statistique R. Un vecteur de sélectivité des engins et un vecteur de mortalité naturelle pour les âges 2-10+ de l'année d'évaluation initiale (1978) ont été utilisés comme année proxy pour les conditions d'équilibre (poids plus élevé par âge, M plus faible par âge). Le poids moyen par âge des années 1978 à 1981 (afin de tenir compte de la taille réduite de l'échantillon pour les âges plus avancés) a été utilisé. La survie par recrue à $F_{0.1}$ a été calculée en utilisant une analyse de survie:

$$lage_a = lage_{a-1} e^{-(M_{a-1} + Fsel_{a-1})}$$

Et pour le groupe d'âge plus:

$$lage_a = lage_{a-1} e^{-(M_{a-1} + Fsel_{a-1})} / 1 - e^{-(M_a + Fsel_a)}$$

où $lage_a$ est la survie à l'âge a , M_a est la mortalité naturelle à l'âge, F est la mortalité par pêche et sel est la sélectivité à l'âge. La valeur de F a été établie à $F_{0.1}$.

Pour obtenir la BSR par recrue à $F_{0.1}$, la survie par recrue multipliée par le poids par âge et les vecteurs de maturité par âge a été sommée sur tous les âges. La BSR par recrue à $F_{0.1}$ a été multipliée par le nombre moyen de recrues estimé par la marche aléatoire sur la série chronologique. Le PRL dérivé de ce $BMSY_{proxy}$ a été calculé comme 40 % de sa valeur (nommé 40%PA1BMSY_{proxy}).

5.1.2.2. La biomasse moyenne sur une période productive

La production du stock a été calculée comme suit :

$$P_t = C_t + B_{t+1} - B_t$$

où P_t est la production du stock à l'année t , C_t est la valeur des captures de la pêche commerciale, B_{t+1} est la biomasse du stock pour les âges 2+ pour l'année $t + 1$ et B_t est la biomasse du stock pour les âges 2+ pour l'année t . Les périodes productives ont été identifiées en trouvant des périodes ininterrompues de 5 ans pendant lesquelles la production du stock et la biomasse du stock étaient simultanément proches ou à leurs valeurs maximales. Le $BMSY_{proxy}$ a été calculé comme la moyenne de la BSR des années identifiées. Le PRL dérivé de ce $BMSY_{proxy}$ a été calculé comme 40 % de sa valeur (nommé 40%PA2BMSY_{proxy}).

5.1.2.3. La biomasse correspondant à 50 % de la biomasse historique maximale

50 % de la BSR la plus élevée en une seule année a été utilisée pour dériver un $BMSY_{proxy}$. Un PRL candidat a été calculé à 40 % de sa valeur (40%PA3BMSY_{proxy}).

5.1.3. B_0

B_0 est la biomasse du stock reproducteur en équilibre à long terme du stock en l'absence de pêche. Les méthodes par recrues nécessitent un équilibre pour dériver les points de référence, afin que leurs résultats représentent adéquatement l'état moyen du stock. Cependant, ces méthodes supposent des paramètres de productivité stationnaires. Au cours des années de l'évaluation de la merluche, M a augmenté et le poids par âge a diminué, ce qui ne respecte pas

l'hypothèse d'équilibre au fil du temps. Par conséquent, une année où le stock était dans son meilleur état de productivité pendant la période d'évaluation a été sélectionnée pour effectuer les calculs.

L'année 1978 a été choisie pour représenter une période productive (poids élevé par âge et M le plus bas par âge). Un vecteur de géniteurs par recrue non pêchée a été calculé en utilisant M par âge en 1978. La BSR par recrue (ϕ_0) a ensuite été calculée en multipliant les géniteurs par recrue, le poids moyen par âge pour les années 1978 à 1981 (afin de tenir compte de la faible taille de l'échantillon pour les âges plus avancés) et les vecteurs de maturité par âge.

B_0 est généralement calculé en multipliant ϕ_0 par le recrutement moyen attendu en équilibre sans pêche à partir d'une RSR. Cependant, les RSR estimées pour la merluche du sGSL ne sont pas crédibles (voir ci-dessous). Comme le recrutement a fluctué sans tendance au cours de la série chronologique et semble indépendant de la BSR dans la plage estimée de la BSR, ce niveau de recrutement est supposé ici comme un proxy pour le recrutement en équilibre. Par conséquent, B_0 a été calculé en utilisant le recrutement moyen au cours de la série chronologique.

5.2. RÉSULTATS

5.2.1. Relations stock recrues

Le modèle RSR BH n'a pas produit un ajustement acceptable aux données. Le modèle RSR RK ne correspond pas bien aux données (Figure 5.1). La partie ascendante de la courbe et le maximum estimé ne sont pas soutenus par les données. Les paires stock-recrutement à faible biomasse ne montrent pas une diminution du recrutement avec la diminution de la biomasse. Au lieu de cela, une large gamme de recrues a été estimée comme produite à faible BSR. Il n'y a pas de paires stock-recrutement au maximum estimé de la courbe. La plupart des paires stock-recrutement se situent dans une gamme de valeurs de recrues qui se produisent dans toute la plage de BSR.

L'ajustement du modèle HS a placé le point d'inflexion de la régression au point de BSR le plus bas, et la partie diagonale de la régression n'est pas soutenue par les données. La partie horizontale de la régression est crédible car il n'y a pas de tendance discernable dans les paires stock-recrutement. Cependant, comme le point d'inflexion de la régression n'est pas soutenu par les données, le modèle RSR HS ne doit pas être utilisé pour dériver un PRL basé sur la BSR à 50 % du recrutement maximal.

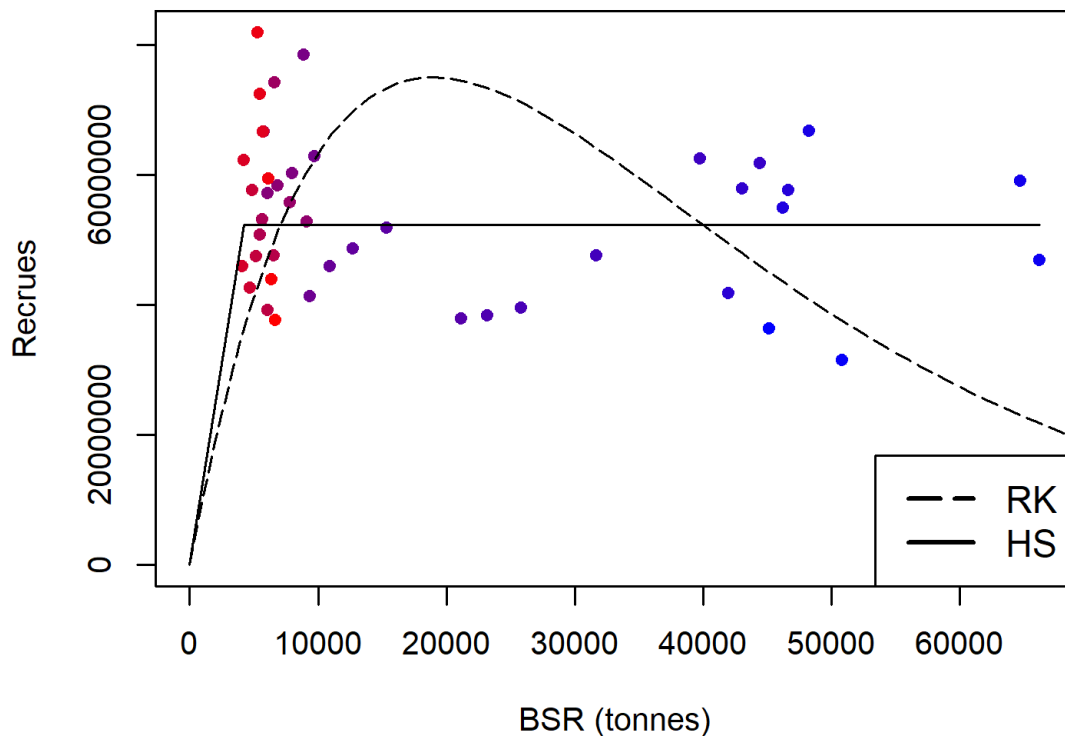


Figure 5.1 : Relations stock-recrutement de Ricker et de régression segmentée pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent.

5.2.2. Proxy du MSY selon les directives de l'Approche de Précaution du MPO

5.2.2.1. La biomasse correspondant à la biomasse par recrue à $F_{0.1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues:

$F_{0.1}$ a été estimé à 1,0 pour l'année initiale de la période d'évaluation (1978). La BSR par recrue à $F_{0.1}$ a été estimée à 0,000780797 t. Le nombre moyen de recrues sur la période d'évaluation était de 53 254 492. La BSR correspondant à la BSR par recrue à $F_{0.1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues était de 41 580 t. Le PRL associé ($40\%PA1BMSY_{proxy}$) était de 16 632 t de BSR.

5.2.2.2. La biomasse moyenne sur une période productive:

La production de merluche a été la plus élevée entre 1978 et 1982, avec une moyenne annuelle de 12 426 t de BSR (Figure 5.2). La production a diminué et a atteint des valeurs constamment proches de zéro ou négatives en 1987. La production annuelle moyenne sur la période de 1987 à 2021 était de -325 t. Un état de faible production et de faible biomasse a persisté depuis le début des années 1990.

La relation entre le taux de production de la population (Pt/Bt) et la biomasse de la population (Bt) n'a pas montré de dépendance positive à la densité sur l'ensemble de la série chronologique (les paramètres de régression linéaire ne sont pas significatifs). Une régression par morceaux a trouvé un point de rupture à 68 330 (SE : 9 226) tonnes de biomasse. Cependant, les données pour les biomasses moyennes à élevées sont rares, rendant les résultats de cette analyse difficiles à soutenir. Seuls quatre points de données se trouvent à droite du point de rupture pour soutenir son estimation. Une régression linéaire sur les données filtrées pour la biomasse inférieure au point de rupture était presque significative ($p : 0,0523$), et

la pente positive suggère que la merluche du sGSL pourrait éprouver un effet Allee (Figure 5.3). Cependant, la large gamme de valeurs de production à faible biomasse ne soutient pas bien la régression linéaire, ce qui reflète probablement la large gamme de valeurs de recrutement estimées à faible biomasse. En examinant la production dans son ensemble dans cette analyse, l'effet de mortalité élevé dû à la prédation sur la merluche du sGSL et l'absence de compensation attendue qui y est associée est probablement masqué par les taux de recrutement très élevés à faible biomasse. La forte mortalité naturelle dans ce stock agit comme un effet direct sur la réduction du nombre d'adultes, ce qui ne se traduit pas par une réduction de la capacité reproductive et de la production observée pour d'autres stocks dans des situations similaires (par exemple, la morue de l'Atlantique du sGSL (Neuenhoff *et al.* 2019; Turcotte *et al.* 2024)). Dans l'ensemble, le point de rupture identifié ici n'est pas soutenu pour informer de la position d'un seuil Allee pour ce stock.

Un proxy pour le B_{MSY} a été défini comme la BSR moyenne des années 1978 à 1982, une période de biomasse élevée et de haute production (Figure 5.4), et a été estimée à 55 053 t. La période d'années choisie pour la productivité est conforme aux directives du MPO de 2023 pour les proxies historiques de B_{MSY} : « Un proxy historique pour le B_{MSY} peut être estimé comme la moyenne ou la médiane d'un indicateur ou d'une estimation de modèle sur une période historique lorsque l'indicateur est élevé (et que le recrutement est supposé stable) et que les captures sont élevées ; ou la moyenne ou la médiane d'un indicateur sur une période productive. » Le PRS associé, $80\%BMSY_{proxy}$, a été estimé à 44 042 t. Le PRL, $40\%PA2BMSY_{proxy}$, a été estimé à 22 021 t.

5.2.2.3. La biomasse correspondant à 50 % de la biomasse historique maximale:

La BSR correspondant à 50 % de la biomasse historique maximale était de 33 119 t de BSR ($50\%PA3BMSY_{proxy}$).

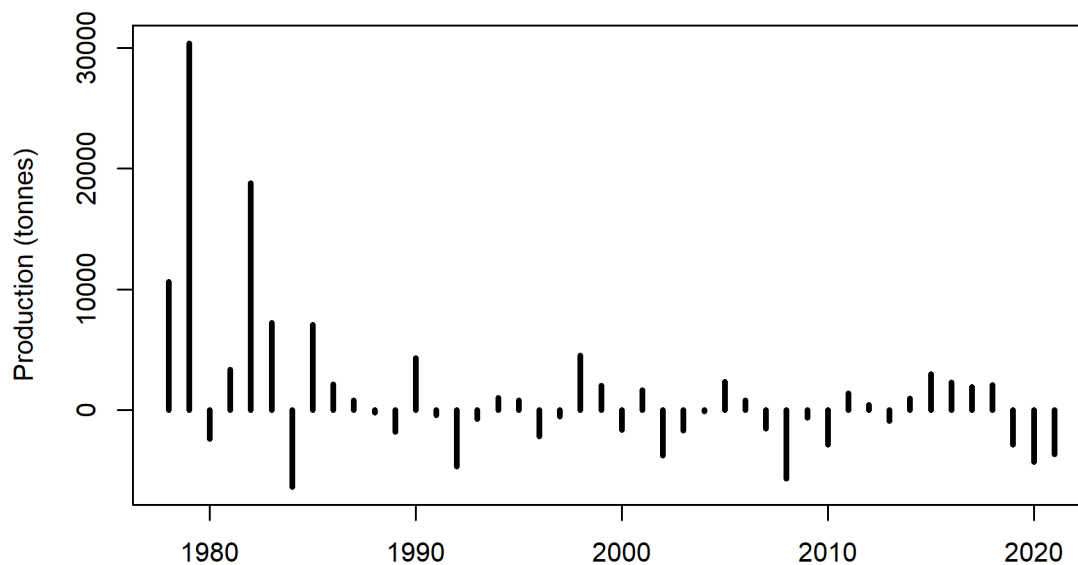


Figure 5.2 : Production annuelle de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent (tonnes ; barres noires) entre 1978 et 2022.

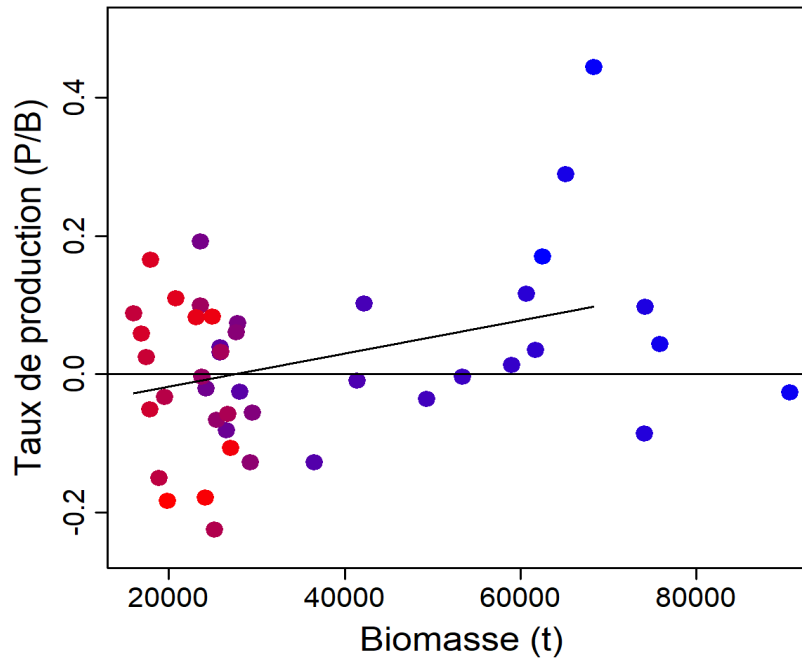


Figure 5.3 : Taux de production annuel (P/B , production de biomasse par unité de biomasse de la population) de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent, de 1978 à 2022. La couleur des cercles indique l'année (1978–bleu, 2022–rouge). La ligne noire diagonale est la régression linéaire pour les données en dessous du point de rupture identifié par une régression par morceaux.

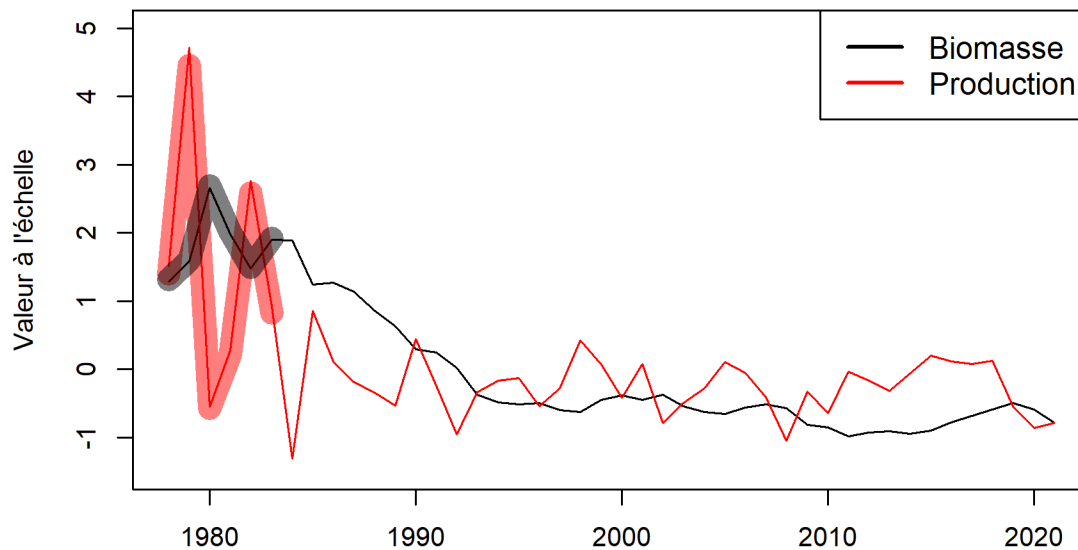


Figure 5.4 : Valeurs mises à l'échelle de la biomasse du stock (ligne noire et ombrage) et de la production (ligne rouge et ombrage) entre 1978 et 2022. Les zones ombrées indiquent les années de haute biomasse et de haute production sélectionnées (1978-1982).

5.2.3. B_0

La Valeur estimée de ϕ_0 était 0.00201965 unité de BSR par recrue. Le B_0 initial associé était 107,555 t. Le $0.2B_0$ initial était estimé à 21,511 t du BSR.

5.2.4. Meilleur PRL

Dans le contexte de la pêche, un dommage grave peut être défini (MPO 2023) comme un état indésirable qui peut être irréversible ou seulement lentement réversible à long terme. Il peut être directement ou indirectement dû à la pêche, à d'autres impacts d'origine humaine, ou à d'autres causes naturelles, et se produit à des états avant que l'extirpation ne devienne une préoccupation. Ces états peuvent être associés à une productivité ou à une capacité reproductive altérées, résultant de changements dans des processus biologiques tels que le recrutement, la croissance, la maturation et la survie, et peuvent entraîner une perte de résilience, définie comme une capacité réduite à se reconstruire, à dépasser le taux de remplacement ou à se remettre d'une perturbation. Ces états peuvent être associés à un risque élevé d'absence de compensation ou d'effet Allee (c'est-à-dire une dépendance négative à la densité, dans laquelle le taux intrinsèque de croissance d'un stock diminue, au lieu d'augmenter, à mesure que l'abondance diminue) et sont des états où les dynamiques de population sont généralement mal comprises. Lorsqu'un stock est estimé être à risque de dommage grave, cela peut également avoir des impacts résultants sur le système socio-écologique plus large, tel que l'écosystème, les espèces associées ou dépendantes, ou une perte à long terme des opportunités de pêche. Cependant, les inefficacités économiques telles que la surpêche de croissance ou la réduction du rendement ne constituent pas en soi un dommage grave pour le stock.

La biomasse et la production de merluche étaient les plus élevées entre 1978 et 1982, mais sont restées faibles des années 1990 jusqu'en 2022. La persistance d'un état de faible production et de faible biomasse depuis le début des années 1990 est un indicateur de dommage grave (Kronlund *et al.* 2018). La relation entre le taux de production de la population et la biomasse de la population ne suggère pas qu'un effet Allee se produise pour la merluche du sGSL. La production dans son ensemble, principalement dirigée par des taux de recrutement élevés, est restée suffisante pour maintenir le stock à un faible niveau. En tenant compte de la composition par âge tronquée, de la très haute mortalité naturelle (M) et des preuves que celle-ci est causée par la prédation par les phoques gris (Benoît *et al.* 2011), ce stock est probablement dans un piège à prédateurs (Bakun 2006).

Le PRL candidat $0,2B_0$ n'a été que partiellement soutenu en raison de l'incertitude des estimations de recrutement. Les RSRs pour ce stock ne sont pas crédibles, et le recrutement moyen sur la série chronologique a été utilisé comme un proxy pour le recrutement en équilibre. Le CV élevé des estimations de recrutement provenant de l'analyse rétrospective et le regroupement des résidus dans les proportions par âges 2 et 3 dans les indicateurs d'abondance suggèrent que le recrutement estimé par le modèle de population est incertain. Par conséquent, un PRL candidat généré à l'aide d'une méthode qui n'utilise pas directement les dynamiques de recrutement serait plus approprié pour ce stock. Le $0,4PA2BMSY_{proxy}$ est une analyse plus simple qui utilise la production et la biomasse comme quantités pour dériver un proxy pour le B_{MSY} . Les deux séries d'estimations sont crédibles et constituent une bonne base pour dériver un PRL, en se basant sur les directives de l'AP.

Deux PRL candidats ont reçu un soutien au moins partiel, et les deux PRL candidats sont très proches en termes de valeur estimée. Le fait que les deux valeurs de PRL candidats soient proches soutient les années sélectionnées pour le proxy du B_{MSY} , mais aussi le proxy pour le recrutement en équilibre utilisé dans le calcul de B_0 . Comme $0,2B_0$ est un proxy pour $0,4B_{MSY}$ (MPO 2023), la proximité des deux PRL candidats soutient davantage les résultats.

Les PRL soutenus placent tous deux le stock dans la Zone Critique de l'AP en 1992. L'année 1992 coïncide avec l'état LP-LB survenu depuis le début des années 1990, ce qui est un indicateur de dommage grave pour ce stock. Étant donné que le $0,4PA2BMSY_{proxy}$ est

entièrement soutenu, il est recommandé comme le PRL pour le stock de merluche blanche du sGSL.

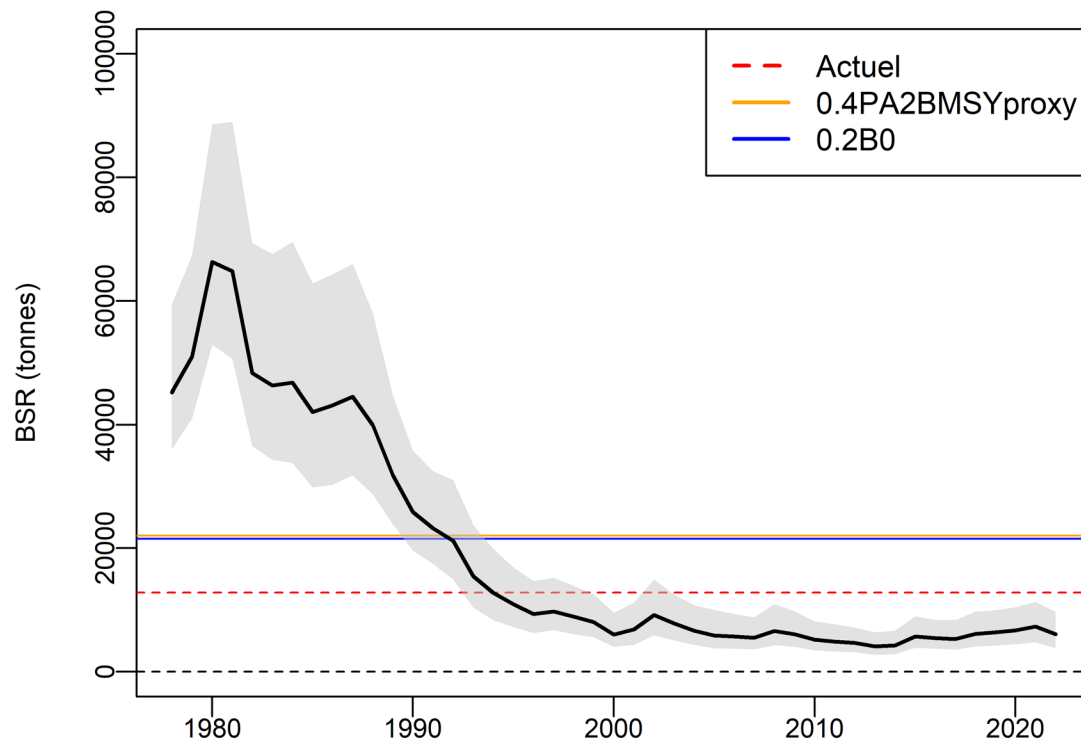


Figure 5.5 : Points de référence limites candidats pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent ayant reçu au moins un soutien partiel : $0,4PA2BMSY_{proxy}$ (entièrement soutenu, ligne orange continue) et $0,2B_0$ (partiellement soutenu, ligne bleue continue). La ligne rouge en pointillés représente le point de référence limite actuel. La ligne noire correspond à l'estimation médiane de la BSR (kt) et l'ombrage gris indique l'intervalle de confiance à 95 %.

Comme cela a été fait précédemment pour la merluche, un indicateur de l'état du stock basé sur le relevé NR annuel peut être calculé pour les années intermédiaires (MPO 2020). L'indicateur NR pour une mise à jour intermédiaire est la moyenne mobile sur 3 ans des captures du relevé NR en unités de kg/trait pour les merluches de 45 cm et plus (Figure 5.6). Une évaluation serait déclenchée si la valeur de l'indice NR dépasse la valeur redimensionnée du PRL.

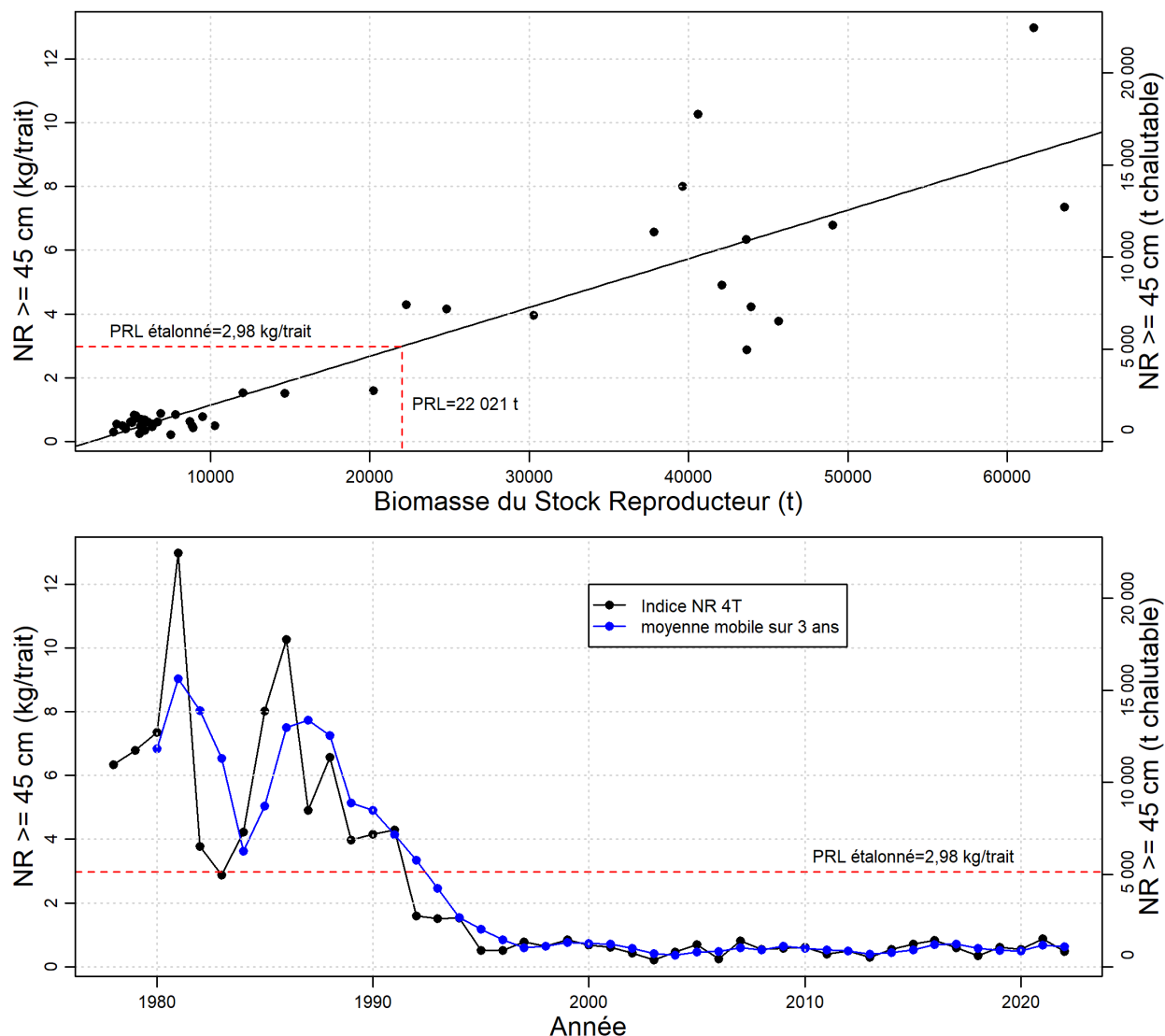


Figure 5.6 : Panneau supérieur : régression linéaire (ligne noire) entre les captures annuelles du relevé NR de merluche blanche de 45 cm et plus en kg/trait (axe de gauche), la biomasse chalutable moyenne stratifiée (axe de droite) et la biomasse du stock reproducteur estimée de la merluche blanche (points noirs). La ligne rouge verticale en pointillés indique la valeur du point de référence limite en unités de biomasse du stock reproducteur. La ligne rouge horizontale en pointillés représente la valeur étalonné du point de référence limite en unités de kg/trait. Panneau inférieur : captures annuelles du relevé NR de merluche blanche de 45 cm et plus en kg/trait (axe de gauche), biomasse chalutable moyenne stratifiée (axe de droite, points noirs et ligne noire) et sa moyenne mobile sur 3 ans (points et ligne bleus). La ligne rouge horizontale en pointillés représente le point de référence limite étalonné pour les captures du relevé NR en kg/trait.

5.2.5. Autres points de référence de l'AP

En utilisant la valeur par défaut suggérée par l'AP, un PRS et un PRC peuvent être calculés à partir d'un proxy pour B_{MSY} . Le PRS ($0,8B_{MSY_{proxy}}$) a été estimé à 44 042 t de BSR, et le PRC ($B_{MSY_{proxy}}$) a été estimé à 55 053 t de BSR (Figure 5.7). Bien que la détermination du PRL relève du Secteur des Sciences du MPO, les définitions du PRS et du PRC relèvent de la Gestion des Pêches et des Ports du MPO. Ici, les PRS et PRC calculés par défaut dans le

cadre de l'AP peuvent être proposés comme candidats intérimaires pour ces points de référence.

La mortalité par pêche moyenne des merluches du sGSL âgées de 6 ans et plus au cours des années sélectionnées comme proxy pour le B_{MSY} était de 0,34. On pourrait soutenir qu'à ce taux moyen de prélèvement, le stock n'a pas immédiatement commencé à décliner en réponse à des prélèvements qui auraient été trop importants pour la productivité du stock, et qu'il pourrait être considéré comme un proxy pour F_{MSY} . Le stock a décliné quelques années plus tard, mais à ce moment-là, F et M étaient tous deux plus élevés que pendant la période 1978 à 1982. Par conséquent, un taux de prélèvement intérimaire de 0,32 pourrait être utilisé comme proxy pour F_{MSY} pour ce stock. Cependant, comme la mortalité naturelle a atteint des niveaux très élevés depuis cette période, ce stock devrait être géré en tenant compte de Z (la mortalité totale), si une pêche commerciale devait reprendre. Si un avis scientifique était demandé pour fournir des niveaux de capture durables de merluche du sGSL à l'avenir, des projections de population à différents niveaux de F et aux niveaux de M observés à ce moment-là devraient être réalisées, et la réponse du stock devrait être évaluée pour orienter la gestion des risques des options de TAC.

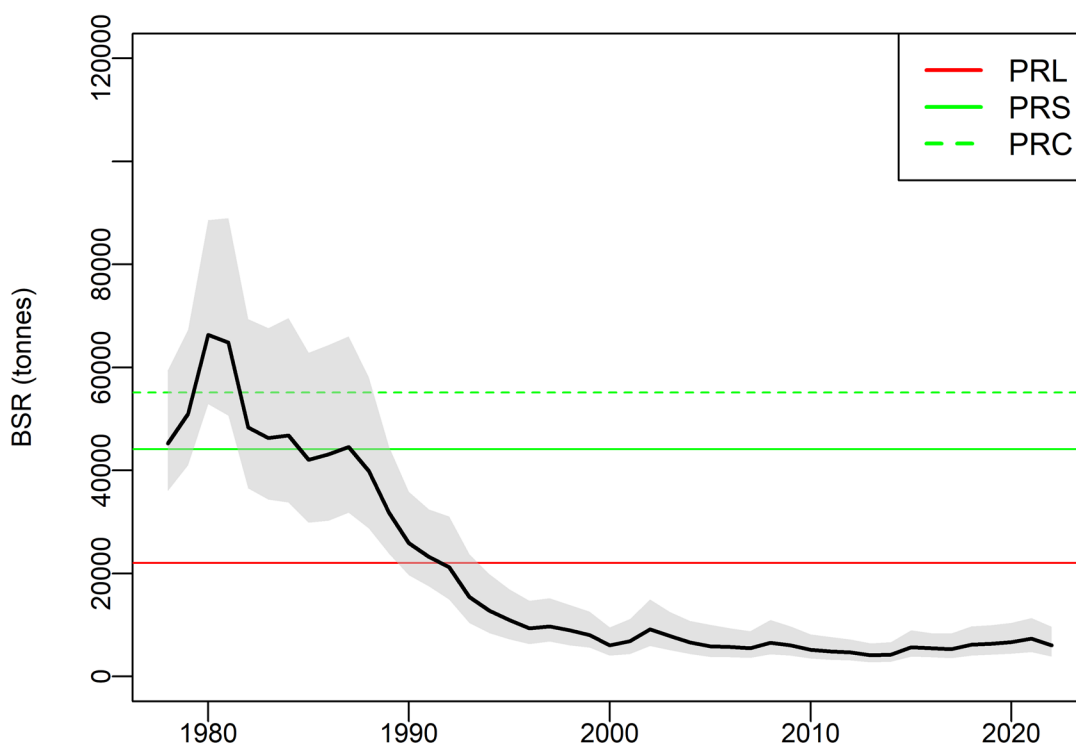


Figure 5.7 : Points de référence pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent (Point de référence limite $0,4B_{MSY}$, ligne rouge ; Point de référence supérieur du stock $0,8B_{MSY}$, ligne verte pleine ; Point de référence cible B_{MSY} , ligne verte en pointillés). La ligne noire correspond à l'estimation médiane de la BSR (kt) et l'ombrage gris indique l'intervalle de confiance à 95 %.

5.2.6. État du stock et tendances

En utilisant le nouveau PRL défini et le PRS intérimaire de cette étude, l'état du stock en 2022 se trouve dans la Zone Critique. Le stock était dans la Zone de Prudence en 1978 et a atteint la Zone Saine en 1979, où il est resté jusqu'en 1988. Le stock a commencé à décliner et a atteint la Zone de Prudence en 1989. Il a continué de décliner et a atteint la Zone Critique en 1992, où

il est resté jusqu'en 2022. Avec l'ancien PRL, le stock était estimé être entré dans la Zone Critique en 1995.

La cause probable du déclin du stock de merluche blanche du sGSL est une mortalité élevée. La mortalité par pêche pour les âges 6+ a varié entre 0,2 et 0,4 dans les années 1970 et 1980. La mortalité naturelle a augmenté à tous les âges entre 1978 et 2000, et la mortalité par pêche a rapidement augmenté de 0,35 à 0,69 entre 1989 et 1992. La BSR a commencé à décliner rapidement en 1989. Cette période de forte mortalité des poissons plus âgés a conduit à la troncation par âge estimée dans la population au début des années 1990. Une mortalité naturelle élevée causée par la prédation est probablement maintenant le principal facteur empêchant le rétablissement de la merluche blanche.

6. CIBLE ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT

Pour un stock majeur de poisson prescrit aux dispositions relatives aux stocks de poissons, l'obligation légale d'un plan de rétablissement en vertu de l'article 6.2 ne s'applique que tant que le stock est égal ou inférieur à son PRL. Cependant, afin d'augmenter la probabilité qu'un stock ne redescende pas à son PRL ou en dessous, et pour être cohérent avec l'objectif de la Politique sur l'AP de 2009 visant à accroître les stocks dégradés à des niveaux plus sains (MPO 2009), un plan de rétablissement restera en vigueur jusqu'à ce que le stock atteigne sa cible de rétablissement. Une fois que le stock atteint sa cible de rétablissement, le plan de rétablissement prendra fin et le stock sera soumis au Plan de Gestion Intégrée des Pêches ou à un autre plan de gestion.

Les directives du MPO sur les plans de rétablissement stipulent que la cible de rétablissement doit être fixée à un niveau suffisamment supérieur au PRL pour qu'il y ait une probabilité très faible à faible que le stock soit inférieur à son PRL (< 5-25 % de probabilité; MPO 2022). Par conséquent, la Gestion des Pêches et des Ports du MPO a défini la cible de rétablissement pour ce stock comme étant atteinte lorsqu'il y a au moins 75 % de probabilité que le stock soit égal ou supérieur à son PRL. Le stock de merluche blanche du sGSL est évalué à l'aide d'un modèle statistique des captures par âge, ce qui signifie que la détermination du moment où la cible de rétablissement est atteinte et le suivi de la performance du plan de rétablissement doivent être réalisés en utilisant le modèle accepté et l'incertitude estimée de ce modèle. Ainsi, la valeur de la cible dépend du modèle et changera à chaque évaluation à mesure que des années de données sont ajoutées et/ou que des changements de modèle sont mis en œuvre. Par conséquent, la cible devrait être définie comme « la BSR où il y a une probabilité très faible à faible que le stock soit inférieur à son PRL (< 5-25 % de probabilité) », et non comme un chiffre fixe.

Les lignes directrices scientifiques pour soutenir l'élaboration de plans de rétablissement des stocks de poissons canadiens indiquent que la cible de rétablissement doit être fixée suffisamment au-dessus du PRL pour qu'il y ait une faible probabilité de retomber sous le PRL à court ou moyen terme (MPO 2021). La cible de rétablissement actuellement proposée pour ce stock est d'être à ou au-dessus du PRL avec une certitude de 75 %, et étant donné que l'incertitude des estimations de la BSR pour ce stock est relativement faible, cela signifie que la cible de rétablissement est très proche du PRL (Figure 6.1). En conséquence, cette cible offre théoriquement une probabilité plus élevée que le stock retombe sous le PRL par rapport à une cible fixée plus près du PRS ou du PRC, par exemple. Si cette cible de rétablissement est retenue, il pourrait être important d'envisager d'ajouter des considérations supplémentaires à la cible, telles que : le stock doit se maintenir à ce niveau ou au-dessus pendant 5 années consécutives, et les projections de population doivent montrer que le stock est susceptible de poursuivre sa trajectoire positive sous prélèvement pendant 5 ans après avoir atteint l'état

rétabli. Cinq ans ont été sélectionnés puisque qu'un calendrier de rétablissement n'a pas pu être calculé ou utilisé pour informer le choix du nombre d'années de croissance qui minimiserait la probabilité que le stock retombe sous le PRL à court ou moyen terme. Le nombre d'années a donc été fixé en fonction du cycle pluriannuel d'évaluation et du calendrier des projections pour l'avis sur ce stock. Cela correspond également à la fréquence de révision du plan de rétablissement (voir ci-dessous).

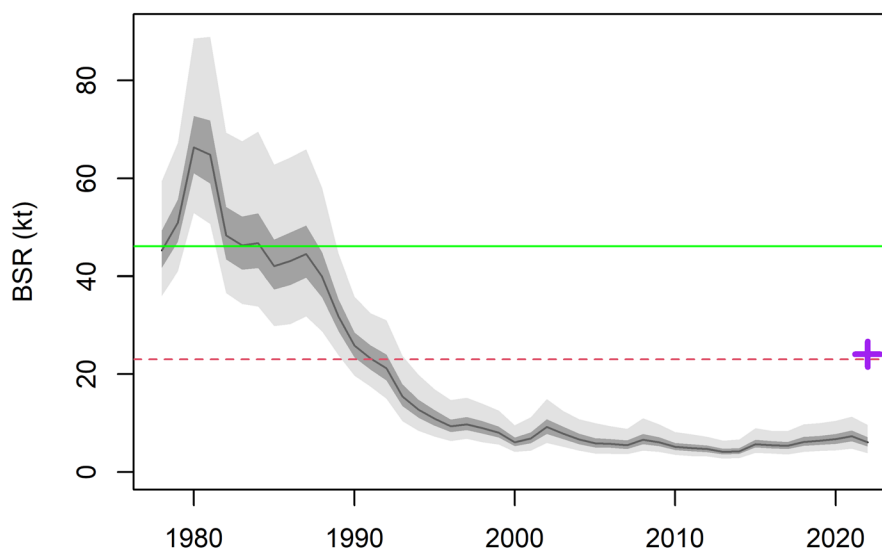


Figure 6.1 : Cible de rétablissement pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent avec une certitude de 75 % (croix violette), en supposant le niveau d'incertitude de 2022 pour les estimations de la BSR. Point de référence limite $0,4B_{MSY}$, ligne rouge ; Point de référence supérieur du stock $0,8B_{MSY}$, ligne verte pleine. La ligne noire représente l'estimation médiane de la BSR (kt), l'ombrage gris clair indique l'intervalle de confiance à 95 %, et l'ombrage gris foncé indique l'intervalle de confiance à 50 %.

Un plan de rétablissement nécessite également que l'échéancier de rétablissement soit défini afin de suivre les progrès du rétablissement par rapport aux objectifs et aux mesures de gestion. La norme internationale et l'approche recommandée par le MPO 2021 consistent à estimer le temps nécessaire pour atteindre la cible de rétablissement en l'absence de toute pêche (T_{min}). Comme observé dans les dernières évaluations du stock, il est peu probable que le stock se rétablisse jusqu'au précédent PRL (Rolland *et al.* 2022a).

Si T_{min} ne peut pas être calculé, une estimation d'une alternative, telle que le temps de génération fourni par les Sciences du MPO, peut être utilisée par la Gestion des Pêches et des Ports pour définir un échéancier de rétablissement. Le temps de génération est estimé à 9 ans pour la merluche du sGSL (MPO 2016). Comme il est peu probable que le stock se rétablisse dans les conditions actuelles et qu'un échéancier de rétablissement ne peut pas être calculé (voir ci-dessous), l'échéancier de rétablissement est plutôt défini pour correspondre à la révision périodique du plan de rétablissement. Lors de chaque révision, les facteurs limitant le potentiel de croissance du stock seront réévalués pour déterminer s'ils influencent toujours le stock et si un échéancier de rétablissement peut être calculé.

7. PROBABILITÉ D'ATTEINDRE LA CIBLE DE RÉTABLISSEMENT DANS DIFFÉRENTS SCÉNARIOS ENVIRONNEMENTAUX ET/OU DE GESTION

7.1. SCÉNARIOS DE PRODUCTIVITÉ

En l'absence de pêche, la mortalité naturelle et le recrutement sont les deux principaux moteurs de la population de merluche blanche du sGSL. L'objectif de l'analyse suivante était d'identifier la contribution de chaque processus à la probabilité de rétablissement du stock et les niveaux de chaque processus nécessaires au rétablissement. Les objectifs en termes de nombre de recrues et de niveaux de mortalité naturelle à atteindre peuvent ensuite être mis en relation avec des mesures de gestion potentielles visant à améliorer ces processus. Pour estimer le temps minimum pour que le stock atteigne la cible de rétablissement (c'est-à-dire égal ou supérieur au PRL avec une probabilité de 75 %) en l'absence de pêche ($T_{\min}$), des scénarios de mortalité naturelle future et de taux de recrutement ont été simulés à l'aide de la fonction de projection du modèle d'évaluation. La population a été projetée dans le futur pendant l'échantillonnage de MCMC par le modèle de population, en tenant compte de l'incertitude des estimations des paramètres. La probabilité que la BSR soit supérieure au PRL chaque année a été calculée en trouvant la proportion des échantillons MCMC qui étaient supérieurs au PRL cette année-là.

Les scénarios de mortalité naturelle future ont été conçus en examinant les niveaux historiques de mortalité naturelle du stock. La mortalité naturelle a progressivement augmenté entre 1978 et 2018 pour le groupe d'âges 2-3. Pour les groupes d'âges 4-5 et 6-10+, la mortalité naturelle a augmenté entre 1978 et le début des années 2000 avant de diminuer lentement pour le groupe d'âges 4-5, ou de varier sans tendance pour le groupe d'âges 6-10+.

Trois scénarios futurs de M ont été simulés :

1. M récent : Dans ce scénario, les estimations actuelles sont supposées représentatives des estimations futures, ce qui est la méthode utilisée pour projeter la population dans l'évaluation du stock. Les M projetés pour tous les groupes d'âge ont été fixés aux valeurs moyennes de M des 5 dernières années de l'évaluation (2018 à 2022).
2. Diminution rapide de M : Dans ce scénario, M a été progressivement réduit sur 5 ans selon le taux historique d'augmentation spécifique à chaque groupe d'âge, puis M est resté stable pour les années restantes de projection. La réduction de M réalisée dans les projections était de 6 % pour le groupe d'âges 2-3, 32 % pour le groupe d'âges 4-5 et 34 % pour le groupe d'âge 6+.
3. Diminution lente de M : Dans ce scénario, M a été progressivement réduit sur 10 ans selon le taux historique d'augmentation spécifique à chaque groupe d'âge, puis M est resté stable pour les années restantes de projection. La réduction de M réalisée dans les projections était de 12 % pour le groupe d'âges 2-3, 53 % pour le groupe d'âges 4-5 et 42 % pour le groupe d'âge 6+.

Les taux de recrutement pour la merluche du sGSL ont varié au cours des années d'évaluation, avec des taux faibles de 1980 au milieu des années 1990, et des taux plus élevés des années 2000 à 2022. Par conséquent, deux scénarios de taux de recrutement futurs ont été simulés :

1. Taux de recrutement récents : les taux de recrutement ont été sélectionnés au hasard parmi les 20 dernières années de l'évaluation, reflétant les conditions actuelles de taux de recrutement élevés.
2. Taux de recrutement de 1980-1990 : les taux de recrutement ont été sélectionnés au hasard parmi les années 1980 à 1990, reflétant la période de faibles taux de recrutement.

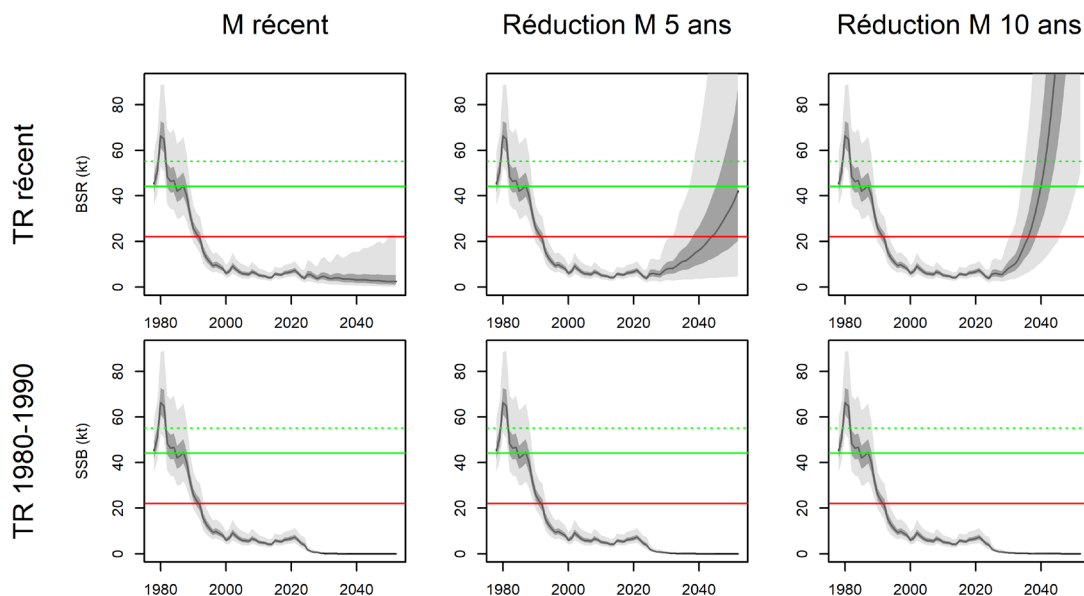


Figure 7.1 : Biomasse du stock reproducteur (BSR, kt) estimée et projetée pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent de 1978 à 2052, pour deux scénarios futurs de taux de recrutement : taux de recrutement des 20 dernières années d'évaluation (« RR récents », rangée du haut) et taux de recrutement des années 1980 à 1990 (« RR 1980-1990 », rangée du bas), pour trois scénarios de mortalité naturelle : mortalité naturelle moyenne des 5 dernières années d'évaluation (« M récents », colonne de gauche), une diminution de la mortalité naturelle pendant 5 ans (« Diminution de M sur 5 ans », colonne du milieu) et une diminution de la mortalité naturelle pendant 10 ans (« Diminution de M sur 10 ans », colonne de droite). La ligne rouge horizontale est le point de référence limite, la ligne verte horizontale est le point de référence supérieur du stock, la ligne verte en pointillés est le point de référence cible, la ligne noire est l'estimation médiane provenant de l'échantillonnage MCMC, et l'ombrage gris foncé et clair indiquent les intervalles de confiance à 50 % et 90 %, respectivement.

Avec les taux de recrutement récents et la mortalité naturelle récente, la BSR devrait lentement diminuer (Figure 7.1). La probabilité que la BSR diminue sous 2 000 t d'ici 2052 est de 45 %. Pour le scénario avec les taux de recrutement actuels et une diminution de la mortalité naturelle pendant 5 ans, la BSR augmente mais ne franchit pas le PRL avec une probabilité de 75 % pendant la période de projection. Cependant, l'estimation médiane (probabilité de 50 %) franchit le PRL en 2045. Pour le scénario avec les taux de recrutement actuels et une diminution de la mortalité naturelle pendant 10 ans, la BSR augmente rapidement et franchit le PRL avec une probabilité de 75 % en 2039. L'incertitude dans les projections est plus élevée que pendant les années d'évaluation modélisées, donc le stock serait probablement défini comme rétabli plus rapidement si de tels scénarios se produisaient, en raison de l'incertitude réduite des estimations de la BSR dans les évaluations par rapport aux projections. D'autre part, les projections sont probablement optimistes car les taux de recrutement devraient probablement diminuer à mesure que la BSR augmente en raison des effets de dépendance à la densité. Cependant, étant donné que les relations stock-recrutement pour ce stock ne sont pas crédibles et que les moteurs du recrutement sont inconnus, la modélisation d'une relation de recrutement dépendant des moteurs pour les projections de population de ce stock n'est pas réalisable. La rapide augmentation de la BSR à mesure que M commence à diminuer révèle l'influence de la mortalité naturelle sur ce stock et son rôle dans l'empêchement de son rétablissement depuis le niveau actuellement faible. Dans les scénarios utilisant des taux de recrutement plus faibles

(valeurs de 1980-1990), la BSR projetée a diminué sous 1 000 t d'ici 2027 pour tous les scénarios de mortalité naturelle.

Les changements dans M et la productivité du recrutement ne sont probablement pas indépendants. La productivité des petits poissons démersaux a augmenté en raison de la libération de la prédation suite à l'effondrement des grands poissons démersaux, tandis que les grands poissons démersaux restent appauvris en raison de la forte mortalité par prédation causée par l'abondance élevée des phoques gris (Benoît et Swain 2008; Swain *et al.* 2016). Par conséquent, la productivité du recrutement pourrait être amenée à diminuer par rapport à son niveau élevé actuel si la mortalité naturelle des poissons plus âgés diminue et que l'abondance des grands poissons démersaux augmente, entraînant une augmentation de la prédation sur les stades précoces (Swain *et al.* 2016). Si la productivité du recrutement et M pour les poissons plus âgés sont liés, les augmentations de BSR dans les scénarios de réduction de M présentés ici seraient vraisemblablement plus lentes et de moindre ampleur.

La mortalité naturelle de la merluche du sGSL est principalement causée par la prédation des phoques gris (Benoît *et al.* 2011). Le taux de croissance de la population de phoques gris dans les eaux atlantiques canadiennes a ralenti, mais il ne semble pas évident que la taille de la population diminue à court terme aux niveaux actuels de récolte (Hammill *et al.* 2023). Par conséquent, la prédation des phoques gris sur la merluche blanche et la mortalité naturelle associée ne devraient pas diminuer.

7.2. SCÉNARIOS DE PRISES ACCESSOIRES

Comme décrit dans le cadre de l'AP (MPO 2009), l'objectif principal d'un plan de rétablissement est de favoriser la croissance du stock au-dessus du PRL en veillant à ce que les prélèvements de toutes les sources de pêche soient maintenus au niveau le plus bas possible jusqu'à ce que le stock ait quitté la Zone Critique. Les plans de rétablissement doivent également inclure des restrictions supplémentaires sur les captures. La principale mesure de gestion proposée dans le plan de rétablissement de la merluche du sGSL est de maintenir les prélèvements au niveau le plus bas en continuant à mettre en œuvre et/ou à développer de nouvelles mesures de gestion dans toutes les pêches qui interceptent la merluche du sGSL. Une analyse de la superposition spatiale et du potentiel de prise accessoire pour les pêches qui interceptent la merluche du sGSL ainsi que l'impact potentiel de la pêche commerciale émergente de la morue rouge est présentée dans Sutton *et al.* 2025.

La réduction des prises accessoires de merluche du sGSL est peu susceptible de rétablir le stock, car les projections de population sans mortalité par pêche ont montré que le stock resterait dans la Zone Critique à long terme sous les niveaux de mortalité naturelle prévalant. Un TAC de prises accessoires de merluche blanche de 30 t a été mis en place au milieu des années 2000. Entre 2013 et 2022, les prises accessoires ont varié entre 13 et 29 t annuellement, avec une moyenne annuelle de 17,9 t. Pour évaluer l'impact attendu des prises accessoires sur l'état de la population à long terme, la population de merluche du sGSL a été projetée pour 10 ans avec des niveaux de captures annuelles de 0, 10, 30, 100 et 1000 t, comme cela est couramment effectué dans l'évaluation du stock.

La BSR projetée a varié avec une légère tendance à la baisse à tous les niveaux de captures, y compris 0 prise (Figure 7.2). Sur la base des estimations médianes de la BSR, des niveaux annuels de prises accessoires de 10 t et 30 t ont réduit la BSR de 0,7 % et 1,2 % sur 10 ans par rapport à l'absence de pêche. À 100 t et 1 000 t de prises accessoires, la BSR dans 10 ans serait réduite de 3,3 % et 17,6 % par rapport à l'absence de pêche, respectivement. Les estimations médianes de tous les scénarios de prises accessoires se situent toutes à l'intérieur

des intervalles de confiance à 50 % les unes des autres (non montrées sur la figure, pour plus de clarté).

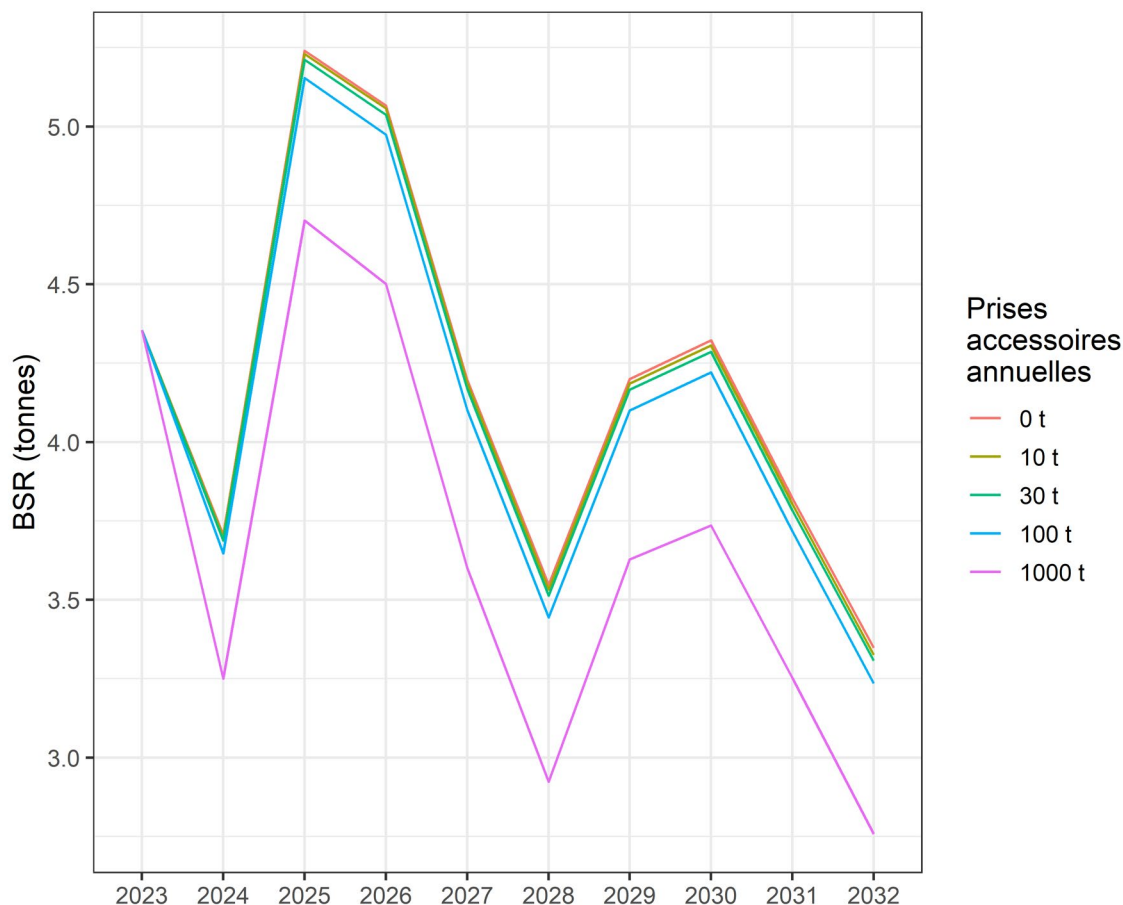


Figure 7.2 : Biomasse du stock reproducteur (BSR) projetée de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) pour les années 2023 à 2032, avec 0, 10, 30, 100 et 1000 tonnes de prises accessoires annuelles. Les lignes représentent les estimations médianes de l'échantillonnage MCMC.

Comme dans les évaluations précédentes, la vulnérabilité de ce stock à une diminution des taux de recrutement, indépendamment des changements dans la mortalité naturelle, est révélée par les projections de population. Comme les taux de recrutement ont diminué au cours des 3 dernières années de l'évaluation, combinés à une possible augmentation des prises accessoires dans la pêche commerciale du sébaste réouverte, la population de merluche blanche du sGSL devrait être étroitement surveillée afin que les déclinés de population puissent être détectés à temps pour évaluer les mesures de gestion appropriées.

8. STRUCTURE DU STOCK

Plusieurs études ont montré que la merluche du sGSL est génétiquement distincte de la merluche des autres régions du Canada Atlantique (Roy *et al.* 2012; Swain *et al.* 2012), bien qu'il y ait un certain chevauchement dans les eaux profondes du chenal Laurentien. Dans le plan de rétablissement, le stock est considéré comme étant la Division 4T de l'OPANO, qui inclut l'estuaire du Saint-Laurent. Cependant, l'identité génétique de la merluche dans cette zone (unités de l'OPANO 4Topq, Figure 1.1) est inconnue, car aucune échantillon n'a été

collecté dans cette zone dans les études menées jusqu'à présent. Il est donc incertain de savoir si la merluche dans l'estuaire appartient au stock du sGSL ou à l'unité désignable de l'Atlantique. Délimiter les stocks de poissons est important pour la gestion des pêches, en particulier pour établir et surveiller les limites de prises accessoires dans le cas de la merluche blanche du sGSL. En l'absence d'échantillons génétiques de l'estuaire pour déterminer l'affectation du stock de la merluche dans cette zone, les paramètres biologiques ont été examinés. Les différences dans les paramètres biologiques peuvent être utilisées comme preuve que les stocks peuvent être distincts et donc des unités discrètes pour les besoins de gestion (Ihssen *et al.* 1981; Begg *et al.* 1999; Begg 2005; McBride 2014).

Les données biologiques sur la merluche recueillies lors des relevés NR dans le sGSL et le GSL nord (nGSL) ont été combinées. Le relevé NR du nGSL se déroule annuellement en août, tandis que celui du sGSL se déroule annuellement en septembre. Le relevé NR du sGSL est mené dans la Division 4T de l'OPANO, couvre une partie de 4Vn, mais ne couvre pas l'estuaire du Saint-Laurent. Le relevé NR du nGSL inclut l'estuaire du Saint-Laurent dans la Division 4T de l'OPANO ainsi que 4RS, et des portions de 4Vn et 3Pn. Les données ont été filtrées pour exclure les données de 3Pn et de 4Vn. Les échantillons ont été divisés en quatre régions : (1) 4R, (2) 4S, (3) 4Tngsl, et (4) 4Tsgsl (Figure 8.1). Tous les échantillons de 4R et de 4S ont été retenus. Les échantillons dans la Division 4T ont été divisés en deux sous-groupes comme suit : le groupe 4Tngsl comprenait les échantillons collectés lors du relevé NR du nGSL, filtrés pour éliminer les traits à l'est de la longitude 64°W afin que les échantillons ne chevauchent pas les données du relevé NR du sGSL (les deux relevés NR couvrent une zone commune). Le groupe 4Tsgsl comprenait les échantillons collectés lors du relevé NR du sGSL, filtrés pour éliminer les traits qui chevauchaient le groupe 4Tngsl. Ce groupe a été davantage restreint pour ne conserver que les traits dans des eaux de moins de 250 m de profondeur. La limite de 250 m a été déterminée en fonction des travaux génétiques antérieurs qui ont trouvé que la proportion de merluche blanche du sGSL diminuait avec des profondeurs plus importantes, tandis que la proportion du stock du plateau de la Nouvelle-Écosse augmentait (Swain *et al.* 2012). À des profondeurs de 250 m et moins, 80 % des échantillons représentaient le stock du sGSL génétiquement.

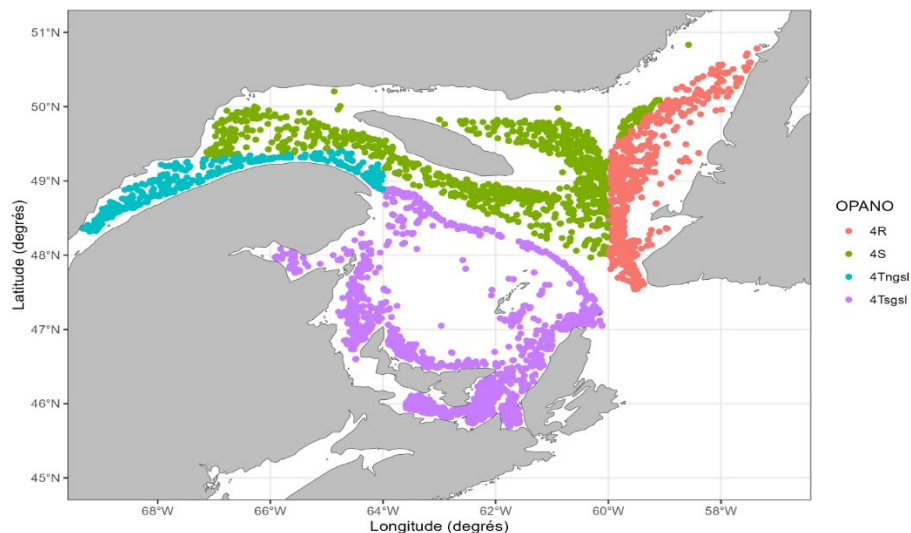


Figure 8.1 : Emplacement et affectation des régions pour l'analyse des paramètres biologiques : Division 4R de l'OPANO (rouge), 4S (vert), portion des Baies des Îles de la 4T (4Tsgsl; violet), et portion de la 4T dans l'estuaire du Saint-Laurent (4Tngsl; bleu).

La lecture d'âge n'est pas effectué sur les merluches capturées lors du relevé NR du nGSL, par conséquent, les paramètres biologiques basés sur l'âge n'ont pas pu être examinés. En conséquence, seules les relations longueur-poids et la longueur à 50 % de maturité ont pu être examinées. Étant donné que la merluche est sexuellement dimorphe, le sexe a été inclus comme variable dans les modèles et/ou les mâles et les femelles ont été analysés séparément.

8.1. RELATION LONGUEUR-POIDS

Des régressions linéaires ont été ajustées sur l'échelle logarithmique aux données longueur (cm) et poids (kg) des divisions 4R, 4S et 4T de l'OPANO. Deux mises en garde doivent être prises en compte lors de l'analyse des données : (1) Les données biologiques disponibles sont limitées en dehors du groupe 4Tsgsl avant le début des années 2000. (2) Dans la 4Tsgsl, les merluches de plus de 80 cm n'ont été trouvées qu'avant le début des années 2000. Par conséquent, des régressions longueur-poids ont d'abord été ajustées à toutes les années de données (1970 à 2023), puis aux années récentes uniquement (2004 à 2023). Les résultats des deux séries d'analyses sont présentés et discutés.

Les échantillons pour lesquels le sexe était inconnu (codés 0 ou 9) ont été supprimés du jeu de données afin que le sexe puisse être inclus dans les modèles. Les régressions longueur-poids ajustées à toutes les années de données (1970 à 2023) ont montré un effet significatif de l'interaction entre longueur et région, ainsi que de l'interaction entre longueur et sexe ($p < 0,0001$). L'interaction entre région et sexe n'était pas fortement significative ($p = 0,02$). L'interaction entre longueur, sexe et région n'était pas significative ($p = 0,36$).

Le jeu de données a été subdivisé en mâles et femelles. Les régressions longueur-poids ont montré une interaction significative entre région et longueur à la fois pour les mâles ($p < 0,0001$) et pour les femelles ($p < 0,0001$; Tableau 8.1; Figure 8.2). Encore une fois, le test post-hoc de Tukey a montré que l'interaction n'était pas significative chez les mâles entre les régions 4R, 4S et 4Tngsl (les valeurs p variaient entre 0,55 et 1), mais toutes étaient significativement différentes de la 4Tsgsl ($p < 0,0001$). Pour les femelles, les régions 4R, 4S et 4Tngsl n'étaient également pas significativement différentes ($0,82 < p < 0,99$) et, encore une fois, la 4Tsgsl différait de toutes les autres régions ($p < 0,0001$; Tableau 8.2).

Tableau 8.1 : Modèles des différences de pentes de la relation longueur-poids entre les régions (division 4R de l'OPANO, 4S, portion des Baies des Îles de la 4T (4Tsgsl) et portion de la 4T dans l'estuaire du Saint-Laurent (4Tngsl)) et le sexe pour la série temporelle complète (1970-2023) et la série temporelle récente (2004-2023). La merluche est sexuellement dimorphe, par conséquent, les relations longueur-poids ont également été examinées en fonction du sexe.

Années	Modèle	Prédicteurs	DI	F	p
1970 - 2023	Sexe	L*sexe	1, 27927	129,3	<0,0001
	Completo	L	1, 27915	1,90E+06	<0,0001
		Région	3	420,9	<0,0001
		Sexe	1	0,12	0,73
		L*Région	3	178,4	<0,0001
		L*sexe	1	69,4	<0,0001
		Région*sexe	3	3,07	0,03
		L*Région*sexe	3	0,56	0,64
	Mâle	L	1, 15068	8,95E+05	<0,0001
		Région	3	164,9	<0,0001
		L*Région	3	62,7	<0,0001
	Femelle	L	1, 12847	9,85E+05	<0,0001
		Région	3	257,6	<0,0001
		L*Région	3	104,5	<0,0001
2004 - 2023	Sexe	L*sexe	1, 11245	114,9	<0,0001
	Completo	L	1, 11233	8,11E+05	<0,0001
		Région	3	259,2	<0,0001
		Sexe	1	1,57	0,21
		L*Région	3	282,3	<0,0001
		L*sexe	1	34,0	<0,0001
		Région*sexe	3	9,26	0,03
		L*Région*sexe	3	4,75	0,003
	Mâle	L	1, 5747	3,26E+05	<0,0001
		Région	3	128,4	<0,0001
		L*Région	3	138,3	<0,0001
	Femelle	L	1, 5486	4,53E+05	<0,0001
		Région	3	131,5	<0,0001
		L*Région	3	123,3	<0,0001

Tableau 8.2 : Significativité (valeurs p) du test post-hoc de Tukey pour la comparaison par paires de la relation longueur-poids entre les régions (division 4R de l'OPANO, 4S, portion des Baies des Îles de la 4T (4Tsgsl) et portion de la 4T dans l'estuaire du Saint-Laurent (4Tngsl)). La merluche est sexuellement dimorphe, par conséquent, les relations longueur-poids ont également été examinées séparément selon le sexe. Au-dessus de la diagonale figurent les valeurs par paires pour la série temporelle complète (1970-2023), et sous la diagonale se trouvent les résultats pour la période récente (2004-2023).

Modèle complet

Région	4R	4S	4Tngsl	4Tsgsl
4R	-	0,80	0,57	<0,0001**
4S	0,84	-	0,95	<0,0001**
4Tngsl	0,03*	0,12	-	<0,0001**
4Tsgsl	<0,0001**	<0,0001**	<0,0001**	-

Mâle

Région	4R	4S	4Tngsl	4Tsgsl
4R	-	0,55	0,64	<0,0001**
4S	0,83	-	1,00	<0,0001**
4Tngsl	0,08	0,3	-	<0,0001**
4Tsgsl	<0,0001**	<0,0001**	<0,0001**	-

Femelle

Région	4R	4S	4Tngsl	4Tsgsl
4R	-	0,99	0,94	<0,0001**
4S	1,00	-	0,82	<0,0001**
4Tngsl	0,46	0,52	-	<0,0001**
4Tsgsl	<0,0001**	<0,0001**	<0,0001**	-

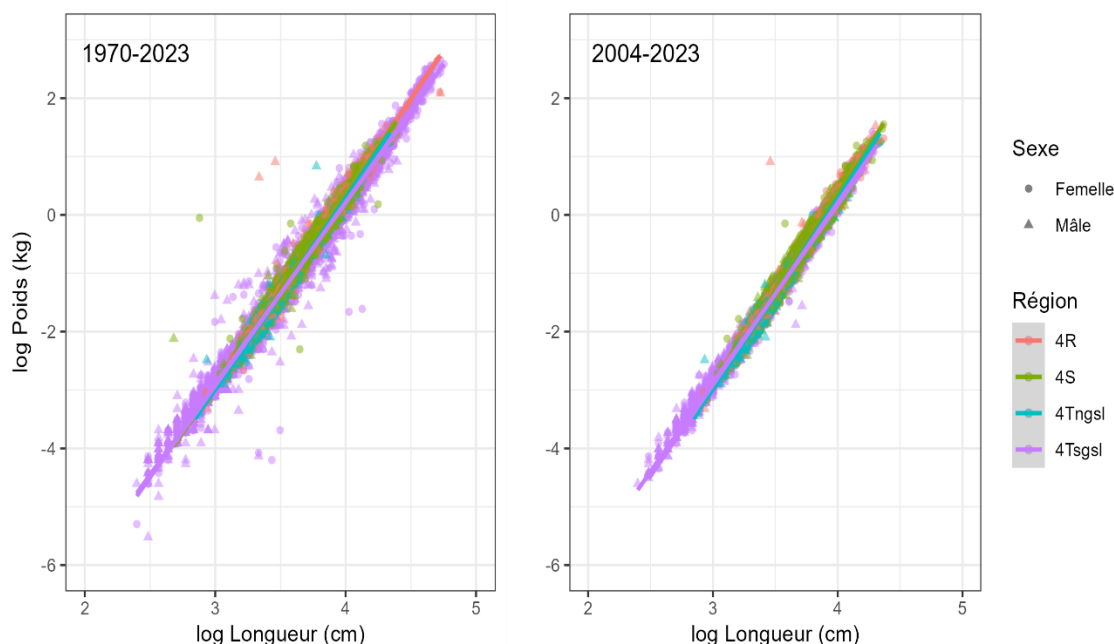


Figure 8.2 : Relations longueur-poids pour la série temporelle complète (1970-2023 ; panneau supérieur) et la série temporelle récente (2004-2023 ; panneau inférieur) par région : division 4R de l'OPANO (rouge), 4S (vert), portion des Baies des Îles de la 4T (4Tsgsl ; violet) et portion de la 4T dans l'estuaire du Saint-Laurent (4Tngsl ; bleu). Les mâles sont représentés par des cercles et les femelles par des triangles.

Comme pour la série temporelle complète, les régressions longueur-poids des années récentes pour les mâles et les femelles ont montré un effet significatif de l'interaction entre la longueur et la région (les deux $p < 0,0001$). Un test post-hoc de Tukey a montré que les pentes des régressions des régions 4R, 4S et 4Tngsl n'étaient pas significativement différentes les unes des autres (mâles : $0,08 < p < 0,82$ et femelles : $0,46 < p < 1,0$), tandis que la pente de la régression de la région 4Tsgsl était significativement différente de toutes les autres régions pour les deux sexes ($p < 0,0001$).

Des régressions longueur-poids annuelles ont été ajustées pour toutes les régions afin de comparer les changements temporels du poids à la longueur entre les régions. Pour les merluques de 35 cm, le poids prévu à la longueur était plus élevé dans les régions 4R, 4S et 4Tngsl, mais a diminué au fil du temps pour atteindre des valeurs similaires à celles de la 4Tsgsl à la fin de la série temporelle (Figure 8.3). Les différences temporelles étaient faibles pour les poissons de 45 et 55 cm, mais le poids prévu dans les régions 4R, 4S et 4Tngsl était plus élevé que les poids prévus à la longueur dans la région 4Tsgsl.

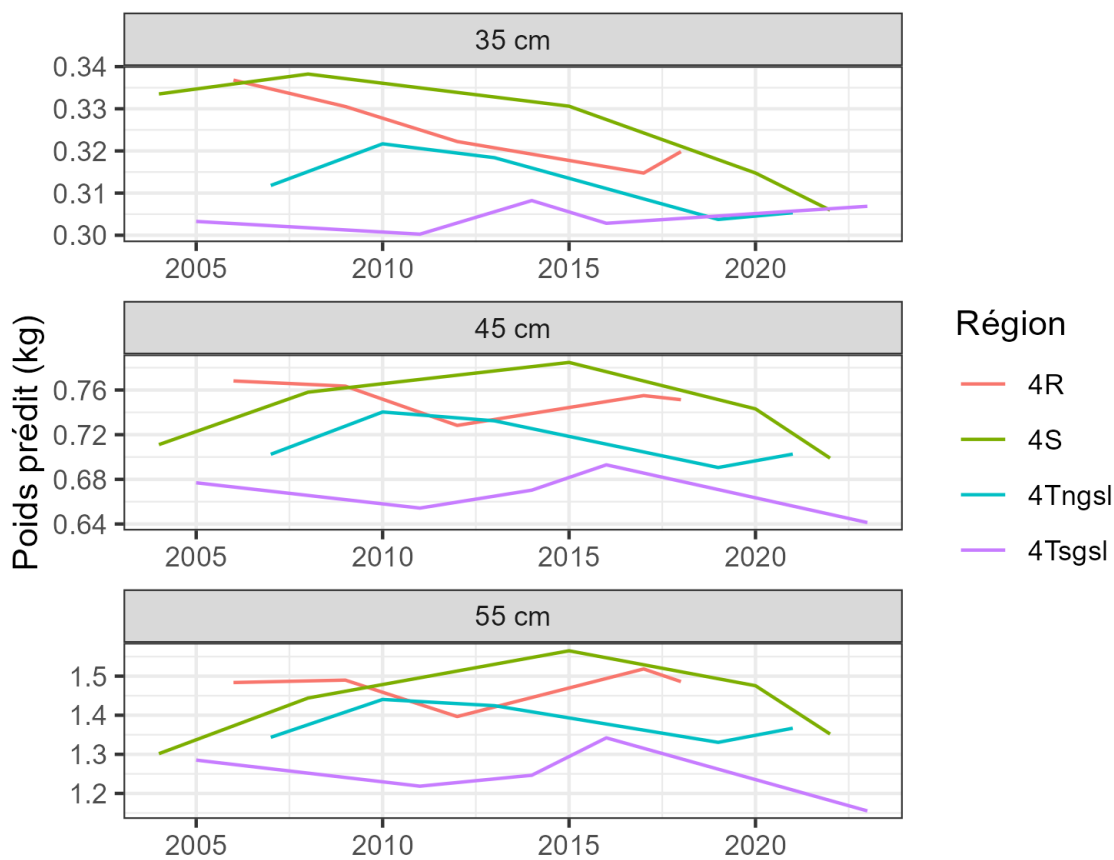


Figure 8.3 : Changement temporel du poids prédit annuel à la longueur pour la série temporelle récente (2004-2023) pour les régions : division 4R de l'OPANO (rouge), 4S (vert), portion des Baies des Îles de la 4T (4Ts gsl ; violet), et portion de la 4T dans l'estuaire du Saint-Laurent (4Tngsl ; bleu), pour trois longueurs de poisson (35 cm ; panneau supérieur, 45 cm ; panneau du milieu, 55 cm ; panneau inférieur).

8.2. LONGUEUR À MATURITÉ

Malgré les difficultés à déterminer les stades de maturité de la merluche blanche (Swain *et al.* 2012), la longueur à 50 % de maturité a été évaluée pour les poissons provenant des relevés NR dans le GSL. Les stades de maturité de la merluche blanche ont été résumés en deux catégories de maturité : immature et mature. Moins de merluches ont été échantillonnées pour la maturité lors du relevé NR du nGSL que lors du relevé NR du sGSL. Les données de longueur et de maturité pour les mâles et les femelles ont été ajustées à des modèles de régression logistique par région à l'aide de la fonction glm de R avec une distribution d'erreurs binomiale, et les intervalles de confiance ont été déterminés à l'aide du paquet R sizeMat. La longueur à 50 % de maturité (L50) dans chaque région était presque identique lorsqu'on utilisait la série temporelle complète (1970 à 2023) ou la série temporelle récente (2004 à 2023 ; données non montrées). Cependant, le nombre d'échantillons ayant des stades de maturité assignés dans la région 4Ts gsl ($n = 22\,359$) était plus de 28 fois supérieur à celui des trois régions couvertes par le relevé NR du nGSL combinées ($n = 818$) dans la série temporelle complète. Par conséquent, les données de chaque région ont été échantillonnées avec remplacement pour un échantillon de taille $n=90$ pour chaque région.

Dans l'ensemble, les mâles ont atteint L50 à des tailles plus petites que les femelles (Tableau 8.3). Pour les mâles, la forme des courbes de maturité était similaire entre les 4 régions et L50 ne différait pas significativement entre les régions (4R = 32,9 cm, 4S = 35,6 cm, 4Tngsl = 33,5 cm, 4Tsgsl = 33,7 cm ; Figure 8.4 ; et paramètres dans le Tableau 8.3). Les femelles de la région 4Tsgsl ont atteint L50 à des tailles plus petites (38,4 cm) qui ne tombaient pas dans les intervalles de confiance des autres régions. Tandis que les intervalles de confiance des autres régions se chevauchaient (4R = 46,5 cm, 4S = 46,9 cm, 4Tngsl = 51,7 cm ; Figure 4 ; et paramètres dans le Tableau 8.3). Tant chez les mâles que chez les femelles, la courbe de maturité pour la région 4Tsgsl était également moins raide que dans les autres régions (Figure 8.4).

Tableau 8.3 : Longueur à 50 % de maturité (L50, cm) et intervalles de confiance à 95 % (IC) des femelles et mâles de merluche blanche des régions : division 4R de l'OPANO, 4S, portion des Baies des Îles de la 4T (4Tsgsl), et portion de la 4T dans l'estuaire du Saint-Laurent (4Tngsl) pour l'ensemble des données et l'ensemble de données sous-échantillonné. α et β sont les paramètres estimés définissant la forme et la localisation des courbes sigmoïdes ajustées.

Sexe	Région	L ₅₀	95% CI	R ²	α	β
Complet 1970:2023						
Femelle	4R	48.0	46.5-49.8	0.59	-11.8	0.25
	4S	47.1	44.7-49.4	0.52	-9.6	0.20
	4Tngsl	51.2	43.9-59.6	0.75	-13.9	0.27
	4Tsgsl	37.9	37.6-38.2	0.55	-6.37	0.17
Mâle	4R	34.0	32.9-35.1	0.43	-11.5	0.34
	4S	34.2	32.8-35.6	0.49	-10.6	0.31
	4Tngsl	31.7	29.6-35.0	0.74	-12.6	0.39
	4Tsgsl	34.0	33.7-34.2	0.62	-7.7	0.23
n = 90/région						
Femelle	4R	46.5	44.6-48.7	0.68	-14.6	0.32
	4S	46.9	44.2-49.5	0.53	-11.1	0.24
	4Tngsl	51.7	48.0-55.9	0.70	-15.6	0.30
	4Tsgsl	38.4	34.6-42.1	0.47	-5.4	0.13
Mâle	4R	32.9	31.4-34.2	0.44	-13.0	0.39
	4S	35.6	33.7-37.7	0.46	-10.0	0.28
	4Tngsl	33.5	30.7-36.0	0.79	-12.8	0.38
	4Tsgsl	33.7	31.0-36.7	0.66	-7.4	0.22

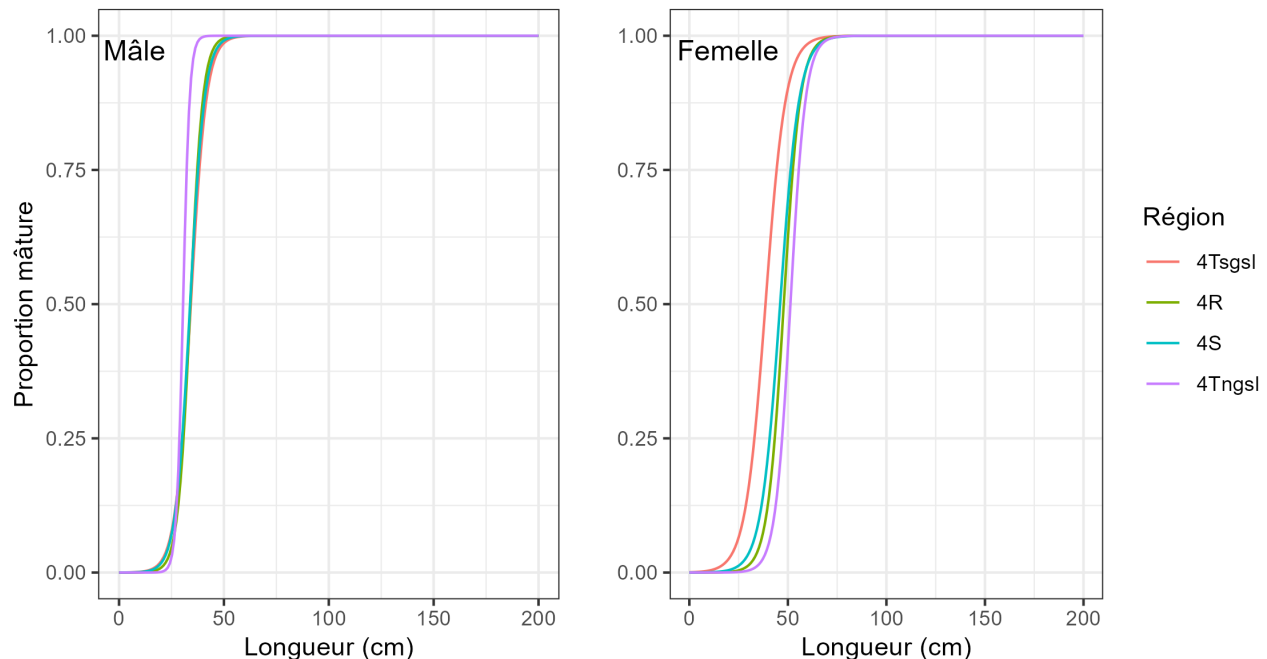


Figure 8.4 : Comparaison de l'ajustement de la courbe de maturité aux données de maturité des femelles (panneau supérieur) et des mâles (panneau inférieur) de merluche blanche pour les régions : division 4R de l'OPANO (rouge), 4S (vert), portion des Baies des Îles de la 4T (4Tsgsl ; violet), et portion de la 4T dans l'estuaire du Saint-Laurent (4Tngsl ; bleu) pour l'ensemble de données sous-échantillonné ($n = 90/\text{région}$).

8.3. GÉNÉTIQUE

Les données sur les paramètres biologiques seules ne sont généralement pas suffisantes pour caractériser la structure du stock. En 2022, un total de 164 merluches a été échantillonné à 23 stations lors du relevé NR du sGSL. Un séquençage du génome entier a été effectué sur des échantillons de tissus de nageoires, et l'approche de Génotypage-Par-Séquencement a été utilisée. 21 494 polymorphismes nucléotidiques simples ont été identifiés, permettant une caractérisation de haute définition des génotypes de merluche. Les résultats préliminaires d'une analyse d'admixture et d'analyses en composantes principales suggèrent qu'au moins deux populations génétiques de merluche coexistent dans la région (Sylvain, F.E. Comm. pers.) séparées par un F_{ST} d'environ 0,028. Un troisième groupe génétique a également été détecté, mais avec une faible abondance. La distribution spatiale des populations ne semble pas être dépendante de la profondeur ou de la température. Quelques échantillons génétiques ont été collectés dans l'estuaire du Saint-Laurent lors du relevé NR du nGSL et sont actuellement en cours de traitement. Cependant, d'autres échantillons ont été demandés pour le relevé NR du nGSL de 2024.

8.4. CONCLUSION STRUCTURE DU STOCK

D'après ces analyses préliminaires, il y a des doutes quant à savoir si la merluche dans l'estuaire du Saint-Laurent appartient au stock du sGSL. Les preuves biologiques soutiennent l'idée qu'elles sont plus similaires au stock situé en dehors du sGSL, et les résultats génétiques préliminaires suggèrent que trois groupes génétiques pourraient exister dans la zone du relevé NR du sGSL. Les variations biologiques peuvent également être influencées par des variations dans la productivité environnementale (Keller *et al.* 2012; Stark 2012), de sorte que les segments de population sont des écophénotypes et peuvent ne pas être des génotypes

distincts. Il est tout à fait plausible que les environnements soient plus similaires en dehors de la 4Tsgsl dans ce cas. Par exemple, la profondeur dans la 4R (269,9 m, plage de 45,0 - 525,0 m) et la 4S (277,6 m, plage de 143,0 - 492,0 m) sont assez similaires, la 4Tngsl étant en moyenne moins profonde (238,5 m, plage de 76,0 - 393,0 m), tandis que la 4Tsgsl est plutôt peu profonde (87,7 m, plage de 13,0 - 250,0 m). Cependant, les données de la merluche de la 4Tsgsl ont été filtrées pour ne conserver que les poissons capturés à des profondeurs inférieures à 250 m afin de minimiser la chance d'inclure l'unité désignable de l'Atlantique. Par conséquent, il ne s'agit pas d'une comparaison précise. La collecte d'otolithes, de données sur la maturité et de tissus génétiques devrait permettre de clarifier cette question de la structure du stock dans l'estuaire. Cela pourrait être une considération importante dans les futures itérations des plans de rétablissement, car les limites de prises accessoires sont gérées sur une base de stock.

9. OBJECTIFS MESURABLES SUPPLÉMENTAIRES

Les objectifs de rétablissement peuvent inclure d'autres indicateurs au-delà des mesures basées sur la biomasse (MPO 2021). Bien que la définition d'objectifs mesurables pour ces indicateurs puisse être difficile, plusieurs cibles ont été identifiées dans l'évaluation du potentiel de rétablissement de la merluche blanche qui pourraient être intégrées dans le plan de rétablissement (Swain *et al.* 2016).

9.1. STRUCTURE D'ÂGE ET DE TAILLE

La troncature de la structure par âge de la merluche du sGSL s'est produite tout au long de la série temporelle (Swain *et al.* 2016; Rolland *et al.* 2022a; ce document). Les poissons de plus de 10 ans ont été systématiquement observés dans les années 1970 et 1980, mais à la fin des années 1990, l'âge maximal a diminué à 7 ans, et à la fin des années 2000, le stock reproducteur se composait principalement de poissons âgés de 4 ans. Cela représente un risque élevé pour le stock, car il dépend d'une seule cohorte reproductrice. Pendant la période de 1970 à 1980, les merluches de 5 ans et plus représentaient en moyenne 37 % de la composition par âge dans le relevé NR, tandis que depuis 2000, ce pourcentage a diminué à 8 % (Rolland *et al.* 2022a). Un objectif de rétablissement a été identifié dans l'évaluation du potentiel de rétablissement pour augmenter la proportion de merluches de plus de 7 ans aux niveaux observés avant le milieu des années 1980 (Swain *et al.* 2016). Parallèlement à la troncature de la structure par âge, une troncature de la composition par taille a également été observée. Dans les premières années de la série temporelle, les merluches atteignaient des tailles allant jusqu'à 116 cm, cependant, les poissons de plus de 84 cm n'ont pas été observés depuis 1993 lors du relevé NR. Étant donné que la structure par âge et par taille continue de se contracter, un objectif du plan de rétablissement pourrait être d'augmenter la proportion de merluches plus grandes et de merluches âgées de 5 ans et plus pour atteindre les moyennes observées historiquement (37 % dans les années 1970-1980).

9.2. DISTRIBUTION SPATIALE

Un objectif de rétablissement pourrait être inclus pour restaurer la présence de merluches de 45 cm ou plus dans les eaux côtières du sGSL pendant le mois de septembre, conformément à leur distribution historique avant la fin des années 1990. L'évaluation du potentiel de rétablissement a identifié un objectif de distribution qui viserait à faire revenir les merluches dans leurs zones de frai côtières, ainsi qu'un retour général des merluches dans les eaux côtières du sGSL pendant l'été, où elles étaient historiquement distribuées (Swain *et al.* 2016). Les merluches ont abandonné ces zones côtières en raison du risque élevé de prédation par les phoques gris dans les zones côtières (Swain *et al.* 2015). Ce changement de distribution a entraîné un chevauchement de la distribution des merluches du sGSL avec d'autres pêches

actives et émergentes se produisant dans le chenal Laurentien. La merluche du sGSL avait une composante de frai au large et une autre plutôt côtière, et ce déplacement vers le large a également pu entraîner la perte d'accès aux zones de frai côtières, ce qui pourrait avoir des conséquences négatives sur la productivité de la population. Néanmoins, la biomasse et l'abondance des juvéniles ont fluctué sans tendance au cours de la série temporelle, malgré des niveaux faibles de biomasse adulte et une troncature significative de la structure par âge. La capacité à maintenir ce niveau d'abondance juvénile résulte probablement d'un fort succès du recrutement au cours des vingt dernières années.

9.3. MAINTENIR LE RECRUTEMENT ÉLEVÉ

Un objectif de rétablissement pourrait être de maintenir le fort recrutement observé ces dernières années afin que le stock ne décline pas davantage et conserve sa capacité de rétablissement. Même en l'absence de prélèvements de la pêche, on s'attend à ce que le stock décline, mais si les taux de recrutement diminuent, le stock déclinera beaucoup plus rapidement (Section 6 - Objectifs de rétablissement). Comme décrit ci-dessus, le stock de merluche du sGSL dépend maintenant d'un seul groupe d'âge reproducteur, cependant, le recrutement a été extrêmement élevé au cours des 20 dernières années. Les causes de ces taux de recrutement exceptionnellement élevés ne sont pas connues et on ne sait pas si elles persisteront. L'objectif du plan de rétablissement de « faire progresser les connaissances scientifiques actuelles dans les domaines du suivi de l'état du stock, du recrutement, des conditions environnementales et des facteurs écosystémiques susceptibles d'influencer le recrutement, la croissance, l'habitat et la santé du stock » devrait inclure des efforts accrus pour comprendre les causes de ce fort recrutement et comment le promouvoir jusqu'à ce que la structure par âge ait récupéré.

9.4. MORTALITÉ PAR REJET EN MER

Le Programme des observateurs en mer (POM) collecte des informations détaillées sur les activités de pêche en mer, y compris des données sur les espèces ciblées, les prises accessoires et les rejets. Les données du POM sur les activités de pêche ayant eu lieu entre 2013 et 2022 dans la division 4T de l'OPANO, où la merluche blanche a été enregistrée comme prise accessoire, ont été extraites et validées. Les données où seul le poids total des merluches capturées était signalé ont été supprimées, car les informations sur le poids conservé et le poids rejeté étaient absentes. Les sorties de pêche effectuées dans le cadre du Programme des pêches sentinelles du MPO ont été exclues, car cette activité n'est pas représentative des pêches commerciales. L'analyse de ces données a montré que les prises accessoires de merluche blanche du sGSL se produisent principalement dans les pêches ciblant le flétan du Groenland, le sébaste, le flétan de l'Atlantique et la plie canadienne. Cela est conforme aux données de débarquements ZIFF, selon lesquelles 99 % des captures de merluche blanche sont enregistrées comme prises accessoires dans ces quatre pêcheries.

Le POM ne couvre qu'un certain pourcentage des sorties de pêche et fournit donc des informations partielles sur les prises accessoires, mais il constitue la seule source de données sur les rejets en mer. La couverture minimale ciblée pour les pêches commerciales de poissons de fond varie de 5 à 20 % de toutes les sorties de pêche, en fonction de la pêcherie et de la flotte (Tableau 9.1). La couverture réalisée diffère souvent de la couverture ciblée et varie considérablement d'une année à l'autre (Tableau 9.1). Depuis 1993, le rejet en mer de merluche blanche est interdit (Benoît *et al.* 2010), et les plans de récolte de conservation ainsi que les conditions de permis pour les pêcheries interdisent le rejet de cette espèce. Toutefois, les données du POM montrent que des rejets en mer continuent d'avoir lieu, et le pourcentage de merluches rejetées diffère selon les pêcheries ciblées (figure 9.1). Sur les 347 kg de

merluche observés comme capturés dans la pêcherie de plie canadienne, aucune merluche n'a été rejetée. Cependant, des observateurs n'étaient présents qu'en 2014 et 2016, couvrant moins de 2 % des sorties entre 2013 et 2022 (Tableau 9.1). Les rejets de merluche ont eu lieu dans les pêcheries de flétan de l'Atlantique, de sébaste et de flétan du Groenland (Tableau 9.1). La pêche au flétan de l'Atlantique a permis de capturer 1 572 kg de merluche entre 2013 et 2022, dont 29 kg rejetés en mer (1,8 % de rejets). La pêche au sébaste a capturé 5 350 kg de merluche, avec 606 kg rejetés en mer (11,3 %). La pêche au flétan du Groenland a capturé 2 504 kg de merluche, dont 1 283 kg rejetés en mer (51,2 % ; figure 9.1). Des études sur la mortalité liée aux rejets ont montré que, en partie à cause de leur vessie natatoire, les merluches subissent une forte mortalité après rejet, qui augmente avec la profondeur et la taille des poissons (Benoît *et al.* 2010, 2013). Les engins utilisés dans ces pêcheries et les profondeurs où elles sont pratiquées suggèrent que la mortalité liée aux rejets serait très élevée. Les prélèvements totaux de merluche blanche sur le stock pourraient être significativement plus élevés que les rapports ne l'indiquent.

Tableau 9.1 : Pêcheries et engins où 99 % des prises accessoires de merluche blanche ont eu lieu au cours de la période 2013-2022, avec le niveau cible de couverture des observateurs en mer (%), le nombre de voyages observés (base de données du programme des observateurs en mer), le nombre total de voyages (base de données ZIFF), la couverture moyenne réalisée (et son intervalle) des observateurs (%), et le nombre de navires différents observés. Proportion moyenne de merluche blanche capturée dans les voyages de pêche observés (c'est-à-dire, prises accessoires) et moyenne (et intervalle) de merluche blanche rejetée dans les voyages de pêche observés.

Espèce ciblée	Engin	Année	Voyages	Voyages observés	Navires observés	Couvertu re cible¹	Couverture réalisée	Prises accessoires merluche	Merluche rejetée
Flétan atlantique	Palangre	2013-2022	12,689	617	349	10-20%	4.9% (1.7-24.7)	0.005	1.8% (0-66.7)
Turbot	Filet maillant	2013-2022	4,822	246	58	5-20%	5.1% (2.3-8.0)	0.007	51.2% (23.1-83.0)
Sébaste	Chalut et seine	2013-2022	167	33	16	10-25%	19.8% (0-62.5)	0.032	11.3% (0-100)
Plie grise	Seine	2013-2022	303	5	5	0.25	1.7% (0-6.8)	0.035	0

¹La couverture cible varie par flotte, longueur de navire, région et année.

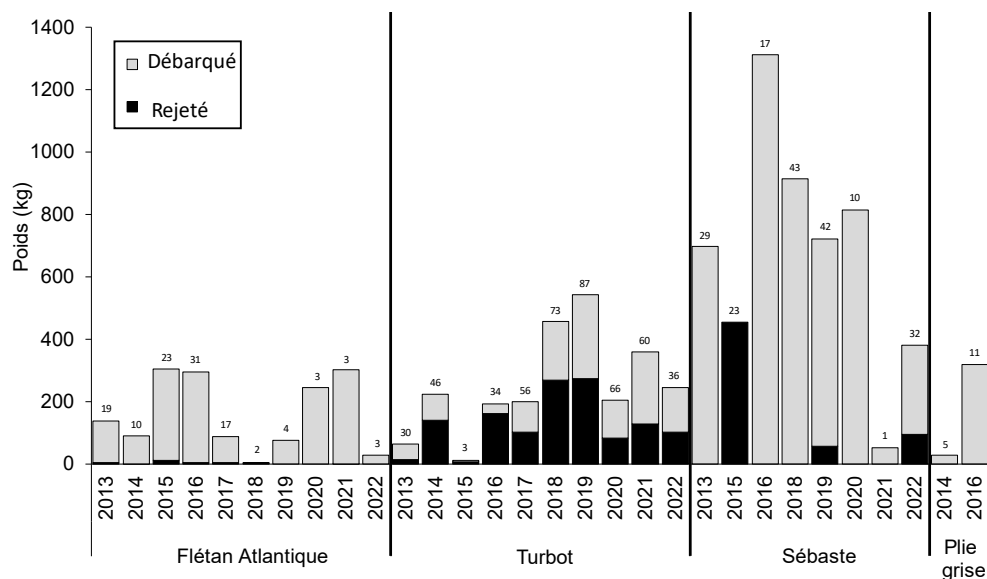


Figure 9.1 : Poids (kg) de merluche blanche conservée et rejetée dans les quatre pêcheries où 99 % des prises accessoires de merluche blanche ont eu lieu entre 2013 et 2022. Le nombre au-dessus de chaque barre indique le nombre de voyages où des observateurs en mer étaient à bord.

En ajoutant la quantité estimée de merluche rejetée en mer aux débarquements déclarés, une estimation de la limite inférieure des prélèvements totaux pourrait être calculée (Tableau 9.2). Les prélèvements de merluche blanche pourraient être sous-estimés en moyenne de 30 %, avec des sous-estimations allant de 7 % à 53 % selon l'année (Tableau 9.2).

Tableau 9.2 : Prélèvements totaux spécifiques à chaque pêcherie et globaux de merluche blanche, en tonnes, pour les quatre pêcheries où 99 % des prises accessoires de merluche blanche ont eu lieu entre 2013 et 2022. Les prélèvements totaux ont été estimés en ajustant les débarquements déclarés de merluche blanche par le pourcentage annuel moyen rejeté en mer dans une pêcherie donnée.

Année	Flétan atlantique	Turbot	Sébaste	Plie grise	Total	Total déclaré
2013	1.74	5.66	11.13	2.01	20.53	19.18
2014	1.98	7.2	5.01 ^a	5.54	19.73	15.18
2015	5.07	3.37	14.06 ^b	3.37	25.87	23.54
2016	6.37	18.21	10.43	4.6	39.6*	24.39
2017	0.67	6.09	6.48 ^a	3.66	16.91	13.75
2018	0.87	13.62	4.85	1.09	20.43	11.82
2019	0.97	14.19	3.87	1.03	20.06	12.55
2020	2.19	14.57	4.52	0	21.28	15.38
2021	2.56	8.49	3.69	0.92	15.67	12.63
2022	5.8	12.46	5.4	0	23.65	17.14

^a Aucune donnée d'observateur disponible, les prélèvements totaux sont donc égaux aux débarquements déclarés

^b Un seul voyage a été observé et toute la merluche a été rejetée, les prélèvements totaux correspondent donc à la quantité rejetée lors de ce voyage ajoutée aux débarquements déclarés.

* Indique les cas où les prélèvements totaux dépassent la limite de 30 tonnes de prises accessoires pour la merluche blanche.

Des études antérieures ont indiqué que la présence d'observateurs en mer à bord des navires de pêche modifie le comportement des pêcheurs. Ces changements incluent le débarquement par les pêcheurs d'un plus grand nombre de poissons non ciblés en présence d'un observateur, malgré une réduction des débarquements des espèces ciblées. Cela est cohérent avec une meilleure adhésion à certaines interdictions de rejet (Benoît et Allard 2009). À l'avenir, les rejets et les prises accessoires dans ces pêcheries devraient être examinés de plus près en utilisant les méthodes de pondération décrites dans Savard *et al.* 2012 et appliquées dans Chamberland et Benoît 2024.

10. HABITAT

L'article 2(1) de la Loi sur les pêches définit l'habitat du poisson comme étant « les eaux fréquentées par des poissons et toutes autres zones dont dépendent directement ou indirectement les poissons pour accomplir leurs processus vitaux, y compris les frayères et les zones de frai, de croissance, d'élevage, d'alimentation et de migration ». Pour certains stocks, la disponibilité et la qualité de l'habitat peuvent être importantes pour le rétablissement des stocks lorsqu'elles sont étroitement liées au déclin des stocks ou au potentiel de rétablissement. En ce qui concerne cette définition, la perte ou la dégradation de l'habitat est peu susceptible d'avoir contribué au déclin du stock ou d'empêcher son rétablissement. La merluche blanche du sGSL hiverne dans les eaux profondes relativement chaudes le long du chenal Laurentien et dans la division 4Vn de l'OPANO. En été, elle présentait historiquement une distribution bimodale avec un composant en haute mer dans les eaux profondes (>100 m) et un composant côtier (<50 m). Bien que le composant côtier de la population adulte soit maintenant absent, cela est dû à l'évitement des risques de prédation et non à un habitat considéré comme limitant pour cette population. Les juvéniles sont encore souvent capturés lors des relevés en zones côtières. Les informations sur l'utilisation de l'habitat par les stades précoces de la merluche blanche sont limitées. McAllister 1960 a décrit un comportement de dissimulation dans le sable chez de jeunes merluches blanches (longues de 76 à 102 mm) à des profondeurs d'environ un mètre au large de l'Île-du-Prince-Édouard. Des échantillonnages limités ont trouvé des merluches blanches juvéniles dans des herbiers de zostères dans le sGSL (Joseph *et al.* 2006), et des expériences en enclos à Terre-Neuve ont montré que l'alimentation et la croissance de jeunes morues et merluches peuvent être plus élevées dans les herbiers de zostères que dans des habitats voisins sans zostères (Renkawitz *et al.* 2011). Des déclinés drastiques contemporains de la couverture des zostères ont été signalés dans le sGSL (MPO 2023b). Ces déclinés ont été liés à une multitude de facteurs, notamment les espèces envahissantes, les modifications humaines des bassins de drainage, l'eutrophisation et l'altération des paysages côtiers. D'autres facteurs limitant potentiellement l'abondance des zostères incluent les températures élevées en été et l'aquaculture de mollusques en suspension. Étant donné que le recrutement de la merluche blanche dans le sGSL a été très élevé ces dernières décennies, on suppose que, si cette utilisation de l'habitat est significative, les déclinés des herbiers de zostères n'ont pas entraîné une perte d'habitat traduisible par une diminution du succès de recrutement. Cependant, les informations sur cette interaction écosystémique sont rares et devraient faire l'objet d'une enquête approfondie. Dans l'ensemble, le sGSL a connu une tendance vers des eaux plus chaudes, des saisons de glace plus courtes et un volume de glace plus faible (Galbraith *et al.* 2021), mais cela n'a probablement pas diminué le potentiel d'habitat pour la merluche blanche (Swain *et al.* 2016).

11. COMMENT SUIVRE LE PROGRÈS DU RÉTABLISSEMENT

Le suivi des progrès du rétablissement sera effectué à l'aide du modèle d'évaluation du stock de merluche blanche du sGSL et du suivi des paramètres de productivité (mortalité naturelle,

recrutement et croissance) ainsi que de l'incertitude associée aux résultats du modèle. Des projections et des tableaux de décision seront fournis pour suivre les progrès accomplis vers l'atteinte des objectifs du plan de rétablissement. Les progrès du plan de rétablissement devraient être suivis dans le cadre du cycle d'évaluation pluriannuel, que nous proposons d'effectuer tous les 5 ans. Les objectifs devraient être révisés et les modèles mis à jour si la productivité du stock ou des facteurs externes influençant la dynamique du stock changent.

12. FRÉQUENCE DE L'EXAMEN PÉRIODIQUE DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT

La révision périodique du plan de rétablissement a été fixée à 5 ans, et cela devrait également être établi comme le cycle d'évaluation pluriannuel pour le merluche blanche du sGSL, avec une mise à jour intérimaire à mi-parcours. La mise à jour intérimaire consistera en un indicateur mis à jour du statut du stock à partir du relevé NR. Une évaluation complète du stock serait déclenchée lors de la mise à jour intérimaire si l'indicateur du stock est supérieur au proxy du PRL. Indépendamment de la date à laquelle une nouvelle évaluation du stock doit être lancée, un préavis d'au moins 6 à 12 mois est nécessaire avant de commencer la nouvelle évaluation du stock afin de permettre l'analyse d'autres indicateurs et l'échantillonnage biologique qui seront nécessaires pour l'interprétation de la trajectoire de la population.

13. REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Carly Weber pour les travaux de laboratoire sur le contenu des estomacs et Andrew Darcy pour la lecture des âges des otolithes, les réviseurs externes et les autres participants à l'examen pour leurs commentaires utiles et constructifs sur ce travail.

14. RÉFÉRENCES

- Bakun, A. (2006) Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: navigating the “predator pit” topographies. *Progress in Oceanography* 68, 271–288.
- Beacham, T.D., and Nepszy, S.J. 1980. Some aspects of the biology of White Hake, *Urophycis tenuis*, in the Southern Gulf of St. Lawrence. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 1: 49–54.
- Begg, G.A. 2005. Life history parameters. *In* Stock identification methods (first edition). *Edited by* S.X. Cadrin, K.D. Friedland, and J.R. Waldman. Academic Press. pp. 119–150.
- Begg, G.A., Hare, J.A., and Sheehan, D.D. 1999. The role of life history parameters as indicators of stock structure. *Fisheries Research* 43(1): 141–163.
- Benoît, H.P. 2006. [Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: Results of the 2004-2005 comparative fishing experiments and other recommendations for the analysis of the survey data](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/008: iv + 127 p.
- Benoît, H.P., and Allard, J. 2009. Can the data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66(12): 2025–2039.
- Benoît, H.P., Hurlbut, T., and Chassé, J. 2010. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes using a semi-quantitative indicator of survival potential. *Fish. Res.* 106(3): 436–447.
- Benoît, H.P., Plante, S., Kroiz, M., and Hurlbut, T. 2013. A comparative analysis of marine fish species susceptibilities to discard mortality: effects of environmental factors, individual traits, and phylogeny. *ICES J. Mar. Sci.* 70(1): 99–113.
- Benoît, H.P., and Swain, D.P. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: Adjusting for changes in research vessel, gear and survey protocol. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2505: iv + 95 p.
- Benoît, H.P., and Swain, D.P. 2008. Impacts of environmental change and direct and indirect harvesting effects on the dynamics of a marine fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2088–2104.
- Benoît, H.P., et Yin, Y. 2023. [Résultats des pêches comparatives entre le NGCC Teleost pêchant le chalut Western IIA et le NGCC Capt. Jacques Cartier pêchant le chalut NEST dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2021 et 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/083. xiv + 187 p.
- Chadwick, E.M.P., Brodie, W., Clark, D., Gascon, D., and Hurlbut, T. 2007. History of annual multi-species trawl surveys on the Atlantic Coast of Canada / Historique des relevés de chalut multi-spécifiques annuels sur la côte Atlantique du Canada. *AZMP Bulletin* No. 6 (April 2007): 25–42.
- Chamberland, J.-M. et Benoît H. 2024. [L'état du stock de flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent \(4RST\) en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/001. v + 149 p.
- COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Merluche blanche *Urophycis tenuis* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril du Canada. Ottawa: xiii + 45 pp.

-
- Darcy, A.P., Nozères, C., Ricard, D., Robertson, K., and Sylvain, F.-É. 2024. Identification guide for commonly encountered prey items found in stomach contents of northwest Atlantic marine fishes. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3591: vii + 172 p.
- Davis, A., Hanson, J.M., Watts, H., and MacPherson, H. 2004. Local ecological knowledge and marine fisheries research: The case of White Hake (*Urophycis tenuis*) predation on juvenile American lobster (*Homarus americanus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 1191–1201.
- Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A., and Sibert, J. 2011. [AD Model Builder: Using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models](#). Optimization Methods & Software.
- Gabriel, W. L., M. P. Sissenwine, and W. J. Overholtz. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank haddock. *North American Journal of Fisheries Management* 9: 383-391.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefaiivre, D. et Lafleur, C. 2021. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/045. iv + 84 p.
- Gräler, B., Pebesma, E., and Heuvelink, G. 2016. Spatio-temporal interpolation using gstat. *The R Journal* 8: 204–218.
- Hammill, M.O., Rossi, S.P., Mosnier, A., den Heyer, C.E., Bowen, W.D., et Stenson, G.B. 2023. [Abondance du phoque gris dans les eaux canadiennes et avis sur la récolte](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/053. iv + 44 p.
- Hurlbut, T., and Clay, D. 1990. Protocols for research vessel cruises within the Gulf Region (demersal fish) (1970-1987). *Can. Manuscr. Rep. of Fish. Aquat. Sci.* 2082: 143 p.
- Ihssen, P.E., Booke, H.E., Casselman, J.M., McGlade, J.M., Payne, N.R., and Utter, F.M. 1981. Stock identification: Materials and methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38(12): 1838–1855.
- Joseph, V., Locke, A., and Godin, J.G.J. 2006. Spatial distribution of fishes and decapods in eelgrass (*Zostera marina* L.) and sandy habitats of a New Brunswick estuary, eastern Canada. *Aquat. Ecol.* 40(1): 111–123.
- Julious, S.A. 2001. Inference and Estimation in a Change-point Regression Problem. *Journal of the Royal Statistical Society: Series D (The Statistician)* 50(1): 51–61.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2018. [The Selection and Role of Limit Reference Points for Pacific Herring \(*Clupea pallasii*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/009: ix +125 p.
- Markle, D. F., Methven, D. A., and Coates-Markle, L.J. 1982. Aspects of spatial and temporal co-occurrence in the life history stages of the sibling Hakes, *Urophycis chuss* (Walbaum 1792) and *Urophycis tenuis* (Mitchill 1815) (*Pisces: Gadidae*). *Can. J. Zool.* 60: 2057–2078.
- McAllister, D.E. 1960. Sand-hiding behavior in young White Hake. *Can. Field-Natur.* 74.
- McBride, R.S. 2014. The continuing role of life history parameters to identify stock structure. *In* Stock identification methods (second edition). *Edited by* S.X. Cadrin, L.A. Kerr, and S. Mariani. Academic Press. pp. 77–107.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). Mis-à-jour 23-03-2029.
-

-
- MPO. 2016. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la merluche blanche \(*Urophycis tenuis*\) : population du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/034.
- MPO. 2020. [Mise à jour des indices d'abondance jusqu'en 2019 pour les stocks de Plie Rouge de la Div. 4T de l'OPANO, de Plie Grise des Divs. 4RST de l'OPANO et de Merluche Blanche de la Div. 4T de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/008.
- MPO. 2021. [Lignes directrices scientifiques à l'appui de l'élaboration des plans de rétablissement des stocks de poissons canadiens](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/006.
- MPO 2022. [Lignes directrices pour la rédaction de plans de rétablissement conformément aux dispositions relatives aux stocks de poissons et un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#). Mis-à-jour 07-06-2022.
- MPO. 2023 [Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/009.
- MPO. 2023a. [Révision de l'approche de précaution et évaluation des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2023](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/044.
- MPO. 2023b. [Chevauchement spatial et effets potentiels de l'aquaculture des bivalves sur la zostère \(*Zostera marina*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/034.
- MPO. 2024. [Évaluation du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) jusqu'à 2023 dans le sud du golfe du Saint-Laurent, zone 4T-4VN \(novembre-avril\) de l'OPANO](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/026.
- Neuenhoff, R.D., Swain, D.P., Cox, S.P., McAllister, M.K., Trites, A.W., Walters, C.J., and Hammill, M.O. 2019. Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76: 168–184.
- O'Brien, C., Kell, L., and Smith, M. 2003. Evaluation of the use of segmented regression through simulation for a characterisation of the North Sea cod (*Gadus morhua*) stock, in order to determine the properties of Blim (the biomass at which recruitment is impaired). International Council for the Exploration of the Sea, ICES CM 2003/Y:10.
- Pebesma, E.J. 2004. Multivariable geostatistics in S: The gstat package. Computers & Geosciences 30: 683–691.
- R Core Team. 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Renkawitz, M.D., Gregory, R.S., and Schneider, D.C. 2011. Habitat dependant growth of three species of bottom settling fish in a coastal fjord. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 409(1): 79–88.
- Rolland, N., McDermid, J.L., Swain, D.P., Senay, C. 2022a. [Impact de l'expansion de la pêche au sébaste \(*Sebastes* spp.\) sur la merluche blanche \(*Urophycis tenuis*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/005. ix + 73 p.
-

-
- Rolland, N., Turcotte, F., McDermid, J.L., DeJong, R.A., et Landry, L. 2022. [Évaluation des stocks de Hareng Atlantique \(*Clupea harengus*\) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2020-2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/068. xiii + 148 p.
- Roy, D., Hurlbut, T.R., and Ruzzante, D.E. 2012. Biocomplexity in a demersal exploited fish, White Hake (*Urophycis tenuis*): Depth-related structure and inadequacy of current management approaches. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69(3): 415–429.
- Savard, L., Gauthier, J., Bourdages, H. et Desgagnés, M. 2013. [Prises accessoires de la pêche à la crevette nordique dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/151. ii + 56 p.
- Savoie L. 2012. [Résultats du relevé par pêche sentinelle au chalut de fond 2011 dans le sud du golfe du Saint-Laurent et comparaison avec les relevés précédents de 2003 à 2010](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/068: iii + 56 p.
- Scott, W.B., and M.G. Scott. 1988. Atlantic Fishes of Canada. Can. Bull. Fish. Aquat. Sci. 219: 731 p.
- Senay, C., Rousseau, S., Brûlé, C., Chavarria, C., Isabel, L., Parent, G.J., Chabot, D., et Duplisea, D. 2023. [État des stocks des sébastes \(*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*\) de l'unité 1 en 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/036. xii + 130 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., and Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. J. Anim. Ecol. 84(5): 1286–1298.
- Swain, D.P., Hurlbut, T.R., and Benoît, H.P. 2012. [Pre-COSEWIC review of variation in the abundance, distribution and productivity of White Hake \(*Urophycis tenuis*\) in the southern Gulf of St. Lawrence, 1971-2010](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/066: iii + 74 p.
- Swain, D.P., Savoie, L., and Cox, S.P. 2016. [Recovery potential assessment of the Southern Gulf of St. Lawrence designatable unit of White Hake \(*Urophycis tenuis* Mitchill\), January 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/045: vii + 109 p.
- Swain, D.P., and Sinclair, A.F. 1994. Fish distribution and catchability: What is the appropriate measure of distribution Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51(5): 1046–1054.
- Turcotte, F., McDermid, J.L., Ricard, D. 2024. [Exigences scientifiques pour le plan de rétablissement de la morue franche \(*Gadus morhua*\) du sud du golfe du Saint-Laurent \(division 4T et sous-division 4Vn de l'OPANO de novembre à avril\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/053. v + 54 p.
-

ANNEXE A. TABLEAUX

Tableau A1 : Les débarquements nominaux (en tonnes) de merluche blanche de la Division 4T de l'OPANO, avec les captures totales autorisées (TAC) annuelles entre 1960 et 2022.

Année	Débarquements (tonnes)	TAC	Année	Débarquements (tonnes)	TAC
1960	2 008,00	-	1993	1 501,09	3 600
1961	5 323,00	-	1994	1 041,84	2 000
1962	7 244,00	-	1995	71,08	0
1963	6 550,00	-	1996	156,52	0
1964	6 206,00	-	1997	194,82	0
1965	4 706,00	-	1998	241,20	0
1966	7 024,00	-	1999	398,96	0
1967	6 550,00	-	2000	176,51	0
1968	4 261,00	-	2001	121,23	0
1969	4 208,00	-	2002	70,17	0
1970	5 668,00	-	2003	36,80	0
1971	5 707,00	-	2004	54,55	0
1972	5 757,00	-	2005	44,39	0
1973	5 702,00	-	2006	26,50	0
1974	3 616,00	-	2007	20,33	0
1975	4 125,00	-	2008	31,29	0
1976	3 758,00	-	2009	32,78	0
1977	3 984,00	-	2010	15,56	0
1978	4 825,00	-	2011	20,22	0
1979	8 110,00	-	2012	14,27	0
1980	12 423,00	-	2013	19,63	0
1981	14 039,00	-	2014	16,16	0
1982	9 776,00	12 000	2015	25,56	0
1983	7 305,00	12 000	2016	29,24	0
1984	7 050,00	12 000	2017	15,90	0
1985	6 014,00	12 000	2018	12,50	0
1986	4 895,00	12 000	2019	13,65	0
1987	6 372,00	9 400	2020	15,55	0
1988	3 887,00	5 500	2021	13,15	0
1989	5 354,00	5 500	2022	17,41	0
1990	5 175,00	5 500	-	-	-
1991	4 510,17	5 500	-	-	-
1992	3 813,43	5 500	-	-	-

Tableau A2 : Les débarquements nominaux (en tonnes) de merluche blanche de la Division 4T de l'OPANO par type d'engin entre 1960 et 2022.

Année	Chalut	Seine	Filet maillant	Palangre	Canne	Autre	Total
1960	479	21	3	1 085	87	333	2 008
1961	1 430	79	309	2 834	664	7	5 323
1962	1 141	97	889	3 827	715	575	7 244
1963	1 444	71	48	0	0	4 987	6 550
1964	1 508	82	0	1	0	4 615	6 206
1965	-	-	-	-	-	-	4 706
1966	2 267	205	375	1 870	0	2 307	7 024
1967	2 295	128	809	841	107	2 370	6 550
1968	795	84	1 734	320	146	1 182	4 261
1969	1 030	50	1 802	467	31	828	4 208
1970	1 463	382	2 149	310	75	1 289	5 668
1971	1 523	632	1 622	599	103	1 228	5 707
1972	1 139	863	1 190	1 526	79	960	5 757
1973	2 468	211	1 265	962	83	713	5 702
1974	1 454	305	1 098	264	81	414	3 616
1975	1 574	306	1 279	241	83	642	4 125
1976	1 429	398	1 147	141	42	601	3 758
1977	1 227	408	1 300	185	46	818	3 984
1978	1 303	737	1 829	314	142	500	4 825
1979	2 826	912	3 189	305	174	704	8 110
1980	3 430	1 615	4 831	604	228	1 715	12 423
1981	4 733	1 922	6 174	751	48	411	14 039
1982	2 885	994	4 625	937	90	245	9 776
1983	2 141	906	2 959	662	91	546	7 305
1984	1 734	588	3 789	808	57	74	7 050
1985	1 639	1 008	2 480	714	85	88	6 014
1986	1 094	898	1 831	979	89	4	4 895
1987	820	1 505	2 200	1 692	155	0	6 372
1988	388	817	1 923	672	76	11	3 887
1989	868	1 689	1 830	806	137	24	5 354
1990	771	1 216	2 022	1 003	115	48	5 175
1991	1 104	957	1 299	1 020	131	0	4 510
1992	845	992	846	1 089	41	0	3 813
1993	177	99	467	713	45	0	1 501
1994	81	50	217	581	113	0	1 042
1995	34	9	19	6	3	0	71
1996	27	8	34	85	2	0	157
1997	56	13	48	74	4	0	195
1998	48	27	64	97	5	0	241

Année	Chalut	Seine	Filet maillant	Palangre	Canne	Autre	Total
1999	47	36	59	96	161	0	399
2000	26	28	32	79	12	0	177
2001	21	11	30	44	16	0	121
2002	14	14	10	24	9	0	70
2003	17	3	2	15	0	0	37
2004	14	11	2	27	0	0	55
2005	6	17	4	16	0	0	44
2006	3	14	1	8	0	0	26
2007	2	11	1	6	0	0	20
2008	5	19	2	5	0	0	31
2009	14	11	3	5	0	0	33
2010	5	6	2	3	0	0	16
2011	5	6	2	8	0	0	20
2012	3	6	4	2	0	0	14
2013	2	12	4	2	0	0	20
2014	2	9	3	2	0	0	16
2015	2	16	2	6	0	0	26
2016	2	15	3	9	0	0	29
2017	0	12	3	1	0	0	16
2018	1	6	5	0	0	0	12
2019	1	4	7	1	0	0	14
2020	1	4	9	2	0	0	16
2021	1	4	5	3	0	0	13
2022	1	3	7	6	0	0	17

Tableau A3 : Comparaison des débarquements de merluche blanche (tonnes) dans la Division 4T et la Sous-division 4Vn de l'OPANO entre 1985 et 2022.

Année	Débarquements 4T (tonnes)	Débarquements 4Vn (tonnes)	Ratio 4T/4Vn
1985	6 014	346	17,4
1986	4 895	397	12,3
1987	6 372	587	10,9
1988	3 887	333	11,7
1989	5 354	293	18,3
1990	5 175	191	27,1
1991	4 510	170	26,5
1992	3 813	158	24,1
1993	1 501	136	11,0
1994	1 042	224	4,7
1995	71	32	2,2
1996	157	68	2,3
1997	195	141	1,4
1998	241	138	1,7
1999	399	108	3,7
2000	177	74	2,4
2001	121	51	2,4
2002	70	70	1,0
2003	37	42	0,9
2004	55	60	0,9
2005	44	54	0,8
2006	26	75	0,3
2007	20	40	0,5
2008	31	27	1,1
2009	33	27	1,2
2010	16	24	0,7
2011	20	38	0,5
2012	14	15	0,9
2013	20	17	1,2
2014	16	22	0,7
2015	26	36	0,7
2016	29	30	1,0
2017	16	9	1,8
2018	12	7	1,7
2019	14	8	1,8
2020	16	10	1,6
2021	13	12	1,1
2022	17	14	1,2

Tableau A4 : Captures commerciales par âge (en milliers) de merluche blanche dans la Division 4T de l'OPANO de 1978 à 2022.

Année	0-2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13+
1978	-	79,00	354,00	579,00	545,00	345,00	172,00	61,00	26,00	4,00	8,00	2,00
1979	-	90,00	470,00	833,00	972,00	672,00	315,00	101,00	47,00	8,00	11,00	4,00
1980	-	91,00	452,00	1 028,00	1 661,00	1 196,00	540,00	137,00	75,00	7,00	6,00	5,00
1981	-	66,00	427,00	1 075,00	1 976,00	1 391,00	604,00	154,00	94,00	4,00	1,00	8,00
1982	-	7,60	184,38	658,33	1 156,11	1 169,35	628,58	184,42	81,92	22,76	14,75	14,75
1983	13,01	59,52	179,10	693,71	902,98	720,87	546,78	117,18	36,81	8,73	5,94	2,59
1984	1,47	57,21	327,71	807,03	813,95	558,30	286,09	147,01	71,25	22,91	17,03	6,94
1985	2,99	66,29	224,99	631,63	610,42	404,26	233,38	112,82	52,94	17,50	19,02	12,18
1986	-	1,37	206,63	511,34	489,74	332,24	236,08	78,91	46,67	22,00	13,94	8,49
1987	-	29,74	513,68	1 377,85	936,06	417,46	153,50	64,19	17,97	3,51	2,35	3,56
1988	0,22	0,40	35,61	462,40	648,91	513,32	109,48	15,78	5,91	2,03	0,86	0,84
1989	5,01	8,93	116,81	585,01	830,99	685,56	213,80	76,72	11,25	12,99	5,45	5,45
1990	-	14,84	454,01	1 197,71	1 047,61	437,92	91,43	18,98	6,47	2,87	0,97	0,53
1991	-	27,22	400,29	1 027,54	891,51	503,22	79,11	17,17	5,59	1,87	1,05	4,78
1992	0,17	112,32	1 010,98	1 017,50	553,60	271,75	61,46	25,95	10,05	3,47	0,50	0,84
1993	-	55,18	286,88	415,77	217,46	91,41	26,55	11,77	1,27	1,84	0,44	0,08
1994	-	25,18	133,74	184,15	201,21	86,04	27,70	4,90	0,69	-	-	0,17
1995	-	0,01	0,63	2,15	9,85	11,20	3,99	0,29	-	-	-	-
1996	0,73	2,26	16,60	26,41	23,74	13,14	6,41	1,72	0,46	0,06	0,17	-
1997	0,19	1,11	13,71	39,73	33,97	13,88	5,43	1,10	0,39	0,07	-	-
1998	0,27	1,45	19,94	57,07	45,03	11,16	3,86	0,84	0,34	0,11	0,01	0,02
1999	0,51	3,72	42,57	114,54	74,88	15,82	2,12	0,73	0,07	0,02	-	-
2000	0,61	1,77	18,63	38,45	35,36	15,43	2,93	1,13	0,13	0,17	0,02	-
2001	0,12	2,89	20,97	28,47	20,29	7,48	2,12	0,31	0,17	0,00	-	-
2002	0,41	1,49	7,72	18,61	14,02	2,75	0,43	0,16	-	-	-	-
2003	0,54	2,58	11,19	12,27	5,44	0,63	0,14	-	-	-	-	-
2004	0,42	0,66	9,61	23,48	9,44	1,42	0,16	-	0,02	0,11	-	-
2005	2,14	2,23	10,82	14,10	8,32	1,70	0,22	0,02	-	-	-	-

Année	0-2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13+
1978	-	79,00	354,00	579,00	545,00	345,00	172,00	61,00	26,00	4,00	8,00	2,00
1979	-	90,00	470,00	833,00	972,00	672,00	315,00	101,00	47,00	8,00	11,00	4,00
1980	-	91,00	452,00	1 028,00	1 661,00	1 196,00	540,00	137,00	75,00	7,00	6,00	5,00
1981	-	66,00	427,00	1 075,00	1 976,00	1 391,00	604,00	154,00	94,00	4,00	1,00	8,00
1982	-	7,60	184,38	658,33	1 156,11	1 169,35	628,58	184,42	81,92	22,76	14,75	14,75
1983	13,01	59,52	179,10	693,71	902,98	720,87	546,78	117,18	36,81	8,73	5,94	2,59
2006	0,71	0,59	4,38	9,01	4,85	0,74	0,19	0,04	-	-	-	-
2007	0,53	0,99	3,55	5,48	3,48	0,46	0,36	0,02	0,04	0,01	-	-
2008	0,74	8,93	15,56	9,22	2,34	0,28	-	-	-	-	-	-
2009	0,25	0,86	2,81	10,28	6,69	1,38	0,10	-	-	-	-	-
2010	0,55	1,20	4,96	5,48	2,02	0,18	0,03	-	-	-	-	-
2011	0,13	0,39	2,31	6,22	3,33	0,85	0,22	-	-	-	-	-
2012	0,15	0,31	2,77	4,65	1,96	0,52	0,07	0,00	0,03	-	-	-
2013	0,16	0,12	1,10	7,15	4,55	0,41	0,10	0,04	0,03	-	-	-
2014	0,00	0,07	1,37	3,91	4,08	0,71	0,06	0,06	0,03	-	-	-
2015	0,00	0,00	1,65	7,54	5,19	1,33	0,20	0,08	0,08	-	-	-
2016	0,00	0,16	2,46	9,44	6,33	1,08	0,17	0,07	0,04	-	-	-
2017	0,00	0,16	1,32	4,62	3,84	0,54	0,08	0,05	0,01	-	-	-
2018	0,00	0,04	0,51	2,60	3,25	0,68	0,13	0,06	0,00	-	-	-
2019	0,00	0,10	0,61	2,42	3,55	0,94	0,23	0,10	0,00	-	-	-
2020	0,01	0,13	0,34	1,59	3,49	2,22	0,57	0,27	0,16	0,06	0,03	0,03
2021	0,01	0,14	0,34	1,49	3,20	1,90	0,47	0,20	0,11	0,04	0,02	0,02
2022	0,01	0,19	0,51	2,11	4,21	2,45	0,62	0,26	0,15	0,06	0,03	0,03

Tableau A5 : Taux de capture moyens stratifiés par âge (poissons/par trait) de merluche blanche lors du relevé par navire de recherche de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent, dans les strates 415-439 entre 1978 et 2022.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1978	1.762	2.358	1.954	1.740	1.071	0.444	0.138	0.038	0.012	0.005	0.005	0.005	0.006
1979	0.354	1.973	2.186	1.661	1.108	0.596	0.244	0.083	0.028	0.011	0.005	0.004	0.003
1980	0.236	1.009	1.812	1.948	1.309	0.627	0.239	0.088	0.038	0.019	0.010	0.006	0.003
1981	0.495	1.285	2.228	3.041	2.630	1.368	0.497	0.163	0.058	0.025	0.014	0.010	0.008
1982	0.252	0.661	0.872	0.888	0.641	0.321	0.126	0.045	0.017	0.006	0.002	0.001	0.000
1983	0.812	0.903	0.686	0.479	0.297	0.170	0.081	0.032	0.012	0.004	0.001	0.000	0.000
1984	0.535	1.290	1.432	1.070	0.671	0.349	0.155	0.065	0.028	0.013	0.007	0.004	0.002
1985	2.066	4.173	2.700	1.397	0.747	0.461	0.267	0.151	0.093	0.061	0.041	0.026	0.015
1986	6.749	6.795	6.564	3.443	1.236	0.484	0.189	0.080	0.044	0.027	0.017	0.009	0.005
1987	0.443	1.467	1.892	1.230	0.655	0.213	0.041	0.025	0.019	0.015	0.009	0.005	0.002
1988	2.742	2.960	3.257	2.006	0.887	0.321	0.064	0.014	0.010	0.008	0.003	0.000	0.000
1989	1.609	2.452	2.168	1.208	0.697	0.245	0.054	0.019	0.009	0.004	0.004	0.002	0.000
1990	2.058	2.611	1.762	1.336	0.653	0.249	0.073	0.017	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1991	2.126	2.666	1.977	1.179	0.626	0.198	0.042	0.021	0.018	0.011	0.003	0.000	0.000
1992	1.352	2.692	1.812	0.575	0.132	0.029	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1993	0.579	0.815	0.884	0.488	0.156	0.036	0.009	0.006	0.004	0.001	0.000	0.000	0.000
1994	0.774	0.704	0.837	0.413	0.119	0.034	0.010	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1995	0.869	0.459	0.387	0.099	0.052	0.023	0.009	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1996	1.007	0.789	0.476	0.162	0.049	0.012	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
1997	0.749	0.776	0.782	0.386	0.137	0.028	0.004	0.001	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000
1998	1.244	0.773	0.477	0.257	0.114	0.031	0.007	0.002	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
1999	1.363	0.945	0.600	0.268	0.102	0.024	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2000	3.217	3.051	1.501	0.352	0.061	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2001	1.035	1.310	0.915	0.306	0.051	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2002	1.458	0.600	0.332	0.134	0.028	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2003	0.931	0.444	0.258	0.028	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2004	0.292	0.367	0.264	0.172	0.035	0.004	0.002	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2005	1.511	0.889	0.555	0.191	0.042	0.007	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
2006	0.451	0.393	0.239	0.051	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2007	2.687	2.130	0.753	0.231	0.040	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2008	0.580	0.859	0.645	0.215	0.032	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2009	0.968	0.641	0.467	0.186	0.027	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2010	1.234	0.828	0.468	0.159	0.024	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2011	0.868	0.624	0.353	0.103	0.012	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2012	1.236	0.815	0.522	0.166	0.023	0.006	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2013	0.520	0.311	0.161	0.119	0.025	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2014	2.166	2.169	0.777	0.184	0.015	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2015	0.983	0.554	0.408	0.214	0.040	0.008	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2016	0.829	0.518	0.474	0.244	0.059	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2017	2.082	0.630	0.285	0.213	0.049	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2018	0.305	0.344	0.241	0.110	0.027	0.006	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2019	1.993	0.978	0.410	0.187	0.050	0.007	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2020	2.026	2.100	0.713	0.174	0.027	0.005	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2021	0.608	0.533	0.396	0.202	0.076	0.020	0.004	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
2022	0.683	0.591	0.369	0.126	0.024	0.005	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Tableau A6 : Poids moyen (kg) par âge de la merluche blanche lors du relevé par navire de recherche de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent (strates 415-439) entre 1978 et 2022.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	11	13	14
1978	0.207	0.427	1.036	1.480	1.911	2.663	3.625	2.000	2.067	7.200	-	-	-
1979	0.325	0.527	0.860	1.427	1.903	2.250	2.686	3.200	3.925	2.617	5.100	-	-
1980	0.325	0.527	0.860	1.427	1.903	2.250	2.686	3.200	3.925	2.617	5.100	-	-
1981	0.242	0.456	0.922	1.471	1.985	2.406	3.222	3.458	3.400	3.900	14.200	10.067	11.500
1982	0.363	0.621	1.024	1.409	1.952	2.462	3.067	3.800	4.600	-	-	-	-
1983	0.352	0.685	1.126	1.868	2.131	2.989	3.980	3.900	6.000	-	-	-	-
1984	0.272	0.550	0.968	1.517	2.193	2.481	3.284	3.055	5.909	5.475	3.468	-	-
1985	0.207	0.418	0.789	1.310	1.823	2.329	2.646	3.543	3.632	10.250	4.125	9.600	12.000
1986	0.243	0.455	0.773	1.246	1.924	2.939	3.526	5.039	8.321	8.880	5.900	10.750	-
1987	0.195	0.417	0.686	1.234	1.977	3.206	4.206	6.479	7.000	9.570	-	-	11.000
1988	0.202	0.403	0.716	1.192	1.839	2.953	4.300	6.583	8.375	10.500	-	-	-
1989	0.198	0.423	0.654	1.116	1.705	2.568	3.945	5.316	7.840	-	9.660	11.000	-
1990	0.190	0.382	0.641	0.976	1.539	2.409	4.502	4.780	-	-	-	-	-
1991	0.240	0.469	0.698	1.117	1.655	2.298	3.940	4.840	8.548	-	8.683	-	-
1992	0.251	0.440	0.663	1.067	1.686	2.052	3.768	-	-	-	-	-	-
1993	0.243	0.423	0.700	1.015	1.510	1.618	2.645	4.995	-	-	-	-	-
1994	0.247	0.501	0.802	1.182	1.779	2.500	4.003	-	-	-	-	-	-
1995	0.239	0.464	0.721	1.167	1.883	2.963	3.609	-	-	-	-	-	-
1996	0.232	0.507	0.714	1.227	1.722	2.104	2.253	1.980	-	-	-	-	-
1997	0.216	0.441	0.644	0.930	1.271	2.264	2.483	-	-	-	-	-	-
1998	0.253	0.435	0.682	1.175	1.770	2.380	2.781	2.210	4.425	-	-	-	-
1999	0.253	0.452	0.712	1.189	1.999	2.988	-	-	-	-	-	-	-
2000	0.239	0.386	0.613	1.160	1.838	2.359	2.823	-	2.720	-	-	-	-
2001	0.234	0.443	0.659	1.069	1.685	2.110	-	-	-	-	-	-	-
2002	0.261	0.525	0.765	1.261	1.783	1.888	-	-	-	-	-	-	-
2003	0.225	0.486	0.715	1.366	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2004	0.246	0.471	0.752	1.186	1.709	3.080	-	-	-	-	-	-	-
2005	0.239	0.495	0.657	1.041	1.314	1.677	-	-	-	-	-	-	-

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	12	11	13	14
2006	0.222	0.446	0.712	1.197	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2007	0.231	0.414	0.669	1.086	1.644	1.240	-	-	-	-	-	-	-
2008	0.239	0.417	0.632	1.113	1.862	1.715	-	-	-	-	-	-	-
2009	0.195	0.394	0.626	1.017	1.051	-	-	-	-	-	-	-	-
2010	0.226	0.404	0.686	1.115	1.737	-	-	-	-	-	-	-	-
2011	0.201	0.423	0.669	1.218	1.180	-	-	-	-	-	-	-	-
2012	0.218	0.432	0.672	1.176	2.257	3.620	-	-	-	-	-	-	-
2013	0.192	0.372	0.657	1.270	1.389	-	-	-	-	-	-	-	-
2014	0.214	0.366	0.627	0.993	1.245	-	-	-	-	-	-	-	-
2015	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-
2016	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-
2017	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-
2018	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-
2019	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-
2020	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-
2021	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-
2022	0.210	0.399	0.662	1.154	1.562	-	-	-	-	-	-	-	-

ANNEXE B. PROCÉDURES POUR REMPLACER LES ANNÉES-STRATES MANQUANTES

Les années avec des strates manquantes sont 1978 (les strates 424 et 428 sont manquantes), 1983 (la strate 421 est manquante), 1988 (la strate 421 est manquante), 2003 (les strates 438 et 439 sont manquantes, un seul trait dans les strates 425 et 436), 2020 (la strate 421 est manquante) et 2021 (la strate 421 est manquante).

Pour 1978, le poids de la strate manquante 428 est attribué à la strate 435, et le poids de la strate manquante 424 est attribué à 1/3 à la strate 422 et à 2/3 à la strate 423 avant les calculs stratifiés.

Pour 1983, 1988, 2020 et 2021, où la strate 421 est manquante, le poids de la strate est attribué à la strate adjacente 420 avant les calculs stratifiés.

Pour 2003, un modèle multiplicatif est utilisé pour prédire les captures dans les strates 425, 436, 438 et 439 avant les calculs stratifiés.