



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 2026/029

Région des Maritimes

Évaluation de la stratégie de gestion de la goberge de l'Ouest – modélisation de la population, conditionnement du modèle opérationnel et points de référence

Andrushchenko, I.¹, Yin, Y.², Clark, C.M.¹, Martin, R.M.¹ et Barrett, T.J.¹

¹Pêches et Océans Canada
Station biologique de St. Andrews
125, promenade Marine Science
St. Andrews (Nouveau-Brunswick) E5B 0E4

² Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford C.P. 1006, 1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Avant-propos

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

Publié par :

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-98991-4 N° cat. Fs70-5/2026-029F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Andrushchenko, I., Yin, Y., Clark, C.M., Martin, R.M. et Barrett, T.J. 2026. Évaluation de la stratégie de gestion de la goberge de l'Ouest – Modélisation de la population, conditionnement du modèle opérationnel et points de référence. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/029. v + 102 p.

Also available in English :

Andrushchenko, I., Yin, Y., Clark, C.M., Martin, R.M. and Barrett, T.J. 2026. Western Component Pollock Management Strategy Evaluation – Population Modeling, Operating Model Conditioning and Reference Points. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/029. v + 98 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
DONNÉES D'ENTRÉE DU MODÈLE DE POPULATION.....	2
PRISES COMMERCIALES SELON L'ÂGE	2
INDICES D'ABONDANCE DES RELEVÉS.....	2
MATURITÉ.....	6
CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT (CPUE)	6
MORTALITÉ NATURELLE.....	6
MORTALITÉ PAR PÊCHE.....	7
POIDS SELON L'ÂGE.....	7
MATURITÉ.....	7
ANALYSE DE LA POPULATION VIRTUELLE	7
MODÈLE A – AUCUNE MODIFICATION DEPUIS 2011	8
MODÈLE B – EXCLUSION DES CPUE.....	11
MODÈLE C – EXPANSION DES INDICES DU RELEVÉ AUX ÂGES 2 À 13	12
MODÈLE D – INCLUSION DE L'INDICE ACOUSTIQUE	13
MODÈLE E – INCLUSION DE L'EBG.....	14
MODÈLE F – MORTALITÉ NATURELLE VARIABLE DANS LE TEMPS.....	14
DONNÉES STATISTIQUES DES PRISES SELON L'ÂGE	16
MODÈLE I – VERSION DU PESA DU MODÈLE E	17
MODÈLE J – VERSION DU PESA DU MODÈLE F.....	19
ANALYSE RÉTROSPECTIVE	19
SÉLECTION DU MODÈLE	20
MODÈLE OPÉRATIONNEL ET DONNÉES D'ENTRÉE DES PROJECTIONS	21
MORTALITÉ NATURELLE.....	21
SÉLECTIVITÉ DES PÊCHES/RECRUTEMENT PARTIEL.....	21
SÉLECTIVITÉ DU RELEVÉ	22
PROPORTIONNALITÉ DU RELEVÉ	22
MATURITÉ.....	22
CROISSANCE ET POIDS SELON L'ÂGE	22
MORTALITÉ PAR PÊCHE.....	23
RELATION STOCK-RECRUTEMENT	23
DURÉE D'UNE GÉNÉRATION	26
PROCÉDURES DE GESTION.....	26
OBJECTIFS DE GESTION	26
POINTS DE RÉFÉRENCE	27
POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE ET TAUX D'EXPLOITATION DE RÉFÉRENCE.....	28
POINT DE RÉFÉRENCE SUPÉRIEUR DU STOCK.....	29

COMPOSANTE EST – OPANO 4XMN	31
CYCLE D'ÉVALUATION ET CIRCONSTANCES EXCEPTIONNELLES	32
CONCLUSION	33
SOURCES D'INCERTITUDE.....	33
RÉFÉRENCES CITÉES	34
TABLEAUX	37
FIGURES	54

RÉSUMÉ

La population de goberge (*Pollachius virens*) des divisions 4VWX5 de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) est divisée en deux composantes, soit une composante Est à croissance plus lente comprenant les divisions 4V et 4W de l'OPANO, ainsi que les zones unitaires du MPO 4Xm et 4Xn, et une composante Ouest à croissance plus rapide comprenant les sous-divisions 4Xopqrs et les parties canadiennes de la division 5 de l'OPANO. La goberge de la composante Ouest a fait l'objet d'une évaluation de la stratégie de gestion (ESG) en 2011. Un examen de l'ESG initiale a été entrepris en 2022, et combiné à un examen du cadre de modélisation pour ce stock. Le présent document constitue la deuxième moitié de ce processus et résume les composantes scientifiques de l'ESG (changements apportés au modèle de population, au conditionnement du modèle opérationnel, aux paramètres d'évaluation des procédures de gestion et aux points de référence) pour la goberge de la composante Ouest.

INTRODUCTION

Les stocks de goberge dans la région des Maritimes sont gérés par Pêches et Océans Canada (MPO) selon une structure à deux composantes. Il n'existe actuellement aucune évaluation analytique de la composante Est, tandis que la composante Ouest a fait l'objet d'une évaluation de la stratégie de gestion (ESG) en 2011, donnant lieu à une règle de contrôle des prises qui sert depuis lors à orienter le total annuel autorisé des captures (TAC) déterminé par les gestionnaires. L'ESG devait initialement durer cinq ans et être revue en 2016. De plus, on a commencé en 2016 l'élaboration d'un indice acoustique pour la goberge dans le cadre d'une entente de collaboration avec des groupes d'intervenants, dans l'espoir que cet indice soit intégré à l'ESG revue. Vu la nécessité de recueillir au moins cinq ans de données pour le nouvel indice acoustique, l'examen de l'ESG de 2011 a été reporté à 2022.

Le processus d'ESG peut prendre en charge de multiples modèles opérationnels (MO) englobant un éventail d'incertitudes. Comme en 2011, si de multiples combinaisons de la dynamique des stocks influençant la goberge de la composante Ouest sont jugées plausibles de manière égale, l'ESG de 2022 peut inclure un ensemble de référence de MO qui englobe ces scénarios et tient compte de l'incertitude connexe, par rapport auquel les procédures de gestion potentielles peuvent être mises à l'essai. En plus de l'ensemble de référence, il est possible de créer des MO de sensibilité moins plausibles que les MO dans l'ensemble de référence, mais qui fournissent des renseignements utiles sur la sensibilité des MO à certains paramètres. Les MO de sensibilité ne sont pas utilisés pour évaluer les procédures de gestion et existent uniquement à des fins exploratoires.

L'ESG entreprise en 2011 utilisait un ensemble de référence de six MO avec des spécifications variables liées à la relation stock-recrutement, à la correction du biais, à l'exclusion du point terminal d'enquête et aux niveaux de mortalité naturelle (M); tous étaient fondés sur l'évaluation existante de l'analyse de la population virtuelle (APV) (MPO 2011a, MPO 2011b, Porter et Docherty 2011). Les spécifications ont toutes été liées à des sources d'incertitude relevées au cours du processus de 2011, tel que décrit dans Butterworth et Rademeyer (2011) :

- Variabilité des relevés de navires de recherche
- Changements dans la mortalité au fil du temps
- Changements dans le recrutement partiel et la sélectivité à un âge plus avancé
- Forte variabilité du recrutement
- Relation stock-recrutement (SR)

L'examen de l'ESG de la goberge a été effectué dans le cadre de trois réunions du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS). Les réunions tenues en mars et en mai 2022 ont examiné et mis à jour les données d'entrée disponibles et le modèle de population pour l'ESG, respectivement. La troisième réunion, qui a eu lieu en octobre 2022, a permis de finaliser les modèles opérationnels, les points de référence, les déclencheurs de circonstances exceptionnelles et les options pour fournir des conseils pour la composante Est de l'unité de gestion.

Le présent document est le produit des réunions d'examen par les pairs de mai et d'octobre et s'appuie sur le modèle de population accepté pour la goberge de la composante Ouest (modèle de l'APV, Stephenson 2004), propose des modifications graduelles au modèle de population de 2011 et discute de diverses options pour aller de l'avant. En plus de l'APV d'origine, le présent document décrit le paramétrage pour un modèle statistique des prises selon l'âge, qui est considéré comme une solution de rechange plus souple à l'APV. La comparaison des extrants

des deux cadres de modélisation aide à déterminer les aspects qui sont des caractéristiques des hypothèses formulées dans chaque approche, plutôt que la dynamique de la population. Le document de travail original présentait toutes les données de sortie de chaque modèle pour permettre aux participants à l'examen de la modélisation d'avoir accès aux résultats de chaque modèle examiné. Dans ce document, la liste des chiffres a été raccourcie pour n'inclure que les modèles E à J, qui ont fait l'objet de discussions au cours de la réunion.

La réunion d'examen du modèle du SCAS en mai 2022 a permis de conclure que les MO de l'ESG devraient être conditionnés en fonction des modèles I et K, bien qu'une enquête sur le rendement des modèles de sélectivité en forme de dôme ait également été demandée. La mise à l'essai des MO et de la procédure de gestion a été effectuée au moyen de la suite de progiciels openMSE, en particulier l'outil MSEtool (<https://openmse.com/>, Carruthers et Hordyk 2018).

DONNÉES D'ENTRÉE DU MODÈLE DE POPULATION

PRISES COMMERCIALES SELON L'ÂGE

Les prises selon l'âge de la pêche commerciale ont été calculées à partir de 1982 et sont limitées aux âges de 2 à 13 (Andrushchenko *et al.* 2025). Cette approche est conforme à l'ESG de 2011, et aucune nouvelle information n'indique qu'un changement est nécessaire. À la suite de la réunion du SCAS en mars 2022 pour examiner les données d'entrée, on a relevé une erreur dans le processus de téléchargement des âges des prises de la pêche commerciale au cours des dernières années. La question tournait autour d'un ajustement apporté à l'âge attribué pour tenir compte d'un anniversaire en janvier pour les otolithes d'automne avec une hyaline. Par erreur, cette étape d'ajustement de l'âge a été omise pour les otolithes traités entre 2017 et 2020. Une fois l'erreur identifiée, l'âge des otolithes a été déterminé de nouveau, le rajustement a été appliqué, les données ont été chargées de nouveau et les prises commerciales selon l'âge ont été mises à jour. Tous les tableaux et figures suivants (p. ex., Figure 1, Tableau 1) utilisent les âges corrigés.

INDICES D'ABONDANCE DES RELEVÉS

L'ensemble de référence des MO pour l'ESG de 2011 était fondé sur une réalisation de l'APV qui a été ajustée aux indices d'abondance selon l'âge provenant du relevé estival des navires de recherche sur les écosystèmes de la région des Maritimes du MPO (relevé de recherche estival). Il s'agit du nombre moyen pondéré par zone selon l'âge par trait pour les âges 3 à 8, à partir de 1984 et jusqu'en 2009, qui a été élargi jusqu'en 2020 (Andrushchenko *et al.* 2025). La disponibilité des données du relevé de 2021 nécessite le calcul futur des facteurs de conversion en raison d'un changement dans les navires et les engins en 2021. Compte tenu de l'éventail plus large d'âges disponibles dans le cadre du relevé au cours des dernières années, les âges inclus dans l'indice peuvent être élargis pour correspondre à ceux des prises commerciales (âges 2 à 13); une modification a été convenue lors de l'examen des données d'entrée en mars 2022.

Une deuxième modification par rapport à l'approche adoptée en 2011 est l'inclusion d'un indice de la biomasse acoustique comme second indice de réglage. Bien qu'il s'agisse d'une série chronologique relativement courte (2012, 2016 à aujourd'hui), on s'attend à ce qu'elle tienne compte de la nature semi-pélagique de la goberge en estimant la biomasse dans toute la colonne d'eau, et pas seulement le long de la bande du chalut de fond. Les deux indices de réglage peuvent également être pondérés par le coefficient de variation (CV), ce qui donne une

plus grande pondération à l'indice acoustique plus précis, bien que des estimations du CV ne soient pas actuellement disponibles pour l'indice acoustique.

Enfin, l'ESG de 2011 a utilisé un nombre moyen par trait en remplacement de l'abondance totale dans la zone de la composante Ouest puisqu'il n'existait pas à ce moment-là de couverture des relevés de recherche estivaux pour l'est du banc de Georges (EBG). Cette approche a été adoptée au cadre de 2004 et a permis à l'évaluation de fonctionner en supposant que les tendances relatives à la goberge dans la division 5Z de l'OPANO ne différaient pas sensiblement de celles de la division 4X de l'OPANO; l'utilisation d'un indice de la biomasse totale pour les zones statistiques 4Xopqrs5Y du MPO seulement sous-estimerait la population en excluant les strates 5Z. Compte tenu des commentaires des intervenants, des tendances de la pêche et de la couverture récente de l'EBG dans le relevé de recherche estival, il est évident que l'hypothèse d'homogénéité pourrait être fautive. Depuis 2016, le relevé de recherche estival a permis d'échantillonner les strates de l'EBG et devrait continuer de le faire dans l'avenir, ce qui rend possible la production d'un indice relatif de l'abondance selon l'âge pour l'ensemble de la goberge de la composante Ouest (4Xopqrs5) dans l'avenir. Pour passer à un indice relatif d'abondance couvrant l'ensemble de la zone, il faut tenir compte des strates manquantes de l'EBG avant 2016, ce qui n'est actuellement pas possible sans supposer que les tendances de la goberge dans la division 5Z de l'OPANO ont reflété celles de la division de l'OPANO et des zones statistiques 4Xopqrs5Y du MPO. Au cours de la réunion du SCAS en mars 2022, une approche simulant un indice historique de la goberge de l'EBG fondé sur les relevés du National Marine Fisheries Service (NMFS) et du MPO a été présentée et approuvée pour un développement plus poussé afin de régler ce problème.

Indice de l'est du banc de Georges

Le relevé de recherche estival n'a pas eu de couverture spatiale uniforme à l'intérieur de l'EBG au fil du temps (Figure 2, Figure 3). Pour calculer un indice de relevé pour l'EBG, on a modélisé l'abondance de la population de goberges en intégrant plusieurs relevés à l'intérieur ou à proximité de la région, y compris le relevé de recherche hivernal sur les écosystèmes de la région des Maritimes du MPO (relevé de recherche hivernal) (février et mars), le relevé de recherche estival (juin à août), et le relevé printanier du NMFS (mars à mai). Bien que le calendrier et la couverture spatiale de ces relevés varient chaque année, on suppose qu'ils sont semblables dans l'espace et le temps afin de fournir des renseignements communs sur la population sous-jacente (Figure 2, Figure 4). L'hypothèse selon laquelle les signaux de population demeurent détectables et constants au fil du temps et de l'espace est fondamentale dans cette approche.

Description du modèle

Un modèle mixte linéaire généralisé (MMLG) a été utilisé et on suppose que le nombre de prises par trait, Y , suit une distribution binomiale négative avec excès de zéros, où l'inflation nulle peut varier pour chaque strate, et la dispersion dépend du navire de recherche. La prédiction pour Y , représentée par u , est modélisée comme

$$\log(u) = \text{year} + \text{survey} + \varepsilon_1(\text{stratum}) + \varepsilon_2(\text{year stratum survey}) + f,$$

lorsque le logarithme est le logarithme naturel, l'année et le relevé sont des effets fixes (l'effet du relevé tient compte à la fois des différences saisonnières dans la population et des différences entre les navires pour ce qui est de l'efficacité des prises puisque les deux sont des facteurs de confusion), ε_1 est un effet aléatoire stratifié qui inclut une corrélation entre les strates, ε_2 est un effet aléatoire supplémentaire qui permet de tenir compte des variations spatiotemporelles potentielles liées à l'effet de relevé, et f est un terme de compensation pour normaliser les traits en fonction de la zone balayée (y compris la distance parcourue et

l'ouverture du chalut). Le MMLG a été adapté aux prises des trois relevés de 1983 à 2020. La zone d'étude était limitée aux strates de relevé de recherche estival 480-485 et de relevé de recherche hivernal RV 5Z1, 5Z2 et 5Z9; l'EBG comprend les strates 5Z1, 5Z2 et 5Z9, mais des données dans les strates adjacentes 4X (480-485) ont été incluses afin d'optimiser le chevauchement des couvertures de relevé (Figure 5, Figure 6). Pour l'ensemble de données des États-Unis, cette approche spatiale s'applique aux traits effectués dans la zone de gestion 551–552 (EBG) et 462–468 (4X, Figure 7).

Diagnostiques et résultats

Les diagnostics résiduels fournis par le progiciel R de DHARMA (Hartig 2020) ont indiqué un ajustement raisonnable du modèle où les résidus de quantile de DHARMA ne montraient pas de tendances significatives (Figure 8). Le nombre moyen par trait pour les strates 5Z1, 5Z2 et 5Z9 a été estimé pour un trait standard de relevé de recherche estival (avec une distance parcourue de 1,75 nm et une ouverture de chalut de 41 pi). L'incertitude liée à l'estimation était généralement élevée (Figure 9), mais on s'y attendait compte tenu du caractère suffisant et de la qualité des données vu le manque de couverture et l'efficacité du relevé au chalut de fond pour la prise de goberges. L'abondance de la population pour chaque strate a été calculée en échelonnant la moyenne estimée de prises par trait sur la superficie totale chalutable, et un indice d'abondance totale pour l'EBG a ensuite été calculé (Figure 10).

Générer des indices selon l'âge

Au lieu de modéliser des indices selon l'âge, on a supposé que la fréquence des longueurs connexe avait été établie en lien avec l'abondance totale modélisée. Les fréquences de longueur empiriques disponibles ont été examinées d'une saison à l'autre et d'une région à l'autre au cours de chaque année; à l'intérieur de chaque combinaison de saisons, de zones et d'années, les fréquences de longueur ont été normalisées selon leurs moyennes respectives afin d'éliminer l'effet d'importance. Dans l'ensemble de données du MPO, des comparaisons pourraient être effectuées d'une saison à l'autre (EBG hiver à EBG été) et d'une région à l'autre (4X été à EBG été, Tableau 2) pour les années où la couverture complète des strates de l'EBG en été est disponible (2016, 2017, 2019 et 2020). Avec l'ajout des données du relevé américain, la comparaison de la fréquence des longueurs pourrait être effectuée sur toutes les saisons (EBG hiver à EBG été), mais on s'attendait à ce que la différence non quantifiable dans l'effet de la sélectivité nette sur la taille ait une incidence fondée sur l'opinion d'experts (comm. pers. D. Clark). Pour éviter les effets portant à confusion de la capturabilité par le chalut américain sur la fréquence de taille des prises, surtout avant le changement d'engin en 2009, cette analyse a été limitée aux données du MPO seulement.

Par souci d'uniformité avec les méthodes de traitement régulières des données de relevé, on a calculé les distributions des fréquences de longueur avec des bacs de 3 cm. Les comparaisons ont été effectuées en mettant d'abord à l'échelle la distribution des fréquences de longueur de chaque ensemble de données sur les zones et les saisons au cours d'une année donnée par son nombre total (nombre échelonné selon la longueur $_{a,s,z} = \text{nombre selon la longueur}_{a,s,z} / \text{Nombre total}_{a,s,z}$) et en superposant les fréquences de longueur pour chaque combinaison d'année, de saison et de zone (Figure 11, Figure 12).

Une comparaison des fréquences de longueur entre les zones EBG et 4X pendant l'été montre que, bien que les fréquences de longueur soient semblables en 2016 et 2017 (Figure 11), elles diffèrent considérablement en 2019 et 2020, et cette différence n'est pas attribuable à la faible taille de l'échantillon (Tableau 3). Une comparaison des saisons d'hiver et d'été de l'EBG indique que les fréquences de longueur sont semblables pour toutes les années, sauf 2016 (Figure 12), où le nombre de poissons échantillonnés était relativement faible, ce qui indique que la différence peut être une conséquence de la petite taille de l'échantillon (33, Tableau 3).

Au cours des années où l'échantillonnage était suffisant (plus de 50 poissons), les données sur la fréquence de longueur en hiver ont été remplacées par les données manquantes sur la fréquence de longueur en été dans l'EBG. Dans les cas où les données du relevé de recherche hivernal dans l'EBG ne sont pas disponibles (1984 à 1986) ou que le nombre de poissons échantillonnés dans l'EBG en hiver est inférieur à 50 (huit ans, Tableau 3), on a utilisé les données sur la fréquence de longueur estivale provenant de la division 4X de l'OPANO. Comme les distributions de fréquences de longueur dans les zones EBG et 4X ne sont pas toujours constantes, même lorsque l'on mesure un nombre élevé de poissons, la substitution des données de 4X a eu lieu au cours des huit années où il n'y avait pas de solution de rechange viable tout en respectant les limites du secteur (Figure 12, Figure 13). Cette substitution introduit une incertitude supplémentaire dans les indices finaux selon l'âge; cependant, aucune solution de rechange n'a été trouvée.

Les fréquences de longueur ont été appliquées à l'abondance totale ou à la biomasse prévue en calculant un facteur de mise à l'échelle pour chaque année et unité de mesure (nombre de poissons ou kg, Figure 14). Cette approche pourrait être améliorée en propageant l'erreur de l'estimation modélisée de la biomasse ou de l'abondance jusqu'aux indices selon l'âge, mais cela n'a pas été fait pour le moment en raison de contraintes de temps.

L'approche ci-dessus génère des indices d'abondance et de biomasse selon la longueur pour l'EBG; pour générer des indices selon l'âge, une clé âge-longueur est appliquée. Un changement dans la croissance, à partir de l'année 2010, a été identifié lors de la réunion du SCAS de mars 2022 (Andrushchenko *et al.* 2025). Par conséquent, la clé âge-longueur (CAL) peut être modélisée comme deux clés agrégées, l'une couvrant la période plus ancienne (cohorte de 1983 à 2009) et l'autre couvrant la période plus récente (cohorte de 2010 à la cohorte actuelle). L'utilisation de périodes agrégées garantirait une grande taille d'échantillon pour chaque CAL; cependant, elle masquerait la progression des classes d'âge au cours d'une année donnée. La matrice empirique annuelle de la longueur selon l'âge (LSA) pour 4Xopqrs5Y a été utilisée pour simuler les indices selon l'âge de l'EBG. L'inconvénient de l'utilisation d'une matrice empirique annuelle de la LSA est la présence de valeurs manquantes, ce qui représente moins de 1 % du nombre total de poissons mesurés; dans ce cas-ci, les âges manquants ont été complétés par la CAL agrégée propre à la période, au besoin. De plus, les âges des goberges tirés du relevé hivernal sur l'EBG ne sont actuellement disponibles que depuis 2012 et ne montrent pas de différence de croissance entre l'EBG en hiver et la division 4X en été (Figure 15, Figure 16). Cette application de la CAL suppose qu'il n'y a pas de différence dans la croissance entre l'EBG en hiver et la division 4X en été pour la goberge au cours des années 1990 et 2000, pour lesquelles il n'existe actuellement pas de données empiriques. Les indices d'abondance selon l'âge qui en découlent pour l'EBG sont présentés dans le Tableau 4.

Enfin, un essai de rendement a été administré aux indices selon l'âge simulés pour l'EBG en les comparant aux indices selon l'âge réels pour la goberge de l'EBG des quatre années visées par le relevé au chalut de fond (2016, 2017, 2019 et 2020). En général, les indices simulés et réels de l'EBG concordent sur le plan de l'ampleur et de la tendance interannuelle, sauf pour les âges de 8 et 13 en 2017 (Figure 17). Compte tenu des hypothèses qui sous-tendent la production de l'indice simulé de l'EBG et la désagrégation subséquente selon l'âge, cette approche a produit un indice prévu avec une cohérence surprenante par rapport aux valeurs observées.

Depuis le cadre de 2004, les évaluations des stocks de goberge de la composante Ouest ont fonctionné en supposant que les tendances de la goberge dans la division 5Z de l'OPANO étaient identiques à celles de la division de l'OPANO et de la zone statistique 4Xopqrs5Y du MPO. La simulation des indices historiques de l'EBG indique que cette hypothèse est généralement exacte, et seule la période la plus récente montre une divergence constante entre

les deux zones (Figure 18). La disparition des poissons plus âgés dans les prises des relevés au cours des années 2000 est moins évidente en raison de l'inclusion de l'indice i simulé de l'EBG; un effet entraîné par l'utilisation des fréquences de longueur de l'EBG en hiver pour simuler les données (Figure 13).

Les indices d'abondance selon l'âge pour la goberge de la composante Ouest utilisés dans les modèles ci-dessous sont présentés dans le Tableau 5, et les indices réels de l'EBG sont inclus au lieu des indices simulés pour 2016, 2017, 2019 et 2020.

MATURITÉ

L'ESG de 2011 supposait que la biomasse du stock reproducteur (BSR) était constituée de goberges de 4 ans et plus. Des données supplémentaires recueillies depuis l'ESG de 2011 indiquent que l'âge à 50 % de maturité a peut-être augmenté depuis les années 1980; cependant, plus de 75 % des poissons sont encore matures à l'âge 4 (Andrushchenko *et al.* 2024). L'ensemble de données sur la maturité est limité et, par conséquent, il n'y a pas suffisamment d'information qui porte à croire à un changement dans la définition de la BSR.

CAPTURES PAR UNITÉ D'EFFORT (CPUE)

Un indice de réglage des captures par unité d'effort (CPUE) a été intégré à l'évaluation de la goberge jusqu'au cadre de 2004 inclusivement, mais en raison de problèmes avec l'indice, il n'a pas été mis à jour les années suivantes. Pour des raisons qui ne sont pas claires, l'indice a été utilisé dans l'APV de 2011 pour les âges 3 à 8 et pour les années 1982 à 2004. L'utilisation de cet indice a été remise en question au fil des ans, et il a été conclu à la réunion sur les données d'entrée en mars 2022 qu'il serait exclu des futures exécutions de modèles pour la goberge de la composante Ouest.

MORTALITÉ NATURELLE

Au cours de l'ESG de 2011, on a supposé que la M était stationnaire tout au long de la série chronologique, cinq des six MO de référence utilisant 0,2 pour toutes les années et tous les âges (Rademeyer et Butterworth 2011). Un MO avait une M plus élevée chez les âges 5 et plus à partir de 1996, ce qui en faisait le modèle le plus pessimiste des MO (Rademeyer et Butterworth 2011). Les données examinées dans Andrushchenko *et al.* (2024) portent à croire que les modèles seront paramétrés pour permettre un changement dans la M au fil du temps puisque l'hypothèse d'une M stationnaire est difficile à soutenir du point de vue empirique.

L'information sur la mortalité totale (Z) est très variable; cependant, l'analyse de la courbe des prises et Sinclair Z suggèrent un changement du niveau de Z tout au long des années 2000 pour la goberge d'âge 5 à 7 (Andrushchenko *et al.* 2024). La disparition des poissons plus âgés dans les prises selon l'âge des relevés et de pêches tout au long des années 1980 et 1990, suivie de leur réapparition tout au long des années 2000, appuie un changement de Z entre les deux périodes pour les poissons d'âge 8 et plus; cet argument a également été utilisé pour justifier le MO de 2011 avec une M plus élevée (Rademeyer et Butterworth 2011). Depuis 2010, l'analyse de la courbe des prises porte à croire à un retour à un niveau relativement élevé de Z chez les âges 5 à 7, ce que Sinclair Z n'appuie pas.

La tendance de la mortalité relative par pêche (F) est très variable au fil du temps, mais elle indique généralement un niveau élevé de F avant 1995 et un niveau relativement faible de F depuis cette date, ce qui, combiné aux tendances de la mortalité totale, porte à croire que le modèle devrait estimer la M pour trois périodes (avant 2000, 2001-2010 et 2011 et après) pour trois groupes d'âge (âges 1 à 4, âges 5 à 7 et âges 8 et plus). Étant donné le niveau élevé de F relative au début de la période, l'hypothèse d'une M fixe de 0,2 pour tous les âges avant 1994

est également plausible. La variabilité des tendances de mortalité relative par pêche et totale d'une méthode à l'autre permet une ambiguïté quant à l'« année de rupture » exacte entre les périodes (c.-à-d. 1996 pour la F relative, 2002 pour la Z).

L'écart par rapport à une hypothèse de M stationnaire au fil du temps et l'âge signifierait un changement important par rapport à l'approche de 2011.

MORTALITÉ PAR PÊCHE

Au cours de l'ESG de 2011, les hypothèses de l'APV se sont concentrées sur la F en fonction des âges les plus anciens d'une année donnée. En général, on a supposé que la F à l'âge 12 était une moyenne pondérée par le nombre de F chez les âges 9 à 11. Pour les années où il n'y avait pas de poisson à un plus jeune âge (c.-à-d. 2009), on a supposé que la F était la moyenne pondérée par le nombre des deux âges disponibles précédents. Cette hypothèse est conservée pour les exécutions du modèle d'APV mis à jour.

POIDS SELON L'ÂGE

Compte tenu des changements dans la LSA et le poids selon l'âge (PSA) au fil du temps (Andrushchenko *et al.* 2024), leur utilisation dans l'ESG justifie une discussion. Pour le modèle de population, les intrants du PSA sont utilisés pour convertir l'abondance totale en biomasse totale. La conversion de l'abondance totale en biomasse au cours des années historiques (1982 à 2010) n'a pas été exposée en détail dans l'ESG de 2011; toutefois, on suppose qu'une matrice annuelle du PSA fondée sur les données empiriques disponibles a été utilisée. Il peut y avoir des valeurs manquantes dans la matrice du PSA pour les poissons plus âgés, et ces lacunes ont été comblées en calculant le poids moyen pour cet âge par rapport aux années précédentes et subséquentes disponibles. Cette approche saisit les changements dans le PSA au fil du temps, et le traitement des données de le PSA dans les projections de l'ESG est abordé ci-dessous.

Le PSA du relevé de recherche d'été est considéré comme une valeur de mi-année. Étant donné que les valeurs modélisées de l'abondance selon l'âge sont considérées comme des estimations de début d'année, les valeurs semestrielles de PSA ont été calculées rétrospectivement en fonction d'un PSA de début d'année selon la méthode décrite dans Rivard (1982).

MATURITÉ

Dans l'ESG de 2011, on a supposé que la maturité selon l'âge était nulle pour la goberge d'âge 1 à 3 et qu'elle avait augmenté à 1 pour les âges 4 et plus (Rademeyer et Butterworth 2011). Bien qu'il y ait un léger changement dans l'âge à 50 % de maturité de 3,22 à 3,37 ans (Andrushchenko *et al.* 2024), l'augmentation n'est pas assez draconienne pour faire passer l'hypothèse d'une maturité de 100 % à un âge supérieur à 4. La rareté des données complique encore davantage les choses, car l'ensemble de données actuel ne représente que des échantillons de maturité des années 1980 et 2010 (Andrushchenko *et al.* 2024).

ANALYSE DE LA POPULATION VIRTUELLE

Les MO de 2011 étaient conditionnés par une formulation de base d'une APV qui utilisait le logiciel ADAPT (Porter et Docherty 2011). L'APV utilise la taille et la composition selon l'âge des prises commerciales et est étalonnée avec les tendances de l'abondance selon l'âge tirées du relevé de recherche estival et un indice des CPUE (Mohn et Cook 1992, VPA/ADAPT

Reference Manual, Porter et Docherty 2011). Les formules de calcul utilisées dans ADAPT sont décrites dans Rivard et Gavaris (2003).

Il s'agit d'une révision de l'ESG de 2011, qui commence les examens du modèle en reproduisant la formulation finale de l'APV de 2011 avec des sources de données mises à jour jusqu'à l'année disponible la plus récente. Par la suite, les modifications qui ont fait l'objet d'un consensus lors de la réunion sur les données d'entrée en mars 2022 (Andrushchenko *et al.* sous presse) sont introduites progressivement. Le rendement de chaque formulation de modèle a été évalué en examinant les principaux extrants (recrutement, F, BSR), l'examen visuel des résidus, la somme des résidus au fil du temps et selon l'âge, l'écart standardisé des résidus normalisés (ESRN, Francis 2011), et la mesure de la moyenne de la somme des carrés des résidus. Une analyse rétrospective sur cinq et sept ans a également été effectuée pour les modèles proposés définitifs.

La statistique de l'ESRN est calculée en divisant l'écart standardisé des résidus normalisés par l'écart type d'échantillonnage (Francis 2011, Porch 2018). Des études de simulation ont montré qu'elle peut détecter une erreur de spécification du modèle liée à la sélectivité (Carvalho *et al.* 2017), qui a été identifiée comme une source d'incertitude dans l'ESG de 2011 et discuté lors de la réunion sur les données d'entrée (Andrushchenko *et al.* 2025).

La moyenne de la somme des carrés des résidus consiste à calculer la somme des carrés des résidus (SCR) normalisée pour chaque indice et à la diviser par la taille de l'échantillon (n) dérivée du nombre d'années et d'âges dans chaque indice. Il s'agit d'une mesure supplémentaire qui mesure l'ampleur de l'écart résiduel, tandis que l'ESRN et la somme des résidus indiquent la tendance globale. Le cadre adaptatif du logiciel ADAPT (ADAPTive Framework) fournit une mesure du carré moyen des résidus, qui est présentée ici, bien que les calculs ne soient pas clairement expliqués dans Rivard et Gavaris (2003). L'examen visuel des résidus demeure la méthode la plus fiable pour identifier les blocs ou les motifs, car divers essais de caractère aléatoire dans une série chronologique ont été jugés non fiables (Carvalho *et al.* 2017).

D'après diverses études de simulation, on s'attend à ce que cette liste de diagnostics détecte des erreurs de spécification de modèle liées au modèle d'observation, ainsi que des paramètres biologiques variables dans le temps (Legault 2009; Carvalho *et al.* 2017). D'autres mesures de rendement axées sur les erreurs de spécification dans la dynamique du système (c.-à-d. les SAGI) n'ont pas été effectuées en raison de contraintes de temps.

Le document de travail original présenté lors de la réunion de mai 2022 comprenait les extrants détaillés de chaque exécution de modèle. Après la réunion, le document de recherche final a été réduit et ne contient que des renseignements pertinents aux principaux points de discussion.

MODÈLE A – AUCUNE MODIFICATION DEPUIS 2011

Paramétrages

La formulation de l'APV de 2011 a été suivie, comme exposé en détail à l'annexe 4A de Porter et Docherty (2011). La formulation du modèle de base de l'APV de 2011 acceptée pour les évaluations de 2006 et 2008, et mise à jour au cours de l'analyse de 2010, utilisait les ensembles de données suivants :

$C_{a,t}$ = prises selon l'âge de la pêche commerciale pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1982$ -2010, où t représente l'année au cours de laquelle la prise a été effectuée.

$I_{1,a,t}$ = indices de relevé pour les âges $a = 3$ à 8 , et la période $t = 1984,5, 1987,5 \dots 2009,5 2010,5$, où l'indice est supposé être proportionnel à la population avec la relation suivante :

$$I_{a',t} = q_{a'} P_{a',t}$$

où a' représente l'âge, t représente l'année, $I_{a',t}$ représente l'indice de l'âge a' pour la période t , et $P_{a',t}$ est la population pour l'âge a' pour la période t .

$I_{2,a,t}$ = indices des CPUE pour les âges $a = 3$ à 8 , et la période $t = 1982,5, 1983,5 \dots 2004,5$, où l'on présume que l'indice et la population ont un rapport de force, ce qui implique des conditions d'hyperstabilité (Rivard et Gavaris 2003) :

$$I_{a't} = q_a P_{a,t}^\alpha$$

L'APV de 2011 a calculé la population jusqu'à l'automne 2010 (2010,67), les deux indices des CPUE ayant été désignés comme étant en milieu d'année (c.-à-d. 2010,5) dans le cadre du relevé. La série tronquée de CPUE excluait les années 2005 à 2010, où le quota était plus restrictif et où il y avait moins de voyages de pêche dirigée de la goberge, et qui étaient considérées comme non représentatives des tendances en matière d'abondance.

Au cours de l'évaluation du cadre de 2004, on a conclu que la série sur les taux de prises était utile comme indice de réglage pour atténuer les effets de l'année apparents dans la série de relevés de recherche (Stephenson 2004). Après 2004, la série de CPUE a eu très peu d'influence sur les résultats du modèle et le réglage était fondé sur les indices des relevés de recherche. Pour demeurer conforme à l'approche de 2011, l'APV de 2022 utilise la série chronologique tronquée des CPUE (1982-2004), tandis que les indices des prises selon l'âge et des relevés de recherche ont été mis à jour jusqu'en 2020. Bien que les prises selon l'âge de la pêche commerciale puisse être mises à jour jusqu'en 2021, l'absence d'un indice utilisable de relevé de recherche pour l'été 2021 a fait de 2020 l'année terminale du modèle. Les intrants du modèle A sont résumés comme suit :

$C_{a,t}$ = prises selon l'âge de la pêche commerciale pour les âges $a = 2$ à 13 , et la période $t = 1982-2020$, où t représente l'année au cours de laquelle la prise a été effectuée.

$I_{1,a,t}$ = indices de relevé pour les âges $a = 3$ à 8 , et la période $t = 1984,5, 1987,5 \dots 2019,5 2020,5$, où la relation entre l'indice et la population est supposée être proportionnelle.

$I_{2,a,t}$ = indices des CPUE pour les âges $a = 3$ à 8 , et la période $t = 1982,5, 1983,5 \dots 2004,5$, avec un rapport de force présumé entre l'indice et la population.

Le cadre adaptatif est décrit en détail dans Rivard et Gavaris (2003); cependant, les points saillants pertinents sont résumés ici. Il suppose que les erreurs d'observation pour les données sur les prises selon l'âge sont négligeables. On suppose que les erreurs d'observation pour les indices d'abondance selon l'âge sont indépendantes et uniformément réparties après l'adoption de logarithmes naturels des valeurs. Aucune observation pour les indices d'abondance n'a été traitée comme des données manquantes, car le logarithme de zéro n'est pas défini.

Le cadre adaptatif réduit au minimum la fonction objective décrite dans Rivard et Gavaris (2003) :

$$\sum_{s,a,t} \left(\ln I_{s,a,t} - (\hat{\kappa}_{s,a} + v_{a,t}) \right)^2$$

où s fait référence au relevé ou aux CPUE, à l'âge a durant l'année t et les paramètres estimés sont :

$v_{a,t} = \ln(N_{a,t})$ pour les survivants estimés à l'âge a et à l'année t

$\kappa_{s,a} = \ln(q_{s,a})$ pour chaque indice propre à l'âge, s

Les extrants sont fournis sous forme d'estimations de début d'année (2020,0 = 1^{er} janvier 2020), mais on suppose que les indices de réglage et les prises se produiront à la mi-année (2020,5 = 1^{er} juin 2020). La différence observée tout au long de l'année (Δt) s'explique par ce qui suit :

$$N_{a+\Delta t, t+\Delta t} = N_{a,t} e^{-(F_{a,t}+M_{a,t})\Delta t}$$

La formulation propre à la goberge du modèle A suivait de près l'établissement des APV de 2011 (annexe 4A de Porter et Docherty 2011). Dans la première partie de la série chronologique (1982 à 1993), la F de l'année terminale a été calculée en fonction de la moyenne pondérée par le nombre des trois âges précédents ($F_{12} = F_{9_10_11}$). L'abondance à l'âge 13 s'est vu attribuer une petite valeur (1) pour les années 1995 à 2010, ce qui a été jugé approprié compte tenu de la disparition des poissons plus âgés de la population pendant cette période. Depuis 2010, la fourchette d'âge du relevé et des prises commerciales selon l'âge a augmenté (Figure 1, Figure 19). Afin d'éviter une déflation artificielle de la population en établissant l'abondance à l'âge 13 à un niveau bas, on a paramétré la période récente en supposant que F pour l'âge le plus avancé était égal à la moyenne pondérée par le nombre des deux années précédentes, semblable à la période de 1982 à 1993.

Enfin, au cours de l'année terminale pour l'APV de 2011, l'abondance a été estimée pour les âges 3 à 8, mais a été fixée à 1 pour les âges 10 à 12. En 2010, on a jugé qu'il était approprié d'établir l'abondance à un faible niveau chez les poissons plus âgés, car ces derniers étaient absents du relevé et des prises de pêche, mais l'application de la même approche à l'année terminale de l'APV de 2020 est problématique, car les poissons plus âgés sont apparus dans le relevé et dans les prises de pêche au cours des dernières années. Afin d'éviter une déflation artificielle de la population et de forcer le modèle à être incompatible avec l'indice d'ajustement du relevé au cours des dernières années, l'abondance selon l'âge a été estimée pour les âges 3 à 9 dans l'année terminale et établie comme la moyenne des trois années précédentes pour les âges 10 à 12 (2020,67). L'abondance à l'âge 2 au cours de l'année terminale a été établie comme la moyenne des trois années précédentes, bien que ce nombre n'ait pas une grande incidence sur le modèle de population.

Extrants

L'ajustement du modèle A aux indices du relevé de recherche estival et aux indices de réglage des CPUE est indiqué dans la Figure 20 et la Figure 21. Comparativement au relevé de recherche estival, le modèle a tendance à surestimer la plupart des âges au début de la série chronologique (1984-1987) et de nouveau de 1997 à 2002, suivi d'un bloc de résidus positifs pour la plupart des âges de 2006 à 2009 (Figure 20, Figure 22, Tableau 6). La surestimation de l'abondance selon l'âge tôt dans la série chronologique est également évidente lorsqu'on examine les résidus des CPUE (Figure 21, Figure 23, Tableau 6), ce qui laisse entendre que cette tendance était probablement attribuable aux prises commerciales selon l'âge. Les profils résiduels observés dans le modèle A (Figure 22) correspondent à ceux de l'exécution du modèle de 2010 (Porter et Docherty 2010, annexe 4a, Figure 24) et d'une exécution antérieure du modèle de 2006 (Stone *et al.* 2006, Figure 22), indiquant que ceux-ci étaient jugés acceptables pour ce modèle dans le passé.

Les statistiques résiduelles sommaires de ce modèle sont présentées dans le tableau 7, avec des valeurs distinctes déclarées pour chaque indice de réglage. Un bon ajustement du modèle est caractérisé par un ESRN proche de 1, une somme résiduelle proche de 0 et une faible

moyenne de la somme des carrés des résidus. Dans le cas du modèle A, l'ESRN et la somme des résidus sont supérieurs à 3 pour le relevé de recherche et légèrement inférieurs à 0 pour l'indice de CPUE.

Les principaux résultats du recrutement (Rec2), de F et de la BSR de ce modèle sont présentés dans la Figure 25. La BSR est calculée en multipliant l'abondance selon l'âge estimée par le modèle au début de l'année par le poids empirique selon l'âge au début de l'année, et en additionnant les âges 4 et plus. En général, le modèle A montre une diminution de la biomasse par rapport à un sommet atteint à la fin des années 1980 et tout au long des années 1990, la biomasse oscillant autour de 10 000 tm depuis 2007 (Figure 25). Il est à noter que la diminution récente du poids empirique selon l'âge observée dans le cadre du relevé et des prises de pêche se traduit par une légère diminution de la biomasse au cours des dernières années, malgré la présence d'une classe d'âge relativement forte dans la population (Figure 26). De plus, l'abondance selon l'âge pour la population qui en résulte montre des classes d'âge très fortes en 1979 et 1980 (Figure 26) qui sont principalement à l'origine de l'augmentation de la BSR à la fin des années 1980 (Figure 25). Les discussions avec les pêcheurs actifs pendant cette période ont confirmé la présence de très grandes classes d'âge à la fin des années 1970.

Les résultats de la F selon l'âge du modèle A montrent une F anormalement élevée chez les personnes plus âgées en 2012, 2013 et 2018, causée par la présence de poissons âgés de 13 ans dans les prises selon l'âge de la pêche au cours de ces années (Figure 26). La sélectivité des relevés fondée sur le modèle A continue de montrer que les poissons sont entièrement sélectionnés pour le relevé à l'âge 8, ce qui est semblable au résultat de l'exécution de 2011 et continue d'être incompatible avec les estimations de la courbe de sélectivité indépendante du modèle pour le relevé (Figure 24).

Les paramètres estimés par le modèle A renvoient à la capturabilité (q) de l'indice du relevé de recherche estival en supposant une relation proportionnelle (tableau 8) et q et α pour l'indice des CPUE, ce qui suppose un rapport de force (Tableau 9). Bien que les paramètres estimés dans le modèle A pour l'indice du relevé de recherche estival montrent un niveau acceptable d'erreur relative et de biais, ceux qui sont attribués à l'indice des CPUE indiquent un niveau élevé d'erreur relative (> 50 % pour tous les âges) et de biais relatif (> 0,5 pour tous les âges sauf l'âge 8). Ce n'est pas clair si ce faible rendement a fait l'objet d'une discussion dans cadre de 2004 ou de l'ESG de 2011, mais étant donné le rendement semblable du modèle A pour tous les autres indicateurs par rapport au modèle exécuté pour ces deux processus, ces problèmes étaient probablement présents lors de l'exécution de 2011 et ne sont pas le résultat de la mise à jour des données.

MODÈLE B – EXCLUSION DES CPUE

Paramétrages

Le paramétrage du modèle B est une progression par étapes à partir du modèle A, mais exclut l'indice des CPUE. L'indice des CPUE a été inclus dans les cadres de 2000 et de 2004, car il devait atténuer les effets de l'année du relevé de recherche estival (Stephenson 2004). Dans les évaluations subséquentes, toutefois, l'indice des CPUE n'a pas été mis à jour après 2004 en fonction des commentaires des intervenants au sujet des changements importants dans la pêche, particulièrement le quota restrictif pendant cette période (Stone *et al.* 2006). Les intrants pour le modèle B sont les suivants :

$C_{a,t}$ = prises selon l'âge de la pêche commerciale pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1982-2020$, où t représente l'année au cours de laquelle la prise a été effectuée.

$I_{1,a,t}$ = indices de relevé pour les âges $a = 3$ à 8 , et la période $t = 1984,5, 1987,5\dots 2019,5 2020,5$.

Les détails de la formulation en ce qui concerne la M et les hypothèses sur l'abondance des poissons plus âgés et la F des poissons plus âgés correspondent à ceux du modèle A.

MODÈLE C – EXPANSION DES INDICES DU RELEVÉ AUX ÂGES 2 À 13

Paramétrages

Le paramétrage du modèle C est une progression par étapes à partir du modèle B, mais élargit la plage d'âges dans l'indice du relevé de recherche estival des âges 3 à 8 aux âges 2 à 13. La décision initiale de restreindre la fourchette d'âge a été prise en réponse à l'incertitude au sujet de la sélectivité du relevé pour les poissons plus âgés (Stephenson 2004), car les poissons plus âgés ont disparu des prises selon l'âge du relevé à la fin des années 1990 et au début des années 2000 (Figure 19). Au cours des dernières années, cependant, la structure par âge des indices de relevé s'est élargie, ce qui indique que la disparition des poissons n'est peut-être pas liée à la sélectivité des relevés, mais qu'elle reflète les tendances dans la population. Par conséquent, les intrants pour le modèle C sont les suivants :

$C_{a,t}$ = prises selon l'âge de la pêche commerciale pour les âges $a = 2$ à 13 , et la période $t = 1982-2020$, où t représente l'année au cours de laquelle la prise a été effectuée.

$I_{1,a,t}$ = indices de relevé pour les âges $a = 2$ à 13 , et la période $t = 1984,5, 1987,5\dots 2019,5 2020,5$.

Avec l'inclusion d'âges supplémentaires, il faut déterminer le lien entre la sélectivité du relevé et les divers âges supplémentaires (c.-à-d. 2 et 9 à 13). Dans les approches précédentes, la sélectivité de chaque âge entre 3 et 8 était considérée indépendante des âges adjacents. Dans le cadre adaptatif, il est possible de relier plusieurs âges ensemble, ce qui impose une sélectivité commune entre eux et une sélectivité à sommet plat pour un indice de réglage (Rivard et Gavaris 2003).

La capturabilité est déterminée par la présence de poissons sur le chemin du chalut et la capacité des engins de relevé à les capturer. Une courbe de sélectivité à sommet plat suppose que des poissons plus gros sont disponibles pour l'engin du relevé et qu'ils sont retenus par celui-ci lorsqu'ils sont d'une certaine taille, tandis qu'une sélectivité en forme de dôme suppose que les poissons plus gros ne sont pas disponibles pour l'engin de relevé (p. ex., ils se déplacent plus haut dans la colonne d'eau) ou l'engin de relevé est moins efficace pour les retenir que pour retenir les petits poissons (p. ex., les gros poissons sortent du filet). L'absence d'un indice de réglage pour les âges 9 à 13 dans l'APV de 2011 établit conceptuellement une sélectivité très nette en forme de dôme pour les âges 9 et plus (Figure 27), la dynamique de la population pour les poissons plus âgés étant alimentée par la pêche commerciale et la dynamique du système selon les estimations pour les âges 3 à 8. La réapparition de poissons plus âgés dans les prises des relevés au cours des dernières années donne plus de crédibilité à une courbe de sélectivité à sommet plat dans le relevé, et l'inclusion d'indices de relevé pour les âges 9 à 13 permet de mettre cette hypothèse à l'essai dans le modèle C.

Le paramétrage de la sélectivité pour le modèle C comprend une sélectivité de 1 pour les âges 8 à 13, ce qui oblige à utiliser une courbe à sommet plat dans l'exécution de base du modèle C. La sélectivité pour les âges 2 à 7 a été estimée pour chaque âge. Un modèle de sensibilité supplémentaire permettant à la sélectivité pour les âges 8 à 13 de varier de façon indépendante pour chaque âge a été exécuté à des fins exploratoires (modèle C – sensibilité). L'inclusion des poissons plus âgés dans les indices de réglage introduit de nombreux zéros

dans l'indice de réglage, en particulier à la fin des années 1990 et au début des années 2000. Le cadre adaptatif traite les zéros dans les observations pour les indices d'abondance comme des valeurs manquantes, car le logarithme de zéro n'est pas défini.

Tous les autres détails de la formulation du modèle en ce qui a trait aux hypothèses de mortalité et d'abondance pour les poissons plus âgés reflètent ceux du modèle B.

MODÈLE D – INCLUSION DE L'INDICE ACOUSTIQUE

Paramétrages

Le modèle D est une progression par étapes à partir du modèle C, qui introduit l'indice acoustique comme deuxième indice de réglage dans le modèle de population. À l'heure actuelle, l'indice acoustique ne couvre entièrement la zone de la composante Ouest qu'en 2012 et de 2016 à 2020; son incidence devrait donc se limiter à la dernière partie de la série chronologique. L'indice acoustique suit l'indice du chalut de fond la plupart des années, et seulement 2020 montre une divergence (Figure 28).

Afin d'intégrer l'indice acoustique, la biomasse totale a été désagrégée en un indice de biomasse selon l'âge en appliquant la fréquence de longueur appropriée pour chaque trait (Tableau 10). À mesure que la méthodologie acoustique des relevés évolue et que la capacité de différencier les bancs selon leur taille s'améliore, une méthode plus précise peut être appliquée (A. Debertin, comm. pers.) Les intrants pour le modèle D sont les suivants :

$C_{a,t}$ = prises selon l'âge de la pêche commerciale pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1982-2020$, où t représente l'année au cours de laquelle la prise a été effectuée.

$I_{1,a,t}$ = indices d'abondance des relevés au chalut pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1984,5, 1987,5... 2019,5 2020,5$.

$I_{2,a,t}$ = indices acoustiques de la biomasse des relevés pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 2012,5, 2016,5... 2019,5 2020,5$.

$W_{a,t}$ = poids selon l'âge des relevés pour les âges $a=2$ à 13, et la période $t=2012,5, 2016,5... 2019,5 2020,5$ pour accompagner l'indice de biomasse $I_{2,a,t}$.

Au départ, la sélectivité de l'indice acoustique (I_2) pouvait varier entre les âges, et on a estimé qu'elle était de plus de 95 % à l'âge 5. Cet âge est nettement inférieur à la sélectivité estimée de l'indice de chalutage des relevés de recherche, qui atteint une sélectivité de plus de 95 % à l'âge 8. Les estimations de q pour l'indice acoustique sont fondées sur six années de données, ce qui se reflète dans l'erreur relative élevée des estimations (tableau 8). La précision et l'exactitude de ces estimations devraient s'améliorer avec les années supplémentaires de données. En supposant que la tendance de la sélectivité selon l'âge ne soit pas uniquement fonction de la petite taille de l'échantillon, la sélectivité complète chez les plus jeunes goberges est appropriée pour un indice acoustique, car il n'y a pas de filet qui empêche les poissons de toutes tailles d'être capturés, et la disponibilité des poissons pour les capteurs acoustiques n'est pas non plus affectée par l'emplacement des poissons dans la colonne d'eau. La faible sélectivité des engins acoustiques pour les jeunes poissons (c.-à-d. âges 2 et 3) est également plausible, car les jeunes poissons peuvent rester dans des eaux moins profondes près de la rive, où le relevé de recherche estival ne fait pas d'échantillonnage. Étant donné le niveau élevé d'incertitude et la faible taille de l'échantillon des indices de relevés acoustiques, la sélectivité a été fixée pour les âges 5 à 13.

Tous les autres détails de la formulation du modèle en ce qui a trait aux hypothèses de mortalité et d'abondance pour les poissons plus âgés reflètent ceux du modèle C.

MODÈLE E – INCLUSION DE L'EBG

Paramétrages

Tous les modèles précédents avec un indice de réglage des relevés reposaient sur un nombre moyen par trait selon l'âge dérivé des strates de l'unité statistique du MPO et des divisions 4Xopqrs5Y de l'OPANO. Le modèle E utilise une abondance relative selon l'âge pour toute la composante Ouest et comprend les indices d'abondance simulés sur l'EBG (voir la section Données d'entrée du modèle/indices d'abondance du relevé/indice de l'est du banc de Georges). Les intrants pour le modèle E sont les suivants :

$C_{a,t}$ = prises selon l'âge de la pêche commerciale pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1982-2020$, où t représente l'année au cours de laquelle la prise a été effectuée.

$I_{1,a,t}$ = indices d'abondance des relevés au chalut pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1984,5, 1987,5... 2019,5 2020,5$.

$I_{2,a,t}$ = indices acoustiques de la biomasse des relevés pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 2012,5, 2016,5... 2019,5 2020,5$.

$W_{a,t}$ = poids selon l'âge des relevés pour les âges $a=2$ à 13, et la période $t=2012,5, 2016,5... 2019,5 2020,5$ pour accompagner l'indice de biomasse $I_{2,a,t}$.

Pour faciliter l'interprétation de l'ajustement résiduel du modèle E, on a exécuté une deuxième version du modèle D qui utilisait une abondance totale plutôt que le nombre moyen par trait. La variation du nombre d'unités a eu une incidence minimale sur l'ajustement global du modèle, car les résidus utilisés dans le calcul sont normalisés (tableau 7).

Toutes les autres spécifications du modèle demeurent les mêmes que celles du modèle D.

MODÈLE F – MORTALITÉ NATURELLE VARIABLE DANS LE TEMPS

Paramétrages

Le paramétrage du modèle F est une progression graduelle par rapport au modèle E, mais s'éloigne de l'hypothèse d'une M stationnaire qui a été établie dans le cadre de 2004 (Stephenson 2004). Un examen des estimations indépendantes du modèle pour la Z de la goberge de la composante Ouest a indiqué qu'une méthode a montré une diminution de la Z pour les âges 5 à 7 au cours des années 2000 et un retour à des niveaux plus élevés tout au long des années 2010 (Figure 29). Les prélèvements des pêches dans la goberge de la composante Ouest ont été relativement constants au cours de chaque décennie, ce qui a donné lieu à une tendance généralement stable pour la F relative (Figure 30), ce qui suppose un changement possible de M pour ce groupe d'âge vers 2000 et de nouveau vers 2010.

Il est difficile de calculer de façon empirique la mortalité totale pour les poissons plus âgés (8 à 13 ans) en raison de la présence intermittente des poissons âgés dans les prises selon l'âge du relevé, particulièrement au cours des années 2000 (Figure 19, Figure 29). La présence de poissons plus âgés dans la période antérieure, leur disparition à la fin des années 1990 et 2000, et leur réapparition au cours de la décennie la plus récente impliquent des changements semblables de la Z ayant une incidence sur ce groupe d'âge. Ce raisonnement est confondu avec l'ajout de l'indice simulé de l'EBG dans les prises du relevé, ce qui montre que des poissons plus âgés ont été trouvés de façon plus persistante dans les prises du relevé de l'EBG pendant cette période (Figure 13). La nature simulée de l'indice, cependant, introduit un niveau d'incertitude dans le caractère stationnaire de Z au fil du temps. Étant donné qu'un cadre d'ESG

peut fonctionner avec plusieurs scénarios de recharge tout aussi plausibles de la dynamique des stocks, les deux hypothèses sont examinées dans le cadre du paramétrage du modèle F.

Les estimations de Z fondées sur des relevés pour les poissons plus jeunes (âges 2 à 4) montrent un écart élevé et aucune tendance évidente au fil du temps, ce qui ne fournit aucune preuve d'un changement dans la M au fil du temps (Figure 29); cependant, la faible sélectivité dans la pêche et le relevé de ces poissons peuvent empêcher la détection d'une tendance. Les modèles de sensibilité, où la Z a été estimée à un (1994-2020), deux (1994-2010, 2011-2020) ou trois (1994-2000, 2001-2010, 2011-2020) blocs pour les âges 2 à 4, ont indiqué d'importantes valeurs d'erreur relative dans ces estimations (> 50 %, Tableau 11) et ne devraient pas être estimées séparément.

Bien qu'ADAPT soit capable d'estimer la M en blocs d'âges et d'années, il n'est pas possible d'estimer une plage complète de M variable au fil du temps pour tous les âges et toutes les années, puisqu'au moins un bloc d'âges doit être corrigé (Rivard et Stratis 2003). De plus, le bloc de M fixe doit inclure les cohortes dont l'information était incomplète au début de la série chronologique (c.-à-d. les cohortes 1967 à 1979), sinon l'APV ne converge pas (Rivard et Stratis 2003).

L'hypothèse de $M=0,2$ est largement répartie entre les stocks et les espèces dans le nord-ouest de l'Atlantique et est souvent considérée comme une valeur de repli pour M en l'absence d'information (Thorson *et al.* 2017). Ce n'est pas clair quel fondement biologique existe pour cette hypothèse, en particulier pour la goberge de la composante Ouest, outre son application historique. À titre d'essai, on a mis sur pied un modèle où la M était estimée comme bloc de la cohorte de 1980 jusqu'à l'année 1994, lorsque des changements étendus dans l'écosystème local ont été précipités par l'effondrement des stocks de morue dans la zone. Ce modèle de sensibilité a estimé une M de 0,276 pour tous les âges avant 1994, avec une erreur relative de 0,337 et un biais négligeable (< 0,01), ce qui implique un niveau acceptable de précision pour cette estimation et un soutien pour l'hypothèse de 0,2 avant 1994.

Compte tenu de l'incertitude entourant le caractère stationnaire de la M depuis 1994, plusieurs paramétrages ont été établis. La première a supposé une M stationnaire depuis 1994 et a estimé la M comme bloc unique pour tous les âges depuis 1994 (Mstat). Étant donné que les tendances de la F et de la Z relatives supposaient la non-stationnarité, la M a également été estimée en trois, quatre ou six blocs (Figure 31). Le modèle à trois blocs a estimé la M pour tous les âges (2 à 13) pour trois périodes (1994 à 2000, 2001 à 2010, 2011 à 2020); les quatre blocs ont fait la même chose pour les âges 5 et plus, mais ont établi la M à 0,2 pour les âges 2 à 4 depuis 1994. Et le modèle à six blocs a estimé la M pour les âges 2 à 7 et 8 à 13 regroupés au cours des trois mêmes périodes (Figure 31). Compte tenu de l'importante erreur d'observation et des effets de l'année dans les données du relevé de recherche estival de la goberge, on a examiné une marche aléatoire de la M, mais on ne l'a pas envisagée comme solution de recharge viable.

Tous les autres intrants, paramétrages et hypothèses pour le modèle F (c.-à-d. l'hypothèse sur l'abondance selon l'âge terminal et la F des poissons les plus âgés est demeurée conforme au modèle E.

Extrants

Le tableau 7 résume le rendement global des quatre versions du modèle F. En général, l'ajout de flexibilité dans le paramètre M améliore considérablement l'écart standardisé des résultats normalisés (ESRN) et les mesures de la somme des résidus bruts (SumResid), mais laisse relativement inchangée la somme moyenne des carrés des résidus. Le fait de permettre un changement de M au fil du temps entraîne un équilibre entre les résidus positifs et négatifs pour

le relevé de recherche estival; cependant, l'ampleur globale de l'écart prévu par rapport à l'observation demeure la même. Bien que le fait d'autoriser un changement de M rapproche la mesure de l'ESRN de la valeur généralement acceptable de 1, les deux grands blocs de résidus pour la plupart des âges entre 1997 et 2010 persistent même dans le paramétrage le plus souple de M (Figure 32).

Il est difficile de différencier les différents scénarios de M . Les modèles plus souples s'adaptent mieux aux données lorsqu'on tient compte des résidus normalisés; cependant, à mesure que le nombre de blocs de M augmente, la précision de l'estimation de M diminue. (Tableau 12).

Les quatre versions du modèle F montrent que la M a augmenté après 1994, surtout chez les poissons plus âgés (âges 8 à 13, Tableau 12). Entre 2000 et 2010, les estimations de M semblent rester généralement stationnaires pour les poissons plus jeunes (âges 2 à 7), mais elles ont diminué pour les poissons plus âgés (âges 8 et plus), bien que la simulation concernant les poissons plus âgés de l'EBG contribue probablement au déclin de la M . Au cours de la décennie la plus récente, la M a diminué davantage au fil des âges, avec la baisse probablement entraînée par une diminution de la M chez les poissons plus âgés, à mesure que les poissons âgés réapparaissent dans la pêche et dans les prises des relevés de recherche d'été au cours des dernières années (Tableau 5, Figure 1, Figure 19). Malgré une variété de formulations de M qui fournissent des estimations différentes de la M , les tendances ci-dessus sont évidentes pour l'ensemble des quatre formulations, ce qui fait du choix final du modèle un compromis entre la flexibilité du modèle en ce qui concerne le suivi des changements dans la M , et la stabilité du modèle qui évite de confondre l'erreur d'observation avec un changement dans la dynamique des populations. Une diminution de la M après 2010 ne concorde pas avec l'analyse fondée sur la courbe des prises, qui a montré que la Z augmentait alors que la F relative demeurerait inchangée. L'incohérence entre l'analyse de la courbe des prises et celle de Sinclair Z pourrait indiquer un problème avec l'une de ces méthodes ou la contribution croissante des prises dans l'EBG à l'indice de population au cours des dernières années, ce qui n'est pas pris en compte dans l'estimation de la Z .

Les courbes de sélectivité (Figure 33) et les principaux extrants de populations issus de tous les paramétrages du modèle F sont comparables (

Figure 34, Figure 35), le choix du paramétrage M devant principalement avoir une incidence sur les points de référence et le potentiel de rebond du stock en raison de l'hypothèse selon laquelle le niveau terminal de M devrait persister dans l'avenir.

DONNÉES STATISTIQUES DES PRISES SELON L'ÂGE

L'exploration de la dynamique des stocks a été réalisée à l'aide du cadre adaptatif. Malgré plusieurs changements apportés aux données d'entrée et au paramétrage, un certain nombre de caractéristiques ont persisté dans toutes les APV qui découlaient de l'approche de calcul rétrospectif des modèles et de l'hypothèse selon laquelle il n'y avait pas d'erreur sur les prises (p. ex., un niveau élevé de F à l'âge 9 pendant l'année terminale). Compte tenu du comportement caractéristique des modèles de calcul rétrospectif, un modèle de calcul prospectif des prises statistiques selon l'âge (PSSA) a été appliqué à la goberge de la composante Ouest. Au départ, le Woods Hole Assessment Model (WHAM, Stock et Miller 2021) a été envisagé pour la goberge de la composante Ouest; toutefois, l'erreur d'observation dans l'indice de la goberge du relevé de recherche estival a été considérée comme élevée pour le WHAM (Stock et Miller 2021). De plus, des difficultés techniques avec le WHAM ont empêché d'explorer en temps opportun son utilisation pour l'examen de la modélisation de la population.

Ces travaux n'ont pas pu tirer parti des principaux avantages de la capacité du WHAM d'intégrer des covariables environnementales pour cet examen du modèle; cependant, une comparaison entre l'APV et un modèle de calcul prospectif des PSSA qui permet certaines erreurs dans les prises a tout de même été considérée comme bénéfique, et la population a été modélisée dans un programme d'évaluation des stocks (PESA, Miller et Legault 2015). Étant donné les différentes fonctions objectives des deux cadres, on a tenté de générer des diagnostics correspondants fondés sur le résultat des PSSA, mais tous les paramètres n'ont pas pu être comparés directement à l'APV.

Les détails techniques du PESA sont décrits dans Miller et Legault (2015). Par souci de concision, les principales différences entre le PESA et l'APV découlent des calculs prospectifs et rétrospectifs qui font partie intégrante de chaque approche. L'APV suppose que les prises commerciales selon l'âge sont connues sans erreur, repose sur une hypothèse de mortalité par pêche ou d'abondance des poissons à l'âge terminal chaque année et fonctionne indépendamment de toute relation stock-recrutement (RSR). Le PESA peut traiter les erreurs dans les prises commerciales, utilise les prises commerciales selon l'âge comme indice de réglage en plus des relevés, et n'exige aucune connaissance sur la mortalité ou l'abondance à l'âge terminal, mais dépend fortement des connaissances au sujet de la relation stock-recrutement et de la M pour la population. Le compromis entre les hypothèses, les exigences et les forces de ces deux approches devient évident lorsqu'on travaille en tandem sur un même stock.

MODÈLE I – VERSION DU PESA DU MODÈLE E

Paramétrages

Le modèle I est paramétré de manière à recréer les mêmes concepts appliqués au modèle E, mais reproduit dans le cadre du PESA pour mettre en évidence les différences dans la méthodologie. Les intrants pour le modèle I sont les suivants :

$C_{a,t}$ = prises selon l'âge de la pêche commerciale pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1982-2020$, où t représente l'année au cours de laquelle la prise a été effectuée.

$I_{1,a,t}$ = indices d'abondance des relevés au chalut pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1984, 1987... 2019 2020$.

$I_{2,a,t}$ = indices acoustiques de la biomasse des relevés pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 2012, 2016... 2019 2020$.

$W_{a,t}$ = poids selon l'âge des relevés pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1982, 1983... 2019 2020$.

$W_{2,a,t}$ = PSA de début d'année pour les âges $a = 2$ à 13, et la période $t = 1982, 1983... 2019, 2020$.

$M_{a,t}$ = matrice de mortalité naturelle pour les âges $a = 1$ à 13, et la période $t = 1982, 1983... 2019, 2020$.

$Mat_{a,t}$ = matrice de maturité pour les âges $a = 1$ à 13, et la période $t = 1982, 1983... 2019, 2020$.

$Prises_t$ = total des prises commerciales pour la période $t = 1982, 1983... 2019, 2020$.

En plus des matrices ci-dessus, le PESA exige un coefficient de variation (CV) pour la série des prises (0,2), un CV pour le relevé (0,4), la forme de la courbe de sélectivité pour la pêche et le relevé (courbe à sommet plat) et le taux de variation pour la RSR (0,65).

Pour cette application, le cadre du PESA réduit au minimum la fonction objective suivante, telle que décrite dans Miller et Legault (2015) :

$$\text{Fonction objective} = \lambda_1 \cdot \text{Ajustement}_{\text{indice1}} + \lambda_2 \cdot \text{Ajustement}_{\text{indice2}} + \text{Ajustement}_{\text{PESA}}$$

où :

λ_i est un facteur de pondération ou d'importance pour chaque indice, établi à 1 pour le relevé au chalut, l'acoustique des relevés et les indices des prises commerciales selon l'âge.

L'*ajustement* est calculé en supposant une distribution lognormale des erreurs :

$$-\ln(L) = 0.5 \ln(2\pi) + \sum \ln(\text{obs}_i) + \ln(\sigma) + 0.5 \sum \frac{(\ln(\text{obs}_i) - \ln(\text{pred}_i))^2}{\sigma^2}$$

Extrait

Compte tenu des différences dans la fonction objective entre le PESA et l'APV, les comparaisons directes entre les paramètres ADAPT_MSSR et ASAP_ObjFun du tableau 7 ne sont pas appropriées. Cependant, les calculs des paramètres ESRN, SumResid et de la somme moyenne des carrés des résidus (MSSR) entre les deux cadres peuvent être comparés directement, tout en gardant en tête l'ajustement supplémentaire des prises commerciales selon l'âge effectué dans le PESA.

Le modèle I a été paramétré de la façon la plus semblable au modèle E et a un rendement similaire en ce qui concerne les paramètres ESRN, SumResid et MSSR dans le relevé (tableau 7). Cependant, en examinant l'ajustement de l'indice du relevé (Figure 36), certaines différences évidentes ressortent entre les deux modèles paramétrés de façon similaire, qui sont un artefact de leurs cadres respectifs. Par exemple, le lissage de l'indice prévu de l'âge 2 dans le modèle E est fonction de la dépendance du PESA à l'égard d'une RSR, tandis que l'APV n'est pas limité par cette relation et s'adapte mieux à l'indice observé pour l'âge 2 (tableau 13). Cette limite est très apparente chez les plus jeunes pour tous les modèles du PESA, peu importe le paramétrage (tableau 13). Sur le plan temporel, les ajustements des modèles E et I sont semblables, le modèle I ayant également de la difficulté avec un bloc de résidus positifs, suivi d'un bloc de résidus négatifs tout au long des années 2000 (Figure 37), ce qui indique que ce n'est pas une fonction du cadre utilisé. Enfin, le modèle I convient mieux à l'indice acoustique qu'au modèle E (tableau 7), principalement en raison de son meilleur ajustement au point terminal 2020 avec lequel le modèle E a éprouvé des difficultés (Figure 38).

Les extraits du modèle I mettent en évidence la dépendance du PESA à l'hypothèse de la RSR, bien que la tendance globale de la biomasse soit semblable entre le modèle E et le modèle I, tant sur le plan de l'ampleur que de la tendance (Figure 39). La tendance F diffère entre les deux modèles (Figure 39) en raison de l'erreur présumée sur les prises commerciales dans le PESA, éliminant la F élevée à l'âge 9 au cours de l'année terminale caractéristique de tous les modèles d'APV montrés à ce jour (Figure 40) et démontrant que ce n'est pas un signal pour la population qui persiste sur toutes les plateformes. Les courbes de sélectivité du PESA estimées sur les indices de relevé acoustique et de recherche estival au chalut sont plus proches de l'estimation indépendante du modèle, identifiant un autre signal spécifique à la plateforme de l'APV (Figure 41). Les modèles de sensibilité préliminaires sur le taux de variation de la RSR (ou les courbes de sélectivité?) indiquent que la majorité des modèles du PESA avaient une fonction objective plus faible lorsque le taux de variation était établi à environ 0,65 (Tableau 14). Bien que les hypothèses de taux de variation différent (0,2-0,99) aient eu peu d'influence sur l'ajustement global du modèle, on s'attend à ce qu'elles aient un effet sur le

FRMD et sur tout point de référence qui en découle. Cette question est examinée plus en détail dans la section sur les points de référence ci-dessous.

MODÈLE J – VERSION DU PESA DU MODÈLE F

Paramétrages

Le modèle J est considéré comme un équivalent du PESA du modèle F. Étant donné que le PESA ne peut pas estimer librement la M, les matrices des données d'entrée pour la M étaient identiques aux extrants de l'estimation de la M du modèle F, structurés selon les mêmes blocs de temps et d'âge (Figure 31). Par conséquent, le modèle J a les quatre mêmes versions que le modèle F avec un (J_MStat), trois (J_M3B), quatre (J_M4B) et six (J_M6B) modèles de blocs. En plus des matrices de la M, toutes les autres données d'entrée dans les diverses formulations du modèle J sont identiques à celles du modèle I.

Extrant

Les mesures globales pour toutes les versions du modèle J sont résumées dans le tableau 7. Contrairement aux versions de l'APV de l'estimation de plus en plus souple de la M (modèle F, tableau 7), le modèle J ne montre pas une augmentation progressive de l'ajustement du modèle à l'indice du relevé de recherche estival avec une flexibilité accrue autour de la M (modèle J, tableau 7). Cela découle de l'inclusion des signaux provenant des prises selon l'âge de la pêche commerciale dans la fonction objective du PESA, qui continue de contribuer au signal de la population, mais qui n'est pas saisie dans les paramètres résiduels indiqués dans le tableau 7; pour l'APV, la flexibilité croissante de la M permet à la population estimée de suivre le signal dans l'indice de réglage principal (relevé), améliorant progressivement l'ajustement avec plus de flexibilité dans la M. Le seul paramètre du tableau 7 qui englobe l'ajustement aux signaux des prises selon l'âge de la pêche commerciale dans le modèle J est la fonction objective, qui montre que les modèles à trois blocs (J_M3B) et à six blocs (J_M6B) sont légèrement moins bien ajustés que les modèles à M stationnaire depuis 1994 (J_MStat) et les modèles à quatre blocs (J_M4B).

Toutes les versions du modèle J montrent un bloc de résidus de relevé positifs pour les poissons plus âgés; cette tendance n'était pas évidente pour le modèle F (c.-à-d. Figure 42 par rapport à Figure 42). En outre, malgré une pondération égale dans la fonction objective, toutes les versions du modèle J ont un meilleur rendement pour ce qui est de l'ajustement de l'année terminale dans l'indice acoustique que leurs équivalents dans le modèle F, ce qui laisse supposer un accord entre l'indice acoustique et les prises selon l'âge de la pêche commerciale.

Les extrants de toutes les versions du modèle J sont relativement semblables (p. ex., Figure 44, Figure 45, Figure 46), et les diverses versions des blocs de M devraient avoir une incidence sur les points de référence puisque le niveau terminal de la M modifie la résilience prévue du stock dans l'avenir. Les graphiques de résidus complets sont uniquement fournis pour le modèle J_M4B, qui est le modèle final sélectionné (Figure 47, Figure 48, Figure 49).

ANALYSE RÉTROSPECTIVE

Des analyses rétrospectives approfondies ont été effectuées pour les modèles I et J, car le PESA a une approche très intuitive et conviviale à l'égard des analyses rétrospectives successives. Les données obtenues ont été utilisées pour calculer les valeurs annuelles du rho de Mohn, en comparant la valeur de F et de la BSR générées dans chaque dans la dernière version de 2020. Le rho de Mohn est un outil couramment utilisé dans l'évaluation du CIEM et du NMFS pour tenir compte des tendances rétrospectives dans la prestation d'avis

scientifiques. Dans le cadre actuel, le rho de Mohn est utilisé comme simulation de crise pour étudier le rendement du modèle plutôt que comme solution à un problème rétrospectif.

La période généralement acceptée pour le nombre d'analyses à inclure dans le calcul d'un rho de Mohn varie de cinq (CIEM) à sept (NMFS), bien que les travaux de simulation de Miller et Legault (2017) aient reconnu que la valeur moyenne du rho de Mohn se stabilise après cinq ans. Une valeur autre que zéro du rho de Mohn peut se produire pour diverses raisons, bien que des valeurs plus élevées soient généralement associées à des erreurs de spécification du modèle (Hurtado-Ferro *et al.* 2017). Hurtado-Ferro *et al.* (2017) ont également posé comme hypothèse qu'une analyse sur 5 ans fondée sur la biomasse dont les valeurs du rho de Mohn sont inférieures à -0,15 et supérieures à 0,2 indique qu'il y a lieu de s'inquiéter pour les espèces ayant une longue durée de vie. Enfin, l'orientation du rho de Mohn a également une incidence sur l'interprétation, car le rho de Mohn positif pour la BSR et le rho de Mohn négatif pour la F posent un risque plus élevé en ce qui concerne la surpêche.

L'analyse sur cinq et sept ans pour les modèles I et J est indiquée dans le Tableau 15. Seuls les modèles I, J_M3B et J_M4B ont un niveau acceptable de rho de Mohn pour la BSR pour les analyses sur cinq ans et sept ans. Le rendement du modèle pour la F est pire, seul le modèle J_M4B demeurant dans la plage prescrite pour la F pour les analyses sur cinq et sept ans. Bien que le rho de Mohn pour la F du modèle I dépasse la valeur prescrite (0,2), son orientation montre qu'il ne posera pas de risque pour la conservation (Tableau 15).

Étant donné que la valeur globale du rho de Mohn est une moyenne sur un certain nombre d'années, ces valeurs annuelles du rho de Mohn peuvent être examinées pour mieux comprendre pourquoi certains modèles réussissent ou échouent. Une visualisation des sept valeurs annuelles du rho de Mohn pour chaque modèle montre que les modèles J_MStat et J_M6B ont probablement échoué en raison des valeurs extrêmes dans l'analyse 5 (Figure 50). Bien que le modèle I présente également ce problème dans l'analyse 5, les valeurs du rho de Mohn adjacentes l'équilibrent dans la moyenne globale, en particulier pour la BSR. Le modèle J_M4B surpasse les autres dans les moyennes sur cinq et sept ans (Tableau 15), et ce, au moyen de valeurs constamment acceptables, plutôt que de grands extrêmes qui s'équilibrent les uns les autres (Figure 50).

SÉLECTION DU MODÈLE

Le modèle J_M4B était le modèle de population proposé accepté qui a été jugé approprié pour la goberge de la composante Ouest, et le modèle I a été suggéré comme modèle de sensibilité à l'hypothèse d'une M variable. En outre, on a demandé des modèles de sensibilité examinant l'incidence d'une sélectivité en forme de dôme sur les relevés.

Les modèles fondés sur l'APV dont il a été question (modèles A à F) ont tous montré des amplitudes de F trop grandes pour être réalistes, dépassant souvent 1, ainsi que des courbes de sélectivité des relevés qui n'étaient pas appuyées par des observations indépendantes du modèle (Figure 51). Ces deux éléments semblaient caractéristiques de la plateforme de l'APV plutôt que du paramétrage, car les modèles comparables des PSSA ne montraient aucun de ces effets. En outre, le réglage des PSSA en fonction des indices indépendants des pêches ainsi que des prises des pêches était considéré comme une caractéristique souhaitable pour un stock dont le niveau d'incertitude relativement élevé est associé au principal indice d'ajustement indépendant des pêches. Par conséquent, les modèles A à F n'ont pas été pris en considération comme des candidats viables.

Le choix entre les divers modèles des PSSA a été fait en fonction de l'ajustement des données, du rendement du modèle et de la cohérence avec les observations indépendantes du modèle.

-
1. Fonction objective : Le modèle J_M4B avait une fonction objective beaucoup plus faible que les quatre autres, ce qui incluait les ajustements aux relevés et aux prises commerciales; la fonction objective du modèle I était la deuxième plus faible.
 2. Rétrospective : Le modèle J_M4B a surpassé tous les autres modèles en ce qui a trait à l'analyse pluriannuelle et annuelle du rho de Mohn, étant le seul modèle qui affichait des niveaux acceptables de rho de Mohn pour la BSR et la F. Le modèle I indiquait un niveau acceptable de rho de Mohn pour la BSR seulement, et il a obtenu un rendement supérieur à celui d'un autre modèle dans l'analyse pluriannuelle. Cependant, le profil rétrospectif notable de la F présent pour le modèle I ne posait pas de risque pour la conservation en raison de son orientation.
 3. Observations indépendantes du modèle : Le modèle J_M4B représentait un scénario dans lequel la M changeait, ce qui était conforme aux observations indépendantes du modèle. Le modèle I a fourni un scénario de sensibilité avec une M invariable, ce qui correspondait à la majorité des MO au cours de l'ESG de 2011. Les deux modèles étaient également d'accord avec les tendances indépendantes du modèle en ce qui a trait à la F relative, bien que le modèle I ait affiché une corrélation plus élevée au cours de la période récente (R^2 de 0,737 pour 1994-2020 par rapport à $R^2 = 0,479$ pour 1994-2020, Figure 52); il s'agit de la seule lacune notable du modèle J_M4B.

Au cours des discussions sur le rendement du modèle, il a été suggéré que l'enquête sur les QIT pourrait être utilisée pour ancrer dans la réalité de terrain les signaux de recrutement provenant des modèles sélectionnés. L'enquête sur les QIT peut fournir un indice de recrutement indépendant du modèle, car il a été conçu pour relever les zones côtières manquées lors du relevé de recherche estival et on sait que les petites goberges se regroupent plus près de la rive. Étant donné que l'âge des poissons de l'enquête sur les QIT n'avait pas été déterminé, un seuil fondé sur la longueur a été appliqué (30 et 44 cm), bien que cela entraîne par inadvertance l'atténuation des âges adjacents dans l'indice approximatif de l'âge 2. Étant donné que l'enquête sur les QIT a eu lieu pendant les mois d'été (juin à juillet) et que les indices modélisés de l'âge 2 représentent les poissons en début d'année (janvier), cette plage de longueur a été choisie pour tenir compte des six mois de croissance des poissons d'âge 2 (Figure 53). Après avoir normalisé les trois indices selon leurs moyennes respectives pendant la période de chevauchement, on s'entend généralement sur la tendance du recrutement entre les deux modèles choisis et un indice d'enquête sur les QIT indépendant du modèle (Figure 54). Le relevé au chalut du homard côtier (RCHC) couvre une zone spatiale semblable au cours des dernières années (1995 à aujourd'hui), mais il faudrait plus de temps et de ressources pour générer un indice de recrutement similaire (comm. pers., A. Cook, Direction des sciences du MPO).

MODÈLE OPÉRATIONNEL ET DONNÉES D'ENTRÉE DES PROJECTIONS

MORTALITÉ NATURELLE

En 2011, on a supposé que la M de l'année terminale du modèle (c.-à-d. 2010) se poursuivrait dans l'avenir. Il n'y a aucune raison de s'écarter de cette hypothèse pour l'ESG actuelle, puisque la M de l'année terminale en cours devrait se poursuivre dans l'avenir.

SÉLECTIVITÉ DES PÊCHES/RECRUTEMENT PARTIEL

On suppose que la sélectivité des pêches, aussi appelée recrutement partiel (RP), est sans importance puisqu'il n'y a aucune preuve empirique de l'existence de poissons plus âgés qui ne sont pas disponibles pour la pêche. Cette approche est conforme à l'ensemble de référence des

modèles utilisés dans l'ESG de 2011, lorsque plusieurs analyses de sensibilité utilisant la sélectivité en forme de dôme sont arrivées à la même conclusion (Porter et Docherty 2011).

Le traitement de la sélectivité dans les projections de l'ESG actuelle diffère de l'ESG de 2011. Selon la formulation disponible des MO de référence de l'ESG de 2011, la sélectivité des pêches pour les années projetées a été appliquée par échantillonnage aléatoire d'un ensemble de vecteurs annuels de sélectivité des pêches de 2000 à 2009 (Porter et Docherty 2011). Dans le cas des PSSA, le modèle produit une seule courbe de sélectivité pour toutes les années historiques, qui sera appliquée à la période projetée.

SÉLECTIVITÉ DU RELEVÉ

L'ESG de 2011 a calculé la sélectivité projetée du relevé en fonction des résultats q de l'APV, tout en supposant également une sélectivité de 0 pour les âges 9 et plus (Rademeyer et Butterworth 2011). Cette méthode d'utilisation d'un q généré par le modèle pour dériver la sélectivité est généralement défendable, mais l'hypothèse d'une sélectivité en forme de dôme semblait déterminée exclusivement par l'utilisation des âges 3 à 8 pour les indices d'abondance du relevé, et non par l'absence perçue de poissons plus âgés dans les relevés au chalut de fond. De plus, la sélectivité du relevé par rapport à l'APV de 2011 différait considérablement de l'estimation empirique (Figure 27); un problème qui a été résolu dans les modèles des PSSA. Par conséquent, la période projetée utilisera la même sélectivité de relevé que les années historiques.

D'après les travaux sur l'indice des relevés dans l'EBG (5Z), des poissons plus âgés sont présents sur l'EBG au printemps, bien qu'ils soient absents de 4X5Y en été. Cela porte à croire que la sélectivité en forme de dôme pourrait être appropriée pour un indice de relevé de recherche estival fondé uniquement sur les strates 4X5Y. En générant l'indice historique de l'EBG pour l'été, l'utilisation de la fréquence des longueurs au printemps dans l'EBG a introduit les poissons plus âgés dans l'indice du relevé de recherche estival (Figure 13), annulant ainsi la nécessité d'une sélectivité en forme de dôme dans la série chronologique historique. Si le relevé de recherche estival continue d'échantillonner toutes les strates de l'EBG, l'hypothèse de la sélectivité à sommet plat pour le relevé dans les projections demeure appropriée; toutefois, si la couverture du relevé de recherche estival est limitée aux strates 4X5Y seulement, la sélectivité devrait être concentrée sur les poissons plus âgés.

PROPORTIONNALITÉ DU RELEVÉ

Au cours de l'ESG de 2011, la relation entre le relevé et l'abondance de la population a été jugée proportionnelle, tout comme une certaine erreur d'observation présente au cours d'une année donnée (Porter et Docherty 2011). Cette hypothèse est toujours considérée comme appropriée et sera appliquée de nouveau dans l'ESG de 2022.

MATURITÉ

Comme nous l'avons vu ci-dessus, aucune preuve d'un changement de maturité n'a été relevée dans la série chronologique historique (1982 à 2020), et on ne s'attend pas non plus à un changement dans les projections. Cela est conforme à l'hypothèse de maturité (4+) faite au cours de l'ESG de 2011 (Rademeyer et Butterworth 2011).

CROISSANCE ET POIDS SELON L'ÂGE

Compte tenu des changements historiques dans la LSA et le PSA au fil du temps (Andrushchenko *et al.* 2025), il faut tenir compte de leur utilisation dans les projections de l'ESG actuelle. Les données présentées dans Andrushchenko *et al.* (2025) propose trois scénarios de

croissance historique, soit : une forte croissance pour les cohortes antérieures à la cohorte de 1982; une croissance moyenne pour les cohortes entre 1982 et 2010; et la plus faible croissance observée par les cohortes depuis 2011 (Figure 55). Compte tenu de la croissance plus lente observée depuis la cohorte de 2010 et de l'absence d'une cause précise, les cohortes entrantes devraient continuer à afficher la même croissance lente dans l'avenir. Toute projection utilisant les scénarios de croissance moyenne ou rapide serait considérée comme une sensibilité, du moins jusqu'à ce qu'il y ait des preuves empiriques d'une augmentation de la croissance pour la goberge de la composante Ouest.

L'ESG de 2011 a utilisé les dix années précédentes de vecteurs annuels du PSA (2000-2009) pour orienter les projections futures des stocks. Malheureusement, le dernier changement de la croissance a commencé avec la cohorte de 2011, de sorte que les projections de l'ESG de 2011 ont surestimé la biomasse de la population pour la plupart des années projetées, ce qui explique en partie la divergence entre les tendances prévues et réalisées des stocks. Les années historiques du MO utiliseront une matrice empirique des LSA entre 1982 et 2020, avec des données manquantes prédites par une courbe de croissance de VonBertalanffy basée sur les cohortes d'avant ou d'après 2011 (cpars\$Len_age). Pour les projections actuelles, la courbe de croissance sera adaptée pour représenter la croissance plus lente des cohortes depuis 2011, avec une légère variation introduite pour tenir compte des effets d'année (cpars\$LenCV=0,1). Bien que le modèle de population actuel incorpore des données jusqu'en 2020, des données supplémentaires sur la croissance ont été recueillies depuis lors au moyen d'un échantillonnage des prises commerciales (échantillonnage dans les ports), de programmes d'observateurs et de relevés, ce qui donne à penser que la croissance lente observée depuis la cohorte de 2011 se poursuit (Figure 56).

Le PSA a subi un changement semblable à celui de la croissance et sera traité de la même façon que la longueur selon l'âge. La matrice des PSA pour le début et le milieu de l'année sera personnalisée pour refléter les PSA empiriques tout au long des années historiques (1982-2020), et les années projetées utiliseront un PSA moyen depuis la cohorte de 2011 reflétant l'hypothèse que les conditions actuelles de croissance se poursuivront dans un proche avenir. La matrice personnalisée finale est spécifiée dans chaque MO à l'aide des plages de paramètres personnalisés (cpars\$Wt_age pour le début de l'année et cpars\$Wt_age_C pour la pêche).

MORTALITÉ PAR PÊCHE

La plateforme openMSE nécessite une entrée de la tendance de F entièrement sélectionnée au cours des années non visées (c.-à-d. 1982-2020, précisée au moyen du créneau cpars\$Find). Cette tendance peut être un résultat direct des niveaux de F pour le modèle de population, que l'outil MSEtool traite comme un indicateur relatif, le niveau absolu de F en découlant étant déterminé par la routine d'optimisation (Carruthers et Hordyk 2018).

La mortalité par pêche dans les projections est établie en fonction d'une procédure de gestion donnée. En 2011, une limite de 0,95 a été imposée sur la valeur F projetée et les prises ont été recalculées à un niveau de $F=0,95$ si la limite est dépassée (Rademeyer et Butterworth 2011). L'outil MSEtool a un paramètre équivalent (Fmax) qui a été utilisé avec un maximum de 1.

RELATION STOCK-RECRUTEMENT

Le recrutement futur peut être déterminé à l'aide de la RSR basée sur un modèle, ou il peut être défini comme une valeur constante avec une variation interannuelle. L'ESG de 2011 a utilisé une relation hockey-bâtons pour cinq de ses six MO de référence et une RSR de Beverton-Holt pour les autres MO (Rademeyer et Butterworth 2011). La relation hockey-bâtons a été calculée

à partir des données des dix dernières années (1999-2008, quatre MO de référence), ou des données des vingt-cinq années (1982-2008, un MO de référence), tandis que la relation de Beverton-Holt a été plafonnée à la valeur moyenne des BSR historiques dépassant 20 000 t. (Rademeyer et Butterworth 2011). Dans l'ESG actuelle, l'incertitude entourant le recrutement projeté persiste, mais bien que l'ESG de 2011 ait porté sur la forme de la RSR, l'incertitude actuelle porte sur les écarts par rapport à la RSR.

L'outil MSEtool est programmé pour accepter une RSR de Ricker ou de Beverton Holt, mais le paramétrage personnalisé des calculs du recrutement (cpars) permet également une plus grande flexibilité dans les écarts de recrutement et les erreurs du processus de recrutement (Carruthers et Hordyk 2018). Si l'ajustement de la RSR avec le modèle de population accepté est particulièrement mauvaise, il est possible de rééchantillonner de façon aléatoire le recrutement projeté à partir d'une distribution avec un écart moyen et type dérivé de n'importe quelle plage donnée d'années historiques. Ces hypothèses ont une incidence à la fois sur la productivité présumée du stock et sur le recrutement projeté, et il faut les examiner attentivement.

La variabilité du recrutement d'un stock peut être liée à la taille de la biomasse adulte et à la survie des poissons aux premiers stades de leur vie (c.-à-d. œufs, larves). Le premier élément repose sur la théorie selon laquelle un plus grand nombre de poissons adultes peut générer un plus grand nombre de recrues, et constitue le concept fondamental d'une RSR (Ricker 1954, Beverton et Holt 1957). Le deuxième élément qui peut avoir une incidence sur la force d'une classe d'âge à venir est la capacité de survie des recrues potentielles aux stades des œuf et des larves, ce qui est indépendant de la taille du stock reproducteur et a été lié à des variables comme la température, la disponibilité des proies et des prédateurs. (p. ex., Koslow *et al.* 1985, Bailey et Houde 1989, Houde 2008, Nissling 2004). On a déjà tenté de distinguer l'incidence de ces deux éléments sur la variabilité du recrutement, avec divers niveaux de réussite (p. ex., MacKenzie *et al.* 2008, Megrey *et al.* 2005).

Il existe une relation entre la BSR et le recrutement pour la goberge de la composante Ouest dans le modèle de population accepté, avec un recrutement plus élevé associé à une plus grande biomasse, et un recrutement plus faible associé à une plus faible biomasse (Figure 57). Les fortes augmentations du recrutement associées à l'absence de changement ou à très peu de changements dans la BSR (c.-à-d. 1986–1988, 2009–2011, Figure 57) indiquent que certains facteurs contribuant à la variabilité du recrutement sont indépendants de la BSR. Enfin, des groupes d'années consécutives qui restent au-dessus ou en dessous de la relation perçue portent à croire que la connectivité interannuelle dans les facteurs environnementaux influence le recrutement et atténue des événements périodiques uniques de recrutement important dans des classes d'âge adjacentes, ou une combinaison des deux. Toutes ces tendances ont été confirmées dans le modèle de sensibilité I et la formulation fondée sur l'APV rejetée (modèle E) malgré les différences dans le caractère stationnaire présumé de M (Figure 58), ce qui signifie qu'elles sont dérivées des signaux dans les données et ne sont pas une conséquence de la formulation du modèle.

La diminution de la biomasse au cours des dernières années est en partie attribuable à une réduction de la croissance, plutôt qu'à une diminution du nombre d'individus reproducteurs. Cela est évident lorsque la BSR est remplacée par l'abondance des stocks reproducteurs (ASR, Figure 59), les dernières années étant comparables à celles de 2007-2008 lorsqu'on utilise l'abondance, comparativement aux niveaux plus bas en 2009 lorsqu'on utilise la biomasse (Figure 57). Ce n'est pas clair si la diminution observée de la croissance s'accompagne d'une diminution de la fécondité relative du stock; une incertitude importante, du fait que les deux paramètres du stock reproducteur sont un substitut du potentiel reproductif du stock dans la RSR.

En 2011, la RSR a été ajustée aux extrants de l'APV de façon ponctuelle (Butterworth et Rademeyer 2010). Dans l'application actuelle, la RSR est un extrant des PSSA, avec une forme de Beverton Holt présumée (Figure 60). Les résidus normalisés indiquent une oscillation cyclique des écarts par rapport au recrutement prévu (Figure 61), ce qui implique qu'une covariable indépendante de la densité oscille régulièrement entre les périodes de productivité élevée et faible à divers intervalles. Les mêmes tendances dans les résidus de recrutement sont évidentes lorsqu'on examine les extrants du modèle de sensibilité I (Figure 62), du modèle E (Figure 63) et de l'APV de 2011 (Figure 64).

Plusieurs articles examinant l'apparition de « boucles » de productivité dans la RSR des espèces de la côte du Pacifique identifient les indicateurs environnementaux comme étant les moteurs de ces boucles, en fonction d'une fréquence de période correspondante établie entre les deux (Sakuramoto 2018, Tanaka *et al.* 2021). Divers indicateurs abiotiques du plateau néo-écossais et du golfe du Maine résumés dans Casault *et al.* (2021) et Hebert *et al.* (2021) ont été examinés visuellement pour vérifier s'ils avaient suivi un cycle semblable correspondant au recrutement. Tous les facteurs abiotiques présentaient soit une période d'oscillation beaucoup plus longue (p. ex., indice d'oscillation nord-atlantique, carte de pointage des anomalies chez les copépodes), soit aucune tendance oscillatoire observable, ce qui indique qu'ils ne peuvent être liés à un seul indice abiotique.

Un tel comportement oscillatoire peut également être caractéristique des cycles prédateur-proie (c.-à-d. Krebs *et al.* 2001); cependant, aucun indicateur unique de la biomasse totale des proies ou des prédateurs n'était significativement corrélé ($p < 0,05$) avec cette tendance, même lorsque les indices de la biomasse du relevé de recherche étaient combinés pour plusieurs prédateurs (Figure 65). La goberge peut avoir des tendances au cannibalisme (Collette et Klein-MacPhee 2002), une opinion étayée par l'agrégation fondée sur la taille de l'espèce, mais aucune preuve directe d'un cannibalisme excessif des jeunes goberges n'a été trouvée pendant la révision des données de l'analyse du contenu stomacal (Andrushchenko *et al.* 2025).

Enfin, des écarts de recrutement ont également été générés pour d'autres stocks de poissons de fond dans la zone, en fonction des résultats facilement accessibles du modèle (merlu argenté, morue de 4X5Y) ou des prises selon l'âge du relevé en l'absence d'un modèle (aiglefin de 4X5Y). Bien qu'une certaine cohérence périodique en ait pu être observée dans les blocs de bon ou mauvais recrutement entre la goberge et l'aiglefin (Figure 66), toutes les corrélations n'étaient pas significatives ($p < 0,05$). D'autres espèces pourraient être ajoutées à cette analyse, à mesure que les données deviennent plus facilement accessibles.

Compte tenu de la nature oscillatoire des écarts dans la RSR, les deux approches suivantes de prévision du recrutement ont été utilisées et incluses dans l'ensemble de référence :

1. OM_SRNoise – Le recrutement prévu est déterminé par la RSR présumée. Les écarts par rapport à la courbe de recrutement sont tirés d'une distribution déterminée par la moyenne et l'écart-type de tous les écarts de recrutement pour la série chronologique historique. Ce MO fait fi de la nature oscillatoire des écarts de recrutement observés, et est recommandé en tant que MO de sensibilité. Le seul avantage majeur de ce MO est qu'il sert de pont avec l'ESG de 2011, car cette approche correspond à ce qui a été fait en 2011.
2. OM_SRAutoCorrelated – Le recrutement projeté est déterminé par la RSR présumée. L'autocorrélation est introduite dans les écarts projetés, éclairée par le coefficient de corrélation calculé sur les écarts historiques ($\rho=0,628$). Ce MO projette la nature oscillatoire du recrutement observé dans le passé, et ne requiert pas l'hypothèse d'une période d'oscillation.

DURÉE D'UNE GÉNÉRATION

Les lignes directrices pour la mise en œuvre des dispositions relatives aux stocks de poissons (MPO 2022) définissent la durée d'une génération comme étant l'âge moyen des parents de la cohorte actuelle, et visent à refléter le taux de roulement des individus reproducteurs dans une population. La durée moyenne d'une génération de goberge de la composante Ouest a été calculée à 5,8 ans, est cohérente entre les modèles I et J_M4B et ne montre aucune tendance directionnelle au fil du temps (Figure 67). La durée d'une génération est un paramètre nécessaire pour fournir un échéancier pour l'atteinte des objectifs de gestion.

À l'heure actuelle, le modèle de population de goberge de la composante Ouest est à jour jusqu'en 2020, 2021 étant la première année projetée. Étant donné que l'indice du relevé pour 2020 et l'indice acoustique pour 2021 et 2022 ne sont pas actuellement disponibles, le modèle ne peut pas être mis à jour par rapport à l'année en cours. Par conséquent, la projection sera achevée 14 ans à l'avance (à partir de 2020) afin d'évaluer les objectifs de gestion sur deux générations (12 ans à compter de 2022).

PROCÉDURES DE GESTION

Une liste des procédures de gestion (PG) proposées n'était pas disponible à temps pour l'examen des modèles de fonctionnement. Pour aider à visualiser le rendement des PG par rapport aux objectifs de gestion approuvés, deux exemples de PG ont été appliqués dans ce document :

1. CC_MP : une PG qui maintient les prises constantes et à un niveau terminal pendant des années entre 2016 et 2020.
2. Islope_MP : une PG qui modifie le TAC en fonction de la pente de l'indice de relevé récent.

Ces PG sont utilisées à titre d'exemple seulement et ne sont pas des PG proposées approuvées pour cette ESG.

OBJECTIFS DE GESTION

Les objectifs de gestion sont utilisés pour évaluer le rendement de chaque PG proposée par rapport aux incertitudes comprises dans le MO. Cette application de l'ESG utilise les objectifs de gestion approuvés suivants, fournis par la Gestion des ressources du MPO :

1. Maintenir le stock au-dessus du point de référence limite (PRL) et éviter les déclinés induits par la pêche sous le PRL.
2. Ajuster le niveau de précaution en fonction de l'état des stocks.
3. Obtenir des TAC interannuels stables.
4. Maintenir les TAC au-dessus d'un certain niveau

Ces objectifs de gestion sont fondés sur les objectifs de gestion énoncés en 2011 (Porter et Docherty 2011), mais ils ont été modifiés pour être harmonisés avec l'approche de précaution (MPO 2009). Les PG proposées seront évaluées par rapport à chaque objectif de gestion en fonction des paramètres, de la probabilité et du calendrier décrits dans le Tableau 16 et seront résumés dans une fiche de pointage qui sera présentée à la réunion finale d'examen par les pairs du SCAS pour l'ESG de la goberge en février 2023. Les renseignements contenus dans cette fiche de pointage seront utilisés par les gestionnaires des ressources pour sélectionner une PG finale pour la goberge de la composante Ouest et doivent donc communiquer avec exactitude et concision le rendement de chaque PG par rapport aux objectifs de gestion. Bien qu'on ne se soit pas entendu sur l'ensemble de PG proposé, le présent document présente un

exemple d'une fiche de pointage pour veiller à ce que toute l'information nécessaire à la prise de décisions y figure. Cette fiche de pointage est présentée à des fins de démonstration et de formatage seulement, et ne reflète pas les résultats finaux.

Fiche de pointage

Les enveloppes de simulation et de BSR projetées pour chaque MO sous une PG donnée sont indiquées dans la Figure 68. Ceux-ci sont présentés pour aider à interpréter les chiffres de la fiche de pointage subséquente et ne reflètent pas les résultats réels.

Le rendement d'une PG par rapport au premier objectif sera résumé à l'aide d'un tableau montrant la proportion de simulations tombant sous le PRL au cours de l'année terminale (2034), après deux générations (Tableau 17). En outre, on présentera la proportion de simulations pour chacune des années projetées qui se situent sous le PLR, avec une ligne horizontale à la fois à 5 % et à 25 %, comme dans la Figure 69. Pour plus de concision, un seul graphique contiendra plusieurs lignes pour chaque MO (différencié par couleur), mais fera référence à une seule PG. Il y aura un seul graphique pour chaque PG prise en considération afin d'aider à évaluer son rendement.

Le rendement d'une PG par rapport au deuxième objectif sera résumé à l'aide d'un tableau semblable à celui de l'objectif 1, et on présentera la proportion de simulations supérieures au point de référence supérieur (PRS) pour l'année terminale (2034, Tableau 17). De plus, un graphique montrant la proportion de simulations pour chacune des 14 années projetées qui se situent au-dessus du PRS, avec une ligne horizontale à 50 % et à 75 %, comme dans la Figure 70. Pour plus de concision, un seul graphique contiendra plusieurs lignes pour chaque MO (différencié par couleur), mais fera référence à une seule PG. Il y aura un seul graphique pour chaque PG prise en considération afin d'aider à évaluer son rendement.

Le rendement d'une PG par rapport au troisième objectif sera indiqué comme étant la proportion d'années dans chaque période où une PG donnée a entraîné un changement du TAC dépassant la limite spécifiée (c.-à-d. 15 %), calculée en moyenne pour toutes les simulations de chaque MO. Cette valeur sera indiquée pour chaque combinaison de MO et de PG pendant une période de temps courte, moyenne et longue comme dans le Tableau 18.

De même, le rendement d'une PG par rapport au quatrième objectif sera indiqué comme étant le nombre moyen d'années (avec l'écart-type) dans toutes les simulations pour chaque MO qu'une PG donnée a entraîné un TAC supérieur à 3 000 tm. Cette valeur sera indiquée pour chaque combinaison de MO et de PG, avec une colonne pour chacune des trois périodes comme dans le Tableau 18.

POINTS DE RÉFÉRENCE

Les points de référence ont été estimés selon un éventail d'hypothèses, allant des approches axées sur la production (c.-à-d. biomasse à l'équilibre au rendement maximal durable, B_{RMD} et biomasse non exploitée à l'équilibre, B_0) aux approches empiriques (c.-à-d. $B_{rétablissement}$). Les points de référence sont utilisés pour délimiter trois zones d'état (critique, de prudence et saine), avec l'exploitation de référence (ER) pour chaque zone indiquant le taux maximal de prises dans cette zone (MPO 2009). Les ER devraient diminuer progressivement de la zone saine à la zone critique, et l'ER dans la zone saine ne devrait jamais dépasser un taux de rendement maximal durable (F_{lim}) pour le stock (MPO 2009). Le choix final du point de référence et de l'ER devrait être fondé sur les meilleures données scientifiques disponibles,

tenir compte des limites des données et des hypothèses, et se conformer à la politique sur l'approche de précaution (AP) (MPO 2009).

Ce travail décrit les options pour établir un PRL, un point de référence supérieur du stock (PRS) et une F_{lim} , que l'ER dans la zone saine ne peut pas dépasser. Les points de référence empiriques et fondés sur la production proposés sont résumés dans le Tableau 19, la Figure 71, et la Figure 72, tandis que leurs écarts respectifs sont exposés en détail ci-dessous.

Conformément à la politique sur l'AP, le PRS est choisi par les gestionnaires des pêches en fonction des conseils de la Direction des Sciences du MPO et des vastes processus de consultation avec les comités consultatifs pertinents (MPO 2009). Il est plus difficile pour la Direction des Sciences du MPO de définir les options relatives à un PRS, car la définition biologique de ce qui constitue un changement d'un état de prudence à un état sain du stock n'est pas établie, mais certains PRS potentiels sont décrits ci-dessous.

POINT DE RÉFÉRENCE LIMITE ET TAUX D'EXPLOITATION DE RÉFÉRENCE

Dans le cadre d'une politique sur l'AP, un PRL est défini comme le point en dessous duquel la capacité de reproduction du stock devrait être compromise au point de subir des dommages graves (MPO 2009). La politique sur l'AP souligne l'association du PRL en ce qui a trait aux dommages sérieux, mais permet une certaine souplesse dans la définition des dommages graves. Bien que la politique sur l'AP identifie spécifiquement $0,4 B_{RMD}$ comme un PRL provisoire conforme aux normes internationales et à la F_{RMD} associée comme taux limite de mortalité par pêche, cela permet d'autres approches appropriées pour le stock qui sont conformes à l'intention de l'approche de précaution (MPO 2009, annexe 1b).

Les points de référence fondés sur la productivité visent à refléter le potentiel de productivité du stock, qui est directement touché par la croissance et la M du poisson. Dans le cas de la goberge de la composante Ouest, la croissance des poissons a changé à partir de la cohorte de 2011, aucune relation mécaniste n'ayant été établie pour le changement ni aucune preuve empirique que le changement est réversible. Par conséquent, les points de référence fondés sur la productivité sont calculés en fonction de la croissance lente seulement; toutefois, si des preuves d'autres changements dans la croissance émergent, les points de référence fondés sur la productivité devront être recalculés. Ce stock semble également connaître un changement de la M . Contrairement à la croissance, la M du stock a connu des augmentations (au milieu des années 1990) et des diminutions (dans les années 2000 et 2010) au cours de la série chronologique, ce qui ajoute de l'incertitude quant au fait de savoir si le niveau actuel de M représente un nouvel état permanent pour le stock, ou s'il s'agit d'un écart temporaire par rapport à la M moyenne à long terme du stock. Les points de référence proposés ont d'abord été calculés en fonction des deux scénarios de M .

L'estimation de $0,4 B_{RMD}$ pour le modèle J, à l'aide de la plus récente estimation de la M (0,340), donne une valeur de 9 738 tm et une F_{RMD} correspondante de 0,175 (Tableau 19). La F_{RMD} a été estimée comme étant la F à long terme qui maximise le rendement selon des hypothèses d'équilibre, tandis que la B_{RMD} a été estimée comme étant la biomasse à l'équilibre à long terme provenant de la pêche à la F_{RMD} . L'estimation de la B_{RMD} est équivalente à l'intersection de la RSR et à une ligne droite traversant l'origine dont la pente est l'inverse de la biomasse féconde par recrue à la F_{RMD} . Par conséquent, le taux de variation présumé de la RSR a une incidence importante sur la valeur de la B_{RMD} . Pour la goberge de la composante Ouest, le taux de variation ($h = 0,65$) a été fixé dans le modèle de population en fonction du niveau de h qui avait tendance à produire la fonction objective la plus faible parmi les diverses formulations du modèle du PESA. Compte tenu de la sensibilité de la B_{RMD} à l'hypothèse du taux de variation, on a exploré d'autres PRL possibles.

En plus de la B_{RMD} , les points de référence peuvent être fondés sur un niveau théorique auquel la biomasse et le recrutement se stabilisent dans des conditions d'équilibre sans pêche (B_0 , Gabriel *et al.* 1989). Une valeur équivalente à 20 % de la B_0 (c.-à-d. $0,2 B_0$) a été utilisée comme PRL, car on s'attend à ce qu'elle évite la surpêche des recrues dans un stock (Myers *et al.* 1994, Sainsbury 2008). En supposant que les plus récents niveaux de dynamique des stocks persistent (c.-à-d. croissance lente et M de 0,340), la valeur de $0,2 B_0$ pour la goberge de la composante Ouest est estimée à 14 350 tm (Tableau 19). Par ailleurs, en supposant que la croissance lente persiste et que la M du stock oscille autour d'une valeur moyenne de 0,415, la valeur de $0,2 B_0$ est estimée à 10 749 tm (Tableau 19). Bien que la B_0 dépende également de la RSR, elle est dérivée de l'intersection de la RSR et d'une ligne traversant l'origine ayant une pente équivalente à l'inverse de la biomasse féconde par recrue lorsque $F=0$. Étant donné que cette intersection se produit plus loin le long de l'axe x que la B_{RMD} , elle est moins influencée par l'incertitude du paramètre du taux de variation de la RSR.

Les points de référence fondés sur la production peuvent également être calculés en fonction du ratio du potentiel de reproduction (RPR), évitant ainsi l'hypothèse d'une RSR pour la goberge de la composante Ouest. Le facteur F qui donne 40 % de la biomasse reproductrice par recrue dans un état non exploité (c.-à-d. $F_{40\%RPR}$) peut être considéré comme un substitut pour la F_{RMD} et donne des valeurs de 0,187 selon la M actuelle (0,340) et de 0,220 selon la M moyenne de la série (0,415, Tableau 19).

Compte tenu de l'incertitude entourant les points de référence fondés sur la production, divers stocks dans la région des Maritimes s'appuient sur des points de référence empiriques (MPO, 2012). Le plus important d'entre eux est la $B_{rétablissement}$, conceptualisée comme étant le niveau historique le plus bas à partir duquel le stock s'est rétabli (MPO, 2012). Bien qu'il soit opérationnel pour divers stocks dans la région, ce qui constitue un rétablissement est subjectif. Dans le cas de la tendance de la biomasse pour la goberge de la composante Ouest, le point le plus bas qui est suivi d'une augmentation pluriannuelle de la biomasse se produit en 2013, à 16 701 tm (Figure 71). Le changement récent dans la croissance de la goberge de la composante Ouest empêche la sélection d'une $B_{rétablissement}$ au cours des années précédant 2010, car l'impact des changements dans la croissance sur le potentiel reproducteur d'un poisson n'a pas été quantifié.

Un PRL de $0,2 B_0$ (14 350 tm) a été sélectionné pour la goberge de la composante Ouest. L'utilisation de points de référence fondés sur la B_{RMD} n'a pas été recommandée en raison de sa sensibilité au taux de variation supposé de la RSR, bien que les points de référence fondés sur le RPR n'aient pas été choisis en raison de l'incidence de l'hypothèse du recrutement à l'équilibre qui serait utilisée pour calculer la biomasse à l'équilibre provenant de la pêche à $F_{40\%RPR}$, on a cru qu'un point de référence fondé sur la B_0 était protégé contre ces deux incertitudes. L'incertitude entourant le niveau de M a été dissipée en utilisant le niveau le plus récent (0,340) avec une circonstance exceptionnelle intégrée au cycle d'évaluation qui surveille un changement de M , ce qui déclenche un examen des points de référence.

Contrairement aux PRL proposés, les options pour la F maximale (F_{lim}) étaient basées sur la F_{RMD} ou $F_{40\%RPR}$. La $F_{40\%RPR}$ n'exigeait pas d'hypothèse de RSR, tandis que l'option F_{RMD} était toujours sensible à l'hypothèse du taux de variation. Par conséquent, la $F_{40\%RPR}$ aux niveaux les plus récents de M (0,34) a été choisi comme meilleur candidate, établissant à 0,187 le taux d'exploitation maximal (F_{lim}) pour un stock dans la zone saine.

POINT DE RÉFÉRENCE SUPÉRIEUR DU STOCK

Dans la région des Maritimes, les avis scientifiques sur un PRS se sont limités à établir le PRS comme multiplicateur du PRL, souvent le double du PRL (MPO 2012). Compte tenu de ce

précédent, le doublement du PRL demeure une option pour un PRS, mais des travaux supplémentaires ont été effectués afin d'évaluer le rendement de ce PRS et d'autres candidats dans divers scénarios projetés.

La mise à l'essai des PRS proposés avec une F constante de 0,187 (limite de la F dans la zone saine) n'est pas informative, car cette situation n'est pas réaliste compte tenu de l'application de la politique sur l'AP aux pêches canadiennes. Un RCP relativement générique où F est faible lorsque la biomasse du stock est inférieure au PRL, la F est à 0,187 lorsque la biomasse du stock est supérieure au PRS; et elle diminue graduellement entre eux lorsque le stock se trouve dans la zone de prudence, ce qui est considéré comme conforme à la politique sur l'AP et plus utile pour évaluer le rendement des PRS candidats (Figure 73).

La goberge est sujette à un grand nombre d'erreurs d'observation dans ses relevés ($CV=0,6-0,7$). La mise à l'essai d'un PRS sans tenir compte de cette erreur donne un faux sentiment de certitude. L'application d'une règle de contrôle des prises sans tenir compte de cette erreur pourrait faire en sorte que le stock soit inférieur au PRS, mais que le relevé indique à tort qu'il est supérieur, et vice versa, ce qui entraînerait des décisions mal avisées. Pour régler ce problème, l'état des stocks a été déterminé par la règle de contrôle des prises générique en fonction de l'indice de relevé dérivé de la biomasse projetée, et une erreur d'observation élevée a été intégrée à la dérivation de cet indice de relevé. Compte tenu de la grande variabilité du relevé de la goberge, l'indice du relevé simulé a été lissé en prenant une moyenne mobile sur trois ans de la période terminale de trois ans, l'état des stocks étant déterminé par la valeur lissée. Cette approche est conforme à l'application en temps réel de la règle de contrôle des prises de l'ESG de 2011 pour faire face à la grande variabilité de l'indice du relevé de recherche estival pour la goberge.

Bien que l'exemple de la règle de contrôle des prises dérivée de la politique sur l'AP suppose une réduction de la F dans la zone critique à un faible niveau (c.-à-d. $0,00001*ER$), la réalité des pêches plurispécifiques fait qu'il est difficile d'atteindre ce niveau de F . Bien que la pêche dirigée puisse être éliminée lorsque le stock se trouve dans la zone critique, les prises accessoires peuvent tout de même donner lieu à des niveaux importants de F . Idéalement, la règle de contrôle des prises pour un stock dans la pêche plurispécifique tiendrait compte des F qui correspondent au niveau le plus bas possible de prises accessoires, mais ce niveau de prises accessoires réel est difficile à estimer.

Une gamme de PRS allant du PRL au doublement du PRL a été divisée en 10 segments et projetée sur 60 ans dans 1 000 simulations. Les simulations qui en ont résulté ont été résumées à court terme (deux générations) et à long terme (40 dernières années sur 60 années projetées, où les stocks se situent à un niveau inférieur), afin de trouver le PRS le plus bas qui donnait une probabilité de moins de 5 % d'entrer dans la zone critique au cours de chaque période. Ce test a été effectué dans le cadre des deux MO de référence afin de s'assurer que le PRS final tient bien compte de l'incertitude dans les deux scénarios de recrutement projetés.

Pour le MO1, les valeurs de 21 525 tm et de 18 655 tm étaient les valeurs du PRS les plus faibles, ce qui se traduirait par une probabilité de plus de 5 % de passer sous le PRL à long terme et au cours des deux prochaines générations (14 ans, y compris deux années prévues en 2022, Tableau 20), respectivement. Les projections du MO2 sont moins variables que celles du MO1, ce qui se traduit par une plus faible proportion de simulations inférieures au PRL (Tableau 20). Par conséquent, les PRS qui entraînent une baisse d'environ 5 % des simulations sous le PRL sont inférieurs au PRL lui-même à court et à long terme.

Dans les cas où il y a plusieurs PRS pour divers MO et délais, le plus élevé garantirait que tous les scénarios ont une chance de plus de 5 % de passer en dessous du PRL. Parmi celles testées, 21 525 tm est la plus prudente des options testées et constitue une valeur équivalente

à $0,3 B_0$ et $0,68 B_{RMD}$ environ. Étant donné l'attente irréaliste selon laquelle la F sera réduite à $0,00001 * ER$ lorsque la biomasse tombe sous le PRL, un deuxième test a également été effectué pour examiner la robustesse de cette valeur au niveau de la F en dessous du PRL en fixant la F en dessous de la PRL à $0,06$. Il en a résulté un nouveau PRS proposé de $22\ 960$ tm, tant à long terme qu'à court terme pour le MO1, ce qui équivaut à $0,32 B_0$ et à $0,73 B_{RMD}$ environ (Tableau 20); le MO2 a continué d'afficher des PRS déraisonnablement bas.

À la lumière de cette analyse, la Direction des sciences du MPO recommande que le PRS final demeure supérieur à $21\ 525$ tm pour assurer une faible probabilité d'entrer dans la zone critique à court et à long terme dans tous les scénarios plausibles. Étant donné que les essais ont été effectués dans des conditions où la F était réduite à de faibles niveaux lorsque la biomasse diminuait sous le PRL, une limite inférieure de $22\ 960$ tm pour le PRS pourrait être plus robuste face à cette incertitude, mais il est reconnu que l'hypothèse d'une $F = 0,06$ dans la zone critique n'est pas bien éclairée.

Cette information est considérée comme une orientation pour établir un seuil à éviter lors de la sélection d'un PRS et n'empêche pas le choix d'un PRS plus élevé (c.-à-d. doubler le PRL). Un PRS plus élevé est bénéfique sur le plan de la conservation, mais entraîne un compromis avec le rendement. Toutefois, en plus du rendement précédent, un PRS plus élevé assure également une plus grande stabilité de la pêche, car il donne plus de temps pour faire la transition entre les niveaux élevés et faibles de F . Les PRS conseillés sont appropriés pour les règles de contrôle des prises dont la F est équivalente ou inférieure à ceux prescrits par la règle de contrôle des prises générique mise à l'essai ici (Figure 73); les règles de contrôle des prises où la F peut dépasser les niveaux mis à l'essai nécessiteraient un PRS plus élevé pour demeurer prudent. En général, il est recommandé d'évaluer les PRS proposés à l'aide de règles de contrôle des prises réalistes, étant donné qu'un PRS plus élevé serait nécessaire avec des règles de contrôle des prises moins prudentes. La règle de contrôle des prises générique n'imposait pas de limite aux changements interannuels du TAC au-delà du lissage du relevé; une caractéristique qui ne pouvait pas être intégrée pour le moment et dont on ne s'attend pas à ce qu'elle modifie considérablement les recommandations finales. Les tableaux complets ont été fournis pour faciliter la discussion et permettre aux gestionnaires des ressources d'envisager des seuils autres que celui de 5 %.

Des essais de simulation de divers PRS en tant que points de contrôle dans une règle de contrôle des prises ont également été effectués, ce qui a mené à la sélection de $0,32 B_0$ ($22\ 960$ tm) comme point de référence supérieur du stock au cours d'une réunion des membres du Comité consultatif du poisson de fond de la région Scotia-Fundy, dirigée par Gestion des ressources de Pêches et Océans Canada (MPO), en novembre 2022.

COMPOSANTE EST – OPANO 4XMN

Les unités de gestion et d'évaluation diffèrent pour la goberge de la composante Ouest (Figure 74). Les gestionnaires des ressources ont demandé que la Direction des sciences du MPO fournisse des conseils à l'ensemble de l'unité de gestion de la composante Ouest, qui comprend une partie de l'unité d'évaluation de la goberge de la composante Est englobée par la zone statistique 4Xmn du MPO. Pour la Direction des sciences, la goberge de la composante Est est considérée comme un stock secondaire, ce qui signifie qu'aucune évaluation régulière n'est effectuée. Les données sur le stock de la composante Est sont disponibles auprès de la pêche commerciale (OPANO 4Xmn), du relevé de recherche estival (OPANO 4XmnVW) et de deux relevés par pêche sentinelle (OPANO 4VsW et 4Vn). Depuis 2011, la portion 4Xmn de l'unité de gestion de la composante Ouest s'est vue attribuer un TAC de 700 tm, qui pouvait être capturé n'importe où dans l'unité de gestion 4X5. Compte tenu de la faible croissance

observée récemment dans la goberge de la composante Est, un TAC invariable pour les poissons de la composante Est dans la zone statistique 4Xmn pourrait ne pas être approprié. De plus, étant donné que le fait d'autoriser la prise du TAC de la composante Est n'importe où dans l'unité de gestion de la composante Ouest pourrait entraîner un dépassement de la F conseillée dans la zone 4Xopqrs5 de l'OPANO, il est recommandé que le prélèvement de tout TAC de la composante Est soit limitée aux zones occupées par les poissons de la composante Est.

CYCLE D'ÉVALUATION ET CIRCONSTANCES EXCEPTIONNELLES

L'objectif du cycle d'évaluation de l'ESG est d'atteindre un équilibre entre la charge de travail et le maintien de la confiance dans la pertinence des conseils. Compte tenu de la complexité du processus d'ESG, cinq niveaux d'examen ont été établis pour ce cadre d'évaluation. :

- (Niveau 1) Prestation annuelle de conseils : Mise à jour des règles de contrôle des prises avec nouveau relevé et génération de nouveaux conseils sur le TAC.
- (Niveau 2) Le modèle demeure approprié, mais les projections sont très incertaines après plusieurs années. Cet examen met à jour le modèle accepté avec les données les plus récentes et génère de nouvelles projections (deux générations). La règle de contrôle des prises est évaluée pour s'assurer qu'elle continue de bien fonctionner.
- (Niveau 3) Quelque chose a changé dans la dynamique des pêches, ce qui peut nécessiter une règle de contrôle des prises modifiée; la compréhension de la dynamique des stocks n'a pas changé. Le modèle de population accepté est mis à jour avec des données supplémentaires, prévoit deux générations futures, et les anciennes et nouvelles règles de contrôle des prises sont mises à l'essai pour voir si la modification est appropriée.
- (Niveau 4) Quelque chose a changé dans la dynamique ou la compréhension des stocks, à savoir que le cycle de recrutement n'est pas cohérent. Si le cycle de recrutement n'est pas conforme au cycle acoustique prévu, mettre à jour le modèle avec des données supplémentaires, modifier la projection appropriée du recrutement, et mettre de nouveau à l'essai les PG.
- (Niveau 5) Quelque chose a changé dans la dynamique ou la compréhension du stock, à savoir qu'un changement dans la croissance, la mortalité ou la fécondité est évident, ce qui nécessite une révision complète de l'ESG et des points de référence. Cela est également déclenché si la dynamique des stocks se déplace en dehors des limites prévues.

Le calendrier proposé est un niveau 1 annuel, avec une vérification des circonstances exceptionnelles pour voir si les niveaux 3 à 5 sont déclenchés l'année suivante. Après cinq ans (2027), un examen de niveau 2 est entrepris automatiquement. Après dix ans (2032), un examen de niveau 5 est entrepris automatiquement. En plus de ces examens prévus, les niveaux 3 à 5 peuvent être déclenchés entre-temps si l'une des circonstances exceptionnelles suivantes est respectée :

- - Preuve de changements majeurs dans la logistique des pêches (niveau 3)
- - Preuve d'un changement dans le cycle de recrutement du stock (niveau 4)
- - Preuve empirique que la croissance a changé, dans un sens ou dans l'autre (niveau 5)
- - Preuve empirique que le potentiel de fécondité ou de fraie du stock a changé. Des exemples de données empiriques sont un changement dans le moment de la fraie, un changement dans l'âge à la maturité, etc. (niveau 5)

-
- - Preuve d'un changement dans la M subie par le stock (niveau 5)
 - - Les signaux de stock sortent des limites prévues (niveau 5)

Des circonstances exceptionnelles supplémentaires peuvent être ajoutées lors de la première application du présent cadre d'évaluation.

CONCLUSION

Le présent document résume les résultats de l'examen du cadre de modélisation, des conditions de simulation et de l'élaboration du point de référence de la révision de l'ESG de 2011 de la goberge. Le processus de l'ESG de 2011 n'a pas examiné en profondeur le modèle de population et s'est fortement appuyé sur le modèle de population de l'APV acceptée dans le cadre de 2004 (Stephenson 2004) pour conditionner les MO (Porter et Doherty 2011). Par conséquent, il y a maintenant 18 ans que la dynamique de la population de la goberge de la composante Ouest n'a pas été examinée, alors l'examen du cadre de modélisation a été effectué en même temps que la révision de l'ESG afin de s'assurer que les modèles de population utilisés pour conditionner les MO en 2022 reflétaient la dynamique actuelle des stocks.

Les écarts importants par rapport à l'ESG de 2011 comprennent l'utilisation d'un modèle statistique des prises selon l'âge (PESA), l'exclusion des CPUE de la pêche commerciale comme indice de réglage, la prise en considération de l'expansion de la couverture du relevé pour le stock et l'inclusion d'un nouvel indice de réglage acoustique.

L'ESG actuelle était conditionnée par un modèle de population unique accepté (J_M4B), avec un ensemble de référence de modèles opérationnels (2) examinant l'incertitude entourant le recrutement projeté et un ensemble de sensibilité (3) examinant les répercussions d'une M invariable et d'une oscillation spécifiée manuellement dans le recrutement. Un changement dans le modèle de population a nécessité un nouvel ensemble de points de référence pour la goberge de la composante Ouest. Un PRL de 14 350 tm et une ER de 0,18 ont été acceptés, tandis que des analyses supplémentaires des PRS proposés ont permis à la Gestion des ressources du MPO d'accepter une valeur de 22 960 tm comme PRS pour la goberge de la composante Ouest. On a décrit des circonstances exceptionnelles et un cycle d'évaluation pour les 10 prochaines années pour la goberge de la composante Ouest, et des recommandations ont été formulées à l'égard de la goberge de la composante Est dans la partie 4Xmn de l'unité de gestion de la composante Ouest. Les procédures de gestion proposées seront mises à l'essai par simulation et la fiche de pointage sera fournie à la Gestion des ressources du MPO pour la prise de décision finale. Une fois la procédure de gestion finale choisie, son application pour fournir des conseils sera décrite dans un avis scientifique.

SOURCES D'INCERTITUDE

Tout au long de l'examen de l'ESG de la goberge, un certain nombre d'incertitudes ont été relevées. Elles sont résumées ici à la fois pour encadrer les résultats de l'ESG et pour fournir une orientation pour les recherches futures liées à la goberge de la composante Ouest.

- La cause du ralentissement de la croissance qu'a connu la goberge de la composante Ouest depuis la cohorte de 2011 n'est toujours pas claire. Étant donné qu'elle semble être liée à une cohorte plutôt qu'à une année, la cause est probablement écosystémique, mais aucun lien clair n'a pu être établi dans le cadre du processus d'ESG. L'identification d'une cause aiderait à surveiller le changement et pourrait aider à déterminer si le changement est permanent ou réversible.

- On ignore les répercussions du ralentissement de la croissance sur la productivité du stock.
- Le recrutement de la goberge de la composante Ouest semble présenter une tendance oscillatoire pluriannuelle, qui est causée par quelque chose d'autre que la BSR qui l'a produite. La détermination d'une relation mécaniste pour les répercussions indépendantes de la BSR sur le recrutement aiderait à améliorer la capacité prédictive des modèles.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Andrushchenko, I., Martin, R., Doherty, D., Debertain, A., McCurdy, Q., MacEachern, E., Clark, D., and Clark, C. 2025. Western Component Pollock – Data Inputs. CSAS Res. Doc. 2026/XX.
- Bailey, K.M., and Houde, E.D. 1989. Predation on eggs and larvae of marine fishes and the recruitment problem. *Adv. In Mar. Biol.* 25: 1-83.
- Beverton, R. J. H. and Holt, S. J.. 1957. On the dynamics of exploited fish populations, 1957 Fishery Investigation Series II, Vol. XIX. UK. 533 pp.
- Carvalho, F., Punt, A. E., Chang, Y-J., Maunder, M.N. and Piner, K.R. 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecifications in integrated stock assessments? *Fisheries Research* 192: 28-40.
- Casault, B., Johnson, C., Devred, E., Head, E., Beazley, L. and Spry, J. 2022. [Optical, Chemical, and Biological Oceanographic Conditions on the Scotian Shelf and in the eastern Gulf of Maine during 2020](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/018. v + 82 p.
- Collette, B. and Klein-MacPhee, G. 2002. Pollock, *Pollachius virens*. Pp. 247-252 in B Collette, G Klein-MacPhee, eds. *Bigelow and Schroeder's fishes of the Gulf of Maine*. Third Edition. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- DFO. 2009. [A Fishery Decision-Making Framework Incorporating the Precautionary Approach](#). Accessed September 7th 2022.
- DFO. 2011a. [Western component \(4Xopqrs5\) Pollock management strategy evaluation](#). DFO Can Sci. Adv. Rep. 2011/054.
- DFO. 2011b. [Proceedings of the Western Component Pollock \(4Xopqrs5\) Management Strategy Evaluation Science Peer Review; 9-10 May 2011](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2011/034.
- DFO. 2012. [Reference Points Consistent with the Precautionary Approach for a Variety of Stocks in the Maritimes Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2012/035.
- DFO. 2017. [2016 Maritimes Research Vessel Survey Trends on the Scotian Shelf and Bay of Fundy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2017/004.
- DFO. 2018. [Harvest Control Rule Update for Western Component Pollock \(*Pollachius virens*\) in NAFO Divisions 4Xopqrs5](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2018/023.
- DFO. 2022. [Guidelines for writing rebuilding plans per the Fish Stock Provisions and A Fishery Decision-making Framework Incorporating the Precautionary Approach](#). Accessed September 7th 2022.
- Francis, R.I. 2011. Data Weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 68: 1124-1138.

-
- Gabriel, W. L., Sissenwine, M. P., and Overholtz, W. J. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: An example for Georges Bank haddock. *North American Journal of Fisheries Management*, 9, 383– 391.
- Hartig, F. 2020. [DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical \(Multi-Level / Mixed\) Regression Models. R package version 0.3.3.0](#). Accessed September 7th 2022.
- Hebert, D., Layton, C., Brickman, D. and Galbraith, P.S. 2021. [Physical Oceanographic Conditions on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine during 2020](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/070. iv + 55 p.
- Houde, E.D. 2008. Emerging from Hjort’s shadow. *J. Northwest. Atl. Fish. Sci.* 41: 53-70.
- Hurtado-Ferro, F., Szuwalski, C.S., Valero, J.L., Anderson, A.C., Cunningham, C.J., Johnson, K.F., Licandeo, R., McGilliard, C.R., Monnahan, C.C., Muradian, M.L., Ono, K., Vert-Pre, K.A., Whitten, A.R. and Punt, A.E. 2017. [Looking in the rear-view mirror: bias and retrospective patterns in integrated, age-structured stock assessment models](#). *ICES Journal of Marine Science*, Volume 72, Issue 1, January 2015, Pages 99–110. Accessed September 7th 2022.
- Koslow, J.A., Brault, S., Dugas, J., Fournier, R.O. and Hughes, P. 1985. Condition of larval cod (*Gadus morhua*) off southwest Nova Scotia in 1983 in relation to plankton abundance and temperature. *Mar Biol.* 86: 113-121.
- Legault, C.M., 2009. Report of the Retrospective Working Group, January 14–16, 2008, Woods Hole, Mass. NEFSC Reference Doc. 09-01
- Mackenzie, B.R., Horboqy, J. and Koster, F.W. 2008. Incorporating environmental variability in stock assessment: predicting recruitment, spawner biomass, and landings of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea. *Can. J. Fish. Aqu. Sci.* 65:7.
- Megrey, B.A., Lee, Y.W., and Macklin, S.A. 2005. Comparative analysis of statistical tools to identify recruitment–environment relationships and forecast recruitment strength. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 1256-1269.
- Miller, T.J. and Legault, C.M. 2015. Technical detail for ASAP version 4. Northeast Fisheries Science Center Reference Document 15-17.
- Mohn, R. K., and Cook, R. 1992. Introduction to Sequential Population Analysis. Special Session on Fish Stock Assessment Calibration Methods 9-11 September 1992. Scientific Council Studies Number 17.
- Myers, R.A., Rosenberg, A.A., Mace, P.M., Barrowman, N. and Restrepo, V.R. 1994. IN search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES J. Mar. Sci.*, 51:191-205.
- Nissling, A. 2004. Effects of temperature on egg and larval survival of cod (*Gadus morhua*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea – implications for stock development. *Hydrobiologia* 514: 115-123.
- NOAA. 2022. [NOAA Fisheries Statistical Reporting Area: Interactive Map](#). Accessed September 7th 2022.
- Porch, C.E. 2018. [VPA-2box Version 4.01 User Guide](#). NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-726. 67 p.
- Porter, J.M., and Docherty, V., Chairpersons. 2011. Proceedings of 4X5 Pollock Management Strategy Evaluation Workshop – 2010. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2945: iv + 158 p.

-
- Rademeyer, R.A. and D. S. Butterworth. 2011. [Technical Details Underlying the Management Strategy Evaluation Process Leading to Selection of a Management Procedure for Western Component \(4Xopqrs5\) Pollock](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2011/090: vi + 33p.
- Ricker W. E. 1954. Stock and recruitment. J.Fish. Res. Board Can.11: 559-623.
- Rivard, D. 1982. APL programs for stock assessment (revised). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1091: 146 p.
- Rivard, D. and Gavaris, S. 2003. Appendix 3: St. Andrews (S. Gavaris) Version of ADAPT – Estimation of Population Abundance. NAFO Sci. Coun. Studies, 36: 201-249.
- Sakuramoto, K. 2017. [Are 20% B₀, 20% B_{unfished}, and B_{MSY} Valid as Reference Points for Fisheries Resource Management?](#) Open Access Library Journal: 4:1-28.
- Sakuramoto, K. 2018. [The True Mechanism That Controls the Stock-Recruitment Relationship](#). Open Access Library Journal 5:1-22.
- Stephenson, R. L. 2004. [Proceedings of the Pollock Framework Assessment](#). CSAS Proceedings Series 2004/030.
- Stock, B. C. and Miller, T.J. 2021. The Woods Hole Assessment Model (WHAM): A general state-space assessment framework that incorporates time- and age-varying processes via random effects and links to environmental covariates. Fish. Res. 240: 105967.
- Stone, H., Perley P. and Clark, D. 2006. [2006 Assessment of Pollock in 4VWX and 5Zc](#). Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2006/088.
- Tanaka, K. , Suzuki, N. and Sakuramoto, K. 2021. [Further Analysis of Clockwise Loops and Anticlockwise Loops Observed in a Stock-Recruitment Relationship](#). Open Access Library Journal: 8, e7164.
- Thorson, J.T., Munch, S.B., Cope, J.M. and Gao, J. 2017. [Predicting life history parameters for all fishes worldwide](#). Ecol Appl 27, 2262–2276. Accessed September 19th 2022.

TABLEAUX

Tableau 1. Prises selon l'âge de la pêche commerciale à la goberge, mises à jour avec les âges corrigés pour 2017-2020. Les unités sont en milliers de poissons.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1982	95	1618	1352	371	1031	838	425	145	45	33	13	0
1983	45	1283	3966	854	179	314	291	138	59	17	19	0
1984	4	370	1832	2751	465	85	148	114	41	19	2	0
1985	5	195	621	1806	2142	328	38	100	99	62	30	0
1986	1	162	1410	1136	1329	876	88	37	37	41	15	0
1987	5	104	628	1622	883	786	490	68	17	15	28	0
1988	19	425	990	1126	1281	519	424	242	22	14	20	0
1989	93	386	1533	1129	576	463	147	129	65	6	7	0
1990	47	776	1102	1621	873	429	174	138	49	23	10	0
1991	58	1013	1900	1506	1395	347	157	56	49	25	10	0
1992	46	1250	2678	1651	675	314	124	96	61	14	12	0
1993	4	551	1989	2125	1143	318	92	27	10	7	6	0
1994	51	259	675	1327	1151	494	166	59	14	8	2	0
1995	24	263	537	949	676	294	63	17	4	1	1	0
1996	14	202	949	710	473	256	55	15	0	0	1	0
1997	6	151	900	1654	780	217	54	4	0	1	0	0
1998	7	228	829	1368	1262	307	47	16	2	1	0	0
1999	13	89	496	621	426	173	22	4	1	2	0	0
2000	86	581	404	592	319	139	27	6	1	0	0	0
2001	15	335	814	571	314	91	14	5	2	1	1	0
2002	7	191	787	1073	416	127	20	6	1	0	0	0
2003	2	111	1302	1331	513	120	18	5	1	1	0	0
2004	2	173	542	1876	696	118	13	4	2	1	0	0
2005	0	37	842	759	1160	170	13	5	1	0	0	0
2006	1	30	154	534	353	218	18	3	0	0	0	0
2007	5	69	370	453	619	223	28	3	1	0	0	0
2008	20	97	175	390	429	260	52	11	1	0	0	0
2009	25	336	296	291	357	157	51	7	2	0	0	0
2010	16	157	360	355	243	234	69	32	9	1	0	0
2011	63	307	698	430	186	93	25	15	3	0	0	0
2012	32	282	476	790	292	108	52	21	13	7	5	1
2013	29	189	341	436	362	122	40	11	3	3	2	1
2014	19	375	402	261	208	98	14	2	0	0	0	0
2015	11	171	908	452	213	125	19	2	0	0	0	0
2016	3	102	344	658	292	96	26	7	2	0	0	0
2017	6	28	253	307	431	167	37	10	6	1	0	0
2018	3	42	201	627	330	341	105	20	6	3	2	1
2019	1	94	194	242	448	216	134	50	14	5	2	0
2020	18	94	315	297	229	256	102	96	16	2	0	0

Tableau 2. Nombre d'ensembles de relevés de recherche du MPO disponibles chaque année, saison et zone depuis 1984 (CO – composante Ouest, EBG – Est du banc de Georges, BG – banc de Georges).

ANNÉE	Hiver			Été		
	4X_WC	EBG(Can)	BG(É.-U.)	4X_WC	EBG(Can)	BG(É.-U.)
1984	37	0	40	36	0	0
1985	21	0	0	35	0	0
1986	0	0	77	37	0	0
1987	2	16	52	47	0	0
1988	0	52	80	52	0	1
1989	0	43	73	49	14	0
1990	0	45	78	46	10	0
1991	0	48	84	48	0	0
1992	0	43	48	49	0	1
1993	0	46	19	49	0	0
1994	0	30	15	43	0	0
1995	0	41	44	47	0	0
1996	0	42	44	46	0	0
1997	0	41	49	49	0	0
1998	0	47	49	48	0	0
1999	0	39	43	47	0	0
2000	0	45	55	47	0	0
2001	0	42	34	50	0	0
2002	0	44	45	50	0	0
2003	0	48	50	62	0	0
2004	0	45	40	40	0	0
2005	0	62	69	49	0	0
2006	0	51	41	58	0	0
2007	0	45	43	44	0	0
2008	24	34	36	52	0	0
2009	0	25	43	60	0	0
2010	0	35	31	52	0	1
2011	0	47	52	65	12	0
2012	30	50	32	56	9	1
2013	1	43	45	60	10	0
2014	33	34	37	52	2	0
2015	0	33	18	54	3	0
2016	45	38	49	62	20	0
2017	3	34	28	63	20	1
2018	0	39	21	50	2	0
2019	44	48	51	63	19	1
2020	35	39	26	53	16	0

Tableau 3. Nombre de goberges mesurées pendant le relevé de recherche estival dans la partie canadienne de l'Est du banc de Georges (EBG) ou dans les zones 4X de l'OPANO durant les relevés hivernaux ou estivaux. Les tirets (-) indiquent qu'aucun poisson n'a été mesuré. Les chiffres en gras indiquent les années au cours desquelles des comparaisons de la fréquence des longueurs entre les zones et les saisons ont été effectuées.

Année	Hiver_EGB	Été_4X	Été_EGB
1984	-	142	-
1985	-	137	-
1986	-	317	-
1987	41	245	-
1988	214	238	-
1989	172	174	27
1990	143	488	8
1991	215	304	-
1992	110	184	-
1993	21	301	-
1994	51	189	-
1995	31	203	-
1996	72	175	-
1997	81	154	-
1998	85	79	-
1999	14	142	-
2000	85	230	-
2001	42	261	-
2002	218	145	-
2003	257	236	-
2004	93	195	-
2005	192	166	-
2006	139	315	-
2007	64	152	-
2008	72	144	-
2009	8	178	-
2010	10	65	-
2011	160	184	143
2012	129	148	20
2013	53	322	47
2014	227	237	10
2015	321	125	15
2016	33	644	579
2017	388	323	94
2018	222	214	16
2019	89	174	165
2020	86	262	115

Tableau 4. Estimation modélisée de l'abondance des goberges (nombre de poissons) selon l'âge pour l'Est du banc de Georges dans le relevé estival.

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1984	0	74881	36346	59122	175699	70106	5912	20832	69448	31529	788	0	12612
1985	13292	0	53169	161410	541371	658892	166948	0	66462	26585	48739	53169	17723
1986	85370	452166	301937	466452	541060	1064225	754750	40943	17422	57494	44159	24391	15680
1987	0	165241	285170	474288	1066176	413047	784933	465114	39537	75295	27676	48840	76516
1988	0	13186	450435	529598	874965	565741	473501	191478	197602	26372	0	15823	31646
1989	0	124454	123836	376899	158315	133477	73620	13423	13748	8694	0	0	12112
1990	0	37878	217353	314660	653301	174836	55719	48536	23624	12411	11032	17138	11032
1991	4778	385535	1142094	925074	997326	777169	232875	162665	45159	3982	1858	1593	0
1992	62248	494402	1202648	1139660	713512	255813	26678	8893	8893	0	0	0	0
1993	0	216995	692147	716491	744604	488877	187934	10259	20519	0	0	0	10259
1994	87762	441055	99092	35565	61395	90230	62141	29584	15417	19622	29433	3270	13081
1995	7632	148432	347968	365685	414480	171791	50595	17012	15701	9947	34	34	0
1996	30294	282450	920147	842317	599828	357919	193394	45442	0	0	0	0	0
1997	0	12319	52120	144702	357412	153680	23826	23525	0	0	0	0	0
1998	6694	369356	321092	92288	47676	26863	0	0	0	0	0	0	0
1999	142863	313670	256014	384755	234303	139880	89014	0	0	0	0	0	0
2000	20105	1272127	803579	288209	164560	14866	0	0	0	0	0	0	0
2001	22774	1032126	957732	622771	224431	66596	34161	11387	0	0	0	0	0
2002	10094	90845	428674	422996	309125	78858	28389	268	805	1745	1208	1342	805
2003	0	107902	413996	668782	443654	214387	0	0	0	0	0	0	0
2004	15301	76507	397398	324287	437034	131951	25247	651	1953	4232	2930	3256	1953
2005	14980	818410	1207019	1009465	840137	1548482	785055	138340	96547	46792	21295	16284	7683
2006	25403	260089	196349	803709	1249270	687601	285670	22862	0	0	0	0	0
2007	0	558915	315165	303689	226315	237420	123755	20461	0	0	0	0	0
2008	113408	770232	668965	602155	912938	679506	242883	18901	17011	56704	0	0	0
2009	0	290215	180608	236616	273497	305371	139816	8251	34381	0	0	0	0
2010	121195	17858	99075	283320	52145	234651	217270	26072	60835	0	17382	0	0

Année	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
2011	0	184462	482240	457693	361481	287590	203382	127452	0	21391	0	0	0
2012	8164	49567	31490	114550	159835	189947	80035	27397	6327	18339	1016	680	181
2013	0	306285	704634	442335	157236	23454	16376	5866	0	0	0	0	0
2014	0	68411	69219	276781	582216	513782	63991	16614	992	274	137	68	34
2015	0	104133	526996	484142	457507	273224	176715	89607	1283	1013	473	405	0
2016	60007	773071	1218931	1193209	2359734	765753	591020	154062	5001	10001	0	0	0
2017	0	9169	53580	231271	329492	604868	132370	387882	22009	1866	5108	754	452
2018	0	4921	59048	360593	760463	354737	577662	66521	30088	173	43	43	0
2019	0	19215	86290	126811	417264	694016	360489	260232	30851	0	0	0	0
2020	0	57536	171953	528861	271870	401494	450349	161160	7969	4781	0	0	0

Tableau 5. Indices d'abondance relative (milliers de poissons) selon l'âge pour la goberge de la composante Ouest, y compris l'indice simulé de l'EBG. Il est à noter que 2016, 2017, 2019 et 2020 comprennent les indices réels d'abondance recueillis par le relevé de l'EBG, plutôt que les indices simulés.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1984	1891	660	1147	3959	1114	117	346	1308	522	1	0	193
1985	0	169	731	3794	4792	1021	0	434	138	220	304	47
1986	2735	1981	2673	2370	4526	2837	123	68	103	64	72	55
1987	207	358	1198	3184	1693	3379	1790	105	196	72	138	176
1988	103	2338	3134	7987	6602	5098	2461	1014	195	0	39	105
1989	202	236	935	1712	2372	2211	663	390	162	0	41	78
1990	33633	17599	8165	12529	2983	764	913	243	137	100	119	53
1991	1790	3283	2819	4288	4051	1250	1078	450	151	80	20	0
1992	1033	1619	2271	2247	1469	282	173	43	89	45	107	0
1993	11809	14350	10021	5481	2565	776	29	118	0	0	0	42
1994	688	443	1277	2699	2355	959	281	172	80	29	3	13
1995	669	2065	1756	2653	1299	390	74	112	69	0	0	0
1996	933	2285	15020	12829	4254	1909	242	0	0	0	0	0
1997	508	453	690	2206	1027	116	127	0	0	0	0	0
1998	438	465	443	752	723	164	0	42	0	42	0	0
1999	866	872	1356	797	572	399	0	0	0	0	0	0
2000	2502	1352	790	1074	262	0	33	0	0	0	0	0
2001	6485	8937	2710	970	269	141	37	0	0	0	0	0
2002	525	2239	1260	972	307	149	28	1	2	1	1	1
2003	360	1448	7594	2898	776	24	28	0	0	0	0	0
2004	366	3213	1969	4622	1673	383	1	69	4	47	3	2
2005	885	1301	2414	2383	4307	1265	138	97	47	21	16	8
2006	444	1222	12674	26539	10572	3968	253	0	0	0	0	0
2007	793	393	1162	3937	4542	888	154	10	0	0	0	0
2008	1019	909	1161	5829	6652	2540	172	142	185	0	0	0
2009	1344	1424	2588	4357	5884	3130	36	552	0	0	0	0
2010	45	241	925	174	724	706	67	156	0	31	0	0
2011	702	1095	1555	1315	902	425	187	16	21	0	0	0
2012	988	168	787	1171	534	170	53	6	18	1	1	0
2013	6924	4517	2492	3715	1039	416	72	0	0	0	0	0
2014	2171	2093	1098	1310	1067	214	118	27	0	0	0	0
2015	885	907	1485	933	454	395	143	1	1	0	0	0
2016	2153	5460	5366	10370	2973	783	483	38	36	0	0	0
2017	413	951	2269	1738	2608	630	270	82	16	38	0	0
2018	292	368	1336	3464	1469	1716	273	51	43	0	22	0
2019	148	438	542	1402	1865	844	688	104	0	22	28	0
2020	1231	1470	2447	845	907	862	412	52	55	0	0	0

Tableau 6. Somme des résidus de chaque modèle examinés au fil des ans dans le cadre adaptatif. Les tirets (-) indiquent les cas où des données n'ont pas été utilisées dans le modèle.

Modèle	A		B	C sen	C	D		E		F_MStat		F_M3B		F_M4B		F_M6B	
	CPUE	RR	RR	RR	RR	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs
1982	-0,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1983	-1,79	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1984	-0,70	-5,98	-6,00	-5,03	-4,64	-4,63	-	11,65	-	-9,15	-	-8,54	-	-8,41	-	-8,50	-
1985	-3,25	-5,66	-5,66	-7,36	-6,18	-6,18	-	-5,38	-	-3,39	-	-2,93	-	-2,46	-	-2,99	-
1986	-0,72	-3,32	-3,34	-10,68	-9,87	-9,88	-	-7,16	-	-4,52	-	-3,89	-	-3,69	-	-3,89	-
1987	-0,42	-5,69	-5,70	-12,70	11,89	11,90	-	-6,60	-	-3,97	-	-3,34	-	-3,15	-	-3,36	-
1988	-1,67	3,63	3,62	-0,28	0,38	0,38	-	0,46	-	2,93	-	3,51	-	3,60	-	3,47	-
1989		-4,57	-4,59	-7,88	-7,22	-7,22	-	-6,60	-	-4,17	-	-3,60	-	-3,56	-	-3,68	-
1990	-1,22	4,89	4,87	7,78	8,59	8,59	-	7,50	-	10,00	-	10,54	-	10,53	-	10,35	-
1991	-0,07	1,09	1,08	0,30	0,54	0,55	-	0,62	-	2,77	-	3,12	-	2,74	-	2,83	-
1992	-1,87	-4,96	-4,98	-5,64	-5,39	-5,39	-	-3,80	-	-2,20	-	-2,25	-	-2,90	-	-2,83	-
1993	-0,64	1,62	1,61	5,57	5,71	5,73	-	5,34	-	5,84	-	5,20	-	4,46	-	4,71	-
1994	1,54	0,45	0,44	0,82	0,66	0,68	-	0,86	-	0,72	-	-0,54	-	-1,49	-	-2,02	-
1995	3,05	-0,39	-0,40	2,58	2,41	2,43	-	2,08	-	1,51	-	0,16	-	-0,99	-	-1,22	-
1996	3,77	7,72	7,71	8,11	7,74	7,77	-	7,14	-	6,91	-	5,91	-	5,33	-	5,64	-
1997	1,10	-3,59	-3,60	-3,36	-3,73	-3,70	-	-4,56	-	-4,63	-	-5,54	-	-5,91	-	-5,58	-
1998	0,98	-4,32	-4,33	-3,52	-3,43	-3,40	-	-2,06	-	-2,44	-	-3,62	-	-4,11	-	-4,06	-
1999	-0,90	-0,66	-0,66	-0,83	-0,84	-0,79	-	-0,78	-	-0,94	-	-1,87	-	-1,87	-	-1,55	-
2000	1,49	-2,24	-2,25	-1,74	-2,11	-2,09	-	-1,56	-	-1,92	-	-2,93	-	-2,73	-	-2,88	-
2001	-0,13	0,06	0,04	1,67	1,30	1,33	-	1,07	-	0,75	-	-0,42	-	-0,14	-	-0,54	-
2002	1,48	-3,09	-3,11	-3,21	-3,59	-3,55	-	11,66	-	12,19	-	13,88	-	13,71	-	13,98	-
2003	0,67	-0,54	-0,55	-1,40	-1,78	-1,74	-	-2,45	-	-2,91	-	-4,18	-	-3,99	-	-4,29	-
2004	-0,18	3,18	3,18	6,78	6,87	6,90	-	1,39	-	0,54	-	-1,34	-	-1,31	-	-1,43	-
2005	-	-0,04	-0,04	-1,70	-1,71	-1,67	-	14,24	-	13,07	-	11,06	-	11,03	-	11,01	-
2006	-	12,77	12,76	12,54	12,16	12,20	-	11,59	-	10,71	-	9,45	-	9,63	-	9,40	-

Modèle	A		B	C sen	C	D		E		F_MStat		F_M3B		F_M4B		F_M6B	
	CPUE	RR	RR	RR	RR	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs	RR	Acs
2007	-	1,85	1,83	1,95	1,53	1,56	-	3,09	-	1,96	-	0,80	-	0,96	-	0,88	-
2008	-	4,39	4,37	9,08	8,92	8,94	-	11,36	-	9,92	-	9,09	-	9,31	-	9,35	-
2009	-	5,70	5,69	8,55	8,13	8,16	-	7,10	-	6,16	-	6,10	-	6,52	-	6,07	-
2010	-	-4,61	-4,63	-6,40	-6,68	-6,66	-	-4,38	-	-5,48	-	-4,42	-	-4,07	-	-4,35	-
2011	-	-0,22	-0,24	-1,16	-1,59	-1,55	-	-0,41	-	-1,33	-	0,33	-	0,57	-	0,13	-
2012	-	-3,86	-3,87	-3,09	-3,46	-3,42	3,26	-9,83	3,25	11,35	3,80	-9,28	3,13	-8,98	3,02	-9,13	3,71
2013	-	6,02	6,01	8,20	7,82	7,92	-	6,51	-	4,88	-	6,60	-	6,67	-	6,45	-
2014	-	0,40	0,40	2,46	2,06	2,11	-	2,16	-	-0,23	-	1,76	-	1,81	-	2,21	-
2015	-	-4,01	-4,00	-3,51	-3,86	-3,95	-	-7,77	-	10,33	-	-8,29	-	-8,21	-	-7,62	-
2016	-	5,15	5,19	7,15	7,07	6,86	3,50	7,68	3,40	5,77	2,27	7,47	2,88	7,59	2,91	7,75	2,72
2017	-	1,33	1,42	1,46	1,23	0,86	1,82	0,37	1,85	-1,11	2,53	0,40	2,15	0,60	2,10	0,85	2,19
2018	-	0,49	0,68	0,26	0,21	-0,26	0,19	-0,95	0,15	-1,74	0,22	-0,65	0,28	-0,44	0,22	-0,26	0,40
2019	-	-0,45	-0,05	-1,87	-1,75	-2,38	3,44	-1,00	3,21	-1,16	2,62	-0,58	3,11	-0,36	3,03	-0,08	2,97
2020	-	1,48	2,42	1,19	1,61	0,34	8,06	1,10	7,96	1,86	9,37	1,65	8,16	1,38	7,79	2,78	9,03
Total	-0,20	3,98	5,31	5,11	5,20	2,92	2,85	3,07	2,89	1,14	2,48	1,07	2,38	0,25	2,33	-0,38	2,48

Tableau 7. Paramètres de rendement résiduels globaux pour tous les modèles pris en considération. Les lignes surlignées en jaune indiquent les deux modèles finaux, le modèle J_M4B étant choisi comme modèle de référence et le modèle I comme modèle de sensibilité. S. O. = sans objet.

Modèle	Indice	ESRN	SumResid	MSSR	ADAPT MSSR	ASAP_ObjFun
Modèle A	RR	4,042	3,975	0,937	0,738	S.O.
Modèle A	CPUE	-0,402	-0,197	0,240	-	-
Modèle B	RR	5,388	5,311	0,942	1,021	S.O.
Modèle C – Sensibilité	RR	4,727	5,106	0,833	1,226	S.O.
Modèle C	RR	4,761	5,204	0,853	1,237	S.O.
Modèle D	RR	2,678	2,915	0,846	1,141	S.O.
	Acoustique	4,002	2,850	0,355		
Modèle D – Lien	RR	2,815	3,065	0,846	1,141	S.O.
	Acoustique	4,002	2,850	0,355		
Modèle E	RR	2,780	3,067	0,951	1,172	S.O.
	Acoustique	4,093	2,893	0,349		
Modèle F – Mstat	RR	1,054	1,142	0,918	1,142	S.O.
	Acoustique	3,314	2,478	0,390		
Modèle F – M3B	RR	0,992	1,066	0,904	1,118	S.O.
	Acoustique	3,311	2,377	0,360		
Modèle F – M4B	RR	0,230	0,246	0,898	1,115	S.O.
	Acoustique	3,322	2,334	0,344		
Modèle F – M6B	RR	-0,354	-0,376	0,879	1,109	S.O.
	Acoustique	3,365	2,485	0,380		
Modèle I	RR	-161,077	-210,660	1,624	S.O.	4246
	Acoustique	-17,472	-17,068	0,742		
Modèle J – Mstat	RR	-155,348	-203,381	1,607	S.O.	4352
	Acoustique	-16,698	-16,545	0,756		
Modèle J – M3B	RR	-150,899	-199,628	1,626	S.O.	4418
	Acoustique	-19,210	-18,014	0,699		
Modèle J – M4B	RR	-151,176	-188,175	1,440	S.O.	3984
	Acoustique	-19,260	-18,040	0,698		
Modèle J – M6B	RR	-146,854	-197,748	1,670	S.O.	4530
	Acoustique	-17,212	-17,481	0,800		

Tableau 8. Extrait de chaque modèle par rapport au paramètre q estimé pour le relevé estival. Les lignes surlignées en jaune indiquent les deux modèles finaux, le modèle J_M4B étant choisi comme modèle de référence et le modèle I comme modèle de sensibilité. Les tirets (-) indiquent les cas où des données n'ont pas été utilisées dans le modèle. RR-Relevé de recherche, Acs-Acoustique.

Modèle	Indice	Statistique	Âge 2	Âge 3	Âge 4	Âge 5	Âge 6	Âge 7	Âge 8	Âge 9	Âge 10	Âge 11	Âge 12	Âge 13
A	RR	Estimation	-	0,0002	0,0005	0,0012	0,0018	0,0021	0,0016	-	-	-	-	-
		Err. rel.	-	0,145	0,145	0,143	0,143	0,145	0,155	-	-	-	-	-
		Biais rel.	-	0,005	0,006	0,007	0,008	0,009	0,015	-	-	-	-	-
B	RR	Estimation	-	0,0002	0,0005	0,0012	0,0018	0,0021	0,0016	-	-	-	-	-
		Err. rel.	-	0,170	0,168	0,168	0,168	0,171	0,183	-	-	-	-	-
		Biais rel.	-	0,007	0,008	0,010	0,011	0,013	0,021	-	-	-	-	-
C_sen	RR	Estimation	0,0001	0,0002	0,0005	0,0012	0,0017	0,0021	0,0016	0,0022	0,0031	0,0027	0,0030	0,0041
		Err. rel.	0,188	0,185	0,184	0,184	0,184	0,187	0,198	0,231	0,286	0,334	0,369	0,392
		Biais rel.	0,012	0,012	0,013	0,015	0,014	0,017	0,022	0,027	0,041	0,056	0,068	0,077
C	RR	Estimation	0,0001	0,0002	0,0005	0,0012	0,0017	0,0021	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024
		Err. rel.	0,188	0,186	0,185	0,185	0,184	0,187	0,113	0,113	0,113	0,113	0,113	0,113
		Biais rel.	0,012	0,012	0,013	0,015	0,014	0,017	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007
D	RR	Estimation	0,0001	0,0002	0,0005	0,0012	0,0017	0,0021	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024
		Err. rel.	0,180	0,178	0,177	0,177	0,176	0,179	0,109	0,109	0,109	0,109	0,109	0,109
		Biais rel.	0,013	0,012	0,013	0,014	0,014	0,015	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
	Acs	Estimation	0,0013	0,0009	0,0015	0,0017	0,0017	0,0017	0,0017	0,0017	0,0017	0,0017	0,0017	0,0017
		Err. rel.	0,462	0,464	0,455	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200
		Biais rel.	0,095	0,092	0,089	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
D_sen	RR	Estimation	0,2024	0,3360	0,7230	1,6500	2,5100	3,0600	2,1200	2,1200	2,1200	2,1200	2,1200	2,1200
		Err. rel.	0,207	0,204	0,203	0,203	0,203	0,206	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105
		Biais rel.	0,017	0,016	0,017	0,019	0,019	0,020	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
	Acs	Estimation	0,0014	0,0010	0,0015	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016	0,0016
		Err. rel.	0,530	0,533	0,524	0,231	0,231	0,231	0,231	0,231	0,231	0,231	0,231	0,231
		Biais rel.	0,124	0,122	0,118	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021	0,021
I	RR	Estimation	0,303	0,516	1,009	1,672	1,672	1,662	1,672	1,672	1,672	1,672	1,672	1,672
	Acs	Estimation	0,0018	0,0016	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018	0,0018
J_Mstat	RR	Estimation	0,150	0,272	0,551	0,923	0,923	0,920	0,923	0,923	0,923	0,923	0,923	0,923
	Acs	Estimation	0,0010	0,0008	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010
J_M3B	RR	Estimation	0,105	0,196	0,405	0,691	0,691	0,690	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691
	Acs	Estimation	0,0007	0,0006	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007
J_M4B	RR	Estimation	0,139	0,218	0,377	0,644	0,644	0,644	0,644	0,644	0,644	0,644	0,644	0,644
	Acs	Estimation	0,0007	0,0006	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007
J_M6B	RR	Estimation	0,096	0,185	0,394	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691	0,691
	Acs	Estimation	0,0008	0,0006	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008	0,0008

Tableau 9. Extrants d'ADAPT de chaque modèle par rapport aux paramètres q et a estimés pour l'indice des CPUE.

Modèle	Statistique	Âge 3	Âge 4	Âge 5	Âge 6	Âge 7	Âge 8
Modèle A	q estimatif	6.27E-07	1.11E-05	9.97E-05	1.41E-04	8.95E-05	1.55E-05
	Err. rel.	3,155	3,115	2,472	1,776	1,011	0,639
	Biais rel.	4,978	4,851	3,056	1,577	0,511	0,204
	une estimation	1,01	0,85	0,64	0,58	0,57	0,80
	Err. rel.	0,362	0,443	0,505	0,458	0,314	0,173
	Biais rel.	0	0	0	0	0	0

Tableau 10. Indice de la biomasse acoustique totale et non regroupée selon l'âge (tm) pour la goberge de la composante Ouest tirée du relevé de recherche. Les colonnes ICbas et IChaut représentent les intervalles de confiance bootstrap autour du total. Les tirets (-) indiquent les cas où des données n'ont pas été utilisées dans le modèle.

Année	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Total	ICbas	IChaut
2012,5	3376	492	2421	3637	1237	324	92	-	-	-	-	-	11578	11511	11636
2013,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2014,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016,5	4303	5642	7798	14240	3578	756	576	-	77	-	-	-	36969	36758	37162
2017,5	873	1898	4025	3392	4770	796	533	95	-	48	-	-	16431	16355	16504
2018,5	687	692	2152	6802	2607	2770	452	-	155	-	-	-	16317	16271	16362
2019,5	343	905	1036	2118	2464	1276	1008	74	-	52	64	-	9341	9298	9382
2020,5	7691	7884	12282	3526	2365	2956	1017	339	347	-	-	-	38061	37501	39286

Tableau 11. Erreur relative et biais relatif associés aux estimations de la mortalité naturelle (M) des blocs d'années pour les âges 2 à 4 selon la formulation du modèle B. Ces extraits sont générés dans le cadre d'un modèle de sensibilité du modèle B.

Modèle de sensibilité	Âges	Période	Estimation	Err. rel.	Biais rel.
Un bloc	2 à 4	1994 à 2020	0,31	0,612	-0,035
Deux blocs	2 à 4	1994 à 2010	0,25	0,780	-0,045
Deux blocs	2 à 4	2011 à 2020	0,66	0,435	-0,031
Trois blocs	2 à 4	1994 à 2000	0,22	1,071	-0,07
Trois blocs	2 à 4	2000 à 2010	0,29	0,756	-0,033
Trois blocs	2 à 4	2011 à 2020	0,67	0,433	-0,03

Tableau 12. Mortalité naturelle estimée pour chaque modèle, par groupe d'âge et par bloc d'années. Les cellules surlignées en jaune indiquent le paramétrage du modèle de référence choisi.

Modèle	Bloc d'années	Tranche d'âges	Estimation	Err. rel.	Biais rel.
Modèle F – Mstat	1994 à 2020	2 à 13	0,384	0,136	-0,080
Modèle F – M3B	1994 à 2000	2 à 13	0,496	0,207	-0,007
	2001 à 2010	2 à 13	0,507	0,139	-0,003
	2011 à 2020	2 à 13	0,322	0,188	-0,013
Modèle F – M4B	1994 à 2000	5 à 13	0,661	0,184	-0,013
	2001 à 2010	5 à 13	0,587	0,141	-0,006
Modèle F – M6B	2011 à 2020	5 à 13	0,341	0,212	-0,016
Modèle F – M6B	1994 à 2000	2 à 7	0,431	0,288	-0,010
	1994 à 2000	8 à 13	0,748	0,218	-0,018
	2001 à 2010	2 à 7	0,547	0,173	-0,003
	2001 à 2010	8 à 13	0,479	0,262	-0,015
	2011 à 2020	2 à 7	0,444	0,196	-0,015
	2011 à 2020	8 à 13	0,163	0,678	-0,029

Tableau 13. Somme des carrés des résidus pour les indices de relevé au chalut, de relevé acoustique et de CPUE dans chaque modèle examiné selon l'âge. Les lignes surlignées en jaune indiquent les deux modèles sélectionnés, le modèle J_M4B étant choisi comme modèle de référence et le modèle I comme modèle de sensibilité. Les tirets (-) indiquent les cas où des données n'ont pas été utilisées dans le modèle.

Modèle	Indice	Age 2	Age 3	Age 4	Age 5	Age 6	Age 7	Age 8	Age 9	Age 10	Age 11	Age 12	Age 13	Total	Moyenne
A	RR	-	63,5	33,3	30,4	23,6	30,0	27,3	-	-	-	-	-	208,0	34,7
	CPUE	-	9,2	3,0	3,5	4,3	4,7	7,0	-	-	-	-	-	31,6	5,3
B	RR	-	64,0	33,5	30,5	23,5	30,0	27,6	-	-	-	-	-	209,0	34,8
C sen	RR	78,8	64,4	33,6	30,4	24,3	30,0	27,5	27,4	24,2	18,1	7,8	3,5	369,9	30,8
C	RR	78,9	64,4	33,7	30,4	24,3	30,0	31,8	27,4	25,2	18,4	8,4	6,0	378,8	31,6
	Acs	5,3	5,4	2,9	1,4	0,2	1,5	1,9	4,0	0,6	0,2	1,5	-	24,8	2,3
D – Lien	RR	78,3	63,6	33,2	30,5	25,0	30,4	31,4	25,1	25,2	18,4	8,7	5,9	375,7	31,3
	Acs	5,3	5,4	3,0	2,0	0,1	1,6	1,9	4,2	0,5	0,2	1,4	-	25,5	2,3
E	RR	52,6	44,0	28,5	26,2	20,6	30,4	39,7	52,4	41,2	58,3	17,2	11,1	422,2	35,2
	Acs	4,4	5,9	3,4	2,3	0,2	1,3	1,4	4,0	0,6	0,2	1,5	-	25,1	2,3
F_Mstat	RR	49,9	39,2	24,5	24,5	19,2	29,0	39,7	53,0	41,7	55,3	18,4	13,3	407,6	34,0
	Acs	6,1	6,3	3,6	2,2	0,2	1,7	1,4	3,6	1,0	0,3	1,7	-	28,1	2,6
F_M3B	RR	53,2	39,0	24,0	23,6	18,7	28,6	41,9	48,5	38,1	53,5	18,3	13,8	401,2	33,4
	Acs	6,0	5,6	3,3	2,0	0,2	1,3	1,2	3,4	0,9	0,2	1,7	-	25,9	2,4
F_M4B	RR	50,9	39,7	24,2	23,7	18,8	28,9	43,6	46,8	36,4	51,8	18,7	14,9	398,5	33,2
	Acs	5,0	5,7	3,3	2,0	0,2	1,3	1,2	3,2	1,0	0,2	1,8	-	24,8	2,3
F_M6B	RR	52,1	37,4	22,9	23,2	18,5	30,3	44,8	44,0	33,5	52,7	17,8	12,9	390,1	32,5
	Acs	6,9	6,1	3,5	1,8	0,2	1,4	1,4	3,3	0,9	0,2	1,7	-	27,4	2,5
I	RR	53,2	44,2	28,6	25,9	22,3	30,7	96,3	115,4	79,1	99,9	68,4	57,1	721,0	60,1
	Acs	5,0	6,7	4,3	2,9	0,6	2,8	7,1	12,3	4,3	6,3	1,2	-	53,4	4,9
J_Mstat	RR	50,8	39,3	24,2	23,8	21,0	30,8	101,8	118,9	79,3	94,1	70,2	59,5	713,6	59,5
	Acs	5,0	7,4	4,8	3,2	0,8	3,0	7,3	11,6	4,3	6,0	1,0	-	54,5	5,0
J_M3B	RR	53,4	38,3	25,4	25,9	26,3	37,0	102,2	114,1	75,7	89,0	70,8	63,6	721,8	60,2
	Acs	4,7	5,5	3,5	2,6	0,3	2,0	6,2	13,4	4,3	6,5	1,4	-	50,3	4,6
J_M4B	RR	51,2	38,4	24,1	23,2	21,3	30,4	89,9	103,9	66,0	79,5	57,6	44,3	629,9	52,5
	Acs	5,0	5,9	3,8	2,4	0,5	2,5	6,3	12,4	4,4	6,2	1,1	-	50,4	4,6
J_M6B	RR	52,7	38,6	26,4	27,3	29,8	41,9	104,2	115,4	82,8	91,8	74,7	55,9	741,6	61,8
	Acs	4,9	6,6	4,2	3,2	0,6	1,4	5,1	13,2	5,9	9,5	3,0	-	57,6	5,2

Tableau 14. Les modèles de sensibilité examineront l'incidence du paramètre du taux de variation de la relation stock-recrutement sur la valeur de la fonction objective dans le PESA. Les tirets (-) indiquent les cas où le modèle ne converge pas.

Modèle	Taux de variation	ASAP_ObjFun
G	0,2	3190
	0,65	2936
	0,8	2996
	0,99	3143
H_Mstat	0,65	3041
	0,9	3103
H_M3B	0,65	3190
	0,9	3157
	0,99	3143
H_M4B	0,3	-
	0,4	2991
	0,65	3052
	0,9	3068
H_M6B	0,4	3230
	0,5	3191
	0,65	3167
	0,9	3314

Tableau 15. Les paramètres du rho de Mohn sont calculés selon la BSR et la F pour les modèles I et J, ainsi que des périodes de cinq et sept ans. Les valeurs en gras sont celles jugées acceptables par Hurtado-Ferro et al. (2015). Les lignes surlignées en jaune indiquent les deux modèles choisis, le modèle J_M4B étant choisi comme modèle de référence et le modèle I comme modèle de sensibilité.

Modèle	Cinq ans		Sept ans	
	BSR	F	BSR	F
Modèle I – M02	-0,092	0,257	-0,053	0,271
Modèle J Mstat	-0,229	0,556	-0,264	0,675
Modèle J M3B	-0,073	0,197	-0,101	0,272
Modèle J M4B	0,062	-0,004	0,076	0,000
Modèle J M6B	-0,152	0,348	-0,166	0,431

Tableau 16. Objectifs de gestion et mesures de rendement connexes pour l'ESG de 2022 de la goberge.
S. O. = sans objet.

Intention générale	Objectif ambitieux	Mesure	Probabilité	Période
Maintenir le stock au-dessus du PRL et éviter les déclin induits par la pêche sous le PRL.	Éviter le déclin induit par la pêche de la biomasse et de l'abondance des reproducteurs en deçà du PRL	La probabilité que la biomasse et l'abondance des reproducteurs tombent sous le PRL.	Faible (5 à 25 %)	Deux générations (d'ici 12 ans)
Ajuster le niveau de précaution en fonction de l'état des stocks (tableau 1 du Cadre pour la pêche durable [CPD] du MPO)	Promouvoir la croissance des stocks dans la zone saine	État et tendance de la biomasse et de l'abondance des reproducteurs.	Probabilité d'une croissance élevée au PRL (75 %) à neutre (50 %) au PRS	Deux générations (d'ici 12 ans)
Obtenir des totaux autorisés de captures (TAC) interannuels stables (Industrie)	Éviter des variations interannuelles importantes du TAC (15 %)	Nombre moyen d'années dans chaque projection où la variation interannuelle du TAC dépasse 15 %, à court, moyen et long terme	S.O.	2023 à 2030 2023 à 2036 2023 à 2045
Maintenir le TAC au-dessus d'un certain niveau (Industrie)	Maintenir le TAC au-dessus d'une certaine valeur (3 000 tm proposé)	Nombre moyen d'années dans chaque projection où le TAC dépasse 3 000 tm à court, moyen et long terme	S.O.	2023 à 2030 2023 à 2036 2023 à 2045

Tableau 17. Exemple de fiche de pointage pour les objectifs 1 et 2. Le tableau montre la proportion de simulations qui tombent sous le point de référence limite (PRL) ou au-dessus du point de référence supérieur (PRS) du stock au cours de l'année terminale (2034, à deux générations de 2022).

PG	MO	PropBelowLRP	PropAboveUSR
CC1	MO 1	11,0 %	69,7 %
CC1	MO 2	0,0 %	100,0 %
CC1	MO 3	26,0 %	48,7 %
CC2	MO 1	7,1 %	77,5 %
CC2	MO 2	0,0 %	100,0 %
CC2	MO 3	19,1 %	57,7 %
Islope1	MO1	2,7 %	83,6 %
Islope 1	MO2	0,0 %	100,0 %
Islope 1	MO3	9,7 %	66,0 %
Islope 2	MO1	1,7 %	88,6 %
Islope 2	MO2	0,0 %	100,0 %
Islope 2	MO3	6,7 %	72,6 %

Tableau 18. Exemple de fiche de pointage pour l'objectif 3. Proportion moyenne (entre les simulations) d'années dans chaque période où la variation interannuelle du TAC dépassait le seuil de 15 %.

PG	MO	Long (2022-2045)	Moyen (2022–2036)	Court (2022-2030)
CC1	MO 1	0,0 %	0,0 %	0,0 %
CC1	MO 2	0,0 %	0,0 %	0,0 %
CC1	MO 3	0,0 %	0,0 %	0,0 %
CC2	MO 1	0,0 %	0,0 %	0,0 %
CC2	MO 2	0,0 %	0,0 %	0,0 %
CC2	MO 3	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Islope 1	MO1	5,1 %	4,1 %	2,4 %
Islope 1	MO2	4,2 %	3,3 %	2,0 %
Islope 1	MO3	5,2 %	4,1 %	2,4 %
Islope 2	MO1	5,1 %	4,1 %	2,4 %
Islope 2	MO2	4,2 %	3,4 %	2,1 %
Islope 2	MO3	5,1 %	4,0 %	2,4 %

Tableau 19. Points de référence proposés et niveaux d'exploitation de référence pour la goberge de la composante Ouest pour deux scénarios de mortalité naturelle (M) [PRL – point de référence limite; ER – exploitation de référence, s.o. – sans objet.

PointRéférence	Paramètre	Modèle	Hypothèse de M (5+)	Période de M	Valeur
PRL	0,4 BRMD	Modèle J	0,34	2011 à 2020	9738
PRL	0,2 B0	Modèle J	0,34	2011 à 2020	14350
PRL	0,4 BF _{40%} RPR	Modèle J	0,34	2011 à 2022	12642
PRL	Brétablissem t	Modèle J	S.O.	S.O.	16701
ER	FRMD	Modèle J	0,34	2011 à 2020	0,175
ER	F _{40%} RPR	Modèle J	0,34	2011 à 2020	0,187
PRL	0,4 BRMD	Modèle J	0,415	1982 à 2020	7583
PRL	0,2 B0	Modèle J	0,415	1982 à 2020	10749
PRL	0,4 BF _{40%} RPR	Modèle J	0,415	1982 à 2020	9879
PRL	Brétablissem t	Modèle J	S.O.	S.O.	16701
ER	FRMD	Modèle J	0,415	1982 à 2020	0,185
ER	F _{40%} RPR	Modèle J	0,415	1982 à 2020	0,220

Tableau 20. Résumé des simulations de PRS proposés dans le cadre d'une règle de contrôle des prises générique avec deux niveaux de F dans la zone critique ($F_{critique}$) et deux MO (MO1 et MO2). Les cellules en surbrillance orange montrent le segment du point de référence supérieur du stock le plus bas où la proportion de simulations sous le point de référence limite < 5 %.

PRS	$F_{critique} = 0,00001 * ER$				$F_{critique} = 0,06$	
	MO1		MO2		MO 1	
	40Year	2Gen	40Year	2Gen	40Year	2Gen
14350	9,60 %	7,00 %	1,80 %	1,30 %	10,7 %	10,3 %
15 785	8,20 %	6,10 %	1,50 %	1,30 %	9,4 %	8,9 %
17 220	7,10 %	5,30 %	1,20 %	1,00 %	8,3 %	7,7 %
18 655	6,20 %	4,70 %	1,00 %	1,00 %	7,2 %	7,1 %
20 090	5,20 %	4,10 %	0,80 %	0,80 %	6,2 %	6,1 %
21 525	4,40 %	3,10 %	0,60 %	0,50 %	5,4 %	5,6 %
22 960	3,60 %	2,50 %	0,50 %	0,50 %	4,5 %	4,6 %
24 395	3,00 %	1,80 %	0,40 %	0,40 %	3,8 %	4,1 %
25 830	2,40 %	1,50 %	0,30 %	0,30 %	3,3 %	3,6 %
27 265	2,10 %	1,20 %	0,20 %	0,30 %	2,7 %	2,9 %
28 700	1,80 %	1,10 %	0,10 %	0,20 %	2,2 %	2,2 %

FIGURES

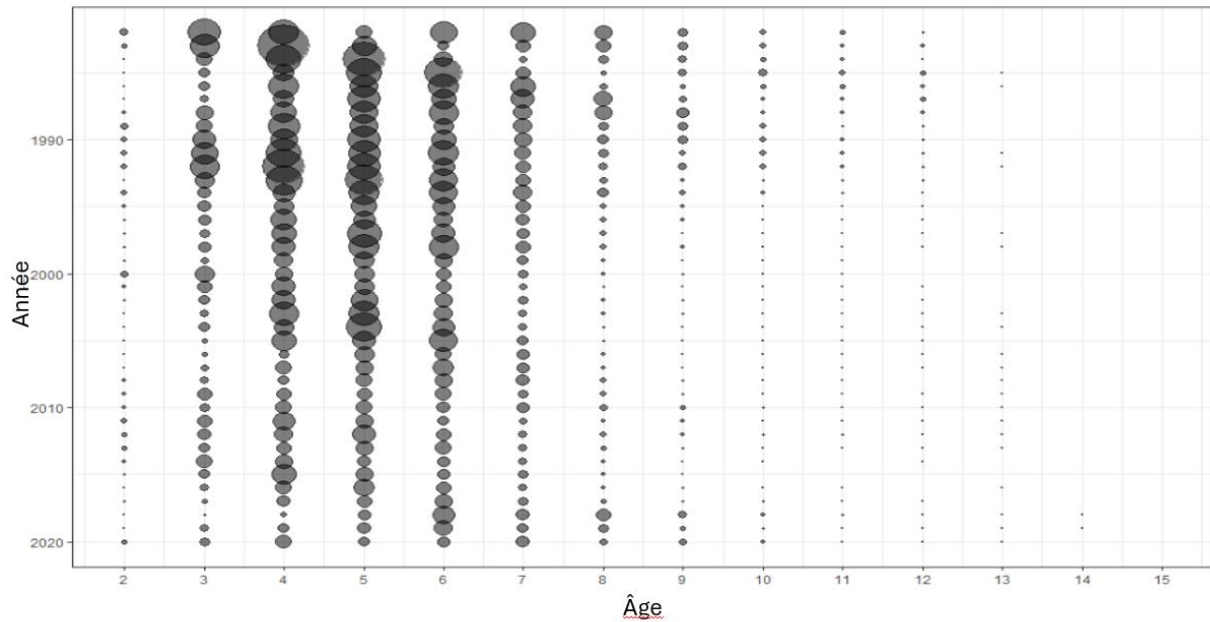


Figure 1. Prises selon l'âge de la pêche commerciale à la goberge, mises à jour avec les âges corrigés pour 2017-2020. La superficie de chaque bulle est proportionnelle à l'abondance.

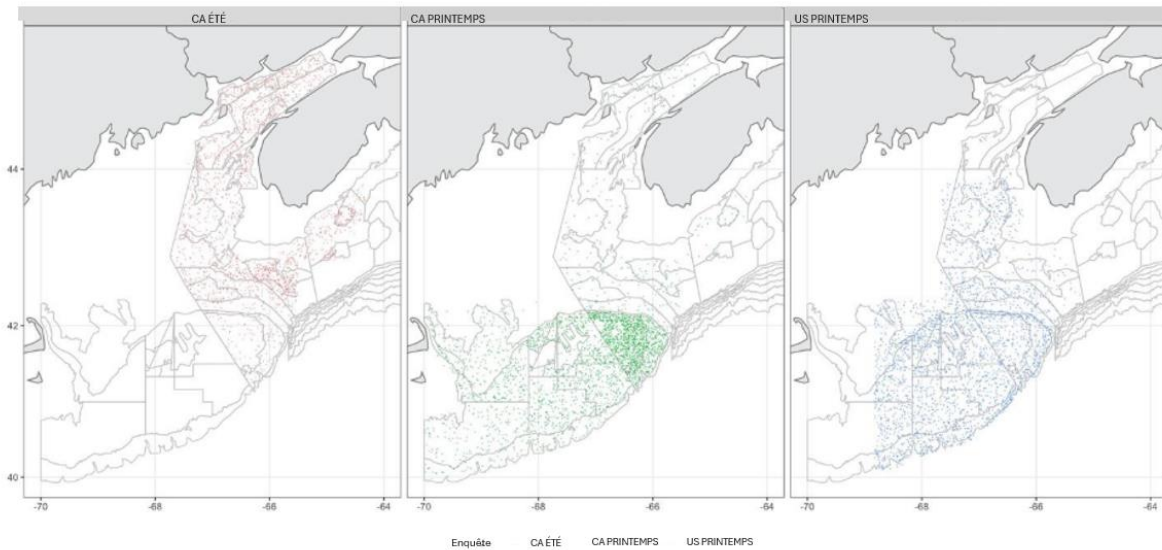


Figure 2. Couverture spatiale des relevés de recherche estival (CA summer) et hivernal (CA spring) du MPO et du relevé US Spring, respectivement de 1983 à 2021. Le relevé d'été du MPO n'a pas échantillonné l'Est du banc de Georges de façon uniforme.

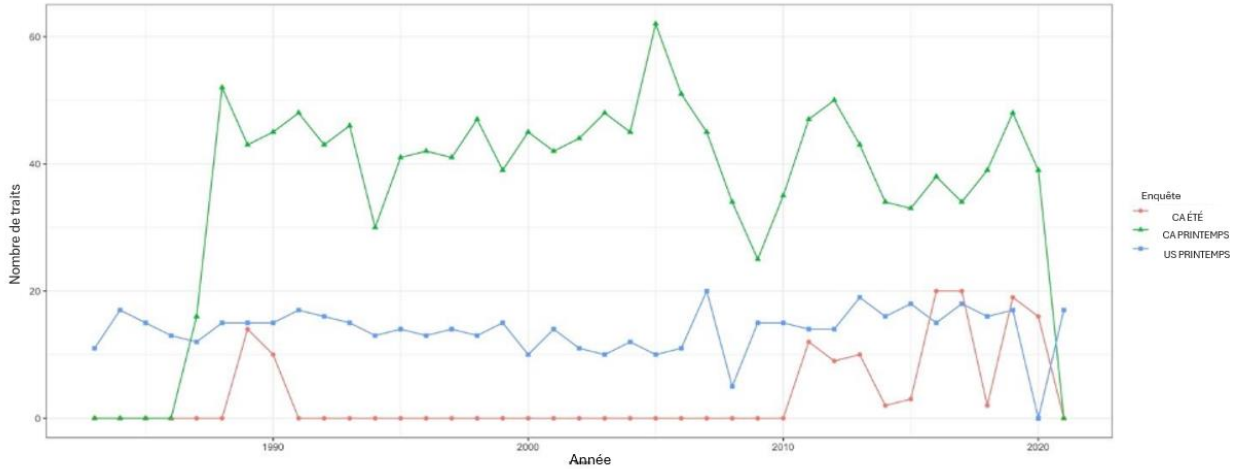


Figure 3. Couverture temporelle des relevés de recherche hivernaux (CA PRINTEMPS) et estivaux (CA ÉTÉ) du MPO et du relevé US PRINTWMPs dans l'Est du banc de Georges de 1983 à 2021.

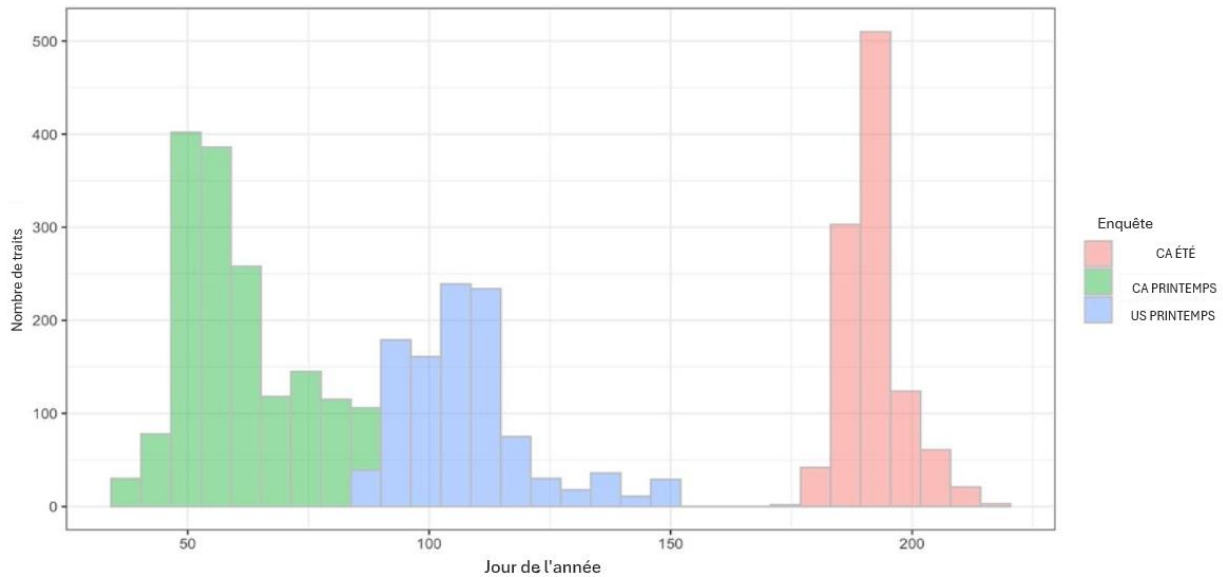


Figure 4. Dates historiques des relevés de recherche hivernal (CA PRINTEMPS) et estival (CA ÉTÉ) effectués par le MPO, ainsi que du relevé US PRINTEMPS.

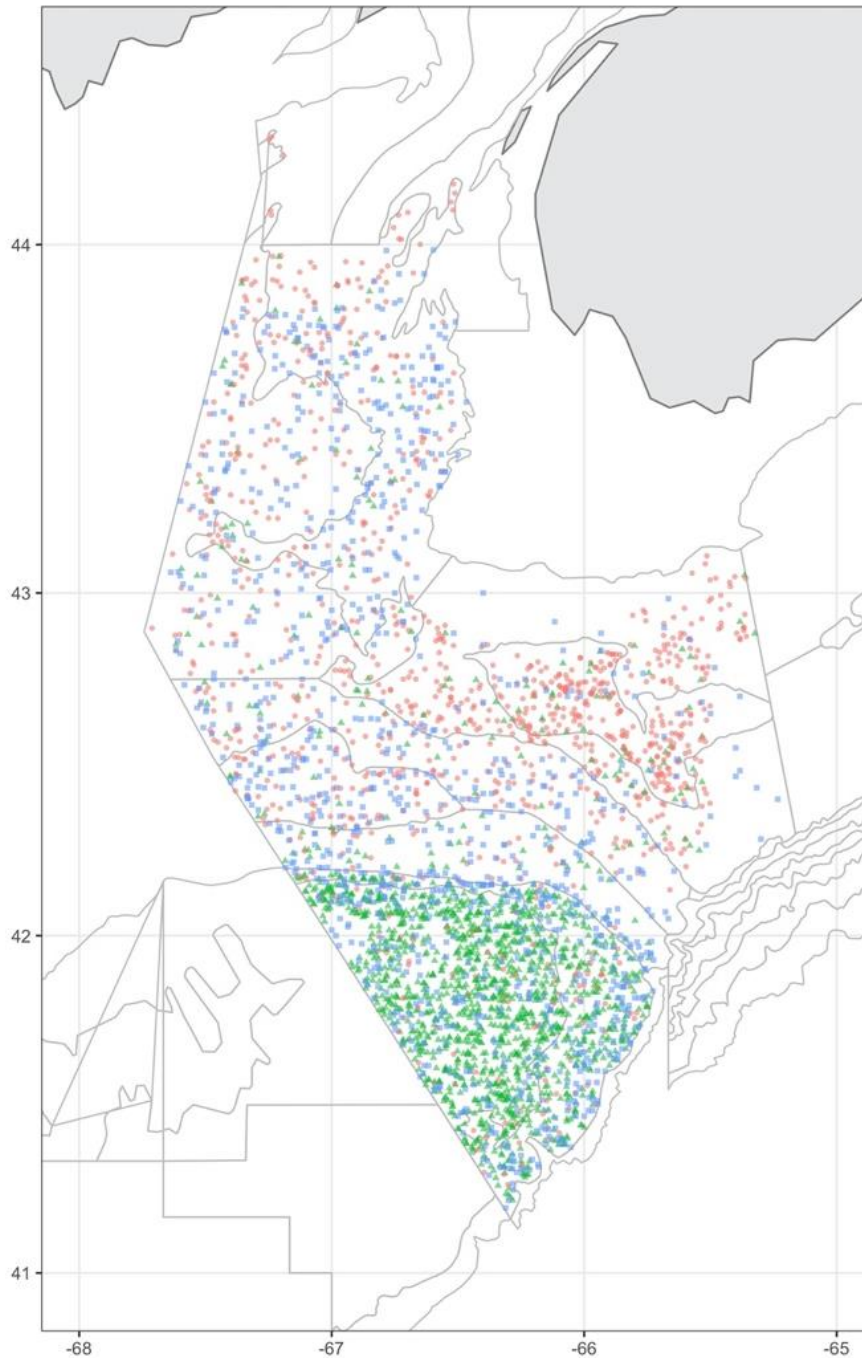


Figure 5. Tous les emplacements de traits dans la zone d'étude. La zone d'étude était limitée aux strates des relevés de recherche d'été 480–485 et 5Z129 du MPO. L'Est du banc de Georges se compose de la strate 5Z129 et fait l'objet de cette analyse; les strates 480 à 485 ont été incluses dans l'analyse afin d'optimiser les renseignements sur le chevauchement entre les relevés et d'améliorer le rendement du modèle.

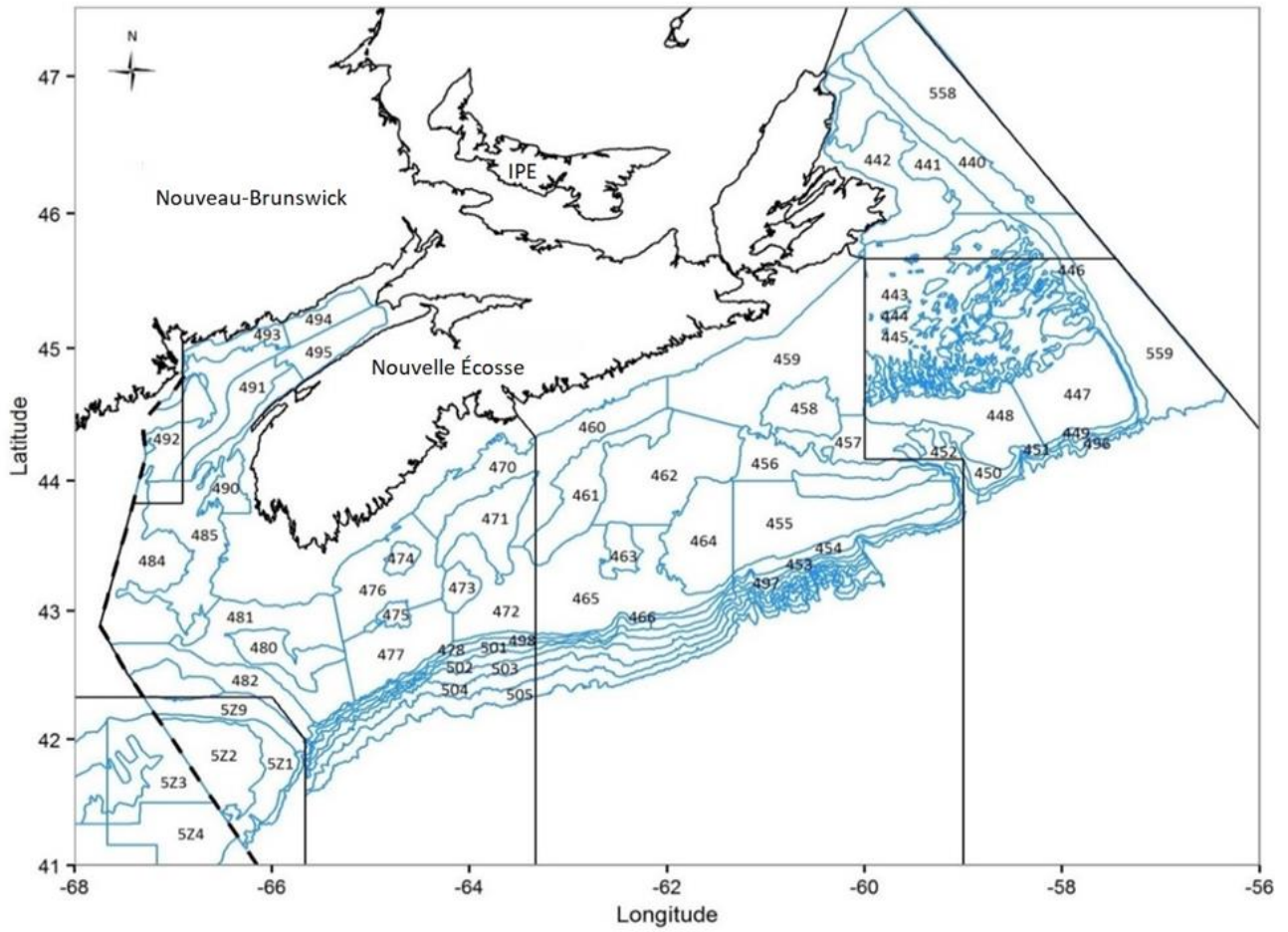


Figure 6. Les strates de relevés de recherche estivaux du MPO.

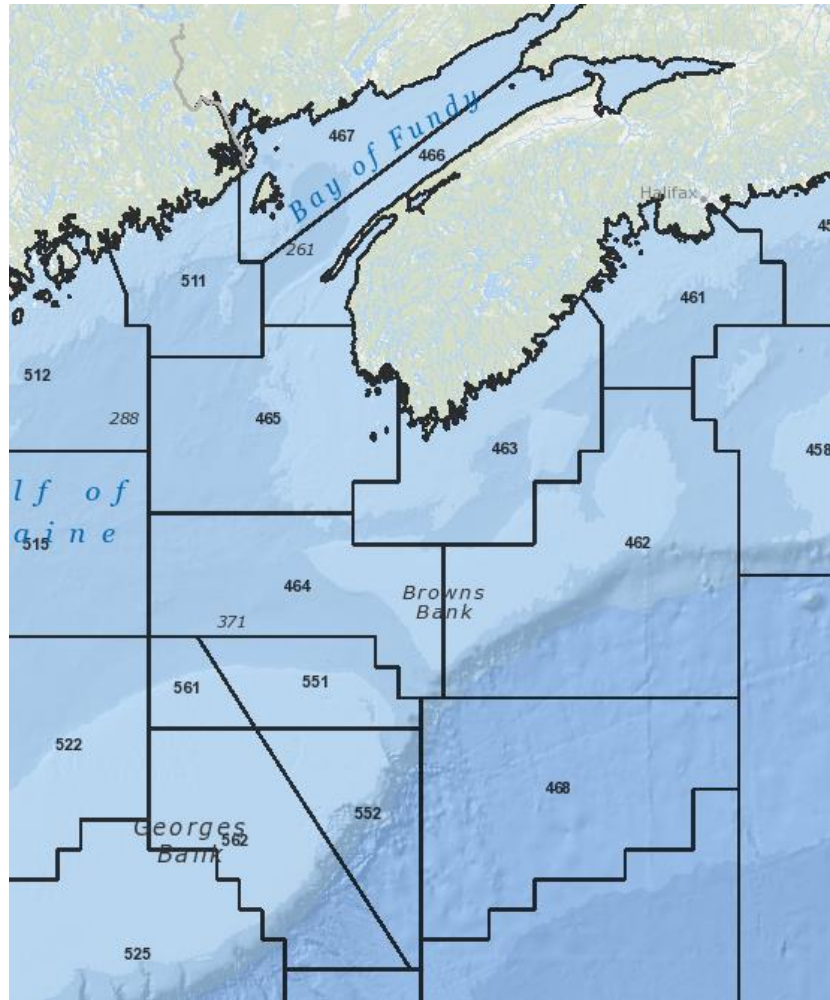


Figure 7. Zones de production de rapports statistiques sur les pêches pour les données américaines. Chiffre original de la NOAA 2022.

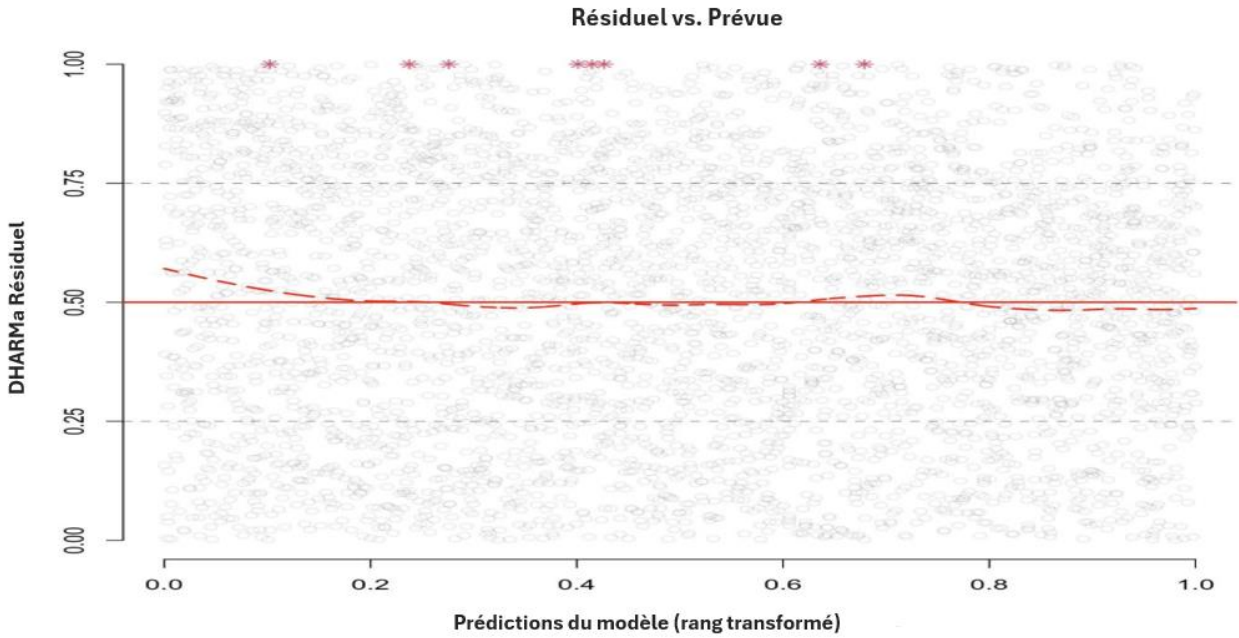


Figure 8. Diagnostics résiduels effectués par le progiciel R de DHARMA. Les résidus de quantile à l'échelle (cercles noirs) sont diffusés uniformément. Les quantiles résiduels lissés à 50 % (ligne rouge segmentée) s'alignent avec les quantiles théoriques (ligne rouge pleine).

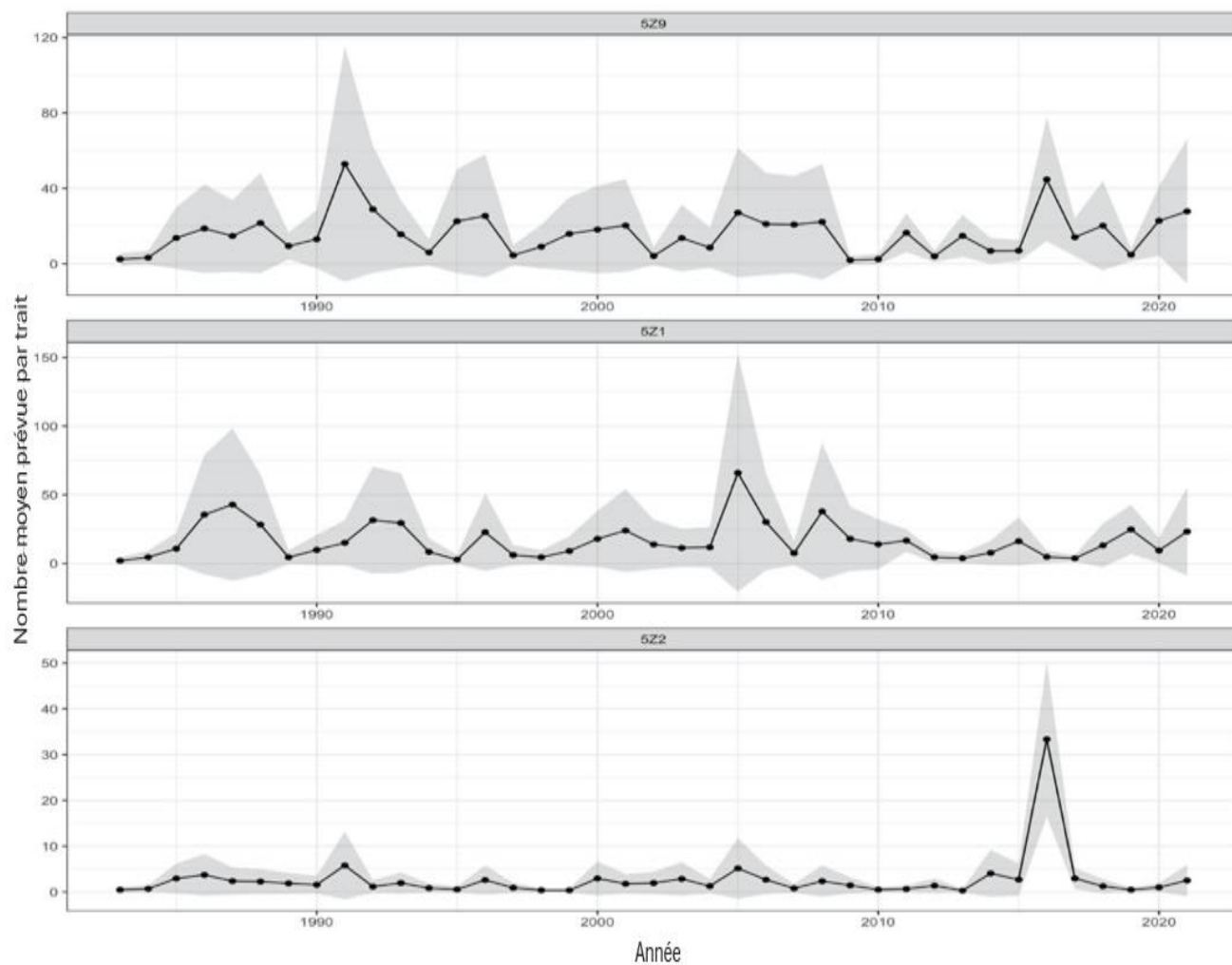


Figure 9. Nombre moyen de goberges prévu par trait pour un trait standard dans le relevé de recherche estival du MPO dans les strates 5Z1, 5Z2 et 5Z9, respectivement (les zones grises sont des écarts-types).

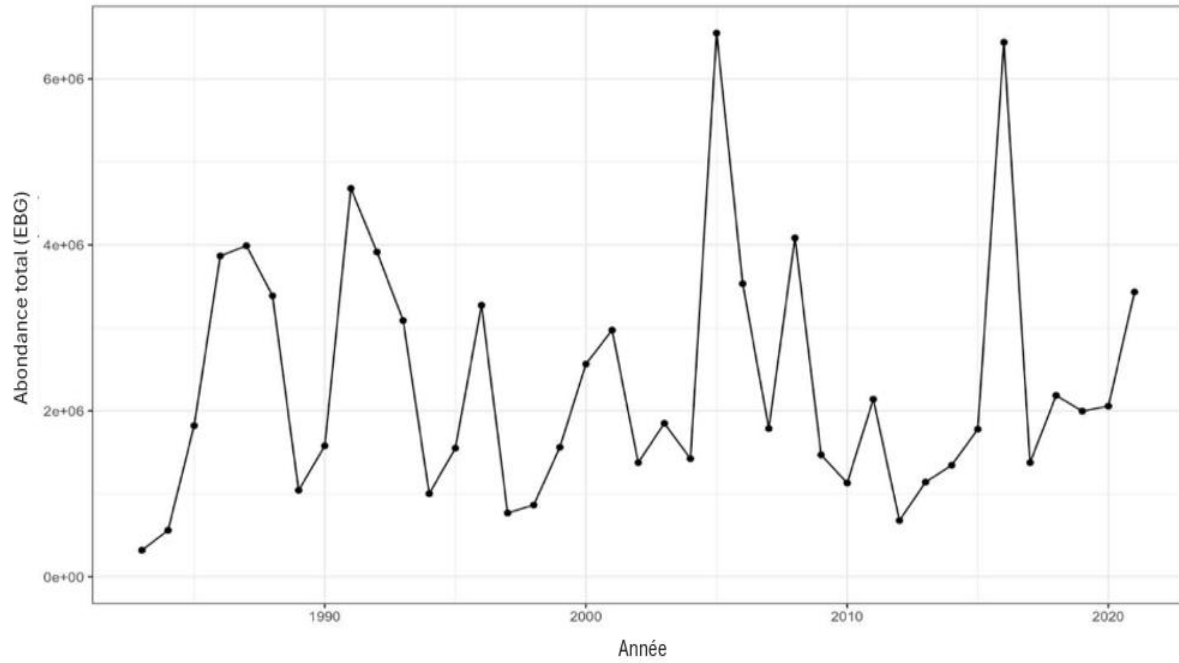


Figure 10. Abondance totale prévue de la population de goberges pour l'Est du banc de Georges (strates 5Z129 combinées).

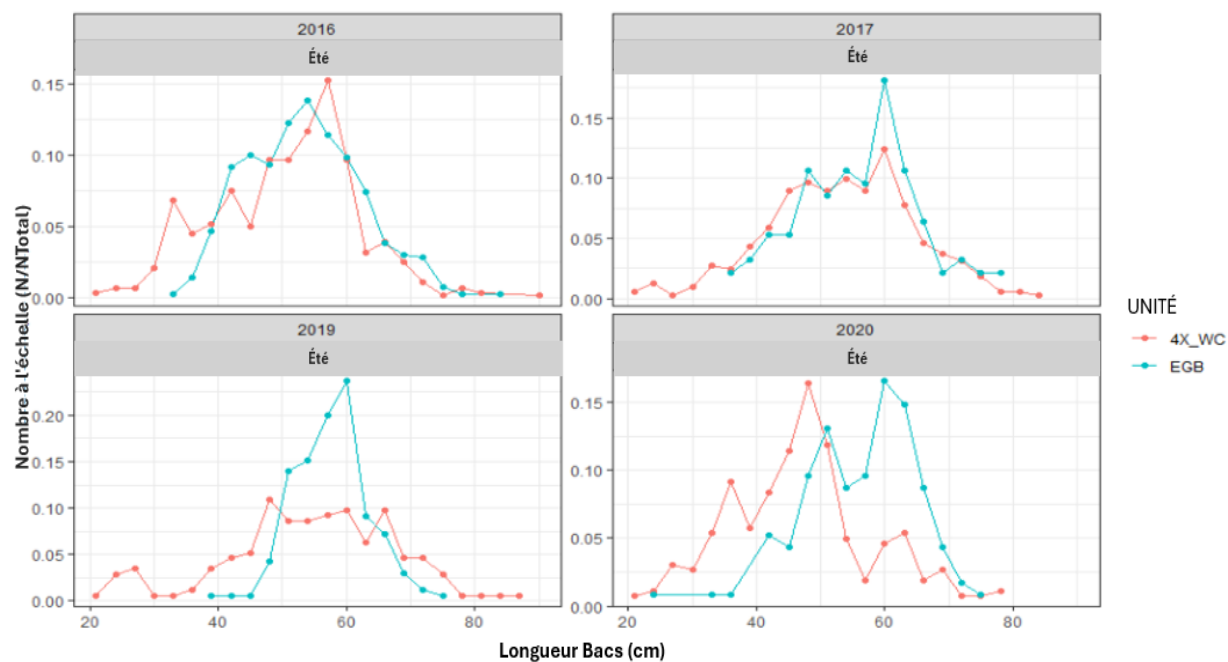


Figure 11. Répartition à l'échelle de la fréquence des longueurs de la goberge échantillonnée lors du relevé de recherche estival du MPO au cours des quatre années de couverture minimale de l'Est du banc de Georges (EBG) par année. La couleur des lignes montrait la distribution à l'échelle de la fréquence des longueurs de l'EBG et de la composante Ouest de la zone 4X.

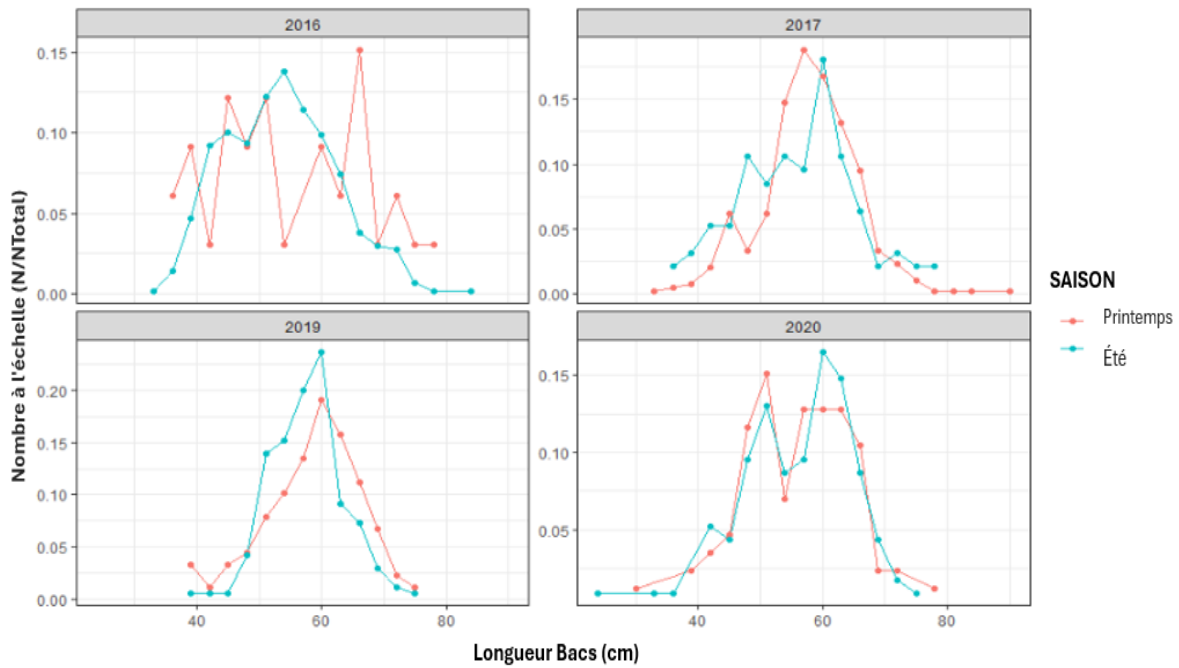


Figure 12. Répartition à l'échelle de la fréquence des longueurs de la goberge échantillonnée dans l'Est du banc de Georges en quatre ans lorsque la couverture minimale de l'EBG a été terminée (facettes). La couleur des lignes montrait les distributions à l'échelle des fréquences de longueur des relevés d'été et d'hiver du MPO.

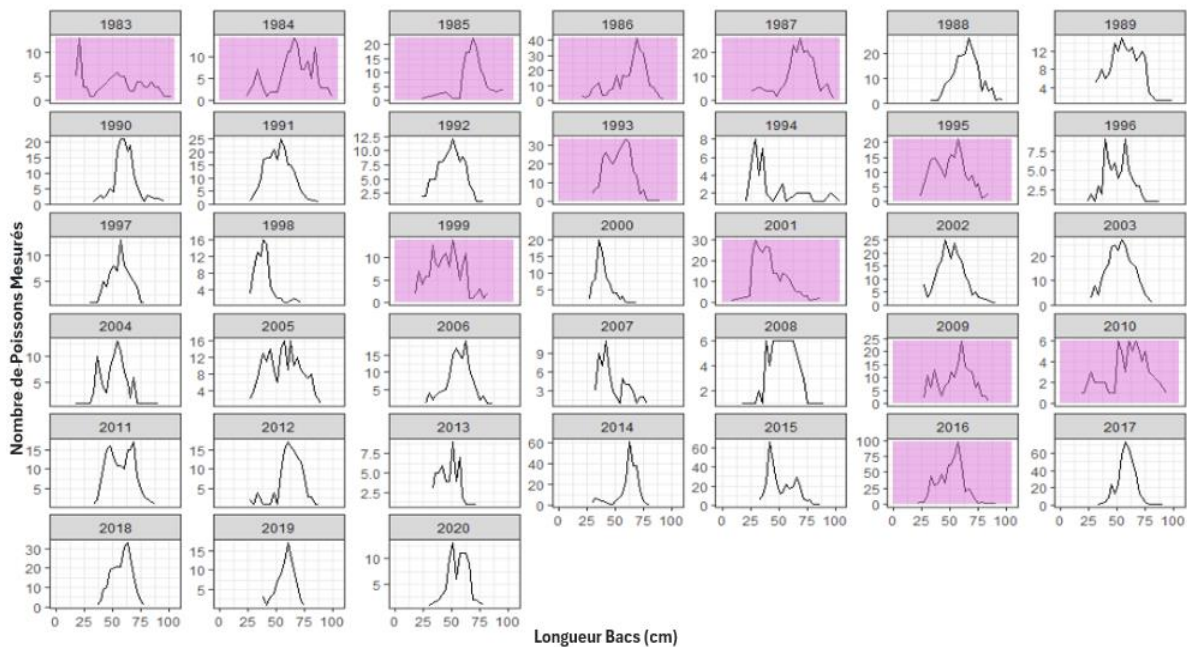


Figure 12. Distribution de la fréquence des longueurs des goberges appliquée au relevé estival du MPO sur l'Est du banc de Georges. Les facettes roses désignent les années où la distribution de la fréquence des longueurs provient de la composante Ouest de la zone 4X; les facettes blanches indiquent les années où la distribution de la fréquence des longueurs provient du relevé hivernal du MPO.

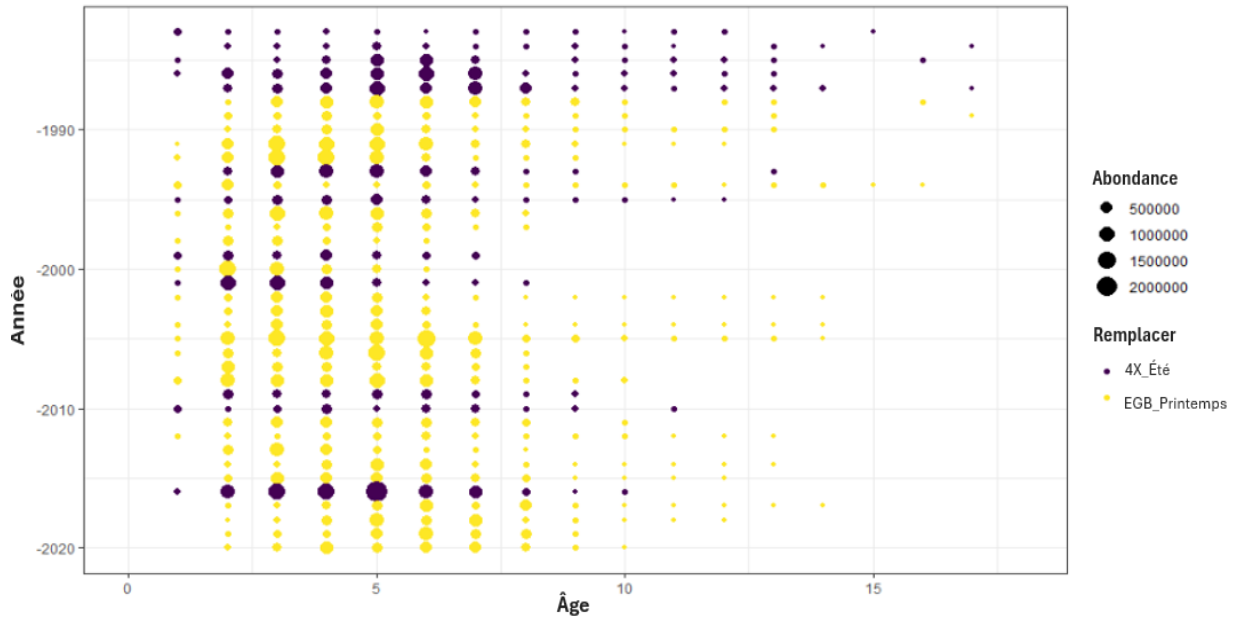


Figure 13. Indices d'abondance selon l'âge des goberges pour les relevés modélisés du MPO de l'Est du banc de Georges. La taille de la bulle indique l'abondance totale. La couleur indique la source de la fréquence des longueurs appliquée à l'abondance totale.

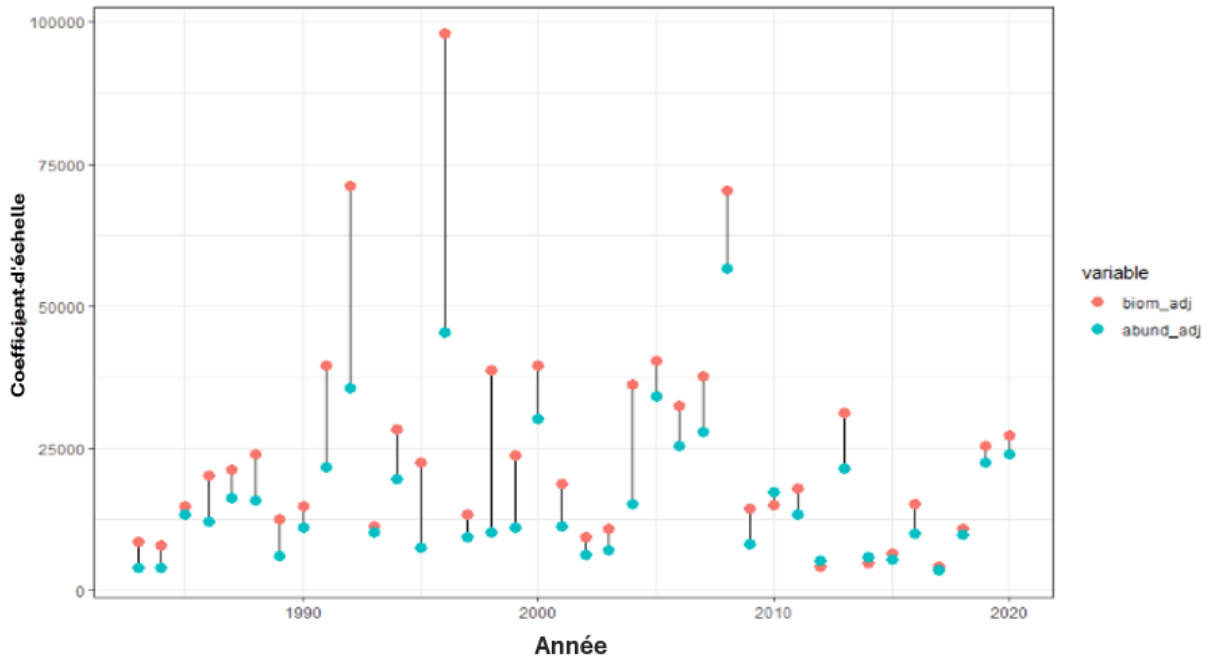


Figure 14. Coefficient de mise à l'échelle calculé pour la biomasse et l'abondance de la goberge dans l'Est du banc de Georges.

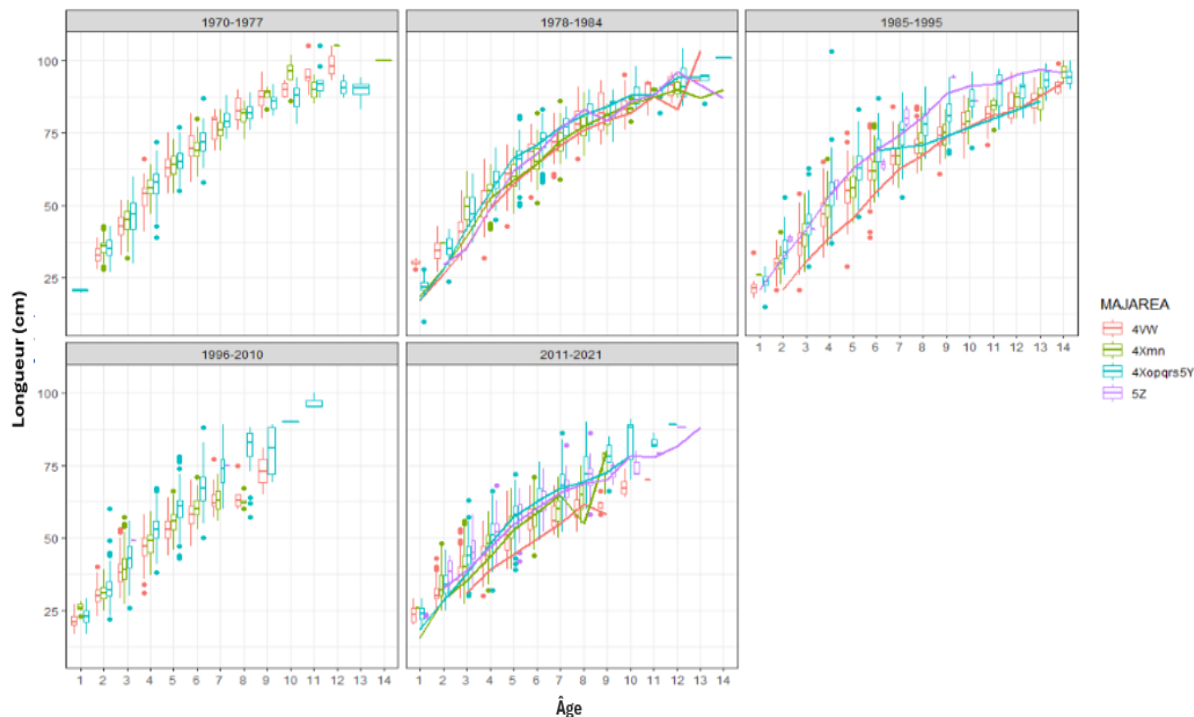


Figure 15. Longueur selon l'âge de la goberge par zone unitaire (désignée par les couleurs) et par période (désignée par les facettes) selon les données du relevé hivernal du MPO. Les lignes indiquent la valeur moyenne. Les diagrammes de quartiles montrent la répartition des données autour de cette moyenne.

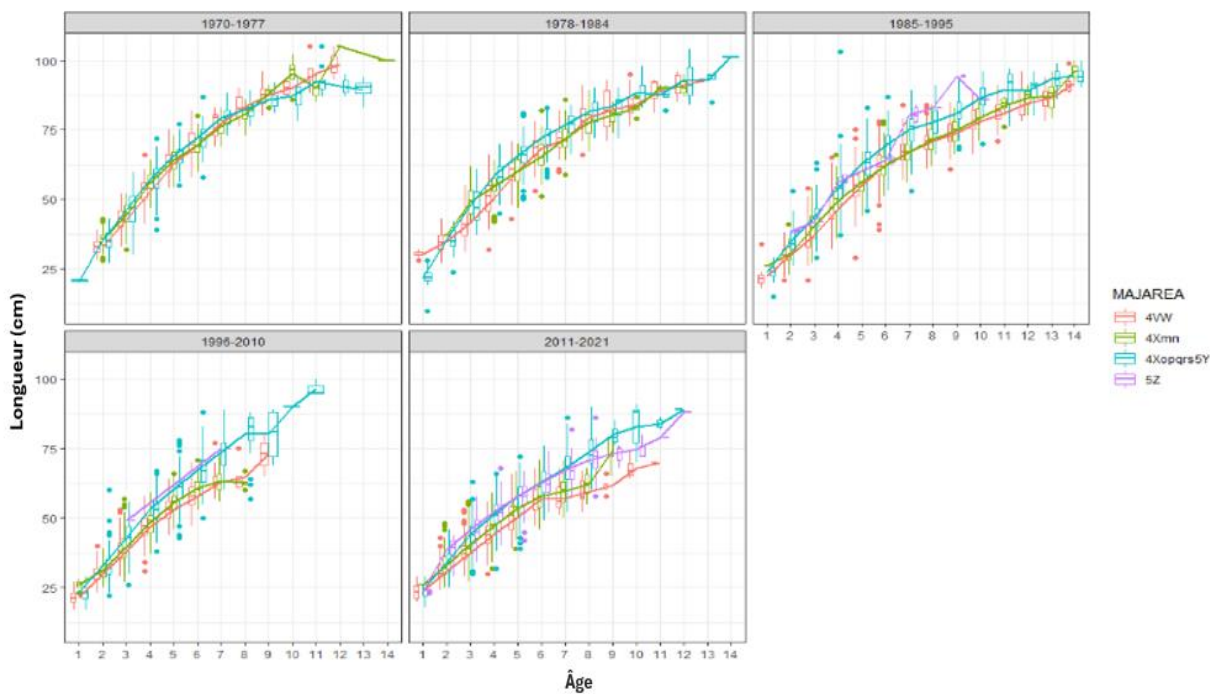


Figure 16. Longueur selon l'âge de la goberge par zone unitaire (désignée par les couleurs) et par période (désignée par les facettes) selon le relevé estival du MPO. Les lignes indiquent la valeur moyenne. Les diagrammes de quartiles montrent la répartition des données autour de cette moyenne.

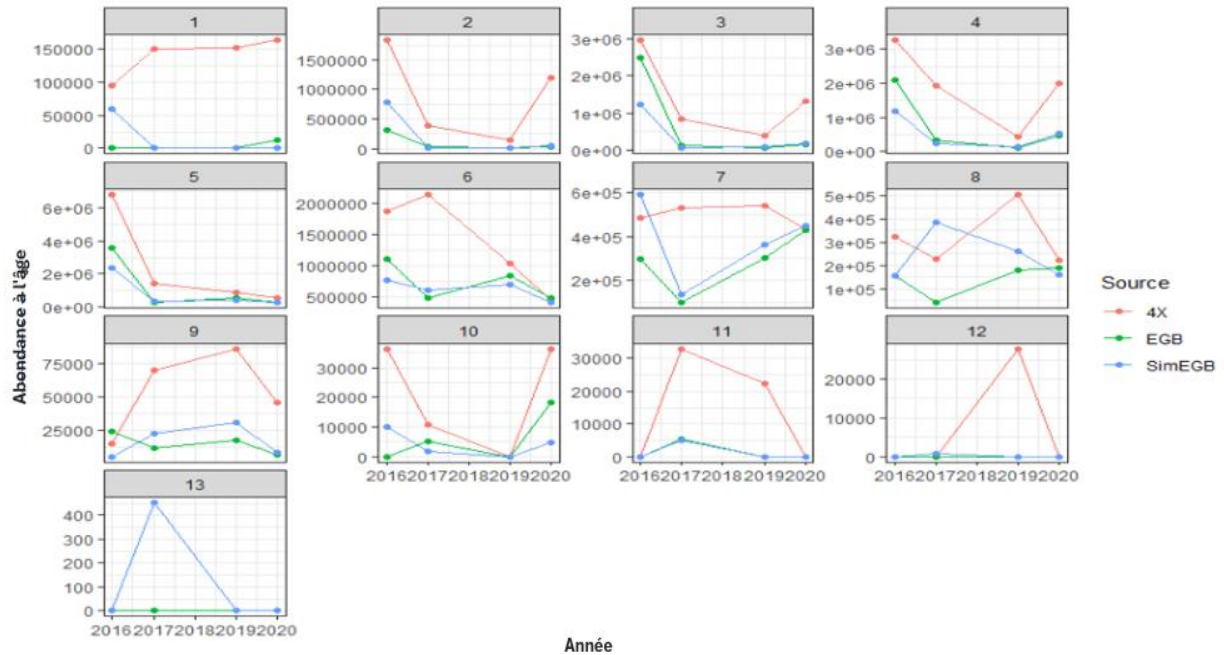


Figure 17. L'abondance relative selon l'âge des goberges (facettes) pour les zones 4Xopqrs5Y (rouge), l'Est du Banc de Georges (vert) et les indices simulés de l'Est du Banc de Georges (bleu), au cours des quatre années où le relevé d'été du MPO couvrait entièrement l'Est du Banc de Georges (2016, 2017, 2019, 2020).

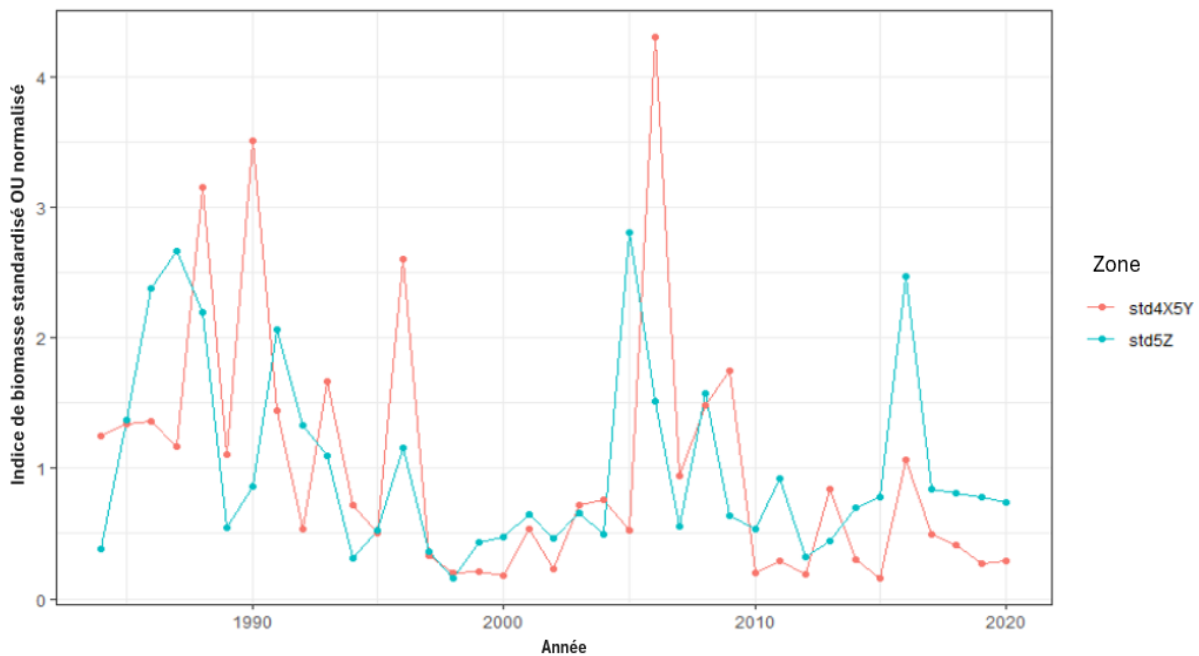


Figure 18. Indices relatifs de la biomasse de la goberge pour les strates des relevés d'été du MPO dans les zones 4Xopqrs5Y (rouge) de l'OPANO et indice simulé de la biomasse relative pour l'Est du banc de Georges (bleu). Les indices ont été normalisés pour apparaître sur la même échelle en les divisant par leurs moyennes respectives de 1984 à 2020.

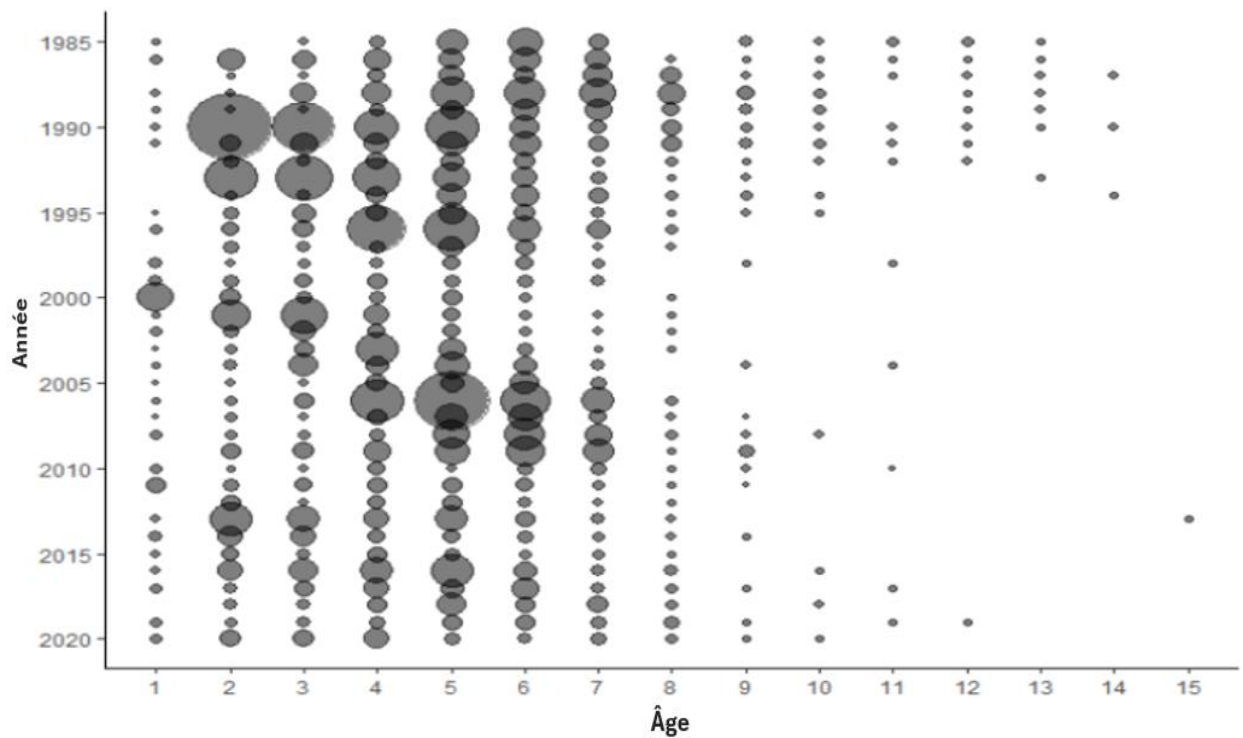


Figure 19. Nombre moyen de goberges pondéré par zone selon l'âge par trait tiré du relevé d'été du MPO utilisé dans l'ESG de 2011 comme indices d'abondance selon l'âge.

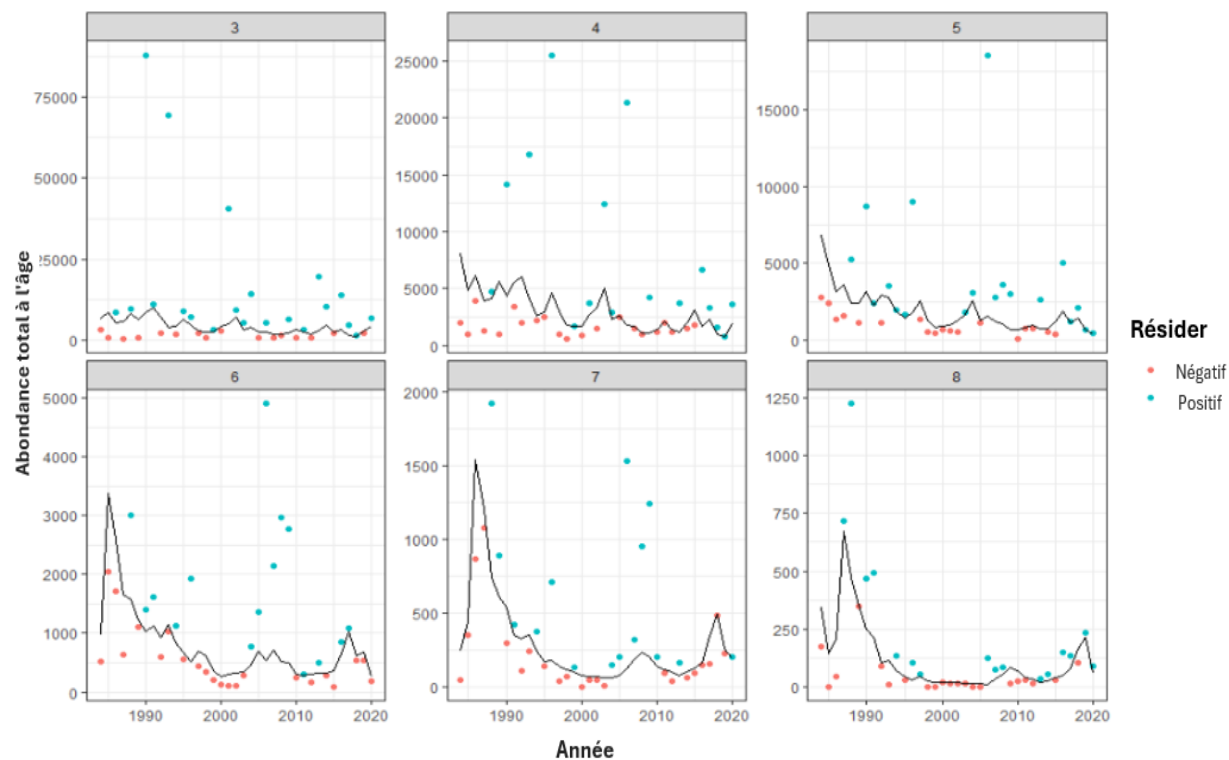


Figure 20. Le modèle de relevé d'été du MPO convient au modèle A pour chaque âge (facette) et année (axe des x).

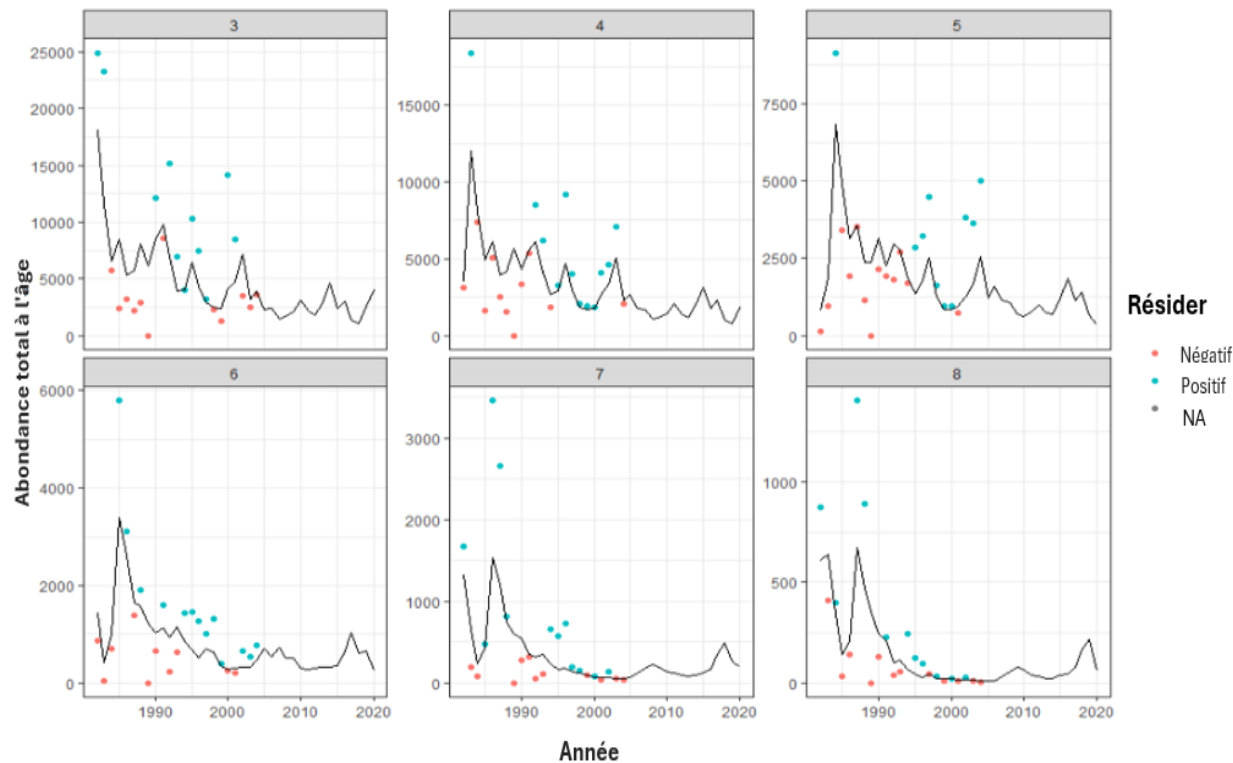


Figure 21. Modèle d'indice des CPUE de la pêche commerciale de la goberge adapté au modèle A pour chaque âge (facette) et année (axe des x).

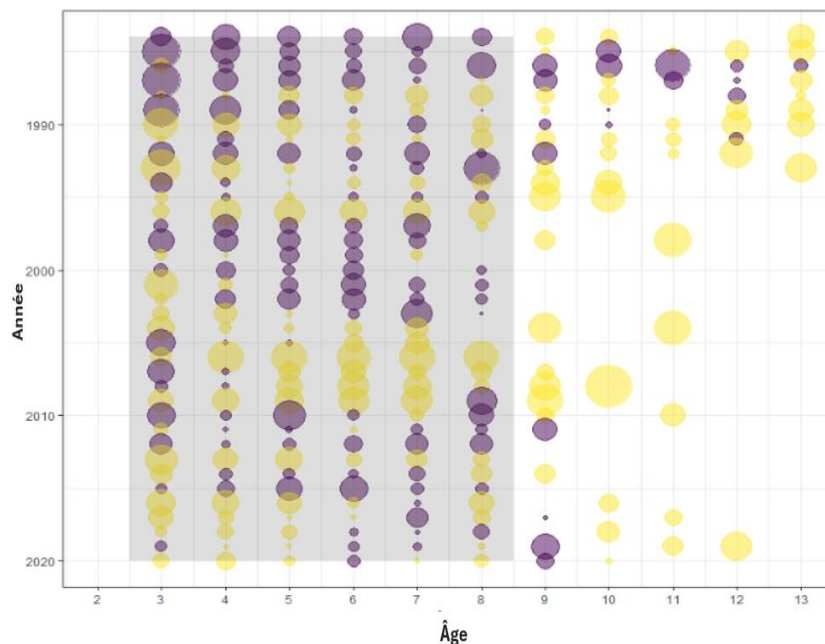


Figure 22. Résidus de relevé de la goberge pour le modèle A avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé. Les résidus situés à l'extérieur de la boîte grise sont calculés en supposant une sélectivité à sommet plat.

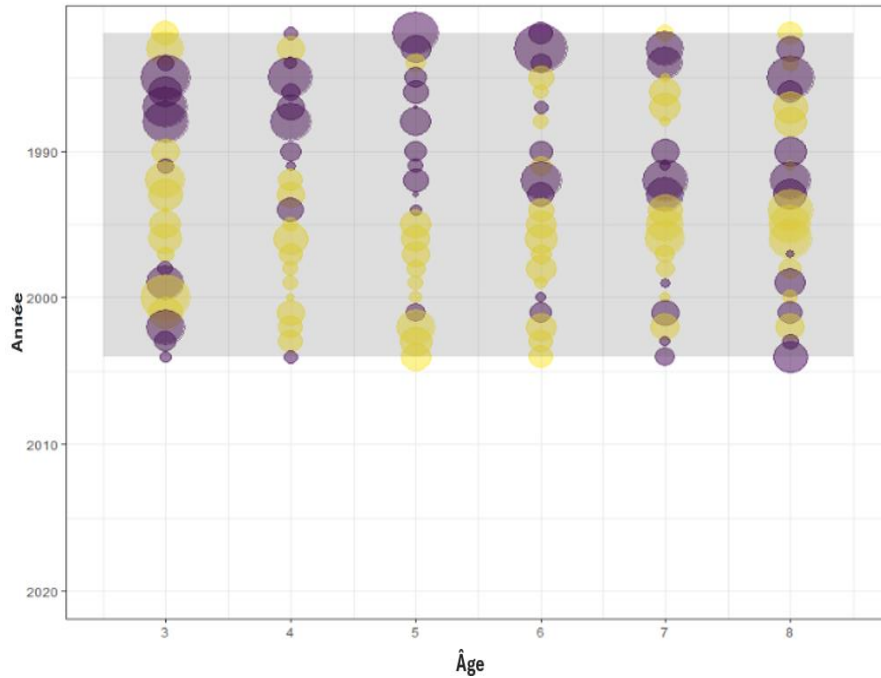


Figure 23. Résidus des CPUE de la goberge pour le modèle A avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé. Les résidus situés à l'extérieur de la boîte grise sont calculés en supposant une sélectivité à sommet plat.

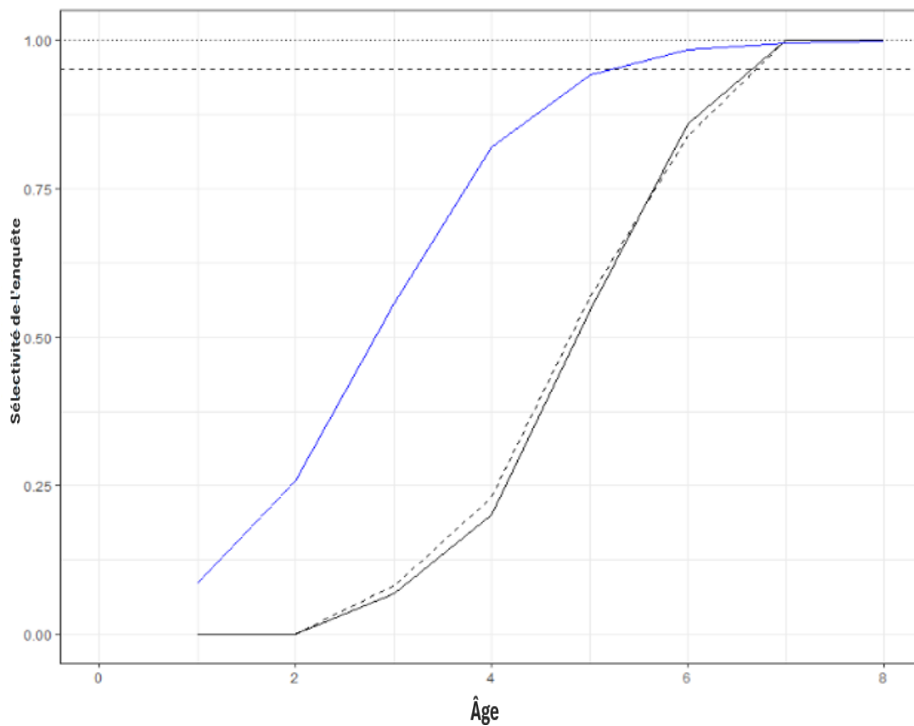


Figure 24. Comparaison de la sélectivité du relevé de la goberge dérivée des extrants de la capturabilité (q) de l'APV de 2011 (noir solide), du modèle A de l'APV de 2022 (noir, en pointillés) et de la méthode fondée sur les prises indépendantes du modèle (bleu).

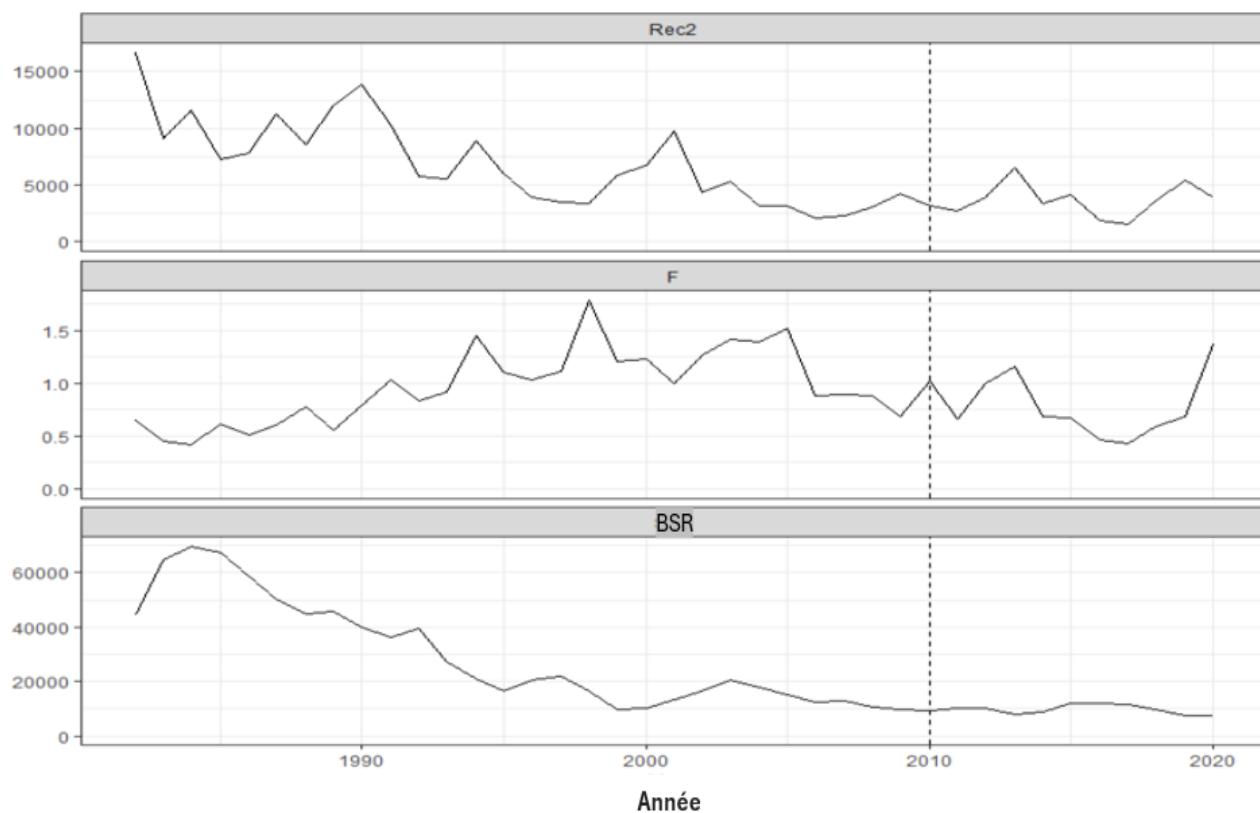


Figure 25. Recrutement de goberges d'âge 2 (milliers de poissons), mortalité par pêche chez les âges 6 à 9 et BSR (âges 4 et plus) selon le modèle A original de l'APV, mis à jour avec les données jusqu'en 2020.

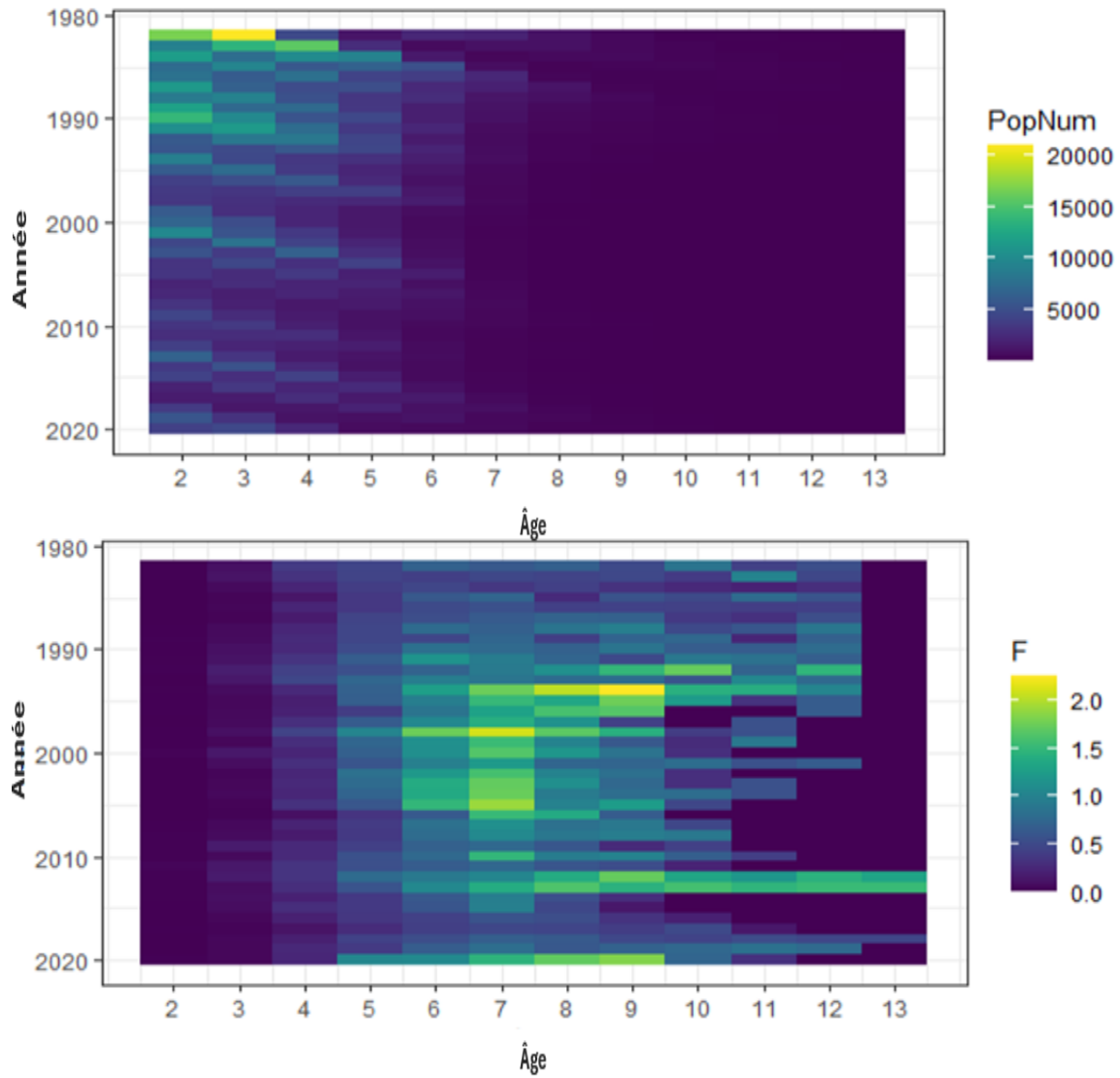


Figure 26. Données de sortie du modèle A sur l'abondance selon l'âge de la population de goberges (graphique du haut) et la mortalité par pêche selon l'âge (graphique du bas).

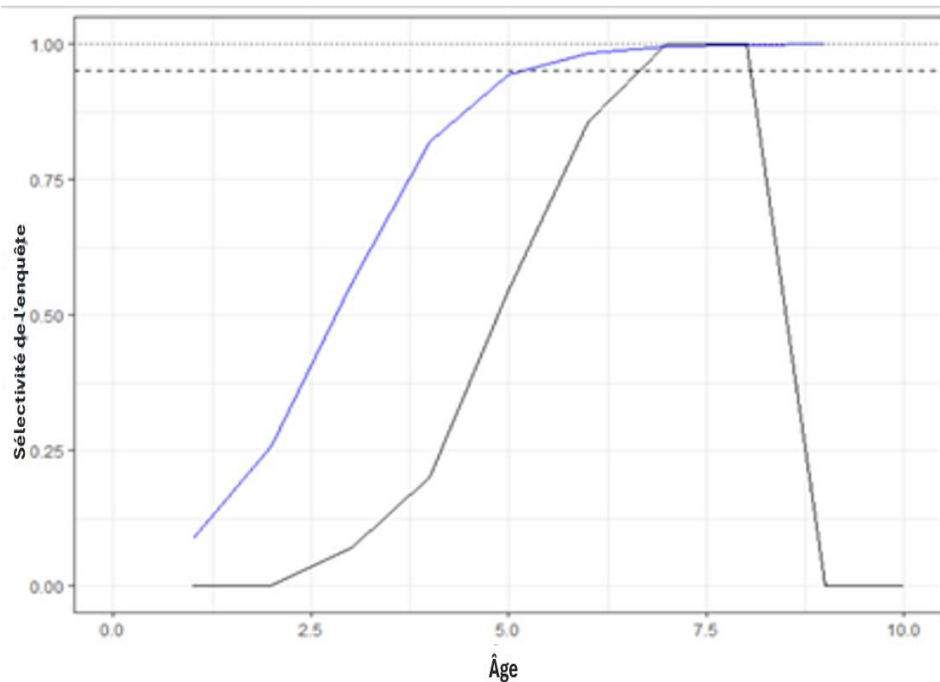


Figure 27. Comparaison de la sélectivité du relevé de la goberge dérivée des extrants de la capturabilité (q) de l'APV de 2011 (noir) et de la méthode fondée sur les prises indépendantes du modèle (bleu).

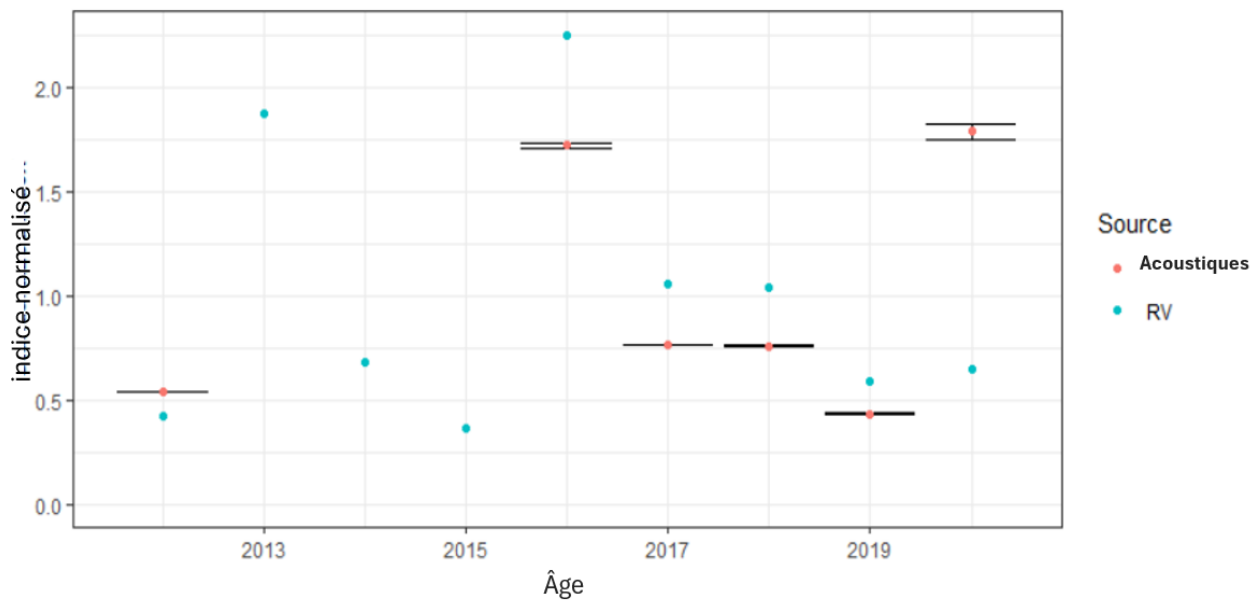


Figure 28. Indices relatifs de la biomasse de la goberge provenant des sources de données du relevé au chalut d'été du MPO (bleu; kg/trait) et des relevés acoustiques (rouge; kg). Les indices ont été normalisés pour apparaître sur la même échelle en divisant chaque point par leur valeur moyenne respective entre 2012 et 2020.

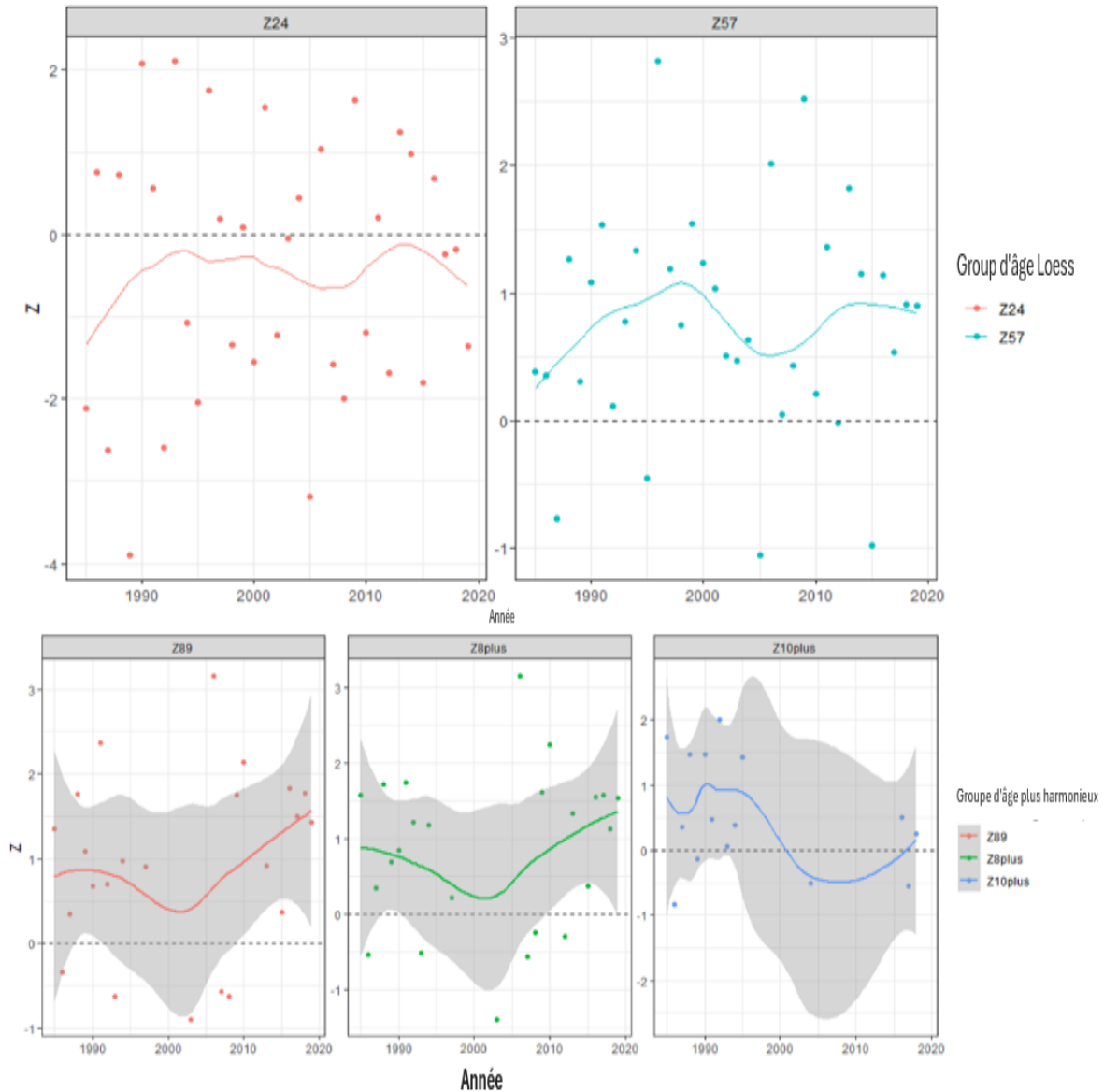


Figure 29. Mortalité totale (Z) de la goberge, calculée par divers groupes d'âge, comme l'illustrent à la fois les facettes et les couleurs. Les points représentent les valeurs brutes et les lignes représentent un lissage par la méthode loëss. Figure du MPO (2022).

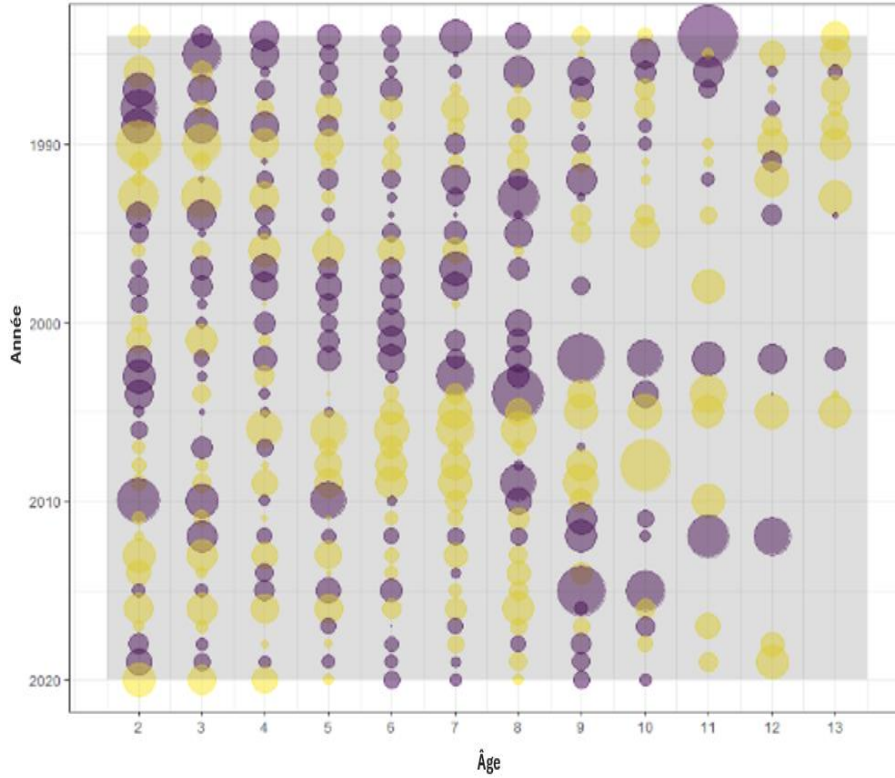


Figure 32. Résidus du relevé d'été du MPO pour le modèle $F - M6Block$ avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé.

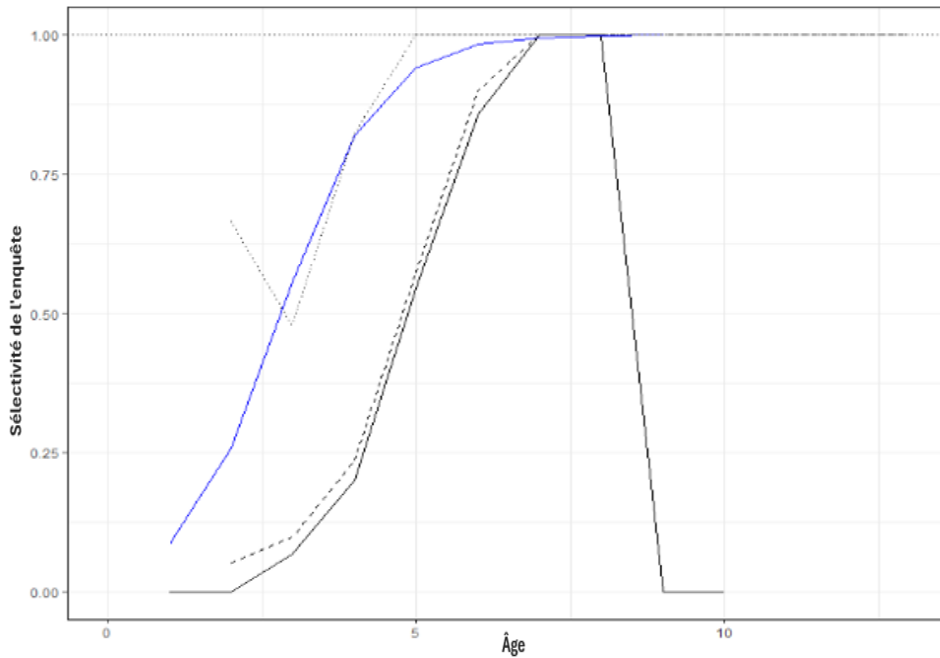


Figure 33. Comparaison de la sélectivité du relevé dérivée des extraits de la capturabilité (q) de l'APV de 2011 (noir solide), du modèle F Mstat de l'APV de 2022 (noir, en pointillés) sans sélectivité commune spécifiée entre les âges, et de la méthode fondée sur les prises indépendantes du modèle (bleu).

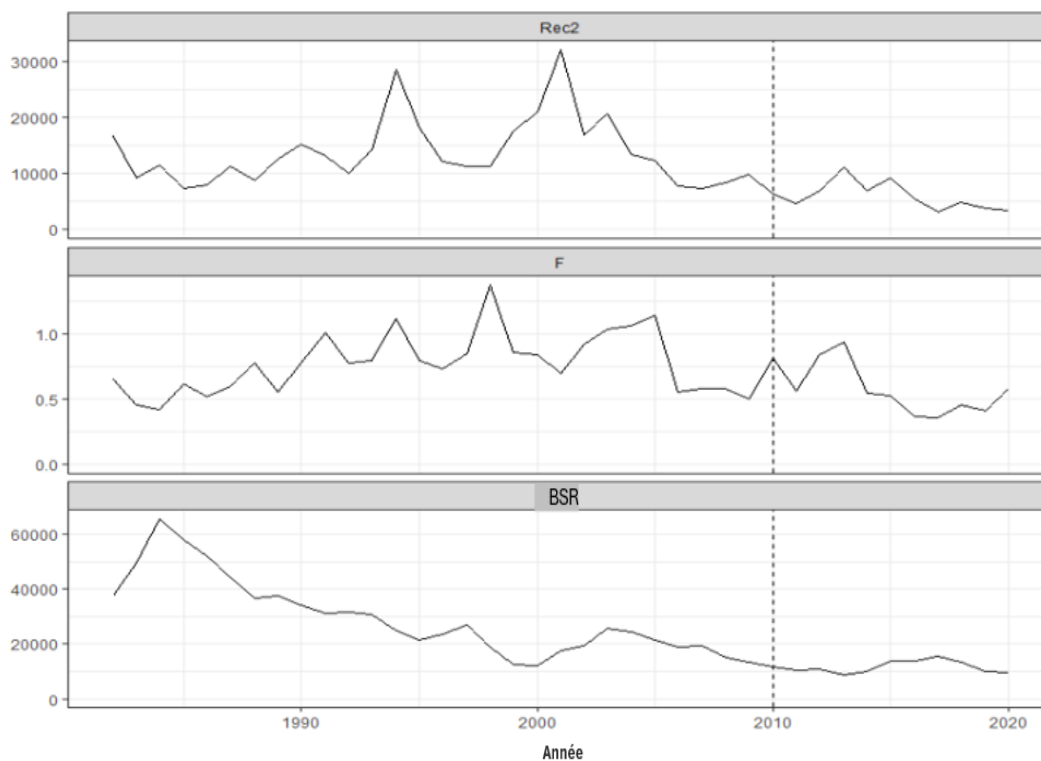


Figure 34. Le recrutement à l'âge 2 (Rec2, en milliers de poissons), la mortalité par pêche (F) pour les âges 6 à 9 et la biomasse (BSR, âges 4 et plus) du modèle F – M3Block.

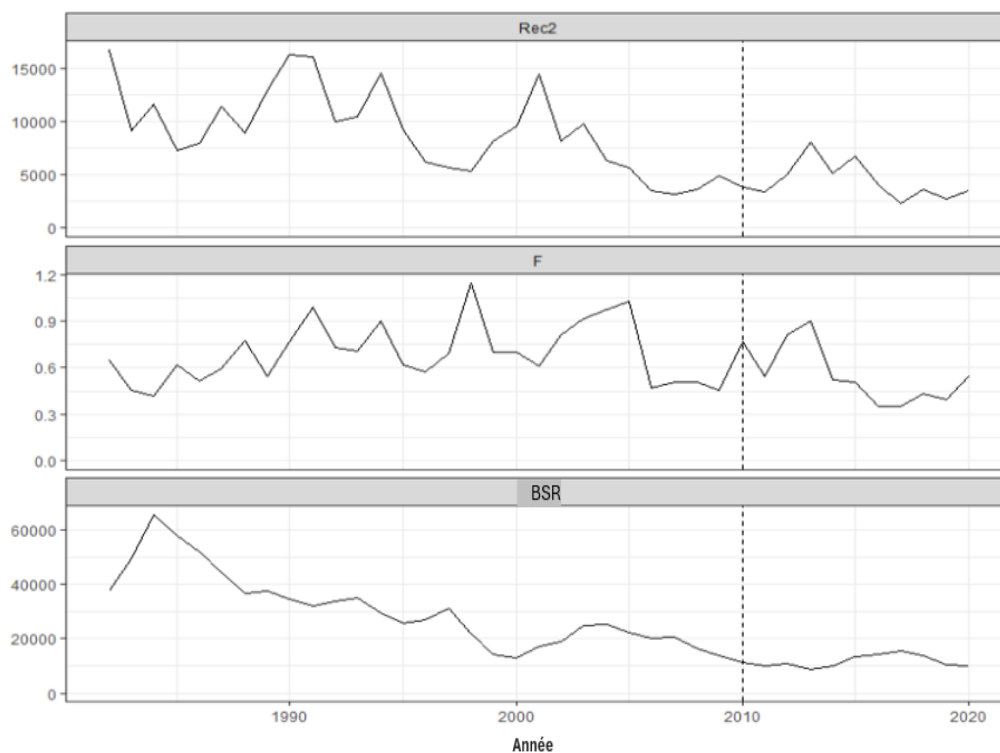


Figure 35. Le recrutement à l'âge 2 (Rec2, en milliers de poissons), la mortalité par pêche (F) pour les âges 6 à 9 et la biomasse (BSR, âges 4 et plus) du modèle F – M4Block.

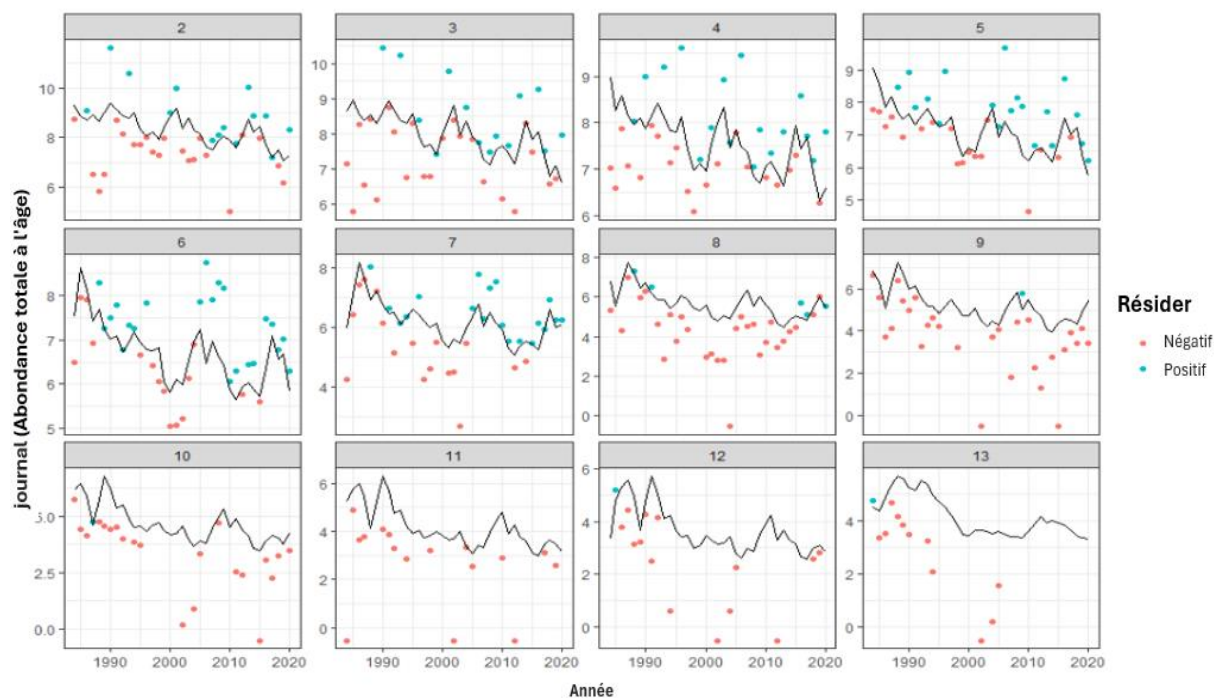


Figure 36. Observations du relevé d'été du MPO (points) concernant l'abondance prévue (ligne) pour le modèle I à chaque âge (facette) et année (axe des x).

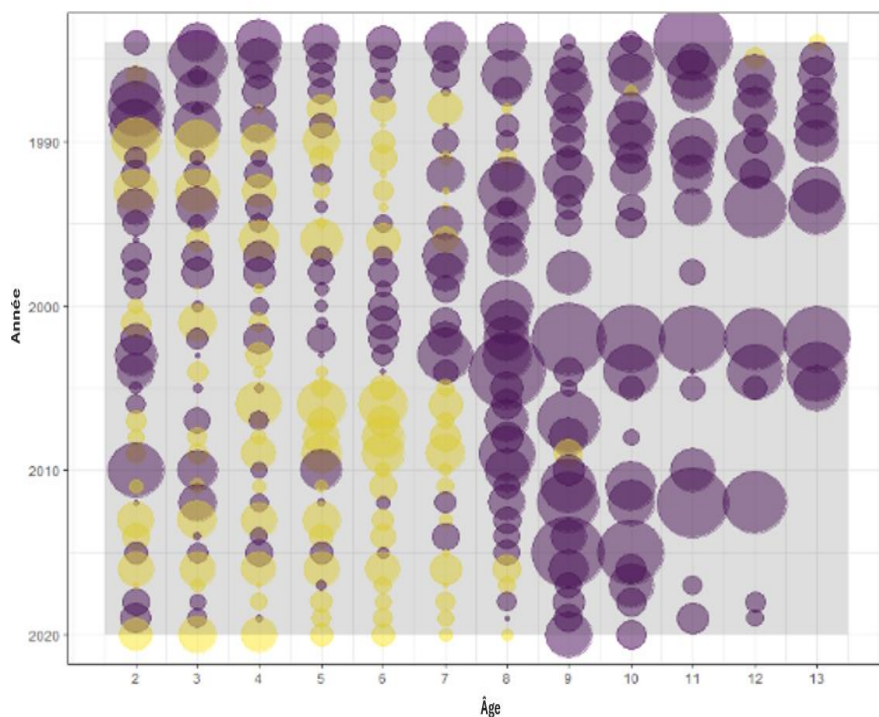


Figure 37. Résidus du relevé d'été du MPO pour le modèle I avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé.

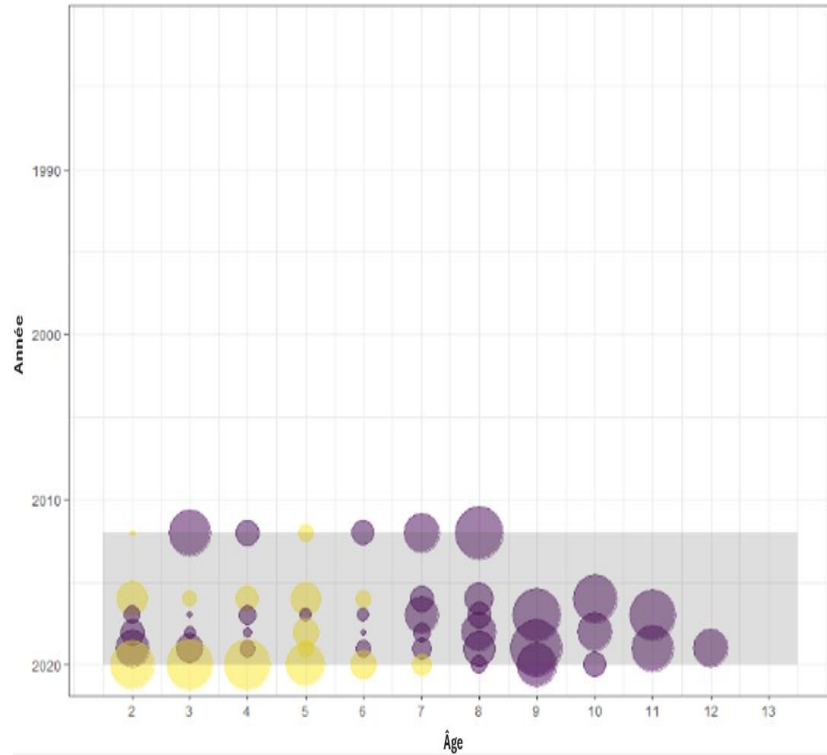


Figure 38. Résidus des relevés acoustiques pour le modèle I avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé.

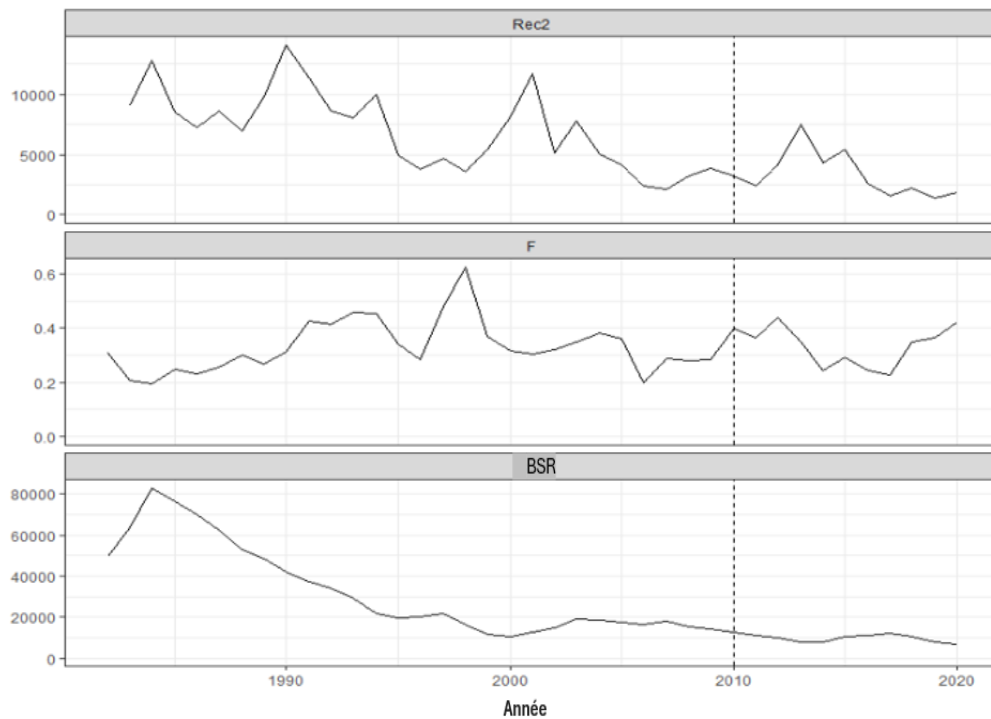


Figure 39. Le recrutement à l'âge 2 (Rec2, en milliers de poissons), la mortalité par pêche (F) pour les âges 6 à 9 et la biomasse (BSR, âges 4 et plus) du modèle I.

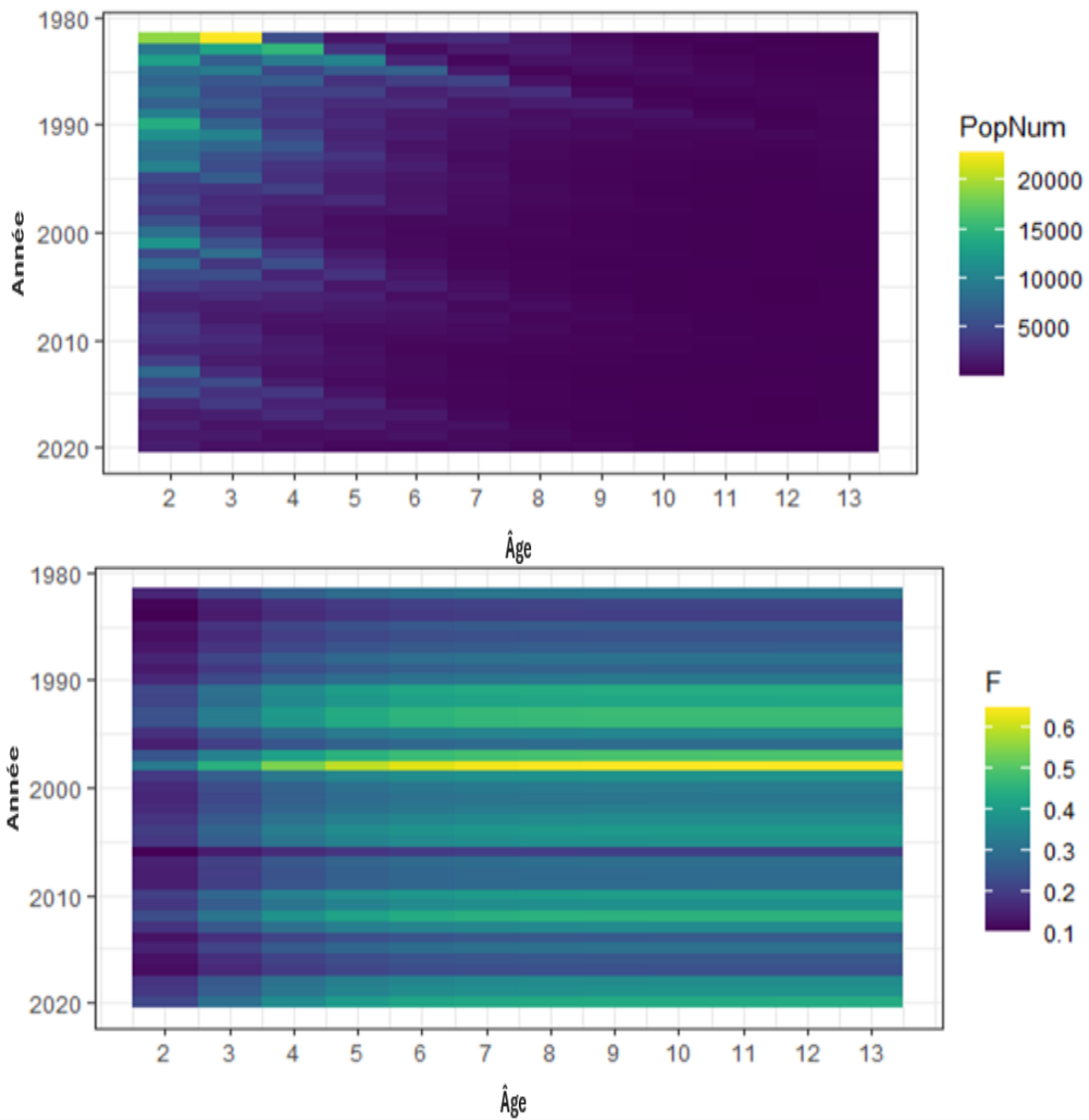


Figure 40. Données de sortie du modèle I sur l'abondance selon l'âge de la population (graphique du haut) et la mortalité par pêche selon l'âge (graphique du bas).

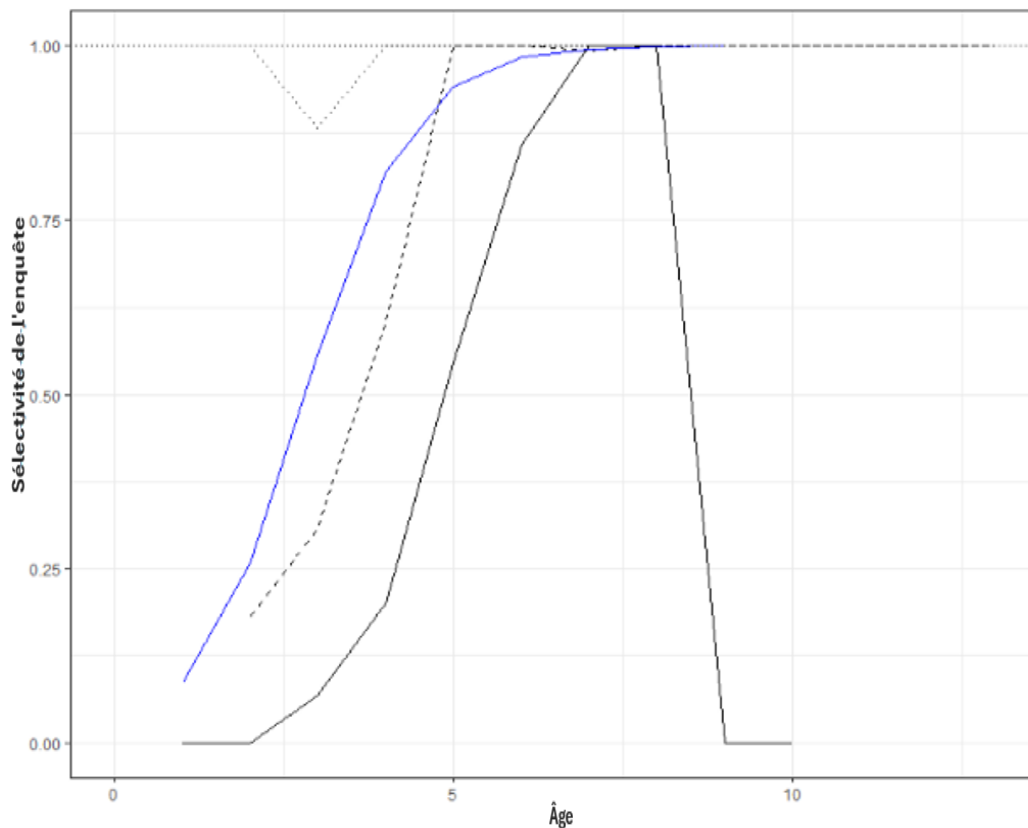


Figure 41. Comparaison de la sélectivité du relevé dérivée des extrants de la capturabilité (q) de l'APV de 2011 (noir solide), du modèle I de l'APV de 2022 (noir, en pointillés) sans sélectivité commune spécifiée pour les âges 8 à 13, et de la méthode fondée sur les prises indépendantes du modèle (bleu). La fine ligne pointillée indique la sélectivité finale estimée sur l'indice acoustique du modèle I.

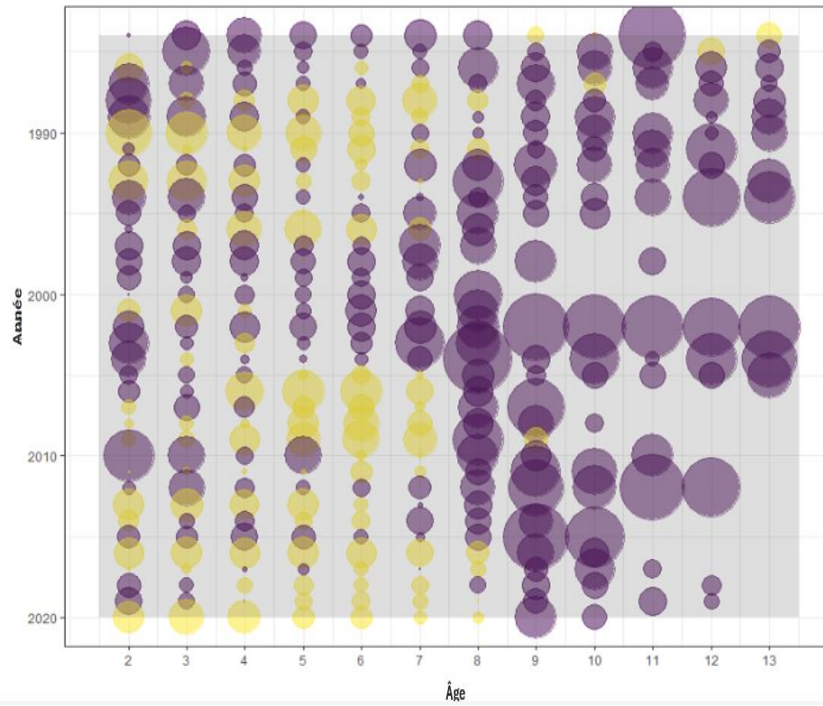


Figure 42. Résidus du relevé d'été du MPO pour le modèle J_MStat avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé.

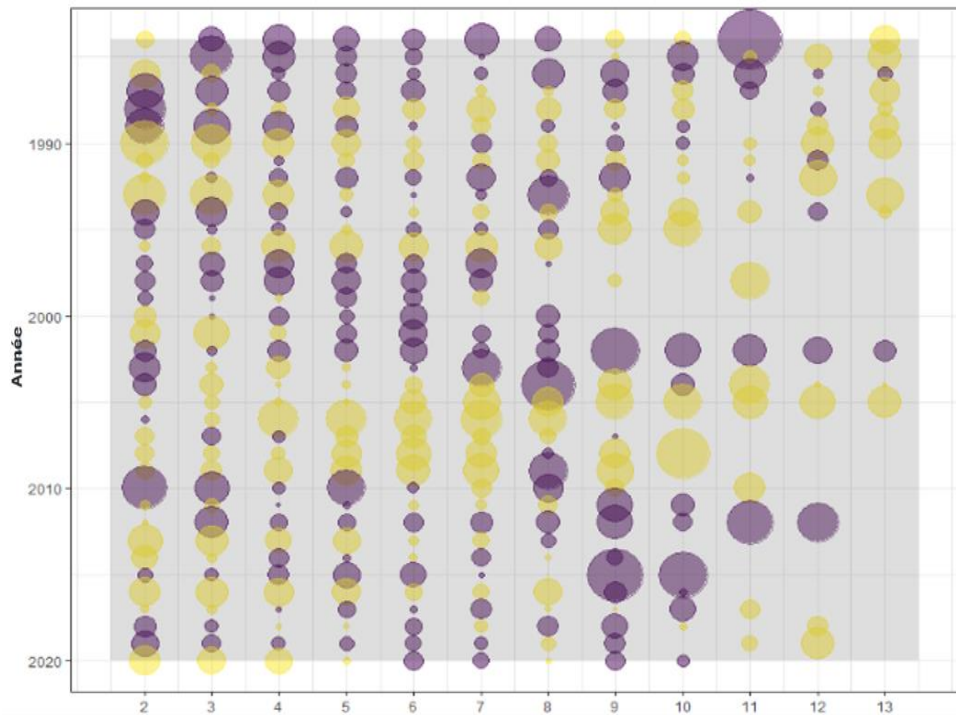


Figure 43. Résidus du relevé d'été du MPO pour le modèle F_MStat avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé.

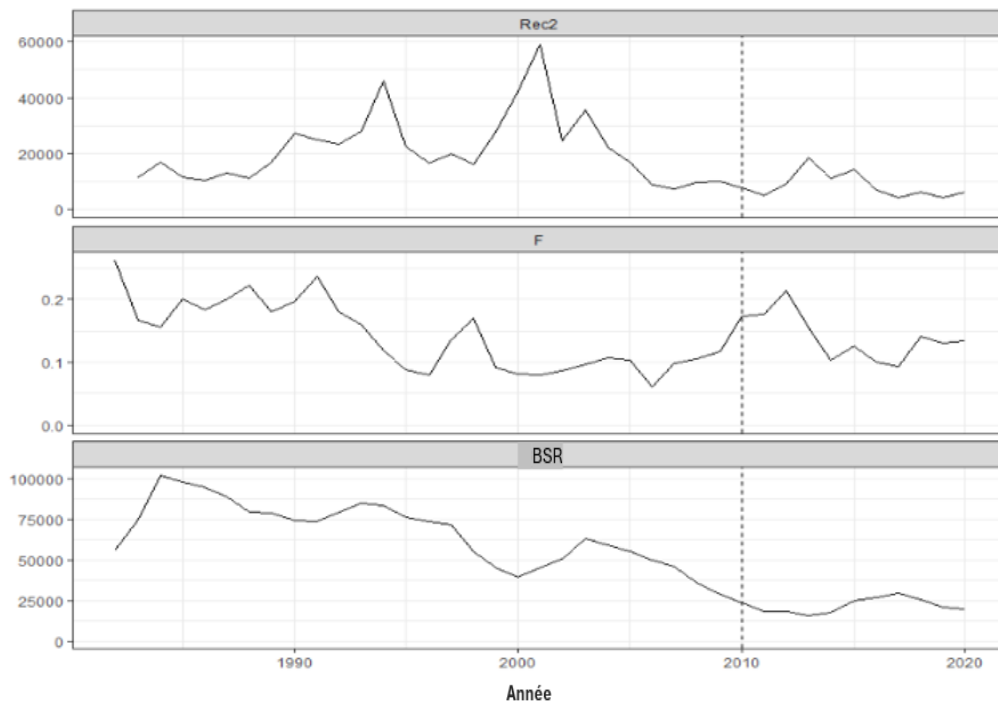


Figure 44. Le recrutement à l'âge 2 (Rec2, en milliers de poissons), la mortalité par pêche (F) pour les âges 6 à 9 et la biomasse (BSR, âges 4 et plus) du modèle J_M3B.

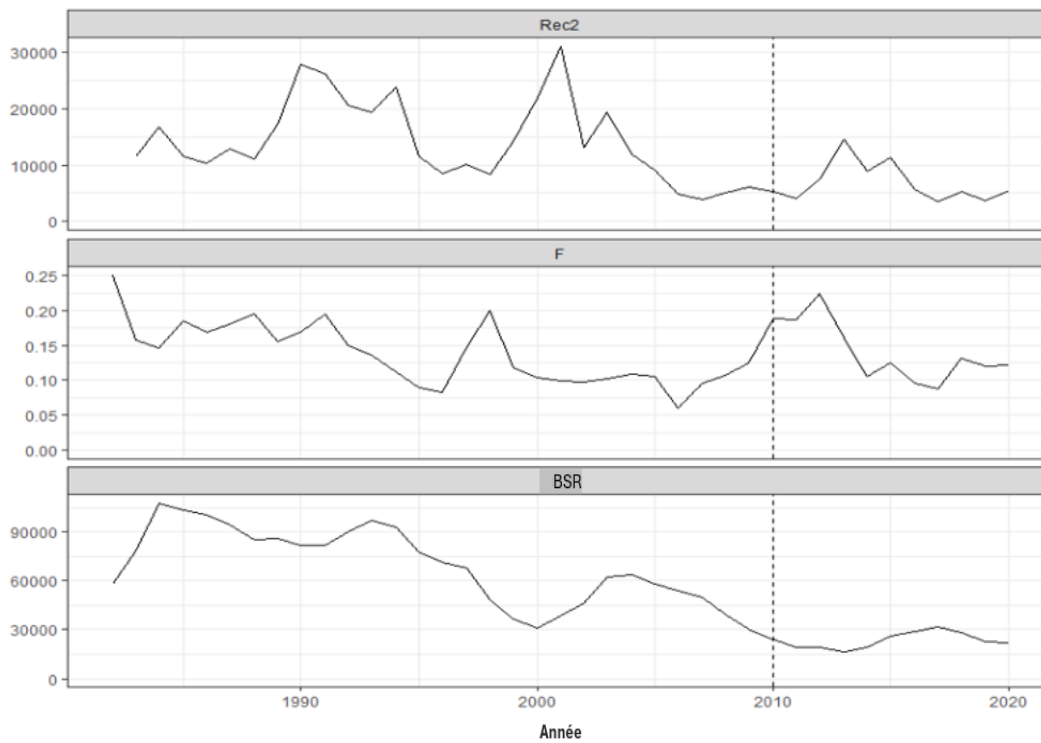


Figure 45. Le recrutement à l'âge 2 (Rec2, en milliers de poissons), la mortalité par pêche (F) pour les âges 6 à 9 et la biomasse (BSR, âges 4 et plus) du modèle J_M4B.

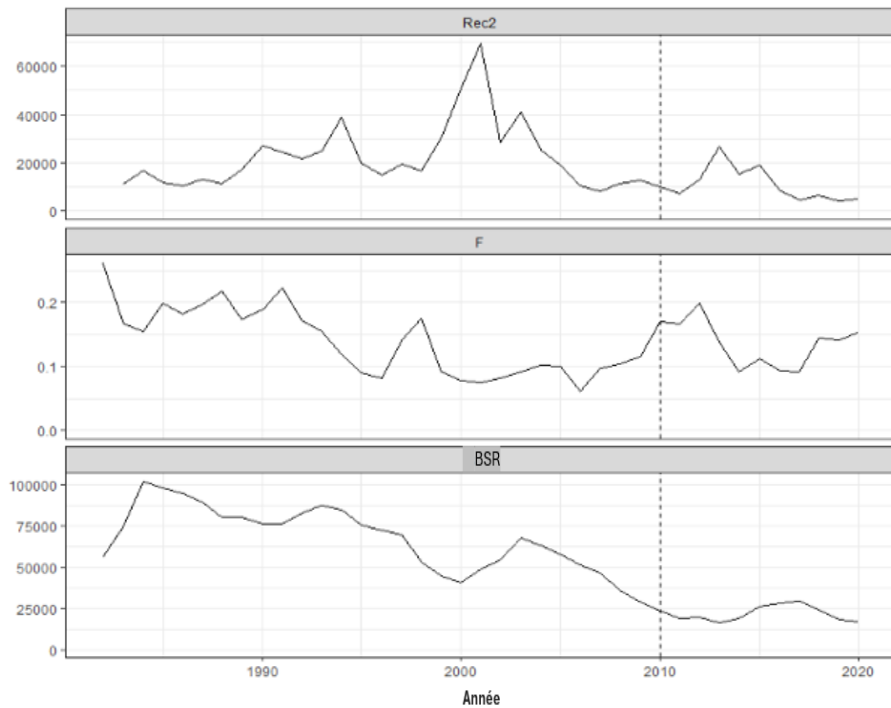


Figure 46. Le recrutement à l'âge 2 (Rec2, en milliers de poissons), la mortalité par pêche (F) pour les âges 6 à 9 et la biomasse (BSR, âges 4 et plus) du modèle J_M6B.

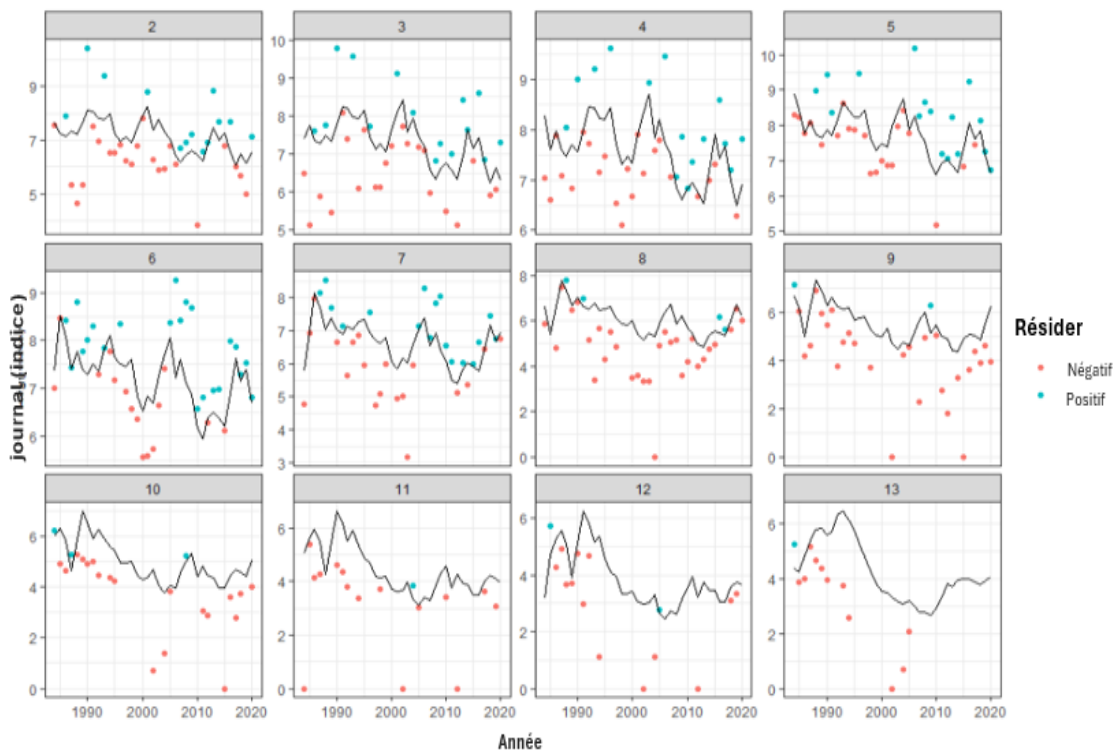


Figure 47. Observations du relevé d'été du MPO (points) concernant l'abondance prévue (ligne) pour le modèle J_M4B à chaque âge (facette) et année (axe des x).

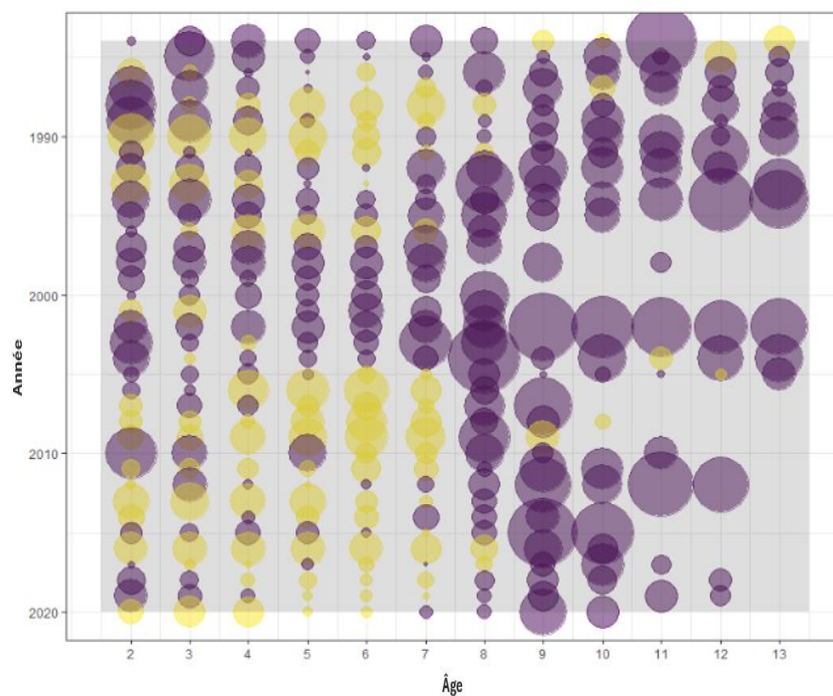


Figure 48. Résidus du relevé de recherche au chalut de fond pour le modèle J_M4B avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé.

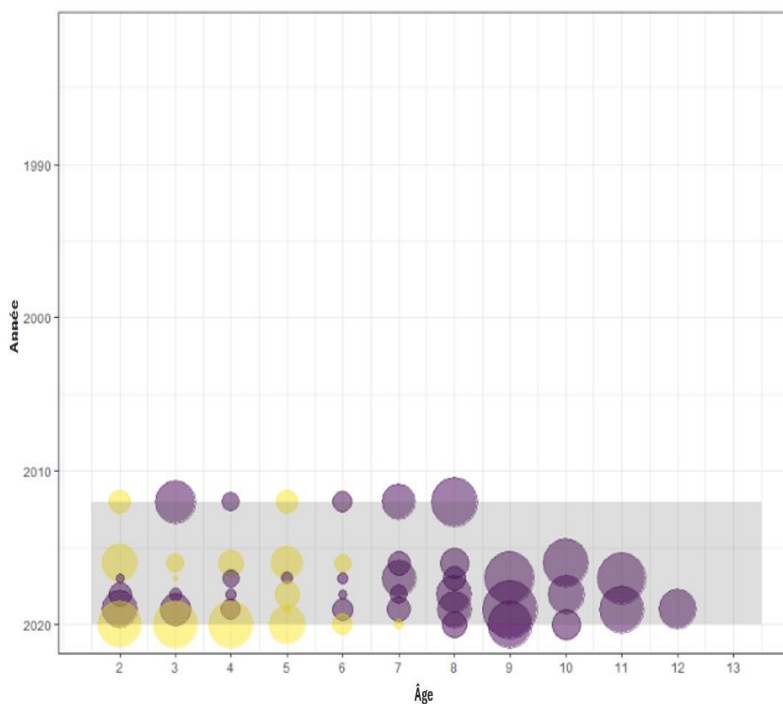


Figure 49. Résidus des relevés acoustiques pour le modèle J_M4B avec une taille de bulle proportionnelle à l'ampleur des résidus, et couleur indiquant des valeurs négatives (violet) ou positives (jaune). La case grise indique les âges pour lesquels un q propre à l'âge est estimé.

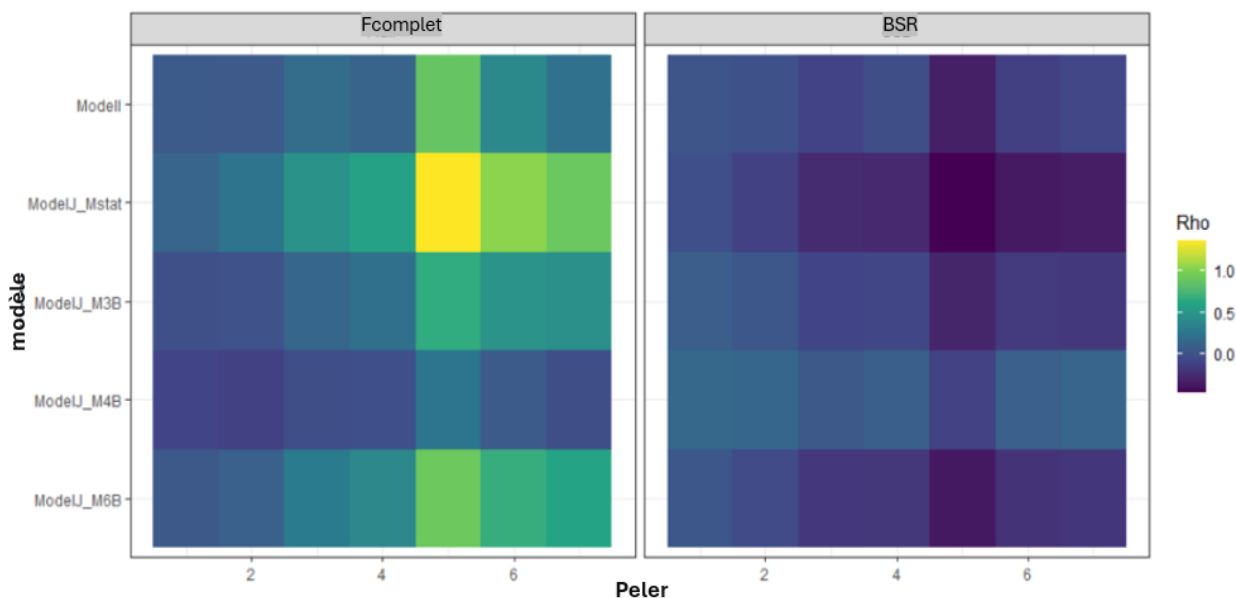


Figure 50. Visualisation des valeurs annuelles du rho de Mohn pour les modèles I et J pour la mortalité par pêche (Fcomplet, gauche) et la biomasse (BSR, droite).

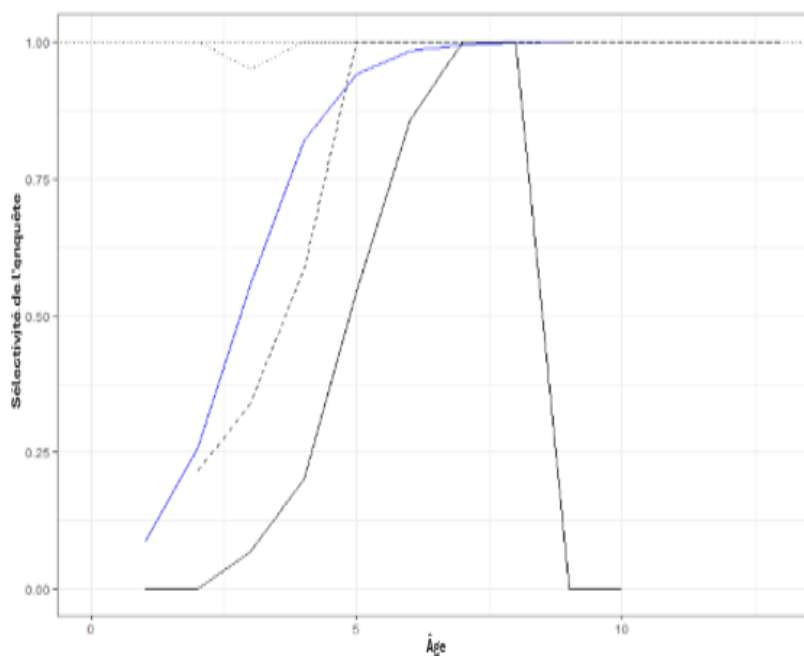


Figure 51. Comparaison de la sélectivité du relevé dérivée des extrants de la capturabilité (q) de l'APV de 2011 (noir solide), du modèle J_M4B de 2022 (noir, en pointillés) et de la méthode fondée sur les prises indépendantes du modèle (bleu). La fine ligne pointillée indique la sélectivité finale estimée sur l'indice acoustique du modèle J_M4B.

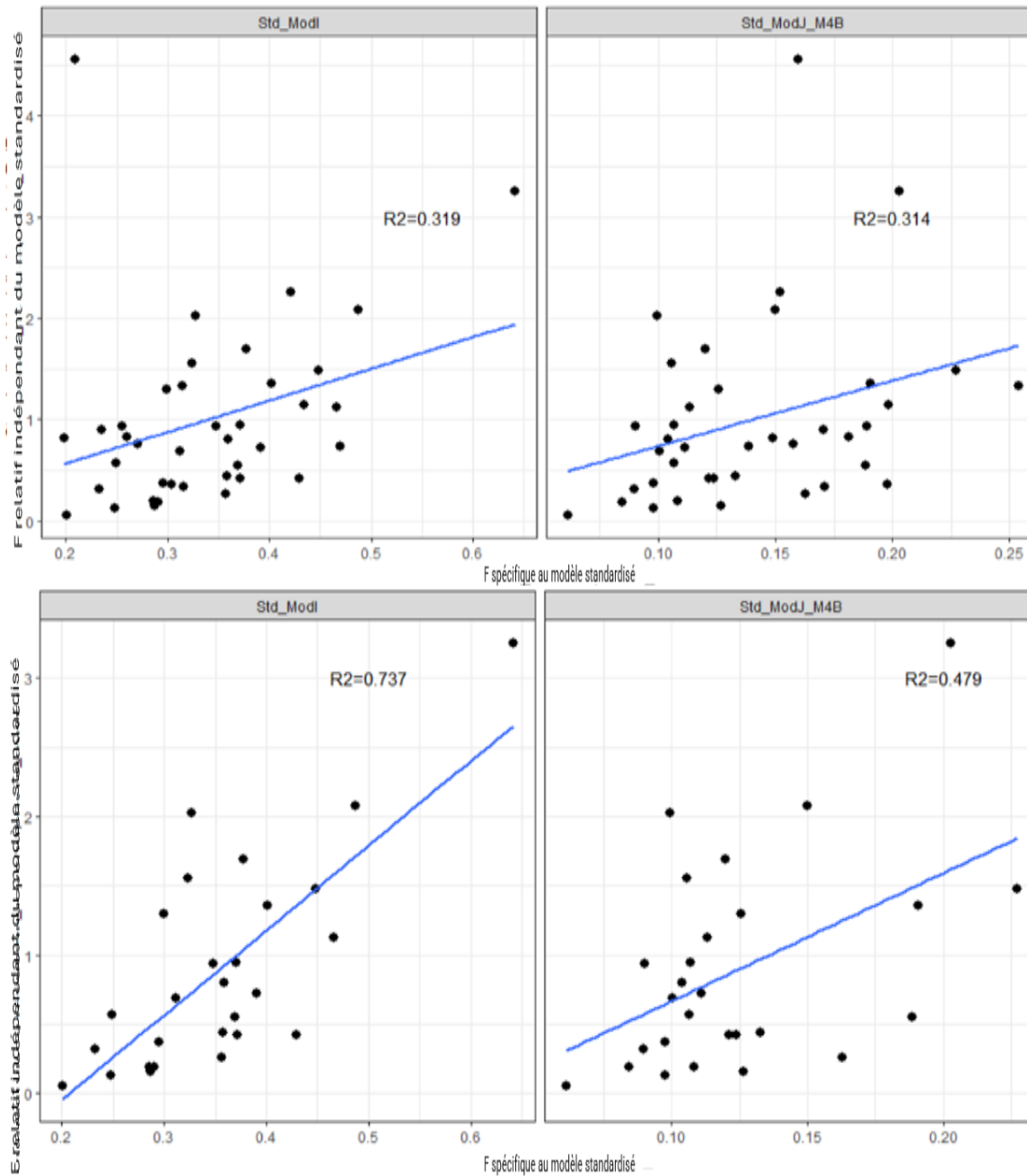


Figure 52. Corrélations calculées pour les deux derniers modèles (colonnes) pour une série chronologique complète (rangée du haut) et une série chronologique récente (rangée du bas). La ligne bleue indique la ligne de régression.

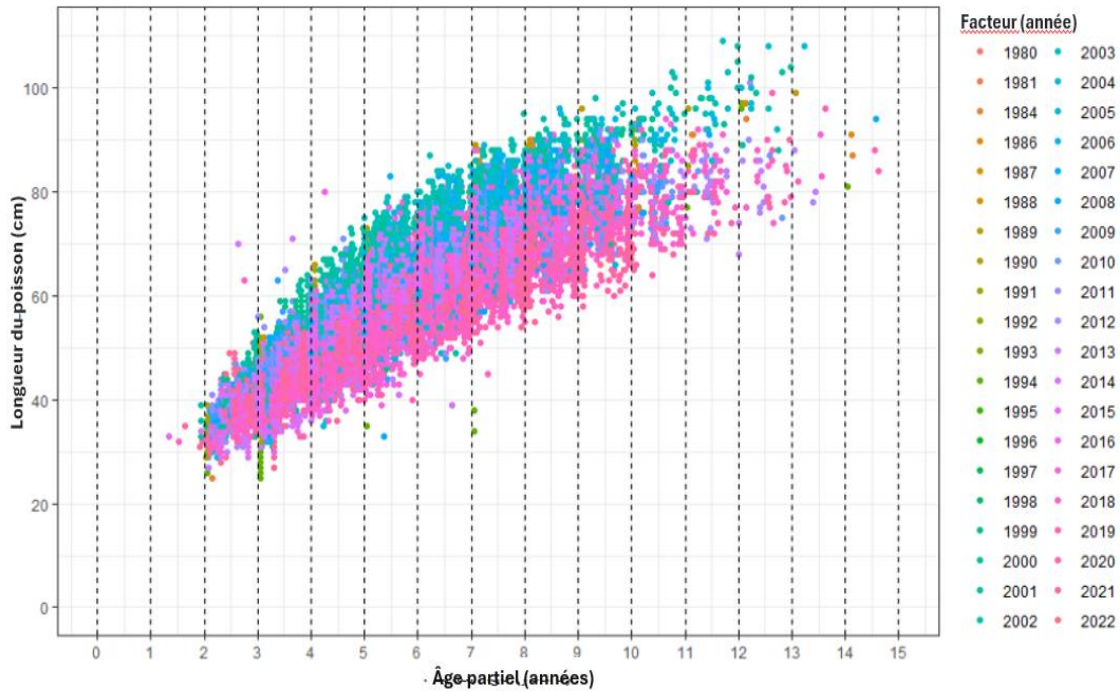


Figure 53. Longueur selon l'âge de la goberge de la composante Ouest provenant de toutes les sources de données facilement accessibles (échantillonneurs de ports et relevés). L'âge partiel est calculé en supposant une date de naissance du 1^{er} février.

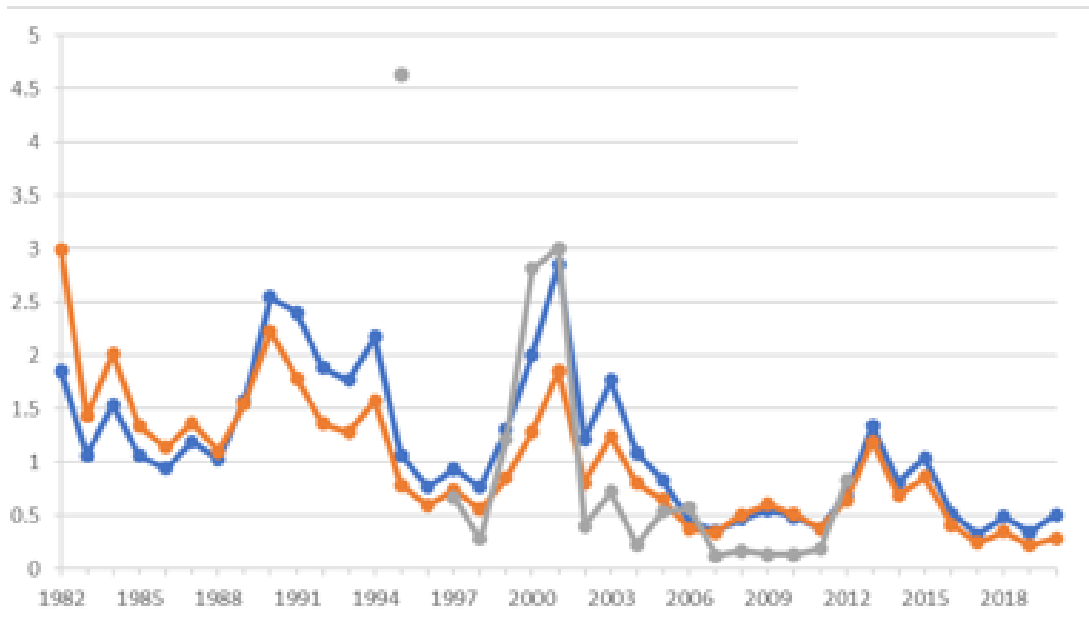


Figure 54. Abondance des goberges à l'âge 2 d'après les modèles I (ligne orange) et J_M4B (ligne bleue), et indice d'abondance pour les longueurs de poissons de 30 à 43 cm d'après l'enquête sur les QIT (ligne gris). Les trois indices ont été normalisés selon leurs moyennes respectives de 1995 à 2012 pour apparaître sur le même axe.

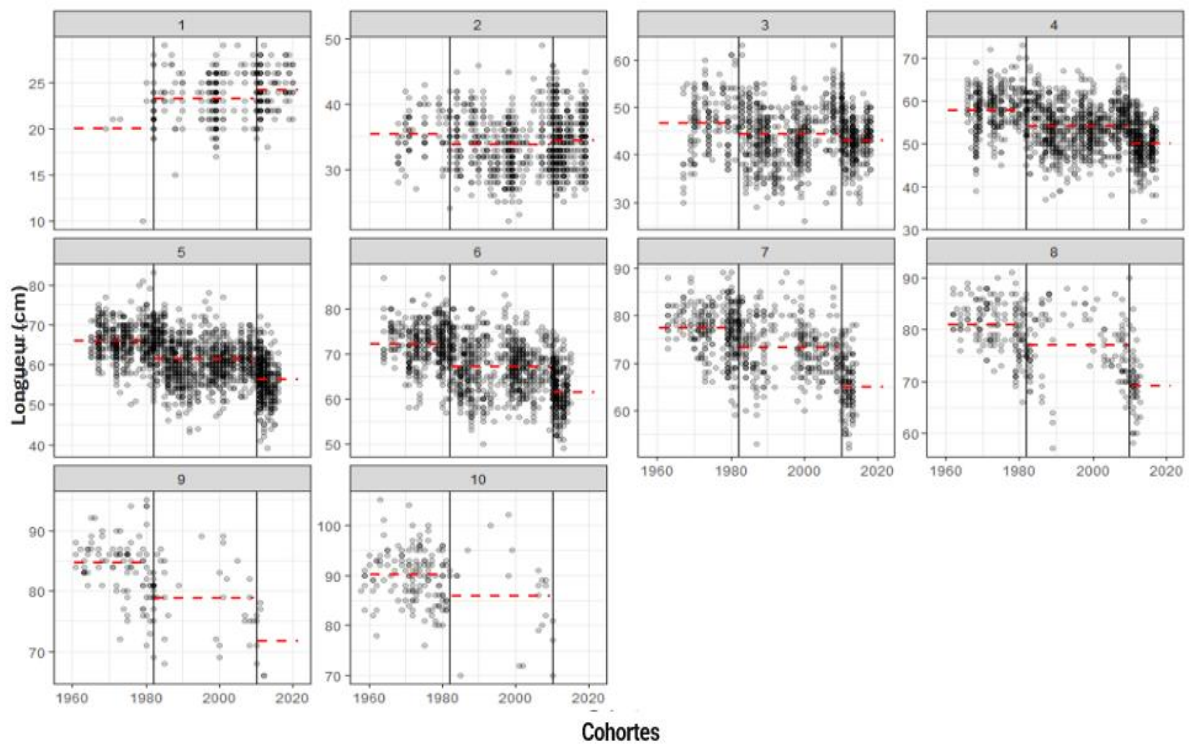


Figure 55. Longueur (points) selon l'âge (facettes) par cohorte pour la goberge capturée lors du relevé d'été du MPO dans les zones 4Xopqrs5 de l'OPANO. Les lignes verticales indiquent la période de rupture et la ligne rouge horizontale pointillée indique la longueur moyenne selon l'âge pour chaque période.

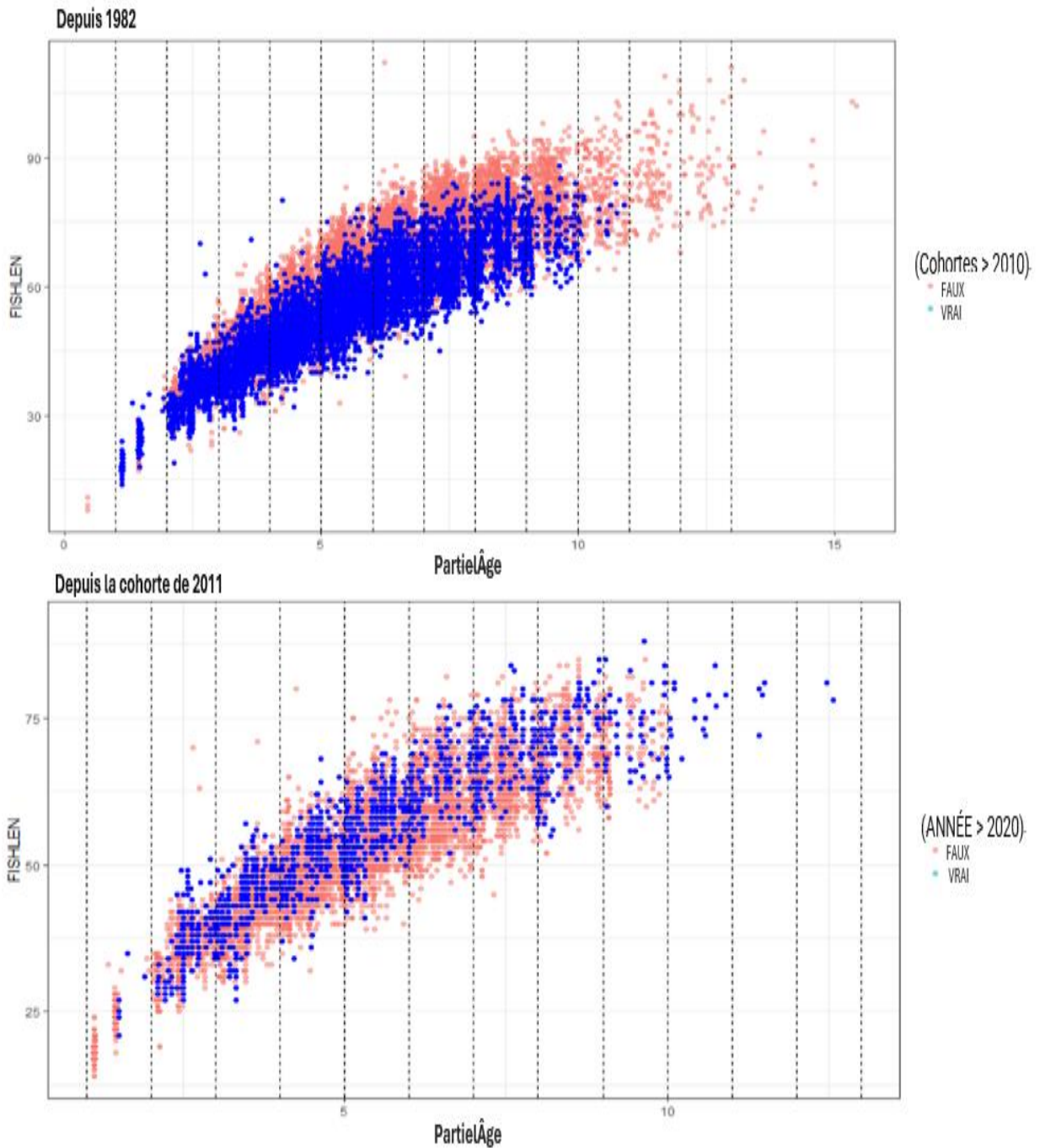


Figure 56. Longueur selon l'âge pour la goberge de la composante Ouest depuis 1982 (panneau du haut) et depuis la cohorte de 2011 (panneau du bas) à partir de tous les échantillons prélevés dans les ports, les bases de données d'observation et les relevés écosystémiques disponibles. L'âge partiel est calculé en fonction de la proportion de l'année qui s'est écoulée depuis la date de naissance du poisson. On suppose que la goberge a une date de naissance du 1^{er} février.

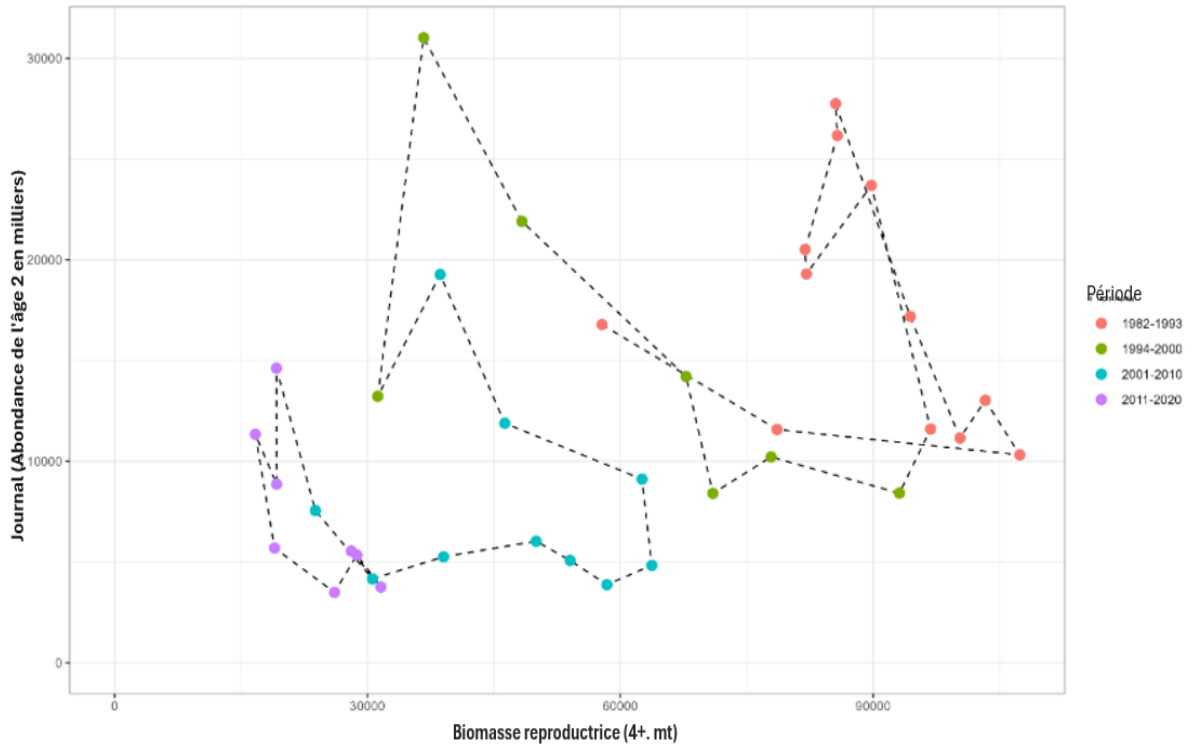


Figure 57. Biomasse du stock reproducteur (t_m) et recrutement (en milliers) pour le modèle J_M4B. Le recrutement accuse un retard de deux ans. La couleur des points indique les groupes d'années pour aider à déterminer les années. La ligne pointillée indique les années adjacentes.

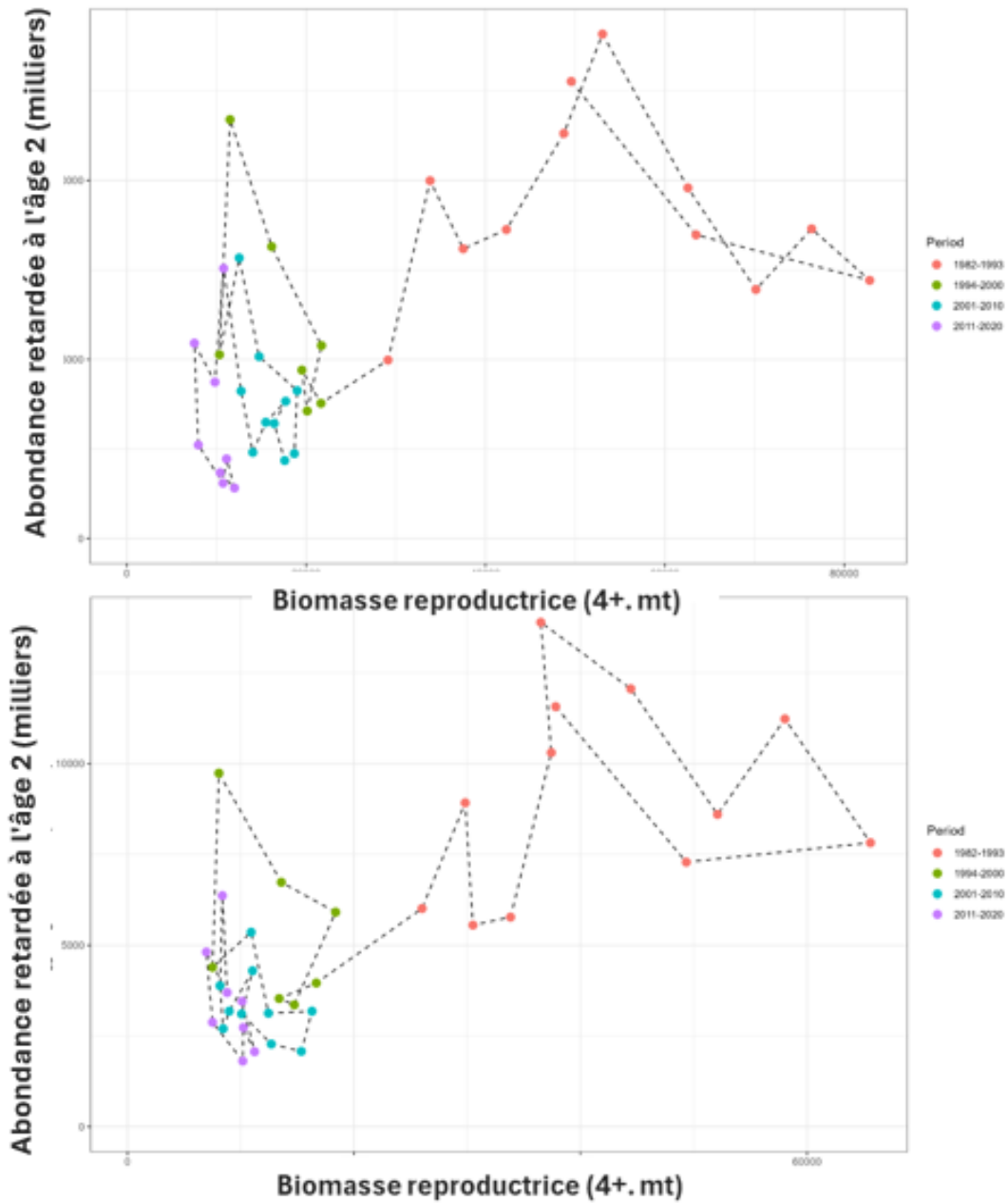


Figure 58. Biomasse du stock reproducteur (tm) et recrutement (en milliers de poissons) pour les modèles de sensibilité I (panneau du haut) et E (panneau du bas), à des fins de démonstration seulement. Le recrutement accuse un retard de deux ans. La couleur des points indique les groupes d'années pour aider à déterminer les années. La ligne pointillée indique les années adjacentes.

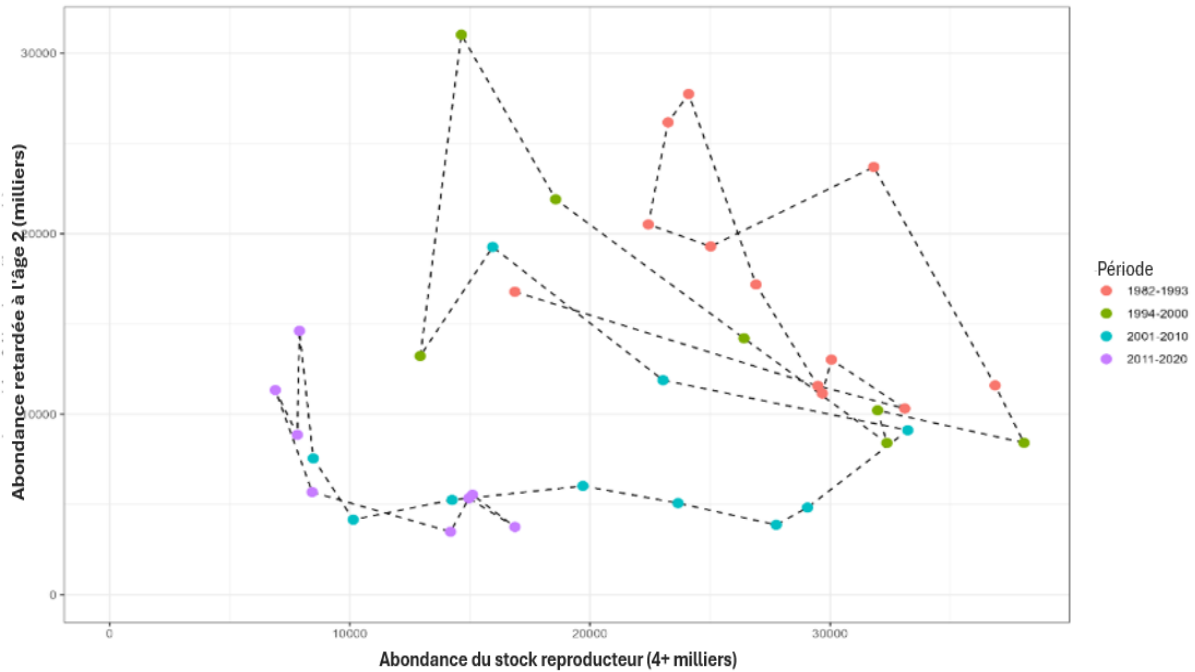


Figure 59. Abondance des stocks reproducteurs (4+, en milliers de poissons) et recrutement (en milliers de poissons) pour le modèle J_M4B. Le recrutement accuse un retard de deux ans. La couleur des points indique les groupes d'années pour aider à déterminer les années. La ligne pointillée indique les années adjacentes.

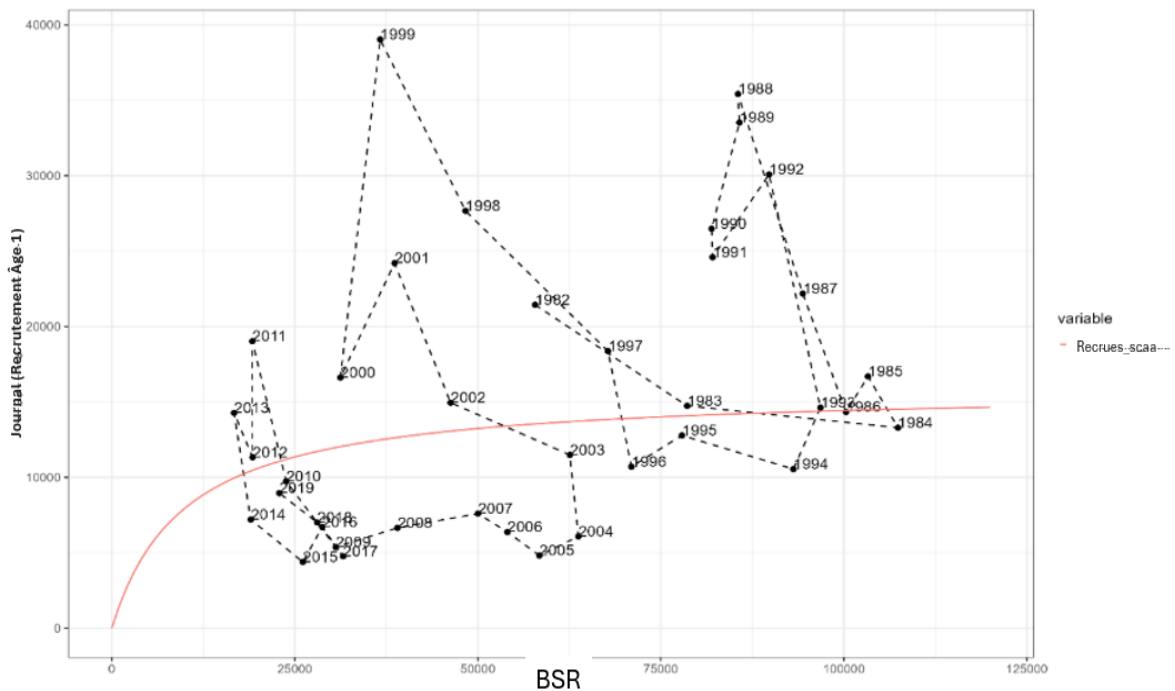


Figure 60. Résultats du recrutement (âge 1, décalé) et de la biomasse du stock reproducteur de J_M4B. La couleur des points est uniforme entre les panneaux. Les lignes pleines montrent la relation stock-recrutement dans les PSSA. Une ligne pointillée relie les années adjacentes.

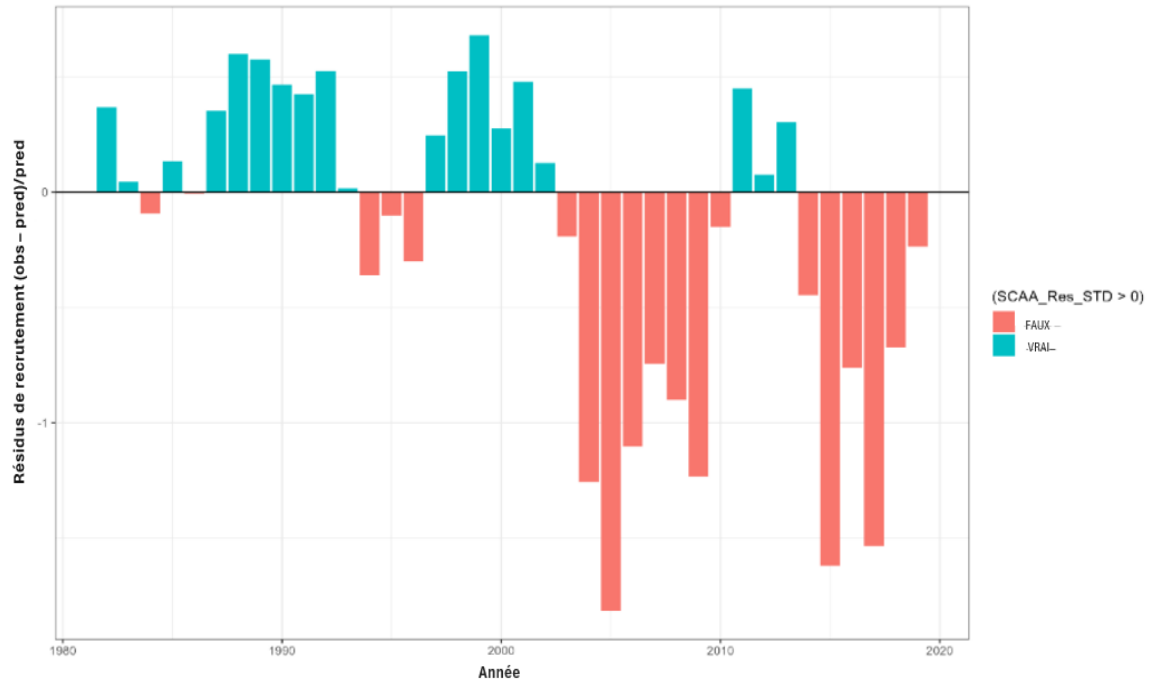


Figure 61. Les résidus de recrutement normalisés de *J_M4B* à une relation stock-recrutement de Beverton-Holt. La couleur indique des résidus positifs et négatifs.

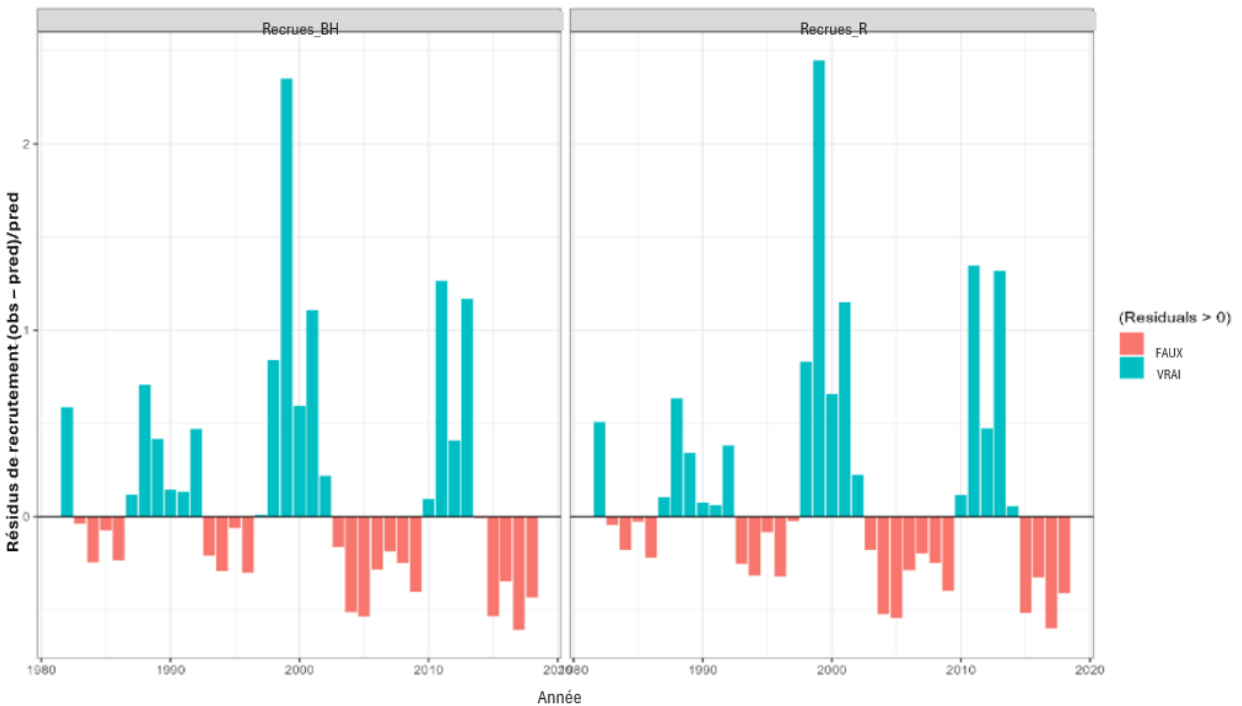


Figure 62. Recrutement (âge 2, décalé de deux ans) et biomasse du stock reproducteur (panneau du haut) et résidus normalisés pour la relation stock-recrutement (panneau du bas) pour le modèle de sensibilité I.

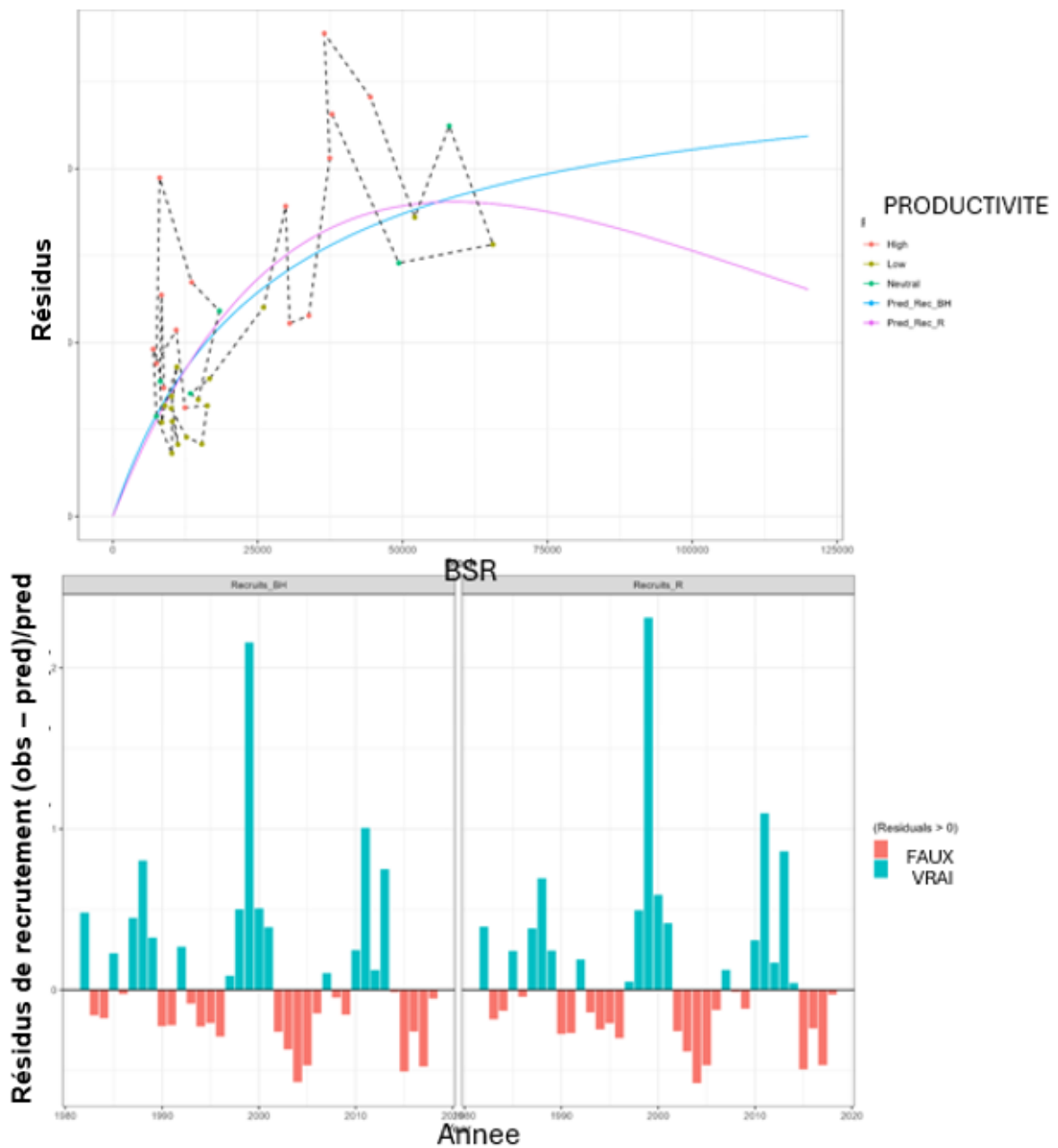


Figure 63. Recrutement (âge 2, décalé de deux ans) et biomasse du stock reproducteur (panneau du haut) et résidus normalisés par rapport à la relation stock-recrutement (panneau du bas) pour le modèle de sensibilité E. Veuillez noter que, comme le modèle E est une APV, la relation stock-recrutement était adaptée aux données après coup.

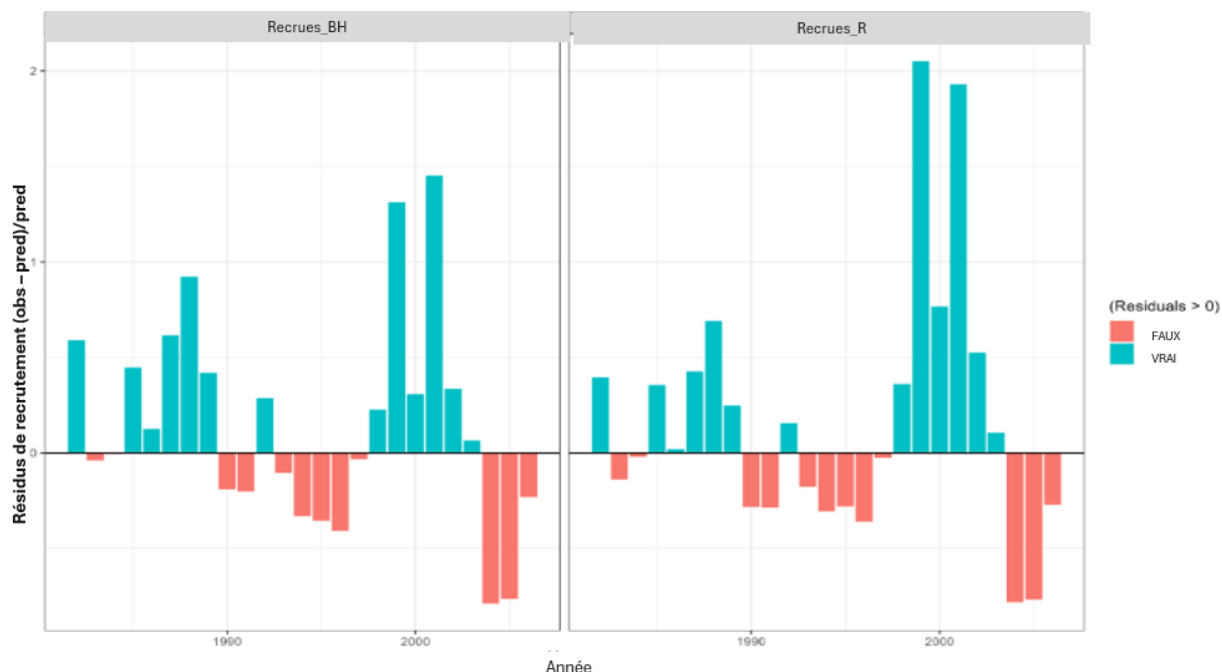


Figure 64. Recrutement (âge 2, décalé de deux ans) et biomasse du stock reproducteur (panneau du haut) et résidus normalisés pour la relation stock-recrutement (panneau du bas) pour l'ESG de 2011. Veuillez noter qu'il s'agissait d'une APV, de sorte que les relations stock-recrutement étaient adaptées aux données après coup.

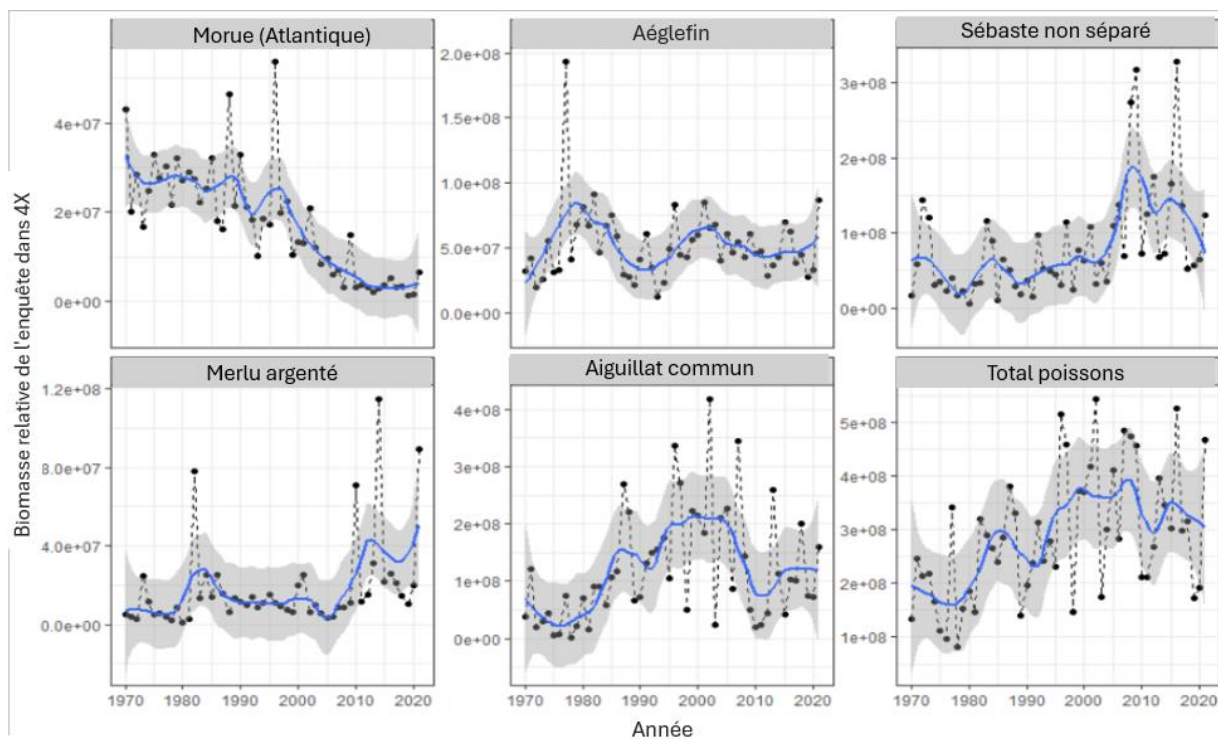


Figure 65. Tendances approximatives de la biomasse d'après le relevé d'été du MPO pour les strates 469 à 498 (divisions 4X5Y de l'OPANO) pour diverses espèces considérées comme des prédateurs ou des concurrents de la goberge.

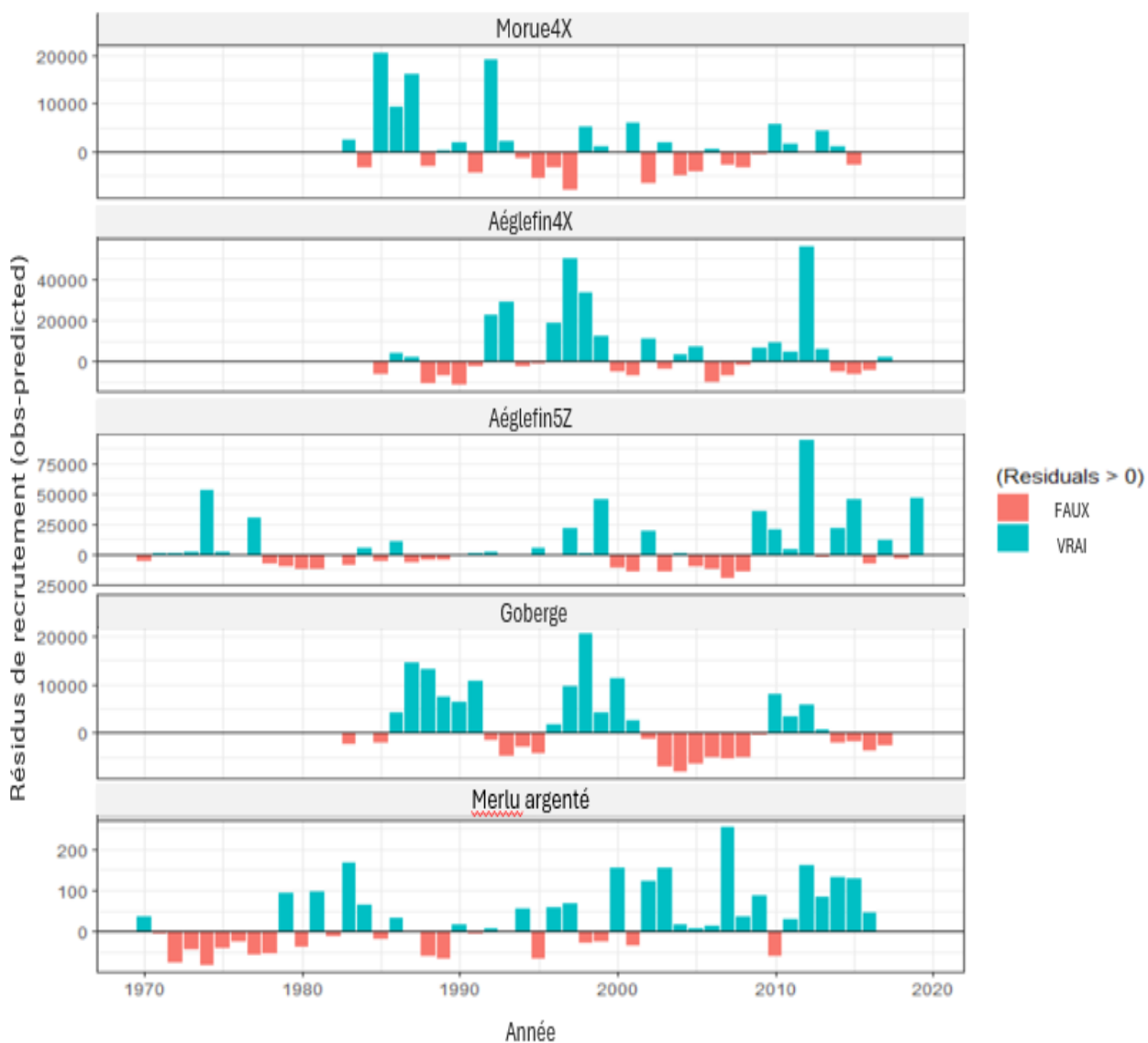


Figure 66. Résidus dans le recrutement de diverses espèces de poisson de fond à partir d'une relation stock-recrutement de Ricker. Dans la mesure du possible, les données sur la relation stock-recrutement ont été obtenues à partir des données de sortie du modèle (aiglefin de la division 5Z, morue des divisions 4X5Y, merlu argenté) et du relevé d'été du MPO lorsque ce n'était pas possible (aiglefin des divisions 4X5Y). Il convient de noter que les années 2013 pour l'aiglefin des divisions 5Z et 4X5Y ont été ajustées artificiellement à la baisse afin de rendre visibles les résidus des autres années; les valeurs réelles pour ces années dépassent 90 000. Les estimations du recrutement ont été retardées en conséquence, afin de coïncider avec la biomasse qui les a produites.

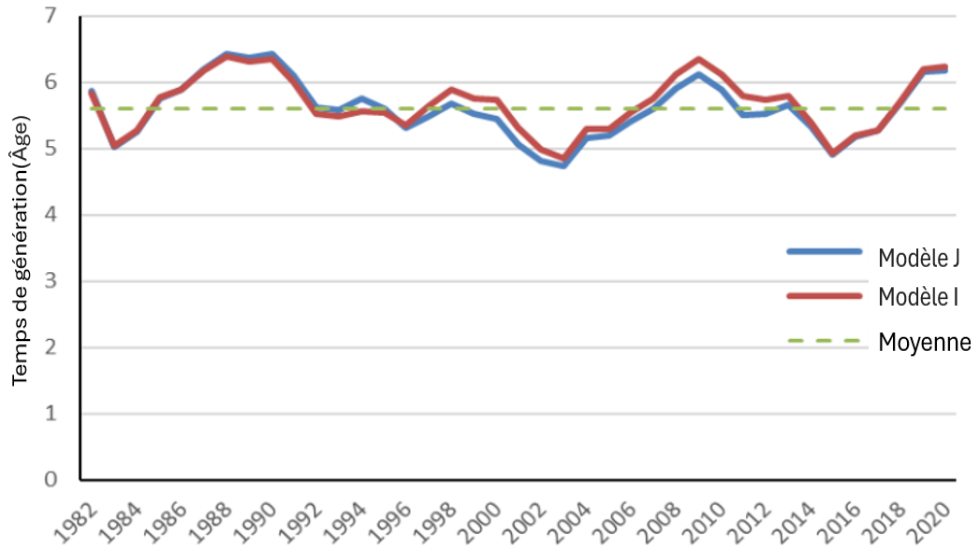


Figure 67. Temps de génération pour les modèles I et J_M4B au fil du temps.

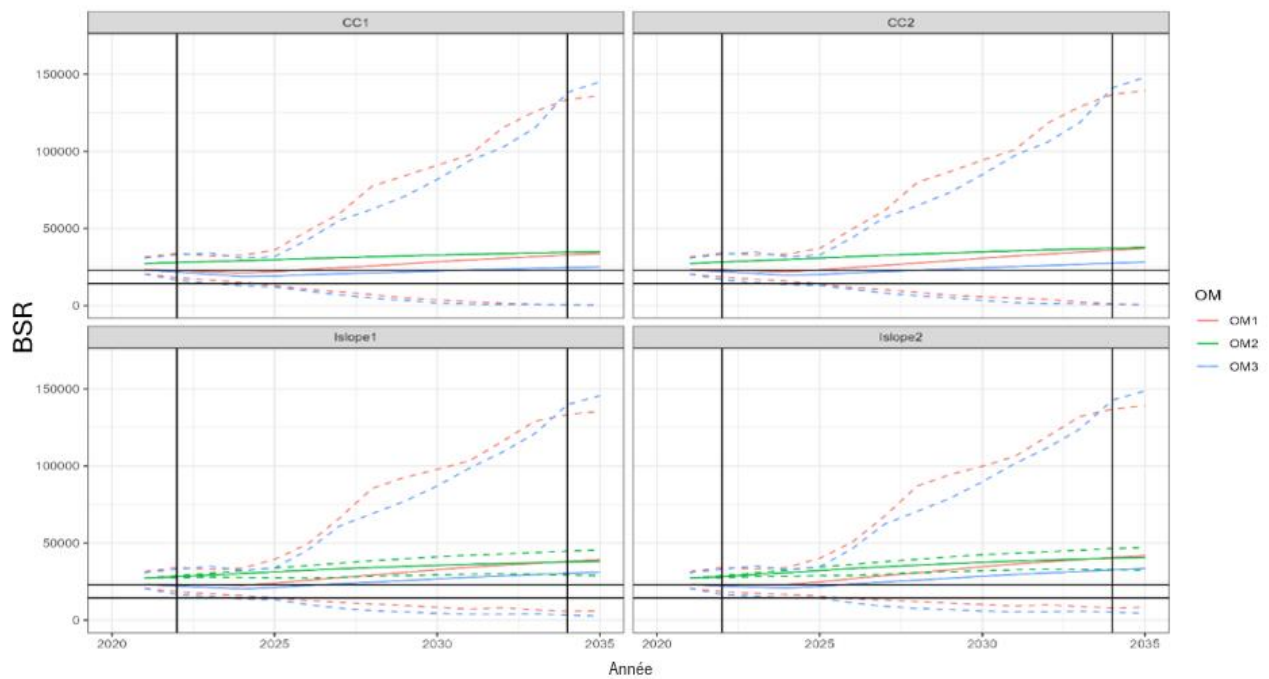


Figure 68. Exemple de résultats pour un échantillon de trois MO et quatre PG. Ceux-ci ne sont pas représentatifs des modèles réels et ne sont présentés qu'à titre d'exemple et pour l'interprétation des tableaux de bord subséquents.

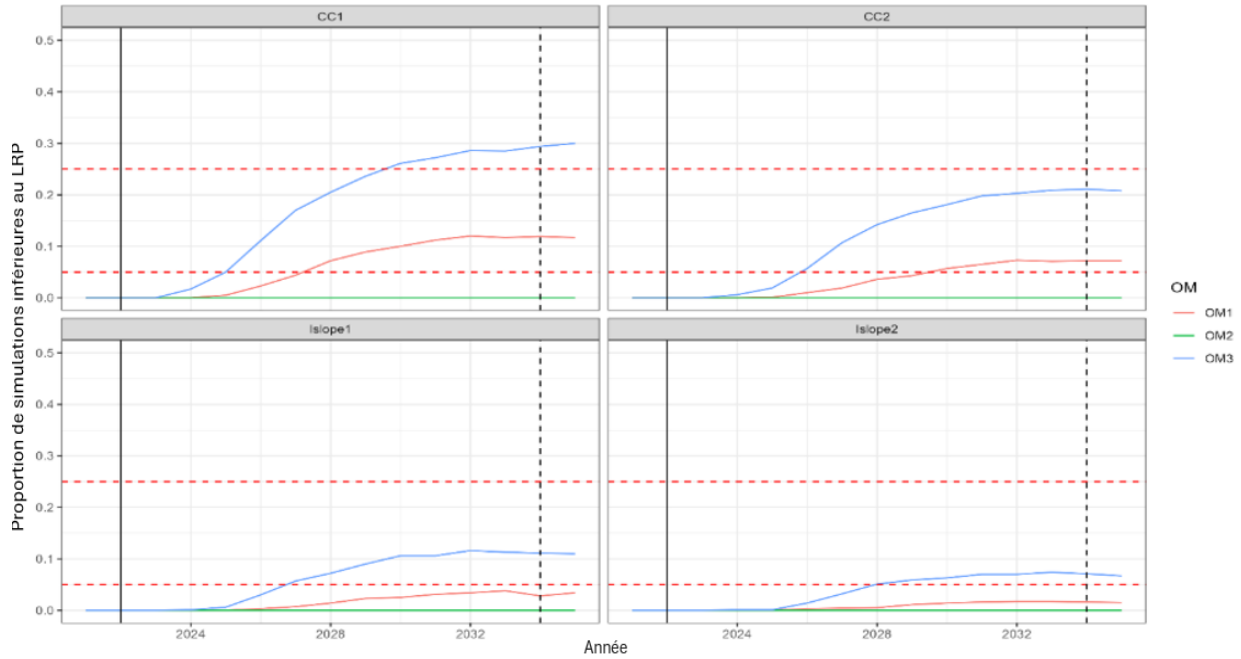


Figure 69. Exemple de tableau de bord montrant le rendement de chaque PG (facettes) par rapport à l'objectif 1.

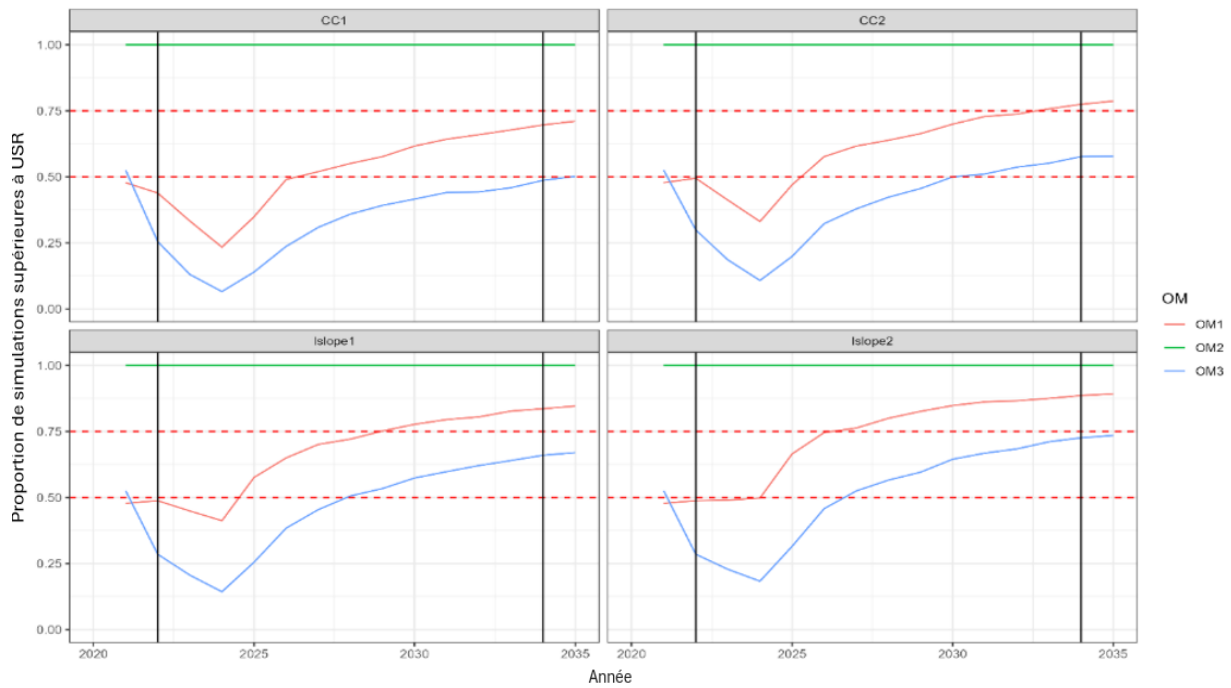


Figure 70. Exemple de tableau de bord montrant le rendement de chaque PG (facettes) par rapport à l'objectif 2.

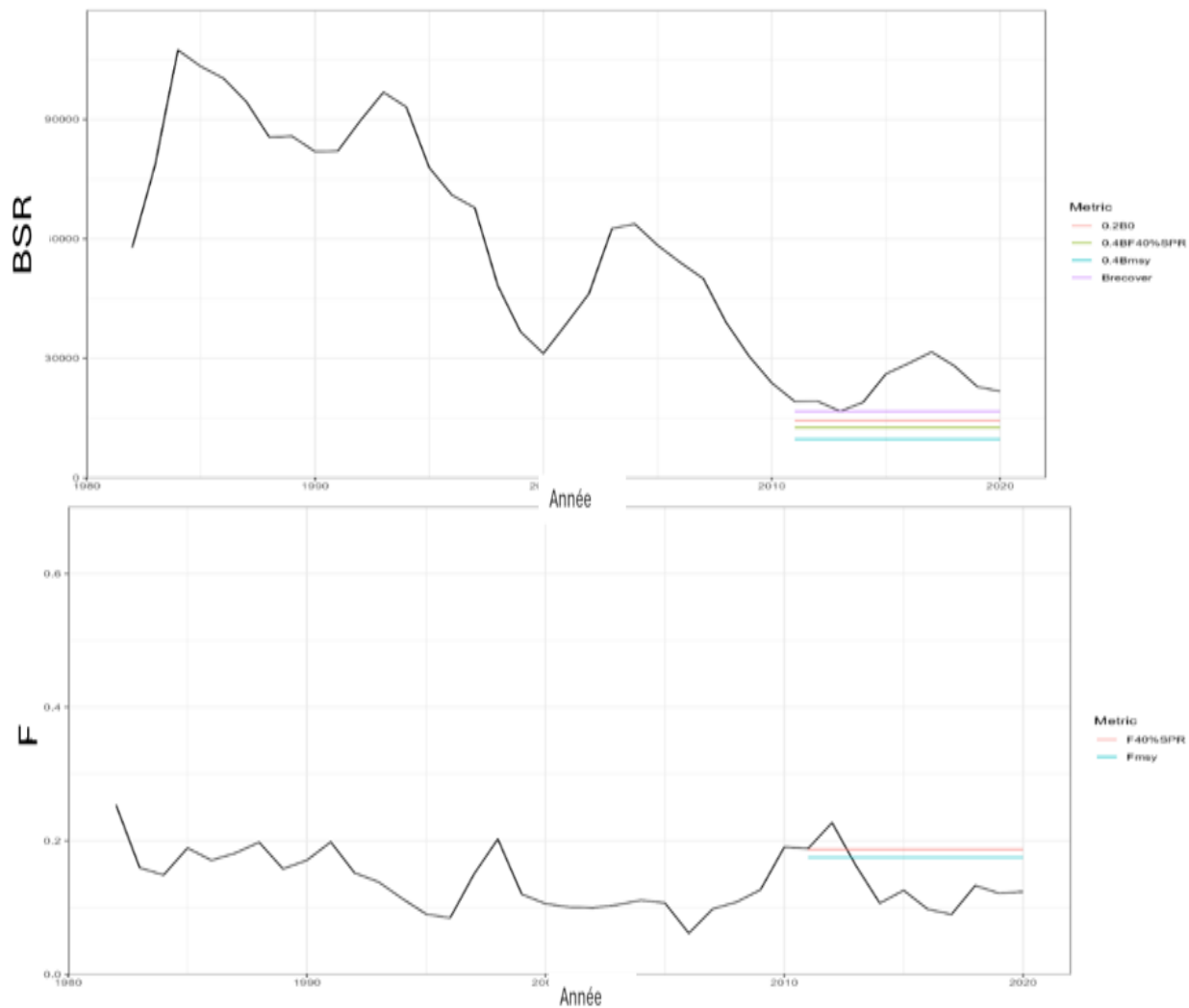


Figure 71. Tendances de la biomasse du stock reproducteur (panneau du haut) et de la mortalité par pêche (panneau du bas) tirées du modèle M_J4B, ainsi que leurs points de référence potentiels respectifs et leurs mesures de référence de l'exploitation selon le récent scénario de M (0,340).

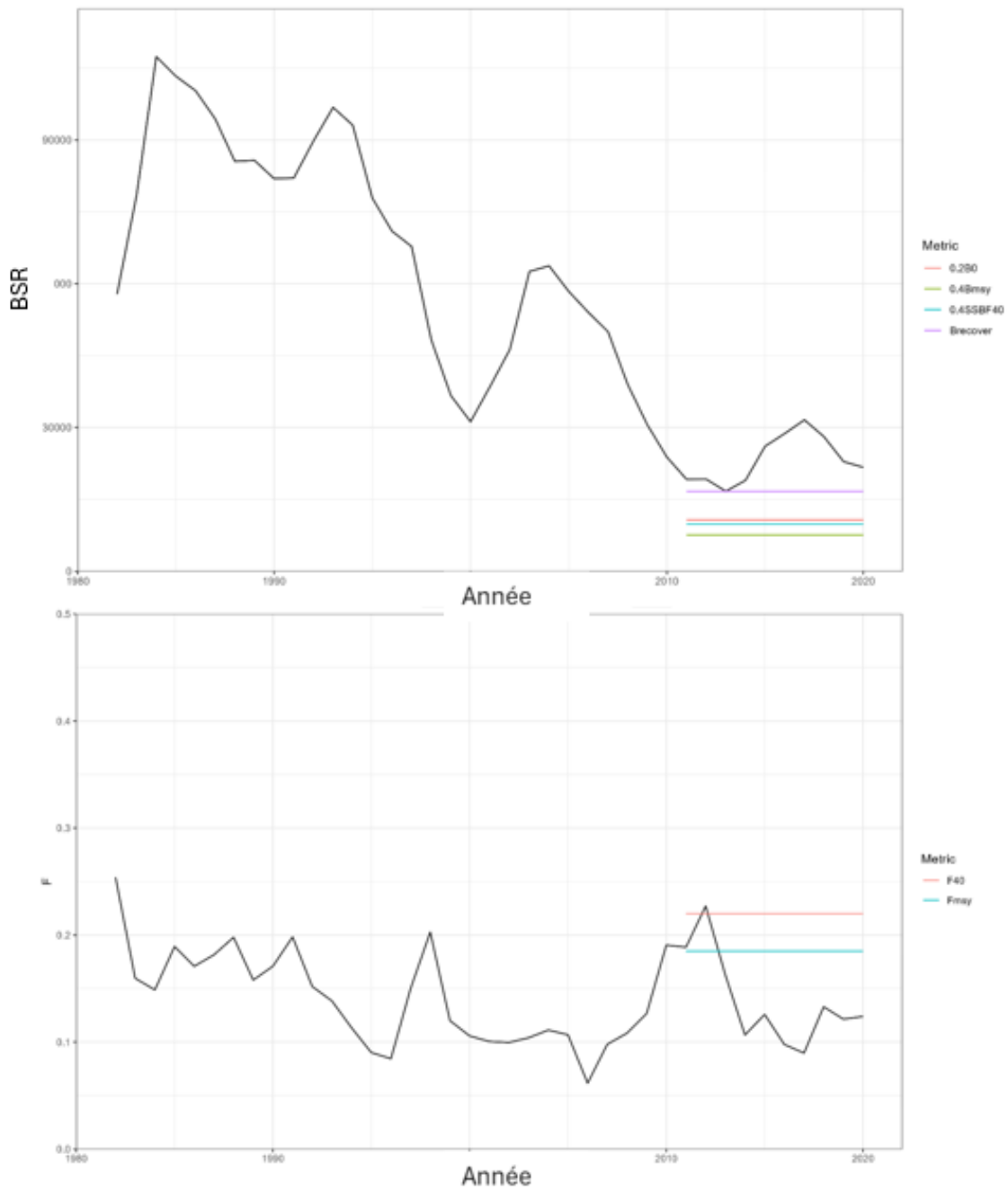


Figure 72. Tendances de la biomasse du stock reproducteur (panneau du haut) et de la mortalité par pêche (panneau du bas) tirées du modèle M_J4B, ainsi que leurs points de référence potentiels respectifs et leurs mesures de référence de l'exploitation selon le scénario de M moyenne de la série (0,415).

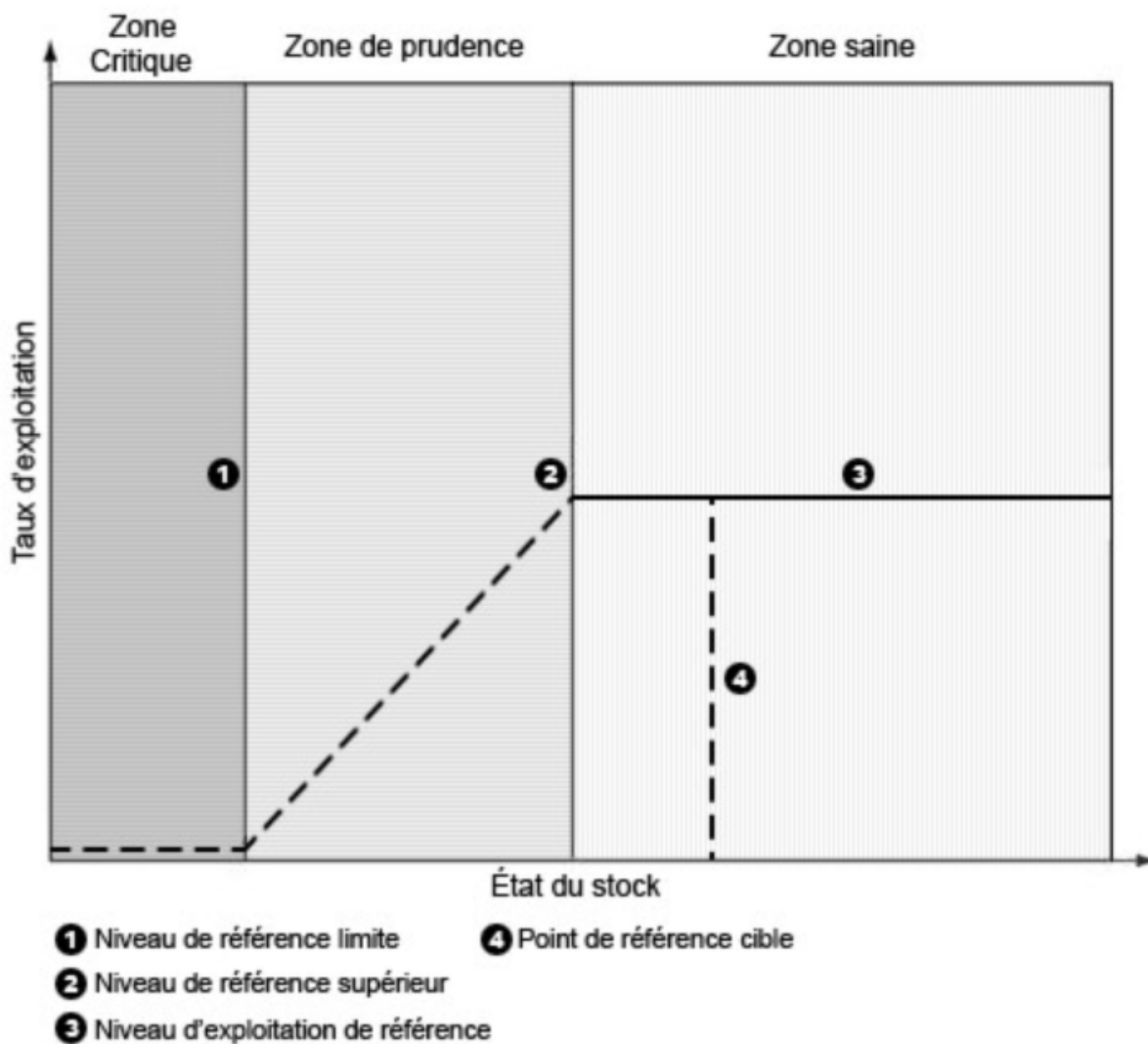


Figure 73. Le chiffre de l'approche de précaution (originellement du MPO, 2009) montre les variations de la règle de contrôle des prises. Le noir indique la règle de contrôle des prises avec une F faible dans la zone critique. Le rouge indique la règle de contrôle des prises générique avec une F plus élevée dans la zone critique. Le violet indique une règle de contrôle des prises avec des F équivalentes ou inférieures au rouge. Le bleu représente un exemple de règle de contrôle des prises qui dépasse les F prescrites par le rouge.

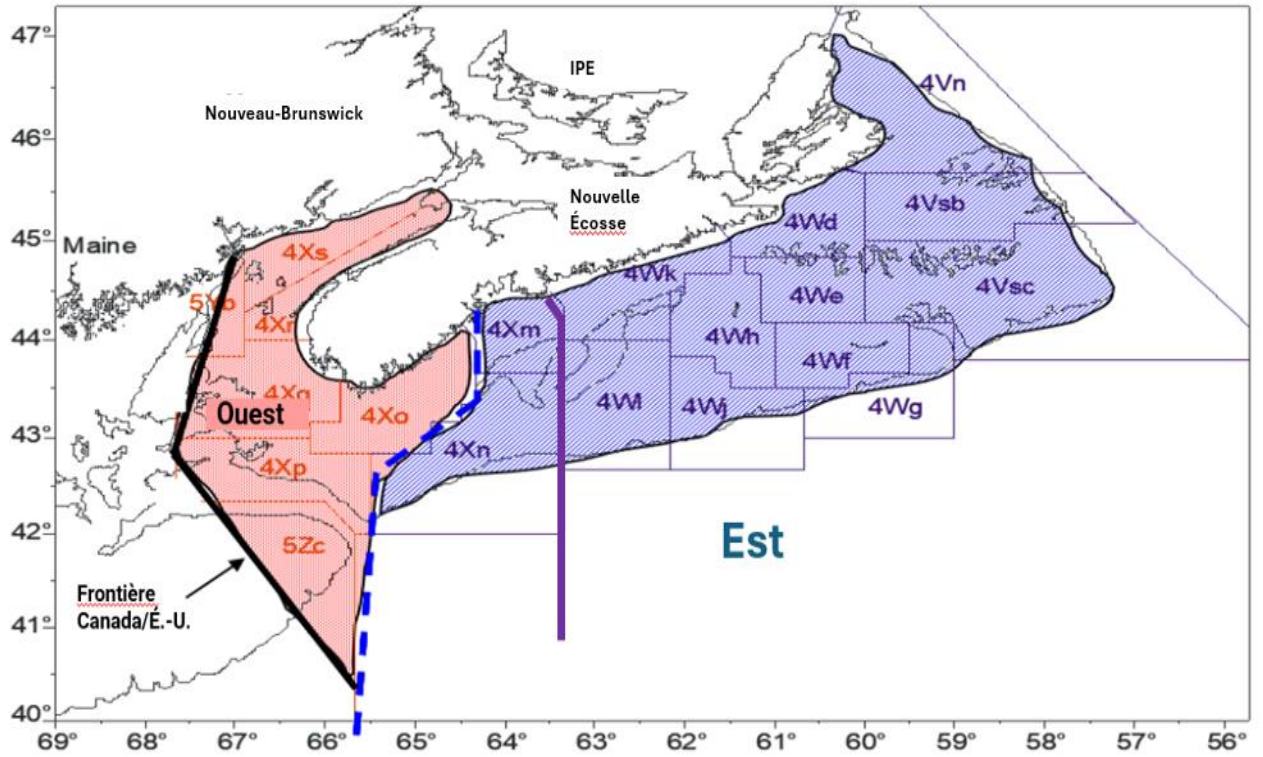


Figure 74. Division spatiale de la goberge de la composante Est et de la composante Ouest de la région des Maritimes. La ligne bleue pointillée délimite la division entre l'Est et l'Ouest pour les unités d'évaluation. Une ligne pleine violette délimite la division entre l'Est et l'Ouest pour les unités de gestion.